



ExpResBio – Ergebnisse

Analyse und Bewertung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen

Abschlussbericht – Langfassung



von

Technologie- und Förderzentrum
Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Technische Universität München
Hochschule Weihenstephan-Triesdorf

Straubing, September 2016

Abschlussbericht "Expertengruppe Ressourcenmanagement Bioenergie in Bayern - ExpResBio"

Autoren:

Dr.-Ing. Daniela Dressler⁷, Karsten Engelmann⁷, Fabian Bosch^{6b}, Tobias Böswirth⁵, Taras Bryzinski⁵, Dr.-Ing. Mathias Effenberger¹, Rita Haas⁷, Dr. Omar Hijazi¹, Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen⁵, Tobias Jorissen⁴, Dr. Daniel Klein², Dr. Mona Maze¹, Prof. Dr. Klaus Richter^{6a}, Prof. Dr. Hubert Röder³, Christoph Schulz², Martina Serdjuk⁴, Lorenz Strimitzer⁷, Dr. Bernhard Widmann⁷, André Tiemann³, Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke^{6b}, Christian Wolf^{6b}, Prof. Dr. Peter Zerle³, Dr. Edgar Remmele⁷

¹ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft • Institut für Landtechnik und Tierhaltung
Vöttinger Straße 36 • 85354 Freising

² Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1 • 85354 Freising

³ Hochschule Weihenstephan-Triesdorf (Wissenschaftszentrum Straubing) • Betriebswirtschaftslehre
Nachwachsender Rohstoffe • Petersgasse 18 • 94315 Straubing

⁴ Hochschule Weihenstephan-Triesdorf • Fachgebiet für Ökonomie Nachwachsender Rohstoffe
Hofgarten 1 • 85354 Freising

⁵ Technische Universität München • Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme
Liesel-Beckmann-Straße 2 • 85354 Freising

⁶ Technische Universität München • Holzforschung München
^aWinzererstraße 45 • 80797 München bzw. ^bHans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2 • 85354 Freising

⁷ Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ)
Schulgasse 18 • 94315 Straubing

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten unter dem Förderkennzeichen EW/12/11 gefördert. Projektlaufzeit: 01.04.2012 bis 30.09.2016. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

© 2016

Technologie- und Förderzentrum
im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), Straubing

Alle Rechte vorbehalten.

Kein Teil dieses Werkes darf ohne schriftliche Einwilligung des Herausgebers in irgendeiner Form reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt, verbreitet oder archiviert werden.

Hrsg.: Technologie- und Förderzentrum
im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ)
Schulgasse 18, 94315 Straubing
E-Mail: poststelle@tfz.bayern.de
Internet: www.tfz.bayern.de

Redaktion: Dr.-Ing. Daniela Dressler, Karsten Engelmann, Rita Haas
Gestaltung: Dr.-Ing. Daniela Dressler, Karsten Engelmann, Rita Haas

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	3
Abbildungsverzeichnis	11
Tabellenverzeichnis.....	27
Formelzeichen und Abkürzungen.....	39
1 Einleitung.....	43
1.1 Ausgangssituation	43
1.2 Problemstellung.....	44
1.3 Zielstellung.....	45
2 Stand des Wissens.....	47
2.1 Bewertung von Umweltwirkungen.....	47
2.2 Politische Rahmenbedingungen.....	49
2.2.1 Gasförmige Bioenergieträger	49
2.2.2 Biokraftstoffe und flüssige Biobrennstoffe	50
2.2.3 Forst- und Holzwirtschaft.....	54
2.3 Normen, Standards und Initiativen.....	55
2.3.1 DIN EN 16214: Nachhaltig produzierte Biomasse für Energieanwendungen.....	56
2.3.2 Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040 und 14044	56
2.3.3 Product Carbon Footprint - "CO ₂ -Fußabdruck" nach DIN ISO/TS 14067, PAS 2050/PAS 2050-1 und GHG-Protocol Standard.....	59
2.3.4 ISO 13065 Nachhaltigkeitskriterien für Bioenergie.....	62
2.3.5 Weitere Normen, Standards und Initiativen zur Bewertung von Produktumweltwirkungen	62
2.4 Anforderungen und Prinzipien verschiedener Standards.....	65
2.4.1 Systemgrenzen.....	65
2.4.2 Zeitrahmen.....	67
2.4.3 Funktionelle Einheit	68
2.4.4 Umgang mit Koppelprodukten	68
2.4.5 Primär- und Sekundärdaten	71
2.4.6 Generelle Anforderungen an die Datenqualität	72
2.4.7 Vergleich verschiedener Normen und Standards.....	72
2.5 Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle bzw. -tools	75
2.5.1 LCA-Software	75
2.5.2 Tools	75
2.5.3 Datengrundlagen	76
2.6 Bewertung ökologischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen.....	79
2.6.1 Landwirtschaftliche Biogassubstraterzeugung und Biogasproduktion	79

2.6.2	Rapserzeugung, dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion und Rapsölmethylesterproduktion	81
2.6.3	Kurzumtriebsplantagen und Agroforstsysteme	82
2.6.4	Forstwirtschaft.....	83
2.6.4.1	Kernziele der Literaturstudie	83
2.6.4.2	Ergebnisse	84
2.6.5	Energetische Holznutzung	89
2.6.5.1	Ergebnisse der qualitativen Auswertung.....	89
2.6.5.2	Ergebnisse der quantitativen Beschreibung	93
2.7	Bewertung ökonomischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen	95
2.7.1	Landwirtschaftliche Biogassubstraterzeugung und Biogasproduktion.....	95
2.7.2	Rapserzeugung und Biokraftstoffproduktion.....	96
2.7.3	Kurzumtriebsplantagen und Agroforstsysteme	98
2.7.4	Forstwirtschaft.....	100
2.7.5	Holzwirtschaft – Fokus energetische Holznutzung	101
3	Material und Methoden	103
3.1	Harmonisierte Bilanzierungsmethode	103
3.1.1	Zieldefinition	103
3.1.2	Untersuchungsrahmen.....	103
3.1.2.1	Systemdarstellung.....	104
3.1.2.2	Systemgrenzen	107
3.1.2.3	Bezugsgröße und funktionelle Einheit	108
3.1.2.4	Umgang mit Koppelprodukten	109
3.1.2.5	Datenqualität und Datenherkunft	110
3.1.2.6	Festlegung wichtiger Kenngrößen	111
3.1.3	Produktspezifische Sachbilanzierung	111
3.1.4	Umweltwirkungskategorien und ökonomische Kennzahlen.....	112
3.1.4.1	Umweltwirkungskategorien	112
3.1.4.2	Ökonomische Kennzahlen	113
3.1.5	Referenzsysteme	114
3.1.6	Ergebnisdarstellung	114
3.2	Systemebenen.....	118
3.2.1	Feldexperimentelle Ebene	118
3.2.2	Betriebliche Ebene	120
3.2.3	Regionalisierungsebene	120
3.2.3.1	Landwirtschaft	120
3.2.3.2	Forstwirtschaft.....	122
3.2.3.3	Holzwirtschaft.....	123
4	Landwirtschaftliche Biogassubstraterzeugung.....	125
4.1	Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung	125
4.1.1	Zieldefinition	127
4.1.2	Systemdarstellung und Systemgrenzen	128
4.1.3	Bezugsgröße und funktionelle Einheit	130
4.1.4	Beschreibung des Produktsystems.....	130
4.1.5	Datenqualität und Datenherkunft	133
4.1.5.1	Feldexperimentelle Ebene	134
4.1.5.2	Betriebliche Ebene	137

4.1.6	Umgang mit Koppelprodukten	146
4.1.7	Indikatorenberechnung	147
4.1.8	Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle	147
4.1.8.1	Modell REPRO	147
4.1.8.2	Modellierung der Biogaserzeugung in GaBi ts	153
4.1.8.3	Bewertungsmodell zur ökonomischen Analyse des Substratanbaus.....	154
4.2	Ergebnisse	157
4.2.1	Betriebliche Analysen mit dem Modell REPRO	157
4.2.1.1	Ergebnisse des Systemversuchs Viehhausen	157
4.2.1.2	Ergebnisse der Betriebsanalysen.....	161
4.2.2	Produktspezifische Analysen mit dem Modell REPRO	173
4.2.3	Produktspezifische Analysen anhand feldexperimenteller Daten (Modellbetriebe).....	179
4.2.4	Ökonomische Analysen.....	184
4.2.5	Sensitivitätsanalysen	185
4.3	Diskussion.....	185
4.3.1	Methodenvergleich: Gegenüberstellung der produktspezifischen Analysen mit dem Modell REPRO und GaBi ts.....	185
4.3.2	Einordnung der Gesamtergebnisse in die Literatur.....	186
4.3.3	Optimierung des Produktsystems.....	187
4.4	Handlungsempfehlungen	188
5	Erzeugung alternativer Biogassubstrate - Sorghum	191
5.1	Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung.....	192
5.1.1	Zieldefinition.....	192
5.1.2	Systemdarstellung und Systemgrenzen	192
5.1.3	Bezugsgröße und funktionelle Einheit	194
5.1.4	Beschreibung des Produktsystems	194
5.1.5	Datenqualität und Datenherkunft.....	195
5.1.6	Indikatorenberechnung	200
5.1.7	Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle der ökologischen Bewertung	200
5.2	Ergebnisse	204
5.3	Diskussion.....	210
6	Strom- und Wärmeerzeugung aus Biogas.....	211
6.1	Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung.....	211
6.1.1	Zieldefinition.....	211
6.1.2	Systemdarstellung und Systemgrenzen	211
6.1.3	Bezugsgröße und funktionelle Einheit	213
6.1.4	Beschreibung des Produktsystems	213
6.1.5	Datenqualität und Datenherkunft.....	215
6.1.6	Umgang mit Koppelprodukten	228
6.1.7	Indikatorenberechnung	229
6.1.8	Weitere Festlegungen	229
6.1.9	Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle	229
6.1.10	Bilanzierungsmodell zur Analyse der Wirtschaftlichkeit der landwirtschaftlichen Biogasproduktion	235
6.2	Ergebnisse	239

6.2.1	Ökologische und ökonomische Wirkungen der Biogaserzeugung auf Feldexperiment-Ebene.....	239
6.2.2	Ökologische Wirkung der Biogaserzeugung auf betrieblicher Ebene.....	246
6.2.3	Sensitivitätsanalysen.....	250
6.3	Diskussion	253
6.3.1	Einordnung der Ergebnisse	253
6.3.2	Optimierung des Produktsystems	256
6.4	Handlungsempfehlungen	256
7	Rapserzeugung und Biokraftstoffproduktion	259
7.1	Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung	260
7.1.1	Zieldefinition	260
7.1.2	Systemdarstellung und Systemgrenzen	260
7.1.3	Bezugsgröße und funktionelle Einheit	265
7.1.4	Beschreibung des Produktsystems.....	265
7.1.5	Datenqualität und Datenherkunft	272
7.1.5.1	Rapserzeugung und dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion	272
7.1.5.2	Rapsölmethylesterproduktion	278
7.1.6	Umgang mit Koppelprodukten	283
7.1.7	Weitere Festlegungen	287
7.1.8	Indikatorenberechnung	288
7.1.9	Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle der ökologischen Bewertung	288
7.1.9.1	Modellierung der Rapserzeugung.....	288
7.1.9.2	Modellierung der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion	291
7.1.9.3	Modellierung der Rapsölmethylesterproduktion.....	294
7.1.9.4	Modellierung der Transportprozesse	296
7.1.10	Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle der ökonomischen Bewertung.....	298
7.1.10.1	Rapserzeugung.....	298
7.1.10.2	Dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion.....	302
7.2	Ergebnisse.....	305
7.2.1	Ökologische und ökonomische Wirkungen der Rapserzeugung	305
7.2.1.1	Ökologische Wirkungen	305
7.2.1.2	Ökonomische Wirkungen	317
7.2.2	Ökologische und ökonomische Wirkungen der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion	320
7.2.2.1	Ökologische Wirkungen	320
7.2.2.2	Ökonomische Wirkungen	328
7.2.3	Ökologische Wirkungen der Rapsölmethylesterproduktion	331
7.2.4	Sensitivitätsanalysen.....	337
7.2.4.1	Sensitivitätsanalysen der Rapserzeugung.....	337
7.2.4.2	Sensitivitätsanalysen der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion	340
7.3	Diskussion	347
7.3.1	Methodenvergleich: Berechnung von N ₂ O-Feldemissionen	347
7.3.2	Methodenvergleich: Umgang mit Koppelprodukten	350
7.3.3	Einordnung der Gesamtergebnisse	353
7.3.3.1	Ökologische Analyse.....	353
7.3.3.2	Ökonomische Analyse	356
7.3.4	Optimierung des Produktsystems	357
7.4	Handlungsempfehlungen	361

8	Rohholzbereitstellung aus der forstlichen Produktion	363
8.1	Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung	363
8.1.1	Zieldefinition.....	363
8.1.2	Systemdarstellung und Systemgrenzen	363
8.1.3	Bezugsgröße und funktionelle Einheit	374
8.1.4	Beschreibung des Produktsystems	374
8.1.5	Betriebswirtschaftliche Bewertung der Bereitstellung von Rohholz	403
8.1.6	Datenqualität und Datenherkunft.....	416
8.1.7	Umgang mit Koppelprodukten	416
8.1.8	Indikatorenberechnung	416
8.1.9	Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle	416
8.2	Ergebnisse der Ökobilanzierung	417
8.2.1	Umweltwirkungen der einzelnen Prozesse	417
8.2.2	Umweltwirkungen für die definierte Variantenmatrix	437
8.2.3	Entwicklung der THG-Emissionen je Hektar über eine Umtriebszeit	441
8.2.4	Entwicklung der THG-Emissionen je Erntefestmeter nach Altersklassen	443
8.2.5	THG-Emissionen bis Waldstraße für ausgewählte Varianten	444
8.2.6	Beitrag des Transportes zu den THG-Emissionen von Rohholz.....	449
8.2.7	THG-Emissionen durch die Forstwirtschaft in Bayern.....	450
8.3	Ergebnisse der ökonomischen Bewertung	452
8.3.1	Ergebnisse zur Rentabilität der Rohholzbereitstellung.....	452
8.3.2	Ergebnisse zur Kostenkalkulation der Rohholzbereitstellung	455
8.3.2.1	Bestandesbegründung [A1] und Bestandesführung [A2]	455
8.3.2.2	Ernte Biomasse [A3].....	458
8.3.2.3	Aufladen auf Traktor/Lkw [A3.4] und Transport Biomasse [T1].....	464
8.3.3	Ergebnisse zur Bruttobeschäftigung.....	465
8.4	Sensitivitätsanalysen	466
8.4.1	Sensitivitätsanalysen für die Ergebnisse zur THG-Bilanzierung	466
8.4.2	Sensitivitätsanalysen für die Ergebnisse zur ökonomischen Bewertung	472
8.5	Diskussion der Ergebnisse	479
8.5.1	Einordnung der Ergebnisse zur Ökobilanz in die Literatur	479
8.5.2	Einordnung der Ergebnisse zur betriebswirtschaftlichen Bewertung in die Literatur.....	483
8.5.3	Optimierung des Produktsystems.....	484
8.6	Zusammenfassung und Handlungsempfehlungen	489
9	Holzverwendung.....	493
9.1	Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung der energetischen Nutzung von Holz	495
9.1.1	Zieldefinition.....	495
9.1.2	Untersuchungsrahmen und Systemgrenzen	495
9.1.3	Bezugsgröße und funktionelle Einheit	495
9.1.4	Beschreibung der Produktsysteme.....	496
9.1.4.1	Wärmeerzeugung aus Hackschnitzeln	496
9.1.4.2	Wärmeerzeugung aus Pellets	502
9.1.4.3	Wärmeerzeugung aus Scheitholz.....	507
9.1.4.4	Kombinierte Strom- und Wärmeerzeugung in Holzheizkraftwerken.....	513
9.1.5	Betriebswirtschaftliche Bewertung der energetischen Holzverwendung.....	517

9.1.6	Datenqualität und Datenherkunft	525
9.1.7	Umgang mit Koppelprodukten	525
9.1.8	Weitere Festlegungen	525
9.1.9	Indikatorenberechnung	525
9.1.10	Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle.....	526
9.2	Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung der stofflichen Nutzung von Holz.....	526
9.2.1	Zieldefinition	526
9.2.2	Systemdarstellung und Systemgrenzen	526
9.2.3	Bezugsgröße und funktionelle Einheit	527
9.2.4	Beschreibung der Produktsysteme	528
9.2.4.1	Schnittholzproduktion.....	529
9.2.4.2	Spanplattenproduktion	539
9.2.4.3	Papierproduktion	544
9.2.5	Datenqualität und Datenherkunft	547
9.2.6	Umgang mit Koppelprodukten	547
9.2.7	Weitere Festlegungen	548
9.2.8	Indikatorenberechnung	548
9.2.9	Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle.....	549
9.2.10	Bilanzierung und Beschreibung von Referenzsystemen für die stoffliche Nutzung.....	549
9.3	Ergebnisse der Ökobilanzierung.....	550
9.3.1	Ökologische Wirkungen der Wärmeerzeugung aus Holz verschiedener Varianten und einzelner Prozessgruppen.....	550
9.3.2	Treibhausgas-Vermeidungsleistung verschiedener Varianten der Wärmeerzeugung aus Holz.....	560
9.3.3	Endenergiemengen, Treibhausgas- und Feinstaub-Emissionen für die Bereitstellung von Wärme in Bayern.....	563
9.3.4	Ökologische Wirkungen der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung verschiedener Szenarien und einzelner Prozessgruppen	565
9.3.5	Ökologische Wirkungen der Produktion von Holzhalbwaren.....	568
9.4	Ergebnisse der ökonomischen und volkswirtschaftlichen Bewertung... 578	
9.4.1	Ergebnisse zur Rentabilität der Holzverwendung	578
9.4.2	Ergebnisse zur Kostenkalkulation der Holzverwendung.....	579
9.4.3	Ergebnisse zur Kostenkalkulation der Nutzung von Hackschnitzeln, Scheitholz und Pellets.....	585
9.4.4	Ergebnisse zur Bruttobeschäftigung	586
9.4.5	Ergebnisse zu den THG-Vermeidungskosten.....	587
9.5	Sensitivitätsanalysen für Einflussfaktoren der Wärmeerzeugung sowie kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung aus Holz	591
9.5.1	Sensitivitätsanalysen für die Ergebnisse zur THG-Bilanzierung.....	592
9.5.2	Sensitivitätsanalysen für die Ergebnisse zur ökonomischen Bewertung.....	595
9.6	Diskussion	597
9.6.1	Vergleich verschiedener Methoden	597
9.6.2	Einordnung der Gesamtergebnisse in die Literatur	599
9.6.3	Optimierung des Produktsystems	606
9.7	Handlungsempfehlungen.....	613

10	Energieholzbereitstellung aus Agroforstsystemen	619
10.1	Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung	620
10.1.1	Zieldefinition.....	620
10.1.2	Systemdarstellung und Systemgrenzen	620
10.1.3	Beschreibung des Produktsystems	622
10.1.4	Indikatorenberechnung.....	626
10.1.5	Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle	626
10.2	Ergebnisse	633
10.2.1	Ökologische und ökonomische Wirkungen der Energieholzbereitstellung	633
10.2.2	Ökologische und ökonomische Wirkungen der Wärmeproduktion.....	638
10.2.3	Einordnung der Gesamtergebnisse in die Literatur	639
11	Ressourcenstrategien.....	641
11.1	SWOT-Analyse für die Strom- und Wärmeerzeugung aus Biogas	642
11.2	SWOT-Analyse für Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung zur Nutzung als Kraftstoff in land- und forstwirtschaftlichen Arbeitsmaschinen	645
11.3	SWOT-Analysen für die energetische Nutzung von Holz.....	648
12	THG-Datenbank	659
13	Statistische Daten	667
13.1	Rapsölherstellung und -verwendung	667
13.1.1	Schriftliche Befragung der dezentralen Ölmühlen.....	667
13.1.2	Ölmühlen-Datenbank – bayernweite Ergebnisse auswertbar	670
13.1.3	Weitere Anlagen	671
13.2	Erhebung des Zertifizierungsstandes der Biokraftstoffhersteller.....	671
13.3	Infrastruktur/Biokraftstofftankstellen	673
	Quellenverzeichnis	675
	Glossar	715

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Wichtige Rahmenbedingungen für die Umweltbewertung in ExpResBio nach unterschiedlichen Ebenen kategorisiert	55
Abbildung 2:	Komponenten einer Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040/44 [107][106]	57
Abbildung 3:	Herstellung der Nutzengleichheit bei der Systemraumerweiterung durch Subtraktion eines Referenzsystems, verändert nach [255][127]	70
Abbildung 4:	Einzelprozesse der forstlichen Produktion, die in den analysierten Studien aus der Literatur berücksichtigt wurden	85
Abbildung 5:	Alle identifizierten Wirkungskategorien in den analysierten Studien aus der Literatur	86
Abbildung 6:	Die THG-Emissionen in CO ₂ -Äq (kg Efm mR ⁻¹) der Rohholzbereitstellung, aggregiert nach verschiedenen Prozessgruppen	88
Abbildung 7:	Transformations- und Konversionstechnologien der analysierten Studien	90
Abbildung 8:	Systemgrenzen der 97 untersuchten Systeme	91
Abbildung 9:	IPCC globale Erwärmung, ohne biogenes CO ₂ in kg kWh ⁻¹ , für die Produkte KWK, Wärme und Strom aus Holz (CHP=KWK, n= Anzahl der Systeme)	94
Abbildung 10:	Verbraucherpreisentwicklung von Rapsölkraftstoff und Diesel mit Berücksichtigung der Steuerentlastung bzw. -befreiung, THUNEKE (2016) [405]	97
Abbildung 11:	Systemdarstellung für die harmonisierte Bilanzierungsmethode zur Analyse und Bewertung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen	106
Abbildung 12:	Grafische Ergebnisdarstellung (beispielhaft) für ein Produktsystem aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen am Beispiel der Wirkungskategorie Globale Erwärmung mit dem Wirkungsindikator CO ₂ -Äquivalente in g MJ ⁻¹	115
Abbildung 13:	Analysemöglichkeiten von Bioenergielinien auf der Grundlage feldexperimenteller Daten des Systemversuchs Viehhausen	119
Abbildung 14:	Darstellung der verfügbaren standortbezogenen Rasterdaten in der Datenbank LIOBA	121
Abbildung 15:	Holzheiz(kraft)werke zur Wärmeerzeugung nach Regierungsbezirken, Anzahl und Leistung absolut sowie relativ in Bayern im Jahr 2013 [237]	124
Abbildung 16:	Zeitreihe zur Anzahl und Nennleistung der landwirtschaftlichen Biogaserzeugung in Bayern zum 31.12.2015 [393]	125

Abbildung 17: Flächenentwicklung der wichtigsten Kulturpflanzen in Bayern (1994-2011) [133].....	126
Abbildung 18: Harmonisierte Systemdarstellung für die landwirtschaftliche Biogassubstraterzeugung auf Ebene der Feldexperimente und der betrieblichen Fallbeispiele	129
Abbildung 19: Anlageschema des Systemversuchs Viehhausen (Jahr 2012/13).....	134
Abbildung 20: Lebenszyklusabschnitte der Biogasenergieerzeugung und Zuständigkeiten	136
Abbildung 21: Boden-Klima-Räume in Bayern [345] und Lage der landwirtschaftlichen Fallbeispiele in ExpResBio	137
Abbildung 22: Ableitung des Energieeinsatzes im Produktionsverfahren von Winterweizen (nach [220])	149
Abbildung 23: Entwicklung von Humusgehalten unter dem Einfluss des Ackerbaus (verändert nach [239])	151
Abbildung 24: Fallbeispiel 1: Betrieblicher N-Kreislauf (2012-2014) bezogen auf Fläche und Jahr.....	163
Abbildung 25: Fallbeispiel 1: N-Kreislauf des Teilbetriebes Marktfruchtbau (2012-2014) bezogen auf Fläche und Jahr	164
Abbildung 26: Fallbeispiel 1: N-Kreislauf des Teilbetriebes Biogas (2012-2014) bezogen auf Fläche und Jahr.....	164
Abbildung 27: Fallbeispiel 2: Betrieblicher N-Kreislauf (2012-2014) bezogen auf Fläche und Jahr.....	166
Abbildung 28: Fallbeispiel 3: Betrieblicher N-Kreislauf (2012-2014) bezogen auf Fläche und Jahr.....	167
Abbildung 29: Fallbeispiel 4: Betrieblicher N-Kreislauf (2012-2014) bezogen auf Fläche und Jahr.....	168
Abbildung 30: Fallbeispiel 5: Betrieblicher N-Kreislauf (2012-2014) bezogen auf Fläche und Jahr.....	169
Abbildung 31: Systemdarstellung für die harmonisierte Bilanzierung ausgewählter ökologischer Wirkungen der Sorghum-Ganzpflanzen-Erzeugung.....	193
Abbildung 32: Lage der Sorghum-Versuchsstandorte innerhalb der Boden-Klima-Räume in Bayern.....	196
Abbildung 33: GaBi-Bilanzierungsmodell für die Sorghum-GP-Erzeugung ('Lussi') am Beispiel des Versuchsstandortes Straubing für das Erntejahr 2014	201
Abbildung 34: GaBi-Bilanzierungsmodell für den Arbeitsprozess [A1.1] Bodenaufbereitung (Stoppelbearbeitung) am Versuchsstandort Straubing	202
Abbildung 35: Standortspezifische THG-Emissionen der Sorghum-GP-Erzeugung als CO ₂ -Äquivalente für die Sorten 'Lussi', 'Freya', 'Herkules' und 'Biomass 150' gegliedert nach Erntejahren.....	205

Abbildung 36: Standortspezifische THG-Emissionen der Sorghum-GP-Erzeugung als CO ₂ -Äquivalente für die Sorten 'Amiggo', 'Sole' und 'Tarzan' gegliedert nach Erntejahren.....	206
Abbildung 37: Systemdarstellung für die harmonisierte Bilanzierung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen der Energiebereitstellung aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen.....	212
Abbildung 38: Bilanzierungsmodell des feldexperimentellen Systemversuchs mit den Schnittstellen zwischen LfL und ÖLB	214
Abbildung 39: Fließbild der Modell-Anlage für die Betrachtung auf feldexperimenteller Ebene auf Basis des Systemversuchs Viehhausen	217
Abbildung 40: Fließbild der Biogasanlage von Betrieb 1 für den Ausbauzustand in 2014	220
Abbildung 41: Fließbild der Biogasanlage von Betrieb 2 für den Ausbauzustand in 2014	222
Abbildung 42: Fließbild der Biogasanlage von Betrieb 3 für den Ausbauzustand in 2014	224
Abbildung 43: Fließbild der Biogasanlage von Betrieb 4 in 2014	225
Abbildung 44: Fließbild der Biogasanlage von Betrieb 5 in 2014	227
Abbildung 45: GaBi-Bilanzierungsmodell für die Substratbereitstellung [A]	230
Abbildung 46: GaBi-Bilanzierungsmodell für die Beschickung [B1.3]	231
Abbildung 47: GaBi-Bilanzierungsmodell für die Vergärung [B3.3]	232
Abbildung 48: GaBi-Bilanzierungsmodell für die Konversion von Biogas [C].....	234
Abbildung 49: THG-Bilanz der Strombereitstellung aus Biogas (Ebene Feldexperiment) ohne (linke Seite) und mit (rechte Seite) Berücksichtigung der Humusbilanz für die Anbaujahre 2011, 2012, 2013 (zur Bezeichnung der Prozessgruppen siehe die Systemdarstellung in Abbildung 37)	240
Abbildung 50: THG-Bilanz der Wärmebereitstellung aus Biogas (Ebene Feldexperiment) ohne (linke Seite) und mit (rechte Seite) Berücksichtigung der Humusbilanz für die Anbaujahre 2011, 2012, 2013 (zur Bezeichnung der Prozessgruppen siehe die Systemdarstellung in Abbildung 37)	241
Abbildung 51: Modell-Biogasanlage: Kostenanteile im Erntejahr 2013.....	242
Abbildung 52: Unternehmergewinne des Gesamtbetriebs Biogassystem und Marktfruchtsystem (Referenzsystem) in den Erntejahren 2011 bis 2013	244
Abbildung 53: Modellbiogasanlage (Systemversuch Viehhausen): CO ₂ -Vermeidungskosten von Biogasstrom in € t ⁻¹ im Vergleich zum fossilen Referenzsystem mit und ohne Berücksichtigung der Boden-C-Speicherung	246

Abbildung 54: Fallstudien Biogas: Aufteilung der THG-Emissionen auf die gesamte Biogaskette.....	248
Abbildung 55: Fallstudien Biogas: Relation der THG-Emissionen der Biogasproduktion und -verwertung für drei unterschiedliche Szenarien der BHKW-Last: 100 % (Volllast), 80 % und 60 % Last	251
Abbildung 56: Fallstudien Biogas: Aufteilung der THG-Emissionen aus der Biogasproduktion und -verwertung	252
Abbildung 57: Fallstudien Biogas: Ergebnisse der THG-Bilanzierung der Biogasproduktion und -verwertung für die Umstellung von Kompletteinspeisung (Bezug von Netzstrom als Hilfsenergie) auf Überschusseinspeisung (Eigendeckung des Strombedarfs)	253
Abbildung 58: Systemdarstellung für die harmonisierte Bilanzierung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung (Basisvariante)	262
Abbildung 59: Systemdarstellung für die harmonisierte Bilanzierung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung (Substitutionsmethode)	263
Abbildung 60: Systemdarstellung für die harmonisierte Bilanzierung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Rapsölmethylester....	264
Abbildung 61: Lage der untersuchten dezentralen Ölmühlen und landwirtschaftlichen Praxisbetriebe innerhalb der Boden-Klima-Räume in Bayern sowie Standort des LVFZ Almesbach	272
Abbildung 62: GaBi-Bilanzierungsmodell für die Rapserzeugung am Beispiel des LVFZ Almesbach für das Erntejahr 2013	289
Abbildung 63: GaBi-Bilanzierungsmodell für den Arbeitsprozess [A1.1] Bodenaufbereitung (Stoppelbearbeitung) des LVFZ Almesbach.....	290
Abbildung 64: GaBi-Bilanzierungsmodell für die dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion in Ölmühle Y	292
Abbildung 65: GaBi-Bilanzierungsmodell des Produktsystems der Rapsölmethylesterproduktion mit integrierter Biodieselanlage ab der Schnittstelle Anbau	295
Abbildung 66: GaBi-Bilanzierungsmodell der Rapsölmethylesterproduktion in einer integrierten Biodieselanlage	296
Abbildung 67: GaBi-Bilanzierungsmodell für den Rapstransport mit einem Traktor und Doppelzug am Beispiel des LVFZ Almesbach für das Erntejahr 2013	297
Abbildung 68: GaBi-Bilanzierungsmodell für den überregionalen Transport der Rapssaat mit einem Binnenschiff	297
Abbildung 69: GaBi-Bilanzierungsmodell für den überregionalen Transport der Rapssaat bzw. des Rapsöls mit einem Lkw	298

Abbildung 70: Einzelbetriebliche THG-Emissionen der Rapserzeugung als CO ₂ -Äquivalente gegliedert nach Boden-Klima-Räumen in den Erntejahren 2013 bis 2015.....	305
Abbildung 71: Relative Anteile der verwendeten N-Mineraldünger bezogen auf die eingesetzte N-Menge in den 15 landwirtschaftlichen Praxisbetrieben sowie im LVFZ Almesbach	308
Abbildung 72: Einzelbetriebliche N-Effizienz der Rapserzeugung in Abhängigkeit des Anteils von Wirtschaftsdünger an der N-Düngung gegliedert nach Boden-Klima-Räumen (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015).....	311
Abbildung 73: Einzelbetriebliche THG-Emissionen der Rapserzeugung als CO ₂ -Äquivalente in Abhängigkeit der N-Effizienz gegliedert nach Boden-Klima-Räumen (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015).....	312
Abbildung 74: Regionale THG-Emissionen der Rapserzeugung als CO ₂ -Äquivalente gegliedert nach Boden-Klima-Räumen (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015 von je fünf Betrieben)	315
Abbildung 75: Relative Anteile der Kosten der Rapserzeugung der 15 landwirtschaftlichen Praxisbetriebe sowie dem LVFZ Almesbach	317
Abbildung 76: Einzelbetriebliche Kosten der Rapserzeugung der 15 untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetriebe sowie des LVFZ Almesbach gegliedert nach Boden-Klima-Räumen (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015)	318
Abbildung 77: Unternehmergewinne, Direktzahlungen sowie Erträge der Rapserzeugung der 15 untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetriebe sowie des LVFZ Almesbach gegliedert nach Boden-Klima-Räumen (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015).....	320
Abbildung 78: Einzelbetriebliche THG-Emissionen des Rapssaattransportes vom Hof zur Ölmühle als CO ₂ -Äquivalente (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015), gegliedert nach Boden-Klima-Räumen.....	321
Abbildung 79: Relative Verteilung der THG-Emissionen der Rapssaatverarbeitung zu Rapsölkraftstoff in den drei untersuchten Ölmühlen.....	325
Abbildung 80: Aufteilung der Bauvorleistungen [V1] auf die einzelnen Verarbeitungsprozesse der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion in Ölmühle Y	326
Abbildung 81: THG-Emissionen von Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung in Bayern als CO ₂ -Äquivalente im Vergleich zum fossilem Referenzwert und dem RED-Standardwert für reines Rapsöl.....	327
Abbildung 82: Anteile der Jahreskosten der Ölmühle Y im Verarbeitungsjahr 2013/14	328
Abbildung 83: Arbeitskräftebedarf für die Rapserzeugung der fünf untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetriebe und (Erntejahr 2013) im Boden-Klima-Raum B sowie für die Rapsölkraftstoffproduktion in Ölmühle Y.....	330

Abbildung 84: THG-Emissionen der Transportprozesse im Produktsystem der Rapsölmethylesterproduktion aufgeteilt in die einzelnen Vorleistungen	333
Abbildung 85: Anteile der einzelnen Produktionsschritte an den THG-Emissionen der Rapsölmethylesterproduktion	334
Abbildung 86: THG-Emissionen von Rapsölmethylester aus bayerischer Rapssaat im Vergleich zum fossilen Referenzwert und dem RED-Standardwert für Rapsölmethylester.....	336
Abbildung 87: THG-Emissionen von Diesel- und Rapsölkraftstoff in der Rapszerzeugung als CO ₂ -Äquivalente (Mittelwerte der 15 untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetriebe in den Erntejahren 2013 bis 2015).....	338
Abbildung 88: Einfluss der Auslastung der Ölmühle auf die THG-Emissionen der Prozessgruppe [B] Transformation - Wertebereich von 10 - 100 %	341
Abbildung 89: Einfluss der Ölausbeute auf die THG-Emissionen der Rapsölkraftstoffproduktion	343
Abbildung 90: THG-Emissionen von Rapsölkraftstoff von Ölmühle Y in den Verarbeitungsjahren 2013/14 und 2014/15 mit und ohne Eigenstromnutzung	345
Abbildung 91: Produktionskosten von Rapsölkraftstoff von Ölmühle Y in den Verarbeitungsjahren 2013/14 und 2014/15 mit und ohne Eigenstromnutzung	346
Abbildung 92: N ₂ O-Feldmissionen in den drei bayerischen Boden-Klima-Räumen und dem LVFZ Almesbach in Abhängigkeit der Methode zur Berechnung der N ₂ O-Feldmissionen	349
Abbildung 93: THG-Einsparung von Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung im Vergleich zu fossilem Dieselkraftstoff in Abhängigkeit der Methode zur Bewertung des Rapspresskuchens	351
Abbildung 94: THG-Einsparung von Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung im Vergleich zu fossilem Dieselkraftstoff in Abhängigkeit der Methode zur Bewertung des Rapspresskuchens und des Vorfruchtwertes von Raps.....	352
Abbildung 95: THG-Vermeidungsleistung und Kostendifferenz für die Basisvarianten und Optimierungsszenarien von Rapsölkraftstoff im Vergleich zu fossilem Dieselkraftstoff	359
Abbildung 96: Wichtige forstliche Kenngrößen für die Fichte auf gutem und schlechtem Standort.....	365
Abbildung 97: Wichtige forstliche Kenngrößen für die Kiefer auf gutem und schlechtem Standort.....	366
Abbildung 98: Wichtige forstliche Kenngrößen für die Buche auf gutem und schlechtem Standort.....	367
Abbildung 99: Wichtige forstliche Kenngrößen für die Eiche auf gutem und schlechtem Standort.....	368

Abbildung 100: Relative Verteilung der Holzerntemenge auf die Stärkeklassen (K0a bis K6b nach Mittendurchmesser) bei Stammholz auf gutem Standort	370
Abbildung 101: Relative Verteilung der Holzerntemenge auf die Stärkeklassen (K0a bis K6b nach Mittendurchmesser) bei Industrieholz auf gutem Standort	370
Abbildung 102: Relative Verteilung der Holzerntemenge auf die Stärkeklassen (K0a bis K6b nach Mittendurchmesser) bei Scheitholz auf gutem Standort	371
Abbildung 103: Harmonisierte Systemdarstellung für die Bereitstellung von Rohholz (mit Häkchen gekennzeichnete Prozesse sind Teil des analysierten Systems)	373
Abbildung 104: Produktivitätsraten motormanuelle Holzernte in Efm mR h ⁻¹ für die vier modellierten Baumarten auf gutem und schlechtem Standort über eine Umtriebszeit am Beispiel des Stammholzes	382
Abbildung 105: Produktivitätsraten Holzernte mit Harvester in Efm mR h ⁻¹ für die vier modellierten Baumarten auf gutem und schlechtem Standort über eine Umtriebszeit am Beispiel von Stammholz	384
Abbildung 106: Auswertung des Zusammenhangs zwischen Leistungsklasse in kW und Gewicht eines Harvesters in t; das graue Quadrat stellt die Annahmen in ExpResBio dar (140 kW, 15 t Eigengewicht); Quelle der Rohdaten: [325]	386
Abbildung 107: Produktivitätsraten für die motormanuelle Holzernte in Efm mR h ⁻¹ nach Baumart, Standort und Sortiment als mittlere Werte für die Durchforstung (DF) und Endnutzung (EN)	387
Abbildung 108: Produktivitätsraten für die Holzernte mit Harvester in Efm mR h ⁻¹ nach Baumart, Standort und Sortiment als mittlere Werte für die Durchforstung (DF) und Endnutzung (EN)	388
Abbildung 109: Produktivitätsraten Vorliefern mit Forstschlepper in Efm mR h ⁻¹ für die vier modellierten Baumarten auf gutem und schlechtem Standort über eine Umtriebszeit am Beispiel von Stammholz.....	389
Abbildung 110: Produktivitätsraten Vorliefern mit Forwarder in Efm mR h ⁻¹ für die vier modellierten Baumarten auf gutem und schlechtem Standort über eine Umtriebszeit am Beispiel von Stammholz	390
Abbildung 111: Auswertung des Zusammenhangs zwischen Leistungsklasse in kW und Gewicht eines Forstschleppers bzw. Forwarders in t; das graue Quadrat stellt die Annahmen in ExpResBio dar (100 kW, 7 t Eigengewicht für den Schlepper und 120 kW und 15 t Eigengewicht für den Forwarder); Quelle der Rohdaten [325].....	391
Abbildung 112: Produktivitätsraten für das Vorliefern mit Forstschlepper in Efm mR h ⁻¹ nach Baumart, Standort und Sortiment als mittlere Werte für die Durchforstung (DF) und Endnutzung (EN)	392

Abbildung 113: Produktivitätsraten für das Vorliefern mit Forwarder in Efm mR h ⁻¹ nach Baumart, Standort und Sortiment als mittlere Werte für die Durchforstung (DF) und Endnutzung (EN).....	392
Abbildung 114: Matrix der verschiedenen Varianten für die Ökobilanzierung der forstlichen Produktion; dargestellt sind alle Parameter, die variiert werden können; DF=Durchforstung, EN=Endnutzung; Transportentfernungen beschreiben Hin- und Rückfahrt.....	399
Abbildung 115: Matrix der verschiedenen Varianten für die betriebswirtschaftliche Bewertung der forstlichen Produktion; DF=Durchforstung, EN=Endnutzung; Transportentfernungen beschreiben Hin- und Rückfahrt; dargestellt sind alle Parameter bzw. Prozesse, die innerhalb der Variantenanalyse variiert werden.....	401
Abbildung 116: Auswertung des Zusammenhangs zwischen Leistungsklasse in kW und Anschaffungskosten eines Harvesters in €.....	409
Abbildung 117: Auswertung des Zusammenhangs zwischen Leistungsklasse in kW und Anschaffungskosten eines Forstschleppers in €.....	410
Abbildung 118: Auswertung des Zusammenhangs zwischen Leistungsklasse (in kW) und Anschaffungskosten eines Forwarders in €.....	411
Abbildung 119: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR ⁻¹ und THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ für [A1.1] Bodenaufbereitung; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten.....	418
Abbildung 120: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR ⁻¹ und THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ für [A1.2] Pflanzung; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten.....	419
Abbildung 121: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR ⁻¹ und THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ für [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten.....	421
Abbildung 122: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR ⁻¹ und THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ für [A2.2] Zaunbau; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten.....	422
Abbildung 123: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR ⁻¹ und THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ für [A2.4] Kalkung; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten.....	423
Abbildung 124: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR ⁻¹ und THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ für [A2.6] Wegepflege und Instandsetzung; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede	

zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten	424
Abbildung 125: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR ⁻¹ und THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ für [A3.1] motormanuelle Holzernte unterschieden in die Sortimente Stammholz, Industrieholz und Scheitholz; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten	426
Abbildung 126: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR ⁻¹ und THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ für [A3.1] Holzernte mit Harvester unterschieden in die Sortimente Industrieholz und Stammholz; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten	429
Abbildung 127: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR ⁻¹ und THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ für [A3.2] Vorliefern mit Forstschlepper unterschieden in die Sortimente Stammholz und Industrieholz; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten	431
Abbildung 128: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR ⁻¹ und THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ für [A3.2] Vorliefern mit Forwarder unterschieden in die Sortimente Stammholz und Industrieholz; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten	432
Abbildung 129: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR ⁻¹ und THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ für [A3.4] Aufladen auf Lkw unterschieden in die Sortimente Stammholz und Industrieholz.....	434
Abbildung 130: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR ⁻¹ und THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ für [T1] Transport Biomasse unterschieden in die Sortimente Rundholz (100 km einfache Transportdistanz) und Scheitholz (15 km einfache Transportdistanz); der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten	436
Abbildung 131: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR ⁻¹ und THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ für [A] Rohholz bis Waldstraße unterschieden nach Sortimenten; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den einzelnen Biomasselinien, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten	438
Abbildung 132: Verhältnis von gespeichertem Kohlenstoff im Holz und den THG-Emissionen durch die Bereitstellung inklusive dem Transport von Rohholz für drei Beispiellinien	440
Abbildung 133: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR ⁻¹ und THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ für [A] + [T1] Rohholz bis Werk/Hof unterschieden in die Sortimente Stammholz, Industrieholz	

und Scheitholz; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den einzelnen Biomasselinien und Transportdistanzen, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten.....	441
Abbildung 134: Akkumulierte THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg ha ⁻¹ über die baumartenspezifische Umtriebszeit bezogen auf den guten Standort.....	442
Abbildung 135: THG-Emissionen Stammholz bis Waldstraße als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ für das "best case" und "worst case" Szenario nach Altersklassen über eine Umtriebszeit.....	444
Abbildung 136: Verteilung der THG-Emissionen in % nach Gruppen (THG-Emissionen, die direkt bei der Durchführung eines Prozesses entstehen [A], Vorleistungen [V] und betriebliche Logistik [L]).....	448
Abbildung 137: Rentabilität in € Efm mR ⁻¹ der Rohholzbereitstellung von Fichte und Kiefer bis Waldstraße für die Prozessgruppe [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse.....	453
Abbildung 138: Rentabilität in € Efm mR ⁻¹ der Rohholzbereitstellung von Buche und Eiche bis Waldstraße für die Prozessgruppe [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse.....	454
Abbildung 139: Kosten in € Efm mR ⁻¹ der Rohstoffbereitstellung für die Prozesse [A3.1] und [A3.2], anteilig gemittelt über die Sortimente Stammholz, Industrieholz und Scheitholz.....	459
Abbildung 140: Kosten in € Efm mR ⁻¹ der Rohstoffbereitstellung für die Prozesse [A3.1] und [A3.2] getrennt nach Baumarten, Sortimenten und Mechanisierungsgrad.....	460
Abbildung 141: Kosten der Holzernte für [A3.1] Ernte Biomasse und [A3.2] Vorliefern zur Straße am Beispiel der Buche, getrennt nach Durchforstung und Endnutzung,.....	463
Abbildung 142: Das Bruttobeschäftigungsaufkommen der Fichtenholzernte ([A3.1] Ernte Biomasse und [A3.2] Vorliefern zur Straße) von Stammholz, Industrieholz und Scheitholz für schwache, weitgehende und volle Mechanisierung.....	465
Abbildung 143: Realistischer Werteraum für die THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ des Harvestereinsatzes inklusive der Bereitstellung von Diesel und der Erntemaschine; der Punkt stellt die Standardannahmen für die Modelle dar, das Kreuz eine Erhöhung der Produktivität um 20 %, das Quadrat eine Minderung des Kraftstoffverbrauchs um 10 %.....	469
Abbildung 144: Vergleich der THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ beim Harvestereinsatz mit fossilem Diesel (Basisszenario) und Rapsölkraftstoff (Szenario 1 mit 5 % bzw. Szenario 2 mit 10 % Mehrverbrauch an Kraftstoff im Vergleich zu fossilem Diesel).....	471
Abbildung 145: Matrix verschiedener Lohnansätze für die betriebswirtschaftliche Bewertung der forstlichen Rohstoffbereitstellung.....	474

Abbildung 146: Die Kosten in € Efm mR ⁻¹ der motormanuellen Holzernte (Stammholz und Industrieholz) von Fichte und Kiefer in Abhängigkeit des Lohnansatzes	475
Abbildung 147: Die Kosten in € Efm mR ⁻¹ der Fichtenscheitholzernte in Abhängigkeit des Lohnansatzes	477
Abbildung 148: Realistischer Werteraum für die Kosten in € Efm mR ⁻¹ des Harvestereinsatzes inklusive Personalkosten; der Punkt stellt die Standardannahmen für die Modelle dar, das Kreuz eine Erhöhung der Produktivität um 20 %, das Quadrat eine Minderung des Kraftstoffverbrauchs um 10 %	479
Abbildung 149: THG-Emissionen bis Waldstraße als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ aus ExpResBio im Vergleich zur ausgewerteten Literatur (Punkt = Mittelwert, Linie = Median; die Box beschreibt das 25 % - 75 % Perzentil, der Whisker den Nicht-Ausreißer Bereich; Ausreißer und Extremwerte sind nicht dargestellt); (Balken rechts = errechneter Wertebereich über alle Sortimente und Varianten in ExpResBio; Quadrat = nach Baumarten und Sortimenten gewichteter Wert für die bayerische Forstwirtschaft)	480
Abbildung 150: THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ und Kosten in € Efm mR ⁻¹ für die Bereitstellung von Rohholz bis Waldstraße; die rote gestrichelte Linie stellt die jeweils mittleren Werte für das Kollektiv der 20 untersuchten Varianten dar	486
Abbildung 151: THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹ und Rentabilität in € Efm mR ⁻¹ für die Bereitstellung von Rohholz bis Waldstraße; die rote gestrichelte Linie stellt die jeweils mittleren Werte für das Kollektiv der 20 untersuchten Varianten dar	488
Abbildung 152: Stoffliche und energetische Holzverwendung, deren Inputs und analysierte Technologien (grau hinterlegt) in ExpResBio	494
Abbildung 153: Systemdarstellung für die Modelle der Wärmeerzeugung aus Hackschnitzeln	501
Abbildung 154: Systemdarstellung für die Modelle der Wärmeerzeugung aus Pellets	506
Abbildung 155: Systemdarstellung für die Modelle der Wärmeerzeugung aus Scheitholz	512
Abbildung 156: Systemdarstellung für die Modelle der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung in Holzheizkraftwerken	516
Abbildung 157: Systemdarstellung für die Modelle der Schnittholzproduktion	538
Abbildung 158: Systemdarstellung für die Modelle der Spanplattenproduktion	543
Abbildung 159: Systemdarstellung für die Modelle der Papierproduktion	546
Abbildung 160: Treibhausgasemissionen der Wärmebereitstellung aus Holz	551
Abbildung 161: Verteilung der Treibhausgasemissionen der Wärmebereitstellung aus Pellets, ökonomisch alloziert, mit 15 kW Pellet Heizsystem (ID5.1-Ö)	553

Abbildung 162: Verteilung der Treibhausgasemissionen der Wärmebereitstellung aus Scheitholz mit 6 kW Kaminofen. η =Jahresnutzungsgrad (ID6.1)...	553
Abbildung 163: Verteilung der THG Emissionen der Wärmebereitstellung aus Fichten Hackschnitzeln (Anbauhacker, $w=20\%$) in einer 50 kW Holzzentralheizung (ID 1.1).....	554
Abbildung 164: Feinstaubemissionen der Wärmebereitstellung aus Holz.....	555
Abbildung 165: Emissionen eutrophierender Stoffe der Wärmebereitstellung aus Holz	556
Abbildung 166: Verteilung der Emissionen eutrophierender Stoffe der Wärmebereitstellung aus Buche Scheitholz in einem 6 kW Kaminofen (ID6.1), η =Jahresnutzungsgrad	557
Abbildung 167: Emissionen versauernder Stoffe der Wärmebereitstellung aus Holz....	558
Abbildung 168: Verteilung der Emissionen versauernder Stoffe der Wärmebereitstellung aus Fichten Hackschnitzeln (Lkw Hacker, $w=50\%$) in einer 300 kW Holzzentralheizung (ID 3.2)	558
Abbildung 169: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf der Wärmebereitstellung aus Holz	560
Abbildung 170: Erneuerbarer Primärenergiebedarf der Wärmebereitstellung aus Holz	560
Abbildung 171: Anteile der Energieträger an der Gesamtendenergiemenge (663.715 TJ) zur Bereitstellung von Wärme in Bayern im Jahr 2011 [440]	564
Abbildung 172: Relative Änderungen der Umweltwirkungen des Bayerischen Wärmemixes durch die untersuchten Szenarien S1-S4 zur energetischen Holznutzung in Bayern	565
Abbildung 173: Emissionen der einzelnen Wirkungskategorien sowie nicht erneuerbarer und erneuerbarer Primärenergiebedarf der Stromerzeugung in Holzheizkraftwerken	568
Abbildung 174: Treibhausgasemissionen der Schnittholzproduktion in kg CO ₂ -Äquivalenten pro Kubikmeter	570
Abbildung 175: Feinstaubemissionen der Schnittholzproduktion in g PM _{2,5} -Äquivalenten pro Kubikmeter.....	571
Abbildung 176: Emissionen eutrophierender Stoffe der Schnittholzproduktion in g P-Äquivalenten pro Kubikmeter	572
Abbildung 177: Emissionen versauernder Stoffe der Schnittholzproduktion in Mol H ⁺ -Äquivalenten pro Kubikmeter	572
Abbildung 178: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf der Schnittholzproduktion in MJ pro Kubikmeter	573
Abbildung 179: Erneuerbarer Primärenergiebedarf der Schnittholzproduktion in MJ pro Kubikmeter	574

Abbildung 180: Emissionen der einzelnen Wirkungskategorien sowie nicht erneuerbarer und erneuerbarer Primärenergiebedarf der Spanplattenproduktion	575
Abbildung 181: Emissionen der einzelnen Wirkungskategorien sowie nicht erneuerbarer und erneuerbarer Primärenergiebedarf der Papierherstellung	577
Abbildung 182: Rentabilität in € t atro ⁻¹ der Rohstoffproduktion für die Prozessgruppe [B] Transformation, zuzüglich Kosten für [T1] Transport Biomasse.....	579
Abbildung 183: Kosten der Rohstoffbereitstellung von Hackschnitzeln in € tatro ⁻¹ für die Prozesse [B1.3] Ent-/Beladung, [B3.2] mechanische Transformation, [T2] Transport Endenergieträger; Kosten für Rohstoffbereitstellung basieren auf Marktpreisen (Mittelwert 2012 bis 2014)	580
Abbildung 184: Die Entwicklung von Industrieholzpreisen und Hackschnitzelerlösen für Laub- und Nadelholz im Jahresverlauf des Betrachtungszeitraums 2012-2014; Daten nach [88]; [25]	582
Abbildung 185: Kosten der Rohstoffbereitstellung von Scheitholz in € tatro ⁻¹ für die Prozesse [B1.3] Ent-/Beladung, [B3.2] mechanische Transformation; Kosten für Rohstoffbereitstellung basieren auf Marktpreisen (2012 bis 2014) zuzüglich Kosten für [T1] Transporte.....	583
Abbildung 186: Kosten der Rohstoffbereitstellung von Pellets in € tatro ⁻¹ für die Prozesse [B2.1] Zerkleinerung, [2.3] Trocknung, [B3.2] Transformation mechanische Transformation und [T2.2] Transport Endenergieträger; Kosten für Bereitstellung von Sägenebenprodukten basieren auf Marktpreisen (Mittelwert November 2013 bis März 2015) zuzüglich [T1] Transporte.....	584
Abbildung 187: Kosten in € MJ ⁻¹ der Rohstoffanwendung für die Prozess-Untergruppen [C] Konversion und [E] Verwertung/Beseitigung; Kosten für Rohstoffbe-reitstellung basieren auf Marktpreisen (Mittelwert 2012 bis 2014) zuzüglich [T2] Transportkosten	586
Abbildung 188: Bruttobeschäftigungsaufkommen der Rohstoffbereitstellung von Scheitholz und Hackschnitzel für Laub- und Nadelholz	587
Abbildung 189: THG-Vermeidungskosten in € t CO ₂ -Äq ⁻¹ für die Produktsysteme Wärmebereitstellung aus Scheitholz, Hackschnitzeln und Pellets; Ergebnisse der schwarz gefüllten Säulen basieren auf dem Referenzsystem Heizöl, der grau gefüllten Säulen auf dem Referenzwert Erdgas	589
Abbildung 190: Abhängigkeit des Heizwertes der Fichten- und Buchenhackschnitzel sowie der THG-Emissionen der Nutzung der Hackschnitzel zur Produktion von Wärme vom Wassergehalt des Brennstoffes.....	593
Abbildung 191: Sensitivität der THG Emissionen des Hackens von Industrieholz mit Hilfe des Lkw Hackers in Abhängigkeit des BHDs am Beispiel der Variante 2.2 (Fichte; w=20 %; 300 kW; Lkw Hacker)	594

Abbildung 192: Sensitivität der Kosten des Hackens von Industrieholz mit Hilfe des LKW Hackers in Abhängigkeit des Stammdurchmessers.....	596
Abbildung 193: Sensitivität der Bereitstellungskosten von Scheitholz in Abhängigkeit des Lohnansatzes; der ausgefüllte Punkt ist die Basisvariante	597
Abbildung 194: THG Emissionen der ausgewerteten Literatur für die Bereitstellung von Holzenergie in Form von KWK, Wärme und Strom (CHP=KWK, n= Anzahl der Systeme).....	600
Abbildung 195: THG-Vermeidungsleistung in kg MJ ⁻¹ und Kostendifferenz in € MJ ⁻¹ für die Wärmebereitstellung aus Scheitholz, Hackschnitzeln und Pellets im Vergleich zu Erdgas bzw. Heizöl	607
Abbildung 196: Verteilung der THG Emissionen der Wärmebereitstellung aus Buchen Hackschnitzeln (Lkw Hacker, w=50 %) in einer 300 kW Holzzentralheizung (ID 3.4).....	609
Abbildung 197: Verteilung der Prozesskosten der Wärmebereitstellung aus Laubholzhackschnitzeln (Lkw-gestützter Hacker, w=20 %) in einer 300 kW Holzzentralheizung	609
Abbildung 198: Verteilung der Prozesskosten der Wärmebereitstellung aus Laubholzhackschnitzeln (Anbauhacker, w=20 %) in einer 300 kW Holzzentralheizung.....	610
Abbildung 199: Verteilung der THG-Emissionen der Wärmebereitstellung aus Fichten Scheitholz in einer 6 kW Anlage.....	611
Abbildung 200: Verteilung der Prozesskosten der Wärmebereitstellung aus Laubscheitholz (Senkrechtpalter/Brennholzkreissäge, w=20 %) in einer 6 kW Einzelraumfeuerung	611
Abbildung 201: Harmonisierte Systemdarstellung für die Energieholzbereitstellung aus Agroforstsystemen zur Wärmeerzeugung (mit Häkchen gekennzeichnete Prozesse sind Teil des analysierten Systems) Bezugsgrößen/Funktionelle Einheiten	621
Abbildung 202: Versuchsdesign eines Agroforstsystems in Scheyern am Beispiel des Schlags A 20 im integrierten Landbau	623
Abbildung 203: Strukturdiagramm der THG-Datenbank in ExpResBio.....	660
Abbildung 204: Struktur der THG-DB: Teil Systemdarstellung	661
Abbildung 205: Struktur der THG-Datenbank: Teil Forstsektor	662
Abbildung 206: Struktur der THG-Datenbank: Teil Landwirtschaftssektor	663
Abbildung 207: ExpResBio-DB unter Cadenza Web: Darstellung der Prozessgruppen (Hintergrund) und gefilterte Darstellung von Prozessuntergruppen (Vordergrund)	664
Abbildung 208: Anzahl dezentraler Ölmühlen in Deutschland und Bayern in den Jahren 2007, 2011, 2014	668

Abbildung 209: Verwendungszweck des Öls aus dezentralen Anlagen in den Jahren 2006 und 2014 in Bayern im Vergleich zu 2012 in Deutschland670

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Methodische Unterschiede verschiedener Normen und Standards	74
Tabelle 2:	Physikalische und chemische Kenngrößen ausgewählter Energieträger	111
Tabelle 3:	Ausgewählte Wirkungskategorien mit Methoden zur Berechnung der jeweiligen Umweltwirkungsindikatoren nach ILCD [152].....	113
Tabelle 4:	Disaggregierte Ergebnisdarstellung entsprechend dem Schema der Systemdarstellung	116
Tabelle 5:	Kenndaten der ausgewählten Biogasbetriebssysteme (2012-2014).....	139
Tabelle 6:	Standortbedingungen der fünf Biogasbetriebe	139
Tabelle 7:	Flächenausstattung, -nutzung und Produktverwendung von Fallbeispiel 1 (Mittel der Jahre 2012-2014)	140
Tabelle 8:	Flächenausstattung, -nutzung und Produktverwendung von Fallbeispiel 2 (Mittel der Jahre 2012-2014)	142
Tabelle 9:	Flächenausstattung, -nutzung und Produktverwendung von Fallbeispiel 3 (Mittel der Jahre 2012-2014)	144
Tabelle 10:	Flächenausstattung, -nutzung und Produktverwendung von Fallbeispiel 4 (Mittel der Jahre 2012-2014)	145
Tabelle 11:	Flächenausstattung, -nutzung und Produktverwendung von Fallbeispiel 5 (Mittel der Jahre 2012-2014)	146
Tabelle 12:	Übersicht der im Modell REPRO verwendeten ökologischen Indikatoren	148
Tabelle 13:	Kornerträge Winterweizen, Systemversuch Viehhausen	158
Tabelle 14:	Trockenmasse-Ertrag der Fruchtfolgen, Haupt- und Nebenprodukte in t TM ha ⁻¹	159
Tabelle 15:	Getreideeinheiten-Ertrag der Fruchtfolgen, Haupt- und Nebenprodukte in GE in t ha ⁻¹	160
Tabelle 16:	Energiebilanzen der Pflanzenbausysteme, inklusive Haupt- und Nebenprodukten	161
Tabelle 17:	Energiebilanz auf Betriebsebene (Mittel der Jahre 2012-2014)	170
Tabelle 18:	Humus-C-Bilanz auf Betriebsebene (Mittel der Jahre 2012-2014).....	171
Tabelle 19:	Treibhausgasbilanz auf Betriebsebene (Mittel der Jahre 2012-2014)...	173
Tabelle 20:	Anzahl der Anbaujahre der einzelnen Fruchtarten auf Betriebsebene in den Jahren 2012-2014	174
Tabelle 21:	N-Bilanzierung auf Fruchtartenebene (Mittel der fünf Fallbeispiele und drei Bewirtschaftungsjahre 2012-2014)	174
Tabelle 22:	Energiebilanz auf Fruchtartenebene (Mittel der fünf Fallbeispiele und drei Bewirtschaftungsjahre 2012-2014)	176

Tabelle 23:	Humus-C-Bilanzierung auf Fruchtartenebene (Mittel der fünf Fallbeispiele und drei Bewirtschaftungsjahre 2012-2014) ¹⁾	177
Tabelle 24:	Treibhausgasbilanzierung auf Fruchtartenebene (Mittel der fünf Fallbeispiele und drei Bewirtschaftungsjahre 2012-2014)	178
Tabelle 25:	Anbaudaten und THG-Emissionen der Substrate mit und ohne Boden-C	180
Tabelle 26:	THG-Emissionen der jeweiligen Prozessabschnitte in CO ₂ -Äq in kg t ⁻¹ Substrat	181
Tabelle 27:	Einfluss der Substratzusammensetzung auf die Gesamt-THG-Emissionen mit und ohne Boden-C in CO ₂ in kg t ⁻¹ Substrat	182
Tabelle 28:	Erträge einzelner Fruchtarten ökologischer Pflanzenbausysteme mit und ohne Interaktion zur Biogasanlage	183
Tabelle 29:	Kosten und Prämien bei der Bereitstellung von Luzerne-Klee gras in € ha ⁻¹ für die Erntejahre 2011 bis 2013	184
Tabelle 30:	Substratkosten von Luzerne-Klee gras frei Silo in den Erntejahren 2011 bis 2013 (12 % TM-Verluste berücksichtigt)	185
Tabelle 31:	Konzeptioneller Vergleich der Modelle REPRO und GaBi	186
Tabelle 32:	Biogassubstraterzeugung: Optimierungsansätze für das Produktsystem und qualitative Auswirkung auf die THG-Emissionen ..	187
Tabelle 33:	Natürliche Standortbedingungen der sechs Versuchsstandorte [451]	197
Tabelle 34:	Berücksichtigte Sorghumsorten an den sechs Versuchsstandorten	197
Tabelle 35:	Ausgewählte standort- und sortenspezifische Eingangsdaten für die Sorghum-GP-Erzeugung in den Erntejahren 2011 bis 2014 (adjustierte Mittelwerte [451])	198
Tabelle 36:	Standardanbauverfahren für die Sorghum-GP-Erzeugung an den sechs Versuchsstandorten	200
Tabelle 37:	Jahres- und standortspezifische THG-Emissionen der Sorghum-GP-Erzeugung als CO ₂ -Äquivalente sowie relativer Anteil der bilanzierten Prozesse	209
Tabelle 38:	Grundannahmen zu den Einsatzstoffen für die Modell-Biogasanlagen auf der feldexperimentellen Ebene	215
Tabelle 39:	Grundannahmen zur Biogasproduktion und -verwertung in der Modellanlage (P _{el} = 75 kW) für die feldexperimentelle Ebene	216
Tabelle 40:	Zusammensetzung der Biogassubstrate für die Modellbiogasanlage mit P _{el} = 75 kW in t FM a ⁻¹ für jedes Erntejahr	218
Tabelle 41:	Preise (netto) für Maissilage (Feldbestand zur Ernte) in den Erntejahren 2011 bis 2013 [23]	218
Tabelle 42:	Rahmendaten der als Fallbeispiele ausgewählten Biogas-Praxisbetriebe für die Bilanzierung in ExpResBio	219

Tabelle 43:	Fallstudien Biogas: Ausgewählte verfahrenstechnische Kennwerte der fünf untersuchten Biogasanlagen (Mittelwerte über den ausgewerteten Zeitraum).....	219
Tabelle 44:	Übersicht zu den betrachteten Prozessen unter [B1.3] Beschickung ...	231
Tabelle 45:	Übersicht zu den betrachteten Prozessen unter [B3.1] Vergärung	233
Tabelle 46:	Übersicht zu den betrachteten Prozessen in [C] Konversion	234
Tabelle 47:	Kosten der Bereitstellung (inkl. Lagerung) von Luzerne-Klee gras als Biogassubstrat in den Erntejahren 2011 bis 2013.....	242
Tabelle 48:	Kosten des Einkaufs (Feldbestand zur Ernte), der Ernte, des Transportes sowie der Einlagerung von Maissilage in den Erntejahren 2011 bis 2013.....	243
Tabelle 49:	Kosten der Stromproduktion der 75 kW Modellbiogasanlage	243
Tabelle 50:	Modellbiogasanlage: Kosten der Stromproduktion unter Berücksichtigung des Mehrgewinns	244
Tabelle 51:	Modellbiogasanlage (Systemversuch Viehhausen): CO ₂ -Vermeidungskosten in €t ⁻¹ von Biogasstrom im Vergleich zum fossilen Referenzsystem.....	245
Tabelle 52:	Modellbiogasanlage (Systemversuch Viehhausen): CO ₂ -Vermeidungskosten in €t ⁻¹ von KWK-Wärme aus der Biogasanlage im Vergleich zum fossilen Referenzsystem.....	245
Tabelle 53:	Fallstudien Biogas: THG-Emissionen (als CO ₂ -Äquivalente) der Strom-/Wärmeproduktion nach exergetischer Allokation sowie Gutschrift für Gärrestverkauf; alle Angaben in kg MJ ⁻¹	247
Tabelle 54:	Fallstudien Biogas: Strom- und Wärmeerträge sowie Ermittlung der Exergiefaktoren.....	247
Tabelle 55:	Fallstudien Biogas: Qualitative Bewertung von Maßnahmen für die Verringerung der spezifischen CO ₂ -Äq-Emissionen der Biogasproduktion und -verwertung	256
Tabelle 56:	Emissionsfaktoren (EF) und relative Anteile der N-Verluste durch Oberflächenabfluss/Auswaschung bzw. Ausgasung (Frac) nach IPCC [230] für verschiedene N-Quellen	266
Tabelle 57:	Natürliche Standortbedingungen, Betriebsstrukturen und Eingangsdaten für die Raps erzeugung der 15 landwirtschaftlichen Praxisbetriebe gegliedert nach Boden-Klima-Räumen (Mittelwerte, Minima und Maxima aus den Erntejahren 2013 bis 2015)	273
Tabelle 58:	Eingangsdaten für die Raps öl kraftstoffproduktion der drei untersuchten dezentralen Ölmühlen.....	275
Tabelle 59:	Kalkulationsdaten der Betriebsmittel bei der Raps erzeugung.....	276
Tabelle 60:	Einkaufspreise der Raps sa at für die Raps öl kraftstoffproduktion der drei untersuchten dezentralen Ölmühlen.....	278

Tabelle 61:	Ökonomische Eingangsdaten für die Rapsölkraftstoffproduktion der dezentralen Ölmühle Y.....	278
Tabelle 62:	Eingangsdaten für die Aufbereitung und Vorratslagerung der Rapssaat im Regionallager (exemplarisch für Boden-Klima-Raum A).....	279
Tabelle 63:	Eingangsdaten für die industrielle Ölgewinnung in der Ölmühle	280
Tabelle 64:	Eingangsdaten für die Teilraffination des Rohöls in der Ölmühle	280
Tabelle 65:	Eingangsdaten für die Umesterung inklusive Raffination im Biodieselwerk	281
Tabelle 66:	Eingangsdaten für den überregionalen Transport von Rapssaat und Rapsöl	282
Tabelle 67:	Angenommene Transportentfernungen zur Weiterverarbeitung von Rapssaat bzw. Rapsöl.....	283
Tabelle 68:	Mengen und Anteile des im Jahr 2013 importierten Sojaschrotes nach Deutschland [384]	284
Tabelle 69:	Mengen und Anteile der im Jahr 2013 importierten Sojabohnen nach Deutschland [384]	285
Tabelle 70:	Mengen und Anteile des im Jahr 2013 importierten Sojaschrotes in die Niederlande [163]	285
Tabelle 71:	Mengen und Anteile der im Jahr 2013 importierten Sojabohnen in die Niederlande [163]	286
Tabelle 72:	Einzelbetriebliche THG-Emissionen der Rapserzeugung als CO ₂ -Äquivalente sowie relativer Anteil der bilanzierten Prozesse (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015)	306
Tabelle 73:	Einzelbetriebliche N-Abfuhr, N-Zufuhr sowie N-Effizienz (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015).....	310
Tabelle 74:	Regionale Verwendung von N-Mineraldünger in der Rapserzeugung bezogen auf die eingesetzte N-Menge.....	314
Tabelle 75:	Regionale THG-Emissionen der Rapserzeugung als CO ₂ -Äquivalente sowie relativer Anteil der bilanzierten Prozesse.....	316
Tabelle 76:	Regionale und einzelbetriebliche Kosten der Rapserzeugung sowie ihre relative Verteilung auf die bilanzierten Prozesse (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015).....	319
Tabelle 77:	Relative Verteilung der THG-Emissionen des Rapssaattransportes vom Hof zur Ölmühle als CO ₂ -Äquivalente (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015), gegliedert nach Boden-Klima-Räumen sowie für das LVFZ Almesbach	322
Tabelle 78:	THG-Emissionen für die Prozessgruppe [B] Transformation - dezentrale Rapssaatverarbeitung zu Rapsölkraftstoff in den drei untersuchten Ölmühlen als CO ₂ -Äquivalente.....	323

Tabelle 79:	THG-Emissionen der Transportprozesse im Produktsystem der Rapsölmethylesterproduktion	332
Tabelle 80:	THG-Emissionen für die Prozessgruppe [B] Transformation - Rapsölmethylesterproduktion aus bayerischer Rapssaat als CO ₂ -Äquivalente	335
Tabelle 81:	THG-Emissionsfaktoren ausgewählter Mineraldünger bezogen auf 1 kg Nährstoff und 1 kg N (berechnet mit ecoinvent database v2.2 [399])	340
Tabelle 82:	Auslastung der Ölmühlen in den Verarbeitungsjahren 2013/2014 und 2014/2015 (Basisvariante)	341
Tabelle 83:	Kenndaten zur Strom- und Wärmeerzeugung in Ölmühle Y	344
Tabelle 84:	Zuordnung der standortspezifische Parameter für die untersuchten Betriebe nach STEHFEST und BOUWMAN (2006) [387] mittels GNOC [258]	348
Tabelle 85:	THG-Vermeidungsleistung und Kostendifferenz für die Basisvarianten und Optimierungsszenarien von Rapsölkraftstoff im Vergleich zu fossilem Dieselkraftstoff	361
Tabelle 86:	Holzerntemengen in Efm mR ha ⁻¹ der vier Hauptbaumarten über eine Umtriebszeit für den guten und schlechten Standort; die prozentualen Anteile beschreiben die Anteile des Sortimentes an der gesamten Holzerntemenge einer Baumart.....	369
Tabelle 87:	Basisannahmen für Bodenaufbereitung [A1.1] und Pflanzung [A1.2].....	376
Tabelle 88:	Basisannahmen für Pflege Pflanzung/Bestand [A2.1], Zaunbau [A2.2], Kalkung [A2.4] und Bau/Instandhaltung von Wegen [A2.6]	379
Tabelle 89:	Basisannahmen und Funktionsparameter für Gleichung (8.6) für die Bestimmung der Produktivität der Seilbringung; Werte in Klammern stellen den Mittelwert des Parameters in der Untersuchung dar [178].....	393
Tabelle 90:	Basisannahmen für Ernte Biomasse [A3.1], Vorliefern zur Straße [A3.2] sowie das Aufladen auf Lkw oder Traktor [A3.4].....	394
Tabelle 91:	Basisannahmen für den Transport von Biomasse vom Ort der Ernte zur Transformation [T1.3]	397
Tabelle 92:	Holzerntemengen (Mio. Efm oR) für das Bezugsjahr 2013 nach Baumarten und Sortimenten, modifiziert auf Basis von [65] und [254].....	402
Tabelle 93:	Prozessübergreifende Grundannahmen für die betriebswirtschaftliche Bewertung der forstlichen Produktion	404
Tabelle 94:	Grundannahmen zur betriebswirtschaftlichen Bewertung von [A1.2] Pflanzung manuell	405

Tabelle 95:	Grundannahmen zur betriebswirtschaftlichen Bewertung von [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand, [A2.2] Zaunbau und [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen	407
Tabelle 96:	Eingangsdaten für Ernte Biomasse [A3.1], Vorliefern zur Straße [A3.2] sowie das Aufladen auf Lkw oder Traktor [A3.4]	412
Tabelle 97:	Eingangsdaten für den Transport der Biomasse vom Ort der Ernte zur Transformation [T1.3]	413
Tabelle 98:	Durchschnittliche Holzernteerlöse in € Efm mR ⁻¹ der vier Hauptbaumarten über eine Umtriebszeit des Betrachtungszeitraums 2012-2014	414
Tabelle 99:	THG-Emissionen für Prozessgruppe [A1.1] Bodenaufbereitung nach Baumart und Standort	418
Tabelle 100:	THG-Emissionen für Prozessgruppe [A1.2] Pflanzung nach Baumart und Standort	420
Tabelle 101:	THG-Emissionen für Prozessgruppe [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand nach Baumart und Standort	421
Tabelle 102:	THG-Emissionen für Prozessgruppe [A2.2] Zaunbau nach Baumart und Standort	422
Tabelle 103:	THG-Emissionen für Prozessgruppe [A2.4] Kalkung nach Baumart und Standort	423
Tabelle 104:	THG-Emissionen für Prozessgruppe [A2.6] Wegepflege nach Baumart und Standort	425
Tabelle 105:	THG-Emissionen für Prozessgruppe [A2.6] Wegeinstandsetzung nach Baumart und Standort	425
Tabelle 106:	THG-Emissionen für Prozessgruppe [A3.1] Ernte Biomasse motormanuell nach Baumart, Sortiment und Standort	427
Tabelle 107:	THG-Emissionen für Prozessgruppe [A3.1] Ernte Biomasse mit Harvester nach Baumart, Sortiment und Standort	428
Tabelle 108:	THG-Emissionen für Prozessgruppe [A3.2] Vorliefern zur Straße mit Forstschlepper nach Baumart, Sortiment und Standort	430
Tabelle 109:	THG-Emissionen für Prozessgruppe [A3.2] Vorliefern zur Straße mit Forwarder nach Baumart, Sortiment und Standort	433
Tabelle 110:	THG-Emissionen für Prozessgruppe [T1] Transport Biomasse für Rundholz (100 km einfache Distanz) und Scheitholz (15 km einfache Distanz) nach Baumarten	435
Tabelle 111:	THG-Emissionen bis Waldstraße für ausgewählte Varianten zur Rohholzbereitstellung	445
Tabelle 112:	THG-Emissionen aus [A] gesamt sowie für unterschiedliche Transportvarianten in [T1] für die zwei Varianten Fichte Stammholz sowie für die Variante Buche Scheitholz; Entfernungsangaben geben die einfache Transportdistanz wider, leere Anfahrt zur Waldstraße berücksichtigt	449

Tabelle 113:	Mittlere THG-Emissionen Erntefestmeter nach Baumarten und Sortimente.....	451
Tabelle 114:	THG-Emissionen für die gesamte 2013 geerntete Holzmenge in Bayern nach Baumarten und Sortimente	452
Tabelle 115:	Prozesskosten bis Waldstraße in € Efm mR ⁻¹ und % für ausgewählte Varianten zur Rohholzbereitstellung; n. b. = nicht berücksichtigt (Prozess kommt in der Variante nicht vor)	456
Tabelle 116:	Kosten in € Efm mR ⁻¹ der Rohstoffbereitstellung für die Prozesse [A3.4] und [T1]; unterteilt nach Baumarten und Sortimenten	464
Tabelle 117:	Prozesskosten bis Waldstraße unterteilt in Material-, Maschinensach-, Betriebsstoff- und Personalkosten für ausgewählte Varianten zur Rohholzbereitstellung	472
Tabelle 118:	Kosten der mechanisierten Holzernte und jeweiliger Grenzwert des Lohnansatzes, der in der motormanuellen Holzernte zu Kostengleichheit führt	476
Tabelle 119:	Grundannahmen der einzelnen Varianten für die Darstellung von THG-Emissionen und Bereitstellungskosten (guter Standort).....	485
Tabelle 120:	Basisannahmen für das Hacken in [B2.2] mit Lkw Hacker und Anbauhacker.....	497
Tabelle 121:	Basisannahmen für den Transport von Hackschnitzeln zum Ort der Konversion [T2].....	498
Tabelle 122:	Basisannahmen der Wärmeerzeugung [C2] in Hackschnitzelsystemen	499
Tabelle 123:	Basisannahmen für die Prozessgruppe [E] Abfallbewirtschaftung	500
Tabelle 124:	Basisannahmen für den Transport von Stammholz zum Sägewerk [T1] sowie den Transport der Sägenebenprodukte zum Pelletwerk.....	503
Tabelle 125:	Basisannahmen für die Transformation der Sägenebenprodukte zum Holzpellet durch Trocknung [B2.3] und Pelletierung [B3.2]	504
Tabelle 126:	Basisannahmen der Wärmeerzeugung [C2] in Pellet-Heizsystemen....	505
Tabelle 127:	Basisannahmen für die Prozessgruppe [E] Abfallbewirtschaftung	505
Tabelle 128:	Basisannahmen für den Transport von Scheitholzrollen zum Ort der Transformation [T1] sowie zum Endkunden [T2].....	507
Tabelle 129:	Basisannahmen für die Transformation der Scheitholzrollen zum fertigen Scheitholz Spalten und Sägen [B2.2] sowie zur Lufttrocknung	509
Tabelle 130:	Basisannahmen der Wärmeerzeugung [C2] in Scheitholz-Heizsystemen	510
Tabelle 131:	Basisannahmen für die Prozessgruppe [E] Abfallbewirtschaftung	511
Tabelle 132:	Basisannahmen der Rohstoffbereitstellung [A5] und deren Transporte [T2] für Holzheizkraftwerke.....	513

Tabelle 133:	Basisannahmen der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung [C3] in Holzheizkraftwerken	514
Tabelle 134:	Zuordnung der Kosten für die Pelletproduktion auf die Einzelprozesse [B2.1] Zerkleinerung, [B2.3] Trocknung und [B3.2] mechanische Transformation	519
Tabelle 135:	Eingangsdaten für [B] Transformation der Produktsysteme Hackschnitzel-, Scheitholz- und Pelletproduktion.	520
Tabelle 136:	Eingangsdaten für [T2] Transport Endenergieträger der Produktsysteme Hackschnitzel und Pellets.	522
Tabelle 137:	Kesselnennwertabhängige Jahresvolllaststunden für die Wirtschaftlichkeitsberechnung der Wärmeerzeugung nach [404].....	523
Tabelle 138:	Eingangsdaten für [C] Konversion der Produktsysteme Wärmebereitstellung aus Hackschnitzeln, Scheitholz und Pellets.....	523
Tabelle 139:	Sachbilanzdaten der innerbetrieblichen Transporte von Nadelholzsägern	530
Tabelle 140:	Sachbilanzdaten der innerbetrieblichen Transporte von Laubholzsägern.....	531
Tabelle 141:	Sachbilanzdaten der Transformationsprozesse von Nadelholzsägern	533
Tabelle 142:	Sachbilanzdaten der Transformationsprozesse von Laubholzsägern ..	535
Tabelle 143:	Sachbilanzdaten der Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen zur Spanplattenproduktion	539
Tabelle 144:	Basisannahmen der Transporte von Zwischenprodukten zur Spanplattenproduktion	540
Tabelle 145:	Basisannahmen außerbetrieblicher Transporte zur Spanplattenproduktion	540
Tabelle 146:	Sachbilanzdaten innerbetrieblicher Transporte zur Spanplattenproduktion	541
Tabelle 147:	Sachbilanzdaten der Transformationsprozesse zur Spanplattenproduktion	541
Tabelle 148:	Sachbilanzdaten der Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen zur Papierproduktion	544
Tabelle 149:	Basisannahmen der Transporte von Zwischenprodukten zur Papierproduktion	545
Tabelle 150:	Sachbilanzdaten der Transformationsprozesse zur Papierproduktion	545
Tabelle 151:	Preise der verschiedenen Produkte als Grundlage für die ökonomische Allokation der Ökobilanzmodelle nach [349], ergänzt um Laubschnittholzpreise (1,67mal Nadelschnittholzpreise).....	548

Tabelle 152:	Variantenmatrix für die ökobilanzielle Analyse der Wärbereitstellung aus Holz.....	550
Tabelle 153:	Emissionsfaktoren (je MJ Endenergie) des Referenzsystems Wärmemix Bayern [440] sowie der Einzeltechnologien zur Wärbereitstellung.....	561
Tabelle 154:	Die Treibhausgasvermeidung durch Wärme aus Holz (je MJ Nutzenergie)	562
Tabelle 155:	Anlagenverteilung im Bereich der biogenen Festbrennstoffe in Bayern im Jahr 2014 [237].....	564
Tabelle 156:	Umweltwirkungen sowie nicht erneuerbarer und erneuerbarer Primärenergiebedarf der Strom- und Wärbereitstellung in Holzheizkraftwerken (20 MW).....	566
Tabelle 157:	Grundannahmen der einzelnen Varianten für die Darstellung von THG-Vermeidungskosten in € kg CO ₂ -Äq ⁻¹ der Wärbereitstellung; NV = Naturverjüngung, künstlich = manuelle Pflanzung; es wurde jeweils eine weitgehend mechanisierte Ernte durchgeführt (Ernte mit Harvester in der Durchforstung, Ernte mit Motorsäge in der Endnutzung, Vorliefern mit Forwarder).....	588
Tabelle 158:	Darstellung der wichtigsten Einflussfaktoren auf Kosten und THG-Emissionen hinsichtlich der Wärbereitstellung sowie der kombinierten Strom- und Wärbereitstellung aus Holz.....	591
Tabelle 159:	Vergleich verschiedener Studien zu Treibhausgasemissionen der Schnittholzproduktion. Die Werte beziehen sich nur auf den Transformationsprozess [B].....	603
Tabelle 160:	Vergleich verschiedener Studien zu Treibhausgasemissionen der Spanplattenproduktion.....	604
Tabelle 161:	Trockenmasseerträge und Pflanzkosten des Gehölzanbaus in Scheyern.....	623
Tabelle 162:	Frischmasseertrag und Anbaufläche des Marktfruchtanbaus in Scheyern.....	624
Tabelle 163:	Kennzahlen der vollmechanisierten und motormanuellen Erntelinie bei einem Ertrag von 9 t TM ha ⁻¹ a ⁻¹ und einem Erntezyklus von 4 Jahren (eigene Berechnungen)	624
Tabelle 164:	Betriebsdaten der Wärbereitsteller Hackschnitzelheizung, Heizwerk und Erdölheizung.....	625
Tabelle 165:	Erzeugerpreise ausgewählter Ernteprodukte (2009 - 2012).....	625
Tabelle 166:	Kosten des Landbaus in Scheyern und Verbraucherpreis für Heizöl....	626
Tabelle 167:	In- und Outputs der Prozesse im Modell Bewertung von Agroforstsystemen.....	627
Tabelle 168:	Klassifizierung der Sachbilanzergebnisse im Modell Bewertung von Agroforstsystemen.....	627

Tabelle 169:	Klassifizierung der Inputgröße Investitionsgüter für die THG-Bilanz am Beispiel des Arbeitsschrittes Pflügen mit Drehpflug: 5 Schare; Arbeitsbreite = 1,75 m und Zugmaschine = 120 kW [269].....	628
Tabelle 170:	Bruttoenergieoutputs ausgewählter Ernteprodukte.....	630
Tabelle 171:	THG-Äquivalente ausgewählter Energieträger	631
Tabelle 172:	THG-Äquivalente ausgewählter Nährstoffe.....	631
Tabelle 173:	THG-Äquivalent vom Pflanzenschutzmittel.....	631
Tabelle 174:	THG-Äquivalente von ausgewähltem Saatgut	632
Tabelle 175:	THG-Äquivalente ausgewählter Investitionsgüter	632
Tabelle 176:	Berücksichtigte N-Quellen bei der Erfassung der Lachgasemissionen aus dem Boden	633
Tabelle 177:	Produktbezogene THG-Emissionen für die Agroforstsysteme und einzelne Komponenten im integrierten sowie ökologischen Landbau in Scheyern in Abhängigkeit von vier Varianten	634
Tabelle 178:	Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistungen für die Agroforstsysteme und einzelnen Komponenten im integrierten sowie ökologischen Landbau in Scheyern in Abhängigkeit von vier Varianten	636
Tabelle 179:	THG-Vermeidungskosten für die Wärmeerzeugung aus AFS-Hackschnitzeln des integrierten sowie ökologischen Landbaus in Scheyern in einer Hackschnitzelheizung und einem Heizwerk in Abhängigkeit von vier Varianten	637
Tabelle 180:	THG-Vermeidungsleistungen für die Wärmeerzeugung aus AFS-Hackschnitzeln des integrierten sowie ökologischen Landbaus in Scheyern in einer Hackschnitzelheizung und einem Heizwerk in Abhängigkeit von vier Varianten	638
Tabelle 181:	SWOT-Analyse der Nutzung von Biogas aus tierischen Wirtschaftsdüngern für die Kraft-Wärme-Kopplung	643
Tabelle 182:	SWOT-Analyse der Nutzung von Biogas aus Energiepflanzen für die Kraft-Wärme-Kopplung.....	644
Tabelle 183:	SWOT-Analyse der Erzeugung von Rapsaat für die dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion	646
Tabelle 184:	SWOT-Analyse der dezentralen Produktion von Rapsölkraftstoff für die Nutzung als Kraftstoff in land- und forstwirtschaftlichen Arbeitsmaschinen.....	646
Tabelle 185:	SWOT-Analyse der Nutzung von dezentral produziertem Rapsölkraftstoff in land- und forstwirtschaftlichen Arbeitsmaschinen ...	647
Tabelle 186:	SWOT-Analyse der Wärmebereitstellung aus Scheitholz.....	649
Tabelle 187:	SWOT-Analyse der Wärmebereitstellung aus Waldhackschnitzel	650
Tabelle 188:	SWOT-Analyse von Wärme aus Pellets	651

Tabelle 189:	SWOT-Analyse der kombinierten Erzeugung von Wärme und Strom in Holzheizkraftwerken (bis $P_{el} = 20$ MW).....	654
Tabelle 190:	Theoretische Verarbeitungskapazität und tatsächliche Verarbeitungsmenge pro Ölmühle in Bayern	669

Formelzeichen und Abkürzungen

AFS	Agroforstsystem
BAF	Bewertung von Agroforstsystemen
BF	Bestandesführung
BHD	Brusthöhendurchmesser
BHKW	Blockheizkraftwerk
BWI	Bundeswaldinventur
CH ₄	Methan
C	Kohlenstoff
CCM	Corn-Corb-Mix
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CO ₂ -Äq	Kohlenstoffdioxid-Äquivalente
ct	Eurocent
DAL	Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistungen
DF	Durchforstung
dLUC	Direct Land Use Change (direkte Landnutzungsänderung)
EB	Ernte Biomasse
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EF	Emissionsfaktor
Efm mR	Erntefestmeter (1 Kubikmeter geerntetes Holz) mit Rinde
Efm oR	Erntefestmeter (1 Kubikmeter geerntetes Holz) ohne Rinde
EN	Endnutzung
EST	erweiterter Sortentarif
EZ	Erdölheizung
FB	Flächenvorbereitung
fm	Festmeter
Frac	Fraction
GE	Getreideeinheit
GHG	Greenhouse Gas (Treibhausgas)
GPS	Ganzpflanzensilage
GV	Großvieheinheit
GWL _{gen}	genutzte Gesamtwuchsleistung eines Bestandes über eine Umtriebszeit
GWP	Global Warming Potential
iLUC	Indirect Land Use Change (indirekte Landnutzungsänderung)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
LCA	Life Cycle Assessment (Ökobilanz)
h _{MA}	Maschinenarbeitsstunde
HW	Heizwerk
HZ	Hackschnitzelheizung
IH	Industrieholz
KUP	Kurzumtriebsplantage
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung

L	Lehm
IS	lehmiger Sand
LT	schwerer Lehm
m^3_N	Norm-Kubikmeter
MAX	Maximum
MDÄ	Mineraldüngeräquivalent
MIN	Minimum
n	Anzahl
n. b.	nicht berücksichtigt
NH ₃	Ammoniak
NMVOG	Flüchtige Organische Verbindungen ohne Methan (non methane volatile organic compounds)
NO ₃ ⁻	Nitrat
N ₂ O	Distickstoffmonoxid (Lachgas)
N ₂ O-N	Distickstoffmonoxid (Lachgas)-Stickstoff
NPK	Pflanzendünger (Volldünger), die Stickstoff (N), Phosphat (P) und Kalium (K) enthalten
PCF	Product Carbon Footprint
PCR	Product Category Rule
PEF	Product Environmental Footprint
PG	Prozessgruppe
R ²	Bestimmtheitsmaß
RAZ	reine Arbeitszeit
RED	Renewable Energy Directive
S	Sand
SEP	Sekundärprozesse (Prozesse außerhalb der Waldfläche)
SH	Scheitholz
SI	anlehmiger Sand
SL	stark lehmiger Sand
sL	sandiger Lehm
SNG	Synthesegas (Synthetic Natural Gas)
Srm	Schüttraummeter
ST	Stammholz
t	Tonne
t _{atro}	Tonne absolut trocken
T	Ton
TAP	technische Arbeitsproduktivität
THG	Treibhausgas
TM	Trockenmasse
TR	Transport Biomasse
u	Holzfeuchte
V _B	Volumen eines Baumes
V _{fm} mR	Vorratsfestmeter mit Rinde
VK	Vermeidungskosten

VL	Vermeidungsleistungen
VOC	Flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds)
w	Wassergehalt
\bar{x}	Mittelwert

1 Einleitung

(Karsten Engelmann)

1.1 Ausgangssituation

Nachhaltiges Wirtschaften auf Basis nachwachsender Rohstoffe bietet ein Potenzial für mehr Umweltschutz, Beschäftigung und Wertschöpfung im ländlichen Raum [62]. Die nachhaltige Erzeugung von land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen und deren Bereitstellung als Nahrung, als Futter und als Rohstoff für die stoffliche und energetische Verwertung im Rahmen einer Bioökonomie in Bayern [35] gehören dabei zu den wichtigsten Handlungsfeldern. Mit den Aufgaben Klima- und Ressourcenschutz bei gleichzeitiger Sicherung der Wettbewerbsfähigkeit wird die bayerische Land- und Forstwirtschaft hierbei vor besondere Herausforderungen gestellt. Um bestehende und zukünftige Potenziale zu realisieren, sich auf dem Markt zu etablieren und auf breite gesellschaftliche Akzeptanz zu stoßen, bedarf es einer ökologischen und ökonomischen Charakterisierung und Einordnung bestehender Produktionsverfahren bzw. in Entwicklung befindlicher Konzepte. Für eine aussagekräftige Analyse und Bewertung von Produktions- und Verarbeitungsverfahren sind vollständige Prozessketten („Lebenszyklen“) von der jeweiligen Rohstoffbereitstellung, Erst- und Weiterverarbeitung bis hin zur Bereitstellung von Produkten in entsprechenden Anlagen zu betrachten und hierbei auch anfallende Koppelprodukte sowie die Abfallbewirtschaftung einzubeziehen.

Das Wissen um und der Nachweis für die Entstehung von Treibhausgas (THG)-Emissionen aus den Bereitstellungsketten von Produkten auf Basis nachwachsender Rohstoffe werden immer wichtiger. Bereits heute wird für die Herstellung von Strom aus flüssiger Biomasse und von Kraftstoffen aus fester, flüssiger oder gasförmiger Biomasse eine nachhaltige Produktion mit einem Mindestmaß an THG-Einsparung ordnungspolitisch vorgeschrieben [142][59][67]; ein Trend, der sich auch in anderen Sektoren der Bioenergiebereitstellung und bei der stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe, aber auch bei der Erzeugung von Nahrungsmitteln und Futtermitteln fortsetzen wird. Immer häufiger werden Produkte mit ihrem spezifischen „Carbon Footprint“ ausgelobt. Der Product Carbon Footprint (PCF) bezeichnet die Bilanz der THG-Emissionen entlang des gesamten Lebenszyklus eines Produkts in einer definierten Anwendung und bezogen auf eine definierte Nutzeinheit [52][112]. Bei Ökobilanzen wird grundsätzlich zwischen Produkt-Ökobilanzen (z. B. BACHMAIER et al. (2007) für Biogas [17]; ZIMMER (2010) für Hackschnitzel) [455] und Betriebs-Ökobilanzen (z. B. HÜLSBERGEN (2003) [217] für landwirtschaftliche Betriebe; SCHWEINLE (1997) [364] für Forstbetriebe) unterschieden, wobei in vielen Fällen beide Varianten erhoben werden.

Die Land- und Forstwirtschaft verursacht zum einen THG-Emissionen und kann einen Beitrag leisten, ihren THG-Ausstoß zu reduzieren, zum anderen ist sie in vielen Fällen aber auch Kohlenstoffsenke. So können langfristig THG-Emissionen durch die Bindung von Kohlenstoff im Boden bzw. in Biomasse kompensiert werden. Ein wesentlicher Bestandteil des Klimaschutzes in der Land- und Forstwirtschaft ist ein möglichst effizienter Energieeinsatz (unabhängig, ob fossil oder regenerativ). Voraussetzung dafür ist die

Kenntnis über Energie- und THG-Flüsse im einzelnen Betrieb und Maßnahmen zur Optimierung. Neben einzelbetrieblichen Maßnahmen sind darüber hinaus auch Produktionsverfahren energetisch weiter zu verbessern, wobei die Koppelung mehrerer Systeme, inklusive Kaskadennutzungen, Optimierungsmöglichkeiten bietet. Als Zusatznutzen lassen sich regionale Kreisläufe optimieren, die Wertschöpfung erhöhen und die öffentliche Wahrnehmung der Land- und Forstwirtschaft als umweltverträglich und nachhaltig wirtschaftende Lieferanten von Nahrungsmitteln, Futtermitteln, Energieträgern und Rohstoffen verbessern.

Um die im Bayerischen Energiekonzept „Energie Innovativ“ (2011) [26] aufgezeigten Maßnahmen im Bereich der Bereitstellung und Nutzung von Biomasse umsetzen zu können, ist es erforderlich, die Beratung hinsichtlich treibhausgasreduzierter und energieeffizienter Verfahrensketten zu intensivieren.

1.2 Problemstellung

Nachwachsende Rohstoffe können zur Einsparung fossiler Energieträger und zur Minderung von THG-Emissionen beitragen. Aus vergleichenden Analysen von Produktions- und Verwertungssystemen nachwachsender Rohstoffe geht jedoch hervor, dass deren CO₂-Vermeidungsleistungen sehr unterschiedlich sind [407][435]. Die THG-Emissionen sind daher ein wichtiges Bewertungskriterium für Wertschöpfungsketten nachwachsender Rohstoffe. Eine aussagekräftige THG-Bilanz muss alle relevanten THG-Flüsse (CO₂, N₂O, CH₄, ...), die Änderungen der Kohlenstoffvorräte auf der Fläche (Biomasse, Böden) [338][279][281][367] sowie die indirekten Emissionen (NH₃, NO₃⁻, ...) einbeziehen [100]. Die THG-Flüsse unterliegen standort- und bewirtschaftungsabhängig einer großen räumlichen und zeitlichen Variabilität. Dies erschwert die quantitative Erfassung und verlässliche THG-Bilanzierung. Aufgrund dieser Komplexität und noch fehlender Standardisierung der Bilanzmethoden ist die THG-Bilanzierung nachwachsender Rohstoffe noch nicht zufriedenstellend realisiert. Die Vergleichbarkeit von Bilanzergebnissen ist aufgrund unterschiedlicher Systemgrenzen und methodischer Ansätze (Algorithmen, Emissionsfaktoren) nicht immer gegeben [350].

Ökobilanzen und THG-Bilanzen von Bioenergielinien wurden bisher überwiegend für mittlere Produktionsbedingungen berechnet. Standort- und Bewirtschaftungseinflüsse (Böden, Klima, Ertragspotenziale, standortspezifische Produktionsverfahren, Fruchtfolgen, Baumartenzusammensetzung, Umtriebszeiten und Betriebssysteme) werden noch zu wenig in THG-Bilanzen einbezogen, obwohl sie von erheblichem Einfluss sind. Bei der Ableitung praktisch umsetzbarer THG-Minderungsstrategien müssen ebenfalls die konkreten Produktionsbedingungen berücksichtigt werden. Zu unterschiedlichen Produktions- und Konversionsverfahren land- und forstwirtschaftlicher Biomasse liegen zwar THG-Bilanzen vor, viele weitere Produktions- und Konversionsverfahren wurden jedoch bisher nicht untersucht, insbesondere nicht unter den spezifischen bayerischen Rahmenbedingungen. Häufig sind die Datenbasis und die Methodik der Berechnungen nicht ausreichend dokumentiert, so dass die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf bayerische

Verhältnisse nicht beurteilt und die Belastbarkeit der Ergebnisse nicht überprüft werden kann. Nur in seltenen Fällen ist die Ableitung von Optimierungsmaßnahmen einzelner Verfahrensketten möglich. Das Vorgehen bei der THG-Bilanzierung variiert in der zu Grunde gelegten Datenbasis, in der Wahl der Systemgrenzen, in den Berechnungswerkzeugen, in den Bezugsgrößen und in der Ergebnisaufbereitung. Eine abgestimmte Methodik ist Voraussetzung für die Vergleichbarkeit von Ergebnissen. Zur Dokumentation aber auch zum Verfahrenvergleich werden bislang in vielen Fällen [59][67] allenfalls THG-Emissions-Standardwerte herangezogen. Spezifische, regionaltypische Daten für die land- und forstwirtschaftliche Biomasseproduktion für Nahrungs- und Futtermittel, für die Energiebereitstellung und stoffliche Nutzung in Bayern, für die Bilanzierung von Treibhausgasen, die Beurteilung der Energieeffizienz und die ökonomische Bewertung sind in der Regel nicht vorhanden. Eine fallbezogene Bestimmung der THG-Bilanz ist in den seltensten Fällen möglich. Gerade verfahrensspezifische Unterschiede werden jedoch künftig ökologische und ökonomische Optimierungsmöglichkeiten bieten. Daher sind anerkannte Methoden zur Berechnung der THG-Bilanzen, deren differenzierte Ermittlung für verschiedene Verfahrensoptionen sowie die Bereitstellung von Werkzeugen für die Beratung und für interessierte Land- und Forstwirte erforderlich. Erst dann lassen sich Handlungsempfehlungen für die regionale und einzelbetriebliche Beratung in Bayern in Richtung einer nachhaltigen und THG-minimierten Produktion ableiten.

Begrenzte Potenziale an Rest- und Rohstoffen sowie an Flächen erfordern bei zunehmendem Anteil der Bioenergie am Energiemix optimale Einsatzstrategien. Grundlage hierfür sind zunächst belastbare Statistiken über Anbauflächen, Roh- und Reststoffaufkommen, Produktionskapazitäten, Bestand an Energienutzungseinheiten sowie Absatz- und Endnutzungsmengen im Bereich der Bioenergie (Wärme, Strom, Mobilität) sowie spezifische Infrastrukturdaten, die jedoch für Bayern derzeit nur unzureichend vorliegen. Auf der Basis dieses Zahlenmaterials können Entscheidungshilfen für Politik und Administration, Land- und Forstwirtschaft, Investoren und Endverbraucher erarbeitet werden.

Nicht zuletzt haben alle Maßnahmen zur Minderung der THG-Emissionen volks- und betriebswirtschaftliche Auswirkungen. Diese sind bisher nur selten quantifiziert worden, aber von höchster Bedeutung wenn es darum geht, Handlungsempfehlungen auszusprechen oder ordnungspolitische Maßnahmen zu ergreifen.

1.3 Zielstellung

Um die Land- und Forstwirtschaft bei der Bewältigung dieser Herausforderungen zu unterstützen, wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten bereits im Jahr 2012 im Rahmen der Umsetzung des bayerischen Energiekonzepts „Energie Innovativ“ [26] am Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe in Straubing eine „Expertengruppe Ressourcenmanagement Bioenergie in Bayern – ExpResBio“ ins Leben gerufen.

Mit "ExpResBio" werden in Bayern vorhandene Kompetenzen aus den Bereichen land- und forstwirtschaftliche Produktion, Umweltwirkungen und Ressourceneffizienz sowie

Technologie und Ökonomie Nachwachsender Rohstoffe vernetzt, um übergreifende Zielstellungen bearbeiten zu können und eine Anlaufstelle für Politik, Gesellschaft und Beratung zu schaffen. Die Aufgabenstellung für die Expertengruppe ist langfristig geplant.

Die übergeordneten, langfristigen Ziele sind:

- Reduktion der THG-Emissionen in Bayern durch Analyse (Energie- und Stoffströme) und Optimierung der land- und forstwirtschaftlichen Produktion von Biomasse in Bayern in Abwägung mit anderen wichtigen Umweltwirkungen zur Bereitstellung von Rohstoffen für Nahrungs- und Futtermittel, für die stoffliche Nutzung sowie für die Energieumwandlung
- Volkswirtschaftliche und betriebswirtschaftliche Bewertung optimierter Verfahrensketten auf unterschiedlichen Betrachtungsebenen
- Möglichst nachhaltige Nutzung land- und forstwirtschaftlicher Ressourcen in Bayern

Die genannten Zielsetzungen sollen in verschiedenen Projektphasen bearbeitet werden. Der vorliegende Abschlussbericht zeigt die Ergebnisse der Projektphase 1, in der folgende Ziele bzw. bearbeitet wurden.

Erstes Ziel ist die Abstimmung und Harmonisierung der Methoden zur THG-Bilanzierung von Biomasse aus land- und forstwirtschaftlicher Produktion in Bayern (Rechentools, Systemgrenzen, Datenbasis, etc.) innerhalb der Expertengruppe und mit nationalen und internationalen Arbeitsgruppen unter Berücksichtigung gültiger Normen, Verordnungen, Richtlinien erfolgen. Für die Prüfung und Weiterentwicklung der Methoden zur THG-Bilanzierung unter regionalspezifischen Anforderungen in Bayern sollen typische Modellvarianten bzw. Fallbeispiele für die land- und forstwirtschaftliche Produktion im Allgemeinen sowie für die Bereitstellung von Bioenergie im Besonderen definiert werden. Zu diesem Zweck sollen relevante Daten (Energie- und Stoffströme, THG-Emissionen) - regionalspezifisch und einzelbetrieblich - für Anbau, Konversion, Logistik und Nutzung erhoben werden. Darauf aufbauend werden THG-Bilanzen für die definierten Modellszenarien bzw. Fallbeispiele unter Berücksichtigung regionaltypischer und modellbetrieblicher Einflüsse berechnet sowie volks- und betriebswirtschaftliche Bewertungen (z. B. CO₂-Minderungskosten, Kostenanalyse für eine THG-optimierte Produktion) durchgeführt. Begleitend dazu erfolgen der Aufbau und die Pflege eines bayerischen Datenpools

Ein weiteres wesentliches Ziel der Projektphase 1 ist der Wissenstransfer in die Praxis über Multiplikatoren z. B. der ÄELF, ÄLE und LVFZ und in die Politik. Dazu sollen Maßnahmen zur Reduktion der THG-Emissionen aus der bayerischen Land- und Forstwirtschaft aus den bisherigen Ergebnissen abgeleitet sowie Handlungsempfehlungen für Produzenten, Verbraucher und Entscheidungsträger erarbeitet werden. Weiterhin soll eine Vernetzung der Expertengruppe nach außen (national, international) erfolgen.

2 Stand des Wissens

In diesem Kapitel wird ein umfassender Überblick über den Stand des Wissens der für das Projekt ExpResBio relevanten Themen gegeben. Zu aller erst wird auf das Thema der Bewertung von Umweltwirkungen im Allgemeinen eingegangen. Anschließend werden die in diesem Zusammenhang derzeit gültigen politischen Rahmenbedingungen vorgestellt. Danach werden verschiedene Standards und Normen zur Umweltbewertung vorgestellt. Es folgt eine Ausführung über die wissenschaftliche Anwendung der Umweltbewertung in den einzelnen Produktsystemen. Mit der Darlegung des Stands des Wissens zur ökonomischen Bewertung der forst- und landwirtschaftlichen Produktion wird das Kapitel geschlossen.

2.1 Bewertung von Umweltwirkungen

(Dr.-Ing. Daniela Dressler, Lorenz Strimitzer)

Grundlage für planerische Entscheidungsprozesse ist die Systembewertung. Da ein übergreifendes Ziel im Projekt ExpResBio die Erarbeitung von Handlungsempfehlungen, beispielsweise für Maßnahmen zur Reduktion von THG-Emissionen in der Land- und Forstwirtschaft in Bayern ist, müssen hierfür mögliche Umweltwirkungen der land- und forstwirtschaftlichen Produktion bewertet werden.

Ein Entscheidungsprozess fordert möglichst detaillierte, präzise und eindeutige Informationen. Umweltwirkungen sind jedoch oft schwer zu quantifizieren und teilweise bis heute unbekannt. Beispielsweise änderten sich die vom IPCC veröffentlichten Charakterisierungsfaktoren (z. B. CO₂-Äquivalente) aufgrund neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse im Laufe der Zeit [234]. Eine Entscheidung ist des Weiteren immer eine Wahl zwischen mehreren Alternativen. In einem Produktsystem ist jede Herstellungsalternative mit spezifischen Umweltwirkungen verbunden. Diese werden meist in unterschiedliche Wirkungskategorien unterteilt. Im Zuge der Bearbeitung einer Fragestellung ergibt sich somit eine Matrix an Alternativen und Wirkungskategorien. Um diese Matrix zu untersuchen, werden Methoden der Bewertung angewendet.

Prinzipiell kann zwischen monokriteriellen und multikriteriellen Bewertungsverfahren unterschieden werden. Bei monokriteriellen Verfahren ist nur eine einzige Wirkungskategorie ausschlaggebend, beispielsweise werden bei Product Carbon Footprints (PCF) lediglich die THG-Emissionen und somit die Wirkungskategorie Klimawandel quantifiziert. Ein weiteres Beispiel stellt der Materialinput pro Serviceeinheit ("Material Input per Unit of Service" - MIPS) dar. Hier wird der gesamte Materialaufwand für die Herstellung, Nutzung und Entsorgung eines Produktes als Maß für die spezifische Umweltwirkung herangezogen [447]. Alternativ kann der kumulierte Energieaufwand (KEA) analysiert werden. Multikriterielle Verfahren betrachten mehrere Wirkungskategorien. Hier können Verfahren mit Aggregation zu einer Maßzahl ("Endpoint"-Methoden) und Verfahren ohne weitergehende Aggregation ("Midpoint"-Methoden) unterschieden werden.

Bei den sogenannten "Endpoint"-Methoden werden die Ergebnisse jeder untersuchten Alternative zu einem einzigen Wert aggregiert. "Endpoint"-Methoden bewerten die eigentliche Schadwirkung auf ein Schutzgut (z. B. menschliche Gesundheit). Beispiele sind die Methode der Umweltbelastungspunkte (auch ökologische Knappheit, BUWAL-Methode oder Ökopunktmethode genannt), welche beispielsweise von ZAH et al. (2007) zur Untersuchung von Biokraftstoffen in der Schweiz angewendet wurde [448]. Ein weiteres Beispiel wäre eine Methode, bei der die potentielle Schädigung von Biomasse in Toxizitätsäquivalenten angegeben wird, bzw. Ecoindicator 99 [181] und ReCiPe 2008 [180], welches eine Mischform darstellt. Während Umweltbelastungspunkte Emissionsgrenzwerte und somit politische Zielsetzungen reflektieren, beruhen der Ecoindicator 99 und ReCiPe 2008 auf Effekt-Wirkungs-Modellen [173]. Ein wesentlicher Vorteil von aggregierenden Verfahren ist, dass eine Rangfolge der untersuchten Alternativen - beispielsweise in Form einer Intervallskala - erstellt werden kann. Mit aggregierenden Verfahren können somit die Abstände zwischen den Alternativen bestimmt werden. Allerdings hat eine Aggregation auch wesentliche Nachteile, beispielsweise Kompensationseffekte. So kann eine Alternative ungeachtet eines sehr schlecht bewerteten Teilergebnisses trotzdem am besten abschneiden.

Multikriterielle Verfahren ohne Aggregation ("Midpoint"-Methoden) verzichten auf die Zusammenfassung der Teilergebnisse zu einer Maßzahl. Diese Verfahren liefern somit die Menge an guten Alternativen und treffen keine Aussage über den Abstand eben dieser. "Midpoint"-Methoden bewerten die relativen Wirkungen von Emissionen (meist als Äquivalente bestimmter Substanzen ausgedrückt) auf bestimmte Kategorien. Der wesentliche Vorteil dieser Methoden ist der hohe Informationsgehalt der Ergebnisse - es lassen sich präzise Ursachenanalysen verschiedener Umweltbelastungen durchführen. Neben der Wirkungsbilanz mit verbal-argumentativer Bewertung sowie der Methode kritischer Volumina ist hier vor allem die am Centrum voor Milieukunde an der Universität Leiden (Niederlande) entwickelte Methode (CML-Methode [414]) zu nennen. Mit Hilfe der CML-Methode sollen möglichst alle Austauschbeziehungen zwischen einem betrachteten System und der nicht betrachteten Systemumgebung analysiert werden. Zu diesem Zweck erfolgt eine Einteilung von Emissionen mit gleicher Wirkung in sog. Wirkungskategorien (z. B. Klimawandel, Eutrophierung etc.).

Ob sich nun aggregierende "Endpoint"-Methoden oder nicht-aggregierende "Midpoint"-Methoden für die Bewertung der Umweltwirkung eignen, hängt von den Zielen der Studie ab. Die Forschungsanstalt Agroscope der schweizerischen Eidgenossenschaft z. B. rät in einer Stellungnahme im Jahr 2011 von der Verwendung der Methode der Umweltbelastungspunkte ("Endpoint"-Methode) im Kontext von Nahrungsmitteln und Bioenergieträgern aus landwirtschaftlicher Biomasse ausdrücklich ab, vor allem weil wichtige "Midpoint"-Wirkungskategorien wie Versauerung, Treibhauspotenzial und Eutrophierung nicht explizit berücksichtigt würden. Deswegen empfiehlt die Agroscope die Verwendung anerkannter "Midpoint"-Methoden unter Berücksichtigung aller relevanten Wirkungskategorien [173]. Um im öffentlichen Kontext empfohlen werden zu können, sollte die gewählte Methode für die Wirkungsabschätzung bestimmte Mindestkriterien erfüllen. So sollten die Mechanismen zur Entstehung der Umweltbelastung explizit und nachvollziehbar berück-

sichtigt werden. Darüber hinaus sollten der Festlegung der Bewertungskriterien wissenschaftliche Ansätze zu Grunde liegen. Diese Ansätze wurden in den Handbüchern des International Reference Life Cycle Data System (ILCD) zusammengefasst und bewertet [153][152] (vgl. auch Kapitel 2.3.5).

Allen Bewertungsverfahren ist gemein, dass eine Reihe von methodischen Aspekten beachtet werden müssen. Auf diese methodischen Aspekte wird in den nachfolgenden Kapiteln "Politische Rahmenbedingungen" sowie "Standardisierte Bewertungsmethoden" im Detail eingegangen.

2.2 Politische Rahmenbedingungen

In dem von der Bayerischen Staatsregierung im Mai des Jahres 2011 beschlossenen Energiekonzept "Energie Innovativ" [26] ist die politische Position des Freistaates Bayern bezüglich der zukünftigen Energieversorgung festgeschrieben. Die Erkenntnis, dass die Energieversorgung aufgrund ihrer immensen Bedeutung für die Gesellschaft zu einer Schlüsselaufgabe des 21. Jahrhunderts geworden ist, bekräftigt auch die Notwendigkeit, die bestehende bayerische Energieversorgung beschleunigt umzubauen. Als erste Herausforderung und Lösung ist u. a. der "deutlich schnellere Ausbau" von erneuerbaren Energien benannt.

Da erneuerbare Energien - insbesondere Biokraftstoffe und flüssige Biobrennstoffe - in der Öffentlichkeit kontrovers diskutiert werden (Teller-oder-Tank-Diskussion, Vermaisung der Landschaft), soll im Anschluss ein kurzer Überblick über die derzeit geltenden gesetzlichen Rahmenbedingungen betreffend unterschiedlicher Formen erneuerbarer Energie gegeben werden.

2.2.1 Gasförmige Bioenergieträger

(Dr.-Ing. Mathias Effenberger)

Die Einspeisung und Vergütung von elektrischer Energie, die aus Biogas erzeugt wurde, regelt das Gesetz für den Ausbau Erneuerbarer Energien, vormals Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (EEG). Beginnend mit der ersten Novelle des EEG (vom 21. Juli 2004) wurden Boni eingeführt, um die Biogaserzeugung aus Anbaubiomasse und Gülle sowie die Biogasverwertung in Kraft-Wärme-Kopplung zu fördern. Die an den Vergütungsanspruch geknüpften Bedingungen wurden in den darauffolgenden Novellen (2008 und 2012) zunehmend diversifiziert und verschärft, um ökologisch nachzusteuern. Das derzeit gültige EEG (vom 21. Juli 2014) kennt keine solchen Boni mehr, sondern legt lediglich gesonderte Vergütungssätze für Strom aus Biogasanlagen mit Vergärung von Bioabfällen sowie für Strom aus Biogasanlagen mit einer elektrischen Nennleistung von höchstens 75 kW und einem Massenanteil von Gülle in den Einsatzstoffen von mindestens 80 % fest. Das Gebiet des Umweltrechts zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch die Biogasanlage regeln im Wesentlichen das BImSchG (Bundesimmissionsschutzgesetz) [68] und das WHG (Wasserhaushaltsgesetz) mit den abge-

leiteten Verordnungen. Die Richtlinie VDI 3475 Blatt 4. "Emissionsminderung Biogasanlagen in der Landwirtschaft - Vergärung von Energiepflanzen und Wirtschaftsdüngern" beschreibt den Stand der Technik für Emissionsminderungsmaßnahmen zur Vermeidung schädlicher Umwelteinwirkungen einschließlich der Emission klimawirksamer Gase. Die Empfehlungen dieser Richtlinie finden Anwendung in den Auflagen für Biogasanlagen, die der Genehmigungspflicht nach 4. BImSchV (vom 2. Mai 2013) Anhang 1 Nr. 8.6 unterliegen. Darüber hinaus wurden daraus folgende technische Vorgaben in das EEG 2014 übernommen: die technisch gasdichte Abdeckung neu zu errichtender Gärrestlager am Standort, eine hydraulische Verweilzeit im gasdichten und an eine Gasverwertung angeschlossenen System von mindestens 150 Tagen sowie eine zusätzliche Gasverbrauchseinrichtung zur Vermeidung einer Freisetzung von Biogas (i. d. R. wird eine Not-Gas-fackel gefordert).

Für die Stromproduktion aus Biogas wurden bisher keine gesetzlichen Vorgaben zur Treibhausgaseinsparung erlassen. Biogasanlagen, die den Technologie-Bonus nach EEG (vom 25. Oktober 2008) Anlage 1 bzw. den Gasaufbereitungs-Bonus nach EEG (vom 28. Juli 2011) Anlage 1 realisieren, müssen nachweisen, dass der Methanschluß bei der Gasaufbereitung einen Wert von 0,5 % bzw. 0,2 % nicht überschreitet. Wird das Biogas zu Biomethan aufbereitet und direkt oder nach Einspeisung in das Gasnetz als Kraftstoff genutzt, so fällt die gesamte Prozesskette unter die Legislativen zur Förderung von Biokraftstoffen, welche im Folgenden Kapitel näher erläutert werden.

2.2.2 Biokraftstoffe und flüssige Biobrennstoffe

(Dr.-Ing. Daniela Dressler, Lorenz Strimitzer)

Den wichtigsten rechtlichen Rahmen für erneuerbare Energien im Allgemeinen und für Biokraftstoffe und flüssige Biobrennstoffe im Speziellen stellt die Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen ("Renewable Energy Directive - RED") [142] dar. Diese Richtlinie wird im Folgenden - inklusive ihrer Umsetzung in nationales Recht - näher erläutert. Darauf aufbauend wird in Kapitel 2.3.1 auf die Norm DIN EN 16214 [109] eingegangen, welche u. a. eine Methodologie für die Berechnung der in der Richtlinie 2009/28/EG (RED) geforderten Bestimmung der THG-Emissionen über die gesamte Produktionskette von Biokraftstoffen und flüssigen Biobrennstoffen enthält.

Richtlinie für Erneuerbare Energien 2009/28/EG (RED)

Die Richtlinie 2009/28/EG (RED) [142] des Europäischen Parlaments und Rates bildet den übergeordneten rechtlichen Rahmen für erneuerbare Energien in allen 28 EU-Mitgliedsstaaten. Sie stellt demnach die politische Position der Europäischen Union zu diesem Thema dar. Die Umsetzung obliegt der jeweils nationalen Gesetzgebung. In Deutschland ist die Richtlinie 2009/28/EG (RED) in Form der Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung (Biokraft-NachV 2009) [59] sowie der Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung (BioSt-NachV 2009) [67] umgesetzt (s. u.). In der Richtlinie 2009/28/EG (RED) sind u. a. verbindliche nationale Ziele für den Anteil erneuerbarer Energien am gesamten Endenergieverbrauch für jeden Mitgliedsstaat festgeschrieben,

um das Gesamtziel der Europäischen Union eines 20-prozentigen Anteils erneuerbarer Energie am Endenergieverbrauch bis zum Jahr 2020 zu erreichen. Die Mitgliedsstaaten sind verpflichtet, erforderliche Maßnahmen zur Erreichung der Zielvorgaben zu ergreifen, beispielsweise in Form von Fördermodellen wie sie in Deutschland im Gesetz für den Vorrang erneuerbarer Energien (EEG) oder im Biokraftstoffquotengesetz [74] bzw. im Bundes-Immissionsschutzgesetz (§ 37a Mindestanteil von Biokraftstoffen an der Gesamtmenge des in Verkehr gebrachten Kraftstoffs; Treibhausgasminderung [76]) festgeschrieben sind.

Die nachhaltige energetische Nutzung von Biomasse soll auch im Hinblick auf die Klimaschutzziele der Europäischen Union gefördert werden. Nachhaltigkeit im Sinne der Richtlinie 2009/28/EG (RED) bedeutet, dass für Biokraftstoffe und flüssige Biobrennstoffe folgende Nachhaltigkeitskriterien erfüllt werden müssen:

- THG-Einsparungen gegenüber fossilen Referenzsystemen unter Einbeziehung der gesamten Herstellungs- und Lieferkette,
- keine Verwendung von Biomasse von
 - Flächen mit hoher biologischer Vielfalt (z. B. artenreiches Grünland),
 - ausgewiesenen Flächen des Naturschutzes,
 - Primärwald,
 - Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand (z. B. Feuchtgebiete, bestimmte kontinuierlich bewaldete Gebiete),
 - Torfmoorflächen,
- definierte Mindestanforderungen an guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand,
- Berichtspflichten zu einzelstaatlichen Maßnahmen zur Einhaltung der Nachhaltigkeitskriterien.

Ein Nachhaltigkeitskriterium, das Biokraftstoffe und flüssige Biobrennstoffe erfüllen müssen, ist das Erreichen bestimmter THG-Emissionseinsparungen. Die THG-Einsparungen bei Biokraftstoffen gegenüber fossilen Referenzsystemen müssen derzeit mindestens 35 % betragen. Ab dem 1. Januar 2017 sind für Neuanlagen mindestens 50 % gefordert, ab 1. Januar 2018 mindestens 60 %. Diese in der Richtlinie 2009/28/EG festgelegten Ziele wurden mit der Richtlinie 2015/1513/EG [146] (Änderungsrichtlinie der Richtlinie 2009/28/EG (RED) [142] und der Richtlinie 98/70/EG (FQD)) [143] geändert. Die Mindestanforderungen der THG-Emissionsminderung betragen demnach für Anlagen, die vor dem 05. Oktober 2015 in Betrieb genommen wurden, weiterhin 35 % und werden ab dem 01.01.2018 auf 50 % angehoben. Anlagen, die nach dem 05. Oktober 2015 in Betrieb genommen wurden, müssen eine THG-Emissionsminderung von 60 % im Vergleich zum fossilen Referenzwert erreichen. Eine Umsetzung in deutsches Recht muss bis April 2017 erfolgen [146].

Unter bestimmten Voraussetzungen können THG-Einsparungen mit Standardwerten (Default-Werten) ermittelt werden. Zu beachten ist, dass die THG-Emissionen der fossilen Referenzsysteme ebenfalls einem stetigen Wandel unterworfen sind. So zeigt eine Untersuchung der EMPA (2012) [139], dass die Gewinnung von Erdöl aus unkonventionellen Quellen (Ölsande, Ölschiefer) dessen THG-Bilanz deutlich verschlechtert. Diesem Aspekt wurde mit der Richtlinie 2015/625/EG Rechnung getragen. Hier sind die Berechnungsverfahren und Berichterstattungspflichten für fossilen Otto- und Dieselkraftstoff festgelegt. In diesem Zusammenhang wurde der Referenzwert für fossilen Kraftstoff angepasst. Bislang liegt der Referenzwert nach Richtlinie 2009/28/EG bzw. 98/707EG (FQD) bei $83,8 \text{ g MJ}^{-1}$ für fossilen Otto- und Dieselkraftstoff. Mit der Umsetzung der Richtlinie 2015/625/EG werden erstmalig differenzierte Referenzwerte herausgegeben. Diese liegen für Ottokraftstoff bei $93,3 \text{ g MJ}^{-1}$ und für Dieselkraftstoff bei $95,1 \text{ g MJ}^{-1}$. Eine Umsetzung in deutsches Recht muss bis April 2017 erfolgen [147].

Für Betriebe, die nicht die vorgegebenen Standardwerte der Richtlinie 2009/28/EG benutzen, sondern die Berechnungen selbständig und standortspezifisch durchführen wollen, legt die Richtlinie 2009/28/EG Berechnungsgrundlagen fest. Allerdings bleibt einiger Spielraum, da z. B. für den landwirtschaftlichen Anbau keine detaillierten Vorschriften gemacht werden, welche Prozesse wie berechnet werden sollen, wie Allokationen durchgeführt werden sollen oder welche Anforderungen die benutzten Emissionsfaktoren erfüllen müssen. In der Richtlinie 2009/28/EG (RED) [142] werden weder Emissionsfaktoren noch Aktivitätsdaten offengelegt, die bei der Berechnung der in der Richtlinie enthaltenen Standardwerte herangezogen wurden. Informationen zur Herleitung der Standardwerte der Richtlinie 2009/28/EG (RED) finden sich dagegen im Excel-Rechentool BioGrace [226] (vgl. auch Kapitel 2.5.2), das Systemgrenzen, Methoden, Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren transparent offenlegt und es zudem erlaubt, eigene Berechnungen anhand von individuellen Aktivitätsdaten selbst vorzunehmen. Damit sollen zum einen eine vereinheitlichte Berechnung der THG-Emissionen von Biokraftstoffen und zum anderen die Umsetzung der Richtlinie in nationales Recht unterstützt werden. Ein weiteres Excel-Rechentool ist in diesem Zusammenhang der THG-Rechner für Biokraftstoffe und flüssige Bioenergieträger ENZO₂ [227] (vgl. auch Kapitel 2.5.2). Sowohl BioGrace als auch ENZO₂ sind von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) gemäß Biokraft-NachV anerkannt.

Die einheitliche Berechnung von THG-Bilanzen nach den Anforderungen der Richtlinie 2009/28/EG (RED) wird in Deutschland durch Zertifizierungssysteme sichergestellt. Die Zertifizierungssysteme stellen genau definierte Rechenregeln auf, um die entsprechenden Nachhaltigkeitskriterien über den gesamten Produktionsweg - vom Ersterfasser (z. B. Warengenossenschaften, Landhandelsunternehmen) über die Verarbeiter (z. B. Ölmühle) sowie die Kraftstoffhersteller und Kraftwerksbetreiber bis hin zur Tankstelle - erfassen und prüfen zu können. Daneben führen die Zertifizierungssysteme ein Verzeichnis, wem sie Zertifikate ausgestellt haben und kontrollieren in Zusammenarbeit mit den Zertifizierungsstellen die Erfüllung der gesetzten Vorgaben. Zu den von der BLE anerkannten und zugelassenen Zertifizierungssystemen gehören ISCC (International

Sustainability & Carbon Certification) [233] und REDcert (Renewable Energy Directive Certification) [58].

Weiterentwicklung der EU-RED durch Richtlinie 2015/1513/EG

Bislang werden in der Nachhaltigkeitszertifizierung nach Richtlinie 2009/28/EG indirekte Landnutzungsänderungen (indirect Land Use Change - iLUC) und dadurch hervorgerufene THG-Emissionen nicht berücksichtigt. Trotz der großen Unsicherheiten in der Bewertung von iLUC-Effekten wird anerkannt, dass diese signifikant sein können. Dabei können iLUC-Emissionen die THG-Bilanz von Bioenergie deutlich verschlechtern bzw. sogar zu höheren Emissionen als beim Einsatz fossiler Energieträger führen. Mit der Änderungsrichtlinie 2015/1513/EG wurde nun eine Obergrenze für Biokraftstoffe der sogenannten ersten Generation festgelegt. Demnach dürfen nur 7 % Biokraftstoffe auf Basis von Stärke, Zucker und pflanzlichen Ölen auf das 10 % Ziel der EU angerechnet werden. Die anderen 3 % sollen vor allem durch reststoff- und abfallbasierte Biokraftstoffe sowie durch sogenannte Fortschrittliche Biokraftstoffe (z. B. auf Basis von Cellulose) abgedeckt werden. In diesem Zusammenhang wurde für den Einsatz von Fortschrittlichen Biokraftstoffen eine freiwillige Untergrenze von 0,5 % festgelegt. Ziel dieser Änderung ist es, indirekte Landnutzungsänderungen durch Biokraftstoffe zu vermeiden. Kraftstoffanbieter müssen im Rahmen der Berichterstattung jährlich die Biokraftstoff-Herstellungswege, die Kraftstoffmengen sowie die spezifischen THG-Emissionen inklusive vorläufiger Mittelwerte der geschätzten Emissionen infolge indirekter Landnutzungsänderungen an die EU-Kommission melden. Die vorläufigen Mittelwerte für die spezifischen CO₂-Äquivalent-Emissionen je MJ Kraftstoffe betragen:

- 12 g MJ⁻¹ für Getreide/sonstige Kulturpflanzen mit hohem Stärkegehalt,
- 13 g MJ⁻¹ für Zuckerpflanzen und
- 55 g MJ⁻¹ für Ölpflanzen [146].

Eine verbindliche iLUC-Anrechnung in der THG-Bilanz wurde in diesem Zusammenhang nicht vorgeschrieben.

Eine Fortschreibung der in Richtlinie 2009/28/EG festgeschriebenen Ziele erfolgte mit der Änderungsrichtlinie 2015/1513/EG nicht. Hierzu sind jedoch Konsultationsgespräche in Planung.

Zur Umsetzung der Richtlinie 2009/28/EG (RED) wurden, wie bereits erwähnt, auf nationaler Ebene die Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung und die Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung erlassen. Auf beide Verordnungen wird im Folgenden kurz eingegangen.

Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung (Biokraft-NachV 2009)

Diese Verordnung gilt für die Steuerentlastungsfähigkeit von Biokraftstoffen sowie für die gesetzliche Verpflichtung, bestimmte Mindestanteile an Biokraftstoffen in den Verkehr zu bringen. Für die geforderten Nachhaltigkeitskriterien müssen Zertifikate nachgewiesen werden, welche von Zertifizierungsstellen ausgegeben werden. Für die Anerkennung und Kontrolle der Zertifizierungssysteme und Zertifizierungsstellen ist gemäß dieser Ver-

ordnung die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) zuständig. Werden die geforderten Nachhaltigkeitsstandards für Biokraftstoffe nicht eingehalten, können diese weder steuerlich begünstigt, noch auf die zu erfüllende Biokraftstoffquote angerechnet werden [67].

Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung (BioSt-NachV 2009)

Diese Verordnung gilt nach dem EEG für flüssige Biomasse zur Erzeugung von Strom. Ausgenommen sind jene flüssigen Biomassen, die nur zur Anfahr-, Zünd- oder Stützfeuerung eingesetzt werden. Da diese Verordnung die Umsetzung der Richtlinie 2009/28/EG (RED) darstellt, besteht nur dann Anspruch auf eine Vergütung von Strom aus Biomasse, wenn die definierten Nachhaltigkeitsanforderungen und THG-Einsparungen erfüllt sind [67]. Die Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung findet jedoch keine Anwendung auf die Biogaserzeugung und -verstromung, da es sich hierbei definitionsgemäß um einen gasförmigen Energieträger handelt.

2.2.3 Forst- und Holzwirtschaft

(Dr. Daniel Klein, Christian Wolf)

Im Bereich der festen oder holzartigen Biomasse liegen zurzeit noch keine konkreten allgemeingültigen und produktübergreifenden Verordnungen vor. Eine Studie des IFEU in Zusammenarbeit mit Vattenfall greift dieses Thema jedoch auf und versucht die Regelungen der Richtlinie 2009/28/EG (RED) der europäischen Kommission auch auf den Bereich der holzartigen Biomasse anzuwenden [158]. Außerdem werden zurzeit Nachhaltigkeitskriterien für einzelne holzartige Brennstoffe entwickelt, etwa für Pellets durch AEBIOM¹. Absehbar ist außerdem die Entwicklung einer EU Nachhaltigkeitsverordnung für feste und gasförmige Biomasse ähnlich der Nachhaltigkeitsverordnung für flüssige Biomasse. Hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang der Bericht der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament über Nachhaltigkeitskriterien für die Nutzung fester und gasförmiger Biomasse bei Stromerzeugung, Heizung und Kühlung. Dieser wurde nach einer öffentlichen Konsultation im Februar des Jahres 2010 mit dem Hinweis veröffentlicht, zunächst keine verbindlichen Nachhaltigkeitsnachweise einzufordern. Jedoch wurden bestimmte Empfehlungen gegeben. So sollten beispielsweise Förderregelungen so ausgelegt sein, dass höhere Wirkungsgrade bei der Energieumwandlung erzielt werden (z. B. durch Kraft-Wärme-Kopplung). Des Weiteren werden Empfehlungen für Anforderungen an die Berichterstattung (gegenüber der Kommission) und Überwachung formuliert. Wenn Mitgliedsstaaten freiwillige Systeme einführen, sollten diese aus Gründen der Harmonisierung kompatibel mit den Anforderungen an flüssige Bioenergieträger (s.o.) sein. In dieser Veröffentlichung wird die Ökobilanz als geeignete Methode erachtet, um die THG-Emissionen von Bioenergie zu evaluieren und mit jenen von fossilen Brennstoffen zu vergleichen [149].

Als Rahmen gelten weiterhin emissionsmindernde Maßnahmen, die als Empfehlung im Rahmen des Berichts "Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar-

¹ <http://www.pelletcouncil.eu/en/pellet-quality-enplus/pellcert/> (Stand: 05.04.2013)

und Forstwirtschaft" des Thünen-Instituts publiziert wurden. Zu den Handlungsoptionen im Bereich der Forstwirtschaft zählen die Aufforstung und Wiederaufforstung, die beschleunigte Wiederbewaldung nach Kalamitäten, die Veränderung der Umtriebszeit, die Veränderung der Baumartenwahl sowie die Wiedervernässung von Moorwäldern. Handlungsoptionen im Bereich der Holzwirtschaft sind die Erhöhung der stofflichen Nutzung, die Steigerung der Effizienz beim Holzrohstoff- und Energieeinsatz in der Holzindustrie sowie die Erhöhung der stofflichen Verwendung von Altholz [315].

2.3 Normen, Standards und Initiativen

(Dr.-Ing. Daniela Dressler, Lorenz Strimitzer)

In diesem Unterkapitel werden wichtige Normen, Standards und Initiativen als Rahmenbedingungen für die Umweltbewertung in ExpResBio vorgestellt. Diese Ausführungen stellen einen Überblick dar und erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Eine Zusammenfassung dieser Rahmenbedingung zeigt Abbildung 1.

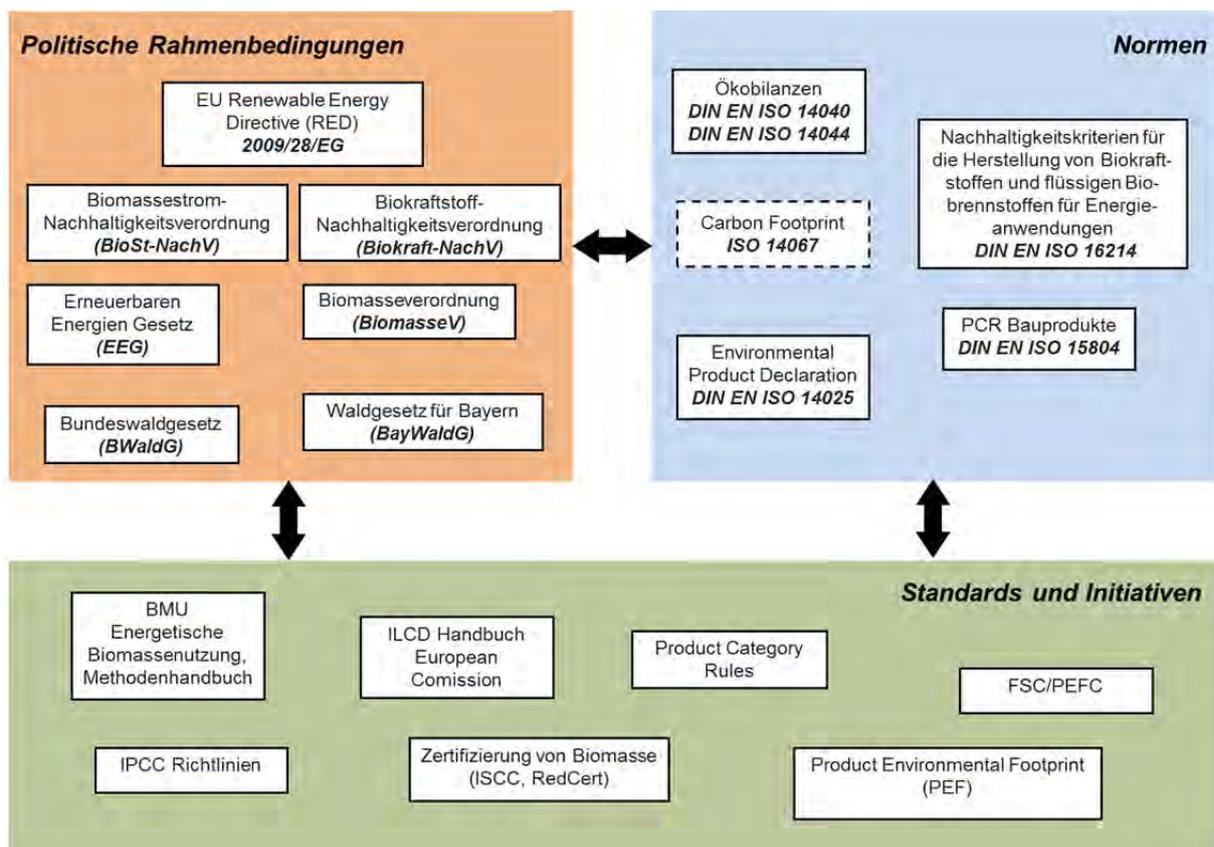


Abbildung 1: Wichtige Rahmenbedingungen für die Umweltbewertung in ExpResBio nach unterschiedlichen Ebenen kategorisiert

2.3.1 DIN EN 16214: Nachhaltig produzierte Biomasse für Energieanwendungen

Um die Umsetzung der Vorgaben der Richtlinie 2009/28/EG (RED) betreffend Biokraftstoffe und flüssige Biobrennstoffe zu unterstützen und zu erleichtern, ersuchte die Europäische Kommission das Europäische Komitee für Normung ("Comité Européen de Normalisation - CEN") eine Norm zu erarbeiten. Diese Normierungsbestrebungen mündeten in der Erarbeitung der Norm "DIN EN 16214: Nachhaltigkeitskriterien für die Herstellung von Biokraftstoffen und flüssigen Biobrennstoffen für Energieanwendungen - Grundsätze, Kriterien, Indikatoren und Prüfer". Sie besteht aus insgesamt vier Teilen, von denen drei Teile als Normen und ein Teil als Technische Regel vom Deutschen Institut für Normung veröffentlicht wurden:

- DIN EN 16214-1, Teil 1: Terminologie; (Nov. 2012) [109]
- DIN CEN/TS 16214-2, Teil 2: Konformitätsbewertung einschließlich überwachter Lieferkette und Massenbilanz; (Juni 2014) [113]
- DIN EN 16214-3, Teil 3: Biodiversität und Umweltaspekte im Zusammenhang mit Naturschutzzwecken; (Dez. 2012) [110]
- DIN EN 16214-4, Teil 4: Berechnungsmethoden der THG-Bilanz unter Verwendung einer Ökobilanz; (April 2013) [111]

Teil 1 der Norm legt die Terminologie für das Umfeld von nachhaltig erzeugter Biomasse für Energieanwendungen fest. Der zweite Teil soll als Referenz für die praktische Umsetzung der Nachhaltigkeitskriterien dienen. Im dritten Teil der Norm werden Biodiversität und Umweltaspekte im Zusammenhang mit Naturschutzzwecken behandelt. Im letzten Teil sollen Methoden für die THG-Bilanzierung der gesamten Produktkette von Biokraftstoffen und flüssigen Biobrennstoffen festgelegt werden. Die dargestellten Berechnungsmethoden berücksichtigen die Normenreihe zur Ökobilanz (DIN EN ISO 14040/44) [111].

2.3.2 Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040 und 14044

Die Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA) gemäß DIN EN ISO 14040 [107] und 14044 [106] ist eine normierte Methode zur Abschätzung potentieller Umweltwirkungen von Produkten. Dabei wird der gesamte Lebensweg eines Produktes (Cradle-to-grave, d. h. von der Wiege bis zur Bahre) betrachtet. Alle Umweltwirkungen während der Produktion, Nutzung und Entsorgung eines Produktes gehören somit ebenso zur Analyse wie die Umweltwirkungen, die während der Produktion und dem Transport von benötigten Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffen anfallen.

Eine Ökobilanz nach diesen beiden Normen stellt ein sehr flexibles Instrument dar, das je nach Fragestellung ganz unterschiedlich implementiert werden kann und dem Analytiker erhebliche Entscheidungsspielräume ermöglicht. Je nach Fragestellung kann eine Ökobilanz unterschiedlich durchgeführt werden und daher zu differierenden Ergebnissen führen, was zunächst kein Problem der Methode darstellt. Vielmehr erlaubt diese Flexibi-

lität, die je nach Fragestellung und für das untersuchte System optimale Auswahl von Methoden zu treffen. Problematisch ist diese Flexibilität erst bei einem Vergleich unterschiedlicher Studien, da diese mitunter verschiedene Ziele verfolgen sowie unterschiedliche Methoden anwenden. Die Ableitung von allgemeingültigen Aussagen ist daher in der Regel nicht möglich. Ein Vergleich von Produkten ist nur dann möglich, wenn die zu vergleichenden Produkte mit genau denselben methodischen Ansätzen, Systemgrenzen, Annahmen und Sekundärdaten gerechnet wurden.

Der nach DIN EN ISO 14040 und DIN EN ISO 14044 geforderte strukturelle Aufbau einer Ökobilanz ist in Abbildung 2 veranschaulicht. Die Pfeile verdeutlichen ein iteratives Vorgehen, welches oft erforderlich ist. Die Anwendung der Ökobilanz wird nicht von den genannten Normen erfasst.

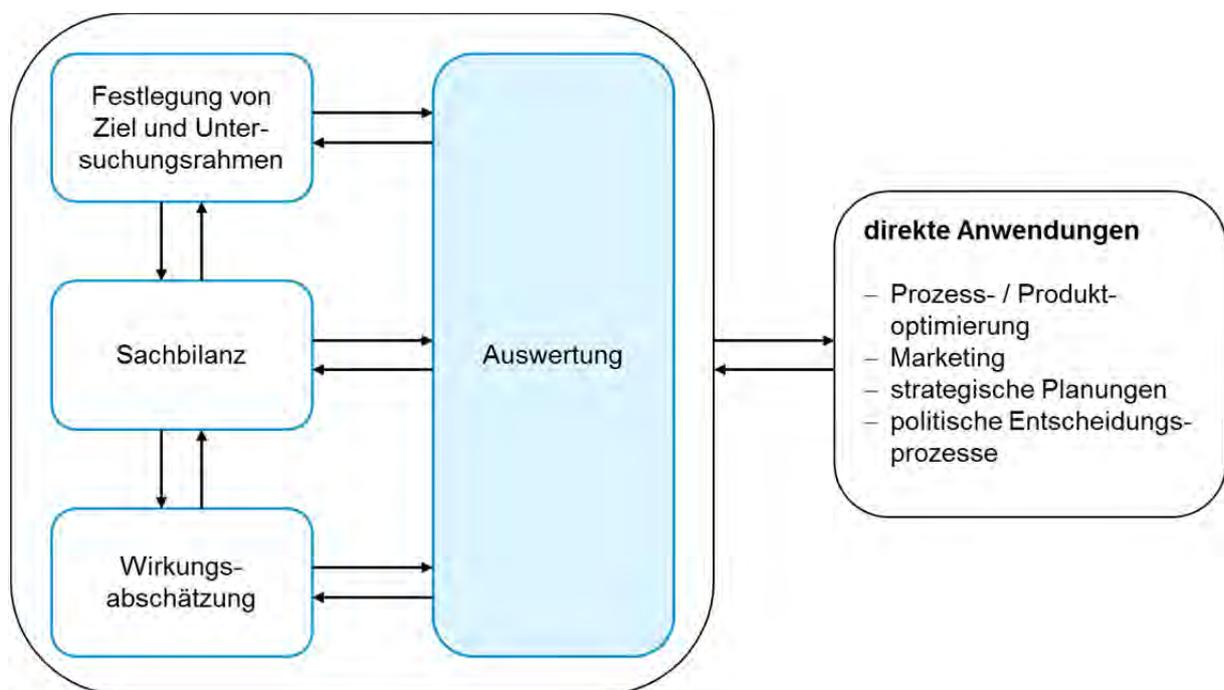


Abbildung 2: Komponenten einer Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040/44 [107][106]

Ziel und Untersuchungsrahmen

In der Zieldefinition wird festgelegt, wie eine spezielle Studie gestaltet wird. Neben dem Anwendungsbereich (was wird untersucht?) und dem Erkenntnisinteresse (warum wird die Ökobilanz durchgeführt?) ist auch die Zielgruppe zu definieren. Des Weiteren ist zu erläutern, ob vergleichende Aussagen für die Öffentlichkeit vorgesehen sind.

Der Untersuchungsrahmen enthält eine Beschreibung des Produktsystems bzw. der Produktsysteme, etwa im Rahmen eines Systemfließbildes. In dieser Phase müssen die Systemgrenzen definiert werden:

- Technische Systemgrenzen: Unter technischen Systemgrenzen versteht man die Abgrenzung zur Systemumgebung, Abschneideregeln (Ausschluss von geringfügigen

Inputs in das Produktsystem) sowie die Beschreibung, wie mit Koppelprodukten umgegangen wird.

- Räumliche Systemgrenze: Beschreibung der geographischen Grenzen des betrachteten Systems (Für welches Gebiet sollen Ergebnisse der Studie Aussagekraft besitzen?)
- Zeitliche Systemgrenze: Hier sind Angaben zum Zeitbezug der Studie zu treffen. Vor allem bei langlebigen Produkten werden die Systemgrenzen in die Zukunft verschoben, da ja definitionsgemäß der gesamte Lebensweg betrachtet werden muss. Da die Zukunft nur mit Unsicherheit vorausgesagt werden kann, ist eine Modellierung der zeitlichen Systemgrenzen kompliziert (z. B. können Entsorgungsprozesse in der Zukunft bedeutend von den heutigen Gegebenheiten abweichen).

Neben den Systemgrenzen müssen die funktionelle Einheit, der Referenzfluss, die Datenverfügbarkeit und Tiefe der Studie sowie weitere Festlegungen bezüglich der Art der geplanten Wirkungsabschätzung, etwaige Bewertung (Gewichtung) etc. bereits in dieser frühen Stufe einer Ökobilanzstudie festgelegt werden.

Die Phase Ziel und Untersuchungsrahmen ist für alle weiteren Phasen von grundlegender Bedeutung, da sie den übergeordneten Rahmen der Studie definiert und somit das weitere Vorgehen bestimmt.

Sachbilanz

In der Phase der Sachbilanz werden die Inputs und Outputs des untersuchten Produkts bzw. der untersuchten Produkte deskriptiv quantifiziert. In dieser Phase darf keinerlei subjektive Bewertung erfolgen. Die Sachbilanz ist eine reine Stoff- und Energieanalyse des zuvor definierten Systems. Hier gelten naturwissenschaftliche Grundsätze, wie das Gesetz der Erhaltung der Masse, der Energieerhaltungssatz und das Prinzip der Vermehrung der Entropie (Hauptsätze der Thermodynamik) sowie die Gesetze der Stöchiometrie.

Wirkungsabschätzung

In der Phase der Wirkungsabschätzung werden die in der Sachbilanz erhobenen Input-/Outputdaten analysiert, um potentielle Umweltwirkungen ableiten zu können.

In den Normen DIN EN ISO 14040 und DIN EN ISO 14044 ist ausdrücklich beschrieben, dass potentielle Umweltwirkungen untersucht werden, da die Wirkung einer Emission schwer einem definierten Ort zugerechnet werden kann. Verbindliche Bestandteile der Wirkungsabschätzung sind:

- die Auswahl von Wirkungskategorien (z. B. Klimawandel), Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodellen (z. B. Modelle des IPCC),
- die Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu Wirkungskategorien (Klassifizierung) sowie
- die Berechnung von Wirkungsindikatorwerten (z. B. kg CO₂-Äquivalente) (Charakterisierung).

Optional können gemäß der Norm DIN EN ISO 14040/44 Normierungen (z. B. Bezug zu Einwohnerdurchschnittswerten), Ordnungen (Hierarchiebildung, Ordnung nach geographischen Kriterien) und Gewichtungen durchgeführt werden. Da Gewichtungen immer mit Werthaltungen verbunden sind, sind diese für Ökobilanzen nach DIN EN ISO 14040/44 mit vergleichenden Aussagen für die Öffentlichkeit nicht zulässig.

Es wird keine verbindliche Liste an zu untersuchenden Wirkungskategorien vorgeschrieben, vielmehr können diese unter Berücksichtigung des Ziels und Untersuchungsrahmens der Studie frei gewählt werden. Die getroffene Auswahl muss jedoch begründet werden. Klassische, häufig verwendete Wirkungskategorien sind Eutrophierung, Versauerung, Ökotoxizität, stratosphärischer Ozonabbau, Bildung von Photooxidantien (Sommersmog), Humantoxizität und Klimaänderung.

Auswertung

Entsprechend den Zielsetzungen sollen in dieser letzten Phase einer Ökobilanz aus Ergebnissen der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung Schlussfolgerungen gezogen werden, um weitergehende Empfehlungen ableiten zu können.

Hier werden zuallererst signifikante Parameter identifiziert, wobei keine Vorgaben zu Signifikanzschwellen gemacht werden. Signifikante Parameter können je nach Studie neben Sachbilanzdaten auch Wirkungskategorien oder ganze Lebenswegabschnitte sein. Neben der Identifikation signifikanter Parameter können in der Auswertung Vollständigkeitsprüfungen (gibt es Datenlücken?) und Konsistenzprüfungen (z. B. stehen Betrachtungen im Einklang mit dem Ziel der Studie?) durchgeführt werden. Eine besondere Stellung nimmt die Sensitivitätsanalyse ein. Sie ist nach DIN EN ISO 14040 und DIN EN ISO 14044 dann vorgeschrieben, wenn die Wahl zwischen mehreren Allokationsmethoden möglich ist. Im Zuge einer Sensitivitätsanalyse wird geprüft, wie sich eine Veränderung z. B. der Datenqualität, des Allokationsansatzes oder der Wirkungskategorien auf das Ergebnis der Studie auswirkt.

Studien, welche aus verschiedenen Gründen bestimmte Teilbereiche im Rahmen ihrer Analyse ausklammern (Weglassen von Lebenswegabschnitten und/oder unvollständige Erfassung von Inputs und Outputs und/oder fehlende Wirkungsabschätzung und Bewertung), erfüllen die Anforderungen der beiden genannten Normen nicht vollständig. Diese werden daher als "simplified LCA" bzw. "streamlined LCA" bezeichnet. Der Grund für die Einschränkung liegt meist bei den zeitlichen oder finanziellen Rahmenbedingungen.

2.3.3 Product Carbon Footprint - "CO₂-Fußabdruck" nach DIN ISO/TS 14067, PAS 2050/PAS 2050-1 und GHG-Protocol Standard

Produktinformationen zu Umweltwirkungen werden seit einigen Jahren von Verbrauchern, aber auch von der Politik, Konzernen (Business-to-Business, Business-to-Consumer) und anderen Akteuren verstärkt nachgefragt. Aus diesem Grund werden beispielsweise Nachhaltigkeitsinitiativen begründet und Produktkennzeichnungen entwickelt [91][401]. Um die Berechnung und Bewertung von THG-Emissionen für Konsumenten, Geschäftspartner und andere Akteure vergleichbar zu machen, ist in diesem Zusam-

menhang der Product Carbon Footprint (PCF) entstanden (vgl. DIN CEN ISO/TS 14067 [112], PAS 2050 [52], GHG Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard [445]). Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse innerhalb eines PCF-Standards wird dadurch gewährleistet, dass spezifische Rechenregeln aufgestellt werden.

In einem PCF werden die THG-Emissionen meist entlang des gesamten Lebenszyklus eines Produkts betrachtet. Hierdurch sollen Optimierungspotenziale erkannt und THG-Emissionen verringert werden [52]. Die Berechnungen können aber auch nur einen Teil der Wertschöpfungskette umfassen, z. B. bei Business-to-Business-Analysen. Generell lassen sich mit einer PCF-Analyse die folgenden Ziele verfolgen:

- Identifikation von Hotspots der THG-Emissionen in der Wertschöpfungskette sowie von Ansatzstellen zur Reduktion von THG-Emissionen;
- Identifikation von Möglichkeiten zur Kosteneinsparung (z. B. führt die Reduktion des Energieverbrauchs gleichzeitig zu einer Reduktion von THG-Emissionen und zur Einsparung von Kosten);
- das bessere Verstehen der THG-Emissionen entlang der Wertschöpfungskette, um sich auf mögliche zukünftige gesetzliche Regelungen und Vorschriften vorzubereiten;
- das Erstellen einer Benchmark, die für das Monitoring und zur Bewertung des Erfolgs von THG-Reduktionsmaßnahmen sowie zur positiven Außendarstellung genutzt werden kann;
- Integration von THG-Emissionen in die Entscheidungsfindung, z. B. Auswahl von Materialien, Produktdesign, Arbeitsprozessen, etc.;
- die bessere Vernetzung mit anderen Akteuren entlang der Wertschöpfungskette;
- Kommunikation von Unternehmensverantwortung und einer Führungsrolle im Bereich Klimaschutz an Konsumenten und Stakeholder;
- positives Marketing und die Befriedigung einer wachsenden Nachfrage nach Informationen zur Klimawirkung von Produkten und Konsumgütern, sowie
- die Bereitstellung von klimarelevanten Informationen, die es dem interessierten Konsumenten erlauben, klimafreundlichere Produkte zu wählen.

Die vorgestellten Standards zur Berechnung von PCFs werden auf freiwilliger Basis verwendet, einen rechtlichen Zwang hierzu gibt es derzeit nicht. Viele der heute existierenden PCF-Initiativen haben auch ein Label zur Produktkennzeichnung entwickelt.

Insgesamt lässt sich zwischen öffentlichen und privaten PCF-Initiativen unterscheiden, wobei sich diese Kategorien teilweise überschneiden können. Im folgenden Kapitel werden die international wichtigsten Initiativen kurz vorgestellt.

DIN CEN ISO/TS 14067

Die Technische Regel DIN CEN ISO/TS 14067 „Treibhausgase - Carbon Footprint von Produkten - Anforderungen an und Leitlinien für Quantifizierung und Kommunikation“ [112] soll für mehr Transparenz bei der Berechnung bzw. Kommunikation von THG-Emissionen sorgen. Die Veröffentlichung dieser Norm erfolgte im September 2014. Neben Bestimmungen für die Berechnung von THG-Emissionen soll eine transparente und weltweit vergleichbare Darstellung von Carbon Footprints (CO₂-Fußabdrücke) durch Kommunikationsvorschriften gewährleistet werden. An der Verfassung des Norm-Entwurfs waren 57 Länder und zahlreiche Organisationen, technische Arbeitsgruppen und Komitees beteiligt. Bei dieser freiwilligen Berechnung von THG-Emissionen für Waren und Dienstleistungen ist kein Produktlabel vorgesehen.

PAS 2050 und PAS 2050-1

Auch der im Jahre 2008 veröffentlichte PAS 2050, "Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services" [52], ist ein Standard zur Bestimmung der THG-Emissionen eines Produkts oder einer Dienstleistung. Er wurde vom British Standards Institute (BSI), dem Carbon Trust und dem United Kingdom Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra) als öffentliche Initiative entwickelt. Im Jahr 2011 kam es zu einer ersten inhaltlichen Überarbeitung des Standards. Der im Jahr 2012 veröffentlichte Standard PAS 2050-1, "Assessment of life cycle greenhouse gas emissions from horticultural products. Supplementary requirements for the cradle to gate stages of GHG assessments of horticultural products undertaken in accordance with PAS 2050", ist eine auf den Gartenbau ausgerichtete Weiterentwicklung des PAS 2050. Er stellt somit einen branchenspezifischen Standard für die Berechnung von THG-Emissionen dar und wurde ebenso vom British Standards Institute erarbeitet. Hierbei gab es eine internationale Konsultation von Interessensgruppen.

Sowohl PAS 2050 als auch PAS 2050-1 werden weltweit angewendet und basieren ebenso wie der Norm-Entwurf zur DIN ISO 14067 auf einer freiwilligen Beteiligung. Zur Deklaration werden zwei verschiedene Arten von Produktlabels angewendet, je nachdem ob die CO₂-Äquivalente konkret angegeben werden sollen.

Greenhouse Gas Protocol (GHG-Protocol)

Das Greenhouse Gas Protocol (GHG Protocol Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard, PARS) wurde vom World Resources Institute (WRI) in Zusammenarbeit mit dem World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) entwickelt. Nach einer mehrjährigen Bearbeitungsphase wurde die erste Version des Standards 2001 veröffentlicht. Die aktuelle Version stammt vom September des Jahres 2011 [445]. Es handelt sich um einen weltweit gültigen Standard zur Berechnung und Berichterstattung von THG-Emissionen. Berücksichtigt werden neben direkten Emissionen aus eigenen Anlagen indirekte Emissionen aus der Energieerzeugung. Ebenso betrachtet werden indirekte Emissionen entlang von Wertschöpfungsketten. An der Erstellung des Standards waren neben einer internationalen Lenkungsgruppe auch verschiedenste technische Arbeitsgruppen eingebunden. Der auf Freiwilligkeit basierende GHG-Protocol Standard sieht Produktlabels nicht ohne weitere technische Spezifikationen vor.

2.3.4 ISO 13065 Nachhaltigkeitskriterien für Bioenergie

Die internationale Norm ISO 13065 - Nachhaltigkeitskriterien für Bioenergie liefert harmonisierte Festlegungen zu Nachhaltigkeitsgrundsätzen, Kriterien und Indikatoren für die Bewertung von Bioenergien hinsichtlich der umweltbezogenen, sozialen und wirtschaftlichen Aspekte der Nachhaltigkeit [232]. Gegenstand der Bewertung kann die gesamte Lieferkette oder ein einzelner Teil/Prozess innerhalb einer Lieferkette sein. Weiterhin lassen sich die Festlegungen auf alle Formen der Bioenergie unabhängig von dem eingesetzten Rohstoff, der geographischen Lage, der verwendeten Technologie oder der Bioenergienutzung anwenden. Die ISO 13065 schreibt keine Schwellen- oder Grenzwerte vor und ist damit kein Ersatz für Gesetze oder Zertifizierungssysteme, wie die Richtlinie 2009/28/EG bzw. die Biokraft-NachV (vgl. Kapitel 2.2.2). Der Standard dient zur weltweiten Harmonisierung von Nachhaltigkeitskriterien, um die Vergleichbarkeit verschiedener Lieferketten eines bestimmten Bioenergieträgers bzw. deren Teile oder Prozesse sowie die Vergleichbarkeit verschiedener Bioenergieträger zu erleichtern. Dies ist insbesondere für Biomasseanbieter, Händler oder Zertifizierer von Interesse. Weiterhin können die standardisierten Nachhaltigkeitskriterien für Bioenergie auch als unterstützende Ergänzung für Zertifizierungsinitiativen zur Überprüfung der Einhaltung rechtlicher Anforderungen dienen. Die Überführung der internationalen Norm in eine deutsche Norm war zum Zeitpunkt der Berichtserstellung noch nicht abgeschlossen [232][249].

2.3.5 Weitere Normen, Standards und Initiativen zur Bewertung von Produktumweltwirkungen

Neben den vorgestellten Normen und Standards zur Bewertung von Umweltwirkungen und insbesondere zur Berechnung von THG-Emissionen gibt es weitere Standards und Initiativen zur Bewertung produktbezogener Emissionen. Eine Auswahl wird im Folgenden beschrieben.

Environmental Footprint of Products (PEF)

Im Zuge der Bestrebungen der Europäischen Union, die Umweltwirkungen von Produkten über ihren Lebensweg hinweg zu minimieren, wurde die "Organisation Environmental Footprint" (OEF) ins Leben gerufen. Die Bemühungen eine harmonisierte europäische Methodologie zu generieren, gipfelten in der Veröffentlichung des "Product Environmental Footprint Guide" im Juli 2012 [144]. Die Förderung einer umweltfreundlichen, ressourcenschonenden Wirtschaft ist ein Schwerpunkt der "Strategie 2020" [150] der Europäischen Union.

Der "Product Environmental Footprint Guide - Harmonized methodology for the calculation of the environmental footprint of products (including carbon footprint)" wurde vom Directorate-General for the Environment zusammen mit dem Institute for Environment and Sustainability und anderen Institutionen der Europäischen Kommission entwickelt. Bei der Entwicklung wurden andere Standards und Normen wie z. B. die DIN EN ISO 14040 bzw. 14044 berücksichtigt. Durch die Einbeziehung von Stakeholdern in Form von Befragungen sowie einer öffentlichen Konsultation von Entwürfen sollten möglichst viele Interessensgruppen aktiv beteiligt werden. So wurden zehn Pilotstudien im Rahmen der

Erarbeitung des Standards durchgeführt und ausgewertet. Der aktuell verfügbare Entwurf wurde am 17. Juli 2012 veröffentlicht. Neben THG-Emissionen werden im Gegensatz zu Product Carbon Footprints auch weitere relevante Umweltwirkungskategorien betrachtet (multi-criteria). Ein Produktlabel ist nicht geplant. Dieser ebenfalls auf Freiwilligkeit basierende Standard soll EU-weit Anwendung finden.

Produktkategorien und Sektor spezifische Rechenregeln

Die in den vorigen Kapiteln vorgestellten Standards sind auf alle Arten von Produkten und Dienstleistungen anwendbar. Das bedeutet, dass die Berechnungsvorschriften nicht auf alle methodischen Details eingehen können, die für einzelne Produktgruppen relevant sein könnten. Sie können auch nicht strikte Regeln vorschreiben, die für manche Produktgruppen geeignet, für andere aber nicht passend sein könnten. Weil aber die Ergebnisse einer PCF-Berechnung stark von den getroffenen Annahmen und methodischen Entscheidungen abhängen, ist die Vergleichbarkeit zwischen Produkten und einzelnen Studien auch bei der Verwendung der PCF-Standards immer noch eingeschränkt. Sowohl im GHG Protocol Product Standard als auch im Entwurf der EU zum Environmental Footprint of Products wird klar festgestellt, dass der Standard allein ohne weitere Spezifikationen nicht zum Vergleich von Produkten herangezogen werden sollte.

Aus diesem Grunde gibt es verschiedene Bestrebungen, die in den PCF-Standards festgelegten Rahmenbedingungen für einzelne Produktkategorien oder industrielle Sektoren weiter zu spezifizieren. Dabei wird in Form von sektor- oder produktspezifischen Berechnungsvorschriften festgelegt, welche Methode der Allokation zwischen Haupt- und Nebenprodukt für eine Produktkategorie am besten geeignet ist, die funktionelle Einheit genau definiert oder rechtfertigt, welche Faktoren aus der Analyse ausgeschlossen werden können.

Allerdings gibt es auch in diesem Bereich verschiedene Initiativen und relativ wenig Harmonisierungsansätze. Zudem sind die sektor- und produktspezifischen Zusatzvorschriften i. d. R. eng an einen PCF-Standard gekoppelt und können sich deshalb auch genauso unterscheiden wie die PCF-Standards selbst.

Grundsätzlich lassen sich zwei Arten von Initiativen unterscheiden:

- produkt- und produktgruppenspezifische Berechnungsvorschriften
- sektorale und industrielle Berechnungsvorschriften

Für einzelne Produkte bzw. Produktgruppen [401] werden Berechnungsvorschriften nach ISO 14025 zur Environmental Product Declaration [105] - sogenannte Product Category Rules (PCRs) - entwickelt. Der GHG Protocol Product Standard spricht von Product Rules, die sich auf PCRs nach ISO 14025 [105] oder andere Standards beziehen. Der Entwurf der EU zum PEF sieht die Entwicklung von produktgruppenspezifischen Vorschriften vor, sogenannten Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs). Das Sustainability Consortium [13] entwickelt Category Sustainability Profiles für Produktgruppen und Product Sustainability Declarations für einzelne Produkte.

Neben produkt- und produktgruppenspezifischen Berechnungsvorschriften gibt es auch noch weitere Bestrebungen zur Spezifizierung von Berechnungsstandards. Diese Vorschriften beziehen sich nicht auf einzelne Produktgruppen, sondern auf ganze industrielle Sektoren. Zum Beispiel gibt es den Standard PAS 2050-1, der – zusätzlich zu den Vorschriften in PAS 2050 – weitere Rechenregeln definiert, die bei der Analyse von Produkten des Gartenbaus angewendet werden können. Ein anderes Beispiel ist die International Dairy Federation, die näher ausführt, wie der PCF von Milch und Milchprodukten weltweit einheitlich berechnet werden kann. Ähnliche Initiativen gibt es auch in anderen Sektoren außerhalb der Landwirtschaft, z. B. im Bausektor oder Hotelgewerbe.

International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbuch

Mit dem ILCD-Handbuch werden die Bestimmungen der ISO 14040 und 14044 zur Erstellung einer Ökobilanz deutlich genauer spezifiziert. Diese Spezifizierungen sind von hoher Bedeutung, da die ISO 14040 und 14044 zwar einen wichtigen Rahmen für die Erstellung einer Ökobilanz geben, dem Anwender allerdings eine Bandbreite an Entscheidungen in der Umsetzung offenlassen. Dies führt in LCA Studien mit demselben Untersuchungsgegenstand mitunter zu unterschiedlichen bis hin zu gegensätzlichen Ergebnissen. Mit dem ILCD-Handbuch wurde daher eine Grundlage für die Generierung von konsistenten, aussagekräftigen und qualitätsgesicherten LCA-Ergebnissen geschaffen, wie sie von Industrie und Politik gefordert sind. Folglich sind Vertreter aus Industrie und Politik in den Arbeitsgruppen des ILCD vertreten. So werden die Arbeiten des ILCD von der Europäischen Kommission koordiniert und von unterschiedlichen international aufgestellten Arbeitsgruppen aus Experten, Stakeholdern und der interessierten Öffentlichkeit ausgeführt. Weitere Informationen zum Hintergrund des ILCD sind in [153] dargelegt.

Im Einzelnen besteht das ILCD Handbuch aus einer Reihe von technischen Dokumenten, die die gute fachliche Praxis der Ökobilanzierung in Politik und Industrie sicherstellen sollen [153]. Dazu zählen unter anderem:

- ILCD Handbook – Specific guide for Life Cycle Inventory data sets [151]
- ILCD Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context [152]

Roundtable on Sustainable Biomaterials (RSB)

Der Roundtable on Sustainable Biomaterials (RSB) [348] ist eine internationale unabhängige Initiative mit Hauptsitz in Chatelaine (Genf) in der Schweiz, welche unterschiedlichste Stakeholder aus den Bereichen Landwirtschaft, Nicht-Regierungs-Organisationen (NGO), der Wissenschaft, etc. vernetzt. Ziel ist es, die Nachhaltigkeit von Biomaterialien durch eine Zertifizierung sicherzustellen. Zur Berechnung von Umweltauswirkungen wird ein eigens entwickeltes, kostenpflichtiges Tool verwendet. Ursprünglich wurde die Initiative im Jahr 2007 gegründet um die Nachhaltigkeit von Biokraftstoffen sicherzustellen. Im Jahr 2013 wurde diese Initiative auf Biomaterialien im Allgemeinen ausgeweitet und bietet seitdem das umfangreichste System für die Zertifizierung von biobasierten Rohstoffen an [348].

2.4 Anforderungen und Prinzipien verschiedener Standards

(Dr.-Ing. Daniela Dressler, Lorenz Strimitzer)

2.4.1 Systemgrenzen

Um die Vergleichbarkeit der Berechnungen zu verbessern, machen die unterschiedlichen Standards Vorgaben, welche Prozesse in die Analyse einbezogen werden sollen und welche nicht. Trotz mancher Bemühungen um Harmonisierung gibt es doch zum Teil deutliche Unterschiede in der Definition der Systemgrenzen. Zudem gibt es auch Faktoren, die in den Standards nicht im Einzelnen aufgelistet sind und im Ermessen der Analysten liegen.

Die meisten Standards kennen zwei grundsätzliche Arten der Betrachtung: die Bewertung über den gesamten Lebensweg ("Von der Wiege bis zur Bahre", *engl.* "cradle to grave") oder über einzelne Abschnitte (z. B. "cradle to gate").

Manchmal werden mit den Systemgrenzen sogenannte Abschneideregeln vorgegeben, die den Lebensweg eines Produktes einschränken. Allerdings ist auch ein unterschiedlicher Umgang mit Abschneidekriterien in den verschiedenen Standards zu finden. Bei PAS 2050 müssen mindestens 95 % der gesamten zu erwartenden Emissionen einbezogen werden, während der GHG Protocol Product Standard es im Falle von Datenlücken erlaubt, dass Anwender selbst definieren, wann ein Input so insignifikant ist, dass er von der Berechnung ausgeschlossen werden kann (z. B. wenn abgeschätzt werden kann, dass Materialien oder Energieflüsse weniger als 1 % der gesamten Masse-, Energie- oder THG-Flüsse ausmachen). Die DIN ISO 14040 und 14044 schreiben vor, dass Abschneidekriterien eindeutig zu beschreiben und auf ihre Auswirkungen auf die Bilanzergebnisse zu analysieren sind. Nach ISO 14040 und 14044 gibt es mehrere Abschneidekriterien für die Entscheidung, welche Inputs in die Bilanz einzubeziehen sind. Dazu zählen Masse, Energie und/oder Umweltrelevanz [106][107].

Zur Definition der Systemgrenzen gehört es auch festzulegen, welche THG-Emissionen beispielsweise in die Analyse der Wirkungskategorie Treibhauseffekt einbezogen werden. Hier finden sich z. B. deutliche Unterschiede zwischen der Richtlinie 2009/28/EG (RED) [142], die nur die Berechnung der Emissionen von CO₂, CH₄ und N₂O fordert (Annex V, C.5), und den PCF-Standards. PAS 2050 [52] enthält in Annex A eine genaue Liste von 63 zu berücksichtigenden THG. Der GHG Protocol Product Standard verlangt, dass alle sechs Kyoto-Protokoll-THG (CO₂, CH₄, N₂O, SF₆², PFC³ und HFC⁴) einbezogen werden. Zusätzliche THG, für die der IPCC ein GWP definiert hat, sollten auch mit berücksichtigt werden.

Ein weiterer wichtiger Unterschied zwischen den Standards und Initiativen findet sich in der Behandlung von biogenem Kohlenstoff, der im Produkt enthalten ist. Dies ist vor allem bei Holzprodukten wichtig. Die Richtlinie 2009/28/EG (RED) und BioGrace (vgl. auch

² SF₆: *engl.* für sulphur hexafluoride, *dt.* Schwefelhexafluoride

³ PFC: *engl.* für perfluorocarbons, *dt.* Perfluorkohlenwasserstoffe (PFKW)

⁴ HFC: *engl.* für hydrofluorocarbons, *dt.* Fluorkohlenwasserstoffe (FKW)

Kapitel 2.5.2) berücksichtigen weder die Aufnahme von Kohlenstoff während der Anbauphase, noch die Emission beim Verbrennen des Bioenergieträgers. PAS 2050 schließt biogenen Kohlenstoff bei Nahrungs- und Futtermitteln von der Analyse aus, da dieser Kohlenstoffkreislauf sehr kurz ist und der aufgenommene Kohlenstoff schnell wieder in die Atmosphäre zurückemittiert wird (Ausnahme: Emissionen von biogenem CH₄). In Ökobilanzen werden CO₂-Emissionen aus biogenem Kohlenstoff meist als klimaneutral betrachtet.

Die Berechnung von Veränderungen des Bodenkohlenstoffvorrats wird von den PCF-Standards weder gefordert noch explizit ausgeschlossen. Der Grund hierfür ist die unzureichende Datenlage, die es nicht erlaubt, diese Berechnungen für land- und forstwirtschaftliche Systeme in aller Welt fordern zu können. Die Richtlinie 2009/28/EG (RED) und BioGrace erlauben die Berechnung von Erhöhungen des Bodenkohlenstoffvorrats durch verbessertes Bodenmanagement, und das Cool Farm Tool (kostenloses Tool zur Ermittlung von THG-Emissionen landwirtschaftlicher Prozesse, u. a. von Unilever und University of Aberdeen entwickelt, siehe 2.5.2) ermöglicht es, die Effekte einer Veränderung des Bodenmanagements zu modellieren.

Landnutzungsänderungen (land use change, LUC) verursachen laut IPCC [229][231] einen signifikanten Anteil der gesamten globalen THG-Emissionen. Aus diesem Grund haben LUC auch einen großen Einfluss auf die Ergebnisse einer THG-Bilanz von Produkten aus der landwirtschaftlichen Produktion und werden bei den Berechnungen nach den großen PCF-Standards, der Richtlinie 2009/28/EG (RED) sowie mit Hilfe der Excel-Tools wie das BioGrace-Tool (siehe 2.5.2) mitberücksichtigt. Üblicherweise wird dabei so vorgegangen, dass die Emissionen, die ja im Falle von LUC mehr oder weniger sofort entstehen, über 20 Jahre gleichmäßig aufgeteilt und dem untersuchten Produkt über diesen gesamten Zeitraum angerechnet werden. Damit soll erreicht werden, dass neue LUC verringert werden, da sich diese Emissionen über 20 Jahre lang sehr stark negativ auf einen PCF auswirken können. Wegen dieser Verteilung der Emissionen über 20 Jahre ist meistens gefordert, dass LUC, welche bis zu 20 Jahre zurück liegen, noch in die Berechnung eingeschlossen werden müssen. Liegen die LUC mehr als 20 Jahre zurück, werden sie nicht mehr berücksichtigt. Es ist wichtig zu erwähnen, dass LUC unter Umständen auch verringerte THG-Emissionen zur Folge haben können.

Die Anrechnung indirekter Landnutzungsänderungen bei der Bewertung der THG-Emissionen ist insbesondere aus dem Kontext der Bewertung von Biokraftstoffen und bei der Tierproduktion (Einsatz von Sojafuttermitteln) bekannt. Allerdings werden die verschiedenen Modelle zur Anrechnung indirekter Landnutzungsänderungen auch immer wieder kontrovers diskutiert. So werden in FINKBEINER (2013) [161] verschiedene veröffentlichte Modelle ausführlich beschrieben und miteinander verglichen. Der Vergleich weist eine hohe Bandbreite an iLUC-Werten auf, die beispielsweise bei Biodiesel zwischen -116 und $350 \text{ g CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$ variieren. Finkbeiner (2013) verdeutlicht in seinen Untersuchungen, dass weder eine Aussage getroffen werden kann, welcher iLUC-Faktor die indirekten Landnutzungsänderungen zuverlässiger beschreibt, noch bestimmt werden kann, ob der Einfluss indirekter Landnutzungsänderungen negativ oder positiv ist.

Der jeweilige iLUC-Faktor spiegelt lediglich die spezifische Herangehensweise und das Rechenmodell wider [161].

2.4.2 Zeitrahmen

Der zeitliche Rahmen und somit die Aktualität der Ergebnisse stellen eine methodische Schwierigkeit bei der Bewertung von Umweltwirkungen dar. So sind Sachbilanzen immer das Ergebnis einer Analyse von Prozessen mit einem gewissen Zeitbezug. Die Aktualität der Daten ist für die Ergebnisse entscheidend, erfordert aber eine umfangreiche Datenrecherche bzw. Datenpflege. Der unterschiedliche Effekt des Zeitbezuges der Daten wird insbesondere anhand der Charakterisierungsfaktoren für die Bewertung des Treibhauseffektes deutlich:

Der IPCC veröffentlicht die allgemein anerkannten Global Warming Potentials (GWPs⁵) zur Umrechnung verschiedener THG in die gemeinsame Einheit des CO₂-Äquivalents. Das GWP beschreibt, wie viel ein THG, z. B. N₂O oder CH₄ im Vergleich zu CO₂ zum THG-Effekt beiträgt. Dabei gibt es GWPs mit drei verschiedenen Zeithorizonten (20, 100 und 500 Jahre), die die Wirkung eines THGs in der Atmosphäre über den jeweiligen Zeitraum beschreiben. Da sich das 100-Jahr-GWP als Standard in vielen Studien und in den meisten politischen Instrumenten (z. B. Kyoto-Protokoll) durchgesetzt hat, wird dieses als Standard für LCAs empfohlen [153] und auch von den meisten PCF-Methoden und Tools gefordert oder genutzt. Das Joint Research Centre der Europäischen Kommission [152] empfiehlt jedoch, als Sensitivitätsanalyse auch die 20- und 500-Jahr-GWPs zu analysieren.

Da sich das wissenschaftliche Verständnis der Wirkung von THG mit der Zeit verbessert, verändern sich gelegentlich auch die angesetzten GWPs. Das IPCC veröffentlicht jeweils die neuesten Werte. PCF-Standards wie der GHG Protocol Product Standard und PAS 2050 fordern deswegen, dass die zum Zeitpunkt einer Studie aktuellen GWPs benutzt werden müssen. In der Richtlinie 2009/28/EG (RED) (Annex V, C.5) [142] werden veraltete GWPs nach IPCC (2001) [229] vorgeschrieben (CO₂=1, CH₄=23, N₂O=296); BioGrace, das Tool zur Umsetzung der Richtlinie 2009/28/EG (RED), erlaubt die Berechnung sowohl mit den in der Richtlinie geforderten, veralteten Werten, als auch mit den neuesten GWPs (CO₂=1, CH₄=25, N₂O=298) nach IPCC (2007) [231]. Das Nationale THG-Inventar unter dem Kyoto-Protokoll benutzt aufgrund politischer Vorgaben noch ältere GWPs (CO₂=1, CH₄=21, N₂O=310). Zu beachten ist auch, dass Emissionsfaktoren aus verschiedenen Quellen unter Verwendung unterschiedlicher GWPs berechnet worden sein können.

⁵ In der Ökobilanz wird der Begriff Global Warming Potential (GWP) für das Ergebnis der Wirkungsabschätzung benutzt, beschreibt also die Summe der THG-Emissionen in CO₂-Äquivalenten, die mit einem bestimmten Produkt zusammenhängen. Das GWP wird im Zusammenhang mit einer klassischen Ökobilanz nach ISO 14040 "Charakterisierungsfaktor" (characterisation factor) genannt, manchmal zur Abgrenzung gegenüber dem Ergebnis der Analyse der Umweltwirkungskategorie auch "GWP-Faktor".

2.4.3 Funktionelle Einheit

Die funktionelle Einheit quantifiziert den Nutzen eines untersuchten Produktsystems und normiert alle Inputs und Outputs innerhalb der Systemgrenzen auf eine gemeinsame Einheit [106][255]. Sie dient somit als Bezugseinheit für sämtliche Stoff- und Energieströme, die in der Sachbilanz erhoben werden.

Weiterhin werden die Ergebnisse der anschließenden ökobilanziellen und ökonomischen Bewertung auf diese Einheit bezogen. Deshalb stellt die funktionelle Einheit auch die Vergleichseinheit dar, auf Basis derer Produktsysteme (z. B. aus land- und forstwirtschaftlicher Biomasse) miteinander verglichen werden können. Für den Vergleich verschiedener Produktsysteme ist es in diesem Zusammenhang von großer Wichtigkeit, dass nicht nur die funktionelle Einheit für die zu vergleichenden Produktsysteme identisch ist, sondern diese auch die identischen Eigenschaften beschreibt (funktionelle Äquivalenz) [255]. So ist für den abschließenden Vergleich von Mobilität, Strom und Wärme aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen beispielsweise die funktionelle Einheit 1 MJ ab Konversionsanlage allein nicht ausreichend. Deshalb ist zu der funktionellen Einheit immer die beschreibende Größe (Bezugsgröße), z. B. elektrische Energie, anzugeben.

2.4.4 Umgang mit Koppelprodukten

Entstehen in einem Prozess neben dem zu analysierenden Hauptprodukt weitere Produkte, werden diese Koppelprodukte genannt. Kann das Koppelprodukt entweder direkt oder auch nach einem Aufbereitungsschritt einer weiteren Nutzung zugeführt werden, die außerhalb der Systemgrenzen des untersuchten Produktionssystems liegt, sollten die entstehenden Umweltbelastungen und Kosten sowohl auf das Haupt- als auch auf das Koppelprodukt nach definierten Regeln bezogen werden. Dieser Bezug kann auf Basis unterschiedlicher Methoden zum Umgang mit Koppelprodukten hergestellt werden, die unter anderem KLÖPFFER und GRAHL (2009) [255] sowie WAGNER et al. (2000) [421] ausführlich beschreiben und diskutieren.

Wird das Koppelprodukt (z. B. Waldrestholz oder Biogaswärme) keiner weiteren Nutzung zugeführt, dann fällt dem Hauptprodukt die volle Umweltlast zu.

Nachfolgend werden die empfohlenen Methoden der Allokation sowie die der Systemraumerweiterung mit Substitutionspotenzial und Gutschrift für den Umgang mit Koppelprodukten im Projekt ExpResBio näher erläutert.

Methodik der Allokation

Unter Allokation ist nach DIN EN ISO 14044 [106] die Zuordnung der Input- und Outputflüsse aller Prozesse zum untersuchten Produktsystem (Hauptprodukt) sowie zu einem oder mehreren anderen Produktsystemen (Koppelprodukt/-en) zu verstehen. Um eine solche Zuordnung durchzuführen, gibt es verschiedene Ansätze, die alle einen Zusammenhang zwischen Hauptprodukt und Koppelprodukt abbilden [107][255]. In erster Linie sollte die Zuordnung auf Basis der zu Grunde liegenden physikalischen Beziehung zwi-

schen den unterschiedlichen Produkten erfolgen. Beispiele hierfür sind die Allokation nach Masse oder die Allokation nach dem Energiegehalt (Heizwert) bzw. dem Exergiegehalt. Sollte keine physikalische Beziehung zwischen den Produkten hergestellt werden können, kann die Zuordnung anhand anderer Zusammenhänge wie beispielsweise des ökonomischen Werts erfolgen [255]. Der Zusammenhang zwischen Hauptprodukt und Koppelprodukt wird durch die jeweiligen Bezugsgrößen (z. B. Masse, Heizwert, Exergie, ökonomischer Wert) dargestellt.

Die für die Zuordnung der Input- und Outputflüsse erforderlichen Allokationsfaktoren (AF) berechnen sich aus dem Verhältnis der Bezugsgrößen von Hauptprodukt bzw. Koppelprodukt und der Summe beider Größen (siehe Formel (2.1)).

$$AF_{\text{Hauptprodukt}} = \frac{\text{Bezugsgröße Hauptprodukt}}{\text{Bezugsgröße (Hauptprodukt + Koppelprodukt)}} \quad (2.1)$$

Bei der kombinierten Strom- und Wärmeherzeugung wird die Exergie als Bezugsgröße herangezogen, sodass sich der Allokationsfaktor für den Strom (Hauptprodukt) wie folgt berechnet:

$$AF_{\text{Strom}} = \frac{\text{Strom}}{\text{Strom} + \text{exergetischer Anteil der Wärme}} \quad (2.2)$$

Aus der Multiplikation aller Input- und Outputflüsse mit AF_{Strom} ergeben sich schließlich die Umweltwirkungen und Energieaufwendungen, die der Bereitstellung von Strom zugeordnet werden. Die Berechnung der mit dem Koppelprodukt Wärme verbundenen Umweltwirkungen und Energieaufwendungen erfolgt äquivalent.

Die Wahl der Bezugsgröße (z. B. Masse, Energie, ökonomischer Wert) kann sich deutlich auf das Ergebnis einer Studie auswirken. Zudem treten bei Allokationen methodische Schwierigkeiten auf, beispielsweise durch marktabhängige Preisschwankungen und damit verbundene schwankende Bilanzergebnisse bei der ökonomischen Allokation. Die Auswirkungen unterschiedlicher Allokationen auf die Bilanzergebnisse haben GUINÉE et al. (2009) [190] umfassend dargestellt. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass beim Vergleich von Produkten eine Bezugsgröße festzulegen ist, d. h. innerhalb eines Produktsystems entweder nach Masse, Energiegehalt oder nach dem ökonomischen Wert alloziert werden sollte. Dies lässt sich allerdings bei der Bewertung komplexer Produktsysteme (z. B. bei der kombinierten Strom- und Wärmebereitstellung aus Industrie-restholz) nicht immer umsetzen.

Für die Bilanzierung von Biokraftstoffen sowie der Strom- und Wärmeherzeugung aus flüssigen Bioenergieträgern ist die Allokation der Input- und Outputflüsse nach dem Heizwert durch die Richtlinie 2009/28/EG [142] sowie durch die Biokraft-NachV [59] ord-

nungspolitisch vorgeschrieben. Jedoch wird häufig hinterfragt, ob bei der Biokraftstoffproduktion entstehende Koppelprodukte, die als Eiweißfuttermittel Verwendung finden, durch eine heizwertbezogene Allokation ihrer Anwendung entsprechend korrekt abgebildet werden. Eine Alternative zur Allokation stellt die Methodik der Systemraumerweiterung mit Substitutionspotenzial und Gutschriften dar.

Methodik der Systemraumerweiterung mit Substitutionspotenzial und Gutschriften

Die Normen DIN EN ISO 14040 und 14044 [106][107] sowie DIN CEN ISO/TS 14067 [112] verlangen nach Möglichkeit eine Vermeidung von Allokationen. Dies betrifft nicht nur die Aufteilung der vorgelagerten Umweltlasten bzw. Kosten bei Koppelproduktion, sondern auch die Verwertungs- und Recyclingprozesse von Abfällen, die in Prozessen vor der Nutzung des Endprodukts anfallen. Die Systemraumerweiterung mit Substitutionspotenzial und Gutschriften stellt eine Variante dar, die Allokation von Input- und Outputflüssen zu vermeiden. Hierbei verbleiben die Koppelprodukte im System und werden mitbilanziert. Eine Allokation der Input- und Outputflüsse ist dadurch nicht mehr notwendig. Allerdings gehen aus einem um das Koppelprodukt erweiterten Systemraum zwei oder mehr Produkte hervor und der Nutzen des untersuchten Systems ändert sich (Erzeugung von x MJ Rapsölkraftstoff und y kg Eiweißfuttermittel in Form von Rapspresskuchen aus z kg Rapssaat).

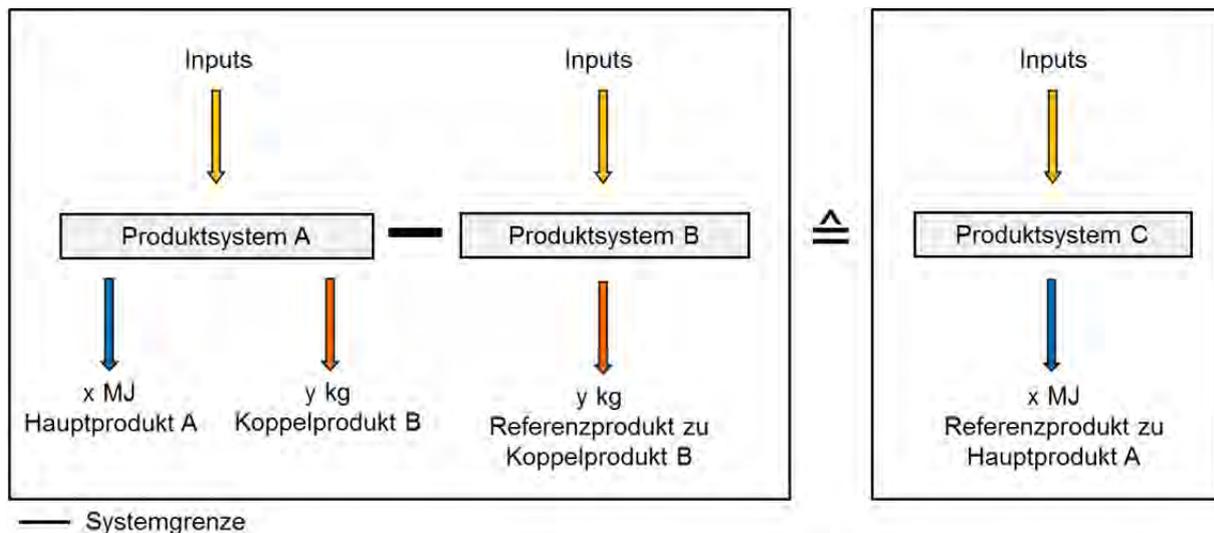


Abbildung 3: Herstellung der Nutzengleichheit bei der Systemraumerweiterung durch Subtraktion eines Referenzsystems, verändert nach [255][127]

Bei einem Vergleich des erweiterten Untersuchungssystems mit einem Referenzsystem (z. B. mit fossilem Dieselkraftstoff) müssen beide Systeme den gleichen Nutzen aufweisen. Die gleiche funktionelle Einheit ist kein hinreichendes Kriterium dafür. Aus den zu vergleichenden Untersuchungssystemen müssen auch die gleichen Produkte hervorgehen (z. B. aus beiden nur Kraftstoff oder aus beiden Kraftstoff und Futtermittel). Eine Möglichkeit, diese Nutzengleichheit herzustellen, ist die Subtraktion der Emissionen eines Referenzprodukts (z. B. z kg Sojaschrot), das durch das erzeugte Koppelprodukt

(y kg Rapskuchen) substituiert werden kann (siehe Abbildung 3). Hierbei ist die gleiche Wertigkeit von Koppelprodukt und Referenzprodukt (z. B. über das nutzbare Rohprotein) zu berücksichtigen. Somit müssen konkrete Annahmen zum Koppelprodukt und dem substituierten Referenzprodukt getroffen werden. Folglich ist bei einer Systemraumerweiterung mit Substitutionspotenzial und Gutschrift eines Referenzsystems (z. B. Bereitstellung von z kg Sojaschrot) mit einem größeren Datenbedarf zu rechnen [255][127].

Weiterhin hat die Auswahl des zu vergleichenden Referenzprozesses einen sehr großen Einfluss auf die Bilanzergebnisse. Daher sind das Substitutionspotenzial sowie die Auswahl der Referenzprozesse transparent darzulegen und zu begründen. Als wichtiger Faktor bei der Auswahl des Referenzprozesses ist die Marktrelevanz des zu bewertenden Koppelprodukts zu beachten, d. h. es ist zu überprüfen, ob das Koppelprodukt auch als solches Anwendung findet. So wird beispielsweise das Glycerin als Koppelprodukt der Biodieselproduktion nicht nur stofflich genutzt, sondern auch als Sekundärrohstoff einer energetischen Nutzung zugeführt. Im Falle einer energetischen Nutzung darf das aus fossilen Rohstoffen erzeugte synthetische Glycerin nicht als Referenzprodukt ausgewählt werden. Das tatsächliche Referenzsystem wäre hier die substituierte Strom- und/oder Wärmemenge.

Unabhängig von der gewählten Methodik zum Umgang mit Koppelprodukten bzw. mit Recycling- und Wiederverwertungsprozessen ist nach DIN EN ISO 14044 [106] eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen, mit der die Auswirkungen des verwendeten Ansatzes auf die Bilanzergebnisse dargestellt werden. Dies wird auch für die Analyse und Bewertung ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen empfohlen.

2.4.5 Primär- und Sekundärdaten

Primärdaten sind solche, die sich direkt auf das untersuchte Produkt und seine Produktionsprozesse beziehen, also spezifisch für dieses Produkt sind und beim entsprechenden Unternehmen erhoben wurden. Bei einem landwirtschaftlichen Betrieb sind dies z. B. die eingesetzten Mengen an Düngemitteln, Pflanzenschutzmitteln und Energieträgern sowie die erzielten Erträge.

Die meisten PCF-Methoden verlangen, dass alle Daten als Primärdaten erhoben werden müssen, die direkt unter der Kontrolle des Anwenders stehen, welcher die Analyse durchführt. Bei den gängigen Tools stellt sich die Frage in der Regel nicht, da alle auszufüllenden Felder mit selbst erhobenen Daten gefüllt werden sollten.

Sekundärdaten sind Daten, die sich nicht direkt auf das untersuchte System beziehen bzw. nicht dort erhoben oder gemessen wurden. Sie sind also weniger spezifisch für das untersuchte System. Ein Beispiel für Sekundärdaten sind die Emissionsfaktoren für N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden nach IPCC [230], die nicht auf jedem Betrieb vor Ort erhoben werden können.

2.4.6 Generelle Anforderungen an die Datenqualität

Die unter Kapitel 2.3 vorgestellten Normen und Standards formulieren gewisse Qualitätsanforderungen an verwendete Daten:

- **Relevanz:** Alle Methoden und Daten sollten für die Bewertung des untersuchten Produktes angemessen sein. Die Ergebnisse sollten publikumsgerecht dargestellt werden.
- **Vollständigkeit:** Alle relevanten THG-Emissionen und die Kohlenstoffsequestrierung müssen in die Berechnung einbezogen werden (innerhalb der definierten Systemgrenzen). Alle potentiellen Ausschlüsse von Emissionsquellen oder Sequestrierungsvorgängen sollten dokumentiert und gerechtfertigt werden.
- **Konsistenz:** Methoden, Daten und Annahmen sollten konsistent angewendet werden und nachvollziehbare, reproduzierbare Ergebnisse liefern, die auch aussagekräftige Vergleiche zwischen einer ersten und eventuell folgenden Analysen erlauben.
- **Transparenz:** Alle relevanten Punkte sollten transparent und kohärent dokumentiert werden. Alle relevanten Annahmen und Datenquellen sowie Abschätzungen sollten offengelegt und mögliche Verzerrungen vermieden werden.
- **Genauigkeit:** Verzerrungen und Unsicherheiten sind so weit wie möglich zu vermeiden.

Für die Qualität der verwendeten Primär- und Sekundärdaten gilt grundsätzlich, dass sie für das untersuchte Produkt repräsentativ sein sollen. Diese Forderung nach Repräsentativität betrifft zeitliche, räumliche und technologische Aspekte. Wenn es nur Daten zu einer älteren Technologie, einer etwas anderen Technologie oder einer anderen Region bzw. einem anderen Land gibt, dann muss im Einzelfall abgewogen werden, welche Daten am besten geeignet sind. Zudem sollten so weit wie möglich die Daten mit der geringsten Unsicherheitsspanne gewählt werden.

Ein weiterer wichtiger Punkt ist die Übertragbarkeit der Ergebnisse. Insbesondere produktionsspezifische Daten sind eigentlich nur für einen bestimmten Betrieb und definierte Bedingungen (Standort, Technologie, etc.) gültig. Häufig werden daher Durchschnittswerte verwendet.

2.4.7 Vergleich verschiedener Normen und Standards

Im Folgenden soll ein beispielhafter Vergleich der recherchierten und in Kapitel 2.3 vorgestellten projektrelevanten Standards und Normen gegeben und auf inhaltliche Unterschiede hinsichtlich der oben beschriebenen Anforderungen und Prinzipien eingegangen werden. Tabelle 1 macht einige dieser Differenzen ersichtlich. Da Tabelle 1 vorrangig der Kommunikation angesprochener Unterschiede dient, ist sie rein deskriptiv aufgebaut und enthält keinerlei subjektive Bewertung. Ähnliche Gegenüberstellungen wurden z. B. von SOODE (2011) [375] vorgenommen.

Die angeführten Kriterien Produktlebenszyklus, funktionelle Einheit, Allokation, Datenqualität, berücksichtigte THG, direkte und indirekte Landnutzungsänderungen, Veränderung des Bodenkohlenstoffgehaltes sowie Cut-off von Lebenswegabschnitten werden als für das Projekt besonders wichtig erachtet, da die Literaturrecherche gezeigt hat, dass sie die Ergebnisse stark beeinflussen können. Generell ist das Verständnis für die grundlegenden inhaltlichen Unterschiede für die Entwicklung einer sektorspezifischen, harmonisierten Rechenregel von wesentlicher Bedeutung. Die Summe der Merkmale je Norm oder Standard bestimmen dabei das methodische Vorgehen, d. h. das planmäßige und systematische Handeln zum Erreichen eines definierten Ziels.

Tabelle 1: Methodische Unterschiede verschiedener Normen und Standards

	Produkt- lebenszyklus	funktionelle Einheit	Allokation	Datenqualität	THG	dLUC/iLUC	Boden-C- Veränderung	Abschneide- kriterien
ISO 16214	bis Produkt	je nach Ziel	nach unterem Heizwert	Anforderungen definiert	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	ja/nein	ja	nicht spezifiziert
DIN EN ISO 14040/44	ja	je nach Ziel	vermeiden > physikalisch > ökonomisch	Abhängig von Ziel & Unter- suchungs- rahmen	möglichst alle relevanten	optional	optional	Masse, Energie, Umwelt- relevanz
DIN EN ISO 14067	ja	je nach Ziel	vermeiden > physikalisch > ökonomisch	Anforderungen definiert	definierte Liste	ja/mit Vor- behalt	ja	nicht spezifiziert
PAS 2050	ja bzw. bis Produkt		vermeiden > nach PCR > ökonomisch	Primärdaten > Sekundärdaten	definierte Liste	ja/nein	optional	nein
GHG Protocol Standard	ja	je nach Ziel	vermeiden > physikalisch > ökonomisch	Anforderungen definiert	Kyoto-THG, weitere rele- vante	ja/optional	optional	nein
PEF/iLCD	ja	je nach Ziel	vermeiden > physikalisch > ökonomisch	Anforderungen definiert	möglichst alle relevanten	ja/nein	nein	nein
RSB	bis Produkt	je nach Ziel	ökonomisch	Verweis auf ecoinvent	definierte Liste	ja/nein	ja	nicht spezifiziert

2.5 Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle bzw. -tools

(Dr.-Ing. Daniela Dressler, Lorenz Strimitzer)

2.5.1 LCA-Software

LCA-Software wird dazu genutzt, Ökobilanzen zu modellieren und zu berechnen. Wenn eine vollständige Ökobilanz erstellt werden soll, d. h. mehrere verschiedene Wirkungskategorien betrachtet werden, dann bietet sich die Verwendung einer solchen Software - u. a. zur Berücksichtigung der Vorketten - an. Die LCA-Software ist dabei so flexibel in der Anwendung, dass eine ISO-konforme Ökobilanz erstellt werden kann. So kann der Analyst viele Entscheidungen selbst treffen; die Software ist nur das Werkzeug bei der Umsetzung. Die Auswahl der benutzten Software hat keine Auswirkung auf das Ergebnis einer Analyse, wenn alle methodischen Entscheidungen, Wirkungsabschätzungsmethoden, Annahmen, Modelle und die benutzten Hintergrunddaten gleich sind.

Es gibt verschiedene Anbieter von LCA-Software. Zu den wichtigsten Produkten (Anbietern) zählen:

- GaBi (thinkstep, Leinfelden-Echterdingen, Deutschland; kommerziell) [403]
- Sima Pro (GreenDelta, Berlin, Deutschland; kommerziell) [321]
- Umberto (ifu Hamburg, Deutschland; kommerziell) [228]
- openLCA (GreenDelta, Berlin, Deutschland; Open Source) [186]
- GEMIS (IINAS, Darmstadt, Deutschland; kostenlos) [234]

Das EU Joint Research Centre hat eine ausführliche Liste von LCA-Software-Anwendungen veröffentlicht [153].

2.5.2 Tools

Der Begriff "Tool" ist im Gegensatz zur LCA-Software nicht eindeutig definiert und kann unterschiedlich verstanden werden. Eine LCA-Software ist meist käuflich zu erwerben, erlaubt eine größere Flexibilität und mehr Möglichkeiten in der Anwendung und ist nicht auf eine bestimmte Fragestellung beschränkt. Tools wurden jedoch für spezifische Fragestellungen entwickelt und sind daher weniger flexibel und komplex sowie meist kostenlos zugänglich. Dies bedeutet, dass Tools dem Anwender üblicherweise mehr Entscheidungen abnehmen und Sekundärdaten meist vorgeben. In diesem Sinne wird das Wort "Tool" im folgenden Abschnitt für solche Anwendungen verwendet, die sehr wenig Flexibilität erfordern, auf die Fragestellung PCF oder noch enger auf die Fragestellungen der Richtlinie 2009/28/EG (RED) beschränkt sind und alle nötigen Emissionsfaktoren automatisch verwenden.

Es gibt mittlerweile mehrere Tools, die bei der Durchführung von PCF-Berechnungen helfen. Der Unterschied zur LCA-Software besteht vor allem darin, dass solche Tools die meisten (wenn nicht alle) methodischen Entscheidungen bereits vorgeben und definierte

Emissionsfaktoren enthalten (die aber unter Umständen vom Nutzer modifiziert werden können). Der Nutzer muss also bei der Anwendung eines solchen Tools im einfachsten Fall nur die Aktivitätsdaten eingeben. Auf diese Weise soll eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse sichergestellt werden. Zur Umsetzung der Richtlinie 2009/28/EG (RED) gibt es das auf EU-Ebene entwickelte Excel-Tool BioGrace [226] sowie RED konforme THG-Rechner (z. B. den vom IFEU entwickelte ENZO₂-THG-Rechner [227] für Deutschland). Das Zertifizierungssystem REDcert hat auch einen eigenen Rechner entwickelt, der aber nur im geschützten Mitgliederbereich zugänglich ist. Neben den bereits genannten gibt es weitere wichtige Tools zur Berechnung von Produktumweltwirkungen:

- BioGrace-I: für die THG-Bilanzierung von Biokraftstoffen (RED konform und kostenlos) [226]
- BioGrace-II für die THG-Bilanzierung von Strom, Wärme und Kälte aus fester und gasförmiger Biomasse (kostenlos) [226]
- ENZO₂-THG-Rechner: RED konform (kostenlos) [227]
- REDcert: RED konform (kostenpflichtig) [330]
- Cool Farm Tool: detaillierte Analyse auf der Ebene des landwirtschaftlichen Anbaus, deckt aber nicht die gesamte Wertschöpfungskette ab (kostenlos) [97]
- Footprint Expert: erlaubt die Berechnung nach PAS 2050 und GHG Protocol Product Standard (kostenpflichtig) [91]
- Roundtable on Sustainable Biofuels (RSB): kostenpflichtig [348]
- Modell REPRO (INL) (kostenpflichtig) [324]

2.5.3 Datengrundlagen

Datenbanken wie z. B. ecoinvent [399] enthalten die zur Durchführung von Ökobilanz- und PCF-Berechnungen nötigen Sekundärdaten, mit deren Hilfe die Umweltwirkung von Prozessen und Systemen abgeschätzt werden. Zum Beispiel können die THG-Emissionen, die durch die Herstellung von Mineraldünger oder beim Verbrauch fossiler Energieträger entstehen, nicht für jede Wertschöpfungskette oder jeden Betrieb individuell ermittelt werden. Deshalb werden Datenbanken verwendet, die diese Werte enthalten. Bei der Auswahl geeigneter Sekundärdaten ist darauf zu achten, dass sie nach Möglichkeit unter denselben Annahmen und Methoden modelliert wurden wie das Produkt, das analysiert werden soll, also z. B. unter Verwendung derselben Global Warming Potenzials und Systemgrenzen (Beispiel: Werden Investitionsgüter von der Analyse des Produktes ausgeschlossen, sollten sie auch nicht in den verwendeten Sekundärdaten enthalten sein).

Gängige Datenbanken für LCA sind:

- ecoinvent: Schweizer Datenbank mit über 4.000 Einträgen aus den Bereichen Landwirtschaft, Energie, Transport, Biokraftstoffe und Biomaterialien, Chemikalien, Baumaterialien, Verpackungsmaterialien, Metalle und Metallverarbeitung, Elektronik und Abfallbehandlung. Unterhalten von: ecoinvent Centre, einem Kompetenzzentrum der ETH Zürich, dem Paul Scherrer Institut, der Schweizer Empa und der Forschungsanstalt Agroscope. Format: EcoSpold. Kompatibel mit allen gängigen LCA-Software-Anwendungen und in manchen bereits enthalten. Kostenpflichtig [399].
- ELCD: von der European Plattform on LCA entwickelt (DG Environment und JRC). Sollte kompatibel mit den gängigen LCA-Software-Anwendungen sein und Konversion zu Excel ist möglich. Kostenlos [145].
- GaBi Professional: die Software GaBi enthält ihre eigene Datenbank mit über 4.500 Datensätzen. Entwickelt von thinkstep (vormals: PE International GmbH). Kostenpflichtig [403].
- ProBas: über 8000 Datensätze, entwickelt vom Umweltbundesamt und dem Öko-Institut. Themen: Energie, Stoffe, Transport, Entsorgung. Kostenlos [413].
- GEMIS: Datenbank mit Bilanzierungs- und Analysemöglichkeiten für Lebenszyklen von Energie-, Stoff- und Transportprozessen. Kostenlos [234].
- BioGrace: Liste von Emissionsfaktoren; nur für THG-Bilanzen nach Richtlinie 2009/28/EG (RED) geeignet. Kostenlos [226].
- Ökobau.dat: deutsche Baustoffdatenbank für die ökologische Bewertung von Bauwerken (950 Datenblätter zu Baumaterialien, Bau- und Transportprozessen sowie EPD-Datensätze⁶). Träger: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Entwickelt von thinkstep (vormals: PE International GmbH) und der Deutschen Baustoffindustrie. Format: XML. Kostenlos [71].
- Bioenergiedat: Open-Source Datenplattform für Bioenergie in Deutschland [246].

Die gängigen LCA-Datenbanken lassen sich in verschiedenen Software-Produkten anwenden, und manche Software hat zusätzlich ihre eigene Datenbank integriert. So können z. B. in die Software openLCA verschiedene Datenbanken wie ecoinvent oder ELCD importiert werden. Oftmals sind Datenbanken nur in einem bestimmten Format erhältlich, das nur zusammen mit einer LCA-Software gelesen werden kann (oder erst konvertiert werden muss, um in Excel gelesen werden zu können). Manche LCA-Datenbanken sind kostenpflichtig (z. B. ecoinvent), andere öffentlich zugänglich (z. B. ELCD).

⁶ EPDs sind Umwelt-Produktdeklarationen, die auf ISO-Normen beruhen. Sie bilden eine Grundlage, um die Umwelteigenschaften eines Produktes darzustellen.

Die bekannten LCA-Software-Anwendungen sind mit folgenden Datenbanken kompatibel:

- GaBi: eigene GaBi-Professional Datenbank sowie ecoinvent, ELCD und US LCI
- Sima Pro: ecoinvent, US LCI, ELCD, US Input Output, EU and Danish Input Output, Dutch Input Output, LCA Food, Industry data v.2.
- openLCA: enthält im Download noch keine Datenbank; Import von ecoinvent, ELCD, NREL u. a. möglich
- Umberto: ecoinvent
- GEMIS: GEMIS-Datenbank

Quellen von Aktivitätsdaten

Aktivitätsdaten sind Daten, die das untersuchte System quantitativ beschreiben (z. B. die Düngermenge, der erzielte Ertrag, der Energieverbrauch, usw.). Die Umweltbewertung von Produkten wird meist anhand von auf realen Betrieben erhobenen Daten berechnet, um eine gezielte Analyse der Emissionen und Verbesserungspotenziale zu ermöglichen. Die PCF-Standards fordern, dass alle Prozesse, die in der Kontrolle des Unternehmens liegen, anhand von Primärdaten (also betriebspezifischen Daten) berechnet werden müssen. Auch zur Berechnung nach Richtlinie 2009/28/EG (RED) sind eigene Eingangsdaten notwendig, wenn nicht die Standardwerte benutzt werden sollen.

Wenn es aber das Ziel einer Untersuchung ist, anhand von modellierten "typischen Durchschnittsbetrieben" z. B. verschiedene Regionen zu vergleichen, dann müssen land- und forstwirtschaftliche Statistiken benutzt werden, um diese - nicht realen - Modellbetriebe zu definieren. Hier bieten sich z. B. Daten aus InVeKoS⁷ an. Solch ein Verfahren ist in der ISO-konformen Ökobilanz der Zielsetzung der Studie entsprechend legitim. Es sollte aber bedacht werden, dass die Verwendung von Durchschnittswerten oder modellierten Primärdaten u. U. der Logik der PCF-Standards widerspricht und somit nicht uneingeschränkt PAS 2050 oder GHG Protocol-konform ist. Die PCF-Standards geben auch Hinweise zur Auswahl von Stichproben in solchen Fällen, wo nicht alle Zulieferer befragt werden können, sondern aus Zeit- und Kostengründen eine Auswahl getroffen werden muss.

Der "IPCC Good Practice Guidance for land use, land use change and forestry (LULUCF)" [320] bietet methodische Richtlinien für die Messung und das Monitoring von Kohlenstoffvorratsveränderungen sowie für THG-Emissionen. Hiermit können Aktivitätsdaten erhoben werden. Wichtig hierbei sind insbesondere die Gewichtungsfaktoren (GWP) verschiedener THG auf das Basis-THG CO₂. Zudem weisen die Richtlinien verschiedene Default-Werte auf, um beispielsweise THG-Emissionen bei Landnutzungsänderung zu quantifizieren, wenn keine eigens gemessenen Daten vorhanden sind. Des Weiteren werden die Berechnungen verschiedener C-Pools bzw. deren Veränderungen,

⁷ Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem

beispielsweise im Waldökosystem (Totholz, Mineralboden etc.) beschrieben. Auch gibt der IPCC wichtige Hinweise auf verschiedene Berechnungsmethoden zur C-Speicherung in Holzprodukten.

Wichtige Datengrundlagen sind auch Eigendatenbestände. Zu nennen wäre an dieser Stelle etwa eine detaillierte Erhebung der Biogasnutzung in Bayern seitens der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) [342]. Weiterhin hat der Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme der Technischen Universität München auf der Datengrundlage der Humus- und THG-Bilanzen von 80 Pilotbetrieben der Bundesrepublik Deutschland [221] Erkenntnisse zum Einfluss des Bewirtschaftungssystems auf den Bodenkohlenstoff gewonnen [218]. Daten zu dezentralen Ölmühlen wurden bisher vom Technologie- und Förderzentrum in den Jahren 2004 [389], 2007 [411] und 2011 [192] erhoben und zur Technologie der Ölsaatenverarbeitung [336] veröffentlicht.

Für die Holzwirtschaft liegen beispielsweise Daten aus der Clusterstudie Forst und Holz in Bayern für die Holzverwendung des Jahres 2006 vor. Daten zur energetischen Nutzung werden alle fünf Jahre durch die Erhebungen für den „Energieholzmarkt Bayern“ durch die LWF aktualisiert und zuletzt für das Jahr 2010 veröffentlicht. Daten für die stoffliche Nutzung sind schwieriger zu ermitteln. Während die erste Absatzstufe noch relativ gut erfasst werden kann (ebenfalls regelmäßig von der LWF aufgrund der Ermittlung des Industrierestholzes für den Energieholzmarkt), ist die Datenlage der zweiten Absatzstufe aufgrund der Kleinstrukturen der Betriebe und der Vielzahl an Produkten gering [339].

In vielen Bereichen der Bioenergie ist eine regelmäßige Datenerhebung nicht etabliert.

2.6 Bewertung ökologischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen

Nachfolgend wird der wissenschaftliche Stand zur Anwendung der ökologischen Bilanzierung auf Produktsysteme aus unterschiedliche land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen dargelegt.

2.6.1 Landwirtschaftliche Biogassubstraterzeugung und Biogasproduktion

(Tobias Böswirth, Taras Bryzinski, Dr. Omar Hijazi, Dr.-Ing. Mathias Effenberger, Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen)

Die Verwendung nachwachsender Rohstoffe kann zur Einsparung fossiler Energieträger und zur Minderung von THG-Emissionen beitragen. Aus vergleichenden Analysen von Produktions- und Verwertungssystemen nachwachsender Rohstoffe geht jedoch hervor, dass die CO₂-Vermeidungsleistungen sehr unterschiedlich sind [407][435][102].

THG-Emissionen sind ein wichtiges Bewertungskriterium von Wertschöpfungsketten nachwachsender Rohstoffe. Eine aussagekräftige THG-Bilanz muss alle relevanten THG-Flüsse (CO₂, N₂O, CH₄), die Änderungen der C-Vorräte der Böden [338][367] sowie

die indirekten Emissionen (NH_3 , NO_3^-) einbeziehen [99]. Die THG-Flüsse der Biomasseerzeugung in der Landwirtschaft unterliegen abhängig vom Standort und der Bewirtschaftung einer großen räumlichen und zeitlichen Variabilität. Dies erschwert die quantitative Erfassung und verlässliche THG-Bilanzierung. So können insbesondere bei der Abschätzung der N_2O -Emissionen und der C-Sequestrierung der landwirtschaftlichen Biomasseproduktion erhebliche Fehler auftreten, weil Standort- und Bewirtschaftungseinflüsse in stark vereinfachenden Bilanzierungsansätzen (z. B. nach IPCC 2006, Tier I) nur unzureichend abgebildet werden [281]. Nach Auffassung des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU) [350] ist die THG-Bilanzierung nachwachsender Rohstoffe aufgrund der Komplexität und fehlender Standardisierung der Bilanzmethoden noch nicht zufriedenstellend realisiert. Die Vergleichbarkeit von Bilanzergebnissen ist aufgrund unterschiedlicher Systemgrenzen und methodischer Ansätze (Algorithmen, Emissionsfaktoren) nicht immer gegeben. Für das Projekt ExpResBio ist daher zu schlussfolgern, dass die verwendeten methodischen Ansätze der THG-Bilanzierung detailliert und nachvollziehbar beschrieben und abgestimmt werden müssen, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse der Arbeitsgruppen zu gewährleisten.

Ökobilanzen und THG-Bilanzen von Bioenergielinien wurden bisher überwiegend für mittlere Produktionsbedingungen berechnet. Standort- und Bewirtschaftungseinflüsse (Böden, Klima, Ertragspotenziale, standortspezifische Produktionsverfahren, Fruchtfolgen und Betriebssysteme) werden noch zu wenig in THG-Bilanzen einbezogen, obwohl sie von erheblichem Einfluss sind. Bei der Ableitung praktikabler THG-Minderungsstrategien müssen ebenfalls die konkreten Produktionsbedingungen berücksichtigt werden. Einen Ansatz zur Berücksichtigung der differenzierten Standortbedingungen beim Energiepflanzenanbau in Bayern entwickelten BYSTRICKY et al. (2010) [85] und BYSTRICKY (2014) [80], die für unterschiedliche Boden-Klima-Räume standorttypische Modellbetriebe konstruierten, um THG-Bilanzen für Bioenergielinien zu berechnen. Zur Abbildung der betrieblichen Stoff- und Energieflüsse wurde das Modell REPRO verwendet [217] und mit der LCA-Software GaBi ts gekoppelt.

In bisher veröffentlichten THG- und Ökobilanzen werden Bioenergielinien zumeist isoliert betrachtet, d. h. Wechselwirkungen mit anderen Nutzungssystemen weitgehend vernachlässigt [223]. Eine wesentliche Innovation des Projektes ExpResBio besteht darin, dass in den Fallbeispielen nicht nur einzelne Wertschöpfungsketten, sondern auch Interaktionen zwischen der Biomasseerzeugung zur stofflichen und energetischen Verwertung und der Nahrungserzeugung erfasst und bilanziert werden.

Aufgrund unterschiedlicher Wirkungskategorien, Zieldefinitionen, Systemgrenzen und funktionalen Einheiten ist es meist nicht ohne weiteres möglich, verschiedene LCA-Studien zur Biogasproduktion miteinander zu vergleichen. Im Rahmen des Projektes ExpResBio wurden 15 wissenschaftliche Studien zur Thematik der Ökobilanzierung der Biogaserzeugung analysiert [208]. Diese Literaturrecherche lieferte unter anderem folgende Ergebnisse: In allen 15 Studien wurden für die Energiebereitstellung aus Biogas stets geringere spezifische THG-Emissionen ermittelt, als für das jeweilige, meist auf fossilen Energieträgern basierende Referenzsystem. Der Prozessabschnitt mit dem höchsten Ausstoß an THG war in der Regel die Substratbereitstellung in Form von Ener-

giepflanzen. Entlang der Biogaskette wurden vielfältige Möglichkeiten identifiziert, die absoluten und spezifischen THG-Emissionen signifikant zu senken. Als wichtigste Maßnahmen können allgemein gelten: Lagerung des Gärrestes in geschlossenen Behältern mit Gaserfassung, Verwendung von Gärrest zur Substitution von Mineraldünger, effektive Nutzung der BHKW-Wärme zur Substitution fossiler Energieträger, Minimierung der Methanverluste aus der Biogasanlage. Als weitere bedeutsame Umweltwirkungen von Biogassystemen im Vergleich mit konventionellen Energieträgern sind versauernde und eutrophierende Emissionen zu nennen. Diese resultieren zum einen aus dem Pflanzenbau und zum anderen aus der Biogasverwertung (meist in Blockheizkraftwerken).

2.6.2 Raps-erzeugung, dezentrale Rapsöl-kraftstoffproduktion und Rapsöl-methylesterproduktion

(Karsten Engelmann, Dr. Edgar Remmele)

Im Gegensatz zur industriellen Rapsölgewinnung und Rapsölmethylesterproduktion existieren zu den ökologischen Auswirkungen sowie den betriebs- und volkswirtschaftlichen Effekten der dezentralen Rapsöl-kraftstoffproduktion bisher nur wenige Untersuchungen [397][410][198][183][184][185]. Die bisherigen Arbeiten zeigen jedoch, dass die beiden Kraftstofflinien zu Grunde liegende Raps-erzeugung sowohl im Bereich der Umweltwirkungen als auch für die ökonomische Bewertung eine bedeutende Rolle einnimmt.

Das Umweltbundesamt hat mit der Studie „Ökobilanz Rapsöl“ von 1993 erstmals versucht, eine umfassende Bilanzierung der ökologischen Auswirkungen der Erzeugung sowie der Nutzung von Rapsöl und Rapsmethylester (RME) im Vergleich zu fossilem Diesel vorzulegen [169]. Die Studie errechnet eine positive Energiebilanz für Rapsöl und RME. Der Einsatz von Rapsöl und RME anstelle von Dieselmotorkraftstoff führt zu einer Verringerung des Klimagasausstoßes. Dem stehen eine verstärkte Bildung bodennaher Ozone und eine Verstärkung des stratosphärischen Ozonabbaus durch die landwirtschaftlich generierten N₂O-Emissionen gegenüber. Im Vergleich zu den Referenzszenarien einer dauerhaften Stilllegung, der Extensivierung oder der Aufforstung ergibt sich eine höhere Belastung der Böden durch den Rapsanbau. Aufgrund der geringeren Toxizität von Rapsöl und RME gegenüber fossilem Diesel ist die Gewässerbelastung deutlich reduziert. Abschließend kommen die Autoren zu der Einschätzung, dass der Einsatz von Rapsöl und RME als Dieselmotorkraftstoffersatz nur geringe bzw. keine ökologischen Vorteile bietet sowie bei flächendeckender Nutzung ökonomische Nachteile für die Volkswirtschaft zur Folge hat. Die Studie wurde in Expertenkreisen sowohl vom methodischen Ansatz als auch aufgrund des verwendeten Datenmaterials kontrovers diskutiert. Dies betrifft vor allem Fragen der Referenzszenarien, die N₂O-Problematik, die entsprechende Berücksichtigung bei der Klimabewertung sowie die Berechnung der CO₂-Minderungskosten. Die Daten für die landwirtschaftliche Produktion von Raps, vor allem die sehr hohen Stickstoffgaben, lassen sich aus heutiger Sicht nicht mehr rechtfertigen. Da damals mit einem verstärkten Rapsanbau vor allem Überschüsse in der Getreideproduktion verringert werden sollten, ist eine wesentliche Änderung der Bodenbelastung nicht gegeben. In diesem Zusammenhang wurden auch die bilanzierten Referenzsysteme-

me, die Dauerbrache sowie die Aufforstung kritisiert. Die Agrarressorts des Bundes und der Länder haben in einer gemeinsamen Stellungnahme vom 13. April 1994 einvernehmlich festgestellt, dass die Studie keine abschließende Beurteilung aus ökologischer Sicht ermöglicht [63]. In der Folgezeit wurden deshalb vermehrt Studien veröffentlicht mit dem Ziel die Bewertungsgrundlagen von Rapsöl und RME zu ergänzen und zu verbessern [341][245][262]. Dabei wurden sowohl neue Erkenntnisse im Bereich der Forschung, der Entwicklung der verarbeitenden Industrie und der Fahrzeugtechnik als auch der Ökobilanzmethodik einbezogen.

Das Kyoto-Protokoll und die darin verbindlich festgelegten THG-Reduktionsziele führten zu einem steigenden politischen Interesse an Biokraftstoffen. In zahlreichen Studien wurden unter anderem auch die THG-Vermeidungsleistungen und -kosten von Rapsöl und RME untersucht [448][350][435][359][284][139]. Hierbei nehmen die N₂O-Feldemissionen bei der Biomasseerzeugung eine besondere Rolle ein [99][372]. Mit der Richtlinie 2009/28/EG (RED) [142] der EU wurden erstmals Mindestwerte für THG-Einsparungen von Biokraftstoffen ordnungspolitisch vorgeschrieben [142]. In der Folge wurden vermehrt Arbeiten veröffentlicht, deren Ziel das Aufzeigen von konkreten Optimierungspotenzialen bei der Herstellung von Rapsölkraftstoff und RME ist [291][316]. Darüber hinaus werden die RED-Standardwerte auch für nationale Emissionsbilanzen verwendet [296].

2.6.3 Kurzumtriebsplantagen und Agroforstsysteme

(Tobias Jorrisen, Prof. Dr. Peter Zerle)

Für die Landnutzungsform der Kurzumtriebsplantage (KUP) wurden einige Studien zur THG-Bilanzierung veröffentlicht [196][123][294]. Die Studien erlauben dem Leser erste Einschätzungen zu den potentiellen Umweltwirkungen einer KUP. In den Studien wird neben dem Anbau oft auch die Verwertung des Agrarholzes bilanziert [123]. BURGER (2010) [77] untersuchte beispielsweise die Bereitstellung von Wärme und Strom.

Hinsichtlich einer THG-Bilanz von Agroforstsystemen (AFS) berücksichtigen eine Vielzahl von Studien lediglich die C-Sequestrierung und die damit verbundenen THG-Emissionen [312][373][240]. Die bei der Bewirtschaftung emittierten THG werden nicht bilanziert. Weiterhin beziehen sich die Studien zumeist auf tropische Systeme in Zentralamerika (SCHMITT-HARSH (2012) [357]), Afrika (KIM (2012)[252]) oder Asien (SUBHRAJIT (2009) [396]). Nur vereinzelt wird die C-Sequestrierung von AFS in gemäßigten Klimazonen berücksichtigt [318][314][370]. Eine vollständige Einschätzung der Klimawirkung des Anbaus von AFS erlauben Studien, welche zusätzlich den Stickstoffkreislauf berücksichtigen und die damit verbundenen Emissionen von Lachgas [205][252]. Wenige Studien erfassen noch zusätzlich die THG-Emissionen weiterer Emissionsquellen (Diesel, Pflanzenschutzmittel und Dünger), die bei der Bewirtschaftung von AFS entstehen [429][312]. Diese wenigen Studien beziehen sich jedoch auf Systeme in den Tropen (Costa Rica, Nicaragua, Bangladesch und Indien).

Während im Marktfruchtbau der Mineraleinsatz den größten Anteil an den THG-Emissionen darstellt [280], sind es aufgrund des Verzichts auf Düngemittel im Gehölz-anbau die direkten Emissionen beim Verbrauch von Diesel [77]. Die hohen THG-Emissionen beim Mineraleinsatz entstehen bei der Bereitstellung der Düngemittel. Wesentlich sind auch die Lachgasemissionen aus dem Boden [280]. Nach BURGER (2010) [77] entstehen beim Gehölz-anbau die THG vor allem bei der Ernte. Zu anderen Ergebnissen kommen RÖDL und SCHWEINLE 2010 [340]. Hier bedingt die Rückumwandlung der Fläche aufgrund einer kürzeren Standdauer der Gehölze sowie einer längeren Transportdistanz der Hackschnitzel die Entstehung der meisten THG. In seinen Studien zur THG-Bilanzierung von KUP zeigen DJOMO et al. (2013) [124], dass die Berücksichtigung der direkten Landnutzungsänderungen einen großen Einfluss auf die Ergebnisse des Anbaus sowie der energetischen Verwertung der Hackschnitzel hat.

2.6.4 Forstwirtschaft

(Dr. Daniel Klein, Christoph Schulz)

Die Ergebnisse einer Literaturstudie zum Stand des Wissens der Ökobilanzierung in der Forstwirtschaft wurden in einem Artikel im Journal of Life Cycle Assessment veröffentlicht [253]. Diese Literaturstudie diente auch als Anhaltspunkt für die eigenen Berechnungen im Rahmen von ExpResBio bezüglich verschiedener methodischer Aspekte. Sie beinhaltet jedoch keine vollständige Auflistung aller existierenden LCA-Studien, sondern konzentriert sich auf wissenschaftliche Studien ab dem Jahr 2000, die einen Gutachterprozess durchlaufen haben. Dadurch kann der aktuelle Stand des Wissens zum Thema Ökobilanzen in der Forstwirtschaft fundiert dargestellt werden.

2.6.4.1 Kernziele der Literaturstudie

Folgende Fragen sollten durch die Literaturstudie beantwortet werden:

- Welche methodischen Ansätze wurden in den existierenden Studien gewählt?
- Wie unterscheiden sich die Ergebnisse zwischen den einzelnen Studien?
- Welche Lösungsansätze können bezüglich einer Harmonisierung von Ökobilanzstudien abgeleitet werden, die auch für ExpResBio von Bedeutung sind?

Insgesamt wurden 26 Studien ausgewertet. Eine Übersicht über alle berücksichtigten Studien sowie die methodische Herangehensweise kann aus [253] entnommen werden. Zudem wurden die aggregierten Ergebnisse der Ökobilanzierung der Produktion von Rohholz aus der PE Datenbank nach SCHWEINLE (2000) [365] und aus ecoinvent nach WERNER et al. (2007) [427] analysiert.

2.6.4.2 Ergebnisse

Der Großteil der 26 Studien stammt aus den USA, Skandinavien und Deutschland. Diese beziehen sich zumeist auf temperierte oder boreale Wälder. Mediterrane (n=2) und alpine (n=1) Wälder wurden hingegen kaum untersucht. Die Gesamtanzahl von 28 Untersuchungen (inklusive der zwei Datenbanken) zeigt, dass für den Sektor Forstwirtschaft nach wie vor nur wenige aktuelle Studien vorhanden sind, obwohl das Thema bereits vor ca. 20 Jahren zum ersten Mal, u. a. von FRÜHWALD et al. [172] thematisiert wurde. Dies kann zum einen damit begründet werden, dass in vielen Studien der Fokus auf der Bilanzierung des nachgelagerten Holzproduktes liegt und die forstliche Produktion dann zumeist entweder nicht bzw. unvollständig berücksichtigt oder aus der Literatur abgeleitet wird. Zum anderen kann die geringe Zahl von Studien auch darauf zurückgeführt werden, dass weitläufig die Bereitstellung von Rohholz als klimaneutral angesehen wird. Dennoch scheint sich ein Trend einzustellen, wonach sich die Anzahl der Studien zum Thema kontinuierlich erhöht. Dieser Trend kann durchaus, neben europäischen THG-Einsparzielen [142], auch mit einem gestiegenen wirtschaftlichen Interesse der energetischen Nutzung von Biomasse und einer gleichzeitig gestiegenen Sensibilität bezüglich ökologischer Auswirkung von Produkten im Allgemeinen begründet werden.

Systemgrenzen

Der Großteil der untersuchten Studien basiert auf einem Cradle-to-gate-Ansatz, wobei die beiden häufigsten Endpunkte der untersuchten Systeme der forstlichen Produktion die Waldstraße (25 %) und das Werk (61 %) sind. Nur 14 % der Studien untersuchten ein Cradle-to-grave-System bis zum Verbraucher bzw. bis zum Recycling. Der Startpunkt der forstlichen Produktion variiert stark zwischen den einzelnen Studien, wobei vier verschiedene Startpunkte differenziert werden: die Produktion des Saatgutes (39 %), die Flächenvorbereitung (18 %), die Bestandesbegründung (18 %) oder die Ernte der Biomasse (25 %). Die verschiedenen Startpunkte zeigen, dass nicht alle Studien alle relevanten forstlichen Prozesse beinhalten. Beginnt eine Studie beispielsweise mit der Ernte der Biomasse in der Durchforstung, so werden alle vorgelagerten Prozesse nicht berücksichtigt, was zu einer Unterschätzung der Umweltwirkungen der forstlichen Produktion führen kann.

Die gewählten zeitlichen Systemgrenzen hängen stark von den Zielsetzungen einer Studie ab. So ist es möglich, dass nur ein einzelner Eingriff oder ein spezifisches Jahr („single moment approach“) oder z. B. eine gesamte Umtriebszeit („whole rotation approach“) dargestellt wird. Auch die räumlichen Grenzen variieren zwischen einem einzelnen Bestand, einer größeren Waldfläche, einer Region oder einem ganzen Land.

Berücksichtigte Prozesse

Bezüglich der berücksichtigten Prozesse unterscheiden sich die einzelnen Studien ebenfalls voneinander. Jeder Prozess wurde in der vorliegenden Auswertung einer Prozessgruppe zugeordnet, was insbesondere für die quantitative Auswertung bedeutend ist: Sekundärprozesse (Prozesse, die nicht direkt auf der Fläche auftreten, Prozessgruppe (PG1), Flächenaufbereitung (PG2), Bestandesführung (PG3), Ernte Biomasse (PG4), Hacken im Wald (PG5) und Transport von Biomasse (PG6). Insgesamt konnten 25 ver-

schiedene forstliche Prozesse identifiziert werden, wobei nicht alle Prozesse in gleicher Häufigkeit auftraten (Abbildung 4).

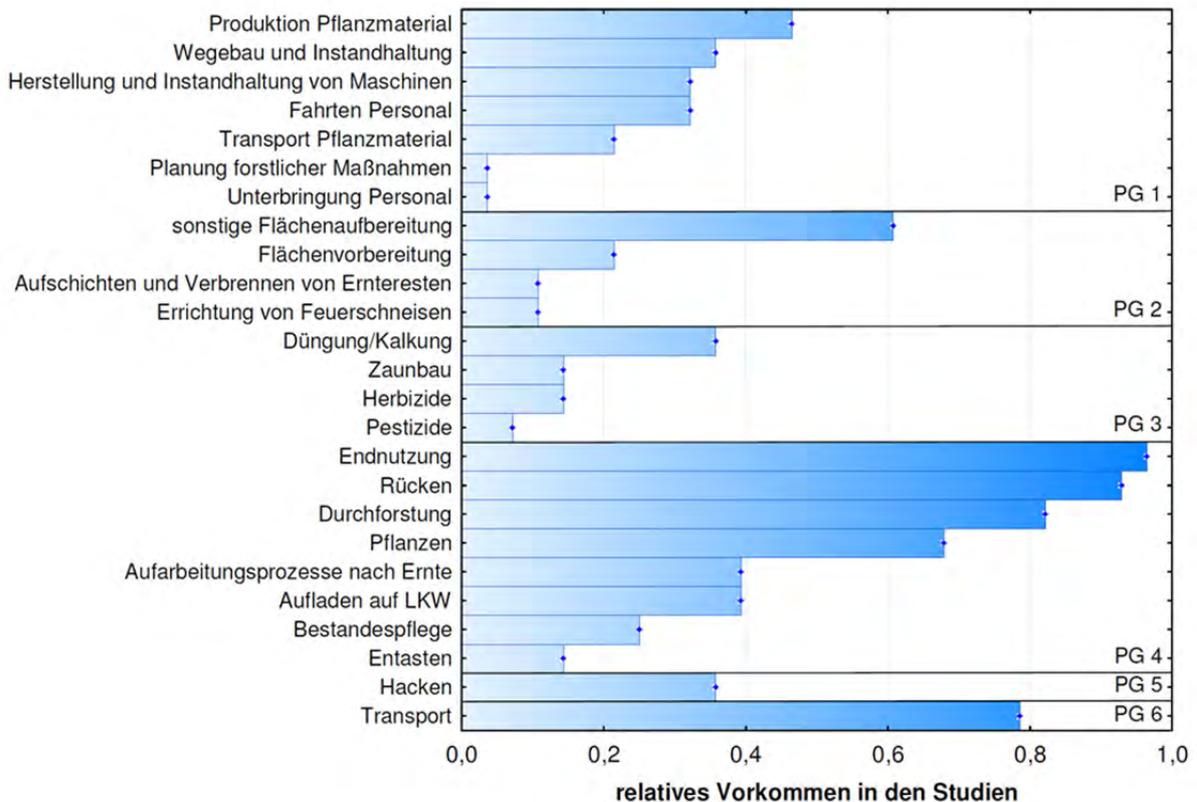


Abbildung 4: Einzelprozesse der forstlichen Produktion, die in den analysierten Studien aus der Literatur berücksichtigt wurden

Ob ein Prozess in einer Studie Berücksichtigung findet oder nicht, hängt von vielen Faktoren ab. So müssen beispielsweise nicht immer alle Prozesse in einem speziellen waldbaulichen System auftreten oder es sind keine genauen Daten zu einem Prozess verfügbar. Zudem ist die Auswahl der Prozesse abhängig vom Ziel einer Studie. Problematisch jedoch ist, dass oft keine Gründe genannt werden, warum einzelne, vermeintlich wichtige Prozesse keine Berücksichtigung finden.

Am häufigsten traten die Prozesse Durchforstung und Endnutzung bzw. Holzernte auf, da diese den Kern jeglicher Bereitstellung von Rohholz bilden. Seltener traten hingegen Prozesse auf, die nur indirekt mit der Rohholzbereitstellung zusammenhängen. Diese sind z. B. die Planung von forstlichen Prozessen (z. B. Försterfahrten), Zaunbau oder spezielle Prozesse wie Entastung oder der Transport von Saatgut. Auch der Prozess Wegebau findet in nur ca. einem Drittel aller Studien Berücksichtigung. Dieser ist jedoch einer der Hauptprozesse bzgl. THG-Emissionen bei der Bereitstellung von Rohholz, wie die eigenen THG-Modelle in ExpResBio zeigen (siehe Kapitel 8).

Funktionelle Einheit

Insgesamt wurden zwölf verschiedene funktionelle Einheiten identifiziert. Auf Basis des Volumens (1 Erntefestmeter⁸ mit Rinde (Efm mR), 1 Erntefestmeter ohne Rinde (Efm oR, 100 m³, 3 m³, 4 m³), einer Fläche oder Zeit (ha, m² und Jahr), der Masse (1 Tonne absolut trocken (t_{atro}), 1 t Kohlenstoff (C) oder Energiegehalt (MWh, MJ). Am häufigsten war die funktionelle Einheit in m² bzw. Efm dargestellt (61 %). Alle anderen funktionellen Einheiten hatten eine geringere Bedeutung und traten in 4 bis 15 % aller Studien auf, wobei in vielen Studien mehr als eine funktionelle Einheit angegeben wurde.

Wirkungskategorien

Neben der Wirkungskategorie Klimawandel (THG-Emissionen), die Hauptbestandteil der vorliegenden Recherche war, wurden in vielen Studien noch weitere Wirkungskategorien analysiert. Diese wurden jedoch, bis auf ein paar wenige Ausnahmen, zumeist nicht weiter diskutiert. Insgesamt konnten 14 verschiedene Wirkungskategorien gefunden werden, die in unterschiedlicher Häufigkeit auftraten (Abbildung 5).

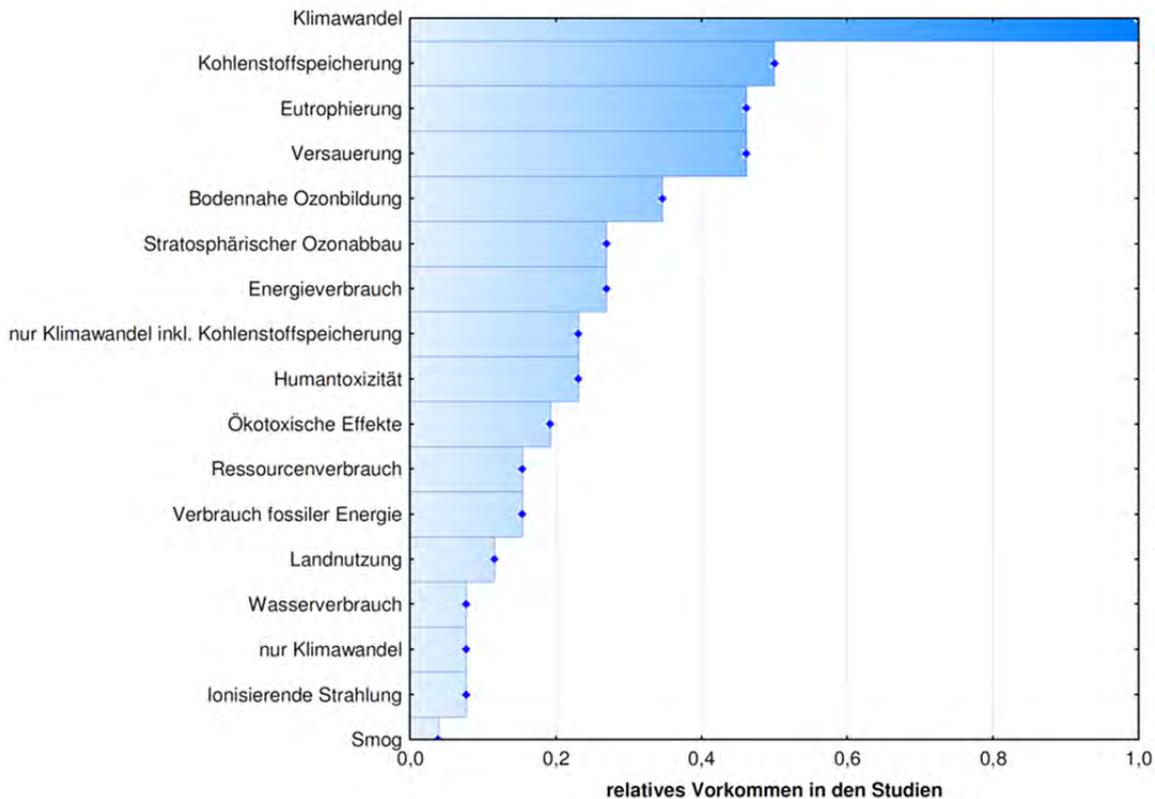


Abbildung 5: Alle identifizierten Wirkungskategorien in den analysierten Studien aus der Literatur

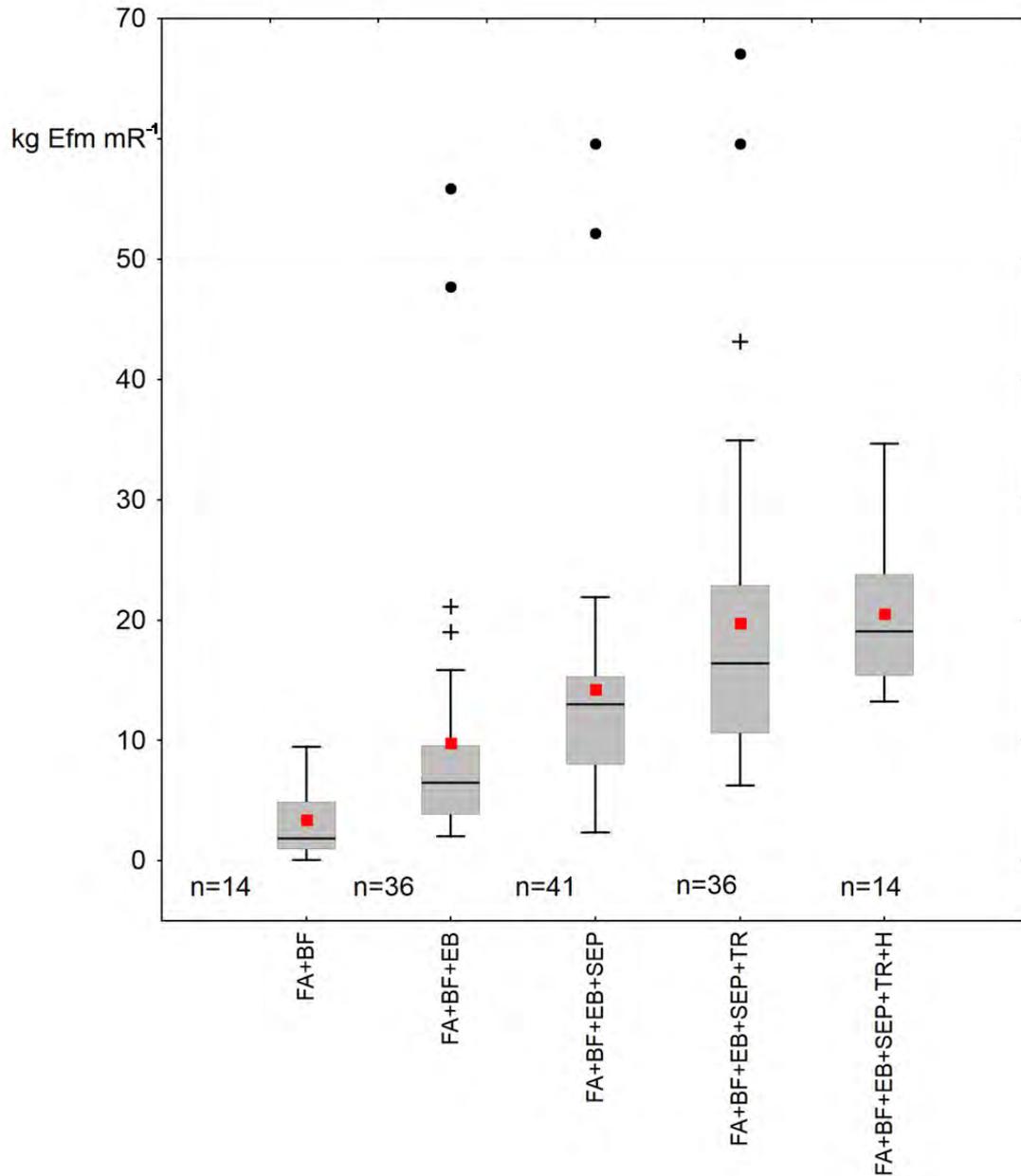
⁸ Ein Erntefestmeter beschreibt einen Kubikmeter geerntetes Holz, mit oder ohne Rinde, bei dem Ernteverluste und ggf. Rinde bereits abgezogen sind. Im Gegensatz dazu beschreibt ein Vorratsfestmeter einen Kubikmeter Holz im Waldbestand. Generell beschreibt ein Festmeter Holz im Gegensatz zum Raummeter oder Schüttraummeter einen Kubikmeter an fester Biomasse ohne Zwischenräume.

So tritt die Kategorie THG-Emissionen in allen Studien auf, da diese das entscheidende Auswahlkriterium der Literaturstudie war. Alle anderen Kategorien traten maximal in der Hälfte der Studien auf. Die deutlich geringere Bedeutung anderer Wirkungskategorien kann einerseits damit begründet werden, dass seit mehreren Jahren ein starker Fokus auf der Problematik des Klimawandels liegt. Andererseits sind viele andere Wirkungskategorien sehr schwer zu interpretieren, da sie beispielsweise einen starken regionalen Bezug haben und somit keine globalen Aussagen möglich sind wie bei den THG-Emissionen. In nahezu 50 % der Studien wurden neben den THG-Emissionen der Bereitstellung von Rohholz auch die Kohlenstoffspeicher im Wald bzw. in Holzprodukten analysiert. Nur ca. 7 % aller Studien beinhalten die reine Analyse der THG-Emissionen bei der Bereitstellung von Rohholz.

Es wurden noch weitere wichtige Aspekte der Ökobilanzierung der Rohholzbereitstellung thematisiert (u. a. Allokation, Software, Datenbanken), auf die jedoch an dieser Stelle nicht weiter eingegangen wird (siehe [253]).

Quantitative Beschreibung

Für die quantitative Beschreibung wurden die Ergebnisse der THG-Emissionen aus den einzelnen Studien kumuliert und chronologisch (bezüglich der Entwicklung eines Bestandes) aufsteigend nach den sechs Prozessgruppen dargestellt (Abbildung 6). Insgesamt war es möglich, aus 19 Studien und den zwei Datenbanken 141 verschiedene Werte zu THG-Emissionen für einzelne Prozessgruppen der forstlichen Produktion abzuleiten. Die mittleren THG-Emissionen in $\text{CO}_2\text{-Äq}$ (Mittelwert) für das Rohholz bis Waldstraße (in Abbildung 6: Flächenaufbereitung (FA) + Bestandesführung (BF) + Ernte Biomasse (EB) + Sekundärprozesse (SEP)) liegen bei ca. $14,3 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ (Standardabweichung: $\pm 11,6 \text{ kg Efm mR}^{-1}$). Der Median befindet sich aufgrund der linksschiefen Verteilung der einzelnen Werte mit $13,0 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ etwas darunter. Der gesamte Wertebereich der in den Studien ausgewiesenen THG-Emissionen bis Waldstraße erstreckt sich von $2,4$ bis $59,6 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ mit einzelnen Ausreißern nach oben. Bei Betrachtung der Untersuchungen, die Transportprozesse in ihrem System integriert haben, konnten mittlere THG-Emission von $19,7 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ bis Werk berechnet werden (FA+BF+EB+SEP+TR).



FA: Flächenaufbereitung;

EB: Ernte Biomasse;

TR: Transport Biomasse;

Boxen: Wertebereich 25 %-75 %;

Kreuze: Ausreißer

BF: Bestandesführung

SEP: Sekundärprozesse

H: Hacken

Whisker: Wertebereich ohne Ausreißer

Punkte: Extremwerte

Abbildung 6: Die THG-Emissionen in $\text{CO}_2\text{-Äq}$ (kg Efm mR^{-1}) der Rohholzbereitstellung, aggregiert nach verschiedenen Prozessgruppen

Diese Zusammenfassung und insbesondere die große Bandbreite veranschaulicht gut, dass es nicht möglich und sinnvoll ist, einen einzelnen Wert für die THG-Emissionen der Bereitstellung von Rohholz zu veranschlagen, da die unterschiedlichsten Annahmen zur Methodik (Systemgrenzen, waldbauliches Verfahren, Transportentfernungen etc.) zu sehr variablen THG-Emissionen führen können. Zwischen den geringsten und höchsten Werten bis Waldstraße liegt ein Faktor von 25. Dennoch zeigt diese Literaturstudie auch,

dass die THG-Emissionen, gemessen am Kohlenstoffspeicher im Holz, relativ gering sind. In etwa kann ein C-Input/C-Output-Verhältnis von ca. 0,03 angenommen werden.

2.6.5 Energetische Holznutzung

(Christian Wolf, Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke, Prof. Dr. Klaus Richter)

Der aktuelle Stand des Wissens im Bereich der ökobilanziellen Betrachtung der energetischen Holznutzung wurde über eine Literaturstudie (qualitative Auswertung) mit anschließender Meta-Analyse (quantitative Auswertung) erfasst [441]. Ziel war es, über vorhandene Studien aus dem Fachbereich methodische Ansätze sowie deren bilanzierte Systeme hin zu untersuchen und für die eigenen Berechnungen Anhaltspunkte zu generieren. Zu diesem Zwecke wurden wissenschaftliche Studien (peer reviewed) ab dem Jahr 2000 analysiert.

Forschungsfragen der Studie waren: Welche methodischen, sowie systemischen Ansätze werden momentan für die Bilanzierung der Umwelteinflüsse der energetischen Holznutzung in der wissenschaftlichen Gemeinschaft gewählt? Welche Bandbreite an Ergebnissen (insbes. THG-Emissionen) wird publiziert und welche Faktoren beeinflussen diese Ergebnisse? Welche Lösungsansätze zur Steigerung der Vergleichbarkeit von Bilanzergebnissen können abgeleitet werden?

Die Literatur wurde anhand gängiger Datenbanken unter Einsatz entsprechender Schlüsselwörter identifiziert. Anschließend wurden die gefundenen Studien anhand methodischer Parameter gruppiert und analysiert. Parameter der quantitativen Analyse waren: Systemgrenzen, Referenz-System, Datenquellen, Funktionelle Einheit(en), Allokationen, Methode der Wirkungsabschätzung, publizierte Wirkungskategorien, Brennstoffeigenschaften, bereitgestellte Produkte (Wärme, Strom, KWK), Konversionstechnologie, Parameter der Konversion (Wirkungsgrade, Leistung_{el/th}, Co-Verbrennungsanteile), Transportbedingungen und Distanzen.

2.6.5.1 Ergebnisse der qualitativen Auswertung

Da ausschließlich Studien ab dem Jahr 2000 analysiert wurden, kann von der Aktualität der eingesetzten Methoden ausgegangen werden (Veröffentlichung der DIN 14040 im Jahre 1999). Zu beobachten ist allerdings, dass eine Vielzahl der vorliegende Studien in den letzten fünf Jahren entstanden sind ($n = 19/30$), was auf die gesteigerte Rolle von Ökobilanzen in der öffentlichen Wahrnehmung sowie in der wissenschaftlichen Gemeinschaft zurückzuführen ist. Dieser Trend wird verstärkt durch die Verordnung zur Nachhaltigkeit der Erneuerbaren Energien auf europäischer Ebene (Richtlinie 2009/28/EG (RED) [142]). 70 % der Studien wurden für den europäischen Raum erstellt, 26 % sind repräsentativ für nordamerikanische Verhältnisse. In Europa haben Deutschland und Norwegen mit jeweils vier Studien die größte Anzahl an veröffentlichten Studien vorzuweisen. Annähernd die Hälfte aller Systeme beschäftigt sich ausschließlich mit der Bereitstellung von Strom. Bei der Analyse von drei Viertel dieser Systeme werden Co-

Verbrennungstechnologien betrachtet, während bei den restlichen Systemen die direkte Holzverstromung analysiert wird. Im Bereich der Bereitstellung von Wärme (ein Drittel aller Systeme) wird bei 80 % der Systeme das Holz direkt in Wärme umgewandelt, während die restlichen Systeme über thermochemische (Holzpyrolyse, Holzvergasung, etc.) oder mechanische Prozesse (Pelletierung von Holz), veredelte Biobrennstoffe und deren Konversion analysieren. Die Bereitstellung von KWK ist Gegenstand von einem Viertel aller Systeme. Lediglich 10 % der Systeme sind mit der Analyse von Co-Verbrennungstechnologien zur KWK Erzeugung befasst. Der Großteil der Studien beschäftigt sich mit der direkten Verbrennung von Holz oder der Verbrennung von veredelten Biobrennstoffen zur Bereitstellung von KWK (Abbildung 7). Aufgrund der hohen Anzahl an Co-Verbrennungs-Studien hat die Hälfte der Studien ein fossiles Referenz-System gewählt. Allerdings ist jedoch auch der Trend zu erkennen, ein regeneratives Referenz-System zu wählen. Dieser Trend ist vor allem bei Studien, die in den letzten 10 Jahren entstanden sind, zu erkennen. Kombinationen aus fossilen und regenerativen Referenz-Systemen sind in einem Viertel der Fälle zu beobachten.

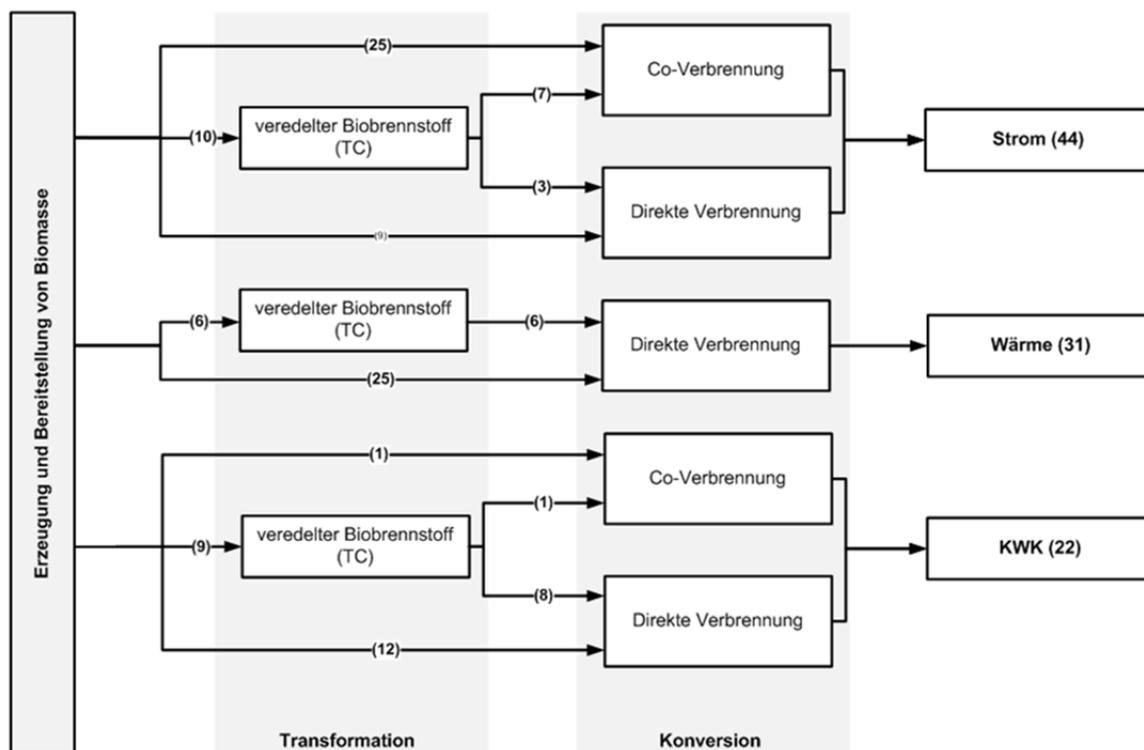


Abbildung 7: Transformations- und Konversionstechnologien der analysierten Studien

Systemgrenzen

Ein Drittel der Systeme werden anhand des Lebensweges der Holzenergie „von der Wiege bis zum Werkstor“ analysiert (Abbildung 8). Für den Fall der Holzenergie bedeutet diese Systemdefinition die Inklusion sämtlicher Lebenszyklusabschnitte bis hin zur erzeugten Sekundärenergie ([A] bis [C]) (siehe [441]).

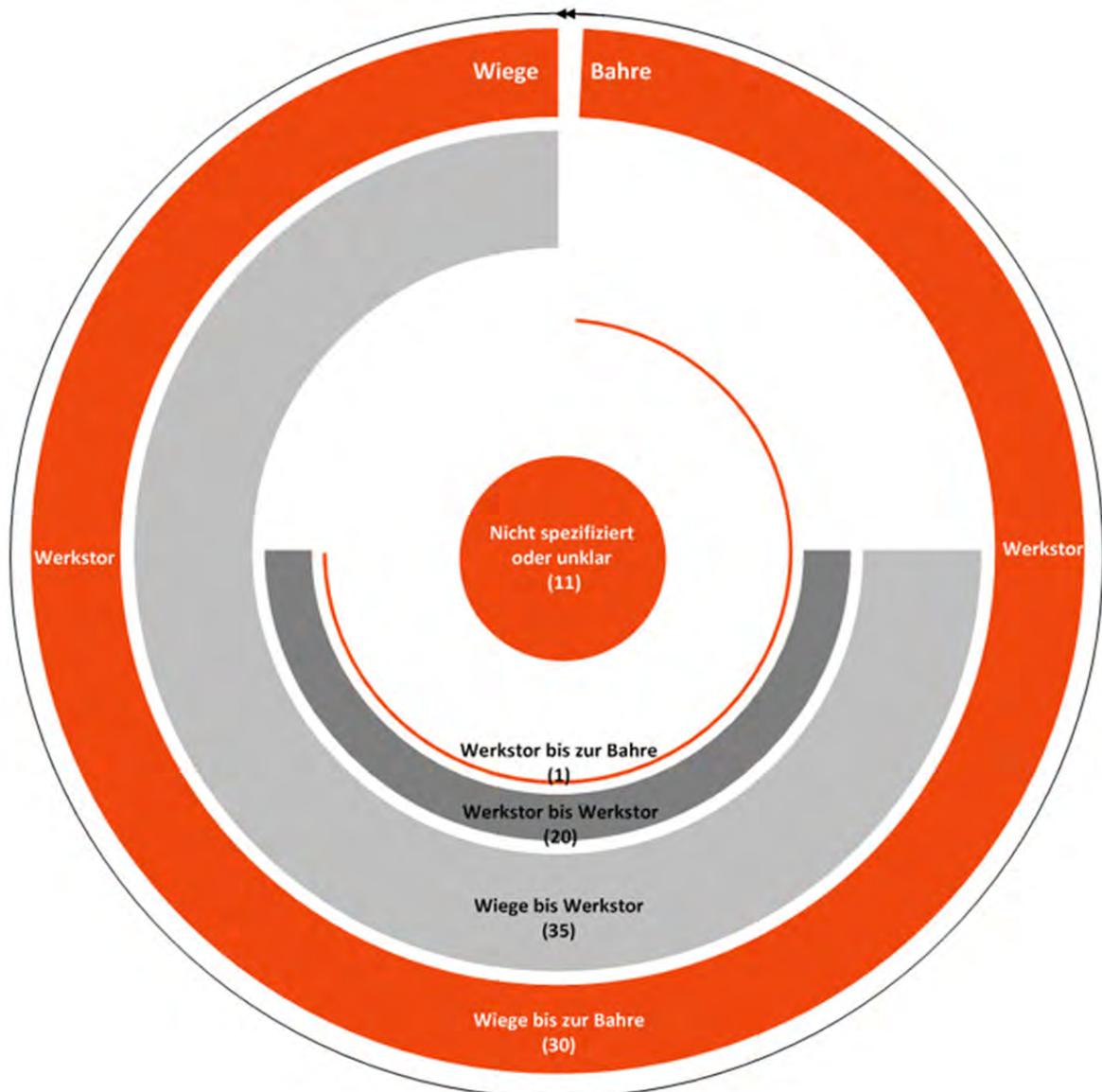


Abbildung 8: Systemgrenzen der 97 untersuchten Systeme

Sobald der Lebenszyklusabschnitt [E] ebenso integriert ([A] bis [E]) wird, kann von einer Systemgrenze, die „von der Wiege bis zur Bahre“ geht, gesprochen werden. Wird der Lebenszyklusabschnitt [A] nicht komplett berücksichtigt, sondern nur die Holzernte bzw. das Sammeln und Rücken von Waldrestholz so wird das System als „vom Werkstor zum Werkstor“ definiert ([B] bis [C]). „Vom Werkstor bis zur Bahre“ schließt folglich wieder den Bereich [E] mit ein ([B] bis [E]). Systeme, die Sägenebenprodukte oder Industrie-restholz als Input heranziehen, sind je nachdem ob auf Sägenebenprodukte Emissionen aus der Produktion des Hauptproduktes (z. B. Schnittholz) alloziert wurden, als „von der Wiege bis zum Werkstor“ (n = 8) oder „vom Werkstor bis ins Grab“ (n = 5) eingestuft. Für fünf Systeme war die Wahl der Systemgrenzen unklar, während in sechs Systemen überhaupt keine Angaben gemacht wurden (Abbildung 8).

Holzbrennstoffe

In drei Viertel der untersuchten Systeme wurde Waldholz als Rohstoff herangezogen, entweder in Form von Energieholz (47 %), Waldrestholz (29 %) oder in Kombination (24 %). 30 % aller Systeme veröffentlichten keine Brennstoffparameter. Die restlichen Studien setzten Holz mit einem unteren Heizwert zwischen $7,9 \text{ MJ kg}^{-1}$ bei Wassergehalt $w = 35 \%$ und $19,5 \text{ MJ kg}^{-1}$ bei $w = 5 \%$ ein. 13 der 97 Systeme haben ausschließlich Sägenebenprodukte als Input, wobei nur 53 % Angaben zum Heizwert sowie zum Wassergehalt des Holzes machen. Für fünf dieser Systeme wurden außerdem Angaben zur Allokation von Emissionen aus dem Produktionsprozess des Hauptproduktes gemacht. In 100 % der Fälle wurde nach Masse alloziert. Elf Systeme bedienen sich eines Holz-Mixes aus Energieholz, Waldrestholz und Sägenebenprodukten, während für 29 Systeme keinerlei Brennstoffparameter veröffentlicht wurden. Holzaschegehalte wurden nur in 15 % der Fälle veröffentlicht. Um vergleichbare und nachvollziehbare Ergebnisse zu veröffentlichen, sind diese Parameter jedoch unabdingbar.

Transformation

Die Transformation des Holzes zum Holzbrennstoff ist Bestandteil aller Systeme. Jedoch unterscheiden sich die Aufwendungen je nach Biobrennstoff sehr stark. Während zur Bereitstellung von Scheitholz nur sehr geringe Inputs nötig sind, können Systeme zur Bereitstellung von veredelten Biobrennstoffen (Pellets: $n = 18$; Pyrolyse-Öl: $n = 6$; Synthesegas (SNG): $n = 15$; torrefizierte Pellets: $n = 4$) größere Auswirkungen mit sich bringen. 44 % aller Systeme setzten veredelte Biobrennstoffe ein, während der Rest entweder unbehandeltes Holz zur direkten Verbrennung oder zur Co-Verbrennung einsetzte.

Konversion

Aufgrund der Suchkriterien wurden nur Studien analysiert, die den Lebenszyklusabschnitt der Konversion als Systembestandteil integriert haben [C]. Die Stromgenerierung befand sich im elektrischen Leistungsspektrum von 4 MW bis 1000 MW. 20 % der 44 untersuchten stromgenerierenden Systeme befinden sich im Leistungsbereich unter 100 MW, 41 % haben eine elektrische Nennleistung zwischen 100 MW und 500 MW. Sechs Systeme haben eine Leistung von über 500 MW, während die restlichen elf keinerlei Feuerungsleistungen angaben. Im Leistungsbereich über 200 MW waren 100 % aller Systeme Co-Verbrennungssysteme, während die direkte Verbrennung von Holz (Mono-Verbrennung) im Leistungsbereich unter 25 MW stattfand. In sämtlichen Co-Verbrennungssystemen wurde Holz neben einem fossilen Brennstoff verfeuert (Steinkohle: $n = 18$; Braunkohle: $n = 6$; Erdgas: $n = 2$; Heizöl: $n = 2$; Torf: $n = 1$; Andere: $n = 3$). Die Wirkungsgrade der Holz-Verstromung lagen zwischen 20 % und 59 % für SNG-Systeme. Die Bereitstellung von Wärme ($n = 31$) fand im Leistungsbereich zwischen 0,1 MW und 100 MW statt. 85 % der Systeme lagen unter 20 MW mit 60 % unter 0,1 MW. Leider wurde für 18 Systeme keine thermische Leistung sowie für 20 Systeme keine Wirkungsgrade veröffentlicht. Wirkungsgrade der Holzwärmeerzeugung lagen zwischen 96 % für SNG-Systeme und 60 % für Scheitholz-Einzelöfen. Die Bereitstellung von KWK spielte sich im Leistungsbereich zwischen 0,1 MW und 900 MW. 36 % der Systeme lagen unter 50 MW, 18 % zwischen 100 MW und 300 MW. Wirkungsgrade wurden nur für neun Systeme veröffentlicht. Diese lagen zwischen 58 % und 90 %.

2.6.5.2 Ergebnisse der quantitativen Beschreibung

Für die quantitative Analyse wurden die publizierten Ergebnisse der Mid-Point Wirkungskategorie „Globale Erwärmung“ untersucht. Sämtliche publizierten Ergebnisse wurden auf die funktionelle Einheit $\text{kg CO}_2\text{-Äq kWh}^{-1}$ umgerechnet. Die Wirkungskategorie „Globale Erwärmung“ wurde gewählt, da sie die am häufigsten gewählte Wirkungskategorie darstellt. Sie wurde in 100 % der Studien ausgewertet. Die Ergebnisse wurden nach Produkt (Wärme, Strom, KWK), sowie nach Konversionstechnologie (direkte Verbrennung, Mitverbrennung, thermochemische Umwandlung) gruppiert (Abbildung 9).

Der Median der Bereitstellung von Strom und Wärme (bereitgestellte Strommenge + bereitgestellte Wärmemenge) in KWK ist $0,066 \text{ kg CO}_2\text{-Äq kWh}^{-1}$, wobei der Mittelwert bei $0,187 \text{ kg CO}_2\text{-Äq kWh}^{-1}$ liegt. Diese asymmetrische Verteilung von Mittelwert und Median ist auf verschiedene methodische Ansätze der Autoren zurückzuführen. So wurde z. B. bei einigen Systemen der Anteil des biogenen Kohlenstoffes im Ergebnis integriert. Dies führt zu großen Verzerrungen. Leider sind sichere Aussagen hierfür in den entsprechenden Studien nicht zu finden. Im Bereich der Bereitstellung von Wärme wurde ein Median von $0,040 \text{ kg CO}_2\text{-Äq kWh}^{-1}$ sowie ein Mittelwert von $0,051 \text{ kg CO}_2\text{-Äq kWh}^{-1}$ ermittelt. Im Vergleich zur Bereitstellung von KWK sind die Ergebnisse wesentlich homogener, jedoch lassen sich auch hier Ausreißer identifizieren. Zwei Studien, die sich mit der Bereitstellung von Wärme aus Pellets in Nordamerika befassen, liefern vergleichsweise hohe Werte. Explizite Gründe für diese hohen Emissionen konnten allerdings nicht identifiziert werden. Die Ergebnisse im Bereich der Stromgenerierung sind von der Ausweisung kombinierter Emissionen, also der Kombination aus Holz und fossilem Brennstoff, dominiert. Um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten, muss also der Emissionsanteil der fossilen Brennstoffe aus dem Ergebnis herausgerechnet werden. Ohne diesen Schritt liegt der Mittelwert der Stromgenerierung 250 % über dem Median. Bei ausschließlicher Ausweisung der Emissionen der Holzfraktion (Abbildung 9 Strom – Anteil Biomasse) liegt der Median bei $0,081 \text{ kg CO}_2\text{-Äq kWh}^{-1}$. Der Mittelwert beträgt $0,112 \text{ kg CO}_2\text{-Äq kWh}^{-1}$ (Abbildung 9).

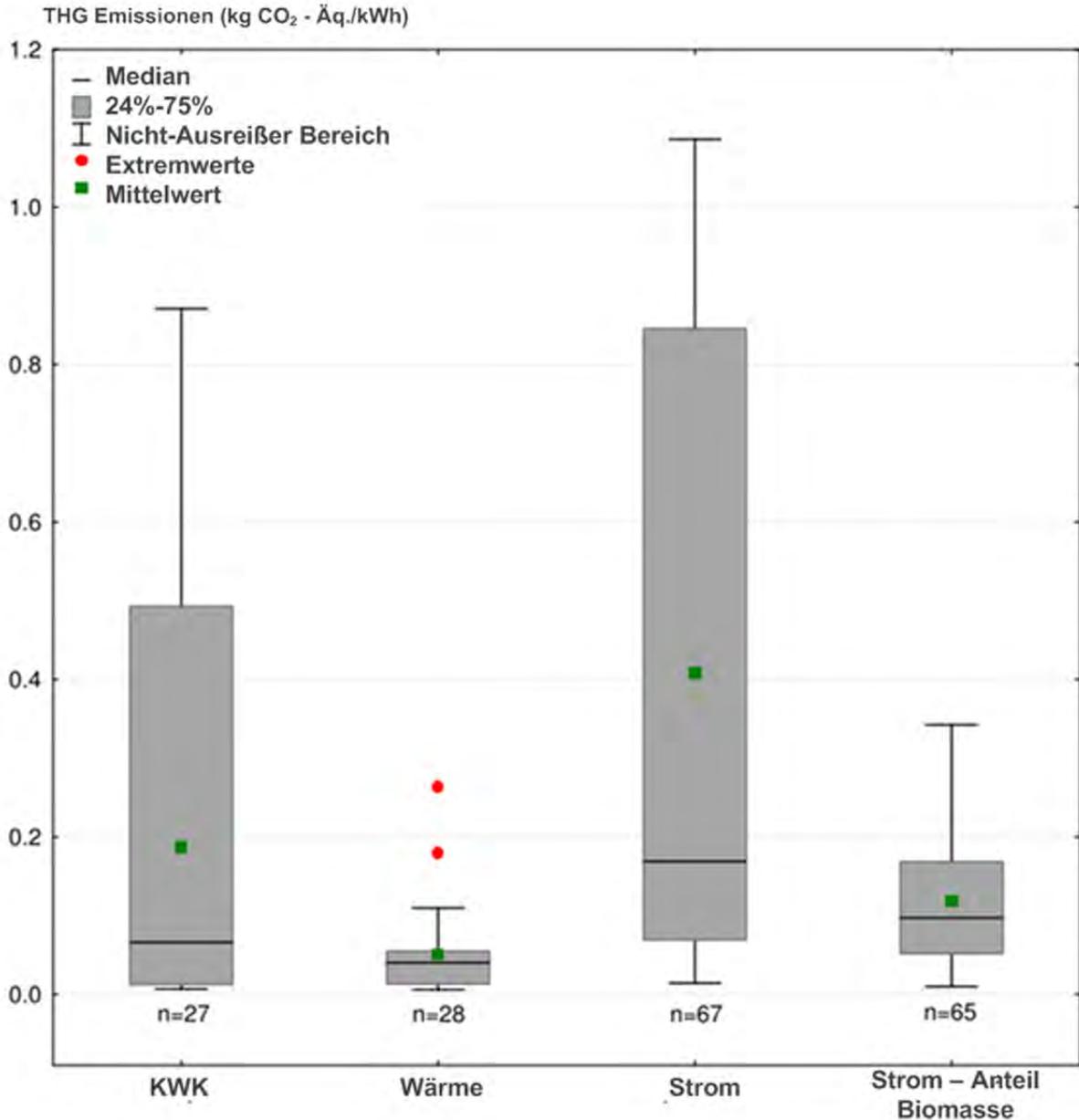


Abbildung 9: IPCC globale Erwärmung, ohne biogenes CO₂ in kg kWh⁻¹, für die Produkte KWK, Wärme und Strom aus Holz (CHP=KWK, n= Anzahl der Systeme)

Schlussfolgerung

Die Ergebnisse der qualitativen wie auch der quantitativen Analysen zeigen, dass eine Vergleichbarkeit der Ökobilanzergebnisse im vorliegenden Studienumfang nicht gegeben ist. Grund hierfür sind vor allem unterschiedliche methodische Ansätze (trotz der Regelungen in DIN EN ISO 14040/14044), unpräzise Systembeschreibungen sowie nicht publizierte Schlüsselparameter der einzelnen Studien. Der Review hat gezeigt dass die Harmonisierung der Methoden in ExpResBio von enormer Wichtigkeit ist und dass ohne genaue Vorgaben bei der Definition des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie bei der Ausweisung des Systems und der Ergebnisse keinerlei Vergleichbarkeit, Reproduzierbarkeit oder Transparenz von Bilanzergebnissen erlangt werden kann.

2.7 Bewertung ökonomischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen

2.7.1 Landwirtschaftliche Biogassubstraterzeugung und Biogasproduktion

(Martina Serdjuk, Prof. Dr. Peter Zerle)

Eine Vielzahl von Studien befasst sich mit der Ökonomie der Biogasproduktion bzw. -nutzung, wobei diese fast ausschließlich auf Modellanlagen basieren [155][271]. Aus diesen Ergebnissen lassen sich insbesondere drei wirtschaftliche Zusammenhänge ableiten. Oftmals weisen kleine NawaRo-Biogasanlagen im Bereich bis zu einer elektrischen Nennleistung von 100 kW jährliche Verluste aus, während größere Anlagen aufgrund der Kostendegression leichter rentabel wirtschaften können. Vor allem geringe Substratkosten - beispielsweise durch den Einsatz von Gülle - führen zu einem besseren ökonomischen Ergebnis. Eine zusätzliche Wärmenutzung hilft die Wirtschaftlichkeit der Biogasanlage zu verbessern [155][271][423][250].

Einige Biogas-Studien setzen sich nur mit der Kostenseite auseinander [388][134]. Die eben genannten ökonomischen Zusammenhänge sind auch in diesen reinen Kostenstudien zu erkennen. Das Biogas-Messprogramm II zeigt eine gesamtwirtschaftliche Analyse basierend auf Praxisanlagen [238]. Als ökonomische Kennzahl wird hier das kalkulatorische Betriebszweigergebnis herangezogen, also die Differenz aus jährlichen Gesamtkosten und -einnahmen. Die Gesamtwirtschaftlichkeit der untersuchten Anlagen weist eine große Spannweite auf, das kalkulatorische Betriebszweigergebnis bewegt sich zwischen $-246.062 \text{ € a}^{-1}$ und 405.859 € a^{-1} bzw. zwischen $-10,4$ und $7,8 \text{ ct kWh}^{-1}$ bezogen auf die produzierte Strommenge. Im Mittel ergibt sich damit ein Gewinn von $2,9 \text{ ct kWh}^{-1}$. Besonders die Anlagen mit einem stark positiven Ergebnis müssen jedoch kritisch betrachtet werden, da unter Umständen Kosten der Biogasanlage den landwirtschaftlichen Betrieben zugerechnet wurden [238].

Über alle Studien hinweg wird deutlich, dass die Substratkosten einen bedeutenden Einfluss auf die Ökonomie der Biogasanlagen haben. WALLA und SCHNEEBERGER bezifferten bereits 2008 die Substratkosten bei Biogasanlagen, die mit nachwachsenden Rohstoffen betrieben werden, mit 40 bis 50 % der jährlichen Gesamtkosten [422]. EDER und KIRCHWEGER [134] ermittelten aus den Datensätzen von 31 unterschiedlichen Biogasanlagen in Österreich aus den Jahren 2008 und 2009 Substratkosten in Höhe von 6,2 bis 9,1 ct kWh^{-1} bzw. 83 bis 122 € t^{-1} TS. Die Substratkosten stellten dabei einen Anteil von 34 % bis 41 % der Gesamtkosten dar. In drei Viertel der betrachteten Anlagen kam hier neben nachwachsenden Rohstoffen auch Wirtschaftsdünger zum Einsatz [134].

THG-Vermeidungskosten der Biogasnutzung

Eine Reihe von Biogas-Studien untersucht die THG-Vermeidungskosten der Biogasproduktion und -nutzung als Kennzahl für die Effektivität und Kosteneffizienz von Maßnahmen zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen [160][170][360][435]. Es zeigt sich auch hier eine große Spannweite. So werden Vermeidungskosten für die Biogasnutzung in einem Bereich von 12 bis 691 $\text{€ t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$ angegeben [160][170][360][435]. Die Gründe hierfür sind zum einen unterschiedliche methodische Ansätze (z. B. Wahl der

Referenzsysteme), die Variabilität der Biogaserzeugung selbst (z. B. Anlagengröße und -technik, Substratauswahl und -anbau, Ertragspotenziale) sowie die Wärmenutzung. FICHTNER et al. (2012) [160] zeigten beispielsweise Unterschiede in Höhe von bis zu $180 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äq}$ allein durch die Auswahl des Referenzsystems auf. Mehrere Studien kommen zu dem Ergebnis, dass güllebasierte Biogasanlagen sowie Biogasanlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung aus betriebswirtschaftlicher Sicht und zur Reduktion von CO_2 -Emissionen als sinnvoll bewertet werden können [360][435]. Die Unterschiede bei der Berechnung der THG-Vermeidungskosten und somit die Variabilität der Ergebnisse der einzelnen Studien lassen sich nicht komplett durchdringen. Eine Verallgemeinerung oder Übertragung der Ergebnisse auf die bayerische Biogasproduktion kann daher nicht erfolgen. Auch eine Einschätzung hinsichtlich der Effektivität und Kosteneffizienz zur Reduzierung von THG durch die Biogasnutzung lässt sich aus den Literaturwerten nicht geben. Diese Berechnungen sind anlagen- und standortspezifisch durchzuführen.

2.7.2 Raps-erzeugung und Biokraftstoffproduktion

(Martina Serdjuk, Prof. Dr. Peter Zerle)

Die einstigen Gründe für die Entwicklung der dezentralen Ölmühlen waren vielfältig: Auf Stilllegungsflächen durften nachwachsende Rohstoffen (z. B. Raps) produziert werden, die Wege zu den zentralen Ölmühlen waren lang, die Veredelung der Rapssaat erhöhte die Wertschöpfung. Heute könnten die dezentralen Ölmühlen für ein Wirtschaften in regionalen Stoffkreisläufen sowie für eine gekoppelte Erzeugung von Kraftstoff und heimischen Eiweißfuttermitteln (Rapspresskuchen) stehen. Doch die derzeitige wirtschaftliche Situation der Ölmühlen hemmt dies.

Eine deutschlandweite Befragung von dezentralen Ölmühlen im Jahr 2013 zeigte deutlich, dass sich die wirtschaftliche Situation der Ölmühlen drastisch verschlechtert hat. Der starke Nachfragerückgang bei Rapsölkraftstoff, der vor allem in der Landwirtschaft und im Speditionsgewerbe, aber auch in Blockheizkraftwerken (BHKW) zur Erzeugung von regenerativem Strom und Wärme eingesetzt wurde, ist hierfür der Hauptgrund [193].

Das EEG sieht seit der Novellierung im Jahr 2012 keine Förderung von Strom aus Pflanzenöl mehr vor [75] und die Steuerentlastung für Biokraftstoffe ist nahezu weggefallen [73]. Nach wie vor gilt eine Steuerbefreiung für Biodiesel in Reinform und für Pflanzenöl in der Land- und Forstwirtschaft (der volle Steuersatz wird rückvergütet) [73] und das bayerische Investitions-Förderprogramm „RapsTrak200“ unterstützt rapsöлтаugliche Schlepper. Die Dieselpreise (Agrardiesel) sind jedoch derzeit so niedrig, dass eine Umstellung nicht lukrativ ist (vgl. Abbildung 10).

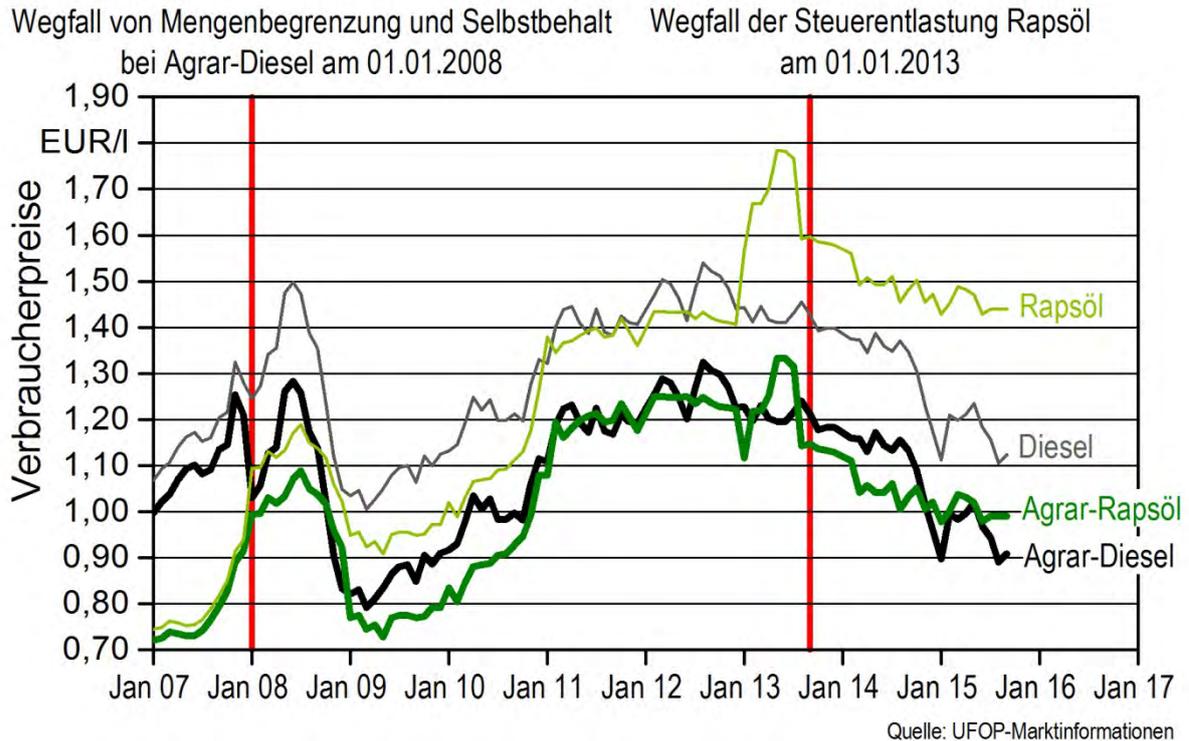


Abbildung 10: Verbraucherpreisentwicklung von Rapsölkraftstoff und Diesel mit Berücksichtigung der Steuerentlastung bzw. -befreiung, THUNEKE (2016) [405]

Produktionskosten von Rapsölkraftstoff in dezentralen Ölmühlen

Aus verschiedenen Studien wird deutlich, dass die Auslastung der Ölmühlen sowie die Kosten des Einkaufs von Rapssaat die Produktionskosten von Rapsölkraftstoff vorrangig bestimmen [337][336]. Auch der Verkauf des Koppelproduktes Rapspresskuchen ist für die Wirtschaftlichkeit der dezentralen Ölmühlen mittlerweile enorm bedeutend. Die Rapspresskuchenerlöse werden in der Literatur zur Ermittlung der Produktionskosten von Rapsölkraftstoff stets von den Gesamtkosten der Ölmühle abgezogen. Ohne die Berücksichtigung der Kosten für den Einkauf der Rapssaat werden in der Literatur Produktionskosten von 0,12 bis 0,21 €l⁻¹ bzw. mit den Kosten für die Rapssaat von 0,46 bis 0,84 €l⁻¹ genannt [337][336].

THG-Vermeidungskosten der Rapsölkraftstoffproduktion

In der Literatur findet sich eine große Bandbreite von THG-Vermeidungskosten der Rapsölkraftstoffproduktion von -50 bis 1.000 €t⁻¹ [48][247][327]. Diese extreme Streubreite resultiert zum einen aus den schwankenden Preisen für Rapssaat und Rapspresskuchen als Koppelprodukt. Zum anderen sind nicht in allen Studien die Erlöse der Koppelprodukte berücksichtigt. Die negativen Vermeidungskosten resultieren aus einer Studie, bei der z. B. nicht Marktpreise sondern Produktionskosten in Höhe von 165 €t⁻¹ für die Rapssaat angesetzt wurden [247]. Den Studien sind nur wenige Eingangsparameter für die durchgeführten Berechnungen zu entnehmen, oftmals ist auch unklar, ob es sich um dezentrale Ölmühlen oder industrielle Anlagen handelt. Außerdem sind die Vermeidungskosten auch von den angesetzten Bereitstellungskosten der konventionellen Kraft-

stoffe (Referenzsysteme) abhängig. Die große Bandbreite der THG-Vermeidungskosten ergibt sich also zum einen aufgrund von Unterschieden beim Anbau und der Verarbeitung, zum anderen vor allem durch unterschiedliches methodisches Vorgehen bei der Berechnung.

2.7.3 Kurzumtriebsplantagen und Agroforstsysteme

(Tobias Jorissen, Prof. Dr. Peter Zerle)

In einer Vielzahl von Studien werden die betriebswirtschaftliche Konkurrenzfähigkeit von AFS gegenüber alternativen Landnutzungsformen weltweit analysiert [429][266][216]. Hierbei erfassen NEUPANE (2001) [311], AKYEAMPONG (1995) [8] und AKACHUKU (1985) [7] eine Erhöhung des Einkommens durch die Etablierung von AFS. Die Studie von RASUL und THAPA (2006) [329] untersucht die Wettbewerbsfähigkeit von AFS gegenüber dem Wanderfeldbau⁹. Findet eine Berücksichtigung der Bodenerosion in den betriebswirtschaftlichen Kalkulationen statt, steigert dies die Wettbewerbsfähigkeit von AFS gegenüber dem Wanderfeldbau [329]. Im Vergleich dazu ermittelten REEVES und LILIHOLM (1993) [332] zwar eine geringere Wirtschaftlichkeit von AFS gegenüber einer Kaffeeplantage, jedoch auch eine Senkung des betriebswirtschaftlichen Risikos. Die Studie von TAMUBULA und SINDEN (2000) [400] vergleicht das betriebswirtschaftliche Risiko und die Bodenerosion eines Agroforstsystems mit zwei weiteren Landnutzungsformen. Die untersuchten Systeme befinden sich in Kenia. Analysiert wurden die Wirtschaftlichkeit mittels des Kapitalwertes und das betriebswirtschaftliche Risiko mittels des Konzepts der stochastischen Dominanz. Das Agroforstsystem war sowohl das rentabelste, als auch das mit dem geringsten betriebswirtschaftlichen Risiko. Die untersuchten Systeme sind jedoch kaum vergleichbar mit der Situation in Deutschland, da sie zumeist in den Tropen etabliert wurden.

Deutlich weniger Studien analysieren die betriebswirtschaftliche Konkurrenzfähigkeit von AFS in Deutschland [354][368][301]. Hierbei analysieren SCHMIDT (2011) [354] AFS zur Energieholzproduktion und SEIDL (2010) [368] sowie MÖNDEL 2009 [301] AFS zur Wertholzproduktion. Die Untersuchungen verdeutlichen jeweils die Probleme der wirtschaftlichen Konkurrenzfähigkeit von AFS gegenüber dem Marktfruchtbau. Im Speziellen weist die Studie von SCHMIDT (2011) [354] auf die Erhöhung der Arbeitserledigungskosten aufgrund der Zerteilung der Fläche in die Komponenten Marktfruchtbau und Gehölzanbau hin. Weiterhin wird anhand der Studien deutlich, dass das Mischsystem AFS gegenüber seinen einzelnen Komponenten (Gehölzstreifen und Marktfruchtstreifen) nur konkurrenzfähig ist, wenn die Marktfruchterträge aufgrund der Schutzfunktion der Gehölze steigen.

Die sensitiven Parameter in Studien zur Wirtschaftlichkeit des Gehölzanbaus auf landwirtschaftlichen Flächen sind vor allem der Hackschnitzelpreis und die Biomasseerträge [420]. Diese Parameter werden auch von BYSTRICKY ET AL. 2012 [81] bestätigt. Im Vergleich zwischen Kurzumtriebsplantagen (Pappel) und landwirtschaftlichen Energiepflan-

⁹ Beim Wanderfeldbau werden Agrarflächen nur für einen bestimmten Zeitraum genutzt und anschließend aufgegeben [329].

zenarten relativieren sie einen geringeren Biomasseertrag von KUP durch sehr viel höhere Ernteerlöse. Laut BUCHHOLZ und VOLK (2011) [55] betragen Etablierung, Ernte und Transport der Hackschnitzel mehr als zwei Drittel der Gesamtkosten. Bei der Studie von SCHWEIER und BECKER 2013 [363] haben nach den Transportkosten die Flächenkosten den höchsten Anteil an den Gesamtkosten. Nach den Kalkulationen von WAGNER et al. 2012 [420] zur Wirtschaftlichkeit von Kurzumtriebsplantagen sind neben den Ernte- und Transportkosten vor allem die Flächen- und Gemeinkosten ein wesentlicher Kostenfaktor.

THG-Vermeidungskosten und -leistungen von Agroforstsystemen

Für eine Empfehlung an die Bundesregierung zur Vorzüglichkeit von Bioenergielinien nutzt der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik die THG-Vermeidungskosten und -leistungen als Entscheidungsgrundlage [435]. Neben der Verwertung von Reststoffen wie Gülle in Biogasanlagen empfiehlt der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik die Erzeugung von Wärme und Strom aus Hackschnitzeln von Kurzumtriebsplantagen (KUP) in Heiz- und KWK-Anlagen. Nach dem Wissenschaftlichen Beirat für Agrarpolitik kann mit der Wärmeerzeugung aus Agrarholz am kostengünstigsten Klimaschutz betrieben werden. Des Weiteren verdeutlicht der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik, dass mit der Wärmeerzeugung aus Agrarholz sogar ein Vermeidungsgewinn erzielt werden kann. Weitere Studien zu Agrarholz berechnen weniger die THG-Vermeidungskosten als vielmehr die C-Sequestrierungskosten von Agroforstsystemen im Vergleich zu einem Referenzsystem [409][90][371]. Die Studien beziehen sich überwiegend auf die Tropen und analysieren nicht die energetische Verwertung des Holzes. Das Referenzsystem wird zumeist durch die Initialkosten für die Begründung des AFS [122][121] und/oder die Opportunitätskosten einer alternativen Landnutzung [371][409] dargestellt. Nicht berücksichtigt werden die bei der Bewirtschaftung emittierten THG.

Hinsichtlich der THG-Vermeidungsleistungen ermittelte der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik, dass es am effizientesten ist, fossile Energieträger einzusparen, wenn Wärme und Strom aus Hackschnitzeln von KUP erzeugt werden [435]. BYSTRICKY et al. (2010) [82] verglichen land- und forstwirtschaftliche Energiepflanzen hinsichtlich ihren Energie-Flächenerträgen und ökologischen Auswirkungen unter Berücksichtigung ökonomischer Aspekte. Im Hinblick auf die Treibhausgas-Vermeidungskosten wurden Pappeln im Kurzumtrieb ebenfalls positiv beurteilt.

Zu einem anderen Ergebnis kamen WITTE et al. (2012) [436]. Sie untersuchten die Vermeidungsleistungen und die Energieeffizienz der Bioenergielinien Biogas-Mais, KUP-Hackschnitzel und Rapsölkraftstoff in Belgien und den Niederlanden. Hinsichtlich der Vermeidungsleistungen war dort die Erzeugung von Strom aus KUP-Hackschnitzeln nur dann vorteilhafter, wenn die Holzerträge überdurchschnittlich hoch waren. Studien zur Vermeidungsleistung von AFS konnten nicht ausgemacht werden. Im Gegensatz zu den vorangegangenen Studien ermitteln HANSEN et al. (2013) [196] nicht die THG-Vermeidungsleistung von AFS in $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$ sondern die THG-Vermeidung in $kg\ MJ^{-1}$ der Erzeugung von Strom auf Basis von Hackschnitzeln aus Kurzumtriebsplantagen in Deutschland. Der Bioenergiestromerzeuger ist ein Holzvergaser, das Referenzsystem

der deutsche Strommix. Anhand des Energieoutputs in $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ und des Wirkungsgrads in % der Anlage ist es aber möglich, die Vermeidungsleistung in $\text{t ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ berechnen.

2.7.4 Forstwirtschaft

(André Tiemann, Prof. Dr. Hubert Röder)

Forstspezifische, betriebswirtschaftliche Prozessanalysen existieren in begrenztem Umfang, mit klarem Fokus auf bestimmte Prozessebenen. Dabei werden überwiegend die Rohstoffumwandlung thematisiert und vorgelagerte Prozessschritte meist stark aggregiert ausgewiesen. Das betrifft die Holzernte, die Bereitstellung frei Waldstraße und angeschlossene Transportprozesse. Besonders erwähnenswert ist die Arbeit von [437], der Logistikketten unterschiedlicher Mechanisierungsgrade mit Fokus auf Waldhackschnitzelbereitstellung ökonomisch bilanziert hat. Darüber hinaus führten [213] betriebswirtschaftliche Prozesskettenanalysen bezüglich der Scheitholzernte und -bereitstellung durch.

Vor allem Einzelprozesse der Kulturbegründung und Kulturführung stehen in Form von stark aggregierten Verrechnungssätzen zur Verfügung. Die umfangreichste Sammlung stellt [1] dar. Um detaillierte Lebenszykluskostenkalkulationen (LCC) durchzuführen, vor allem bei Holzernte Prozessen, muss daher auf eigene Kalkulationen zurückgegriffen werden. Hier bietet die Literatur eine hohe Anzahl an Kalkulationsgrundlagen. Insbesondere bei der maschinellen Holzernte ist aufgrund der verschiedenen Schriftenreihen der KWF [276][275] eine umfassende Datengrundlage vorhanden.

Im Zuge der Literaturrecherche konnten keine verbindlichen Normen und standardisierten Modelle beim Vorgehen forstspezifischer LCC ermittelt werden. Im Allgemeinen sind diese vor allem in der produzierenden Industrie sowie bei Bauprojekten und in der Anlagentechnik zu finden [43]. Ansonsten existieren überwiegend branchenunabhängige Abhandlungen zur Durchführung von Lebenszykluskostenberechnungen, beispielsweise [446] oder [167].

Die Berücksichtigung forstwirtschaftlicher Besonderheiten ermöglicht in erster Linie [376]. Im Rahmen der Betriebsanalyse und Investitionsplanung wird so, vor allem die Berücksichtigung der für die Forstwirtschaft typischen Auswirkungen hoher Investitionszeiträume (ExpRessBio: 120 – 180 Jahre) auf die Kostenstruktur des Lebenszyklus ermöglicht.

2.7.5 Holzwirtschaft – Fokus energetische Holznutzung

(André Tiemann, Prof. Dr. Hubert Röder)

Zur Wirtschaftlichkeitsbewertung der Wärmeerzeugung aus Waldholz wurden ausgewählte Literaturquellen verwendet, die Orientierungswerte für die Wärmegegestehungskosten liefern [377]. Der Wertebereich in den analysierten Literaturquellen liegt zwischen $0,03 \text{ € MJ}^{-1}$ für Pellets und $0,02 \text{ € MJ}^{-1}$ für Scheitholz in 15 kW Feuerungen. Wärmegegestehungskosten aus Holzheizwerken der Größenklasse 200 kW werden mit $0,017 \text{ € MJ}^{-1}$ angegeben.

Generell ist die Wirtschaftlichkeit der Wärmeerzeugung von individuellen Rahmenbedingungen wie Anlagengröße, Anlagentechnik, angesetztem Investitionszinssatz oder der Struktur des Wärmeabnehmers abhängig. Darüber hinaus haben die verbrauchsgebundenen Kosten einen starken Einfluss auf die Wärmegegestehungskosten. Im Folgenden werden daher spezifische Berechnungsgrundlagen verwendet, die typische Rahmenbedingungen in Bayern repräsentieren.

In Bayern beträgt der Anteil an den verbrauchsgebundenen Kosten ca. 50 % der Gesamtkosten. Eine weitere Einflussgröße stellen die Investitionskosten dar. Durchschnittlich betragen diese in Bayern 650 € MWh^{-1} . Entsprechend [89] wäre ab 700 € MWh^{-1} ein wirtschaftlicher Betrieb kaum noch zu erreichen. Aus diesem Grund wurden die Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen für typische Strukturen in Bayern mittels einzelfallbezogener Kalkulationen durchgeführt.

Ein umfangreiches Rahmenwerk zur Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der Wärmeerzeugung aus Holz stellen die Leitfäden der Fachagentur Nachwachsender Rohstoffe e.V. (FNR) dar. Für die Wirtschaftlichkeitsberechnung größerer Anlagen bietet sich der Leitfaden Feste Biobrennstoffe [138] an.

Es hat sich jedoch gezeigt, dass modellhafte Kalkulationen vor allem im höheren Leistungsbereich mit Unsicherheiten behaftet sind. So werden die Verrechnungssätze für die einzelnen Eingangsgrößen meist mit Spannbreiten prozentualer Anteile an den Investitionskosten angegeben. Bei Summen von mehreren Hunderttausend Euro haben geringe Schwankungen starke Auswirkungen auf die spezifischen Wärmegegestehungskosten. Daher werden im Folgenden für die modellhaften Planungen zur besseren Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Anlagen die Planungssoftware WDesign [87] für Biomasseheizwerke und -heizkraftwerke verwendet.

3 Material und Methoden

Dieses Kapitel beschreibt die im Projekt ExpResBio harmonisierte und validierte Bilanzierungsmethode für die ökologische und ökonomische Bewertung von Produktsystemen auf Basis von nachwachsenden Rohstoffen. Neben den validierten Bilanzierungsmethoden werden die im Projekt ExpResBio betrachteten Untersuchungsebenen erläutert.

3.1 Harmonisierte Bilanzierungsmethode

(Dr.-Ing. Daniela Dressler, Christian Wolf)

Die Inhalte dieses Kapitels bestehen zu großen Teilen aus Auszügen der bereits veröffentlichten Schrift "ExpResBio - Methoden: Methoden zur Analyse und Bewertung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen" [439].

3.1.1 Zieldefinition

Mit der Zieldefinition muss die Motivation der Untersuchung eindeutig beschrieben werden. Dabei sollte auch auf die Anwendung der Ergebnisse eingegangen werden. Die Zieldefinitionen für die Anwendung der harmonisierten Bilanzierungsmethode in ExpResBio sind:

- Vergleich von Umweltwirkungen und Kosten verschiedener Produktsysteme zur Strom-, Wärme- oder Kraftstofferzeugung,
- Analyse eines Produktsystems zur Identifikation von Optimierungspotenzialen,
- Vergleich unterschiedlicher Anbauvarianten (z. B. Einsatz fossilen Diesels gegenüber Rapsölkraftstoff, unterschiedliche Düngevarianten).

Die Ergebnisse der genannten Analysen dienen als Grundlage für Handlungsempfehlungen für eine umwelt- und ressourcenschonende Bereitstellung und Nutzung land- und forstwirtschaftlicher Rohstoffe in Bayern.

3.1.2 Untersuchungsrahmen

Der Rahmen des zu untersuchenden Produktsystems sollte eindeutig beschrieben werden sowie auf die definierte Zielstellung der ökobilanziellen und ökonomischen Analyse abgestimmt sein. In diesem Zusammenhang stellt die entwickelte Systemdarstellung eine harmonisierte Festlegung des Untersuchungsrahmens sicher. Mit der Systemdarstellung können wesentliche Informationen zum Untersuchungsrahmen, wie beispielsweise das zu untersuchende Produktsystem, seine Funktion und Systemgrenzen sowie die funktionelle Einheit und die Methode zum Umgang mit Koppelprodukten eindeutig definiert und gleichzeitig visualisiert werden (siehe Kapitel 3.1.2.1 sowie Abbildung 11).

3.1.2.1 Systemdarstellung

Wie aktuelle Literaturrecherchen von Ökobilanzstudien im Bereich der Biomasseerzeugung und -nutzung zeigen (siehe Kapitel 2.6.4 und 2.6.5), wird das untersuchte Produktsystem oftmals nur sehr unzureichend und unklar beschrieben. Dies erschwert die Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit der veröffentlichten Ergebnisse erheblich. Häufig wird das untersuchte Produktsystem als „von der Wiege bis zum Werkstor“ ohne genauere Details definiert. Zur Beschreibung komplexer Produktsysteme, wie z. B. für biobasierte Produkte, die aus einer Vielzahl unterschiedlicher, miteinander verbundener Systeme bestehen, ist dies allerdings nicht ausreichend. Für diese Produkte ist ein strukturierterer Ansatz zur Beschreibung des untersuchten Produktsystems nötig. Aus diesem Grund wurde in Anlehnung an die DIN EN 15804 [108] ein Schema entwickelt, mit dem eine umfassende Analyse und Bewertung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen transparent dargestellt werden kann (siehe Abbildung 11).

Mithilfe dieser Systemdarstellung können Produktsysteme aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen einheitlich beschrieben, analysiert und bewertet werden. Die Lebenszyklusabschnitte (z. B. Rohstoffgewinnung) sind in Prozessgruppen unterteilt (z. B. [A]), die wiederum aus mehreren Prozess-Untergruppen bestehen (z. B. [A1] bis [A5]). Für eine detaillierte Analyse von Produktsystemen kann es sinnvoll sein, bestimmte Prozess-Untergruppen nochmals in einzelne Prozesse aufzuteilen (z. B. [A1.1] bis [A1.3]). In der Bilanzierung berücksichtigte betriebliche Logistik- und Vorleistungsprozesse können gesondert ausgewiesen werden. Um die direkten, mit der Produktion zusammenhängenden Emissionen, von den indirekten Emissionen abtrennen zu können, werden Effekte außerhalb der Systemgrenze in einer eigenen Prozessgruppe berücksichtigt.

Folgende Prozessgruppen wurden definiert:

- **[A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse** – umfasst die Prozesse der Rohstoffgewinnungsphase. Außerdem werden die Prozesse zur Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen (z. B. Wirtschaftsdünger oder Industrierestholz aus der Holzwerkstoffindustrie) in dieser Prozessgruppe erfasst.
- **[B] Transformation** – umfasst die Prozesse der Lagerung und Vorbehandlung von Biomasse sowie deren Umwandlung zu Halbwaren und Produkten für die energetische und stoffliche Nutzung (z. B. Hackschnitzel, Rapsöl).
- **[C] Konversion** – umfasst die Prozesse der Umwandlung des Biokraftstoffs bzw. Biobrennstoffs (Sekundärenergie) zu Endenergie. Diese Prozessgruppe entfällt für Produktsysteme aus dem Bereich der stofflichen Nutzung.
- **[D] Nutzung** – hier werden Prozesse zusammengefasst, die Umweltwirkungen bzw. betriebs- und volkswirtschaftliche Effekte der Biomassenutzung während der Nutzungsphase charakterisieren. Dazu zählt insbesondere der Kohlenstoffspeicher (C-Speicher) der Produkte. Für die energetische Nutzung kann hier die Energiespeicherung betrachtet werden.

- **[E] Abfallbewirtschaftung** – für sämtliche Prozesse, die am Ende des Lebenswegs der Produktion von Biomasseprodukten (z. B. Altholzentsorgung) oder Bioenergie (z. B. Ascheentsorgung) stehen.
- **[L] Betriebliche Logistik** – untergliedert nach [L1] außerbetrieblichem Transport (z. B. Transport Pflanzmaterial/ Saatgut von Baumschule/ Landhandel zum Hof) und [L2] innerbetrieblichem Transport (z. B. Transport Pflanzmaterial/Saatgut vom Hof zur Produktionsfläche).
- **[T] Transporte** – untergliedert nach Transportprozessen zwischen den einzelnen Lebenszyklusabschnitten [T1] Transport Biomasse, [T2] Transport Zwischenprodukte, [T3] Transport Endprodukte sowie [T4] Transport Koppelprodukte und Abfälle.
- **[V] Vorleistungen** – für die gesonderte Ausweisung von Prozessen, die vor dem untersuchten Produktsystem stattfinden. Dazu zählen [V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen, Geräten und Aggregaten, [V2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur, [V3] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut, [V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen, [V5] Prozess- und Hilfsenergien (z. B. Strom oder Wärme), [V6] Mineral- und Kalkdüngern, [V7] Pflanzenschutzmitteln sowie [V8] Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien.
- **[F] Effekte außerhalb der Systemgrenze** – umfassen sämtliche Effekte, die außerhalb der Systemgrenzen liegen. Dazu zählen beispielsweise vermiedene Lasten und Gutschriften durch die Nutzung von Rohstoffen aus vorgelagerten Systemen, direkte und indirekte Landnutzungsänderungen sowie Gutschriften für ein vermiedenes Referenzsystem durch die Nutzung eines Koppelprodukts. Dabei sind [F1] bis [F3] Effekte innerhalb und [F4] bis [F5] Informationen außerhalb des zu untersuchenden Produktsystems.
- **[G] Substitution von Produkten eines Referenzsystems** – ermöglicht die Darstellung von Effekten, die durch die Substitution von Produkten oder Dienstleistungen eines Referenzsystems mit dem Hauptprodukt des untersuchten Produktsystems auftreten (z. B. die Substitution von Strom aus Steinkohle durch Strom aus Biogas sowie die Gutschrift des Substitutionseffekts). Diese Effekte sollten sowohl bei der Darstellung des Systems als auch bei der Ausweisung von Ergebnissen separat dargestellt werden.

Bezeichnung Produktsystem:			
Rohstoffgewinnung	Produktion	Anwendung	Reststoff- und Abfallbehandlung
<input type="checkbox"/> [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse <input type="checkbox"/> [A1] Bestandesbegründung <input type="checkbox"/> [A1.1] Bodenaufbereitung <input type="checkbox"/> [A1.2] Pflanzen/Aussaat <input type="checkbox"/> [A1.3] sonstige Flächenvorbereitung <input type="checkbox"/> [A2] Bestandesführung <input type="checkbox"/> [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand <input type="checkbox"/> [A2.2] Zaubau <input type="checkbox"/> [A2.3] Düngung <input type="checkbox"/> [A2.4] Kalkung <input type="checkbox"/> [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung <input type="checkbox"/> [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen <input type="checkbox"/> [A3] Ernte <input type="checkbox"/> [A3.1] Ernte Biomasse <input type="checkbox"/> [A3.2] Vorliefern zur Straße <input type="checkbox"/> [A3.3] Aufbereitungsprozesse nach Ernte <input type="checkbox"/> [A3.4] Aufladen auf LKW/Traktor <input type="checkbox"/> [A4] nicht-zuordenbar <input type="checkbox"/> [A4.1] C-Speicher <input type="checkbox"/> [A4.2] N ₂ O-Flechte <input type="checkbox"/> [A4.3] andere Feldemissionen <input type="checkbox"/> [A4.4] andere Feldemissionen von Personal <input type="checkbox"/> [A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen	<input type="checkbox"/> [B] Transformation <input type="checkbox"/> [B1] Lagerung <input type="checkbox"/> [B1.1] Biomassalagerung <input type="checkbox"/> [B1.2] Produktlagerung <input type="checkbox"/> [B1.3] Ent- und Beładung <input type="checkbox"/> [B1.4] Verpacken <input type="checkbox"/> [B2] Vorbehandlung <input type="checkbox"/> [B2.1] Reinigung <input type="checkbox"/> [B2.2] Zerkleinerung <input type="checkbox"/> [B2.3] Trocknung <input type="checkbox"/> [B3] Umwandlung <input type="checkbox"/> [B3.1] chemische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.2] mechanische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.3] biologische Transformation	<input type="checkbox"/> [C] Konversion <input type="checkbox"/> [C1] Stromerzeugung <input type="checkbox"/> [C2] Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C3] Kombinierte Strom und Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C4] Bereitstellung Antriebsenergie (z. B. für Mobilität) <input type="checkbox"/> [C5] Abgasreinigung	<input type="checkbox"/> [D] Nutzung <input type="checkbox"/> [D1] C-Speicher Produkt <input type="checkbox"/> [D2] Energiespeicherung <input type="checkbox"/> [D3] Stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [D4] energetische Verwertung <input type="checkbox"/> [D5] Beseitigung
<input type="checkbox"/> [L] Betriebliche Logistik <input type="checkbox"/> [L1] außerbetrieblicher Transport <input type="checkbox"/> [L2] innerbetrieblicher Transport	<input type="checkbox"/> [T] Transporte <input type="checkbox"/> [T1] Transport Biomasse <input type="checkbox"/> [T2] Transport Zwischenprodukte <input type="checkbox"/> [T3] Transport Endprodukte <input type="checkbox"/> [T4] Transport Koppelprodukte und Abfälle	<input type="checkbox"/> [E] Abfallbewirtschaftung <input type="checkbox"/> [E1] Vorbereitung zur Wiederverwendung <input type="checkbox"/> [E2] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [E3] energetische Verwertung <input type="checkbox"/> [E4] Beseitigung	<input type="checkbox"/> [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze <input type="checkbox"/> [F1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F3] Indirekte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F4] Gutschriften für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte <input type="checkbox"/> [F5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung
<input type="checkbox"/> [M] Vorleistungen <input type="checkbox"/> [V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten <input type="checkbox"/> [V2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur <input type="checkbox"/> [V3] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut <input type="checkbox"/> [V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen <input type="checkbox"/> [V5] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien <input type="checkbox"/> [V6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern <input type="checkbox"/> [V7] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln <input type="checkbox"/> [V8] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien	<input type="checkbox"/> [G] Substitution von Produkten eines Referenzsystems <input type="checkbox"/> [G1] Referenzsystem Hauptprodukt	Ergänzende Informationen: ----- ----- -----	
Geographische Repräsentativität: ----- -----	Zeitliche Repräsentativität: ----- -----	Anmerkungen: ----- -----	

Abbildung 11: Systemdarstellung für die harmonisierte Bilanzierungsmethode zur Analyse und Bewertung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen

3.1.2.2 Systemgrenzen

Für die Analyse und Bewertung von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen wird der vollständige Lebensweg eines Bioenergieträgers (z. B. Kraftstoff), einer Bioenergie (z. B. Wärme oder Mobilität) oder eines biobasierten Produkts (z. B. Spanplatte) betrachtet. Bezogen auf die in Kapitel 3.1.2.1 erläuterte Systemdarstellung liegen die Prozessgruppen [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse, [B] Transformation, [C] Konversion bzw. [D] Nutzung, [E] Abfallbewirtschaftung sowie [T] Transporte und [L] Betriebliche Logistik inklusive der Prozessgruppe [V] Vorleistungen innerhalb der Systemgrenzen des zu bilanzierenden und zu bewertenden Lebenswegs. Dieser Lebensweg mit den in Abbildung 11 dargestellten Systemgrenzen beschreibt die jeweilige Basisvariante der Analysen und Bewertungen im Projekt ExpResBio. Die Prozessgruppen [F] und [G] befinden sich in den Basisvarianten außerhalb der untersuchten Systemgrenzen (siehe Abbildung 11) und dienen somit zur Darstellung ergänzender Informationen (z. B. für die Darstellung weiterer Szenarien).

Neben den bereits definierten Systemgrenzen werden weitere Festlegungen zu den technischen, räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen getroffen, die im Folgenden detailliert aufgeführt sind.

Technische Systemgrenzen:

- Abschneidekriterien:

Alle Prozesse, deren Anteil an allen Wirkungsindikatoren kleiner als 1 % ist, dürfen abgeschnitten werden. Es müssen allerdings nach dem Abschneiden mindestens 95 % der Gesamtumweltwirkungen abgedeckt sein [255]. Nach Möglichkeit sind jedoch alle Prozesse zu berücksichtigen.

- Menschliche Arbeitsleistungen sowie Aufwendungen für die Verwaltung werden in der ökobilanziellen Bewertung in ExpResBio generell nicht berücksichtigt. In der ökonomischen Bewertung wird der Arbeitszeitbedarf berücksichtigt.

- Infrastrukturbereitstellung und Betrieb:

Die Bereitstellung der Infrastruktur (z. B. Gebäude, Maschinen, Geräte, Aggregate) sowie deren Betrieb sind in der Bilanz zu berücksichtigen.

- Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen:

Rohstoffe aus vorgelagerten Produktsystemen (siehe Prozessgruppe [A5]), die als Input für das zu untersuchende Produktsystem verwendet werden, gehen mit Umweltlasten („ökologischer Rucksack“) und Kosten in die Bilanz ein. Diese im vorgelagerten System entstandenen Umweltlasten und Kosten werden entweder durch Allokation oder durch ein Substitutionspotenzial bestimmt. Weiterhin sind die Transporte der Rohstoffe vom Ort ihres Anfallens bis zur Transformationsanlage [T1] zu bilanzieren.

Räumliche (geografische) Systemgrenze:

Die räumliche Systemgrenze der ökobilanziellen und ökonomischen Bewertung der Produktsysteme aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen im Projekt ExpResBio ist die Fläche des Freistaates Bayern. Folglich müssen alle Annahmen und Festlegungen der Produktsysteme für Betriebe und Regionen in Bayern getroffen werden und hierfür Gültigkeit aufweisen.

Ausnahmen sind:

- die Bereitstellung des tatsächlich bezogenen Strommixes (z. B. Europäische Union, Deutschland, Bayern) unter Berücksichtigung des Importstrommixes der erforderlichen Energieträger (z. B. Steinkohle, Braunkohle, Mineralöl, Erdgas),
- die Bereitstellung verschiedener Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe (z. B. Eisenerz, Minereraldünger, Diesel),
- die Bereitstellung von Substitutionsprodukten (z. B. Sojaschrot als Eiweißfuttermittel).

Der geografische Bezugsraum dieser Einsatzstoffe entspricht den jeweiligen Regionen bzw. Ländern, in denen sie abgebaut, gefördert und/oder erzeugt werden (z. B. Sojaschrot aus Brasilien).

Zeitliche Systemgrenze:

Der Bezugszeitraum ist auf die definierten Ziele der Analysen festgelegt. Beispiele für die Analyse von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen im Projekt ExpResBio sind die Umtriebszeit oder eine Fruchtfolge sowie das Anbau- bzw. Verarbeitungsjahr.

3.1.2.3 Bezugsgröße und funktionelle Einheit

Für die Analyse und Bewertung von Bioenergien aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen werden folgende Bezugsgrößen und funktionelle Einheiten festgelegt:

- **Strom:** elektrische Nutzenergie in MJ frei Konversionsanlage,
- **Wärme:** thermische Nutzenergie in MJ frei Konversionsanlage,
- **Mobilität:** Energiegehalt des Kraftstoffs (Heizwert) in MJ frei Konversionsanlage.

Bei der kombinierten Strom- und Wärmezeugung in Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) wird die funktionelle Einheit entsprechend dem Hauptprodukt festgelegt.

Bei der Analyse und Bewertung biobasierter Produkte der stofflichen Nutzung wird die Bezugsgröße Volumen mit der funktionellen Einheit Kubikmeter mit zusätzlicher Angabe von Holzfeuchte und Dichte zur Umrechnung in die Bezugsgröße Masse mit der funktionellen Einheit Kilogramm empfohlen. Sowohl die Bezugsgröße als auch die funktionelle Einheit sind in Abhängigkeit des spezifischen Nutzens des jeweiligen Produkts auszuwählen und gegebenenfalls weiter zu spezifizieren.

Darüber hinaus ist es sinnvoll, vergleichende Aussagen zu den jeweiligen Prozessgruppen, wie z. B. [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse, treffen zu können. Zu diesem Zweck bedarf es weiterer Bezugsgrößen, welche gebräuchlich für den aktuellen physischen Zustand des Produktes sind, mit entsprechenden funktionellen Einheiten. Dazu zählen die Biomasseerträge bezogen auf die Frisch- bzw. Trockenmasse in kg oder t oder bezogen auf das Volumen in m³ oder Erntefestmeter mit Rinde (Efm mR) sowie die Anbaufläche in Hektar (ha).

3.1.2.4 Umgang mit Koppelprodukten

Entstehen in einem Prozess neben dem zu analysierenden Hauptprodukt weitere Produkte, werden diese Koppelprodukte genannt. Kann das Koppelprodukt entweder direkt oder auch nach einem Aufbereitungsschritt einer weiteren Nutzung zugeführt werden, die außerhalb der Systemgrenzen des untersuchten Produktionssystems liegt, sollten die entstehenden Umweltbelastungen und Kosten sowohl auf das Haupt- als auch auf das Koppelprodukt nach definierten Regeln bezogen werden. Für die Analyse und Bewertung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen finden im Projekt ExpResBio folgende Vorgehensweisen Anwendung:

Bewertung der Koppelprodukte in den Basisvarianten

- Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse in ExpResBio zu gewährleisten, wird für die ökobilanzielle Bewertung der Basisvarianten die Methodik der Allokation angewendet. So erfolgt für die kombinierte Strom- und Wärmeerzeugung in KWK die Allokation der Input- und Outputflüsse nach Exergie (siehe z. B. Kapitel 6.1.6). Die Produktsysteme der Biokraftstofferzeugung werden nach Heizwert des Biokraftstoffs und des Koppelprodukts (z. B. Futtermittel) alloziert (siehe Kapitel 7.1.6). Die Umweltlasten der Sägeindustrie werden dem Koppelprodukt der Sägenebenprodukte (zur Produktion von Pellets) per ökonomischer Allokation zugewiesen.
- Bei der ökonomischen Bewertung werden die Erlöse der Koppelprodukte stets von den Produktionskosten des Hauptprodukts abgezogen (Gutschrift).
- Wird das Koppelprodukt (z. B. Waldrestholz oder Biogaswärme) keiner weiteren Nutzung zugeführt, dann fällt dem Hauptprodukt die volle Umweltlast zu.

Ergänzende Bewertung von Koppelprodukten

- Bei der Bilanzierung von Biokraftstoffen und der Biogaserzeugung wird die Methodik der Systemraumerweiterung mit Substitutionspotenzial und Gutschriften für die Bewertung von Koppelprodukten, die nicht energetisch genutzt werden, ergänzend durchgeführt. Dies ist dadurch zu begründen, dass bei der Methodik der Allokation in diesen Fällen die tatsächliche Nutzung des Koppelprodukts nicht korrekt abgebildet wird. So wird beispielsweise das bei der Ölgewinnung erzeugte Rapsöl (Hauptprodukt) häufig einer energetischen Nutzung zugeführt, während der Rapspresskuchen (Koppelprodukt) basierend auf seinem Proteingehalt als Futtermittel Anwendung fin-

det (genaue Vorgehensweise siehe Kapitel 7.1.6). Gleiches gilt auch für die Vergärung: Hier entsteht neben dem energetisch nutzbaren Biogas auch ein nährstoffreiches Gärprodukt, das als Düngemittel im Pflanzenbau genutzt wird. Die Verwendung des physikalischen Zusammenhangs der Energiegehalte von Haupt- und Koppelprodukten gemäß Richtlinie 2009/28/EG würde hier nur den Nutzungsweg der Hauptprodukte widerspiegeln und die tatsächlich genutzten Eigenschaften der Koppelprodukte unberücksichtigt lassen.

- Bei der Bewertung land- und forstwirtschaftlicher Koppelprodukte (z. B. Waldrestholz und Getreidestroh) ist zu beachten, dass deren Nutzung optional ist. Die genaue Vorgehensweise für den Umgang mit diesen Koppelprodukten ist daher in Kapitel 4 bis 9 beschrieben.

Unabhängig von der gewählten Methodik zum Umgang mit Koppelprodukten bzw. mit Recycling- und Wiederverwertungsprozessen ist nach DIN EN ISO 14044 [106] eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen, mit der die Auswirkungen des verwendeten Ansatzes auf die Bilanzergebnisse dargestellt werden. Dies wird auch für die Analyse und Bewertung ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen im Projekt ExpRessBio empfohlen und durchgeführt.

3.1.2.5 Datenqualität und Datenherkunft

Die ökobilanzielle und ökonomische Bewertung basiert auf einer umfangreichen Erhebung geeigneter Energie- und Stoffströme sowie ökobilanzieller und ökonomischer Daten, mit denen das spezifische land- und forstwirtschaftliche Produktsystem abgebildet wird. Für die Analyse und Bewertung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen im Projekt ExpRessBio sind die in Kapitel 2.4.6 definierten Anforderungen an die Datenqualität hinsichtlich ihrer Repräsentativität, Vollständigkeit, Konsistenz, Transparenz und Genauigkeit einzuhalten.

Für die Beurteilung regionalspezifischer Produktions- und Nutzungsoptionen land- und forstwirtschaftlicher Rohstoffe (z. B. in Bayern) ist auch eine regional- bzw. betriebsspezifische Analyse erforderlich. Dies wird im Projekt ExpRessBio durch Datenerhebung aus Feldversuchen, in Praxisbetrieben sowie für Modellbetriebe und Modellregionen umgesetzt. Nur auf diese Weise lassen sich die jeweiligen Standort- und Bewirtschaftungseinflüsse (Boden, Klima, Fruchtfolge etc.) berücksichtigen und damit die entsprechenden regionaltypischen Charakteristika abbilden und beurteilen. Die Verwendung von Standard- und/oder Durchschnittswerten ist für eine regionalspezifische Beurteilung nicht zielführend.

Weiterhin ist die einheitliche Verwendung von LCI-Datenbanken (z. B. ecoinvent) mit den einzelnen Datensätzen z. B. für Strom, Diesel oder Ähnliches festgelegt und dokumentiert. Für die ökobilanzielle Analyse im Projekt ExpRessBio werden Datensätze aus der LCI-Datenbank ecoinvent [399] in Ergänzung mit den LCI-Datenbanken der GaBi-Software [403] verwendet.

Aufgrund dynamischer Marktentwicklungen ist bei der ökonomischen Bewertung zu beachten, für welchen Zeitraum bzw. -punkt die Berechnungen angestellt werden. Dementsprechend sind Kosten bzw. Preise zeitpunktgerecht gewählt.

3.1.2.6 Festlegung wichtiger Kenngrößen

Für die spezifische Sachbilanzierung und anschließende ökobilanzielle und ökonomische Bewertung werden verschiedene physikalische und chemische Kenngrößen benötigt, um die Input- und Outputflüsse beispielsweise auf eine andere Bezugseinheit umzurechnen. Da die Verwendung unterschiedlicher Heizwerte (z. B. Abweichungen durch Rundung) zu unterschiedlichen Bilanzergebnissen je Energieeinheit des bilanzierten Produkts führt, wurden diese Kenngrößen eindeutig festgelegt und dokumentiert (siehe Tabelle 2). Nur so können eine harmonisierte Bilanzierung aller Produktsysteme sowie die numerische Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleistet werden.

Tabelle 2: *Physikalische und chemische Kenngrößen ausgewählter Energieträger*

	Dichte in kg m ⁻³	Heizwert in MJ kg ⁻¹	Quelle
Diesekraftstoff (fossil)	840 ¹⁾	42,8	[241]
Benzin (fossil)	730 ¹⁾	43,5	[241]
Heizöl, extra leicht	860 ¹⁾	42,6	[241]
Rapsölkraftstoff (15 °C)	920	37,5	[336]
Biodiesel	880 ¹⁾	37,2	[359]
Bioethanol	790 ¹⁾	26,8	[359]
Methan	0,72 ²⁾	50,1 ⁴⁾	[265]
Fichtenholz	379 ³⁾	18,7 ⁴⁾	[260][195]
Kiefernholz	431 ³⁾	18,7 ⁴⁾	[260][195]
Buchenholz	558 ³⁾	18,0 ⁴⁾	[260][195]
Eichenholz	571 ³⁾	18,0 ⁴⁾	[260][195]

1) ohne Bezugstemperaturen angegeben

2) bei Normbedingungen (gasförmig, 0 °C, 1.013 hPa)

3) Raumdichte in kg Efm mR⁻¹

4) bei 0 % Wassergehalt

3.1.3 Produktspezifische Sachbilanzierung

Die produktspezifische Sachbilanzierung erfolgt für alle einzelnen Prozessgruppen inklusive ihrer Prozess-Untergruppen und Prozesse entlang der Systemdarstellung. Hierbei werden die Systemgrenzen der einzelnen Prozessgruppen definiert sowie die darin beinhalteten Prozess-Untergruppen bzw. Prozesse beschrieben und wichtige Bilanzkenn-

größen aufgeführt. Darüber hinaus werden im Bedarfsfall methodische Besonderheiten zur funktionellen Einheit für die Bilanzierung einer einzelnen Prozessgruppe dargestellt.

Eine detaillierte Beschreibung der produktspezifischen Sachbilanzierung ist der Schrift „ExpRessBio-Methoden“ [439] sowie den einzelnen Sachkapiteln (Kapitel 4 - 9) des vorliegenden Berichtes zu entnehmen.

3.1.4 Umweltwirkungskategorien und ökonomische Kennzahlen

Im Folgenden Kapitel werden die ausgewählten Umweltwirkungskategorien und die Methoden zur Berechnung der entsprechenden Umweltwirkungsindikatoren sowie die Herleitung der ökonomischen Kennzahlen vorgestellt.

3.1.4.1 Umweltwirkungskategorien

Um harmonisierte und vergleichbare Ergebnisse zu Umweltwirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen zu generieren, sollten die Umweltbewertungen auf Basis relevanter Wirkungskategorien und wissenschaftlich anerkannter Methoden zur Berechnung entsprechender Wirkungsindikatoren erfolgen. Das ILCD-Handbuch der Europäischen Kommission bewertet vorhandene Methoden zur Berechnung einzelner Wirkungsindikatoren und beurteilt deren Eignung [152]. Des Weiteren bildet das ILCD-Handbuch die Grundlage für alle Arbeiten zum Thema Umweltbewertung von Produktsystemen auf europäischer Ebene und ist Vorreiter der Product-Environmental-Footprinting-Initiative (PEF-Initiative) der Europäischen Kommission. Es ist davon auszugehen, dass zukünftig Studien zur Umweltbewertung von Produktsystemen diesem europäischen Standard entsprechen müssen. Aus diesem Grund wurden die Wirkungskategorien inklusive ihrer Methoden zur Berechnung der jeweiligen Wirkungsindikatoren für die Analyse und Bewertung von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen im Projekt ExpRessBio den Empfehlungen des ILCD [152] entnommen. Die Auswahl der untersuchten Wirkungskategorien basiert jedoch auf einer Studie von WOLF et al. (2015) [441] und umfasst die Kategorien Globale Erwärmung, Partikelemissionen, Süßwassereutrophierung sowie Versauerung. Die entsprechenden Methoden für die Berechnung der jeweiligen Umweltwirkungsindikatoren sind in Tabelle 3 aufgeführt und in der Schrift "Methoden-ExpRessBio" [439] beschrieben. Als ergänzende Information sollte der nicht-erneuerbare Teil des Primärenergiebedarfs in die Untersuchungen einbezogen werden, da diese Kennzahl eine wichtige Ergänzung zur Wirkungskategorie Globale Erwärmung darstellt.

Tabelle 3: Ausgewählte Wirkungskategorien mit Methoden zur Berechnung der jeweiligen Umweltwirkungsindikatoren nach ILCD [152]

Wirkungskategorie	Methode zur Berechnung des Wirkungsindikators	Referenz
Globale Erwärmung	IPCC	[231]
Partikelemissionen (Feinstaub)	RiskPoll	[328]
Süßwassereutrophierung	EUROTREND	[394]
Versauerung	Kumulierte Überschreitung	[369]
Nicht-erneuerbarer Primärenergiebedarf	VDI 4600, DREIER (2000)	[417][126]

Bei allen Methoden zur Berechnung der Wirkungsindikatoren werden die ermittelten Sachbilanzgrößen (z. B. Energieinputs, Emissionen) einer oder mehreren Umweltwirkungskategorien zugeordnet (Klassifizierung) und mit spezifischen Charakterisierungsfaktoren multipliziert (Charakterisierung) (siehe Formel (3.1)).

$$\text{Umweltwirkungsindikator}_j = \sum_{i=1}^n \text{Sachbilanzgröße}_i \cdot \text{Charakterisierungsfaktor}_{ij} \quad (3.1)$$

Dadurch werden die Sachbilanzergebnisse auf die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators umgerechnet. Diese gemeinsame Einheit erlaubt nach DIN EN ISO 14044 die Addition der unterschiedlichen Sachbilanzgrößen zu einem Wirkungsindikatorwert [106][255].

3.1.4.2 Ökonomische Kennzahlen

Um harmonisierte und vergleichbare ökonomische Ergebnisse aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen zu generieren, sollten die ökonomischen Bewertungen stets auf Vollkostenbasis (inklusive kalkulatorischer Kosten: Arbeit, Boden, Kapital) erfolgen.

Die ökonomische Bewertung der Produktsysteme erfolgt auf betriebs- und volkswirtschaftlicher Ebene. Die betriebswirtschaftliche Bewertung (Kostenkalkulation und Rentabilität) erfolgt nach dem Schema der Systemdarstellung und gliedert sich in die Betrachtungsstufen Rohstoffbereitstellung (Rohstoffgewinnung und Rohstoffproduktion) und Rohstoffanwendung. Eine separate Betrachtung der Rohstoffbereitstellungskosten ist notwendig, da sich zwischen der Rohstoffherzeugung und der Weiterverarbeitung ein Markt befindet und damit ein Marktpreis (z. B. für Rapssaat oder Rohholz) existiert. Als Kennzahl für die Rentabilität wird der Unternehmergewinn ausgewiesen.

Die volkswirtschaftliche Betrachtung wird anhand der Umweltwirkungsvermeidungskosten und der Umweltvermeidungsleistung durchgeführt. Damit wird eine Orientierung bei der Frage gegeben, welche Produktsysteme der Staat unterstützen sollte, um einen möglichst hohen Umweltschutz mit begrenzten finanziellen Mitteln zu erreichen. Die Wahl des Referenzsystems ist von großer Bedeutung für das Ergebnis. Die Berechnung der Vermeidungskosten ist aufgrund des hohen Umfangs variabler Größen (Preisentwicklung von Kraftstoffen/konventionellen Brennstoffen, Konkurrenz auf dem Markt nachwachsender Rohstoffen, Lernkurveneffekte bei neuartigen Konversionstechnologien) eine statische Zeitpunktbetrachtung, dynamische Effekte werden nicht erfasst. Dies ist bei der Bewertung zu berücksichtigen.

Neben dem Umweltschutz sind bei der volkswirtschaftlichen Betrachtung weitere Kennzahlen zu beachten. Für die Volkswirtschaft sind insbesondere die regionale Wertschöpfung sowie Beschäftigungseffekte von weiterer Bedeutung.

Die entsprechenden Methoden für die Berechnung der jeweiligen ökonomischen Kennzahlen sind in der Schrift ExpRessBio-Methoden [439] beschrieben.

3.1.5 Referenzsysteme

Zur Einschätzung der ökobilanziellen und ökonomischen Bewertung land- und forstwirtschaftlicher Produktsysteme im Projekt ExpRessBio können die Ergebnisse einem oder mehreren Referenzsystemen gegenübergestellt werden, um z. B. die Umweltvermeidungsleistung (Substitutionseffekte) abzuleiten (vgl. Prozessgruppe [G] in Kapitel 3.1.2.1). Für jedes bereitgestellte Produkt wird mindestens ein Referenzsystem herangezogen, je nachdem welche Art von Vergleich benötigt wird. Beispielsweise kann der deutsche Strommix durch die Stromerzeugung aus Biogas oder eine bestehende Ölheizung durch eine Pelletheizung substituiert werden. Zur Quantifizierung der Kennwerte der Umweltvermeidungsleistung und der Umweltvermeidungskosten sind die jeweiligen Referenzsysteme eindeutig definiert und in der Schrift "ExpRessBio-Methoden" [439] für die Bereitstellung von Biokraftstoffen sowie für die Bereitstellung von Strom- und Wärme exemplarisch dargelegt.

3.1.6 Ergebnisdarstellung

Die ökologischen und ökonomischen Bilanzergebnisse für das untersuchte Produktsystem sollten möglichst transparent und konsistent analog zur Systemdarstellung in Kapitel 3.1.2.1 dargestellt werden. Zur besseren Vergleichbarkeit von Ergebnissen sollten genaue Angaben gemacht werden, welche Prozessgruppen das veröffentlichte Ergebnis beinhaltet. Grundsätzlich können die Ergebnisse sowohl grafisch als auch tabellarisch dargestellt werden. Zur Gewährleistung der Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit sollten aus der Ergebnisdarstellung das Gesamtergebnis und die Teilergebnisse der einzelnen Prozessgruppen innerhalb der Systemgrenze ([A], [B], [C], [D], [E], [T]) hervorgehen. Falls Effekte außerhalb der Systemgrenze (Prozessgruppe [F]) mitberücksichtigt werden, sollten diese als gesondertes Teilergebnis ausgewiesen werden. Das Gesamt-

ergebnis inklusive des Teilergebnisses aus Prozessgruppe [F] sollte ebenfalls als eigenständiger Wert ausgewiesen werden (Abbildung 12).

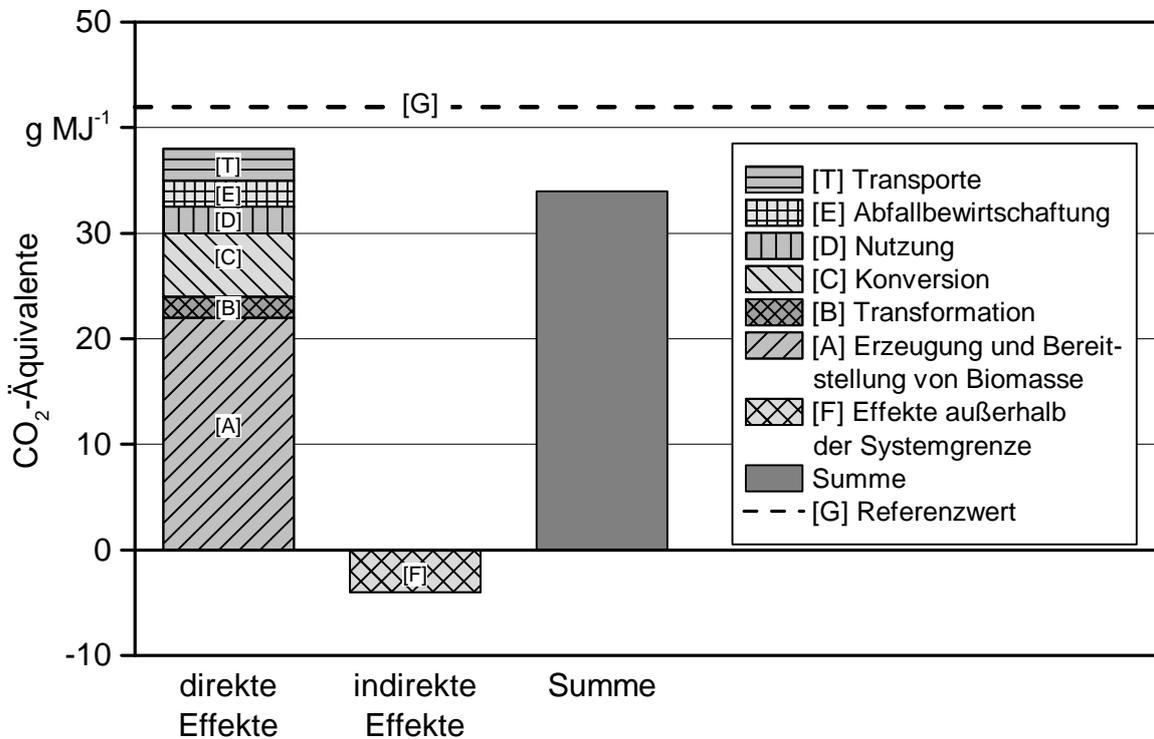


Abbildung 12: Grafische Ergebnisdarstellung (beispielhaft) für ein Produktsystem aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen am Beispiel der Wirkungskategorie Globale Erwärmung mit dem Wirkungsindikator CO₂-Äquivalente in g MJ⁻¹

Eine Möglichkeit zur Erhöhung der Transparenz ist die disaggregierte Ergebnisdarstellung in tabellarischer Form. Hierbei werden Teilergebnisse zugeordnet nach Prozessgruppe bzw. Prozess-Untergruppe auf Prozessebene dargestellt (vgl. Tabelle 4). Diese Vorgehensweise ermöglicht den praktischen, transparenten Vergleich von Ergebnissen aus unterschiedlichen Studien. Diese Art der Ergebnisdarstellung erfolgt ebenfalls analog zu der in Kapitel 3.1.2.1 beschriebenen Systemdarstellung.

Tabelle 4: Disaggregierte Ergebnisdarstellung entsprechend dem Schema der Systemdarstellung

Prozess	CO ₂ -Äquivalente	
	in g FE ⁻¹	in %
[A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse		
[A1] Bestandesbegründung		
[A1.1] Bodenaufbereitung		
[A1.2] Pflanzen/Aussaat		
[A1.3] sonstige Flächenvorbereitung		
[A2] Bestandesführung		
[A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand		
[A2.2] Zaunbau		
[A2.3] Düngung		
[A2.4] Kalkung		
[A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung		
[A3] Ernte		
[A3.1] Ernte Biomasse		
[A3.2] Vorliefern zur Straße		
[A3.3] Aufbereitungsprozesse nach Ernte		
[A3.4] Aufladen auf Lkw/Traktor		
[A4.1] C-Speicher Fläche		
[A4.2] N ₂ O-Feldemissionen		
[A4.3] andere Feldemissionen		
[A4.4] Unterbringung von Personal		
[A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen		
[B] Transformation		
[B1] Lagerung		
[B1.1] Biomasselagerung		
[B1.2] Produktlagerung		
[B1.3] Ent- und Beladung		
[B1.4] Verpacken		
[B2] Vorbehandlung		
[B2.1] Reinigung		
[B2.2] Zerkleinerung		
[B2.3] Trocknung		

Prozess	CO ₂ -Äquivalente	
	in g FE ⁻¹	in %
[B3] Umwandlung		
[B3.1] chemische Transformation		
[B3.2] mechanische Transformation		
[B3.3] biologische Transformation		
[C] Konversion		
[D] Nutzung		
[E] Abfallbewirtschaftung		
[T] Transporte		
[F] Effekte außerhalb der Systemgrenze		

Weiterhin sind zur Gewährleistung der Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit bei der Auswertung der Bilanzergebnisse stets die zeitlichen Bezüge der verwendeten Ökobilanzdatenbanken, Preise und Kostenansätze inklusive ihrer Quelle anzugeben. Sollten die Bilanzergebnisse einem Referenzsystem [G] gegenübergestellt werden, muss auch dieses mit zeitlichem Bezug und Quelle ausgewiesen werden. Hintergrund dafür ist, dass Ökobilanzdatenbanken und damit auch die in einer Bilanz verwendeten Emissionsfaktoren fortlaufend aktualisiert werden. Auch Referenzsysteme, wie beispielsweise der deutsche Strommix, unterliegen fortlaufenden Veränderungen, die sich auf die potentiellen Umweltwirkungen aber auch auf die Kostenstrukturen auswirken. Folglich ist die Angabe der Bezugszeiträume und Quellen insbesondere von Referenzsystemen und verwendeten Datenbanken für die Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit der Bilanzergebnisse unerlässlich. Neben der konsistenten und transparenten Aufbereitung der Ergebnisse analog zu Abbildung 12 sind die Bilanzergebnisse umfangreich auszuwerten und zu diskutieren. In diesem Zusammenhang werden folgende Punkte zur Ergebnisauswertung und -diskussion empfohlen:

- Identifikation von wesentlichen Einflussgrößen
- Durchführung von Szenarioanalysen (Variation der identifizierten Einflussgrößen)
- Durchführung von Sensitivitätsanalysen unter Berücksichtigung folgender Aspekte:
 - mögliche Fehlerquellen
 - unzureichende Datenqualität
 - Auswahl der gewählten Methode zum Umgang mit Koppelprodukten.

3.2 Systemebenen

Wie im Stand des Wissens ausführlich dargelegt, werden die standortspezifischen Emissionen (abhängig von Böden, Klima und Witterung) sowie die bewirtschaftungsspezifischen Emissionen (abhängig von der Betriebsstruktur, der Bewirtschaftungsintensität und der Verfahrensgestaltung) der Land- und Forstwirtschaft bisher in Ökobilanzen nur unzureichend einbezogen. In den Bilanzen werden fast immer mittlere Produktionsbedingungen, Ertragsleistungen und Emissionsraten unterstellt. Zudem sind die Wechselwirkungen zwischen der Biomasseerzeugung zur energetischen Nutzung, der Futter- und Nahrungsmittelerzeugung bisher nicht berücksichtigt, obwohl diese Produktionsrichtungen in der landwirtschaftlichen Praxis kombiniert werden und z. B. durch die Fruchtfolge und Düngung zahlreiche Interaktionen auftreten.

Zur Verbesserung der Aussagekraft von Ökobilanzen sowie zur Ableitung von differenzierten Handlungsempfehlungen werden regionsspezifische Bilanzierungen auf drei unterschiedlichen Untersuchungsebenen - in Feldexperimenten, in Praxisbetrieben und in Modellbetrieben - durchgeführt. Auf der Grundlage der produktionstechnischen Daten und Erträge erfolgt die ökonomische Bewertung, sodass eine konsistente ökologisch-ökonomische Gesamtbewertung der Produktionssysteme möglich wird.

3.2.1 Feldexperimentelle Ebene

(Taras Bryzinski, Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen)

In der ersten Projektphase waren zwei Dauerfeldversuche in die Untersuchungen integriert:

- Im Agroforstversuch Scheyern (siehe Kapitel 10.1.5) werden schnellwachsende Gehölze (Pappel, Robinie, Erle, Weide, Gehölzmischungen) zur energetischen Nutzung (Hackschnitzel, Wärme) mit ökologischen und konventionellen Fruchtfolgen zur Nahrungserzeugung kombiniert.
- Im Systemversuch Viehhausen (siehe Kapitel 4.1.5.1) werden Ertrags- und Umwelteffekte (Energieeffizienz sowie THG-Emissionen mit und ohne Boden-C-Veränderungen) von Energiepflanzen-Fruchtfolgen zur Erzeugung von Biogassubstraten und Rohstoffen zur energetischen Verwertung (Klee gras, Winterraps, etc.) untersucht und den Effekten von Fruchtfolgen zur Nahrungserzeugung gegenübergestellt. Die feldexperimentellen Daten dienen zudem der Ableitung von Modellbetrieben als Grundlage für die Stoff-, Energie- und Treibhausgasbilanzierung der Bioenergieerzeugung (Biogas). Der Versuch erlaubt die Untersuchung von Langzeitwirkungen ökologischer Betriebssysteme (Biogas-Gärrest – Marktfrucht – Milchvieh-Gülle – Milchvieh-Stallung) und konventioneller Betriebssysteme (Marktfrucht – Milchvieh-Gülle) auf Böden, Pflanzen und Umwelt.

Im Projekt ExpResBio bildet der Systemversuch Viehhausen eine Datenbasis für

- die Modellvalidierung (Vergleich von Modell- und Messwerten),

- die Sensitivitätsanalyse (z. B. Prüfung des Einflusses unterschiedlicher Bilanzierungsansätze und Emissionsfaktoren auf flächen- und produktbezogene THG-Flüsse),
- den Systemvergleich und die Systembewertung (z. B. Konkurrenz- oder Synergieeffekte zwischen Bioenergie- und Nahrungserzeugung).

Durch die Einbeziehung ökologischer Anbausysteme können Aussagen zu dem bisher nur wenig genutzten Potenzial der Bioenergieerzeugung im Ökolandbau, vor allem durch die energetische Nutzung von Klee gras, getroffen werden.

Im Versuch werden wichtige Energiepflanzen (Winterraps, Körnermais, Silomais, Luzerne-Klee gras, Triticale, Winterweizen, Zwischenfrüchte) sowie Wirkungen von Gärresten auf Böden, Pflanzen und Umwelt im Vergleich zu mineralischen und organischen Düngern untersucht. Hiermit wird ein großes Spektrum der in der Bundesrepublik Deutschland bzw. im Freistaat Bayern genutzten Bioenergiesysteme auf der Feldebene abgebildet. In Kopplung mit einer Ökobilanzsoftware (z. B. GaBi ts) [403] ist es möglich, die im Feldversuch fehlenden Komponenten der Biomassekonversion zu simulieren, also beispielsweise die Bioenergielinie Raps – Rapsmethylester oder Luzerne-Klee gras – Biogas (Abbildung 13). In den bisherigen Untersuchungen wurde der Schwerpunkt auf die Biogaserzeugung gelegt.

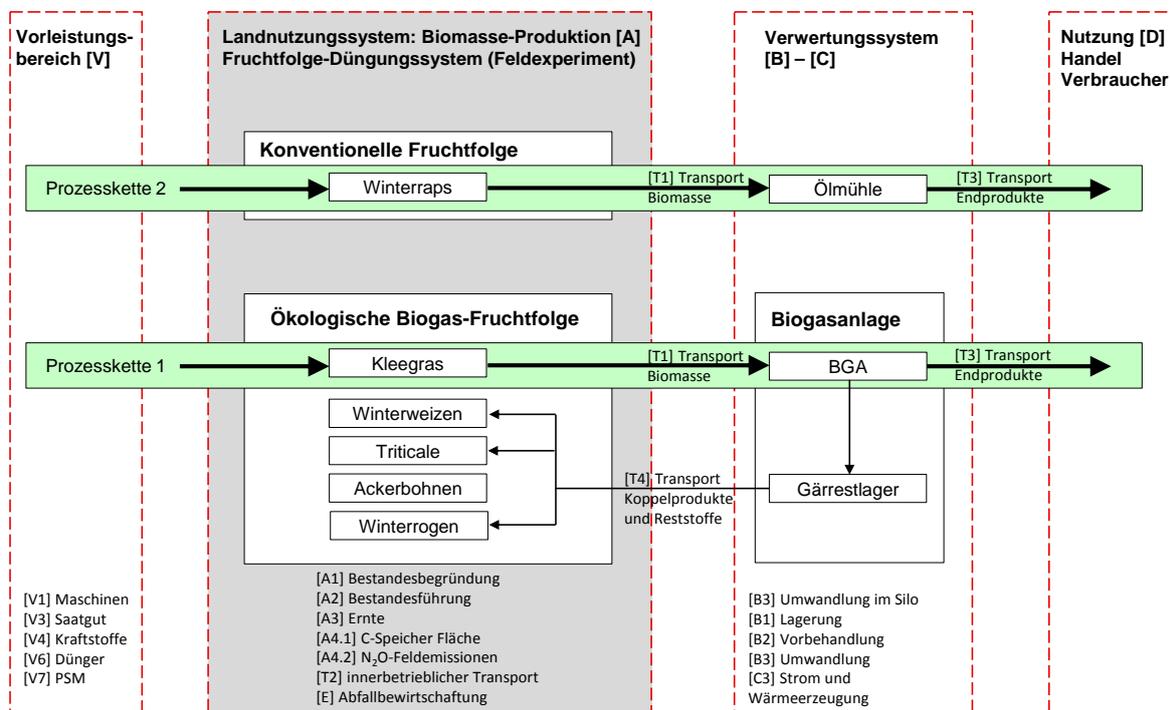


Abbildung 13: Analysemöglichkeiten von Bioenergielinien auf der Grundlage feldexperimenteller Daten des Systemversuchs Viehhausen

Alle relevanten Daten des Pflanzenbaus (Arbeitsgänge, Termine, Düngerapplikationsmengen, Erträge, Produktqualität) der Versuchsvarianten werden erfasst und dokumen-

tiert. Auf dieser Datengrundlage erfolgen Modellierungen mit REPRO [217] (Stoff- und Energiebilanzen, Berechnung von THG-Emissionen). Im Versuch nicht darstellbare Komponenten (Biogasanlage, Tierhaltung) werden als virtuelle Anlagen im Verbund von ÖLB, LfL und HSWT modelliert. Neben der Analyse mit dem Modell REPRO wird die Biogasenergielinie in GaBi ts abgebildet. Zusätzlich dazu wird ein eigenes ökonomisches Modell zur Analyse und Gesamtbewertung der ökonomischen Effekte entwickelt und eingesetzt. Durch die Modellkopplung wird es möglich, auf der Basis von Messwerten und Modellwerten standortspezifische Ökobilanzen zu berechnen und einen Vergleich der Stoff- und Energieeffizienz, der Umweltwirkungen und THG-Flüsse unterschiedlicher Bioenergiesysteme unter gleichen Standortbedingungen vorzunehmen.

3.2.2 Betriebliche Ebene

(Tobias Böswirth, Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen)

Auf betrieblicher Ebene werden modellgestützte Untersuchungen zum Energiepflanzenanbau (Biomasseerzeugung) und zur Produktion von Bioenergieträgern bzw. Bioenergie (Rapsölkraftstoff, Biogas bzw. Strom und Wärme) sowie damit verbundenen Stoffkreisläufen, Energieflüssen und THG-Emissionen in landwirtschaftlichen Biogasbetriebssystemen (siehe Kapitel 4.1.5.2 und 6.1.5) sowie Rapsraps-erzeugerbetrieben und dezentralen Ölmühlen (siehe Kapitel 7.1.5) durchgeführt.

Die Untersuchungsschwerpunkte Biogasproduktion und dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion wurden entsprechend ihrer herausragenden Bedeutung in Bayern ausgewählt. Bei der Auswahl der Biogasbetriebe ist zu beachten, dass der Großteil dieser Betriebe nicht ausschließlich auf die Bioenergieerzeugung spezialisiert ist. Sie haben meist weitere Betriebszweige, z. B. die Futtererzeugung oder die pflanzliche und tierische Marktproduktion, so dass es zahlreiche Interaktionen zwischen Bioenergie- und Nahrungserzeugung gibt. Dies betrifft die innerbetrieblichen Stoffflüsse (z. B. Verwertung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen, Einsatz von Gärresten in der Nahrungsweizenproduktion) und beeinflusst somit die produktbezogenen THG-Emissionen. In Betrieben mit Biogasanlagen sind diese Verknüpfungen sehr komplex, so dass Aussagen zu Umweltwirkungen und THG-Emissionen der Biogasproduktion nur unter Beachtung des Gesamtbetriebs möglich sind (Systemanalyse). Daher werden diese Betriebe insgesamt, die Bioenergieerzeugung separat sowie Wechselwirkungen (Synergie- und Konkurrenzeffekte) mit anderen Betriebszweigen analysiert.

3.2.3 Regionalisierungsebene

3.2.3.1 Landwirtschaft

(Dr.-Ing. Matthias Effenberger)

Als ein zentrales Werkzeug für die Beantwortung der Fragestellungen im Arbeitspaket 7 - Ressourcenstrategien entwickelt die LfL eine relationale Datenbank weiter, die aus einem vorangegangenen Forschungsvorhaben übernommen wurde. Die Datenbank ent-

hielt in ihrer Ursprungsversion ausgehend von der Ebene des landwirtschaftlichen Betriebs Daten zu den Feldstücken bis hin zur Schlagebene, welche ergänzt werden durch pflanzenbauliche und bodenkundliche Informationen sowie Daten zu den Vorleistungen der landwirtschaftlichen Produktionsmittel. Die Datenbank wurde mit dem Schwerpunkt auf den konventionellen Anbau aufgebaut, wies allerdings nur wenige noch zu schließende Datenlücken für die Bilanzierung ökologischer Betriebe auf. Eine detaillierte Beschreibung der Ursprungsdatenbank LIOBA (Landwirtschaftliches Inventar für Oekobilanzen in Bayern) findet sich bei SCHRAML und EFFENBERGER [361].

Im ersten Schritt wurde die ursprünglich in MySQL erstellte Datenbank in das PostgreSQL-Format übertragen, um die Kompatibilität mit dem Geofachdatendienst der LfL zu gewährleisten. Im zweiten Schritt wurden über das Staatsgebiet Bayerns ein Raster mit einer Auflösung von 1 km x 1 km gelegt und die standortbezogenen Daten entsprechend aggregiert. Da für jedes Rasterelement (Kachel) die Koordinaten in der Datenbank abgelegt sind, lassen sich für einen bestimmten Standort die entsprechenden Daten direkt über die Eingabe der Koordinaten abfragen. Für die einzelnen Kacheln konnten die folgenden Daten berechnet werden:

- die mittleren Werte für die N_2O -Emissionen von Acker-/Grünland, die N-Deposition, der organische Bodenkohlenstoffgehalt, der pH-Wert, der P_2O_5 -/ K_2O -/ MgO -Gehalt, die geodätische Höhe sowie die Bodenart,
- der Anteil der ökologisch bewirtschafteten Fläche und
- die Anbaufläche der einzelnen Früchte, gegebenenfalls mit Agrarumweltmaßnahmen (Abbildung 14).

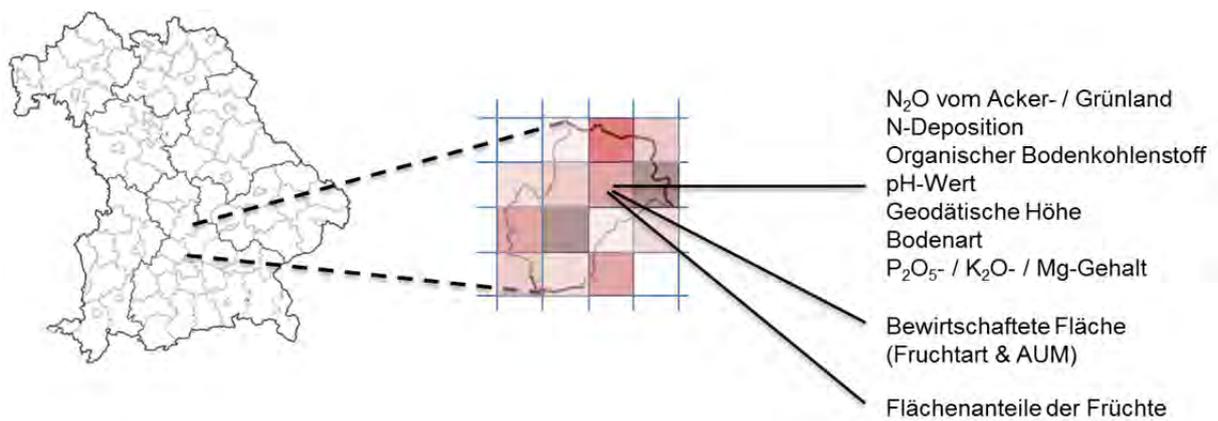


Abbildung 14: Darstellung der verfügbaren standortbezogenen Rasterdaten in der Datenbank LIOBA

Die Ursprungsdatenbank enthielt nur Daten für das Jahr 2009 und wird derzeit um die Datensätze aus den Jahren 2010 bis 2013 erweitert.

3.2.3.2 Forstwirtschaft

(Dr. Daniel Klein, Christoph Schulz)

Neben der Bilanzierung der Bereitstellung von Rohholz auf Modellebene für einen Hektar Waldfläche mittels des Waldwachstumssimulators SILVA für verschiedene Varianten der forstlichen Produktion (siehe Kapitel 8.1) sollen auch Ergebnisse für ganz Bayern bzw. stratifiziert nach Baumarten und Sortimente berechnet werden. Für diese Regionalisierung sollen im Wesentlichen folgende Fragen beantwortet werden:

- Wie hoch sind die THG-Emissionen, die durch die Bereitstellung von Rohholz in Bayern pro Jahr (ausgewiesen bis Waldstraße bzw. bis Werk/Hof) verursacht werden?
- Wie verteilen sich diese THG-Emissionen auf einzelne Sortimente und Baumarten?
- Welchen Anteil haben die THG-Emissionen der Bereitstellung von Rohholz an den gesamten (jährlichen) THG-Emissionen Bayerns ("Normalized Carbon Footprint")?

Als eine wichtige Datengrundlage für diese Fragestellungen dienen die Daten zur Bundeswaldinventur. Die Ergebnisse daraus sollen mit den Ergebnissen der Bestandesmodelle verknüpft werden. Die Bundeswaldinventur ist eine regelmäßige Aufnahme, in der über ganz Deutschland ein Stichprobenraster gelegt wird, um so zufällig systematisch den Zustand der Wälder zu erfassen. Die erste Inventur (BWI 1) wurde im Jahr 1987 durchgeführt, die BWI 2 erfolgte im Jahr 2002. Im Jahr 2015 wurden die Daten zur BWI 3 für das Stichjahr 2012 veröffentlicht und konnten auch in ExpResBio ausgewertet werden. In der BWI werden wichtige Bestandeskenngößen wie Baumartenverteilung, Holzvorrat, Baumdimension, Totholz, Verjüngung oder Eigentumsverteilung erhoben. Dadurch, dass nun bereits die dritte Inventur auf den immer gleichen Stichprobenpunkten erfolgte, kann auch die Entwicklung der Wälder bzgl. verschiedenster Parameter (z. B. Änderung der Holzvorräte oder der Waldfläche) ermittelt werden (näheres zur BWI siehe [358]). Aus dem Vergleich der letzten beiden Inventuren können die ausscheidenden Bäume und somit die Holzerntemengen für den Zeitraum zwischen den Jahren 2002 und 2012 abgeleitet werden. Daraus ergibt sich eine mittlere interpolierte jährliche Holzernntemenge.

Eine weitere Datengrundlage sind die jährlichen Holzeinschlagstatistiken, die für Bayern bzw. für ganz Deutschland über Befragungen ermittelt werden und öffentlich verfügbar sind. Ein Vorteil der Holzeinschlagsstatistiken ist, dass für jedes Jahr konkrete Daten erhoben werden. Jedoch hat sich beim Vergleich mit den Ergebnissen zur BWI 3 gezeigt, dass die Holzeinschlagstatistiken die tatsächlichen Holzerntemengen um ca. 20 % unterschätzen.

Beide Datengrundlagen wurden herangezogen, um so die konkreten Holzerntemengen beispielhaft für das Bezugsjahr 2013 abzuleiten, indem die Holzerntemengen aus den Statistiken gemäß den Ergebnissen zur BWI 3 modifiziert wurden. Die Ergebnisse aus den Modellen wurden stratifiziert für Baumarten und Sortimente übertragen. So erhält man aus der Summe der Holzernntemenge einen mittleren mengengewichteten THG-Emissionswert für die bayerische Forstwirtschaft. Durch die Multiplikation mit der gesam-

ten Holzerntemenge können dann die gesamten THG-Emissionen dargestellt werden, die im Bezugsjahr 2013 durch die Forstwirtschaft (bis Waldstraße bzw. bis Werk) entstanden ist. Zur Bestimmung der THG-Emissionen je Baumart und Sortiment mussten vorab verschiedene Grundannahmen für die einzelnen Prozessgruppen in [A] bzw. für [T] getroffen werden, da keine genauen flächendeckenden Informationen z. B. zu Holzernverfahren oder anderen Maßnahmen wie Zaunbau oder Wegebau vorhanden sind. Diese Grundannahmen sowie das weitere methodische Vorgehen sind in Kapitel 8 genauer beschrieben.

3.2.3.3 Holzwirtschaft

(Christian Wolf)

Wie in Kapitel 9 beschrieben, spiegeln die Modelle jeder Biomasselinie mittlere Produktionsbedingungen wider. Diese Produktionsbedingungen werden mit Hilfe bestimmter Maßnahmen regionalisiert, und so die Basismodelle zu realistischen, spezifischen Modellen ausgebaut. Grundsätzlich stehen zwei Ebenen zur Regionalisierung der Holzverwendungsmodelle zur Verfügung:

- Wuchsgebietsebene: Regionalisierung erfolgt durch die Abbildung spezifischer Biomasseproduktionsbedingungen.
- Ebene der NawaRo-Verarbeitung und -verwendung: Hier erfolgt die Regionalisierung überwiegend durch die Abbildung der spezifischen Anlagentechnik, der Anlagenverteilung und damit verbundenen Transportdistanzen oder durch bestimmte sozioökonomische Faktoren.

Im Rahmen der Holzverwendungslinien stehen verschiedene Möglichkeiten zur Verfügung, um das Basismodell zum Regionalmodell zu erweitern:

- Regionalisierung der Modelle durch die tatsächliche Lage der Produktionsstätten (Transportprozesse spiegeln tatsächliche Distanzen/Transportarten wider),
- Regionalisierung der Modelle durch spezifische Messungen von I/O Flüssen (Stoff- und Energieflüsse) innerhalb der Produktionsstätten,
- Regionalisierung der Modelle anhand der tatsächlichen Substitution von alternativen, in der Regel fossilen Energieträgern (Kohle, Öl, Gas) sowie spezifischer Strom-Mix.

Durch den Top Down Aufbau der Holzverwendungslinien ist es möglich sämtliche Produktionsszenarien in Bayern wiederzugeben, da alle Modelle effizient an spezifische Produktionsprozesse angepasst werden können. Somit bietet der Top Down Ansatz die nötige Flexibilität, jede einzelne Holzverwendung sinnvoll zu regionalisieren. Es ist jedoch nicht immer sinnvoll für jedes Modell alle Maßnahmen in Kombination einzusetzen. Zum Beispiel sind spezifische I/O-Messungen für die Bereitstellung von Wärme durch eine Hackschnitzel-Zentralheizung im Einfamilienhaus nicht zwangsläufig nötig. Aus Literatur und Herstellerangaben sind sehr genaue und zuverlässige Daten beziehbar. Die Regionalisierung anhand der tatsächlichen Lage, also die Anpassung der Transportdis-

tanzen und Transportmittel kann hier vorgezogen werden. Für komplexere, weniger standardisierte Anlagen und Produktionsprozesse sind allerdings spezifische I/O-Messungen umso wichtiger. Im Bereich der Holzenergie besteht hier vor allem Bedarf an genaueren I/O-Daten für die Bereitstellung von Strom und KWK aus größeren Anlagen (bis 20 MW). Im Zuge dessen fanden im Sommer 2014 Messungen an einem entsprechenden Heizkraftwerk statt. Diese Messungen trugen zur Aktualisierung und Präzisierung vorhandener Inventardaten bei. Des Weiteren bilden die Prozesse zur Behandlung von Holzasche aus ecoinvent sowie der GaBi-Datenbank nicht den aktuellen Stand der Technik ab. Zu diesem Zweck werden sämtliche Prozesse im Bereich [E] überprüft. Dies schließt die Spezifizierung der Asche anhand von Rohstoff- und Anlagenparametern ein. Die Möglichkeit der Regionalisierung anhand der tatsächlichen Lage der Produktionsstätten wurde im Rahmen einer Bachelorarbeit an der HFM realisiert. JOA (2014) [237] hat mit ihrer Arbeit: "Analyse der Bestandesstruktur und der Emissionen von Holzfeuerungsanlagen zur Erzeugung von Wärme und Strom in Bayern" die Basis für die Regionalisierung nach Punkt 1. (s. o.) geschaffen. Die Arbeit gibt Aufschluss über die räumliche Verteilung sowie die installierte Leistung von Einzelraumfeuerstätten, Holz-Zentralheizungssystemen sowie von Holzheiz-(kraft)werken auf Postleitzahlenebene. Durch die hohe Auflösung der Daten sind genaue Regionalisierungen nach Punkt 1 möglich (Abbildung 15). Diese Daten werden mit dem Energieholzmarkt Bayern 2012 [168] abgeglichen.

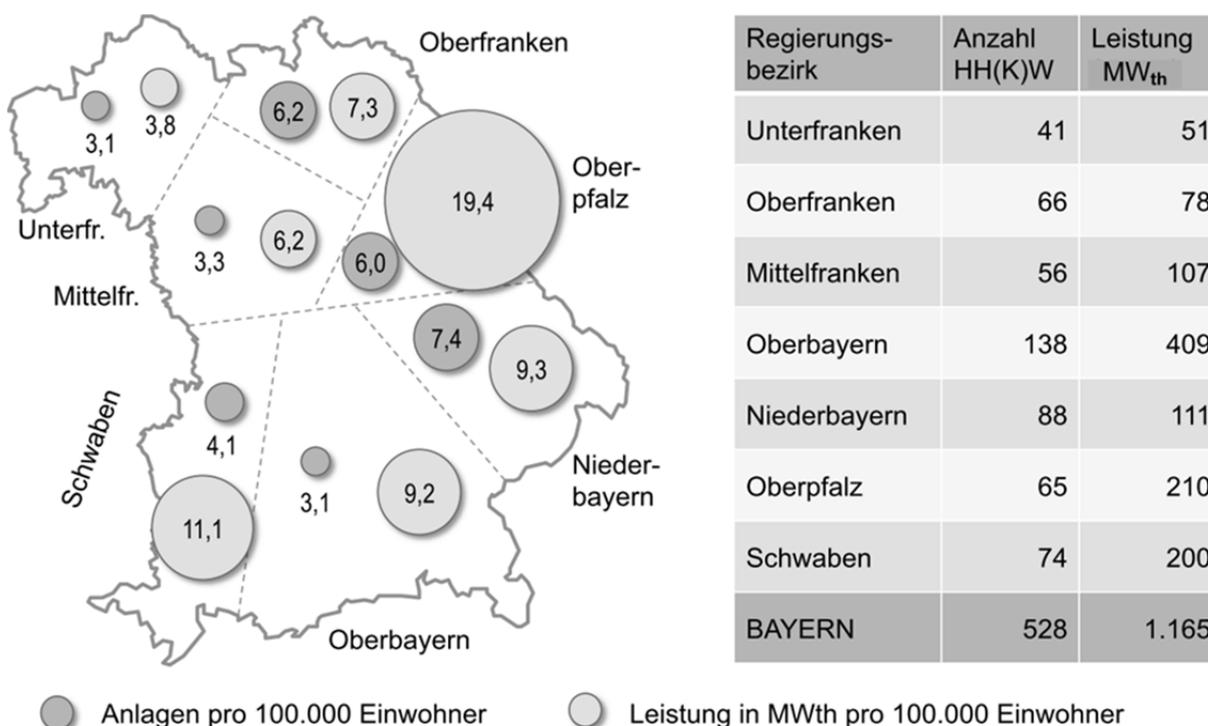


Abbildung 15: Holzheiz(kraft)werke zur Wärmeerzeugung nach Regierungsbezirken, Anzahl und Leistung absolut sowie relativ in Bayern im Jahr 2013 [237]

4 Landwirtschaftliche Biogassubstraterzeugung

4.1 Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung

(Tobias Böswirth, Taras Bryzinski, Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen)

Die Biogaserzeugung ist in Bayern von herausragender Bedeutung aufgrund des hohen Flächenumfanges ihrer Substratproduktion, des rasanten Ausbaus der Biogasanlagen in den letzten Jahren (vgl. Abbildung 16) und der hohen Wertschöpfung. Der jährliche Umsatz der Biogasanlagen allein durch Stromverkauf wird auf deutlich über eine Milliarde Euro geschätzt [392].

Zum Stichtag 31.12.2015 zählte die Biogas-Betreiber-Datenbank Bayern 2.385 Biogasanlagen mit einer installierten elektrischen Nennleistung von 882 MW und zusätzlich eine installierte Methaneinspeiseleistung von 12.777 Normkubikmeter je Stunde [393]. Die Statistik zeigt in den letzten drei Jahren nur mehr einen moderaten Neubau von Biogasanlagen, während die Anlagenleistung im Mittel kontinuierlich angestiegen ist (vgl. Abbildung 16). Allein im Jahr 2011 stammten ca. 4 % der Bruttostromerzeugung in Bayern aus Biogas [29].

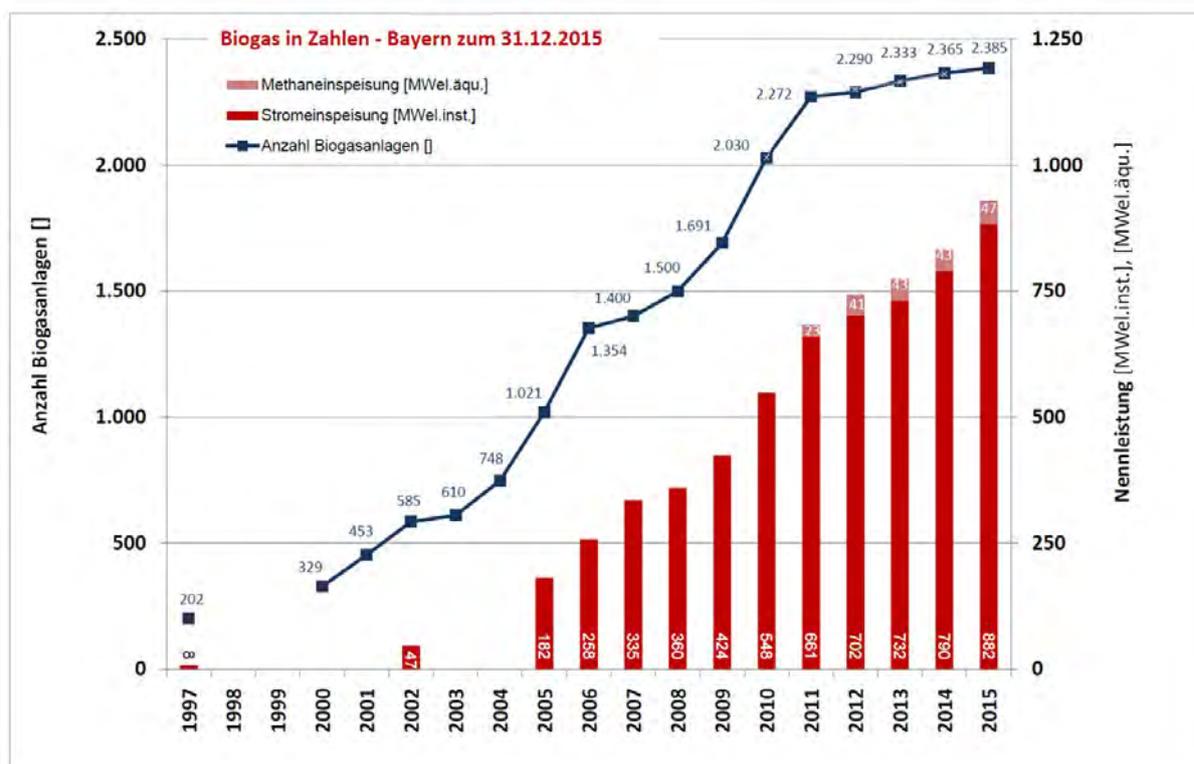


Abbildung 16: Zeitreihe zur Anzahl und Nennleistung der landwirtschaftlichen Biogaserzeugung in Bayern zum 31.12.2015 [393]

Die wichtigsten Biogassubstrate in Bayern sind Maissilage mit 60 % des theoretischen Methanertrages, Grassilage (14 %), Ganzpflanzensilage (11 %), Wirtschaftsdünger (Rin-

dergülle/-mist, Schweinegülle, Geflügeltrockenkot u. a.) (9 %) sowie Getreide-Korn (5 %) [391].

Die Biogaserzeugung in Bayern dient überwiegend der Stromerzeugung mit Kraft-Wärme-Kopplung (KWK); im Jahr 2012 wurden rund 94 % des in bayerischen Anlagen erzeugten Biogases durch KWK vor Ort verstromt, die übrigen 6 % aufbereitet und ins Erdgasnetz eingespeist. Am häufigsten sind Anlagen der 190 kW-Klasse, gefolgt von Anlagen der 380-kW-Klasse. Knapp 18 % der Biogasanlagen sind größer als 500 kW, gut 15 % weisen weniger als 100 kW auf, die kleinste Anlage wird mit 6 kW angegeben [391].

Die von Biogasanlagen erzeugten Strom- und Wärmemengen ersetzen fossile Energieträger wie Erdgas, Erdöl oder Kohle. Obwohl auch Strom und Wärme aus Biogasanlagen nicht klimaneutral sind, vermeiden sie dennoch erhebliche Mengen an THG-Emissionen. Nach Angaben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit [69] vermeidet im Mittel jede GWh Biogasstrom 549 t und jede GWh Biogaswärme 170 t THG-Emissionen. Für die bayerischen Biogasanlagen würden sich daraus vermiedene THG-Emissionen von mehr als 3,1 Mio. t ergeben [391].

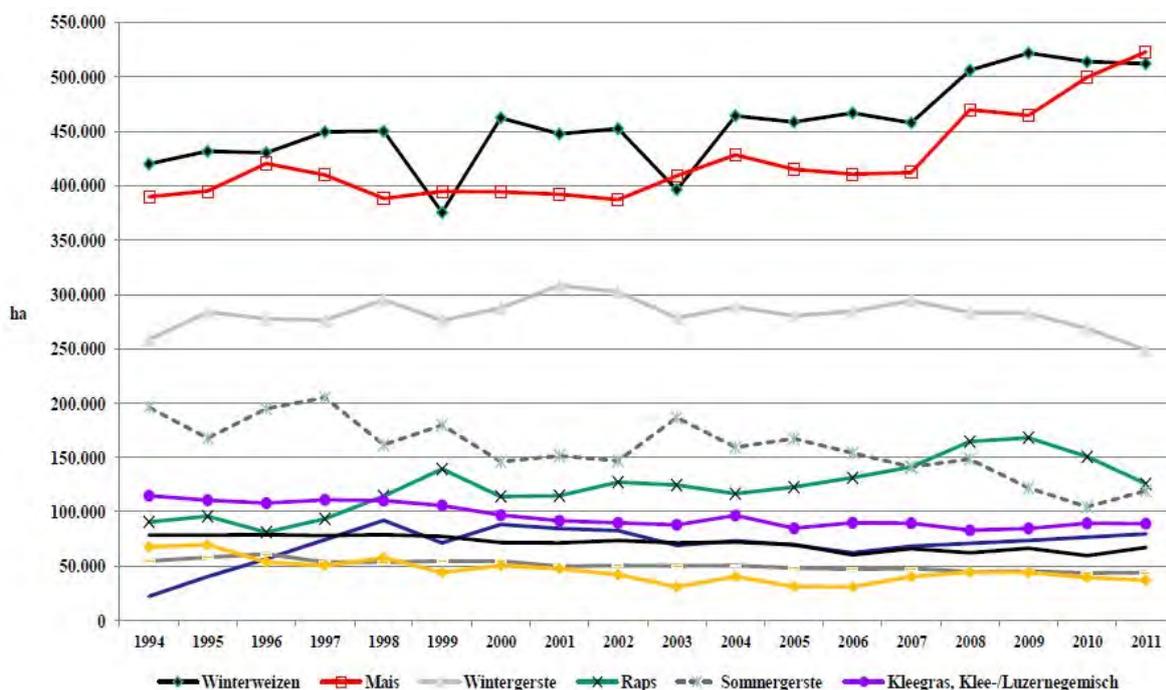


Abbildung 17: Flächenentwicklung der wichtigsten Kulturpflanzen in Bayern (1994-2011) [133]

Abbildung 17 zeigt die Flächenentwicklung der bedeutendsten Kulturpflanzen in Bayern im Zeitraum 1994 bis 2011. Auffällig ist hierbei vor allem der Flächenanstieg von Mais und Winterweizen. Ersterer kann hierbei mit dem starken Ausbau des Biogassektors ab 2004 in Verbindung gebracht werden. Derzeit werden gezielt für die Biogasnutzung rund 130.000 ha Silomais in Bayern angebaut. Dies entspricht rund einem Viertel der gesamt-

ten Maisanbaufläche Bayerns [156]. Getreide-Ganzpflanzensilage (kurz: GPS) wird für die Biogaserzeugung in Bayern derzeit auf rund 20.000 ha angebaut [156]. Gesicherte Angaben zum Flächenumfang z. B. des Zuckerrübenanbaus sowie des Nutzungsumfangs von Dauergrünland speziell für die Biogasnutzung liegen derzeit nicht vor.

4.1.1 Zieldefinition

Ziel der Untersuchungen ist es, regionaltypische und betriebsspezifische Ökobilanzdaten für die Biogassubstraterzeugung und Biogasproduktion zu erarbeiten. Den Schwerpunkt der Untersuchungen der Biogassubstraterzeugung bildet die Nährstoff-, Energie- und Treibhausgasbilanzierung sowohl auf Betriebs- als auch auf Fruchtartenebene. Anhand von Feldexperimenten und betrieblichen Fallbeispielen werden wesentliche Einflussfaktoren auf die THG-Flüsse aufgeklärt und THG-Minderungsstrategien sowie Handlungsempfehlungen für eine nachhaltige und THG-optimierte Biogassubstraterzeugung abgeleitet. Die Ökobilanzierung wird mit einer ökonomischen Bewertung unterschiedlicher Szenarien gekoppelt.

Die Biogassubstraterzeugung wird auf zwei Untersuchungsebenen analysiert:

- Die Analyse der Biogasproduktion erfolgt auf der Grundlage **feldexperimenteller Daten** (Kapitel 3.2.1) zur Biomasseerzeugung des „Systemversuchs Viehhausen“; die anderen Systemkomponenten (Biogasanlagen) werden modelliert (Abbildung 20). Der Versuch bildet eine Datenbasis für die Modellvalidierung, den Systemvergleich und die Systembewertung (z. B. Konkurrenz- oder Synergieeffekte zwischen Bioenergie- und Nahrungserzeugung).
- Auf **betrieblicher Ebene** (Kapitel 3.2.2) werden modellgestützte Untersuchungen zur Biogassubstraterzeugung sowie damit verbundenen Stoffkreisläufen, Energieflüssen und THG-Emissionen durchgeführt. Neben der Biomasseerzeugung wurden auf Betriebsebene zudem die vernetzten Stoffströme und Wechselwirkungen (Synergie- und Konkurrenzeffekte) mit anderen Betriebszweigen (Marktfruchtbau, Tierhaltung, etc.) analysiert. Die Erhebung der Sachbilanzdaten der Biogassubstraterzeugung (NawaRo-Erzeugung, Wirtschaftsdüngeranfall und Substratzukauf) auf den Biogasbetrieben erfolgte durch den Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme. Die Sachbilanzdaten auf Fruchtartenebene sowie Angaben zum Wirtschaftsdüngereinsatz in den Biogasanlagen wurden im Anschluss in aufbereiteter Form an den Projektpartner (LfL) übergeben, um die gesamtbetriebliche Substraterzeugung harmonisiert in die GaBi-Ökobilanzierungssoftware einpflegen zu können. Diese methodische Vorgehensweise verfolgt unter anderem das Ziel, die gesamte Biogasprozesskette harmonisiert in einer einheitlichen Ökobilanzierungssoftware darstellen zu können und diese auch mit den anderen Ökobilanzen in ExpResBio (Raps, Holz) vergleichen zu können. Zusätzlich erfolgt die einzelbetriebliche THG-Bilanzierung auf Fruchtartenebene mit der Bilanzierungssoftware REPRO.

4.1.2 Systemdarstellung und Systemgrenzen

Die Biogassubstraterzeugung bezieht sich in der Systemdarstellung (vgl. Abbildung 18) in erster Linie auf die Prozessgruppen [A1] bis [A5] und die Biomasselagerung [B1]. Zudem werden der Transport der Biomasseprodukte und Co-Produkte [T] sowie der Vorleistungsbereich [V] hier eingeschlossen.

Während die Systemgrenze der Biogassubstraterzeugung vom Energiepflanzenanbau bzw. Wirtschaftsdüngerbezug aus der Tierhaltung bis zur Substratlagerung (Silolager, Vorgrube) reicht, schließt die Systemgrenze der gesamten Biogasprozesskette auch die nachfolgenden Prozessschritte (einschließlich dem Absatz der erzeugten elektrischen und thermischen Energie) ein. Der Analysezeitraum ist ein Anbaujahr, wobei mindestens drei Anbaujahre untersucht werden, um Jahres- und Witterungseinflüsse auf Versuchs- und Betriebsebene zu minimieren. Neben der Energiepflanzenerzeugung werden auf Fruchtfolge- bzw. Betriebsebene auch die Nahrungs- und Futtererzeugung in die Analysen einbezogen (vgl. Kapitel 6.2.1 und 6.2.2).

Auf **betrieblicher Ebene** findet jeweils das Erntejahr 2014 Eingang in die harmonisierte GaBi-Bilanzierung. Für die REPRO-Modellierung der Stoffflüsse, Energie- und THG-Bilanzen der betrieblichen Substraterzeugung werden jeweils die Bewirtschaftungsjahre 2012, 2013 und 2014 untersucht.

Bezeichnung Produktsystem: Landwirtschaftliche Biogassubstraterzeugung			
Rohstoffgewinnung	Produktion	Anwendung	Reststoff- und Abfallbehandlung
<p><input checked="" type="checkbox"/> [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse</p> <p>[A1] Bestandesbegründung <input checked="" type="checkbox"/> [A1.1] Bodenaufbereitung <input checked="" type="checkbox"/> [A1.2] Pflanz-/Ausssaat <input checked="" type="checkbox"/> [A1.3] sonstige Flächenveredelung</p> <p>[A2] Bestandesführung <input type="checkbox"/> [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand <input type="checkbox"/> [A2.2] Dürrückbau <input type="checkbox"/> [A2.3] Züchtung <input type="checkbox"/> [A2.4] Kallung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung <input type="checkbox"/> [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen</p> <p>[A3] Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.1] Ernte Biomasse <input type="checkbox"/> [A3.2] Vorliefern zur Speicherung <input type="checkbox"/> [A3.3] Aufarbeitungsprozesse nach Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.4] Aufladen auf LKW/Traktor</p> <p>[A4] nicht-zuordenbar <input checked="" type="checkbox"/> [A4.1] C-Speicher <input type="checkbox"/> Filts <input type="checkbox"/> [A4.2] Na_2O <input type="checkbox"/> [A4.3] andere Feldmaschinen <input type="checkbox"/> [A4.4] Unterbringung von Personal</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> [A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen</p>	<p><input checked="" type="checkbox"/> [B] Transformation</p> <p>[B1] Lagerung <input type="checkbox"/> [B1.1] Biomasselagerung <input type="checkbox"/> [B1.2] Produktlagerung <input type="checkbox"/> [B1.3] Ent- und Beładung <input type="checkbox"/> [B1.4] Verpacken</p> <p>[B2] Vorbehandlung <input type="checkbox"/> [B2.1] Feinreinigung <input type="checkbox"/> [B2.2] Zerkleinerung <input type="checkbox"/> [B2.3] Trocknung</p> <p>[B3] Umwandlung <input type="checkbox"/> [B3.1] chemische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.2] mechanische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.3] biologische Transformation</p>	<p><input type="checkbox"/> [C] Konversion</p> <p><input type="checkbox"/> [C-1] Stromerzeugung <input type="checkbox"/> [C-2] Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C-3] Kombinierte Strom und Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C-4] Bereitstellung Antriebsenergie (z. B. für Mobilität) <input type="checkbox"/> [C-5] Abgasreinigung</p>	<p><input type="checkbox"/> [D] Nutzung</p> <p><input type="checkbox"/> [D-1] C-Speicher Produkt <input type="checkbox"/> [D-2] Energiespeicherung</p> <p><input type="checkbox"/> [E] Abfallbewirtschaftung</p> <p><input type="checkbox"/> [E-1] Vorbereitung zur Wiederverwendung <input type="checkbox"/> [E-2] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [E-3] energetische Verwertung <input type="checkbox"/> [E-4] Beseitigung</p>
<p><input type="checkbox"/> [L] Betriebliche Logistik</p> <p><input type="checkbox"/> [L-1] außerbetrieblicher Transport <input type="checkbox"/> [L-2] innerbetrieblicher Transport</p>			
<p><input checked="" type="checkbox"/> [M] Vorleistungen</p> <p><input type="checkbox"/> [M-1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten <input type="checkbox"/> [M-2] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen <input type="checkbox"/> [M-3] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln</p>			
<p><input checked="" type="checkbox"/> [T] Transporte</p> <p><input type="checkbox"/> [T-1] Transport Biomasse <input checked="" type="checkbox"/> [T-1] Unterbringung</p> <p><input type="checkbox"/> [T-2] Transport Zwischenprodukte <input checked="" type="checkbox"/> [T-2] Transport Endprodukte</p> <p><input type="checkbox"/> [T-3] Transport Endprodukte und Abfälle <input checked="" type="checkbox"/> [T-4] Transport Koppelprodukte und Abfälle</p>			
<p><input checked="" type="checkbox"/> [V] Vorleistungen</p> <p><input type="checkbox"/> [V-1] Herstellung/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur <input type="checkbox"/> [V-2] Bau/Instandhaltung von Prozess- und Hilfsenergien <input type="checkbox"/> [V-3] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut <input type="checkbox"/> [V-4] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien <input type="checkbox"/> [V-5] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien <input type="checkbox"/> [V-6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern <input type="checkbox"/> [V-7] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien <input type="checkbox"/> [V-8] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien</p>			
<p><input type="checkbox"/> [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze</p> <p><input type="checkbox"/> [F-1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F-2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F-3] Indirekte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F-4] Gutschriften für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte <input type="checkbox"/> [F-5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung</p>			
<p><input type="checkbox"/> [G] Substitution von Produkten eines Referenzsystems</p> <p><input type="checkbox"/> [G-1] Referenzsystem Hauptprodukt</p>			
<p>Geographische Repräsentativität: Feldversuch: Die Versuchsstation Viehhausen liegt im südlichen Tertiär-Hügelland Fallbeispiele: Fünf Biogasanlagen in unterschiedlichen Agrar Klimaregionen Bayerns</p>		<p>Zeilliche Repräsentativität: Feldversuch: 2011, 2012, 2013 Fallbeispiele: 2012, 2013, 2014 in REPRO, 2014 in Gabi</p>	
<p>Anmerkungen:</p>			

Abbildung 18: Harmonisierte Systemdarstellung für die landwirtschaftliche Biogassubstraterzeugung auf Ebene der Feldexperimente und der betrieblichen Fallbeispiele

4.1.3 Bezugsgröße und funktionelle Einheit

Biomasseerzeugung: 1 kg Biomasse (Trockenmasse)

4.1.4 Beschreibung des Produktsystems

Bei der Erzeugung der Biogassubstrate (darunter Maissilage, Klee gras-Anweilksilage, Getreide-Ganzpflanzensilage, Grassilage vom Grünland) werden folgende Prozesse analysiert:

- [A1] Bestandesbegründung: [A1.1] Bodenaufbereitung (Unkrautbekämpfung), [A1.2] Aussaat, ([A1.3] sonstige Flächenvorbereitung);
- [A2] Bestandesführung: [A2.3] Düngung, [A2.4] Kalkung, [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung;
- [A3] Ernte: [A3.1] Ernte Biomasse, [A3.4] Aufladen auf Lkw/Traktor;
- [A4] nicht zuordenbar: [A4.1] C-Speicher Fläche¹⁰, [A4.2] N₂O-Feldemissionen, ([A4.3] andere Feldemissionen);
- [A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen;
- [B1] Lagerung: [B1.1] Biomasselagerung¹¹;
- [T] Transport Biomasse: [T1] Transport Biomasse, [T4] Transport Koppelprodukte und Abfälle.

Ein Untersuchungsschwerpunkt ist die Energiebilanz (Analyse des Einsatzes fossiler Energie, der Energiebindung im Ernteertrag und der Energieeffizienz [219][217]) sowie die Analyse der mit dem Energie- und Technikeinsatz verbundenen flächen- und produktbezogenen CO₂-Emissionen [280][166].

Aufgrund der geringen Parzellengröße wurde im **Feldversuch** teilweise spezielle Versuchstechnik eingesetzt. Für die Arbeitsgänge, die im Systemversuch realisiert wurden, sind daher zur Ermittlung des Dieselkraftstoffbedarfs (l ha⁻¹, GJ ha⁻¹) Annahmen zu praxisüblicher Technik getroffen worden. Dazu wurden praxisübliche Arbeitsbreiten, Motorleistungen (Traktor, Feldhäcksler), Fassungsvermögen (Sämaschine, Düngerstreuer, Güllefass, Pflanzenschutzmittelspritze) anhand von KTBL-Daten [269] unterstellt und die konkreten Ausbringungsmengen im Versuch (Saatgut, Mineraldünger, Wirtschaftsdünger) sowie die Erntemengen je ha sowohl für die ökologische als auch die ökonomische Abbildung und Auswertung der Versuchsdaten berücksichtigt. Es wurde dazu eine Schlaggröße von 2 ha gewählt und Transportentfernungen (Feld-Hof) angenommen.

Zur Ermittlung des Dieselkraftstoffbedarfs (l ha⁻¹, GJ ha⁻¹) für die einzelnen Arbeitsgänge werden in den **landwirtschaftlichen Fallbeispielen** verfahrensspezifische Arbeitsbrei-

¹⁰ Wird bei der GaBi-Bilanzierung der **betrieblichen Fallbeispiele** derzeit nicht berücksichtigt

¹¹ Wird in der REPRO-Bilanzierung automatisch berücksichtigt; ebenso wie der Transport der Biomasse sowie der Koppelprodukte (Gärrest).

ten, Motorleistungen (Schlepper bzw. Feldhäcksler), Fassungsvermögen (Sämaschine, Düngerstreuer, Güllefass, Pflanzenschutzmittelspritze) sowie Ausbringungsmengen (Saatgut, Mineraldünger, Wirtschaftsdünger) und Erntemengen je ha erhoben. Die realen Schlaggrößen und Transportentfernungen (Feld-Hofdistanz) werden erfasst und fließen in die Berechnungen ein. Mit Hilfe des Modells REPRO [217] wird der Dieselmotoreinsatz der einzelnen Arbeitsgänge berechnet. Die Berechnungen beruhen überwiegend auf KTBL-Daten [270], die im Modell REPRO als Parameter verwendet werden.

Der Vorleistungsbereich umfasst die Prozessgruppen [V1], [V3], [V4], [V6], [V7].

[V1] Herstellung/ Instandhaltung von Maschinen und Geräten

Der Energieeinsatz und die CO₂-Emissionen für die Herstellung und Instandhaltung von Maschinen und Geräten werden auf der Grundlage von Energieäquivalenten (REPRO Stammdatensatz), z. B. des kumulierten Energieaufwands in MJ kg⁻¹ Maschinenmasse und mittlerer CO₂-Emissionen in CO₂-Äq kg⁻¹ Maschinenmasse [166] unter Berücksichtigung der praxisüblichen Einsatzzeiten und Abschreibungszeiträume berechnet [219].

[V3] Produktion von Saatgut

Ausgehend von den schlag- und fruchtartenspezifischen Saatgutmengen in kg ha⁻¹, die in den **Feldexperimenten** und **Fallbeispielen** erfasst werden, erfolgt die REPRO-Kalkulation des Energieeinsatzes und der CO₂-Emissionen auf der Grundlage fruchtartenspezifischer Parameter in MJ kg⁻¹ Saatgut bzw. in CO₂-Äq kg⁻¹ Saatgut.

[V4] Bereitstellung von Kraftstoffen

Der wichtigste Kraftstoff in der deutschen Landwirtschaft ist Diesel; es können aber auch Fettsäuremethylester (FAME) und Rapsöl zum Einsatz kommen. Für diese Kraftstoffe sind unterschiedliche Energieäquivalente und CO₂-Emissionen anzusetzen. Für die Bewertung von Kraftstoffen gibt es eine Vielzahl an veröffentlichten Energieäquivalenten und THG-Emissionsfaktoren mit nicht unbeträchtlichen Abweichungen, die oft auch mit den in die Bilanzierung einbezogenen Vorstufen zusammenhängen (unterschiedliche Systemgrenzen) [166]. Die Bereitstellung und der Einsatz von Diesel in den **Feldexperimenten** wurden gemäß ExpResBio-Standardmethode berücksichtigt.

[V6] Bereitstellung von Mineraldünger

Die Herstellung von Mineraldüngemitteln, insbesondere von Mineraldüngerstickstoff, ist ein energieaufwändiger Prozess. Aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Düngemittel und unterschiedlich effizienter Produktionsmethoden variieren die Energie- und THG-Äquivalente je kg Nährstoff beträchtlich. Allgemein ist festzustellen, dass die Stickstoffherstellung durch verbesserte Produktionsmethoden in den vergangenen Jahrzehnten immer energieeffizienter wurde [50][219]; gleichwohl kommen immer noch sehr unterschiedliche (und nicht immer dem Stand der Technik entsprechende) Energie- und THG-Äquivalente zur Anwendung. Für die Energie- und Treibhausgasbilanzierung der betrieblichen Fallbeispiele werden die in REPRO hinterlegten Stammdaten verwendet [166].

[V7] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln

Für die Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln werden zumeist mittlere Werte für Herbizide, Fungizide, Insektizide und Wachstumsregulatoren angenommen [217], weil kaum

aktuelle Daten für einzelne Wirkstoffe und Produkte vorliegen. Problematisch sind die Vielzahl der Wirkstoffe, Produkte, Hersteller und die Intransparenz der Herstellungsverfahren (kaum Angaben zum Energieeinsatz). Allerdings ist der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (im Bereich von g bis kg Wirkstoff je ha) wesentlich geringer als z. B. der Mineraldüngereinsatz. Für die Energie- und THG-Bilanzierung in REPRO werden die darin hinterlegten Äquivalente aus den Stammdaten [166][217] genutzt.

[T] Transporte

Transportprozesse können erheblichen Einfluss auf die Effizienz und THG-Bilanz der Biogassubstraterzeugung haben [248]. Bei der Biogaserzeugung sind aufgrund der zu transportierenden Substratmengen vor allem zwei Prozesse ausschlaggebend und erfordern detaillierte Analysen – [T1] Transport Biomasse und [T4] Transport der Koppelprodukte und Abfälle (Gärreste).

[T1] Transport Biomasse (Ort der Ernte bis Transformation bzw. Lagerort)

Der Energieeinsatz und die THG-Emissionen der Biomassetransporte (eigenbetrieblich erzeugte Biomasse) werden unter Berücksichtigung der Erntemengen, der mittleren Schlagentfernungen zum Lagerungsort (Silolager) sowie der eingesetzten Transporttechnik berechnet. Hierbei werden jeweils die **betriebsspezifischen** Bedingungen erfasst. Bei zugekauften Substraten werden (sofern ermittelbar) reale Transportentfernungen und Transporttechnik berücksichtigt bzw. (wenn nicht genau spezifizierbar) mittlere Entfernungen angesetzt. Bei der Simulation virtueller Biogasanlagen auf der Grundlage **feldexperimenteller** Daten (Kapitel 3.2.1) werden mit steigender Anlagen- und Betriebsgröße zunehmende Transportentfernungen unterstellt. Der Energieeinsatz und die THG-Emissionen der Biomassetransporte (eigenbetrieblich erzeugte Biomasse) werden unter Berücksichtigung der Erntemengen, der mittleren Schlagentfernungen (5 km) zum Lagerungsort (Silo) sowie der eingesetzten Transporttechnik berechnet. Hierbei werden jeweils die betriebsspezifischen Bedingungen berücksichtigt.

[T4] Transport Koppelprodukte und Abfälle

Der Transport von Biogasgärrest stellt einen erheblichen Aufwand und Kostenfaktor dar (wodurch die Transportentfernungen begrenzt werden); andererseits ist Biogasgülle ein wertvoller Dünger, der pflanzenverfügbare und organisch gebundene Nährstoffe enthält, und möglichst effizient und umweltschonend eingesetzt werden sollte. Bei den **betrieblichen** Untersuchungen (Kapitel 3.2.2) werden die realen Bedingungen abgebildet (Gärreinstsatz je Schlag, Transportentfernungen, Gärrestabgabe an andere Betriebe). Bei der **feldexperimentellen** Untersuchung (virtuelle Biogasanlagen) wird in Abhängigkeit von der Anlagengröße und dem Gärrest-Anfall mit mittleren Transportentfernungen kalkuliert.

[A4.1] C-Speicher-Fläche

Die C-Sequestrierung von Böden ist eine relevante Größe bei Untersuchungen der THG-Emissionen von Bioenergielinien [218][222]. Zudem ist die Humusversorgung von Ackerböden ein wichtiger Bereich des Bodenschutzes. Von der Zufuhr organischer Substanz sind die Humusgehalte sowie zahlreiche Bodeneigenschaften und -funktionen abhängig. Zur Beurteilung der Humusversorgung stehen verschiedene Humusbilanzierungsmethoden zur Verfügung [53].

Zur Analyse des modellhaften Biogassystems in ExpResBio kommt die im Modell REPRO implementierte Methode der dynamischen Humusbilanz [217] zur Anwendung (vgl. Tabelle 25). In der GaBi-Bilanzierung der gesamten Biogasprozesskette auf Ebene der **Fallbeispiele** wird derzeit der C-Speicher-Fläche nicht berücksichtigt. Es soll hier jedoch darauf verwiesen werden, dass in der analog durchgeführten REPRO-Bilanzierung die C-Sequestrierung (Humusaufbau bzw. -abbau) berücksichtigt wird.

[A4.2] N₂O-Feldemissionen

Die Berechnung der N₂O-Feldemissionen erfolgt nach den IPCC Guidelines [230] in Abhängigkeit vom Stickstoffinput einheitlich im gesamten Projekt.

[A4.3] Andere Feldemissionen

Nach IPCC [230] und [100] werden auch die indirekten N₂O-Emissionen aus der Stickstoffdeposition und Nitratauswaschung bei der Berechnung der THG-Flüsse einbezogen [166].

[A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen (hier: Bereitstellung von Wirtschaftsdüngern aus der Tierhaltung)

Wirtschaftsdünger (u. a. Rindergülle, -mist, Schweinegülle) sind bedeutende Biogassubstrate, welche mit einem Anteil von etwa 9 % des theoretischen Methanertrages in Bayern eine bedeutende Rolle einnehmen. Eine energetische Bewertung der Wirtschaftsdünger erfolgt im Modell REPRO (optional) nach dem Mineraldüngersubstitutionswert. Dabei werden die organischen Dünger nach ihrem Mineralstoffgehalt (N, P, K), ihrer Nährstoffwirkung (Mineraldüngeräquivalent) sowie der zur Herstellung der wirksamen Nährstoffe notwendigen fossilen Energie bewertet [217]. Der Substitutionswert kommt bei zugekauften Wirtschaftsdüngern zur Anwendung, nicht jedoch bei eigenbetrieblich erzeugten Düngern, um eine Doppelbewertung des Energieeinsatzes zu vermeiden (vgl. [166]).

[B1.1] Biomasselagerung

Der Prozess Biomasselagerung beschreibt die Einlagerung bzw. Silierung der Energiepflanzen in den Silolagern bzw. der flüssigen Organischen Dünger (i. d. R. Gülle) in die Vorgrube. Bei diesem Prozess werden der Maschineneinsatz und der Kraftstoffverbrauch in Ansatz gebracht.

4.1.5 Datenqualität und Datenherkunft

Die verwendeten Eingangsdaten der Energie-, THG-Bilanzierung bzw. zur ökonomischen Analyse wurden beim **Systemversuch** Viehhausen experimentell bestimmt (z. B. Ertrag der angebauten Fruchtarten, Düngerapplikationsmengen und Düngerinhaltsstoffe). Den dokumentierten Maßnahmen im Versuch wurden praxisübliche Arbeitsverfahren nach KTBL [269] zugeordnet und landwirtschaftliche Modellbetriebe abgebildet. Die im Versuch fehlende Biogasanlage wurde als Systemkomponente ergänzend modelliert.

Auf den **Praxisbetrieben** wurden eine Vielzahl an Daten erhoben, darunter Anbaustruktur, Fruchtfolge, Arbeitsgänge und Betriebsmitteleinsatz (Ackerschlagkartei), Erträge und

Ertragsverwendung, Daten zur Tierhaltung, etc. Die Daten zu den existierenden Biogasanlagen (eingesetzte Energie zum Betrieb der BGA, erzeugte Biogas-, Strom- und Wärmemenge) wurden im Rahmen des Biogas-Monitorings erhoben und bildeten eine weitere Datengrundlage zur Bewertung der Biogasenergieerzeugung.

4.1.5.1 Feldexperimentelle Ebene

(Taras Bryzinski, Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen)

Die Versuchsstation Viehhausen liegt im südlichen Tertiär-Hügelland, 480 m über NN. Der dominierende Bodentyp ist eine pseudovergleyte Parabraunerde (sLL) aus Löß. Die vorherrschende Bodenart ist schluffiger Lehm (Lu). Die Jahresniederschläge betragen 786 mm (30 jähriges Mittel). Die Niederschlagssumme im Jahr 2012 lag bei 882 mm. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 7,8 °C (2012: 8,8 °C).

Versuchsbeschreibung

Der Systemversuch (Anlageschema in Abbildung 19) wurde im August 2009 auf der Versuchsstation Viehhausen bei Freising angelegt.

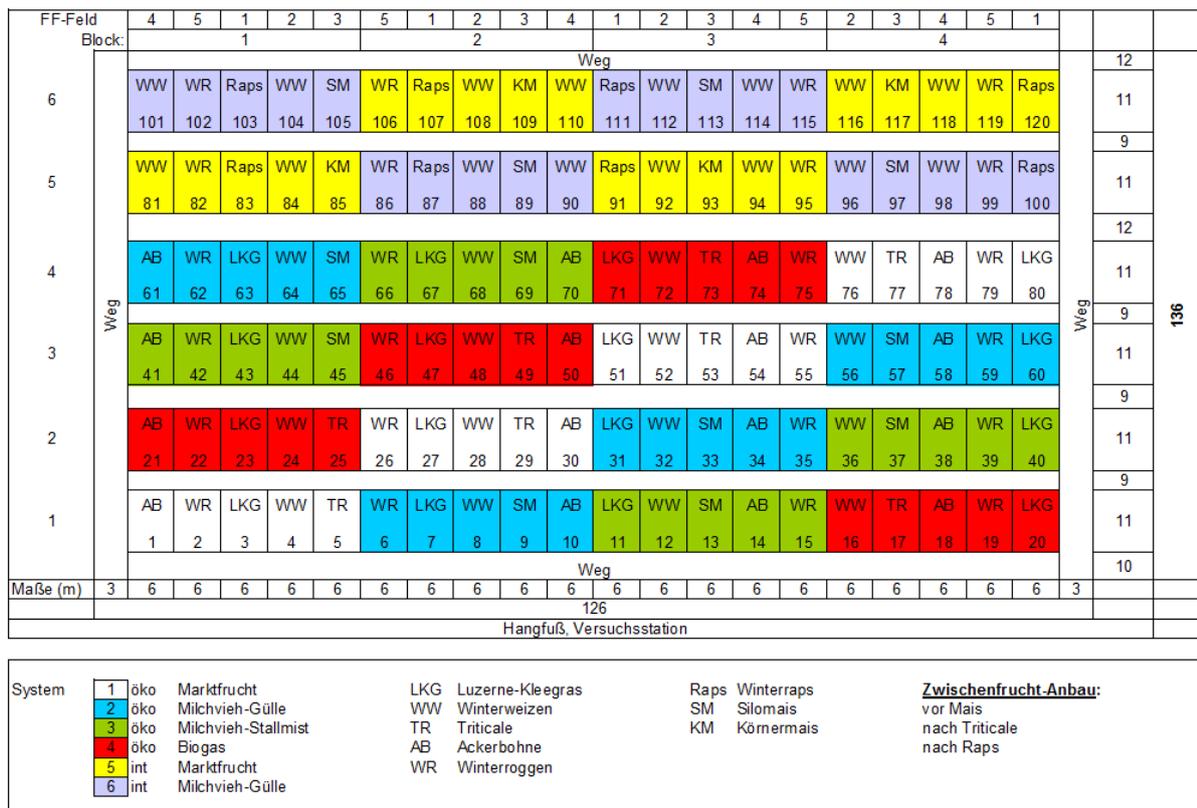


Abbildung 19: Anlageschema des Systemversuchs Viehhausen (Jahr 2012/13)

Bei der Versuchsanlage handelt es sich um einen Fruchtfolge-Düngungs-Versuch mit 30 Varianten (sechs Fruchtfolgen mit jeweils fünf Fruchtfolgefeldern) in vier Wiederholungen (= 120 Parzellen). Die Parzellen sind ortsstabil, um langfristige Effekte erfassen zu können.

Jede Fruchtart der zweigliedrigen Fruchtfolgen kommt jährlich zum Anbau. Geprüft werden zwei konventionelle Fruchtfolgesysteme (Marktfruchtbau, Milchviehhaltung mit Gülledüngung) sowie vier ökologische Fruchtfolgesysteme (Marktfruchtbau, Biogaserzeugung, Milchviehhaltung mit Gülledüngung, Milchviehhaltung mit Stallmistdüngung). Der Einsatz organischer Dünger (Strohdüngung, Gründüngung, Gülle, Biogasgülle, Stalldung) ist systemkonform; er entspricht dem Anfall der unterschiedlichen landwirtschaftlichen Bewirtschaftungssysteme (Marktfruchtbau, Biogaserzeugung, Milchviehhaltung).

Datengrundlage im Systemversuch Viehhausen sind Messwerte wie die Erträge und Inhaltsstoffe (TM-Gehalt, N-Gehalt, C-Gehalt) der Haupt- und Nebenprodukte, sowie dokumentierte Arbeitsgänge (Termine, durchgeführte Feldarbeiten) und erfasste Applikationsmengen (z. B. organische Dünger, Inhaltsstoffe). Die im Feldversuch nicht darstellbaren Komponenten von Biogassystemen wurden modelliert, wobei eine Biogasanlage abgebildet wurde, die für die Vergärung der anfallenden Substrate (vor allem Klee gras) geeignet ist.

Die umfangreichen Primärdaten des Versuchs (Anbaubedingungen, Düngung, Erträge, Inhaltsstoffe, etc.) werden fortlaufend in praxisübliche Einheiten (Ertrag pro Hektar) konvertiert sowie praxisübliche¹² Arbeitsverfahren unterstellt und sowohl mit dem Modell REPRO als auch der ExpResBio-Standardmethode analysiert.

Ergänzend zu diesen notwendigen Grundannahmen landwirtschaftlicher Produktion der abgebildeten Versuchsvarianten, sind entsprechend auch Annahmen zur Transformation landwirtschaftlicher Biomasse zu Bioenergie zu treffen, da diese nachgelagerten Prozesse nicht im Rahmen eines Feldexperimentes abgebildet werden können. Eine eigenständige Vergärung des geringen Biomasseaufkommens der jeweiligen Versuchsvarianten, wäre beispielsweise zu aufwendig. Im Folgenden werden die Modellannahmen beschrieben.

Modellannahmen der experimentellen Biogasenergieerzeugung

Grundannahmen

Während der Projektlaufzeit wurden die umfangreichen Primärdaten des Systemversuchs Viehhausen in das Modell REPRO aufgenommen, Energie- und Stoffbilanzen sowie ökonomische Berechnungen erstellt.

Die Analyse der Biogas-Fruchtfolge des Versuchs wurde auf die gesamte Bioenergielinie „Biogas“ erweitert. Die Zuständigkeiten sind aus Abbildung 20 ersichtlich. Die ökologische Bilanzierung des Substratanbaus inklusive der Lagerungsverluste erfolgt durch den

¹² Beispiel: Statt mit dem Dieselverbrauch eines Parzellenmähdreschers zu kalkulieren, wird der Dieselverbrauch eines praxisüblichen Mähdreschers nach KTBL im Modell REPRO ermittelt und unterstellt.

ÖLB, wobei die LfL die Analyse der Silage und der Biogasanlage inklusive Gasverwertung in einem BHKW bis zur Stromeinspeisung bzw. der Wärmenutzung übernimmt. Die Schnittstelle der Bearbeitung zwischen ÖLB und LfL ist der Fermentereintrag bzw. der Gärrest-Rückfluss auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen. Die HSWT analysiert die ökonomischen Effekte der gesamten Biogasenergielinie. Entlang der kompletten Verfahrenskette müssen Modellannahmen getroffen werden, die im Folgenden vorgestellt werden.

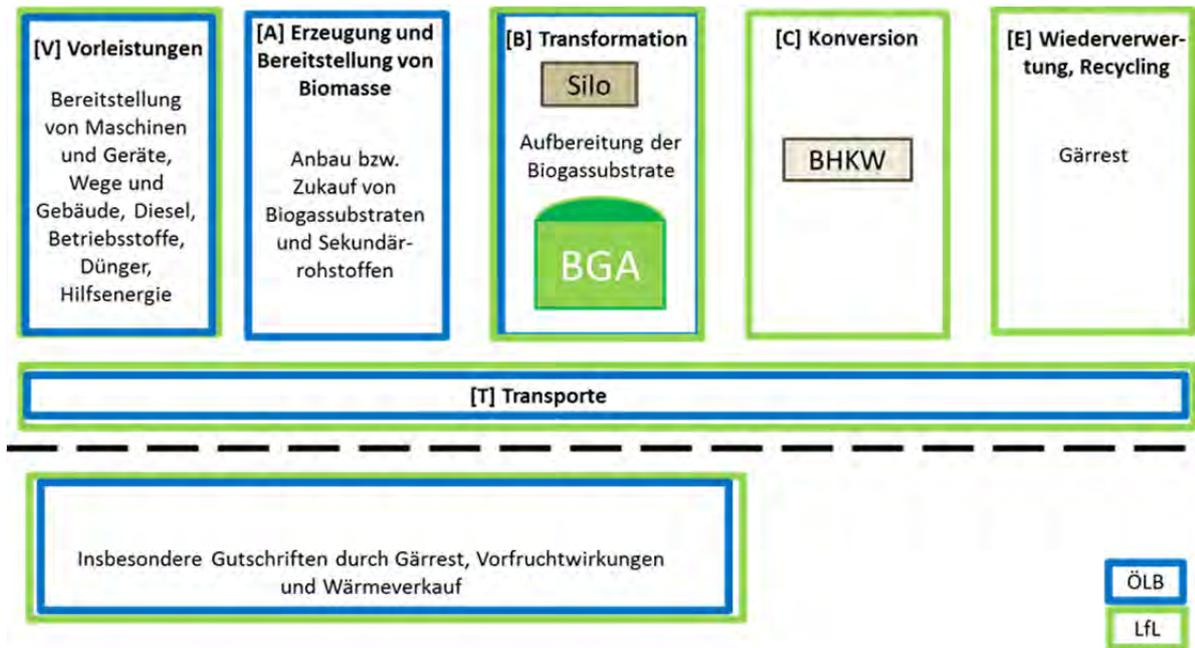


Abbildung 20: Lebenszyklusabschnitte der Biogasenergieerzeugung und Zuständigkeiten

Die Biogasfruchtfolge des Systemversuchs in Viehhausen wurde in Anlehnung an einen Modellbetrieb konzipiert, der über eine betriebseigene Biogasanlage verfügt. Hierbei wird unterstellt, dass als Biogassubstrat das im Versuch angebaute Luzerne-Kleegras mit einem Anteil von ca. 70-80 % am gesamten Methanertrag dient. Der restliche Anteil (ca. 20-30 %) wird durch den Zukauf von Silomais gedeckt. Die genauen Substratanteile ergeben sich aus der im Versuch ermittelten jährlichen Erntemenge des Luzerne-Kleegrases. Der im Versuch abgebildete Betrieb (Biogas-Modellbetrieb) verwendet aufgrund seiner fünffeldrigen Fruchtfolge somit 20 % seiner Fläche für die Biogaserzeugung und 80 % stehen für den Anbau von Winterweizen, Triticale, Ackerbohne und Winterroggen als Nahrungsmittel zur Verfügung. Hinter einer Biogasanlage mit einer installierten elektrischen Leistung von 75 kW steht somit ein Betrieb mit einer Ackerfläche von ca. 200 ha.

Modellbetriebe des Substratanbaus

Die feldexperimentellen Daten des Systemversuchs umfassen Angaben zu den Arbeitsgängen, Betriebsmitteln, Erträgen sowie teilweise zu den Qualitätsparametern des Ern-

tegutes. Davon ausgehend wurden landwirtschaftliche Modellbetriebe definiert. Die Maschinenausstattung wurde in Abhängigkeit von der Betriebsgröße festgelegt, wobei die Maschinenkosten, der Dieserverbrauch sowie die benötigte Arbeitszeit mit Hilfe der aktuellen Daten des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [269] kalkuliert werden. Der durchschnittliche Weg für die Logistik zwischen dem Hof und den Ackerflächen wurde für vier 50 ha große Betriebe mit 2 km kalkuliert. Als Schlaggröße wurde grundsätzlich 2 ha angenommen. Im Jahr 2010 lag der bayerische Durchschnitt bei einer Schlaggröße von 1,73 ha, gemäß der LfL-Veröffentlichung „Agrarstrukturentwicklung in Bayern“ [453]. Für den Transport der Biomasse vom Feld bis zum Silo der Biogasanlage wurde eine Entfernung von 5 km angenommen.

4.1.5.2 Betriebliche Ebene

(Tobias Böswirth, Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen)

In den Jahren 2013 und 2014 wurden mehrere Betriebsbesichtigungen mit dem Ziel der Betriebsauswahl für das Projekt durchgeführt. Für die Fallstudie wurden insgesamt fünf Biogas-Praxisbetriebe in vier Boden-Klima-Räumen Bayerns ausgewählt (Abbildung 21). Die Kriterien für die Auswahl dieser Fallstudien waren unter anderem ein hoher Anteil eigenbetrieblich erzeugter Biogassubstrate (NawaRo und Wirtschaftsdünger), die Teilnahme am Monitoring der LfL [16], eine lückenlose Datendokumentation, die Bereitstellung von Bewirtschaftungsdaten über mehrere Bewirtschaftungsjahre sowie eine für die jeweilige Agrarregion typische Betriebsbewirtschaftung.

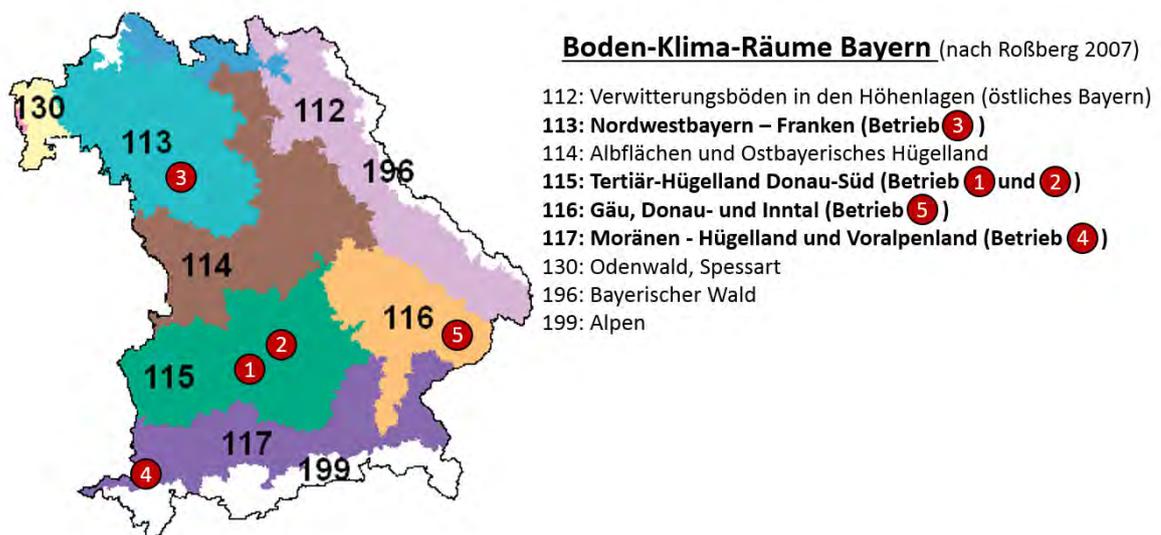


Abbildung 21: Boden-Klima-Räume in Bayern [345] und Lage der landwirtschaftlichen Fallbeispiele in ExpResBio

Die zur Berechnung der Ökobilanz (in GaBi ts und REPRO) sowie zur Abbildung der Stoff- und Energieflüsse (in REPRO) notwendigen Primärdaten wurden jeweils auf den Biogasbetrieben erhoben. Datenquellen waren hierbei u. a. die Ackerschlagdokumentationen mit Angaben zu den Produktionsverfahren, den eingesetzten Betriebsmitteln und Erträgen sowie ein Fragenkatalog zur betrieblich vorhandenen Tierhaltung (Fütterung, anfallende Wirtschaftsdünger, etc.). Zudem wurde betriebspezifisch erfasst, welche Mengen an Wirtschaftsdüngern (z. B. Gülle, Festmist) jährlich zugekauft bzw. in Form von anfallendem Gärrest wieder abgegeben werden. Nach Möglichkeit wurden auch die einzelnen Nährstoffgehalte der Wirtschaftsdünger (z. B. aus Gülleanalysen) aufgenommen.

Die einzelnen Fallbeispiele spiegeln für die Agrarregionen Bayerns typische Biogassysteme wider. In den Betrieben wird als pflanzliche Biomasse v. a. Maissilage, Kleegrassilage, CCM-Silage, Grassilage (Ackerfutterbau und Dauergrünland) und Getreideganzpflanzensilage erzeugt. Neben diesen Substraten werden betriebsabhängig auch Wirtschaftsdünger (Gülle, Stalldung) in den Biogasanlagen vergoren.

Die einzelnen Fallbeispiele sind unterschiedlich strukturiert. Im Tertiär-Hügelland Donau-Süd werden zwei Betriebe untersucht: Fallbeispiel 1 ist ein konventionell wirtschaftender Betrieb, der sich auf die Biogas- bzw. Strom- und Wärmeproduktion spezialisiert hat. Fallbeispiel 2 ist ein vielseitig strukturierter, ökologisch wirtschaftender Betrieb mit hohem Klee grasanteil in der Fruchtfolge (Klee grassilage und GPS als dominierendes Biogassubstrat). Neben der Energieerzeugung dient die Biogasanlage in diesem Betrieb der Intensivierung innerbetrieblicher Nährstoffflüsse, v. a. der Verbesserung der Nährstoffversorgung der Kulturpflanzen durch den Biogasgärrest. Fallbeispiel 3 ist ein für nordwestbayerische Verhältnisse typischer Schweinemastbetrieb. Diesem mittelfränkischen Betrieb dienen v. a. die anfallende Schweinegülle, Silomais, GPS und Grassilage als Ausgangssubstrat für die Biogaserzeugung. Um den sehr stark vom Grünland geprägten Voralpenbereich Bayerns im Projekt abzubilden, wurde aus dieser Region das vierte Fallbeispiel ausgewählt. Wie es für diesen Boden-Klima-Raum typisch ist, wird als Ausgangssubstrat vorwiegend Grassilage (und zugekaufte Rindergülle) als Input für die Biogasanlage verwendet. Zudem wurde im Projekt ein fünfter Betrieb im niederbayerischen Rottal ausgewählt. Regionstypisch weist dieser einen hohen Anteil an Mais in der Fruchtfolge auf. Dieser Betrieb befindet sich als einziger Untersuchungsbetrieb nicht im LfL-Monitoring. Tabelle 5 gibt einen Überblick über einige Kenndaten der fünf Biogas-Praxisbetriebe.

Tabelle 5: Kenndaten der ausgewählten Biogasbetriebssysteme (2012-2014)

Fallbeispiel	Boden-Klima-Raum	Bewirtschaftung ¹⁾	Biogassubstrate (2012-2014) ²⁾	ha LN ³⁾	Tierhaltung
1	Tertiär-Hügelland Donau-Süd	konv.	MS , GS, GPS, CCM, RG	256	Rindermast
2	Tertiär-Hügelland Donau-Süd	öko.	KG , GPS, RM, MS	290	Mutterkuhhaltung, Geflügel
3	Nordwestbayern – Franken	konv.	MS , SG, GS, GPS	106	Schweinemast
4	Moränen-Hügelland und Voralpenland	konv.	GS , RG	38	keine
5	Gäu, Donau- und Inntal	konv.	MS , CCM, GPS, SG	113	Schweinemast

1) konventionell (konv.); ökologisch (öko.)

2) CCM: Corn-Corb-Mix, KG: Kleegrassilage, MS: Maissilage, GPS: Ganzpflanzensilage, GS: Grassilage, RG: Rindergülle, RM: Rindermist, SG: Schweinegülle. Die Haupteinsatzstoffe sind **fett** hervorgehoben.

3) im Mittel der Jahre 2012, 2013 und 2014

Nachdem die fünf Betriebsleiter dem Mitwirken im Projekt ExpResBio zugestimmt hatten, wurden damit begonnen, auf den Einzelbetrieben Daten zur landwirtschaftlichen Substraterzeugung aufzunehmen. Wie geplant, konnte auf allen Betrieben die gesamte Biogassubstraterzeugung der Bewirtschaftungsjahre 2012, 2013 und 2014 lückenlos erhoben werden.

Tabelle 6: Standortbedingungen der fünf Biogasbetriebe

	Fallbeispiel 1	Fallbeispiel 2	Fallbeispiel 3	Fallbeispiel 4	Fallbeispiel 5
Hofstelle	Oberbayern	Oberbayern	Mittelfranken	Oberallgäu	Niederbayern
Niederschlag in mm	740	816	632	1.273	936
Durchschnittstemperatur in °C	8,7	8,2	7,7	6,9	8,0
Höhenlage in m. ü. NN	468	471	405	666	425
Bodenart (vorwiegend)	sandiger Lehm	sandiger Lehm, Lehm	sandiger Lehm	Lehm	sandiger Lehm
Bodenzahl	33-67	38-63	30-58	13-55	32-53

Nachfolgend werden die fünf bayerischen Biogasbetriebssysteme detailliert beschrieben. Die auf den Betrieben vorherrschenden Standortbedingungen sind in Tabelle 6 zusammengestellt.

Fallbeispiel 1

Der konventionell wirtschaftende Betrieb (Fallbeispiel 1) liegt rund 40 km nördlich von München im Boden-Klima-Raum Tertiär-Hügelland Donau-Süd [342]. Mit Aufgabe der Milchviehhaltung hat sich der Familienbetrieb vor rund zehn Jahren dafür entschieden, eine betriebseigene Biogasanlage zu errichten. Neben dem Biogasanlagenbetrieb und der Erzeugung von Marktfrüchten (Wintergetreide) werden auch Rinder gemästet (24 Mastrinder). Derzeit bewirtschaftet der Betrieb rund 250 ha Acker- und Grünland auf 114 Schlägen. Die Feld-Hof Entfernung variiert von nur wenigen hundert Metern bis zu knapp zehn Kilometern. Tabelle 7 zeigt die erzeugten Kulturen, deren Anbaufläche, Produktverwertung und Durchschnittserträge der Jahre 2012-2014.

Tabelle 7: Flächenausstattung, -nutzung und Produktverwertung von Fallbeispiel 1 (Mittel der Jahre 2012-2014)

Kulturart	Anbau in ha (% AF)	Anteil an LF in % ¹⁾ AF in %	TM-Ertrag in dt ha ⁻¹	Verwendung
Ackerland	221,2	86,3		
- Getreide	49 %			
Weizen(+Stroh)	84,5	38,2	94	Verkauf
GPS	23,6	10,7	86	Biogassubstrat
- Hackfrüchte	44 %			
Silomais	83,0	37,5	159	Biogassubstrat, Futter
CCM	13,7	6,2	87	Biogassubstrat
- Futterpflanzen	7 %			
Ackergras, mehrjährig	16,4	7,4	100	Biogassubstrat
- Zwischen-/Zweitfrucht	7 %			
Ölrettich	54,8	24,8	25	Gründüngung
Ackergras ²⁾	23,6	10,7	82	Biogassubstrat
Grünland	35,0	13,7	100	Biogassubstrat

1) Das Nutzflächenverhältnis in landwirtschaftlicher Fläche (LF) (%) ist **fett** hervorgehoben. Die Anteile der ackerbaulich genutzten Kulturen werden in Ackerfläche (AF) (%) angegeben.

2) Anbau als Zweitfrucht (zweischnittig) nach GPS

Es wird deutlich, dass mit Ausnahme des Winterweizens und einem kleinen Anteil des Silomais (für Rinderfütterung) alle Kulturen in der betriebseigenen Biogasanlage vergoren werden. Zudem findet auch die anfallende Gülle der Mastbullen in der Biogasanlage Verwertung. Neben den innerbetrieblich erzeugten Biogassubstraten kauft der Betrieb jährlich rund 70 ha Silomais von benachbarten Landwirten ab Feld zu. Laut Be-

etriebsleiterangaben werden jährlich 25 - 35 % des gesamten anfallenden Gärrests an benachbarte Betriebe abgegeben.

Eine typische Fruchtfolge des Betriebes ist: Winterweizen (+ Zwischenfrucht Ölrettich) – Mais (Silomais/ CCM) – Getreide (GPS) – Weidelgras. Um den Gärrestanfall in den Wintermonaten zu reduzieren, setzt der Betriebsleiter in diesen Monaten zum Teil CCM (hohe Energiedichte) ein.

Fallbeispiel 2

Bei Fallbeispiel 2 handelt es sich um einen ökologisch wirtschaftenden Betrieb im oberbayerischen Tertiär-Hügelland. Die Umstellung des Betriebes auf ökologische Pflanzen- und Tierproduktion erfolgte bereits in den Jahren 1991/92. Der Betrieb bewirtschaftet rund 290 ha Acker- und Grünland auf 53 Schlägen mit einer durchschnittlichen Feld-Hof Entfernung von 4,2 km. Ein bedeutender Betriebszweig ist die ökologische Saatgutproduktion und Saatgutaufbereitung. Zudem hält der Betrieb eine Mutterkuhherde (7,7 GV), Mastrinder (19,1 GV), Mastschweine (5,6 GV) sowie Geflügel (12,6 GV).

Neben dem Bau einer Hackschnitzelheizung wurde 2008 eine betriebseigene Biogasanlage errichtet. Die Biogasanlage hat neben der Energieproduktion in Form von Strom und Wärme einige weitere nennenswerte Vorteile für den Gesamtbetrieb. Die Biogasanlage kann das Klee gras energetisch verwerten, das zuvor nur als Gründüngung genutzt wurde. Ein Vorteil der energetischen Nutzung von Klee gras besteht darin, dass die Biomasseernte (Schnittnutzung) eine deutlich höhere Stickstofffixierleistung gegenüber Klee gras-Mulch bewirkt; die Differenz der N₂-Fixierleistung zwischen beiden Nutzungssystemen beträgt unter den Standortbedingungen des Tertiärhügellandes ca. 100 kg ha⁻¹a⁻¹ [207]. Einen weiteren entscheidenden Nutzen der Biogasanlage für den Gesamtbetrieb bringt der anfallende Gärrest. Dieser nährstoffreiche Dünger, der im Betrieb zum Teil in eine feste und flüssige Phase separiert wird, kann je nach Pflanzenbedarf und Kultur flexibel eingesetzt werden. Dies führt v. a. bei der betriebseigenen Getreidesaatgutvermehrung zu einem deutlichen Ertragsanstieg. Nach Angaben des Betriebsleiters beträgt der bisher erzielte Ertragszuwachs ca. 10 dt ha⁻¹ bei Getreide.

Feldexperimente in einer nahegelegenen Versuchsstation zeigen noch höhere Ertragssteigerungen durch Gärrestdüngung unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus sowie einen deutlichen Anstieg der Rohproteingehalte [331].

In der Biogasanlage finden Klee gras und GPS (zu insgesamt 65 %), Rindermist (33 %), Getreideschrot und -abrieb der Saatgutaufbereitungsanlage (0-2 %) Verwendung. Zudem werden sowohl Grassilage als auch Wirtschaftsdünger (Rindermist) zugekauft. Im Gegenzug werden Gärreste in Betriebe abgegeben, von denen Grassilage und Rindermist bezogen wurde.

Nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die im Betrieb erzeugten Kulturen der Bewirtschaftungsjahre 2012-2014. Die Fruchtfolge wird nach Eignung und Ertragspotenzial der Flächen, Verunkrautung der Flächen sowie nach dem Bedarf an Saatgut und Biogasausgangssubstrat flexibel gestaltet. Winterweizen hat eine feste Stellung nach

dem stickstofffixierenden Klee gras in der Fruchtfolge. Es wird zudem als indirekte Maßnahme der Unkrautregulierung stets ein Wechsel zwischen Sommerung und Winterung eingehalten.

Tabelle 8: *Flächenausstattung, -nutzung und Produktverwendung von Fallbeispiel 2 (Mittel der Jahre 2012-2014)*

Kulturart	Anbau in ha (% AF)	Anteil an LF in % ¹⁾ AF in %	TM-Ertrag in dt ha ⁻¹	Verwendung
Ackerland	280,2	96,5		
- Getreide	75 %			
GPS	47,9	17,0	80	Biogassubstrat
Winterweizen	31,4	11,2	63	Saatgut
Winterroggen	26,4	9,4	43	Saatgut
Hafer	24,5	8,7	40	Saatgut, Futter
Wintergerste	24,9	8,9	63	Saatgut
Dinkel	18,4	6,6	60	Saatgut
Sommerweizen	11,9	4,7	41	Saatgut
Sommergerste	12,6	4,5	42	Saatgut
Triticale	12,7	4,6	64	Saatgut
- Hackfrüchte	3 %			
Zuckerrüben	7,6	2,8	118	Verkauf
Kartoffel	1,5	0,6	53	Verkauf
- Körnerleguminosen	7 %			
Ackerbohnen	10,6	3,8	30	Saatgut, Futter
Erbsen	9,6	3,4	32	Saatgut, Futter
- Futterpflanzen	14 %			
Kleegrass	39,9	14,3	89	Biogassubstrat
- Zwischenfrüchte	41 %			
Kleegrass ²⁾	45,2	16,0	44	Biogassubstrat
Welsches Weidelgras	13,8	4,8	19	Biogassubstrat, Futter
Landsberg. Gemenge	24,9	8,8	16	Gründüngung
Gräsermischung	31,4	11,4	12	Gründüngung
Grünland	10,2	3,5	44	Weidefutter

1) Das Nutzflächenverhältnis in LF (%) ist fett hervorgehoben. Die Anteile der ackerbaulich genutzten Kulturen werden in AF (%) angegeben.

2) Untersaat

Neben der Ausbringung des anfallenden Gärrests auf den Betriebsflächen, kann der Betrieb je nach Bedarf den Gärrest in eine flüssige und eine feste Phase separieren. Die flüssige Phase des separierten Gärrests wird zum Großteil im Frühjahr mit einem Schleppschuhgüllefass auf alle Kulturen, mit Ausnahme des Roggens, ausgebracht. Die abgepresste Festphase des Gärrests, die deutlich höhere C-, P- und K-Gehalte aufweist, kann zu Leguminosen, weit von der Hofstelle entfernte Schläge sowie auf schwereren Böden ausgebracht werden.

Fallbeispiel 3

Die Region Mittelfranken ist bekannt für ihre relativ hohe Dichte an schweinehaltenden Betrieben. Aus diesem Grund wurde als Fallbeispiel 3 auch ein landwirtschaftlicher Biogasbetrieb mit Schweinehaltung ausgewählt.

Der Familienbetrieb bewirtschaftet im Außenbereich einen Aussiedlerhof, auf dem sich sowohl der Schweinestall als auch die betriebseigene Biogasanlage befinden. Dies bringt einen entscheidenden Synergieeffekt dieses Biogassystems mit sich: Die Abwärme der Biogasanlage kann dafür genutzt werden, den benachbarten Schweinestall zu heizen. Die anfallende Schweinegülle dient der Biogasanlage im Gegenzug als bedeutender Substratinput.

Die Mastschweinehaltung ist so konzipiert, dass Ferkel mit einem Lebendgewicht von 30 kg zugekauft werden. Nach einer 111 Tage andauernden Phasenfütterung erreichen die Mastschweine (Kreuzungstiere der Rassen Pietrain x (Deutsche Landrasse x Deutsches Edelschwein)) ein durchschnittliches Schlachtgewicht von 121 kg. Bei einer durchschnittlichen Stallbelegung von 685 Tieren ergibt dies folglich einen jährlichen Zu- und Verkauf von jeweils rund 2250 Schweinen. Die Monogastrier werden mit den inner- und außerbetrieblich erzeugten Futterkomponenten Weizen- und Gerstenschrot sowie den weiteren Zukauffuttermitteln Sojaextraktionsschrot, Rapsöl und Mineralfutter gefüttert. Neben der im Betrieb anfallenden Schweinegülle, werden von Nachbarbetrieben Wirtschaftsdünger (Schweinegülle, Rindergülle) in großem Umfang bezogen.

Der Betrieb bewirtschaftete auf rund 105 Hektar Acker- und Grünland. Die Gesamtfläche teilt sich auf 43 Einzelschläge, welche bis zu 14 km vom Betriebsgelände entfernt liegen. Nachfolgende Tabelle zeigt die angebauten Kulturen, deren Flächenumfang und Erträge sowie deren Verwertung. Auf den Ackerflächen wird zu 59 % Mais und zu 41 % Getreide (Wintergerste, Winterweizen und GPS) angebaut. Dies hat zur Folge, dass in der Fruchtfolge zum Teil Mais auf Mais folgt. Dabei wird, analog zur Fruchtfolge Mais nach Getreide, strikt darauf geachtet, dass vor Mais eine Zwischenfrucht (Gründüngung) etabliert wird. Die erzeugten Getreidekulturen (Winterweizen, -gerste) finden in der Schweinehaltung Verwertung. Silomais und Grassilage werden ausschließlich für die Biogasanlage erzeugt. Als betriebliche Besonderheit dieses Fallbeispiels ist zu erwähnen, dass bedeutende Mengen an Biogassubstraten zugekauft werden (v. a. Silomais, GPS, Grassilage, Wirtschaftsdünger). Im Gegenzug verlassen jährlich bedeutende Mengen des anfallenden Gärrests den Betrieb. Laut Betriebsleiter kann es hierbei hinsichtlich der Nähr-

stoffflüsse durchaus zu einzeljährlichen Differenzen zwischen Substratzukauf und Gärrestabgabe kommen; im mehrjährigen Schnitt ist diese Bilanz relativ ausgeglichen.

Der Betriebsleiter bestellt den Großteil seiner Flächen im Mulchsaatverfahren; der Pflug kommt derzeit nur nach Silomais zur Anwendung. Um den anfallenden Gärrest möglichst effizient, geruchs- und emissionsarm auszubringen, wird ein Gülleinjektionsverfahren eingesetzt.

Tabelle 9: *Flächenausstattung, -nutzung und Produktverwendung von Fallbeispiel 3 (Mittel der Jahre 2012-2014)*

Kulturart	Anbau in ha (% AF)	Anteil an LF in % ¹⁾ AF in %	TM- Ertrag in dt ha ⁻¹	Verwendung
Ackerland	83,6	79,5		
- Getreide	41 %			
Wintergerste	14,1	16,9	66	Futter, Biogassubstrat
Winterweizen	14,5	17,5	72	Futter, Biogassubstrat
GPS	5,6	6,7	130	Biogassubstrat
- Hackfrüchte	59 %			
Silomais	49,4	58,6	169	Biogassubstrat
- Zwischenfrüchte	59 %			
Gräsermischung	49,4	58,5	27	Gründüngung
Grünland	21,6	20,5	98	Biogassubstrat

1) Das Nutzflächenverhältnis in LF (%) ist fett hervorgehoben. Die Anteile der ackerbaulich genutzten Kulturen werden in AF (%) angegeben.

Fallbeispiel 4

Bei Fallbeispiel 4 handelt es sich um einen viehlosen konventionell wirtschaftenden Biogasbetrieb. Der Betrieb befindet sich im Voralpenland (Oberallgäu) und bewirtschaftet mit rund 35 ha ausschließlich Dauergrünland. Im Jahr 2006 entschied sich der Betriebsleiter für eine Umstrukturierung des Grünlandbetriebs. In jenem Jahr wurde die betriebliche Milchviehhaltung aufgegeben und eine Biogasanlage errichtet. In letzterer wird nun der Grünlandaufwuchs, der zuvor im Milchviehstall genutzt wurde, energetisch verwertet. Die Wiesen werden jährlich viermal gemäht, die Biomasse mit einem Ladewagen geerntet und einsiliert. Aufgrund der Steillagen wird auf einen Feldhäckslereinsatz verzichtet. Die Düngung erfolgt ausschließlich mit dem erzeugten Gärrestdünger, auf eine Mineraldüngung und chemische Pflanzenschutzanwendung wird gänzlich verzichtet. Die 14 Schläge des Betriebs liegen maximal zwei Kilometer von der Hofstelle entfernt. Neben dem eigenbetrieblich erzeugten Substrat (Grassilage), erwirbt der Betrieb zudem von einem benachbarten Grünlandbetrieb Rindergülle und Grassilage (ab Schwad). Laut Betriebsleiter erhält dieser Nachbarbetrieb im Gegenzug Gärrestdünger zurück.

Tabelle 10: *Flächenausstattung, -nutzung und Produktverwendung von Fallbeispiel 4 (Mittel der Jahre 2012-2014)*

Kulturart	Anbau in ha	Anteil an der LF in %	TM-Ertrag in dt ha ⁻¹	Verwendung
Grünland	38,1	100		
Wiese	38,1	100	104	Biogassubstrat

Fallbeispiel 5

Um die sehr stark vom Maisanbau betonte Region Rottal (Niederbayern) abzubilden, wurde Ende 2014 ein zusätzlicher Biogasbetrieb für das Projekt ausgewählt. Dieser befindet sich nicht im LfL-Monitoring; allerdings führt der Betrieb seit vielen Jahren eine sehr gute Dokumentation des Biogasanlagenmanagements (u. a. Substrattagebücher und Stromzähler), auf die zurückgegriffen wurde.

Der schweinehaltende Betrieb bewirtschaftet rund 115 ha LN, die sich auf 47 Schläge verteilen. Die Flächen liegen zum Großteil in der direkten Nähe zur Hoffläche (max. vier Kilometer Entfernung zur Hofstelle). Regionstypisch wird die betriebliche Fruchtfolge stark vom Maisanbau (geerntet als Silomais, CCM und z. T. Körnermais) dominiert. Zudem werden Wintergerste und Winterweizen im Wechsel zur Hackfrucht angebaut, die in der Schweinefütterung verwertet werden. Um die Fruchtfolge aufzulockern, erfolgt im Betrieb ein umfassender Zwischenfruchtanbau.

Die Mastschweinehaltung ist so konzipiert, dass die 750 Stallplätze in drei Durchgängen pro Jahr komplett mit Kreuzungstieren der Rassen Pietrain (x Deutsche Landrasse x Deutsches Edelschwein) bestückt sind. Nach dem Zukauf der Ferkel (30 kg) werden diese über rund 130 Tage bis zum Mastendgewicht von 120 kg gehalten, bevor sie als Schlachtschweine den Betrieb verlassen.

Die 2001 errichtete Biogasanlage steht in enger Beziehung mit der Schweinehaltung: Auf der einen Seite dient die anfallende Schweinegülle als Substratinput für die Biogasanlage. Auf der anderen Seite wird die erzeugte Wärme der Biogasanlage effektiv zur Beheizung des Schweinestalls genutzt. Zusätzlich werden auch das Wohnhaus, die Werkstatt, die Scheitholztrocknung und der private Swimming-Pool mit der Biogasswärme geheizt.

In der Biogasanlage werden neben der Schweinegülle nur Silomais, GPS und CCM (im Winter) vergoren. Auf Substratzukauf kann vollständig verzichtet werden, um die Biogasanlage zu beschicken. Ebenso wird kein Gärrest an externe Landwirte verkauft (betriebliche Besonderheit: geschlossener Nährstoffkreislauf der Biogasanlage).

Tabelle 11: *Flächenausstattung, -nutzung und Produktverwendung von Fallbeispiel 5 (Mittel der Jahre 2012-2014)*

Kulturart	Anbau in ha (% AF)	Anteil an LF in % ¹⁾ AF in %	Ertrag in TM dt ha ⁻¹	Verwendung
Ackerland	107,6	95,3		
- Getreide	42 %			
Winterweizen	32,5	30,2	78	Schweinefütterung, z. T. Verkauf
Wintergerste	12,1	11,1	76	Schweinefütterung, z.T. Verkauf
- Hackfrüchte	58 %			
Silomais	44,2	41,3	183	Biogasanlage
CCM	9,3	8,5	96	Schweinefütterung, Biogasanlage
Körnermais	8,9	8,3	93	Verkauf
- Zwischenfrüchte	44 %			
Senf	31,1	29,0	23	Gründüngung
GPS ²⁾	16,1	15,0	67	Biogasanlage
Grünland	5,3	4,7		
Wiese	5,3	4,7	69	Heu-Verkauf

1) Das Nutzflächenverhältnis in LF (%) ist **fett** hervorgehoben. Die Anteile der ackerbaulich genutzten Kulturen werden als Ackerflächenverhältnis in AF (%) angegeben.

2) als Zwischenfrucht vor Mais

4.1.6 Umgang mit Koppelprodukten

Bei der landwirtschaftlichen Biogassubstraterzeugung werden folgende Allokationen angewendet:

- Produkte aus der Tierhaltung: Wirtschaftsdünger, die im eigenen Betrieb anfallen und in der Biogasanlage verwertet werden, bekommen keinen THG-Rucksack (Vermeidung einer Doppelbewertung). Wirtschaftsdünger, die zugekauft (bzw. extern bezogen werden) werden, bekommen hingegen einen THG-Rucksack (für die im Wirtschaftsdünger enthaltenen Nährstoffe N, P und K unter Berücksichtigung des Mineraldüngeräquivalents).
- Gärrest: Durch die Gärrestaubsbringung kann Mineraldünger eingespart werden. Unter der Anwendung eines Mineraldüngeräquivalents kann die Einsparung an CO₂-Emissionen für den Mineraldüngereinsatz berechnet werden. Wird der anfallende Gärrest eigenbetrieblich zur Düngung der Flächen angewendet, erhält dieser keinen THG-Rucksack (Vermeidung einer Doppelbewertung). Wird der innerbetrieblich anfallende Gärrest hingegen an einen anderen Betrieb veräußert, wird durch die im

Gärrest enthaltenen Nährstoffe (N, P, K) Mineraldünger eingespart. Daher erhält der veräußerte Gärrest eine Gutschrift, welche sich analog berechnet, wie der oben beschriebene zugekaufte Wirtschaftsdünger.

4.1.7 Indikatorenberechnung

In den Untersuchungen zur landwirtschaftlichen Biogassubstraterzeugung auf Ebene der **betrieblichen Fallbeispiele** wird für das Bewirtschaftungsjahr 2014 die Wirkungskategorie Klimawandel betrachtet (Modellierung mit GaBi ts, siehe Kapitel 6.1). Auf betrieblicher und feldexperimenteller Ebene werden zudem weitere Indikatoren aus der Nährstoff- und Energie- und THG-Bilanz unter Verwendung von REPRO berechnet. Um Witterungseinflüsse und jährliche Schwankungen zu minimieren, werden diese weiteren Indikatorenberechnungen im Mittel der drei Bewirtschaftungsjahre 2012, 2013 und 2014 dargestellt.

4.1.8 Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle

Die Bilanzierung von Stoff- und Energieflüssen in Feldexperimenten und auf der Ebene von landwirtschaftlichen Betrieben erfolgte mit dem Modell REPRO. Die Analyse der Treibhausgasemissionen des Substratanbaus (**Feldexperimentelle Ebene**) für die modellhafte Abbildung der Biogasenergieerzeugung erfolgte nach der ExpResBio-Methode als ökobilanzielle Analyse mit der Software MS-Excel. Die Klimawirkung weiterer Prozesse der Biogasenergieerzeugung wurde mit der LCA-Software GaBi ts ebenfalls nach den methodischen Festlegungen in ExpResBio bilanziert (siehe Kapitel 6 Abbildung 38). Die Treibhausgasemissionen landwirtschaftlicher Produkte, die als Substrat für die Biogasanlagen auf den **Praxisbetrieben** fungierten, wurden sowohl mit REPRO als auch GaBi bilanziert.

4.1.8.1 Modell REPRO

Mit dem an der Technischen Universität München und der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg entwickelten Modell REPRO [94][217] können Stoff- und Energieflüsse einschließlich der umweltrelevanten THG-Flüsse auf der Ebene des Landwirtschaftsbetriebes analysiert und bewertet werden [279][280]. Das Modell eignet sich für betriebliche Schwachstellenanalysen und Optimierungen. Es bildet den landwirtschaftlichen Betrieb als System mit vernetzten Stoff- und Energieflüssen ab.

Methode

Im Modell REPRO werden Indikatoren, Analysemethoden und Bewertungsansätze verwendet, die von Expertengruppen entwickelt wurden. Tabelle 12 zeigt eine Auswahl der mit REPRO berechneten Indikatoren sowie die damit erfassten Umweltbereiche; diese Indikatoren wurden in Arbeitsgruppen der Deutschen Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG) abgestimmt und bilden die Grundlage des DLG-Zertifikats „Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig“ [352].

Tabelle 12: Übersicht der im Modell REPRO verwendeten ökologischen Indikatoren

Indikator	Maßeinheit	Bezugs- ebene	Methode	Umweltbereich ¹⁾				
				Ressourcen	Boden	Wasser	Luft	Biodiversität
Stickstoffsaldo	N in kg ha ⁻¹	Fläche	Stickstoffbilanz	+	+	++	++	+
Phosphorsaldo	P in kg ha ⁻¹	Fläche	Phosphorbilanz	++	++	++		+
Humussaldo	C in kg ha ⁻¹	Fläche	Humusbilanz		++			
Energieintensität	MJ GE ⁻¹	Produkt	Energiebilanz	++				
THG-Emissionen	CO ₂ -Äq in kg GE ⁻¹	Produkt	THG-Bilanz			++		
Bodenschad- verdichtung	dimensionslos	Fläche	Verdichtungs- index		++			
Bodenerosion	t ha ⁻¹	Fläche	Bodenabtrags- gleichung		++	+		
Pflanzenschutz- intensität	dimensionslos	Fläche	Behandlungs- index			+		++
Biodiversitäts- potenzial	dimensionslos	Fläche	Diversitätindices		+			++
Landschafts- pflegeleistung	dimensionslos	Fläche	Landnutzungs- index					++

1) enge Beziehung (+); sehr enge Beziehung (++)

Mit dem Indikatoren-Set können alle wesentlichen Umweltwirkungen der Pflanzenproduktion mit vertretbarem Aufwand erfasst werden. Die Indikatoren in Tabelle 12 beziehen sich überwiegend auf die landwirtschaftliche Nutzfläche mit unterschiedlicher räumlicher Auflösung, z. B. Teilschlag, Schlag, Fruchtfolge, Ackerland, Grünland. Zwei Indikatoren – die Energieintensität und die THG-Emissionen – sind produktbezogen.

Die im Modell REPRO implementierten Bilanzierungsmethoden, z. B. die Stickstoffbilanz, erlauben die Berechnung zahlreicher weiterer Kennzahlen. So können neben dem Stickstoffsaldo als Indikator für das Stickstoffverlustpotenzial (Tabelle 12) auch die Stickstoffeffizienz für unterschiedliche Produkte und Bioenergierohstoffe (z. B. Silomais, Winterweizen) und umweltrelevante Stickstoffemissionen analysiert werden.

In den vergangenen Jahren ist das Modell REPRO kontinuierlich weiterentwickelt worden; ein Entwicklungs- und Untersuchungsschwerpunkt ist die Energie- und CO₂-Bilanz des Pflanzenbaus [280][353]. In die THG-Bilanz der Pflanzenproduktion gehen u. a. Ergebnisse der Energiebilanz (anbaubedingte CO₂-Emissionen), der Humusbilanz (C-Sequestrierung) und der Stickstoffbilanz (N₂O-Emissionen) ein. Die Emissionen werden

unter Nutzung der spezifischen Treibhauspotenziale in CO₂-Äquivalente umgerechnet, die den relativen Beitrag eines Gases zum Treibhauseffekt charakterisieren.

Energie- und CO₂-Bilanzierung

Zentrale Bedeutung bei der Ermittlung von CO₂-Emissionen im Modell REPRO hat die Methode der Energiebilanzierung. Bei der energetischen Prozessanalyse werden alle Inputs fossiler Energie im Produktionsprozess analysiert (Beispiel Produktionsverfahren von Winterweizen; berücksichtigt werden der direkte Energieeinsatz (Kraftstoffe) und der indirekte Energieeinsatz im Vorleistungsbereich zur Erzeugung von Maschinen, Geräten sowie Betriebsmitteln.

Das Produktionsverfahren wird in Arbeitsgänge gegliedert, von der Bodenbearbeitung bis zu Ernte und Transport. Wichtig ist die Definition der Systemgrenze. Im Beispiel endet das Verfahren mit dem Transport zum Hof. Lagerung und Trocknung sind nicht einbezogen; bei der Abbildung von Bioenergielinien sind diese und weitere Prozessschritte zu berücksichtigen.

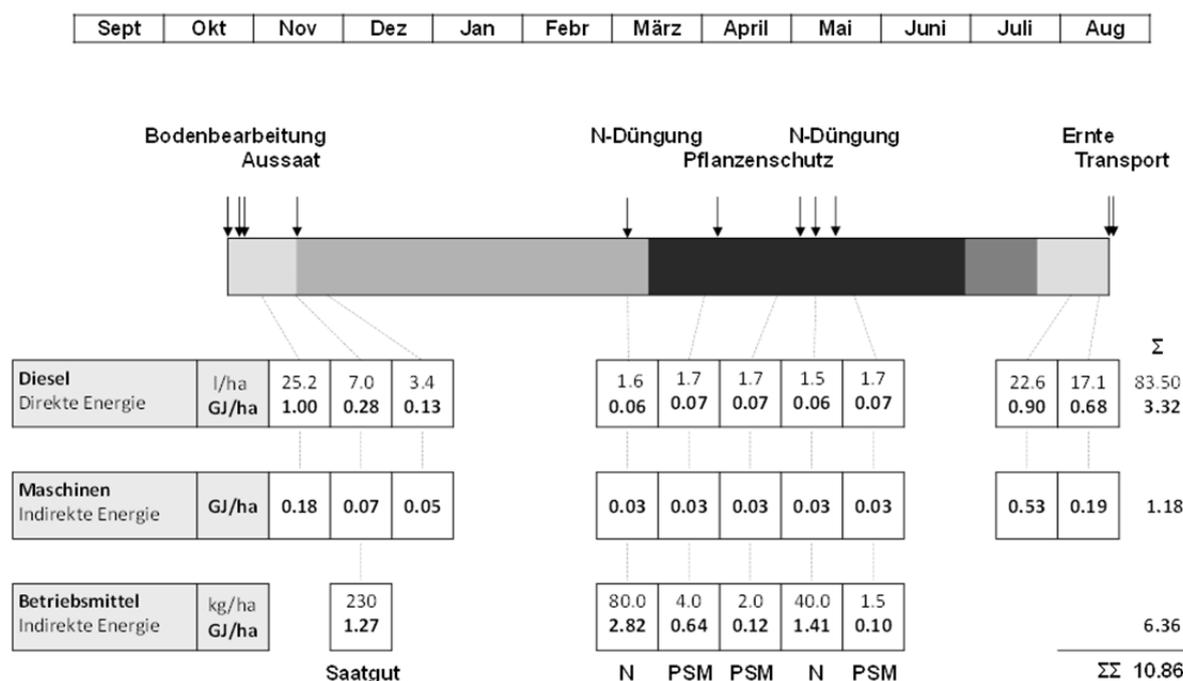


Abbildung 22: Ableitung des Energieeinsatzes im Produktionsverfahren von Winterweizen (nach [220])

Der mit dem Modell REPRO berechnete Energieoutput entspricht dem physikalischen Brennwert der geernteten Biomasse und wird aus dem Trockenmasseertrag und den Inhaltsstoffen abgeleitet. Zur Beurteilung der Energieeffizienz landwirtschaftlicher Produktionsverfahren werden folgende energetische Indikatoren verwendet:

- Energieinput in GJ ha⁻¹: Summe des direkten und indirekten Einsatzes fossiler Energie,

- Energieoutput in GJ ha^{-1} : In der geernteten pflanzlichen Biomasse gebundene Energie (Brennwert),
- Nettoenergieoutput in GJ ha^{-1} : Energieoutput – Energieinput,
- Output/Input-Verhältnis: Energieoutput/Energieinput (dimensionslos),
- Energieintensität in MJ GE^{-1} : Energieinput je Produkteinheit (in Getreideeinheiten, GE).

Ausgehend vom Einsatz fossiler Energie werden die CO_2 -Emissionen über entsprechende Emissionsfaktoren abgeleitet [280].

Bilanzierung von Kohlenstoffflüssen und Relevanz der C-Sequestrierung bei der Bewertung von Bioenergielinien

Eine aussagekräftige Klimabilanz nachwachsender Rohstoffe muss alle relevanten, im System Boden-Pflanze-Atmosphäre interagierenden THG-Flüsse (CO_2 , N_2O , CH_4), die Änderungen der C-Vorräte der Böden sowie die indirekten Emissionen (NH_3 , NO_3^-) einbeziehen. Die Gasflüsse sind standort- und bewirtschaftungsabhängig. Sie unterliegen darüber hinaus einer enormen räumlichen und zeitlichen Variabilität. Dies erschwert die quantitative Erfassung und verlässliche prozessorientierte Modellierung der THG-Flüsse, einschließlich der aus Boden und Vegetation resultierenden Netto-Emissionen in die Atmosphäre.

Aufgrund der Komplexität der Bodenprozesse, fehlender Messdaten und schwer modellierbarer THG-Flüsse werden in Ökobilanzen Vereinfachungen vorgenommen, mittlere Literaturwerte verwendet und nicht quantifizierbare Größen außer Betracht gelassen. So wird oftmals stark vereinfachend unterstellt, dass die Boden-C-Vorräte bei der Bioenergieerzeugung im Bilanzzeitraum unverändert bleiben (d. h. $\Delta C_{\text{org}} = 0$, keine CO_2 -Bindung oder Freisetzung aus den genutzten Böden).

Andererseits ist bekannt, dass insbesondere durch Landnutzungsänderungen bedeutende CO_2 -Emissionen auftreten können. Wird beispielsweise Grünland umgebrochen, um Mais für die Biogaserzeugung anzubauen oder tropischer Regenwald gerodet, um Palmöl zu produzieren, so kann die CO_2 -Freisetzung durch die Mineralisation organischer Bodensubstanz die mögliche CO_2 -Bindung von Energiepflanzen für Jahrzehnte übertreffen [338][367].

Humusdynamik von Ackerböden

Die Entwicklung der Humusgehalte und C-Vorräte in Ackerböden hängt von vielen Faktoren ab: den Standortbedingungen, den Humus-Ausgangsgeländen, der Fruchtfolge, der Düngung, der Bodenbearbeitung. Zwei wesentliche Faktoren steuern die Humusmenge im Boden (vgl. Abbildung 23): die Zufuhr organischer Substanz (Menge und Qualität) sowie der Abbau organischer Bodensubstanz.

Eine Humusakkumulation kann erreicht werden, wenn der Ackerbau auf eine humusmehrende Bewirtschaftung umgestellt wird (z. B. Anbau von Klee gras, konservierende Bodenbearbeitung, organische Düngung). Je größer die Bewirtschaftungsänderungen

sind, umso stärker ist auch die Humusanreicherung. Hiervon hängt ab, ob sich die neuen Humusspiegel z. B. auf Niveau A, B oder C einstellen (vgl. Abbildung 23). Der Anreicherungsprozess kann viele Jahrzehnte dauern; er ist aber endlich. Ein Absinken von Humusgehalten – auch unter dem Einfluss der Bioenergieerzeugung – sollten vermieden werden, da die Böden dann zusätzlich CO₂ freisetzen würden.

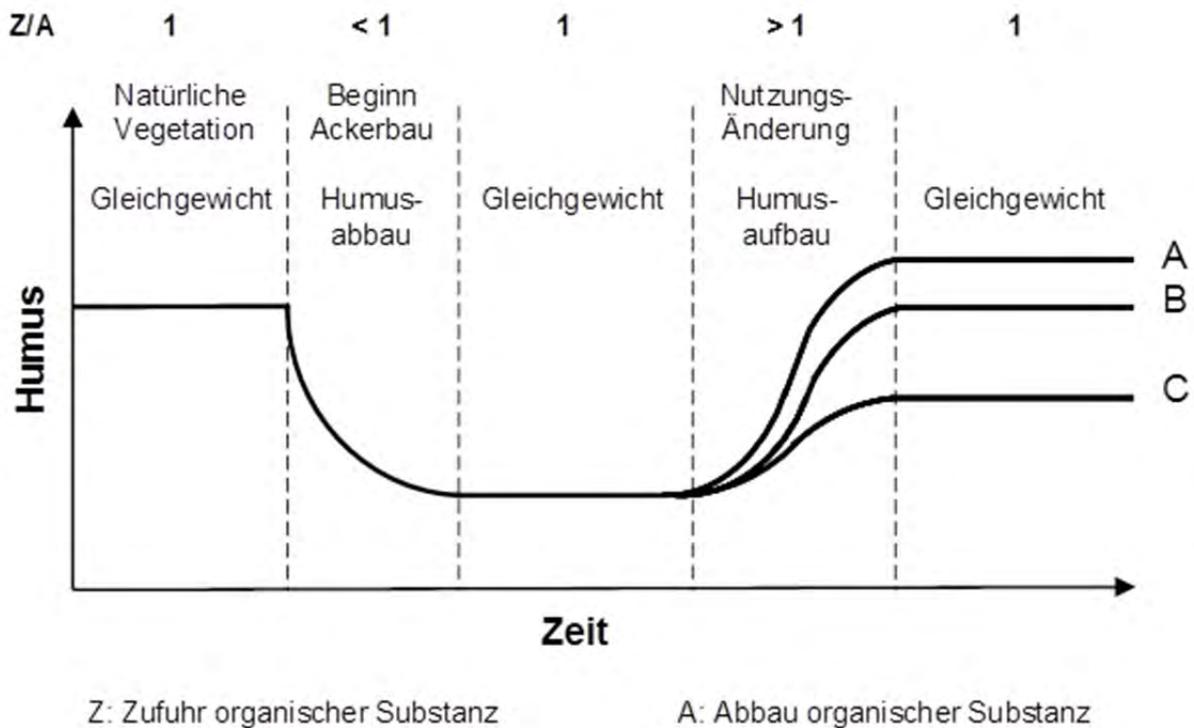


Abbildung 23: Entwicklung von Humusgehalten unter dem Einfluss des Ackerbaus (verändert nach [239])

Die C-Sequestrierung von Böden ist daher eine entscheidende Größe bei der Beurteilung der Klimarelevanz von Bioenergielinien. Selbst wenn keine Landnutzungsänderungen, sondern Veränderungen der Fruchtfolgen (Integration von Energiepflanzen), der Ertragsverwendung (z. B. energetische Verwertung von Stroh anstelle der Strohdüngung) oder der Düngung (z. B. Einsatz von Gärresten) auftreten, können die im Pflanzenbau durch Humusvorratsänderungen (C-Sequestrierung) entstehenden CO₂-Flüsse für die THG-Bilanz bedeutsam sein [222].

Entscheidend für die CO₂- und Humus-Bilanz sind der Betrachtungszeitraum, die gewählte Bioenergielinie, das Anbausystem (Fruchtart, Anbauintensität), die Standortbedingungen (Böden, Klima) sowie das Referenzsystem (Brachfläche, Fläche zur Nahrungserzeugung, Grünland, Wald). Pauschale Aussagen, z. B. zur Wirkung der Biogas-erzeugung auf die Humusvorräte, sind nicht möglich. Es kommt vielmehr darauf an, konkrete Bedingungen in Anbauregionen und Betrieben zu bewerten und ggf. für diese Bedingungen Optimierungsstrategien zu entwickeln. Hierzu werden geeignete Messdaten

aus Feldexperimenten sowie Methoden zur Humus- und CO₂-Bilanzierung benötigt [224][218].

Humusbilanzierung und Modellierung von C-Kreisläufen

Zur Humusbilanzierung von Bioenergielinien stehen unterschiedliche Methoden zur Verfügung, die zu differenzierten Aussagen kommen. Die VDLUFA-Methode [129] beruht auf konventionellen Feldversuchen; die verwendeten fruchtartenspezifischen Humusbilanzparameter sind statisch, d. h. unabhängig von den Standortbedingungen, dem Ertragsniveau und dem Anbauverfahren (z. B. Art und Intensität der Bodenbearbeitung). Sie eignen sich daher auch nur für überschlägige Bilanzierungen.

Im Modell REPRO wird eine „dynamische“ Humusbilanz berechnet, d. h. als Einflussfaktoren werden neben der Fruchtart die Standortbedingungen, das Ertragsniveau und die mineralische Düngung berücksichtigt [204]. In einer weiterentwickelten Form (Methode „HU-MOD“ nach BROCK et al. [53]) fließen weitere Parameter wie die N-Mineralisierung (ΔN_{\min}), der C-Input und C-Umsatz durch Wurzeln und Ernterückstände, in die Bilanzierung ein.

Forschungsbedarf

Die Humusbilanzparameter müssen generell noch besser experimentell abgesichert und in Abhängigkeit von Böden, Klima und Anbauverfahren (z. B. Bodenbearbeitung und Ertragshöhe) differenziert werden. Für einige Energiepflanzen, die erst in den letzten Jahren größere Bedeutung erlangten (z. B. Sudangras, Durchwachsene Sylphie, Miscanthus, etc.) fehlen experimentell bestimmte Bilanzparameter.

Die Humus-Reproduktionsleistung organischer Düngerstoffe ist abhängig von deren stofflicher Zusammensetzung, welche den Abbau und die Humifizierung im Boden maßgeblich bestimmt.

Die bei der Biogaserzeugung anfallenden Gärrestsubstrate sind bezüglich ihrer Eigenschaften und spezifischen Humusreproduktionsleistung – in Abhängigkeit von den eingesetzten Substraten und dem Biogasverfahren (Verweilzeit, Abbaurate) – noch nicht ausreichend charakterisiert. Einige Untersuchungen weisen darauf hin, dass die Gärrestsubstrate eine relativ hohe Humusersatzleistung besitzen, da im Biogasprozess vorwiegend leicht abbaubare organische Verbindungen genutzt werden. Die für die Humusbildung wertvollen Ligninverbindungen bleiben dagegen weitgehend erhalten. Daraus resultiert eine höhere Humusreproduktionsleistung von fermentierter Gülle im Vergleich zu unbehandelter Gülle. So ermittelten ASMUS und LINKE [15] in Modellversuchen Humusreproduktionskoeffizienten von Biogasgülle (Substrat Schweinegülle) von 1,04, im Vergleich zu Rottemist (1,00), Rindergülle (0,88) und Schweinegülle (0,82). Unter Berücksichtigung dieser Daten entspricht ein Abbau von 40 % organischer Substanz im Biogasprozess einem Verlust von 25 % reproduktionswirksamer organischer Substanz. REINHOLD et al. [334] analysierten die C-Dynamik von Gülle und Biogas-Gülle in Bebrütungsversuchen. Die C-Bilanz zeigt, dass der Biogasprozess bei gleicher Ausgangsgülle die C-Menge zur Humusreproduktion nicht vermindert. Die im Boden verbliebene C-Menge betrug, auf die C-Menge in der eingesetzten Gülle bezogen, ohne Biogaserzeu-

gung 62,2 % und mit Biogaserzeugung 63 %. Allerdings wurde in diesem Experiment auch nur wenig C (16,5 %) im Biogasreaktor abgebaut.

Zur Bewertung von Gärprodukten aus Biogasanlagen werden derzeit folgende Humusreproduktionskoeffizienten verwendet: 142 Humus-C in kg t^{-1} TS [334], 139 Humus-C in kg t^{-1} TS [353], in Anlehnung an [191].

Anwendung des Modells REPRO zur Analyse von Bioenergiesystemen

Das Modell REPRO eignet sich zur Analyse von Bioenergiesystemen. Bisher wurden mit REPRO folgende Bioenergiesysteme analysiert:

- Landwirtschaftliche Betriebe und regionsspezifische Modellbetriebe mit Biogaserzeugung [335][204][131][132]. Analysiert wurden Effekte auf die Nährstoffbilanz, die Humusversorgung von Ackerböden, die Energieeffizienz und THG-Flüsse.
- Modellregionen Bayerns (Straubinger Gäu, Tertiärhügelland und Allgäu) [85][84]. Analysiert wurden der Einfluss eines verstärkten Energiepflanzenanbaus auf landwirtschaftliche Betriebssysteme/Modellbetriebe (veränderte Strukturen, Stoff- und Energieflüsse) und deren Umweltwirkungen.
- Agroforstsysteme mit schnellwachsenden Gehölzen zur energetischen Nutzung in Kombination mit ökologischen und konventionellen Fruchtfolgen zur Nahrungserzeugung (Versuchsstandort Scheyern) [286].

Zur Berechnung vollständiger Treibhausgas- und Ökobilanzen von Bioenergielinien mit dem Modell REPRO ist es notwendig, die relevanten betriebsbezogenen Sachbilanzdaten aus dem Modell REPRO (z. B. Energieinput und CO_2 -Emissionen, Stickstoffemissionen, C-Sequestrierung, potenzielle Wassererosion, Bodenschadverdichtung) mit Ökobilanzmodellen zu verknüpfen, die die stoffliche und energetische Verwertung der Biomasse abbilden (vgl. BYSTRICKY et al. [85]).

4.1.8.2 Modellierung der Biogaserzeugung in GaBi ts

Auf Ebene der **Feldexperimente** beginnt GaBi ts mit der Schnittstelle "Frei Eintragsvorrichtung in den Fermenter der Biogasanlage" und endet bei "Entnahme des Gärrests aus der Biogasanlage".

Auf Ebene der **Fallbeispiele** wird die gesamte Biogassubstraterzeugung betriebsspezifisch erhoben und daraus jeweils fruchtartenspezifische Sachbilanzen erstellt (ÖLB). Diese einzelbetrieblich erstellten Sachbilanzen werden in aufbereiteter Form an den Projektpartner (LfL) weitergegeben und in die Software GaBi ts eingespeist. Damit ist gewährleistet, dass die gesamte Prozesskette der Biogassubstraterzeugung und Biogasgewinnung gemäß der Harmonisierung im Projekt gewährleistet ist (siehe Kapitel 6.2.2).

4.1.8.3 Bewertungsmodell zur ökonomischen Analyse des Substratanbaus

(Martina Serdjuk, Prof. Dr. Peter Zerle)

Bei dem ökonomischen Bewertungsmodell wird jede Kultur der Fruchtfolge berücksichtigt: Marktfrüchte, Gründüngung, Biogassubstrat und Zwischenfrüchte. Es werden für jede Kultur stets die Vollkosten (K_{Gesamt}) inklusive der kalkulatorischen Kosten (Boden, Kapital, Arbeit) berücksichtigt. Dies geschieht in Anlehnung an die DLG-Betriebszweigabrechnung [103].

Formel (4.1) zeigt die Summation der Kostenbestandteile in € je funktionelle Einheit (FE). Es werden als Prämien die EU-Direktzahlungen (Betriebsprämie) [24] sowie die Ökoprämie [34] berücksichtigt.

$$K_{\text{Gesamt}} = K_{\text{Direkt}} + K_{\text{Arbeit}} + K_{\text{Gebäude}} + K_{\text{Fläche}} + K_{\text{Sonstige}} - \text{Prämien} \quad (4.1)$$

K_{Gesamt}	=	<i>Vollkosten der Substratbereitstellung in € FE⁻¹</i>
K_{Direkt}	=	<i>Direktkosten in € FE⁻¹</i>
K_{Arbeit}	=	<i>Arbeitserledigungskosten in € FE⁻¹</i>
$K_{\text{Gebäude}}$	=	<i>Gebäudekosten in € FE⁻¹</i>
$K_{\text{Fläche}}$	=	<i>Flächenkosten in € FE⁻¹</i>
K_{Sonstige}	=	<i>Sonstige Kosten in € FE⁻¹</i>
<i>Prämien</i>	=	<i>Prämien (Betriebsprämie, Ökoprämie) in € FE⁻¹</i>

Direktkosten

Die Direktkosten umfassen alle Kosten, die einem Betriebszweig direkt und verursachungsgemäß zugeordnet werden können, im Falle des Substratanbaus (Leguminosen-Kleegrass): Saatgut und Düngemittel. Für die Ermittlung des kalkulatorischen Zinsansatzes des Umlaufkapitals wird angenommen, dass das Umlaufkapital (= Direktkosten (DK)) durchschnittlich für ein halbes Jahr gebunden ist:

$$ZA_{\text{Umlaufkapital}} = \frac{DK}{2} \cdot \text{Zins} \quad (4.2)$$

$ZA_{\text{Umlaufkapital}}$	<i>Kalkulatorischer Zinsansatz für das Umlaufkapital in € ha⁻¹</i>
DK	<i>Summe der Direktkosten in € ha⁻¹</i>
<i>Zins</i>	<i>Zinssatz in %</i>

Arbeitserledigungskosten

Mit den Arbeitserledigungskosten werden alle Kosten erfasst, die durch den Einsatz von Maschinen in den Prozessen [A1] bis [A3] bzw. [T1.3] entstehen. Die Arbeitsvorgänge ergeben sich aus den Versuchsbeschreibungen. Für die im Feldexperiment eingesetzten

Spezialmaschinen werden praxisübliche und für den Modellbetrieb passende Maschinenkombinationen definiert. Die Maschinenkosten hierfür sowie der Arbeitszeitbedarf werden mit Hilfe des KTBL-Feldarbeitsrechners [269] ermittelt.

Der Arbeitszeitbedarf beinhaltet nicht nur die reine Arbeitszeit auf dem Feld, sondern auch evtl. Wartezeiten (z. B. bei der Ernte), Rüstzeit am Hof (Vorbereiten der Maschinen, Befüllen mit Saatgut etc.) sowie Wegezeiten zwischen Hof und Feld. Bei Transportvorgängen kommt die Lade- und Entladezeit hinzu. Die Maschinenkosten setzen sich zusammen aus den fixen und variablen Maschinenkosten. Die fixen Maschinenkosten beinhalten die Abschreibungskosten der Maschinen, einen Zinsansatz bzw. Zinskosten, Kosten der technischen Überwachung, Kfz-Steuer, Versicherungskosten sowie Wartungskosten.

Die Abschreibungskosten werden beim KTBL-Feldarbeitsrechner [269] als leistungsabhängige und lineare Abschreibung kalkuliert und entsprechen dem anteiligen Wertverlust durch nutzungsbedingten Verschleiß. Als Restwert der Maschine nach Ablauf des technischen Nutzungspotenzials wird Null angenommen. Beispielsweise werden für einen Schlepper 10.000 Stunden technisches Nutzungspotenzial angesetzt. Benutzt man den Schlepper eine Stunde für einen Prozess, so sind als Abschreibungskosten dem Prozess 0,01 % des Anschaffungswertes anzurechnen.

$$AL_{Anlagegut} = \frac{I_{Anlagegut}}{n} \tag{4.3}$$

$AL_{Anlagegut}$ *Leistungsabhängige Abschreibung eines Anlageguts in € FE⁻¹*
 $I_{Anlagegut}$ *Investitionskosten eines Anlagegutes in €*
 n *Technisches Nutzungspotenzial in FE*

Die Berechnung der Zinskosten erfolgt beim KTBL-Feldarbeitsrechner [269] durch die Ermittlung der durchschnittlichen Kapitalbindung. Diese entspricht dem mittleren Zeitwert der Maschinen während ihrer Abschreibungsdauer. Es wird davon ausgegangen, dass der Restwert bei allen Maschinen gleich Null ist. Daher ist zur Ermittlung des mittleren Zeitwerts der Anschaffungswert vereinfacht zu halbieren. Dieser wird mit dem angenommenen Zinssatz (4 %) multipliziert:

$$ZA_{Anlagegut} = \frac{I_{Anlagegut}}{2} \cdot \text{Zins} \tag{4.4}$$

$ZA_{Anlagegut}$ *Kalkulatorischer Zinsansatz für das gebundene Kapital durch Anlagegüter (Maschinen und Gebäude)*
 $I_{Anlagegut}$ *Investitionskosten eines Anlagegutes in €*
 $Zins$ *Zinssatz in %*

Schmierstoff-, Betriebsmittel- und Reparaturkosten werden als variable Maschinenkosten direkt aus dem KTBL-Feldarbeitsrechner [269] übernommen. Der Schmierstoffverbrauch wird mit 1 % des Treibstoffverbrauchs angesetzt. Der vom KTBL-Feldarbeitsrechner errechnete Kraftstoffverbrauch (Diesel) wird mit einem Dieselpreis (Agrardiesel, netto¹³) von 0,9 €l⁻¹ verrechnet.

Gebäudekosten

Zu den Gebäudekosten zählen alle Kosten für betriebliche Gebäude. Dies sind die Aufwendungen für Unterhaltung, Versicherungen, Abschreibung sowie der kalkulatorische Zinsansatz für das gebundene Gebäudekapital bzw. Zinskosten. Die Berechnung der Abschreibung erfolgt zeitabhängig und linear ohne Restwert nach Ablauf des wirtschaftlichen Nutzungspotenzials:

$$ZA_{Anlagegut} = \frac{I_{Anlagegut}}{N} \quad (4.5)$$

AZ_{Anlagegut} *Zeitabhängige Abschreibung eines Anlageguts in € pro Jahr*

I_{Anlagegut} *Investitionskosten eines Anlagegutes in €*

N *Wirtschaftliches Nutzungspotenzial in Jahre*

Die Zinsberechnung erfolgt analog zu den Zinskosten der Maschinen.

Die genannten Kostenarten werden den Prozessen des Produktsystems – gemäß der Systemdarstellung zur Bilanzierung von Umweltwirkungen – zugeordnet (siehe Abbildung 18). Im Bereich der Bereitstellung von Biogassubstraten bzw. Marktfrüchten existieren Kosten, für die in der Systemdarstellung zur Bilanzierung von Umweltwirkungen keine Prozesse vorgesehen sind, da diese für die ökologische Bewertung nicht relevant sind. Diese werden der Prozessgruppe [A4] „nicht-zuordenbare Prozesse“ zugeteilt. Es handelt sich dabei um die Flächenkosten und Sonstige Kosten.

¹³ Dieselpkraftstoff für den Einsatz in der Land- und Forstwirtschaft. Der angegebene Preis ist mehrwertsteuerbereinigt und beinhaltet die Steuerrückvergütung in Höhe von 21,48 Cent l⁻¹.

4.2 Ergebnisse

4.2.1 Betriebliche Analysen mit dem Modell REPRO

4.2.1.1 Ergebnisse des Systemversuchs Viehhausen

(Taras Bryzinski, Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen)

Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse beruhen auf dreijährigen feldexperimentellen Daten (2011 - 2013) des Systemversuchs Viehhausen.

Effekte der Systeme auf die Ertragsleistungen

Die Ertragsleistungen der Fruchtarten und Fruchtfolgen werden im Systemversuch kontinuierlich bestimmt. Die Ertragshöhe und Ertragsschwankungen, die Ertragsverwendung (Futter- und Nahrungsmittel, Biomasse für die stoffliche und energetische Verwertung, Stroh- und Gründüngung) sowie die Produktqualität (Nährstoffgehalt, Energiekonzentration) bestimmen wesentlich die Ressourceneffizienz (Nährstoffeffizienz, Energieeffizienz, usw.), die produktbezogenen THG-Emissionen sowie die Wirtschaftlichkeit von Anbau- und Betriebssystemen [221].

Die Fruchtart Winterweizen wird neben Winterroggen in allen Fruchtfolgen des Versuches angebaut (vgl. Abbildung 19) und eignet sich daher gut für einen Systemvergleich (vgl. Tabelle 13). Gegenüber den ökologischen Fruchtfolgen mit Leguminosen ist in den konventionellen Systemen ein höherer Getreide-Anteil realisiert. Winterweizen kommt nach Raps- und Maisanbau zweimal in den konventionellen Fruchtfolgen vor.

Im Mittel der drei Anbaujahre wurden im ökologischen Biogassystem signifikant höhere Weizenträge erzielt: $1,4 \text{ t ha}^{-1}$ mehr Trockenmasse gegenüber dem ökologischen Marktfruchtbau. Die im Versuch nachgebildete Biogaserzeugung (Vergärung der Biomasse von Luzerne-Kleegrass in einer Biogasanlage, Düngung mit Gärresten) bewirkte gegenüber dem Marktfruchtssystem (Gründüngung: Mulchnutzung von Luzerne-Kleegrass) bereits zu Versuchsbeginn bedeutsame Ertragssteigerungen. Die Ertragseffekte stimmen sehr gut mit Ergebnissen des Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuchs Viehhausen überein. In diesem Versuch stieg der Weizenenertrag bei Gärrestdüngung auf $5,1 \text{ t ha}^{-1}$ gegenüber $4,1 \text{ t ha}^{-1}$ (ohne Gärrestdüngung); gleichzeitig erhöhten sich die Rohproteingehalte [331].

Die Weizenenerträge der Systeme „Milchvieh-Gülle“ und „Milchvieh-Stalldung“ lagen im Systemversuch zwischen den Ertragsleistungen dieser Systeme (Marktfrucht- und Biogassystem). Die Ertragswirkungen sind auf die unterschiedlichen Düngergaben (differenzierte N-Mengen und N-Verfügbarkeit in Gülle, Stalldung und Biogasgülle) zurückzuführen (vgl. Tabelle 13). Der erhöhte Ammonium-N-Gehalt im Biogasgärrest und in Folge davon die schnellere Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffs werden als Ursachen für diese Ertragsunterschiede auf Grund von sonst gleichen Versuchsbedingungen angesehen. Die Biomassenutzung zur Biogaserzeugung bewirkte unter diesen Bedingungen keine Konkurrenz zur Nahrungserzeugung (Weizenproduktion), sondern einen synergetischen Effekt, da die vorhandene Biomasse genutzt wurde und die Reststoffverwertung zu einem höheren Ertrag der mit Gärrest gedüngten Fruchtarten führt.

Tabelle 13: Kornträge Winterweizen, Systemversuch Viehhausen

System	Ökologischer Landbau				Konventioneller Landbau			
	Marktfrucht	Milchvieh-Gülle	Milchvieh-Stallung	Biogas-Gärrest	Marktfrucht	Milchvieh-Gülle		
Kornträge Winterweizen (Trockenmasse) in t ha ⁻¹								
Vorfrucht	LKG	LKG	LKG	LKG	KMais	WRaps	SMais	WRaps
2011	*3,7	*4,7	*4,5	*4,6	7,3	9,1	8,3	9,0
2012	3,2	3,9	3,2	4,6	8,0	10,2	8,8	9,9
2013	4,0	4,8	4,5	5,7	8,0	10,3	7,7	9,4
Mittel	3,6a	4,5a	4,1a	5,0b	7,8c	9,9d	8,3c	9,4d

* Aus Ganzpflanzen-Ertrag interpolierter Korn-Ertrag; LKG: Luzerne-Klee-Gras; KMais/SMais: Körnermais/Silomais; WRaps: Winterraps
 Statistische Ergebnisse einer multiplen linearen Regressionsanalyse (Signifikanzniveau: $p \leq 0,05$)

Die Erträge der konventionellen Varianten liegen mit 7,8 bis 9,9 t ha⁻¹ auf deutlich höherem Niveau. Die Ertragsrelationen ökologisches vs. konventionelles Marktfruchtssystem (nach Raps) betragen beim Winterweizen je nach Variante 0,36 bis 0,53. Die Ertragsrelationen sind bei anderen Kulturen, insbesondere beim Mais, deutlich enger. In den konventionellen Systemen, im Marktfrucht-System und im Milchvieh-Gülle-System, wurden nach Vorfrucht Winterraps signifikant höhere Weizenerträge als bei der Vorfrucht Silomais erzielt. Der hohe Vorfruchtwert des Winterrapses für Winterweizen beruht unter anderem auf der N-Nachlieferung aus den Raps-Ernte- und Wurzelrückständen, der frühen Rapsernte (ausreichend Zeit für Bodenbearbeitung, optimaler Aussattermin des Weizens) und den phytosanitären Effekten.

Für den Systemvergleich sind neben den Erträgen einzelner Kulturarten auch die Erträge der gesamten Fruchtfolge bedeutsam. Zum Vergleich der Gesamt-Ertragsleistungen auf Fruchtfolge-Ebene werden der Trockenmasse-Ertrag (Tabelle 14) und der Getreideeinheiten-Ertrag (Tabelle 15) verwendet.

Die Systemunterschiede sind bei den TM-Erträgen gravierend (Tabelle 14); dies ist nicht nur auf unterschiedliche Fruchtartenerträge, sondern auch auf die differenzierte Ertragsverwendung (Stroh-/Gründüngung vs. Ernte), den Harvestindex (Körnermais vs. Silomais) und die unterschiedliche Fruchtartenzusammensetzung der Fruchtfolgen zurückzuführen. Alle Systeme mit Mais (Silomais bzw. Körnermais) sind aufgrund des hohen standortspezifischen Ertragspotenzials von Mais im Vorteil. Im ökologischen Marktfruchtbau und im ökologischen Biogassystem wird kein Mais angebaut¹⁴.

¹⁴ Silomais wird im ökologischen Marktfruchtbau kaum angebaut (fehlende Verwertung, keine ausreichende Nährstoffversorgung). Im ökologischen Biogassystem ist ein Silomaisanbau prinzipiell möglich; in der Realität werden Biogasanlagen im ökologischen Landbau aber überwiegend mit anderen Substraten (Kleeegrassilage, Grassilage, GPS) betrieben. Falls ergänzend Silomais eingesetzt wird, so stammt er meist aus konventionellem Anbau.

Tabelle 14: Trockenmasse-Ertrag der Fruchtfolgen, Haupt- und Nebenprodukte in t TM ha⁻¹

System	Ökologischer Landbau				Konventioneller Landbau	
	Marktfrucht	Milchvieh-Gülle	Milchvieh-Stallung	Biogas-Gärrest	Marktfrucht	Milchvieh-Gülle
	Trockenmasse-Ertrag in t ha ⁻¹					
2011	3,5	8,9	11,3	8,5	7,4	10,0
2012	3,6	8,1	10,1	9,1	8,7	10,1
2013	2,5	7,5 ¹⁾	10,7 ¹⁾	8,9	7,0 ¹⁾	9,0 ¹⁾
Mittel	3,2 _a	8,2 _b	10,7 _c	8,8 _b	7,7 _b	9,7 _b

1) Wildschaden in den Maisbeständen; Statistische Ergebnisse einer multiplen linearen Regressionsanalyse (Signifikanzniveau: p ≤ 0,05)

Der höchste TM-Ertrag wird im ökologischen System „Milchvieh-Stallung“ mit 10,5 t ha⁻¹ erzielt. In diesem System werden alle Haupt- und Nebenprodukte (Klee gras, Getreidestroh) geerntet (= hoher Harvestindex). Der mit Abstand geringste TM-Ertrag wird im ökologischen Marktfruchtba u erzielt (3,2 t ha⁻¹); dies sind nur etwa 30 % der Ertragsleistung des Systems „Milchvieh-Stallung“.

Direkt vergleichbar sind die Systeme „Marktfrucht“ und „Biogas“ aufgrund identischer Fruchtfolgen. Unter den Versuchsbedingungen führt die Interaktion eines ökologischen Marktfruchtbausystems mit einer Biogasanlage zu einem Ertragsanstieg auf 7,4 t ha⁻¹, das entspricht einer Steigerung der geernteten Trockenmasse um ca. 130 %.

Diese positive Ertragswirkung von Biogassystemen stellt somit eine Option nachhaltiger Intensivierung des ökologischen Landbaus in Bayern dar.

Als weiteres Versuchsergebnis ist die hohe TM-Systemleistung der ökologischen Varianten mit Tierhaltung bzw. mit Biogasanlage gegenüber den konventionellen Systemen hervorzuheben. Demnach ist der ökologische Landbau hinsichtlich der Fruchtfolge-TM-Erträge dem konventionellen Landbau nicht generell unterlegen. Die deutlichen Ertragsunterschiede einzelner Kulturarten (z. B. Winterweizen, Tabelle 13) können durch hohe Klee graserträge und die Verwendung von Nebenprodukten in den ökologischen Systemen kompensiert werden.

Der Getreideeinheitenertrag (Tabelle 15) berücksichtigt näherungsweise den Nährstoffgehalt der erzeugten Produkte bzw. den Wert als Nahrungs- und Futtermittel. Der Maßstab Getreideeinheiten GE¹⁵ ist für die Darstellung systembedingter Unterschiede in der Nahrungserzeugung besser geeignet als der Trockenmasse-Ertrag. Die Ertragsunterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Pflanzenbau- und Betriebssystemen sind in Getreideeinheiten stärker ausgeprägt als im Trockenmasse-Ertrag. Die höchste Leistung bringt das konventionelle Milchvieh-Gülle-System mit 11,3 GE in t ha⁻¹.

¹⁵ Die GE-Umrechnungsfaktoren wurden mehrfach überarbeitet; in dieser Tabelle werden die vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft empfohlenen Faktoren verwendet, die auf aktuellen wissenschaftlichen Untersuchungen beruhen [362].

Im ökologischen Biogassystem werden mit 6,7 GE in t ha⁻¹ über 80 % mehr Getreideeinheiten produziert als im ökologischen Marktfruchtbausystem (3,7 GE in t ha⁻¹).

Tabelle 15: Getreideeinheiten-Ertrag der Fruchtfolgen, Haupt- und Nebenprodukte in GE in t ha⁻¹

System	Ökologischer Landbau			Konventioneller Landbau		
	Marktfrucht	Milchvieh-Gülle		Biogas-Gärrest	Marktfrucht	Milchvieh-Gülle
Getreideeinheiten-Ertrag in GE in t ha ⁻¹						
2011	4,0	8,3	8,9	6,7	9,1	11,6
2012	4,2	7,6	7,9	7,4	10,7	11,9
2013	3,0	6,4 ¹⁾	7,3 ¹⁾	6,0	8,7 ¹⁾	10,6 ¹⁾
Mittel	3,7 _a	7,3 _c	7,9 _c	6,7 _b	9,5 _{cd}	11,3 _d

1) Wildschaden in den Maisbeständen. Statistische Ergebnisse einer multiplen linearen Regressionsanalyse (Signifikanzniveau: $p \leq 0,05$)

Dieser Mehrertrag des ökologischen Biogassystems beruht vorwiegend auf folgenden Ursachen: der Verwertung der bisher nicht genutzten Luzerne-Klee gras-Aufwüchse, den Mehrerträgen durch die Düngung anderer Fruchtfolgefelder bzw. Marktfrüchte mit Gärrest sowie der Schnittnutzung der Luzerne-Klee gras-Bestände.

Energiebilanzen der Pflanzenbausysteme im Systemversuch

In Abhängigkeit davon, welche Inputs und Outputs in der Energiebilanz berücksichtigt werden, verändert sich die Energieeffizienz. Tabelle 16 zeigt in der Basisvariante zunächst die Unterschiede der Systeme hinsichtlich ihrer Energieeffizienz.

Tabelle 16: Energiebilanzen der Pflanzenbausysteme, inklusive Haupt- und Nebenprodukten

Energetische Kennzahl	Einheit	Ökologischer Landbau			Konv. Landbau		
		Marktfrucht	Milchvieh-Gülle	Milchvieh-Stalldung	Biogas-Gärrest	Marktfrucht	Milchvieh-Gülle
Energieinput	GJ ha ⁻¹	4,7	6,4	6,9	6,3	12,6	11,5
Energieoutput	GJ ha ⁻¹	56,8	147,7	193,7	158,9	148,8	183,1
Netto-Output	GJ ha ⁻¹	52,1	141,3	186,8	152,6	136,2	171,6
Energieintensität	MJ GE ⁻¹	1.270,3	864,9	851,9	913,0	1.326,3	1.017,7
Energieeffizienz	GJ GJ ⁻¹	12,1 _a	23,1 _b	28,1 _c	25,2 _{bc}	11,8 _a	15,9 _a

Das ökologische Marktfruchtsystem (öMF) hat den geringsten Maschineneinsatz, da weder organische Dünger noch das Luzerne-Klee gras geborgen und konserviert werden müssen. Die Differenz gegenüber dem ökologischen Biogassystem (öBiG) zeigt den dafür benötigten Energieinput an. Dieser Mehraufwand von 1,6 GJ ha⁻¹ hatte auf der Seite des Netto-Energieoutputs etwa 100 GJ ha⁻¹ Mehrertrag zur Folge. Ertragssteigerungen durch den Einsatz von Agrochemikalien (Mineraldünger, Pflanzenschutzmittel) führten durch den zusätzlichen Energieinput zu mehr Produktmasse als im ökologischen Marktfruchtsystem bei einer vergleichbaren Energieeffizienz. Die Energieeffizienz nimmt bei ökologischer Wirtschaftsweise mit Tierhaltung bzw. Biogasanlage signifikant zu (gegenüber dem Marktfruchtbau).

4.2.1.2 Ergebnisse der Betriebsanalysen

(Tobias Böswirth, Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen)

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse auf Betriebsebene dargestellt, jeweils im Mittel der drei Bewirtschaftungsjahre 2012, 2013 und 2014. Zuerst werden die Stickstoffkreisläufe der Betriebe aufgeführt. Nachfolgend werden die REPRO-Ergebnisse der Energie-, Humus-C- und Treibhausgasbilanzen dargestellt.

Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich jeweils auf den Gesamtbetrieb und nicht nur ausschließlich auf die Biogassubstraterzeugung. Diese methodische Vorgehensweise hat zum Ziel, die enge Verbindung der Energie- und Stoffströme zwischen den einzelnen Betriebsteilsystemen (Marktfruchtbau, Tierhaltung, Biogas) im Gesamtbetrieb aufzuzeigen.

Betriebliche Stoffkreisläufe

Der mit der Software REPRO berechnete N-Saldo beruht auf einem wissenschaftlichen Ansatz zur Bilanzierung von Stoffflüssen, der zur Analyse und Optimierung von landwirtschaftlichen Betriebssystemen beitragen kann. Es handelt sich nicht um den N-Saldo der Düngeverordnung (DüV) [64]. Die hier analysierten Biogasbetriebe halten die Vorgaben

der Düngeverordnung (N-Saldo unter $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nach der Methode „Nährstoffvergleich“ der DüV) ein. Die methodischen Unterschiede zwischen der Stickstoffbilanzierung mit dem REPRO-Ansatz und dem Nährstoffvergleich der Düngeverordnung sind in [279] detailliert beschrieben.

Die nachfolgend dargestellten Stoffkreisläufe können durchaus mit Fehlern behaftet sein. Auf der einen Seite können diese bei den Stickstoffinputs (z. B. Zukauf von Biogassubstraten, N_2 -Fixierung, Immissionen) auftreten, da hier zum Teil pauschale Angaben von den Betriebsleitern, im Modell hinterlegte Stammdaten, aber auch vom Bearbeiter getroffene Annahmen einfließen. Auf der anderen Seite sind auch die Stickstoffoutputs (z. B. Verkauf von pflanzlichen und tierischen Produkten) aus dem Betriebssystem mit Fehlern behaftet. Bei diesen Outputs nimmt der anfallende Gärrest eine Sonderrolle ein. Beim Gärrest können sowohl die Nährstoffgehalte (z. B. aufgrund fehlender Gärrestanalysen) als auch die Gärrestmengen (m^3), die den Betrieb verlassen, einen Fehlerbereich aufweisen. Werden beispielsweise die Gärrestabgabemengen unterschätzt, hat dies bedeutenden Einfluss auf die N-Salden. Dennoch können (auch unter Berücksichtigung des möglichen Fehlerbereichs unter Praxisbedingungen) die hier dargestellten Kreisläufe dazu beitragen, den Landwirten mögliche Stellschrauben und Handlungsempfehlungen hinsichtlich einer Optimierung des Stickstoffkreislaufs aufzuzeigen.

In den betrieblichen N-Kreisläufen werden die Konservierungsverluste nicht ausgewiesen. Die berechneten N-Konservierungsverluste der Betriebe im Mittel der drei Bewirtschaftungsjahre belaufen sich auf: $42 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Fallbeispiel 1), $31 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Fallbeispiel 2), $29 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Fallbeispiel 3), $52 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Fallbeispiel 4) und $47 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Fallbeispiel 5). Sie sind in den N-Kreisläufen nicht separat dargestellt, weil die Verlustprozesse (z. B. Ernte- und Bröckelverluste, gasförmige Verluste) nicht näher untersucht wurden.

Fallbeispiel 1

Abbildung 24 zeigt den betrieblichen Stickstoffkreislauf von Fallbeispiel 1. Der Betrieb umfasst die Teilbetriebssysteme Marktfruchtbau, Tierhaltung und Biogasanlage. Die Stickstoffflüsse des Betriebes zeigen deutlich, dass sich der Betrieb stark auf den Substratanbau für die Biogasanlage spezialisiert hat. Die Mineraldüngung und der Biomassezukauf (v. a. Mais- und Grassilage) sind die bedeutendsten N-Inputgrößen in das Betriebssystem. Die Abgabe von Gärrest und der Verkauf der Marktprodukte (Winterweizen und Stroh) sind die bedeutendsten N-Outputgrößen des Betriebs. Aus der Differenz des Substratzukaufes und der Gärrestabgabe reichern sich jährlich im Schnitt rund $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an Stickstoff an. Durch Bilanzierung der gesamten N-Inputs und N-Outputs im Boden, errechnet sich ein positiver N-Saldo von $136 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter Berücksichtigung der zusätzlichen N-Mineralisierung von $8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus dem Boden-N-Vorrat.

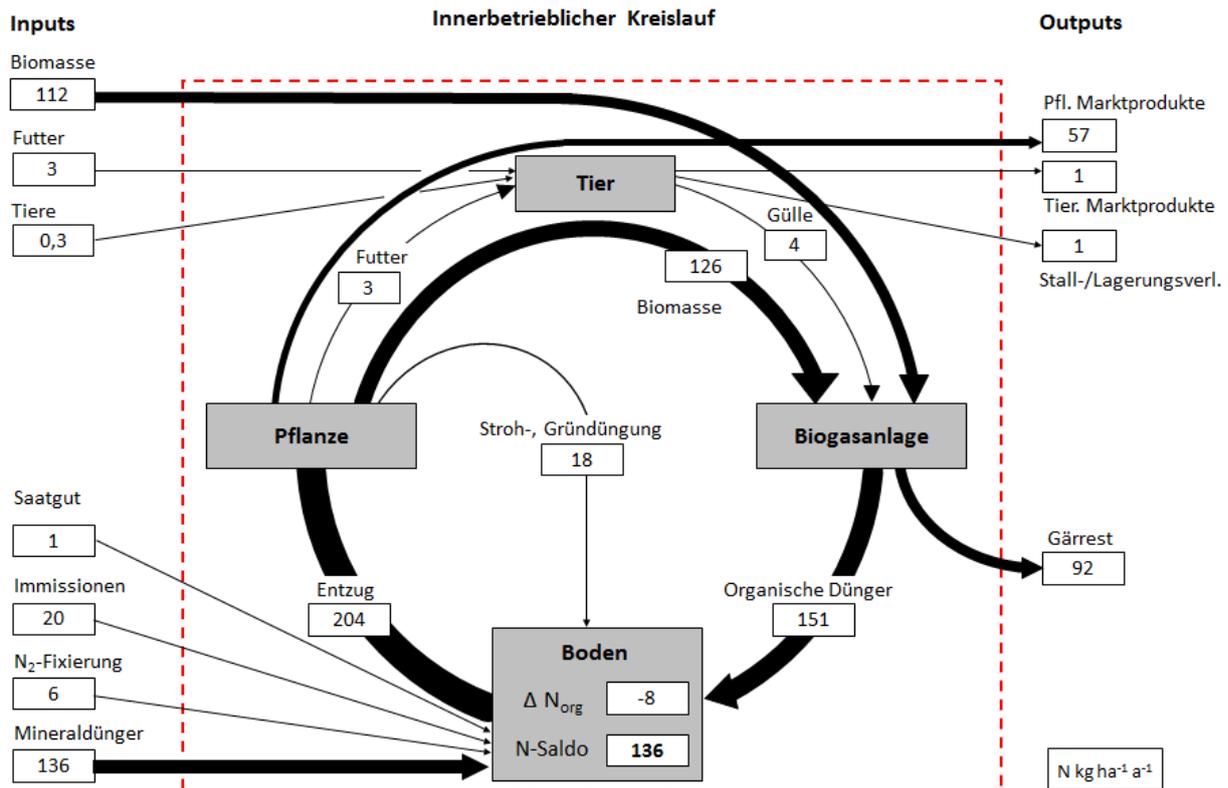


Abbildung 24: Fallbeispiel 1: Betrieblicher N-Kreislauf (2012-2014) bezogen auf Fläche und Jahr

Im Fallbeispiel 1 umfasst das Teilsystem Marktfruchtbau 33 % der landwirtschaftlichen Fläche LF und das Tierhaltungs-/Biogassystem 67 % der LF des Gesamtbetriebes. Die betriebliche Tierhaltung ist hier eng mit dem Teilsystem Biogas verbunden, da die anfallende Rindergülle in der Biogasanlage vergoren wird (und als Futter hauptsächlich Silomais dient). Exemplarisch erfolgt hier eine Aufspaltung des gesamtbetrieblichen N-Kreislaufes in die beiden Teilsysteme Marktfruchtbau (Abbildung 25) und Tierhaltung/Biogas (Abbildung 26).

Im Teilsystem Marktfruchtbau, in dem ausschließlich Winterweizen angebaut wird, erfolgt der betriebliche N-Input zu 90 % durch Mineraldüngung. Die Differenz aus den N-Inputs in den Boden und dem N-Entzug (Weizenkorn und -stroh) hat einen positiven N-Saldo von 100 kg ha⁻¹ a⁻¹ zur Folge. Dieser N-Saldo des Teilsystems Marktfruchtbau ist um rund 30 % niedriger, als der N-Saldo des Gesamtbetriebes.

Abbildung 26 zeigt den N-Kreislauf des Teilsystems Biogas (mit Tierhaltung). Dieses Teilsystem wird stark vom Substratzukauf und der Gärrestabgabe geprägt. Die Tierhaltung (Rindermast) hat aufgrund des sehr geringen Umfangs (24 GV) keinen bedeutenden Einfluss auf das Biogassystem. Aufgrund des hohen N-Inputs durch die Gärrest- und Mineraldüngung beträgt der N-Saldo (= N-Verlustpotenzial) trotz eines relativ hohen N-Entzuges durch die Biogassubstrate rund 156 kg ha⁻¹ a⁻¹.

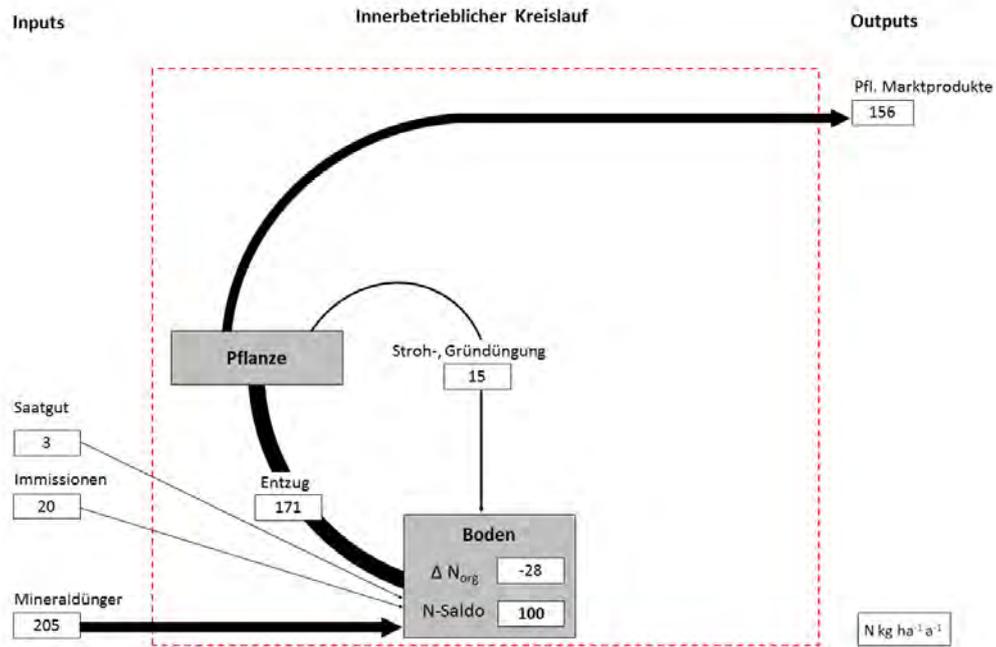


Abbildung 25: Fallbeispiel 1: N-Kreislauf des Teilbetriebes Marktfruchtbau (2012-2014) bezogen auf Fläche und Jahr

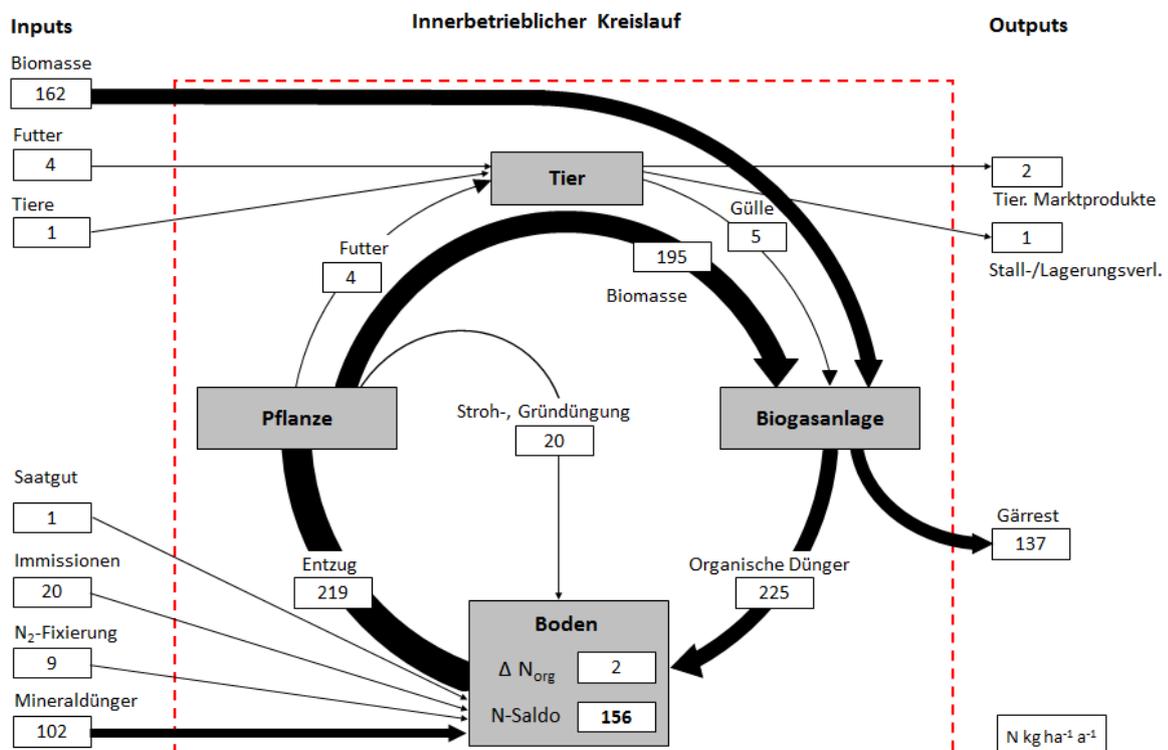


Abbildung 26: Fallbeispiel 1: N-Kreislauf des Teilbetriebes Biogas (2012-2014) bezogen auf Fläche und Jahr

Die Aufspaltung der Stickstoffflüsse des Gesamtbetriebs in die beiden Teilsysteme zeigt, dass das Marktfruchtbausystem den betrieblichen N-Kreislauf entlastet. Zur Reduzierung des erhöhten N-Saldos des Gesamtbetriebes sind verschiedene Optimierungsansätze möglich: Eine Erhöhung der Gärrestgabe (z. B. an substratliefende Betriebe), die Grunddüngung des Silomaises und Winterweizens mit Biogassärresten anstelle von Mineraldüngern und der Verzicht auf die Getreidestrohvermarktung, um Humus und N_{org} im Boden anzureichern.

Fallbeispiel 2

Der ökologisch wirtschaftende Betrieb (Fallbeispiel 2) besitzt mit der Tierhaltung, dem Marktfruchtbau und der Biogasanlage mehrere Betriebsteile, die stofflich miteinander verbunden sind. In der Marktfruchtproduktion (Getreide) wird Gärrest eingesetzt, der im Teilsystem der Biogasanlage anfällt. In der Biogasanlage wird neben GPS v. a. auch Klee gras energetisch verwertet, das ohne die Fermentation in der Biogasanlage als Gründüngung verwendet werden würde. Durch die organische Düngung der Marktfrüchte mit Gärresten, die einen hohen Ammonium-N-Anteil aufweisen, werden für einen ökologisch wirtschaftenden Betrieb verhältnismäßig hohe Getreideerträge erreicht. In der Biogasanlage wird zudem Wirtschaftsdünger (Festmist) verwertet, der sowohl im eigenen Stall anfällt als auch von einem benachbarten Betrieb bezogen wird. Zudem wird Biomasse von benachbarten Betrieben zugekauft (Grassilage); die substratliefenden Betriebe erhalten im Gegenzug Gärrest zurück. Im Mittel der Jahre kann das Fallbeispiel 2 durch Zu- und Verkauf von Substraten rund $53 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an Stickstoff im Gesamtbetriebssystem anreichern. Durch die N_2 -Fixierungleistung der Leguminosen wird die gleiche Menge an Stickstoff in das System eingetragen, wie durch die erzeugten pflanzlichen Marktprodukte das System wieder verlassen. Fallbeispiel 2 weist von allen hier untersuchten Biogasbetriebssystemen den niedrigsten N-Saldo auf ($58 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Im Schnitt können jährlich rund $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an Stickstoff organisch gebunden werden. Mit der Etablierung der „Bio-Biogasanlage“ in den Gesamtbetrieb konnte das Ziel des Betriebsleiters erreicht werden, mit den anfallenden Gärresten die Erträge (u. a. von Getreide) substantiell zu steigern. Dies spiegelt sich auch in dem für einen ökologisch wirtschaftenden Betrieb sehr intensiven Stickstoffkreislauf wider. Die Biogasanlage intensiviert die Nährstoffflüsse.

Die Biogasanlage von Fallbeispiel 2 in Abbildung 27 weist keine N-Verluste auf. Dies liegt hauptsächlich darin begründet, dass das Gärrestelager gasdicht abgedeckt ist. Allerdings separiert dieser Betrieb einen Teil des anfallenden Gärrestes in eine Fest- und Flüssigphase. Bei der Lagerung der separierten Festphase treten Stickstoffumsetzungsprozesse und N-Emissionen auf; dies darf nicht außer Acht gelassen werden. Allerdings ist diese N-Verlustquelle derzeit noch nicht zu quantifizieren. Dies sollte Gegenstand weiterer Untersuchungen sein.

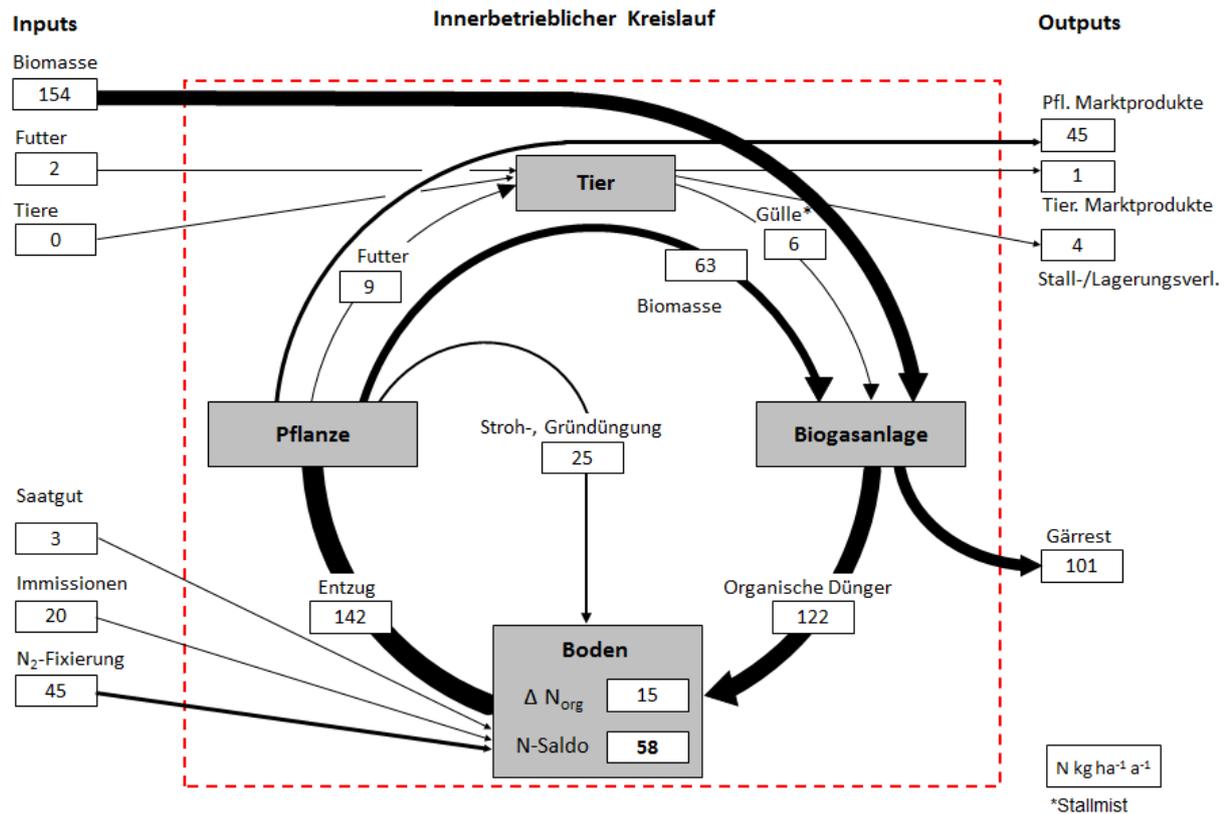


Abbildung 27: Fallbeispiel 2: Betrieblicher N-Kreislauf (2012-2014) bezogen auf Fläche und Jahr

Fallbeispiel 3

Wie der N-Kreislauf in Abbildung 28 zeigt, ist das Fallbeispiel 3 in Mittelfranken sehr vielseitig strukturiert. Zudem zirkulieren im Gesamtbetrieb große Mengen an Stickstoff. Der ca. 106 ha große Mastschweinebetrieb ist darauf angewiesen, große Substratmengen (NawaRo und Wirtschaftsdünger) zuzukaufen ($500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an Stickstoff), um die Biogasanlage mit einer elektrischen Nennleistung von über 900 kW zu betreiben. In den Betrieb gelangt annähernd die identische Menge an Stickstoff durch Substratzukauf, wie durch den Gärrestverkauf wieder abgegeben wird; im Mittel beträgt diese Stickstoffdifferenz zwischen In- und Output $-9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Der erhöhte N-Saldo ($142 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) weist auf ein bedeutendes Verlustpotenzial an Stickstoffverbindungen durch Auswaschung und Denitrifikation hin. Eine Reduzierung der Mineraldüngung sowie eine vermehrte Abgabe von Gärrest wären zwei entscheidende Ansätze, das N-Verlustpotenzial zu reduzieren (siehe Kapitel 4.4).

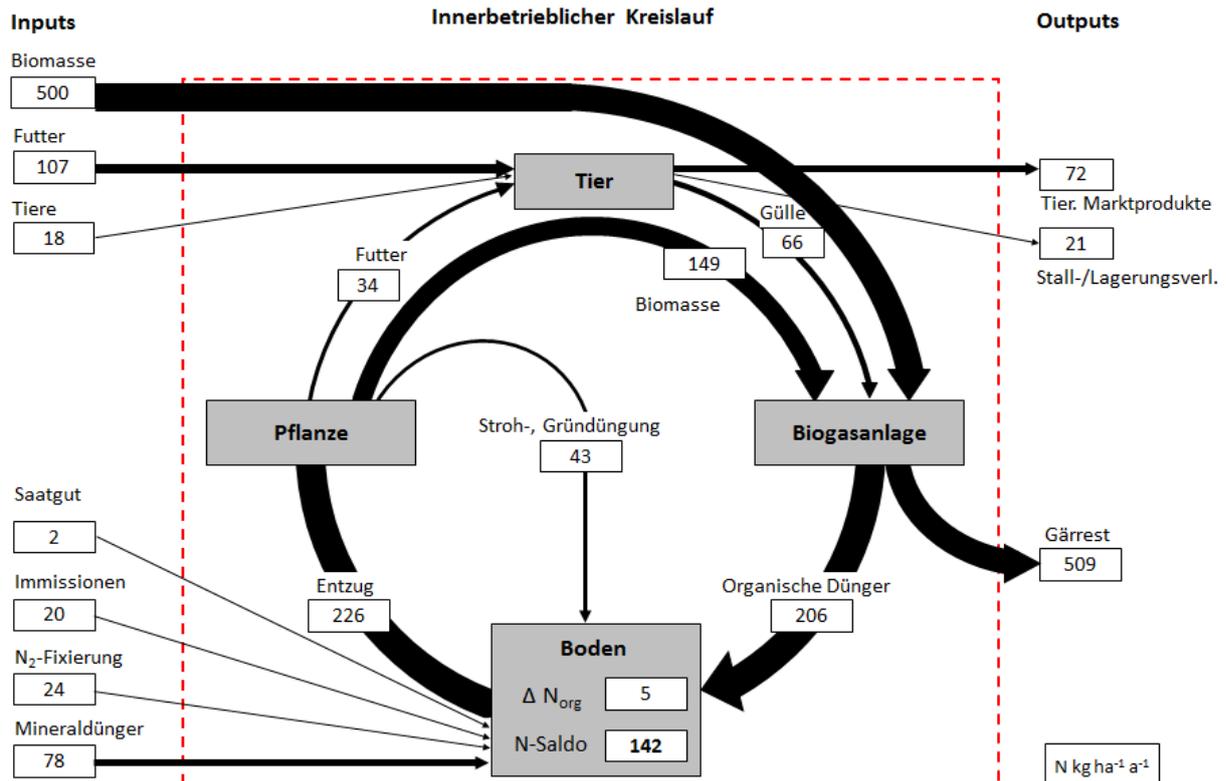


Abbildung 28: Fallbeispiel 3: Betrieblicher N-Kreislauf (2012-2014) bezogen auf Fläche und Jahr

Fallbeispiel 4

Der Stickstoffkreislauf von Fallbeispiel 4 spiegelt die Standortbedingungen im Allgäu, aber auch die spezifische Ausrichtung des Betriebes (Abbildung 29) wider. Obwohl es sich um einen konventionellen Betrieb handelt, verzichtet der Betrieb komplett auf den Einsatz von Mineraldüngerstickstoff. Zur Düngung der Dauergrünlandflächen wird ausschließlich der anfallende Biogassgärrest verwendet. Der Betrieb hat sich vollständig auf die Erzeugung von Grassilage für die Biogasanlage spezialisiert und besitzt kein weiteres Teilbetriebssystem wie etwa Marktfruchtbau oder Tierhaltung. Aus der Differenz des Biomassezukaufs (Grassilage und Rindergülle) und der Gärrestabgabe reichern sich jährlich im Schnitt $32 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an Stickstoff im Betriebssystem an. Ähnlich wie im ökologisch wirtschaftenden Fallbeispiel 2 ist auch hier die N₂-Fixierung eine bedeutende N-Inputgröße in das Betriebssystem. Zur Reduktion des N-Saldos würde v. a. eine Erhöhung der Gärrestabgabe beitragen (vgl. Kapitel 4.4).

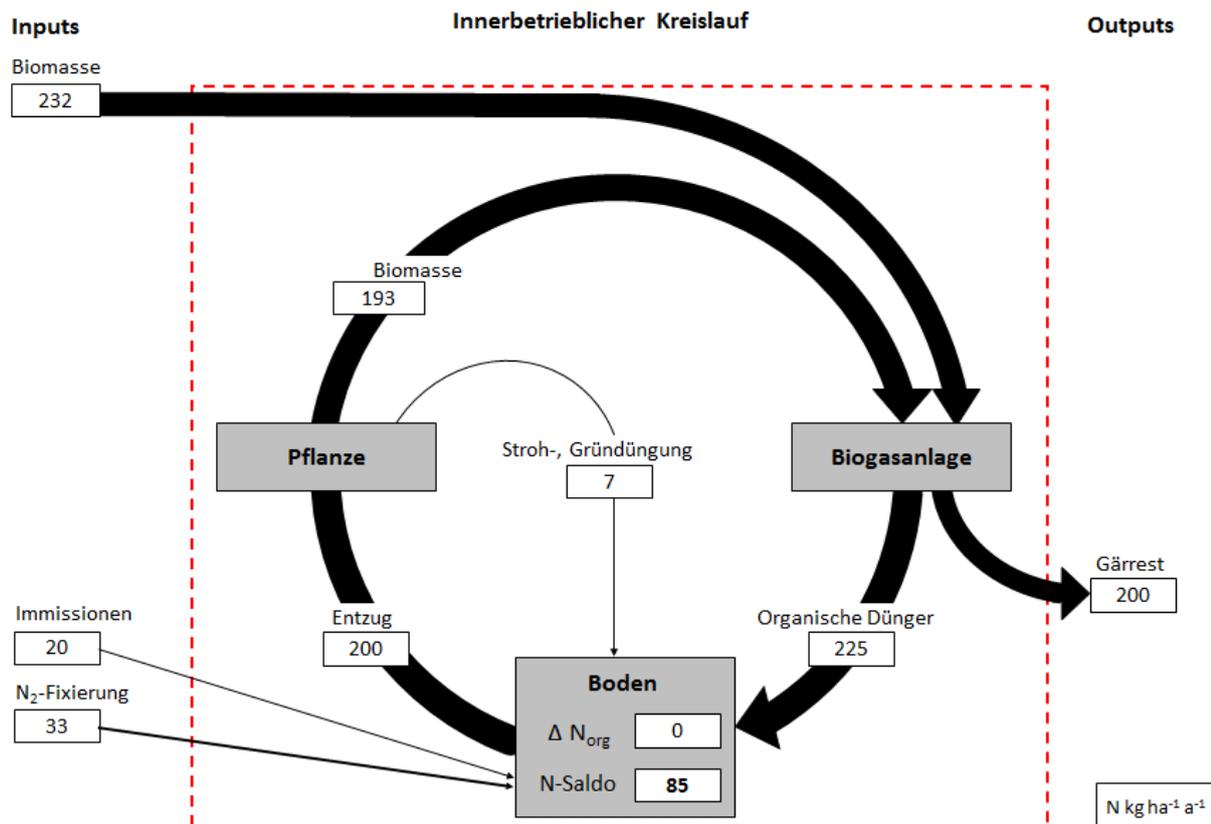


Abbildung 29: Fallbeispiel 4: Betrieblicher N-Kreislauf (2012-2014) bezogen auf Fläche und Jahr

Fallbeispiel 5

Der Stickstoffkreislauf von Fallbeispiel 5 ist in Abbildung 30 dargestellt. Eine Besonderheit dieses Betriebes ist, dass keine Substrate von außen für die Biogasanlage zugekauft werden; ebenso wird kein Gärrest abgegeben. Aus diesen Gründen kann man hier von einem innerbetrieblich geschlossenen Stoffkreislauf sprechen. Die Nährstoffe (N, P, K), die in die Biogasanlage hineingehen, werden komplett auf den eigenen Betriebsflächen wiederverwertet. Der negative N_{org} -Wert ist auf den hohen Maisanteil (Silomais und Corn-Corb-Mix (CCM)) in der Fruchtfolge zurückzuführen.

Ähnlich wie in Fallbeispiel 1 besteht auch dieser Betrieb aus mehreren Teilbetriebssystemen (Marktfruchtbau, Tierhaltung und Biogaserzeugung). Die bedeutendsten N-Inputgrößen in den Gesamtbetrieb sind hier der Futterzukauf (Krafftutter) und der Mineraldüngerzukauf. Als bedeutendste N-Outputgrößen aus dem Gesamtbetrieb sind die erzeugten Marktprodukte (pflanzlich und tierisch) zu nennen. Eine Reduktion der Mineraldüngung sowie eine Gärrestabgabe würden dazu beitragen, den N-Saldo im Boden zu senken (siehe Kapitel 4.4).

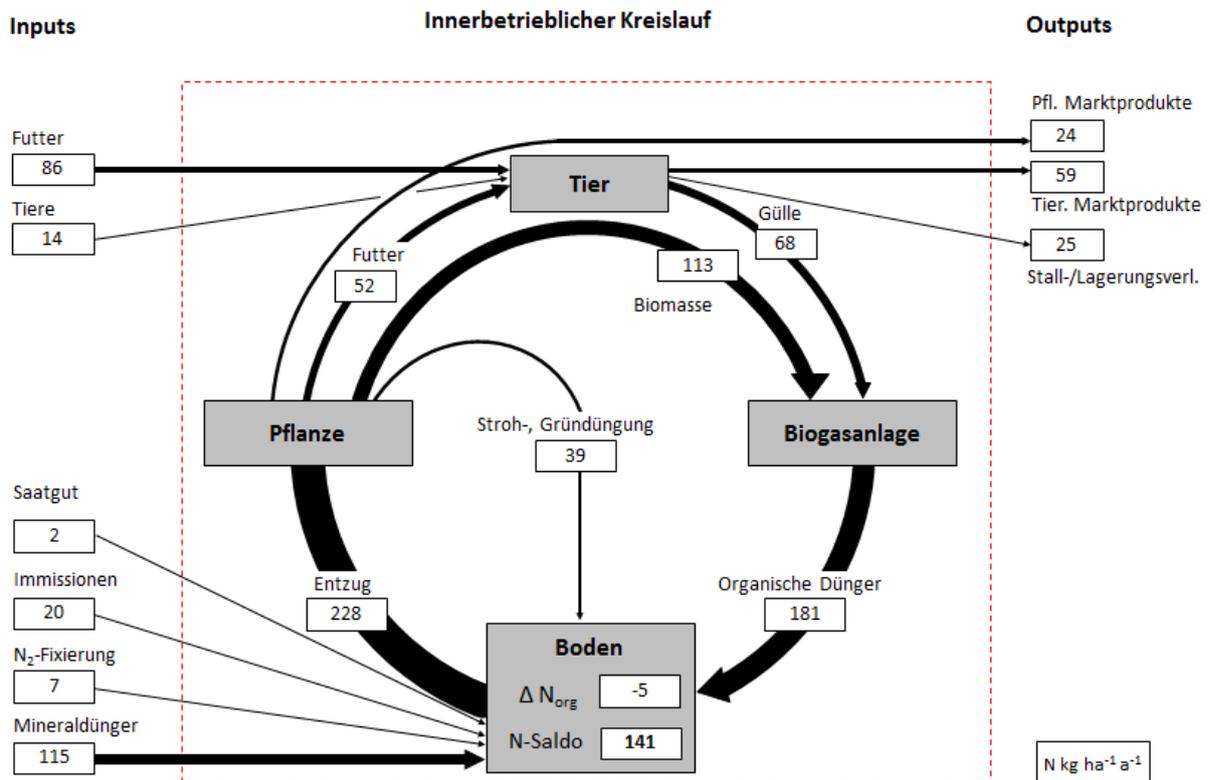


Abbildung 30: Fallbeispiel 5: Betrieblicher N-Kreislauf (2012-2014) bezogen auf Fläche und Jahr

Betriebsübergreifend kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass die vier untersuchten konventionellen Biogasbetriebssysteme einen erhöhten N-Saldo aufweisen. Dies liegt auf der einen Seite darin begründet, dass sich aus der Differenz aus Substratzukauf und Gärrestabgabe in nahezu allen Betriebssystemen jährlich bedeutende Mengen an Stickstoff anreichern. Auf der anderen Seite werden bei drei untersuchten Fallbeispielen zudem erhebliche Mengen an N-Mineraldünger eingesetzt, die sich ebenfalls im berechneten N-Saldo widerspiegeln. Aus den überschüssigen N-Mengen können umweltgefährdende Verluste auftreten, darunter Lachgas- und Nitratverluste. Die Nitratverluste sollten genauer untersucht werden. Zudem wird angestrebt, im Dialog mit den Betriebsleitern Strategien abzuleiten, wie der N-Saldo gesenkt werden kann. Die DLG führt als Zielwertbereich des N-Saldos nach REPRO 0 bis 50 kg ha⁻¹ a⁻¹ an; von diesem Zielwertbereich sind derzeit die konventionellen Untersuchungsbetriebe noch entfernt.

Energiebilanz - Betriebsebene

In den Energiebilanzen auf Betriebsebene (vgl. Tabelle 17) zeigt sich, dass keine pauschalen Aussagen über Biogasbetriebssysteme getroffen werden können.

Der fossile Energieeinsatz, der sich aus dem Energieinput für Düngemittel, Pflanzenschutzmittel, Saatgut, Dieselkraftstoff sowie Maschinen und Geräte zusammensetzt, variiert von Betrieb zu Betrieb deutlich. Den geringsten fossilen Energieeinsatz weist das ökologisch wirtschaftende Fallbeispiel 2 auf, bei dem weder Mineraldünger noch chemi-

sche Pflanzenschutzmittel angewendet werden. Ebenso weist das Fallbeispiel 4 im Allgäu einen sehr geringen fossilen Energieeinsatz pro Hektar auf (Verzicht auf Mineraldüngung). Die übrigen drei konventionell wirtschaftenden Betriebe setzen zwischen 11,5 und 13,5 GJ ha⁻¹ fossile Energie ein. Die Hauptinputgrößen sind hier jeweils der Mineraldünger- und Dieselkraftstoffeinsatz.

Tabelle 17: Energiebilanz auf Betriebsebene (Mittel der Jahre 2012-2014)

Einheit		Betrieb				
		1	2	3	4	5
Org. Dünger ¹⁾	GJ ha ⁻¹	0	0	0	0	0
Mineraldünger	GJ ha ⁻¹	5,4	0	2,8	0	4,5
davon N	GJ ha ⁻¹	4,8	0	2,8	0	4,1
davon P	GJ ha ⁻¹	0,5	0	0	0	0,3
davon K	GJ ha ⁻¹	0,1	0	0	0	0,1
Saatgut	GJ ha ⁻¹	0,7	0,9	0,5	0	1,0
Pflanzenschutz	GJ ha ⁻¹	0,7	0	1,4	0	1,1
Dieselmotorkraftstoff	GJ ha ⁻¹	5,5	4,3	6,0	3,7	4,0
Maschinen und Geräte	GJ ha ⁻¹	1,2	1,0	1,1	3,4	0,9
Einsatz fossiler Energie	GJ ha⁻¹	13,5	6,2	11,8	7,1	11,5
Energieoutput	GJ ha⁻¹	221,1	125,2	227,1	170,8	246,9
Energiegewinn	GJ ha⁻¹	207,6	119,0	215,3	163,7	235,4
Output-/Input-Verhältnis		16,4	20,2	19,2	24,1	21,5

1) Einsatz von innerbetrieblich anfallenden organischen Düngern (i.d.R. Gärrest) wird mit 0 bewertet

Den geringsten Energieoutput in GJ ha⁻¹ erzielt der ökologisch wirtschaftende Betrieb, gefolgt vom Grünlandbetrieb. Den größten Energieoutput pro Flächeneinheit erwirtschaftet Fallbeispiel 5, gefolgt von Fallbeispiel 1 und Fallbeispiel 3.

Aus den beschriebenen Kennzahlen fossiler Energieeinsatz und Energieoutput errechnen sich die Kenngrößen Energiegewinn und Output-/Input-Verhältnis. Fallbeispiel 5 erwirtschaftet den höchsten Energiegewinn pro Hektar; das beste Output-/Input-Verhältnis hingegen erreicht Fallbeispiel 4. Trotz des relativ geringen Energiegewinns von Fallbeispiel 2 erreicht dieser Betrieb aufgrund des geringen fossilen Energieinputs ein Output-/Input-Verhältnis von 20,2.

Humusbilanzierung

Tabelle 18 zeigt die Ergebnisse der mit REPRO durchgeführten Humus-C-Bilanzierung auf Betriebsebene im dreijährigen Mittel. Das ökologisch wirtschaftende Fallbeispiel 2 erreicht einen Humus-C-Versorgungsgrad von 125 %. Eine Überversorgung an Humus-C erreicht zudem Fallbeispiel 3 in Mittelfranken, aufgrund der hohen Rückführung von Humus-C über die organische Düngung und Strohdüngung (100 % Strohdüngung). Beim vom Dauergrünland geprägten Fallbeispiel 4 wird von einem konstanten Humus-C-Gehalt der Flächen ausgegangen. Fallbeispiel 1 und Fallbeispiel 5 weisen eine geringfügige Humus-C-Unterversorgung auf (15 bzw. 8 %). Diese ist unter anderem darin begründet, dass hier teilweise das Getreidestroh abgefahren und verkauft wird.

Der hohe Humusbruttobedarf von Fallbeispiel 3 und Fallbeispiel 5 ist in erster Linie auf den hohen Maisanteil (stark humuszehrend) in der Fruchtfolge zurückzuführen. Anders sieht dies bei Fallbeispiel 2 aus; durch den hohen Klee grasanteil (humusmehrend) in der Fruchtfolge kann eine hohe Humusreproduktion erreicht werden.

Tabelle 18: Humus-C-Bilanz auf Betriebsebene (Mittel der Jahre 2012-2014)

	Einheit	Fallbeispiel				
		1	2	3	4	5
Humusbruttobedarf	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	-609	-613	-749	0	-817
Humusmehrleistung	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	90	217	81	0	81
Stroh- und Gründüngung	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	105	169	196	0	321
Humusnettobedarf	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	-414	-227	-472	0	-415
Organische Düngung	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	325	379	509	0	353
Humusersatzleistung gesamt	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	520	766	786	0	755
Saldo	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	-89	152	37	0	-62
Versorgungsgrad	%	85	125	105		92

Nach der VDLUFA-Klassifizierung [416], befinden sich die Humussalden der Fallbeispiele 2, 3, 4 und 5 in einem ausgeglichenen Zustand (Klasse C). Dies heißt, dass sich Humusabbau und Humuszufuhr im Gesamtbetrieb im Gleichgewicht befinden. Einzig Fallbeispiel 1 ist in die Versorgungsklasse B mit einem etwas niedrigeren Humussaldo eingeordnet, allerdings mit starker Tendenz zu Versorgungsklasse C. Durch eine angepasste Stroh- und Gründüngung (bzw. Verzicht auf Getreidestrohabgabe) kann auch hier der Humusgehalt der Böden angehoben werden. Generell kann das Fazit gezogen werden, dass die untersuchten Fallbeispiele kein Humusproblem besitzen. Die Ergebnisse zeigen, dass eine positive bzw. zumindest ausgeglichene Humusbilanz in Biogasbetrieben erreichbar ist. Falls betriebsspezifisch negative Humussalden auftreten, können diese durch Maßnahmen wie z. B. Stroh- und Gründüngung ausgeglichen werden.

Treibhausgasbilanz – Betriebsebene

Neben der THG-Bilanzierung der Substraterzeugung mit der Bilanzierungssoftware GaBi werden hier auch die THG-Bilanzen auf Betriebsebene mit REPRO aufgeführt. Die methodischen Unterschiede der THG-Bilanzierung zwischen GaBi und REPRO liegen u. a. darin, dass die Sachbilanzdaten mit unterschiedlichen THG-Äquivalenten verrechnet werden. REPRO besitzt zudem die Funktion, auch die C-Sequestrierung in die THG-Bilanzen einfließen zu lassen. Aufgrund der unterschiedlichen Berechnungsmethoden, können die THG-Emissionsergebnisse nicht ohne weiteres miteinander verrechnet werden, da ansonsten ein methodischer Bruch in der Bilanzierung vorliegt.

Tabelle 19 zeigt die THG-Emissionen, angegeben als Kohlenstoffdioxidäquivalente in $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, auf Betriebsebene im Mittel der drei Bewirtschaftungsjahre 2012, 2013 und 2014. Die Treibhausgasemissionen aus dem Anbausystem (Düngung, Saatgut, Pflanzenschutz, Dieselkraftstoff sowie Maschinen und Geräte) errechnen sich methodisch analog zur Energiebilanz mit den THG-Äquivalenten aus den REPRO-Stammdaten. Die N_2O -Feldemissionen errechnen sich aus dem N-Düngereinsatz pro ha. Durch die Humusveränderung (Auf- und Abbau) errechnen sich die CO_2 -Emissionen pro Hektar. Negative CO_2 -Humuswerte liegen darin begründet, dass mehr CO_2 pro Flächeneinheit gebunden als freigesetzt wird.

Die CO_2 -Emissionen des Anbaus reichen von Fallbeispiel 4 mit $478 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis zu $1.119 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei Fallbeispiel 1. Der ökologisch wirtschaftende Betrieb weist im Substratanbau die zweitniedrigsten Emissionen auf. Die Treibhausgasemissionen von Fallbeispiel 3 und Fallbeispiel 5 liegen mit knapp unter $1.000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf etwa dem gleichen Niveau.

Die höchsten N_2O -Feldemissionen weist Fallbeispiel 3 auf, gefolgt von Fallbeispiel 5 und Fallbeispiel 1. Die niedrigsten N_2O -Emissionen, umgerechnet auf Kohlenstoffdioxidäquivalente, weist das ökologisch wirtschaftende Fallbeispiel 2 mit $1.214 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf.

Die N_2O -Feldemissionen sind im Mittel der fünf Betriebe und drei Bewirtschaftungsjahre um den Faktor 2,3 höher als die CO_2 -Äq-Emissionen des gesamten Anbauverfahrens (Emissionen aus dem fossilen Energieeinsatz).

Die CO_2 -Äq-Emissionen aufgrund der Humusänderung liegen zwischen $-565 \text{ kg a}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ (Fallbeispiel 2) und $324 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Fallbeispiel 1). Neben den angebauten Fruchtarten kommt hier auch der Umfang der organischen Düngung (incl. Stroh- und Gründüngung) zum Tragen. Im Mittel der fünf Biogasbetriebe wird sogar mehr CO_2 gebunden als durch Humusabbau wieder freigesetzt wird.

Die geringsten CO_2 -Äq-Emissionen aus Anbau, N_2O -Feldemissionen und C-Sequestrierung weist mit $1.173 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ das ökologisch wirtschaftende Fallbeispiel 2 auf. Der Dauergrünlandbetrieb folgt diesem mit $2.227 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Fallbeispiel 3 und Fallbeispiel 5 weisen mit rund 3.260 bzw. $3.264 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Emissionen auf einem identischen Niveau auf. Fallbeispiel 1 emittiert pro Hektar und Jahr die meisten Emissionen mit $3.380 \text{ kg CO}_2\text{-Äq}$.

Tabelle 19: Treibhausgasbilanz auf Betriebsebene (Mittel der Jahre 2012-2014)

	CO ₂ -Äq	Fallbeispiel				
		1	2	3	4	5
Org. Dünger ¹⁾	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	0	0	0	0	0
Mineraldünger	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	429	0	222	0	357
davon N	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	386	0	222	0	328
davon P	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	36	0	0	0	22
davon K	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	7	0	0	0	7
Saatgut	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	73	89	53	0	90
Pflanzenschutz	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	65	0	115	0	94
Dieselmotorkraftstoff	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	498	390	544	330	364
Maschinen und Geräte	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	54	45	51	148	38
CO₂-Anbau	kg ha⁻¹ a⁻¹	1.119	524	985	478	942
N₂O-Feldebene	kg ha⁻¹ a⁻¹	1.937	1.214	2.414	1.749	2.100
CO₂-Humus	kg ha⁻¹ a⁻¹	324	-565	-139	0	222
Gesamt	kg ha⁻¹ a⁻¹	3.380	1.173	3.260	2.227	3.265

1) Der Einsatz von innerbetrieblich anfallenden organischen Düngern wird mit 0 bewertet

4.2.2 Produktspezifische Analysen mit dem Modell REPRO

(Tobias Böswirth, Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen)

Ebene der Fallbeispiele

Nachdem in Kapitel 4.2.1.2 bereits die betriebsspezifische Ergebnisdarstellung erfolgte, werden hier die Ergebnisse auf Produkt- und Fruchtartenebene dargestellt. Hierbei sollen die bedeutendsten pflanzlichen Biogassubstrate der fünf analysierten Fallbeispiele miteinander verglichen werden. Auf Ebene der Fruchtarten erfolgt unter Anwendung der Software REPRO eine fruchtartenspezifische Gegenüberstellung der Stickstoff-, Energie-, Humus-C- und Treibhausgasbilanz. Als Fruchtarten dienen die in den fünf Biogasbetrieben angebauten Substrate Silomais, Corn-Corb-Mix (CCM), Dauergrünlandsilage, GPS und Klee gras. In die Analysen werden die drei einzelnen Bewirtschaftungsjahre 2012, 2013 und 2014 einbezogen. Tabelle 20 zeigt die Anbaujahre der einzelnen Fruchtarten, die speziell für die Biogasnutzung angebaut wurden.

Tabelle 20: Anzahl der Anbaujahre der einzelnen Fruchtarten auf Betriebsebene in den Jahren 2012-2014

	Mais (Silage)	Grünland (Silage)	GPS ¹⁾	CCM (Silage)	Kleegras (Silage)
Fallbeispiel 1	3	3	3	3	2
Fallbeispiel 2	0	0	3	0	3
Fallbeispiel 3	3	3	1	0	0
Fallbeispiel 4	0	3	0	0	0
Fallbeispiel 5	3	0	3	3	0
n	9	9	10	6	5

1) teilweise als Zweitfrucht (z. B. vor Silomais oder zweischnittigem Ackergras)

Stickstoffbilanz – Fruchtartenebene

Tabelle 21 zeigt die N-Bilanz auf Ebene der Fruchtarten, unabhängig vom Einzelbetrieb. Die höchsten N-Entzüge pro Hektar weisen das Dauergrünland ($283 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), gefolgt vom Silomais und Kleegras auf. Die N-Entzüge pro Hektar und Jahr von GPS und CCM sind mit 161 bzw. $170 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ deutlich geringer.

Tabelle 21: N-Bilanzierung auf Fruchtartenebene (Mittel der fünf Fallbeispiele und drei Bewirtschaftungsjahre 2012-2014)

	Einheit	Mais (Silage)	Grünland (Silage)	GPS	CCM (Silage)	Kleegras (Silage)
N-Entzug	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	223	283	161	170	205
N-Immission	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	20	20	20	20	20
N-Zufuhr Saatgut	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	1	0	2	1	1
Symb. N-Zufuhr	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	0	34	0	0	120
Org. Düngung	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	175	235	78	153	70
Mineraldüngung	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	81	60	47	100	13
N-Zufuhr gesamt	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	277	349	147	274	224
Änderung Boden-N-Vorrat	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	-71	0	-4	-48	82
N-Saldo¹⁾	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	54	66	-14	104	19
N-Verwertung	%	81	81	109	62	92

1) ohne Berücksichtigung der Boden-N Veränderung

Hauptsächlich das Kleegras (und zu einem geringeren Anteil das Dauergrünland) weist eine symbiontische N-Zufuhr auf. Auffällig ist, dass die Betriebe trotz Gärrestüberschüs-

sen, die sich in den hohen N-Salden der Betriebe (siehe N-Kreisläufe in Kapitel 4.2.1) widerspiegeln, teilweise hohe Mengen an N-Mineraldüngern ausbringen. CCM erhält beispielsweise im Schnitt $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an N-Mineraldüngung und eine zusätzliche organische N-Düngung in Höhe von $153 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Ähnlich ist die Situation bei Silomais ($175 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ als N-Gärrestdünger sowie $81 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ als N-Mineraldünger). Den höchsten N-Input durch organische Dünger und Mineraldünger erhält das Dauergrünland (Silageproduktion). Mit einer gesamten N-Zufuhr von $349 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erhält dieses Biogassubstrat mit Abstand den meisten Stickstoff aller Fruchtarten. Silomais und CCM-Silage liegen mit dem N-Input pro Flächeneinheit und Jahr etwa auf dem gleichem Niveau mit rund 277 bzw. $274 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Differenz aus N-Zufuhr und N-Entzug pro Hektar und Jahr (ohne Berücksichtigung der Änderung des N-Bodenvorrates) ergibt den N-Saldo je Kulturart. Dieser ist bei CCM-Silage mit $104 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ am höchsten. Dauergrünland und Silomais weisen mit 66 und $54 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ebenfalls positive N-Salden auf. Klee gras-Silage weist mit $19 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ einen noch positiven N-Saldo auf. GPS weist bei den hier untersuchten Betrieben sogar einen negativen Saldo auf; es werden hier im Schnitt $14 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ mehr Stickstoff entzogen, als dieser Fruchtart zugeführt werden. Dementsprechend weist GPS die höchste N-Verwertung auf (109%), gefolgt von Klee gras (92%) sowie Silomais und Dauergrünlandsilage (jeweils 81%).

Im Vergleich zu den einzelbetrieblichen Ergebnissen weisen die fruchtartenspezifischen N-Salden niedrigere Werte auf. Während beispielsweise die vom Maisanbau geprägten Fallbeispiele_3 und _5 einen erhöhten betrieblichen N-Saldo aufweisen, weist Mais auf Fruchtartenebene einen N-Saldo von rund $54 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf. Ein Grund hierfür liegt darin, dass beim fruchtartenspezifischen Vergleich die zuvor angebauten Zwischenfrüchte (und darunter deren Düngung) auf Fruchtartenebene nicht berücksichtigt werden.

Energiebilanz – Fruchtartenebene

Das mit Abstand höchste Output-/Input-Verhältnis der untersuchten Fruchtarten weist Silomais mit knapp 32 auf. Dauergrünland besitzt mit $16,3$ nur rund die Hälfte des Output-/Input-Verhältnisses von Silomais. Dies liegt unter anderem darin begründet, dass der Energieoutput bei Silomais mit $312,8 \text{ GJ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ den mit Abstand höchsten Wert aufweist. Dauergrünland weist hingegen mit $11,1 \text{ GJ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ den höchsten fossilen Energieeinsatz aller untersuchten Fruchtarten auf (begründet im hohen Kraftstoff- und Maschineneinsatz). Angaben zu GPS, CCM und Klee gras sind aus Tabelle 22 zu entnehmen.

Tabelle 22: Energiebilanz auf Fruchtartenebene (Mittel der fünf Fallbeispiele und drei Bewirtschaftungsjahre 2012-2014)

	Einheit	Mais (Silage)	Grünland (Silage)	GPS	CCM (Silage)	Klee gras (Silage)
Org. Dünger ¹⁾	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	0	0	0	0	0
Mineraldünger	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	3,4	2,1	1,8	4,3	0,5
davon N	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	2,8	2,1	1,6	3,5	0,5
davon P	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	0,5	0	0,1	0,7	0
davon K	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	0,1	0	0,1	0,1	0
Saatgut	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	0,6	0	0,8	0,6	0,3
PSM	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	1,0	0	0,1	0,8	0
Kraftstoff	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	3,9	6,5	3,4	2,6	4,1
Maschinen u. Geräte	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	0,9	2,5	0,7	0,6	1,5
Einsatz fossiler Energie	GJ ha⁻¹ a⁻¹	9,8	11,1	6,8	8,9	6,4
Energie- Output	GJ ha⁻¹ a⁻¹	312,8	181,1	150,4	169,5	140,5
Energie- Gewinn	GJ ha⁻¹ a⁻¹	303,0	170,0	143,6	160,6	134,1
Output-/Input- Verhältnis		31,9	16,3	22,1	19,0	21,9

1) Der Einsatz von innerbetrieblich anfallenden organischen Düngern wird mit 0 bewertet

Humus-C-Bilanz – Fruchtartenebene

Tabelle 23 zeigt die Ergebnisdarstellung der Humus-C-Bilanzierung auf Ebene der Fruchtarten. Während Klee gras einen Humus-C-Versorgungsgrad von über 100 % aufweist, liegt jener bei den anderen Fruchtarten teilweise deutlich darunter. Silomais weist mit rund 35 % den geringsten Humus-C-Versorgungsgrad auf. Gründe hierfür sind die stark humuszehrende Eigenschaft dieser Fruchtart. Durch einen erfolgreichen Zwischenfruchtanbau sowie konservierender statt wendender Bodenbearbeitung und einer angepassten organischen Düngung (z. B. Erhöhung der Gärrestdüngung und Reduktion der Mineraldüngung) könnte dieser Versorgungsgrad deutlich angehoben werden (siehe Kapitel 4.4). Bei Dauergrünland wird vereinfachend davon ausgegangen, dass sich der Humus-C-Vorrat nicht verändert und die Humus-C-Versorgung einem konstanten Verhältnis unterliegt. Angaben zu CCM und GPS sind aus Tabelle 23 zu entnehmen.

Tabelle 23: Humus-C-Bilanzierung auf Fruchtartenebene (Mittel der fünf Fallbeispiele und drei Bewirtschaftungsjahre 2012-2014)¹⁾

	Einheit	Mais (Silage)	Grünland (Silage)	GPS	CCM (Silage)	Klee gras (Silage)
Humusbruttobedarf	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	-1.172	0	-322	-867	
Humusmehrleistung	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	0	0	77	0	666
Stroh-/Gründüngung	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	0	0	0	0	15
Humusnettobedarf	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	-1.172	0	-245	-867	681
Org. Düngung	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	415	0	202	356	186
Humusersatzleistung gesamt	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	415	0	279	356	868
Saldo	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	-757	0	-43	-511	868
Versorgungsgrad	%	35,3		86,6	42,8	>100

1) In diesem fruchtartenspezifischen Vergleich (analog zu N-Bilanz) werden die zuvor angebauten Zwischenfrüchte (darunter u. a. deren Düngung) nicht berücksichtigt

Bei der Betrachtung der Ergebnisse aus Tabelle 23 muss berücksichtigt werden, dass die dynamische Humusbilanzierung (REPRO) ertragsabhängig einen hohen Humusbedarf berechnet. Nach Angaben von VDLUFA [416] ist beispielsweise der Humusbedarf von Mais deutlich geringer (560 – 1.040). Aus obenstehender Tabelle wird deutlich, dass z. B. aus dem Silomais mehr Gärreste entstehen, als auf der Fläche eingesetzt werden. Allerdings erhalten auch die Vorfrüchte vor Mais (z. B. Senf) bedeutende Mengen an Gärrest, welche in dieser Darstellung nicht berücksichtigt werden.

Treibhausgasbilanz – Fruchtartenebene

Unter den fünf untersuchten Fruchtarten weist Klee gras als einzige Fruchtart eine negative THG-Bilanz auf (Tabelle 24). Dies liegt an der hohen C-Sequestrierung (Humusaufbau und CO₂-Bindung). Silomais weist hingegen mit 5.152 kg ha⁻¹ a⁻¹ die höchsten THG-Emissionen aller hier untersuchten Fruchtarten auf. Gefolgt wird Silomais von CCM mit 4.401 kg ha⁻¹ a⁻¹ an CO₂-Äq. Trotz der höchsten N₂O-Feldemissionen, hier angegeben als CO₂-Äq, weist Dauergrünland-(Silage) nur rund 2.882 kg ha⁻¹ a⁻¹ an Gesamtemissionen auf.

Es sei darauf hingewiesen, dass es sich in Tabelle 24 jeweils um berechnete Mittelwerte aus den Fallbeispielen handelt. Die Treibhausgasquellen (Anbau, Humus, Lachgas) weisen fruchtartenspezifisch stets eine Spannweite auf. Exemplarisch soll dies hier für die Fruchtarten Mais und Grünland aufgezeigt werden: Die Spannweiten der Treibhausgasemissionen in CO₂-Äq variieren im Maisanbauverfahren von 668 bis 1.008 und beim Grünlandanbau von 516 bis 1.185 kg ha⁻¹ a⁻¹. Die Humusdynamik zeigt beim Mais eine Spannweite von 2.126 bis 3.452 kg ha⁻¹ a⁻¹ auf und die Lachgasemissionen variieren von 1.339 bis 1.864 auf. Beim Grünland beträgt die Humusdynamik 0 kg ha⁻¹ a⁻¹ während die Lachgasemissionen zwischen 1.782 und 2.306 kg ha⁻¹ a⁻¹ variieren. Dies hat zur Folge, dass die gesamten THG-Emissionen der Fruchtart Mais eine Spannweite von 4.543 bis

5.744 kg ha⁻¹ a⁻¹ und das Grünland eine Spannweite von 2.307 - 3.458 kg ha⁻¹ a⁻¹ besitzen. Demzufolge liegen die fruchtartenspezifischen Emissionen in CO₂-Äq bei 7,6 - 9,6 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Mais) bzw. 3,9 - 6,5 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Grünland). Die aufgeführten Spannweiten basieren auf den hier bilanzierten fünf Fallbeispielen, und dürfen nicht als allgemeingültig angesehen werden.

Tabelle 24: Treibhausgasbilanzierung auf Fruchtartenebene (Mittel der fünf Fallbeispiele und drei Bewirtschaftungsjahre 2012-2014)

	Einheit (als CO ₂ -Äq)	Mais (Silage)	Grün- land (Silage)	GPS	CCM (Silage)	Klee- gras (Silage)
Mineraldüngung	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	269	172	148	341	38
davon N	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	231	171	135	286	38
davon P	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	34	1	8	49	0
davon K	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	4	0	5	6	0
Saatgut	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	59	0	75	58	14
Pflanzenschutzmittel	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	79	0	15	67	0
Diesekraftstoff	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	353	587	304	234	372
Maschinen und Geräte	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	41	112	32	28	65
CO₂-Anbau	kg ha⁻¹ a⁻¹	801	871	575	728	490
CO ₂ -Humus	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	2.773	0	150	1.874	-3.187
CO ₂ -Äq N ₂ O	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	1.578	2.011	776	1.799	1.298
Summe (Anbau, Humus, N₂O)	kg ha⁻¹ a⁻¹	5.152	2.882	1.501	4.401	-1.399
Summe ohne Humus (An- bau, N₂O)	kg ha⁻¹ a⁻¹	2.379	2.882	1.351	2.527	1.788
Fruchtartenspezifisch	kg dt⁻¹ FM	8,5	5,2	4,5	29,2	-3,3
Substratspezifisch mit Konservierungsverlusten¹⁶	kg dt⁻¹ TM	35	38	21	56	-21
Substratspezifisch ohne Konservierungsverluste	kg dt⁻¹ TM	31	30	18	48	-17

Aus Tabelle 24 wird deutlich, dass fruchtartenspezifisch die THG-Emissionen aus dem Anbauverfahren, Lachgas und Humus pro Hektar sehr unterschiedlich zu den Gesamtemissionen beitragen. Bei Berücksichtigung der dynamischen Humusbilanzierung weisen GPS und Klee gras die niedrigsten fruchtartenspezifischen Emissionen auf, Mais die höchsten. Ohne Berücksichtigung der Humusbilanzierung schneidet Silomais deutlich

¹⁶ Hierbei sind Konservierungsverluste (15 % TM bei Silomais, CCM und GPS; 20 % bei Grassilagen) berücksichtigt.

besser ab. Ein weiteres bedeutendes Ergebnis zeigt, dass die Lachgasemissionen im Vergleich zu den anbaubedingten Emissionen deutlich überwiegen; bei Silomais sind die Lachgasemissionen pro Hektar beispielsweise doppelt so hoch wie die anbaubedingten Emissionen.

4.2.3 Produktspezifische Analysen anhand feldexperimenteller Daten (Modellbetriebe)

(Taras Bryzinski)

THG-Emissionen des Substratanbaus im Systemversuch Viehhausen

Die modellhafte Abbildung der Biogasenergieerzeugung sieht eine Vergärung der Luzerne-Klee gras-Aufwüchse des ökologischen Biogassystems als Hauptsubstrat vor. Als weiteres Substrat würde Silomais mitvergärt werden. Um auch die Treibhausgas-Emissionen des Co-Substrats ausweisen zu können, wurde unterstellt, dass der Silomais wie unter den Bedingungen des konventionellen Milchvieh-Gü llesystems im Systemversuch erzeugt wird. Die Erstellung und Bewertung entsprechender Sachbilanzen und Lachgasflüsse erfolgte außerhalb von REPRO nach der ExpRes sBio-Methode [439], um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Aufgrund der ökonomischen Kalkulationen mit aktuelleren KTBL-Daten wurde für die ökologische Bewertung die benötigten Dieselmengen ebenfalls mit dem KTBL-Feldarbeitsrechner kalkuliert [269].

Tabelle 25: Anbaudaten und THG-Emissionen der Substrate mit und ohne Boden-C

	Luzerne-Klee gras (ökol.)			Mais (Silage) (konv.)		
	Mittelwert	Min.	Max.	Mittelwert	Min.	Max.
TM-Ertrag in t ha ⁻¹	15,3	10,9	19,9	17,5	8,2	22,7
Konservierungsverluste (12 %) in t ha ⁻¹	1,8	1,3	2,4	2,1	1,0	2,7
Silage-FM-Ertrag in t ha ⁻¹ (TM-Gehalt 35 %)	38,4	27,3	49,9	44,0	20,5	57,1
CO ₂ -Äquivalente in kg ha ⁻¹	633	604	609	879	703	957
- Diesel	490	472	465	349	276	435
- Mineraldünger	0	0	0	384	214	214
- Pflanzenschutz	0	0	0	28	112	179
- Maschinen und Geräte	83	72	84	54	38	65
- Saatgut	60	60	60	63	63	63
N ₂ O-Feldemissionen in kg ha ⁻¹	2,4	1,3	3,1	4,2	3,9	4,4
- Wirtschaftsdünger	0	0	0	2,8	2,7	2,7
- Mineraldünger	0	0	0	0,9	0,9	0,9
- Ernte- und Wurzelrückstände	2,4	1,3	3,1	0,5	0,2	0,7
CO ₂ -Äquivalente in kg ha ⁻¹	713,8	380,9	927,7	1.250,5	1.169,6	1.298,0
mit [A4.1] C-Speicher Fläche**						
CO ₂ -Äquivalente in kg ha ⁻¹	-3.906	-4.180	-3.629	5.000	2.554	5.206
CO ₂ -Äquivalente in kg t ⁻¹ TM	-290,6	-437,4	-207,7	324,6	356,0	260,6
ohne [A4.1] C-Speicher-Fläche						
CO ₂ -Äquivalente in kg ha ⁻¹	1.347	985	1537	2.129	1.873	2.255
CO ₂ -Äquivalente in kg t ⁻¹ TM	100,2	103,1	88,0	138,3	261,0	112,8

** Die Berücksichtigung des Humusreproduktionspotenzials sollte auf der Wirkung gesamter Fruchtfolgen beruhen. Diese Angaben spiegeln dagegen die Wirkung der Fruchtarten wider, wobei der Humusab- bzw. -aufbau durch Erreichen neuer Fließgleichgewichte im Boden begrenzt wäre (vgl. Abbildung 23).

Die Emissionen für den Anbau, die Anlieferung und Konservierung der beiden Substrate lassen sich gemäß ExpResBio-Systemdarstellung (vgl. Abbildung 18) wie folgt aufgliedern. Die innerbetriebliche Logistik [L] sämtlicher Geräte und Produktionsmittel ist bei den Prozessen mit einer Hof-Feld-Entfernung von zwei km jeweils inkludiert.

Tabelle 26: THG-Emissionen der jeweiligen Prozessabschnitte in CO₂-Äq in kg t⁻¹ Substrat

Prozess		Luzerne- Klee gras (ökol.)	CO ₂ -Äquivalente		Anteil an Gesamt- emissionen
			Anteil an Gesamt- emissionen	Mais (Silage) (konv.)	
		in kg t ⁻¹	in %	in kg t ⁻¹	in %
Bodenbear- beitung	A1.1	2,7	8 %	2,4	5 %
Aussaat	A1.2	2,7	8 %	1,8	4 %
Düngung	A2.3	-	-	10,0	20 %
Pflanzens.	A2.5	-	-	1,0	2 %
Schnitte	A3.1	2,5	7 %	0,0	0 %
Häckseln	A3.3	5,0	14 %	2,5	5 %
Transport (5 km)	T1	3,3	9 %	2,5	5 %
Festfahren	B3.2	0,7	2 %	0,6	1 %
Lachgas	A4.2	18,6	52 %	29,7	59 %
Summe		35,6	100 %	50,3	100 %
C-Speicher- Boden	A4.1	-137	-384 %	65	129 %
Netto- Emissionen	Summe + A4.1	-102	-286 %	114	226 %

Mehr als die Hälfte der Gesamtemissionen entfallen jeweils auf die Feldemissionen in Form von Lachgas. Beim Substrat aus Luzerne-Klee gras stellt die Ernte der Biomasse [A3] eine Hauptursache für direkte THG-Emissionen dar. Beim konventionell erzeugten Silomais liegt die zweitgrößte Emissionsquelle im Vorleistungsbereich [V6] Düngerproduktion.

Im Falle einer Monokultur würde der Silomais-Anbau den Boden-Kohlenstoff abbauen, während Luzerne-Klee gras durch wesentlich größere Mengen an Ernte- und Wurzelrückständen den Bodenkohlenstoff-Vorrat anreichern würde, bis jeweils neue Fließgleichgewichte im Boden erreicht wären. Die Berücksichtigung dieser Boden-C-Vorratsänderungen würde beim Silomais die Gesamtemissionen mehr als verdoppeln. Beim Luzerne-Klee gras wären die Netto-Emissionen dagegen um das Dreifache der Gesamtemissionen (inkl. Lachgas-Emissionen) ausgeglichen (C-Sequestrierung). Der Umfang dieser Sequestrierungsleistung wäre zwar zeitlich begrenzt, könnte jedoch insbesondere bei degradierten Böden mit geringen C-Gehalten am größten sein. Diese Umweltleistung wäre außerhalb der Systemgrenze positiv zu werten und ggf. politisch zu fördern.

Beim Silomais führt die Berücksichtigung des C-Speichers etwa zu einer Verdoppelung der Emissionen.

Für die Bestimmung eines Optimums (maximaler Biogas-Ertrag bei geringsten THG-Emissionen im Substratanbau) wurden folgende Prämissen im Substratmix getroffen: Silomais-Anteil im Substratmix maximiert den Biogas-Ertrag; Luzerne-Klee gras-Anteil reduziert die THG-Emissionen im Anbau. Hypothetisch wäre das Optimum bei einem Substratmix mit gleichen Anteilen (50:50) gegeben. Nachfolgende Tabelle zeigt jedoch, dass es hierbei auf den Jahresertrag der Kulturen ankommt und der Luzerne-Klee grasanteil etwas über dem Anteil von Mais liegen sollte.

Tabelle 27: Einfluss der Substratzusammensetzung auf die Gesamt-THG-Emissionen mit und ohne Boden-C in CO₂ in kg t⁻¹ Substrat

SM:LKG-Anteile	100 % Mais	75:25	50:50	47:53	25:75	100 % LKG
Gesamt-THG-Emissionen als CO ₂ -Äq in kg t ⁻¹ Substrat						
mit Boden-C						
2011	91	50	-11	-17	-73	-114
2012	115	67	-5	-12	-78	-126
2013	150	104	36	30	-32	-77
Mittelwert:	118,8	73,9	6,6	0,0	-60,7	-105,6
ohne Boden-C						
2011	40,1	39,5	38,7	38,6	37,8	37,2
2012	48,7	46,6	43,4	43,1	40,2	38,1
2013	62,2	56,1	46,8	45,9	37,6	31,5
Mittelwert:	50,3	47,4	43,0	42,5	38,6	35,6

SM: Silomais

LKG: Luzerne Klee gras

Mit Berücksichtigung des Humusreproduktionspotenzials liegt das Optimum bei einem Silomais-Anteil von 47 % und 53 % LKG-Anteil. Hierbei würde der Luzerne-Klee gras-Anbau die Emissionen im Silomais-Anbau zeitweilig kompensieren. Nach Erreichen neuer Fließgleichgewichte würde das Optimum im höchsten LKG-Anteil liegen.

Für die modellhafte Biogas-Erzeugung ist es ökonomisch optimal, zunächst den jeweiligen Jahresertrag der ökologischen Luzerne-Klee gras-Aufwüchse aus eigener Produktion der vier Zulieferbetriebe zu vergären. Je nach Ertragssituation des jeweiligen Jahres wird zwecks voller Auslastung der Biogasanlage ergänzend Silomais zugekauft.

EXKURS: Wirkung der Biogasproduktion auf der Ebene eines ökologischen Marktfruchtbetriebs

Tabelle 28: Erträge einzelner Fruchtarten ökologischer Pflanzenbausysteme mit und ohne Interaktion zur Biogasanlage

TM-Ertrag (t ha ⁻¹)	2011	2012	2013	Mittelwert
Ackerbohne	b	c	a	
Ökol. Marktfrucht	2,9	3,6	2,1	2,9 A
Ökol. Biogas-Gärrest	3,6	3,7	2,3	3,2 A
Luzerne-Klee gras	a	a	b	
Ökol. Marktfrucht	0 (12,7)	0 (12,5)	0 (16,7)	0 (14,0 A)
Ökol. Biogas-Gärrest	13,8	12,7	19,2	15,3 B
Wintertriticale	b	c	a	
Ökol. Marktfrucht	4,5	6,1	3,2	4,6 A
Ökol. Biogas-Gärrest	7,2	8,4	5,1	6,9 B (NP: 7,2)
Winterroggen	b	c	a	
Ökol. Marktfrucht	6,1	5,1	3,3	4,8 A
Ökol. Biogas-Gärrest	7,0	9,0	3,5	6,5 A
Winterweizen	a	a	a	
Ökol. Marktfrucht	(3,7) GPS: 8	3,2	4,0	3,6 A
Ökol. Biogas-Gärrest	(4,6) GPS: 9	4,6	5,7	5,0 B

Statistische Ergebnisse einer multiplen linearen Regressionsanalyse (Signifikanzniveau: p ≤ 0,05)

Die Interaktion mit einer Biogasanlage steigert die Ertragsleistungen ökologischer Pflanzenbausysteme mehrfach:

Durch Schnittnutzung von Luzerne-Klee gras fällt signifikant mehr Biomasse im System an. Die im Luzerne-Klee gras enthaltene Energie wird durch die Biogasanlage als Energie in Form von Elektrizität und Wärme verfügbar. Triticale- und Winterweizen-Erträge sind durch die Gärrestdüngung signifikant höher.

Der Einfluss der Jahre ist bedeutend. 2013 waren die Witterungsverhältnisse für die meisten Fruchtarten ungünstig, bis auf Luzerne-Klee gras, bei dem der Ertrag bereits nach drei Schnitten den Mittelwert restlicher Jahreserträge aus vier Schnitten überstieg. 2011 war der ökologische Winterweizen vom Zwergsteinbrand befallen, da die gleiche Sorte wie in konventionellen Systemen angebaut wurde. Der Korn ertrag wurde für dieses Jahr aus dem Ganzpflanzen-Ertrag (GPS) mit Hilfe der Korn-Stroh-Verhältnisse anderer Jahre geschätzt. 2012 waren die ökologischen Weizenerträge sehr niedrig, da eine Zwergsteinbrand-tolerante Sorte angebaut wurde. 2012 wurden höhere Gärrestmengen ausgebracht, was zu einem hohen Ertrag im Winterroggen führte. In der Folge nahm die

Streuung der Erträge zusätzlich zu, weshalb der Mehrertrag durch die Gärrestdüngung im Mittel der Jahre beim Winterroggen statistisch nicht mehr gesichert ist.

4.2.4 Ökonomische Analysen

(Martina Serdjuk, Prof. Dr. Peter Zerle)

Substratanbau im Systemversuch Viehhausen

Bei der modellhaften Biogasenergieerzeugung wird angenommen, dass die Luzerne-Klee gras-Aufwüchse des Biogassystems des Systemversuchs Viehhausen vergoren werden. Die Kosten für den Anbau und die Ernte des Luzerne-Klee grases sowie die Prämien (Betriebsprämie und Ökoprämie) sind Tabelle 29 zu entnehmen.

Tabelle 29: Kosten und Prämien bei der Bereitstellung von Luzerne-Klee gras in € ha⁻¹ für die Erntejahre 2011 bis 2013

		2011	2012	2013
		Kosten und Preise in € ha ⁻¹		
[A1.1]	Bodenaufbereitung	160,0	160,0	160,0
[A1.2]	Pflanzen/Aussaat	252,0	252,0	252,0
[A2.3]	Düngung	43,1	76,0	59,7
[A3.1]	Ernte Biomasse	547,5	527,6	569,0
[B1.3]	Beladen (Silieren)	91,0	85,0	113,0
	Nicht-zuordenbare Prozesse (Flächenkosten)	360,0	360,0	360,0
	Nicht-zuordenbare Prozesse (Sonstige Kosten)	136,5	136,5	136,5
	Prämien	599,1	599,1	599,1

Die Kosten für die Bereitstellung des Luzerne-Klee grases variieren stark aufgrund der unterschiedlichen Erntemengen in den Betrachtungsjahren. Tabelle 30 zeigt die Kosten frei Silo (ohne Berücksichtigung der Kapitalkosten für die Siloanlage) für das Luzerne-Klee gras. Die Trockenmasseverluste der Silierung in Höhe von 12 % sind bereits berücksichtigt.

Tabelle 30: Substratkosten von Luzerne-Klee gras frei Silo in den Erntejahren 2011 bis 2013 (12 % TM-Verluste berücksichtigt)

	2011	2012	2013
€ ha ⁻¹	991,1	998,0	1.051,1
€ dt ⁻¹ FM	2,9	3,1	2,2

Die Ergebnisse der weiteren Kulturen der Fruchtfolge des Biogassystems fließen in die ökonomische Gesamtbetrachtung des „Mehrgewinns“ ein (vgl. Kapitel 6.2.2).

4.2.5 Sensitivitätsanalysen

Anhand der Daten des **Systemversuchs** wurde der Einfluss des Humusreproduktionspotenzials¹⁷ auf die THG-Bilanz jeweiliger Substrate im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse quantifiziert (vgl. Kapitel 4.2.3). Auf **Fallbeispielebene** erfolgen die Sensitivitätsanalysen harmonisiert und analog zu den weiteren Bioenergielinien (Raps (siehe Kapitel 7), Holz (siehe Kapitel 8 und 9) basierend auf der GaBi-Ökobilanzierung. Hierbei werden Sensitivitäten zum Voll-/Teillastbetrieb der Blockheizkraftwerke sowie zur Variation der Methanemissionen der Biogasanlage gerechnet (vgl. Kapitel 6.2.2). Eine Sensitivitätsanalyse der REPRO-Ergebnisse auf Fallbeispielebene erfolgt hier nicht.

4.3 Diskussion

4.3.1 Methodenvergleich: Gegenüberstellung der produktspezifischen Analysen mit dem Modell REPRO und GaBi ts

Die Bilanzierungsmodelle REPRO und GaBi ts haben eine unterschiedliche konzeptionelle Ausrichtung (Tabelle 31). Die gemeinsame und gekoppelte Anwendung beider Modelle ist bei spezifischen Fragestellungen, z. B. der Analyse von Wechselwirkungen zwischen Bioenergieerzeugung und Nahrungsmittelproduktion wie auch der Ableitung betriebsspezifischer Optimierungsstrategien, sinnvoll (vgl. BYSTRICKY 2014 [80]).

REPRO dient der Analyse, Bewertung und Optimierung landwirtschaftlicher Betriebssysteme, ist also nicht primär auf die Analyse von Produktsystemen ausgerichtet (d. h. die der Landwirtschaft nachgeordneten Prozesse werden im Modell nicht abgebildet). Andererseits erreicht das Modell REPRO eine Genauigkeit der Abbildung landwirtschaftlicher Produktionsprozesse einschließlich der Wechselwirkungen (z. B. Fruchtfolgewirkungen, Interaktionen durch betriebliche Stoffkreisläufe) sowie der daraus resultierenden Umweltwirkungen, die bisher mit einer Ökobilanzierungssoftware nicht erreichbar ist. In REPRO können, je nach Untersuchungsschwerpunkt, zudem schwer quantifizierbare und in Ökobilanzen zum Teil unberücksichtigte Effekte (z. B. Bodenschadverdichtung, Biodiversität) abgebildet werden.

¹⁷ Berechnet nach der dynamischen, ertragsabhängigen Humusbilanz in REPRO

Tabelle 31: Konzeptioneller Vergleich der Modelle REPRO und GaBi

	REPRO	GaBi ts
Bezugssystem	Betrieb, Fruchtfolge, Fruchtart, Tierart, Produkt	Produkt
Wirkungskategorien (Auszug)	Globale Erwärmung Erosion Bodenschadverdichtung Biodiversität Nitratauswaschung	Globale Erwärmung Partikelemissionen Eutrophierung Versauerung Primärenergiebedarf
Untersuchungsrahmen	Cradle to gate	Cradle to grave
Modellansatz	Systemanalyse und Optimierung Analyse von Wechselwirkungen zwischen Betriebszweigen und Produktsystemen	linear

Neben den konzeptionellen Unterschieden weisen die Bilanzierungsmodelle zum Teil unterschiedliche Modellparameter und Algorithmen, z. B. THG-Emissionsfaktoren für fossile Energieinputs, auf. Ein vollständiger Abgleich dieser Parameter und Algorithmen war nicht Gegenstand des Projektes und ist aufgrund der unterschiedlichen Anwendungsgebiete auch nicht zielführend. So kann in REPRO die mit dem Substratanbau verbundene Humusdynamik, einschließlich der CO₂-Speicherung bzw. -Freisetzung, modelliert werden. Die Humusbilanz ist wiederum mit der Stickstoffbilanz gekoppelt, um die C- und N-Dynamik im Boden und die N-Verlustpotenziale genauer zu beschreiben. Die Analyse der Humusbilanz erfolgt in GaBi derzeit nur unter programmiertechnischem Aufwand und in Abhängigkeit vom Wissen des Modellanwenders. Dies zeigt, dass ein produktspezifischer Vergleich der Bilanzergebnisse (z. B. THG-Emissionen je Tonne Biogassubstrat) aus konzeptioneller und methodischer Sichtweise nur eingeschränkt möglich ist. Sowohl das REPRO-Betriebsbilanzierungsmodell als auch das GaBi-Ökobilanzierungsmodell haben ihre methodische Berechtigung (samt Vor- und Nachteilen des jeweiligen Modells), den Biogassubstratanbau hinsichtlich der Umweltwirkungen und Treibhausgasemissionen zu bewerten. Im Rahmen dieses Projektes wurde daher der Biogassubstratanbau auf Basis von REPRO bilanziert. Die Sachbilanz des Substratanbaus der **Fallbeispiele** wurde aus REPRO exportiert und in GaBi übertragen. Diese Modellkopplung verfolgt u. a. das Ziel, den teilschlagspezifischen Biogassubstratanbau mit der GaBi-Ökobilanzierung mit maximaler Detailschärfe abbilden zu können.

4.3.2 Einordnung der Gesamtergebnisse in die Literatur

Die Gesamtemissionen aus dem Substratanbau in den Modell- und Praxisbetrieben (vgl. Kapitel 4.2.3 Tabelle 25) lassen sich nur begrenzt mit Literaturwerten vergleichen, da die Substratemissionen oft als Anteil im Endprodukt (Wärme und Strom) dargestellt werden. Zudem werden in den vorhandenen Literaturstudien in der Regel andere Annahmen

(z. B. funktionelle Einheit, Systemgrenze, zeitlicher Bezug) getroffen als in dieser vorliegenden Arbeit [243][271][38]. Eine Gegenüberstellung der substratspezifischen Treibhausgasemissionen, z. B. mit unterschiedlichen funktionellen Einheiten, ist aus methodischen Gesichtspunkten wenig zielführend. Eine umfangreiche und speziell für bayerische Verhältnisse angepasste Einordnung der hier berechneten Ergebnisse auf Feld- und Betriebsebene kann zu einem späteren Zeitpunkt erfolgen.

4.3.3 Optimierung des Produktsystems

(Tobias Böswirth, Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen)

Die Optimierung des Substratanbaus hinsichtlich der THG-Emissionen kann auf unterschiedlichen Wegen erfolgen. Nicht alle hier genannten Optimierungsmöglichkeiten (abgeleitet aus den **betrieblichen Fallbeispielen**) sind automatisch als Handlungsempfehlungen anzusehen (z. B. aufgrund von Umsetzbarkeit, Finanzierung, betriebsindividuellen Gegebenheiten). Die Optimierungen sowie deren Auswirkungen sind tabellarisch dargestellt.

Tabelle 32: *Biogassubstraterzeugung: Optimierungsansätze für das Produktsystem und qualitative Auswirkung auf die THG-Emissionen*

Optimierungsansatz	Auswirkung
Reduktion Mineraldüngereinsatz	Einsparung von (fossiler) Energie
Anpassung N-Düngereinsatz	Reduktion von Lachgasemissionen
Gärrestabgabe	Einsparung von fossiler Energie, Reduktion von Lachgasemissionen
Zwischenfruchtanbau	Förderung von Humusaufbau
Ausweitung Ackerfutterbau	Förderung von Humusaufbau
Grünlandnutzung	Geringeres N-Verlustpotenzial
Vermeidung von Grünlandumbruch	Vermeidung von Humusabbau
Emissionsarme Düngetechnik	Reduktion von Lachgasemissionen
Biokraftstoffeinsatz	Einsparung von fossiler Energie
Gewichteinsparung bei Maschinen	Vermeidung von Bodenschadverdichtungen (Reduktion von Lachgasemissionen)
Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen	Reduktion von Lachgasemissionen, Einsparung von fossiler Energie
Anbau von Untersaaten	Einsparung von fossiler Energie, Reduktion von Lachgasemissionen

4.4 Handlungsempfehlungen

(Tobias Böswirth, Taras Bryzinski, Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen)

Abgeleitet aus dem Feldexperiment:

Bei der Biomasseerzeugung ist auf eine ausgeglichene Humusbilanz des Anbausystems zu achten. Die Integration humusmehrender Fruchtarten, wie beispielsweise Klee gras, Ackergras, Zwischenfrüchte, kann den Humusbedarf durch Silomais zumindest teilweise kompensieren. Unter Berücksichtigung der Humuswirkung der anfallenden Gärreste ist eine ausgeglichene oder positive Humusbilanz in Biogassystemen erreichbar.

Die Boden-C-Veränderungen sind eine relevante Größe in der THG-Bilanz und sollten daher berücksichtigt werden.

Luzerne-Klee gras stellt aufgrund positiver Umweltwirkungen ein förderwürdiges Substrat für die Biogasproduktion dar. Die Integration einer Biogasanlage in ein ökologisches Marktfruchtsystem steigert die Erträge in der ökologischen Lebensmittelproduktion und bei den angebauten Leguminosen (aufgrund der Schnittnutzung).

Silomais zeichnet sich durch ein hohes Ertrags- und Energiebindungspotenzial, gute Vergärbarkeit, hohes Methanbildungspotenzial, gute Mechanisierbarkeit sowie kostengünstige Produktion aus. Mögliche negative Wirkungen (Bodenerosion, Humusabbau, THG-Emissionen) können durch Anbaumaßnahmen, Fruchtfolgegestaltung, Einsatz moderner Technik und einem ausgewogenen Substratmix, deutlich reduziert werden.

Abgeleitet aus betrieblichen Fallbeispielen:

Die nachfolgend beschriebenen Handlungsempfehlungen für die Biogassubstraterzeugung, werden aus den in diesem Kapitel beschriebenen Ergebnissen auf Ebene der Fallbeispiele abgeleitet. Die Handlungsempfehlungen werden analog zur Ergebnisdarstellung in die Teilbereiche Stickstoff-, Energie-, Humus-C- und Treibhausgasbilanzierung unterteilt:

Die Stickstoffbilanzen auf Betriebsebene weisen teilweise deutlich erhöhte N-Salden im Boden auf. Diese sind unter anderem darin begründet, dass in den Betriebssystemen deutlich höhere N-Mengen importiert als exportiert werden. Eine Erhöhung der N-Outputgrößen wäre auf der einen Seite durch die Steigerung der Produktionsflächen (und der Erträge) des betrieblichen Teilsystems Marktfruchtbau möglich. Auf der anderen Seite könnte der N-Output des Systems durch eine Erhöhung der Gärrestabgabe deutlich gesteigert werden. Eine Reduktion der N-Inputmengen kann in erster Linie durch eine Reduktion der N-Mineraldüngung erreicht werden. Aufgrund fehlender bzw. zu seltener Gärrestanalysen, werden die Nährstoffgehalte des Biogasgärrestes teilweise deutlich unterschätzt. Es wird empfohlen, vor jeder Gärrestdüngung die Nährstoffgehalte des Gärrests zu analysieren und dementsprechend die Höhe der anschließenden Gärrestdüngung an den Nährstoffbedarf der Pflanzen anzupassen. Weitere mögliche Handlungsempfehlungen sind neben einer möglichen Gärrestseparierung zur Verwendung der flüssigen Phase für die Düngung der Marktfrüchte (Wintergetreide) auch eine Erhöhung des organischen N-Bodenpools. Dies kann durch einen angepassten Zwischenfruchtan-

bau, eine Steigerung der Gärrestdüngung (und zeitgleiche Reduktion des Mineraldüngerreinsatzes) sowie eine reduzierte Bodenbearbeitung erreicht werden. Sowohl als Handlungsempfehlung als auch als weiterer Forschungsbedarf ist der Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen in den Gärresten zu nennen.

Die Ergebnisse der Energiebilanzierung auf Fruchtartenebene haben gezeigt, dass Silomais im Vergleich zu den anderen analysierten Fruchtarten, mit Abstand am besten abschneidet. Die Kritikpunkte, mit welchen der vermehrte Energiemaisanbau in Verbindung gebracht wird (z. B. Monokultur, Erosion, geringe Biodiversität), dürfen jedoch nicht außer Acht gelassen werden. Besitzt die Fruchtfolge eines Betriebes beispielsweise einen hohen Maisanteil, welche aus Sicht der Energiebilanz durchaus Berechtigung finden kann, wird empfohlen durch geeignete Maßnahmen wie z. B. Zwischenfruchtanbau oder reduzierte Bodenbearbeitung den oben genannten Kritikpunkten entgegenzuwirken.

Die Humus-C-Versorgung der Böden trägt maßgeblich zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit bei. Mögliche Handlungsempfehlungen, welche sowohl für den Gesamtbetrieb als auch für die v. a. humuszehrenden Biogassubstrate wie Silomais und Zuckerrüben zum Tragen kommen lauten: Steigerung der Gärrestdüngung bei zeitgleicher Reduktion der Mineraldüngung, Gärrestseparierung und Düngung der humuszehrenden Kulturen v. a. mit der festen Phase, Anwendung einer konservierenden Bodenbearbeitung sowie eines geeigneten Zwischenfruchtanbaus.

Wie bereits in den Ergebnissen der THG-Bilanzen des Substratanbaus aufgezeigt, sind die N_2O -Feldemissionen in Folge der Düngung die Hauptquellen für Treibhausgase. Eine Reduktion dieser THG-Emissionen ist in erster Linie durch eine Reduktion der gesamten N-Düngung (Mineral- und Gärrestdünger) pro Flächeneinheit zu erreichen. In wie weit Nitrifikationsinhibitoren für organische Dünger, speziell Gärreste, zur Reduktion von Lachgasemissionen beitragen können wird derzeit untersucht. Durch die Gärrestabgabe aus dem Betriebssystem kann zudem der Energieoutput des Gesamtsystems gesteigert werden. Dies hat zur Folge, dass die THG-Gesamtemissionen auf einen erhöhten Gesamtenergieoutput des Betriebssystems verteilt werden können (Degressionseffekt). Der Anbau von humusmehrenden Kulturen (z. B. Kleegras) und der damit einhergehenden C-Sequestrierung kann deutlich zur Einsparung von Treibhausgasemissionen beitragen. Zudem wird den Betriebssystemen mit dem Teilsystem Marktfruchtbau (Getreideanbau) im Hinblick auf den Humusaufbau empfohlen, auf die Abfuhr des Getreidestrohs zu verzichten.

5 Erzeugung alternativer Biogassubstrate - Sorghum

(Karsten Engelmann, Dr. Edgar Remmele)

Nach ZEISE und FRITZ (2012) [449] hat der für die Biogasproduktion bevorzugte Mais in den Gunstlagen bereits häufig die maximale Anbaukonzentration nach dem Gebot der guten fachlichen Praxis erreicht. Demnach erwächst hier, wie auch in Gebieten mit Anbaurestriktionen infolge Befalls durch den Westlichen Maiswurzelbohrer sowie in den weniger geeigneten Trockenlagen, die Notwendigkeit zur Aufnahme alternativer Energiepflanzen in die Fruchtfolgen. Unter diesen Gesichtspunkten wurde am Technologie- und Förderzentrum (TFZ) bereits im Jahr 2005 die Arbeit mit Sorghum als Biogassubstrat aufgenommen [451].

ZEISE (oJ) [450] beschreibt die in Bayern neue Kulturart Sorghum wie folgt:

"Die großkörnige Sorghumhirse stammt von der Wildart Sorghum arundinaceum ab, dessen Domestikationsgebiet im nordöstlichen Afrika vermutet wird. Als C4-Pflanze kann Sorghum sehr effizient hohe Strahlungsintensitäten in Photosyntheseleistung und damit in Biomasse umsetzen. Allerdings ist Sorghum deutlich kälteempfindlicher, dafür aber auch trockenheitstoleranter als Mais."

Weitere wesentliche Vorzüge für den Anbau sind die hohe Wassernutzungseffizienz sowie das hohe Bodenwasser- und Nährstoffaneignungsvermögen. Zudem besteht für Sorghum nach jetzigem Kenntnisstand keine Anfälligkeit gegenüber Maiszünsler, Maisbeulenbrand bzw. Westlichem Maiswurzelbohrer. Die einjährigen Kulturformen werden unter der Art *Sorghum bicolor* geführt, die eine sehr große Vielfalt je nach Nutzungsrichtung aufweist [452].

Aus ZEISE (oJ) [450] geht weiterhin hervor, dass *"die weltweite Bedeutung von Sorghum auf der Körnerproduktion liegt. Sorghumkörner gehören in vielen Regionen der Erde zu den Grundnahrungsmitteln. Sie sind darüber hinaus auch ein wertvolles Futtermittel. Auch Bioethanol wird aus Sorghumkörnern produziert. Zur Vereinfachung des Druschs wurden spezielle Sorghum bicolor-Körnersorten gezüchtet, die mit etwa 0,8 bis 1,8 m Wuchshöhe niedrigwüchsig sind und ein enges Korn/Restpflanzen-Verhältnis aufweisen. Flexibel verwertbare „Dualtypen“ liegen zwischen den extremen Futter- und Körnertypen. In Deutschland liegt der Fokus des Sorghumanbaus auf dem Einsatz als Substrat für Biogasanlagen. Für diese Nutzungsrichtung sind vor allem die Futtersorten von Sorghum bicolor interessant, die unter hiesigen Anbaubedingungen Wuchshöhen von deutlich über 4 m erreichen können und beeindruckende Bestände mit hoher Biomasseleistung bilden. Das echte Sudangras (Sorghum sudanense oder auch Sorghum x drummondii) ist ein natürliches Kreuzungsprodukt von Sorghum bicolor und Sorghum arundinaceum. Es zeichnet sich durch ein sehr hohes Bestockungsvermögen, schmalere Blätter sowie dünnere Stängel als bei Sorghum bicolor aus. In Deutschland hat echtes Sudangras keine Anbaubedeutung, allerdings wird die Bezeichnung „Sudangras“ häufig fälschlich für die Kreuzungen zwischen Sorghum bicolor und Sorghum sudanense verwendet. Schlicht als Sorghum bicolor x Sorghum sudanense-Sorten benannt, werden sie weltweit als Futterpflanzen zur Beweidung und zur Silage- oder Heubereitung geschätzt. Als Biogassub-*

strat sind sie gut geeignet, da sie schneller abreifen als reine Sorghum bicolor-Sorten. Je nach Ausprägung der beiden Elternteile können Sorghum bicolor x Sorghum sudanense-Sorten sehr unterschiedlich aussehen."

In ZEISE et al. (2016) [451] wird über Prüfungen von etwa 50 Sorghumgenotypen auf die Merkmale Trockenmasseertrag und Trockensubstanzgehalt im Vergleich zu je sechs frühreifenden und spätreifenden Maissorten berichtet. Die etablierten Sorten und Zuchtstämme deckten dabei sowohl die wirtschaftlich wichtigen Arten *Sorghum bicolor* und *Sorghum bicolor x Sorghum sudanense* als auch verschiedene Reifegruppen ab. Im Ergebnis kristallisierten sich Sorten heraus, die mit zeitgleich gesäten frühen Maissorten durchaus vergleichbare Trockenmasseerträge und Methanausbeuten liefern können. So konnten beispielsweise im ausgesprochen günstigen Sorghumjahr 2012 überragende TM-Erträge und verhältnismäßig hohe TM-Gehalte erreicht werden, vor allem die mittel-späten Sorghumsorten erreichten mit TM-Erträgen von über 250 dt ha⁻¹ das Ertragsniveau von Mais und die Zielmarke von 28 % beim TM-Gehalt [451]. Da Sorghum im Vergleich zu Mais als nährstoffeffizienter gilt, könnten durch den Sorghumanbau auch positive Umweltwirkungen, wie z. B. geringere THG-Emissionen, erzielt werden. In zahlreichen Düngungsversuchen wurde ein Stickstoffbedarf von 120 bis maximal 150 kg ha⁻¹ ermittelt, oberhalb dessen Sorghum nicht mehr mit Ertragszuwächsen reagierte. Eine klare Funktion zwischen Düngung und Ertrag abzuleiten gelang allerdings bisher noch nicht [343][449].

5.1 Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung

Die nachfolgend beschriebene methodische Vorgehensweise der Bilanzierung erfolgt nach den in Kapitel 3.1 beschriebenen ExpResBio-Methoden (vgl. auch [439]).

5.1.1 Zieldefinition

Das primäre Ziel der Untersuchungen ist die Erarbeitung regionalspezifischer Ökobilanzdaten für die Sorghum-Ganzpflanzen (GP)-Erzeugung in Bayern. Darauf aufbauend sollen praktisch umsetzbare Minderungsstrategien z. B. bezüglich der THG-Emissionen abgeleitet sowie Handlungsempfehlungen für die regionale und einzelbetriebliche Beratung in Bayern zur nachhaltigen und THG-optimierten Produktion erstellt werden.

5.1.2 Systemdarstellung und Systemgrenzen

Die bilanzierten Prozesse für das Produktsystem Sorghum-GP-Erzeugung sind innerhalb des Untersuchungsrahmens von ExpResBio mit Häkchen gekennzeichnet (Abbildung 31).

Bezeichnung Produktsystem: Sorghum-Ganzpflanzen-Erzeugung			
Rohstoffgewinnung	Produktion	Anwendung	Reststoff- und Abfallbehandlung
<p>[A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse</p> <p>[A1] Bestandesbegründung</p> <ul style="list-style-type: none"> <input checked="" type="checkbox"/> [A1.1] Bodenaufbereitung <input checked="" type="checkbox"/> [A1.2] Pflanz-/Ausssaat <input checked="" type="checkbox"/> [A1.3] sonstige Flächenvorbereitung <p>[A2] Bestandesführung</p> <ul style="list-style-type: none"> <input checked="" type="checkbox"/> [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand <input checked="" type="checkbox"/> [A2.2] Dürraubbau <input checked="" type="checkbox"/> [A2.3] Züchtung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.4] Kallung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung <input type="checkbox"/> [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen <p>[A3] Ernte</p> <ul style="list-style-type: none"> <input checked="" type="checkbox"/> [A3.1] Ernte Biomasse <input type="checkbox"/> [A3.2] Vorliefern zur Sortierung <input type="checkbox"/> [A3.3] Aufbereitungsprozesse nach Ernte <input type="checkbox"/> [A3.4] Aufladen auf LKW/Traktor <p>[A4] nicht-zuordenbar</p> <ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> [A4.1] C-Speicher <input type="checkbox"/> [A4.2] N₂O <input type="checkbox"/> [A4.3] anderen Feldmaschinen <input type="checkbox"/> [A4.4] Unterbringung von Personal <p>[A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen</p>	<p>[B] Transformation</p> <p>[B1] Lagerung</p> <ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> [B1.1] Biomasselagerung <input type="checkbox"/> [B1.2] Produktlagerung <input type="checkbox"/> [B1.3] Ent- und Beładung <input type="checkbox"/> [B1.4] Verpacken <p>[B2] Vorbehandlung</p> <ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> [B2.1] Feinreinigung <input type="checkbox"/> [B2.2] Zerkleinerung <input type="checkbox"/> [B2.3] Trocknung <p>[B3] Umwandlung</p> <ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> [B3.1] chemische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.2] mechanische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.3] biologische Transformation 	<p>[C] Konversion</p> <ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> [C-1] Stromerzeugung <input type="checkbox"/> [C-2] Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C-3] Kombinierte Strom und Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C-4] Bereitstellung Antriebsenergie (z. B. für Mobilität) <input type="checkbox"/> [C-5] Abgasreinigung 	<p>[D] Nutzung</p> <ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> [D-1] C-Speicher Produkt <input type="checkbox"/> [D-2] Energiespeicherung <p>[E] Abfallbewirtschaftung</p> <ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> [E-1] Vorbereitung zur Wiederverwendung <input type="checkbox"/> [E-2] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [E-3] energetische Verwertung <input type="checkbox"/> [E-4] Beseitigung
<p>[L] Betriebliche Logistik</p> <ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> [L-1] außerbetrieblicher Transport <input type="checkbox"/> [L-2] innerbetrieblicher Transport 			
<p>[M] Vorleistungen</p> <ul style="list-style-type: none"> <input checked="" type="checkbox"/> [V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten <input checked="" type="checkbox"/> [V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen <input checked="" type="checkbox"/> [V7] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln 			
<p>[T] Transporte</p> <ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> [T1] Transport Biomasse <input type="checkbox"/> [T2] Transport Zwischenprodukte <input type="checkbox"/> [T3] Transport Endprodukte <input type="checkbox"/> [T4] Transport Koppelprodukte und Abfälle 			
<p>[V] Vorleistungen</p> <ul style="list-style-type: none"> <input checked="" type="checkbox"/> [V2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur <input checked="" type="checkbox"/> [V5] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien <input checked="" type="checkbox"/> [V8] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien 			
<p>[F] Effekte außerhalb der Systemgrenze</p> <ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> [F-1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F-2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F-3] Indirekte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F-4] Gutschriften für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte <input type="checkbox"/> [F-5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung 			
<p>[G] Substitution von Produkten eines Referenzsystems</p> <ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> [G-1] Referenzsystem Hauptprodukt 			
<p>Geographische Repräsentativität:</p> <p>Sorghum-Ganzpflanzen-Erzeugung Boden-Klima-Räume (GRK) nach Rötberg et al. (2007) (A) Tendler-Hügelland Donau-Süd, (B) Aflrichen und Ostbayerisches Hügelland, (D) Verwitterungsböden in den Hohenlagen, (E) Nordwestbayern-Franken, (F) Gau, Donau- und Inntal</p>		<p>Zeitliche Repräsentativität:</p> <p>Primärdaten: Erntejahre 2011 - 2014 Sekundärdaten: Datenbanken der GaeBI-Software und ecoinvent Stand 2015</p>	
<p>Anmerkungen:</p>			

Abbildung 31: Systemdarstellung für die harmonisierte Bilanzierung ausgewählter ökologischer Wirkungen der Sorghum-Ganzpflanzen-Erzeugung

5.1.3 Bezugsgröße und funktionelle Einheit

Sorghum-GP-Erzeugung: 1 kg Sorghum-GP (TM-Gehalt 100 %), ab Feld

5.1.4 Beschreibung des Produktsystems

Das Produktsystem Sorghum-GP-Erzeugung umfasst lediglich die Prozessgruppe [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse.

[A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse

Die Prozessgruppe [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse beschreibt den Abschnitt der Sorghum-GP-Erzeugung. Sie umfasst die Prozesse [A1.1] Bodenaufbereitung (Stoppel- und Grundbodenbearbeitung), [A1.2] Pflanzen/Aussaat (Sorghumaussaat), [A2.3] Düngung (Ausbringung von Mineral- und Wirtschaftsdünger einschließlich der Einarbeitung im Boden), [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung (Ausbringung von chemischen Pflanzenschutzmitteln) sowie [A3.1] Ernte Biomasse (Häckseln der Sorghum-GP). Neben den Emissionen aus der Nutzung des verwendeten Kraftstoffs werden den entsprechenden Prozessen auch die Emissionen aus Vorleistungsprozessen [V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten, [V2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur, [V3] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut, [V6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern sowie [V7] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln zugeordnet. Darüber hinaus werden die aus der N-Düngung und den Ernte- und Wurzelrückständen entstehenden N₂O-Feldemissionen innerhalb der Prozessgruppe [A] erfasst und im Prozess [A4.2] gesondert dargestellt. Als N-Quellen für die direkten und indirekten N₂O-Feldemissionen werden die N-Mengen aus Mineral- und Wirtschaftsdünger bzw. anderer organischer Dünger sowie aus Ernte- und Wurzelrückständen berücksichtigt. Für die Berechnung der N-Mengen aus Ernte- und Wurzelrückständen (EWR) werden die Methoden und Daten des Thünen-Instituts [344] verwendet. Die Bewertung der N-Mengen aus Mineral- und Wirtschaftsdünger bzw. anderer organischer Dünger sowie der Ernte- und Wurzelrückständen erfolgt auf Basis der IPCC-Methodik [230]. In Tabelle 56 sind die verwendeten Emissionsfaktoren (EF) und die relativen Anteile der N-Verluste durch Oberflächenabfluss/Auswaschung bzw. Ausgasung (Frac) aufgeführt. Die Emissionsfaktoren werden in kg N₂O-N angegeben. Die Umrechnung in kg N₂O erfolgt durch die Multiplikation mit dem Molgewichtsverhältnis von N₂O zu N (44/28).

[V] Vorleistungen

[V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten

Eingesetzte Maschinen- und Geräteeinsatz in kg Maschine bzw. Gerät je Arbeitseinheit. Eine Arbeitseinheit (AE) ist in der Regel die Fläche in ha. Nur im Fall der Wirtschaftsdüngung ist es das Volumen in m³.

[V2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur

Benötigter Flächenbedarf in m² für die eingesetzten Maschinen und Geräte zur Unterbringung in einer Maschinenhalle je Arbeitseinheit (siehe [V1]).

[V3] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut

Eingesetzte Saatgutmenge in kg ha^{-1} .

[V4] Bereitstellung von Kraftstoffen

Verbrauchter Dieselkraftstoff in kg je Arbeitseinheit (siehe [V1]). Der Dieselkraftstoffverbrauch ist dabei identisch mit der Summe aus den Einzelprozessen [A1.1] Bodenaufbereitung, [A1.2] Aussaat, [A2.3] Düngung, [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung sowie [A3.1] Ernte Biomasse.

[V6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern

Eingesetzte Mineraldüngermenge in $\text{kg (N, P}_2\text{O}_5, \text{K}_2\text{O bzw. CaO) ha}^{-1}$.

[V7] Bereitstellung von chemischen Pflanzenschutzmitteln

Wirkstoffmenge in kg ha^{-1} der eingesetzten Herbizide und Saatgut-Beizmittel.

5.1.5 Datenqualität und Datenherkunft

Die Eingangsdaten für die Sorghum-GP-Erzeugung stammen aus Feldversuchen zum bayernweiten Sorghum-Sortenvergleich des Technologie- und Förderzentrums (TFZ) an den Standorten Aholting, Straubing und Haibach in Zusammenarbeit mit den Versuchstationen Grub und Neuhof der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) sowie der Versuchstation Euerhausen des Amtes für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (AELF) Würzburg. Die sechs Versuchsstandorte befinden sich in unterschiedlichen Boden-Klima-Räumen Bayerns (vgl. Abbildung 32). Hierdurch wird es möglich, regional-spezifische Einflussfaktoren der Sorghum-GP-Erzeugung zu berücksichtigen.

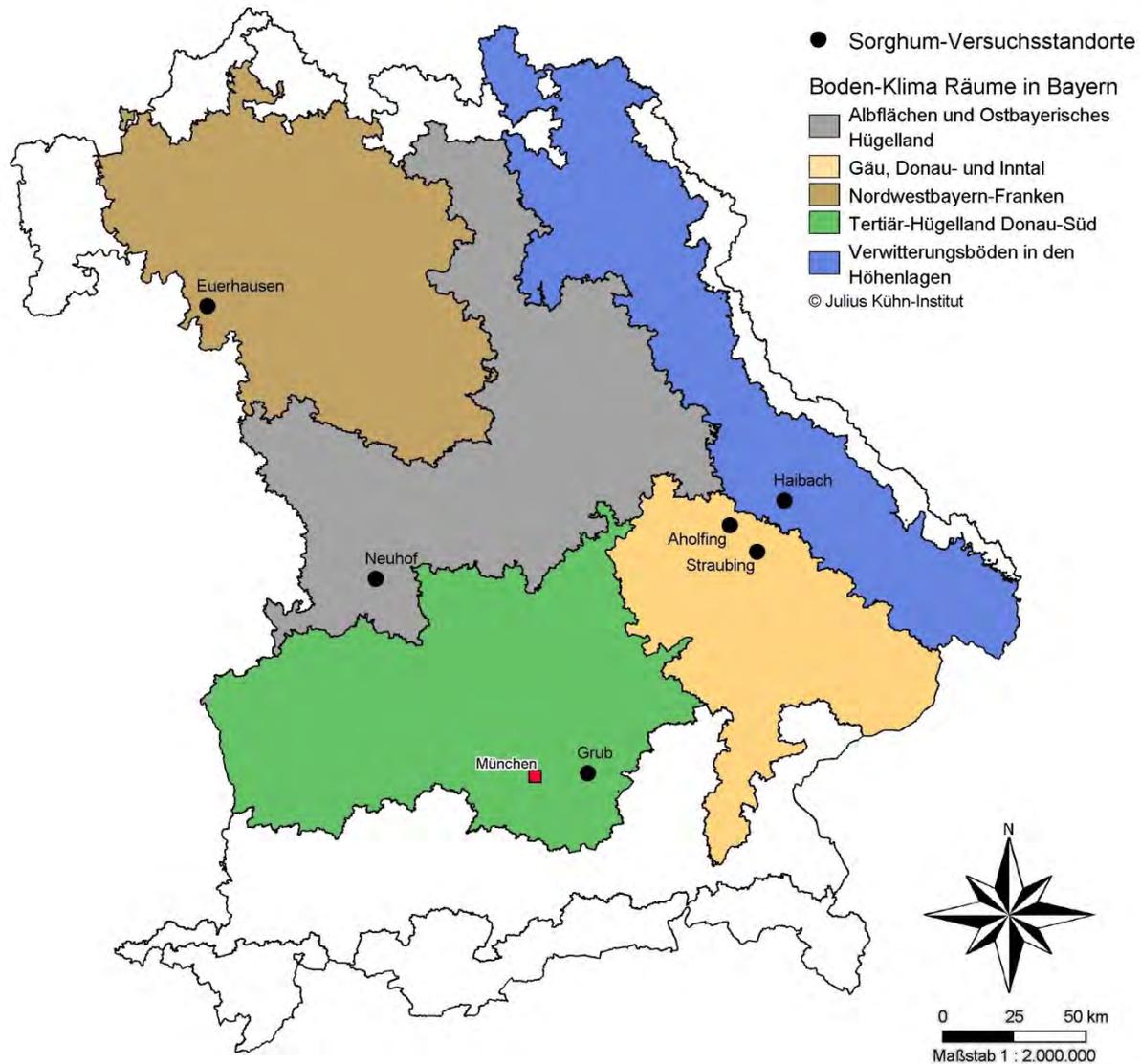


Abbildung 32: Lage der Sorghum-Versuchsstandorte innerhalb der Boden-Klima-Räume in Bayern

Abbildung 32 zeigt die natürlichen Standortbedingungen der sechs Versuchsstandorte. Aufgrund der Lage in unterschiedlichen Boden-Klima-Räumen gibt zwischen den Versuchsstandorten teilweise erhebliche Unterschiede hinsichtlich der klimatischen Bedingungen und Bodenarten. Besonders deutlich wird dies durch die große Spannweite der durchschnittlichen Ackerzahlen (25 bis 80), einer Maßzahl für die natürliche Ertragsfähigkeit (vgl. Tabelle 33).

Tabelle 33: Natürliche Standortbedingungen der sechs Versuchsstandorte [451]

	Aholting	Straubing	Haibach	Neuhof	Euerhausen	Grub
Höhe über NN in m	322	330	510	500	310	525
Ø Jahresniederschlag in mm	717	717	882	679	577	888
Ø Jahrestemperatur in °C	9,0	9,0	8,6	8,6	9,3	8,8
typische Bodenart	sL	L	IS	LT	L	sL
Ø Ackerzahl	49	76	25	62	80	47

sL: sandiger Lehm
L: Lehm
IS: lehmiger Sand
LT: schwerer Lehm

Für die Ökobilanzierung der Sorghum-GP-Erzeugung werden nur Sorghumsorten mit Eingangsdaten von mindestens drei Erntejahren berücksichtigt. Die sieben Sorghumsorten sind in Tabelle 34 aufgeführt.

Tabelle 34: Berücksichtigte Sorghumsorten an den sechs Versuchsstandorten

Sortenname	Sorghumart	Reifegruppe
'Lussi'	<i>Sorghum bicolor</i> x <i>Sorghum sudanense</i>	früh
'Freya'	<i>Sorghum bicolor</i> x <i>Sorghum sudanense</i>	mittelfrüh
'Herkules'	<i>Sorghum bicolor</i> Futter	mittelspät
'Biomass 150'	<i>Sorghum bicolor</i> Futter	mittelspät
'Amiggo'	<i>Sorghum bicolor</i> Futter	mittelfrüh
'Sole'	<i>Sorghum bicolor</i> x <i>Sorghum sudanense</i>	mittelfrüh
'Tarzan'	<i>Sorghum bicolor</i> Futter	mittelfrüh / mittelspät

Für die Ökobilanzierung der Sorghum-GP-Erzeugung werden standort- und sortenspezifische TM-Erträge sowie Herbizid-Wirkstoff- und N-Mineraldüngermengen der Erntejahre 2011 bis 2014 verwendet (vgl. Tabelle 35).

Tabelle 35: Ausgewählte standort- und sortenspezifische Eingangsdaten für die Sorghum-GP-Erzeugung in den Erntejahren 2011 bis 2014 (adjustierte Mittelwerte [451])

	Versuchsstandort					
	Aholting	Straubing	Haibach	Neuhof	Euerhausen	Grub
Erntejahr 2011						
	TM-Ertrag in dt ha ⁻¹					
‘Lussi‘	194,08	173,85	k. V.	U	159,70	k. V.
‘Freya‘	183,50	185,73	k. V.	U	184,80	k. V.
‘Herkules‘	207,64	210,15	k. V.	U	186,70	k. V.
‘Biomass 150‘	242,16	259,30	k. V.	U	202,40	k. V.
‘Amiggo‘	199,28	202,15	k. V.	U	U	k. V.
	Herbizid-Wirkstoff in kg ha ⁻¹					
	1,4	1,4	k. V.	U	0	k. V.
	N-Mineraldünger in kg ha ⁻¹					
	90	90	k. V.	U	85	k. V.
Erntejahr 2012						
	TM-Ertrag in dt ha ⁻¹					
‘Lussi‘	162,30	167,80	167,60	167,50	242,10	k. V.
‘Freya‘	182,70	202,80	209,10	199,10	269,30	k. V.
‘Herkules‘	206,50	235,70	183,70	195,20	253,70	k. V.
‘Biomass 150‘	256,20	249,00	232,00	220,30	308,10	k. V.
‘Amiggo‘	207,40	193,70	196,30	183,40	268,30	k. V.
‘Sole‘	184,60	198,20	173,90	190,60	276,20	k. V.
‘Tarzan‘	209,20	212,50	211,40	207,20	262,20	k. V.
	Herbizid-Wirkstoff in kg ha ⁻¹					
	1,4	1,4	1,2	2,0	0	k. V.
	N-Mineraldünger in kg ha ⁻¹					
	60	60	60	130	30	k. V.

U: Umbruch
k. V.: kein Sorghumversuch

	Versuchsstandort					
	Ahofling	Straubing	Haibach	Neuhof	Euerhausen	Grub
Erntejahr 2013						
	TM-Ertrag in dt ha ⁻¹					
'Lussi'	88,00	155,78	76,90	102,24	120,10	107,00
'Freya'	84,64	147,95	89,92	104,30	135,00	102,10
'Herkules'	90,35	159,81	78,59	109,65	127,60	112,10
'Biomass 150'	87,90	187,20	82,32	133,11	156,50	107,90
'Amiggo'	96,44	165,84	88,12	127,74	137,30	122,90
'Sole'	93,20	160,25	85,00	108,05	130,30	96,20
'Tarzan'	89,23	181,53	83,63	122,89	120,80	117,90
	Herbizid-Wirkstoff in kg ha ⁻¹					
	1,4	1,4	0,4	2,0	0	1,4
	N-Mineraldünger in kg ha ⁻¹					
	90	90	90	100	90	140
Erntejahr 2014						
	TM-Ertrag in dt ha ⁻¹					
'Lussi'	144,00	170,90	150,70	U	k. V.	158,90
'Freya'	152,10	169,00	176,10	U	k. V.	175,5
'Herkules'	152,40	206,40	192,10	U	k. V.	170,20
'Biomass 150'	154,10	215,60	196,80	U	k. V.	176,30
'Amiggo'	162,10	197,30	188,90	U	k. V.	157,90
'Sole'	147,00	178,30	184,30	U	k. V.	176,60
'Tarzan'	154,80	211,50	168,30	U	k. V.	126,60
	Herbizid-Wirkstoff in kg ha ⁻¹					
	1,2	0,2	1,2	U	k. V.	1,4
	N-Mineraldünger in kg ha ⁻¹					
	30	100	60	U	k. V.	120

U: Umbruch
k. V.: kein Sorghumversuch

Die Aussaatstärke wurde lediglich zwischen den Sorghumarten variiert (*Sorghum bicolor*-Futtersorten mit 25 Körner m⁻² bzw. *Sorghum bicolor* x *Sorghum sudanense*-Sorten mit 40 Körner m⁻²). Eine Variation der Aussaatstärke zwischen den Versuchsstandorten erfolgt nicht. Als Tausendkorngewicht (TKG) wird für alle Sorten 25 g unterstellt.

Auch das Anbauverfahren wird für alle Versuchsstandorte als identisch angenommen. Lediglich die Aufteilung der N-Mineraldüngung auf zwei Gaben am Versuchsstandort Grub und die unterlassene Herbizid-Maßnahme am Versuchsstandort Euerhausen vari-

ieren vom Standardanbauverfahren (vgl. Tabelle 36). Zur Ermittlung des Dieselkraftstoffverbrauchs für die einzelnen Arbeitsverfahren werden mit Hilfe des KTBL-Feldarbeitsrechners [269] entsprechende Maschinenkombinationen ausgewählt (vgl. Tabelle 36). Hierbei werden für alle Versuchsstandorte mittlere Schlaggrößen von 5 ha und mittlere Transportentfernungen (Feld-Hof) von 5 km unterstellt.

Tabelle 36: Standardanbauverfahren für die Sorghum-GP-Erzeugung an den sechs Versuchsstandorten

Arbeitsverfahren	Maschinenkombination [269]	Leergewichte in kg	Dieselmotorkraftstoff- verbrauch in l ha ⁻¹ [269]
Stoppelbearbeitung	Schwergrubber, 4,5 m; 138 kW	6.500 / 2.800	7,7
Grundboden- bearbeitung	Drehpflug, 4 Schare, 1,4 m, angebaut; 157 kW	7.000 / 1.500	30,5
Saatbettbereitung	Kreiselegge, 3 m; 157 kW	7.000 / 1.000	14,7
Aussaat	Sämaschine, 3 m; 67 kW	5.000 / 500	5,5
Unkrautregulierung (eine Überfahrt)	Anbaupflanzenschutzspritze, 15 m, 1.000 l; 67 kW	5.000 / 1.000	1,5
Mineraldüngung (eine Gabe)	Anbauschleuderstreuer, 24 m, 1,5 m ³ ; 67 kW	5.000 / 500	0,5
Ernte	Feldhäcksler 4,5 m, sechsreihig, 275 kW Selbstfahrer	11.000	28,0

5.1.6 Indikatorenberechnung

Schwerpunkt der Untersuchungen ist die Auswertung der Wirkungskategorie Globale Erwärmung ohne biogenes CO₂. Die Berechnung des Wirkungsindikators CO₂-Äq in kg FE⁻¹ wird nach Empfehlung des ILCD [152] anhand des Charakterisierungsmodells des IPCC (2007) [231] durchgeführt (vgl. Kapitel 3.1.4.1). Die Auswertung der weiteren in Kapitel 3.1.4.1 aufgeführten Wirkungskategorien ist für das nachfolgend beschriebene Bilanzierungs- und Bewertungsmodell ebenfalls möglich.

5.1.7 Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle der ökologischen Bewertung

Unter Verwendung der LCA-Software GaBi ts sowie den Ökobilanzdatenbanken GaBi ts Professional (Stand Oktober 2015) und ecoinvent v2.2 (Stand Oktober 2015) wurden standort- und sortenspezifische Modelle für die Sorghum-GP-Erzeugung in den Erntejahren 2011 bis 2014 erstellt.

Modellierung der Sorghum-GP-Erzeugung

Abbildung 33 zeigt einen GaBi-Plan mit dem Modell zur Sorghum-GP-Erzeugung am Beispiel des Versuchsstandortes Straubing ('Lussi') im Erntejahr 2014. Die Modelle der

Sorghum-GP-Erzeugung haben jeweils einen zentralen Prozess mit einer eindeutigen Bezeichnung: [A] Sorghum-GP_Sorte konventionell, ab Feld_Versuchsstandort_Erntejahr. Der zentrale Prozess wird auf 1 kg Trockenmasse Sorghum-GP fixiert. Auf der linken Seite des Modells fließen die Teilpläne der einzelnen Arbeitsverfahren mit den entsprechenden Bezugsgrößen ($m^2 \text{ kg}^{-1}$ geerntete Sorghum-GP) als Input in den zentralen Prozess ein. Innerhalb der Teilpläne der einzelnen Arbeitsverfahren fließen die zugeordneten Vorleistungsprozesse in kg ha^{-1} bzw. $m^2 \text{ ha}^{-1}$ als Input in den entsprechenden Arbeitsprozess ein. Am unteren Rand des Modells fließt der Teilplan für die N_2O -Feldemissionen mit der entsprechenden Bezugsgröße (kg kg^{-1} geerntete Sorghum-GP) als Input in den zentralen Prozess ein. Abbildung 34 zeigt exemplarisch die Modellierung der Bodenaufbereitung (Stoppelbearbeitung) am Versuchsstandort Straubing. Auf der rechten Seite des Modells fließen die Teilpläne bzw. Prozesse der eingesetzten Betriebsmittel (Saatgut, chemische Pflanzenschutzmittel und Mineraldünger) mit den entsprechenden Bezugsgrößen (kg kg^{-1} geerntete Sorghum-GP) als Input in den zentralen Prozess ein.



Abbildung 33: GaBi-Bilanzierungsmodell für die Sorghum-GP-Erzeugung ('Lussi') am Beispiel des Versuchsstandortes Straubing für das Erntejahr 2014

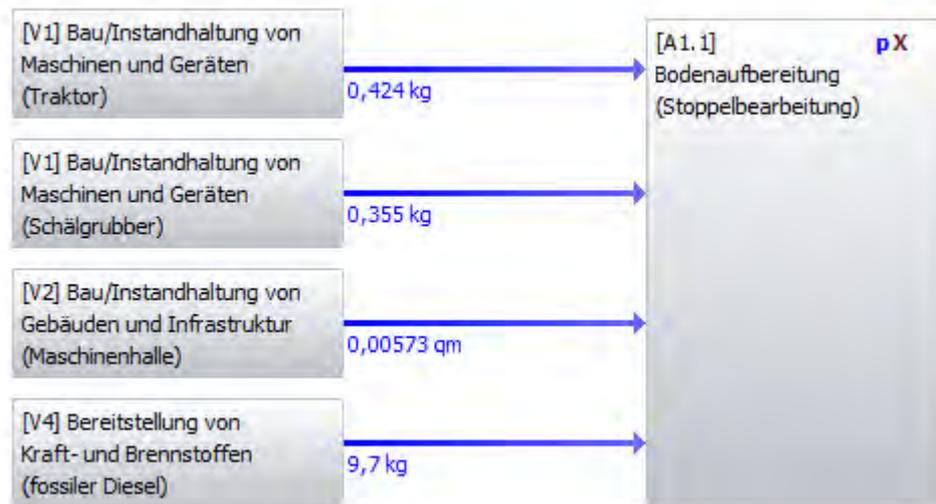


Abbildung 34: GaBi-Bilanzierungsmodell für den Arbeitsprozess [A1.1] Bodenaufbereitung (Stoppelbearbeitung) am Versuchsstandort Straubing

Zur Bewertung der Vorleistungen im Herstellungsprozess von Maschinen, Geräten und Aggregaten wird die Berechnung eines Abschreibungsfaktors nach dem Prinzip der Absetzung für Abnutzungen (AfA) verwendet. Als Eingangsgrößen werden hierzu die tatsächliche Nutzungsgröße und das technische Nutzungspotenzial der verwendeten Maschinen, Geräte und Aggregate benötigt (siehe Formel (5.1)).

$$AfA = \frac{\text{tatsächliche Nutzungsgröße}}{\text{technisches Nutzungspotenzial}} \quad (5.1)$$

Die tatsächliche Nutzungsgröße in der land- und forstwirtschaftlichen Produktion wird beispielsweise durch die Maschinenzeit in h ha^{-1} oder bei Anbau- bzw. Anhängergeräten durch die bearbeitete Fläche in ha, die ausgebrachte Mineraldüngermasse in t ha^{-1} oder das Wirtschaftsdüngervolumen in $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ beschrieben. Die Maschinenzeiten für die einzelnen Arbeitsverfahren bei der Raps-erzeugung werden beispielsweise aus entsprechenden Arbeitsverfahren und Maschinenkombinationen des KTBL-Feldarbeitsrechners entnommen (vergleichbar zur Ermittlung des Dieselkraftstoffverbrauchs).

Das technische Nutzungspotenzial gibt die Anzahl der möglichen Nutzungseinheiten bis zum Verschleiß einer Maschine, eines Gerätes oder Aggregates an. Angegeben wird die maschinenspezifische Nutzungseinheit beispielsweise in h, ha, t oder m^3 . Das technische Nutzungspotenzial für die zur Sorghum-GP-Erzeugung eingesetzten Maschinen und Anbau- bzw. Anhängergeräte basieren auf KTBL-Daten [270].

Zur Berechnung des spezifischen Maschinen- und Geräteeinsatzes je funktioneller Einheit ist das spezifische Leergewicht mit dem Abschreibungsfaktor zu multiplizieren (siehe Formel (5.2)). Für die Bilanzierung der Sorghum-GP-Erzeugung werden dazu verfahren-

rensspezifische Leergewichte für die Maschinen und Anbau- bzw. Anhängergeräte angenommen (vgl. Tabelle 36).

spezifischer Maschinen- und Geräteeinsatz=spezifisches Leergewicht • AfA (5.2)

5.2 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Analyse und Bewertung ökologischer Wirkungen der Sorghum-GP-Erzeugung dargelegt.

Als ökologische Wirkung der Sorghum-GP-Erzeugung wird im Folgenden ausschließlich auf die Wirkungskategorie Klimawandel eingegangen. Dazu werden die THG-Emissionen von Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) berücksichtigt und als CO₂-Äquivalente dargestellt.

Abbildung 35 und Abbildung 36 geben einen Überblick zu den THG-Emissionen der Sorghum-GP-Erzeugung für die 'Sorten' 'Lussi', 'Freya', 'Herkules', 'Biomass 150' und 'Amiggo' in den Erntejahren 2011 bis 2014 sowie für die Sorten Sole und Tarzan in den Erntejahren 2012 bis 2014 an den sechs Versuchsstandorten.

An den Versuchsstandorten Haibach und Grub begannen die Sorghumversuche erst mit dem Erntejahr 2012 bzw. 2013. Am Versuchsstandort Euerhausen endeten die Sorghumversuche zum Erntejahr 2013. Am Versuchsstandort Neuhofer war in den Erntejahren 2011 und 2014 ein kompletter Umbruch der Sorghumversuche aufgrund mangelhaften Feldaufgangs notwendig. Am Versuchsstandort Euerhausen ist die Sorte Amiggo im Erntejahr 2011 komplett ausgefallen. Die Fläche wurde umgebrochen.

Die Ergebnisse in Abbildung 35 und Abbildung 36 machen deutlich, dass die Sorghum-GP-Erzeugung in Bayern hinsichtlich THG-Emissionen eine große Spannweite aufweisen kann (0,036 kg kg⁻¹ für 'Biomass 150' im Erntejahr 2012 am Versuchsstandort Euerhausen bis 0,243 kg kg⁻¹ für 'Lussi' im Erntejahr 2013 am Versuchsstandort Haibach). Ursache dafür sind vor allem Jahres- und Standorteffekte. Die Sorten- und Arteneffekte spielen dagegen eine eher untergeordnete Rolle.

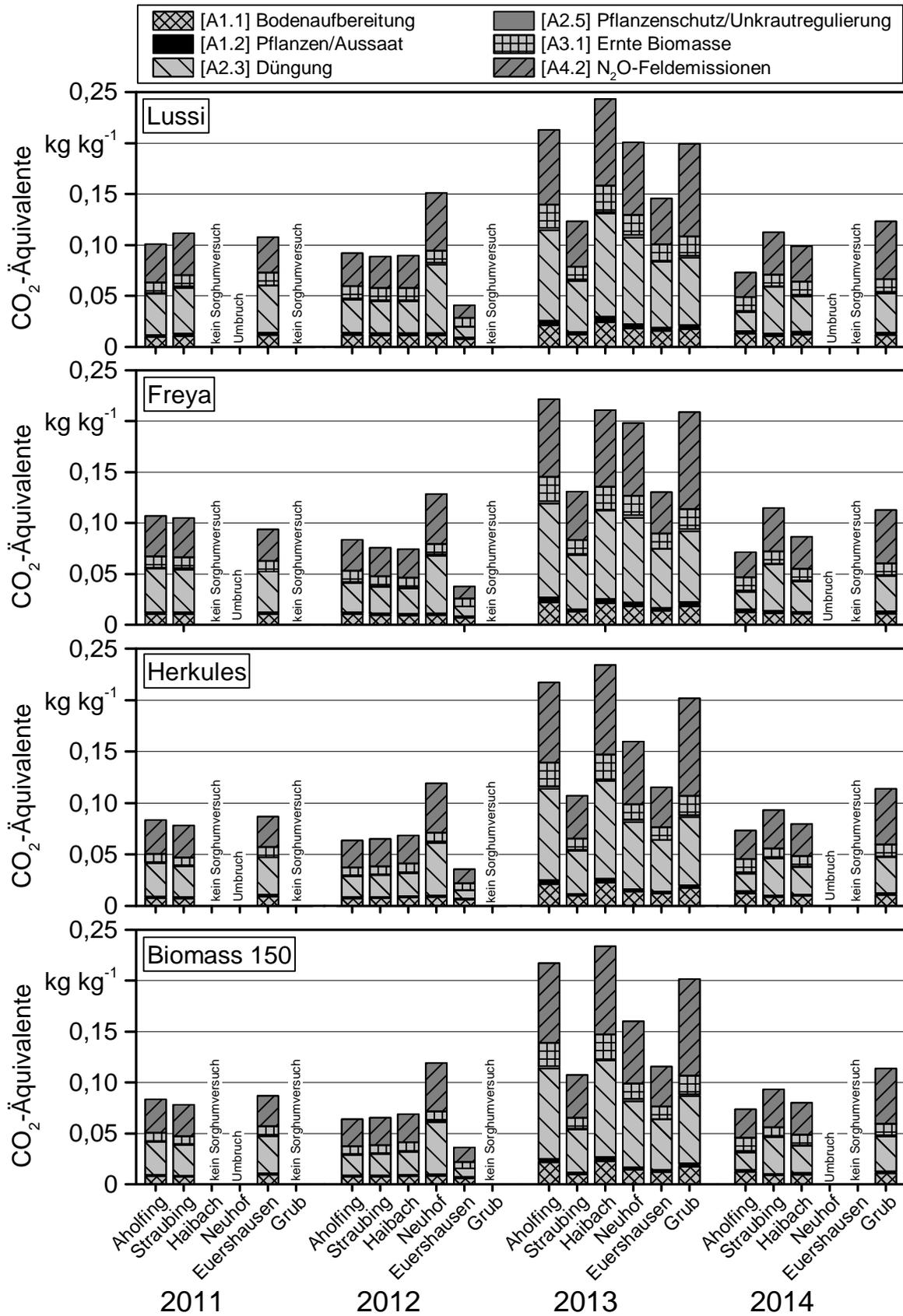


Abbildung 35: Standortspezifische THG-Emissionen der Sorghum-GP-Erzeugung als CO₂-Äquivalente für die Sorten 'Lussi', 'Freya', 'Herkules' und 'Biomass 150' gegliedert nach Erntejahren

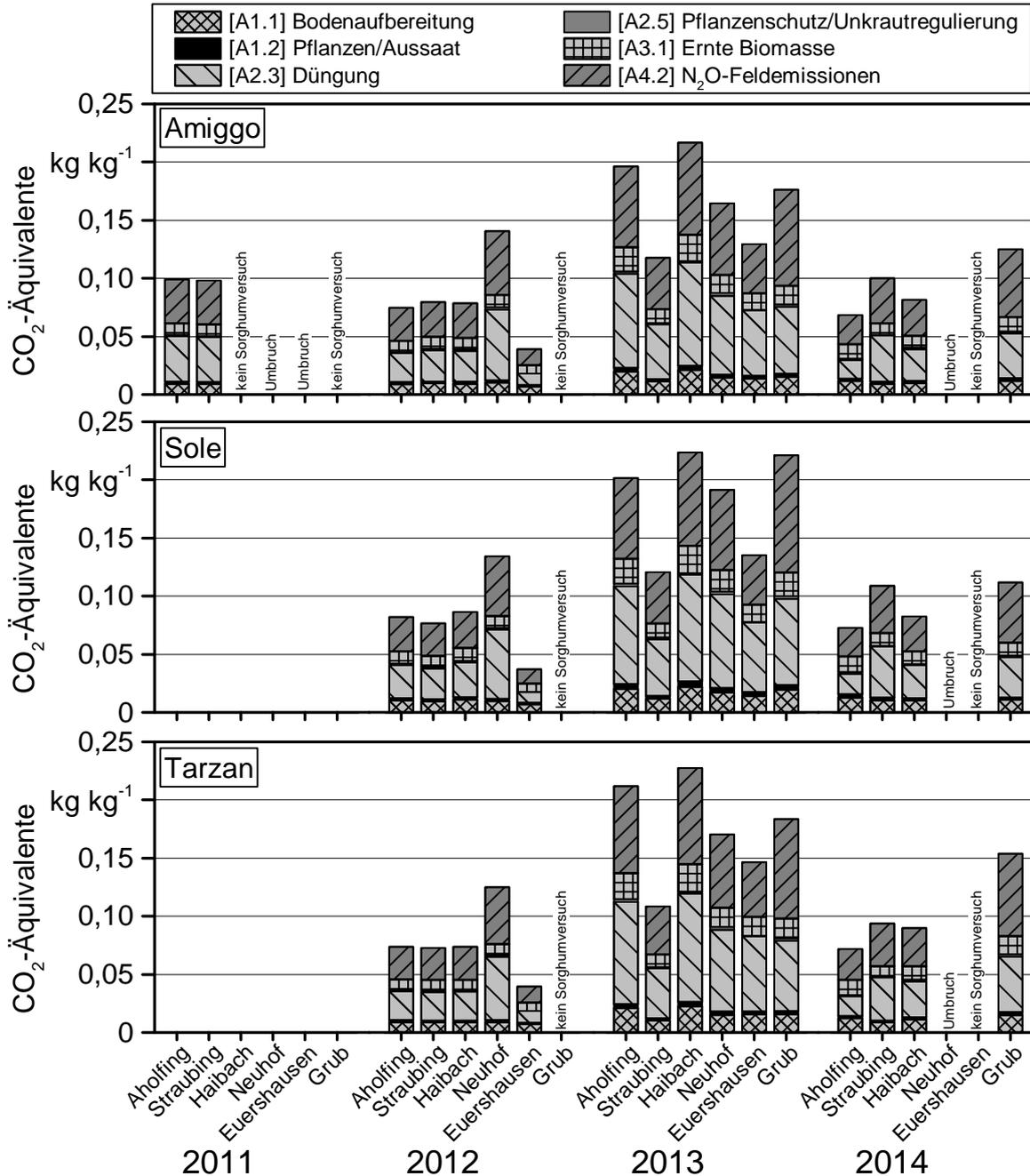


Abbildung 36: Standortspezifische THG-Emissionen der Sorghum-GP-Erzeugung als CO₂-Äquivalente für die Sorten 'Amiggo', 'Sole' und 'Tarzan' gegliedert nach Erntejahren

Demnach spiegeln sich beispielsweise die durchgängig günstigen Witterungsbedingungen für Sorghum im Erntejahr 2012 in sehr hohen mittleren TM-Erträgen an allen Versuchsstandorten, besonders jedoch am Versuchsstandort Euerhausen, wider (Aholting: 201 dt ha⁻¹, Straubing: 209 dt ha⁻¹, Haibach: 196 dt ha⁻¹, Neuhof: 195 dt ha⁻¹ und Euerhausen: 269 dt ha⁻¹). Durch die gleichzeitig moderate N-Mineraldüngung von 30 kg ha⁻¹ weist der Versuchsstandort Euerhausen für das Erntejahr 2012 mit durchschnittlich 0,039 kg kg⁻¹ die geringsten THG-Emissionen der bisherigen Untersuchungen auf. Durch

die vergleichsweise hohe N-Mineraldüngung von 130 kg ha^{-1} liegen die mittleren THG-Emissionen am Versuchsstandort Neuhof für das Erntejahr 2012 dagegen bei $0,133 \text{ kg kg}^{-1}$. Die mittleren THG-Emissionen an den Versuchsstandorten Aholting, Straubing und Haibach für das Erntejahr 2012 befinden sich mit $0,078$, $0,075$ bzw. $0,079 \text{ kg kg}^{-1}$ in etwa auf dem gleichen Niveau (vgl. Tabelle 37). Die N-Mineraldüngung betrug auf allen drei Versuchsstandorten 60 kg ha^{-1} .

Im Gegensatz zum Erntejahr 2012 waren die Witterungsbedingungen für Sorghum im Erntejahr 2013 außerordentlich schwierig. Hierbei zeigten sich bei den TM-Erträgen erhebliche Unterschiede zwischen den Versuchsstandorten (vgl. Tabelle 35). Während an den Versuchsstandorte mit hoher natürlicher Ertragsfähigkeit (Straubing und Euerhausen) im Mittel aller Sorten noch 165 dt ha^{-1} bzw. 133 dt ha^{-1} geerntet werden konnten, fiel der mittlere TM-Ertrag am Versuchsstandort Haibach auf lediglich 83 dt ha^{-1} . Da die N-Mineraldüngung an allen drei erwähnten Versuchsstandorten bei 90 kg ha^{-1} lag, stellen die erzielten TM-Erträge die entscheidende Einflussgröße für die THG-Bilanz dar. Demnach liegen die mittleren THG-Emissionen an den Versuchsstandorten Straubing und Euerhausen für das Erntejahr 2013 bei $0,119$ bzw. $0,135 \text{ kg kg}^{-1}$. Der Versuchsstandort Haibach weist für das Erntejahr 2013 hingegen mit durchschnittlich $0,228 \text{ kg kg}^{-1}$ die höchsten THG-Emissionen der bisherigen Untersuchungen auf.

Insgesamt zeigen die bisherigen Untersuchungen, dass an den Versuchsstandorten Euerhausen (Boden-Klima-Räumen (BKR) 113 Nordwestbayern-Franken) sowie Straubing und Aholting (BKR 116 Gäu, Donau- und Inntal) bei der Sorghum-GP-Erzeugung mit vergleichsweise geringer N-Düngung (max. 100 kg ha^{-1}) hohe TM-Erträge (max. 308 dt ha^{-1}) erzielt werden können. Allerdings können sich die Standortbedingungen innerhalb der Boden-Klima-Räume zum Teil erheblich unterscheiden und somit die THG-Bilanz stark beeinflussen. Demnach weist beispielsweise der Versuchsstandort Straubing (BKR 116) aufgrund des hohen natürlichen Ertragspotenzials im Gäu (Ackerzahl von 76) durchgängig vergleichsweise hohe TM-Erträge und geringe THG-Emissionen auf. Der Versuchsstandort Aholting befindet sich ebenfalls im Boden-Klima-Raum 116, jedoch auf flachgründigen, kiesigen Böden in der Donauniederung. Aufgrund des deutlich niedrigeren natürlichen Ertragspotenzials (Ackerzahl von 49) können außerordentlich schwierige Anbaubedingungen, wie beispielsweise im Erntejahr 2013 (nasskalte Bedingungen beim Feldaufgang sowie trockenheißer Phase von Mitte Juni bis in die erste Augustdekade), hier zu deutlich geringen TM-Erträgen und folglich hohen THG-Emissionen führen. Aufgrund vergleichbarer Standortbedingungen (Ackerzahl von 47) gilt dies auch für den Versuchsstandort Grub (BKR: 115 Tertiär-Hügelland Donau-Süd) an dem allerdings erst seit dem Erntejahr 2013 Sorghumversuche durchgeführt werden. Ein erster Optimierungsansatz könnte hier jedoch die N-Düngung sein, die in den beiden Versuchsjahren mit 140 bzw. 120 kg ha^{-1} vergleichsweise hoch war. Die Sorghum-GP-Erzeugung am Versuchsstandort Neuhof (BKR: 114 Albflächen und Ostbayerisches Hügelland) erweist sich trotz des vergleichsweise hohen natürlichen Ertragspotenzials (Ackerzahl von 62) bisher als relativ unsicher. Während im Erntejahr 2011 aufgrund eines schlechten Feldaufganges ein Umbruch der gesamten Sorghumversuche vorgenommen werden mussten, hatte im Oktober 2014 ein Starkniederschlag den gesamten Versuch so stark ins

Lager gedrückt, dass die Ergebnisse, der unter hohen Verlusten eingebrachten Ernte, nicht wertbar waren. Auch die THG-Emissionen im Erntejahr 2012 fielen mit durchschnittlich $0,133 \text{ kg kg}^{-1}$ im Vergleich zu den anderen Versuchsstandorten ($0,039$ bis $0,079 \text{ kg kg}^{-1}$) relativ hoch aus. Der Versuchsstandort Haibach (BKR: 112 Verwitterungsböden in den Höhenlagen) überrascht, mit Ausnahme des Erntejahres 2013, trotz des vergleichsweise geringen natürlichen Ertragspotenzials (Ackerzahl von 25) mit guten Ergebnissen bei der Sorghum-GP-Erzeugung. Demnach konnten im Erntejahr 2012 ($0,079 \text{ kg kg}^{-1}$) und 2014 ($0,086 \text{ kg kg}^{-1}$) vergleichbare oder sogar geringere THG-Emissionen erreicht werden wie am Gunststandort Straubing ($0,075$ bzw. $0,103 \text{ kg kg}^{-1}$).

Zur Identifikation wichtiger Einflussgrößen werden die THG-Emissionen in die Prozesse [A1.1] Bodenaufbereitung, [A1.2] Pflanzen / Aussaat, [A2.3] Düngung, [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung, [A3.1] Ernte Biomasse sowie [A4.2] N_2O -Feldemissionen unterteilt. Hierbei wird deutlich, dass die Düngung (vor allem die Bereitstellung von N-Mineraldünger) und die aus der N-Düngung und den Ernte-Wurzelrückständen resultierenden N_2O -Feldemissionen wesentliche Prozesse für die THG-Bilanz der Sorghum-GP-Erzeugung darstellen. Die Summe dieser beiden Prozesse macht abhängig vom Versuchsstandort und Erntejahr 59 bis 82 % der THG-Emissionen aus. Aufgrund des hohen Dieselkraftstoffverbrauchs für die Bodenaufbereitung (53 l ha^{-1}) und die Sorghum-GP-Ernte (28 l ha^{-1}) kann die THG-Bilanz mit relativen Anteilen von 7 bis 18 % bzw. 9 bis 19 % auch von diesen beiden Prozessen in geringerem Umfang beeinflusst werden. Die Prozesse [1.2] Pflanzen / Aussaat sowie [2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung spielen dagegen eine untergeordnete Rolle für die THG-Bilanz der Sorghum-GP-Erzeugung (vgl. Tabelle 37).

Tabelle 37: Jahres- und standortspezifische THG-Emissionen der Sorghum-GP-Erzeugung als CO₂-Äquivalente sowie relativer Anteil der bilanzierten Prozesse

	Anzahl Sorten	CO ₂ -Äquivalente in kg kg ⁻¹	Anteil der bilanzierten Prozesse in %					
			[A1.1]	[A1.2]	[A2.3]	[A2.5]	[A3.1]	[A4.2]
Erntejahr 2011								
Aholting	n = 5	0,097	9,4	1,8	39,4	1,2	10,1	38,1
Straubing	n = 5	0,098	9,5	1,8	39,5	1,1	10,2	37,9
Haibach			kein Sorghumversuch					
Neuhof			Umbruch					
Euerhausen	n = 4	0,096	10,7	2,1	42,4	0,0	11,6	33,1
Grub			kein Sorghumversuch					
Erntejahr 2012								
Aholting	n = 7	0,078	12,1	2,4	33,8	1,5	13,0	37,2
Straubing	n = 7	0,075	12,1	2,4	33,7	1,5	13,0	37,4
Haibach	n = 7	0,079	12,1	2,4	33,9	1,3	13,0	37,3
Neuhof	n = 7	0,133	7,3	1,4	43,8	1,2	7,8	38,6
Euerhausen	n = 7	0,039	18,0	3,5	25,3	0,0	19,4	33,9
Grub			kein Sorghumversuch					
Erntejahr 2013								
Aholting	n = 7	0,210	9,9	1,9	41,3	1,2	10,6	35,1
Straubing	n = 7	0,119	9,5	1,9	39,9	1,1	10,3	37,3
Haibach	n = 7	0,228	9,8	1,9	41,1	0,5	10,6	36,1
Neuhof	n = 7	0,182	9,0	1,7	41,6	1,4	9,6	36,6
Euerhausen	n = 7	0,135	10,5	2,0	44,1	0,0	11,3	32,0
Grub	n = 7	0,198	8,7	1,7	33,0	1,0	9,3	46,3
Erntejahr 2014								
Aholting	n = 7	0,072	17,0	3,3	23,8	1,8	18,3	35,8
Straubing	n = 7	0,103	9,5	1,9	39,8	0,5	10,2	38,2
Haibach	n = 7	0,086	12,2	2,4	34,1	1,3	13,1	36,8
Neuhof			Umbruch					
Euerhausen			kein Sorghumversuch					
Grub	n = 7	0,123	9,4	1,8	30,9	1,1	10,2	46,6

5.3 Diskussion

Bisher sind nur wenige Untersuchungen zu den ökologischen Wirkungen der Sorghum-GP-Erzeugung durchgeführt worden [128][179].

Bei umfangreichen Untersuchungen zum Energiepflanzenanbau in Niedersachsen wurden der Energieaufwand, die THG-Emissionen sowie die versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen der Sorghum-GP-Erzeugung modellhaft berechnet [128]. Hierbei zeigte sich bei den berechneten THG-Emissionen eine Spannweite von 47 bis 55 kg t⁻¹ geerntete Frischmasse Sorghum-GP (TM-Gehalt: 23 %) für die verschiedenen Modellregionen. Das entspricht THG-Emissionen von 204 bis 239 kg kg⁻¹ geerntete Trockenmasse Sorghum-GP. Vergleichbar hohe Werte zeigten sich in den eigenen Untersuchungen nur im außerordentlich schwierigen Erntejahr 2013.

Im Rahmen eines deutschlandweiten Projektes zur Entwicklung und dem Vergleich von optimierten Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von Energiepflanzen (EVA-Projekt) wurden unter anderem flächen- und produktbezogene THG-Emissionen für die Sorghum-GP-Erzeugung berechnet [179]. Hierbei zeigten sich für die untersuchten Sorghumarten *Sorghum bicolor* und *Sorghum bicolor* x *Sorghum sudanense* zum Teil große Unterschiede zwischen den verschiedenen Versuchsstandorten. Demnach weisen die produktbezogenen THG-Emissionen für *Sorghum bicolor* eine Spannweite von 14 bis 30 kg CO₂-Äquivalente GJ⁻¹ Methan bzw. für *Sorghum bicolor* x *Sorghum sudanense* von 16 bis 20 kg CO₂-Äquivalente GJ⁻¹ Methan auf. Für die Berechnung der produktbezogenen THG-Emissionen in Gigajoule Methan wurde ein Silierverlust (Feld-, Sickersaft-, Gär- und Entnahmeverluste) von 12 % in Bezug auf die FM-Erträge angenommen. Die spezifischen Methanausbeuten der beiden Sorghumarten wurden projektintern durch das Leibniz-Institut für Agrartechnik Potsdam-Bornim e. V. (ATB) ermittelt [206]. Zur Ermittlung des Energiegehaltes wurde der Heizwert von Methan (36 MJ Nm⁻³) verwendet.

6 Strom- und Wärmeerzeugung aus Biogas

(Dr.-Ing. Mathias Effenberger, Dr. Omar Hijazi, Martina Serdjuk, Prof. Dr. Peter Zerle)

6.1 Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung

6.1.1 Zieldefinition

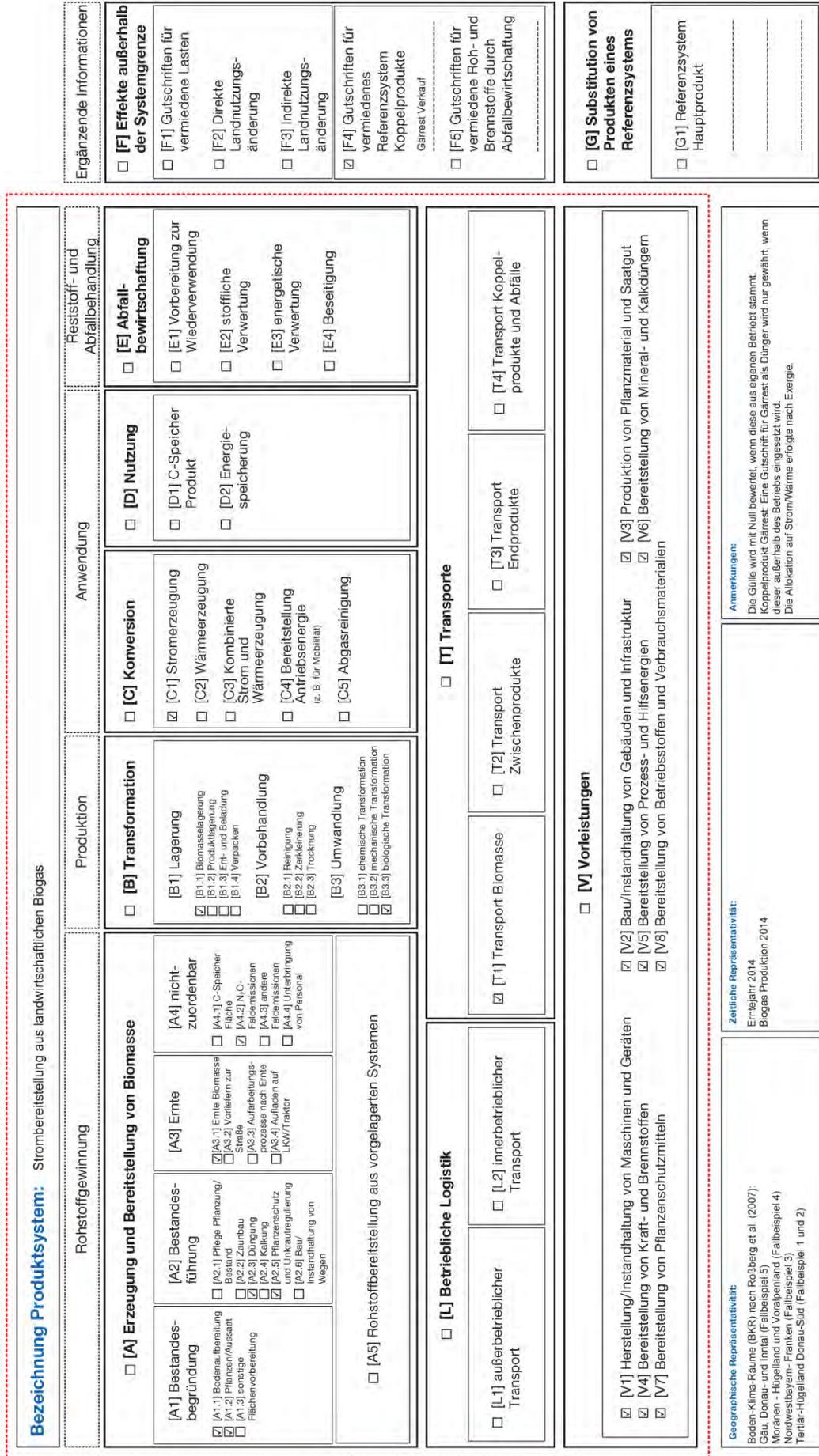
Ziel der Untersuchungen in dieser ersten Projektphase war es, regionaltypische und betriebsspezifische Ökobilanzdaten für die Biogasproduktion aus unterschiedlichen landwirtschaftlichen Einsatzstoffen und die energetische Verwertung des erzeugten Biogases zu erarbeiten. Den Schwerpunkt der Untersuchungen bildete die Analyse der Stoffströme mit dem Ziel der Bilanzierung der THG-Emissionen über die gesamte Prozesskette. Anhand von Fallbeispielen wurden wesentliche Einflussfaktoren auf die THG-Flüsse aufgeklärt und Handlungsempfehlungen für die Minimierung der THG-Emissionen und anderer schädlicher Umweltwirkungen bei der Biogaserzeugung und -verwertung abgeleitet. Die Ökobilanzierung wurde mit einer ökonomischen Bewertung unterschiedlicher Szenarien gekoppelt.

Die Biogaskette wurde auf zwei Ebenen analysiert:

- Die Substratproduktion wurde auf der Grundlage **feldexperimenteller Daten** zur Biomasseerzeugung aus dem Systemversuch Viehhausen untersucht (vgl. Kapitel 3.2.1), die übrigen Systemkomponenten wurden in diesem Fall modelliert ("virtuelle Biogasanlagen"). Der Versuch bildet eine Datenbasis für die Modellvalidierung, die Sensitivitätsanalyse (Prüfung des Einflusses unterschiedlicher Bilanzierungsansätze und Emissionsfaktoren auf flächen- und produktbezogene THG-Flüsse), den Systemvergleich und die Systembewertung.
- Auf **betrieblicher Ebene** (vgl. Kapitel 3.2.2) wurden an Fallbeispielen - ggf. ergänzt durch Modellierungen - Untersuchungen zum Anbau von Energiepflanzen (Biomasseproduktion), zur Bioenergieerzeugung (Biogas, Strom, Wärme) sowie zu den damit verbundenen Stoff-/Energieflüssen und THG-Emissionen durchgeführt.

6.1.2 Systemdarstellung und Systemgrenzen

- Die Biogassubstraterzeugung bezieht sich auf die Prozessgruppen [A1] bis [A5] sowie auf den Transport [T1] zum Silo inklusive der Einlagerung (Silierung) [B1.3] (vgl. Abbildung 37).
- Die Strom- und Wärmeerzeugung aus Biogas bezieht sich auf die Prozessgruppen [B] bis [E] (vgl. Abbildung 37).



Ergänzende Informationen
<p><input type="checkbox"/> [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze</p> <p><input type="checkbox"/> [F1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F3] Indirekte Landnutzungsänderung <input checked="" type="checkbox"/> [F4] Gutschriften für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte Gärrest Verkauf <input type="checkbox"/> [F5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung</p>
<p><input type="checkbox"/> [G] Substitution von Produkten eines Referenzsystems</p> <p><input type="checkbox"/> [G1] Referenzsystem Hauptprodukt</p>

Abbildung 37: Systemdarstellung für die harmonisierte Bilanzierung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen der Energiebereitstellung aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen

Der Analysezeitraum für die gesamte Prozesskette war das Kalenderjahr 2014, für welches vollständige Betriebsdaten aller fünf Biogasanlagen vorhanden waren. Die Biogassubstraterzeugung wurde hingegen für mindestens drei Anbaujahre untersucht, um Jahres- und Witterungseinflüsse auf Versuchs- und Betriebsebene abzubilden (Kapitel 4.1.1). Neben der Energiepflanzenerzeugung wurden auf Fruchtfolge- und Betriebsebene auch die Nahrungs- und Futtererzeugung in die Analysen miteinbezogen (vgl. Kapitel 3.2.1 und 3.2.2). Die Systemgrenze reichte vom Anbau der Energiepflanzen bzw. vom Bezug von Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung bis zum Absatz der erzeugten elektrischen und thermischen Energie (vgl. Abbildung 37).

6.1.3 Bezugsgröße und funktionelle Einheit

Biogaserzeugung: 1 MJ Biogas

Stromerzeugung: 1 kWh bzw. 1 MJ elektrische Energie

Wärmeerzeugung: 1 kWh bzw. 1 MJ Wärmeenergie

6.1.4 Beschreibung des Produktsystems

Die Prozesse [A1] bis [A5] für die Biomasseerzeugung und -bereitstellung wurden bereits in Kapitel 4.1.4 beschrieben. Der zugeordnete Transport von Biomasse und Gärresten kann, wie bereits in Kapitel 4.1.4 beschrieben wurde, unter Umständen erheblichen Einfluss auf die THG-Bilanz nehmen.

Nach der Ernte wird die Biomasse gelagert [B1.1], um eine kontinuierliche Versorgung der nachfolgenden Umwandlungskette sicherstellen zu können. Die Biomasse kann zunächst sowohl am Ort der Ernte (Feldrand) als auch an einer anderen Lagerstätte zwischengelagert werden. Die abschließende Lagerung findet dann am Ort der Transformation [B] statt. Dabei kann die Lagerung mit oder ohne Konditionierung der Biomasse (z. B. Regulierung des Wassergehalts) erfolgen. Die Lagerung mit Konditionierung ist in der Regel mit einem zusätzlichen Aufwand an Prozessenergie (z. B. für Lüftungsaggregate) oder Betriebsstoffen verbunden [B2.3]. Generell sind bei der Lagerung auftretende Masseverluste zu berücksichtigen. Im Falle einer Konservierung (z. B. bei der Silierung von Silomais) muss neben den eigentlichen Lagerverlusten auch der Trockenmasseabbau während der Silierung berücksichtigt werden. Weiterhin können bei Lagerungsprozessen innerbetriebliche Transporte erforderlich sein (z. B. zur Umschichtung).

Je nach anfallendem Erntegut werden unterschiedliche Lagertypen verwendet: Lagerhallen, Schächte, Getreidelager, Flach-/Hoch-/Fahrsilo, etc. Anfallende Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung werden in Gruben oder auf Platten zwischengelagert. Die einzelnen Lagertypen für pflanzliche Biomasse und Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung müssen vor der Nutzung errichtet und je nach Nutzungsdauer auf mehrere Jahre abgeschrieben werden.

Bei der Beschickung/Ent- und Beladung [B1.3] werden die Einsatzstoffe aus dem Lager entnommen und in die Biogasanlage eingebracht. Hierbei waren die Substratmenge, der Maschineneinsatz sowie der Dieselverbrauch zu erfassen. Der Eintrag der Ausgangssubstrate aus dem Silo/Lager in den Fermenter wurde als eine der beiden Schnittstellen zwischen ÖLB und LfL auf feldexperimenteller Ebene definiert (vgl. Abbildung 38). Ladevorgänge erfolgen meist unter Einsatz von entsprechenden Lademaschinen, wobei auf landwirtschaftlichen Betrieben z. B. Frontlader, Radlader oder Teleskoplader zum Einsatz kommen. Weiterhin können Ladevorgänge mit innerbetrieblichen Fahrten verbunden sein.

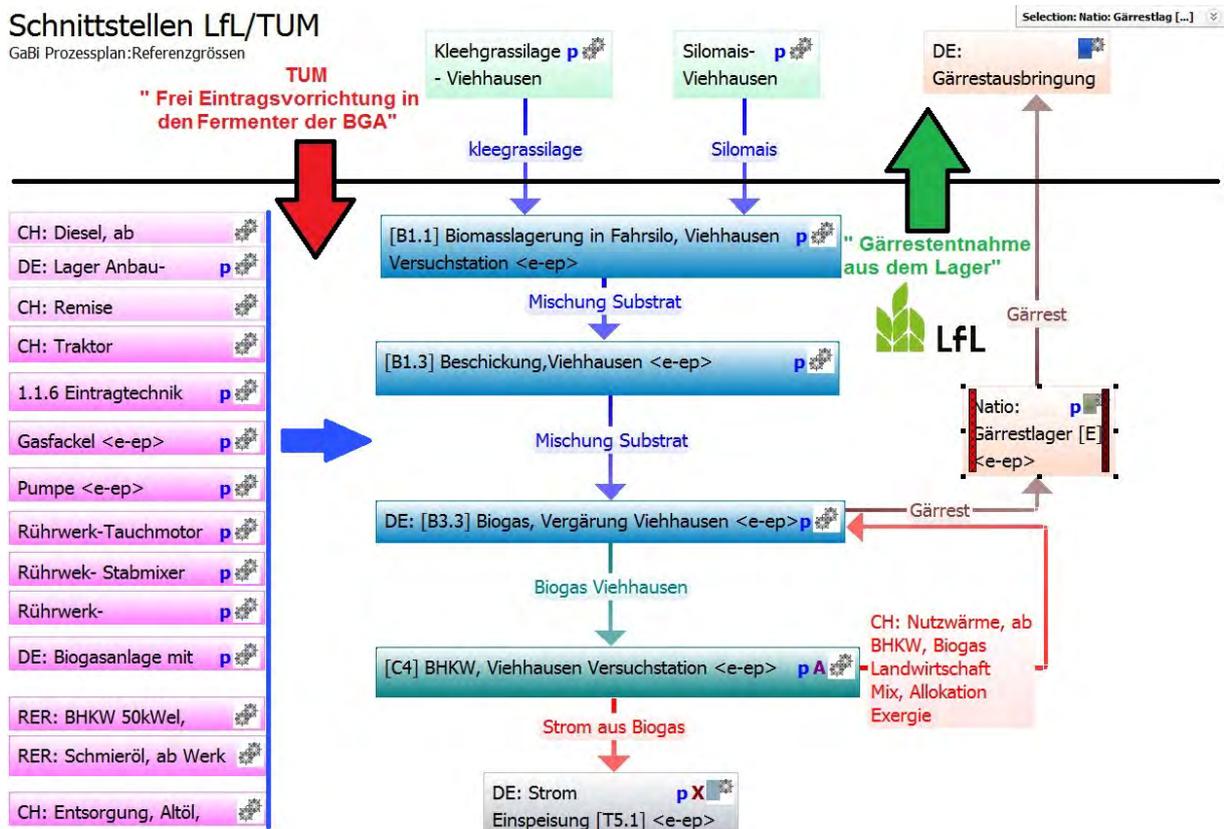


Abbildung 38: Bilanzierungsmodell des feldexperimentellen Systemversuchs mit den Schnittstellen zwischen LfL und ÖLB

Die biologische Transformation (Vergärung) [B3.3] beinhaltet alle biologischen Umwandlungsprozesse der Biomasse in den entsprechenden Bioenergieträger, in diesem Fall Biogas. Die Substrate werden im Hauptgärbehälter (und ggf. weiteren Gärstufen/Nachgärbehältern) vergoren. Hierbei entstehen Biogas (Hauptprodukt) und Gärrest (Nebenprodukt). Im Rahmen des LfL-Monitorings wurden jeweils tagesgenau der Substratinput, der Eigenenergiebedarf der Biogasanlage und die Biogasproduktion erfasst. Als Energieinputs in den Biogasprozess wurden der Strombedarf für den Betrieb von Rührwerken, Pumpen, Feststoffeintrag und von sonstigen Stromverbrauchern sowie der Wärmebedarf für die Beheizung der Gärbehälter erfasst.

Die hier betrachtete kombinierte Strom- und Wärmeerzeugung [C3] beinhaltete alle zur Umwandlung des Bioenergieträgers Biogas in elektrische und thermische Nutzenergie erforderlichen Prozesse. Bei der Bilanzierung war zu berücksichtigen, woher die für den Betrieb der Biogasanlage benötigte elektrische Prozessenergie stammte (aus Eigenproduktion oder aus dem öffentlichen Stromnetz). Die Wärmeenergie für die Beheizung der Gärbehälter stammte in allen Fällen aus eigener Produktion.

Die Nutzung [D] der bereitgestellten Energieformen erfolgte teilweise innerhalb der Anlage und zum größeren Teil bei externen Abnehmern. Mit der Wärmeenergie wurde zunächst der Eigenbedarf der Biogasanlagen abgedeckt; der Überschuss wurde an andere Nutzer abgesetzt, wobei neben unvermeidbaren Verlusten stets ein ungenutzter Anteil verblieb (Fortwärme). Der erzeugte elektrische Strom wurde in drei Fallbeispielen in das öffentliche Stromnetz eingespeist (Kompletteinspeisung), zwei Praxisbetriebe zweigten zuvor den Bedarf für den Betrieb der Biogasanlage ab (Überschusseinspeisung). Als "Sonstige Verwertung" [E3] wurde der anfallende Gärrest aus der Biogasanlage als organischer Dünger im Pflanzenbau eingesetzt. Dieser Prozess beschreibt die zweite Schnittstelle zwischen LfL und ÖLB (vgl. Abbildung 38).

6.1.5 Datenqualität und Datenherkunft

Feldexperimentelle Ebene: Beschreibung der Modell-Biogasanlagen

Die Kennwerte für die Modell-Biogasanlagen wurden aus den Ergebnissen des LfL-Biogas-Monitorings abgeleitet, wobei Durchschnittswerte herangezogen und Extremwerte nur für Sensitivitätsbetrachtungen genutzt wurden. Der Tabelle 38 können die Grundannahmen zu den Modellanlagen entnommen werden. Für die drei betrachteten Anbaujahre wurde unterstellt, dass das Biogas mittels eines Gas-Otto-Motors mit 75 kW elektrischer Nennleistung energetisch verwertet wurde.

Tabelle 38: Grundannahmen zu den Einsatzstoffen für die Modell-Biogasanlagen auf der feldexperimentellen Ebene

Parameter	Einheit	Luzerne-Klee gras (Silage)	Mais (Silage)
TM-Gehalt	%	35	35
oTM-Gehalt in der TM	%	90	95
Biogasausbeute aus der oTM	l kg ⁻¹	553	538
Biogasausbeute aus der FM	m ³ t ⁻¹	174	178
Methangehalt im Biogas	%	55	52
N-Gehalt in der FM	kg t ⁻¹	4,7	2,9
P ₂ O ₅ -Gehalt in der FM	kg t ⁻¹	1,3	1,3
K ₂ O-Gehalt in der FM	kg t ⁻¹	6,1	3,1
MgO-Gehalt in der FM	kg t ⁻¹	0,6	0,5

Tabelle 39: Grundannahmen zur Biogasproduktion und -verwertung in der Modellanlage ($P_{el} = 75 \text{ kW}$) für die feldexperimentelle Ebene

Parameter	Einheit	Wert
Durchschnittlicher TM-Gehalt im Input in den Fermenter	%	35
Abbaugrad der oTM (näherungsweise)	%	71
Durchschnittlicher TM-Gehalt im Output aus dem Fermenter	%	15,9
Biogasertrag im Jahr	m ³	311.553
Durchschnittlicher Methangehalt im Biogas	%	54,2
Gärrestvolumen	m ³	1373
Bedarf an Gärrestlagervolumen	m ³	677
N-Gehalt im Gärrest	kg m ⁻³	5,4
P ₂ O ₅ -Gehalt im Gärrest	kg m ⁻³	1,7
K ₂ O-Gehalt im Gärrest	kg m ⁻³	6,8
MgO-Gehalt im Gärrest	kg m ⁻³	0,7
Bruttoenergieertrag	kWh a ⁻¹	1.764.706
Elektrischer Nutzungsgrad BHKW	%	34
Thermischer Nutzungsgrad BHKW	%	53
Brutto-Stromertrag	kWh a ⁻¹	600.000
Anteilige Übertragungsverluste Strom	%	1
Brutto-Wärmeertrag	kWh a ⁻¹	935.294
Anteiliger Eigenstrombedarf	%	10
Anteiliger Eigenwärmebedarf	%	25
Anteil Wärmeabsatz an Brutto-Wärme	%	50

Die Modell-Anlage besteht aus einem Hauptgärbehälter/Fermenter, einem Nachgärbehälter und einem Gärrestlager (vgl. Abbildung 39). Die beiden Gärbehälter verfügen über Gasspeicherhauben, ebenso das Gärrestlager. Die Gasverwertung erfolgt in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) mit Gas-Otto-Motor ($P_{el} = 75 \text{ kW}$). Der erzeugte elektrische Strom abzüglich des Eigenbedarfs der Biogasanlage wird in das Elektrizitätsnetz eingespeist (Überschusseinspeisung).

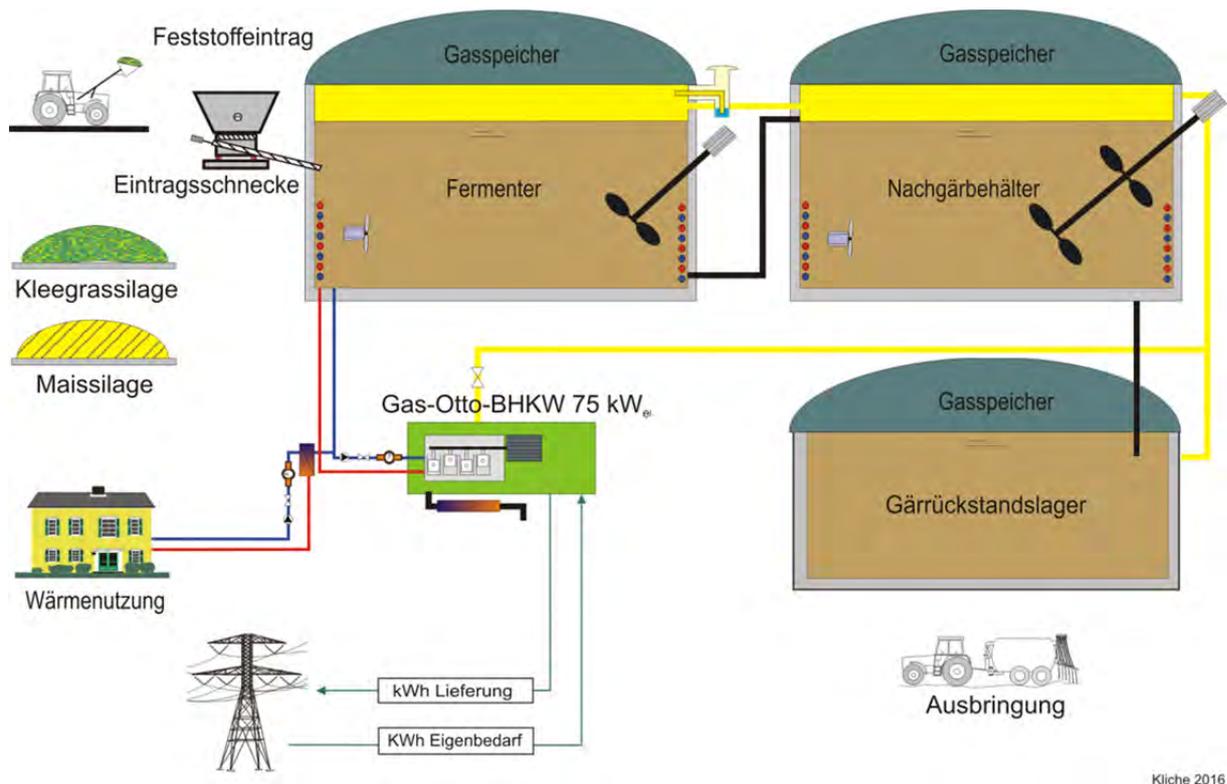


Abbildung 39: Fließbild der Modell-Anlage für die Betrachtung auf feldexperimenteller Ebene auf Basis des Systemversuchs Viehhausen

Die ökonomische Datengrundlage der Modellbiogasanlage basiert auf verschiedenen Studien zur Kostenanalyse sowie auf Leitfäden und Nachschlagewerken zu Biogasanlagen [134][155][238][271][388]. Die Gesamtinvestition (Silo, Biogasanlage, BHKW) bezogen auf die elektrische BHKW-Nennleistung wurde mit 6.800 € pro kW angesetzt, wobei auf die baulichen Anlagen 44 %, auf die technischen Anlagen 56 % der Investition entfallen. Die Abschreibung erfolgte linear auf zehn Jahre bei den technischen Anlagen und 20 Jahre bei den baulichen Anlagen. Instandhaltungskosten wurden mit 5 % für die technischen Anlagen (außer BHKW) und 1 % für die baulichen Anlagen angesetzt. Für die Abschätzung der Instandhaltungskosten des BHKW wurde eine Erhebung der Arbeitsgemeinschaft für sparsamen und umweltfreundlichen Energieverbrauch e. V. herangezogen, die regelmäßig durchgeführt wird [12]. Je produzierter kWh Strom wurden 2,2 €-ct für die Instandhaltung (Wartungsvertrag) berechnet.

Die 75 kW Modellbiogasanlage wurde mit dem eigenbetrieblichen Luzerne-Klee gras sowie zugekauftem Silomais betrieben. Abhängig von den jährlichen Erntemengen des Luzerne-Klee gras varierte die Substratzusammensetzung gemäß Tabelle 40.

Tabelle 40: Zusammensetzung der Biogassubstrate für die Modellbiogasanlage mit $P_{el} = 75 \text{ kW}$ in $t \text{ FM a}^{-1}$ für jedes Erntejahr

Anbaujahr	2011	2012	2013
Einsatzmenge (FM) Luzerne-Klee gras in t	1.391	1.281	1.779
Einsatzmenge (FM) Silomais in t	389	498	0

Die Kosten für das eigenbetrieblich produzierte Luzerne-Klee gras sind Kapitel 4.2.4 zu entnehmen. Die Kosten für das Co-Substrat Silomais wurden mit Hilfe von Kalkulationsdaten ermittelt [23][269]. Dazu wurden die in Tabelle 41 gelisteten Preise (netto) für den Feldbestand zur Ernte angenommen.

Tabelle 41: Preise (netto) für Maissilage (Feldbestand zur Ernte) in den Erntejahren 2011 bis 2013 [23]

Anbaujahr	2011	2012	2013
Nettopreis FM (Feldbestand zur Ernte) in € t^{-1}	2,5	3,3	2,5

Betriebliche Ebene:

Die Kriterien für die Auswahl der fünf Fallbeispiele wurden bereits in Kapitel 4.1.4 erläutert. Tabelle 42 und Tabelle 43 geben einen Überblick über einige Kenndaten der fünf landwirtschaftlichen Betriebe und Biogasanlagen. Anschließend erfolgt eine detaillierte Beschreibung der Fallbeispiele.

Tabelle 42: Rahmendaten der als Fallbeispiele ausgewählten Biogas-Praxisbetriebe für die Bilanzierung in ExpResBio

ID	Boden-Klima-Raum	Einsatzstoffe*	elektr. Nennleistung BHKW in kW	Wärmenutzung
1	Tertiär-Hügelland Donau-Süd	MS , GS, GPS, CCM, RG	630	Heizwärme: Seniorenheim, Wohnhäuser; Scheitholztrocknung
2	Tertiär-Hügelland Donau-Süd	KG , GPS, RM, MS	440	Heizwärme: Nahwärmenetz, landwirtschaftliche Betriebsgebäude
3	Nordwestbayern – Franken	MS , SG, GS, GPS, G	920	Heizwärme: Schweinestall, Wohnhaus
4	Moränen-Hügelland und Voralpenland	GS , MS, RG	100	Heizwärme: Wohnhaus, Schule
5	Gäu, Donau- und Inntal	MS , GS, GPS, CCM	207	Heizwärme: Wohnhaus, Schwimmbad, Schweinestall

* CCM: Corn-Corb-Mix; G: Getreide; KG: Kleegrassilage; MS: Maissilage; GPS: Ganzpflanzensilage; GS: Grassilage; RG: Rindergülle; RM: Rindermist; SG: Schweinegülle. Die Haupteinsatzstoffe sind fett hervorgehoben.

Tabelle 43: Fallstudien Biogas: Ausgewählte verfahrenstechnische Kennwerte der fünf untersuchten Biogasanlagen (Mittelwerte über den ausgewerteten Zeitraum)

Kennwert	Einheit	1	2	3	4	5
Gärraum spezifische installierte el. Nennleistung	kW m ⁻³	0,17	0,14	0,26	0,06	0,09
Gesamt-Raumbelastung (organische TM)	kg m ⁻³ d ⁻¹	2,1	2,2	3,3	0,8	
Anteiliger Strombedarf der Biogasanlage	%	7,7	10,2	6,2	17,6	10,0
Anteiliger Wärmeabsatz der überschüssigen BHKW-Wärme	%	81	56	57	92	70

Fallbeispiel 1

Die in Kooperation mit einem Planungsbüro konzipierte und weitgehend in Eigenregie errichtete Biogasanlage ist seit dem Jahr 2004 in Betrieb. Bei der Anlage handelt es sich um eine typische NawaRo-Biogasanlage, die den erzeugten Strom nach Abzweigung des Eigenbedarfs gemäß den Konditionen des EEG 2004 ins Netz einspeist.

Wie im Fließbild in Abbildung 40 dargestellt verfügt die Anlage über zwei parallel geschaltete, baugleiche Fermenter (Maße: 16 m x 5 m; Arbeitsvolumen: ca. 900 m³). Die beiden Fermenter sind wärmeoptimiert mit Betondecke ausgeführt und werden mithilfe

von Wandheizungen im mesophilen Bereich auf einer Prozesstemperatur von durchschnittlich 42 °C gehalten. Durchmischt werden beide Behälter jeweils mittels eines Langachsührwerks und eines Stabmixers (Die ursprünglich noch in die Fermenter integrierten zusätzlichen Tauchmotorrührwerke wurden aufgrund technischer Defekte stillgelegt.) Ein 50 m³ fassender Zweischnecken-Vertikalmischer beschickt über eine Konstruktion aus Steig- und Stopfschnecken beide Fermenter simultan mit Feststoffen. Geringe Mengen an Rindergülle werden aus einer Vorgrube (Maße: 4 m x 5 m; Lagervolumen: ca. 60 m³) hinzu dosiert. Im Jahr 2010 wurde eine Bypassleitung zwischen den beiden Fermentern installiert und in diese eine Drehkolbenpumpe mit Lochscheiben-Nasszerkleinerer und nachgeschalteter elektrokinetischer Desintegration¹⁸ eingebaut. Hauptziel dieser technischen Maßnahme war neben einer Verringerung der Partikelgröße zur Senkung des Strombedarfs für das Durchmischen der Fermenter, die Steigerung des Abbaugrades der oTM in der Gärstrecke.

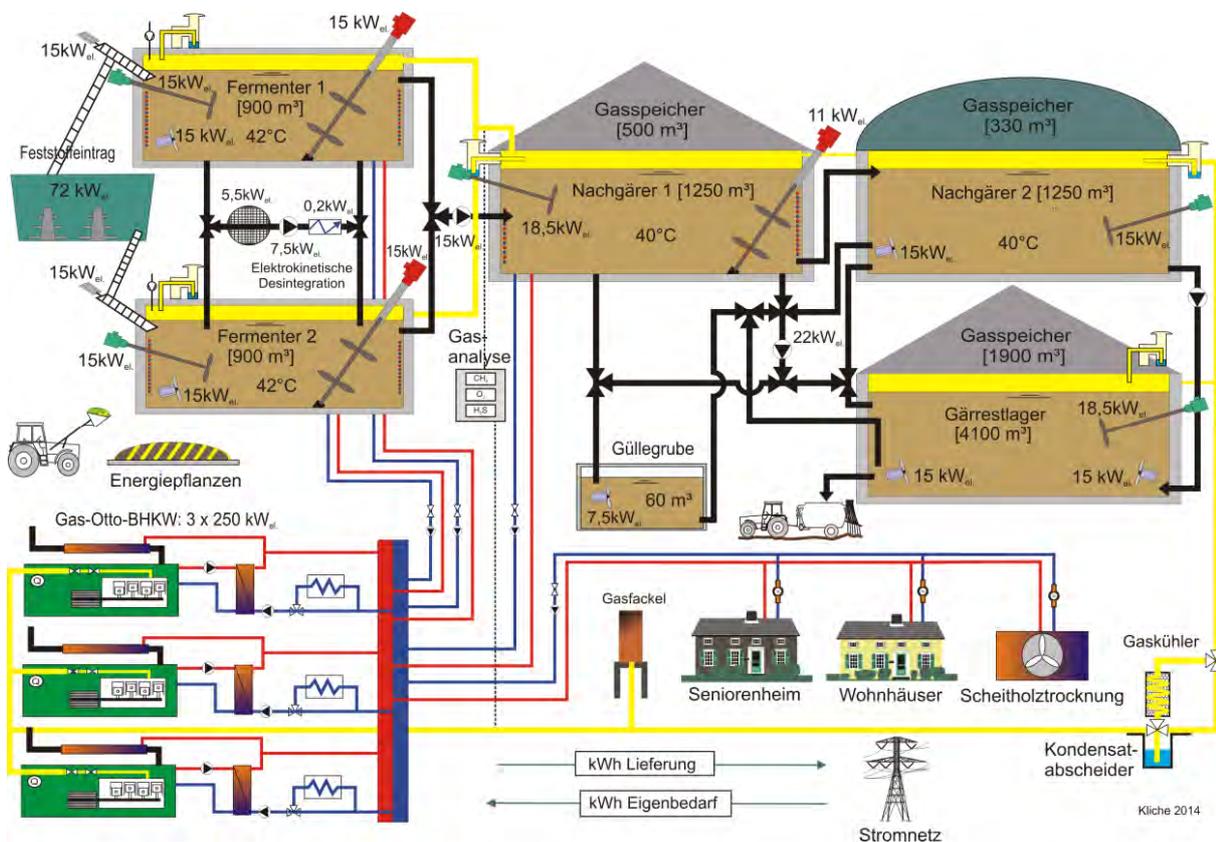


Abbildung 40: Fließbild der Biogasanlage von Betrieb 1 für den Ausbauzustand in 2014

Den Fermentern sind zwei gleichgroße Nachgärer (Maße: 19 m x 5 m; Arbeitsvolumen: ca. 1.250 m³) in Reihe nachgeschaltet. Nachgärer 1 ist mit einem Tragluftdach zur Gasspeicherung ausgerüstet und wird mittels einer Wandheizung auf einer durchschnitt-

¹⁸ Bei der elektrokinetischen Desintegration wird durch Anlegen eines Hochspannungspulses (28 kV) ein elektrischer Durchschlag durch den Materialstrom erreicht. Aufgrund der resultierenden Schockwelle in der Gärsuspension platzen die Zellwände in den Substratpartikell und die Partikelgröße wird verringert.

lichen Prozesstemperatur von 40 °C gehalten. Eine Drehkolbenpumpe beschickt den Behälter mit Gärsubstrat aus den beiden Hauptfermentern. Durchrührt wird der erste Nachgärer mithilfe eines Stabmixers und eines Langachsührwerks. Das Gärgemisch aus dem ersten Nachgärer gelangt über einen freien Überlauf in den zweiten Nachgärer, der eine EDPM-Gasspeicherhaube besitzt und nicht beheizt wird. Da die Behälterwand gedämmt ist, wurde trotzdem eine durchschnittliche Prozesstemperatur von 27 °C im Behälter erreicht. Als Rührwerke sind in diesem Behälter ein Tauchmotorrührwerk sowie ein Stabmixer installiert.

Der Gärrest aus dem Nachgärer 2 wird über eine zentrale Pumpstation mit Drehkolbenpumpe in das mit einem Tragluftdach und zwei Tauchmotorrührwerken ausgestattete Gärrestlager gepumpt (Maße: 30 m x 6 m; Lagervolumen: ca. 4.100 m³). Das Gärrestlager ist nicht wärmegeämmt, so dass der Gärrest vor Ausbringung abkühlen kann.

Insgesamt verfügt die Biogasanlage über eine Gasspeicherkapazität von etwa 2.700 m³. Das erzeugte Biogas wird in einem im Boden verlegten Gasregister und zusätzlich mithilfe einer aktiven Gaskühlung mit Klimagerät entfeuchtet. Das entfeuchtete Biogas wird von drei Gas-Otto-BHKW in Strom und Wärme gewandelt. Zum Zeitpunkt der Erstinbetriebnahme wies das BHKW eine elektrische Nennleistung von insgesamt 380 kW auf (zwei baugleiche Gas-Otto-Motoren mit 190 kW). Seither wurde die elektrische Anlagenleistung sukzessive auf 750 kW (drei Gas-Otto-Motoren mit 250 kW) erhöht.

Der Strombedarf für den Betrieb der Biogasanlage wird vom BHKW-Strom abgezweigt, der restliche erzeugte Strom wird in das öffentliche Netz eingespeist. Seit Mitte des Jahres 2014 ist die Biogasanlage Teilnehmer an einem Direktvermarktungspool. Es ist angedacht, im Zuge der Flexibilisierung in Zukunft negative Regelleistung bereitzustellen. Die nicht für die Beheizung der Gärbehälter benötigte BHKW-Wärme wird zur Beheizung eines nahe gelegenen Seniorenheimes sowie zur Trocknung von Scheitholz verwendet. 2014 wurde mit dem Bau eines zusätzlichen Nahwärmenetzes begonnen, um weitere Wohnhäuser der nahegelegenen Ortschaft mit Wärme zu versorgen.

Fallbeispiel 2

Die von einem Komplettanbieter geplante und errichtete Biogasanlage befindet sich im oberbayerischen Landkreis Freising. Die Biogasanlage ist Teil eines tierhaltenden, ökologisch wirtschaftenden Gutsbetriebes und speist seit dem Jahr 2008 Strom in das Netz ein. Der pflanzenbauliche Schwerpunkt des Betriebs liegt in der Saatgutvermehrung und -erzeugung. Gründe für die Errichtung einer Biogasanlage auf dem Betrieb waren die energetische Nutzung des in der Ökofruchtfolge angebauten mehrjährigen Klee-grases und die gleichzeitige Erzeugung eines wertvollen organischen Düngers für die Ökosaatgutvermehrung in Form des Gärrestes. Zur Verringerung gärbio-logischer Probleme wird der Substratmix durch zugekaufte Maissilage, Getreide-GPS und im Betrieb anfallenden Rindermist ergänzt. Die Biogasanlage wird gänzlich ohne Zugabe von flüssigen Einsatzstoffen betrieben und realisiert damit den Technologiebonus gemäß EEG 2004.

Eine Besonderheit der Anlage stellt der im Fließschema in Abbildung 41 dargestellte liegende "Pfpfenstromfermenter" dar (Maße [L x B x H]: 16 m x 6 m x 6 m; Arbeitsvolu-

men: ca. 900 m³). Der Fermenter ist rundum wärmege­dämmt und wird mithilfe von Edelstahlrohr-Wandheizungen auf einer Gärtemperatur von 41 °C gehalten. Um das bedingt durch den großen Anteil an Klee­gras extrem zähe und dickflüssige Gärgemisch im Fermenter durchmischen zu können, verfügt der Pfropfenstromfermenter über ein durchgehendes, sehr langsam drehendes Haspelrührwerk. Das beidseitig gelagerte Haspelrührwerk ist in der Mitte geteilt und wird von zwei Getriebemotoren mit Frequenzumrichtern angetrieben. Die festen Einsatzstoffe werden aus einem 35 m³ fassenden Abschiebecontainer mittels stehender Fräßwalzen in eine Trogschnecke dosiert, die über eine senkrechte Steigschnecke und eine Stopfschnecke den Fermenter beschickt.

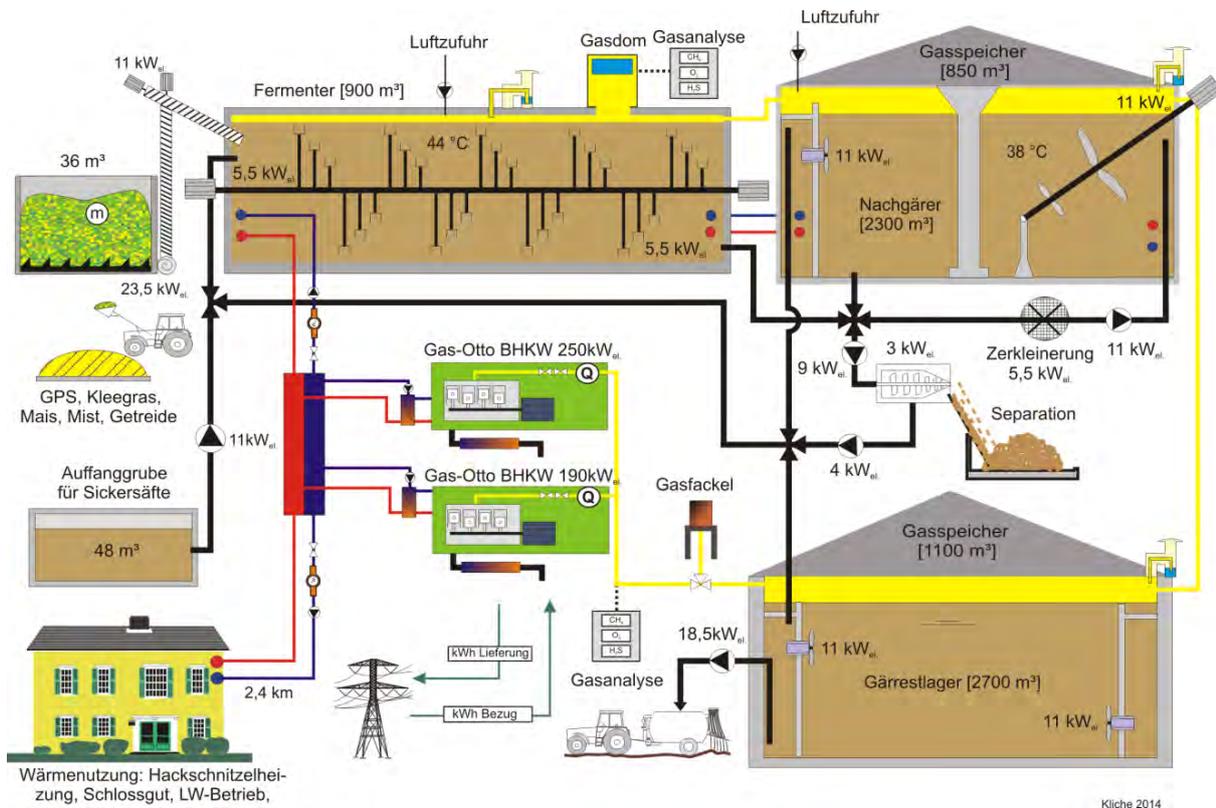


Abbildung 41: Fließbild der Biogasanlage von Betrieb 2 für den Ausbauzustand in 2014

Dem liegenden Fermenter ist ein herkömmlicher stehender Nachgärbehälter (Maße: 23 m x 6 m; Arbeitsvolumen: ca. 2.300 m³) mit Tragluftdach zur Gasspeicherung (Lagerkapazität: 850 m³) nachgeschaltet. Eine Drehkolbenpumpe pumpt das Gärgemisch über einen Lochscheiben-Nasszerkleinerer aus dem Fermenter in den Nachgärer. Der an Wand und Boden wärmege­dämmt Behälter wird mittels einer Wand- und Bodenheizung auf einer Gärtemperatur von 37 °C gehalten und ist mit einer Kombination aus Langachs­rührwerk und Tauchmotorrührwerk ausgestattet. In der Fahrsiloanlage anfallender Silagesickersaft wird von einer Kreiselpumpe aus der Vorgrube (Maße: 4 m x 4 m; Lagerkapazität: ca. 50 m³) in den Nachgärer gefördert.

Weitgehend ausgegorenes Gärgemisch wird über eine Exzentrerschneckenpumpe in einen Pressschneckenseparator gefördert. Die separierten festen Gärrückstände werden in ein Fahrsilo gebracht, leicht verdichtet und mit einer Folie abgedeckt gelagert. Die flüssige Phase wird mithilfe einer Exzentrerschneckenpumpe in ein gasdichtes Gärrestlager gepumpt (Maße: 25 m x 6 m; Lagerkapazität: ca. 2.700 m³), wo der flüssige Gärrest bis zur Ausbringung auf die Felder abkühlen kann. Das Gärrestlager ist mit einem Tragluftdach zur Gasspeicherung (Lagerkapazität: 1.100 m³) und zwei Tauchmotorrührwerken ausgestattet.

Das in der Anlage erzeugte Biogas wird in zwei Gas-Otto-BHKWs mit einer elektrischen Nennleistung von 190 kW bzw. 250 kW in Strom und Wärme umgewandelt. Die BHKW-Wärme deckt zusammen mit einem Biomasseheizkraftwerk (thermische Leistung 800 kW), das mit Hackschnitzeln aus betriebseigenen Waldflächen befeuert wird, den gesamten Wärmebedarf des ökologischen Betriebs mit Gewächshäusern sowie des ca. zwei Kilometer entfernt liegenden Schlossgebäudes mit seinen Tagungs- und Gastronomieräumen.

Fallbeispiel 3

Die Biogasanlage in diesem Fallbeispiel wurde im Jahr 2005 von einem Komplettanbieter geplant und mit einem großen Anteil an Eigenleistung errichtet. In der Anlage werden etwa 30 % Wirtschaftsdünger zusammen mit 70 % nachwachsenden Rohstoffen vergoren (Frischmasseanteile). Die in einen Tierhaltungsbetrieb integrierte Biogasanlage speist den erzeugten Strom nach den Regelungen des EEG 2004 ins Netz ein.

Wie im Fließschema (Abbildung 42) dargestellt, verfügt die Anlage über zwei parallel geschaltete Fermenter. Während der Fermenter 1 (Maße: 14 m x 6 m; Arbeitsvolumen: ca. 850 m³) seit der Inbetriebnahme der Anlage existiert, wurde der Fermenter 2 (Maße: 18 m x 6 m; Arbeitsvolumen: ca. 1.400 m³) erst im Jahr 2012 im Zuge einer Leistungserhöhung der Anlage errichtet. Beide Fermenter sind mit einer EPDM-Gasspeicherhaube ausgestattet und werden mithilfe von Kunststoffrohr-Wandheizungen auf mesophilem Temperaturniveau gehalten. Dabei wird Fermenter 1 mit durchschnittlich 43 °C auf einer niedrigeren Prozesstemperatur betrieben als Fermenter 2 mit durchschnittlich 46,5 °C. Durchmischt werden beide Behälter mittels horizontaler Paddelrührwerke, wobei Fermenter 1 über ein Rührwerk, Fermenter 2 über zwei Rührwerke verfügt. Feste Einsatzstoffe werden aus jeweils einem Vorlagetrichter (Fassungsvolumen: 13 m³) mit einer einzigen Auflöse-/Stopfschnecke direkt in die beiden Fermenter eingetragen. Gülle aus dem betriebseigenen Schweinestall am Standort und von benachbarten Betrieben wird mithilfe einer Tauchschneidpumpe aus der Vorgrube (Maße: 5 m x 4 m; Lagervolumen: ca. 70 m³) in den Fermenter 1 dosiert. Zur Verbesserung der Abbauleistung des Gärgemisches wurde ursprünglich zwischen dem ersten Fermenter und dem Nachgärer eine Ultraschall-Desintegration installiert, welche im Zuge von Umbaumaßnahmen im Jahr 2012 aber stillgelegt wurde.

Den beiden Fermentern ist ein Nachgärer (Maße: 14 m x 6 m; Arbeitsvolumen: ca. 850 m³) nachgeschaltet, dem das Gärgemisch mittels zweier Exzentrerschneckenpumpen zugeführt wird. Der Nachgärbehälter ist ebenfalls mit einer EPDM-

Gasspeicherhaube ausgestattet und wird mithilfe einer Wandheizung auf einer durchschnittlichen Prozesstemperatur von 39 °C gehalten. Für die Durchmischung ist ein Tauchmotorrührwerk installiert.

Über eine weitere Exzentrerschneckenpumpe wird der Gärrest aus dem Nachgärer in das mit einer EPDM-Gasspeicherhaube und zwei Tauchmotorrührwerken ausgestattete erste Gärrestlager gepumpt (Maße: 25 m x 6 m; Lagervolumen: ca. 2.700 m³). Ist das Gärrestlager 1 voll, so wird der Gärrest aus dem Nachgärer in ein zweites, erst im Jahr 2012 errichtetes Gärrestlager gepumpt (identische Maße wie Gärrestlager 1). Um aufgrund eines zu großen Gaslagervolumens nicht in die Störfallverordnung zu fallen, wurde das zweite Gärrestlager mit einer Betondecke anstelle der EPDM Gasspeicherhaube versehen. Das Gärrestlager 2 ist mit einem stehenden Paddelrührwerk ausgerüstet, das über ein festes und ein schwimmendes Paddel zur Anpassung an den schwankenden Behälterfüllstand verfügt. Ein drittes, nicht gasdicht ausgeführtes älteres Gärrestlager (Maße: 13 m x 4 m; Lagervolumen: ca. 400 m³) bietet bei Bedarf zusätzliche Lagerkapazität. Alle Gärrestlager sind nicht wärmegeämmt, so dass der Gärrest vor der Ausbringung abkühlt. Insgesamt verfügt die Biogasanlage über eine Gasspeicherkapazität von etwa 1.800 m³ und ist damit gut für eine mögliche flexible Stromproduktion gerüstet. Die Kühlung und Entfeuchtung des erzeugten Gases erfolgt mithilfe einer aktiven Gaskühlung mit Klimagerät.

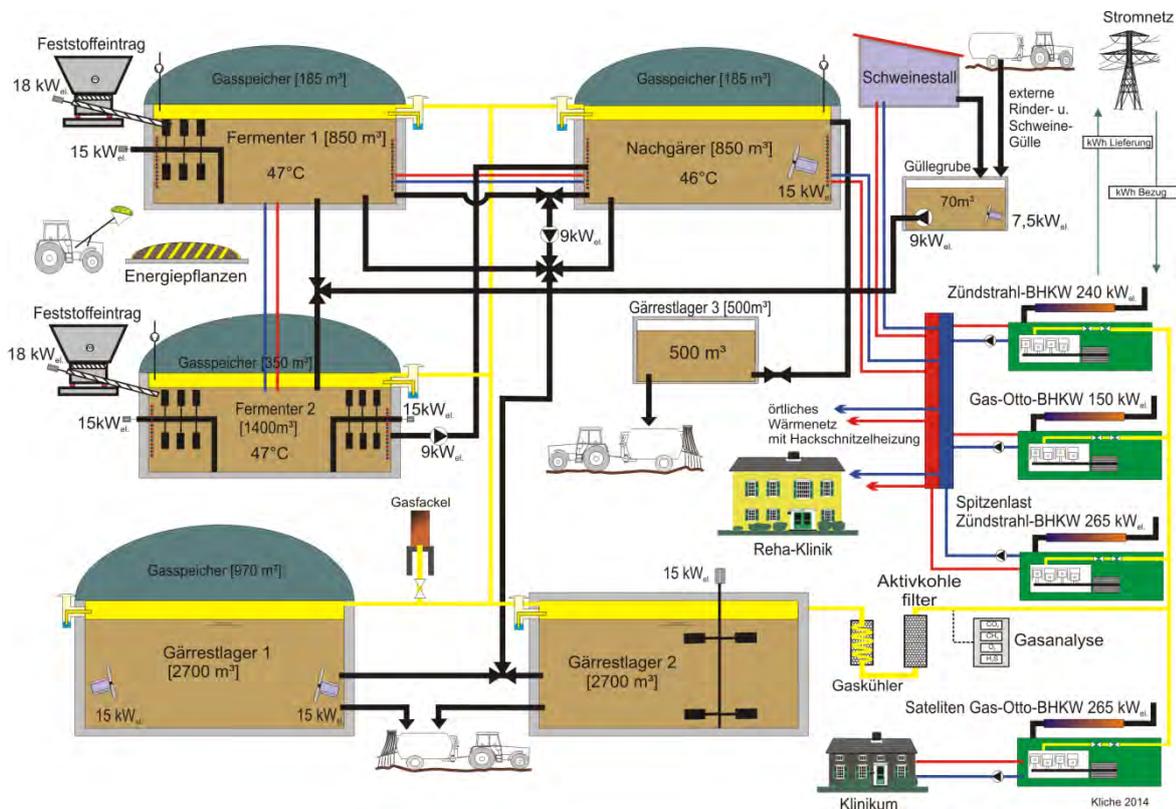


Abbildung 42: Fließbild der Biogasanlage von Betrieb 3 für den Ausbautzustand in 2014

Ursprünglich wurde das in der Anlage erzeugte Biogas von einem 240 kW Zündstrahlmotor und einem 150 kW Gas-Otto-Motor zu Strom umgewandelt. Im Rahmen der Anlagenerweiterung wurde im Jahr 2012 ein weiteres Gas-Otto-BHKW mit einer elektrischen Nennleistung von 265 kW als Satelliten-BHKW installiert. Um in Zukunft bedarfsgerecht Strom produzieren zu können, wurde im Jahr 2014 ein Spitzenlast-BHKW mit einem 265 kW Zündstrahl-Motor am Standort der Biogasanlage errichtet. Die installierte elektrische BHKW-Leistung wurde damit seit der Anlageninbetriebnahme schrittweise von 390 kW auf 920 kW mehr als verdoppelt. Die bei der Stromerzeugung anfallende Wärme wird zur Beheizung eines Schweinestalls, von Betriebsgebäuden und einer nahegelegenen Klinik genutzt.

Fallbeispiel 4

Die von einem Komplettanbieter geplante Biogasanlage befindet sich im südlichen Landkreis Oberallgäu und wurde zu großen Teilen in Eigenleistung errichtet. Sie ist seit 2006 in Betrieb und besteht aus einem Fermenter, einem Nachgärbehälter (je 770 m³) und einem Gärrestlager (600 m³) (Fließschema siehe Abbildung 43). Da das Gärrestlager zu klein bemessen ist, müssen vor der kalten Jahreszeit Teilmengen des Nachgärbehälters ausgebracht werden, um genügend Lagervolumen zur Verfügung zu haben. Alle drei Behälter sind mit befahrbaren Betondecken versehen. Das Gärrestlager ist nicht an das Gassystem angeschlossen.

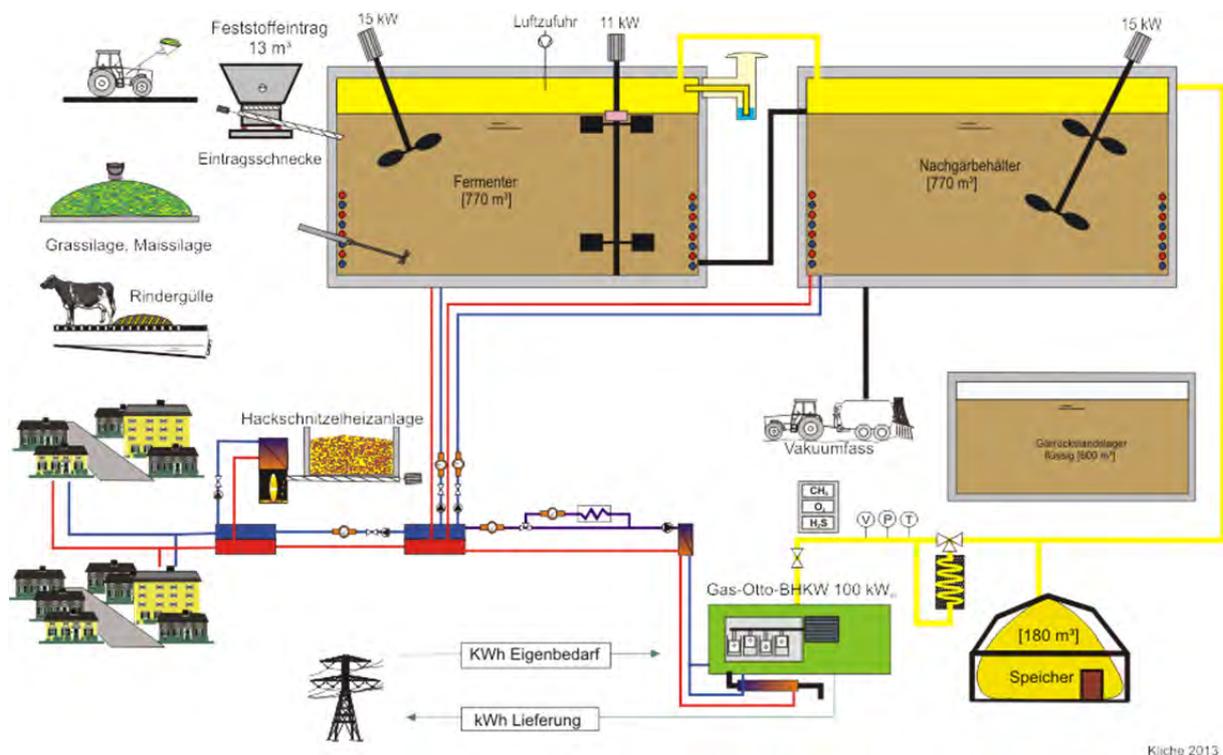


Abbildung 43: Fließbild der Biogasanlage von Betrieb 4 in 2014

Die Tierhaltung wurde an diesem Betrieb aufgegeben, weshalb die eingesetzte Rindergülle ausschließlich aus Betrieben der Nachbarschaft stammt. Die eingesetzte Grassilage wird aufgrund der steilen Hanglagen der umliegenden Grünlandflächen nicht mit dem Häcksler, sondern mit dem Kurzschnittladewagen geerntet und ohne weitere Zerkleinerung einsiliert. In Jahren mit mäßiger Ernte muss für die Wintermonate Substrat (Maissilage) zugekauft werden, da die eingelagerte Grassilage nicht für eine ganzjährige Auslastung der Biogasanlage ausreicht.

Für die Wärmenutzung hat der Betreiber ein genossenschaftlich organisiertes Nahwärmenetz mit Hackschnitzelheizung errichtet. Die gesamte verfügbare BHKW-Wärme wird in dieses Nahwärmenetz eingespeist.

Da es keine Vorgrube gibt, muss die Gülle bei Anlieferung direkt vom Fass in die erste Stufe eingeleitet werden. Von dort gelangt das Material durch freien Überlauf in den direkt daneben angeordneten Nachgärbehälter. Diesem Behälter wird das Gärgemisch mit Hilfe von Vakuumfässern entnommen und bei Bedarf in eine ca. 50 m entfernte Grube umgelagert, die vormals als Güllelager für die Milchviehhaltung diente. Der Verzicht auf den Einsatz einer Pumpe zur Substratförderung ist ungewöhnlich, wurde jedoch bewusst so gewählt, da das eingesetzte Ladewagengras wegen der langen Fasern einen hohen Pumpenverschleiß erwarten ließ. Andererseits kann der Verzicht auf eine Pumpe einen hohen Arbeitsaufwand verursachen, da der Substrattransport den Einsatz von Traktor und Güllefass erfordert, falls Gärgemisch rezirkuliert oder ein Behälter gereinigt werden muss.

Die Feststoffe gelangen über einen Feststoffdosierer in Form eines Futtermischwagens (Fassungsvermögen 13 m³) mit schräg angeordneter Einpressschnecke in den Fermenter. Der Hauptgärbehälter ist mit zwei Rührwerken ausgestattet. Zu Beginn der Untersuchung waren ein Langwellenrührwerk mit zwei Propellern und ein Stabmixer installiert. Aufgrund massiver Probleme mit aufschwimmender Grassilage wurde ersteres gegen ein vertikales Paddelrührwerk ausgetauscht. Die vergleichsweise hohe spezifische Rührwerksleistung von 0,03 kW m³ Gärraum war jedoch kein Garant für eine effiziente Durchmischung. Tatsächlich dürfte der mittlere TS-Gehalt im Fermenter höher gelegen haben, als der in Gärgemischproben ermittelte Wert von 10,1 %, da nur bei der Hälfte der Probenahmen die z. T. massive Schwimmdecke untergerührt werden konnte. Durch den Einbau des neuen Rührwerks konnte dieses Problem gelöst werden. Der Nachgärer wird mit einem zweiflügeligen Langwellenrührwerk durchmischt und wies einen mittleren TS-Gehalt von 9,5 % auf. Das Gärrestlager kann nur mit einem Zapfwellenrührwerk durchmischt werden. Die Reinigung des Biogases erfolgt durch Lufteinblasung und Trocknung über eine Gaskühlstrecke.

Die Substratbeschaffenheit in Verbindung mit der unzureichenden Rührtechnik führte zur Bildung eines mehr als 320 m³ großen Sedimentkörpers im Hauptgärbehälter, entsprechend einer Verringerung des effektiven Gärraums um mehr als 40 %. Hierdurch kam es zu einer starken Einschränkung des Wärmeübergangs, da die Heizleitungen verdeckt waren. Im Sommer 2013 musste daher der Hauptgärbehälter ausgeräumt werden.

Fallbeispiel 5

Diese Biogasanlage ist nicht Teil des LfL-Biogas-Monitorings, weshalb die für die Bilanzierung erforderlichen Daten erst im Projektverlauf vor Ort aufgenommen wurden. Fehlende Angaben wurden aus der Literatur bzw. durchschnittlichen Werten aus dem LfL-Monitoring ergänzt. Betrieb 5 entschied sich im Zusammenhang mit der bestehenden Schweinehaltung für den Bau einer Biogasanlage. Neben selbst erzeugtem Silomais setzt der Betrieb auch Grassilage, Schweinegülle, Getreide-GPS und CCM für die Biogasproduktion ein. Die Biogasanlage wurde im Jahr 2005 geplant und errichtet. Sie besteht aus einem Fermenter (600 m³), einem Nachgärer (600 m³) und einem abgedeckten Gärrestlager (1.000 m³) (Fließbild siehe Abbildung 44). Diese drei Behälter verfügen über Massivdecken, weshalb für die Gasspeicherung ein separater Gassack mit einem Fassungsvermögen von ca. 190 m³ installiert wurde. Zwei weitere offene Gärrestlager (jeweils 300 m³) werden nur bei Bedarf genutzt, was im Jahr 2014 nicht der Fall war.

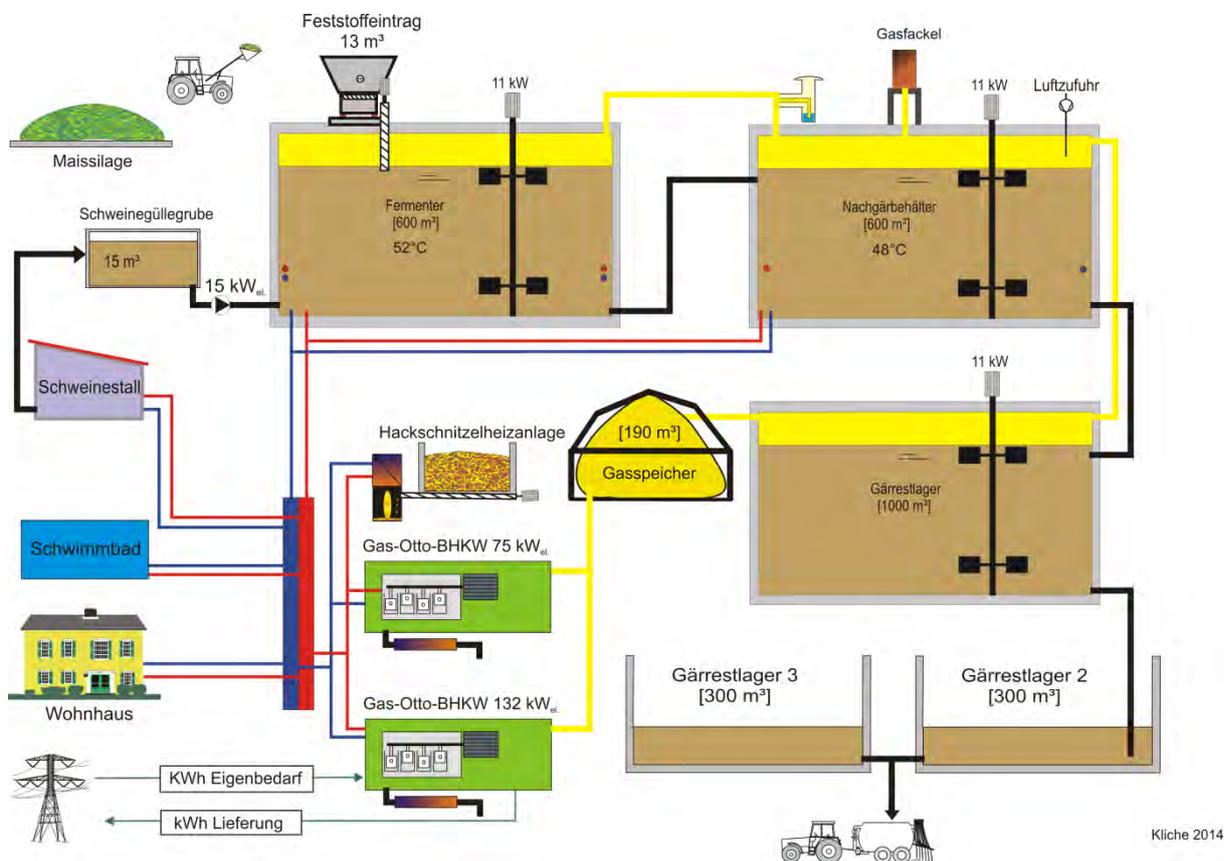


Abbildung 44: Fließbild der Biogasanlage von Betrieb 5 in 2014

Feste Einsatzstoffe werden aus einem Vorlagetrichter mit einer Auflöse-/Stopfschnecke direkt in den Fermenter eingetragen. Die Gülle fließt aus dem benachbarten Schweinestall in eine Vorgrube und wird von dort in den Fermentationsraum gepumpt.

Das erzeugte Biogas wird in zwei Gas-Otto-Motoren mit einer elektrischen Nennleistung von 132 kW bzw. 75 kW verwertet. Die bei der Stromerzeugung anfallende Abwärme

wird zur Beheizung des Schweinestalls, der Betriebsgebäude und des privaten Schwimmbades genutzt.

6.1.6 Umgang mit Koppelprodukten

Bereitstellung von Wirtschaftsdünger

Als Koppelprodukt der Tierhaltung werden Wirtschaftsdünger wie Jauche, Gülle oder Stalldung entweder zur Düngung im Acker- und Pflanzenbau oder als Gärsubstrate in der Biogasproduktion eingesetzt. Ferner werden Gärreste als Koppelprodukt der Biogasproduktion ebenfalls überwiegend zur Düngung im Acker- und Pflanzenbau verwendet.

Bei der ökologischen und ökonomischen Bewertung von Wirtschaftsdüngern und Gärresten wird empfohlen, diesen keine Umweltwirkungen und keine Kosten des Produktionsprozesses anzurechnen, solange diese Koppelprodukte im eigenen Betrieb verbleiben. Für solch eine Bewertung von Wirtschaftsdüngern bzw. Gärresten spricht auch die Tatsache, dass die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern im eigenen Pflanzenbau eine innerbetriebliche Reststoffverwertung darstellt.

Werden jedoch Wirtschaftsdünger bzw. Gärreste aus anderen Landwirtschaftsbetrieben zugekauft, so sind die darin enthaltenen Nährstoffgehalte festzustellen und mit einem Mineraldüngeräquivalent (MDÄ) zu bewerten. Da Wirtschaftsdünger bzw. Gärreste in ihrer stofflichen Zusammensetzung und auch im Herstellungsprozess stark variieren, ist eine pauschale Festlegung von Energieäquivalenten und Emissionsfaktoren nicht gerechtfertigt. Daher werden Wirtschaftsdünger bzw. Gärreste nach dem Mineralstoffgehalt (NPK), der Nährstoffwirkung im Vergleich zu Mineraldüngemitteln (Mineraldüngeräquivalent MDÄ) sowie der zur Herstellung der wirksamen Nährstoffe notwendigen Energie bewertet (= Substitutionswert).

Das Mineraldüngeräquivalent gibt die Nährstoffwirkung eines Wirtschaftsdüngers im Vergleich zu Mineraldüngemitteln an. Näherungsweise entspricht der Anteil des Ammonium-N am Gesamt-N-Gehalt der Wirtschaftsdünger dem ertragswirksamen Stickstoff (z. B. 20 % in Stalldung, 50 bis 60 % in Gülle und bis zu 70 % in Gärresten). Bei einem Ammonium-N-Anteil von 50 % am Gesamt-N kann also von einem MDÄ von 50 ausgegangen werden. Für P und K wird ein MDÄ von 100 angenommen [217].

Die Methode der Mineraldüngeräquivalente gilt auch für die ökonomische Bewertung von Wirtschaftsdüngern. Als Nährstoffpreise für NPK sollten Reinnährstoffpreise angesetzt werden.

Bereitstellung von Strom und Wärme

Bei kombinierter Erzeugung von Strom und Wärme wird die exergetische Allokationsmethode verwendet. Das detaillierte Vorgehen für die exergetische Allokation kann dem ExpResBio Methodenhandbuch entnommen werden [439].

Ökonomische Bewertung von Koppelprodukten

Die Erlöse von Koppelprodukten wurden bei der ökonomischen Bewertung den Produktkosten des Hauptproduktes gegengerechnet. Im Falle der Stromproduktion aus Biogas

(stromgeführte Anlagen) trifft dies die Wärmeerzeugung. Zur Bewertung des Koppelproduktes wurde ein marktüblicher Wärmepreis angesetzt und die „extern“ genutzte Wärme damit verrechnet. Bei der 75 kW Modellbiogasanlage wurde davon ausgegangen, dass 468 MWh Wärme extern genutzt wurden und ein Preis von 0,2 € pro kWh erzielt wurde. Damit ergeben sich Wärmeerlöse in Höhe von ca. 9.400 € pro Jahr.

6.1.7 Indikatorenberechnung

In der hier dokumentierten Projektphase wurde die Wirkungskategorie Klimawandel bzw. globale Erwärmung ausgewertet (ohne Berücksichtigung von biogenem CO₂). Die Wirkungsabschätzung wurde nach Empfehlung des ILCD [152] anhand des Charakterisierungsmodells des IPCC (2007) [231] durchgeführt (vgl. Kapitel 3.1.4.1)

6.1.8 Weitere Festlegungen

Für die **Praxisbetriebe** wurden die Biogassubstrate und die Biogaserzeugung/-verwertung komplett mit GaBi ts bilanziert, auf der **feldexperimentellen Ebene** wurden die Biogassubstrate mit REPRO bilanziert und an der definierten Schnittstelle für die Bilanzierung der übrigen Biogaskette an GaBi ts übergeben.

6.1.9 Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle

Modellierung der Biogassubstrate und der Biogaserzeugung/-verwertung in GaBi

Um innerhalb von ExpResBio die harmonisierte Bilanzierungsmethode mit derselben Software umzusetzen, wurde die komplette Biogaskette in GaBi ts bilanziert. Abbildung 45 zeigt das Stoffstromnetz für die Silomaisерzeugung an einem Fallbeispiel. Die Stoffströme sind auf 1 kg Silomais skaliert.

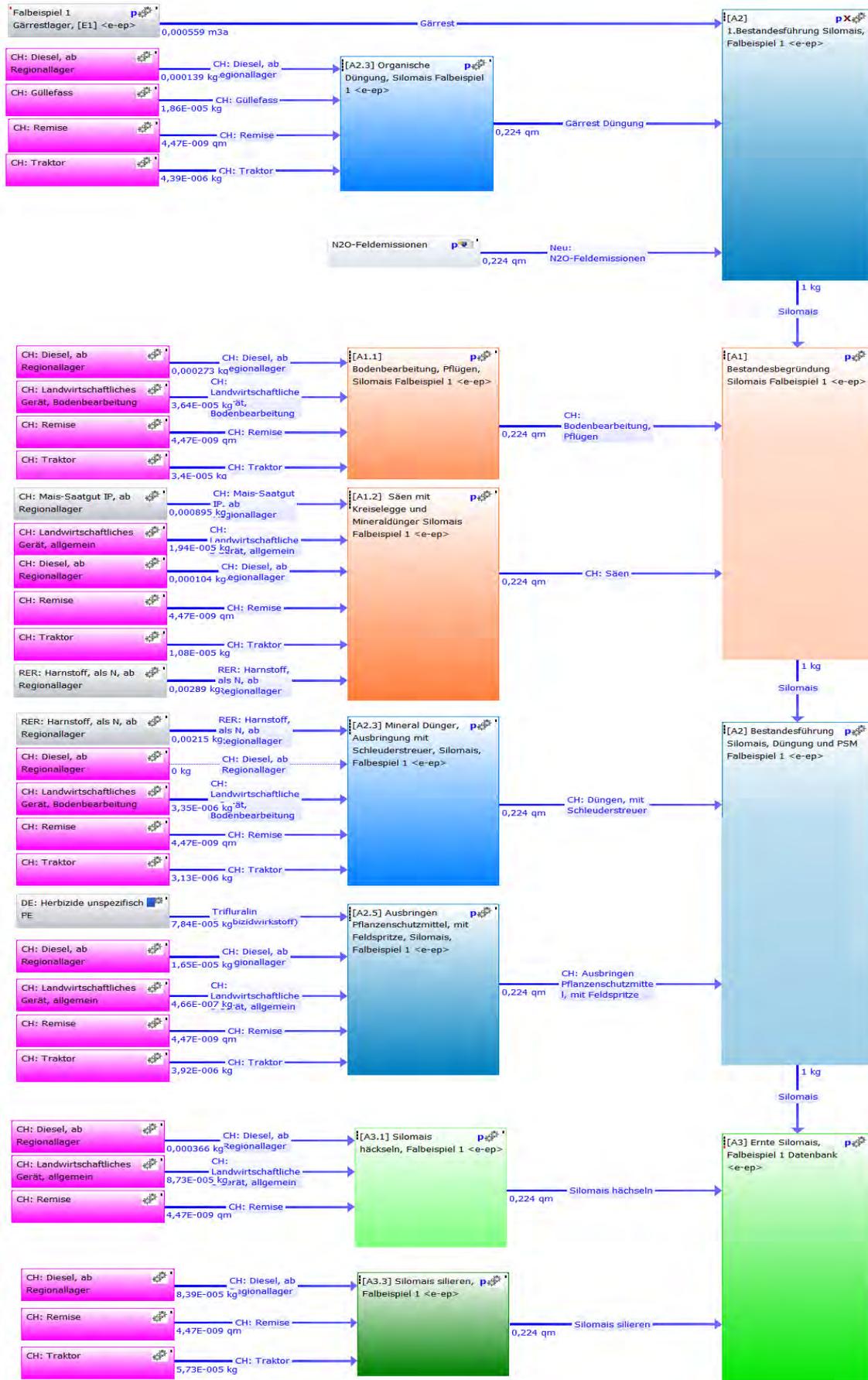


Abbildung 45: GaBi-Bilanzierungsmodell für die Substratbereitstellung [A]

Im Folgenden werden die Stoffstrommodelle für die einzelnen Prozesse detailliert erläutert. Der erste Schritt nach der Biomasselagerung ist die Beschickung [3.1] (Abbildung 46). Die Feststoffeintragstechnik besteht in der Regel aus einem Vorratsbehälter (ggf. mit Mischeinrichtung) und einer entsprechenden Fördereinrichtung, die an die Anlagenkonfiguration angepasst wird. Für die Beschickung des Vorratsbehälters wird ein Traktor bzw. Radlader benötigt, wobei maschinenabhängig der Dieserverbrauch erfasst bzw. errechnet wird. Flüssige Einsatzstoffe werden meist gepumpt oder dem Gärbehälter durch ein natürliches Gefälle zugeleitet. Informationen zur Bilanzierung des Prozesses [B1.3] finden sich in Tabelle 44.

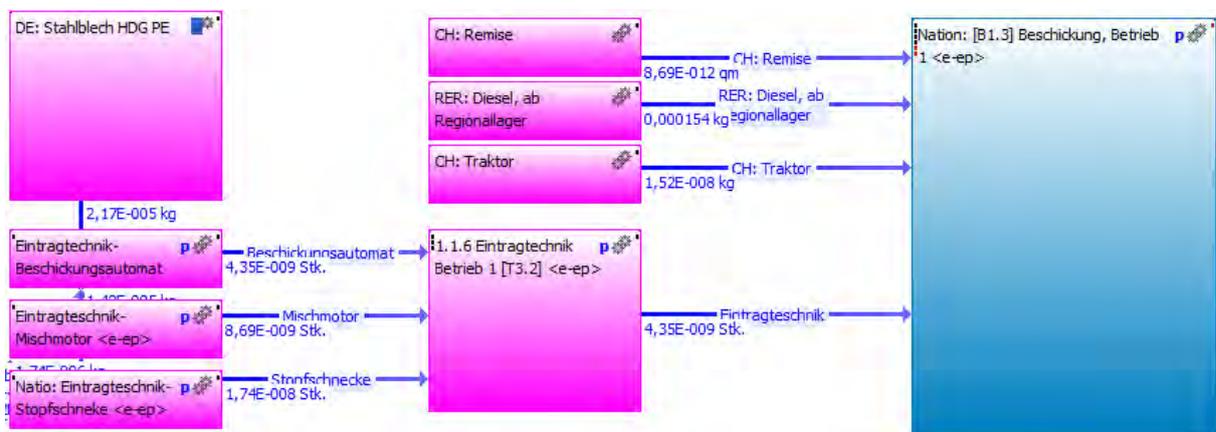


Abbildung 46: GaBi-Bilanzierungsmodell für die Beschickung [B1.3]

Tabelle 44: Übersicht zu den betrachteten Prozessen unter [B1.3] Beschickung

Prozess	Bilanzkenngroße	Erläuterung
[B1.3] Ent- und Beladung	Arbeitszeitbedarf	
[V1] Ladegerätschaft	techn. Nutzungspotenzial Leergewicht Maschinenzeit	z. B. Radlader
[V4] Kraftstoff	Volumen/Masse	z. B. für Radlader
[V5] Energieeinsatz	Strom	z. B. für Schnecke, Pumpe
[L2] innerbetrieblicher Transport	Kraftstoffverbrauch	
[V1] Transportfahrzeug	techn. Nutzungspotenzial Leergewicht Maschinenzeit	
[V4] Kraftstoff	Volumen/Masse	für Transportfahrzeug

Das zweite Prozessglied der Biogasproduktion [B] nach dem Substrateintrag ist die Vergärung [B3.1] in einem oder mehreren beheizten Gärbehälter(n) (vgl. Abbildung 47).

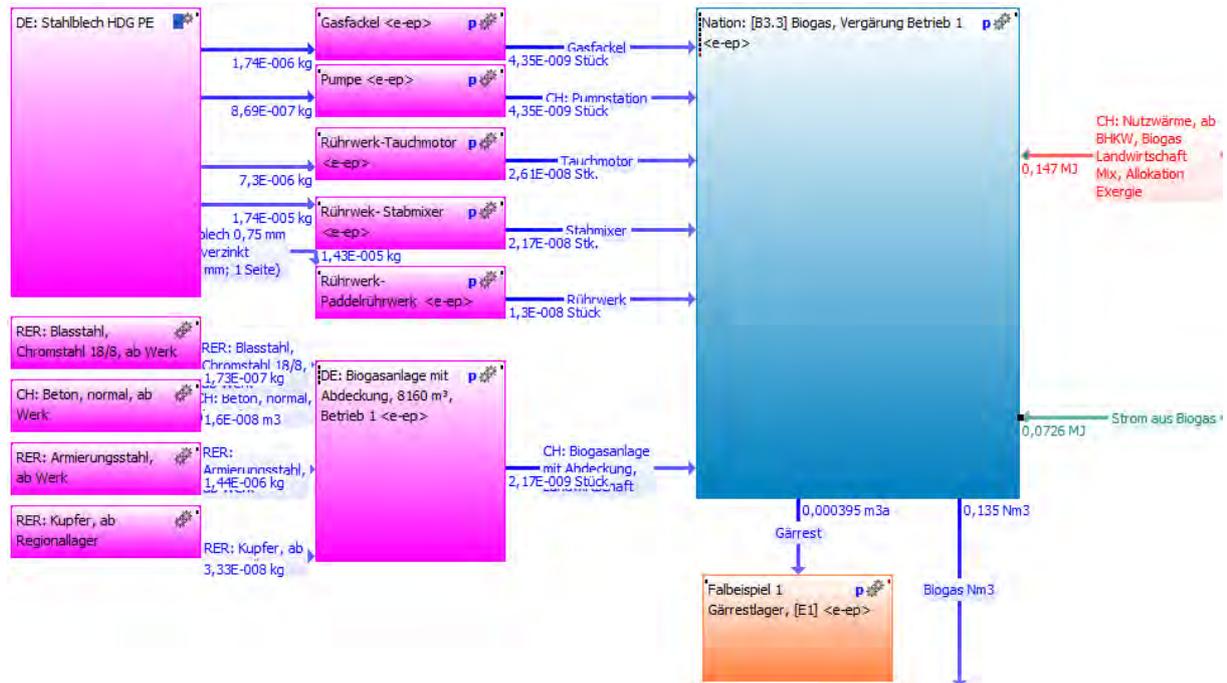


Abbildung 47: GaBi-Bilanzierungsmodell für die Vergärung [B3.3]

Aus den Gärbehältern kann durch Undichtigkeiten oder im Rahmen von Betriebsstörungen Methan entweichen. Die tatsächlichen Mengen sind jedoch nur mit äußerst großem Aufwand zu erfassen und konnten für die Fallbeispiele nicht ermittelt werden. Die Methanverlustrate aus der Gärstrecke wurde nach [419] pauschal mit 1,0 % der Methanproduktion angenommen. Messungen von LIEBETRAU et al. [285] an Praxisanlagen deuten allerdings darauf hin, dass mit dieser Annahme - außer im Fall einer Leckage - die Methanverluste i. d. R. deutlich überschätzt werden. Die weiteren Bilanzkenngrößen sind in Tabelle 45 gelistet.

Tabelle 45: Übersicht zu den betrachteten Prozessen unter [B3.1] Vergärung

Prozess		Bilanzkenngröße	Erläuterung
[B3.3]	Biologische Umwandlung	Arbeitszeitbedarf Umwandlungskenngrößen Umwandlungsverluste	z. B. Biogasausbeute je Input z. B. Methanverluste
[V1]	Maschinen, Geräte, Aggregate	Durchsatz Nutzungsdauer Leergewicht Maschinenzeit	z. B. Rührwerk, Pumpen, Gasfackel
[V1]	Reaktionsbehälter	Materialzusammensetzung Fassungsvolumen Nutzungsdauer	z. B. Gärbehälter (Fermenter)
[V2]	Bauliche Anlagen	Fassungsvolumen Nutzungsdauer	z. B. Fahrsilo
[V5]	Prozess- und Hilfsenergie	Strom, Wärme	
[V8]	Betriebsstoffe	Masse, Anzahl	z. B. Gärhilfsmittel
[L2]	innerbetrieblicher Transport	Kraftstoffverbrauch	
[V1]	Transportfahrzeug	techn. Nutzungspotenzial Leergewicht Maschinenzeit	
[V4]	Kraftstoff	Masse, Volumen	für Transportfahrzeug
[L2]	Ladegerät	Leergewicht Maschinenzeit techn. Nutzungspotenzial Kraftstoffverbrauch	z. B. Rad- oder Frontlader

Im folgenden Schritt der Konversion [C] wird das erzeugte Biogas im BHKW in Strom und Wärme umgewandelt. Bei diesem Vorgang kann Methan mit dem Motorenabgas entweichen (sogenannter "Methanschluß"). Der Wert für den Methanschluß wurde mit 1,5 % der Methanproduktion abgeschätzt [419]. Abbildung 48 zeigt das Stoffstrommodell für die kombinierte Strom- und Wärmeerzeugung, weitere Angaben für die Wärmeerzeugung [C2] und kombinierte Strom- und Wärmeerzeugung [C3] sind in Tabelle 46 gelistet.

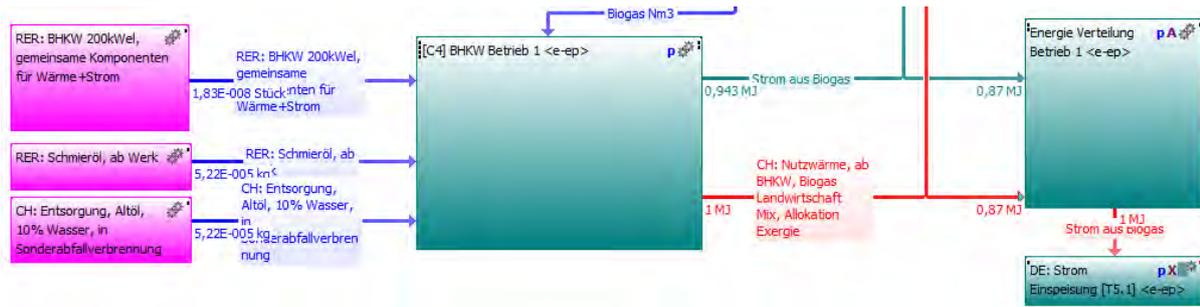


Abbildung 48: GaBi-Bilanzierungsmodell für die Konversion von Biogas [C]

Tabelle 46: Übersicht zu den betrachteten Prozessen in [C] Konversion

Prozess	Bilanzkenngroße	Erläuterung
[C1] Stromerzeugung	Jahresnutzungsgrad Anteile der Bioenergieträger	bei Verstromung von Biobrennstoff-Mixen
	Heizwerte der/des Bioenergieträger(s) Aschegehalt Anteil Grob-/Feinasche	bei spezifischem Wassergehalt
[V5] Energieeinsatz	Strom	für Gebläse, Förderung
[V4] Kraftstoff	Masse/Volumen	Zündmittel
[V8] Betriebsstoffe	Masse/Volumen, Anzahl	
[V2] Verbrennungsinfrastruktur	techn. Nutzungspotenzial Leergewicht	
[L2] innerbetrieblicher Transport	Kraftstoffverbrauch	
[V1] Transportfahrzeug	techn. Nutzungspotenzial Leergewicht Maschinenzeit	z. B. Radlader
[V4] Kraftstoff	Volumen/Masse	für Transportfahrzeug
[C2] Wärmeerzeugung		analog [C1]
[C3] kombinierte Strom- und Wärmeerzeugung	Exergiefaktoren für Strom und Wärme	analog [C1]
[C4] Antriebsenergie für Mobilität	Leistungsklasse in l Hubraum Kraftstoffart Kraftstoffverbrauch je 100 km Abgasstufe	
[V4] Kraftstoff	Volumen/Masse	

Prozess	Bilanzkenngröße	Erläuterung
[C4] Antriebsenergie für Lastkraftwagen	spezifische Ladekapazität Kraftstoffart Kraftstoffverbrauch je 100 km Auslastung (z. B. Leerfahrten) Abgasstufe	
[V1] Lastkraftwagen	techn. Nutzungspotenzial Leergewicht Maschinenzeit	
[V4] Kraftstoff	Volumen/Masse	
[C4] Antriebsenergie für land- und forstwirtschaftlichen Off-road-Verkehr	Nennleistung, kW typischer Leistungsbereich, kW Nenndrehzahl, min ⁻¹ durchschnittliche Drehzahl, min ⁻¹ Kraftstoffverbrauch je h Arbeitszeitbedarf je ha Abgasstufe	
[V1] Maschinenart	techn. Nutzungspotenzial Leergewicht Maschinenzeit	z. B. Zugmaschine
[V4] Kraftstoff	Volumen/Masse	
[C5] Abgasreinigung	Abscheidungsart Abscheidungsgrad	z. B. chemische Wäsche
[V1] Maschinen und Geräte	Nutzungsdauer Leergewicht Maschinenzeit	z. B. Zyklone
[V5] Energieeinsatz	Strom	z. B. für Elektrofilter
[V8] Betriebsstoffe		z. B. Wasser, Katalysatoren

6.1.10 Bilanzierungsmodell zur Analyse der Wirtschaftlichkeit der landwirtschaftlichen Biogasproduktion

Im Folgenden wird das ökonomische Bewertungsmodell der Biogasanlage erläutert. Es beginnt mit der Lagerungseinrichtung der Biogassubstrate und beinhaltet die notwendigen Prozesse aus [B] Transformation und [C] Konversion. Es wurde von einer stromgeführten Anlage ausgegangen. Dementsprechend wurden von den Gesamtkosten die Erlöse aus dem Wärmeverkauf abgezogen, so dass sich die Kosten der Stromproduktion ergeben. Die Kosten wurden zunächst in € a⁻¹ errechnet und dann mit der produzierten Strommenge in kWh a⁻¹ abzüglich der Verluste in € kWh⁻¹ bzw. € MJ⁻¹ dargestellt.

$$K_{\text{Biogasstrom}} = (K_K + K_V + K_B + K_{\text{Sonstige}}) - E_{KP} \quad (6.1)$$

$K_{\text{Biogasstrom}}$:	<i>Spezifische Kosten der Stromproduktion aus Biogas in € FE⁻¹</i>
E_{KP} :	<i>Erlöse des Koppelproduktes in € FE⁻¹ (Erlöse Wärme)</i>
K_K :	<i>Kapitalkosten in € FE⁻¹ (Abschreibung, Zins)</i>
K_V :	<i>Verbrauchsgebundene Kosten in € FE⁻¹ (Substrate, Strom)</i>
K_B :	<i>Betriebsgebundene Kosten in € FE⁻¹ (Personal, Instandhaltung/Wartung)</i>
$K_{\text{Sonstiges}}$:	<i>Sonstige Kosten in € FE⁻¹ (Verwaltung etc.)</i>

Die Kosten der Stromproduktion aus Biogas setzen sich aus den kapital-, verbrauchs- und betriebsgebundenen Kosten sowie sonstigen Kosten zusammen. Die Kapitalkosten berücksichtigen die Abschreibung für die Anlagen- und Bautechnik sowie die (kalkulatorische) Zinsbelastung. Die Abschreibung erfolgte linear und zeitabhängig. Die verbrauchsgebundenen Kosten setzen sich aus den Substrat- und Stromkosten zusammen. Wurden eigenbetriebliche Substrate verwendet, so waren die Kosten der Substratbereitstellung anzurechnen. Wurden dagegen Substrate zugekauft, so wurden die Kosten für den Einkauf (Marktpreis) sowie gegebenenfalls für den Transport und die Einlagerung inklusive der Verzinsung des Umlaufkapitals berücksichtigt. Die benötigte Strommenge wurde prozentual von der produzierten Strommenge im BHKW angesetzt und mit einem Strompreis verrechnet. Betriebsgebundene Kosten beschreiben Personalkosten und Kosten der Mobiltechnik zur Beschickung der Biogasanlage, Wartungs- und Instandsetzungskosten sowie die Pacht für das Betriebsgelände. Die sonstigen Kosten umfassen z. B. Kosten für Versicherungen, Verwaltung. Die Erlöse des Wärmeverkaufs wurden von den Gesamtkosten abgezogen. Dadurch entstehen die spezifischen Kosten der Stromproduktion aus Biogas. Diese Produktionskosten für Strom aus Biogas dienen als Eingangsgröße für die volkswirtschaftliche Bewertung zur Berechnung der THG-Vermeidungskosten sowie des Unternehmergewinns.

Aus der Zusammenführung der Ergebnisse der Ökobilanzierung und der ökonomischen Bilanzierung für die Stromproduktion aus Biogas sowie der Ergebnisse aus der Bewertung des Referenzsystems Strom wurden die THG-Vermeidungskosten wie folgt berechnet.

$$VK_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{K_{Biogasstrom} - K_{Foss.Strommix}}{UW_{CO_2-\ddot{A}q,Foss.Strommix} - UW_{CO_2-\ddot{A}q,Biogasstrom}} \quad (6.2)$$

$VK_{CO_2-\ddot{A}q}$:	<i>THG-Vermeidungskosten in € t CO₂-Äq⁻¹</i>
$K_{Biogasstrom}$:	<i>Spezifische Kosten des Produktsystems Biogasstrom in € MJ⁻¹</i>
$K_{Foss. Strommix}$:	<i>Spezifische Kosten des Referenzsystems fossiler Strommix in € MJ⁻¹</i>
$UW_{CO_2-\ddot{A}q, Biogasstrom}$:	<i>Umweltwirkungen als THG-Emissionen des Produktsystems Biogasstrom in t MJ⁻¹</i>
$UW_{CO_2-\ddot{A}q, Foss. Strommix}$:	<i>Umweltwirkungen als THG-Emissionen des Referenzsystems fossiler Strommix in t MJ⁻¹</i>

Als Referenzsystem für den Biogasstrom dient der fossile Strommix, wie im ExpResBio-Methodenhandbuch definiert: 43,4 % Strom aus Braunkohle-, 32,5 % Strom aus Steinkohle- und 24,1 % Strom aus Erdgas-Kraftwerken. Die spezifischen CO₂-Emissionsäquivalente für diesen fossilen Strommix betragen 0,2664 kg MJ⁻¹ (vgl. ExpResBio-Methoden [439]). Basierend auf durchschnittlichen Stromgestehungskosten aus der Literatur für diese Technologien ergeben sich Kosten in Höhe von 0,0177 € MJ⁻¹.

Für das Koppelprodukt Wärme wurden die THG-Vermeidungskosten anhand des festgelegten Wärmepreises und der Ergebnisse der Ökobilanzierung wie folgt berechnet:

$$VK_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{K_{Biogaswärme} - K_{Wärme Heizöl/Erdgas}}{UW_{CO_2-\ddot{A}q,Wärme Heizöl/Erdgas} - UW_{CO_2-\ddot{A}q,Biogaswärme}} \quad (6.3)$$

$VK_{CO_2-\ddot{A}q}$:	<i>THG-Vermeidungskosten in € t CO₂-Äq⁻¹</i>
$K_{Biogaswärme}$:	<i>Spezifische Kosten des Produktsystems Biogaswärme in € MJ⁻¹</i>
$K_{Wärme Heizöl/Erdgas}$:	<i>Spezifische Kosten des Referenzsystems Wärme Heizöl/Erdgas in € MJ⁻¹</i>
$UW_{CO_2-\ddot{A}q, Biogaswärme}$:	<i>THG-Emissionen des Produktsystems Biogaswärme in t MJ⁻¹</i>
$UW_{CO_2-\ddot{A}q, Wärme Heizöl/Erdgas}$:	<i>THG-Emissionen des Referenzsystems Wärme Heizöl/Erdgas in t MJ⁻¹</i>

Als Referenzsystem für die Biogaswärme diente der "Mix Heizöl und Erdgas Bayern" (vgl. ExpResBio-Methoden [439]). Hierfür sind Wärmegegestehungskosten von 0,021 € MJ⁻¹ sowie CO₂-Äquivalente in Höhe von 0,0787 kg MJ⁻¹ anzusetzen.

Die Biogasproduktion kann für die Region Wertschöpfung generieren. Als Kennzahl hierfür wurde der Unternehmensgewinn des Gesamtbetriebes (Summe von vier Modellbetrieben mit insgesamt 200 ha Ackerfläche und einer Biogasanlage) herangezogen. Der Unternehmensgewinn des Gesamtbetriebes (= $UG_{Biogasbetrieb}$) setzt sich aus den Unternehmensgewinnen der einzelnen Kulturen des Ackerbaus sowie der Biogasanlage zusammen

(vgl. Formel (6.4)). Die Unternehmergewinne der einzelnen Kulturen (Biogassubstrate und Marktfrüchte) ermitteln sich gemäß Formel (6.5) aus den Erlösen (= $Erlöse_{Kultur1}$) und Kosten (= $K_{Kultur1}$). Der Unternehmergewinn der Biogasanlage (= $UG_{Biogasstrom}$) ergibt sich aus der Differenz der Erlöse des Stromverkaufs und der Produktionskosten. Zur Ermittlung der Stromerlöse ist dem Modell das Vergütungsregime des EEG 2014 hinterlegt. Für die 75 kW Biogasanlage wurde die Variante der Einspeisevergütung gewählt.

$$UG_{Biogasbetrieb} = [UG_{Kultur1}] + [UG_{Kultur2}] + \dots + [UG_{Kultur n}] + [UG_{Biogasanlage}] \quad (6.4)$$

$$UG_{Kultur n} = [Erlöse_{Kultur n}] - K_{Kultur n} \quad (6.5)$$

Der Unternehmergewinn des landwirtschaftlichen Gesamtbetriebes ist in erster Linie ein Indikator dafür, wie rentabel ein Landwirt seinen Betrieb bewirtschaftet. Da sich in einem viehlosen Ökobetrieb die Frage nach den ökonomischen Auswirkungen einer Biogasanlage stellt, wurden die Unternehmergewinne der Biogassystems und des Marktfruchtsystems miteinander verglichen. Ergab sich ein höherer Gewinn beim Biogassystem, so wurde die Differenz zwischen den beiden Unternehmergewinnen als „Mehrgewinn“ bezeichnet.

Weiterhin wurde ein Brutto-Beschäftigungseffekt durch die Stromproduktion aus Biogas ausgewiesen. Hierfür wurden die Arbeitszeiten für den eigenbetrieblichen Substratanbau sowie für den Betrieb der Biogasanlage summiert. Die Ergebnisse wurden in Arbeitskraft (AK) pro Jahr angegeben. Hierbei wurde davon ausgegangen, dass eine Arbeitskraft 1.840 AKh (Arbeitskraftstunden) pro Jahr erbringt.

6.2 Ergebnisse

6.2.1 Ökologische und ökonomische Wirkungen der Biogaserzeugung auf Feldexperiment-Ebene

(Taras Bryzinski, Dr. Omar Hijazi, Martina Serdjuk)

Die Treibhausgas-Emissionen des Substratanbaus im Systemversuch Viehhausen wurden wie in Kapitel 4.2.1.1 erläutert mit der Software REPRO berechnet. Die Schnittstellen zwischen den beiden Anwendungen REPRO und GaBi ts wurden in Kapitel (6.1.4) definiert. Von besonderem Interesse war die Fragestellung, wie die Modellierung der Sequestrierung/Freisetzung von CO₂ aus organischem Boden-C ("Humusbilanz") die THG-Bilanz der Biogaskette beeinflusst.

Einfluss der Humusbilanz auf die THG-Emissionen

Die Betrachtung der Humusbilanz wird in Ökobilanzen aufgrund methodischer Herausforderungen oftmals ausgeklammert. Um diesen Effekt zu untersuchen, wurde auf Feldexperiment-Ebene die Humusbilanz für drei Anbaujahre (2011, 2012 und 2013) modelliert. Die Unterschiede zwischen diesen drei Jahren resultieren aus Differenzen in den Erträgen und der Zusammenstellung der Energiepflanzen. Die THG-Emissionen aus der Biogasproduktion [B], Biogasverwertung [C] und den Vorleistungen [V] wurden für den Vergleich im Modell konstant gehalten.

Je 1 MJ bereitgestellte elektrische Energie ergeben sich für die Biogaskette auf Feldexperiment-Ebene *ohne Berücksichtigung der Humusbilanz* im Saldo spezifische THG-Emissionen von 0,091 kg für 2011, 0,093 kg für 2012 und 0,086 kg für 2013 (Abbildung 49). Die spezifischen THG-Emissionen je 1 MJ bereitgestellte Wärmeenergie errechnen sich ohne Berücksichtigung der Humusbilanz für 2011 zu 0,0120 kg, für 2012 zu 0,012 kg und für 2013 zu 0,01 kg (Abbildung 50)

Mit Berücksichtigung der Humusbilanz errechnen sich je 1 MJ bereitgestellte elektrische Energie für die Biogaskette im Saldo spezifische THG-Emissionen von 0,004 kg für 2011, 0,012 kg für 2012 und -0,002 kg für 2013 (Abbildung 49). Je 1 MJ bereitgestellte Wärmeenergie errechnen sich im Saldo spezifische THG-Emissionen von 0,0005 kg für 2011, 0,001 kg für 2012 und -0,0002 kg für 2013 (Abbildung 50). Die Berücksichtigung der Humusbilanz entsprechend der hier verwendeten Methode verringert folglich die spezifischen THG-Emissionen der Energiebereitstellung aus der Modell-Biogasanlage im Saldo um 94 bis 96 %.

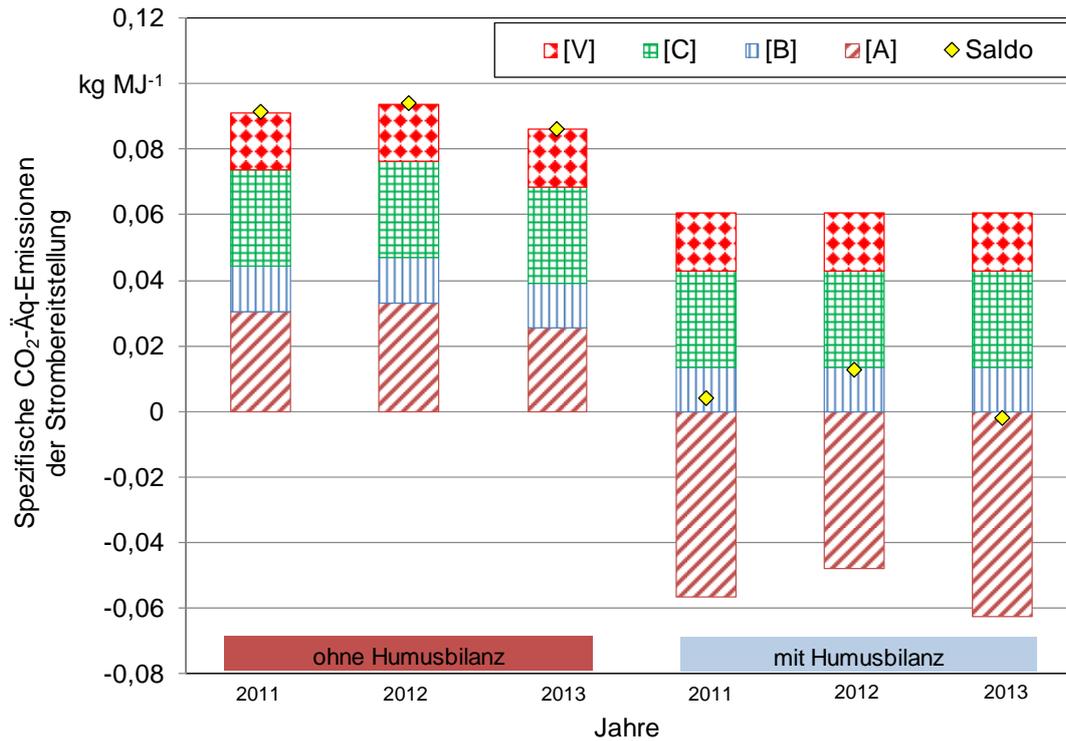


Abbildung 49: THG-Bilanz der Strombereitstellung aus Biogas (Ebene Feldexperiment) ohne (linke Seite) und mit (rechte Seite) Berücksichtigung der Humusbilanz für die Anbaujahre 2011, 2012, 2013 (zur Bezeichnung der Prozessgruppen siehe die Systemdarstellung in Abbildung 37)

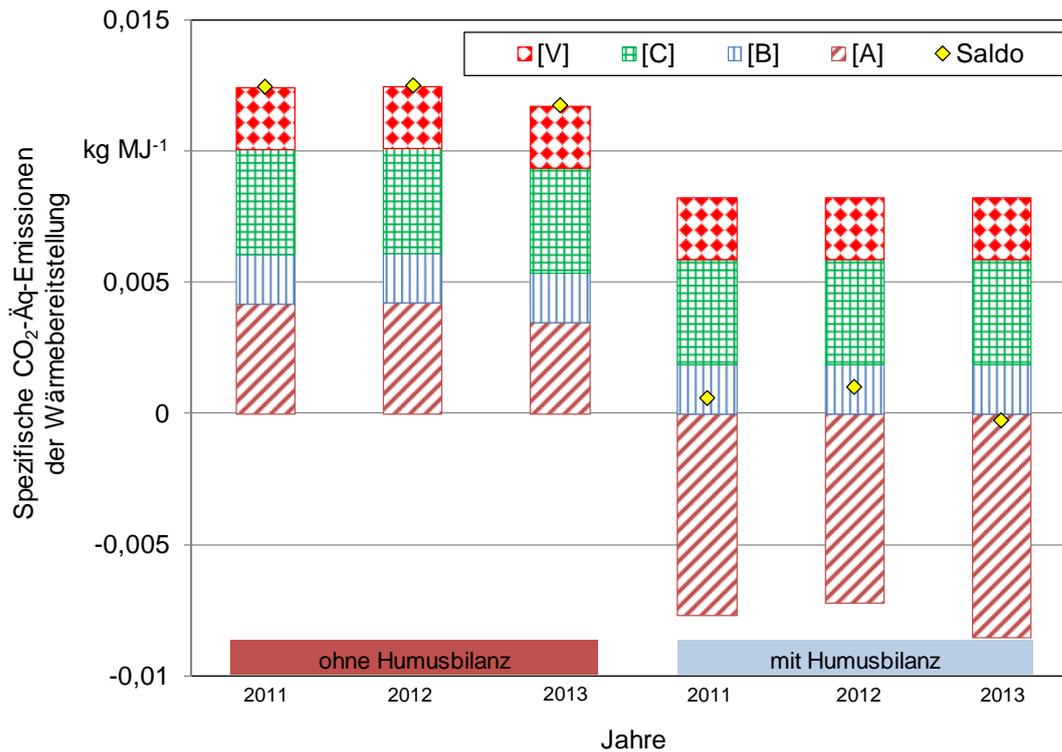


Abbildung 50: THG-Bilanz der Wärmebereitstellung aus Biogas (Ebene Feldexperiment) ohne (linke Seite) und mit (rechte Seite) Berücksichtigung der Humusbilanz für die Anbaujahre 2011, 2012, 2013 (zur Bezeichnung der Prozessgruppen siehe die Systemdarstellung in Abbildung 37)

Ökonomische Betrachtung der Modellbiogasanlage

Die Kostenstruktur der Biogasanlage wurde in Kapitel 6.1.10 beschrieben und in Abbildung 51 für das Erntejahr 2013 dargestellt. Die beiden größten Kostenblöcke bildeten im Jahr 2013 die Kapitalkosten mit 38,6 % Anteil und die Substrate mit 26,0 % Anteil an den Gesamtkosten, gefolgt von den Kosten für Wartung und Instandsetzung mit einem Anteil von 16,4 %.

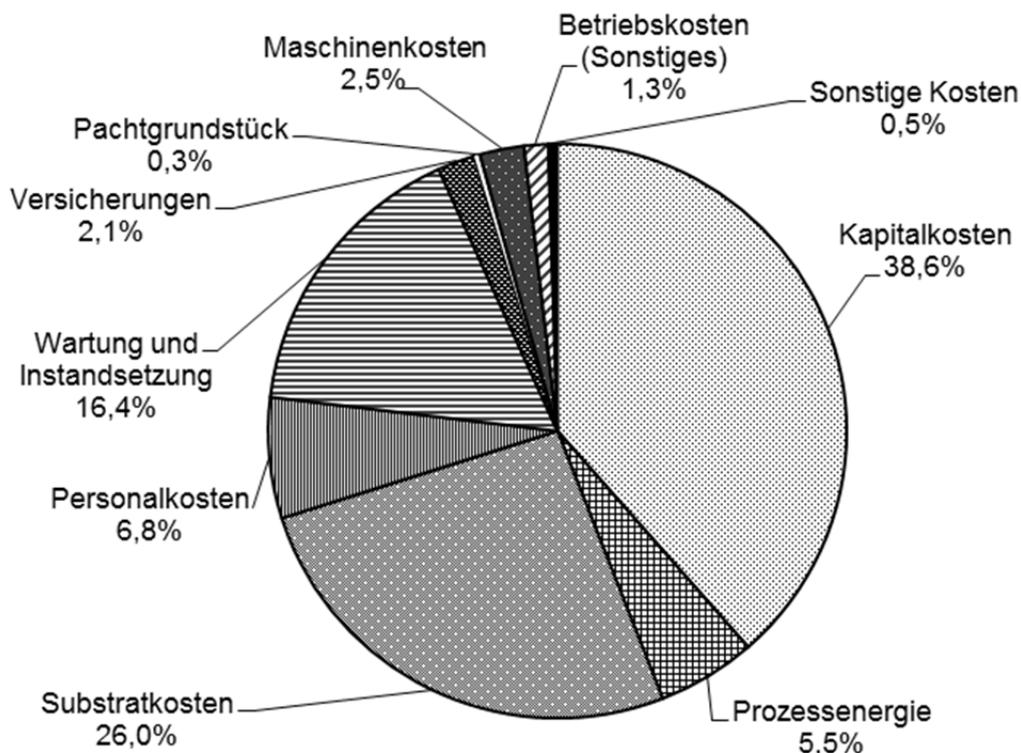


Abbildung 51: Modell-Biogasanlage: Kostenanteile im Erntejahr 2013

Die Substratkosten ergeben sich aus den Kosten zur Erzeugung des betriebseigenen Luzerne-Kleegrases (vgl. Kapitel 4.2.4) und für den Zukauf von Silomais. Die Kosten des Luzerne-Kleegrases sind Tabelle 47 zu entnehmen.

Tabelle 47: Kosten der Bereitstellung (inkl. Lagerung) von Luzerne-Klee gras als Biogassubstrat in den Erntejahren 2011 bis 2013

	2011	2012	2013
Anbaukosten in € a^{-1}	39.642	39.920	38.683
Umgelegt auf die Stromerzeugung in € kWh^{-1}	0,0667	0,0672	0,0650

Die Kosten für das Substrat Silomais ergeben sich aus der erforderlichen Zukaufsmenge, dem Kaufpreis (netto, Feldbestand zu Ernte) sowie den Arbeitserledigungskosten Ernte, Transport und Einlagerung und sind Tabelle 48 zu entnehmen.

Tabelle 48: Kosten des Einkaufs (Feldbestand zur Ernte), der Ernte, des Transportes sowie der Einlagerung von Maissilage in den Erntejahren 2011 bis 2013

	2011	2012	2013
Kosten in € a ⁻¹	13.028	20.981	0
Umgelegt auf die Stromerzeugung in € kWh ⁻¹	0,0219	0,0353	0

Im Jahr 2013 wurde kein Silomais als Substrat eingesetzt. In den Erntejahren 2011 und 2012 fielen je kWh elektrische Energie (produzierte Strommenge: 594.000 kWh a⁻¹) Kosten in Höhe von 0,0219 bzw. 0,0353 € für das Substrat Silomais an (siehe Tabelle 48). Die jährlichen Kosten der Stromproduktion inklusive Substratkosten (Gesamtkosten Biogasanlage abzüglich Wärmeerlöse) lagen im Betrachtungszeitraum zwischen 0,2343 und 0,2718 € kWh⁻¹ bzw. zwischen 0,0651 und 0,0755 € MJ⁻¹ - abhängig von der jährlichen Substratzusammensetzung und den Preisen für Silomais.

Wie Tabelle 49 zeigt, konnte die Modellbiogasanlage in keinem der betrachteten Jahre ein positives Betriebsergebnis erreichen. Die jährlichen Verluste lagen zwischen ca. 59.000 € und 81.000 €. Das Biogassystem konnte jedoch im Vergleich zu dem reinen Marktfruchtsystem als Referenzsystem höhere Marktfruchterträge (vgl. Kapitel 4.2.4) erzielen und damit auch höhere Erlöse. Trotz der Verluste der Biogasanlage ergibt sich für die Erntejahre 2011 bis 2013 ein höherer Unternehmergewinn für den Gesamtbetrieb beim Biogassystem im Vergleich zum reinen Marktfruchtsystem (s. Abbildung 52).

Tabelle 49: Kosten der Stromproduktion der 75 kW Modellbiogasanlage

	2011	2012	2013
Kosten der Biogasanlage in € a ⁻¹	162.542	170.773	148.510
Erlöse Strom in € a ⁻¹	79.952		
Erlöse Wärme in € a ⁻¹	9.353		
Unternehmergewinn Biogasanlage in € a ⁻¹	-73.237	-81.468	-59.205
Kosten der Stromproduktion in € a ⁻¹	153.190	161.420	139.157
Kosten der Stromproduktion in € kWh ⁻¹	0,2579	0,2718	0,2343
Kosten der Stromproduktion in € MJ ⁻¹	0,0716	0,0755	0,0651

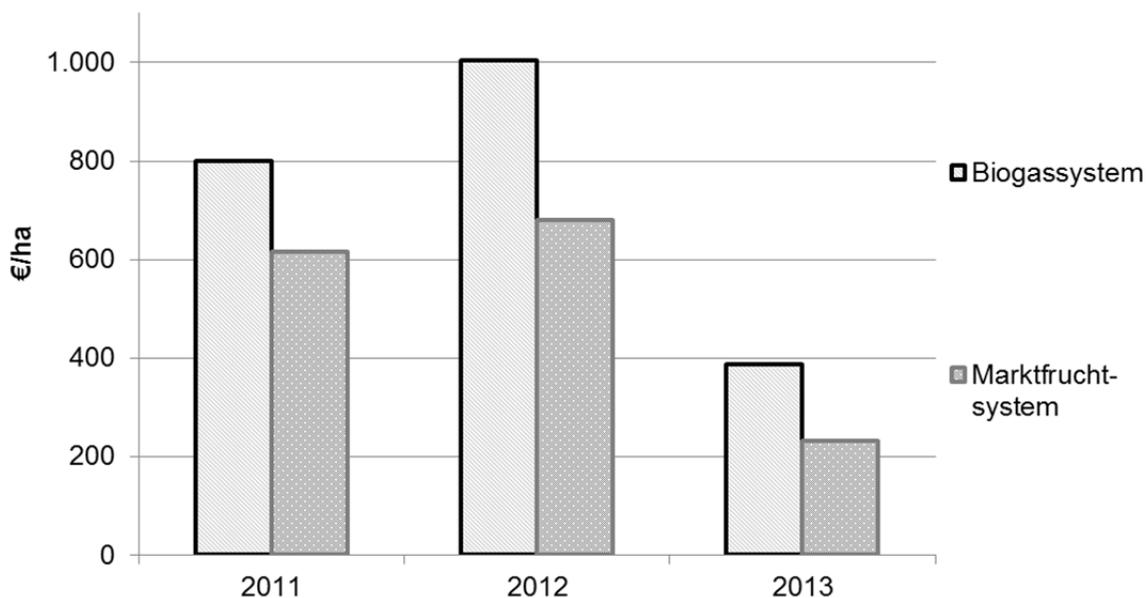


Abbildung 52: Unternehmensgewinne des Gesamtbetriebs Biogassystem und Marktfruchtsystem (Referenzsystem) in den Erntejahren 2011 bis 2013

Dieser „Mehrgewinn“ beträgt abhängig vom Erntejahr zwischen ca. 31.000 € und 65.000 € bezogen auf die gesamte Anbaufläche von 200 ha. Rechnet man diese „Mehrgewinne“ den Stromproduktionskosten als Gutschrift an, so reduzieren sich diese auf 0,1626 bis 0,1957 € kWh⁻¹ bzw. 0,0452 bis 0,0544 € MJ⁻¹ (vgl. Tabelle 50).

Tabelle 50: Modellbiogasanlage: Kosten der Stromproduktion unter Berücksichtigung des Mehrgewinns

	2011	2012	2013
Kosten der Stromproduktion in € kWh ⁻¹	0,1957	0,1626	0,1818
Kosten der Stromproduktion in € MJ ⁻¹	0,0544	0,0452	0,0505

Aus den Ergebnissen der THG-Bilanz und der Kostenanalyse der Stromproduktion (vgl. Tabelle 50) sowie den Werten des Referenzsystems wurden die THG-Vermeidungskosten für die Strombereitstellung ermittelt. Als Referenzsystem wurde der fossile Strommix aus Braunkohle-, Steinkohle und Erdgaskraftwerken gewählt (vgl. Kapitel 6.1.10 und ExpResBio-Methoden [439]). Die Stromgestehungskosten dieses Strommix betragen 0,0177 € MJ⁻¹, die spezifischen THG-Emissionen 0,26639 kg MJ⁻¹. Hieraus ergeben sich für die Betrachtungsjahre 2011 bis 2013 THG-Vermeidungskosten zwischen ca. 260 und 335 € t⁻¹ (Tabelle 51).

Tabelle 51: Modellbiogasanlage (Systemversuch Viehhausen): CO₂-Vermeidungskosten in € t⁻¹ von Biogasstrom im Vergleich zum fossilen Referenzsystem

	2011	2012	2013
CO ₂ -Vermeidungskosten in € t ⁻¹	308	335	263

Für die abgesetzte KWK-Wärme ergibt sich aus den Ergebnissen der THG-Bilanz und dem Verrechnungspreis der Wärme in Höhe von 0,02 € kWh⁻¹ eine CO₂-Vermeidungsleistung - also negative CO₂-Vermeidungskosten - von -236 bis -240 € t⁻¹ (Tabelle 52). Dies muss bei der ökologischen Gesamtbewertung der Biogasanlage berücksichtigt werden. Als Referenzsystem wurde der "Mix Heizöl und Erdgas Bayern" (vgl. Kapitel 6.1.10 und ExpResBio-Methoden [439]) gewählt. Hierfür sind Wärmegestehungskosten von 0,021 € MJ⁻¹ sowie spezifische THG-Emissionen in Höhe von 0,0787 kg MJ⁻¹ anzusetzen.

Tabelle 52: Modellbiogasanlage (Systemversuch Viehhausen): CO₂-Vermeidungskosten in € t⁻¹ von KWK-Wärme aus der Biogasanlage im Vergleich zum fossilen Referenzsystem

	2011	2012	2013
CO ₂ -Vermeidungskosten in € t ⁻¹	-239	-240	-236

Der Unternehmerngewinn für den Gesamtbetrieb (vier Modellbetriebe mit insgesamt 200 ha inkl. Biogasanlage) lag im Durchschnitt jährlich bei ca. 146.000 €. Je MJ produzierter elektrischer Energie aus der 75 kW Modellbiogasanlage ergibt sich damit eine Wertschöpfung von 0,0683 €

Die Biogasproduktion schafft Beschäftigung in der Region (Brutto-Beschäftigungseffekt). Für die Betrachtung des Beschäftigungseffekts wurde das Erntejahr 2013 herangezogen. Für den Betrieb der Biogasanlage wurde ein Arbeitskraftbedarf von 0,24 AK pro Jahr angenommen. Für den Anbau des eigenbetrieblichen Substrats (Luzerne-Klee gras (FM): ca. 1.780 t) waren 0,29 AK pro Jahr erforderlich. Damit ergibt sich ein Bedarf an 0,53 AK a⁻¹ für die Stromproduktion aus Biogas.

Die Modell-Biogasanlage wird mit einem hohen Anteil an Luzerne-Klee gras betrieben. Dessen Anbau führt zu einem Aufbau von Boden-C. Wird die Boden-C-Bindung bei der Betrachtung der CO₂-Vermeidungskosten berücksichtigt, so ergeben sich aufgrund der CO₂-Speicherung im Boden erheblich niedrigere CO₂-Vermeidungskosten (vgl. Abbildung 53)

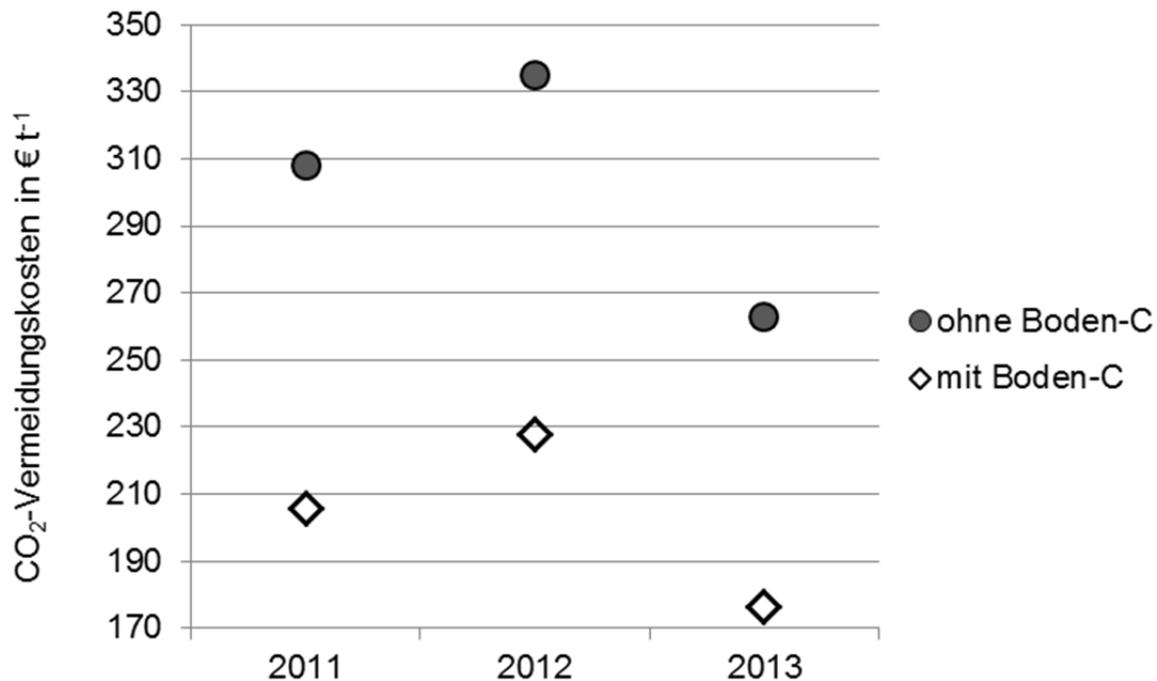


Abbildung 53: Modellbiogasanlage (Systemversuch Viehhausen): CO₂-Vermeidungskosten von Biogasstrom in € t⁻¹ im Vergleich zum fossilen Referenzsystem mit und ohne Berücksichtigung der Boden-C-Speicherung

6.2.2 Ökologische Wirkung der Biogaserzeugung auf betrieblicher Ebene

Die Ergebnisse für die spezifischen CO₂-Äq-Emissionen der Strom-/Wärmebereitstellung auf der Betriebsebene nach exergetischer Allokation zeigt Tabelle 53. Die höchsten spezifischen THG-Emissionen sowohl für die Strom- als auch für die Wärmeproduktion wurden für Fallbeispiel 4 errechnet. Fallbeispiel 1 wies die geringsten spezifischen THG-Emissionen für die Stromproduktion, Fallbeispiel 2 die geringsten spezifischen THG-Emissionen für die Wärmeproduktion auf (Tabelle 54).

Durch die exergetische Allokation werden 85 bis 92 % der THG-Emissionen der erzeugten elektrischen Energie zugewiesen (Tabelle 54). Im Saldo ergeben sich für die fünf Fallstudien spezifische THG-Emissionen von 0,054 bis 0,113 kg MJ⁻¹ für die Strombereitstellung und von 0,005 bis 0,018 kg MJ⁻¹ für die abgesetzte Wärme (Tabelle 53). Die Fallbeispiele 1 bis 3 liegen jeweils auf ähnlichem Niveau, während Betrieb 4 deutlich höhere spezifische THG-Emissionen aufweist. Fallbeispiel 5 liegt jeweils dazwischen. In Abbildung 54 wird der Beitrag der verschiedenen Prozessgruppen zu den gesamten THG-Emissionen der Biogasketten für die einzelnen Fallstudien aufgezeigt.

Tabelle 53: Fallstudien Biogas: THG-Emissionen (als CO₂-Äquivalente) der Strom-/Wärmeproduktion nach exergetischer Allokation sowie Gutschrift für Gärrestverkauf; alle Angaben in kg MJ⁻¹

Fallbeispiel	1	2	3	4	5
Untersuchungsjahr	2014	2014	2014	2014	2014
Strombereitstellung	0,066	0,086	0,082	0,130	0,090
Gutschrift auf Strom	-0,011	-0,025	-0,025	-0,029	./.
Saldo Strom	0,054	0,060	0,057	0,113	0,090
Wärmebereitstellung	0,010	0,007	0,008	0,021	0,016
Gutschrift auf Wärme	-0,002	-0,002	-0,002	-0,005	./.
Saldo Wärme	0,008	0,005	0,006	0,018	0,016

Tabelle 54: Fallstudien Biogas: Strom- und Wärmeerträge sowie Ermittlung der Exergiefaktoren

Fallbeispiel	Einheit	1	2	3	4	5
Stromertrag	kWh a ⁻¹	6.024.471	3.115.786	5.376.742	525.306	1.149.918
eingespeiste Strommenge	kWh a ⁻¹	5.559.680	3.115.275	5.376.815	432.916	1.034.926
Umgebungstemp.	K	288	288	288	288	288
Temperatur der Wärme	K	344	344	344	344	344
Exergiefaktor Wärme	-	0,163	0,163	0,163	0,163	0,163
Exergiefaktor Strom	-	1	1	1	1	1
BHKW-Wärme	kWh a ⁻¹	6.412.121	2.911.417	4.118.040	603.040	1.554.471
Wärmeabsatz (= Nutzwärme)	kWh a ⁻¹	5.269.870	1.719.880	3.107.610	423.242	1.119.219
Exergiegehalt Wärme	kWh a ⁻¹	857.886	279.980	505.890	68.900	182.198
Exergieoutput der Anlage	kWh a ⁻¹	7.068.305	3.589.738	6.047.121	623.475	1.402.971
Exergieanteil Wärme	%	13	8	9	14	15
Exergieanteil Strom	%	87	92	91	86	85

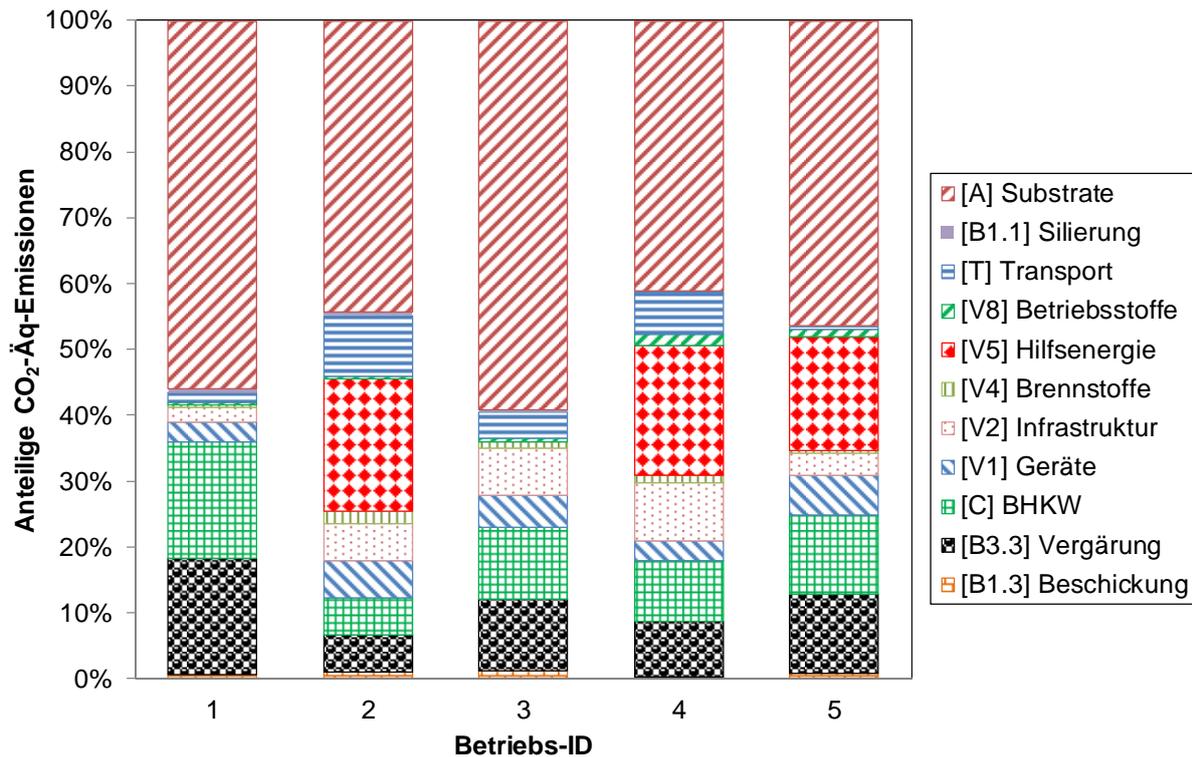


Abbildung 54: Fallstudien Biogas: Aufteilung der THG-Emissionen auf die gesamte Biogaskette

Fallbeispiel 1

Die gesamten CO₂-Äq-Emissionen der Biogas-Prozesskette belaufen sich für Fallbeispiel 1 auf 0,066 kg MJ⁻¹ eingespeiste elektrische Energie. Den größten Anteil hieran hat die Substratbereitstellung mit Emissionen von 0,036 kg MJ⁻¹, entsprechend einem Anteil von 56 % (vgl. Abbildung 54). An zweiter Stelle folgen mit jeweils 0,012 kg MJ⁻¹ bzw. 18 % Anteil die Methanemissionen aus der Gärstrecke und aus dem BHKW. Auf die Herstellung der Maschinen/Geräte entfallen 0,002 kg MJ⁻¹ oder ca. 3 % der Emissionen, auf die Anlagenerrichtung 0,001 kg MJ⁻¹. Transportprozesse haben in diesem Fall nur einen Anteil von 1,4 % an den gesamten CO₂-Äq-Emissionen (0,008 kg MJ⁻¹). Jeweils weniger als 1 % der Emissionen entfallen auf die Silierung und die Beschickung. Da der Strombedarf dieser Anlage vom BHKW-Strom abgezweigt wird (Überschusseinspeisung), werden keine THG-Emissionen für den Strombezug aus dem Netz angerechnet. Für die Gärrestabgabe zur Substitution von Mineraldünger wurde eine THG-Gutschrift von 0,011 kg MJ⁻¹ errechnet, so dass sich im Saldo THG-Emissionen von 0,054 kg MJ⁻¹ ergeben.

Fallbeispiel 2

Für Fallbeispiel 2 belaufen sich die gesamten THG-Emissionen der Biogas-Prozesskette auf 0,086 kg MJ⁻¹ eingespeiste elektrische Energie. Auch hier hat die Substratbereitstellung mit THG-Emissionen von 0,037 kg MJ⁻¹ oder 44 % den größten Anteil an den THG-Emissionen der Biogaskette (vgl. Abbildung 54). An zweiter Stelle folgen in diesem Fall die Emissionen der Bereitstellung von Hilfsenergie durch Strombezug aus dem Netz mit

0,017 kg MJ⁻¹, entsprechend einem Anteil von 20 %. Jeweils in etwa gleich hohe CO₂-Äq-Emissionen von 0,005 kg MJ⁻¹ entfallen auf die Gärstrecke, das BHKW, die Anlagenerrichtung und die Herstellung der Maschinen/Geräte. Ca. 0,001 kg MJ⁻¹ (knapp 1 %) werden durch die Beschickung der Anlage verursacht, auf die Silierung entfallen weniger als 1 % der THG-Emissionen. In diesem Fall wurde für die Gärrestabgabe zur Substitution von Mineraldünger eine THG-Gutschrift von 0,025 kg MJ⁻¹ errechnet, so dass sich im Saldo THG-Emissionen von 0,060 kg MJ⁻¹ ergeben.

Fallbeispiel 3

Für Fallbeispiel 3 belaufen sich die gesamten CO₂-Äq-Emissionen der Biogas-Prozesskette auf 0,082 kg MJ⁻¹ eingespeiste elektrische Energie. Den größten Anteil hieran hat mit 59 % wiederum die Substratbereitstellung (0,048 kg MJ⁻¹). An zweiter Stelle folgen die Methanemissionen aus dem BHKW (0,009 kg MJ⁻¹) und aus der Gärstrecke (0,008 kg MJ⁻¹) mit jeweils ca. 11 % Anteil (vgl. Abbildung 54). Auf die Anlagenerrichtung entfallen 0,006 kg MJ⁻¹ (7 %), auf die Herstellung der Maschinen/Geräte 0,004 kg MJ⁻¹ (5 %) und auf Transportprozesse 0,003 kg MJ⁻¹ (4 %). Etwas mehr als 1 % der 0,001 kg MJ⁻¹ werden durch die Beschickung der Anlage verursacht, nur 0,3 % durch die Silierung. Da der Strombedarf dieser Anlage vom BHKW-Strom abgezweigt wird, werden keine THG-Emissionen für den Strombezug aus dem Netz angerechnet. Die THG-Gutschrift für die Gärrestabgabe zur Substitution von Mineraldünger beträgt in diesem Fall 0,025 kg MJ⁻¹, so dass sich im Saldo THG-Emissionen von 0,057 kg MJ⁻¹ ergeben.

Fallbeispiel 4

Die Biogaskette im Fallbeispiel 4 verursacht insgesamt CO₂-Äq-Emissionen von 0,130 kg MJ⁻¹. Den größten Anteil hieran hat erneut die Substratbereitstellung mit 0,058 kg MJ⁻¹ bzw. 41 % (vgl. Abbildung 54). An zweiter Stelle folgen die Emissionen aus dem Bezug von Netzstrom mit 0,028 kg MJ⁻¹ (20 %), an dritter Stelle die Methanemissionen aus dem BHKW mit 0,013 kg MJ⁻¹ (9 %). Die direkten Methanemissionen aus der Gärstrecke wurden zu 0,012 kg MJ⁻¹ entsprechend einem Anteil von ca. 8 % an den Gesamtemissionen geschätzt. Die Errichtung dieser Anlage verursacht CO₂-Äq-Emissionen von 0,013 kg MJ⁻¹ (9 %), was den höchsten Wert unter den fünf Fallbeispielen darstellt. Auf Transportprozesse entfallen 0,009 kg MJ⁻¹ (6,5 %), auf die Herstellung der Maschinen/Geräte entfallen 0,004 kg MJ⁻¹ (3 %). Die Silierung und die Beschickung der Anlage verursachen jeweils deutlich weniger als 1 % der spezifischen CO₂-Äq-Emissionen. Die THG-Gutschrift für die Gärrestabgabe zur Substitution von Mineraldünger beträgt in diesem Fall 0,029 kg MJ⁻¹, so dass sich Saldo THG-Emissionen von 0,113 kg MJ⁻¹ ergeben.

Fallbeispiel 5

Bei diesem Fallbeispiel wurde keine Gutschrift für die Gärrestabgabe angerechnet. Der größte Teil der THG-Emissionen von 0,090 kg MJ⁻¹ eingespeiste elektrische Energie kommt auch in diesem Fallbeispiel aus der Substratbereitstellung mit 46 %. Der Bezug von Netzstrom hat einen Anteil von 17 % (0,016 kg MJ⁻¹) an den gesamten spezifischen CO₂-Äq-Emissionen für diesen Betrieb. Die Methanemissionen aus dem BHKW und der Gärstrecke spielen mit jeweils 12 % Anteil (0,011 kg MJ⁻¹) ebenfalls eine erhebliche Rolle

(vgl. Abbildung 54). Auf die Herstellung der Maschinen/Geräte entfallen $0,005 \text{ kg MJ}^{-1}$ (6 %), auf die Anlagenerrichtung $0,003 \text{ kg MJ}^{-1}$ (knapp 4 %), die Beschickung der Anlage verursacht $0,0008 \text{ kg MJ}^{-1}$ (knapp 1 %). Silierung und Transport verursachen in Summe deutlich weniger als 1 % der spezifischen CO_2 -Äq-Emissionen.

6.2.3 Sensitivitätsanalysen

Mit der Reform des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) in 2014 wurden die Regelungen für die garantierte Einspeisevergütung für elektrische Energie aus Biogas nochmals stark eingeschränkt. Den Regelfall für den Stromabsatz stellt nun - mit Ausnahme von "Gülleanlagen" mit einer elektrischen Nennleistung bis 75 kW - die geförderte Direktvermarktung dar. Diese beinhaltet als erstes die Teilnahme am Marktprämienmodell, welche technische Vorgaben für die Fernsteuerbarkeit der Anlage einschließt. Zusatzerlöse können durch die Bereitstellung von Regelleistung oder die bedarfsorientierte Stromerzeugung generiert werden. Biogasanlagen werden bisher nur zur Bereitstellung von negativer Regelleistung eingesetzt, was durch das kurzzeitige Abschalten des BHKW oder das Herunterfahren auf Teillast realisiert wird. Bei der bedarfsorientierten Stromerzeugung wird die Einspeiseleistung des Biogas-BHKW entsprechend eines Fahrplans im Tagesverlauf geregelt.

Volllast ist der meistgenutzte Betriebspunkt, auf welchen die Einstellung der in Biogas-BHKW eingesetzten Hubkolbenmotoren optimiert wurde. Teillast hingegen bedeutet eine Fahrweise mit gedrosselter Energiezufuhr und geringerem Drehmoment, was sich auch auf die Abgasemissionen auswirkt.

Um den möglichen Effekt eines flexiblen BHKW-Betriebs zu simulieren, wurden für die fünf Fallbeispiele die spezifischen THG-Emissionen der Strombereitstellung für drei verschiedene Szenarien der BHKW-Last gegenüber gestellt: 100 % (Volllast), 80 % und 60 %. Die erforderlichen Inventardaten wurden aus eigenen Messungen an der LfL abgeleitet. Wie Abbildung 55 zeigt, steigen in vier von fünf Fallbeispielen die spezifischen THG-Emissionen der Strombereitstellung im (dauerhaften) Teillastbetrieb gegenüber dem Volllastbetrieb merklich an: um 8 bis 16 % bei 80 % Last und um 18 bis 37 % bei 60 % Last.

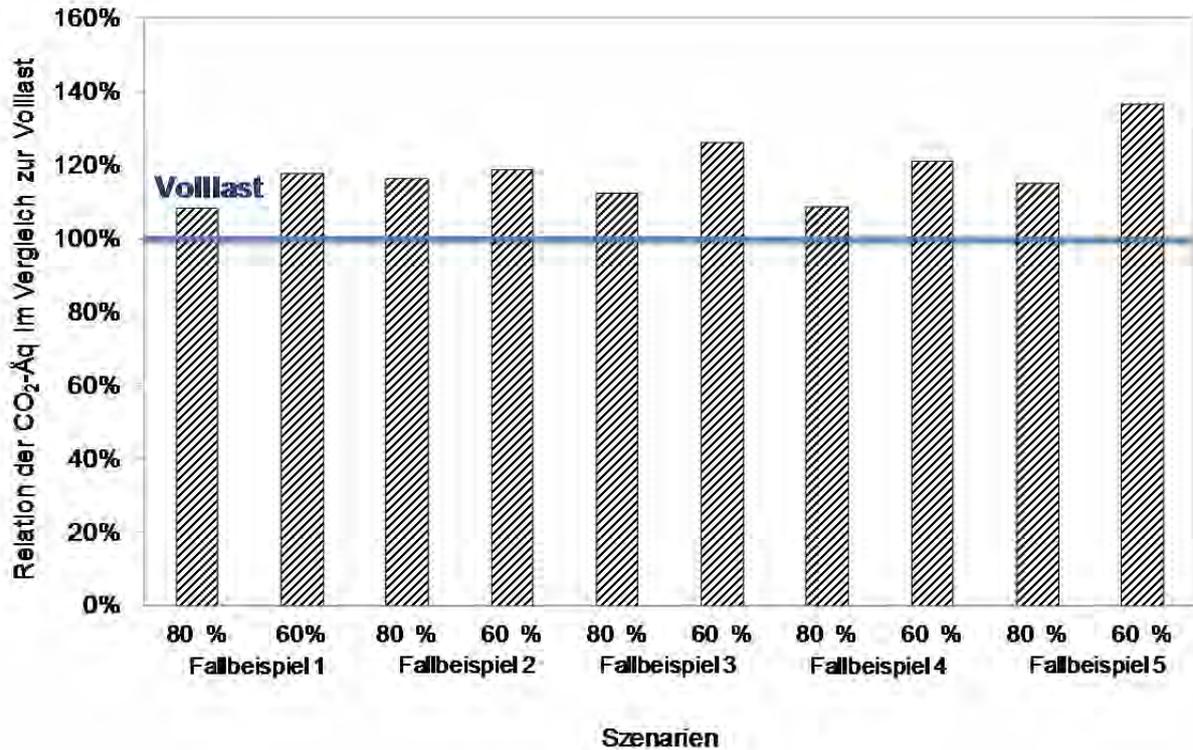


Abbildung 55: Fallstudien Biogas: Relation der THG-Emissionen der Biogasproduktion und -verwertung für drei unterschiedliche Szenarien der BHKW-Last: 100 % (Volllast), 80 % und 60 % Last

Ein weiterer dominanter Posten der THG-Bilanz für die Prozesskette der Biogasproduktion und -verwertung ist der Methanverlust aus der Gärstrecke (siehe [B3.3] Vergärung). Dieser wurde für die Fallstudien pauschal mit 1 % des Methanertrags abgeschätzt, woraus sich Anteile von 14 bis 43 % an den THG-Emissionen der Prozesskette ergeben (Abbildung 56).

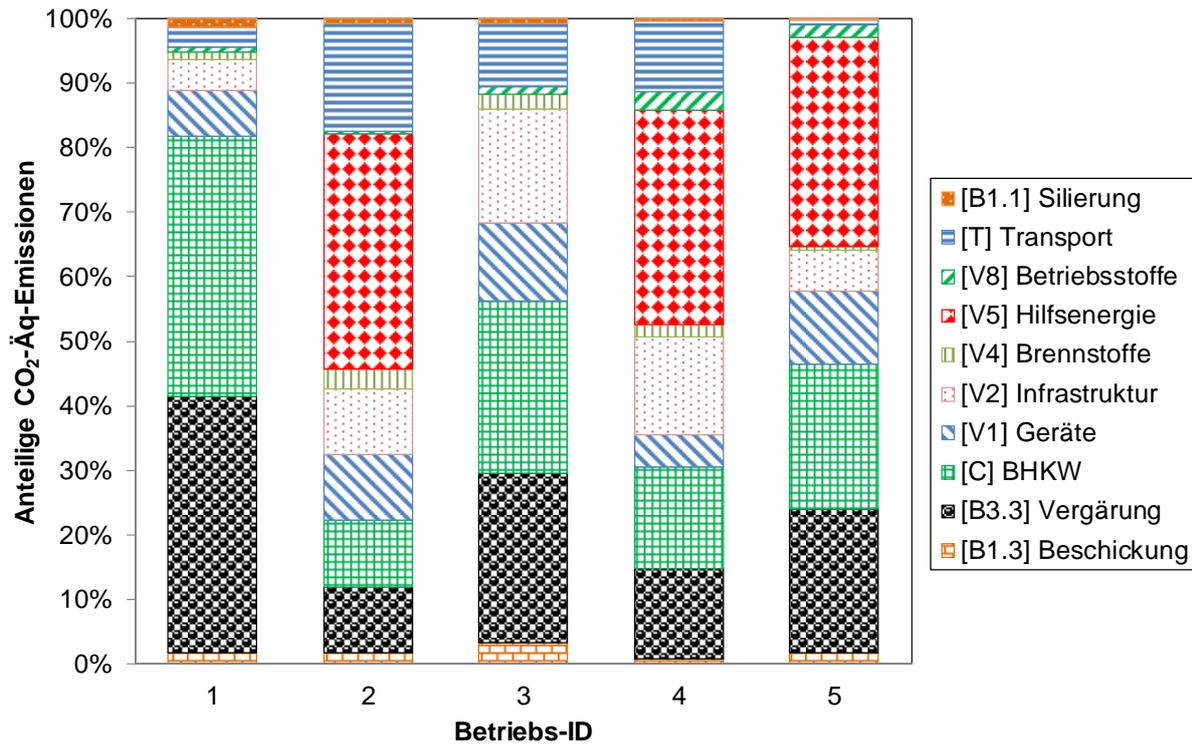


Abbildung 56: Fallstudien Biogas: Aufteilung der THG-Emissionen aus der Biogasproduktion und -verwertung

Bei den drei Fallbeispielen (2, 4, 5) die eine Kompletteinspeisung der erzeugten elektrischen Energie vornehmen, ist der Bezug von Netzstrom für den Betrieb der Biogasanlage der größte Posten in der THG-Bilanz der Biogasproduktion/-verwertung (Abbildung 56: Betriebe 2, und 5). Ein Drittel bis knapp die Hälfte der THG-Emissionen wird hierdurch verursacht, wenn man für die Berechnung den deutschen Strommix einsetzt. Es wurde daher für diese drei Fallbeispiele das Szenario betrachtet, dass der Strombedarf von der Eigenerzeugung abgezweigt wird, wie dies in den Betrieben 1 und 3 der Fall war. Der Effekt auf die THG-Bilanz ist erheblich (Abbildung 57).

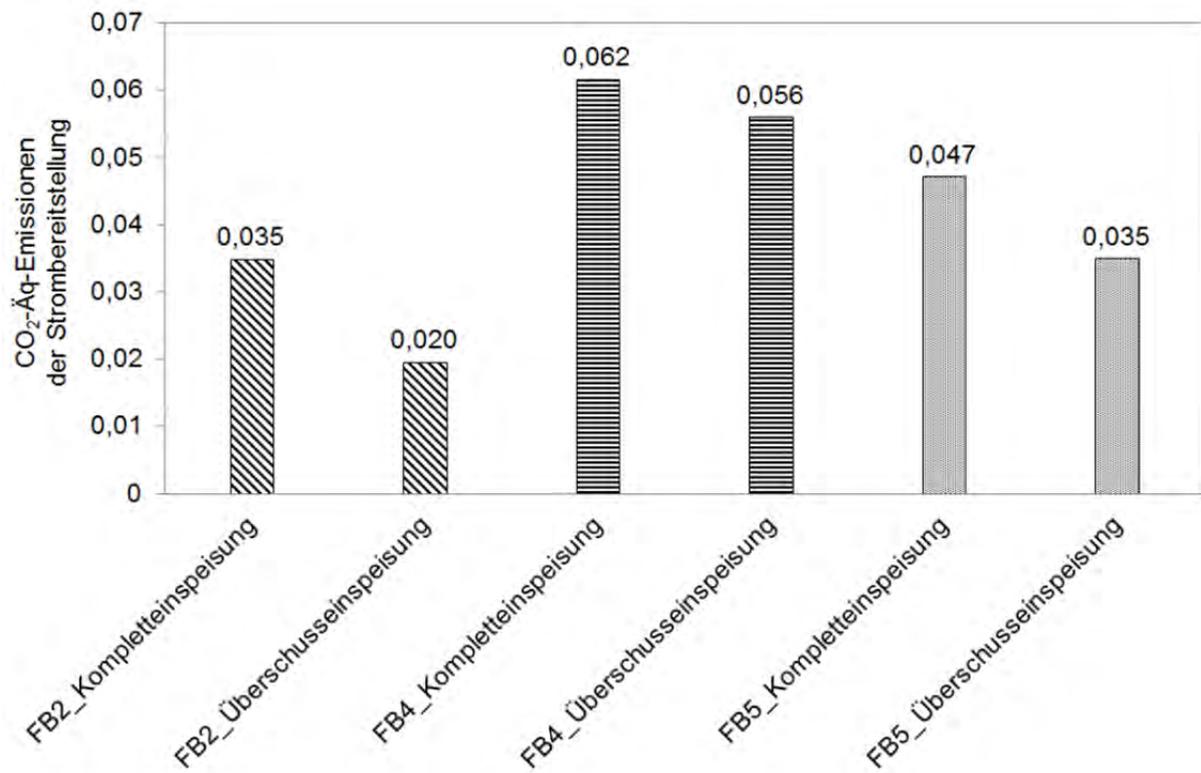


Abbildung 57: Fallstudien Biogas: Ergebnisse der THG-Bilanzierung der Biogasproduktion und -verwertung für die Umstellung von Kompletteinspeisung (Bezug von Netzstrom als Hilfsenergie) auf Überschusseinspeisung (Eigendeckung des Strombedarfs)

6.3 Diskussion

6.3.1 Einordnung der Ergebnisse

Methodisch unterscheiden sich zahlreiche in der Literatur vorhandene Studien von der vorliegenden Arbeit, da sie andere Allokationsmethoden bzw. die Gutschriftenmethode anwenden. Für die Strombereitstellung aus den Biogasketten der untersuchten Fallstudien wurden nach exergetischer Allokation spezifische THG-Emissionen von 0,066 bis 0,130 kg MJ⁻¹ ermittelt. Abzüglich einer Gutschrift für die Gärrestabgabe zur Substitution von Mineraldünger ergeben sich im Saldo 0,054 bis 0,113 kg MJ⁻¹. Gegenüber dem deutschen Strommix (0,178 kg MJ⁻¹) entspricht dies einer Minderung von 37 bis 70 %. Aufgrund der exergetischen Allokation wird der Großteil der THG-Emissionen dem erzeugten Strom zugeordnet. Für die Wärmebereitstellung wurden im Saldo spezifische THG-Emissionen von 0,008 bis 0,018 kg MJ⁻¹ ermittelt, entsprechend einer Minderung von 76 bis 89 % gegenüber dem Wärmemix Bayern (0,075 kg MJ⁻¹).

Die Angaben zu den spezifischen THG-Emissionen von Biogasketten schwanken in der Literatur sehr stark. Aufgrund unterschiedlicher Annahmen in den Studien (Funktionelle Einheit, Referenzsystem, Systemgrenze) ist ein direkter Vergleich der vorliegenden Ergebnisse mit anderen Studien auf numerischer Basis streng genommen nicht möglich. In den Review-Studien von HIJAZI et al. [208] und REHL et al. [333] wurde jedoch durchgän-

gig eine Minderung der spezifischen THG-Emissionen von Biogasstrom gegenüber dem deutschen Strommix gefunden.

Die größte Quelle für THG-Emissionen entlang der Biogas-Prozesskette ist in allen Fallbeispielen die Substratbereitstellung (siehe hierzu Kapitel 4). Dies deckt sich ebenfalls mit den Befunden der oben genannten Review-Studien. Lässt man die Substratbereitstellung außen vor und betrachtet nur die Biogasanlage und das BHKW, so wird die THG-Bilanz von drei Prozessgliedern dominiert: dem Bezug von Netzstrom sowie den Methanemissionen aus der Gärstrecke und dem BHKW (vgl. Abbildung 56).

Der anteilige Strombedarf für den Betrieb einer landwirtschaftlichen Biogasanlage liegt in der Regel im Bereich von 6 bis 10 %. Deutlich höhere Werte deuten auf eine fehlerhafte Anlagendimensionierung oder ungeeignete Verfahrenstechnik hin [137][135][136][302]. Wie aus Tabelle 43 ersichtlich, weist Betrieb 4 mit 17,5 % den mit Abstand höchsten anteiligen Strombedarf unter den fünf Fallbeispielen auf. Tatsächlich war in dieser Anlage die Rührtechnik nicht auf den schwierig zu verarbeitenden Haupteinsatzstoff Ladewagengras abgestimmt, so dass massive verfahrenstechnische Probleme auftraten.

Der Strombedarf [V5] wurde in den Fallstudien 2, 4 und 5 aus dem Netz gedeckt, was so etwa ein Drittel (Betrieb 4) bis knapp die Hälfte (Betrieb 2) der THG-Emissionen verursachte. Entsprechend der hohen THG-Emissionen des Strombezugs ergibt sich für Betrieb 2 für das Szenario der Überschusseinspeisung eine besonders hohe Verringerung der spezifischen THG-Emissionen um 44 %. Für die Fallbeispiele 4 und 5 beträgt dieser Wert 9 % bzw. 26 % (Abbildung 57). Über eine Eigenverbrauchsabrechnung könnte der Strombedarf einer Biogasanlage auch aus anderen regenerativen Energiequellen gedeckt werden [225]. Soll die Kompletteneinspeisung beibehalten werden, ist der Hebel für die Senkung der spezifischen THG-Emissionen i. d. R. sehr kurz, da bei einer gut abgestimmten Biogasanlage der Eigenstrombedarf kaum mehr verringert werden kann.

Methanverluste aus der Gärstrecke [B3.3] können aus Überdruckereignissen, Leckagen und Diffusion resultieren. Da die tatsächliche Methanverlustrate nicht gemessen werden konnte, wurde diese für alle Fallbeispiele einheitlich in Höhe von 1 % der Biogasrate angenommen. Die unterschiedlichen Anteile dieses Postens begründen sich daher - abgesehen vom oben erläuterten Einspeiseregime - v. a. in unterschiedlichen Methanausbeuten aus den Einsatzstoffen. Könnte die Methanverlustrate in den Fallstudien durch regelmäßige Leckagekontrolle um ein Viertel gesenkt werden, würden sich die gesamten spezifischen THG-Emissionen um 2 bis 5 % reduzieren.

Die THG-Emissionen aus einem offenen Gärrestlager in Form von Methan und Lachgas können diese Methanverluste gegebenenfalls deutlich übersteigen [18][130][297]. Bei den fünf Fallbeispielen war allerdings keine Anlage vertreten, in welcher der Gärrest ausschließlich offen gelagert wurde.

Der Methanschluß des BHKW wurde für die fünf Fallbeispiele einheitlich in Höhe von 1,5 % der produzierten Methanrate angenommen. Tatsächlich variieren die in der Praxis gemessenen Werte für den Methanschluß in Abhängigkeit von Motortyp und Wartungszustand von 0,1 bis 1,6 % der Methanrate [14][95]. Der für die Fallbeispiele gefundene

Bereich der anteiligen Methanemissionen aus dem BHKW von 14 bis 44 % deckt sich mit den Aussagen anderer Studien [175][225][259][290]. Der in Abbildung 55 gezeigte erhebliche Effekt eines Teillastbetriebs auf die spezifischen THG-Emissionen der Strombereitstellung macht außermotorische Maßnahmen zur deutlichen Verringerung der Methankonzentrationen im Abgas erforderlich.

Kleinere Motoren (weniger als 100 kW elektrische Leistung) haben deutlich geringere elektrische Wirkungsgrade und höhere Schadstoffkonzentrationen im Abgas als leistungsstärkere Aggregate [10][188]. Sie sind daher technisch bedingt hinsichtlich der spezifischen THG-Emissionen der Strombereitstellung und weiterer Umweltwirkungen durch Emissionen von insbesondere NO_x , CO und Formaldehyd benachteiligt.

Die Umweltwirkungen der Errichtung und Ausstattung der Biogasanlage werden in Ökobilanzstudien teilweise vernachlässigt (z. B. [201][282]). Mit Anteilen von 9 bis 30 % an den THG-Emissionen der Biogasanlage in den Fallstudien sind sie jedoch keinesfalls unbedeutend. Bemerkenswert sind hierbei die deutlichen Unterschiede zwischen den Fallbeispielen. Eine längere Lebensdauer und ein hoher Nutzungsgrad der Biogasanlage führt in jedem Fall zu einer Verringerung des Anteils der Infrastruktur an den spezifischen THG-Emissionen [297]. Regenerative Baustoffe finden in Biogasanlagen hingegen derzeit kaum Verwendung.

Der Nutzungsgrad der verfügbaren BHKW-Wärme ist ein weiterer ausschlaggebender Faktor für die Ökobilanz der Energiebereitstellung aus Biogas. Durch die verwendete Methode der exergetischen Allokation wird dieser Effekt im Ergebnis jedoch deutlich abgeschwächt. Der Wärmeabsatz wird in der Regel nicht vom Eigenwärmebedarf der Biogasanlage, sondern von den wirtschaftlich erschließbaren Wärmesenken limitiert. Der für Fallbeispiel 4 ermittelte Wärmeabsatzgrad von 92 % stellt hierbei einen absoluten Spitzenwert dar. Diese Biogasanlage wurde auch gezielt für ein bereits bestehendes Nahwärmenetz gebaut, in das ganzjährig die gesamte BHKW-Wärme eingespeist werden kann.

Eine ökonomische Analyse der Fallbeispiele konnte nicht durchgeführt werden. Die ermittelten THG-Vermeidungskosten der Modellbiogasanlage (Systemversuch Viehhäuser) liegen mit ca. 260 und 335 € t^{-1} innerhalb des in der Literatur dokumentierten Variationsbereichs von 12 bis 691 € t^{-1} [160][170][360][435].

Die aus der Literatur [155][271] identifizierten drei grundsätzlichen wirtschaftlichen Aussagen zu Biogassystemen werden durch die Ergebnisse für die 75 kW Modellbiogasanlage bestätigt: (1) NawaRo-Biogasanlagen im niedrigen Leistungsbereich bis $P_{el} = 100$ kW sind nur schwierig rentabel zu betreiben; (2) Substratkosten (z. B. Aufwüchse aus der Rotationsbranche) sind aufgrund des hohen Kostenanteils von großer Bedeutung für die Wirtschaftlichkeit von NawaRo-Biogasanlagen; (3) die Erlöse aus dem Wärmeabsatz können helfen die Rentabilität der Biogasanlage deutlich zu verbessern.

6.3.2 Optimierung des Produktsystems

Werden in einer Biogasanlage Substrate aus landwirtschaftlicher Produktion eingesetzt, so ist die Optimierung des Produktsystems der Strom- und Wärmeerzeugung aus Biogas im Grunde genommen nur in der Gesamtschau auf den/die landwirtschaftlichen Betrieb(e) möglich. Aus konzeptionellen Gründen wird die Betrachtung der Optimierungsmöglichkeiten entlang der Biogaskette im vorliegenden Bericht jedoch in den Bereich der Substratbereitstellung (Kapitel 4.3.3) sowie der Biogasproduktion und -verwertung aufgeteilt.

Die für die spezifischen THG-Emissionen der Prozesskette der Biogasproduktion und -verwertung maßgeblichen Faktoren wurden im vorhergehenden Kapitel anhand der THG-Fallstudien und der Sensitivitätsanalysen diskutiert. In Tabelle 55 wurden die Möglichkeiten zur Verbesserung der THG-Bilanz für die einzelnen Beispielbetriebe zusammengefasst und qualitativ bewertet.

Tabelle 55: Fallstudien Biogas: Qualitative Bewertung von Maßnahmen für die Verringerung der spezifischen CO₂-Äq-Emissionen der Biogasproduktion und -verwertung

Optimierungsmaßnahme	Ausmaß des Effekts*	Begründung
Ggf. Umstellung auf Überschusseinspeisung	++	Wegfall der CO ₂ -Äq-Emissionen für die Stromerzeugung im Netzverbund überkompensiert die verringerte Stromspeisung.
Nutzungsgrad der BHKW-Wärme maximieren	++	Vermeidung des Einsatzes fossiler Energieträger
Regelmäßige Überprüfung der Gärstrecke auf Leckagen	+	Direkte Methanemissionen haben ein erhebliches THG-Potenzial.
Regelmäßige professionelle Wartung und ggf. Revision des BHKW	+	Minimierung des Methanschlupfs, Erhalt des elektrischen Nutzungsgrads
Erhöhung der Lebensdauer und des energetischen Nutzungsgrades der Biogasanlage	o	Verringerung des Anteils der Infrastruktur an den spezifischen CO ₂ -Äq-Emissionen
Verringerung des Strombedarfs der Biogasanlage	o	Spielraum für die Senkung des Strombedarfs i. d. R. relativ gering

*) o: geringer Effekt; +: deutlicher Effekt; ++: großer Effekt

6.4 Handlungsempfehlungen

Im Folgenden werden konkrete Maßnahmen zur Verringerung der THG-Emissionen bestehender Biogasanlagen stichwortartig für die einzelnen Prozessgruppen aufgelistet:

Substratbereitstellung [A]

Wegen des sehr hohen Anteils der CO₂-Äq-Emissionen aus der Substratbereitstellung, insbesondere bei "NawaRo-Anlagen", können sich Maßnahmen zur Verringerung der THG-Emissionen im Pflanzenbau deutlich auf die THG-Bilanz der Gesamtkette auswirken (Details siehe Kap. 4.4).

Vorleistungen [V]

- Verringerung des Strombedarfs der Biogasanlage
- Deckung des Strombedarfs der Anlage aus eigener Erzeugung der Biogasanlage (Überschusseinspeisung) oder einer anderen Erzeugungsanlage. (Beachte! Bei steuerlicher Trennung der Biogasanlage und einer anderen Anlage zur Erzeugung regenerativer Energie gilt der Strombezug nicht als Eigenverbrauch.)

Transformation [B]

- Gärrestlagerabdeckung mit Gaserfassung
- Nachrüstung eines zusätzlichen Gasspeichers und entsprechendes Gasspeichermanagement in Verbindung mit der Flexibilisierung der Stromerzeugung
- Vermeidung des Abblasens von Biogas durch Installation einer automatisch zündenden Gasfackel. (Der Ansprechdruck der Überdrucksicherungen muss über demjenigen der Gasfackel liegen!)
- Regelmäßige Kontrolle der Überdrucksicherungen (täglich)
- Regelmäßige Anlagenbegehung mit einem Gasdetektor (monatlich), gelegentliche Prüfung mit einer Gaskamera (z. B. jährlich)

Konversion [C]

- BHKW-Wärme möglichst weitgehend nutzen, um fossile Energieträger zu ersetzen
- Regelmäßige BHKW-Wartung
- Eher frühzeitiges BHKW-Repowering zur Erhöhung des elektrischen Nutzungsgrades
- Abgasbehandlung am BHKW

7 Raps-erzeugung und Biokraftstoffproduktion

(Dr.-Ing. Daniela Dressler, Karsten Engelmann, Dr. Edgar Remmele, Martina Serdjuk, Prof. Dr. Peter Zerle)

Im Erntejahr 2015 betrug die Anbaufläche von Winterraps in Bayern 103.800 ha und ist damit im Vergleich zum Erntejahr 2014 (122.200 ha) [385] und 2013 (129.600 ha) [382] nochmals gesunken. Die Anbaufläche von Winterraps bleibt damit weiterhin unter dem Durchschnittswert der Erntejahre 2007 bis 2012 (150.000 ha) [382]. Vor allem in Südbayern haben kleinere Betriebe den Rapsanbau aufgegeben. Andererseits werden in Unterfranken, der wichtigsten Rapsanbauregion Bayerns, fast 30.000 ha Raps angebaut. Gerade in größeren Ackerbaubetrieben hat der Raps aus Fruchtfolgegründen weiterhin eine wichtige Bedeutung. Auf Basis der Proben für die Besondere Ernteterminierung (BEE) wurden für Bayern in den Erntejahren 2013, 2014 und 2015 durchschnittliche Winterraps-erträge von 37,5, 45,0 und 40,0 dt ha⁻¹ mit einem Wassergehalt von 6,5, 6,8 bzw. 6,3 % ermittelt. Die regionale Auswertung zeigt jedoch große Ertragsunterschiede zwischen den bayerischen Regierungsbezirken. Während in Schwaben, Nieder- und Oberbayern aufgrund der günstigen klimatischen Bedingungen der südbayerischen Anbauggebiete mit durchschnittlich 44,8, 43,2 bzw. 42,4 dt ha⁻¹ die höchsten Winterraps-erträge geerntet werden konnten, fielen die Winterraps-erträge in Oberfranken mit 38,6 dt ha⁻¹ am geringsten aus [4][5][6].

Aus Rapssa- at kann sowohl in industriellen Ölmöhlen (zentrale Ölmöhlen, Großanlagen) mit Verarbeitungskapazitäten bis zu 4.000 t Rapssa- at pro Tag als auch in dezentralen Kleinanlagen (dezentrale Ölmöhlen) mit typischen Verarbeitungskapazitäten zwischen 0,5 und 25 t Rapssa- at pro Tag Rapsöl produziert werden. Bei Rapsöl aus industriellen Ölmöhlen handelt es sich in der Regel um heißgepresstes, mit Lösungsmittel extrahiertes und (voll)raffiniertes Öl, während in dezentralen Ölmöhlen durch schonende Rapssa- atverarbeitung sogenanntes kaltgepresstes Rapsöl hergestellt wird, das keine Raffinationsschritte durchläuft. Die Rapssa- atqualität, der Abpressvorgang und die Ölrreinigung (Fest/Flüssig-Trennung) nehmen deshalb bei der dezentralen Rapssa- atverarbeitung großen Einfluss auf die Ölqualität. Zwischen den beiden oben genannten Verfahren der Rapssa- atverarbeitung bestehen wesentliche Unterschiede in der Komplexität, dem Aufwand an Energie (Strom und Wärme), Lösungsmitteln, Chemikalien und Wasser, dem Anfall von Abwasser und Abfallstoffen sowie den Transportentfernungen. Dezentrale Ölmöhlen beziehen den überwiegenden Teil ihrer Rapssa- at von Landwirten aus der Region und vermarkten den Großteil ihrer Produkte (Rapsöl und Rapspresskuchen) in der Region. Ein weiterer wesentlicher Unterschied der beiden Verfahren liegt in der Ölausbeute und damit auch im Restfettgehalt des Presskuchens beziehungsweise des Extraktionsschrotes [336]. Unabhängig vom Herstellungsverfahren findet Rapsöl als Speiseöl- und Futteröl sowie in der Umesterung zu Biodiesel Verwendung. Die Bereitstellung von Rapsölkraftstoff für land- und forstwirtschaftliche Maschinen hat für dezentrale Ölmöhlen eine besondere Bedeutung. Der erzeugte Presskuchen bzw. das Extraktionsschrot werden zu fast 100 % als hochwertiges Eiweißfuttermittel in der Tierernährung eingesetzt.

Laut einer Umfrage von HAAS und REMMELE (2013) [193] ging die Anzahl der dezentralen Ölmühlen in Deutschland von 585 im Jahr 2007 auf 241 in Betrieb befindliche Ölmühlen im Jahr 2013 zurück. Dabei produzierten im Jahr 2012 nur noch 28 % der dezentralen Ölmühlen in Deutschland schwerpunktmäßig Rapsölkraftstoff. In den Jahren 2007 und 2011, also noch vor der vollständigen Besteuerung der Biokraftstoffe ab 01. Januar 2013, lag der Anteil von dezentralen Ölmühlen für die Rapsölkraftstoffproduktion noch bei 72 % (2006) bzw. 56 % (2010).

7.1 Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung

7.1.1 Zieldefinition

Das primäre Ziel der Untersuchungen ist es, regionaltypische und spezifische Ökobilanzdaten für die Rapserzeugung in Bayern und für die Herstellung von Rapsölkraftstoff in dezentralen Ölmühlen zu erarbeiten. Verbunden mit der ökonomischen Bewertung sollen darauf aufbauend praktisch umsetzbare Minderungsstrategien z. B. bezüglich der THG-Emissionen und Handlungsempfehlungen für die regionale und einzelbetriebliche Beratung in Bayern zur nachhaltigen und THG-optimierten Produktion abgeleitet werden. Darüber hinaus soll die harmonisierte Bilanzierungsmethode (vgl. Kapitel 3.1 sowie [439]) zur ökologischen Bewertung der Rapsölmethylesterproduktion auf Basis von Literaturwerten angewendet werden (siehe Kapitel 7.1.5.2). Hierbei sollen Stellschrauben identifiziert werden, die in weiteren Untersuchungen auf regionaler und betriebspezifischer Ebene durchgeführt und auf bayerische Verhältnisse angepasst werden sollen.

Ein weiteres Ziel der Untersuchungen ist die Überprüfung des Einflusses der Methode zur Berechnung der N₂O-Feldemissionen auf die Ergebnisse der Rapserzeugung. Im Rahmen der Untersuchungen von ExpResBio werden die N₂O-Feldemissionen standardmäßig mit den globalen Emissionsfaktoren nach IPPCC bewertet (vgl. Tabelle 56 auf S. 266). Durch die Berechnung der N₂O Feldemissionen anhand der Methode von STEHFEST UND BOUWMAN (2006) [387], wird der Einfluss von standortspezifischen Parametern auf die Höhe der N₂O-Feldemissionen ergänzend dargelegt (siehe Kapitel 7.3.1).

Weiterhin wird der Einfluss der Bewertung des Koppelproduktes Rapspresskuchen auf die Ergebnisse der THG-Bilanz für Rapsölkraftstoff untersucht und diskutiert. Als Referenzmethode dient dabei die Energieallokationsmethode nach der Richtlinie 2009/28/EG (RED) [142]. Durch die zusätzliche Anwendung der Substitutionsmethode wird die tatsächliche Verwendung des Koppelproduktes Rapspresskuchen als Eiweißfutter berücksichtigt (siehe Kapitel 7.3.2).

7.1.2 Systemdarstellung und Systemgrenzen

Die bilanzierten Prozesse für die Produktsysteme Rapserzeugung und dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion bzw. Rapsölmethylester sind innerhalb des Untersuchungsrahmens von ExpResBio mit Häkchen gekennzeichnet. Abbildung 58 und Abbildung 60 zeigen den Untersuchungsrahmen der Basisvarianten für die Rapserzeugung und de-

zentrale Rapsöl-kraftstoffproduktion sowie für die Raps-erzeugung und Rapsölmethylesterproduktion auf. Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse für die THG-Bilanz nach der Richtlinie 2009/28/EG (RED) [142] bzw. Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung zu gewährleisten, wird in der Prozessgruppe [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse ausschließlich die Raps-erzeugung betrachtet (fruchtartenbezogener Bezugszeitraum ohne Fruchtfolgeeffekte). Zur Überprüfung des Einflusses der Bewertungsmethode von Koppelprodukten der Biokraftstoff-erzeugung sowie des Vorfruchteffekts von Raps auf die Ergebnisse der THG-Bilanz wird der betrachtete Systemraum räumlich und zeitlich erweitert (siehe Kapitel 7.1.6 und 7.1.7). Dies erfolgt exemplarisch für das Produktsystem der Raps-erzeugung und dezentralen Rapsöl-kraftstoffproduktion. Die Bilanzergebnisse werden im Prozess [F4] Gutschrift für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte ausgewiesen (siehe Abbildung 59).

Bezeichnung Produktsystem: Rapszerzeugung und dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion			
Rohstoffgewinnung	Produktion	Anwendung	Reststoff- und Abfallbehandlung
<p><input checked="" type="checkbox"/> [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse</p> <p>[A1] Bestandesbegründung <input checked="" type="checkbox"/> [A1.1] Bodenaufbereitung <input checked="" type="checkbox"/> [A1.2] Pflanzen/Aussaat <input type="checkbox"/> [A1.3] sonstige Flächenvorbereitung</p> <p>[A2] Bestandesführung <input type="checkbox"/> [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand <input type="checkbox"/> [A2.2] Zaubau <input checked="" type="checkbox"/> [A2.3] Düngung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.4] Kalkung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung <input type="checkbox"/> [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen</p> <p>[A3] Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.1] Ernte Biomasse <input type="checkbox"/> [A3.2] Vorliefern zur Straße <input type="checkbox"/> [A3.3] Aufbereitungsprozesse nach Ernte <input type="checkbox"/> [A3.4] Aufladen auf LKW/Traktor</p> <p>[A4] nicht-zuordenbar <input type="checkbox"/> [A4.1] C-Speicher <input type="checkbox"/> [A4.2] NaO-Flechte <input type="checkbox"/> [A4.3] andere Feldmissionen <input type="checkbox"/> [A4.4] Unterbringung von Personal</p> <p><input type="checkbox"/> [A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen</p>	<p><input checked="" type="checkbox"/> [B] Transformation</p> <p>[B1] Lagerung <input checked="" type="checkbox"/> [B1.1] Biomasselagerung <input checked="" type="checkbox"/> [B1.2] Produktlagerung <input type="checkbox"/> [B1.3] Ent- und Beladung <input type="checkbox"/> [B1.4] Verpacken</p> <p>[B2] Vorbehandlung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.1] Reinigung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.2] Zerkleinerung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.3] Trocknung</p> <p>[B3] Umwandlung <input type="checkbox"/> [B3.1] chemische Transformation <input checked="" type="checkbox"/> [B3.2] mechanische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.3] biologische Transformation</p>	<p><input type="checkbox"/> [C] Konversion</p> <p>[C1] Stromerzeugung <input type="checkbox"/> [C2] Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C3] Kombinierte Strom und Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C4] Bereitstellung Antriebsenergie (z. B. für Mobilität) <input type="checkbox"/> [C5] Abgasreinigung</p>	<p><input type="checkbox"/> [D] Nutzung</p> <p>[D1] C-Speicher Produkt <input type="checkbox"/> [D2] Energiespeicherung <input type="checkbox"/> [D3] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [D4] energetische Verwertung <input type="checkbox"/> [D5] Beseitigung</p>
<p><input type="checkbox"/> [L] Betriebliche Logistik</p> <p>[L1] außerbetrieblicher Transport <input type="checkbox"/> [L2] innerbetrieblicher Transport</p>	<p><input checked="" type="checkbox"/> [T] Transporte</p> <p>[T1] Transport Biomasse <input type="checkbox"/> [T2] Transport Zwischenprodukte <input type="checkbox"/> [T3] Transport Endprodukte <input type="checkbox"/> [T4] Transport Koppelprodukte und Abfälle</p>	<p><input checked="" type="checkbox"/> [V] Vorleistungen</p> <p>[V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten <input checked="" type="checkbox"/> [V2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur <input checked="" type="checkbox"/> [V3] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut <input checked="" type="checkbox"/> [V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen <input checked="" type="checkbox"/> [V5] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien <input checked="" type="checkbox"/> [V6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern <input checked="" type="checkbox"/> [V7] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln <input checked="" type="checkbox"/> [V8] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien</p>	<p><input type="checkbox"/> [E] Abfallbewirtschaftung</p> <p>[E1] Vorbereitung zur Wiederverwendung <input type="checkbox"/> [E2] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [E3] energetische Verwertung <input type="checkbox"/> [E4] Beseitigung</p>
<p>Ergänzende Informationen:</p> <p><input type="checkbox"/> [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze</p> <p>[F1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F3] Indirekte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F4] Gutschriften für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte <input type="checkbox"/> [F5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung</p> <p><input type="checkbox"/> [G] Substitution von Produkten eines Referenzsystems</p> <p>[G1] Referenzsystem Hauptprodukt</p>			
<p>Geographische Repräsentativität: Rapszerzeugung Boden-Klima-Räume (BRK) nach Rotberg et al. (2007) (A) Tertiär-Hügelland Donau-Süd (B) Alltälchen und Ostbayerisches Hügelland (C) Verwitterungsböden in den Übergangslagen</p>	<p>Zeitliche Repräsentativität: Primärdaten: Erntejahre Raps: 2013 - 2015 Verarbeitungsjahre Raps: 2013/2014 und 2014/2015 Sekundärdaten: Datenbanken der GaBI-Software und ecoinvent Stand 2015</p>	<p>Anmerkungen: Umgang mit Koppelprodukt (Rapspresskuchen), Allokation nach Heizwert Heizwert von Rapsölkraftstoff = 37,5 MJ / kg Heizwert von Rapspresskuchen = 20,7 MJ / kg</p>	

Abbildung 58: Systemdarstellung für die harmonisierte Bilanzierung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung (Basisvariante)

Bezeichnung Produktsystem: Rapszerzeugung und dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion				
Rostoffgewinnung	Produktion	Anwendung	Reststoff- und Abfallbehandlung	
<p><input checked="" type="checkbox"/> [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse</p> <p>[A1] Bestandesbegründung <input checked="" type="checkbox"/> [A1.1] Bodenaufbereitung <input checked="" type="checkbox"/> [A1.2] Pflanzen/Ausaat <input checked="" type="checkbox"/> [A1.3] sonstige Flächenvorbereitung</p> <p>[A2] Bestandesführung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand <input checked="" type="checkbox"/> [A2.2] Düngung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.3] Kalkung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.4] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.5] Bau/Instandhaltung von Wegen</p> <p>[A3] Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.1] Ernte Biomasse <input checked="" type="checkbox"/> [A3.2] Vorliefern zur Spinnerei <input checked="" type="checkbox"/> [A3.3] Aufbereitungsprozesse nach Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.4] Aufladen auf LKW/Traktor</p> <p>[A4] nicht-zuordenbar <input type="checkbox"/> [A4.1] C-Speicher <input type="checkbox"/> [A4.2] N₂O-Emissionen <input type="checkbox"/> [A4.3] andere Feldemissionen <input type="checkbox"/> [A4.4] Unterbringung von Personal</p> <p>[A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelegten Systemen</p>	<p><input checked="" type="checkbox"/> [B] Transformation</p> <p>[B1] Lagerung <input checked="" type="checkbox"/> [B1.1] Biomasselagerung <input checked="" type="checkbox"/> [B1.2] Produktlagerung <input checked="" type="checkbox"/> [B1.3] Ent- und Beladung <input checked="" type="checkbox"/> [B1.4] Verpacken</p> <p>[B2] Vorbehandlung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.1] Reinigung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.2] Zerkleinerung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.3] Trocknung</p> <p>[B3] Umwandlung <input type="checkbox"/> [B3.1] chemische Transformation <input checked="" type="checkbox"/> [B3.2] mechanische Transformation <input checked="" type="checkbox"/> [B3.3] biologische Transformation</p>	<p><input type="checkbox"/> [C] Konversion</p> <p>[C1] Stromerzeugung <input type="checkbox"/> [C2] Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C3] Kombinierte Strom und Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C4] Bereitstellung Antriebsenergie (z. B. für Mobilität) <input type="checkbox"/> [C5] Abgasreinigung</p>	<p><input type="checkbox"/> [D] Nutzung</p> <p>[D1] C-Speicher Produkt <input type="checkbox"/> [D2] Energie-Speicherung</p>	<p><input type="checkbox"/> [E] Abfallbewirtschaftung</p> <p>[E1] Vorbereitung zur Wiederverwendung <input type="checkbox"/> [E2] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [E3] energetische Verwertung <input type="checkbox"/> [E4] Beseitigung</p>
Ergänzende Informationen:				
<p><input type="checkbox"/> [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze</p> <p>[F1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F3] Indirekte Landnutzungsänderung <input checked="" type="checkbox"/> [F4] Gutschriften für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte <small>Sojaerschot aus Übersee</small> <input type="checkbox"/> [F5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung</p>				
<p><input type="checkbox"/> [G] Substitution von Produkten eines Referenzsystems</p> <p>[G1] Referenzsystem Hauptprodukt</p>				
<p><input type="checkbox"/> [L] Betriebliche Logistik</p> <p>[L-1] außerbetrieblicher Transport <input type="checkbox"/> [L-2] innerbetrieblicher Transport</p>				
<p><input checked="" type="checkbox"/> [T] Transporte</p> <p>[T-1] Transport Biomasse <input checked="" type="checkbox"/> [T-2] Transport Zwischenprodukte <input type="checkbox"/> [T-3] Transport Endprodukte <input type="checkbox"/> [T-4] Transport Koppelprodukte und Abfälle</p>				
<p><input checked="" type="checkbox"/> [M] Vorleistungen</p> <p>[M1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten <input checked="" type="checkbox"/> [M2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur <input checked="" type="checkbox"/> [M3] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut <input checked="" type="checkbox"/> [M4] Bereitstellung von Kraft- und Hilfsenergien <input checked="" type="checkbox"/> [M5] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien <input checked="" type="checkbox"/> [M6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern <input checked="" type="checkbox"/> [M7] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln <input checked="" type="checkbox"/> [M8] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien</p>				
<p>Geographische Repräsentativität: Rapszerzeugung Boden-Klima-Räums (BRK) nach Rößberg et al. (2007) (A) Terrai-Hügelland Donau-Süd (B) Atrflächen und Ostdayensches Hügelland (C) Verwitterungsböden in den Übergangslagen</p>		<p>Zeilliche Repräsentativität: Primärdaten Erntedatene Raps: 2013 - 2015 Verarbeitungsjahre Raps: 2013/2014 und 2014/2015 Sekundärdaten Datenbanken der GaBi-Software und ecoinvent Stand 2015</p>		
<p>Anmerkungen: Umgang mit Koppelprodukt (Rapspresskuchen): Substitutionsmethode - Gutschrift für substituiertes Sojaerschot bzw. Sojabohnen aus Nord- und Südamerika - 8,4 % der Sojabohnen aus Südamerika, stammen von Flächen mit Landnutzungsänderungen</p>				

Abbildung 59: Systemdarstellung für die harmonisierte Bilanzierung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung (Substitutionsmethode)

Bezeichnung Produktsystem: Rapszerzeugung und Rapsmethylesterproduktion			
Rohstoffgewinnung	Produktion	Anwendung	Reststoff- und Abfallbehandlung
<p><input checked="" type="checkbox"/> [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse</p> <p>[A1] Bestandesbegründung <input checked="" type="checkbox"/> [A1.1] Bodenaufbereitung <input checked="" type="checkbox"/> [A1.2] Pflanzen/Aussaat <input type="checkbox"/> [A1.3] sonstige Flächenvorbereitung</p> <p>[A2] Bestandesführung <input type="checkbox"/> [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand <input type="checkbox"/> [A2.2] Zaubau <input checked="" type="checkbox"/> [A2.3] Düngung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.4] Kalkung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung <input type="checkbox"/> [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen</p> <p>[A3] Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.1] Ernte Biomasse <input type="checkbox"/> [A3.2] Vorliefern zur Straße <input type="checkbox"/> [A3.3] Aufbereitungsprozesse nach Ernte <input type="checkbox"/> [A3.4] Aufladen auf LKW/Traktor</p> <p>[A4] nicht-zuordenbar <input type="checkbox"/> [A4.1] C-Speicher <input type="checkbox"/> [A4.2] N₂O-Flecks <input checked="" type="checkbox"/> [A4.3] andere Feldmissionen <input type="checkbox"/> [A4.4] andere Feldmissionen <input type="checkbox"/> [A4.5] Unterbringung von Personal</p> <p><input type="checkbox"/> [A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen</p>	<p><input checked="" type="checkbox"/> [B] Transformation</p> <p>[B1] Lagerung <input checked="" type="checkbox"/> [B1.1] Biomasselagerung <input checked="" type="checkbox"/> [B1.2] Produktlagerung <input type="checkbox"/> [B1.3] Ent- und Beladung <input type="checkbox"/> [B1.4] Verpacken</p> <p>[B2] Vorbehandlung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.1] Reinigung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.2] Zerkleinerung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.3] Trocknung</p> <p>[B3] Umwandlung <input checked="" type="checkbox"/> [B3.1] chemische Transformation <input checked="" type="checkbox"/> [B3.2] mechanische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.3] biologische Transformation</p>	<p><input type="checkbox"/> [C] Konversion</p> <p>[C1] Stromerzeugung <input type="checkbox"/> [C2] Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C3] Kombinierte Strom und Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C4] Bereitstellung Antriebsenergie (z. B. für Mobilität) <input type="checkbox"/> [C5] Abgasreinigung</p>	<p><input type="checkbox"/> [D] Nutzung</p> <p>[D1] C-Speicher Produkt <input type="checkbox"/> [D2] Energiespeicherung</p>
<p><input type="checkbox"/> [L] Betriebliche Logistik</p> <p>[L1] außerbetrieblicher Transport <input type="checkbox"/> [L2] innerbetrieblicher Transport</p>	<p><input checked="" type="checkbox"/> [T] Transporte</p> <p>[T1] Transport Biomasse <input checked="" type="checkbox"/> [T2] Transport Zwischenprodukte <input type="checkbox"/> [T3] Transport Endprodukte <input type="checkbox"/> [T4] Transport Koppelprodukte und Abfälle</p>	<p><input type="checkbox"/> [V] Vorleistungen</p> <p>[V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten <input checked="" type="checkbox"/> [V2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur <input checked="" type="checkbox"/> [V3] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut <input checked="" type="checkbox"/> [V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen <input checked="" type="checkbox"/> [V5] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien <input checked="" type="checkbox"/> [V6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern <input checked="" type="checkbox"/> [V7] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln <input checked="" type="checkbox"/> [V8] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien</p>	<p><input type="checkbox"/> [E] Abfallbewirtschaftung</p> <p>[E1] Vorbereitung zur Wiederverwendung <input type="checkbox"/> [E2] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [E3] energetische Verwertung <input type="checkbox"/> [E4] Beseitigung</p>
Ergänzende Informationen:			
<p><input type="checkbox"/> [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze</p> <p>[F1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F3] Indirekte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F4] Gutschriften für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte <input type="checkbox"/> [F5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung</p>			
<p><input type="checkbox"/> [G] Substitution von Produkten eines Referenzsystems</p> <p>[G1] Referenzsystem Hauptprodukt</p>			
<p>Geographische Repräsentativität: Rapszerzeugung Boden-Klima-Räume (BRK) nach Rotberg et al. (2007) (A) Tertiär-Hügelland Donau-Süd (B) Altbayern und Ostbayerisches Hügelland (C) Verwitterungsböden in den Übergangslagen</p>		<p>Zeltliche Repräsentativität: Primärdaten: Erntejahre RapsSaat 2013 - 2015 Sekundärdaten: Datenbanken der GaBI-Software und ecoinvent Stand 2015</p>	
<p>Anmerkungen: Umgang mit Koppelprodukten: Allokation nach Heizwert (1) Heizwert von heißgepresstem Rapsöl = 37 MJ / kg Heizwert von Rapsextraktionsschrot = 15 MJ / kg (2) Heizwert von Biodiesel = 37,2 MJ / kg Heizwert von Pharnaglycerin = 6 MJ / kg</p>			

Abbildung 60: Systemdarstellung für die harmonisierte Bilanzierung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Rapsölmethylester

7.1.3 Bezugsgröße und funktionelle Einheit

Rapserzeugung: 1 kg Rapssaat (TM-Gehalt 91 %), ab Feld

Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung: 1 MJ Rapsölkraftstoff, ab Ölmühle

Rapsölmethylester: 1 MJ Rapsölmethylester, ab Biodieselanlage

7.1.4 Beschreibung des Produktsystems

Das Produktsystem Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung umfasst die Prozessgruppen [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse, [T1] Biomassetransport und [B] Transformation.

Das Produktsystem Rapsölmethylesterproduktion umfasst die Prozessgruppen [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse, [T1] Biomassetransport, [T2] Transport Zwischenprodukte und [B] Transformation.

Die Bilanzierung von Prozessgruppe [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse ist in beiden Produktsystemen gleich. Eine Differenzierung erfolgt nur für die Transporte sowie die Prozessgruppe [B] Transformation.

Rapserzeugung

[A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse

Die Prozessgruppe [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse beschreibt den Abschnitt der Rapserzeugung. Sie umfasst die Prozesse [A1.1] Bodenaufbereitung (Stoppel- und Grundbodenbearbeitung), [A1.2] Pflanzen/Aussaat (Rapsaussaat und Anwalzen der Rapssaat), [A2.3] Düngung (Ausbringung von Mineral- und Wirtschaftsdünger einschließlich der Einarbeitung im Boden), [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung (Ausbringung von chemischen Pflanzenschutzmitteln) sowie [A3.1] Ernte Biomasse (Rapsdrusch). Neben den Emissionen aus der Nutzung des verwendeten Kraftstoffs werden den entsprechenden Prozessen auch die Emissionen aus Vorleistungsprozessen [V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten, [V2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur, [V3] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut, [V6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern sowie [V7] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln zugeordnet. Darüber hinaus werden die aus der N-Düngung und den Ernte- und Wurzelrückständen entstehenden N₂O-Feldemissionen innerhalb der Prozessgruppe [A] erfasst und im Prozess [A4.2] gesondert dargestellt. Als N-Quellen für die direkten und indirekten N₂O-Feldemissionen werden die N-Mengen aus Mineral- und Wirtschaftsdünger bzw. anderer organischer Dünger sowie aus Ernte- und Wurzelrückständen berücksichtigt. Für die Berechnung der N-Mengen aus Ernte- und Wurzelrückständen (EWR) werden die Methoden und Daten des Thünen-Instituts [344] verwendet. Die Bewertung der N-Mengen aus Mineral- und Wirtschaftsdünger bzw. anderer organischer Dünger sowie der Ernte- und Wurzelrückständen erfolgt auf Basis der IPCC-Methodik [230]. In Tabelle 56 sind die verwendeten Emissionsfaktoren (EF) und die relativen Anteile der N-Verluste durch Oberflächenabfluss/Auswaschung bzw. Ausgasung

(Frac) aufgeführt. Die Emissionsfaktoren werden in kg N₂O-N angegeben. Die Umrechnung in kg N₂O erfolgt durch die Multiplikation mit dem Molgewichtsverhältnis von N₂O zu N (44/28).

Tabelle 56: Emissionsfaktoren (EF) und relative Anteile der N-Verluste durch Oberflächenabfluss/Auswaschung bzw. Ausgasung (Frac) nach IPCC [230] für verschiedene N-Quellen

	Mineraldünger		Organischer Dünger		Ernte- und Wurzelrückstände	
	EF _{MD} in kg N ₂ O-N kg N ⁻¹	Frac _{MD} in %	EF _{OD} in kg N ₂ O-N kg N ⁻¹	Frac _{OD} in %	EF _{EWR} in kg N ₂ O-N kg N ⁻¹	Frac _{EWR} in %
direkte N ₂ O-Feldemissionen	0,01		0,01		0,01	
indirekte N ₂ O-Feldemissionen (Auswaschung)	0,0075	30*	0,0075	30*	0,0075	30*
indirekte N ₂ O-Feldemissionen (Ausgasung)	0,01	10	0,01	20		

* Anwendung nur, wenn Σ (Niederschlag in Regenzeit) - Σ (potentielle Evaporation in Regenzeit) > Wasserspeicherkapazität des Bodens, oder bei Bewässerung (Ausnahme Tröpfchenbewässerung)

[V] Vorleistungen

[V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten

Eingesetzte Maschinen- und Geräteeinsatz in kg Maschine bzw. Gerät je Arbeitseinheit. Eine Arbeitseinheit (AE) ist in der Regel die Fläche in ha. Nur im Fall der Wirtschaftsdüngung ist es das Volumen in m³.

[V2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur

Benötigter Flächenbedarf in m² für die eingesetzten Maschinen und Geräte zur Unterbringung in einer Maschinenhalle je Arbeitseinheit (siehe [V1]).

[V3] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut

Eingesetzte Saatgutmenge in kg ha⁻¹.

[V4] Bereitstellung von Kraftstoffen

Verwendete Dieselmotorkraftstoffmenge in kg je Arbeitseinheit (siehe [V1]). Die Dieselmotorkraftstoffmenge ist dabei identisch mit der Summe aus den Einzelprozessen [A1.1] Bodenaufbereitung, [A1.2] Aussaat, [A2.3] Düngung, [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung sowie [A3.1] Ernte Biomasse.

[V6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern

Eingesetzte Mineraldüngermenge in kg (N, P₂O₅, K₂O bzw. CaO) ha⁻¹.

[V7] Bereitstellung von chemischen Pflanzenschutzmitteln

Wirkstoffmenge in kg ha^{-1} der eingesetzten Herbizide, Fungizide, Insektizide (inklusive Schneckenkorn), Wachstumsregulatoren und Saatgut-Beizmittel.

[T1] Transport Biomasse

Der Transport der Rapssaat erfolgt ab Feld mit einem Traktor oder Lastkraftwagen zur dezentralen Ölmühle bzw. einem Regionallager bei Weiterverarbeitung zu Rapsölmethylester. Dieser Transport wird nachfolgend als regionaler Biomassetransport bezeichnet.

Dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion

[B] Transformation

Die Prozessgruppe [B] Transformation beschreibt den verfahrenstechnischen Ablauf der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion nach Anlieferung der Rapssaat in der dezentralen Ölmühle. Sie umfasst die Prozesse [B1] Lagerung, [B2] Vorbehandlung und [B3] Umwandlung. Wie im Folgenden beschrieben erfolgt die Lagerung der Rapssaat ([B1]) allerdings erst nach der Vorbehandlung ([B2]) der angelieferten Rapssaat. Zum Teil wird die Rapssaat nach der Lagerung und vor der Pressung einer weiteren Vorbehandlung unterzogen.

[B2] Vorbehandlung

Um die Rapssaat ohne Qualitätsverlust lagern und weiterverarbeiten zu können, wird diese zunächst gereinigt ([B2.1]) und falls erforderlich getrocknet ([B2.3]).

[B2.1] Reinigung

Die angelieferte Rapssaat wird in allen drei untersuchten Ölmühlen (siehe Kapitel 7.1.5.1, Tabelle 58) einem Reinigungsprozess unterzogen, der aus einer Trommelsiebung zur Abtrennung von Verunreinigungen und Störstoffen besteht. Der dabei anfallende Abputz wird entweder an den Landwirt zurückgegeben oder der Kompostierung zugeführt. In einer Ölmühle ist der Reinigung mittels Trommelsieb ein Magnetabscheider zur Abtrennung metallischer Fremdkörper vorgeschaltet. Weiterhin wird in zwei der drei untersuchten Mühlen (Ölmühle Y und Ölmühle Z) eine Feinreinigung der Ölsaats nach der Lagerung bzw. vor der Pressung durchgeführt. Die Feinreinigung erfolgt ebenfalls mittels Trommelsieb. Sowohl die Trommelsiebe als auch der Magnetabscheider werden elektrisch betrieben.

[B2.3] Trocknung

Für eine optimale Lagerung der Rapssaat und eine optimale Ölgewinnung ist ein Wassergehalt von ≤ 7 Masse-% anzustreben [336], sodass bei höheren Wassergehalten eine Trocknung erforderlich ist. In allen drei untersuchten Ölmühlen wird hierzu eine heizölbeheizte Getreidetrocknungsanlage eingesetzt. Allerdings wird der Wassergehalt der Rapssaat über den Erntezeitpunkt gesteuert und damit angestrebt, den Anteil Rapssaat zur Nachtrocknung möglichst gering zu halten (siehe Tabelle 58).

[B1.1] Biomasselagerung

Die Biomasselagerung umfasst die Langzeit-, Vorrats- und Tageszwischenlagerung der gereinigten und getrockneten Rapssaat. Die Langzeitlagerung erfolgt in Flachlagern und Hochsiloplanzen, wobei in Letzteren zum Teil elektrisch betriebene Belüftungssysteme integriert sind. Die Vorrats- und Tageszwischenlagerung, die einen kontinuierlichen Pressvorgang sicherstellen soll, ist in allen drei Ölmühen durch einen Tagesvorratsbehälter gelöst, welcher in zwei Mühlen durch jeweils einen vorgeschalteten Vorratsbehälter bzw. durch ein Zwischenlager ergänzt wird. Im Tagesvorratsbehälter wird die Ölsaart für den nachfolgenden Pressvorgang über die Abwärme der Ölpresse erwärmt.

[B1.2] Produktlagerung

Die Lagerung des Rapsöls (Trüböl und Reinöl) sowie des Rapspresskuchens wird der Prozessuntergruppe [B1.2] Zwischenproduktlagerung zugeordnet. Die Lagerung des Rapsöls findet dabei vorwiegend in Edelstahl- oder Kunststoffbehältern statt. Der Presskuchen wird in den drei untersuchten Ölmühen entweder in Gitterboxen oder direkt auf der Betonplatte in einer Halle gelagert.

[B3] Umwandlung

Die Prozessgruppe [B3] Umwandlung beinhaltet die mechanische Transformation, die bei der dezentralen Rapsölkraftstoffherstellung aus den Teilschritten Pressung und Filtration besteht.

[B3.2] Mechanische Transformation

Die Pressung der Rapssaat erfolgt in allen drei Ölmühen mittels einer elektrisch betriebenen Schneckenpresse. Es entstehen Presskuchen und Trüböl, wobei die spezifischen Ölausbeuten der jeweiligen Ölmühle berücksichtigt wurden (vgl. Tabelle 58). Mit dem Presskuchen entsteht ein Koppelprodukt, das einer weiteren Verwertung als Eiweißfutter in der Tierhaltung zugeführt wird. Die anschließende Filtration des Trüböls erfolgt durch zwei Filterungsstufen, einer Hauptfiltration mittels Vertikaldruckplattenfilter sowie einer nachgeschalteten Sicherheitsfiltration mit Beutel- und Kerzenfilter. Der bei der Hauptfiltration entstehende Filterkuchen kann entweder einer erneuten Pressung oder als Koppelprodukt einer weiteren Verwertung, z. B. als Eiweißfutter in der Tierhaltung oder als Biogassubstrat, zugeführt werden.

Rapsölmethylesterproduktion

Bei der Rapsölmethylesterproduktion (RME) wird zwischen reinen Ölmühen sowie reinen Umesterungsanlagen (Variante 1) und integrierten Biodieselanlagen mit Ölmühle (Variante 2) unterschieden. Wesentlicher Unterschied zwischen diesen beiden Varianten ist ein zusätzlicher meist überregionaler Transport des Rapsöls von der Ölmühle zur Umesterungsanlage. In Variante 2 fällt der Transportschritt lediglich als innerbetrieblicher Transport [L2] an. Der verfahrenstechnische Aufwand von der Rapssaat zum RME ist in beiden Varianten gleich und wird nachfolgend in Anlehnung an die Systemdarstellung beschrieben.

[B] Transformation

Die Prozessgruppe [B] Transformation umfasst den verfahrenstechnischen Ablauf der Rapsölmethylesterproduktion und beinhaltet die Prozesse [B1] Lagerung, [B2] Vorbehandlung und [B3] Umwandlung. Anders als bei der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion findet die Transformation bei der Rapsölmethylesterproduktion in mehreren Schritten statt, die auf unterschiedliche Anlagen bzw. Standorte verteilt sein können.

[B1] Lagerung

Die Prozessgruppe der Lagerung umfasst die Biomasse- und die Produktlagerung, wobei letzterer auch die Zwischenproduktlagerung (z. B. Rapsöl) zugeordnet wird.

[B1.1] Biomasselagerung

Die Biomasselagerung wird in Langzeit-, Vorrats- und Tageszwischenlagerung der gereinigten und getrockneten Rapssaaten unterteilt. Die Langzeitlagerung erfolgt in Flachlagern und Hochsilosanlagen, wobei in Letzteren zum Teil elektrisch betriebene Belüftungssysteme integriert sind. Weiterhin findet die Langzeitlagerung oftmals schon in einem Regionallager statt, bevor die Rapssaaten zur Verarbeitung zur Ölmühle bzw. zur integrierten Biodieselanlage transportiert wird. Die Vorrats- und Tageszwischenlagerung, die einen kontinuierlichen Pressvorgang sicherstellen soll, ist an der Ölmühle angesiedelt.

[B1.2] Produktlagerung

Die Lagerung des Rapsöls und des Rapsextraktionsschrots sowie des Rapsölmethylesters und des Glycerins wird der Prozessuntergruppe [B1.2] Produktlagerung zugeordnet. Die Lagerung des Rapsöls und des Biodiesels findet dabei vorwiegend in Edelstahl- oder Kunststoffbehältern statt. Die Lagerung des Rapsextraktionsschrots erfolgt lose in Flachsilos.

[B2] Vorbehandlung

Um die Rapssaaten ohne Qualitätsverlust lagern und weiterverarbeiten zu können, wird diese zunächst gereinigt ([B2.1]) und falls erforderlich getrocknet ([B2.3]). Aus diesem Grund findet die Vorbehandlung [B2] der Rapssaaten für gewöhnlich vor der Lagerung [B1] im Regionallager statt. Um eine optimale Ölausbeute zu erreichen, findet in der Ölmühle eine weitere Vorbehandlung statt.

[B2.1] Reinigung

Die im Regionallager angelieferte Rapssaaten wird einem Reinigungsprozess unterzogen, der aus einer Trommelsiebung zur Abtrennung von Verunreinigungen und Störstoffen besteht. Der dabei anfallende Abputz wird entweder an den Landwirt zurückgegeben oder der Kompostierung zugeführt. Hierbei kann der Reinigung mittels Trommelsieb ein Magnetabscheider zur Abtrennung metallischer Fremdkörper vorgeschaltet sein. In der Ölmühle wird vor der Pressung der Ölsaaten eine Feinreinigung durchgeführt. Die Feinreinigung erfolgt ebenfalls mittels Trommelsieb. Sowohl die Trommelsiebe als auch der Magnetabscheider werden elektrisch betrieben.

[B2.3] Trocknung

Für eine optimale Lagerung der Rapssaat sowie eine Weiterverarbeitung der Saat in einer industriellen Ölmühle ist ein Wassergehalt von ≤ 9 Masse-% anzustreben [291], sodass bei höheren Wassergehalten eine Trocknung erforderlich ist. Zu diesem Zweck wird üblicherweise eine heizölbefeuerte Getreidetrocknungsanlage eingesetzt. Allerdings wird der Wassergehalt der Rapssaat über den Erntezeitpunkt gesteuert und damit angestrebt, den Anteil Rapssaat zur Nachtrocknung möglichst gering zu halten (siehe Tabelle 58). Ist eine Trocknung erforderlich, wird diese üblicherweise ebenfalls am Ort des Regionallagers vor der Einlagerung durchgeführt. Sollte die Rapssaat direkt zur Ölmühle geliefert werden oder die Wassergehalte der angelieferten Rapssaat noch zu hoch sein, kann eine zusätzliche Trocknung in der Ölmühle erforderlich sein.

[B2.2] Zerkleinerung

Zur Steigerung der Ölausbeute wird die Rapssaat vor der Pressung zerkleinert. Die Zerkleinerung wird unter anderem durch Walzen der Saat umgesetzt.

[B2.5] Thermische Konditionierung

Zur Verbesserung der Ölausbeute findet direkt vor der Pressung eine thermische Konditionierung der Saat mittels Heißdampf statt (Erwärmung auf ca. 80° C). Dabei wird der Wassergehalt der Saat weiter verringert.

[B3] Umwandlung

Bei der Rapsölmethylesterproduktion besteht die Prozessgruppe [B3] aus zwei wesentlichen Umwandlungsschritten (Ölgewinnung und Umesterung), die wie oben beschrieben auch an unterschiedlichen Standorten durchgeführt werden können. Bei der Ölgewinnung beinhaltet die Prozessgruppe [B3] die Prozesse [B3.2] mechanische Transformation (Pressung), [B3.1] chemische Transformation (Extraktion) sowie eine kombinierte mechanische und chemische Transformation (Raffination). Die Umesterung besteht vorwiegend aus dem Prozess [B3.1] chemische Transformation.

Ölgewinnung

[B3.2] Mechanische Transformation

Die Pressung der Rapssaat erfolgt wie bei der dezentralen Ölgewinnung (siehe oben) mittels einer elektrisch betriebenen Schneckenpresse. Es entstehen Presskuchen und Trüböl, wobei der Presskuchen mit ca. 20 % einen deutlich höheren Restfettgehalt aufweist als der Presskuchen bei dezentraler Ölgewinnung. Grund hierfür ist die nachgeschaltete Extraktion des Presskuchens, die auf einen höheren Restfettgehalt abgestimmt ist. Das anfallende Pressöl muss zur Weiterverarbeitung von den Trübstoffen befreit werden. Dies kann mit Hilfe von Trübabscheidern, Dekantern oder Filteranlagen erfolgen. Der abgeschiedene Trüb wird anschließend mit frischer Saat zurück in die Schneckenpresse geführt.

[B3.1] Chemische Transformation

Die Extraktion des Öls aus dem Presskuchen mit Hilfe von n-Hexan wird der chemischen Transformation [B3.1] zugeordnet. Neben dem abgetrennten Öl-n-Hexan-Gemisch entsteht Rapsextraktionsschrot als Koppelprodukt, das einer weiteren Verwertung z. B. als

Eiweißfutter in der Tierhaltung zugeführt werden kann. Das für die Extraktion erforderliche n-Hexan wird mit Hilfe von Heißdampf sowohl dem Ölgemisch als auch dem Extraktionsschrot wieder entzogen und aufbereitet und kann auf diese Weise mit geringen Verlusten im Kreislauf gefahren werden.

Sowohl das Pressöl als auch das aus dem Presskuchen extrahierte Öl müssen für die Weiterverarbeitung in der Umesterung aufbereitet werden (Raffination). Die Raffination besteht aus der Entschleimung, Bleichung, Neutralisation und Desodierung und wird zum Teil in der Ölmühle und in der Umesterungsanlage durchgeführt. Bei der nachfolgenden Bilanzierung wird das Rohöl noch in der Ölmühle teilraffiniert (entschleimt und neutralisiert) und im Biodieselwerk als Teilraffinat weiterverarbeitet. Für die Entschleimung und Bleichung ist der Einsatz von Betriebsmitteln wie Säure (z. B. Phosphorsäure) und Bleicherde erforderlich. Die Neutralisation erfolgt entweder als Verseifungsreaktion unter Zuhilfenahme von Natronlauge (chemische Raffination) oder durch Destillation (physikalische Raffination). Es wird bei beiden Verfahren Heißdampf benötigt, wobei die Destillation einen höheren Bedarf aufzeigt.

Umesterung

[B3.1] Chemische Transformation

Die Umesterung des Rapsöls zu Rapsölmethylester gehört zu den chemischen Transformationsverfahren [B3.1]. Hierbei wird zwischen dem eigentlichen Umesterungsprozess und der Aufbereitung des RME und des Glycerins unterschieden.

Für die Umesterung ist der Einsatz von Methanol sowie eines Katalysators (z. B. Natriumhydroxid oder Kaliumhydroxid) erforderlich. Zur Bereitstellung der erforderlichen Prozesstemperatur von ca. 60° C wird im Allgemeinen Erdgas eingesetzt. Die Umesterung wird in Edelstahlbehältern durchgeführt, wobei zwischen diskontinuierlicher (Batch-Verfahren) und kontinuierlicher Betriebsweise unterschieden wird. Im Umesterungsprozess entsteht neben dem Rapsölmethylester das Koppelprodukt Glycerin, das entweder zu technischem oder zu Pharmaglycerin aufbereitet wird. Eine Allokation darf nach Richtlinie 2009/28/EG nur bei Aufbereitung zu Pharmaglycerin erfolgen. Diese weitere Aufbereitung besteht aus einer Destillation und einer Desodierung und ist so energieintensiv, so dass sie nur in großen Biodieselanlagen Anwendung findet. Die Aufbereitungsschritte des RME bestehen aus einer Wäsche und einer Trocknung. Für die Wäsche werden Säuren (z. B. Schwefelsäure oder Salzsäure) und Waschwasser benötigt. Die Trocknung wird mittels Heißdampf realisiert.

[T] Transporte

[T1] Transport Biomasse

Der Transport der Rapssaat erfolgt vom Regionallager zur industriellen Ölmühle bzw. zur integrierten Biodieselanlage und wird nachfolgend als überregionaler Transport bezeichnet. Dieser Transport wird in Ergänzung zum regionalen Transport vom Feld zum Regionallager durchgeführt. Der typische überregionale Rapssaattransport wird entweder per Binnenschiff oder per Lastkraftwagen durchgeführt.

[T2] Transport Zwischenprodukte

Erfolgt die Rapsölmethylesterproduktion in einer reinen Umesterungsanlage ohne integrierte Ölmühle, muss das Rapsöl von der Ölmühle zum Biodieselwerk transportiert werden. Das übliche Transportfahrzeug ist hierbei der Lastkraftwagen.

7.1.5 Datenqualität und Datenherkunft

7.1.5.1 Rapsproduktion und dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion

Die Eingangsdaten für die Rapsproduktion und dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion wurden durch Vorort-Befragungen in 15 landwirtschaftlichen Praxisbetrieben und drei dezentralen Ölmühlen erhoben. Dabei befinden sich jeweils fünf landwirtschaftliche Praxisbetriebe im Umkreis von maximal 37 km um die drei dezentralen Ölmühlen. Die drei dezentralen Ölmühlen befinden sich in unterschiedlichen Boden-Klima-Räumen Bayerns. Hierdurch wird es möglich, regionalspezifische Einflussfaktoren der Rapsproduktion zu berücksichtigen. Die Standorte sind in Abbildung 61 kartografisch dargestellt.

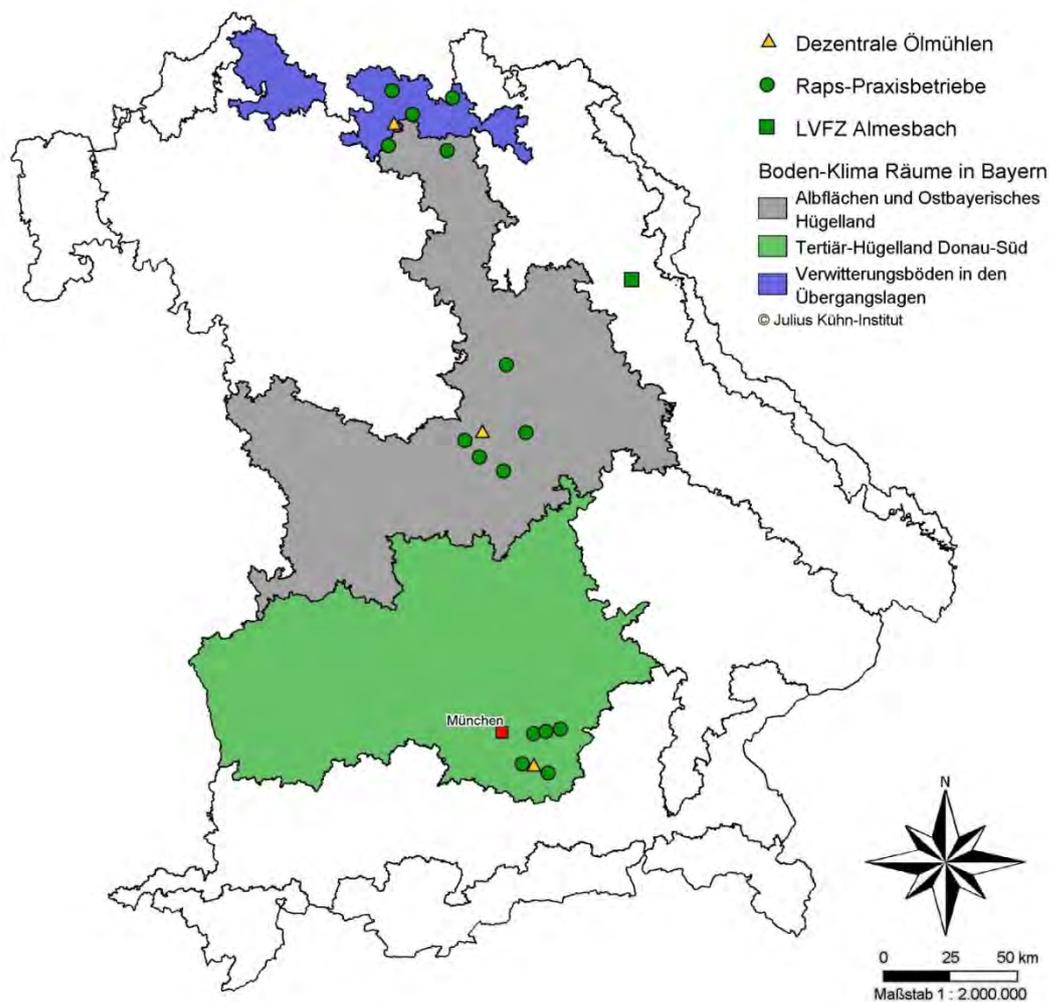


Abbildung 61: Lage der untersuchten dezentralen Ölmühlen und landwirtschaftlichen Praxisbetriebe innerhalb der Boden-Klima-Räume in Bayern sowie Standort des LVFZ Almesbach

Aus Abbildung 61 geht hervor, dass sich die Ölmühle im Boden-Klima-Raum "Verwitterungsböden in den Übergangslagen" im Grenzgebiet zum Boden-Klima-Raum "Albflächen und Ostbayerisches Hügelland" befindet. Folglich wird diese Ölmühle von Rapserzeugern aus beiden Boden-Klima-Räumen beliefert. Die für diese Ölmühle ausgewählten Betriebe sind unabhängig vom zugeordneten Boden-Klima-Raum in Bezug auf die Temperatur und die Niederschlagsmengen miteinander vergleichbar. Die für die Ölmühle in Boden-Klima-Raum "Albflächen und Ostbayerisches Hügelland" ausgewählten landwirtschaftlichen Praxisbetriebe zeichnen sich alle durch geringere Niederschlagsmengen sowie geringeren Jahresdurchschnittstemperaturen aus (vgl. Tabelle 57).

Weiterhin wurde das Lehr-, Versuchs- und Fachzentrum (LVFZ) Almesbach zusätzlich in die Untersuchung eingebunden, um für das staatliche Versuchsgut spezifische Daten zu ermitteln. Der Rapsanbau im LVFZ Almesbach umfasste in den Erntejahren 2013 und 2014 jeweils rund 16 ha bzw. im Erntejahr 2015 knapp 11 ha. Die dominierende Bodenart ist sandiger Lehm (sL) mit durchschnittlichen Ackerzahlen (AZ) von 35. Die im LVFZ Almesbach angebaute Rapssaat wird in der 110 km entfernten dezentralen Ölmühle Y in Lohnpressung verarbeitet. Anschließend wird der produzierte Rapsölkraftstoff in einem Versuchstraktor der LVFZ verwendet und der produzierte Rapspresskuchen als Eiweißfuttermittel in der Rinderhaltung des LVFZ eingesetzt.

Tabelle 57 zeigt die natürlichen Standortbedingungen, Betriebsstrukturen und Eingangsdaten (Mittelwerte, Minima und Maxima) für die Rapserzeugung (Erntejahr 2013 bis 2015) der 15 landwirtschaftlichen Praxisbetriebe gegliedert nach Boden-Klima-Räumen.

Tabelle 57: Natürliche Standortbedingungen, Betriebsstrukturen und Eingangsdaten für die Rapserzeugung der 15 landwirtschaftlichen Praxisbetriebe gegliedert nach Boden-Klima-Räumen (Mittelwerte, Minima und Maxima aus den Erntejahren 2013 bis 2015)

Boden-Klima-Räume nach ROßBERG et al. (2007) [345]	Tertiär-Hügelland Donau-Süd	Albflächen und Ostbayerisches Hügelland	Verwitterungsböden in den Übergangslagen
Bezeichnung	Boden-Klima-Raum A	Boden-Klima-Raum B	Boden-Klima-Raum C
Anzahl Praxisbetriebe	n = 5	n = 5	n = 5
Natürliche Standortbedingungen			
Höhe über NN in m	530	490	395
Ø Jahresniederschlag in mm	925	760	740
Ø Jahrestemperatur in °C	7,2	7,2	7,4
typische Bodenarten	IS, SL, sL, L	SI, IS, SL, sL, L	SI, IS, SL, sL, L, LT, T
Ackerzahlen	40 – 60	20 – 70	20 – 80

Boden-Klima-Räume nach ROßBERG et al. (2007) [345]	Tertiär-Hügelland Donau-Süd			Albflächen und Ostbayerisches Hügelland			Verwitterungsböden in den Übergangslagen		
Betriebsstruktur									
Betriebstyp	4 x Ackerbau 1 x viehhaltend			5 x viehhaltend			5 x viehhaltend		
	\bar{x}	MIN	MAX	\bar{x}	MIN	MAX	\bar{x}	MIN	MAX
Betriebsgröße in ha	173	30	382	151	83	250	120	81	208
Ackerland in ha	159	30	323	137	71	205	92	65	166
Anteil Raps in % Ackerland	16	10	23	19	14	24	15	9	28
Rapserzeugung									
FM-Ertrag in dt ha ⁻¹ (91 % TM)	41,1	36,9	46,0	44,8	31*	52,2	39,4	26,4	50,0
Saatgut in kg ha ⁻¹	2,6	2,1	3,2	2,7	1,8	3,4	2,6	2,1	3,1
Dieselmittelstoff in l ha ⁻¹	90	74	120	94	69	114	94	74	111
Pflanzenschutzmittelwirkstoffe in kg ha ⁻¹	2,0	1,6	2,7	2,0	1,7	2,3	1,9	1,2	2,5
Mineraldünger in kg N ha ⁻¹	199	104	247	198	180	241	167	116	249
in kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹	25	0	49	21	0	76	6	0	64
in kg K ₂ O ha ⁻¹	31	0	70	21	0	76	6	0	64
Wirtschaftsdünger in kg N ha ⁻¹	43	0	198	47	0	110	105	70	173
N ₂ O-Feldemissionen in kg ha ^{-1**}	6,5	5,6	7,9	6,6	5,4	7,9	6,9	5,2	8,6

*40 % Hagelschaden; **berechnete Werte nach [344]

Tabelle 58 zeigt die Eingangsdaten für die Rapsölkraftstoffproduktion der drei untersuchten dezentralen Ölmühlen.

Tabelle 58: *Eingangsdaten für die Rapsölkraftstoffproduktion der drei untersuchten dezentralen Ölmühlen*

Ölmühle	X im Boden-Klima- Raum A		Y im Boden-Klima- Raum B		Z im Boden-Klima- Raum C	
	2013/14	2014/15	2013/14	2014/15	2013/14	2014/15
Ø Transportentfernung in km	13		21		19	
Verarbeitungskapazität in kg Rapssaar h ⁻¹	500		800		1.800	
Abschreibungszeitraum in Jahren	14		14		14	
Auslastung in %	23	27	30	41	25	29
Strombedarf in MJ kg ⁻¹ Rapssaar	0,184	0,184	0,252	0,258	0,210	0,210
Feuchte der Rapssaar vor Trocknung in %	12	7,5	7	7	7,3	6,9
Feuchte der Rapssaar nach Trocknung in %	8	7	7	7	7	6,9
Menge der Rapssaar zur Trocknung in %	0,03	0,25	0	0	1	0
Fremdbesatz vor Reinigung in %	0,3	1,62	1,5	1,5	2,5	2,5
Fremdbesatz nach Reinigung in %	0	0	0,05	0,65	0,05	0,78
Fremdbesatz vor Feinreinigung in %	keine		0,05	0,65	0,05	0,78
Fremdbesatz nach Feinreinigung in %	Feinreinigung		0	0	0	0
Ölgehalt der Rapssaar in %	43,0	42,5	44,0	42,7	43,0	43,4
Ölausbeute in kg Truböl kg ⁻¹ Rapssaar	0,362	0,351	0,365	0,354	0,374	0,368
Rapspresskuchen in kg kg ⁻¹ Rapssaar	0,618	0,634	0,625	0,636	0,616	0,622
Allokationsfaktor Rapsöl	0,515	0,501	0,514	0,503	0,534	0,517
Zuschlagstoffe zum Truböl in %	0,5		0,5		0,5	
Schwebstoffe vor Filterung in %	2,3		2,3		2,3	
Schwebstoffe nach Filterung in %	0		0		0	
Rapsölkraftstoff in kg kg ⁻¹ Truböl	0,977		0,977		0,977	

Die auf den landwirtschaftlichen Praxisbetrieben bzw. in den dezentralen Ölmühlen erhobenen Eingangsdaten gehören zu den primären Aktivitätsdaten, die mithilfe von Emissionsfaktoren zu THG-Emissionen umgerechnet werden können. Für die Vorkettenemissionen der Energieträger, Vorprodukte, Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe wurden die Datenbanken der Ökobilanz GaBi ts Professional (Stand Oktober 2015) und ecoinvent v2.2 (Stand Oktober 2015) als Sekundärdatenquelle verwendet.

Zur ökonomischen Bewertung des Rapsanbaus werden die primären Aktivitätsdaten (Angaben zu Arbeitsgänge und Maschinen) v. a. mit Hilfe von Kalkulationsdaten des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft [269] in betriebsindividuelle Maschinenkosten und Arbeitszeit umgerechnet. Die Höhe des Stundenlohns ist angelehnt an die tariflichen Bruttolöhne eines Landarbeiters mit abgeschlossener Berufsausbildung und wird mit 12,41 € h⁻¹ angenommen [327]. Zuzüglich der durchschnittlichen Lohnnebenkosten in Höhe von 36 % (Bereich: 23 bis 49 %) als Zuschlag vom Bruttolohn [327], ergeben sich Gesamtlohnkosten in Höhe von 16,87 € h⁻¹. Die Dieseldaten werden mit 90 Cent l⁻¹ angesetzt. Die Angaben der Landwirte zu den verwendeten Betriebsmitteln werden mit Kalkulationsdaten ergänzt (vgl. Tabelle 59).

Tabelle 59: Kalkulationsdaten der Betriebsmittel bei der Raps- und Biokraftstoffproduktion

Betriebsmittel	Kosten	Einheit	Datenquelle
Saatgut	16,5	€ kg ⁻¹	[327]
Düngemittel*			
Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL) 30 % N	289,3	€ t ⁻¹	[327][346]
Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL) 28 % N	270,0	€ t ⁻¹	
Ammonsulfatsalpeter (26 % N + 13 % S)	310,0	€ t ⁻¹	
Azofertil 25 (+11 S)	340,0	€ t ⁻¹	
Solubor 17,5 %	390,0	€ t ⁻¹	
Diammonphosphat (18 % N + 46 % P ₂ O ₅)	500,0	€ t ⁻¹	
Harnstoff (46 % N)	360,0	€ t ⁻¹	
Hydro Sulfan (24 % N + 6 % S)	295,0	€ t ⁻¹	
InnoFert Star (24 % N + 10 % S)	302,5	€ t ⁻¹	
Optifert Power (39 % N + 6 % S)	340,0	€ t ⁻¹	
Kalkammonsalpeter (27 % N)	285,0	€ t ⁻¹	

Betriebsmittel	Kosten	Einheit	Datenquelle
PK-Dünger (14/20)	288,5	€ t ⁻¹	
NPK-Dünger (15/15/15)	372,0	€ t ⁻¹	
NPK-Dünger (13/9/16)	311,6	€ t ⁻¹	
NPK-Dünger (16/8/8)	276,4	€ t ⁻¹	
NPK-Dünger (16/16/16)	396,8	€ t ⁻¹	
NPK-Dünger (19/8/8)	305,7	€ t ⁻¹	
NPK-Dünger (20/7/7)	261,4	€ t ⁻¹	
NPK-Dünger (20/8/8)	315,4	€ t ⁻¹	
NPK-Dünger (21/5/5)	280,0	€ t ⁻¹	
PIAMON® 33-S	313,1	€ t ⁻¹	
Pflanzenschutzmittel**	85,0 bis 137,0	€ ha ⁻¹	[327]
Schneckenkorn	4,7	€ kg ⁻¹	[327][346]

* Annahmen zu den Düngemittelpreisen basieren auf Durchschnittspreisen einer Preisrecherche im Jahr 2014

** Herbizide, Fungizide, Insektizide (außer Schneckenkorn)

Des Weiteren werden zur Kostenberechnung folgende Sekundärdaten herangezogen bzw. Annahmen getroffen:

Die Kosten der Hagelversicherung berechnen sich mit 0,014 € €⁻¹ Marktleistung (Erlöse beim Verkauf der Rapssaat), zuzüglich eines fruchtartspezifischen Zuschlags von 300 % [23]. Es werden für alle Betriebe einheitliche Gebäudekosten (Remise zum Unterstellen der Maschinen) anhand von Kalkulationsdaten [327] unterstellt. Anhand von statistischen Daten und Hochrechnungen [379][327] wurden für die drei Boden-Klima-Räume Pachtpreise festgelegt. Damit ergeben sich für die Betriebe von Boden-Klima-Raum B und D eine Pacht von 312 € ha⁻¹, von Boden-Klima-Raum A 343 € ha⁻¹ und von Boden-Klima-Raum C von 287 € ha⁻¹. Darüber hinaus werden 10 € ha⁻¹ als sonstige Flächenkosten (z. B. Wegebau, Entwässerung) berücksichtigt.

Die "Sonstigen Kosten" berücksichtigen alle Gemeinkosten eines Betriebes, z. B. Verwaltung, Beiträge und allgemeine Versicherungen. Hierfür wird mit 96 € ha⁻¹ kalkuliert [23]. Alle Zinsberechnungen erfolgen mit einem Zinssatz von 4 %. Die Erlöse für die Rapssaat ergeben sich aus der Befragung der Ölmühlen (vgl. Tabelle 60).

Tabelle 60: Einkaufspreise der Rapssaat für die Rapsölkraftstoffproduktion der drei untersuchten dezentralen Ölmühlen

Ölmühle	X		Y		Z	
	im Boden-Klima-Raum A		im Boden-Klima-Raum B		im Boden-Klima-Raum C	
	2013/14	2014/15	2013/14	2014/15	2013/14	2014/15
Einkaufspreis der Rapssaat in € dt ⁻¹	38,50 [*]	33,00 [*]	40,00 ^{**}	36,00 ^{**}	41,97 ^{***}	36,40 ^{***}

* ohne Qualitätszuschlag

** 9 % Feuchte

*** Qualitätszuschläge sowie direkt zuordenbare Kosten enthalten (Annahme, Reinigung, Einlagerung, Auslagerung, Umlagerung, Analysekosten)

Aus der Befragung des Betreibers der Ölmühle Y ergeben sich ökonomische Eingangsdaten für die Bewertung der Rapsölproduktion (vgl. Tabelle 61).

Tabelle 61: Ökonomische Eingangsdaten für die Rapsölkraftstoffproduktion der dezentralen Ölmühle Y

Ölmühle	Y	
	im Boden-Klima-Raum B	
	2013/14	2014/15
Verkaufspreis Rapsöl*	0,90 € l ⁻¹	
Verkaufspreis Rapspresskuchen	27,35 € dt ⁻¹	
Einkaufspreis der Rapssaat (9 % Feuchte)	40 € dt FM ⁻¹	36 € dt FM ⁻¹
Kosten externe Lagerung der Rapssaat	1 € dt ⁻¹	

* inklusive Mehrwertsteuer, ohne Energiesteuer

Die Investitionen für die Ölmühle lagen inklusive Grundstück, Erschließung und Planungskosten bei rund 1 Mio. €. Mit Hilfe von Kalkulationsdaten [412] werden die Investitionen in die vorhandenen baulichen und technischen Anlagen untergliedert sowie deren Nutzungspotenziale bestimmt. Die Ölmühle beschäftigt zur Geschäftsführung sowie zur Verwaltung 0,5 AK sowie zwei technische Mitarbeiter zur Betreuung der Ölmühle bei Bedarf. Die Stromkosten werden mit dem tatsächlichen Strombedarf der Ölmühle sowie einem Strompreis (Grundversorger der Region, gewerblicher Tarif mit Mindestabnahme) von 18 € kWh⁻¹ (netto) angesetzt.

7.1.5.2 Rapsölmethylesterproduktion

Die Eingangsdaten für die Bilanzierung der Rapsölmethylesterproduktion sowie der Anlagen (Ölmühle und Biodieselwerk) sind der Literatur bzw. den im Projekt zur Verfügung stehenden Ökobilanzdatenbanken der GaBi-Software inklusive der ecoinvent-Datenbank

entnommen. Bayernspezifische Daten ließen sich für die RME-Produktion nicht erheben. In Bayern wird nur eine einzige Biodieselanlage betrieben, in der zwar rohe und raffinierte Pflanzenöle verarbeitet werden könnten, jedoch hauptsächlich Altspeiseöle und -fette zu Fettsäuremethylester verarbeitet werden. Die Biodieselproduktionskapazität dieser Anlage liegt bei 75.000 t im Jahr. Darüber hinaus konnten keine betriebspezifischen Daten erhoben werden (vgl. auch Kapitel 13.1.3).

Die zur Bilanzierung verwendeten Aktivitätsdaten für die RME-Produktion sind für die Aufbereitung und Vorratslagerung der Rapssaat im Regionallager, die Ölgewinnung in der industriellen Ölmühle, die Teilraffination des Rohöls in der Ölmühle sowie für die Umesterung im Biodieselwerk in Tabelle 62 bis Tabelle 65 aufgeführt.

Tabelle 62: *Eingangsdaten für die Aufbereitung und Vorratslagerung der Rapssaat im Regionallager (exemplarisch für Boden-Klima-Raum A)*

Prozess	Bilanzkenngröße	Wert	Einheit	Quelle
[B] Vorbehandlung und Vorratslagerung				
[B2.1]	Reinigung Rapssaat			
	Reinigung Rapssaat Reinigungsverluste	1,5	Masse-%	vor Ort
[V1]	Elevator	Durchsatz	22.000	kg h ⁻¹ [412]
		Leergewicht	330	kg [412]
		Nutzungsdauer	14	a [412]
		Maschinenzeit	110	d a ⁻¹ vor Ort
[V1]	Trommelsieb	Durchsatz	12.000	kg h ⁻¹ [412]
		Leergewicht	340	kg [412]
		Nutzungspotenzial	100.800	h [412]
		Maschinenzeit	110	d a ⁻¹ vor Ort
[B2.3]	Trocknung Rapssaat			
	Trocknung Rapssaat	Anteil Trocknung	0,25	Masse-% vor Ort
		Trocknungsverluste	1,64	Masse-% berech.
[V1]	Getreidetrockner	Durchsatz	10.000	t a ⁻¹ [307]
		Leergewicht	5.000	kg [307]
		Nutzungsdauer	25	a [307]
		Maschinenzeit	0	d a ⁻¹ vor Ort
[V4]	Heizöl, extra leicht	Heizölbereitstellung je t	0,151	MJ [307]
[B1.1]	Biomasselagerung (Vorratslagerung Rapssaat)			
[V1]	Silo	Fassungsvolumen	2.300	m ³ vor Ort
		Höhe	15	m vor Ort
		abgeleitete Stahlmenge	15.250	kg
		Nutzungsdauer	14	a [412]
		Nutzungszeit	365	d a ⁻¹ vor Ort

* in den betrachteten Verarbeitungsjahren war für die Rapssaat aus dem Boden-Klima-Raum A keine Trocknung erforderlich (vgl. Kapitel 7.1.5.1)

Tabelle 63: Eingangswerte für die industrielle Ölgewinnung in der Ölmühle

Prozess	Bilanzkenngröße	Wert	Einheit	Quelle
[B3]	Ölgewinnung			
[V1]	Ölmühle	Produktionskapazität	23.000 t a ⁻¹	[399]
		Auslastung	75 %	[399]
		Abschreibungszeitraum	50 a	[399]
[B3.2] und [B3.1]	Pressung und Extraktion			
	Ölgewinnung	Rapsöl (roh) je t Saat	420 kg t ⁻¹	[355]
		Heizwert Rohöl	37 MJ kg ⁻¹	[58]
		Extraktionsschrot je t Saat	565 kg t ⁻¹	[355]
		Heizwert Extraktionsschrot	15 MJ kg ⁻¹	[58]
		Verlust	0,015 kg kg ⁻¹	[355]
		Allokationsfaktor Rapsöl	0,64	
[V5]	Heißdampf	Menge je t Rapsöl (roh)	1.586 MJ t ⁻¹	[355]
[V5]	Wärme	Menge je t Rapsöl (roh)	2 MJ t ⁻¹	[355]
[V5]	Strom	Menge je t Rapsöl (roh)	423 MJ t ⁻¹	[355]
[V8]	n-Hexan	Menge je t Rapsöl (roh)	1.188 kg t ⁻¹	[355]

Tabelle 64: Eingangswerte für die Teilraffination des Rohöls in der Ölmühle

Prozess	Bilanzkenngröße	Wert	Einheit	Quelle
[B3.1]	Teilraffination (Entschleimung und Neutralisation)			
	Rapsöl (roh)	Menge je t Rapsöl (raffiniert)	1.011 kg t ⁻¹	[355]
[V5]	Strom	Menge je t Rapsöl (raffiniert)	21 MJ t ⁻¹	[355]
[V5]	Heißdampf	Menge je t Rapsöl (raffiniert)	41 MJ t ⁻¹	[355]
[V5]	Wärme	Menge je t Rapsöl (raffiniert)	0,3 MJ t ⁻¹	[355]
[V8]	Phosphorsäure (85 %)	Menge je t Rapsöl (raffiniert)	0,8 kg t ⁻¹	[355]
[V8]	Natronlauge (96 %)	Menge je t Rapsöl (raffiniert)	2,1 kg t ⁻¹	[355]
[V8]	Schwefelsäure	Menge je t Rapsöl (raffiniert)	1,9 kg t ⁻¹	[355]
[V8]	Bleicherde	Menge je t Rapsöl (raffiniert)	9,0 kg t ⁻¹	[355]
[V8]	Wasser	Menge je t Rapsöl (raffiniert)	27,3 kg t ⁻¹	[355]

Tabelle 65: *Eingangsdaten für die Umesterung inklusive Raffination im Biodieselwerk*

Prozess	Bilanzkenngroße	Wert	Einheit	Quelle
[B3.1]	Umesterung			
[V1]	Biodieselwerk	Produktionskapazität	23.000 t a ⁻¹	[399]
		Auslastung	75 %	[399]
		Abschreibungszeitraum	50 a	[399]
[B3.1]	Umesterung	RME je t Rapsöl (roh)	962 kg t ⁻¹	[126]
		Heizwert RME	37,2 MJ kg ⁻¹	[58]
		Glycerin je t Rapsöl (roh)	127 kg t ⁻¹	[126]
		Heizwert Glycerin	16 MJ kg ⁻¹	[226]
[V5]	Wärme	Menge je t RME	1.242 MJ t ⁻¹	[126]
[V5]	Strom	Menge je t RME	169,2 MJ t ⁻¹	[126]
[V8]	Methanol	Menge je t RME	109 kg t ⁻¹	[126]
[V8]	Natronlauge (96 %)	Menge je t RME	7 kg t ⁻¹	[126]
[V8]	Bleicherde	Menge je t RME	5 kg t ⁻¹	[126]
[V8]	Salzsäure	Menge je t RME	20 kg t ⁻¹	[126]
[V8]	Calciumhydroxid	Menge je t RME	3 kg t ⁻¹	[126]
[V8]	Natriumcarbonat	Menge je t RME	2,5 kg t ⁻¹	[126]
[V8]	Phosphorsäure (85 %)	Menge je t RME	2 kg t ⁻¹	[126]

Der überregionale Transport der Rapssaat vom Regionallager zur industriellen Ölmühle bzw. zur integrierten Biodieselanlage wird in Ergänzung zum regionalen Transport vom Feld zum Regionallager durchgeführt. Hierbei wird angenommen, dass die Rapssaat aus den Boden-Klima-Räumen B und C aufgrund ihrer Nähe zum Main-Donau-Kanal bzw. zum Main mit dem Binnenschiff zur Ölmühle bzw. direkt zum Biodieselwerk transportiert wird. Die Rapssaat aus dem Boden-Klima-Raum A wird mit dem Lkw zur Ölmühle bzw. direkt zum Biodieselwerk befördert. Der Transport des teilraffinierten Rapsöls zum Biodieselwerk erfolgt per Lkw. Die Eingangsdaten zur Bilanzierung der beschriebenen Transportleistungen sind in Tabelle 66 zusammenfassend aufgeführt.

Tabelle 66: *Eingangsdaten für den überregionalen Transport von Rapssaat und Rapsöl*

Prozess	Bilanzkenngröße	Wert	Einheit	Quelle	
[T1]	Transport Biomasse Straße				
[T1]	Transport Rapssaat	Auslastung	85	%	[403]
		Zuladung	25	t	
[V1]	Lkw-Zug	Leergewicht	13.000	kg	[399]
		max. Zuladung	27	t	[403]
		techn. Nutzungspotenzial	900.000	km	
[V4]	Diesel	Volumen je t und 100 km	1,78	l	[403]
[T2]	Transport Biomasse Straße				
[T2]	Transport Rapsöl	Auslastung	85	%	[403]
		Zuladung	27	t	
[V1]	Lkw-Zug	Leergewicht	13.000	kg	[399]
		max. Zuladung	27	t	[403]
		techn. Nutzungspotenzial	900.000	km	
[V4]	Diesel	Volumen je t und 100 km	1,63	l	[403]
[T1]	Transport Biomasse Binnenschiff				
[T1]	Transport Rapssaat	Auslastung	65	%	[403]
[V1]	Binnenfrachter	Leergewicht	6.000	kg	[399]
		max. Zuladung	300	t	[403]
		techn. Nutzungspotenzial	900.000	km	
[V4]	Diesel	Volumen je t und 100 km	0,40	l	[403]

Zur Abschätzung der Transportentfernungen wurden mit der Ölmühle in Straubing sowie dem Biodieselwerk in Hamburg reale in Betrieb befindliche Anlagen der Archer Daniels Midland Company (ADM) herangezogen (vgl. Tabelle 67). Diese Anlagen dienen lediglich zur Abschätzung der Transporte und verfügen über deutlich höhere Produktionskapazitäten als die zur Bilanzierung der Bauvorleistungen verwendeten Anlagen aus der ecoinvent Datenbank (siehe Tabelle 63 und Tabelle 65). Die Bauvorleistungen haben allerdings einen sehr geringen Anteil an den Gesamtemissionen des RME, so dass sich die Produktionskapazität und damit die Größe der Anlagen nur unwesentlich auf das Gesamtergebnis auswirken.

Tabelle 67: Angenommene Transportentfernungen zur Weiterverarbeitung von Rapssaat bzw. Rapsöl

Transportentfernungen in km	Ölmühle	Ölmühle zur Umesterungsanlage	integriertes Biodieselwerk
Boden-Klima-Raum A	180*	750	800*
Boden-Klima-Raum B	135**	750	1.300**
Boden-Klima-Raum C	250**	750	1.220**

1 Transport per LKW

2 Transport per Binnenschiff

7.1.6 Umgang mit Koppelprodukten

Wie in Kapitel 2.4.4 beschrieben, existieren unterschiedliche Methoden entstehende Umweltbelastungen und Kosten sowohl auf das Haupt- als auch auf das Koppelprodukt zu beziehen. Das im Produktsystem Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung anfallende Koppelprodukt ist der Rapspresskuchen. Bei der Rapsölmethylesterproduktion fallen einerseits Rapsextraktionsschrot und andererseits Glycerin als Koppelprodukte an. Die Annahmen für die Bewertung dieser Koppelprodukte sind nachfolgend sowohl für die Energieallokation als auch für die Substitutionsmethode dargelegt.

Allokation nach dem Energiegehalt

In der Basisvariante werden die Umweltbelastungen zwischen Hauptprodukt und den jeweilig anfallenden Koppelprodukten gemäß der Richtlinie 2009/28/EG (RED) [142] nach dem Energiegehalt alloziert.

- Für die Allokation zwischen Trüböl und Rapspresskuchen wurde für das Trüböl ein Heizwert von $37,5 \text{ MJ kg}^{-1}$ und für den Rapspresskuchen ein Heizwert von $20,7 \text{ MJ kg}^{-1}$ auf Basis von [336] angenommen. Die Unterschiede der Allokationsfaktoren für das Trüböl zwischen den drei untersuchten Ölmühlen einerseits und den beiden Verarbeitungsjahren andererseits sind aufgrund ähnlicher Ölausbeuten gering (vgl. Tabelle 58).
- Für die Allokation zwischen heißgepresstem Rapsöl und Rapsextraktionsschrot wurde für das Rapsöl entsprechend Richtlinie 2009/28/EG ein Heizwert von 37 MJ kg^{-1} und für das Rapsextraktionsschrot ein Heizwert von 15 MJ kg^{-1} auf Basis von [58] angenommen.
- Die Allokation zwischen dem erzeugten RME und dem Glycerin ist nach Richtlinie 2009/28/EG nur zulässig, sofern das Glycerin zu Pharmaglycerin aufbereitet wird. Andernfalls fällt dem RME die volle Umweltlast zu. Die Aufbereitung des Glycerins findet aufgrund des hohen energetischen Aufwandes jedoch nur in großen Biodieselanlagen statt. In der Basisvariante wird entsprechend den zu Grunde gelegten Literdaten eine Aufbereitung zu technischem Glycerin (Reinheit von 80 %) betrachtet, für das nach Richtlinie 2009/28/EG keine Allokation durchgeführt werden darf.

Substitutions- bzw. Gutschriftenmethode

Eine weitere Methode zur Bewertung der anfallenden Koppelprodukte stellt die Substitutions- bzw. Gutschriftenmethode dar (vgl. Kapitel 2.4.4). Diese soll exemplarisch am Beispiel der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion angewendet werden. Für die Berechnung der Gutschrift wurden folgende Festlegungen getroffen:

Der Rapspresskuchen ersetzt Sojaextraktionsschrot als Eiweißfutter in der Rinderhaltung. Die **Berechnung des Substitutionsfaktors** (wieviel Kilogramm Sojaschrot kann durch 1 Kilogramm Rapspresskuchen substituiert werden) erfolgt auf Basis des nutzbaren Rohproteins (nXP) beider Eiweißfuttermittel. Rapspresskuchen aus dezentraler Ölgewinnung beinhaltet ein nutzbares Rohprotein von 208 kg t⁻¹ Trockenmasse. Sojaextraktionsschrot dagegen weist ein verfügbares Rohprotein von 319 kg t⁻¹ Trockenmasse auf [322]. Folglich kann durch 1,53 kg Rapspresskuchen aus dezentraler Ölgewinnung 1 kg Sojaextraktionsschrot substituiert werden. Die Aufwendungen, die mit der Bereitstellung von 1 kg Sojaextraktionsschrot entstehen, werden somit je 1,53 kg Rapspresskuchen dem Produktsystem der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion gutgeschrieben. Allerdings ist in der praktischen Tierernährung zu beachten, dass die Substitution von Futtermitteln durch weitere qualitative Parameter (z. B. Ölgehalt oder Proteinqualität bzw. Aminosäurezusammensetzung) eingeschränkt sein kann.

Für die **Herkunftszusammensetzung des substituierten Sojaschrotes** wird die deutsche Importstatistik von Sojaschrot und Sojabohnen des Statistischen Bundesamtes für das Jahr 2013 verwendet [384]. Im Jahr 2013 wurden demnach 2,94 Millionen Tonnen Sojaschrot und 3,64 Millionen Tonnen Sojabohnen nach Deutschland importiert. Die Sojabohnen wurden zu 2,98 Millionen Tonnen Sojaschrot verarbeitet, wodurch sich eine prozentuale Aufteilung von 50 % direkt importiertem Sojaschrot und 50 % Sojaschrot aus deutscher Verarbeitung ergibt [384]. Die länderspezifischen Importmengen und Anteile sind in Tabelle 68 und Tabelle 69 aufgeführt.

Tabelle 68: Mengen und Anteile des im Jahr 2013 importierten Sojaschrotes nach Deutschland [384]

Länder	Sojaschrotmenge	
	in t	in %
Niederlande	641.152	21,8
Argentinien	571.259	19,4
Brasilien	1.568.189	53,2
USA	41.148	1,4
Sonstige	152.363	4,2
Gesamt	2.947.116	100

Tabelle 69: Mengen und Anteile der im Jahr 2013 importierten Sojabohnen nach Deutschland [384]

Länder	Menge an Sojabohnen	
	in t	in %
Argentinien	56.151	1,5
Brasilien	799.186	22,0
Kanada	480.404	13,2
Paraguay	458.525	12,6
Uruguay	263.984	7,3
USA	1.479.735	40,7
Sonstige	99.312	2,7
Gesamt	3.637.297	100

Aus Tabelle 68 geht hervor, dass rund 22 % des importierten Sojaschrots aus den Niederlanden stammt. In den Niederlanden werden jedoch keine nennenswerten Mengen an Sojabohnen angebaut. Deshalb muss davon ausgegangen werden, dass das importierte Sojaschrot entweder direkt in die Niederlande importiert wurde oder aus der Verarbeitung von importierten Sojabohnen stammt. Somit wird für das aus den Niederlanden nach Deutschland importierte Sojaschrot ein niederländischer Importmix angenommen. Entsprechend der Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) wurden im Jahr 2013 4,99 Millionen Tonnen Sojaschrot und 3,31 Millionen Tonnen Sojabohnen in die Niederlande importiert. Unter Berücksichtigung der wieder exportierten Menge wurden 1,65 Millionen Tonnen Sojaschrot erzeugt. Daraus ergibt sich eine prozentuale Aufteilung von 75 % direkt importiertem Sojaschrot und 25 % Sojaschrot aus der niederländischen Verarbeitung [163]. Die länderspezifischen Importmengen und -anteile sind in Tabelle 70 und Tabelle 71 aufgeführt.

Tabelle 70: Mengen und Anteile des im Jahr 2013 importierten Sojaschrotes in die Niederlande [163]

Länder	Sojaschrotmenge	
	in t	in %
Argentinien	1.208.880	24,2
Brasilien	3.436.985	68,9
Sonstige	341.780	6,9
Gesamt	4.987.645	100

Tabelle 71: Mengen und Anteile der im Jahr 2013 importierten Sojabohnen in die Niederlande [163]

Länder	Menge an Sojabohnen	
	in t	in %
Brasilien	1.237.785	37,4
Kanada	380.034	11,5
Paraguay	369.590	11,2
Uruguay	186.668	32,2
USA	1.066.438	5,6
Sonstige	69.372	2,1
Gesamt	3.309.886	100

Der **THG-Emissionsfaktor** des aufgeführten Sojaschrotmixes wurde mit Hilfe der Software GaBi ts [403] und der ecoinvent Datenbank [399] berechnet.

Für den **Anbau der Sojabohnen** in Südamerika wurde ein brasilianischer Datensatz verwendet. Der Sojaanbau in Nordamerika wurde mit einem US-Datensatz abgebildet [399]. Beiden Datensätzen ist ein länderspezifischer Anbau unterstellt, der in SUTTER (2006) [398] ausführlich dargelegt ist. Sie beziehen sich auf die Erzeugung von 1 kg Sojabohnen und umfassen die Bereitstellung der erforderlichen Menge an Saatgut, Dünge- und Pflanzenschutzmittel sowie Maschinen und Arbeitsgeräten. Neben den notwendigen Transporten fließen sowohl die Flächennutzung als auch **mögliche Landnutzungsänderungen** mit in die Bilanzierung ein. Der Sojaanbau in den USA findet auf 100 % Ackerland statt, wohingegen für den Anbau in Brasilien neben bereits existierenden Ackerflächen auch die Umwandlung von Buschland sowie die Rodung von Regenwald unterstellt wird [398]. Grund für diese Annahme ist der deutliche Flächenanstieg für den Sojaanbau in Brasilien um durchschnittlich 1,7 Mio. Hektar pro Jahr in den Jahren 2000 bis 2004. Unter Berücksichtigung des Flächenanstiegs und der Flächenveränderung (Umbruch von Buschland sowie Rodung von Regenwald) legt Sutter (2006) für den Anbau von 1 kg Sojabohnen in Brasilien folgende Flächennutzung zu Grunde:

- 91,6 % bereits existierende Ackerfläche
- 5,2 % Umwandlung von Buschland
- 3,2 % Ackerfläche nach Regenwaldrodung

Somit beinhaltet der **Datensatz für den brasilianischen Sojaanbau eine anteilige Landnutzungsänderung von 8,4 %**. Als vergleichende Referenz wurden ergänzende Bilanzen erstellt, in denen die Landnutzungsänderungen in Südamerika vollständig ausgeschlossen wurden.

Weiterhin wurden für den dargestellten Importmix alle notwendigen **Transportprozesse** bis zum Regionallager berücksichtigt. Dabei wird der Transport von Nord- bzw. Südame-

rika nach Europa mit dem Seefrachter durchgeführt. Der Transport der Sojabohnen sowie des Sojaschrots erfolgt sowohl in Nord- und Südamerika als auch in Europa mit dem Binnenseefrachter, mit der Eisenbahn und mit dem LKW, wobei dem LKW-Transport Abgasstufe EURO 3 unterstellt wurde. In Summe aller Transportprozesse sind die Aufwendungen der nach Europa importierten Sojabohne höher als die des direkt erzeugten Sojaschrotes.

Die Datensätze für die **Verarbeitung** der Sojabohnen in Nord- und Südamerika sowie in Europa unterscheiden sich vorwiegend in dem landesspezifischen Strommix sowie in der Art der erzeugten Prozessenergie. Während die erforderliche Prozesswärme in Nord- und Südamerika vorwiegend aus Erdgas bereitgestellt wird, hat die Verarbeitung in Europa einen höheren Anteil an Heizöl betriebenen Feuerungen. Die Ausbeute an Sojaschrot liegt in den betrachteten Ölmühlen zwischen 0,75 und 0,82 kg kg⁻¹ Sojabohnen. Anders als bei der Verarbeitung von Rapsaat ist bei der Verarbeitung der Sojabohnen das Zielprodukt das Extraktionsschrot mit dem Koppelprodukt Sojaöl. Die erforderlichen Energieaufwendungen und entstehenden Umweltlasten müssen folglich zwischen dem Ziel- und dem Koppelprodukt aufgeteilt werden. Die Anwendung einer Energieallokation ist aus den in Kapitel 2.4.4 aufgeführten Gründen auch an dieser Stelle nicht zielführend. Bei einer Allokation nach dem ökonomischen Wert würden die Ergebnisse durch die marktwirtschaftlichen Strukturen der jeweiligen Verarbeitungsländer maßgeblich beeinflusst werden. Wird eine Allokation nach Masse durchgeführt, wird dem Sojaschrot (Zielprodukt) mit 75 bis 82 % die Hauptlast und dem Sojaöl eine entsprechende Teillast zugewiesen. Aus diesen Gründen wird der Bilanzierung des Sojaextraktionsschrotes eine Allokation nach Masse zu Grunde gelegt.

Auf Basis der aufgeführten Festlegungen ergibt sich für den dargelegten importierten Sojaschrotmix ein THG-Emissionsfaktor als CO₂-Äquivalente von 1,73 kg kg⁻¹. Schließt man auch anteilige Landnutzungsänderungen beim Sojaanbau in Südamerika aus, liegt der THG-Emissionsfaktor bei 1,1 kg kg⁻¹. Die THG-Emissionen, die mit dem Transport verbunden sind, haben dem neben Anbau der Sojabohne den größten Anteil an den Gesamtemissionen und liegen bei 0,4 kg kg⁻¹.

Ökonomische Bewertung der Koppelprodukte

Die Erlöse von Koppelprodukten werden bei der ökonomischen Bewertung den Produktkosten des Hauptproduktes gegengerechnet. Im Falle der Rapsölkraftstoffproduktion ist dies der Rapspresskuchen. Zur Bewertung des Koppelproduktes werden die tatsächlich am Markt erzielten Preise angesetzt. Bei Ölmühle Y konnte beispielsweise im Betrachtungsjahr 2013/14 ein Preis von 27 € dt⁻¹ für den Rapspresskuchen erzielt werden.

7.1.7 Weitere Festlegungen

Der Rapsanbau hat insbesondere für den Winterweizenanbau zahlreiche positive Vorfruchteffekte. Hierbei ist vor allem die höhere Effizienz von N-Mineraldünger bedeutsam [93]. Zur Berechnung der Gutschriften für den Vorfruchteffekt von Raps werden Ergebnisse aus den Untersuchungen von KAGE und PAHLMANN (2013) [242] verwendet. Auf

Grundlage von Daten eines Fruchtfolgeversuches wurden dabei $7,3 \text{ g MJ}^{-1}$ geringere spezifische THG-Emissionen für die Ethanolproduktion aus Rapsweizen im Vergleich zur Ethanolproduktion aus Stoppelweizen berechnet. Diese THG-Einsparung kann als Vorfruchtwert dem Produktsystem Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung gutgeschrieben werden.

Bei der ökonomischen Bewertung werden keine Vorfruchteffekte berücksichtigt.

7.1.8 Indikatorenberechnung

Schwerpunkt der Untersuchungen ist die Auswertung der Wirkungskategorie Globale Erwärmung ohne biogenes CO_2 . Die Berechnung des Wirkungsindikators CO_2 -Äquivalente in kg FE^{-1} wird nach Empfehlung des ILCD [152] anhand des Charakterisierungsmodells des IPCC (2007) [231] durchgeführt (vgl. Kapitel 3.1.4.1). Die Auswertung der weiteren in Kapitel 3.1.4.1 aufgeführten Wirkungskategorien ist für das nachfolgend beschriebene Bilanzierungs- und Bewertungsmodell ebenfalls möglich.

7.1.9 Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle der ökologischen Bewertung

Unter Verwendung der LCA-Software GaBi ts sowie den Ökobilanzdatenbanken GaBi ts Professional (Stand Oktober 2015) und ecoinvent v2.2 (Stand Oktober 2015) wurden jeweils 16 einzelne Modelle für die Raps- und Biokraftstoffproduktion in den landwirtschaftlichen Praxisbetrieben, den Transport der Raps- und Biokraftstoffsaat zur dezentralen Ölmühle sowie drei einzelne Modelle für Rapsölkraftstoffproduktion in den dezentralen Ölmühlen erstellt.

7.1.9.1 Modellierung der Raps- und Biokraftstoffproduktion

Abbildung 62 zeigt einen GaBi-Plan mit dem Modell zur Raps- und Biokraftstoffproduktion am Beispiel des LVFZ Almesbach im Erntejahr 2013. Die Modelle der Raps- und Biokraftstoffproduktion haben jeweils einen zentralen Prozess mit einer eindeutigen Bezeichnung: [A] Raps- und Biokraftstoffsaat konventionell, ab Feld_Betriebsname_Erntejahr. Der zentrale Prozess wird auf 1 kg Raps- und Biokraftstoffsaat fixiert. Auf der linken Seite des Modells fließen die Teilpläne der einzelnen Arbeitsverfahren mit den entsprechenden Bezugsgrößen ($\text{m}^2 \text{ kg}^{-1}$ geerntete Raps- und Biokraftstoffsaat) als Input in den zentralen Prozess ein. Innerhalb der Teilpläne der einzelnen Arbeitsverfahren fließen die zugeordneten Vorleistungsprozesse in kg ha^{-1} bzw. $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$ als Input in den entsprechenden Arbeitsprozess ein. Am unteren Rand des Modells fließt der Teilplan für die N_2O -Feldemissionen mit der entsprechenden Bezugsgröße (kg kg^{-1} geerntete Raps- und Biokraftstoffsaat) als Input in den zentralen Prozess ein. Abbildung 63 zeigt exemplarisch die Modellierung der Bodenaufbereitung (Stoppelpflanzung) des LVFZ Almesbach. Auf der rechten Seite des Modells fließen die Teilpläne bzw. Prozesse der eingesetzten Betriebsmittel (Saatgut, chemische Pflanzenschutzmittel und Mineraldünger) mit den entsprechenden Bezugsgrößen (kg kg^{-1} geerntete Raps- und Biokraftstoffsaat) als Input in den zentralen Prozess ein.

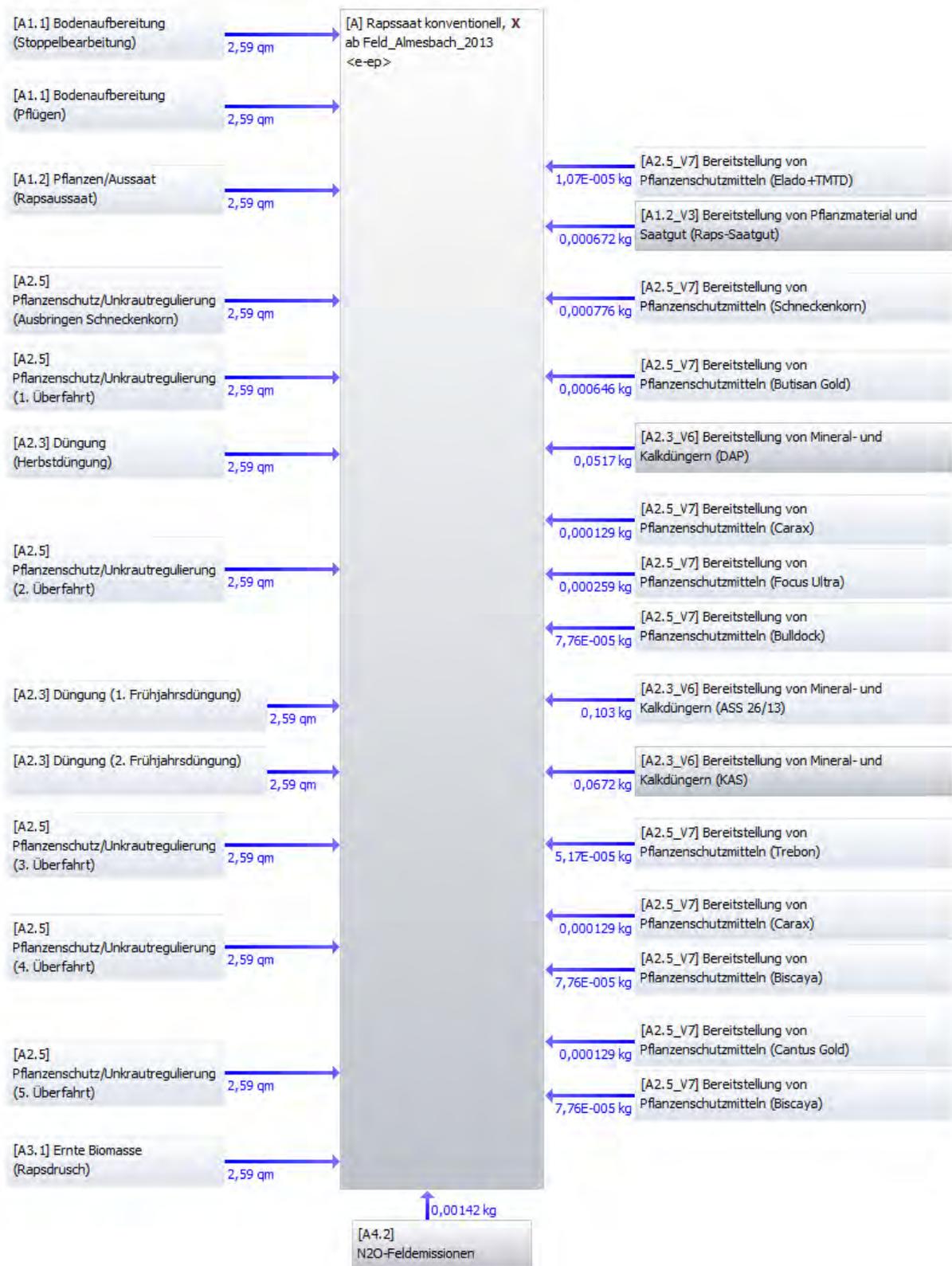


Abbildung 62: GaBi-Bilanzierungsmodell für die Rapserzeugung am Beispiel des LVFZ Almesbach für das Erntejahr 2013

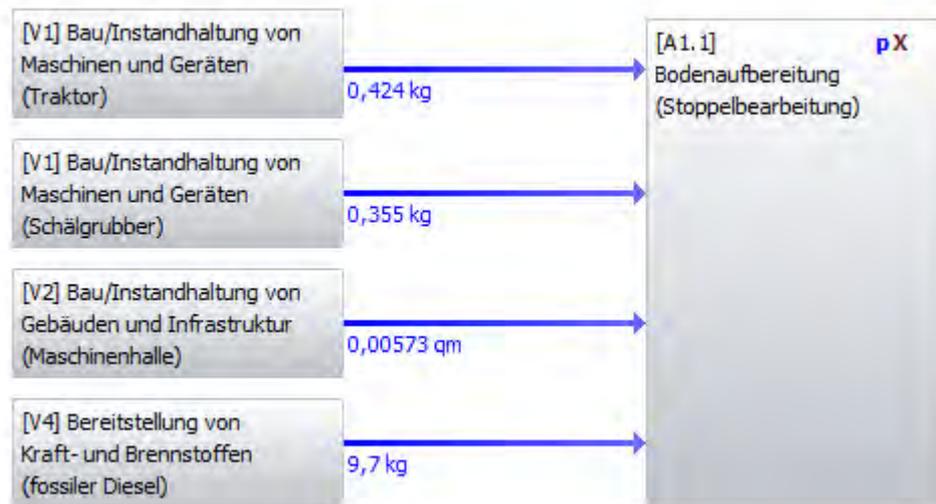


Abbildung 63: GaBi-Bilanzierungsmodell für den Arbeitsprozess [A1.1] Bodenaufbereitung (Stoppelbearbeitung) des LVFZ Almesbach

Zur Ermittlung der Dieselkraftstoffmenge für die einzelnen Arbeitsverfahren werden die betriebs- und verfahrensspezifischen Arbeitsbreiten, Motorleistungen (Schlepper bzw. Mähdrescher), Fassungsvermögen (Sämaschine, Düngerstreuer, Güllefass, Pflanzschutzgerät, Mähdrescher) sowie Ausbringungsmengen (Saatgut, Mineraldünger, Wirtschaftsdünger und Pflanzenschutzmittel) und Erntemengen je ha in den landwirtschaftlichen Praxisbetrieben erhoben und mit Hilfe des KTBL-Feldarbeitsrechners [269] entsprechende Arbeitsverfahren und Maschinenkombinationen ausgewählt. Vereinfachend werden bei allen landwirtschaftlichen Praxisbetrieben mittlere Schlaggrößen von 5 ha und mittlere Transportentfernungen (Feld-Hof) von 5 km unterstellt.

Zur Bewertung der Vorleistungen im Herstellungsprozess von Maschinen, Geräten und Aggregaten wird die Berechnung eines Abschreibungsfaktors nach dem Prinzip der Absetzung für Abnutzungen (AfA) verwendet. Als Eingangsgrößen werden hierzu die tatsächliche Nutzungsgröße und das technische Nutzungspotenzial der verwendeten Maschinen, Geräte und Aggregate benötigt (siehe Formel (7.1)).

$$AfA = \frac{\text{tatsächliche Nutzungsgröße}}{\text{technisches Nutzungspotenzial}} \quad (7.1)$$

Die tatsächliche Nutzungsgröße in der land- und forstwirtschaftlichen Produktion wird beispielsweise durch die Maschinenzeit in h ha^{-1} oder bei Anbau- bzw. Anhängeräten durch die bearbeitete Fläche in ha, die ausgebrachte Mineraldüngermasse in t ha^{-1} oder das Wirtschaftsdüngervolumen in $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ beschrieben. Die Maschinenzeiten für die einzelnen Arbeitsverfahren bei der Rapserzeugung werden beispielsweise aus entsprechenden Arbeitsverfahren und Maschinenkombinationen des KTBL-Feldarbeitsrechners entnommen (vergleichbar zur Ermittlung der Dieselkraftstoffmenge).

Die tatsächliche Nutzungsgröße bei der Biokraftstoffproduktion entspricht 1 kg verarbeiteten Rohstoff (z. B. Rapssaat) bis zum Umwandlungsprozess. Nach dem Umwandlungsprozess erfolgt die Berechnung des Abschreibungsfaktors auf Basis der produzierten Kraftstoff- bzw. Futtermittelmenge (z. B. Rapsölkraftstoff und Rapspresskuchen).

Das technische Nutzungspotenzial gibt die Anzahl der möglichen Nutzungseinheiten bis zum Verschleiß einer Maschine, eines Gerätes oder Aggregates an. Angegeben wird die maschinenspezifische Nutzungseinheit beispielsweise in h, ha, t oder m³. Das technische Nutzungspotenzial für die zur Rapserzeugung eingesetzten Maschinen und Anbau- bzw. Anhängergeräte basieren auf KTBL-Daten [270].

Zur Berechnung des spezifischen Maschinen- und Geräteeinsatzes je funktioneller Einheit ist das spezifische Leergewicht mit dem Abschreibungsfaktor zu multiplizieren (siehe Formel (7.2)). Für die Bilanzierung der Rapsölkraftstoffproduktion werden dazu die betriebs- und verfahrensspezifischen Leergewichte der Maschinen, Anbau- bzw. Anhängergeräte und Aggregate in den landwirtschaftlichen Praxisbetrieben bzw. dezentralen Ölmühlen erhoben.

$$\text{spezifischer Maschinen- und Geräteeinsatz} = \text{spezifisches Leergewicht} \cdot \text{AfA} \quad (7.2)$$

7.1.9.2 Modellierung der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion

Für die drei untersuchten dezentralen Ölmühlen wurden jeweils einzelne Bilanzmodelle erstellt, die die Betrachtung von unterschiedlichen Verarbeitungsjahren sowie die Auswertung verschiedener Szenarien ermöglichen. Zu diesem Zweck wurden wesentliche Kenngrößen wie die Auslastung der Ölmühle, die Ölausbeute oder der Strombedarf als variable Parameter im Bilanzierungsmodell berücksichtigt. Den Basisvarianten sind hierbei die in Tabelle 58 aufgeführten Kenngrößen zu Grunde gelegt. Weiterhin wurden alle Bilanzmodelle so angelegt, dass neben der Energieallokation der Rapspresskuchen auch mit der Gutschriftenmethode bewertet werden kann. Dies wurde über Schnittstellen realisiert, die wahlweise für die Anwendung der Allokation oder der Substitutionsmethode aktiviert werden können.

In Abbildung 64 ist das Modell für die dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion von Ölmühle Y exemplarisch dargestellt. Es zeigt sämtliche Verarbeitungsschritte der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion von der Anlieferung bis zur Lagerung des Reinöls bzw. für die Anwendung der Substitutionsmethode auch bis hin zur Lagerung des Presskuchens. Weiterhin zeigt Abbildung 64, dass hier die Allokation nach Heizwert angewendet wird. Dies wird einerseits durch das "A" für Allokation im Prozess "Schnittstelle Presse ALLOKATION" deutlich und andererseits dadurch, dass der Stoffstrom "Rapspresskuchen" mit 0 kg in die Schnittstelle "Gutschrift Eiweißfuttermittel" geht.

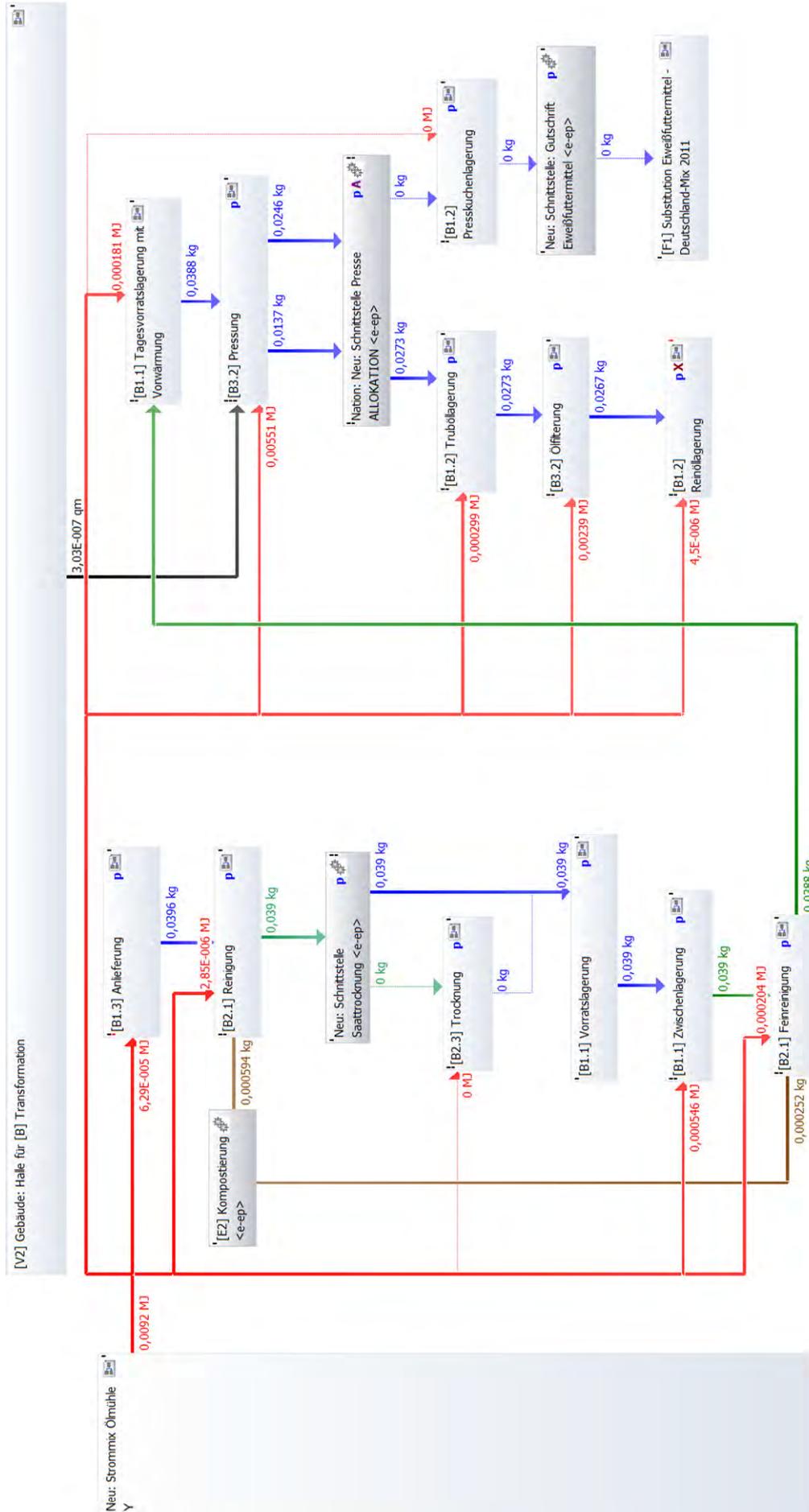


Abbildung 64: GaBi-Bilanzierungsmodell für die dezentrale Rapskraftstoffproduktion in Ölmühle Y

Die Inputstoffe (Vorleistungen) der einzelnen Prozesse werden bis einschließlich des Prozesses [B3.2] Pressung auf die Menge der verarbeiteten Rapssaat bezogen. Die dem Pressvorgang anschließenden Prozesse (z. B. Trüböllagerung, Filterung) haben die Ölmenge bzw. die Menge an Rapspresskuchen als Bezugsgröße. Auf diese Weise lässt sich die Auslastung der Anlage über die verarbeitete Menge an Saat bzw. produzierten Menge an Öl abbilden.

Nachfolgend werden wichtige Festlegungen für die Modellierung der erforderlichen Vorleistungen sowie der technischen Trocknung [B2.3] vorgestellt:

[V1] Herstellung und Instandsetzung der Maschinen und Geräte

- Für die Modellierung der verfahrensrelevanten Apparate und Aggregate wurden sowohl Daten aus den Datenbanken der Ökobilanzierungssoftware GaBi ts verwendet und zum Teil hinsichtlich der spezifischen Gegebenheiten abgewandelt als auch eigene Datensätze erstellt. Die Materialgewichte für die einzelnen Apparate und Aggregate stammen bei Erstellung eigener Datensätze größtenteils aus eigenen Erhebungen nach [412]. Hierfür wurden soweit wie möglich die Emissionen der Materialgewinnungs-, Herstellungs-, Gebrauchs- und Entsorgungsphase („End-of-Life“), d. h. des gesamten Lebensweges, berücksichtigt. Im Einzelnen wurden folgende Modellierungen durchgeführt:
- Die Darstellung der Hoch- und Flachsilos erfolgt auf Basis der jeweiligen ecoinvent-Prozesse, wobei beim Hochsilo die Kunststoffhülle durch eine aus rostfreiem Edelstahl ersetzt wurde.
- Die Pressung und Filtration wurden komplett neu modelliert, da in den zur Verfügung stehenden Datenbanken keine Datensätze für die Pressung vorhanden sind. Die Daten zum Gewicht und Materialverbrauch stammen aus eigenen Erhebungen [412]. Der Motor wurde auf Basis eines ecoinvent-Prozesses für einen vergleichbaren Elektromotor modelliert.
- Lüftungsgeräte und die Bereitstellung von Druckluft dagegen wurden aus der Datenbank ecoinvent v2.2 bzw. aus GaBi Professional in passender Dimensionierung unverändert übernommen.
- Lagertanks aus Stahl bzw. rostfreiem Edelstahl wurden anhand ihrer Dimensionen über den Materialverbrauch modelliert.

Die Abschreibung der Herstellung und Instandsetzung der erforderlichen Maschinen, Aggregate und Anlagen (mit Ausnahme der Langzeitlagerung im Hoch- bzw. Flachsilo) erfolgt nach Formel (7.1) und Formel (7.2). Bei der Modellierung der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion wird das technische Nutzungspotenzial durch die Menge Rapssaat angegeben, die innerhalb des spezifischen Abschreibungszeitraumes (z. B. 14 Jahre) theoretisch verarbeitet werden kann. Die tatsächliche Nutzungsgröße entspricht der Menge an Saat, die unter Berücksichtigung der Auslastung real verarbeitet wurde.

[V2] Herstellung und Instandsetzung von Gebäuden

Die Halle der Ölmühle wurde jeweils mit Hilfe von landwirtschaftlichen Gebäuden aus den Datenbanken modelliert. Die Abschreibung der Herstellung und Instandsetzung der Halle erfolgt analog zu den Hoch- und Flachsilos linear über 14 Jahre auf Basis von [412].

[B.2.3] Technische Trocknung

Der Prozess der technischen Trocknung ist ein optionaler Prozess und von dem Wassergehalt der angelieferten Rapssaat abhängig. Für eine optimale Lagerung der Rapssaat und den nachfolgenden Pressvorgang wird ein Wassergehalt von durchschnittlich 7 % angestrebt. Die Datenaufnahme zu den jeweiligen Wassergehalten der in den untersuchten Ölmühlen verarbeiteten Rapssaat zeigt, dass eine technische Trocknung nur anteilig und in Ölmühle Y sogar überhaupt nicht erforderlich war (vgl. Tabelle 58). Aus diesem Grund wurde der Prozess [B2.3] Trocknung als optionaler Prozess modelliert, der über eine Schnittstelle angesteuert wird. Hier kann der Anteil der zu trocknenden Rapssaat in % als variabler Parameter eingegeben werden.

Im eigentlichen Trocknungsprozess wird die zu trocknende Masse bzw. die sich daraus ergebende, zu evaporierende Wassermenge in Anlehnung an [197] nach Formel (7.3) und Formel (7.4) berechnet. Dabei sind die Ausgangsfeuchte w_1 und die Endfeuchte w_2 als variable Parameter modelliert.

$$m_2 = m_1 * \left[1 - \left(\frac{w_1 - w_2}{100 - w_2} \right) \right] \quad (7.3)$$

$$\text{zu evaporierende Wassermasse} = m_1 - m_2 \quad (7.4)$$

m_1	=	Ausgangsmasse in kg
m_2	=	Endmasse in kg
w_1	=	Ausgangswassergehalt in %
w_2	=	Endwassergehalt in %

Die Trocknung der Rapssaat erfolgt in den drei untersuchten Ölmühlen durch eine heizölbetriebene Getreidetrocknung und wird durch einen entsprechenden Datensatz aus der ecoinvent Datenbank abgebildet. Der für den Trocknungsprozess erforderliche Heizölbedarf je Kilogramm evaporierten Wasserdampfes von 7 MJ unterer Heizwert (H_i) basiert dabei auf einer umfassenden Literaturstudie bei landwirtschaftlichen Trocknungsanlagen durch ecoinvent [399]. Für die Evaporation von einem Kilogramm Wasserdampf in einer Trocknungsanlage für Rapssaat werden demnach 0,164 kg Heizöl benötigt.

7.1.9.3 Modellierung der Rapsölmethylesterproduktion

Analog zur Beschreibung des Produktsystems der Rapsölmethylesterproduktion wurden zwei verschiedene Bilanzmodelle erstellt:

- Variante 1: Rapsölmethylesterproduktion in einer reinen Ölmühle sowie einer reinen Umesterungsanlage inkl. einem überregionalen Transport des Rapsöls zur Umesterungsanlage
- Variante 2: Rapsölmethylesterproduktion in einer integrierten Biodieselanlage mit Ölmühle (vgl. Abbildung 65).

Die Bilanzmodelle der Rapsölmethylesterproduktion haben eine Schnittstelle zur Erzeugung und Bereitstellung der Rapssaat in den untersuchten Boden-Klima-Räumen inkl. des regionalen Transports der Saat zum Regionallager. Die Modellierung der Rapsölmethylesterproduktion beginnt daher mit der Prozessgruppe [B2] Vorbehandlung und [B1] Vorratslagerung. Abbildung 65 zeigt exemplarisch das GaBi-Bilanzmodell des Produktsystems der Rapsölmethylesterproduktion mit integrierter Biodieselanlage ab der Schnittstelle Anbau.



Abbildung 65: GaBi-Bilanzierungsmodell des Produktsystems der Rapsölmethylesterproduktion mit integrierter Biodieselanlage ab der Schnittstelle Anbau

Unabhängig von den aufgeführten Varianten wurde zur Gewährleistung einer differenzierteren Auswertung die Modellierung der Rapsölmethylesterproduktion (Prozessgruppe [B] Umwandlung) untergliedert in die Abschnitte der industriellen Ölgewinnung, der (Teil)Raffination und der Umesterung. Die Allokation zwischen Rapsöl und Extraktionschrot wird durch eine Schnittstelle umgesetzt. Diese findet zwischen Ölgewinnung und Teil-Raffination statt (vgl. Abbildung 66).

Darüber hinaus mussten die Prozesse [B3.2] mechanische Transformation (Pressung) und [B3.1] chemische Transformation (Extraktion) aufgrund der zu Grunde gelegten Datenbasis gemeinsam modelliert werden. Eine getrennte Ausweisung der Emissionen für die einzelnen Prozesse ist damit nicht möglich.

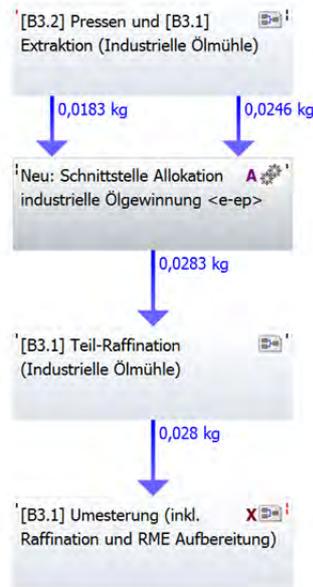


Abbildung 66: GaBi-Bilanzierungsmodell der Rapsölmethylesterproduktion in einer integrierten Biodieselanlage

Die Modellierung der verfahrensrelevanten Apparate und Aggregate für die Prozessgruppen [B2] Vorbehandlung und [B1] Vorratslagerung basiert auf den Datensätzen der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion (vgl. Kapitel 7.1.9.2). Für die Modellierung der Bauvorleistungen ([V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten sowie [V2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur) der industriellen Ölmühle und des Biodieselwerkes wurden Datensätze aus der ecoinvent Datenbank verwendet [399]. Die Abschreibung der Herstellung und Instandhaltung der erforderlichen Maschinen, Aggregate und Anlagen erfolgt nach Formel (7.1) und Formel (7.2) unter Berücksichtigung der in Kapitel 7.1.5.2 aufgeführten Eingangsdaten.

7.1.9.4 Modellierung der Transportprozesse

Bei der Modellierung der Transportprozesse wird zwischen regionalem Transport der Rapssaat und überregionalem Transport der Rapssaat bzw. des Rapsöls unterschieden.

Regionaler Transport der Rapssaat

Abbildung 67 zeigt ein Modell zum Rapstransport am Beispiel des LVFZ Almesbach im Erntejahr 2013.

Für die Modellierung der betriebsspezifischen Transportprozesse wurden folgende Annahmen getroffen:

- Transport der Rapssaat ab Feldrand mit einem Traktor und Doppelzug zur Ölmühle
- Gesamtstrecke (hin- und zurück) ist betriebsspezifisch und variiert von 10 bis 37 km (220 km für das LVFZ Almesbach)

- Ladekapazität der beiden Anhänger beträgt insgesamt 18 t
- durchschnittliche Geschwindigkeit (Leer- und Vollfahrt) beträgt 30 km h⁻¹
- durchschnittlicher Kraftstoffverbrauch (Leer- und Vollfahrt) beträgt 18 l h⁻¹
- Schmierölverbrauch beträgt 30 l bei einem Wechselintervall von 500 Betriebsstunden

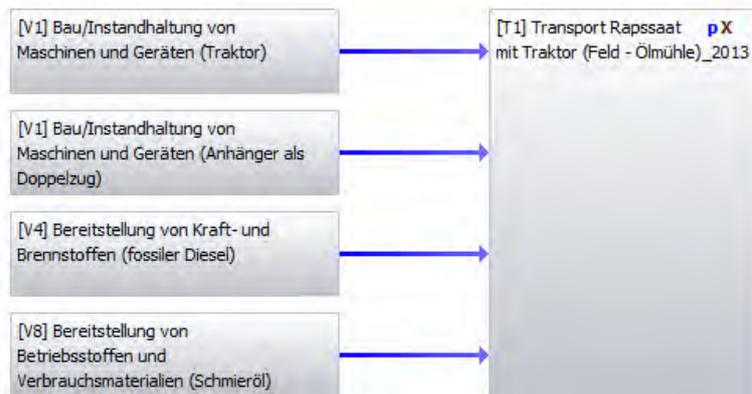


Abbildung 67: GaBi-Bilanzierungsmodell für den Rapstransport mit einem Traktor und Doppelzug am Beispiel des LVFZ Almesbach für das Erntejahr 2013

Überregionaler Transport der Rapssaat mit einem Binnenschiff

Das GaBi-Bilanzmodell für den überregionalen Transport der Rapssaat vom Regionallager mit dem Binnenschiff zur industriellen Ölmühle bzw. zum Biodieselerwerk ist in Abbildung 68 dargestellt. Die zu Grunde gelegten Bilanzkenngößen sind in Kapitel 7.1.5.2 bzw. in Tabelle 66 und Tabelle 67 beschrieben. Der spezifische Kraftstoffbedarf und die bei dessen Verbrennung entstehenden Emissionen hängen von der Transportentfernung und der Auslastung (Beladung) des Frachters ab. Das Modell wurde daher so angelegt, dass die Auslastung sowie die Transportentfernung variable Parameter darstellen. Dadurch kann dieses Transportmodell sowohl für den Transport der Rapssaat aus Boden-Klima-Raum A als auch aus Boden-Klima-Raum B jeweils für Variante 1 und Variante 2 angewendet werden. Weiterhin wird der Bau des Binnenfrachters über sein Nutzungspotenzial berücksichtigt.

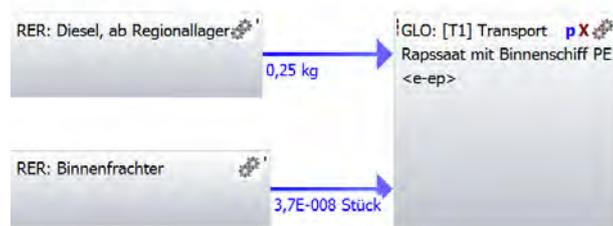


Abbildung 68: GaBi-Bilanzierungsmodell für den überregionalen Transport der Rapssaat mit einem Binnenschiff

Überregionaler Transport der Rapssaat/des Rapsöls mit einem Lkw

Abbildung 69 zeigt das GaBi-Bilanzmodell den überregionalen Transport mit einem Lkw exemplarisch am Beispiel des Transports des Rapsöls zum Biodieselwerk. Die erforderlichen Bilanzkenngrößen zur Berechnung des Dieselbedarfs sowie zur anteiligen Anrechnung des Baus und der Entsorgung des Lkws (vgl. Tabelle 66 und Tabelle 67) sind variabel modelliert. Somit lassen sich die Auslastung (Beladung) des Lkws und die Transportentfernung differenziert nach Transportgut (Rapssaat bzw. Rapsöl) sowie nach Boden-Klima-Raum festlegen.

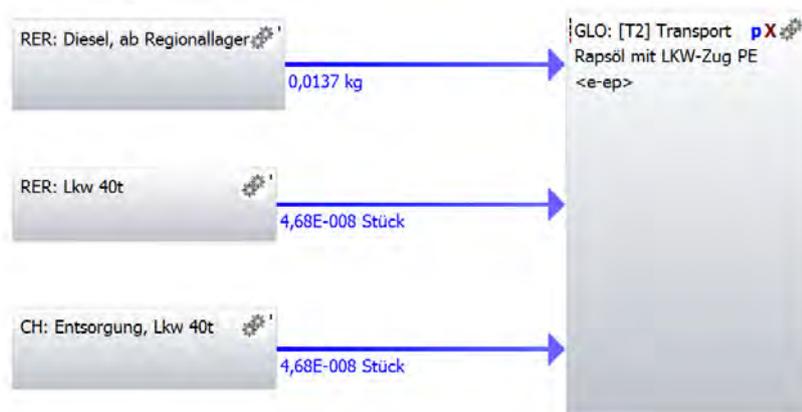


Abbildung 69: GaBi-Bilanzierungsmodell für den überregionalen Transport der Rapssaat bzw. des Rapsöls mit einem Lkw

7.1.10 Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle der ökonomischen Bewertung

Unter Verwendung von Microsoft-Excel[®] wurden jeweils 16 einzelne Modelle für die Raps-erzeugung in den landwirtschaftlichen Praxisbetrieben inklusive dem Transport der Rapssaat zur dezentralen Ölmühle sowie ein Modell für die Rapsölkraftstoffproduktion in der dezentralen Ölmühle Y erstellt.

7.1.10.1 Raps-erzeugung

Auf langfristige Sicht ist es bei der Rohstoffbereitstellung (= Produktion eines Agrar- bzw. Forstrohstoffes bis Feldrand bzw. Waldweg, gegebenenfalls inklusive Transport zur Transformation) nötig, dass alle entstehenden Kosten von den Erlösen mindestens abgedeckt werden. Um dies in den ökonomischen Berechnungen abbilden zu können, werden stets die Vollkosten (K_{Gesamt}) inklusive der kalkulatorischen Kosten (Boden, Kapital, Arbeit) berücksichtigt [439].

Formel (7.5) zeigt die Summation der Kostenbestandteile in € je funktionelle Einheit FE.

$$K_{\text{Rapssaat (Gesamt)}} = K_{\text{Direkt}} + K_{\text{Arbeit}} + K_{\text{Gebäude}} + K_{\text{Fläche}} + K_{\text{Sonstige}} \quad (7.5)$$

$K_{\text{Rapssaat (Gesamt)}}$	=	<i>Vollkosten der Rapssaatbereitstellung in € FE⁻¹</i>
K_{Direkt}	=	<i>Direktkosten in € FE⁻¹</i>
K_{Arbeit}	=	<i>Arbeitsleistungskosten in € FE⁻¹</i>
$K_{\text{Gebäude}}$	=	<i>Gebäudekosten in € FE⁻¹</i>
$K_{\text{Fläche}}$	=	<i>Flächenkosten in € FE⁻¹</i>
K_{Sonstige}	=	<i>Sonstige Kosten in € FE⁻¹</i>

Die Betrachtung des Rapsanbaus findet zunächst in der Einheit € ha⁻¹ statt. Die Umrechnung auf die Einheit € kg⁻¹ Rapssaat erfolgt mit dem tatsächlichen Ernteertrag.

Im Folgenden werden die einzelnen Kostenarten erläutert:

Direktkosten

Die Direktkosten umfassen alle Kosten, die einem Betriebszweig direkt und verursachungsgemäß zugeordnet werden können, im Falle des Rapsanbaus: Saatgut, Düngemittel, Pflanzenschutzmittel und Hagelversicherung. Für die Ermittlung des kalkulatorischen Zinsansatzes des Umlaufkapitals wird angenommen, dass das Umlaufkapital (=Direktkosten) durchschnittlich für ein halbes Jahr gebunden ist:

$$ZA_{\text{Umlaufkapital}} = \frac{DK}{2} \cdot \text{Zins} \quad (7.6)$$

$ZA_{\text{Umlaufkapital}}$	=	<i>Kalkulatorischer Zinsansatz für das Umlaufkapital in €/ha</i>
DK	=	<i>Summe der Direktkosten in €/ha</i>
$Zins$	=	<i>Zinssatz in %</i>

Arbeitsleistungskosten

Mit den Arbeitsleistungskosten werden alle Kosten erfasst, die durch den Einsatz von Maschinen in den Prozessen [A1] bis [A3] bzw. [T1.3] entstehen. Angaben zu den Arbeitsvorgängen und den eingesetzten Maschinen werden durch die Landwirte gemacht. Die Maschinenkosten hierfür sowie der Arbeitszeitbedarf werden mit Hilfe des Feldarbeitsrechner [269] ermittelt.

Der Arbeitszeitbedarf beinhaltet nicht nur die reine Arbeitszeit auf dem Feld, sondern auch evtl. Wartezeiten (z. B. bei der Ernte), Rüstzeit am Hof (Vorbereiten der Maschinen, Befüllen mit Saatgut etc.) sowie Wegezeiten zwischen Hof und Feld. Bei Transportvorgängen kommt die Lade- und Entladezeit hinzu. Für den Transport der Rapssaat zur Ölmühle wird bei der ökonomischen Berechnung davon ausgegangen, dass keine Leer-

fahrten stattfinden, also die Rückfahrt für andere Güter/Betriebsmittel genutzt werden kann.

Die Maschinenkosten setzen sich zusammen aus den fixen und variablen Maschinenkosten. Die fixen Maschinenkosten beinhalten die Abschreibungskosten der Maschinen, einen Zinsansatz bzw. Zinskosten, Kosten der technischen Überwachung, Kfz-Steuer, Versicherungskosten sowie Wartungskosten.

Die Abschreibungskosten werden beim KTBL-Feldarbeitsrechner [269] als leistungsabhängige und lineare Abschreibung kalkuliert und entsprechen dem anteiligen Wertverlust durch nutzungsbedingten Verschleiß. Als Restwert der Maschine nach Ablauf des technischen Nutzungspotenzials wird Null angenommen. Beispielsweise werden für einen Schlepper 10.000 Stunden technisches Nutzungspotenzial angenommen. Benutzt man den Schlepper 1 Stunde für einen Prozess, so sind als Abschreibungskosten dem Prozess 0,01 % des Anschaffungswertes anzurechnen.

$$AL_{Anlagegut} = \frac{I_{Anlagegut}}{n} \quad (7.7)$$

$$\begin{aligned} AL_{Anlagegut} &= \text{Leistungsabhängige Abschreibung eines Anlageguts in € je FE} \\ I_{Anlagegut} &= \text{Investitionskosten eines Anlagegutes in €} \\ n &= \text{Technisches Nutzungspotenzial in FE} \end{aligned}$$

Die Berechnung der Zinskosten erfolgt beim KTBL-Feldarbeitsrechner [269] durch die Ermittlung der durchschnittlichen Kapitalbindung. Diese entspricht dem mittleren Zeitwert der Maschinen während ihrer Abschreibungsdauer. Es wird davon ausgegangen, dass der Restwert bei allen Maschinen gleich Null ist. Daher ist zur Ermittlung des mittleren Zeitwerts der Anschaffungswert vereinfacht zu halbieren. Dieser wird mit dem angenommenen Zinssatz (4 %) multipliziert:

$$ZA_{Anlagegut} = \frac{I_{Anlagegut}}{2} \cdot \text{Zins} \quad (7.8)$$

$$\begin{aligned} ZA_{Anlagegut} &= \text{Kalkulatorischer Zinsansatz für das gebundene Kapital durch} \\ &\quad \text{Anlagegüter (Maschinen und Gebäude)} \\ I_{Anlagegut} &= \text{Investitionskosten eines Anlagegutes in €} \\ \text{Zins} &= \text{Zinssatz in \%} \end{aligned}$$

Folgende variablen Maschinenkosten werden von dem KTBL-Feldarbeitsrechner [269] direkt übernommen: Schmierstoff-, Betriebsmittel- und Reparaturkosten. Der Schmierstoffverbrauch wird mit 1 % des Treibstoffverbrauchs angesetzt. Der vom KTBL-

Feldarbeitsrechner errechnete Treibstoffverbrauch (Diesel) wird mit einem Dieselpreis (Agrardiesel, netto¹⁹) von 0,9 € l⁻¹ verrechnet.

Gebäudekosten

Zu den Gebäudekosten zählen alle Kosten für betriebliche Gebäude. Dies sind die Aufwendungen für Unterhaltung, Versicherungen, Abschreibung sowie der kalkulatorische Zinsansatz für das gebundene Gebäudekapital bzw. Zinskosten. Die Berechnung der Abschreibung erfolgt zeitabhängig und linear ohne Restwert nach Ablauf des wirtschaftlichen Nutzungspotenzials:

$$AZ_{Anlagegut} = \frac{I_{Anlagegut}}{n} \tag{7.9}$$

- $AZ_{Anlagegut}$ = *Zeitabhängige Abschreibung eines Anlageguts in € pro Jahr*
- $I_{Anlagegut}$ = *Investitionskosten eines Anlagegutes in €*
- n = *Wirtschaftliches Nutzungspotenzial in Jahre*

Die Zinsberechnung erfolgt identisch zu den Zinskosten der Maschinen.

Die genannten Kostenarten werden den Prozessen des Produktsystems – gemäß der Systemdarstellung zur Bilanzierung von Umweltwirkungen – zugeordnet. Die Unterprozesse [A1] bis [A3] sind die tatsächlichen und kalkulatorischen Kosten der Rapssaatbereitstellung. Die Unterprozesse umfassen die Bestandesbegründung [A1] (Boden, Aufbereitung und Aussaat), die Bestandesführung [A2] (Düngung, Pflanzenschutz) sowie die Ernte [A3]. Die Kosten der Prozesse [A1] und [A2] setzen sich zum einen aus den Direktkosten (Saatgut, Düngemittel, Pflanzenschutzmittel, Hagelversicherung und Zinsansatz für das Umlaufkapital), den Arbeitserledigungskosten (Personalaufwand, Maschinenkosten inklusive Kraftstoff und Betriebsmittel) und den Gebäudekosten zur Unterbringung der notwendigen Maschinen zusammen. Beim Prozess [A3] entstehen beim Rapsanbau nur Arbeitserledigungskosten und Gebäudekosten. Die jährlichen Gebäudekosten werden auf die Prozesse [A1] bis [A3] anhand der Arbeitszeit der darin eingesetzten Maschinen aufgeteilt. Der Transport [T1.3] der Rapssaat zur Ölmühle berücksichtigt die dafür notwendigen Arbeitserledigungskosten. Die Distanz entspricht den Angaben der Landwirte.

Im Bereich des Anbaus der Rapssaat existieren Kosten und Leistungen, für die in der Systemdarstellung zur Bilanzierung von Umweltwirkungen keine Prozesse vorgesehen sind, da diese für die ökologische Bewertung nicht relevant sind. Diese werden der Prozessgruppe [A4] „nicht-zuordenbare Prozesse“ zugeteilt. Es handelt sich dabei um die Flächenkosten und Sonstige Kosten. Da zwischen dem Rapsanbau (Landwirt) und der Transformation (Ölmühlenbetreiber) ein Markt herrscht, auf dem ein Preis gebildet wird, entsprechen die Kosten des Anbaus nicht den Erlösen der Landwirte für ihre Rapssaat

¹⁹ Dieselpkraftstoff für den Einsatz in der Land- und Forstwirtschaft. Der angegebene Preis ist mehrwertsteuerbereinigt und beinhaltet die Steuerrückvergütung in Höhe von 21,48 Cent l⁻¹.

($Erlös_{Rapssaat}$). Diese Differenz ist der Unternehmergewinn der Landwirte ($UG_{Landwirt}$), der sowohl positiv (Gewinn) als auch negativ (Verlust) sein kann. Es werden EU-Direktzahlungen (Betriebsprämie) berücksichtigt [24].

$$UG_{Landwirt} = Erlös_{Rapssaat} + Direktzahlungen - Kosten \quad (7.10)$$

Der Unternehmergewinn der Landwirte beim Rapsanbau ist ein Indikator dafür, ob es für einen Landwirt ökonomisch sinnvoll ist Raps anzubauen. Diese Betrachtung findet isoliert, ohne die Bewertung von Vorfruchteffekten statt. Außerdem dient der Unternehmergewinn des Landwirtes als volkswirtschaftliche Kennzahl zur Bewertung der regionalen Wertschöpfung.

7.1.10.2 Dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion

Im Folgenden werden die Berechnungen im Modell Rapsölproduktion, Prozess [B], näher erläutert.

Die Saatgutlagerung [B1] erfolgt bei Ölmühle Y extern. Es werden dementsprechend die tatsächlichen Kosten für diese Dienstleistung angesetzt. Die Berechnung der Produktionskosten von [B3] erfolgt auf Vollkostenbasis inklusive der kalkulatorischen Kosten:

$$K_{Rapsöl} = (K_K + K_V + K_B + K_{Sonstige}) - E_{KP} \quad (7.11)$$

$K_{Rapsöl}$ = Spezifische Kosten der Rapsölproduktion in ct FE⁻¹

E_{RP} = Erlöse in ct FE⁻¹ (Erlöse Rapspresskuchen)

K_K = Kapitalkosten in ct FE⁻¹ (Abschreibung, Zins)

K_V = Verbrauchsgebundene Kosten in ct FE⁻¹ (Rapssaat, Strom)

K_B = Betriebsgebundene Kosten in ct FE⁻¹ (Personal, Instandhaltung/Wartung)

$K_{Sonstiges}$ = Sonstige Kosten in ct FE⁻¹ (Versicherungen etc.)

Die Kosten der Ölmühle setzen sich aus den Kapital-, Verbrauchs- und Betriebsgebundenen Kosten sowie den sonstigen Kosten zusammen.

Die **Kapitalkosten** berücksichtigen die Abschreibung für die Anlagen- und Bautechnik sowie die (kalkulatorische) Zinsbelastung. Die Investitionen für Gebäude- und Lagerungsanlagen sowie Erschließung und Installationsarbeiten werden linear und zeitabhängig, gemäß Formel (7.9) beschrieben. Alle anderen Investitionen werden linear und leistungsabhängig beschrieben, siehe hierzu Formel (7.7). Für das Grundstück wird keine Abschreibung angesetzt, sondern nur der Zinsansatz. Die Höhe der Investitionen entspricht den Angaben der Ölmühlenbetreiber. Ergänzungen hierzu sowie die Nutzungspotenziale stammen aus Kalkulationsdaten [412].

Die **Verbrauchsgebundene Kosten** setzen sich aus dem Einkauf der Rapssaat und den Stromkosten zusammen. Die Kosten für die Rapssaat ergeben sich aus den Einkaufspreisen der Ölmühlen sowie der verarbeiteten Menge. Die benötigte Strommenge wird von den Ölmühlen angegeben und mit einem tatsächlichen oder angesetzten Strompreis verrechnet.

Betriebsgebundene Kosten beschreiben Personal-, Wartungs- und Instandsetzungskosten.

Die **Sonstigen Kosten** umfassen z. B. Kosten für Versicherungen. Die Personalkosten für den Betrieb der Ölmühle werden nach den Angaben der Ölmüller angesetzt. Kosten für Wartung und Instandhaltung werden nach Kalkulationsdaten ermittelt [412].

Die Erlöse vom **Koppelprodukt Rapspresskuchen** werden von den Kosten der dezentralen Ölgewinnung abgezogen. Dadurch entstehen die spezifischen Kosten des Rapsöls.

Die **Produktionskosten von Rapsöl** dienen als Eingangsgröße für die volkswirtschaftliche Bewertung zur Berechnung der THG-Vermeidungskosten sowie des Unternehmergewinns.

Der **Unternehmergewinn** der Ölmühle ($UG_{\text{Ölmühle}}$) dient als volkswirtschaftliche Kennzahl zur Bewertung der regionalen Wertschöpfung. Er ergibt sich aus der Differenz der Erlöse des Rapsöls und den spezifischen Produktkosten des Rapsöls.

Der Einkaufspreis der Rapssaat sowie der Verkaufspreis des Rapsöls werden von den Ölmühlen abgefragt. Der Einkaufspreis der Rapssaat dient gleichzeitig als Verkaufspreis der Landwirte frei Ölmühle, gegebenenfalls abzüglich eingerechneter Kosten z. B. für Lagerung, Analysen.

Alle Kosten und Erlöse werden in € MJ^{-1} dargestellt.

Aus Zusammenführung der Ergebnisse der Ökobilanzierung und der ökonomischen Bilanzierung für die Rapsölproduktion sowie der Ergebnisse aus der Bewertung des Referenzsystems Diesel werden die **THG-Vermeidungskosten** berechnet.

$$VK_{CO_2-\ddot{A}q} = \frac{K_{\text{Rapsölkraftstoff}} - K_{\text{Dieselkraftstoff}}}{UW_{CO_2-\ddot{A}q, \text{Dieselkraftstoff}} - UW_{CO_2-\ddot{A}q, \text{Rapsölkraftstoff}}} \quad (7.12)$$

$VK_{CO_2-\ddot{A}q}$ = THG-Vermeidungskosten in $\text{€ t CO}_2\text{-}\ddot{A}q^{-1}$

$K_{\text{Rapsölkraftstoff}}$ = Spezifische Kosten des Produktsystems Rapsölkraftstoff in € MJ^{-1}

$K_{\text{Dieselkraftstoff}}$ = Spezifische Kosten des Referenzsystems Dieselkraftstoff in € MJ^{-1}

$UW_{CO_2-\ddot{A}q, \text{Dieselkraftstoff}}$ = THG-Emissionen des Produktsystems in t MJ^{-1}

$UW_{CO_2-\ddot{A}q, \text{Rapsölkraftstoff}}$ = THG-Emissionen des Referenzsystems in t MJ^{-1}

Als Referenzsystem für Rapsöl-kraftstoff dient fossiler Dieselkraftstoff. Als Energiegestehungskosten wird hierfür der Preis für Dieselkraftstoff bei Abgabe von mindestens 100 hl an den Großhandel, frei Zielort gewählt (einschließlich Energiesteuer und Erdölbevorratungsbeitrag (EBV), ohne Mehrwertsteuer). Dieser Wert lag im ersten Halbjahr 2015 bei 93 € hl⁻¹ [383]. Die Energiesteuer muss hiervon noch abgezogen werden, die aktuell laut Energiesteuergesetz (EnergieStG) 47,04 ct l⁻¹ Diesel beträgt. Die Kosten für fossilen Dieselkraftstoff betragen damit 45,96 ct l⁻¹. Je MJ Dieselkraftstoff ergeben sich mit den festgelegten Kraftstoffparametern in Tabelle 2 Kosten in Höhe von 0,0128 €. Die THG-Emissionen als CO₂-Äquivalente für fossilen Dieselkraftstoff betragen 0,0838 kg MJ⁻¹ [439].

Der Anbau von Rapssaat und die dezentrale Rapsverarbeitung kann für die Region eine Wertschöpfung bedeuten. Als Kennzahl wird die Summe der Unternehmervergewinne des Rapsanbaus und der Rapsölproduktion bzw. der Ölmühle herangezogen.

Der Brutto-Beschäftigungseffekt durch den Betrieb einer dezentralen Ölmühle wird ausgewiesen. Hierfür werden für die Arbeitszeiten auf den landwirtschaftlichen Betrieben für die Rapsbereitstellung inklusive dem Transport zur Ölmühle sowie die notwendige Arbeitszeit in der Ölmühle summiert. Die Ergebnisse werden in Arbeitskraft pro Jahr (AK) angegeben. Es wird davon ausgegangen, dass 1 AK 1.840 AKh (Arbeitskraftstunden) pro Jahr entspricht.

7.2 Ergebnisse

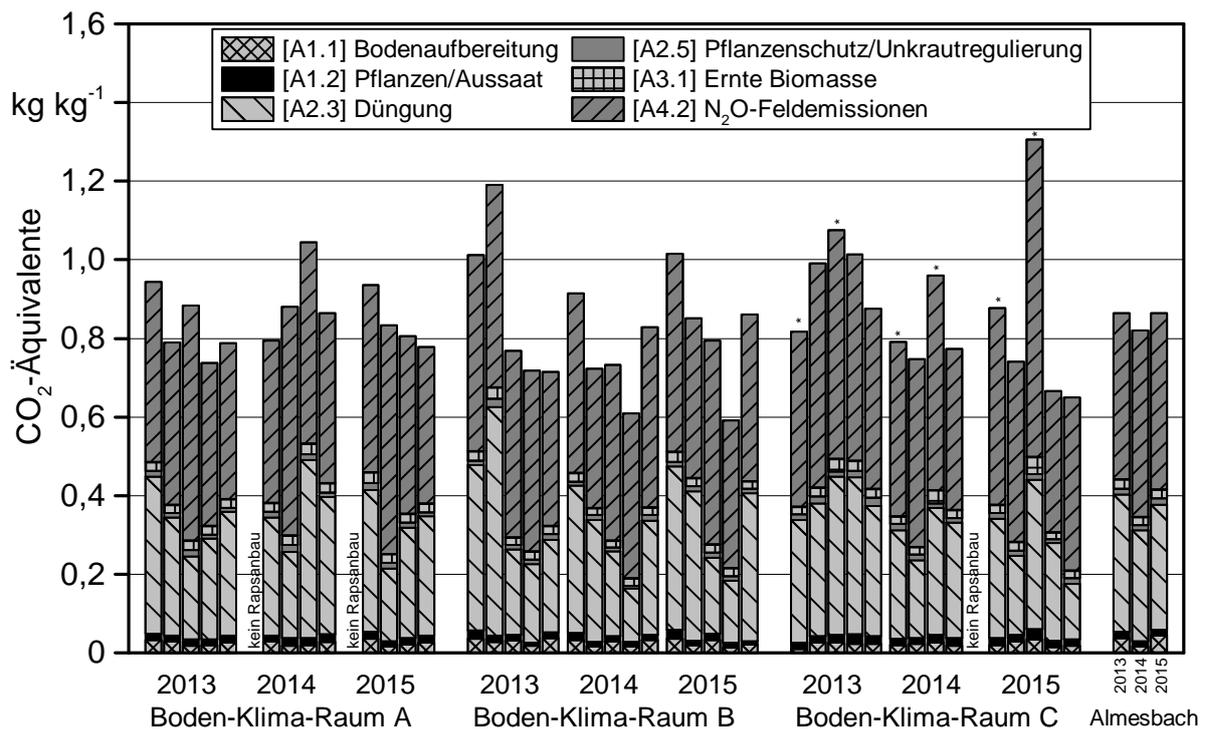
In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Analyse und Bewertung ökologischer und ökonomischer Wirkungen der Rapsproduktion und dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion ausführlich dargestellt.

7.2.1 Ökologische und ökonomische Wirkungen der Rapsproduktion

7.2.1.1 Ökologische Wirkungen

Als ökologische Wirkung der Rapsproduktion wird im Folgenden ausschließlich auf die Wirkungskategorie Klimawandel eingegangen. Dazu werden die THG-Emissionen von Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) berücksichtigt und als CO₂-Äquivalente dargestellt.

Abbildung 70 gibt einen Überblick zu den THG-Emissionen der Rapsproduktion in den 15 untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetrieben gegliedert nach Boden-Klima-Raum (BKR) sowie im LVFZ Almesbach jeweils für die Erntejahre 2013 bis 2015.



* Betriebe liegen im nördlichen Teil des Boden-Klima-Raums B, an der Grenze zu C (vgl. Kapitel 7.1.5)

Abbildung 70: Einzelbetriebliche THG-Emissionen der Rapsproduktion als CO₂-Äquivalente gegliedert nach Boden-Klima-Räumen in den Erntejahren 2013 bis 2015

Hierbei wird deutlich, dass die THG-Emissionen, selbst bei Vernachlässigung der beiden Extremwerte von 1,306 kg kg⁻¹ Rapssaat in Betrieb 3 der BKR C im Erntejahr 2015 (star-

ker Ernteausfall auf sandigem Schlag durch Trockenheit) und 1,190 kg kg⁻¹ Rapssaat in Betrieb 2 der BKR B im Erntejahr 2013 (40 % Hagelschaden) eine große Spannweite aufweisen (0,591 kg kg⁻¹ in Betrieb 4 der BKR B im Erntejahr 2015 bis 1,075 kg kg⁻¹ in Betrieb 3 der BKR C im Erntejahr 2013). Tabelle 72 zeigt, dass sich diese Spannweite auch bei der Betrachtung der einzelbetrieblichen Mittelwerte aus den Erntejahren 2013 bis 2015 nur geringfügig vermindert (0,640 bis 1,114 kg kg⁻¹). Darüber hinaus weisen die landwirtschaftlichen Praxisbetriebe auch innerhalb der Boden-Klima-Räume mit 0,640 bis 0,980 kg kg⁻¹ in BKR B und 0,762 bis 1,114 kg kg⁻¹ in BKR C zum Teil hohe Spannweiten auf. Hieraus ergeben sich Ansätze für das Aufzeigen einzelbetrieblicher THG-Optimierungspotenziale der Rapserzeugung in den untersuchten Boden-Klima-Räumen.

Tabelle 72: Einzelbetriebliche THG-Emissionen der Rapserzeugung als CO₂-Äquivalente sowie relativer Anteil der bilanzierten Prozesse (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015)

	CO ₂ -Äquivalente in kg kg ⁻¹	Anteil der bilanzierten Prozesse in %					
		[A1.1]	[A1.2]	[A2.3]	[A2.5]	[A3.1]	[A4.2]
Boden-Klima-Raum A							
Betrieb 1	0,943	3,4	1,8	42,5	1,5	2,4	48,4
Betrieb 2	0,840	3,8	1,8	38,1	1,8	2,8	51,7
Betrieb 3	0,866	2,0	1,9	23,6	1,9	2,8	67,8
Betrieb 4	0,862	2,4	1,8	38,3	1,5	2,8	53,2
Betrieb 5	0,810	3,3	2,3	39,8	1,3	2,8	50,5
Boden-Klima-Raum B							
Betrieb 1	0,980	3,6	2,1	41,2	1,0	2,5	49,6
Betrieb 2	0,922	2,3	1,4	46,0	1,7	2,4	46,2
Betrieb 3	0,765	4,0	2,0	27,3	1,5	2,5	62,7
Betrieb 4	0,640	2,5	1,7	25,7	1,5	3,3	65,3
Betrieb 5	0,801	3,8	1,5	37,5	1,7	2,5	53,0
Boden-Klima-Raum C							
Betrieb 1*	0,829	1,9	2,0	35,9	1,8	2,5	55,9
Betrieb 2	0,826	3,2	1,8	29,8	1,8	2,7	60,7
Betrieb 3*	1,114	2,6	2,0	33,0	1,2	3,3	57,9
Betrieb 4	0,817	2,3	2,4	38,4	1,5	2,7	52,7
Betrieb 5	0,762	2,6	2,3	31,1	2,3	2,8	58,9
LVFZ Almesbach	0,850	3,9	1,7	37,2	1,6	2,8	52,8

* Betriebe liegen im nördlichen Teil des Boden-Klima-Raums B, an der Grenze zu C (vgl. Kapitel 7.1.5)

Zur Identifikation wichtiger Einflussgrößen werden die THG-Emissionen in die Prozesse [A1.1] Bodenaufbereitung, [A1.2] Pflanzen/Aussaat, [A2.3] Düngung, [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung, [A3.1] Ernte Biomasse sowie [A4.2] N₂O-Feldemissionen unterteilt. Hierbei wird deutlich, dass die Düngung (vor allem die Bereitstellung von N-Mineraldünger) und die aus der N-Düngung und den Ernte-Wurzelrückständen resultierenden N₂O-Feldemissionen wesentliche Prozesse für die THG-Bilanz der Rapserzeugung darstellen. Die Summe dieser beiden Prozesse beträgt in allen untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetrieben rund 90 % der THG-Emissionen. Die Prozesse Bodenaufbereitung, Pflanzen/Aussaat, Pflanzenschutz und Unkrautregulierung sowie Ernte Biomasse spielen mit einem Anteil von zusammen rund 10 % an den THG-Emissionen eine untergeordnete Rolle für die THG-Bilanz der Rapserzeugung (vgl. Tabelle 72). Demnach ist für die Minderung der THG-Emissionen in der Rapserzeugung ein auf den Standort (vor allem das Ertragspotenzial) und den Betriebstyp angepasstes Düngungsmanagement von entscheidender Bedeutung. Aus ackerbaulicher Sicht ist dabei die unterschiedliche N-Effizienz von Düngerarten zu beachten (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger (z. B. Gülle) bzw. andere organische Dünger (z. B. Gärrest)). Im Vergleich zu Mineraldünger ist die N-Effizienz von Gülle bzw. Gärrest in der Regel geringer, da gasförmige N-Verluste in Form von Ammoniak direkt bei der Ausbringung auftreten und mit einer verstärkten Verlagerung von Nitrat in tiefere Bodenschichten und in das Grundwasser gerechnet werden muss. Doch auch N-Mineraldünger unterscheiden sich in ihrer Wirkungsgeschwindigkeit wesentlich durch die enthaltenen mineralischen Stickstoffformen. Grundsätzlich wird zwischen Carbamid-N (Harnstoff), Ammonium-N und Nitrat-N unterschieden. Nitrat-N wird in hohen Mengen direkt von den Pflanzen aufgenommen, während Ammonium-N nur in geringen Mengen direkt von den Pflanzen aufgenommen wird. Der größte Teil von Ammonium-N wird durch Bodenmikroben in Nitrat-N umgewandelt. Ein weiterer Teil von Ammonium-N wird durch Bodenmikroben in der organischen Bodensubstanz immobilisiert. Carbamid-N (Harnstoff) muss durch Bodenenzyme zu Ammonium-N hydrolysiert werden, was je nach Temperatur einen Tag bis eine Woche dauern kann.

Auch in Bezug auf die THG-Bilanzierung spielen die verschiedenen Düngerarten und N-Mineraldüngerformen eine wesentliche Rolle. Anders als Mineraldünger wird die Bereitstellung von betriebseigenem Wirtschaftsdünger bzw. anderen organischen Dünger bei der THG-Bilanz in der Regel mit null bewertet. Bei der Bewertung der verschiedenen N-Mineraldünger spielt der Herstellungsprozess die entscheidende Rolle. Bei der Bereitstellung von mineralischen Ammonium- und Nitratdüngern werden große Mengen an Energie verbraucht (Haber-Bosch-Verfahren). Die THG-Bilanz von nitrathaltigen Mineraldüngern wird darüber hinaus durch N₂O-Emissionen bei der Salpetersäureproduktion belastet. Bis auf wenige Ausnahmen (Harnstoff) enthalten Mineraldünger jedoch meist mehrere Stickstoffformen.

Abbildung 71 zeigt die relativen Anteile der verwendeten N-Mineraldünger bezogen auf die eingesetzte N-Menge in den 15 untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetrieben sowie im LVFZ Almesbach. Hierbei zeigt sich, dass knapp die Hälfte des N-Mineraldüngers für die Rapserzeugung in Form von Ammonsulfatsalpeter (ASS) ausge-

bracht wird. Der Grund hierfür dürfte in erster Linie der hohe Schwefelgehalt (13 % S) des ASS sein, da Raps einen vergleichsweise hohen Schwefelbedarf hat. Sowohl der Raps-ertrag als auch die Rapssaatqualität werden in entscheidendem Maße durch die Schwefelversorgung bestimmt. Für die THG-Bilanzierung sind jedoch die beiden im ASS enthaltenen Stickstoffformen Ammonium-N und Nitrat-N entscheidend.

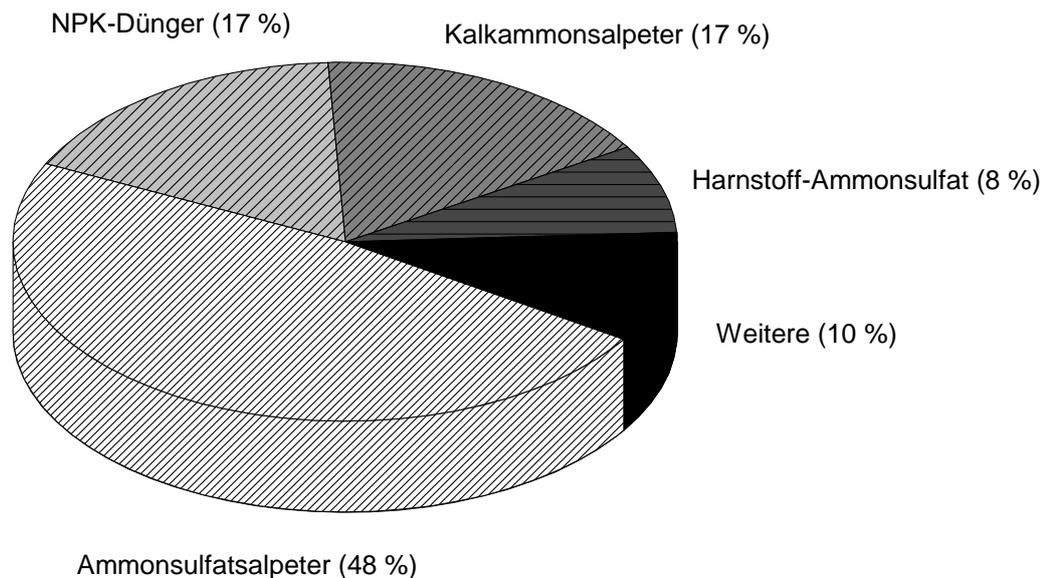


Abbildung 71: Relative Anteile der verwendeten N-Mineraldünger bezogen auf die eingesetzte N-Menge in den 15 landwirtschaftlichen Praxisbetrieben sowie im LVFZ Almesbach

Bei einem Gesamt-N-Gehalt von 26 % wirkt sich der vergleichsweise geringe Nitrat-N-Gehalt von 7 % positiv auf die THG-Bilanz des ASS aus. Im Vergleich dazu wirkt sich die Zusammensetzung des Stickstoffs in den beiden anderen häufig verwendeten Mineraldüngern Kalkammonsalpeter (KAS) und NPK-Dünger ungünstig auf die THG-Bilanz aus. Im KAS liegt bei einem Gesamt-N-Gehalt von 27 % die Hälfte als Nitrat-N vor. Die verwendeten NPK-Dünger weisen Gesamt-N-Gehalte von 13 bis 21 % auf, wobei meist die Hälfte als Nitrat-N vorliegt. Die THG-Bilanz von NPK-Dünger wird zudem durch die Bewertung der Nährstoffe P_2O_5 und K_2O zusätzlich belastet. In den drei untersuchten Erntejahren wurde in den Praxisbetrieben zunehmend Harnstoff-Ammonsulfat verwendet (4 % im Erntejahr 2013, 8 % im Erntejahr 2014 und 11 % im Erntejahr 2015). Harnstoff-Ammonsulfat ist eine Kombination aus Carbamid- und Ammoniumstickstoff, wodurch die THG-Emissionen bei der Herstellung vergleichsweise gering sind. Zum Teil wird Harnstoff-Ammonsulfat auch als stabilisierter N-Dünger angeboten. Hierdurch kann die Verlagerung oder Auswaschung von Nitrat reduziert und die N-Effizienz erhöht werden. Der Einsatz weiterer N-Mineraldünger wie Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL) (7 %),

Harnstoff (3 %) und Diammonphosphat (DAP) (1 %) in den untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetrieben bzw. im LVFZ Almesbach zur Rapserzeugung ist derzeit gering.

Im Folgenden werden anhand von Daten zum Rapsertrag und der N-Düngung in den 15 untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetrieben erste regionalspezifische THG-Minderungsstrategien für die Rapserzeugung abgeleitet. Tabelle 73 gibt einen Überblick zur einzelbetrieblichen N-Abfuhr (Rapsertrag nach Düngeverordnung [64]), N-Zufuhr (N-Düngung mit Mineral- und Wirtschaftsdünger) sowie N-Effizienz. Mithilfe der N-Effizienz kann eine Aussage über die Ertragswirksamkeit des gedüngten Stickstoffs getroffen werden.

Tabelle 73: Einzelbetriebliche N-Abfuhr, N-Zufuhr sowie N-Effizienz (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015)

	N-Abfuhr* in kg ha ⁻¹	N-Zufuhr in kg ha ⁻¹	Wirtschafts- dünger in %	N-Zufuhr durch Mineraldünger in %	N-Effizienz in %
Boden-Klima-Raum A					
Betrieb 1	137	237	0	51 (NPK), 49 (ASS)	58
Betrieb 2	145	233	0	61 (ASS), 39 (AHL)	62
Betrieb 3	130	291	64	36 (ASS)	45
Betrieb 4	140	240	0	79 (ASS), 11 (KAS), 5 (Harnstoff), 4 (NPK)	58
Betrieb 5	137	205	0	59 (ASS), 41 (NPK)	67
Boden-Klima-Raum B					
Betrieb 1	137	250	28	72 (NPK)	55
Betrieb 2	142	214	4	47 (NPK), 36 (KAS), 13 (AHL)	66
Betrieb 3	164	292	34	51 (ASS), 11 (AHL), 4 (NPK)	56
Betrieb 4	157	239	15	66 (Harnstoff-AS), 14 (ASS), 5 (AHL)	66
Betrieb 5	149	234	10	57 (ASS), 31 (KAS), 2 (Harnstoff)	64
Boden-Klima-Raum C					
Betrieb 1	138	294	45	29 (ASS), 27 (KAS)	47
Betrieb 2	156	297	26	42 (ASS), 19 (Harnstoff), 8 (KAS), 4 (Harnstoff-AS), 2 (AHL)	53
Betrieb 3	108	266	46	21 (ASS), 21 (KAS), 12 (NPK)	40
Betrieb 4	124	236	37	34 (KAS), 29 (ASS)	53
Betrieb 5	132	272	42	22 (Harnstoff-AS), 17 (ASS), 11 (NPK), 8 (AHL)	49
LVFZ Almesbach	137	228	19	44 (ASS), 28 (KAS), 10 (DAP)	60

*3,35 kg N dt⁻¹ Frischmasse (91 % TS in der Frischmasse) [64]

Abbildung 72 zeigt, dass zwischen der N-Effizienz und dem Anteil von Wirtschaftsdünger an der N-Düngung ein deutlicher (linearer) Zusammenhang besteht ($R^2 = 0,72$). Demnach sinkt die N-Effizienz mit steigendem Anteil von Wirtschaftsdünger an der N-Düngung. Abbildung 72 zeigt zudem, dass alle Betriebe im Boden-Klima-Raum B und C anteilig Wirtschaftsdünger zur N-Rapsdüngung verwenden. Allerdings sind die Anteile in den Betrieben des Boden-Klima-Raumes C (26 bis 46 %) aufgrund der regionaltypisch stärkeren Viehhaltung tendenziell höher als in den Betrieben im Boden-Klima-Raum B (4 bis 34 %). Die fünf Betriebe im Boden-Klima-Raum A befinden sich in der Münchner Schotterebene, einer Region, die zunehmend von reinen Ackerbaubetrieben dominiert wird. Folglich wird für die Rapsdüngung, mit Ausnahme eines Betriebes, ausschließlich Mineraldünger verwendet. Unabhängig vom Anteil der Wirtschaftsdünger an der N-Düngung wird deutlich, dass bei einigen der untersuchten Betriebe, vor allem bei den Betrieben unterhalb der Trendlinie zum Teil noch erheblicher Optimierungsbedarf hinsichtlich der N-Effizienz in der Rapserzeugung besteht.

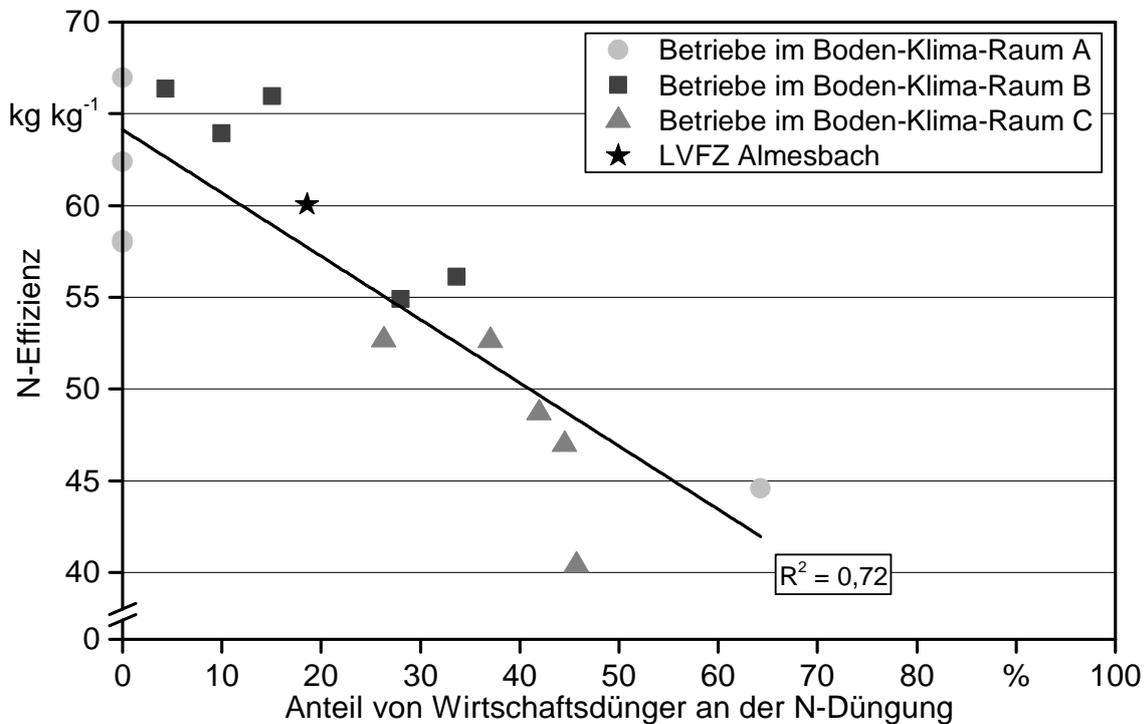


Abbildung 72: Einzelbetriebliche N-Effizienz der Rapserzeugung in Abhängigkeit des Anteils von Wirtschaftsdünger an der N-Düngung gegliedert nach Boden-Klima-Räumen (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015)

Abbildung 73 zeigt, dass mit steigender N-Effizienz die N₂O-Feldemissionen vermindert werden können. Dieser direkte Zusammenhang ist mit der gewählten Methode zur Berechnung der N₂O-Feldemissionen zu begründen (siehe Kapitel 7.1.4). Ein Methodenvergleich zwischen dem hier verwendeten IPCC Ansatz und regionalspezifischen N₂O-Emissionsfaktoren nach STEHFEST und BOUWMAN (2006) [387] wird in Kapitel 7.3.2 aufgezeigt. Wie Abbildung 73 weiterhin verdeutlicht, ist die N-Effizienz für die Entwicklung

von THG-Minderungsstrategien in der Rapserzeugung nur bedingt aussagekräftig. Letztlich sind auch die verwendeten Mineraldünger mit ihren unterschiedlichen "THG-Rucksäcken" aus der Bereitstellung (siehe Kapitel 7.2.4.1) entscheidend für die Gesamthöhe der THG-Emissionen in der Rapserzeugung.

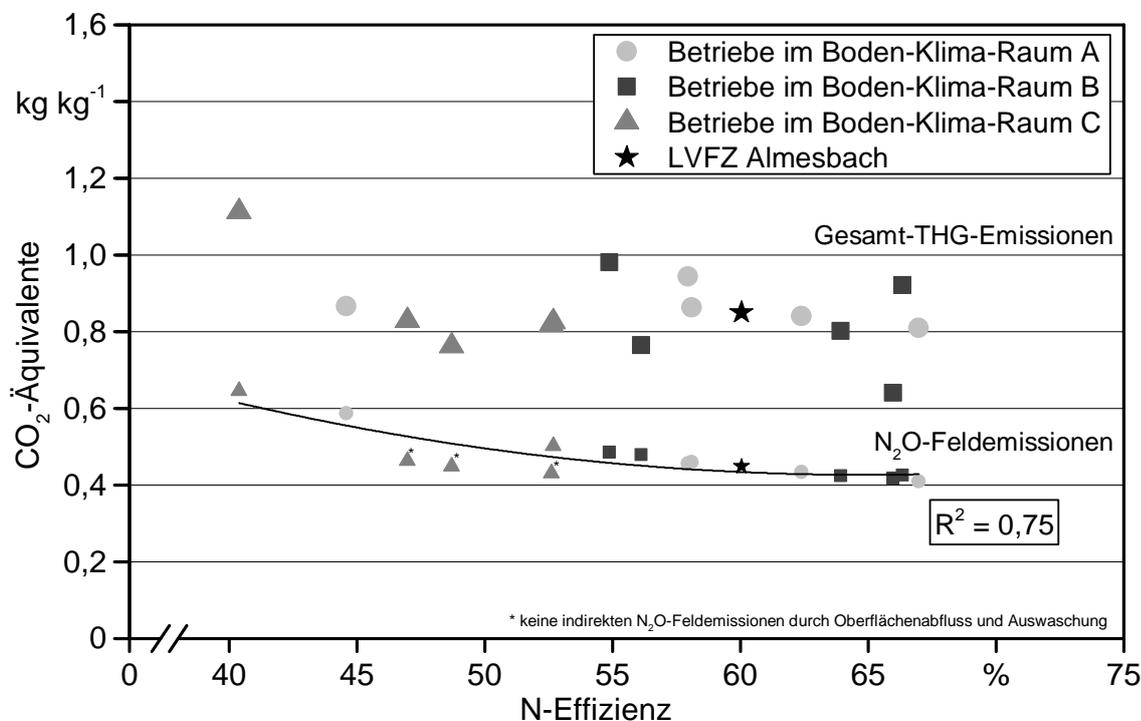


Abbildung 73: Einzelbetriebliche THG-Emissionen der Rapserzeugung als CO₂-Äquivalente in Abhängigkeit der N-Effizienz gegliedert nach Boden-Klima-Räumen (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015)

Die vier Ackerbaubetriebe im Boden-Klima-Raum A verwenden eine vergleichbare Zusammensetzung der Mineraldüngung. Hierbei nimmt Ammonsulfatsalpeter (ASS) mit einem Anteil von 49 bis 79 % eine dominierende Rolle bei N-Rapsdüngung ein (Tabelle 73). Wie bereits beschrieben, wirkt sich der Einsatz von ASS aufgrund seiner vergleichsweise geringen THG-Belastung aus der Bereitstellung grundsätzlich positiv auf die THG-Bilanz aus. Allerdings kommt der Versorgung der Böden mit P und K in Ackerbaubetrieben aufgrund ihrer offenen Nährstoffkreisläufe eine besondere Bedeutung zu. In den vier untersuchten Ackerbaubetrieben werden dazu NPK-Dünger bzw. PK-Dünger verwendet.

Hinsichtlich der THG-Emissionen in Tabelle 72 zeigen sich trotzdem deutliche Unterschiede zwischen den vier untersuchten Ackerbaubetrieben (0,810 bis 0,943 kg kg⁻¹). Der Grund hierfür ist die unterschiedliche N-Effizienz in den Betrieben (Tabelle 73). In deren Steigerung liegen demnach die größten THG-Minderungspotenziale für die Ackerbaubetriebe in der zum Boden-Klima-Raum A gehörenden Münchner Schotterebene.

Basierend auf den bisherigen Ergebnissen zur THG-Bilanz der Rapserzeugung kann für die Münchner Schotterebene sowohl aus ackerbaulicher als auch aus klimarelevanter Sicht das Düngungsmanagement von Betrieb 5 empfohlen werden. Hierbei konnte im Mittel der Erntejahre 2013 bis 2015 mit einer N-Zufuhr von 205 kg ha^{-1} bestehend aus 59 % ASS und 41 % NPK eine N-Abfuhr von 137 kg ha^{-1} (entspricht einem Rapsertrag von 41 dt ha^{-1}) erzielt werden. Als N-Düngung im Herbst werden dabei standardmäßig rund 20 kg ha^{-1} ausgebracht.

Der Einsatz von Wirtschaftsdünger zur Rapsdüngung kann sowohl aus ökonomischer als auch aus ökologischer Sicht sinnvoll sein. Die Gründe hierfür sind vielfältig und reichen von Kosteneinsparungen für Mineraldünger bis zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit. Voraussetzung für einen kostensparenden und umweltschonenden Einsatz von Wirtschaftsdünger ist deren gezielte, das heißt bedarfsorientierte und verlustarme Ausbringung.

Im Mittel der Erntejahre 2013 bis 2015 wurden in drei Viertel der untersuchten Betriebe Gülle oder Gärrest zur Rapsdüngung eingesetzt. Der Anteil bezogen auf die Gesamt-N-Düngung variiert dabei zwischen den Betrieben mit 4 bis 64 % sehr stark (Tabelle 73). Das entspricht einer N-Menge von 9 bis 187 kg ha^{-1} (ohne Abzug von Ausbringungsverlusten). Die Ausbringung erfolgt in der Regel (elf von zwölf Betrieben) vor der Aussaat. Dazu werden in drei Betrieben Systemtraktoren (Selbstfahrer mit Gülleaufbau) mit angebauten Gülleinjektoren bzw. Güllegrubber eingesetzt, wodurch die gasförmigen N-Verluste in Form von Ammoniak deutlich reduziert werden können. In den restlichen acht Betrieben wird die Gülle bzw. der Gärrest durch Pumptankwagen (PTW) mittels Breit- oder Exaktverteiler ausgebracht und anschließend durch einen zusätzlichen Arbeitsgang in den Boden eingearbeitet. In einem Betrieb im BKR C erfolgt die Güllegabe im Nachauflauf. Im Betrieb 3 der BKR A wird im Herbst, zusätzlich zur Düngung vor der Aussaat, zudem noch eine weitere Güllegabe im Nachauflauf ausgebracht. Eine Ausbringung von Gülle im Frühjahr ist in den untersuchten Betrieben bisher die Ausnahme (Betrieb 3 in BKR A sowie Betrieb 1 und z. T. Betrieb 5 in BKR C). Jedoch ist mit Blick auf die geplante Novelle der Düngeverordnung [61] hierzu anzumerken, dass eine N-Düngung im Herbst zukünftig stark eingeschränkt wird, da eine N-Düngung grundsätzlich nur nach Bedarf durchgeführt werden darf. Zudem soll die Höchstmenge auf 60 kg ha^{-1} Gesamt-N und 30 kg ha^{-1} Ammonium-N abgesenkt und der Zeitraum der Herbstdüngung im Raps vermutlich um vier Wochen vom 31. Oktober auf den 1. Oktober deutlich verkürzt werden. Deshalb ist zu vermuten, dass sich eine Verlagerung der Gülledüngung vom Herbst ins Frühjahr vollziehen wird.

Die Ergebnisse der einzelbetrieblichen THG-Emissionen (Abbildung 73) zeigen, dass durch einen gezielten Einsatz von Wirtschaftsdünger die THG-Emissionen in der Rapserzeugung reduziert werden können (z. B. Betrieb 4 im BKR B). Allerdings besteht in anderen viehhaltenden Betrieben (z. B. Betrieb 1 im BKR B und Betrieb 3 im BKR C) noch erheblicher Optimierungsbedarf. Offenbar wird der Düngewert von Gülle oder Gärrest in einigen Betrieben unterschätzt und/oder mit zu hohen Sicherheitszuschlägen bei Ausbringungsmenge aufgrund der unvermeidlichen N-Verluste kalkuliert. Die Folgen sind eine geringe N-Effizienz und steigende N_2O -Feldemissionen. Um beim Einsatz von Wirt-

schaftsdünger in der Rapserzeugung optimale THG-Bilanzen zu erreichen, müssen jedoch nicht nur der Ausbringungszeitpunkt und die -technik sowie die ausgebrachte N-Gesamtmenge und die N-Zusammensetzung im Wirtschaftsdünger berücksichtigt werden, sondern auch passende Mineraldünger verwendet werden. Hierbei ist anzumerken, dass in einigen Betrieben zusätzlich zur organischen Düngung auch noch mineralische Volldünger (z. B. NPK-Dünger) verwendet werden (Tabelle 74). Diese Maßnahme sollte jedoch nicht standardmäßig, sondern nur nach tatsächlichem Nährstoffbedarf erfolgen. Der Grund ist, wie bereits erwähnt, dass die THG-Bilanz der Mineraldünger auf Basis der Summe aus den Nährstoffgehalten von N, P₂O₅ und K₂O erfolgt.

Tabelle 74: Regionale Verwendung von N-Mineraldünger in der Rapserzeugung bezogen auf die eingesetzte N-Menge

	N-Mineraldünger in %		
	Boden-Klima-Raum A	Boden-Klima-Raum B	Boden-Klima-Raum C
Ammonsulfatsalpeter	69	32	46
NPK-Dünger	16	29	7
Kalkammonsalpeter	3	15	31
Harnstoff-Ammonsulfat	0	16	7
Weitere	12	8	10

Basierend auf den bisherigen Ergebnissen zur THG-Bilanz der Rapserzeugung kann für den Boden-Klima-Raum B sowohl aus ackerbaulicher als auch aus klimarelevanter Sicht das Düngungsmanagement von Betrieb 4 empfohlen werden. Hierbei konnte im Mittel der Erntejahre 2013 bis 2015 eine N-Abfuhr von 157 kg ha⁻¹ (entspricht einem Rapsertrag von 47 dt ha⁻¹) mit einer N-Zufuhr von 239 kg ha⁻¹ erzielt werden. Standardmäßig wird dabei Gärrest vor der Aussaat durch einen Pumptankwagen (PTW) mittels Exaktverteiler auf den Stoppeln der Vorfrucht ausgebracht und anschließend durch einen zusätzlichen Arbeitsgang (Tiefgrubber) in den Boden eingearbeitet. Der Gärrest stammt aus einer nahegelegenen Gemeinschaftsbiogasanlage in der u. a. betriebseigene Wirtschaftsdünger und Energiepflanzen vergärt werden. Als weitere Maßnahme zur Erhöhung der N-Effizienz wird dem Gärrest vor der Ausbringung ein Nitrifikationshemmstoff zugegeben. Hierdurch kann ein Ammonium-Düngerdepot aufgebaut und eine Verringerung der Nitrat-Verlagerung erreicht werden. Die Frühjahrsdüngung erfolgt, aufgeteilt auf zwei Gaben, mit schwefelhaltigem N-Mineraldünger. Hierbei wird überwiegend Harnstoff-AS (66 %) oder alternativ ASS (14 %) verwendet. Bei hoher Ertragsersparung (z. B. im Erntejahr 2014) wurde im Knospenstadium kurz vor der Blüte und zusammen mit einer Pflanzenschutzbehandlung noch eine zusätzlich N-Spätdüngung mit AHL (5 %) durchgeführt.

Eine generelle Empfehlung für ein Düngungsmanagement im Boden-Klima-Raum C ist aufgrund der Heterogenität der natürlichen Standortbedingungen (vor allem Bodenarten bzw. Ackerzahlen, Jahresniederschlagsmenge und dem daraus resultierenden Ertragspotenzial) schwierig. Aufgrund der regionaltypisch starken Viehhaltung im Boden-Klima-Raum C und den damit verbundenen hohen Anteilen von Wirtschaftsdünger an der N-Düngung ist jedoch betriebsübergreifend eine vergleichsweise geringe N-Effizienz festzustellen (40 bis 53 %). Zum Teil steigen die einzelbetrieblichen N-Zufuhren übermäßig an, ohne eine entsprechende Ertragswirksamkeit zu erzielen (Tabelle 73). Ein generelles THG-Minderungspotenzial für den Boden-Klima-Raum C liegt demnach besonders in der bedarfsorientierten und verlustarmen Ausbringung der Wirtschaftsdünger. Zudem ist hinsichtlich der N-Mineraldüngung festzustellen, dass der Anteil von Kalkammonsalpeter (KAS) bezogen auf die eingesetzte Mineral-N-Menge im Boden-Klima-Raum C mit 31 % deutlich höher ist als im Boden-Klima-Raum A (3 %) bzw. Boden-Klima-Raum B (15 %) (Tabelle 74). Die Böden im Boden-Klima-Raum C weisen zum Teil sehr niedrige pH-Werte <5,5 auf. Im Vergleich zu anderen N-Mineraldüngern wird die Kalkzehrung im Boden durch den Einsatz von Kalkammonsalpeter deutlich vermindert. Aus Sicht der THG-Bilanz wirkt sich Kalkammonsalpeter aufgrund seines vergleichsweise hohen Anteils an Nitrat-N dagegen eher nachteilig aus.

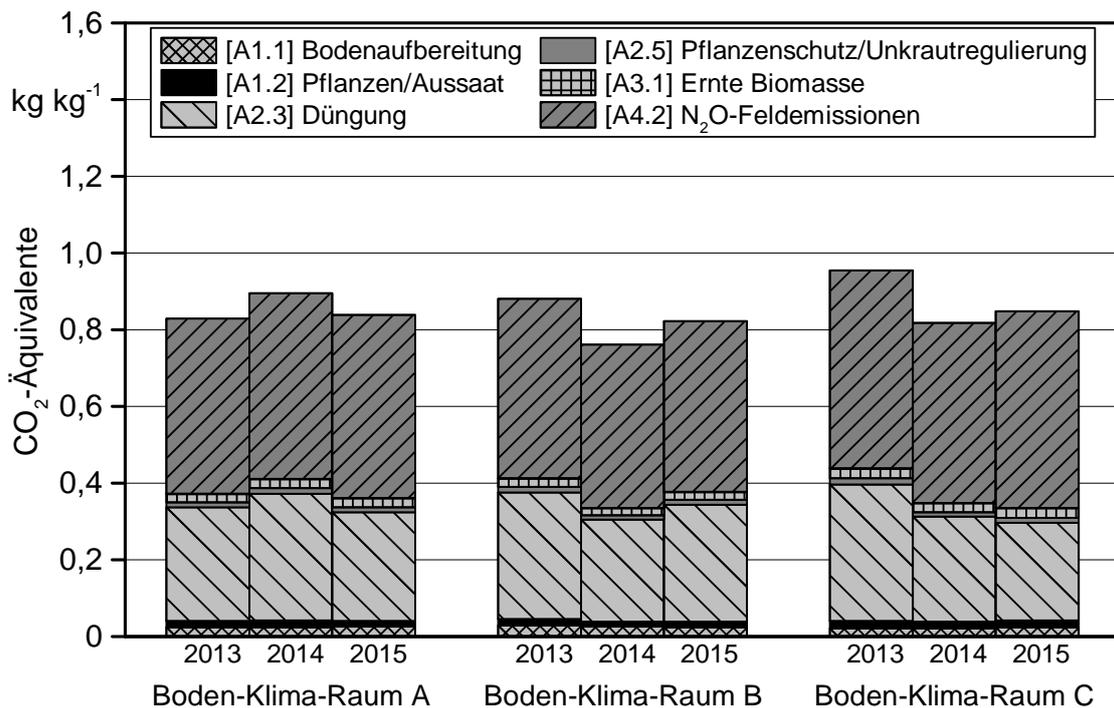


Abbildung 74: Regionale THG-Emissionen der Raps-erzeugung als CO₂-Äquivalente gegliedert nach Boden-Klima-Räumen (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015 von je fünf Betrieben)

Die regionale Betrachtung der THG-Emissionen in Abbildung 74 zeigt, dass die untersuchten Betriebe im Boden-Klima-Raum C trotz der beschriebenen Nachteile bezüglich

natürlicher Standortbedingungen und Betriebsstruktur vergleichbare THG-Bilanzen für die Rapserzeugung erreichen können. Einzig im Erntejahr 2013 waren die THG-Emissionen mit $0,954 \text{ kg kg}^{-1}$ aufgrund der vergleichsweise geringen Rapserträge von $37,3 \text{ dt ha}^{-1}$ gegenüber dem Boden-Klima-Raum A ($0,829 \text{ kg kg}^{-1}$ bzw. $42,7 \text{ dt ha}^{-1}$) und Boden-Klima-Raum B ($0,880 \text{ kg kg}^{-1}$ bzw. $41,0 \text{ dt ha}^{-1}$) deutlich erhöht. Insgesamt zeigen sich für die THG-Emissionen deutliche Jahreseffekte zwischen den untersuchten Boden-Klima-Räumen. Die Jahreseffekte sind hauptsächlich auf die Höhe der Rapserträge zurückzuführen. Demnach lagen die mittleren regionalen FM-Erträge im Erntejahr 2014 bei $39,7 \text{ dt ha}^{-1}$ im BKR A, $48,7 \text{ dt ha}^{-1}$ im BKR B und $41,0 \text{ dt ha}^{-1}$ im BKR C und im Erntejahr 2015 bei $40,8 \text{ dt ha}^{-1}$ im BKR A, $44,6 \text{ dt ha}^{-1}$ im BKR B und $39,9 \text{ dt ha}^{-1}$ im BKR C. Entsprechend dazu rangieren sich auch die mittleren regionalen THG-Emissionen in den Erntejahren 2014 und 2015 (Tabelle 75).

Tabelle 75: Regionale THG-Emissionen der Rapserzeugung als CO₂-Äquivalente sowie relativer Anteil der bilanzierten Prozesse

Erntejahr	Anzahl Betriebe	CO ₂ -Äquivalente in kg kg ⁻¹	Anteil der bilanzierten Prozesse in %					
			[A1.1]	[A1.2]	[A2.3]	[A2.5]	[A3.1]	[A4.2]
Boden-Klima-Raum A								
2013	n = 5	0,829	3,0	1,9	35,7	1,5	2,7	55,0
2014	n = 4	0,896	2,7	2,0	36,9	1,6	2,8	54,1
2015	n = 4	0,838	3,0	1,9	33,7	1,7	2,9	56,9
2013 - 2015		0,854	2,9	1,9	35,5	1,6	2,8	55,3
Boden-Klima-Raum B								
2013	n = 5	0,880	3,4	1,7	37,6	1,5	2,6	53,1
2014	n = 5	0,762	3,3	1,8	34,9	1,4	2,5	56,0
2015	n = 5	0,823	3,0	1,7	37,1	1,5	2,6	54,2
2013 - 2015		0,822	3,2	1,7	36,5	1,5	2,6	54,5
Boden-Klima-Raum C								
2013	n = 5	0,954	2,2	2,0	37,4	1,7	2,7	54,0
2014	n = 4	0,818	2,6	2,1	33,4	1,6	2,9	57,4
2015	n = 5	0,848	2,8	2,2	30,1	1,6	2,9	60,5
2013 - 2015		0,873	2,5	2,1	33,6	1,6	2,8	57,3
Gesamt		0,850	2,9	1,9	35,2	1,6	2,7	55,7

Im Mittel der Erntejahre 2013 bis 2015 zeigen die Betriebe im Boden-Klima-Raum B mit $0,822 \text{ kg CO}_2$ -Äquivalenten die geringsten THG-Emissionen je kg Rapssaate, gefolgt von den Betrieben im Boden-Klima-Raum A ($0,854 \text{ kg kg}^{-1}$) und C ($0,873 \text{ kg kg}^{-1}$) (Tabelle 75). Der Mittelwert der Erntejahre 2013 bis 2015 und der untersuchten Boden-Klima-

Räume beträgt 0,850 kg CO₂-Äquivalente je Kilogramm erzeugter Rapssaat (Tabelle 75).

7.2.1.2 Ökonomische Wirkungen

Die Ergebnisse der Kostenermittlung der Rapserzeugung werden für die Einzelprozesse [A1.1] Bodenaufbereitung, [A1.2] Pflanzen/Aussaat, [A2.3] Düngung, [A2.5] Pflanzenschutz und [A3.1] Ernte Biomasse dargestellt.

Der überwiegende Teil der Kosten resultiert aus der Düngung. Demnach stammen im Mittel über alle 16 untersuchten Praxisbetriebe 34,8 % der Kosten aus der Düngung (durchschnittlich 0,090 € kg⁻¹ Rapssaat). Einen Anteil von 20,5 % der Kosten macht der Pflanzenschutz aus (durchschnittlich 0,053 € kg⁻¹ Rapssaat). Damit werden für die Düngung und den Pflanzenschutz mehr als die Hälfte der Kosten für die Rapserzeugung benötigt (vgl. Abbildung 75).

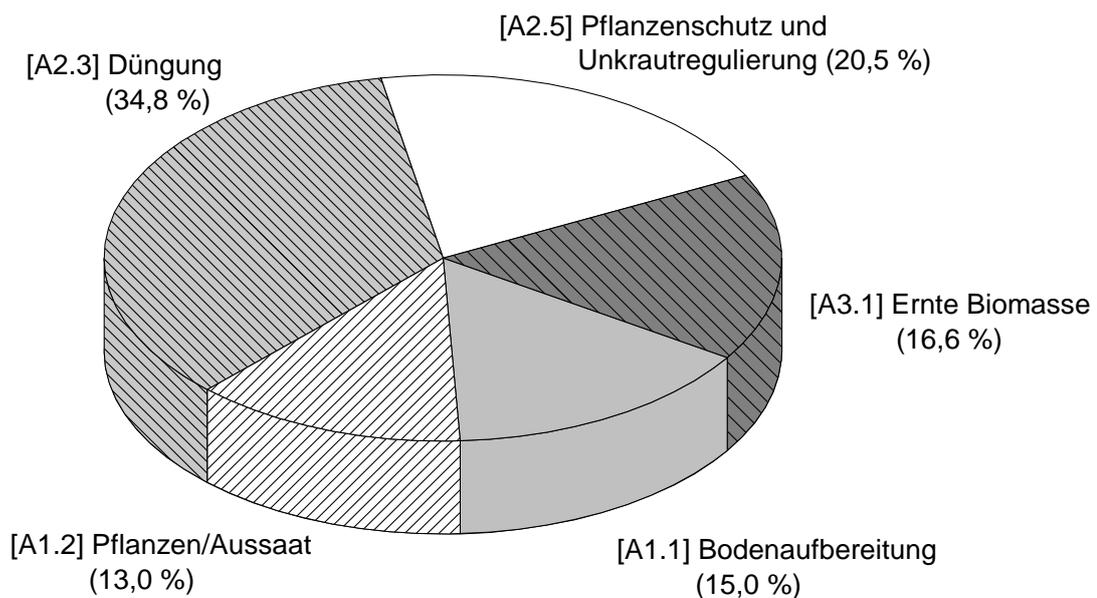


Abbildung 75: Relative Anteile der Kosten der Rapserzeugung der 15 landwirtschaftlichen Praxisbetriebe sowie dem LVFZ Almesbach

In Abbildung 76 sind die einzelbetrieblichen Kosten für die Rapserzeugung in den 15 untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetrieben gegliedert nach Boden-Klima-Räumen (BKR) sowie im LVFZ Almesbach dargestellt. Hierbei zeigen sich keine deutlichen Unterschiede zwischen den drei bayerischen BKR. Innerhalb der Regionen sind jedoch einzelbetriebliche Unterschiede deutlich zu erkennen. Die Unterschiede ergeben sich insbesondere durch die Kosten der Bodenaufbereitung (z. B. Pflugeinsatz), der Düngung

(Dünger- bzw. Nährstoffmenge, Einsatz von Wirtschaftsdünger), dem Pflanzenschutz (Menge an Pflanzenschutzmitteln) sowie das Ertragsniveau.

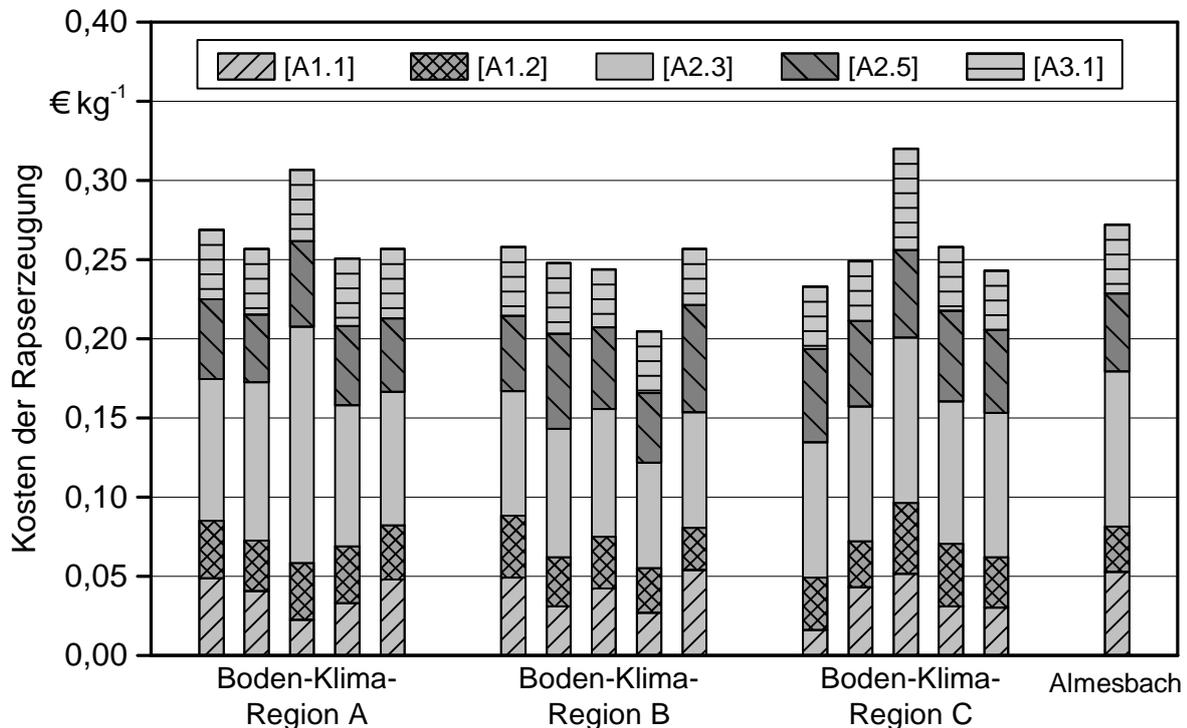


Abbildung 76: Einzelbetriebliche Kosten der Rapserzeugung der 15 untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetriebe sowie des LVFZ Almesbach gegliedert nach Boden-Klima-Räumen (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015)

Die fünf untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetriebe in der BKR A (Tertiär-Hügelland Donau-Süd) weisen mit mittleren Kosten von $0,268 \text{ € kg}^{-1}$ Rapssaar die höchsten Kosten der Rapserzeugung auf (vgl. Tabelle 76). Die Streuung der Kosten beträgt in dieser BKR $0,056 \text{ € kg}^{-1}$ Rapssaar. Deutlich stechen die hohen Kosten für den Prozess der Düngung in einem Betrieb der BKR A heraus ($0,149 \text{ € kg}^{-1}$ Rapssaar). Vor allem aufgrund eines hohen Einsatz von Wirtschaftsdünger (120 m^3 Gülle ha^{-1}) entstanden hier hohe Ausbringkosten. Zusätzlich wurde mineralisch gedüngt.

Die fünf untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetriebe in der BKR B (Albflächen und Ostbayerisches Hügelland) weisen im Mittel die geringsten Kosten auf ($0,242 \text{ € kg}^{-1}$ Rapssaar), bei einer Streuung von $0,052 \text{ € kg}^{-1}$ Rapssaar.

Die mittleren Kosten der fünf untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetriebe in der BKR C (Verwitterungslagen in den Übergangslagen) sind mit $0,243 \text{ € kg}^{-1}$ Rapssaar fast identisch zu BKR B. Allerdings beträgt die Streuung hier $0,087 \text{ € kg}^{-1}$ Rapssaar. Grund hierfür sind die hohen Kosten eines Betriebes des BKR C ($0,320 \text{ € kg}^{-1}$ Rapssaar) aufgrund geringer Rapserträge über alle drei Betrachtungsjahre (durchschnittlich 32 dt ha^{-1}).

Hohe Kosten bei der Bodenaufbereitung [A1.1] ergeben sich überwiegend bei Betrieben mit Pflugeinsatz. Über alle untersuchten Praxisbetriebe variieren die Kosten für die Bodenaufbereitung zwischen 0,016 und 0,054 € kg⁻¹ Rapssaat und liegen im Mittel bei 0,039 € kg⁻¹ Rapssaat auf.

Tabelle 76: Regionale und einzelbetriebliche Kosten der Rapserzeugung sowie ihre relative Verteilung auf die bilanzierten Prozesse (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015)

	Kosten in € kg ⁻¹	Relativer Anteil der Prozesse an den Kosten in %				
		[A1.1]	[A1.2]	[A2.3]	[A2.5]	[A3.1]
Boden-Klima-Raum A	0,268	14,6	13,1	37,8	18,2	16,3
Betrieb 1	0,269	18,1	13,5	33,3	18,8	16,3
Betrieb 2	0,257	15,9	12,3	38,9	16,7	16,2
Betrieb 3	0,307	7,3	11,8	48,5	17,6	14,8
Betrieb 4	0,251	13,2	14,2	35,6	19,9	17,1
Betrieb 5	0,257	18,6	13,4	32,8	18,1	17,1
Boden-Klima-Raum B	0,242	16,7	13,0	31,4	22,3	16,6
Betrieb 1	0,258	19,1	15,2	30,4	18,4	16,9
Betrieb 2	0,248	12,5	12,6	32,7	24,1	18,1
Betrieb 3	0,244	17,4	13,3	33,1	21,2	15,0
Betrieb 4	0,205	13,2	13,7	32,5	21,4	19,2
Betrieb 5	0,257	21,1	10,2	28,5	26,4	13,8
Boden-Klima-Raum C	0,261	13,0	13,5	35,0	21,5	17,0
Betrieb 1	0,233	6,9	14,2	36,7	25,3	16,9
Betrieb 2	0,249	17,4	11,6	34,1	21,7	15,2
Betrieb 3	0,320	16,1	14,0	32,6	17,3	20,0
Betrieb 4	0,258	11,8	14,9	34,2	21,7	17,4
Betrieb 5	0,243	12,5	13,1	37,4	21,7	15,3
Almesbach	0,272	19,4	10,6	35,9	18,1	16,0

In Abbildung 77 sind die mittleren Unternehmergewinne (2013 bis 2015) der Rapserzeugung der 15 untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetrieben gegliedert nach Boden-Klima-Räume (BKR) sowie des LVFZ Almesbach dargestellt. Die Unternehmergewinne waren durchwegs positiv. Sie bewegten sich in einem Bereich zwischen 0,014 und 0,148 € kg⁻¹ Rapssaat (Mittelwert 0,086 € kg⁻¹). Ohne Berücksichtigung der Direktzahlungen (Betriebsprämie); hätten jedoch mehrere Betriebe kein positives Ergebnis errei-

chen können. Die Direktzahlungen sind in diesen Fällen höher als die Unternehmerrgewinne.

Die Unternehmerrgewinne zwischen den Boden-Klima-Räumen unterscheiden sich insbesondere aufgrund der unterschiedlichen Erlöse für die Rapssaat. In der BKR A erreichten die Praxisbetriebe im Mittel einen Unternehmerrgewinn von $0,055 \text{ € kg}^{-1}$ Rapssaat (durchschnittlicher Erlös: $35,75 \text{ € dt}^{-1}$ Rapssaat), in der BKR B $0,111 \text{ € kg}^{-1}$ Rapssaat (durchschnittlicher Erlös: $38,00 \text{ € dt}^{-1}$ Rapssaat) und in der BKR C $0,096 \text{ € kg}^{-1}$ Rapssaat (durchschnittlicher Erlös: $38,19 \text{ € dt}^{-1}$ Rapssaat). Die Unternehmerrgewinne innerhalb der Boden-Klima-Räume unterscheiden sich aufgrund unterschiedlicher Kosten im Anbau (vgl. Tabelle 76) sowie unterschiedlicher Erntemengen.

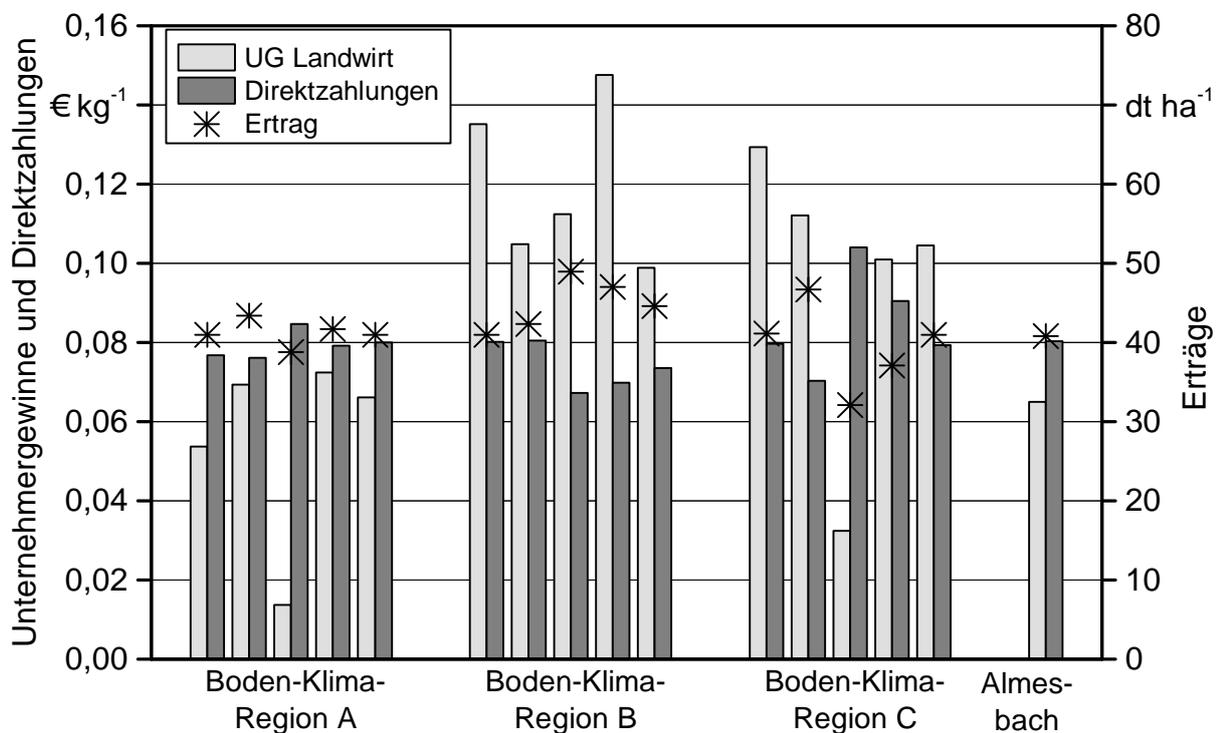


Abbildung 77: Unternehmerrgewinne, Direktzahlungen sowie Erträge der Rapserzeugung der 15 untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetriebe sowie des LVFZ Almesbach gegliedert nach Boden-Klima-Räumen (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015)

7.2.2 Ökologische und ökonomische Wirkungen der dezentralen Rapsölkräftstoffproduktion

7.2.2.1 Ökologische Wirkungen

In Anlehnung an die Richtlinie 2009/28/EG (RED) [142] wurden die THG-Emissionen der dezentralen Rapsölkräftstoffproduktion Anbau, Transport und Verarbeitung entsprechend dem Schema der Systemdarstellung (vgl. Abbildung 58) separat ausgewertet. Die Auswertung der THG-Emissionen für den Anbau erfolgte in Kapitel 7.2.1.

[T1] Transport der Rapssaat vom Feld/Hof zur Ölmühle

Die Ergebnisse der THG-Bilanz des Transports der Rapssaat vom Feld bzw. Hof bis zur Ölmühle sind für alle Betriebe der drei Boden-Klima-Räume und für das LVFZ Almesbach in Abbildung 78 dargestellt.

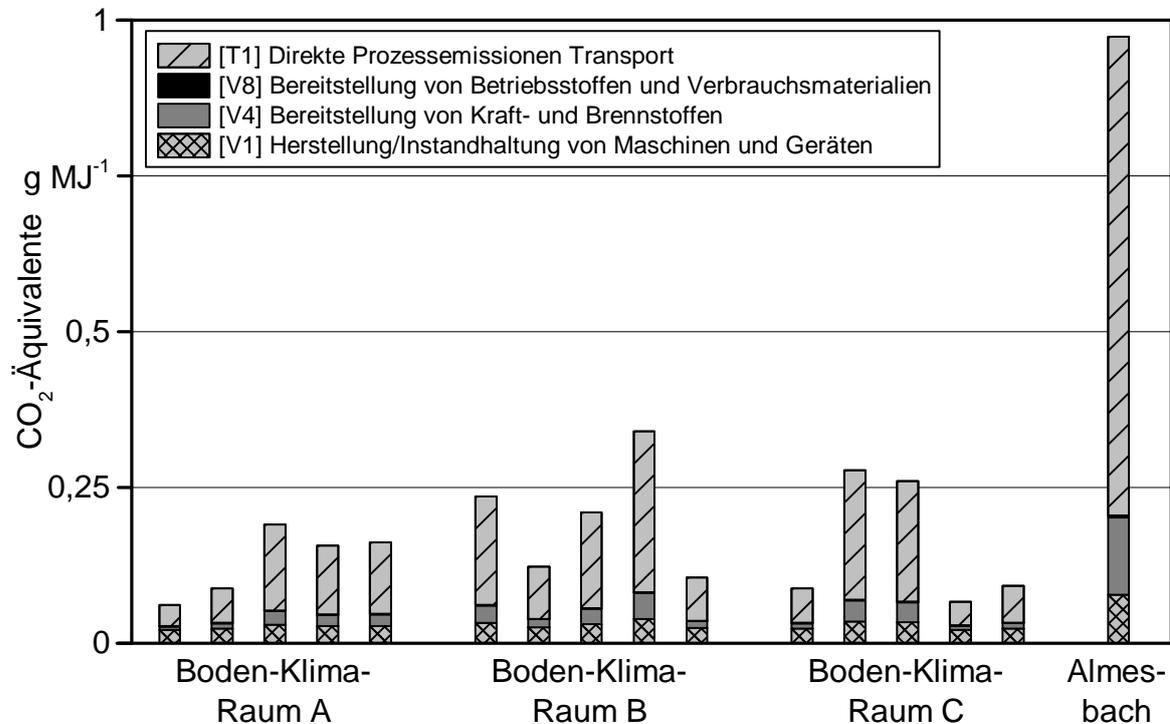


Abbildung 78: Einzelbetriebliche THG-Emissionen des Rapssaattransportes vom Hof zur Ölmühle als CO₂-Äquivalente (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015), gegliedert nach Boden-Klima-Räumen

Hier sind die THG-Emissionen als CO₂-Äq in g je MJ Rapsölkraftstoff als betriebsspezifische Mittelwerte für die Anbaujahre 2013, 2014 und 2015 aufgetragen. Die Ergebnisse variieren je nach Betrieb zwischen 0,062 g MJ⁻¹ für Betrieb 1 in Boden-Klima-Raum A und 0,973 g MJ⁻¹ für das LVFZ Almesbach. Da der Transport für alle landwirtschaftlichen Betriebe wie auch für das LVFZ Almesbach gleich modelliert wurde (vgl. Kapitel 7.1.9) sind die Unterschiede in den Ergebnissen der THG-Bilanz auf die unterschiedliche Transportmenge und die Transportentfernung zurückzuführen, wobei die Transportentfernung die übergeordnete Rolle einnimmt. So zeigt das LVFZ Almesbach mit der größten Transportentfernung von 110 km je Strecke mit Abstand auch die höchsten Emissionen. In Betrieb 1 in Boden-Klima-Raum A liegt die Transportentfernung mit nur 5 km analog zu den THG-Emissionen am niedrigsten (vgl. hierzu auch Tabelle 77). Dies verdeutlicht den Vorteil einer dezentralen Verarbeitung der Rapssaat, die sich durch in der Regel geringe Transportentfernungen von durchschnittlich 20 km pro Strecke auszeichnet [193].

Tabelle 77: Relative Verteilung der THG-Emissionen des Rapssaattransportes vom Hof zur Ölmühle als CO₂-Äquivalente (Mittelwerte der Erntejahre 2013 bis 2015), gegliedert nach Boden-Klima-Räumen sowie für das LVFZ Almesbach

	Entfernung (Hof - Ölmühle) in km	CO ₂ -Äquivalente in g MJ ⁻¹	Anteil an den THG-Emissionen in %			
			[V1]	[V4]	[V8]	[T1]
Ölmühle X in Boden-Klima-Raum A						
Betrieb 1	5	0,062	34,8	9,0	0,3	55,9
Betrieb 2	8	0,088	26,4	10,2	0,3	63,1
Betrieb 3	20	0,191	15,4	11,7	0,4	72,5
Betrieb 4	16	0,157	17,4	11,4	0,3	70,5
Betrieb 5	16	0,162	17,1	11,5	0,3	71,2
Ölmühle Y für Boden-Klima-Raum B						
Betrieb 1	25	0,236	13,7	11,9	0,4	74,0
Betrieb 2	12	0,123	20,7	11,0	0,3	68,1
Betrieb 3	22	0,210	14,7	11,8	0,4	73,2
Betrieb 4	37	0,340	11,4	12,3	0,4	76,0
Betrieb 5	10	0,106	23,0	10,6	0,3	65,9
Ölmühle Z Boden-Klima-Raum C						
Betrieb 1	8	0,088	26,4	10,2	0,3	63,1
Betrieb 2	30	0,278	12,5	12,1	0,4	75,0
Betrieb 3	28	0,260	13,0	12,0	0,4	74,6
Betrieb 4	11	0,066	32,9	9,3	0,3	57,5
Betrieb 5	17	0,092	25,4	10,3	0,3	64,0
Ölmühle Y						
Almesbach	110	0,973	8,0	12,7	0,4	78,9

[V1] Herstellung und Instandsetzung der Maschinen und Geräte

[V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen

[V8] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien

[T1] direkte Emissionen des Transportprozesses

Weiterhin geht aus Abbildung 78 sowie aus Tabelle 77 auch die Aufteilung der Emissionen auf die einzelnen Prozesse [V1], [V4], [V8] und [T1] hervor. Hier zeigen die direkten Prozessemissionen [T1] mit 0,035 - 0,768 g MJ⁻¹ bzw. 56 - 79 % den größten Anteil am Ergebnis der THG-Bilanz des Rapstransportes (Tabelle 77). Die Höhe der direkten Prozessemissionen hängt dabei von der eingesetzten Kraftstoffmenge ab, die wiederum auf die Transportentfernung zurückzuführen ist. Darüber hinaus werden die direkten Prozessemissionen maßgeblich durch die Art des Kraftstoffes (hier fossiler Diesel) bestimmt. Der Anteil der Bereitstellung des erforderlichen Kraftstoffs [V4] an den Gesamtemissionen variiert mit der Höhe des Verbrauchs (9 - 12,7 %), wie auch Abbildung 78 und Tabel-

le 77 insbesondere am Beispiel des LVFZ Almesbach zeigen. Insgesamt haben die kraftstoffbezogenen Emissionen [T1] und [V4] einen Anteil von durchschnittlich 80 %.

Der Prozess [V1] Herstellung und Instandsetzung der Maschinen hat mit Ausnahme des LVFZ Almesbach den zweitgrößten Anteil an den Gesamtemissionen (11,5 - 35 %). Die Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien [V8] haben mit 0,3 - 0,4 % nur einen geringen Anteil an den THG-Emissionen des Rapssaattransportes.

[B] Dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion

In Tabelle 78 sind die THG-Emissionen der Prozessgruppe [B] für die dezentrale Rapssaatverarbeitung zu Rapsölkraftstoff in den drei untersuchten Ölmühlen für die Verarbeitungsjahre 2013/2014 und 2014/2015 aufgeführt. Die THG-Emissionen als CO₂-Äq betragen im Mittel über die drei untersuchten Ölmühlen und die beiden Verarbeitungsjahre 2013/2014 sowie 2014/2015 1,34 g MJ⁻¹ mit einer Standardabweichung von 0,30 g MJ⁻¹. Weiterhin zeigt Tabelle 78 eine Aufteilung der einzelnen Vorleistungen, die für die dezentrale Rapssaatverarbeitung erforderlich sind. Hierbei umfasst [V1] die Herstellung und Instandsetzung der Maschinen und Geräte (z. B. Ölpresse), [V2] die Herstellung und Instandsetzung von Gebäuden, [V4] die Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen, [V5] die Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien sowie [V8] die Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien.

Tabelle 78: THG-Emissionen für die Prozessgruppe [B] Transformation - dezentrale Rapssaatverarbeitung zu Rapsölkraftstoff in den drei untersuchten Ölmühlen als CO₂-Äquivalente

Verarbeitungsjahr	Gesamt	CO ₂ -Äquivalente in g MJ ⁻¹				
		[V1]	[V2]	[V4]	[V5]	[V8]
Ölmühle X						
2013/2014	1,314	0,217	0,115	0,031	0,917	0,034
2014/2015	1,266	0,175	0,098	0,032	0,927	0,034
Ölmühle Y						
2013/2014	1,573	0,422	0,112	0,000	1,005	0,034
2014/2015	1,471	0,334	0,083	0,000	1,019	0,034
Ölmühle Z						
2013/2014	1,199	0,106	0,043	0,074	0,953	0,024
2014/2015	1,201	0,097	0,037	0,075	0,968	0,024

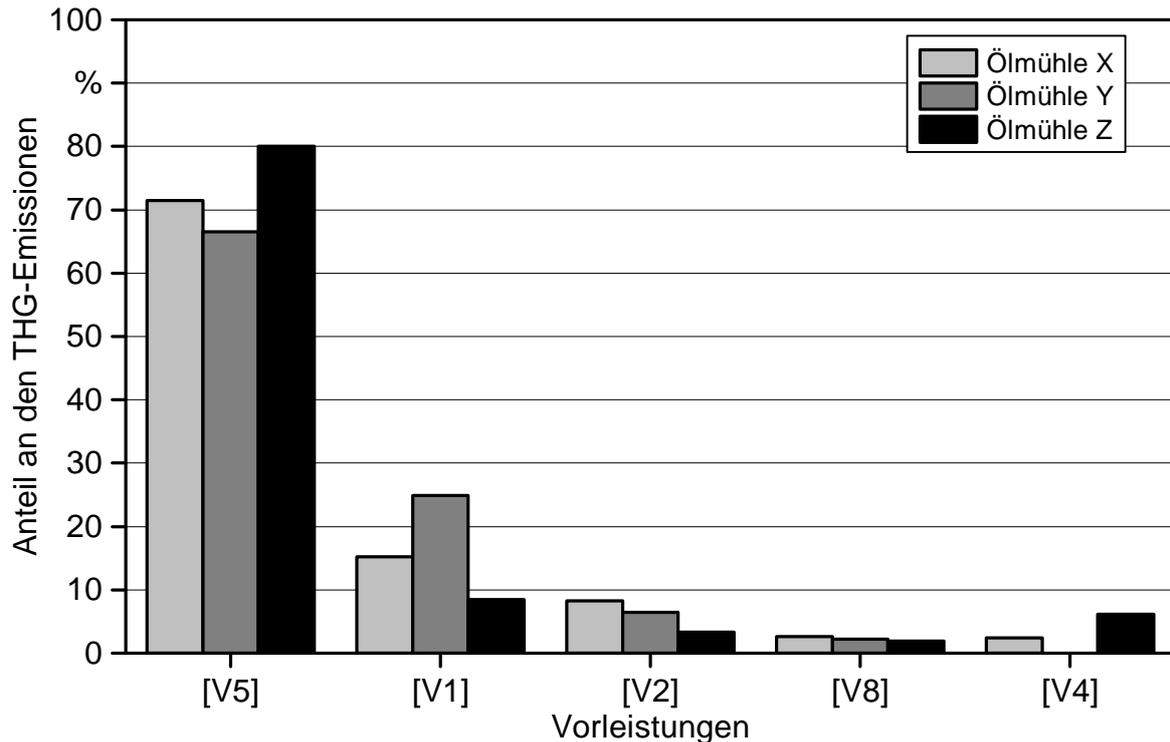
[V1] Herstellung und Instandsetzung der Maschinen und Geräte (z. B. Ölpresse)
 [V2] Herstellung und Instandsetzung von Gebäuden
 [V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen
 [V5] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien
 [V8] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien

Ein Vergleich der THG-Emissionen zwischen den Verarbeitungsjahren 2013/2014 und 2014/2015 zeigt für alle drei Ölmühlen eine Verbesserung der THG-Emissionen. Dabei fällt auf, dass die THG-Emissionen der verbrauchsgebundenen Vorleistungen [V4], [V5] und [V8] nahezu konstant geblieben sind, wohingegen die THG-Emissionen der Maschinen und Geräte [V1] sowie der Halle [V2] im Verarbeitungsjahr 2014/2015 geringer sind. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Vorleistungen [V1] und [V2] über ihre Nutzungsdauer abgeschrieben werden und die Auslastung bei allen drei Ölmühlen im Verarbeitungsjahr 2014/2015 höher war als im Jahr zuvor (siehe Tabelle 58). Damit stellt die Auslastung der Anlage - wie zu erwarten - eine Kenngröße zur Reduzierung der THG-Emissionen dar.

Die Ergebnis bestimmende Prozessgröße der THG-Bilanz für Prozessgruppe [B] stellt in allen drei Ölmühlen jedoch die Bereitstellung der erforderlichen Prozessenergie (Strom) [V5] mit einem CO₂-Äq von 0,917 – 1,019 g MJ⁻¹ dar. Dies wird auch in Abbildung 79 deutlich, in der die Anteile der einzelnen Vorleistungen am Gesamtergebnis der THG-Bilanz als Säule aufgetragen sind. Aus Abbildung 79 geht hervor, dass die Bereitstellung der erforderlichen Strommenge einen Anteil von 70 - 79 % an den Gesamtemissionen hat. Dabei hat die Pressung [B3.2] mit 39 - 42 kWh t⁻¹ Rapssaat den höchsten Strombedarf (64 - 76 % des Gesamtstrombedarfs). Weiterhin konnte beobachtet werden, dass der betriebsspezifische Prozessstrom in den Verarbeitungsjahren 2013/2014 und 2014/2015 in der jeweiligen Ölmühle nahezu konstant bleibt und bei 50 - 60 kWh t⁻¹ verarbeiteter Rapssaat liegt (siehe auch Tabelle 58).

Der Prozess [V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen ist auf den Heizölbedarf für die Trocknung [B2.3] zurückzuführen, die in Ölmühle Z am häufigsten und in Ölmühle Y gar nicht durchgeführt wurde. Bezogen auf die Gesamtemissionen spielt die Trocknung aufgrund des geringen Trocknungsanteils in allen drei Ölmühlen jedoch eine untergeordnete Rolle.

Die THG-Emissionen für Prozess [V2] Bau und Instandhaltung der Ölmühlengebäude liegen bei Ölmühle X mit 0,115 g MJ⁻¹ am höchsten und bei Ölmühle Z mit 0,037 g MJ⁻¹ am niedrigsten (siehe Tabelle 58 und Abbildung 80). Grund dafür ist eine Abschreibung der Emissionen über die Produktionsmenge der Anlage und damit die Berücksichtigung von Skaleneffekten. So können in Ölmühle X maximal 500 kg Rapssaat pro Stunde verarbeitet werden, während die Verarbeitungsmenge in Ölmühle Z bei 1.800 kg h⁻¹ liegt. Auch unter Berücksichtigung der jahresspezifischen Auslastung wurde in Ölmühle Z mit durchschnittlich 4.000 t a⁻¹ am meisten Rapssaat verarbeitet.



- [V5] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien
 [V1] Herstellung und Instandsetzung der Maschinen und Geräte (z. B. Ölpresse)
 [V2] Herstellung und Instandsetzung von Gebäuden
 [V8] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien
 [V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen

Abbildung 79: Relative Verteilung der THG-Emissionen der Rapssaatverarbeitung zu Rapsölkraftstoff in den drei untersuchten Ölmühlen

Die Vorleistung mit dem zweitgrößten Einfluss auf das Ergebnis der THG-Bilanz für die Prozessgruppe [B] ist jedoch die Bereitstellung und Instandsetzung der erforderlichen Maschinen und Aggregate [V1] mit durchschnittlich $0,196 \text{ g MJ}^{-1}$ bzw. 15 % für Ölmühle X und $0,378 \text{ g MJ}^{-1}$ bzw. 25 % für Ölmühle Y. Es zeigt sich, dass die THG-Emissionen der Ölmühle Y deutlich höher sind als in Ölmühle X und hier keine Skaleneffekte zum Tragen kommen, obwohl in der Ölmühle Y in beiden Verarbeitungsjahren deutlich mehr Rapssaat verarbeitet wurde als in der Ölmühle X. Der Vergleich zwischen Ölmühle X und Z zeigt für den Prozess [V1] dagegen erkennbare Skaleneffekte auf. Grund dafür ist der Unterschied in der Anlagenkonzeption. In Ölmühle Y sind nahezu alle Lagerungsvorrichtungen aus Edelstahl zu Betriebsbeginn neu gebaut worden.

Abbildung 80, in der die THG-Emissionen der Bauvorleistungen [V1] auf die einzelnen Verarbeitungsprozesse in Ölmühle Y aufgeteilt dargestellt sind, zeigt den hohen Anteil der Lagerung. Der Bau und die Instandhaltung der Lagerungseinrichtung nehmen 95,4 % der Gesamtemissionen der Vorleistung [V1] in Ölmühle Y ein. Die eigentlichen Verarbeitungsgeräte wie die Reinigung, die Pressung und die Filterung haben mit 4,6 % nur einen geringen Anteil. Damit wird deutlich, dass auch die Anlagenkonzeption einen Einfluss auf die Ergebnisse der THG-Bilanz hat.

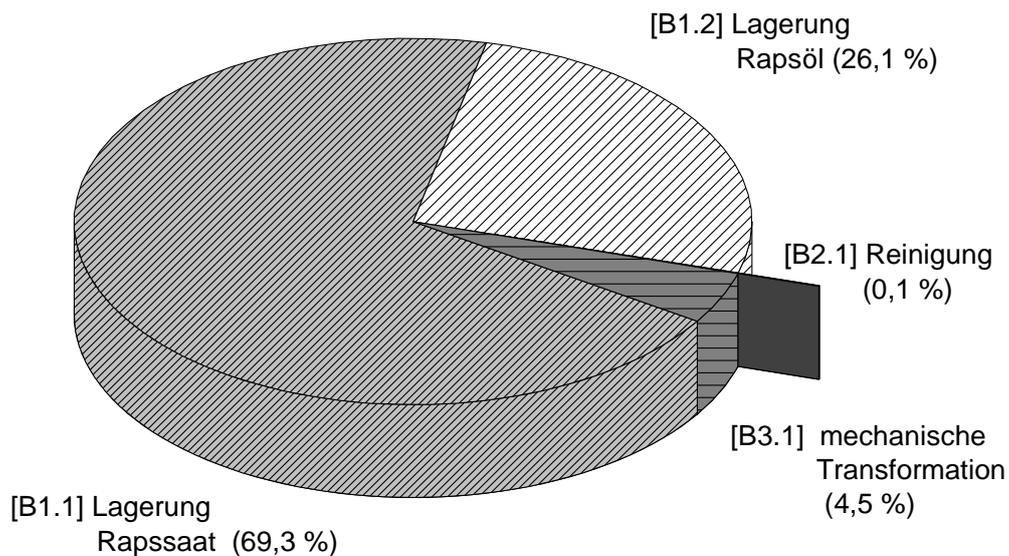


Abbildung 80: Aufteilung der Bauvorleistungen [V1] auf die einzelnen Verarbeitungsprozesse der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion in Ölmühle Y

THG-Emissionen des vollständigen Produktsystems der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion

Die Ergebnisse der THG-Bilanz für die vollständige Prozesskette der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion in Bayern sind als CO₂-Äquivalente in Abbildung 81 dargestellt. Die Abbildung zeigt die Mittelwerte für die Ölmühle X im Boden-Klima-Raum A, die Ölmühle Y im Boden-Klima-Raum B und die Ölmühle Z im Boden-Klima-Raum C für die Erntejahre 2013, 2014 und 2015. Den Erntejahren 2013 und 2014 wurden die Verarbeitungsjahre 2013/2014 und 2014/2015 zu Grunde gelegt. Da zum Berichtszeitpunkt das Verarbeitungsjahr 2015/2016 noch nicht abgeschlossen war, ist dem Erntejahr 2015 ein Mittelwert aus den Jahren 2013/2014 und 2014/2015 unterstellt. Weiterhin zeigt Abbildung 81 die Teilstandardwerte der Richtlinie 2009/28/EG (RED) für reines Rapsöl.

Die THG-Emissionen für dezentral produzierten Rapsölkraftstoff in Bayern liegen je nach Boden-Klima-Raum und Erntejahr zwischen 38,8 g MJ⁻¹ und 31,8 g MJ⁻¹. Sie liegen damit in der gleichen Größenordnung wie der RED-Standardwert für reines Rapsöl (36 g MJ⁻¹). Der fossile Referenzwert entspricht dem RED-Standardwert für fossilen Dieselmotorkraftstoff und beträgt 83,80 g MJ⁻¹. Der Vergleich der THG-Emissionen für dezentral produzierten Rapsölkraftstoff in Bayern mit dem fossilen Referenzwert zeigt eine minimale THG-Einsparung von 54 % für das Erntejahr 2013, Ölmühle Z in Boden-Klima-Raum C sowie eine maximale THG-Minderung von 62 % für das Erntejahr 2014, Ölmühle Y in Boden-Klima-Raum B. Im Mittel über die Erntejahre 2013 bis 2015 lassen sich THG-Einsparungen für Ölmühle X in Boden-Klima-Raum A in Höhe von 59 %, für Ölmühle Y in Boden-Klima-Raum B in Höhe von 60 % und für Ölmühle Z in Boden-Klima-Raum C in Höhe von 58 % erzielen. Damit liegt die THG-Einsparung von dezentral erzeugtem Rapsölkraftstoff in Bayern für alle drei untersuchten Boden-Klima-Räume im dreijährigen

Mittel über der THG-Einsparung des Standardwertes der Richtlinie 2009/28/EG für reines Rapsöl aus industrieller Ölgewinnung inklusiver Lösungsmittlextraktion und Raffination (57 %). Weiterhin werden die in Richtlinie 2009/28/EG vorgeschriebenen Mindesteinsparungen für Biokraftstoffe aus Bestandsanlagen (Inbetriebnahme bis zum 05. Oktober 2015) weit unterschritten. Demnach müssen Biokraftstoffe und flüssige Biobrennstoffe bis zum 31. Dezember 2017 eine THG-Einsparung von mindestens 35 % und ab dem 1. Januar 2018 eine THG-Einsparung von mindestens 50 % erzielen [142][146]. Die THG-Einsparung für Neuanlagen (Inbetriebnahme nach dem 05. Oktober 2015) beträgt mindestens 60 % und wird von Ölmühle Y im Jahr 2014 erreicht.

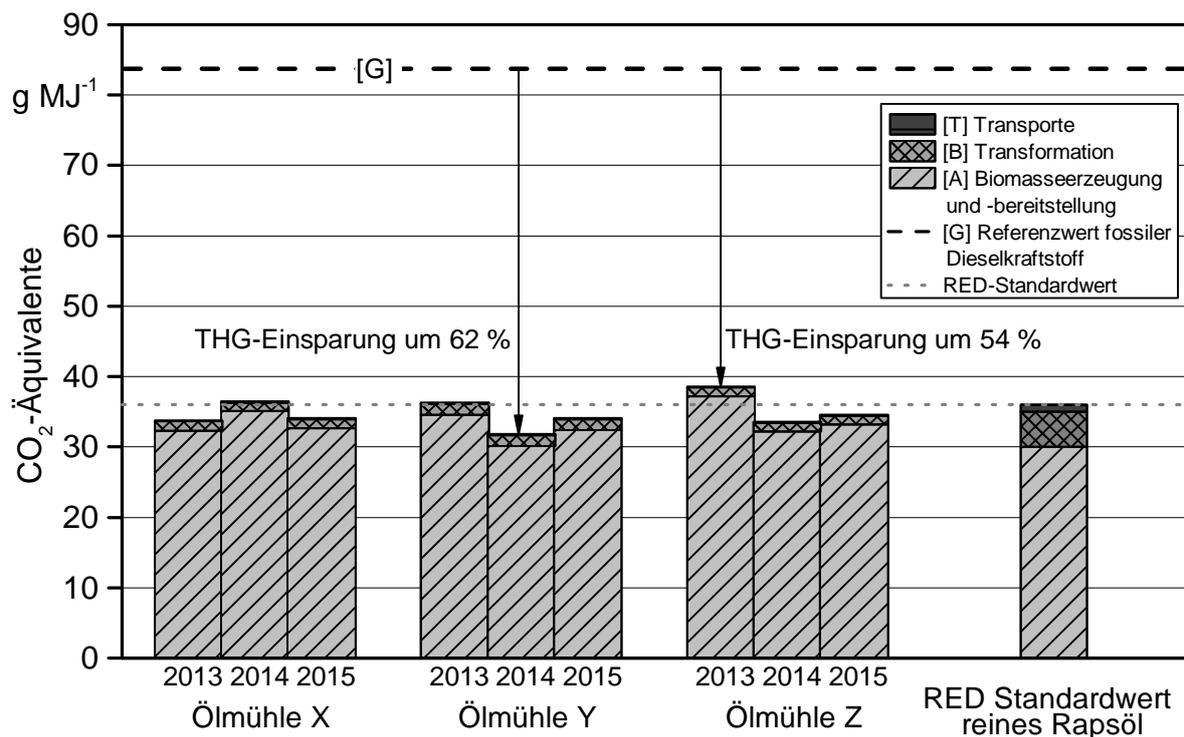


Abbildung 81: THG-Emissionen von Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung in Bayern als CO₂-Äquivalente im Vergleich zum fossilem Referenzwert und dem RED-Standardwert für reines Rapsöl

Aus Abbildung 81 geht darüber hinaus ein Vergleich der THG-Emissionen für die Raps-erzeugung in den 15 untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetrieben sowie der dezentralen Rapsverarbeitung zu Rapsölkraftstoff in den drei untersuchten Ölmühlen mit den Teilstandardwerten der Richtlinie 2009/28/EG für reines Rapsöl hervor. Hierbei wird deutlich, dass die Stufen Transport mit durchschnittlich 0,16 g MJ⁻¹ und Verarbeitung mit durchschnittlich 1,34 g MJ⁻¹ in der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion geringere THG-Emissionen aufweisen als die entsprechenden Teilstandardwerte der Richtlinie 2009/28/EG (1,00 und 5,00 g MJ⁻¹). Grund hierfür ist die dezentrale Verarbeitungsstruktur, die deutlich geringere Transportdistanzen mit sich bringt. Das Beispiel des LVFZ Almesbach (siehe Abbildung 78) zeigt, dass höhere Transportentfernungen mit wesentlich höheren Emissionen verbunden sind. Weiterhin ist die dezentrale Ölgewinnung mit ei-

nem geringeren verfahrenstechnischen und damit auch mit einem geringeren energetischen Aufwand verbunden als eine industrielle Ölgewinnung, bei der auf den Pressvorgang noch Extraktions- und Raffinationsschritte folgen (siehe Einleitung von Kapitel 7 auf Seite 259). Die Vorteile der dezentralen Verarbeitung werden allerdings durch höhere THG-Emissionen für die Rapszerzeugung in den untersuchten Betrieben der drei Boden-Klima-Räume mit durchschnittlich $33,38 \text{ g MJ}^{-1}$ gegenüber dem Teilstandardwert ($30,00 \text{ g MJ}^{-1}$) nahezu aufgehoben. In Summe liegen die THG-Emissionen für dezentral erzeugten Rapsölkraftstoff in Bayern bei durchschnittlich $34,88 \text{ g MJ}^{-1}$.

7.2.2.2 Ökonomische Wirkungen

Produktionskosten

Am Beispiel der Ölmühle Y werden die in Kapitel 7.1.10 beschriebenen Kennzahlen für die Rapsölproduktion bzw. für das gesamte Produktsystem Rapsölkraftstoff dargestellt. Die Jahreskosten der Ölmühle Y lagen im Verarbeitungsjahr 2013/14 bei einer Auslastung von 30 % und einem Einkaufspreis der Rapssaat von 40 € dt FM^{-1} bei $0,0358 \text{ € MJ}^{-1}$ Rapsölkraftstoff. Der Großteil der Kosten verursacht der Einkauf der Rapssaat in Höhe von $0,0302 \text{ € MJ}^{-1}$. Zuzüglich der Kosten für die Rapssaatlagerung [B1.1] ergeben sich die Rohstoffkosten in Höhe von $0,0310 \text{ € MJ}^{-1}$. Diese stellen einen Anteil von ca. 86,4 % der Jahreskosten der Ölmühle (vgl. Abbildung 82) dar. Nach Abzug der Erlöse des Koppelproduktes Rapspresskuchen in Höhe von $0,0127 \text{ € MJ}^{-1}$ von den Jahreskosten der Ölmühle, bleiben Produktionskosten in Höhe $0,0231 \text{ € MJ}^{-1}$ (entspricht $0,80 \text{ € l}^{-1}$) für den Rapsölkraftstoff.

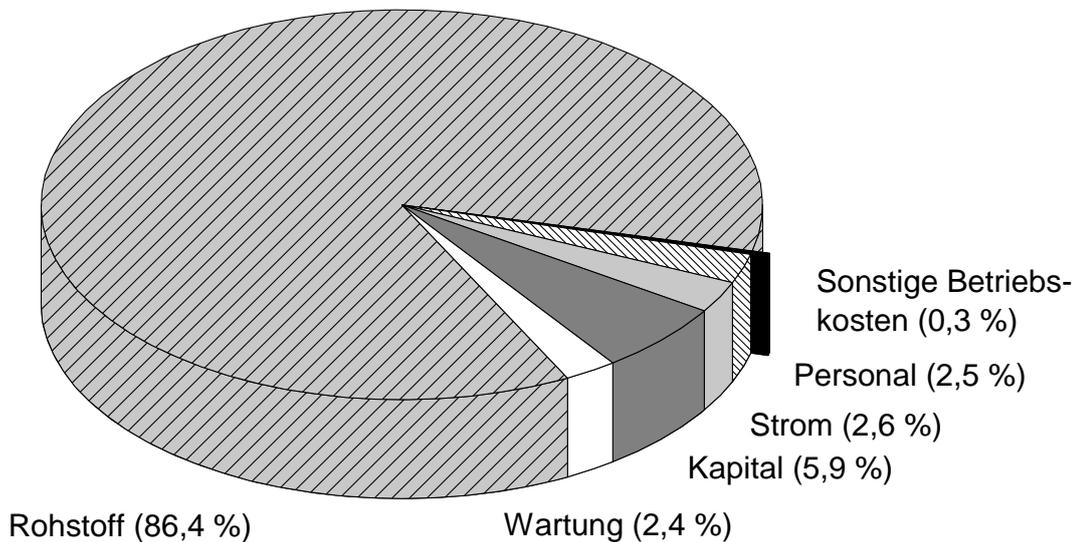


Abbildung 82: Anteile der Jahreskosten der Ölmühle Y im Verarbeitungsjahr 2013/14

Im Verarbeitungsjahr 2014/15 (Auslastung 41 %, Preis Rapssaat: 36 € dt⁻¹ FM) lagen die Jahreskosten der Ölmühle Y bei 0,0328 € MJ⁻¹ Rapsölkraftstoff. Der Großteil der Kosten verursacht der Einkauf der Rapssaat in Höhe von 0,0280 € MJ⁻¹. Zuzüglich der Kosten für die Rapssaatlagerung [B1.1] ergeben sich die Rohstoffkosten in Höhe von 0,0288 € MJ⁻¹. Diese stellten einen Anteil von ca. 87,6 % der Jahreskosten der Ölmühle dar. Nach Abzug der Erlöse des Koppelproduktes Rapspresskuchen in Höhe von 0,0133 € MJ⁻¹ von den Jahreskosten der Ölmühle, bleiben Produktionskosten in Höhe von 0,0195 € MJ⁻¹ (entspricht 0,67 € l⁻¹) für den Rapsölkraftstoff.

THG-Vermeidungskosten

Durch Zusammenführung der Ergebnisse der THG-Bilanz und der ökonomischen Bilanzierung von Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung sowie der Ergebnisse aus der Bewertung des Referenzsystems Diesel ergeben sich die THG-Vermeidungskosten. Die THG-Emissionen als CO₂-Äquivalente von Rapsölkraftstoff in Ölmühle Y lagen im Verarbeitungsjahr 2013/14 bei 0,0363 kg MJ⁻¹ (Verarbeitungsjahr 2014/15 0,0318 kg MJ⁻¹), die Produktionskosten bei 0,0231 € MJ⁻¹ (Verarbeitungsjahr 2014/15 0,0195 € MJ⁻¹). Die THG-Emissionen als CO₂-Äquivalente des Referenzsystems (fossiler Dieselmotor) betragen 0,0838 kg MJ⁻¹, bei Kosten in Höhe von 0,0128 € MJ⁻¹ (vgl. Kapitel 7.1.10.2).

THG-Vermeidungskosten im Verarbeitungsjahr 2013/14:

$$217 \text{ € t}^{-1} = \frac{0,0231 \text{ € MJ}^{-1} - 0,0128 \text{ € MJ}^{-1}}{0,0838 \text{ kg MJ}^{-1} - 0,0363 \text{ kg MJ}^{-1}} \cdot 1000 \frac{\text{kg}}{\text{t}}$$

THG-Vermeidungskosten im Verarbeitungsjahr 2014/15:

$$130 \text{ € t}^{-1} = \frac{0,0195 \text{ € MJ}^{-1} - 0,0128 \text{ € MJ}^{-1}}{0,0838 \text{ kg MJ}^{-1} - 0,0318 \text{ kg MJ}^{-1}} \cdot 1000 \frac{\text{kg}}{\text{t}}$$

Aus der Berechnung ergibt sich, dass die Bereitstellung von Rapsölkraftstoff im Vergleich zu Diesel THG-Vermeidungskosten im Verarbeitungsjahr 2013/14 in Ölmühle Y mit ihren zuliefernden Betrieben aus Boden-Klima-Raum B je eingesparte Tonne CO₂-Äquivalente Kosten in Höhe von 217 € verursacht hat, im Verarbeitungsjahr 2014/15 hingegen 130 €. Zu beachten ist bei diesen Ergebnissen noch die Berücksichtigung des Koppelproduktes Rapspresskuchen. Bei der Ermittlung der THG-Emissionen wurde eine energetische Allokation durchgeführt. Zur Berechnung der Produktionskosten wurden die Erlöse des Rapspresskuchens den Gesamtkosten der Ölmühle gegengerechnet (vgl. Kapitel 7.1.6).

Regionale Wertschöpfung

Trotz der geringen Auslastung der Ölmühle im Betrachtungszeitraum konnte die Ölmühle Y stets einen Unternehmerrgewinn durch den Verkauf von Rapsöl und Rapspresskuchen erzielen. Im Verarbeitungsjahr 2013/14 lag der Unternehmerrgewinn bei $0,0030 \text{ € MJ}^{-1}$.

Auch die zuliefernden Landwirte konnten durch den Anbau und den Verkauf der Rapssaat an die Ölmühle im Erntejahr 2013 einen Unternehmerrgewinn erwirtschaften. Dieser lag bei $0,0053 \text{ € MJ}^{-1}$ (entspricht $0,0719 \text{ € kg}^{-1}$ Rapssaat) Über die gesamte Produktionskette der Rapsölbereitstellung (Anbau der Rapssaat und Weiterverarbeitung) konnte somit ein Unternehmerrgewinn von durchschnittlich $0,0083 \text{ € MJ}^{-1}$ erzielt werden. Bei einem Verkauf von rund 28,6 Mio. MJ Rapsöl entsteht eine Wertschöpfung (Unternehmerrgewinn Ölmühle und Landwirte) in der Region um die Ölmühle von rund 237.000 €.

Beschäftigungseffekt

Die Rapsölproduktion schafft Beschäftigung in der Region (Brutto-Beschäftigungseffekt). Der Bedarf an Arbeitskräfte der Ölmühle lag im Verarbeitungsjahr 2013/14 bei rund $0,05 \text{ AKh dt}^{-1}$ verarbeitete Rapssaat (vgl. Abbildung 83), dies entspricht $0,6 \text{ AK a}^{-1}$. Darin eingeschlossen sind die Verwaltung ($0,5 \text{ AK a}^{-1}$) sowie die technische Betreuung der Ölmühle ($1,4 \text{ AKh pro Presstag}$). Der Personalaufwand für die technische Betreuung ist bei dieser Ölmühle aufgrund einer modernen Fernüberwachungstechnik sehr gering, aber auch aufgrund der wenigen Betriebstage im Betrachtungsjahr.

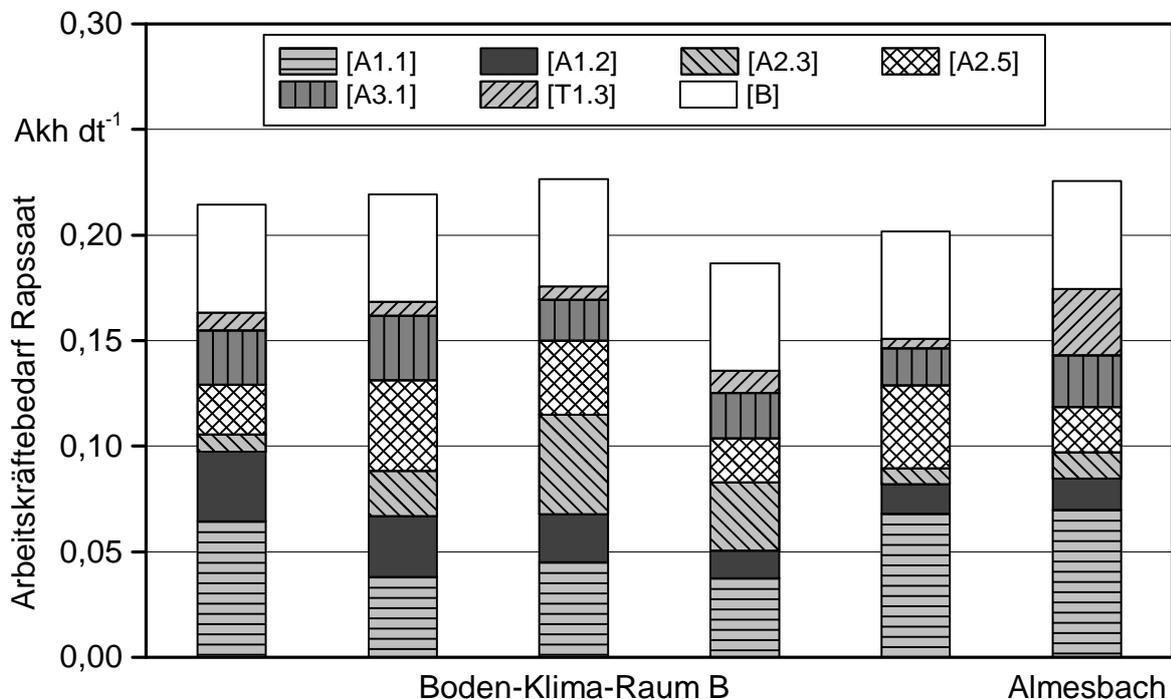


Abbildung 83: Arbeitskräftebedarf für die Rapserzeugung der fünf untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetriebe und (Erntejahr 2013) im Boden-Klima-Raum B sowie für die Rapsölkraftstoffproduktion in Ölmühle Y

Im Durchschnitt der landwirtschaftlichen Betriebe waren zur Bereitstellung und zum Transport zur Ölmühle je dt Rapssaat ca. 0,16 AKh notwendig (vgl. Abbildung 83). Für die Bereitstellung der gesamten verarbeiteten Rapssaat der Ölmühle (21.120 dt Rapssaat) waren damit rund 1,8 AK notwendig. Für die gesamte Rapsölproduktion konnten im Betrachtungsjahr somit 2,4 AK beschäftigt werden.

7.2.3 Ökologische Wirkungen der Rapsölmethylesterproduktion

Analog zur Auswertung der THG-Bilanzen der dezentralen Rapsölkraftstoffherzeugung werden die Ergebnisse der THG-Bilanzen der Rapsölmethylesterproduktion entsprechend dem Schema der Systemdarstellung (vgl. Abbildung 60) für den Transport und die Verarbeitung getrennt voneinander ausgewertet. Die Auswertung der THG-Emissionen für den Anbau erfolgte in Kapitel 7.2.1. Eine zusammenfassende Bewertung der Rapsölmethylesterproduktion aus bayerischer Rapssaat zeigt die Ergebnisdarstellung und -interpretation für die gesamte Prozesskette.

Transporte

Tabelle 79 zeigt die THG-Emissionen der Transportprozesse der Rapsölmethylesterproduktion unterteilt in die Verarbeitung der Rapssaat in einem Biodieselwerk mit integrierter Ölmühle (Variante 1) und in einer industriellen Ölmühle und einem Biodieselwerk an getrennten Standorten (Variante 2). Bei letztgenanntem ist neben dem Transport der Biomasse [T1] der Transport des Zwischenproduktes (teilraffiniertes Rapsöl) [T2] erforderlich. Weiterhin wurden die THG-Emissionen der Prozessgruppe [T1] untergliedert in [T1.1] Transport der Rapssaat vom Feldrand zum Regionallager und [T1.2] Transport der Rapssaat vom Regionallager zum Biodieselwerk bzw. zur industriellen Ölmühle. Den aufgeführten Ergebnissen liegen je nach Boden-Klima-Raum spezifische Transportarten und -entfernungen zu Grunde (vgl. auch Kapitel 7.1.5.2). Die Transportarten haben großen Einfluss auf das Ergebnis der THG-Bilanz und unterscheiden sich wie folgt:

- [T1.1] Transport der Rapssaat vom Feld zum Regionallager mit einem Traktor und Doppelzug
- [T1.2] Transport der Rapssaat vom Regionallager zum Biodieselwerk oder zur Ölmühle mit einem Lkw (Boden-Klima-Raum A) bzw. mit dem Binnenschiff (Boden-Klima-Räume B und C)
- [T2] Transport des Rapsöls von der Ölmühle zum Biodieselwerk mit dem Lkw

Für die Transportprozesse der Rapssaat zum Biodieselwerk mit integrierter Ölmühle (Variante 1) gehen aus Tabelle 79 deutliche Unterschiede in den Ergebnissen der THG-Bilanz hervor. Die Ergebnisse variieren von 1,96 g MJ⁻¹ für Boden-Klima-Raum A bis 0,85 g MJ⁻¹ für Boden-Klima-Raum C. Grund für diesen Unterschied ist die Art des Transportes [T1-2]. Der Transport der Rapssaat aus Boden-Klima-Raum A mit dem Lkw verursacht eine THG-Emission von 1,81 g MJ⁻¹, während der Transport aus Boden-Klima-Raum B und C mit dem Binnenschiff zu einer THG-Emission von 0,71 bzw. 0,67 g MJ⁻¹ führt. Die niedrigeren THG-Emissionen des Transports mit Binnenschiff sind

auf den deutlich geringeren Dieserverbrauch je 100 km und Tonne Transportgut zurückzuführen (vgl. Tabelle 66 in Kapitel 7.1.5.2). Dieser liegt beim Transport mit dem Binnenschiff bei $0,40 \text{ l t}^{-1}$ je 100 km und ist beim Transport mit dem Lkw mit $1,78 \text{ l t}^{-1}$ je 100 km^{-1} knapp 4,5-mal so hoch. Aus diesem Grund können auch die Transportentfernungen, die beim Transport mit dem Binnenschiff (1.300 bzw. 1.220 km) fast doppelt so hoch sind wie beim Transport mit dem Lkw (800 km), mehr als kompensiert werden.

Die THG-Emissionen der Transportprozesse für die Rapsölmethylesterproduktion in einer industriellen Ölmühle und einem Biodieselwerk an unterschiedlichen Standorten (Variante 2) zeigen ebenfalls eine Spannweite auf, die mit $1,39$ bis $1,64 \text{ g MJ}^{-1}$ deutlich geringer ist als bei Variante 1. Der Transport des Rapsöls [T2] von der industriellen Ölmühle zum Biodieselwerk hat mit $1,09 \text{ g MJ}^{-1}$ den größten Anteil an den Gesamtemissionen. Dies ist einerseits auf die Art des Transportes (mit dem Lkw) und andererseits auf die Transportentfernung zurückzuführen. Letzt genannte beträgt 750 km. Die mit dem Transport der Rapssaat vom Regionallager zum Biodieselwerk bzw. zur industriellen Ölmühle [T1.2] verbundenen THG-Emissionen zeigen ein ähnliches Bild wie in Variante 1, fallen insgesamt aber deutlich geringer aus (vgl. Tabelle 79). Grund dafür sind die geringeren Transportentfernungen (vgl. Tabelle 67 in Kapitel 7.1.5.2) im Vergleich zu Variante 1.

Tabelle 79: THG-Emissionen der Transportprozesse im Produktsystem der Rapsölmethylesterproduktion

	THG-Emissionen als CO_2 -Äq in g MJ^{-1}			
	[T]	[T1.1]	[T1.2]	[T2]
Biodieselwerk mit integrierter Ölmühle				
Boden-Klima-Raum A	1,96	0,15	1,81	-
Boden-Klima-Raum B	0,94	0,23	0,71	-
Boden-Klima-Raum C	0,85	0,18	0,67	-
Ölmühle und Biodieselwerk getrennt				
Boden-Klima-Raum A	1,64	0,15	0,40	1,09
Boden-Klima-Raum B	1,39	0,23	0,07	1,09
Boden-Klima-Raum C	1,42	0,18	0,15	1,09

[T] Gesamtemissionen aller Transportprozesse im Produktsystem der Rapsölmethylesterproduktion

[T1.1] Transport der Rapssaat mit dem Traktor und einem Doppelzug vom Feldrand zum Regionallager

[T1.2] Transport der Rapssaat mit dem Lkw oder Binnenschiff vom Regionallager zur Ölmühle bzw. zum Biodieselwerk mit integrierter Ölmühle

[T2] Transport des Rapsöls mit dem Lkw von der Ölmühle zum Biodieselwerk

Vergleicht man die THG-Emissionen der Transportprozesse beider Varianten miteinander, so zeigt Abbildung 84 für die untersuchten Boden-Klima-Räume ein differenziertes Bild.

Die Transportprozesse für Rapssaat aus Boden-Klima-Raum A führen in Variante 2 trotz des zusätzlichen Transports und der höheren Gesamtentfernung (930 km) zu geringeren THG-Emissionen im Vergleich zu Variante 1 (800 km). Dies ist auf das deutlich energiedichere Transportgut (Rapsöl) für den Transport des Zwischenproduktes [T2] zurückzuführen. In Variante 1 müssen 0,044 kg Rapssaat je MJ Rapsölmethylester über eine hohe Transportdistanz von 800 km transportiert werden. In Variante 2 dagegen fällt die Transportentfernung der Rapssaat [T1] mit 180 km deutlich geringer aus. Weiterhin muss beim Transport des Rapsöls zum Biodieselwerk [T2] aufgrund der höheren Energiedichte mit 0,028 kg Rapsöl je MJ Rapsölmethylester deutlich weniger Masse über eine hohe Transportdistanz von 750 km transportiert werden. Hierbei werden sowohl die Rapssaat [T1] als auch das Rapsöl [T2] mit dem Lkw transportiert.

Für die Boden-Klima-Räume B und C zeigt der Vergleich von Variante 1 und 2 ein anderes Bild. Hier verschlechtert der zusätzliche Transportprozess des Rapsöls [V2] zum Biodieselwerk das Ergebnis der THG-Bilanz. Diese Verschlechterung ist jedoch ausschließlich auf den Transport des Rapsöls mit dem Lkw und den höheren THG-Emissionen im Vergleich zum Transport mit dem Binnenschiff zurückzuführen. Wie für Boden-Klima-Raum A dargestellt, hat das transportierte Rapsöl eine deutlich höhere Energiedichte und damit eine geringere Transportmasse je MJ Rapsölmethylester. Würde man die Transporte des Rapsöls von der industriellen Ölmühle zum Biodieselwerk ebenfalls mit dem Binnenschiff durchführen, so würde Variante 2 auch für die Boden-Klima-Räume B und C zu einer besseren THG-Bilanz führen als Variante 1.

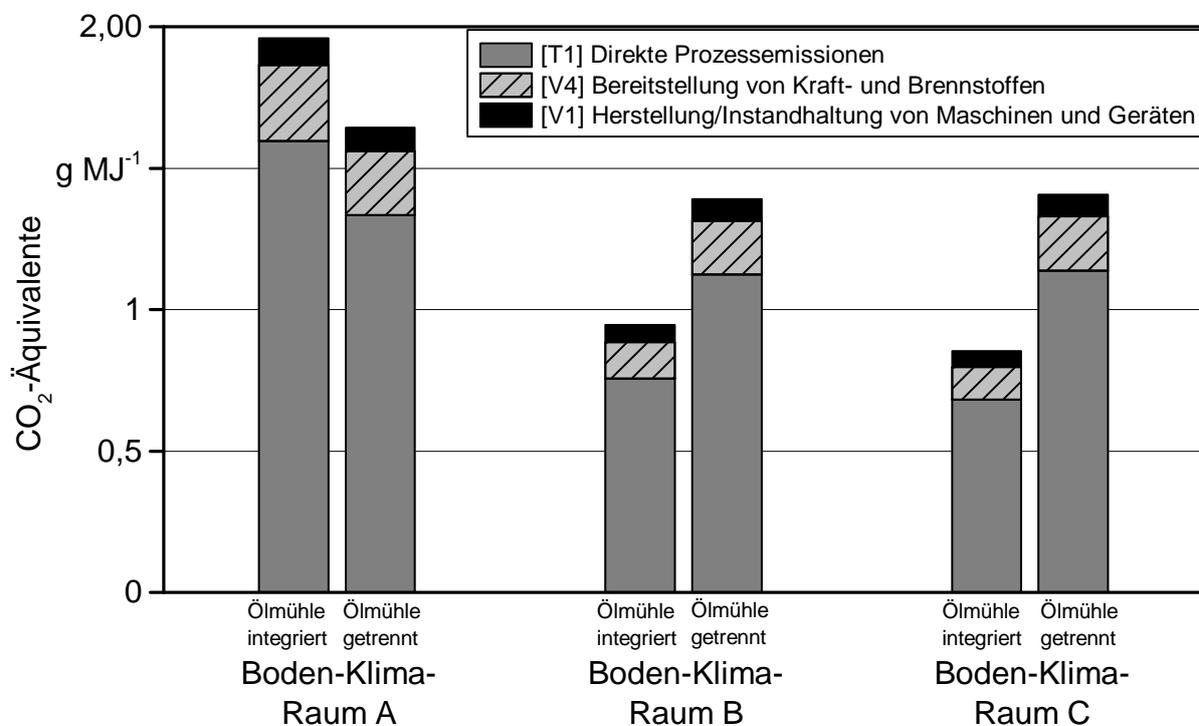


Abbildung 84: THG-Emissionen der Transportprozesse im Produktsystem der Rapsölmethylesterproduktion aufgeteilt in die einzelnen Vorleistungen

Darüber hinaus geht aus Abbildung 84 hervor, dass in beiden Varianten und für alle untersuchten Boden-Klima-Räume, die bei der Verbrennung des Kraftstoffs entstehenden Emissionen (direkte Prozessemissionen) den größten Anteil an der THG-Bilanz der Transportprozesse haben. Würde man an dieser Stelle einen biogenen Kraftstoff einsetzen, könnte dieser Emissionsanteil deutlich reduziert werden.

[B] Rapsölmethylesterproduktion

Tabelle 80 zeigt die THG-Emissionen der Prozessgruppe [B] für die Rapsölmethylesterproduktion aus bayerischer Rapssaat für die beiden untersuchten Varianten „Biodieselwerk mit integrierter Ölmühle“ und „Ölmühle und Biodieselwerk an getrennten Standorten“. Weiterhin wird zwischen den untersuchten Boden-Klima-Räumen unterschieden. Dabei fällt auf, dass die Ergebnisse der THG-Bilanz zwischen den beiden betrachteten Varianten keine Unterschiede aufzeigen. Grund hierfür ist, dass der verfahrenstechnische Ablauf der Verarbeitung für beide Varianten gleich angenommen wurde und der Unterschied in den Varianten auf einen zusätzlichen Transportprozess in Variante 2 beruht (siehe Kapitel 7.1.9.3). Die Ergebnisse der THG-Emissionen variieren für die Verarbeitung der Rapssaat zu Rapsölmethylester aus den untersuchten Boden-Klima-Räumen von 9,84 bis 9,97 g MJ⁻¹. Im Mittel betragen die THG-Emissionen der Prozessgruppe [B] 9,89 g MJ⁻¹. Der geringe Unterschied in den Ergebnissen ist ausschließlich auf die Lagerung [B1] und Aufbereitung [B2] der Rapssaat am Ort des jeweiligen Regionallagers zurückzuführen. Die Ölgewinnung [B3] und Umesterung [B3] wird für die Rapssaat aus den untersuchten Boden-Klima-Räumen in denselben industriellen Ölmühlen bzw. Biodieselwerken durchgeführt. Dabei hat der Produktionsschritt der Umesterung [B3] mit 61,4 % den größten Anteil an den THG-Emissionen (vgl. Abbildung 85). Die Lagerung [B1] und Aufbereitung [B2] der Saat hat nur einen Anteil von 1,3 % an den Gesamtemissionen der Prozessgruppe [B]. Somit haben die Unterschiede auch nur einen geringen Einfluss, wie die in Tabelle 80 aufgeführten Ergebnisse zeigen.

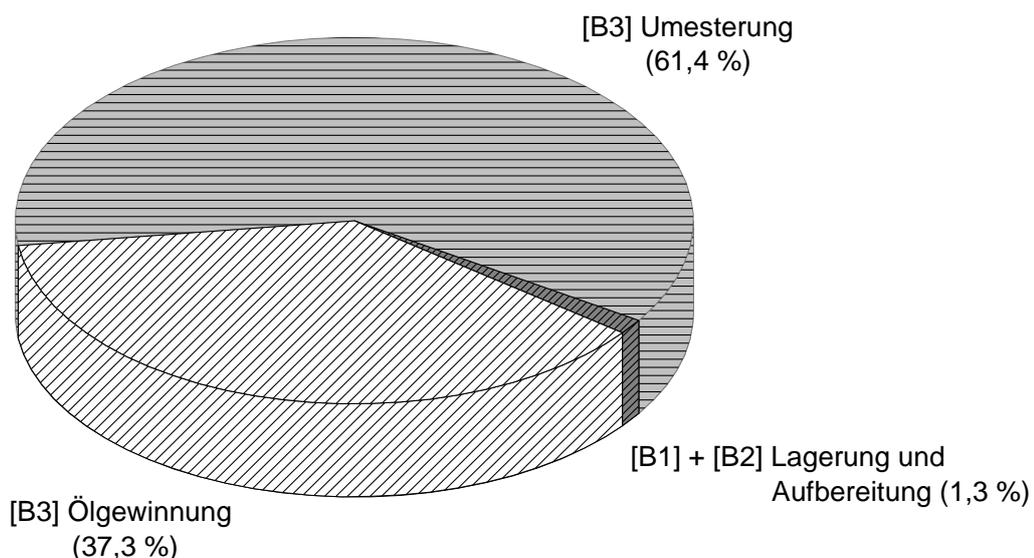


Abbildung 85: Anteile der einzelnen Produktionsschritte an den THG-Emissionen der Rapsölmethylesterproduktion

Weiterhin zeigt Tabelle 80 eine Aufteilung der einzelnen Vorleistungen, die für die Rapsölmethylesterproduktion aus bayerischer Rapssaат erforderlich sind. Die Ergebnis bestimmende Prozessgröße der THG-Bilanz für Prozessgruppe [B] stellt die Bereitstellung der erforderlichen Prozessenergien Strom, Wärme und Heißdampf [V5] mit CO₂-Äquivalenten von 6,59- 6,51 g MJ⁻¹ dar. Die Bereitstellung der erforderlichen Prozessenergien hat einen Anteil von 66 % an den Gesamtemissionen. Davon hat die Bereitstellung der Wärme bzw. des Heißdampfes für Extraktion und Umesterung mit 44 % den größten Anteil. Die Bereitstellung der erforderlichen Betriebsstoffe und Verbrauchsmaterialien [V8] hat den zweitgrößten Anteil an den THG-Emissionen der Verarbeitung und beträgt 32 % mit einem CO₂-Äq von 3,09 g MJ⁻¹. Hauptemissionsquelle ist hier die Bereitstellung des Methanols für die Umesterung (2,1 g MJ⁻¹). Die Bereitstellung der erforderlichen Säuren, Laugen und die Bleicherde haben damit einen deutlich geringeren Einfluss auf das Ergebnis der THG-Bilanz. Insgesamt werden mehr als 98 % der THG-Emissionen durch die Prozessenergien [V5] und die Betriebsstoffe und Verbrauchsmaterialien [V8] verursacht. Damit spielen die Vorleistungen [V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten und [V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen eine untergeordnete Rolle.

Tabelle 80: THG-Emissionen für die Prozessgruppe [B] Transformation - Rapsölmethylesterproduktion aus bayerischer Rapssaат als CO₂-Äquivalente

	CO ₂ -Äquivalente in g MJ ⁻¹				
	Gesamt	[V1]	[V4]	[V5]	[V8]
Biodieselwerk mit integrierter Ölmühle					
Boden-Klima-Raum A	9,84	0,16	0,04	6,54	3,09
Boden-Klima-Raum B	9,85	0,24	-	6,51	3,09
Boden-Klima-Raum C	9,97	0,20	0,09	6,59	3,09
Ölmühle und Biodieselwerk getrennt					
Boden-Klima-Raum A	9,84	0,16	0,04	6,54	3,09
Boden-Klima-Raum B	9,85	0,24	-	6,51	3,09
Boden-Klima-Raum C	9,97	0,20	0,09	6,59	3,09

[V1] Herstellung und Instandsetzung der Maschinen und Geräte (z. B. Ölpresse)

[V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen

[V5] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien

[V8] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien

THG-Emissionen des vollständigen Produktsystems der Rapsölmethylesterproduktion

Die Ergebnisse der THG-Bilanz für die vollständige Prozesskette der Rapsölmethylesterproduktion aus bayerischer Rapssaат sind als CO₂-Äquivalente in Abbildung 86 dargestellt. Die Abbildung zeigt die THG-Emissionen der Rapsölmethylesterproduktion in einem Biodieselwerk mit integrierter Ölmühle (Variante 1: Ölmühle integriert) und in einer

Ölmühle und einem Biodieselwerk an unterschiedlichen Standorten (Variante 2: Ölmühle getrennt). Für die Berücksichtigung Raps-erzeugung in Bayern sind die Mittelwerte der Erntejahre 2013, 2014 und 2015 getrennt für die untersuchten Boden-Klima-Räume dargestellt (vgl. auch Kapitel 7.2.1). Weiterhin zeigt Abbildung 86 die Teilstandardwerte der Richtlinie 2009/28/EG (RED) für Raps-ölmethylester sowie den Referenzwert für fossilen Diesel, der ebenfalls dem RED-Standardwert in Höhe von $83,8 \text{ g MJ}^{-1}$ entspricht.

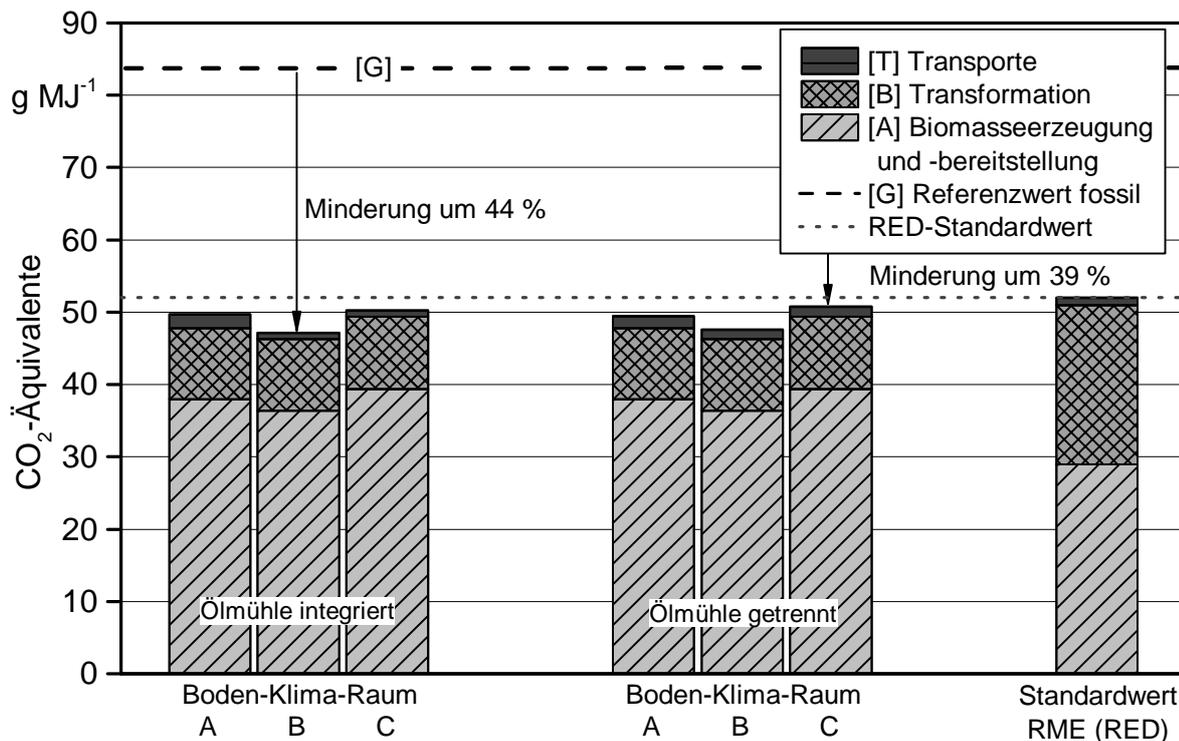


Abbildung 86: THG-Emissionen von Raps-ölmethylester aus bayerischer Rapssaat im Vergleich zum fossilen Referenzwert und dem RED-Standardwert für Raps-ölmethylester

Die THG-Emissionen für Raps-ölmethylester aus bayerischer Rapssaat variieren zwischen $47,2$ und $50,8 \text{ g MJ}^{-1}$ und liegen damit deutlich unterhalb des RED-Standardwertes für Raps-ölmethylester (52 g MJ^{-1}). Der Vergleich der THG-Emissionen für Raps-ölmethylester aus bayerischer Rapssaat mit dem fossilen Referenzwert (RED-Standardwert: $83,8 \text{ g MJ}^{-1}$) zeigt eine minimale THG-Minderung von 39 % für Variante 2 (Ölmühle getrennt) mit Rapssaat aus Boden-Klima-Raum C und eine maximale THG-Minderung von 44 % für Variante 1 und Boden-Klima-Raum B. Im Mittel über die untersuchten Boden-Klima-Räume und die untersuchten Varianten lässt sich für die Produktion von Raps-ölmethylester aus bayerischer Rapssaat eine THG-Minderung von 41,3 % erzielen. Diese ist höher als die THG-Minderung, die in der Richtlinie 2009/28/EG für Raps-ölmethylester mit 39 % festgelegt ist. Somit werden die in Richtlinie 2009/28/EG vorgeschriebenen Mindesteinsparungen für Biokraftstoffe aus Bestandsanlagen (Inbetriebnahme bis zum 05. Oktober 2015) erfüllt (THG-Minderung von mindestens 35 %).

Wesentliche Unterschiede in der THG-Bilanz des Rapsölmethylesters aus bayerischer Rapssaat im Vergleich zum Standardwert nach Richtlinie 2009/28/EG liegen wie bei der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion (vgl. Kapitel 7.2.2.1) in der Rapserzeugung und in der Verarbeitung (vgl. Abbildung 86). Die Rapserzeugung hat mit durchschnittlich $37,9 \text{ g MJ}^{-1}$ den größten Anteil (77 %) an den THG-Emissionen der Rapsölmethylesterproduktion aus bayerischer Rapssaat und liegt deutlich über dem Teilstandardwert der Richtlinie 2009/28/EG (29 g MJ^{-1}). Die Verarbeitung weist dagegen mit durchschnittlich $9,9 \text{ g MJ}^{-1}$ weniger als die Hälfte der THG-Emissionen auf (Teilstandardwert 22 g MJ^{-1}). Die Transporte haben mit durchschnittlich $1,37 \text{ g MJ}^{-1}$ den geringsten Anteil (3 %) an den THG-Emissionen, liegen jedoch über dem Teilstandardwert der Richtlinie 2009/28/EG (1 g MJ^{-1}). Wie bei der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion (vgl. Kapitel 7.2.2.1) können die Nachteile aus der Rapserzeugung durch die deutlich bessere THG-Bilanz der Verarbeitung ausgeglichen werden. In Summe liegen die THG-Emissionen für Rapsölmethylester aus bayerischer Rapssaat bei $49,1 \text{ g MJ}^{-1}$.

Ein Vergleich der THG-Emissionen von Rapsölmethylester und dezentral erzeugtem Rapsöl (siehe Abbildung 81) zeigt, dass nicht nur die THG-Emissionen der Verarbeitung (Prozessgruppe [B]) sondern auch die THG-Emissionen der Rapserzeugung (Prozessgruppe [B]) je Megajoule Rapsölmethylester deutlich höher sind. Die höheren THG-Emissionen bei der Verarbeitung sind auf die deutlich energieintensiveren Verarbeitungsprozesse der industriellen Ölgewinnung einerseits und der Umesterung andererseits zurückzuführen. Die Rapserzeugung basiert bei beiden Produktsystemen auf derselben Datenbasis, während die Rapsverarbeitung auf unterschiedlichen Datenquellen beruht. Weiterhin ist der Allokationsfaktor für die Zuteilung der THG-Emissionen auf das dezentral erzeugte Rapsöl mit 52 % geringer als beim industriell erzeugten Rapsöl für die RME Produktion (65 %). Somit lassen sich die Ergebnisse der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion und die Ergebnisse der Rapsölmethylesterproduktion nur sehr eingeschränkt miteinander vergleichen.

7.2.4 Sensitivitätsanalysen

Bei der Bewertung der ökologischen und ökonomischen Wirkungen der Rapserzeugung sowie der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion konnten unterschiedliche Schlüsselfaktoren identifiziert werden. Diese sollen nun in den Sensitivitätsanalysen näher betrachtet werden. Dabei wird zwischen den Sensitivitätsanalysen der Rapserzeugung und denen der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion unterschieden.

7.2.4.1 Sensitivitätsanalysen der Rapserzeugung

In Kapitel 7.2.1.1 konnte gezeigt werden, dass die THG-Bilanz der Rapserzeugung im Wesentlichen durch das Düngungsmanagement beeinflusst wird. Ein weiterer Faktor, der sich auf die gesamte Prozesskette der Rapserzeugung auswirkt, ist die eingesetzte Kraftstoffart. Die Faktoren "Kraftstoffart" und "Mineraldüngerart" sollen im Rahmen der Sensitivitätsanalyse der Rapserzeugung näher untersucht werden.

Sensitivität der Kraftstoffart

Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse in den 15 untersuchten Betrieben sicherzustellen, wird in den Basisvarianten standardmäßig fossiler Dieselmotorkraftstoff für die Raps-erzeugung eingesetzt. Im Mittel der Erntejahre 2013 bis 2015 werden durch den Einsatz von fossilem Dieselmotorkraftstoff in den 15 untersuchten Praxisbetrieben 0,068 kg CO₂-Äquivalente je erzeugtes Kilogramm Rapssaat emittiert (Abbildung 87). Der überwiegende Teil wird dabei durch Nutzung bzw. Verbrennung des fossilen Dieselmotorkraftstoffs freigesetzt (0,059 kg kg⁻¹). Bei der Bereitstellung des fossilen Dieselmotorkraftstoffs fallen dagegen nur 0,010 kg kg⁻¹ an.

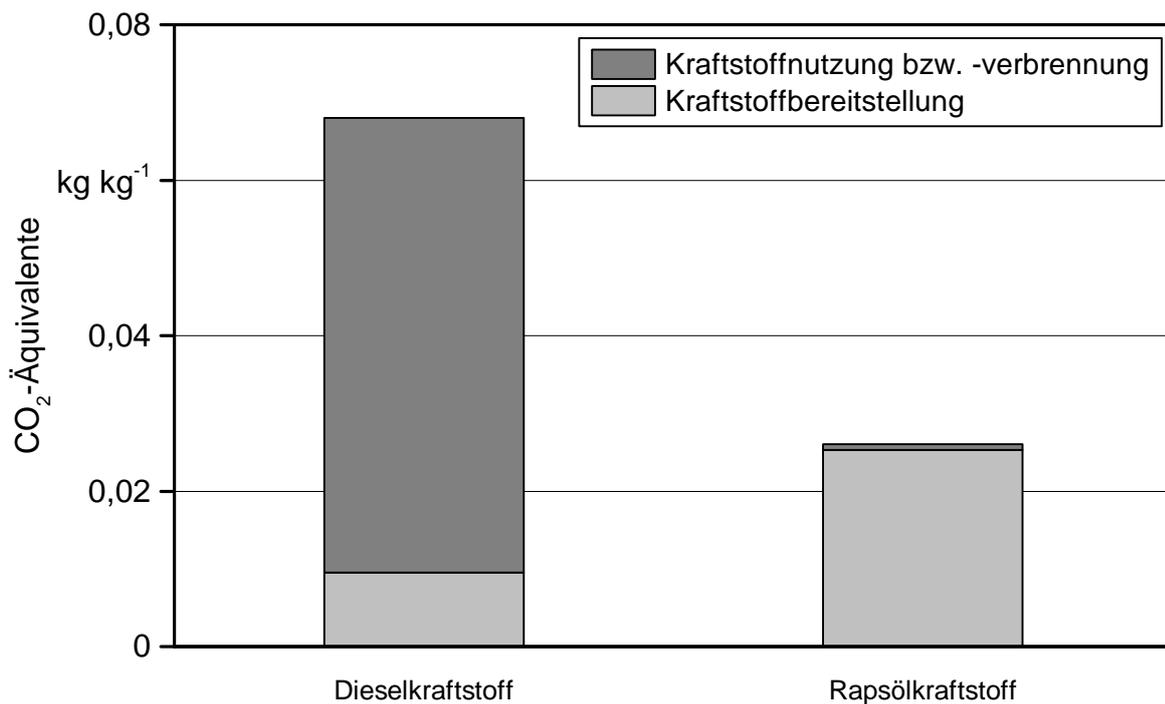


Abbildung 87: THG-Emissionen von Diesel- und Rapsölmotorkraftstoff in der Raps-erzeugung als CO₂-Äquivalente (Mittelwerte der 15 untersuchten landwirtschaftlichen Praxisbetriebe in den Erntejahren 2013 bis 2015)

In einem Szenario wird in den 15 untersuchten Betrieben Rapsölmotorkraftstoff für die Raps-erzeugung eingesetzt. Hierbei wird jedoch ein Mehrverbrauch von 5 % Rapsölmotorkraftstoff im Vergleich zu fossilem Dieselmotorkraftstoff angenommen. Grund hierfür ist die Differenz in den Energiegehalten der beiden Kraftstoffe. Als THG-Emissionsfaktor für die Bereitstellung des Rapsölmotorkraftstoffs wird der Mittelwert aus den regionalen THG-Bilanzen der Erntejahre 2013 bis 2015 verwendet (siehe Abbildung 81).

Abbildung 87 zeigt, dass durch den Einsatz von Rapsölmotorkraftstoff die THG-Emissionen für die Raps-erzeugung gesenkt werden können. Im Mittel der Erntejahre 2013 bis 2015 wird durch den Einsatz von Rapsölmotorkraftstoff in den 15 untersuchten Betrieben nur noch 0,026 kg CO₂-Äquivalente je erzeugtes Kilogramm Rapssaat über den Kraftstoff emittiert. Die

THG-Emissionen sind dabei fast ausschließlich auf die Bereitstellung von Rapsölkraftstoff zurückzuführen ($0,025 \text{ kg kg}^{-1}$). Bei der Nutzung bzw. Verbrennung von Rapsölkraftstoff fallen dagegen nur geringe THG-Emissionen in Form von Methan und Lachgas an $0,001 \text{ kg kg}^{-1}$. Durch den Einsatz von Rapsölkraftstoff können die THG-Emissionen der Rapssaaterzeugung um durchschnittlich 5 % im Vergleich zur Verwendung von fossilem Diesel gesenkt werden.

Sensitivität der Mineraldüngerart

Bei der Bewertung der verschiedenen Mineraldünger spielt der Herstellungsprozess des Stickstoffs die entscheidende Rolle. Bei der Bereitstellung von mineralischen Ammonium- und Nitratdüngern werden große Mengen an Energie verbraucht (Haber-Bosch-Verfahren). Die THG-Bilanz von nitrathaltigen Mineraldüngern wird darüber hinaus durch N_2O -Emissionen bei der Salpetersäureproduktion belastet. Bis auf wenige Ausnahmen (Harnstoff) enthalten Mineraldünger jedoch meist mehrere Stickstoffformen. Die THG-Bilanz von Mehrnährstoffdüngern wie beispielsweise NPK-Dünger wird durch die Bereitstellung von Phosphat (P_2O_5) und Kali (K_2O) zusätzlich belastet.

In Tabelle 81 sind die THG-Emissionen von ausgewählten Mineraldüngern in kg CO_2 -Äquivalente je kg Nährstoff dargestellt. Die Bezugseinheit Kilogramm Nährstoff setzt sich aus Stickstoff (N), Phosphat (P_2O_5) und Kali (K_2O) zusammen. Da in reinen N-Mineraldüngern (z. B. Harnstoff oder KAS) und schwefelhaltigen N-Mineraldüngern (Harnstoff-AS oder ASS) kein Phosphat und Kali enthalten sind, entsprechen die angegebenen THG-Emissionen je kg Nährstoff gleich einem kg N (Tabelle 81). Für die Mehrnährstoffdünger NPK (15/15/15) und NPK (20/7/7) betragen die THG-Emissionen $3,35$ bzw. $5,04 \text{ kg kg}^{-1}$ Nährstoff. Bei der Ausbringung von einem kg N erhöhen sich die THG-Emissionen entsprechend ihrer P_2O_5 - bzw. K_2O -Gehalte. Im Fall von NPK (15/15/15) um den Faktor 3 auf $10,05 \text{ kg CO}_2$ -Äquivalente bzw. im Fall von NPK (20/7/7) um den Faktor 1,7 auf $8,57 \text{ kg CO}_2$ -Äquivalente.

Bei Bereitstellung von Mineraldüngern bestehen hinsichtlich der THG-Emissionen erhebliche Unterschiede. Die Verwendung von THG-optimierten Mineraldüngern ist für die Reduzierung der THG-Emissionen in der Rapserzeugung ein entscheidender Einflussfaktor. Allerdings sind hierbei die unterschiedlichen N-Effizienzen der einzelnen Mineraldünger zu beachten. Aufgrund ihrer unterschiedlichen Stickstoffzusammensetzung (Carbamid, Ammonium, Nitrat) können standortbedingt höhere N-Gaben erforderlich sein. Weiterhin sollte die Verwendung von NPK-Dünger nur bei P_2O_5 - bzw. K_2O -Bedarf erfolgen, da der darin befindliche Stickstoff vergleichsweise hohe THG-Emissionen mit sich bringt.

Tabelle 81: THG-Emissionsfaktoren ausgewählter Mineraldünger bezogen auf 1 kg Nährstoff und 1 kg N (berechnet mit ecoinvent database v2.2 [399])

Mineraldüngerart mit Nährstoffgehalt	CO ₂ -Äquivalente in kg kg ⁻¹ Nährstoff	Nährstoffzusammensetzung je kg	CO ₂ -Äquivalente in kg kg ⁻¹ N
Harnstoff-AS mit 33 % N	3,00	1 (N)	3,00
Harnstoff mit 46 % N	3,30	1 (N)	3,30
NPK mit 15 % N, 15 % P ₂ O ₅ , 15 % K ₂ O	3,35	0,333 (N) 0,333 (P ₂ O ₅) 0,333 (K ₂ O)	10,05
Ammonsulfatsalpeter mit 26 % N, 13 % S	5,03	1 (N)	5,03
NPK mit 20 % N, 7 % P ₂ O ₅ , 7 % K ₂ O	5,04	0,588 (N) 0,206 (P ₂ O ₅) 0,206 (K ₂ O)	8,57
Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung mit 32 % N	5,84	1 (N)	5,84
Kalkammonsalpeter mit 27 % N	8,65	1 (N)	8,65

7.2.4.2 Sensitivitätsanalysen der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion

In Kapitel 7.2.2 konnte herausgearbeitet werden, dass die Auslastung sowie der Strombedarf der Ölmühle entscheidende Schlüsselfaktoren in Bezug auf die Ergebnisse der ökologischen Bewertung der Ölgewinnung (Prozessgruppe [B]) sind. Ein weiterer Schlüsselfaktor, der sich auf die gesamte Prozesskette der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion auswirkt, ist die Ölausbeute. Diese Faktoren sollen im Rahmen der Sensitivitätsanalyse der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion näher untersucht werden.

Sensitivität der Auslastung der Ölmühle

Den Basisvarianten der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion in den Ölmühlen X, Y und Z ist die reale Auslastung der jeweiligen Ölmühle für die untersuchten Verarbeitungsjahre zu Grunde gelegt (vgl. Tabelle 82). Um den Einfluss der Auslastung auf die Höhe der CO₂-Äquivalente sowie der Presskosten zu quantifizieren, wird dem Produktionsprozess der Ölgewinnung (Prozessgruppe [B]) eine Auslastung von 0 bis 100 % unterstellt. Eine 100 %ige Auslastung entspricht 365 Presstagen mit 24 Verarbeitungsstunden, wobei aus einer Umfrage im Jahr 2007 eine übliche Vollauslastung von 330 Presstagen ermittelt wurde [411][192].

Tabelle 82: Auslastung der Ölmühlen in den Verarbeitungsjahren 2013/2014 und 2014/2015 (Basisvariante)

	Ölmühle X		Ölmühle Y		Ölmühle Z	
	2013/2014	2014/2015	2013/2014	2014/2015	2013/2014	2014/2015
Auslastung in %	23	27	30	41	25	29
Auslastung in Presstagen	83	98	110	150	90	105

Abbildung 88 zeigt die THG-Emissionen als CO₂-Äquivalente (linke Ordinate) und die Presskosten (rechte Ordinate) der Ölgewinnung (Prozessgruppe [B]) in Abhängigkeit von der Auslastung der Ölmühle. Die THG-Emissionen spiegeln die Mittelwerte der Verarbeitungsjahre 2013/2014 sowie 2014/2015 für alle drei Ölmühlen wieder. Die Presskosten sind als Mittelwert der Verarbeitungsjahre für Ölmühle Y dargestellt.

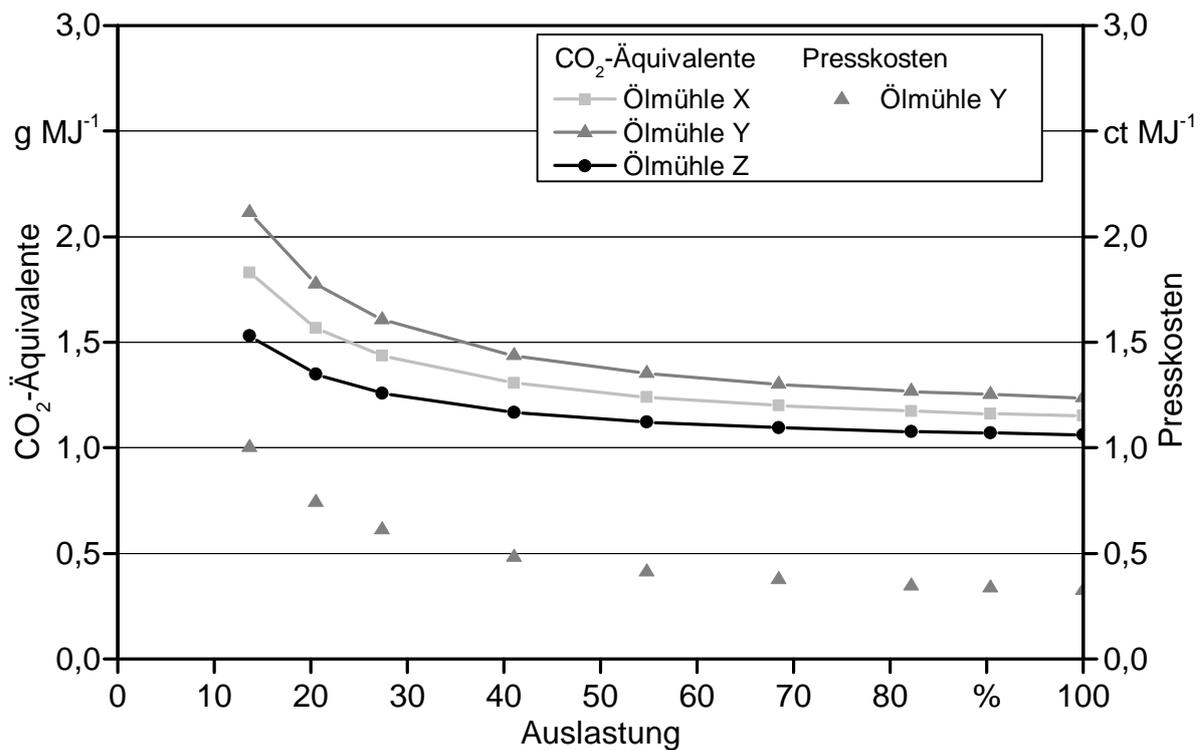


Abbildung 88: Einfluss der Auslastung der Ölmühle auf die THG-Emissionen der Prozessgruppe [B] Transformation - Wertebereich von 10 - 100 %

Es zeigt sich, dass mit sinkender Auslastung sowohl die THG-Emissionen als auch die Presskosten ansteigen. In dem dargestellten Auslastungsbereich von 10 bis 100 % variieren die THG-Emissionen von 1,51 bis 1,05 g MJ⁻¹ für Ölmühle Z und 2,2 bis 1,25 g MJ⁻¹ für Ölmühle Y. Die Gestehungskosten der Ölmühle Y liegen zwischen 1,0 und 0,3 ct MJ⁻¹. Es wird deutlich, dass die Presskosten unter einer Auslastung von 75 % bzw. 274

Presstagen exponentiell ansteigen. Das bedeutet, dass der Zielwert der Anlagenauslastung unter ökonomischen Gesichtspunkten bei mindestens 75 % bzw. 274 Presstagen liegen sollte, da eine geringere Auslastung einen sehr hohen Effekt auf die Gestehungskosten des Rapsöls hat. Dieses Ergebnis liegt in derselben Größenordnung wie in den Studien von REMMELE (2009) [336]. Dort wird auf Basis einer Marktanalyse empfohlen, die Auslastung einer dezentralen Ölmühle mit mindestens 250 Produktionstagen pro Jahr zu kalkulieren [336]. JAENISCH und SOMMERFELD (2005) geben einen leicht höheren Zielwert an. Nach ihren Untersuchungen sind ab 320 Presstagen nur noch geringe Abnahmen des Ölgestehungspreises zu erwarten [235]. Insgesamt lässt sich ableiten, dass die Auslastung einer dezentralen Ölmühle unter ökonomischen Gesichtspunkten bei mehr als 70 % bzw. 250 Presstagen liegen sollte. Die realen Auslastungen der untersuchten Ölmühlen lagen in den betrachteten Verarbeitungsjahren zwischen 23 und 41 % bzw. 83 und 150 Presstagen und damit unterhalb des Zielwertes.

Die Kurve der THG-Emissionen steigt bereits bei einer Auslastung unter 55 % bzw. 200 Presstagen exponentiell an. Für eine Optimierung der THG-Bilanz sollte die Auslastung daher bei mindestens 55 % bzw. 200 Presstagen liegen, da eine geringere Auslastung einen hohen Effekt auf die THG-Bilanz hat. Dies verdeutlicht auch die nachweisliche Verbesserung der Ergebnisse der THG-Emissionen und der Presskosten im Verarbeitungsjahr 2014/2015 im Vergleich zu 2013/2014. Hier wurde die Auslastung von 23 auf 41 % gesteigert.

Weiterhin geht aus Abbildung 88 hervor, dass der Abstand zwischen den THG-Emissionen der einzelnen Ölmühlen mit sinkender Auslastung zunimmt. Somit wird der Einfluss der Skaleneffekte zwischen Ölmühle X und Ölmühle Z sowie der Unterschied in der Anlagenkonzeption bei Ölmühle Y mit sinkender Auslastung größer.

Ölausbeute

Den Einfluss der Ölausbeute auf die Höhe der CO₂-Äquivalente (linke Ordinate) sowie der Produktionskosten (rechte Ordinate) der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion zeigt Abbildung 89. Für diese Sensitivitätsanalyse wurde unabhängig von der eigentlichen Ölausbeute der jeweiligen Ölmühle (vgl. Tabelle 58) ein Wertebereich von 0,33 bis 0,38 kg Öl je kg Rapssaat festgelegt. Dieser angenommene Wertebereich entspricht den Ölausbeuten, die in Abhängigkeit des Ölgehalts der Rapssaat, in den Praxisanlagen erhoben wurden. Der Ölgehalt in den Praxisanlagen lag in den untersuchten Verarbeitungsjahren zwischen 42,5 und 44,0 %. Die Ölausbeute variierte zwischen 0,351 und 0,374 kg kg⁻¹. Dies entspricht einem Abpressgrad von ca. 80 %.

Die dargestellten Ergebnisse zeigen die jeweiligen Mittelwerte für die Verarbeitungsjahre 2013/2014 und 2014/2015 mit den Erntejahren 2013 und 2014. Bei der Betrachtung der unterschiedlichen Ölausbeuten zwischen 0,33 und 0,38 kg kg⁻¹Saat zeigen sich sowohl sinkende THG-Emissionen als auch sinkende Produktionskosten. Dabei sinken die THG-Emissionen für Ölmühle X von 35,53 auf 34,41 g MJ⁻¹, für Ölmühle Y von 34,51 auf 33,43 g MJ⁻¹ bzw. für Ölmühle Z von 37,07 auf 35,91 g MJ⁻¹. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass bei steigender Ölausbeute die Presskuchenmasse geringer wird. Damit erhöht sich bei der ökologischen Bewertung der Allokationsfaktor zu Lasten des Rapsölkraft-

stoffs. Allerdings sinken bei steigender Ölausbeute auch der Bedarf an Rapssaat je MJ Rapsölkraftstoff und damit auch die mit der Rapsерzeugung verbundenen THG-Emissionen (vgl. Kapitel 7.2.1.1). Letztgenannte sinken im dargestellten Anwendungsfall so stark, dass sie den zu Lasten des Rapsölkraftstoffs höheren Allokationsfaktor mehr als kompensieren.

Die Gestehungskosten für Ölmühle Y sinken von 2,26 bis 2,06 ct MJ⁻¹ (vgl. Abbildung 89). Auch hier werden die geringere Ausbeute an Rapspresskuchen und damit der geringere Erlös durch die Einsparungen des Rapssaatbedarfs übervorteilt. Diese positive Kostenveränderung ist jedoch abhängig vom Einkaufspreis der Rapssaat sowie vom Erlös des Rapspresskuchens.

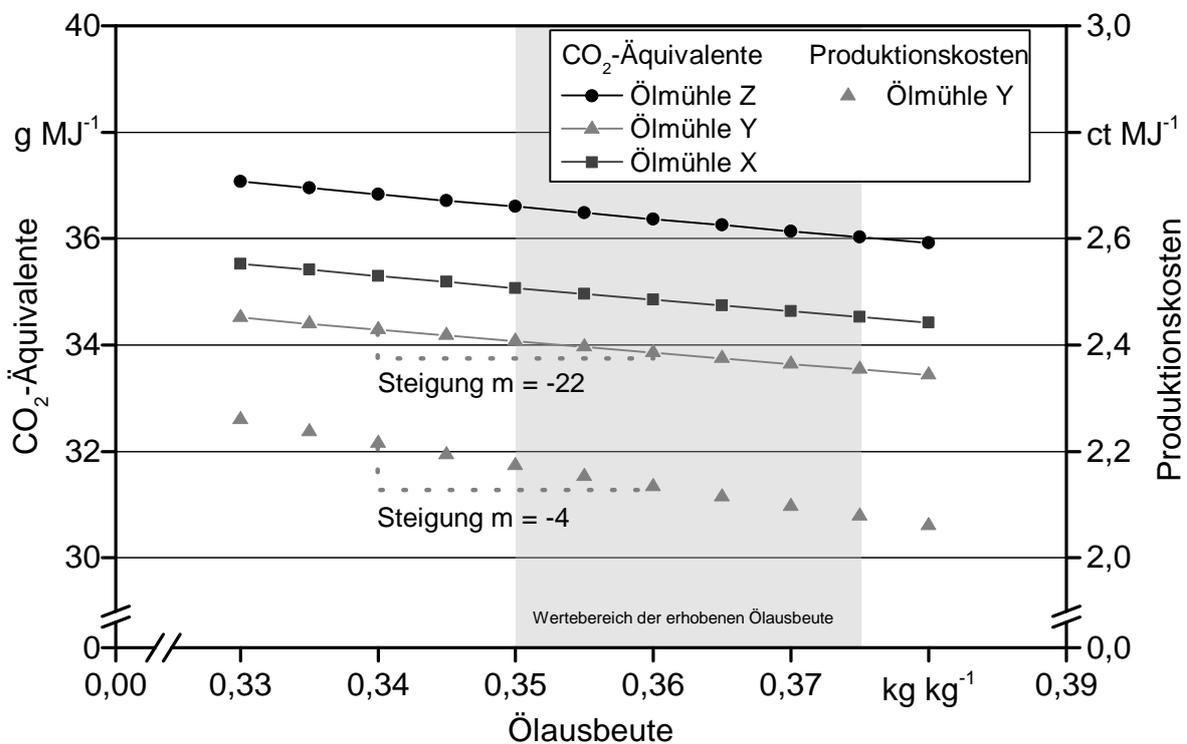


Abbildung 89: Einfluss der Ölausbeute auf die THG-Emissionen der Rapsölkraftstoffproduktion

Darüber hinaus kann aus der Sensitivitätsanalyse "Ölausbeute" mit Hilfe der Steigungsformel (vgl. Formel (7.13)) eine unterschiedliche Ausprägung der Auswirkungen auf die THG-Emissionen und die Gestehungskosten abgeleitet werden.

$$m = \frac{y_2 - y_1}{x_2 - x_1} \tag{7.13}$$

So weisen die Graphen der CO₂-Äquivalente eine deutlich höhere negative Steigung auf ($m = -22$) als der Graph der Produktionskosten ($m = -4$). Folglich wirkt sich die Änderung der Ölausbeute deutlich stärker auf die THG-Emissionen als auf die Produktionskosten aus.

Erzeugung von Eigenstrom durch Verstromung von Rapsöl im BHKW

Das Szenario Eigenstrom bezieht sich ausschließlich auf die Ölmühle Y. In dieser Ölmühle wird derzeit ein BHKW mit einer installierten elektrischen Leistung von 25 kW, einer installierten thermischen Leistung von 45 kW und einer Brennstoffleistung von 79,6 kW betrieben. Daraus ergibt sich ein Verbrauch von 7,642 kg Rapsöl pro Stunde. Der Nutzungsgrad wird mit 0,9 angenommen. Dem BHKW wird bei Betrieb der Ölmühle eine kontinuierliche Produktion von Strom und Wärme unterstellt.

Ein Vergleich mit der Energie- und Stoffstromanalyse der Ölmühle Y zeigt, dass mit dem vorhandenen BHKW weniger Strom generiert werden kann, als von der Anlage an Prozessenergie benötigt wird. Folglich kann der erforderliche Strombedarf nur anteilig durch die Verstromung von Rapsöl im BHKW substituiert werden. Das Referenzsystem für den substituierten Fremdstrom ist der deutsche Strommix (vgl. Tabelle 83).

Tabelle 83: Kenndaten zur Strom- und Wärmeerzeugung in Ölmühle Y

	Ölmühle Y	
	2013/2014	2014/2015
Stromerzeugung		
Eigenstromerzeugung im BHKW in MJ kg ⁻¹ Saat	0,099	0,099
zusätzl. Fremdstrom in MJ kg ⁻¹ Saat	0,153	0,159
Strombedarf der Ölmühle in MJ kg ⁻¹ Saat	0,252	0,258
Wärmeerzeugung		
Wärme gesamt	0,182	0,182
Wärmebedarf der Ölmühle in MJ kg ⁻¹ Saat	0,039	0,039
potentielle Nutzwärme in MJ kg ⁻¹ Saat	0,143	0,143
verkaufte Wärme in MJ kg ⁻¹ Saat	0,072	0,072
weitere Bilanzkenngrößen		
zusätzlicher Rapssaarbedarf in kg kWh ⁻¹ Strom	0,50	0,51
exergetischer Allokationsfaktor Strom in %	78,9	78,9
Wärmepreis in € MWh ⁻¹	75	75
Emissionsfaktor Strom aus Rapsöl in g kWh ⁻¹	365	320
Emissionsfaktor Referenzsystem für Fremdstrom (deutscher Strommix) in g kWh ⁻¹	399	399

Die im BHKW gleichzeitig erzeugte Wärme dient einerseits als Prozesswärme und andererseits für die Beheizung des Verwaltungsgebäudes (Nutzwärme). Der Anteil der Prozesswärme liegt bei 21 % und der Anteil der Nutzwärme bei 79 % (vgl. Tabelle 83). Die Nutzwärme wird bei der Bewertung der ökologischen Wirkungen mittels exergetischer Allokation berücksichtigt (vgl. hierzu Kapitel 2.4.4 sowie Tabelle 83). Bei der Bewertung der Produktionskosten werden 50 % der Nutzwärme mit einem Wärmeerlös (Gutschrift) berücksichtigt.

Abbildung 90 zeigt die Bilanzergebnisse der ökologischen Bewertung am Beispiel der Wirkungskategorie Globale Erwärmung als CO₂-Äquivalente in g MJ⁻¹. Hierbei sind die Ergebnisse des Szenarios Erzeugung von Eigenstrom durch Verstromung von Rapsöl im BHKW den Ergebnissen des Basiszenarios für die Jahre 2013 und 2014 einander gegenübergestellt. Der Vergleich der Basisvariante mit dem Szenario Eigenstrom zeigt einen geringen Rückgang der THG-Emissionen im Fall der Eigenstromerzeugung. So sinken im Jahr 2013 die THG-Emissionen von 36,3 g MJ⁻¹ auf 35,7 g MJ⁻¹ und im Jahr 2014 von 31,8 g MJ⁻¹ auf 31,2 g MJ⁻¹. Dabei ist zu beobachten, dass die Emissionen, die mit der Erzeugung und Bereitstellung der Biomasse [A] in Verbindung stehen, im Vergleich zur Basisvariante von 34,5 bzw. 30,2 g MJ⁻¹ auf 34,7 bzw. 30,3 g MJ⁻¹ geringfügig ansteigen. Dies ist auf den zusätzlichen Bedarf an Rapssaat (3 %) je MJ Rapsölkraftstoff zurückzuführen, der für die Rapsölproduktion zur Verstromung im BHKW benötigt wird.

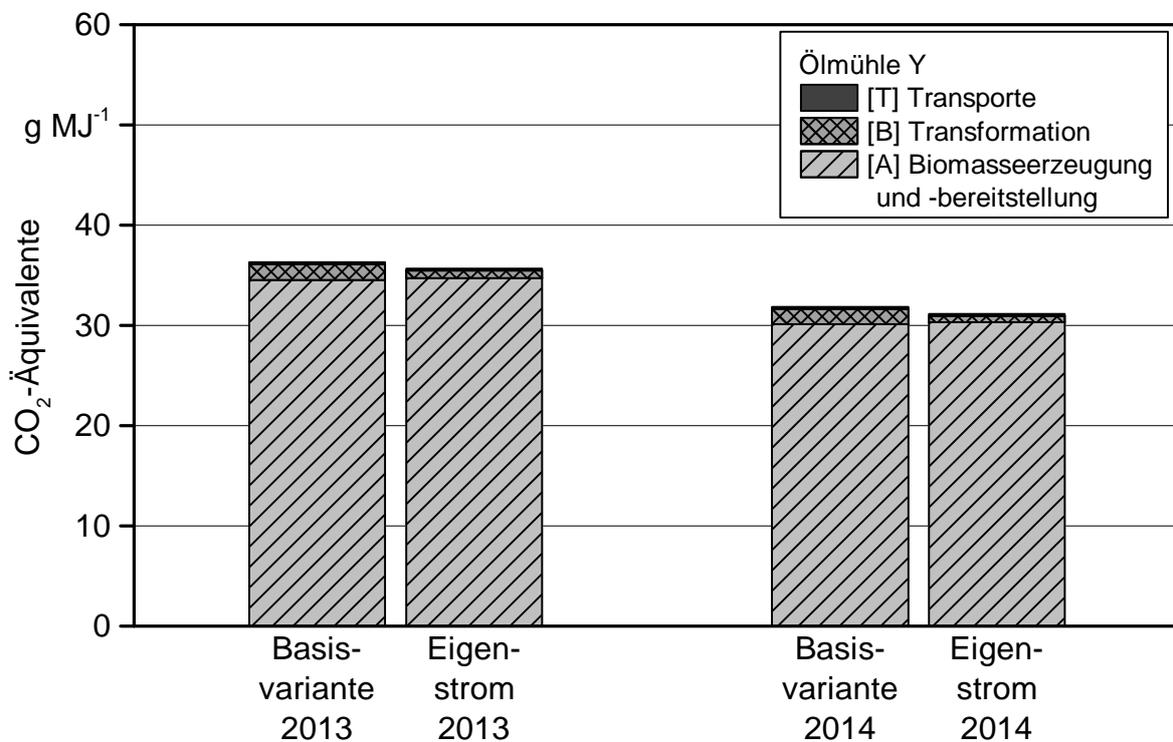


Abbildung 90: THG-Emissionen von Rapsölkraftstoff von Ölmühle Y in den Verarbeitungsjahren 2013/14 und 2014/15 mit und ohne Eigenstromnutzung

Die Emissionen der eigentlichen Ölgewinnung [B] dagegen sinken von 1,57 bzw. 1,47 g MJ⁻¹ auf 0,76 bzw. 0,63 g MJ⁻¹. Grund hierfür ist die Reduzierung des Fremdstrombedarfs, der über den deutschen Strommix abgedeckt wird. Hierbei zeigt der deutsche Strommix einen leicht höheren Emissionsfaktor von 399 g kWh⁻¹ auf als die Stromerzeugung aus Rapsöl (365 bzw. 320 g kWh⁻¹) (vgl. Tabelle 83).

Bei der ökonomischen Bewertung sinken die Produktionskosten für Rapsölkraftstoff um ca. 0,01 € MJ⁻¹ (vgl. Abbildung 91) durch den Betrieb des BHKWs. Ausschlaggebend ist hierfür zum einen der Wärmeverkauf (vgl. Tabelle 83) und zum anderen geringere Kosten für den Stromeinkauf. Zur Ermittlung der Produktionskosten des Rapsölkraftstoffes werden die Erlöse des Wärmeverkaufs identisch zu den Erlösen des Rapspresskuchens von den Gesamtkosten der Ölmühle abgezogen. Diesen Kosteneinsparungen steht der höhere Bedarf an Rapssaat je Liter Rapsölkraftstoff bzw. ein geringerer Rapsölkraftstoffverkauf gegenüber. Der in dieser Sensitivitätsanalyse aufgezeigte ökonomische Vorteil kann also durch einen hohen Verkaufspreis von Rapsölkraftstoff bzw. einem hohen Einkaufspreis der Rapssaat vermindert werden. Auch Änderungen bei den gesetzlichen Rahmenbedingungen zur Eigenstromversorgung können zu einer veränderten ökonomischen Situation führen.

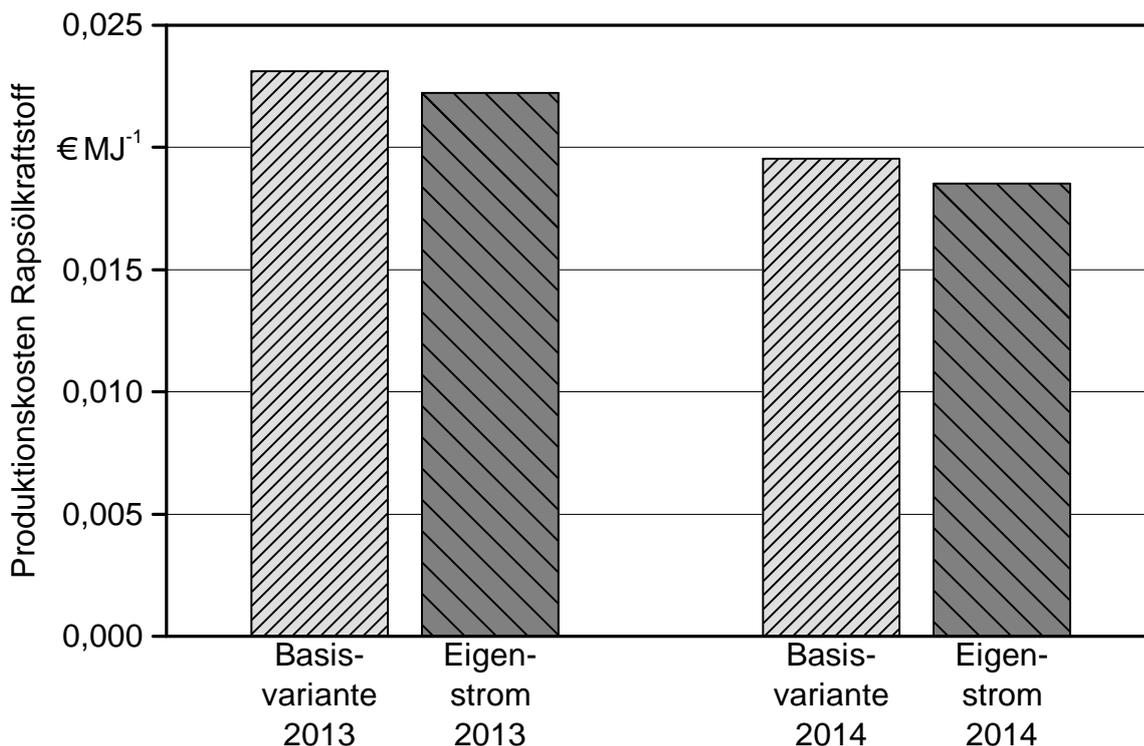


Abbildung 91: Produktionskosten von Rapsölkraftstoff von Ölmühle Y in den Verarbeitungsjahren 2013/14 und 2014/15 mit und ohne Eigenstromnutzung

7.3 Diskussion

7.3.1 Methodenvergleich: Berechnung von N₂O-Feldemissionen

Im Rahmen von ExpResBio werden zur Berechnung von direkten und indirekten N₂O-Feldemissionen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen die Aktivitätsdaten (N-Mengen aus Mineral- und Wirtschaftsdünger sowie Ernte-Wurzelrückständen) standardmäßig mit globalen Emissionsfaktoren nach IPCC (siehe Tabelle 56 in Kapitel 7.1.4) bewertet. Standorteinflüsse werden jedoch hierbei nur unzureichend in die THG-Bilanzen einbezogen. Die tatsächliche Höhe der N₂O-Feldemission ist von bodenspezifischen Parametern abhängig, die wiederum von der Bewirtschaftungsweise beeinflusst werden. Die Berücksichtigung der konkreten Standort- und Produktionsbedingungen ist bei der Ableitung praktisch umsetzbarer THG-Minderungsstrategien, besonders für N-intensive landwirtschaftliche Kulturen wie dem Raps, von großer Bedeutung. Die Untersuchungen zur Rapserzeugung in den drei bayerischen Boden-Klima-Räumen haben gezeigt, dass THG-Emissionen zu mehr als der Hälfte durch N₂O-Feldemissionen verursacht werden (Tabelle 73). Auch im Hinblick auf die festgelegten Mindestwerte zur Reduktion der Treibhausgasemissionen von Biokraftstoffen (Biokraft-NachV) [59] kann die verwendete Methode zur Berechnung der N₂O-Feldemissionen die betrieblichen Ergebnisse beeinflussen und so über die Vorzüglichkeit (THG-Quote) oder sogar den Marktzugang des entsprechenden Biokraftstoffs entscheiden.

Im Folgenden wird anhand der Methode von STEHFEST und BOUWMAN (2006) [387] dargestellt, welchen Einfluss die Berücksichtigung von standortspezifischen Parametern auf die Ergebnisse der N₂O-Feldemissionen hat. Hierbei werden die direkten N₂O-Feldemissionen aus Mineral- und Wirtschaftsdünger nach Standort- (Klimazone, Bodentextur, Kohlenstoffgehalt im Boden und pH-Wert im Boden) und Bewirtschaftungsparametern (N-Applikationsrate und Art der Feldfrucht) bewertet. Die Methode von STEHFEST und BOUWMAN (2006) wird unter anderem im Global Nitrous Oxide Calculator (GNOC) verwendet. Der GNOC wird für die Bewertung der THG-Standardwerte von Biokraftstoffen in der EU-Gesetzgebung entwickelt.

Nach STEHFEST und BOUWMAN (2006) werden Standorte in verschiedene Klassen bezüglich der Klimazone (gemäßigt kontinental, gemäßigt ozeanisch, subtropisch, tropisch), der Bodentextur (grob-, mittel- bzw. feinkörnig), des Kohlenstoffgehaltes im Boden (< 1 %, 1 bis 3 % bzw. > 3 %) und pH-Wertes im Boden (< 5,5; 5,5 bis 7,3 bzw. > 7,3) eingeteilt. Weiterhin befinden sich alle untersuchten Betriebe in der gemäßigten ozeanischen Klimazone (vgl. Tabelle 84). Demnach hat der Standortparameter „Klimazone“ keinen Einfluss auf die unterschiedlichen Ergebnisse in den Boden-Klima-Räumen.

Die Bodentextur dagegen hat einen erheblichen Einfluss auf die Bildung von N₂O-Feldemissionen. In Böden mit mittelkörniger Textur (lehmige Böden mit weniger als 35 % Ton und weniger als 65 % Sand; auch Sandanteile bis zu 82 % sind möglich, wenn der Tonanteil mindestens 18 % beträgt) kommt es aufgrund eines optimalen Anteils des wassergefüllten Porenraumes zu einer reduzierten N₂O-Bildung. Auch der Kohlenstoffgehalt im Boden (C_{org}) beeinflusst die Intensität der N₂O-Feldemissionen. Vor allem De-

nitrifizierer nutzen Kohlenstoff z. B. als Elektronendonator bei der Denitrifikation. Deshalb erhöht sich die Denitrifikationsrate je mehr C_{org} vorhanden ist. Letztlich haben STEHFEST und BOUWMAN (2006) beobachtet, dass die N_2O -Bildung ab einem pH-Wert von 5,5 bis 7,3 leicht und ab einem pH-Wert von mehr als 7,3 stark abnimmt.

Tabelle 84: Zuordnung der standortspezifische Parameter für die untersuchten Betriebe nach STEHFEST und BOUWMAN (2006) [387] mittels GNOC [258]

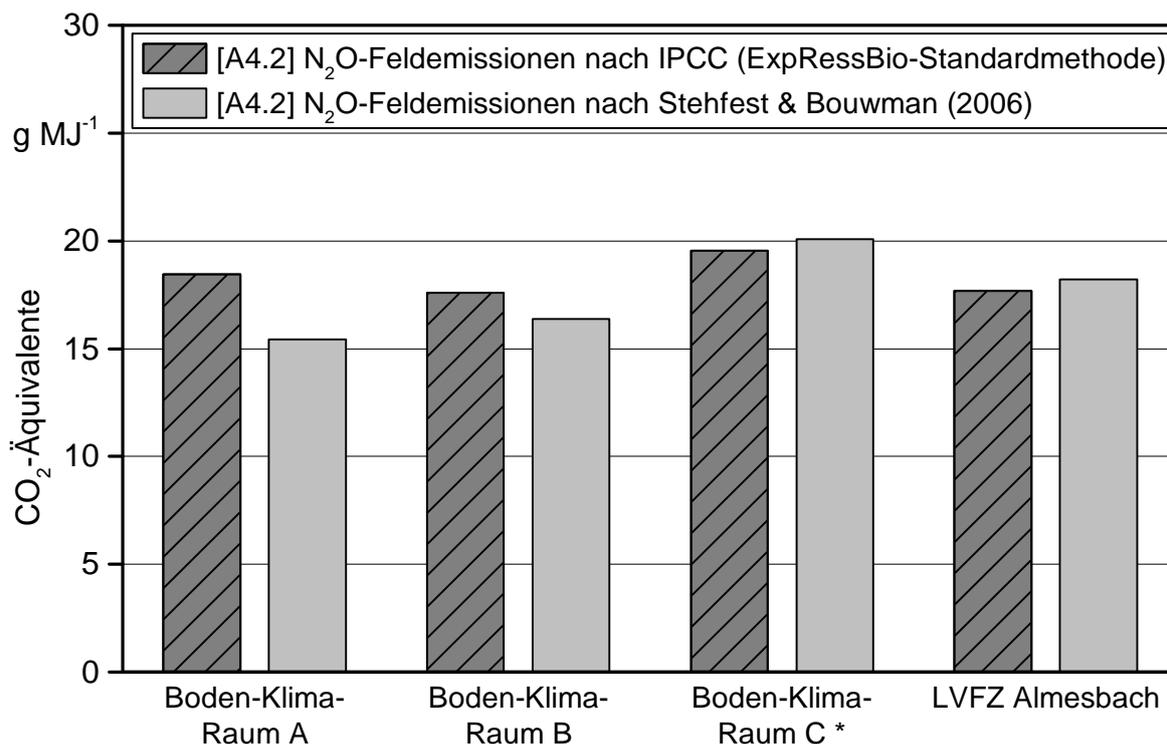
	Klimazone	Bodentextur	Kohlenstoffgehalt im Boden in %	pH-Wert im Boden
Boden-Klima-Raum A				
Betrieb 1	gemäßigt ozeanisch	mittelkörnig	< 1	> 7,3
Betrieb 2	gemäßigt ozeanisch	mittelkörnig	< 1	5,5 - 7,3
Betrieb 3	gemäßigt ozeanisch	mittelkörnig	< 1	> 7,3
Betrieb 4	gemäßigt ozeanisch	mittelkörnig	< 1	5,5 - 7,3
Betrieb 5	gemäßigt ozeanisch	mittelkörnig	< 1	5,5 - 7,3
Boden-Klima-Raum B				
Betrieb 1	gemäßigt ozeanisch	mittelkörnig	1 - 3	5,5 - 7,3
Betrieb 2	gemäßigt ozeanisch	mittelkörnig	1 - 3	5,5 - 7,3
Betrieb 3	gemäßigt ozeanisch	mittelkörnig	1 - 3	5,5 - 7,3
Betrieb 4	gemäßigt ozeanisch	mittelkörnig	1 - 3	5,5 - 7,3
Betrieb 5	gemäßigt ozeanisch	mittelkörnig	1 - 3	5,5 - 7,3
Boden-Klima-Raum C				
Betrieb 1*	gemäßigt ozeanisch	mittelkörnig	< 1	5,5 - 7,3
Betrieb 2	gemäßigt ozeanisch	grobkörnig	1 - 3	< 5,5
Betrieb 3*	gemäßigt ozeanisch	mittelkörnig	1 - 3	5,5 - 7,3
Betrieb 4	gemäßigt ozeanisch	grobkörnig	1 - 3	< 5,5
Betrieb 5	gemäßigt ozeanisch	grobkörnig	1 - 3	< 5,5
LVFZ Almesbach	gemäßigt ozeanisch	grobkörnig	1 - 3	< 5,5

*Betriebe liegen im nördlichen Teil des Boden-Klima-Raums B, an der Grenze zu C (vgl. Kapitel 7.1.5)

Im Vergleich zur ExpResBio-Standardmethode zeigt die Anwendung der standortspezifischen Parameter nach STEHFEST und BOUWMAN (2006) unterschiedliche Auswirkungen auf die Ergebnisse der N_2O -Feldemissionen. Während sich die Ergebnisse für die N_2O -Feldemissionen im Boden-Klima-Raum A um 16 % und Boden-Klima-Raum B um 7 % verringern, steigen diese im Boden-Klima-Raum C und dem LVFZ Almesbach um jeweils 3 % leicht an. (Abbildung 92).

Bei der Berechnung der N_2O -Feldemissionen nach STEHFEST und BOUWMAN (2006) sind die stark verringerten Ergebnisse im Boden-Klima-Raum A auf eine optimale Bodentex-

tur (mittelkörnig), einen minimalen Kohlenstoffgehalt im Boden (< 1 %) und mittlere (5,5 bis 7,3) bis hohe pH-Werte im Boden (> 7,3) zurückzuführen. Zusätzlich machen sich die im Vergleich zu den anderen Boden-Klima-Räumen geringeren N-Zufuhren (siehe Tabelle 73) positiv bemerkbar. Die Standortparameter der Betriebe im Boden-Klima-Raum B sind grundsätzlich mit denen im Boden-Klima-Raum A vergleichbar. Lediglich die Kohlenstoffgehalte im Boden sind mit 1 bis 3 % betriebsübergreifend höher. Zudem liegen die pH-Werte in allen Betrieben zwischen 5,5 bis 7,3.



* beinhaltet zwei Betriebe, die im nördlichen Teil des Boden-Klima-Raums B an der Grenze zu C liegen (vgl. Kapitel 7.1.5)

Abbildung 92: N₂O-Feldmissionen in den drei bayerischen Boden-Klima-Räumen und dem LVFZ Almesbach in Abhängigkeit der Methode zur Berechnung der N₂O-Feldmissionen

Nach STEHFEST und BOUWMAN (2006) befinden sich das LVFZ Almesbach und die drei Betriebe im Boden-Klima-Raum C²⁰ auf Standorten, die die N₂O-Bildung im Boden erhöhen. Demnach werden das LVFZ Almesbach und die drei Betriebe im Boden-Klima-Raum C den Klassen "grobkörnige Bodentextur und "pH-Wert < 5,5" zugeordnet. Zudem werden das LVFZ Almesbach und alle Betriebe im Boden-Klima-Raum C, bis auf eine Ausnahme, der Klasse "C_{org} = 1 bis 3 %" zugeordnet. Die vergleichsweise hohen N-Zufuhren wirken sich darüber hinaus negativ auf die Ergebnisse der N₂O-Feldmissionen aus.

²⁰ Dem Boden-Klima-Raum C wurden zwei Betriebe aus dem nördlichen Teil des Boden-Klima-Raums B an der Grenze zu Boden-Klima-Raum C zugeordnet, da diese Betriebe die gleiche Ölmühle (Z) beliefern und die klimatischen Verhältnisse eher den landwirtschaftlichen Praxisbetrieben in Boden-Klima-Raum C entsprechen (vgl. auch Kapitel 7.1.5)

7.3.2 Methodenvergleich: Umgang mit Koppelprodukten

In der bisherigen Ergebnisdarstellung erfolgte die Aufteilung der Umweltbelastungen zwischen dem Rapsöl und dem Rapspresskuchen gemäß der Richtlinie 2009/28/EG (RED) [142] durch Allokation nach dem Energiegehalt. Nach Richtlinie 2009/28/EG eigne sich die Energieallokationsmethode für Regulierungszwecke am besten, da sie leicht anzuwenden und im Zeitablauf vorhersehbar sei, kontraproduktive Anreize auf ein Mindestmaß begrenze und Ergebnisse hervorbringe, die in der Regel mit den Ergebnissen der Substitutionsmethode vergleichbar seien. Weiterhin wird geraten für politische Analysen auch die Ergebnisse der Substitutionsmethode heranzuziehen [142].

Bei der Biokraftstoffproduktion entsteht als Koppelprodukt ein hochwertiges Eiweißfuttermittel, das keiner energetischen Nutzung zugeführt wird. Der Heizwert, der als Kriterium für die Energieallokation verwendet wird, ist damit von untergeordneter Bedeutung. Wesentliches Kriterium, das die eigentliche Nutzung beschreibt, ist der Futterwert des Rapspresskuchens. Aus diesem Grund soll im nachfolgenden Abschnitt der Einfluss der Methode zum Umgang mit Koppelprodukten auf das Ergebnis der THG-Bilanz dargestellt und diskutiert werden. Hierfür werden die Ergebnisse der THG-Bilanz für die dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion in Bayern einmal alloziert und einmal unter Berücksichtigung der Substitutionsmethode einander gegenübergestellt. Die Herleitung des THG-Emissionsfaktors für das substituierte Sojaschrot inklusive der getroffenen Festlegungen wurden in Kapitel 7.1.6 detailliert dargelegt. Neben der Anwendung der Substitutionsmethode wird der Vorfruchtwert des Rapsanbaus im Rahmen des Substitutionsverfahrens berücksichtigt. Die hierfür getroffenen Festlegungen sind in Kapitel 7.1.7 aufgeführt.

Substitution von Sojaextraktionsschrot durch Rapspresskuchen

Abbildung 93 zeigt die THG-Emissionen der Rapsölkraftstoffproduktion in Bayern (Mittelwert der drei Ölmühlen und Anbaujahre) sowohl als alloziertes Ergebnis als auch für die Anwendung der Substitutionsmethode. Die THG-Einsparungen durch dezentral erzeugten Rapsölkraftstoff bei Anwendung der in der Richtlinie 2009/28/EG (RED) [142] geforderten Energieallokationsmethode liegt bei 58 %.

Um den Rapspresskuchen in seiner tatsächlichen Anwendung als Eiweißfuttermittel zu bewerten, wird in Abbildung 93 zusätzlich zur Allokation die Systemraumerweiterung mit Substitution von Sojaextraktionsschrot durch Rapspresskuchen auf Basis der Futterwerte dargestellt (vgl. Kapitel 7.1.6). Hierbei sind die mit dem Rapsanbau und der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion verbundenen Bruttoemissionen auf der positiven Ordinate und die Gutschriften für die Substitution von Sojaextraktionsschrot durch Rapspresskuchen auf der negativen Ordinate-Achse aufgetragen (siehe Abbildung 93). Die Nettoemissionen sind durch die breitere dunkelgraue Säule dargestellt. Weiterhin wird bei der Anwendung der Substitutionsmethode zwischen den Szenarien „Gutschrift mit LUC“ und „Gutschrift ohne LUC“ unterschieden. Der einzige Unterschied zwischen den Szenarien ist die in Kapitel 7.1.6 ausführlich dargelegte anteilige Landnutzungsänderung (LUC) beim Sojaanbau in Südamerika. Im Szenario „Gutschriften mit LUC“ wird für das aus Südamerika importierte Sojaschrot bzw. für die Sojabohnen eine anteilige Landnutzungsänderung von 8,4 % unterstellt (vgl. Kapitel 7.1.6).

Die dargestellten Ergebnisse zeigen, dass bei Anwendung der Substitutionsmethode die dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion und die Verwendung des Rapspresskuchens als Eiweißfuttermittel die THG-Einsparung im Vergleich zum fossilen Referenzwert bei bis zu 82 % liegt. Ein Vergleich der THG-Einsparungen unter Anwendung der Allokationsmethode und der Substitutionsmethode verdeutlicht, dass die Ergebnisse nur dann miteinander vergleichbar sind, wenn Landnutzungsänderungen bei dem Anbau von Sojabohnen in Südamerika vollständig ausgeschlossen werden können. Die THG-Einsparungen des Szenarios „Gutschriften ohne LUC“ sind mit 59 % nur marginal höher als die nach dem Heizwert allozierten Ergebnisse (58 % THG-Einsparung).

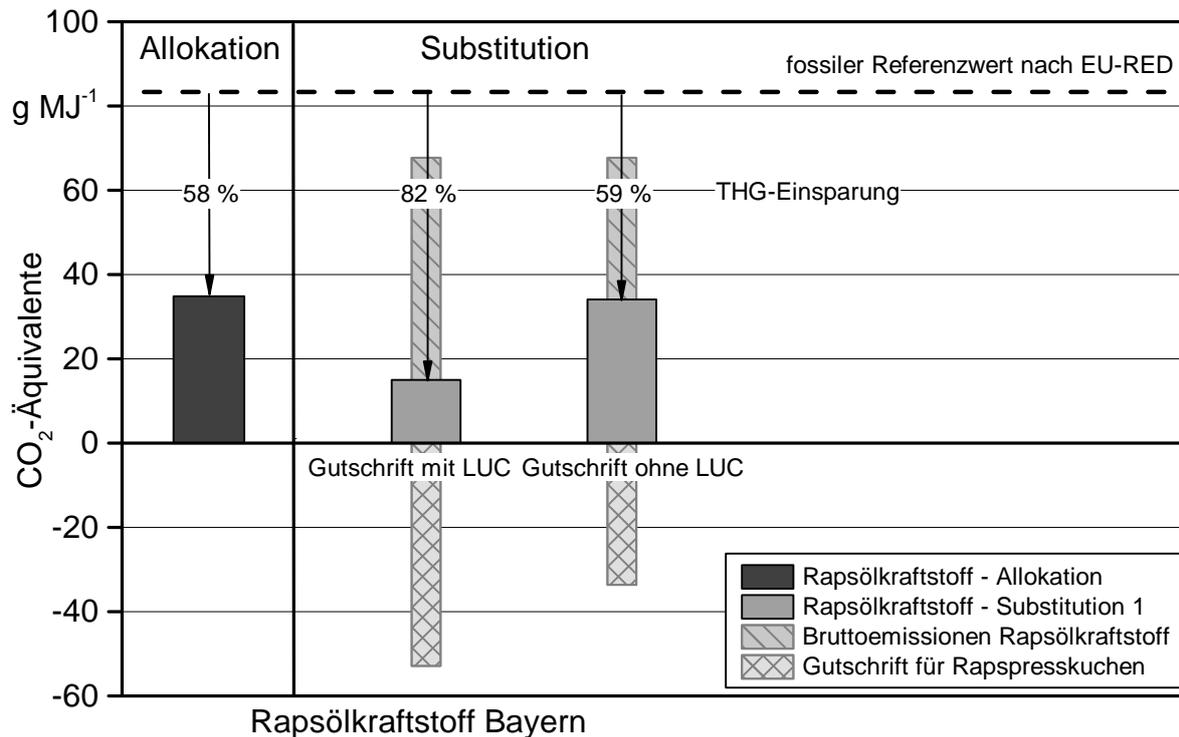


Abbildung 93: THG-Einsparung von Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung im Vergleich zu fossilem Dieselkraftstoff in Abhängigkeit der Methode zur Bewertung des Rapspresskuchens

Untersuchungen von Flessa et al. (2012) [162] sowie Müller-Lindenlauf et al. (2013) [304] weisen jedoch ebenfalls darauf hin, dass die in Kapitel 7.1.6 beschriebenen Landnutzungsänderungen in Brasilien im Zusammenhang mit dem erhöhten Flächenverbrauch für den Sojaanbau stehen. Für die Berechnungen in ExpRessBio wird daher empfohlen, dass die anteiligen Landnutzungsänderungen von 8,4 % auch Berücksichtigung in der THG-Gutschrift finden. Diese Ergebnisse („Gutschrift mit LUC“) zeigen um 24 % Punkte höhere THG-Einsparungen als die Anwendung der Allokationsmethode. Darüber hinaus wird durch die Energieallokationsmethode nach Richtlinie 2009/28/EG (RED) [142] der tatsächliche Verwendungszweck des Rapspresskuchens als hochwertiges Eiweißfuttermittel nicht korrekt dargestellt. Aus diesem Grund sollten für weitere Analysen und strategische Entscheidungen – wie in der EU-RED gefordert – auch die

Ergebnisse der Substitutionsmethode Beachtung finden. Der verwendete Referenzwert zur Anrechnung der Gutschrift ist dabei ausführlich darzulegen und zu begründen und ggf. durch ein weiteres Szenario zu ergänzen.

Berücksichtigung von Fruchtfolgeeffekten

Ein weiterer Aspekt, der mit der Energieallokationsmethode nach Richtlinie 2009/28/EG (RED) [142] nicht abgebildet werden kann, ist der Vorfruchteffekt des Rapsanbaus. So lassen sich beim nachfolgenden Weizenanbau durch die Vorfruchteffekte des Raps N-Mineraldünger substituieren, die mittels der Substitutionsmethode dem Produktsystem der Rapszerzeugung und dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion gutgeschrieben werden können. Die Gutschrift liegt nach KAGE und PAHLMANN (2013) [242] bei $7,3 \text{ g MJ}^{-1}$ und ist in Abbildung 94 ergänzend zur Gutschrift für den Rapspresskuchen dargestellt.

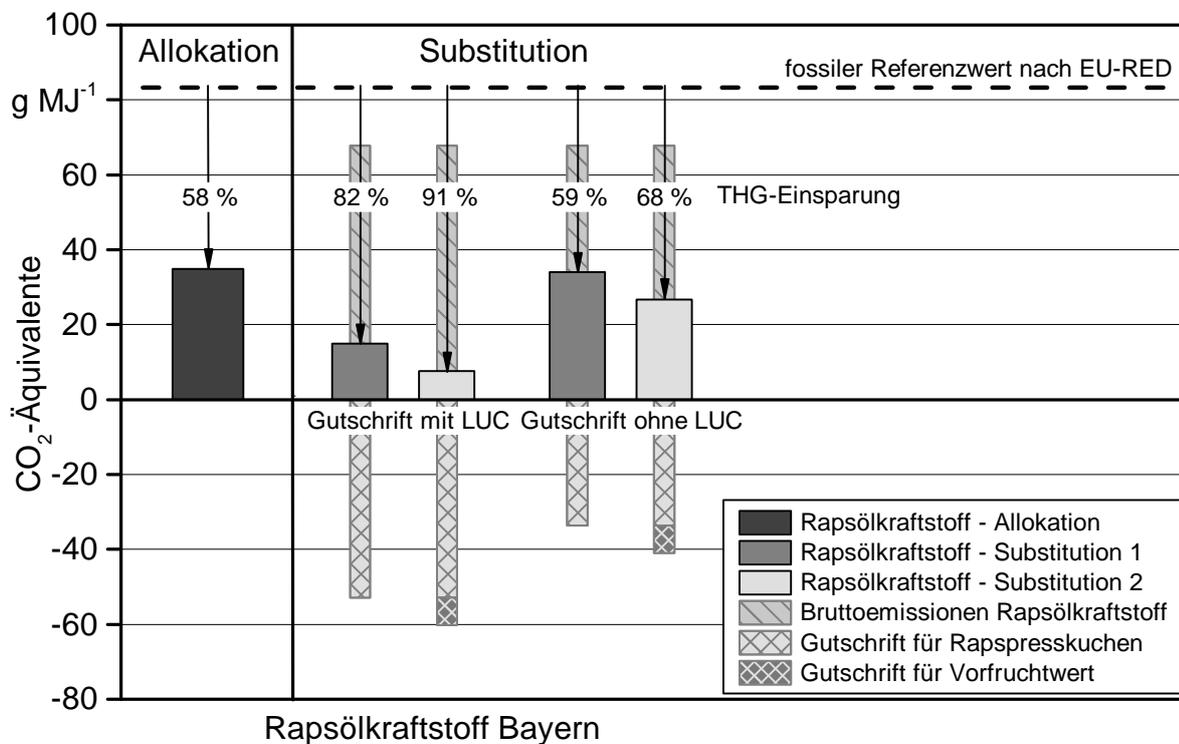


Abbildung 94: THG-Einsparung von Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung im Vergleich zu fossilem Dieselmotorkraftstoff in Abhängigkeit der Methode zur Bewertung des Rapspresskuchens und des Vorfruchtwertes von Raps

Unter Anwendung der Substitutionsmethode kann bei zusätzlicher Anrechnung des Vorfruchtwertes des Rapsanbaus eine maximale THG-Einsparung von bis zu 91 % erreicht werden (Szenario „Gutschrift mit LUC“). Werden mögliche Landnutzungsänderungen beim Anbau von Sojabohnen in Südamerika vollständig ausgeschlossen zeigt Abbildung 94 für das Szenario „Gutschrift ohne LUC“ noch eine THG-Einsparung von 68 % im Vergleich zum fossilen Referenzwert.

Die in Abbildung 94 dargestellten Ergebnisse zeigen, dass die Methode zur Bewertung der Koppelprodukte sowie die Auswahl des Referenzsystems bei Anwendung der Substitutionsmethode einen wesentlichen Einfluss auf das THG-Minderungspotenzial von Rapsölkraftstoff haben. Um eine Fehlbewertung /-interpretation der Ergebnisse zu vermeiden, sollte nicht nur die Bewertungsmethode sondern bei Anwendung der Substitutionsmethode auch das Referenzsystem sehr sorgfältig ausgewählt werden. Weiterhin muss das ausgewählte Referenzsystem ausführlich dargelegt werden, um die Ergebnisse entsprechend interpretieren zu können.

7.3.3 Einordnung der Gesamtergebnisse

Die Einordnung der Ergebnisse in den wissenschaftlichen Kontext erfolgt für die ökologische und ökonomische Analyse getrennt voneinander. Weiterhin wird bei der ökologischen Analyse zwischen den Ergebnissen der Rapserzeugung, der Rapsölkraftstoffproduktion und der Rapsölmethylesterproduktion differenziert.

7.3.3.1 Ökologische Analyse

Nachfolgend werden die Ergebnisse der eigenen Untersuchungen zu den THG-Emissionen der Rapserzeugung, Rapsölkraftstoffproduktion und Rapsölmethylesterproduktion verschiedenen Literaturwerten gegenübergestellt. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die verschiedenen Ergebnisse sowohl auf unterschiedlichen Annahmen bei der Definition des Produktsystems als auch auf Unterschiede in der zu Grunde gelegten Datenbasis beruhen. Die Festlegungen zu den eigenen Analysen der Produktsysteme der Rapserzeugung und Rapsölkraftstoffproduktion bzw. Rapsölmethylesterproduktion sowie die verwendete Datengrundlagen sind in Kapitel 7.1 ausführlich dargelegt.

Rapserzeugung

Die eigenen Untersuchungen zu den THG-Emissionen der Rapserzeugung in Bayern haben gezeigt, dass sowohl auf einzelbetrieblicher Ebene (0,640 bis 1,114 kg kg⁻¹ Rapssaar vgl. Tabelle 72) als auch auf regionaler Ebene (0,822 bis 0,873 kg kg⁻¹ Rapssaar vgl. Tabelle 75) Unterschiede bestehen.

Im Vergleich dazu wird im THG-Rechner ENZO₂ für die Rapserzeugung ein massebezogener RED-Teilstandardwert von 0,688 kg kg⁻¹ ausgewiesen [227]. Als regionale THG-Emissionen für die Rapserzeugung wurden von der EU-Kommission für die bayerischen NUTS-2-Regionen Werte zwischen 0,544 bis 0,554 kg kg⁻¹ veröffentlicht, die zum Teil deutlich unter den eigenen Untersuchungen liegen [415]. Frühere Untersuchungen von KÄGI et al. (2007) [243] zu Umweltwirkungen der Biomasseproduktion von verschiedenen Anbausystemen in der Schweiz zeigen für die Rapserzeugung mit THG-Emissionen von 1,304 bis 1,552 kg kg⁻¹ (TM-Gehalt 100 %) noch deutlich höhere Werte als die eigenen Untersuchungen (TM-Gehalt 92 %). Bei umfangreichen Untersuchungen zum Energiepflanzenanbau in Niedersachsen wurden der Energieaufwand, die THG-Emissionen sowie die versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen der Rapserzeugung modellhaft berechnet [128]. Hierbei zeigte sich bei den berechneten THG-Emissionen eine

Spannweite von 0,653 bis 0,759 kg kg⁻¹ (TM-Gehalt: 92 %) für die verschiedenen Modellregionen. Im Gegensatz zu den eigenen Untersuchungen wurden den aufgeführten Studien keine bzw. nur wenige betriebsspezifische Daten zu Grunde gelegt. So wurden in den Untersuchungen zum Energiepflanzenanbau in Niedersachsen beispielsweise die Stickstoffmengen auf Basis der Düngeempfehlungen der Landwirtschaftskammer kalkuliert. Somit liegt diesen Bilanzen eine sehr hohe Stickstoffeffizienz zu Grunde, was auch die zum Teil deutlich besseren Ergebnisse erklärt.

Die verbindliche Vorgabe zur Anhebung der Mindesteinsparung an THG-Emissionen von Biokraftstoffen gegenüber fossilen Kraftstoffen auf 50 % ab dem Jahr 2017 [142] bedeutet besonders für Raps-Biodiesel eine große Herausforderung. Ob die Produktion von Raps-Biodiesel die geforderte Klimaschutzeffizienz erreicht, wird maßgeblich durch die THG-Emissionen der Raps-erzeugung bestimmt. Entscheidend ist hierbei die Erhöhung der N-Effizienz bei der Rapsdüngung, um die daraus resultierenden N₂O-Feldemissionen zu verringern [316].

Rapsöl-kraftstoffproduktion und Rapsölmethylesterproduktion

Für die Produktion von Rapsöl als Kraftstoff oder zur energetischen Nutzung im BHKW sind in der Literatur nur wenige Untersuchungen zu den THG-Emissionen zu finden, die sich allerdings auf die Rapsölproduktion in industriellen Ölmühlen beziehen [142][355][356][359][410]. Darüber hinaus werden in diesen Untersuchungen unterschiedliche funktionelle Einheiten und Systemgrenzen verwendet, was eine Ergebnisgegenüberstellung zusätzlich erschwert [142][359][410] bzw. nahezu unmöglich macht [355][356][182].

TZSCHEUTSCHLER et al. [410] verwenden in ihrer "Ganzheitlichen Systemanalyse für die Erzeugung und Anwendung von Biodiesel im Verkehrssektor" die Fahrleistung in km bzw. 100 km als funktionelle Einheit. Folglich sind auch die Systemgrenzen andere, da die Verbrennung des Kraftstoffs und die Herstellung und Entsorgung des Fahrzeugs von TZSCHEUTSCHLER et al. mitbilanziert wurden. Die THG-Emissionen für Rapsöl liegen ohne Berücksichtigung von Koppelprodukten bei ca. 122 g km⁻¹. Bei Beachtung der Koppelprodukte (Energie-Allokation) liegen die THG-Emissionen bei 80 g km⁻¹. Bezieht man diese Werte auf den spezifischen Verbrauch, der für Rapsöl („Naturdiesel“) mit 43,8 kWh je 100 km angegeben wird, ergeben sich THG-Werte von 77,37 bzw. 50,7 g MJ⁻¹ [410]. Damit liegt der energieallozierte Wert im oberen Bereich der Ergebnisbandbreite der eigenen Untersuchungen zu dezentral produziertem Rapsöl-kraftstoff (25,15 bis 52,6 g MJ⁻¹ vgl. auch Kapitel 7.2.2.1). Allerdings zeigen die Untersuchungen von TZSCHEUTSCHLER et al. hohe THG-Emissionen für die Kraftstoffnutzung auf. Diese haben bei der Rapsölproduktion ohne Anrechnung der Koppelprodukte einen Anteil von mehr als 30 % an den Gesamtemissionen. Für den energieallozierten THG-Wert ist der Anteil mit mehr als 50 % deutlich höher. Betrachtet man die Ergebnisse von TZSCHEUTSCHLER et al. [410] ohne Kraftstoffnutzung würden die THG-Emissionen für die Produktion von Rapsöl bei ca. 25 g MJ⁻¹ und damit am unteren Rand des Wertebereichs der eigenen Untersuchungen liegen. Für die Verarbeitung der Rapssaat zu teilraffiniertem Rapsöl lässt sich eine THG-Emission von ca. 6 g MJ ableiten, die deutlich über den THG-Emissionen für eine dezentrale Verarbeitung liegt.

In der Studie von SCHMITZ et al. [359] werden THG-Einsparungen unterschiedlicher Biokraftstoffe aufgezeigt. Für reines Pflanzenöl (Rapsöl) wie auch für Rapsölmethylester liegt diese bei $1,9 \text{ kg l}^{-1}$ Biokraftstoff. Unter Berücksichtigung des Heizwertes von $34,59 \text{ MJ l}^{-1}$ Rapsöl bzw. $32,65 \text{ MJ l}^{-1}$ Rapsölmethylester ergibt sich eine THG-Einsparung von $54,9 \text{ g MJ}^{-1}$ bzw. $58,19 \text{ g MJ}^{-1}$. Da aus SCHMITZ et al. [359] allerdings kein Referenzwert für fossilen Dieselkraftstoff hervorgeht, auf den die THG-Einsparung zurückzuführen ist, ist ein direkter Vergleich mit den eigenen Ergebnissen nicht möglich.

Die Richtlinie 2009/28/EG [142] weist für reines Rapsöl einen Standardwert von 36 g MJ^{-1} aus. Dieser wird im Mittel über 3 Jahre (2013-2015) nur in drei der untersuchten 16 Betriebe überschritten. Im regionalen Mittel liegen die THG-Emissionen der eigenen Untersuchungen zwischen $34,1$ und $35,6 \text{ g MJ}^{-1}$. Die Unterschiede zwischen dem Standardwert nach Richtlinie 2009/28/EG und den eigenen Untersuchungen liegen insbesondere in der dezentralen Verarbeitungsstruktur. Für die Verarbeitung gibt die Richtlinie 2009/28/EG einen Teilstandardwert von 5 g MJ^{-1} an. Die eigenen Untersuchungen zeigen, dass bei einer dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion die Verarbeitung zu einer THG-Emission von $1,2$ bis $1,6 \text{ g MJ}^{-1}$ führt (vgl. 7.2.2.1). Für die Rapsölmethylesterproduktion weist die Richtlinie 2009/28/EG einen Standardwert von 46 g MJ^{-1} aus [142]. Die eigenen Untersuchungen variieren von $47,2$ und $50,8 \text{ g MJ}^{-1}$. Der wesentliche Unterschied geht aus den THG-Werten für die Rapserzeugung hervor (vgl. Kapitel 7.2.3).

BRAUNE et al. (2016) [49] dagegen ermitteln für die Rapsölmethylesterproduktion in dezentralen Kleinanlagen mit 35 g MJ^{-1} geringere THG-Emissionen, von denen 10 g MJ^{-1} auf die Verarbeitung zurückzuführen sind. Hierbei wird das Rapsöl in dezentralen Ölmühlen gewonnen, die einen deutlich geringeren Energieaufwand und damit eine bessere THG-Bilanz aufweisen als die industrielle Verarbeitung der Rapssaat. Folglich liegt der THG-Wert von Rapsölmethylester mit Ölgewinnung in industriellen Großanlagen in den Untersuchungen von BRAUNE et al. (2016) bei 42 g MJ^{-1} mit einem Anteil von 14 g MJ^{-1} für die Verarbeitung. Als wesentlicher Grund für die niedrigeren THG-Emissionen im Vergleich zu den eigenen Untersuchungen ist die Datenbasis zur Bilanzierung des Rapsanbaus zu nennen, die in BRAUNE et al. (2016) sowohl für die Erhebung der Aktivitätsdaten als auch für die Emissionsfaktoren aus dem BioGrace-Tool entnommen wurden. Die THG-Emissionen der Verarbeitung liegen mit 10 bzw. 14 g MJ^{-1} in der gleichen Größenordnung wie die eigenen Untersuchungen ($9,9 \text{ g MJ}^{-1}$) [49].

Eine umfassende Analyse zum Einfluss der Bewertung von Koppelprodukten bei der THG-Bilanzierung von Rapsölmethylester zeigen die Untersuchungen von FEHRENBACH et al. (2016) [157]. Hier werden Ergebnisse der Energie-Allokation, der Marktpreisbasierten Allokation sowie Ergebnisse der Substitutionsmethode den Bruttoergebnissen (ohne Bewertung der Koppelprodukte) gegenübergestellt und zeigen ein ähnliches Bild wie die eigenen Untersuchungen (vgl. Kapitel 7.3.2). So variieren die Ergebnisse bei Anwendung der Substitutionsmethode in Abhängigkeit von dem gewählten Referenzsystem (z. B. mit oder ohne Landnutzungsänderungen beim Sojaanbau) sehr stark. Deutlich wird, dass die Wahl des Referenzsystems Sojaschrot ohne Landnutzungsänderungen ebenfalls zu ähnlichen Ergebnissen führt wie die Anwendung der Energie-Allokation [157].

Der vorangehende Versuch die eigenen Ergebnisse aus den vorliegenden Untersuchungen (siehe Kapitel 7) Literaturwerten gegenüberzustellen verdeutlicht noch einmal die Komplexität von Bilanzergebnissen (siehe auch Kapitel 2.6.4). Für eine Gegenüberstellung von Bilanzergebnissen ist eine transparente und harmonisierte Systembeschreibung und Analyse des jeweiligen Produktsystems, wie in den ExpResBio-Methoden [439] dargelegt, zwingend erforderlich. Aus diesem Grund lassen sich andere Untersuchungen zur Rapsöl- und Rapsölmethylesterproduktion mit den Ergebnissen des vorliegenden Berichtes gar nicht oder nur eingeschränkt vergleichen.

7.3.3.2 Ökonomische Analyse

Die in Ölmühle Y ermittelten Produktionskosten von Rapsölkraftstoff befinden sich mit $0,67 \text{ € t}^{-1}$ (2014/15) bzw. $0,80 \text{ € t}^{-1}$ (2013/14) im Bereich von Literaturwerten, die in Studien von RICHTER et al. (2008) [337] und von REMMELE (2009) [336] zwischen $0,46$ bis $0,84 \text{ € t}^{-1}$ variieren. Die deutlich höhere Spanne in den Literaturwerten ist maßgeblich auf den zu Grunde gelegten Rapspreis zurückzuführen. Während in REMMELE (2009) [336] der Rapspreis zwischen $20,7$ und $25,3 \text{ € dt}^{-1}$ variiert, wurden für die Kalkulation der Produktionskosten in Ölmühle Y Rapspreise von 36 bzw. 40 € dt^{-1} bei gleichzeitig höheren Ölgehalten von $43,3 \%$ erhoben. Auch die Aufteilung der jährlichen Gesamtkosten der Ölmühle, bei denen die Kosten für die Rapssaat die Gesamtkosten dominieren, ist mit den Studien von RICHTER et al. (2008) [337], REMMELE (2009) [336] sowie GRAF und REINHOLD (2005) [183] vergleichbar.

Die reinen Presskosten liegen bei den eigenen Untersuchungen in Ölmühle Y bei durchschnittlich $1,51 \text{ € dt}^{-1}$ Rapssaat und werden durch die Kapitalkosten dominiert. GRAF und REINHOLD (2005) [183] geben mit $3,78$ bis $4,86 \text{ € dt}^{-1}$ leicht höhere Presskosten an. Die Unterschiede in den Ergebnissen können auf die jeweilige Anlagenkonfiguration und zu Grunde gelegte Auslastung der Anlage zurückgeführt werden. Die Bedeutung einer "ausreichenden" Auslastung der dezentralen Ölmühle [337] wird durch die Sensitivitätsanalyse der Presskosten von Ölmühle Y in Kapitel 7.2.4.2 unterstrichen. Hierbei ist zu beobachten, dass die Presskosten mit steigender Auslastung sinken. Dies unterstreichen auch die Untersuchungen von JAENISCH und SOMMERFELD (2005) [235] und GRAF und REINHOLD (2005) [183]. JAENISCH und SOMMERFELD (2005) geben mit 320 Presstagen einen leicht höheren Zielwert an als in den vorliegenden Untersuchungen für Ölmühle Y ermittelt wurde (vgl. Kapitel 7.2.4.2). Ab diesem Wert ist nur noch eine geringe Abnahme des Ölgestehungspreises zu erwarten.

In Kapitel 2.7.2 wird die große Bandbreite der THG-Vermeidungskosten der Rapsölkraftstoffproduktion von -50 bis 1.000 € t^{-1} bereits genannt [327]. Die THG-Vermeidungskosten von Ölmühle Y liegen mit 217 € t^{-1} im Verarbeitungsjahr 2013/14 und mit 130 € t^{-1} im Verarbeitungsjahr 2014/15 im unteren Bereich. Ein vergleichbar niedriges Niveau zeigen die Untersuchungen von SCHMITZ et al. [359]. Hier werden für reines Pflanzenöl (Rapsöl) THG-Vermeidungskosten in Höhe von 159 € t^{-1} angegeben. Niedrigere Werte haben beispielsweise Studien berechnet, die anstatt Marktpreise für Rapssaat die Anbaukosten von Raps angesetzt haben (vgl. Kapitel 2.7.2). Diese Methodik darf allerdings

nur gewählt werden, wenn der landwirtschaftliche Anbau und die Ölmühle ein Unternehmen sind und somit kein Markt(-preis) dazwischen steht.

7.3.4 Optimierung des Produktsystems

Im Folgenden werden konkrete Maßnahmen zur Optimierung der THG-Vermeidungsleistung von Rapsölkraftstoff szenarienhaft aufgezeigt. Zum besseren Verständnis der Vorgehensweise erfolgt die Berechnung der Szenarien am Beispiel eines landwirtschaftlichen Praxisbetriebes (Betrieb 1 im Boden-Klima-Raum B) und einer dezentralen Ölmühle (Ölmühle Y). Die Grundlage für die Berechnungen der Szenarien stellen die THG-Emissionen der Rapserzeugung in den Erntejahren 2013 bis 2015 (siehe Kapitel 7.2.1) und der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion in den Verarbeitungsjahren 2013/14 und 2014/2015 (siehe Kapitel 7.2.2).

Ausgehend von dieser Basisvariante wurden folgende Szenarien durchgeführt:

- Szenario 1: Substitution von fossilem Dieselmotorkraftstoff durch den Einsatz von Rapsölkraftstoff in der Rapserzeugung
- Szenario 2: Substitution von NPK-Dünger durch Ammonsulfatsalpeter (ASS) zur Frühjahrsdüngung in der Rapserzeugung
- Szenario 3: Steigerung der Auslastung der Ölmühle auf 90 % (330 Presstage)
- Szenario 4: Steigerung der Ölausbeute auf 0,38 kg Öl je kg Rapssaat
- Szenario 5: Erzeugung von Eigenstrom im Rapsöl-BHKW

Die THG-Vermeidungsleistung von Rapsölkraftstoff berechnet sich aus der Differenz der THG-Emissionen des Referenzsystems (83,8 g MJ⁻¹ für fossilen Dieselmotorkraftstoff) und der Basisvariante bzw. des jeweiligen Szenarios für Rapsölkraftstoff. Die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Optimierung der THG-Vermeidungsleistung müssen auch aus wirtschaftlicher Sicht sinnvoll sein. Um dies zu prüfen, werden die jeweiligen Produktionskosten von Rapsölkraftstoff berechnet und als Kostendifferenz im Vergleich zu fossilem Dieselmotorkraftstoff dargestellt. Als Referenzkosten werden wie in Kapitel 7.1.10.2 beschrieben der Preis für Dieselmotorkraftstoff (93 € hl⁻¹) bei Abgabe von mindestens 100 hl an den Großhandel, frei Zielort gewählt (einschließlich Mineralölsteuer und Erdölbevorratungsbeitrag (EBV), ohne Mehrwertsteuer und abzüglich der Energiesteuer). Auf dieser Basis ergeben sich aktuell Kosten in Höhe von 1,28 ct MJ⁻¹. Für die Umrechnung von Megajoule auf Liter müssen die Differenzen der THG-Emissionen und Produktionskosten mit dem spezifischen Heizwert und der Dichte von Rapsölkraftstoff multipliziert werden (vgl. Tabelle 2 in Kapitel 3.1.2.6). Ausgehend von den THG-Emissionen der Basisvariante (40,38 g MJ⁻¹) errechnet sich für das Beispiel eine THG-Vermeidungsleistung von 43,42 g MJ⁻¹ bzw. 1,50 kg l⁻¹. Für die Berechnung der Kostendifferenz spielt der Bezugspreis der Rapssaat für die Ölmühle eine wesentliche Rolle. In der Regel beziehen dezentrale Ölmühlen die Rapssaat zum Marktpreis. Für die Basisvariante "Rapssaat zu Marktpreis" liegt der Bezugspreis der Ölmühle Y bei 40,0 bzw. 36,0 € dt⁻¹ (siehe Tabelle

60 in Kapitel 7.1.5.1). Die Kostendifferenz von Rapsölkraftstoff zu fossilem Dieselmotorkraftstoff beträgt hierbei knapp 30 ct l⁻¹. Bei einer innerbetrieblichen Verarbeitung der Rapssaat können jedoch Erzeugerkosten angesetzt werden. Bei der Basisvariante "Rapssaat zu Erzeugerkosten" wird also davon ausgegangen, dass die Rapssaat von Landwirt 1 im Boden-Klima-Raum B zu Erzeugerkosten (25,8 € dt⁻¹) an die Ölmühle Y geliefert wird. Die Kostendifferenz von Rapsölkraftstoff zu fossilem Dieselmotorkraftstoff verringert sich hierdurch mit 6,15 ct l⁻¹ deutlich. Die Kosteneffekte der untersuchten THG-Optimierungsszenarien in der Raps-erzeugung können bei Verwendung von Marktpreisen für die Rapssaat nicht abgebildet werden. Folglich können die Szenarien 1 und 2 nur auf die Basisvariante Rapssaat zu Erzeugerkosten bezogen werden. Die Szenarien 3 bis 5 beziehen sich dagegen sowohl auf die Basisvariante Rapssaat zu Erzeugerkosten als auch auf die Basisvariante Rapssaat zu Marktpreis. Auf die THG-Vermeidungsleistung hat die gewählte Basisvariante keinen Einfluss.

Die jeweilige Kostendifferenz der beiden Basisszenarien und der dazugehörigen Optimierungsszenarien in Bezug zur jeweiligen THG-Vermeidungsleistung sind in Abbildung 95 zusammenfassend dargestellt.

Szenario 1: Mit der Substitution von fossilem Dieselmotorkraftstoff durch den Einsatz von Rapsölkraftstoff in der Raps-erzeugung erhöht sich die THG-Vermeidungsleistung auf 1,57 kg l⁻¹. Aufgrund des geringeren Energiegehaltes von Rapsölkraftstoff erhöht sich allerdings auch der Kraftstoffbedarf (Annahme: 5 %), sodass die Kostendifferenz von Rapsölkraftstoff zu fossilem Dieselmotorkraftstoff für dieses THG-Optimierungsszenario im Vergleich zur Basisvariante von 6,15 auf 6,47 ct l⁻¹ leicht ansteigt. Die Kostendifferenz dieses THG-Optimierungsszenarios ist jedoch stark abhängig von Marktpreisen der betrachteten Kraftstoffe. In diesem Szenario wurde für den Rapsölkraftstoff und für den fossilen Dieselmotorkraftstoff ein Bezugspreis von jeweils 90 ct l⁻¹ unter Berücksichtigung der jeweiligen Energiesteuerrückerstattung angenommen. Es ist jedoch anzumerken, dass die Marktpreise durch ordnungspolitische Rahmenbedingungen beeinflusst werden.

Szenario 2: Für die Minderung der THG-Emissionen in der Raps-erzeugung ist ein Standort (v. a. das Ertragspotenzial) und Betriebstyp angepasstes Düngungsmanagement von entscheidender Bedeutung. Im Fall des zu optimierenden Raps-erzeugers (Betrieb 1 im Boden-Klima-Raum B) ist festzustellen, dass für die Frühjahrsdüngung standardmäßig NPK-Dünger verwendet werden, obwohl bereits zur Herstdüngung mit Milchviehgülle eine Versorgung mit Phosphor und Kali erfolgt ist. Da bei der Bereitstellung von NPK-Dünger vergleichsweise hohe THG-Emissionen entstehen, wird dem Raps-erzeuger empfohlen, bei gleicher N-Mineraldüngermenge für die Frühjahrsdüngung künftig Ammoniumsulfatsalpeter (ASS) zu verwenden. Hierdurch kann die THG-Vermeidungsleistung deutlich erhöht werden (1,72 kg l⁻¹). Im Vergleich zur Basisvariante sinkt zudem die Kostendifferenz von Rapsölkraftstoff zu fossilem Dieselmotorkraftstoff für dieses THG-Optimierungsszenario von 6,15 auf 3,14 ct l⁻¹ (vgl. auch Tabelle 85). Grund hierfür sind die niedrigeren Kosten von ASS-Dünger je kg N (siehe Tabelle 59).

Szenario 3: Die Steigerung der Auslastung der Ölmühle auf 90 % (= 330 Presstage) hat einen positiven Effekt auf die THG-Vermeidungsleistung der dezentralen Rapsölkraft-

stoffproduktion. Hier steigt die THG-Vermeidungsleistung unabhängig von der gewählten Basisvariante um $0,01 \text{ kg l}^{-1}$ auf $1,51 \text{ kg l}^{-1}$ an. Grund dafür ist, dass insbesondere die Bauvorleistungen für die Herstellung und Instandhaltung von Maschinen und Geräten [V1] sowie für den Bau und die Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur [V2] auf eine wesentlich größere Menge an Rapsölkraftstoff bezogen werden und dadurch geringer ausfallen (siehe Kapitel 7.2.4.2). In Bezug auf die Kostendifferenz im Vergleich zur jeweiligen Basisvariante zeigt die Steigerung der Auslastung die größten Auswirkungen. Durch die Verteilung der jährlichen Fixkosten (z. B. Kapitalkosten, festangestelltes Personal) auf eine wesentlich größere Menge Rapsölkraftstoff verringern sich die Kosten der Rapsölproduktion deutlich (vgl. Abbildung 95 und Tabelle 85). In Bezug auf die Basisvariante Rapssaat zu Erzeugerkosten führt die Steigerung der Auslastung sogar zu einer negativen Kostendifferenz ($-0,81 \text{ ct l}^{-1}$), da die Kosten für Rapsölkraftstoff in diesem Fall geringer als die Kosten für fossilen Dieselmotorkraftstoff (Referenzsystem) sind. Grund hierfür ist, dass die jährlichen Fixkosten aufgrund des geringeren Substratpreises einen wesentlich höheren Stellenwert einnehmen als bei der Basisvariante Rapssaat zu Marktpreis.

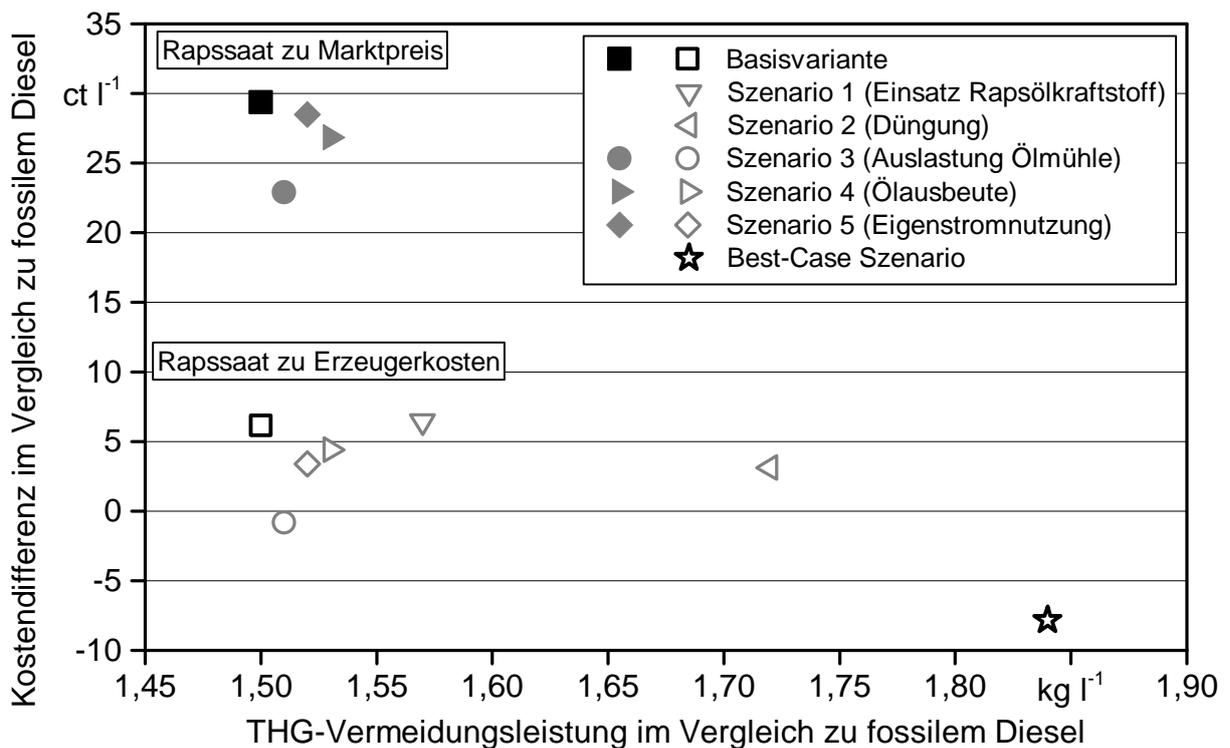


Abbildung 95: THG-Vermeidungsleistung und Kostendifferenz für die Basisvarianten und Optimierungsszenarien von Rapsölkraftstoff im Vergleich zu fossilem Dieselmotorkraftstoff

Szenario 4: Die höhere Ölausbeute von $0,38 \text{ kg je kg Rapssaat}$ führt zu einer größeren Menge an Rapsölkraftstoff bei gleichbleibendem Einsatz von Rapssaat und anderen Vorleistungen (z. B. Strombedarf). Dadurch erhöht sich die THG-Vermeidungsleistung um $0,03 \text{ kg l}^{-1}$ auf $1,53 \text{ kg l}^{-1}$. Weiterhin führt eine höhere Ölausbeute bei identischen Jahreskosten der Ölmühle zu einer geringeren Kostendifferenz. Diese ist in Bezug auf die Ba-

sisvariante Rapssaat zu Marktpreis um $2,52 \text{ ct l}^{-1}$ geringer und liegt bei $26,84 \text{ ct l}^{-1}$. Bezogen auf die Basisvariante Rapssaat zu Erzeugerkosten ist die Kostendifferenz um $1,75 \text{ ct l}^{-1}$ geringer und liegt bei $4,40 \text{ ct l}^{-1}$ (vgl. Abbildung 95 und Tabelle 85). Grund für den geringeren Einfluss auf die Kostendifferenz im Vergleich zur Basisvariante Rapssaat zu Marktpreis sind die geringeren Rapssaatkosten. Insgesamt ist für die Ergebnisse dieses Szenarios zu beachten, dass die Steigerung der Ölausbeute sowohl vom Ölgehalt der Rapssaat als auch vom Abpressgrad der Ölpresung abhängt. Um eine Ölausbeute von $0,38 \text{ kg je kg Rapssaat}$ zu erreichen wird ein Ölgehalt von 44% bei einer Restfeuchte der Saat von 7% und einem Abpressgrad von 80% unterstellt. Diese Parameter können jedoch jahres- und anlagenspezifisch variieren. Weitere Informationen zum Szenario Ölausbeute sind in Kapitel 7.2.4.2 dargelegt.

Szenario 5: Die Nutzung von Eigenstrom des Rapsöl-BHKWs führt einerseits zu einem höheren Bedarf an Rapssaat pro Liter erzeugtem Rapsölkraftstoff. Andererseits werden die THG-Vermeidungsleistung von $1,50$ auf $1,52 \text{ kg l}^{-1}$ erhöht und die Produktionskosten von Rapsölkraftstoff und damit die Kostendifferenz zu fossilem Dieselkraftstoff von $29,36$ bzw. $6,15 \text{ ct l}^{-1}$ auf $28,47$ bzw. $3,38 \text{ ct l}^{-1}$ verringert (vgl. Abbildung 95 und Tabelle 85). Gründe für die Erhöhung der THG-Vermeidungsleistung bzw. die Verringerung der Kostendifferenz sind zum einen der geringere Fremdstrombedarf. Zum anderen führt die Anrechnung des Koppelproduktes Wärme durch Allokation bzw. durch Gutschrift zu der dargestellten Verbesserung der THG-Vermeidung bzw. zur Verringerung der Kosten (vgl. auch Kapitel 7.2.4.2). Die Ergebnisse dieses Szenarios sind damit abhängig von dem Anteil der Wärmenutzung und dem Marktpreis der für den Wärmeverkauf erzielt werden kann.

Um die THG-Optimierung des gesamten Produktsystems der Rapserzeugung und dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion ausweisen zu können, wurden die untersuchten Szenarien zu einem Best-Case Szenario zusammengeführt. Die Ergebnisse des Best-Case Szenarios sind neben den Ergebnissen der Basisvarianten und der Szenarien 1 bis 5 in Tabelle 85 aufgeführt. Um die Effekte der Szenarien 1 und 2 (THG-Optimierungsszenarien der Rapserzeugung) mit in dem Best-Case-Szenario integrieren zu können, wurde das Best-Case Szenario lediglich auf die Basisvariante Rapssaat zu Erzeugerkosten bezogen.

Die Summe aller Optimierungen innerhalb des vollständigen Produktsystems der Rapserzeugung und dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion führt zu einer THG-Vermeidungsleistung von $1,84 \text{ kg l}^{-1}$ Rapsöl im Vergleich zu fossilem Dieselkraftstoff. Die THG-Vermeidungsleistung der Basisvariante dagegen beträgt $1,50 \text{ kg l}^{-1}$. Durch die Optimierung des gesamten Produktsystems kann die THG-Vermeidungsleistung um 12% Punkte (von 52 auf 64%) gesteigert werden. Neben der Steigerung der THG-Vermeidungsleistung führen die durchgeführten Optimierungen zu einer Reduzierung der Kosten für Rapsölkraftstoff von $13,99 \text{ ct l}^{-1}$ im Vergleich zur Basisvariante. Die Kostendifferenz zu fossilem Dieselkraftstoff beträgt $-7,84 \text{ ct l}^{-1}$. Damit weist die dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion unter Berücksichtigung der Erzeugerkosten der Rapssaaterzeugung nicht nur eine deutlich höhere THG-Vermeidungsleistung, sondern auch geringere Bereitstellungskosten als fossiler Dieselkraftstoff auf.

Tabelle 85: THG-Vermeidungsleistung und Kostendifferenz für die Basisvarianten und Optimierungsszenarien von Rapsölkraftstoff im Vergleich zu fossilem Dieselkraftstoff

	THG-Vermeidungsleistung in kg l ⁻¹	Kostendifferenz zu fossilem Dieselkraftstoff in ct l ⁻¹
Basisvariante (Rapssaat zu Marktpreis)	1,50	29,36
Szenario 3 (Auslastung Ölmühle)	1,51	22,89
Szenario 4 (Ölausbeute)	1,53	26,84
Szenario 5 (Eigenstromnutzung)	1,52	28,47
Basisvariante (Rapssaat zu Erzeugerkosten)	1,50	6,15
Szenario 1 (Einsatz Rapsölkraftstoff)	1,57	6,47
Szenario 2 (Düngung)	1,72	3,14
Szenario 3 (Auslastung Ölmühle)	1,51	-0,81
Szenario 4 (Ölausbeute)	1,53	4,40
Szenario 5 (Eigenstromnutzung)	1,52	3,38
Best-Case Szenario	1,84	-7,84

7.4 Handlungsempfehlungen

Die Analyse und Bewertung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen der Rapserzeugung und dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion zeigt unterschiedliche Handlungsfelder auf. Diese unterscheiden sich zwischen Empfehlungen zur kosteneffizienten Optimierung der THG-Bilanzierungsmethodik und Empfehlungen zur Optimierung der THG-Bilanz des untersuchten Produktsystems.

Handlungsempfehlungen zur Optimierung der THG-Bilanzierungsmethodik:

- Zur Analyse und Bewertung von Umweltwirkungen der Rapserzeugung wird empfohlen die regionalspezifischen Gegebenheiten in Bayern zu berücksichtigen. Die durchgeführten Analysen und Bewertungen zu den THG-Emissionen und den Kostenstrukturen zeigen, dass natürliche Standortbedingungen (z. B. Boden und Klima) sowie Betriebsstrukturen einen erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse haben.
- Das THG-Minderungspotenzial von Rapsölkraftstoff, bei dessen Herstellung Eiweißfuttermittel entstehen, wird in Folge der methodischen Berechnungsvorgaben durch die EU-RED als zu gering bewertet. Fruchtfolgeeffekte des Rapsanbaus bleiben gänzlich unberücksichtigt. Da Wechselwirkungen zwischen der Biomasse-, Biogas- und Nahrungserzeugung (Marktfruchtbau, Tierhaltung) jedoch der landwirtschaftlichen Praxis in Bayern entsprechen, wird empfohlen diese in THG-Bilanzen abzubilden. Eine entsprechende methodische Anpassung in der EU-RED (Bewertung des THG-Minderungspotenzials sowohl mit Methode „Heizwert-Allokation“ als auch mit

„Gutschriften“ bei der Berücksichtigung der Koppelprodukte) ist dringend zu empfehlen. Zu diesem Zweck müssen Regeln entwickelt werden, in denen die Vorgehensweise (z. B. Bestimmung des Referenzproduktes und seines Emissionsfaktors, Grundlage zur Berechnung des Substitutionsfaktors) eindeutig festgelegt sind. Die Ableitung von Standardwerten zur Bewertung von klassischen Koppelprodukten wie beispielsweise Rapspresskuchen oder Rapsextraktionsschrot wird ebenfalls empfohlen.

Die Methode zur Bewertung der Koppelprodukte sowie die Auswahl des Referenzsystems bei Anwendung der Substitutionsmethode haben einen wesentlichen Einfluss auf das THG-Minderungspotenzial von Rapsölkraftstoff. Hierdurch entsteht die Gefahr das errechnete THG-Minderungspotenzial falsch zu bewerten. Aus diesem Grund wird empfohlen, dass die Auswahl des Referenzsystems sehr sorgfältig abgewogen werden sollte. Dabei ist das Referenzsystem ausführlich darzulegen und durch eine Sensitivitätsanalyse zu hinterfragen.

Handlungsempfehlungen zur Optimierung der THG-Bilanz von Rapsölkraftstoff

- Das Düngungsmanagement der Rapserzeugung weist sowohl aus ökonomischer als auch aus ökologischer Sicht ein erhebliches Optimierungspotenzial auf. Neben einer quantitativen Betrachtung (bedarfsgerechte Düngung) spielen hierbei auch qualitative Aspekte der eingesetzten Düngerarten bzw. -formen hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen eine entscheidende Rolle.
- Unabhängig von der Bewertungsmethode weist Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung gegenüber fossilen Kraftstoffen ein enormes THG-Einsparungspotenzial auf. Speziell Rapsöl ist ein regional produzierter Kraftstoff, der niedrige volkswirtschaftliche Kosten (ggf. sogar volkswirtschaftliche Leistungen) aufweist. Die Ölmühle bringt Arbeitsplätze und Wertschöpfung für die Region. Langfristig soll fossiler Dieselmotorkraftstoff zum Betrieb von Land- und Forstmaschinen durch Rapsölkraftstoff aus dezentralen Ölmühlen ersetzt werden. Aus diesem Grund wird empfohlen, Rapsölkraftstoff künftig verstärkt in der landwirtschaftlichen Biomasseerzeugung einzusetzen.
- Die Auslastung ist der ausschlaggebende Parameter für die Optimierung der Produktionskosten der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion. Folglich sollten politische Anreize für eine vermehrte Rapsölkraftstoffproduktion geschaffen werden (z. B. das Förderprogramm „RapsTrak200“), um die Auslastung in den Ölmühlen zu erhöhen.

8 Rohholzbereitstellung aus der forstlichen Produktion

8.1 Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung

(Dr. Daniel Klein, André Tiemann, Christoph Schulz, Prof. Dr. Hubert Röder)

8.1.1 Zieldefinition

Im Rahmen von ExpResBio wurden für Bayern relevante Bereitstellungsketten von Rohholz erfasst. Dabei sind alle möglichen Prozesse, die im Verlaufe einer Umtriebszeit anfallen können, von der Bestandesbegründung bis zum Transport der Biomasse zur Weiterverarbeitung berücksichtigt. Alle Ergebnisse für die einzelnen Prozesse bzw. Prozessgruppen wurden einzeln und nicht aggregiert dargestellt. So ist es möglich, durch die Verknüpfung der verschiedenen Prozesse und auf Basis von variablen Bedingungen für die einzelnen Prozesse individuelle Bereitstellungsketten, getrennt nach Sortimenten (Stammholz, Industrieholz, Energieholz) zu erstellen. Neben der Bilanzierung eines guten Standortes wurde auch ein Bestand mit geringer Produktivität modelliert. So konnte der Einfluss der Standortqualität auf verschiedene Umweltindikatoren dargestellt werden. Auch wurde eine Seilbringung betrachtet, um für den in Bayern typischen Sonderstandort Gebirgsraum eine Möglichkeit der Holzbringung zu modellieren.

Auf den Grundmodellen aufbauend wurden Sensitivitätsanalysen für den Wirkungsindikator Klimawandel erstellt und wichtige Parameter (z. B. Kraftstoffverbrauch, Produktivität von Maschinen) auf deren Einfluss auf das Gesamtergebnis bzw. den Einfluss auf die einzelnen Prozesse und Prozessgruppen untersucht, um so mögliche THG-Einsparpotenziale abzuleiten. Dafür wurden THG-Emissionsfaktoren ausgewiesen und in Form von allometrischen Zusammenhängen mit den wichtigsten Einflussfaktoren als erklärende Parameter dargestellt. Letztlich wurde ein realistischer Wertebereich für die Umweltindikatoren der Rohholzbereitstellung ausgewiesen (Variablenanalyse), in dem unterschiedliche Grundannahmen innerhalb einer Bereitstellungskette abgebildet werden können (Sensitivitätsanalyse).

8.1.2 Systemdarstellung und Systemgrenzen

Ein spezifisches Merkmal der Rohholzbereitstellung ist der lange Produktionszeitraum in der Forstwirtschaft. Im Unterschied zu vielen anderen Landnutzungssystemen, in denen zumeist nur ein Jahr oder wenige Jahre betrachtet werden, erstreckt sich dieser zumeist über mehrere Jahrzehnte, manchmal über Jahrhunderte. Betrachtet man nur einen einzelnen Eingriff, z. B. eine Erntemaßnahme zu einem bestimmten Zeitpunkt, so werden viele Prozesse, die vielleicht bereits vor Jahrzehnten im Verlauf der Waldbewirtschaftung aufgetreten sind, vernachlässigt. Um alle möglichen Prozesse zu berücksichtigen, wurde deswegen für die Bereitstellung von Rohholz ein Modellansatz gewählt, der von der Bestandesbegründung bis zur Endnutzung alle (möglichen) Prozesse beinhaltet. Das betrachtete System bildet somit eine baumartenspezifische Umtriebszeit ab. Dennoch können innerhalb dieser Umtriebszeit einzelne Altersklassen betrachtet werden, wenn Umweltwirkungen aus vorgelagerten oder nachgelagerten Prozessen für die spezifische

Altersklasse berücksichtigt werden. Als Basis für die Ökobilanzierung und zur Ermittlung der biologischen Produktion dienen Modellbestände, die mit dem Waldwachstumssimulator SILVA 2.3 generiert wurden. Näheres zu SILVA siehe [323][41].

Die Modellbestände

Modelliert wurden die vier Hauptbaumarten in Bayern (Buche, Eiche, Fichte und Kiefer), jeweils als Reinbestände auf 1 ha Waldfläche. So konnten, nach Stand der 3. Bundeswaldinventur, 80 % der in Bayern vorkommenden Baumarten (nach Waldfläche) berücksichtigt werden ([254]). Diese wurden dann über baumartenübliche Umtriebszeiten nach gängigen und für Bayern üblichen waldbaulichen Richtlinien bewirtschaftet. Dabei wurde zum einen die Entwicklung des stehenden Bestandes modelliert. Zum anderen wurden im Abstand von 5-Jahresperioden die Holzerntemengen als Stammholz (ST), Industrieholz (IH) und Energieholz (Scheitholz (SH)) ausgewiesen. Mit Scheitholz sind ein Meter lange Scheitholzrollen gemeint, die im Folgenden vereinfacht als Scheitholz bezeichnet werden (die weitere Verarbeitung zu fertigen Scheitholzstücken erfolgt unter Prozessgruppe [B] in Kapitel 9).

Die Rohholzbereitstellung wurde auf zwei Standorten (gute bzw. schlechte Wuchsbedingungen) modelliert. Für den guten Standort wurden folgende Standortbedingungen angenommen: 480 m ü NN, Niederschlag 470 mm pro Jahr, 14,7° C mittlere Temperatur in der Vegetationsphase, gute Bodenfeuchte und Nährstoffverfügbarkeit sowie keine Hangneigung und Exposition. Nähere Details zur Modellierung siehe [41]. Der schlechtere Standort (geringere Produktivität) unterscheidet sich vom guten Standort, indem sich Umweltindikatoren aus allgemeinen Prozessen wie Zaunbau oder Pflanzung auf eine geringere Gesamtwuchsleistung beziehen. Für den schlechten Standort wurde eine geringere Temperatur in der Vegetationsperiode, eine schlechtere Wasserversorgung (Niederschlag 300 mm pro Jahr) sowie eine geringere Nährstoffverfügbarkeit angenommen.

Abbildung 96 bis Abbildung 99 beschreiben die Vorratsentwicklungen des verbleibenden Bestandes sowie weitere wichtige forstliche Kennzahlen für den guten und schlechten Standort (Stammzahlen, Oberhöhen, Gesamtwuchsleistungen, mittlere Brusthöhen-durchmesser (BHD) und mittleres Baumvolumen) der vier Hauptbaumarten und verdeutlichen somit die Unterschiede zwischen den beiden Standortsqualitäten. Für die Fichte wurde für den guten Standort eine Umtriebszeit von ca. 120 Jahren, für die Kiefer von 140 Jahren, für die Buche von 160 Jahren und für die Eiche von 180 Jahren gewählt. Für den schlechten Standort ergeben sich bei längeren Umtriebszeiten (Fichte: 150 Jahre, Kiefer: 160 Jahre, Buche: 180 Jahre und Eiche: 210 Jahre) geringere Zuwachsraten und somit einen verringerten Vorratsaufbau. Innerhalb einer Umtriebszeit wurde nahezu der gesamte stockende Vorrat geerntet und es verblieben lediglich ein paar Altbäume, beispielsweise als Biotopbäume oder als Überhälter für die neue Bestandesgeneration. Die Umtriebszeit wurde im Modell hauptsächlich anhand der Bestandeskenndaten gesteuert, d. h. wenn die Bäume im Bestand den angestrebten Zielstärkendurchmesser erreicht haben, erfolgt über einen bestimmten Zeitraum die Endnutzung bis nahezu der gesamte Vorrat geerntet ist. Der Zielstärkendurchmesser lag bei den Laubbäumen höher (50 - 60 cm) als bei den Nadelbäumen (40 - 50 cm), woraus sich neben dem geringeren Wuchspotenzial bei Buche und Eiche die unterschiedlichen Umtriebszeiten begründen.

Für den schlechten Standort wurden geringere Zieldurchmesser festgelegt, um eine zu lange Umtriebszeit zu vermeiden.

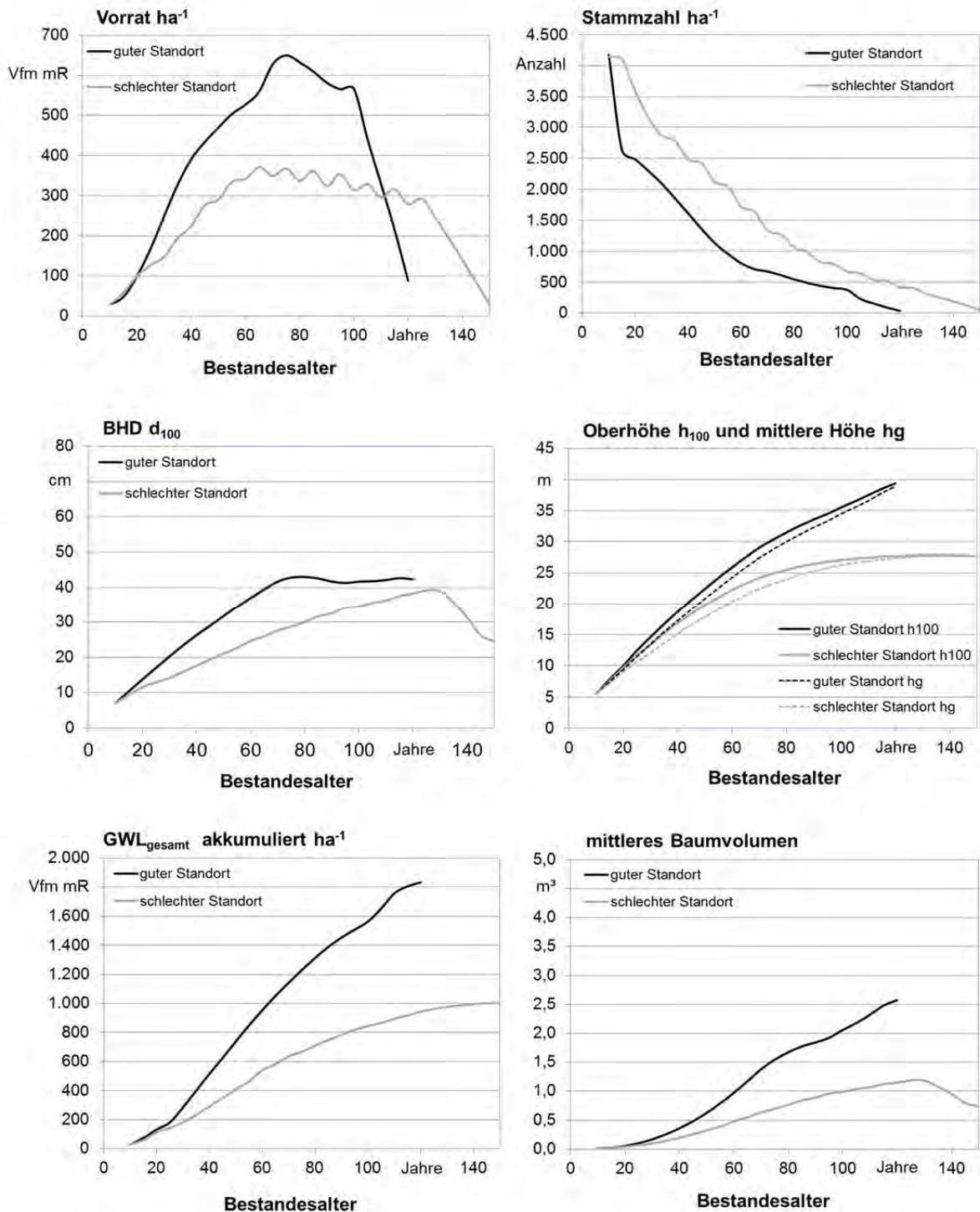


Abbildung 96: Wichtige forstliche Kenngrößen für die Fichte auf gutem und schlechtem Standort

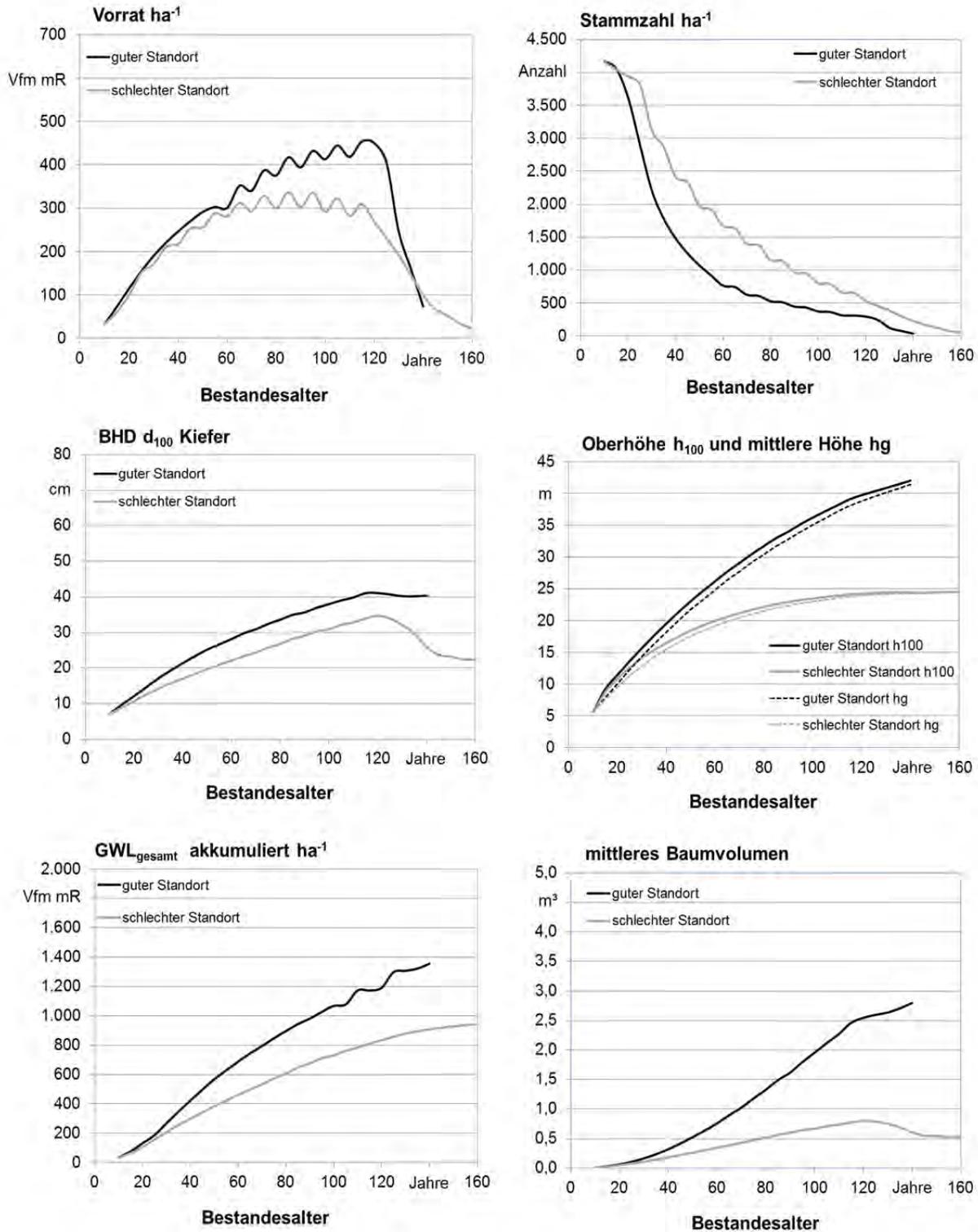


Abbildung 97: Wichtige forstliche Kenngrößen für die Kiefer auf gutem und schlechtem Standort

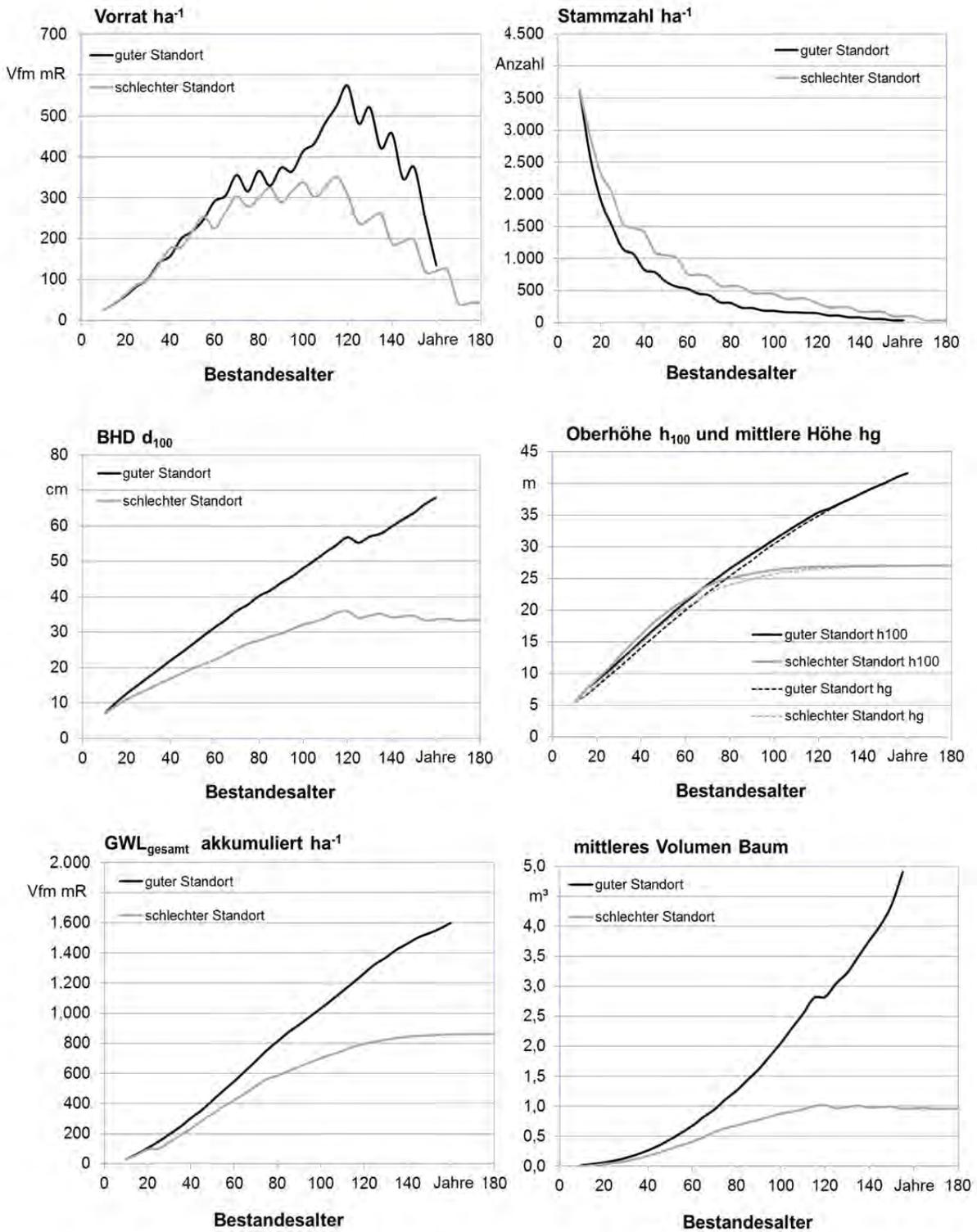


Abbildung 98: Wichtige forstliche Kenngrößen für die Buche auf gutem und schlechtem Standort

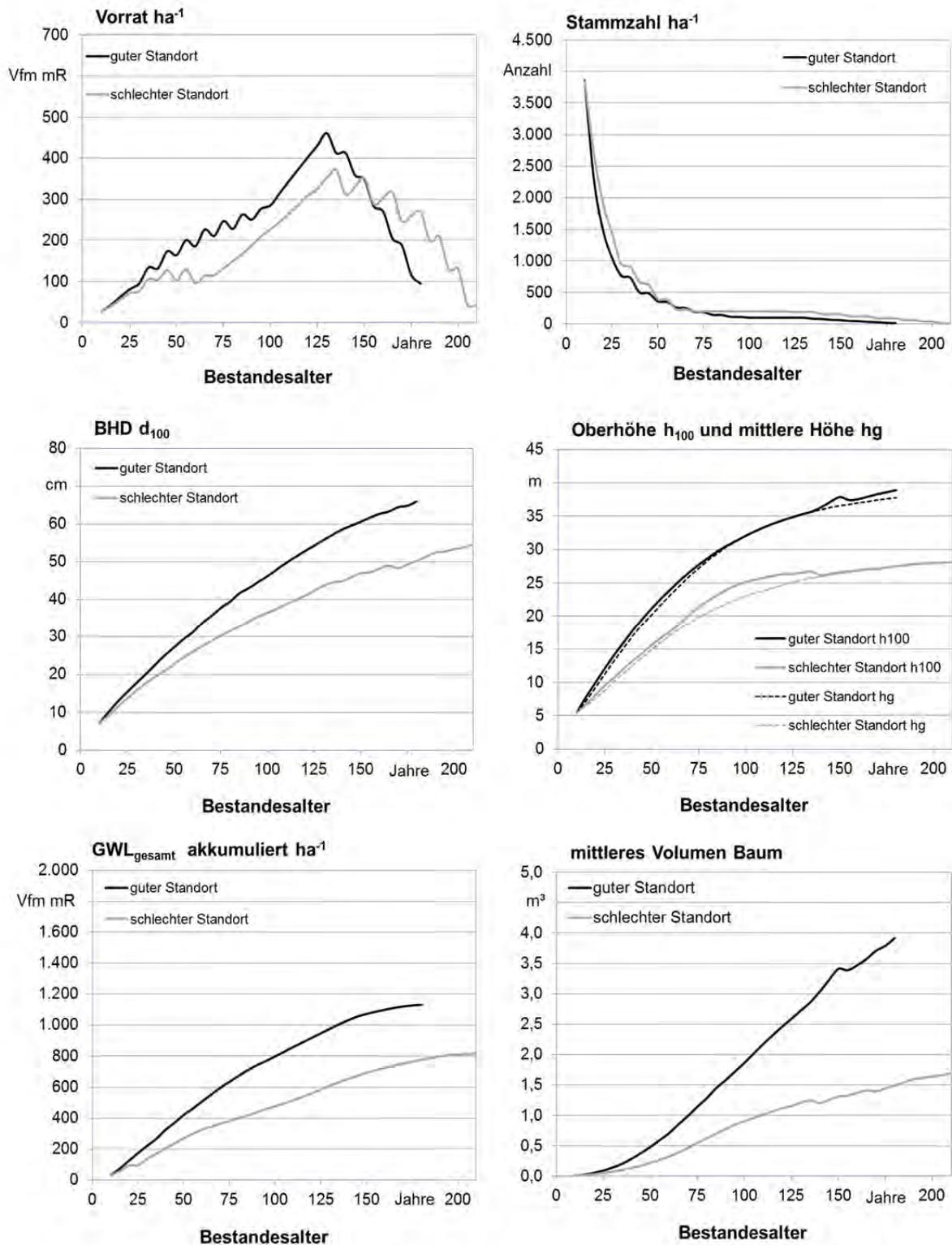


Abbildung 99: Wichtige forstliche Kenngrößen für die Eiche auf gutem und schlechtem Standort

In Tabelle 86 sind die gesamten Holzerntemengen (genutzte Gesamtwuchsleistung) über eine Umtriebszeit, verteilt nach Sortimenten für alle Baumarten dargestellt. Die Kenndaten zum ausscheidenden Bestand bzw. die einzelnen Holzsortimente je Ernte (periodisch alle 5 Jahre) bilden die Eingangsdaten für die Ökobilanzen in GaBi ts.

Tabelle 86: Holzerntemengen in Efm mR ha⁻¹ der vier Hauptbaumarten über eine Umtriebszeit für den guten und schlechten Standort; die prozentualen Anteile beschreiben die Anteile des Sortimentes an der gesamten Holzerntemenge einer Baumart

		Stammholz		Industrieholz		Scheitholz		gesamt
		Efm mR	%	Efm mR	%	Efm mR	%	Efm mR
Fichte	guter Standort	1.083	69	160	10	319	20	1.563
	schlechter Standort	480	55	285	33	106	12	870
Kiefer	guter Standort	621	54	97	8	429	37	1.146
	schlechter Standort	462	58	90	11	244	31	796
Buche	guter Standort	273	20	365	27	702	52	1.340
	schlechter Standort	174	22	209	26	421	52	804
Eiche	guter Standort	350	36	129	13	488	50	967
	schlechter Standort	248	36	94	14	352	51	694

Energieholz wurde in Form von Scheitholz ausgewiesen. Im Rahmen einer Masterarbeit wurden zudem Waldhackschnitzel aus Waldrestholz als optionale Nutzungsform analysiert (siehe [456]). Das Hacken von Stamm- und Industrieholz ist hier nicht Teil des forstlichen Systems, da das Hacken bereits ein Schritt der Holzverarbeitung ist und somit der Prozessgruppe Transformation [B] zugewiesen wird (siehe Kapitel 9). In den Modellierungen wurden nicht alle Derbholzmengen genutzt, sondern es verblieb, je nach Baumart, ein Anteil von ca. 5 bis 10 % als Totholz im Wald, um so das Totholzmanagement realistisch abzubilden. Die Verteilung der Erntemengen in die einzelnen Sortimente entspricht in etwa dem bayerischen Mittel, die aus den Holzeinschlagsstatistiken [65] der letzten Jahre abgeleitet werden konnte. So liegt beispielsweise bei der Fichte auf gutem Standort der Anteil des Stammholzes bei 70 %, des Industrieholzes bei 10 % und des Energieholzes bei 20 % (Tabelle 86). Im Gegensatz dazu weist die Buche mit über 50 % weitaus höhere Energieholzmengen aus. Kiefer und Eiche liegen zwischen Fichte und Buche. Zudem bestehen innerhalb der Sortimente bezüglich der Verteilung in Stärkeklassen Unterschiede zwischen den Baumarten (siehe Abbildung 100, Abbildung 101 und Abbildung 102).

Stärkeklassenverteilung Stammholz

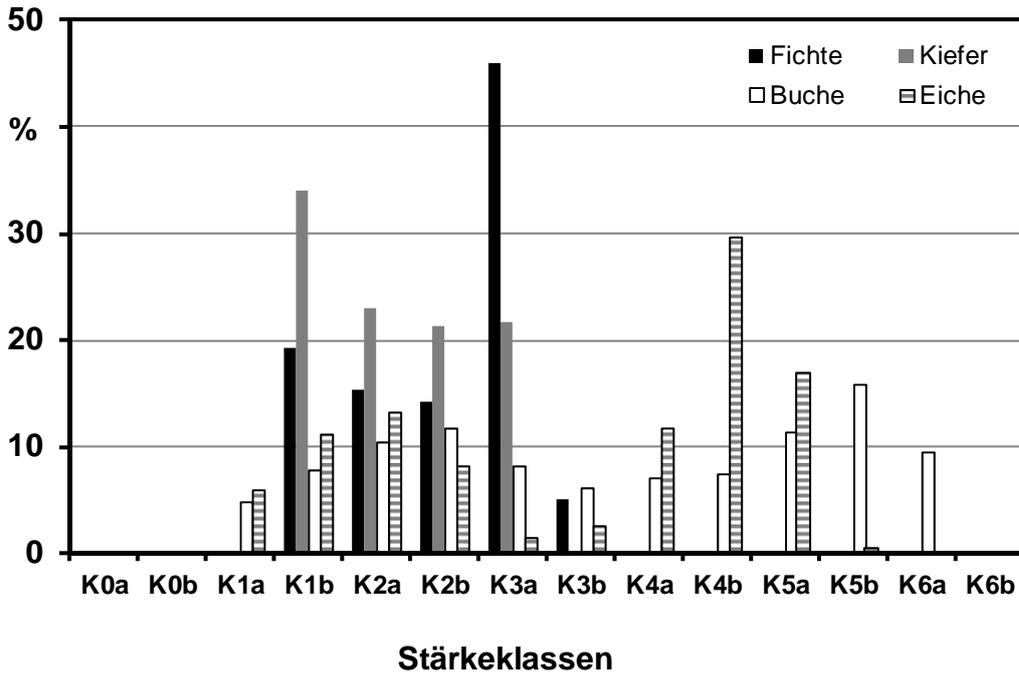


Abbildung 100: Relative Verteilung der Holzerntemenge auf die Stärkeklassen (K0a bis K6b nach Mittendurchmesser) bei Stammholz auf gutem Standort

Stärkeklassenverteilung Industrieholz

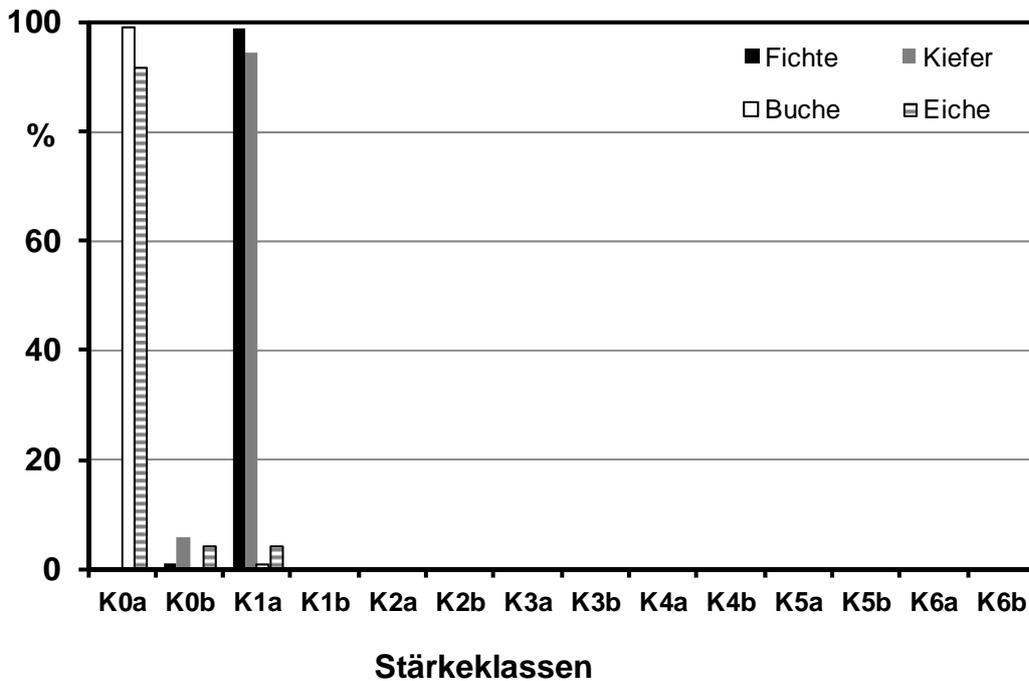


Abbildung 101: Relative Verteilung der Holzerntemenge auf die Stärkeklassen (K0a bis K6b nach Mittendurchmesser) bei Industrieholz auf gutem Standort

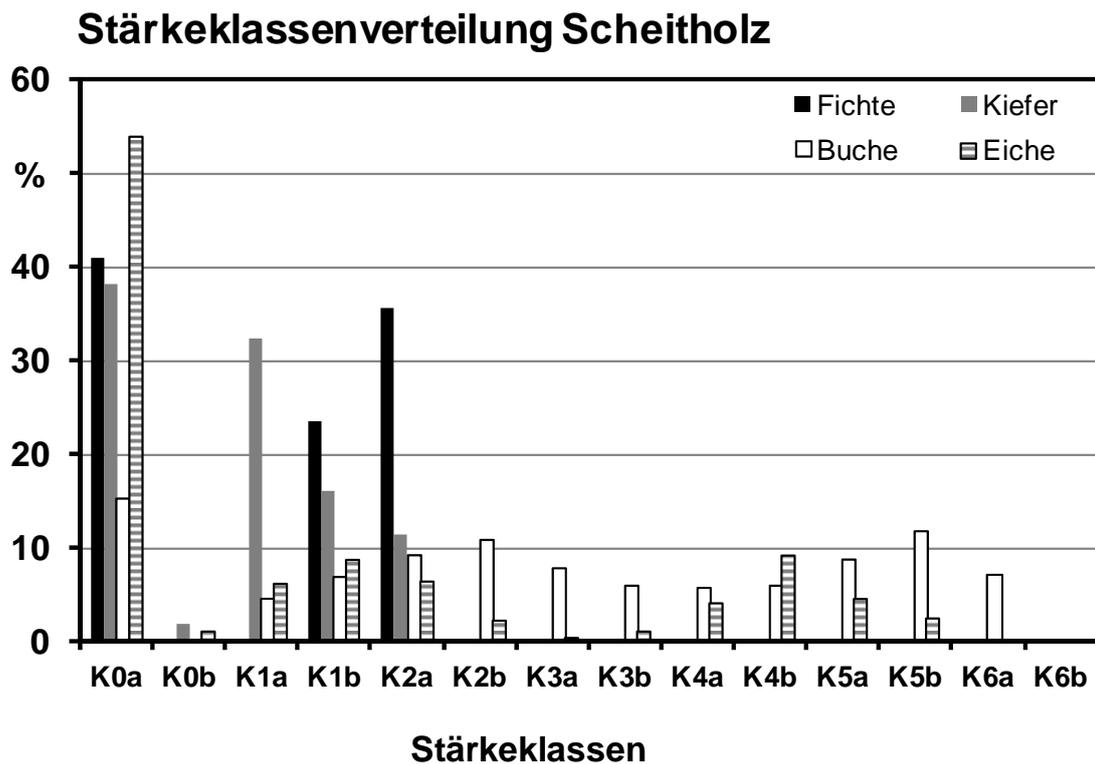


Abbildung 102: Relative Verteilung der Holzerntemenge auf die Stärkeklassen (K0a bis K6b nach Mittendurchmesser) bei Scheitholz auf gutem Standort

Neben unterschiedlichen Produktivitätsraten sind diese mit waldbaulichen Grundannahmen zu erklären. So wurden je nach Baumart unterschiedliche Zielstärkendurchmesser und Umtriebszeiten angenommen, die verschiedene Sortimentsverteilungen bedingen. Auch wird beispielsweise beim Laubholz mehr Starkholz als Scheitholz ausgewiesen als beim Nadelholz.

Der Untersuchungsrahmen

Der Untersuchungsrahmen sowie die Systemgrenzen der Ökobilanzierung definieren sich über die oben beschriebenen Modellbestände. Dabei werden alle bei der Bereitstellung von Rohholz auftretenden Prozesse berücksichtigt. Die gesamte Umtriebszeit gliedert sich in verschiedene Prozessabschnitte, wie sie in Kapitel 8.1.4 beschrieben werden. In Abbildung 103 wird nochmal speziell für die forstliche Produktion dargestellt, welche Prozesse in ExpResBio bilanziert wurden.

Grundsätzlich wird zwischen direkten und indirekten Prozessen unterschieden. Direkte Prozesse beinhalten Maßnahmen, bei denen der Input direkt dem Output zugeordnet werden kann. Betrachtet man beispielsweise die Holzernte, so können die dabei entstandenen Umweltwirkungen direkt den Holzerntemengen zugeordnet werden. Dies betrifft die Prozessgruppe [A3], die Prozesse Durchforstung und Endnutzung (Ernte Biomasse, Vorliefern zur Straße, Aufladen auf Lkw bzw. Traktor) sowie die dazugehörigen Vorleistungen [V] und die betriebliche Logistik [L]. Im Gegenzug dazu existieren im System Prozesse, deren Inputs und Outputs auf die gesamte Holzerntemenge (genutzte Gesamtwuchsleistung; GWLgen) zugeordnet werden müssen (allgemeine Prozesse). Diese betreffen die Prozessgruppen [A1] und [A2] mit den damit verbundenen Prozessen aus [V] und [L].

Bezeichnung Produktsystem: Rohholzbereitstellung (Stammholz, Industrieholz, Scheitholz) bis Waldstraße bzw. bis Werk				
Rohstoffgewinnung	Produktion	Anwendung	Reststoff- und Abfallbehandlung	
<p><input checked="" type="checkbox"/> [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse</p> <p>[A1] Bestandesbegründung <input checked="" type="checkbox"/> [A1.1] Bodenaufbereitung <input checked="" type="checkbox"/> [A1.2] Pflanzan/Aussaat <input checked="" type="checkbox"/> [A1.3] sonstige Flächenvorbereitung</p> <p>[A2] Bestandesführung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.1] Pflege/Pflanzung/Bestand <input checked="" type="checkbox"/> [A2.2] Zaubau <input checked="" type="checkbox"/> [A2.3] Düngung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.4] Kalkung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen</p> <p>[A3] Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.1] Ernte/Biomasse/Verfahren zur Straße <input checked="" type="checkbox"/> [A3.2] Vorliefern zur Straße <input checked="" type="checkbox"/> [A3.3] Aufarbeitungsprozesse nach Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.4] Aufladen auf LKW/Traktor</p> <p>[A4] nicht-zuordenbar <input type="checkbox"/> [A4.1] C-Speicher Fläche <input type="checkbox"/> [A4.2] N.O-Feldemissionen <input type="checkbox"/> [A4.3] andere Feldemissionen <input type="checkbox"/> [A4.4] Unterbringung von Personal</p> <p>[A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen</p>	<p><input type="checkbox"/> [B] Transformation</p> <p>[B1] Lagerung <input type="checkbox"/> [B1.1] Biomasselagerung <input type="checkbox"/> [B1.2] Produktlagerung <input type="checkbox"/> [B1.3] Ent- und Beladung <input type="checkbox"/> [B1.4] Verpacken</p> <p>[B2] Vorbehandlung <input type="checkbox"/> [B2.1] Reinigung <input type="checkbox"/> [B2.2] Zerkleinerung <input type="checkbox"/> [B2.3] Trocknung</p> <p>[B3] Umwandlung <input type="checkbox"/> [B3.1] chemische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.2] mechanische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.3] biologische Transformation</p>	<p><input type="checkbox"/> [C] Konversion</p> <p>[C1] Stromerzeugung <input type="checkbox"/> [C2] Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C3] Kombinierte Strom und Wärmeerzeugung</p> <p>[C4] Bereitstellung Antriebsenergie (z. B. für Mobilität) <input type="checkbox"/> [C5] Abgasreinigung</p>	<p><input type="checkbox"/> [D] Nutzung</p> <p>[D1] C-Speicher Produkt <input type="checkbox"/> [D2] Energiespeicherung</p>	<p><input type="checkbox"/> [E] Abfallbewirtschaftung</p> <p>[E1] Vorbereitung zur Wiederverwendung <input type="checkbox"/> [E2] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [E3] energetische Verwertung <input type="checkbox"/> [E4] Beseitigung</p>
<p><input type="checkbox"/> [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze</p> <p>[F1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F3] Indirekte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F4] Gutschriften für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte <input type="checkbox"/> [F5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung</p>				
<p><input type="checkbox"/> [G] Substitution von Produkten eines Referenzsystems</p> <p>[G1] Referenzsystem Hauptprodukt</p>				
<p><input checked="" type="checkbox"/> [L] Betriebliche Logistik</p> <p>[L1] außerbetrieblicher Transport <input checked="" type="checkbox"/> [L2] innerbetrieblicher Transport</p>				
<p><input checked="" type="checkbox"/> [T] Transporte</p> <p>[T1] Transport Biomasse <input checked="" type="checkbox"/> [T2] Transport Zwischenprodukte <input type="checkbox"/> [T3] Transport Endprodukte <input type="checkbox"/> [T4] Transport Koppelprodukte und Abfälle</p>				
<p><input checked="" type="checkbox"/> [V] Vorleistungen</p> <p>[V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten <input checked="" type="checkbox"/> [V2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur <input checked="" type="checkbox"/> [V3] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut <input checked="" type="checkbox"/> [V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen <input checked="" type="checkbox"/> [V5] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien <input checked="" type="checkbox"/> [V6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern <input checked="" type="checkbox"/> [V7] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln <input checked="" type="checkbox"/> [V8] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien</p>				
<p>Geographische Repräsentativität: Typische Bereitstellungsketten von Rohholz für die bayerische Forstwirtschaft</p>		<p>Zeitliche Repräsentativität: Modellierte Bestände über eine Umtriebszeit bzw. für eine Altersklasse</p>		
<p>Anmerkungen: Dargestellt sind die vier Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche</p>				

Abbildung 103: Harmonisierte Systemdarstellung für die Bereitstellung von Rohholz (mit Häkchen gekennzeichnete Prozesse sind Teil des analysierten Systems)

8.1.3 Bezugsgröße und funktionelle Einheit

Folgende funktionelle Einheiten werden bis Waldstraße bzw. bis Werk dargestellt:

- Bezogen auf das Produkt: Efm mR, Skalierung auf t absolut trocken über Raumdichte
- Bezogen auf die Fläche: $\text{ha}^{-1} \text{Umtriebszeit}^{-1}$, $\text{ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$

8.1.4 Beschreibung des Produktsystems

Die Bewirtschaftung von Wäldern ist vielschichtig und erfolgt nicht nach dem immer gleichen Schema. So gibt es Prozesse wie z. B. den Zaunbau, der bei ausreichender Verjüngung und geringem Wilddruck nicht immer notwendig ist. Ähnlich verhält es sich mit der Pflanzung oder verschiedenen Bestandespflegemaßnahmen. Es wurden jedoch alle Prozesse analysiert, die in der Forstwirtschaft in Bayern auftreten können, jedoch nicht müssen. Zudem wurde eine Kalkung bilanziert, obwohl sie in Bayern im Gegensatz zu anderen Bundesländern kaum praktiziert wird. Dennoch erscheint es sinnvoll, diese näher zu betrachten, um mögliche Umweltwirkungen der Kalkung zu beleuchten.

Neben der Variation verschiedener Bereitstellungsketten sind die Prozesse selbst nicht immer einheitlich. So kann die Ernte von Holz in unterschiedlichen Mechanisierungsgraden erfolgen (motormanuell, mit Harvester, einfacher Schlepper oder Forwarder). Zudem können Transportdistanzen bei der Bereitstellung von Rohholz variieren (lokal bis Langstrecke). Somit entsteht zum einen eine Vielzahl an unterschiedlichen Varianten, wie Rohholz bereitgestellt werden kann. Zusätzlich können unterschiedliche Annahmen innerhalb einer Variante zu veränderten Ergebnissen führen (Kraftstoffverbrauch, Produktivitätsraten oder Lebensdauern von Maschinen). So wurden für die Bereitstellung von Rohholz zum einen Variantenanalysen (Vergleich verschiedener Bereitstellungsketten) und zum anderen Sensitivitätsanalysen (Vergleich einer Bereitstellungskette mit unterschiedlichen Annahmen innerhalb der Kette) durchgeführt. Auf die Unterschiede wird nochmal in Kapitel 8.4 genauer eingegangen.

Wie bereits erwähnt, ist es grundsätzlich möglich, einen mittleren Wert für eine gesamte Umtriebszeit zu berechnen ("Whole Rotation Approach"), aber auch für eine bestimmte Altersklasse bzw. einen bestimmten Zeitpunkt im System ("Single Moment Approach"), wobei stets alle vorgelagerten forstlichen Prozesse anteilig zum Betrachtungszeitpunkt angerechnet werden können, da die genutzte Gesamtwuchsleistung (GWL_{gen}) modelliert wird und somit alle Umweltwirkungen auf einen Efm mR bezogen werden können.

Im Folgenden werden alle modellierten Prozesse sowie deren zu Grunde liegenden Annahmen und Variationen genauer erläutert. Alle Prozesse der Vorleistungen [V] und der betrieblichen Logistik [L] sind in den spezifischen forstlichen Prozessen [A1] - [A3] integriert, da sie diesen direkt zugeordnet werden können.

[A1] Bestandesbegründung

Diese Prozess-Untergruppe umfasst die Verjüngung der Fläche (Pflanzung oder Naturverjüngung) einschließlich der notwendigen Maßnahmen zur Vorbereitung der Produkti-

onsfläche auf das Pflanzen. Bilanziert wurden [A1.1] Bodenaufbereitung sowie [A1.2] Pflanzen.

[A1.1] Bodenaufbereitung

Insbesondere bei Erstaufforstungen ist es möglich, dass die Fläche vor der Pflanzung aufgrund von starkem Grasbewuchs zuvor gemäht werden muss. Dafür wurde ein einmaliges Mähen mit einem Kreiselmäher veranschlagt. Von anderen Bodenaufbereitungsprozessen wurde nicht ausgegangen. Bilanziert wurden ein Traktor [V1], ein Kreiselmäher [V1], die Bereitstellung von Diesel [V4], Betriebsstoffe [V8] sowie die Maßnahme [A1.1] an sich. Verschiedene Varianten wurden nicht ausgewiesen.

[A1.2] Pflanzen

Für die modellierten Bestände wurden drei verschiedene Verjüngungsvarianten bilanziert:

- Erstaufforstung mit maschineller Pflanzung
- Manuelle Pflanzung
- Naturverjüngung

Wurde eine Pflanzung angenommen, d. h. ist keinerlei Naturverjüngung vorhanden und die Fläche muss komplett künstlich verjüngt werden, wurde in Anlehnung an den „Wegweiser zur Kulturbegründung und Jungwuchspflege“ der Bayerischen Staatsforstverwaltung [33] von einer Pflanzenzahl von 2.500 bei Fichte, 5.000 bei Kiefer und 6.500 Pflanzen bei den Laubhölzern pro ha ausgegangen. Zudem müssen im Falle der künstlichen Begründung sowohl der Transport als auch die Produktion des Pflanzmaterials berücksichtigt werden. Für den innerbetrieblichen Transport des Pflanzmaterials vom Pflanzgarten zur Fläche [L1] wurde eine kurze Strecke von 30 km Hin- und Rückweg mit dem PKW angenommen. Die Angaben für den PKW (Lebensdauer, Verbrauch, Entsorgung etc.) wurden aggregiert aus der GaBi Professional Datenbank übernommen und sind hier nicht weiter aufgeschlüsselt. Für die Produktion des Materials [V3] wurde die Studie von [9] herangezogen, die die Herstellung von Pflanzmaterial unterschiedlicher Größe in Baumschulen bezüglich seiner THG-Emissionen analysiert. Angenommen wurden 2-3 jährige Pflanzen.

Bei der maschinellen Pflanzung wurde eine Forstballenpflanzung mittels Traktor und angehängten Setzpflug angenommen (z. B. Quickwood, Marden Spot Planter, Frischo), die in [347] ausführlich beschrieben ist. Bilanziert wurden der Traktor [V1] sowie ein Anbaugerät [V1], Betriebsstoffe [V8], die Bereitstellung von Diesel [V4] sowie die Ausführung der Maßnahme an sich [A1.2] (Dieselverbrauch beim Pflanzen).

Die manuelle Pflanzung erfolgte mittels Hohlspatenpflanzung, so wie es häufig in der Praxis üblich ist. Bilanziert wurde hier lediglich die Anlieferung [L1] sowie die Herstellung des Pflanzmaterials [V3]. Die eigentliche manuelle Pflanzung [A1.2] verursacht keine Umweltwirkungen. Die Umweltwirkungen bei der Herstellung des Pflanzgerätes wurden vernachlässigt.

Im Falle von Naturverjüngung treten keinerlei technische Prozesse auf und es fallen somit keine Umweltwirkungen an. Alle Basisannahmen für die Modellierung von [A1] in GaBi ts sind in Tabelle 87 dargestellt.

Tabelle 87: Basisannahmen für Bodenaufbereitung [A1.1] und Pflanzung [A1.2].

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[A1.1] Bodenaufbereitung				
[A1.1] MaÙnahme	Arbeitszeitbedarf	1	h ha ⁻¹	[399]
[V1] Traktor	Leergewicht	3.000	kg	[399]
	techn. Nutzungspotenzial	7.000	h	[399]
[V1] Kreiselmäher	Leergewicht	1.000	kg	[399]
	techn. Nutzungspotenzial	1.000	h	[399]
[V4] Diesel	Verbrauch	7	l h ⁻¹	[399]
[V8] Schmieröl	Menge	0,06	l h ⁻¹	TFZ mündlich;
[A1.2] Pflanzung				
[A1.2] MaÙnahme	Produktivität	500	Stück h ⁻¹	Pflanzzahl
[V1] Traktor	Leergewicht	3.000	kg	[399]
	techn. Nutzungspotenzial	7.000	h	[399]
[V1] Setzpflug	Leergewicht	1.000	kg	[399]
	techn. Nutzungspotenzial	1.000	h	[399]
[V3] Produktion Pflanzmaterial	Anzahl Pflanzen	2.500-6.500	Stück ha ⁻¹	[33]
[V4] Diesel	Dieserverbrauch	7	l h ⁻¹	[399]
[V8] Schmieröl	Menge	0,06	l h ⁻¹	TFZ mündlich
[L1] Anlieferung	Transportdistanz einfach	15	km	gutachterlich
	Transportmittel	PKW	-	gutachterlich

Weitere Prozesse aus Prozessgruppe [A1.3] sonstige Flächenvorbereitung wurden nicht bilanziert.

[A2] Bestandesführung

Diese Prozess-Untergruppe umfasst alle Maßnahmen, die zur Bestandespflege, zum Schutz der Fläche bzw. zur Verbesserung der Struktur und Anbauqualität sowie zur Erschließung der Fläche beitragen. Diese können einen Zeitraum von mehreren Jahren bis zum Beginn der ersten Durchforstung umfassen bzw. über die gesamte Umtriebszeit in regelmäßigen Abständen erfolgen. Bilanziert wurden für diese Prozess-Untergruppe

[A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand, [A2.2] Zaunbau, [A2.4] Kalkung sowie [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen.

[A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand

In diesen Prozess fallen alle Maßnahmen, die dazu beitragen, die Qualität des Bestandes zu verbessern, das Wachstum zu fördern, den Bestand zu strukturieren und erste Pflegepfade anzulegen. Die dabei entstehenden Umweltwirkungen wurden nicht den geringfügig anfallenden Erntemengen zugeordnet, sondern der genutzten Gesamtwuchsleistung, die in darauffolgenden Eingriffen geerntet wird, da diese Pflegemaßnahmen nicht durchgeführt werden, um zu diesem Zeitpunkt Holz zu gewinnen, sondern um nachfolgende Holzerntemengen zu sichern. Pflegemaßnahmen sind somit allgemeine bzw. indirekte Prozesse. Der Prozess beinhaltet vier unterschiedliche Maßnahmen. Verschiedene Varianten wurden nicht ausgewiesen.

Kulturpflege: Bis zu einer Pflanzenhöhe von 2 bis 3 Metern muss ggf. die Verjüngungsfläche von unerwünschter Begleitvegetation befreit werden, um einen Überwuchs der gepflanzten Bäume zu vermeiden. Hierfür wurde eine Maßnahme bilanziert, die mit einem Freischneider erfolgt. Es wurde ein Zeitbedarf von 14 h ha^{-1} [365] bei einer einmaligen Maßnahme veranschlagt. Bilanziert wurde ein Freischneider [V1] (oder wahlweise eine kleine Motorsäge), die Bereitstellung von Benzin [V4] und Betriebsstoffen [V8] sowie die Maßnahme an sich (Benzinverbrauch).

Jungwuchspflege: Grundsätzlich dient diese Maßnahme zur Verbesserung der Bestandesqualität oder zur Regulierung der gewünschten Mischung. Nach "Kulturbegründung und Jungwuchspflege-Wegweiser für bayerische Waldbesitzer" der Bayerischen Forstverwaltung [22] sind keine Maßnahmen zur Jungwuchspflege bei Fichte bei gleichmäßig verteilten Pflanzungen notwendig und wurde bei Fichte somit nicht veranschlagt. Für die anderen Baumarten wurde eine Jungwuchspflege mit einer Motorsäge angenommen. Diese Arbeit wurde für alle Baumarten mit 15 h ha^{-1} veranschlagt ([365]). Es gelten die Annahmen aus der Kulturpflege.

Schematische Läuterung: Die schematische Läuterung erfolgt spätestens bis zum Alter von 15 Jahren bzw. beim Übergang vom Dickungsholz ins Stangenholz. Im vorliegenden Modell diene diese Maßnahme in erster Linie dazu, Pflegegassen anzulegen, die als Grundlage für spätere Rückegassen dienen. Die schematische Läuterung wurde einmalig mit einem Mulcher modelliert, der an einem einfachen Schlepper montiert ist. Bilanziert wurden der Traktor [V1], das Mulchgerät [V1], die Bereitstellung von Diesel [V4] und Schmierstoffen [V8] sowie die Maßnahme [A2.1] an sich (Dieselverbrauch).

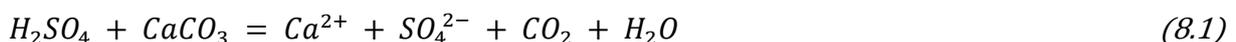
Selektive Läuterung: Nach einer schematischen Läuterung erfolgt eine selektive Läuterung bis zum Alter 20, die überwiegend dazu dient, erste Z-Baumanwärter zu selektieren und mittels Positivauslese gezielt zu fördern. Die Maßnahme erfolgte einmalig mittels Motorsäge. Der Zeitbedarf wurde mit 15 h ha^{-1} veranschlagt. Es gelten die Annahmen aus der Kulturpflege.

[A2.2] Zaunbau

Für den Zaunbau wurde ein Wildzaun [V8] aus einem verzinkten Draht-Knotengeflecht (1,80 m Höhe, 23 Querdrähte, 15 cm Abstand der Längsdrähte) mit einem Gewicht von 35 kg Draht pro 50 lfm Zaun und Holzpfählen bilanziert. Demzufolge wurden für eine vollständige Umzäunung eines Hektar 280 kg Zaunmaterial benötigt. Für den Transport des Zaunmaterials [L1] wurde eine lokale Bereitstellung von 30 km Hin- und Rückweg mittels PKW veranschlagt. Angenommen wurden die Varianten Vollzäunung (400 lfm Zaun ha⁻¹) oder ohne Zaun. Die Herstellung der Holzpfähle wurde vernachlässigt. Zudem wurden für die Errichtung des Zauns keine Umweltwirkungen angenommen.

[A2.4] Kalkung

Kalkung in Wäldern wird kontrovers diskutiert. Im Gegensatz zu anderen Bundesländern wird in Bayern üblicherweise nicht gekalkt. Dennoch wurde dieser Prozess als eine Variante in der forstlichen Produktion betrachtet, auch um mögliche Auswirkungen auf die Ökobilanz zu beleuchten. Für die Kalkung wurde eine Menge von 3 t ha⁻¹ Kalkstein gemahlen [V6] veranschlagt [236]. Die Kalkung erfolgt mit Helikopter [V1] (1 Flugstunde, An- und Abflug berücksichtigt). Bilanziert wurden zudem die Bereitstellung von Kerosin [V4] sowie die Maßnahme [A2.4] an sich (Kerosinverbrauch). Zusätzlich müssen die Umweltwirkungen berücksichtigt werden, die durch den Kalk direkt auf der Fläche entstehen (CO₂-Emissionen auf der Fläche durch chemische Reaktionen des Kalkes). Diese wurden auf Basis der Reaktionsgleichung in Formel (8.1) errechnet. Daraus ergibt sich in Verbindung mit den molaren Gewichten der Elemente eine CO₂-Emission von 440 kg je Tonne Kalk. Variiert wurde zwischen einer einmaligen Kalkung oder ohne Kalkung.



[A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen

Dieser Prozess besteht aus zwei Teilen: der Wegepflege und der Instandsetzung von Wegen. Der Bau von neuen Wegen wurde vernachlässigt, da davon auszugehen ist, dass in den meisten Wäldern Bayerns bereits ein ausreichendes Wegenetz vorhanden ist. Wegepflege und Wegeinstandsetzung sind jedoch für eine effiziente Bereitstellung von Rohholz unverzichtbar und müssen demzufolge auch in den Ökobilanzen Berücksichtigung finden. Für die Bilanzen wurde von einer durchschnittlichen Wegelänge von 35 lfm ha⁻¹ und einer Wegebreite von 3,5 m ausgegangen [36].

Für die Wegepflege wurden regelmäßige Maßnahmen über die gesamte Umtriebszeit (viermal pro Jahr, nach mündlicher Mitteilung der BaySF) mit einem Traktor und einem angehängten R2005-Gerät [214] angenommen. Für die Wegepflege wurden somit ein Traktor und ein Anbaugerät [V1], die Bereitstellung von Kraftstoffen [V4] und Betriebsstoffen [V8] sowie die Maßnahme an sich (Dieselverbrauch bei der Pflege) bilanziert.

Die Instandsetzung der Forstwege wurde in einem Intervall von 15 Jahren durchgeführt (BaySF, mündliche Mitteilung). Hierfür wurde eine Erneuerung des Belags mit

500 kg lfm⁻¹ Schotter angenommen. Nachdem der Schotter auf die Fläche gebracht wird, erfolgen die Arbeitsschritte Graden und Walzen. Die Anlieferung des Schotters [L2] erfolgte lokal mit einem Kipper. Bilanziert wurden eine Baumaschine [V1], Kraftstoff [V4], Betriebsstoffe und Wegebaumaterial [V8] (hier Schotter; die Variante Kies wird in den Sensitivitätsanalysen in Kapitel 8.4 betrachtet), die Anlieferung von Material [L2] sowie der Dieselverbrauch. Alle Basisannahmen für die Modellierung von [A2] in GaBi ts sind in Tabelle 88 dargestellt.

Tabelle 88: Basisannahmen für Pflege Pflanzung/Bestand [A2.1], Zaunbau [A2.2], Kalkung [A2.4] und Bau/Instandhaltung von Wegen [A2.6]

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand				
[A2.1] Kulturpflege	Arbeitszeitbedarf	14	h ha ⁻¹	[365]
[A2.1] Jungwuchspflege	Arbeitszeitbedarf	15	h ha ⁻¹	[365]
[A2.1] Läuterung, schematisch	Arbeitszeitbedarf	0,6	h ha ⁻¹	[399]
[A2.1] Läuterung, selektiv	Arbeitszeitbedarf	15	h ha ⁻¹	gutachterlich
[V1] Motorsäge	Leergewicht	7	kg	[399]
	techn. Nutzungspotenzial	2.500	h	[399]
[V1] Traktor	Leergewicht	3.000	kg	[399]
	techn. Nutzungsdauer	7.000	h	[399]
[V1] Mulchgerät	Leergewicht	1.000	kg	[399]
	techn. Nutzungsdauer	1.000	kg	[399]
[V4] Diesel Traktor	Verbrauch	7	l ha ⁻¹	[399]
[V4] Benzin Motorsäge	Verbrauch	1,7	l ha ⁻¹	[399]
[V8] Schmieröl Traktor	Verbrauch	0,06	l ha ⁻¹	TFZ mündlich
[V8] Pflanzenöl Motorsäge	Verbrauch	0,7	l ha ⁻¹	[399]
[A2.2] Zaunbau				
[A2.2] Maßnahme	keine Umweltwirkungen			manuelle Errichtung
[V8] Zaunmaterial	Drahtgeflecht	0,7	kg lfm ⁻¹	eigene Annahmen abgeleitet aus diversen Praxisratgebern
[L2] Anfahrt Material	Transportdistanz einfach	15	km	eigene Annahme
	Transportmittel	1	PKW	

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[A2.4] Kalkung				
[A2.4] MaÙnahme	Anzahl MaÙnahmen je Umtriebszeit	1	-	
	CO ₂ -Emissionen Kalk	440	kg t ⁻¹	eigene Berechnung
	Zeitbedarf	1	h ha ⁻¹	eigene Annahme
[V1] Helikopter	techn. Nutzungspotenzial	10.000	h	[399]
[V4] Kerosin	Verbrauch	33	l h ⁻¹	[399]
[V6] Kalk	Verbrauch	3.000	kg ha ⁻¹	[236]
[A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen (Standardwegbreite 3,5m)				
[A2.6] Wegepflege	MaÙnahmen pro Jahr	4	-	BaySF, mündlich
	Wegelänge	35	lfm ha ⁻¹	[36]
	Leistung	2.000	lfm h ⁻¹	[214]
[V1] Traktor	Leergewicht	3.000	kg	[399]
	techn. Nutzungspotenzial	7.000	h	[399]
[V1] R2005-Gerät	Leergewicht	400	kg	Firma Grube
	techn. Nutzungspotenzial	1.000	h	[399]
[V4] Diesel	Verbrauch	7	l h ⁻¹	[399]
[V8] Schmieröl Traktor	Verbrauch	0,06	l h ⁻¹	TFZ mündlich
[A2.6] Instandsetzung Wege	eine MaÙnahme alle	15	a	BaySF, mündlich
	Wegelänge	35	lfm ha ⁻¹	[36]
	Leistung Graden	500	lfm h ⁻¹	[11]
	Leistung Walzen	150	lfm h ⁻¹	[11]
[V1] Baumaschine	Leergewicht	10.000	kg	[399] Grader bzw. Walze bereits integriert
	techn. Nutzungspotenzial	10.000	h	[399]
[V4] Diesel	Verbrauch	13	l h ⁻¹	eigene Berechnung aus Gleichung (8.3)
[V8] Schotter	Menge	500	kg lfm ⁻¹	[406]
[L2] Anlieferung Schotter	Transportdistanz einfach	25	km	eigene Annahme
	Transportmittel	1	Kipper	eigene Annahme

[A3] Ernte

Diese Prozess-Untergruppe umfasst alle Maßnahmen, die für die Ernte und die Bereitstellung von Biomasse zur Waldstraße notwendig sind. Bilanziert wurden die Ernte an sich [A3.1], das Vorliefern zur Waldstraße [A3.2] sowie das Aufladen auf Lkw oder Traktor [A3.4]. Andere Aufarbeitungsprozesse [A3.3] wie z. B. Entrinden wurden nicht bilanziert. Hier sei auch noch einmal verdeutlicht, dass das Hacken nicht mehr Teil von Prozessgruppe [A] ist, sondern der Prozessgruppe [B] Transformation zugeordnet wird. Auch wenn sehr häufig direkt an der Waldstraße gehackt wird, handelt es sich hierbei nicht um einen Aufarbeitungsprozess, sondern um die Weiterverarbeitung von Rohholz. Die einzelnen Prozesse aus [A3] werden im Folgenden beschrieben.

[A3.1] Ernte Biomasse

Die eigentliche Ernte der Biomasse erfolgt im Zuge der Durchforstung und Endnutzung. Ab dem Alter 25 erfolgen bis zum Alter 65 regelmäßige Durchforstungen im Abstand von fünf Jahren. Danach wurde eine Endnutzung angenommen, die sich je nach Baumart, Zielstärkendurchmesser und Standort auf einen unterschiedlichen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten erstreckt, bei der Eiche auf schlechtem Standort bis zum Alter von 210 Jahren. Dabei fallen regelmäßig Holzerntemengen an (alle 5-15 Jahre). Im Unterschied zu den bisher beschriebenen Prozessen in [A1] und [A2] (indirekte Prozesse) können die entstehenden Umweltwirkungen (THG-Emissionen, nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf) konkreten Holzerntemengen zugeordnet werden (direkte Prozesse). Alle anfallenden Holzerntemengen vor dem Alter 25 werden als Pflegeeingriffe definiert (siehe [A2.1]) und die entsprechenden Umweltwirkungen werden der gesamten Holzerntemenge gemäß einer Allokation nach Masse zugeordnet.

Allokationen in [A3] können vermieden werden, indem die Prozesse für jedes Holzsortiment (Stammholz, Industrieholz, Scheitholz) separat berechnet werden. Die Sortimente Stamm- und Industrieholz, welche in der Praxis in älteren Beständen innerhalb eines einzelnen Prozesses geerntet werden (2 Abschnitte eines Baumes), werden modellhaft getrennt, indem für beide Sortimente die Ernte separat berechnet wird. So wird man dem höheren Energieaufwand, der beim Industrieholz aufgrund der geringeren Stückmasse entsteht, gerecht. Entscheidendes Kriterium ist dabei die Dimension des geernteten Sortiments, die je nach Altersklasse variiert. Diese bestimmt die Produktivität der Ernte.

Für Stammholz und Industrieholz wurde generell zwischen einer motormanuellen Ernte und einer Ernte mit Harvester unterschieden. Energieholz wurde im vorliegenden Modell als Scheitholz gewonnen und motormanuell geerntet. Umweltwirkungen für ein Sortiment können zum einen für die gesamte Umtriebszeit, aber auch für die einzelnen Altersklassen berechnet werden.

Motormanuelle Holzernte

Für die motormanuelle Ernte wurden die Motorsäge [V1], die Bereitstellung von Benzin [V4], biologisch abbaubares Schmieröl [V8] sowie die Maßnahme [A3.1] an sich bilanziert. Wichtige Basis für den Zeitbedarf und den Benzinverbrauch der Ernte ist die Berechnung der Produktivität. Diese leitet sich aus dem erweiterten Sortentarif (EST) zur Entlohnung von Holzerntearbeiten ([277]) in Kombination mit der Baumart und der

Baumdimension ab. Wichtig ist hier, dass nicht die Arbeiterzeiten, sondern die Motorsägezeiten verwendet werden, da auch hier wie beim Harvestereinsatz gilt, dass Emissionen nur bei laufender Säge entstehen. Die Motorsägezeiten unterscheiden sich deutlich von den Arbeiterzeiten, was besonders bei stärkeren Durchmessern deutlich wird. Die Produktivitätsraten wurden anhand der von Silva ausgewiesenen Sortimente, sortiert nach Mittenstärkesortierung über die gesamte Umtriebszeit für jede Altersklasse berechnet. Daraus ergeben sich je nach Baumart und Standort unterschiedliche Produktivitätsraten im Verlauf einer Umtriebszeit. Abbildung 104 zeigt die Produktivität für das Sortiment Stammholz mit zunehmendem Alter.

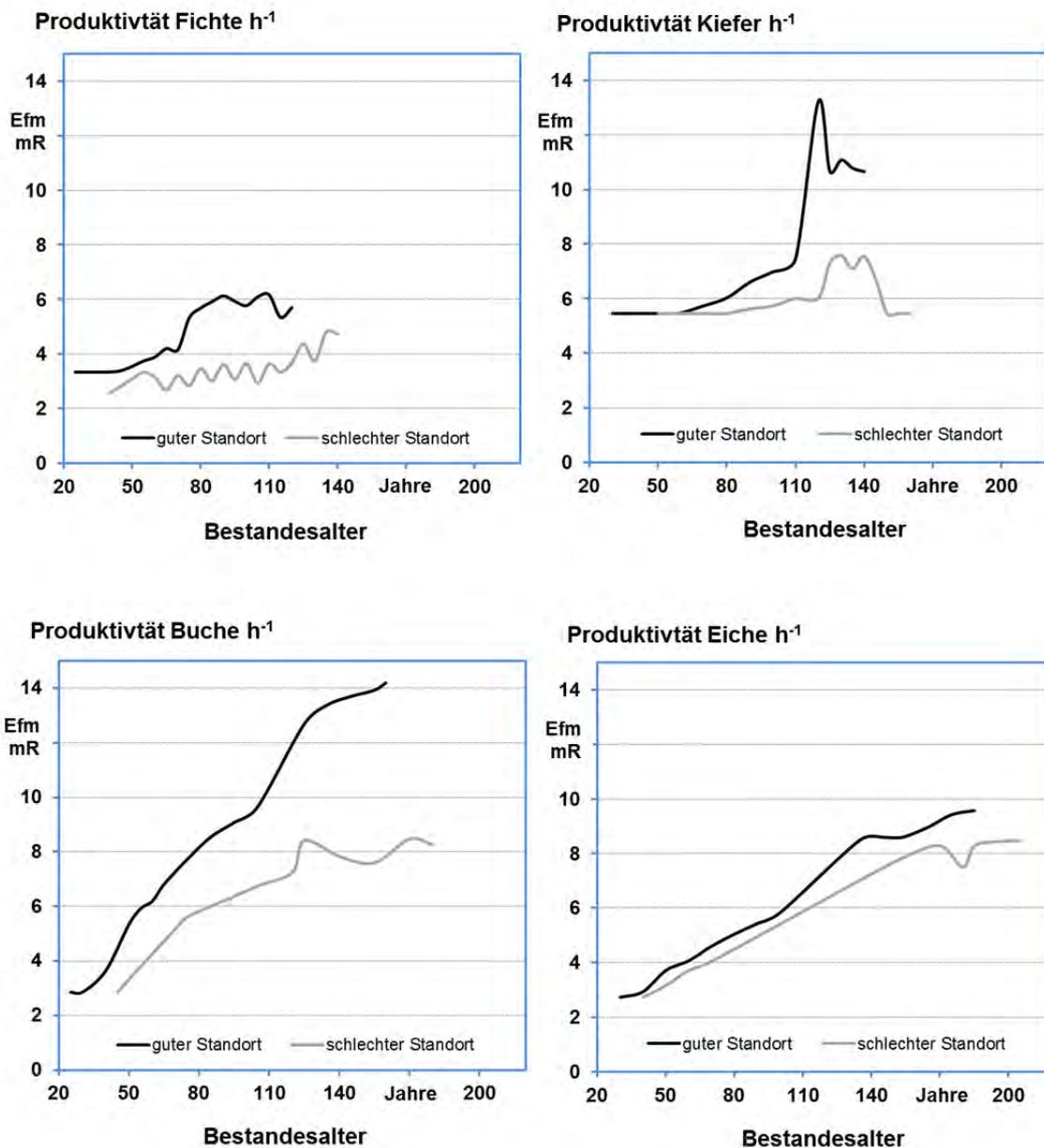


Abbildung 104: Produktivitätsraten motormanuelle Holzernte in Efm mR h^{-1} für die vier modellierten Baumarten auf gutem und schlechtem Standort über eine Umtriebszeit am Beispiel des Stammholzes

Das auf der X-Achse dargestellte Bestandesalter ist letztlich nur ein indirekter Parameter, da als Eingangsgröße der EST-Tabellen der Mittenstärkedurchmesser benötigt wird. Der Verlauf der Kurven spiegelt die Tatsache wider, dass mit zunehmendem Alter zwar grundsätzlich höhere Sortimentsklassen ausgewiesen werden. Diese verlaufen jedoch oft nicht geradlinig und zeigen gewisse Sprünge, die durch Schwankungen bei der Sortimentsverteilung zu begründen sind. Generell zeigen jedoch die guten Standorte aufgrund der besseren Wuchsleistung höhere Produktivitätsraten als die schlechten Standorte.

Für den Benzinverbrauch wurden $1,67 \text{ l h}^{-1}$ für die Motorsäge in der Durchforstung für alle Sortimente veranschlagt (kleine bis mittlere Motorsäge, [399]). In der Endnutzung wurde für das Stammholz und das Scheitholz $2,4 \text{ l h}^{-1}$ angenommen (größere Motorsäge für stärkeres Holz), davon ausgehend, dass für Starkholz stärkere Sägen zum Einsatz kommen. Für das Industrieholz wurde eine schwache bis mittlere Säge auch in der Endnutzung angenommen (kombinierter Einsatz mehrerer Sägen) und der Benzinverbrauch blieb über die gesamte Umtriebszeit gleich.

Holzernte mit Harvester

Alternativ zur motormanuellen Ernte wird die Ernte mit Harvester modelliert. Dafür wurde ein Harvester [V1], die Bereitstellung von Diesel [V4] und Betriebsstoffen [V8] sowie die Maßnahme [A3.1] an sich bilanziert. Auch für den Harvestereinsatz musste die Produktivität bestimmt werden.

Über die Produktivitätsrate (Efm mR h^{-1}) von Harvestern gibt es verschiedene Studien für unterschiedliche Bestände, Baumarten und Standorte. Für die vorliegende Arbeit wird die Funktion nach [317] herangezogen und für die notwendige Zielgröße von Efm mR h^{-1} entsprechend erweitert (siehe Gleichung (8.2), nicht zuletzt deswegen, weil die betreffenden Untersuchungsbestände in Bayern liegen und somit der regionale Bezug des Projektes gewährt ist. Die Funktion wurde zudem mit anderen Literaturquellen verglichen, um so zum einen die Ergebnisse auf Plausibilität zu prüfen. Zum anderen kann durch die Verwendung verschiedener Funktionen ein realistischer Wertebereich ausgewiesen werden (siehe Kapitel 8.4).

Wie bei der motormanuellen Ernte ist dabei wichtig, dass nur die Zeit berücksichtigt wird, in der die Maschine läuft, also die reine Arbeitszeit (RAZ). Sonstige Zeiten wie z. B. Rüstzeiten werden nicht berücksichtigt, da sie keine Umweltwirkungen verursachen.

$$P = (1 * ((21 + 25 * a + 11 * a^2) * 1000^{-1})^{-1}) * a \quad (8.2)$$

lineare Regression mit Zielvariable P (Produktivität des Harvesters in Efm mR h¹) in Abhängigkeit von a (Baumvolumen in m³, nach [317])

Die Gleichung wird für alle Baumarten herangezogen. Für schwächere Durchmesser ist dies durchaus legitim, da nach [317] diesbezüglich bisher keine Unterschiede nachge-

wiesen werden konnten. Im Starkholz hingegen fehlen Untersuchungen für das Laubholz, auch deshalb weil der Harvestereinsatz im Laub-Starkholz nach wie vor nicht üblich ist. Deswegen wird bei der Endnutzung bei Buche und Eiche lediglich die motormanuelle Holzernte modelliert. Die Produktivitätsraten nach Standort, Baumarten und Altersklassen für die modellierten Bestände sind für das Stammholz in Abbildung 105 dargestellt.

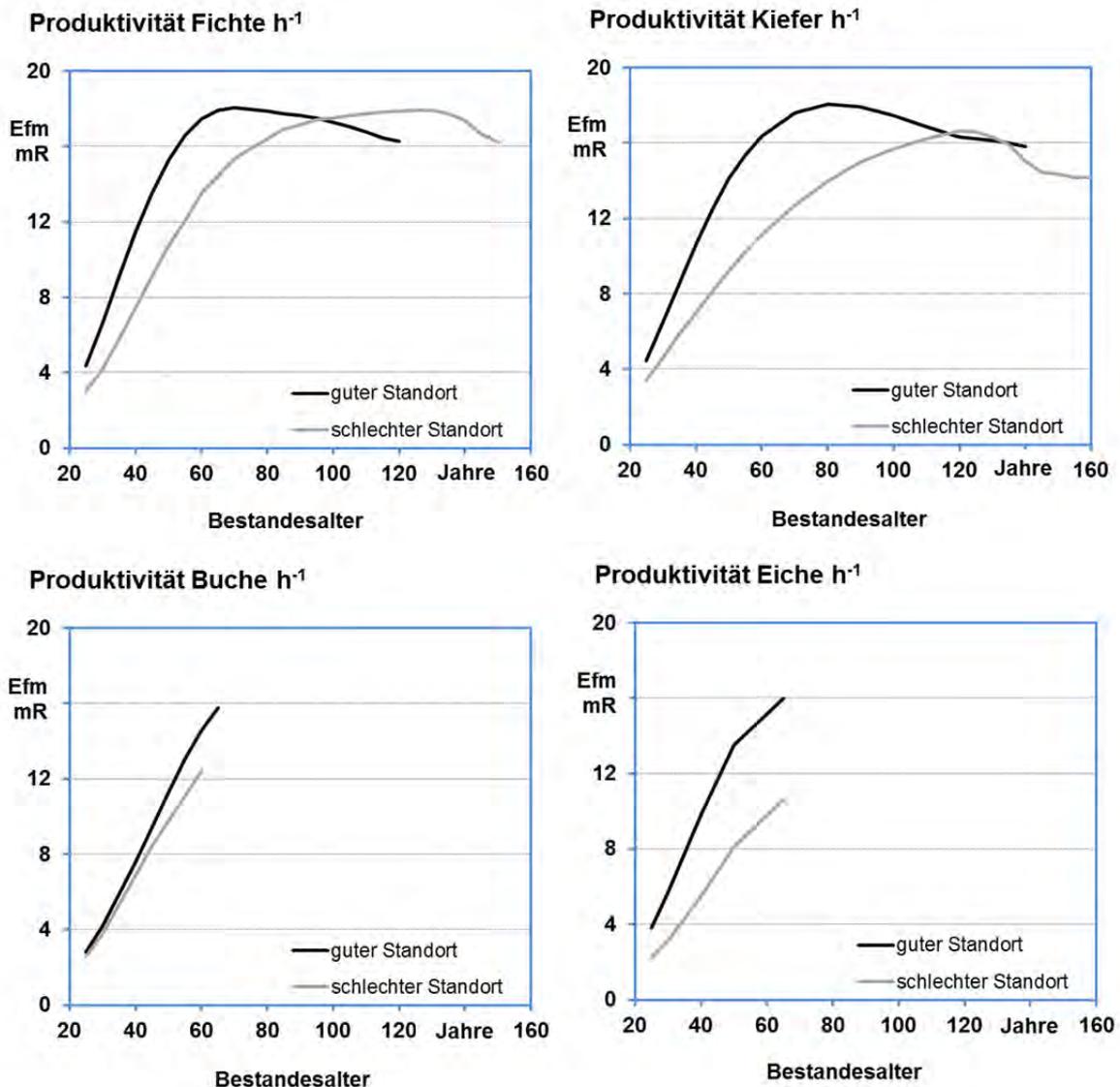


Abbildung 105: Produktivitätsraten Holzernte mit Harvester in Efm mR h^{-1} für die vier modellierten Baumarten auf gutem und schlechtem Standort über eine Umtriebszeit am Beispiel von Stammholz

Auffällig ist, dass nach Formel (8.2) ab einem BHD von ca. 30 - 35 cm (Baumvolumen ca. $1,3 \text{ m}^3$) keine höheren Produktivitätsraten mehr erzielt werden können. Nach [317] gibt es hier ein Produktivitätsoptimum, nach dem keine höhere Produktivität mehr erzielt werden kann. Bei der Fichte ist dies im Alter 60 auf gutem Standort, auf schlechtem Standort wird dieses Optimum erst bei ca. 100 Jahren erreicht. Bei der Kiefer verschiebt

sich dieses Optimum aufgrund der geringeren Zuwachsraten zeitlich etwas nach hinten. Bei Bäumen mit größerer Dimension verringert sich dann sogar die Produktivität etwas, vermutlich weil sich das Fällen und Aufarbeiten von großen Bäumen im Bestand schwieriger gestaltet als bei jüngeren Beständen. Bei den Laubbäumen wird dieses Optimum nicht erreicht, da wie bereits erwähnt kein Harvestereinsatz im Starkholz angenommen wird.

Für das Industrieholz ist die Produktivität baumartenübergreifend über das Alter ähnlich, da sich die Dimension nicht stark verändert und einen Durchmesser von maximal 16 cm und eine Höhe von maximal 6 Metern angenommen wird. Sie liegt zwischen 1,2 Efm mR h⁻¹ im jungen Kiefernbestand auf schlechtem Standort und 2,7 Efm mR h⁻¹ in den Endnutzungsbeständen. Die Produktivität für das Scheitholz kann durchaus schwanken, da sich Unterschiede in der Dimension der Scheitholzstücke zwischen den Baumarten ergeben. So wird bei Buche und Eiche in Anlehnung an die Holzeinschlagsstatistiken [65] mehr Holz als Energieholz sortiert als bei Fichte und Kiefer mit der Folge, dass auch starke Stämme ins Energieholz fallen, was die Produktivität wiederum erhöht.

Der Kraftstoffverbrauch wurde im Gegensatz zur motormanuellen Ernte beim Harvester Einsatz errechnet. Nach [164] hängt dieser linear von der Leistung des Harvesters ab. Der Verbrauch kann somit in Abhängigkeit von der angenommenen Leistung der Maschine berechnet werden (Gleichung (8.3)). Natürlich wird der Verbrauch auch von anderen Faktoren wie beispielsweise dem Geschick des Fahrers oder durch das Gelände beeinflusst. Besonders der Harvestereinsatz im Gebirge ist vermutlich energieintensiver als im Flachland. Diese Faktoren werden hier jedoch nicht berücksichtigt.

$$\text{Verbrauch} = 8,66 + 0,034 * a \quad (8.3)$$

lineare Regression mit Zielvariable Verbrauch (Kraftstoffverbrauch in l h⁻¹) in Abhängigkeit von a (Leistung des Harvesters in kW), nach [164]

Das Leistungsspektrum gängiger Harvester liegt zwischen 60 und 180 kW, in Extremfällen können bis zu 300 kW erreicht werden. In Bayern werden überwiegend mittlere bis stärkere Harvester um 140 kW eingesetzt (LWF-interne Auswertungen auf einer Datenbasis für in Bayern in Gebrauch befindlichen Harvester). Als Standard für die Ökobilanzierung in ExpResBio wurde über die gesamte Umtriebszeit ein Harvester mit 140 kW angenommen. Daraus ergibt sich ein Dieserverbrauch von 13,42 l h⁻¹. Das mittlere Gewicht eines 140 kW Harvesters von 15 t konnte neben LWF-internen Auswertungen anhand einer Harvester-Stichprobe aus [325] errechnet werden, aus welcher sich ebenfalls eine mittlere Leistungsklasse von 140 kW ergibt (siehe Abbildung 106).

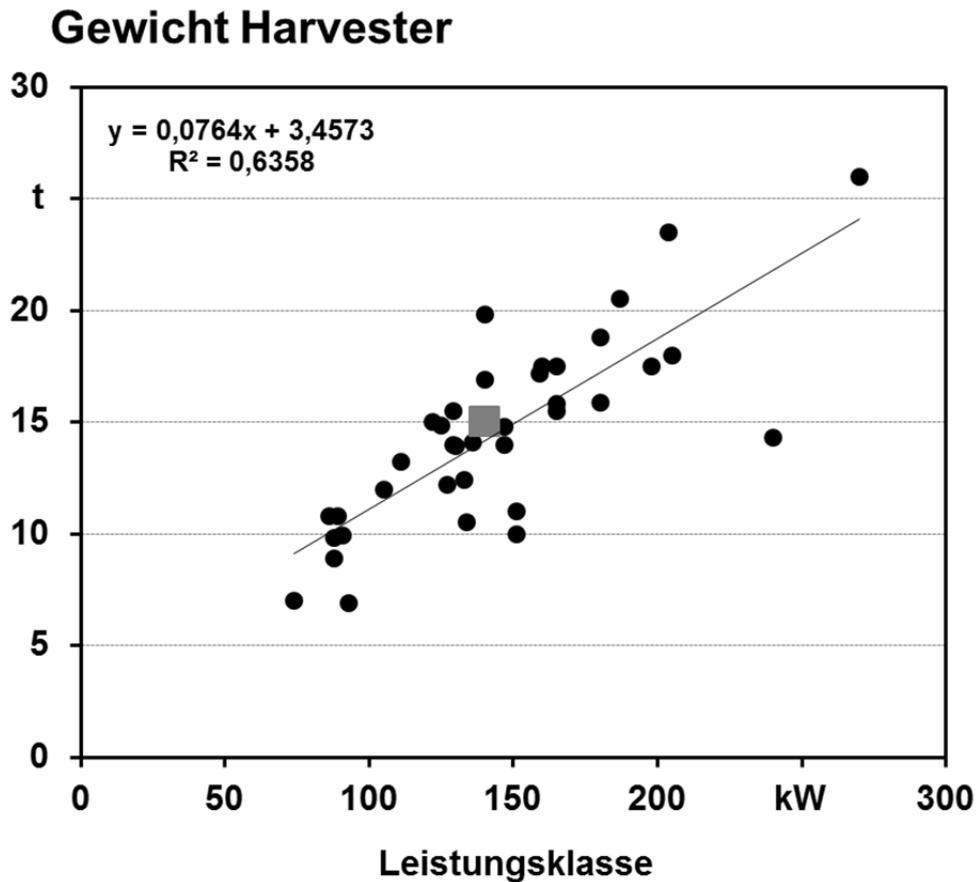


Abbildung 106: Auswertung des Zusammenhangs zwischen Leistungsklasse in kW und Gewicht eines Harvesters in t; das graue Quadrat stellt die Annahmen in ExpRessBio dar (140 kW, 15 t Eigengewicht); Quelle der Rohdaten: [325]

Aus den hier beschriebenen Annahmen für [A3.1] ergeben sich für die Durchforstung und Endnutzung über die jeweilige Umtriebszeit mittlere Produktivitätsraten je Baumart und Standort, welche in Abbildung 107 für die motormanuelle Ernte und in Abbildung 108 für den Harvesterinsatz dargestellt sind.

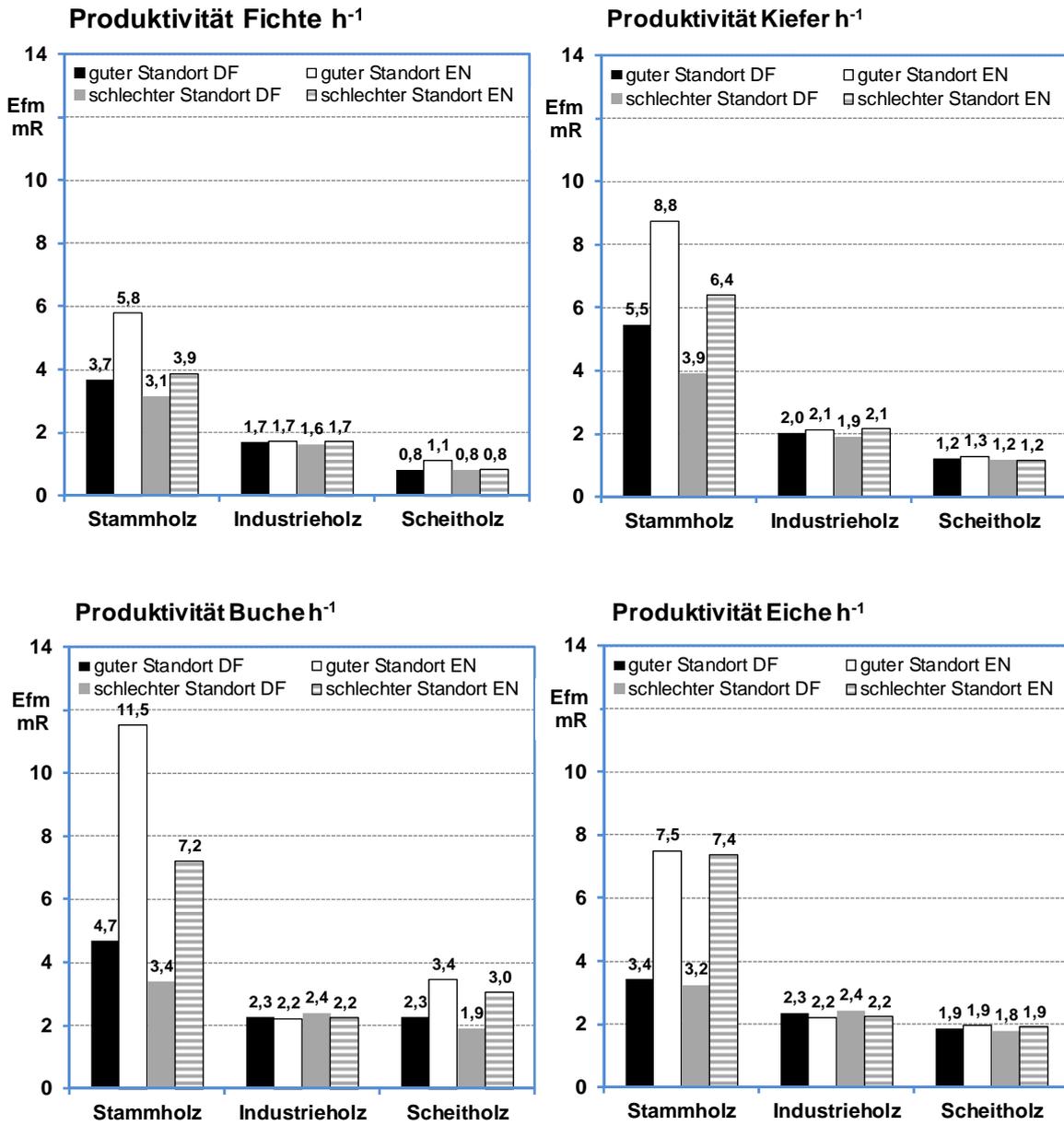


Abbildung 107: Produktivitätsraten für die motormanuelle Holzernte in Efm mR h⁻¹ nach Baumart, Standort und Sortiment als mittlere Werte für die Durchforstung (DF) und Endnutzung (EN)

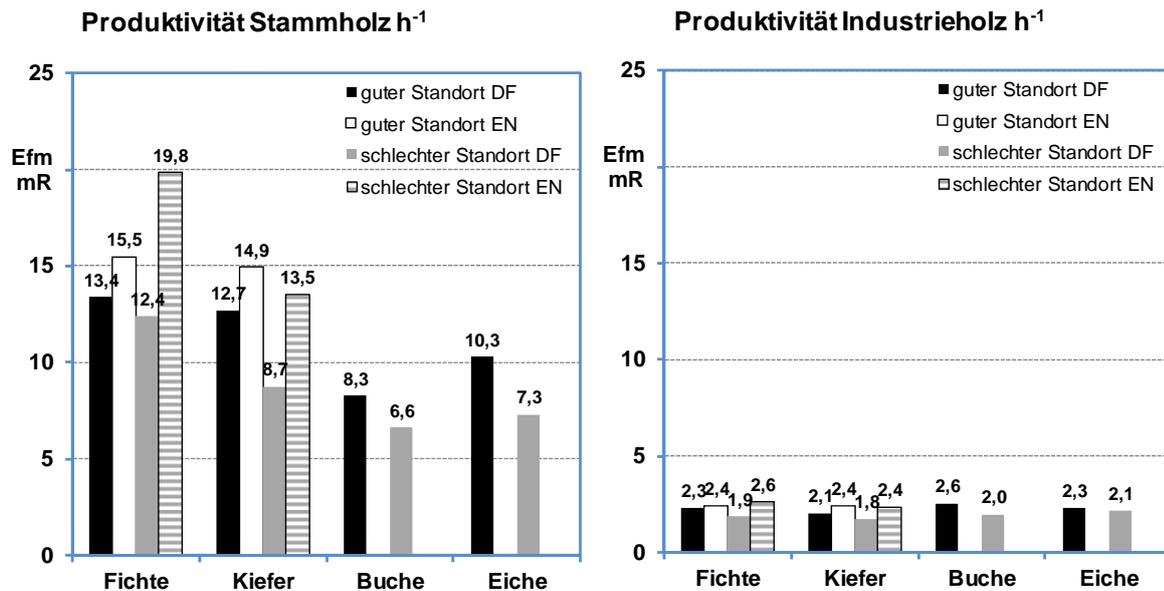


Abbildung 108: Produktivitätsraten für die Holzernte mit Harvester in Efm mR h⁻¹ nach Baumart, Standort und Sortiment als mittlere Werte für die Durchforstung (DF) und Endnutzung (EN)

Es zeigt sich, dass die Produktivitätsraten für den Harvestereinsatz bei der Fichte für den schlechten Standort in der Endnutzung höher liegen als beim guten Standort. Dieser im ersten Moment etwas unstimmmige Unterschied ist damit zu begründen, dass wie bereits oben beschrieben die Produktivität nach [317] ein Optimum im Bereich 30 bis 35 cm BHD besitzt und die Bäume auf dem schlechten Standort in der Endnutzung, für den auch geringere Zieldurchmesser angenommen werden, in diesem Optimum weitgehend liegen. Im Gegensatz dazu haben viele Bäume auf dem guten Standort dieses Optimum bereits überschritten (höhere Zieldurchmesser).

[A3.2] Vorliefern zur Straße

Forstschlepper und Forwarder

Für das Vorliefern zur Waldstraße wurden mit einem einfachen Forstschlepper und einem Forwarder grundsätzlich zwei Varianten berechnet. Dafür wurde ein Forstschlepper bzw. Forwarder [V1], die Bereitstellung von Diesel [V4] und Betriebsstoffen [V8] sowie die Maßnahme [A3.2] an sich bilanziert. Für den Forwarder wurde zusätzlich ein Anhänger [V1] bilanziert. Forstschlepper und Forwarder unterscheiden sich bezüglich Produktivität und Dieserverbrauch. Die Produktivitätsraten ergeben sich aus zwei Gleichungen von [303] (Gleichung (8.4) und (8.5)). Beim Scheitholz erfolgt das Vorliefern per Hand.

$$\text{Produktivität Forstschlepper} = 0,3 * BHD - 1,8 \quad (8.4)$$

$$\text{Produktivität Forwarder} = 0,4 * BHD + 1,4 \quad (8.5)$$

lineare Regression mit Zielvariable Produktivität (Efm h^{-1}) in Abhängigkeit von dem BDH (Brusthöhendurchmesser in cm), nach [303]

Die Produktivitätsraten, die sich aus den Gleichungen (8.4) und (8.5) ergeben, sind nach Baumarten, Sortimenten und Altersklassen in Abbildung 109 und Abbildung 110 für das Sortiment Stammholz dargestellt.

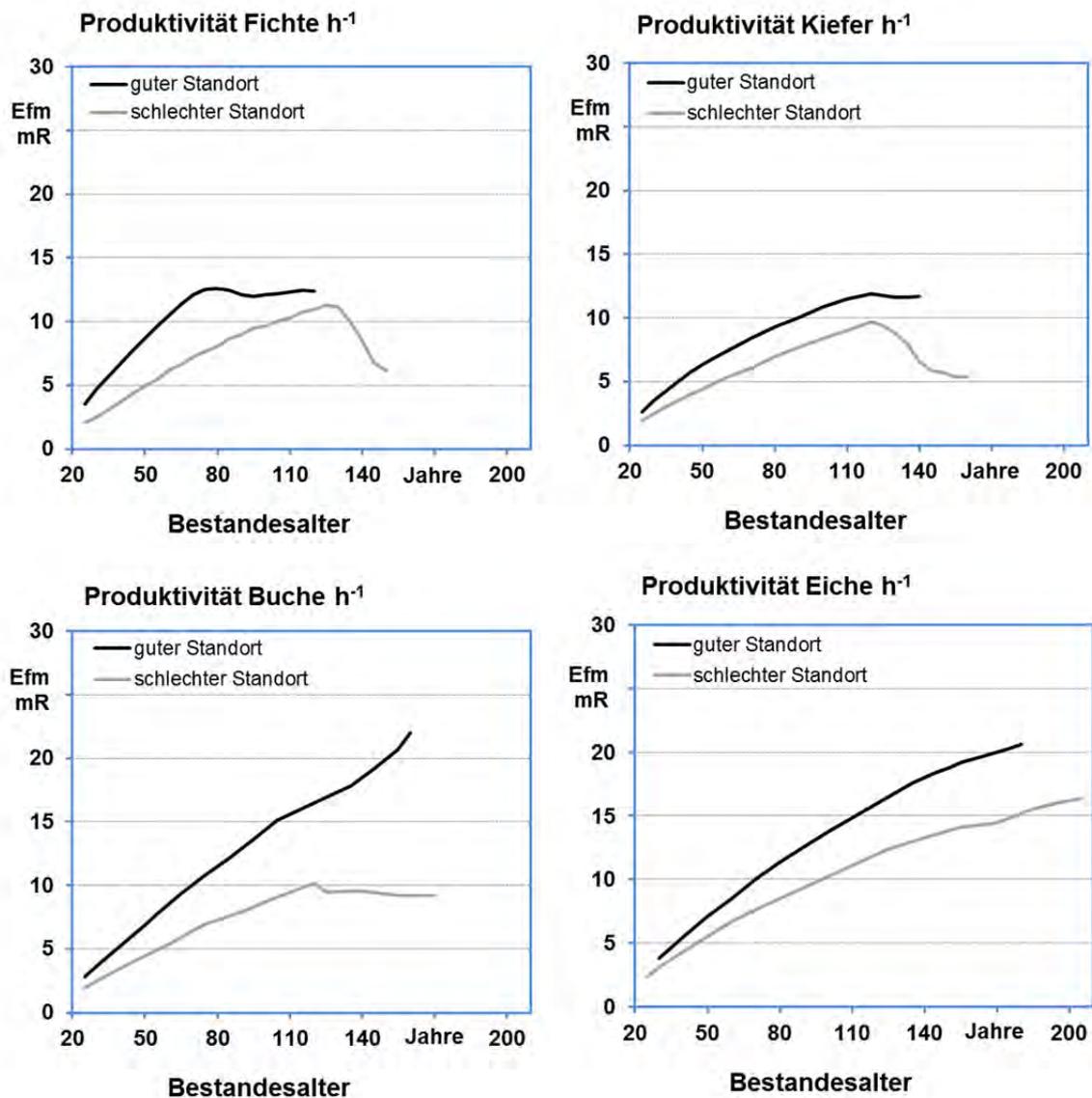


Abbildung 109: Produktivitätsraten Vorliefern mit Forstschlepper in Efm $mR h^{-1}$ für die vier modellierten Baumarten auf gutem und schlechtem Standort über eine Umtriebszeit am Beispiel von Stammholz

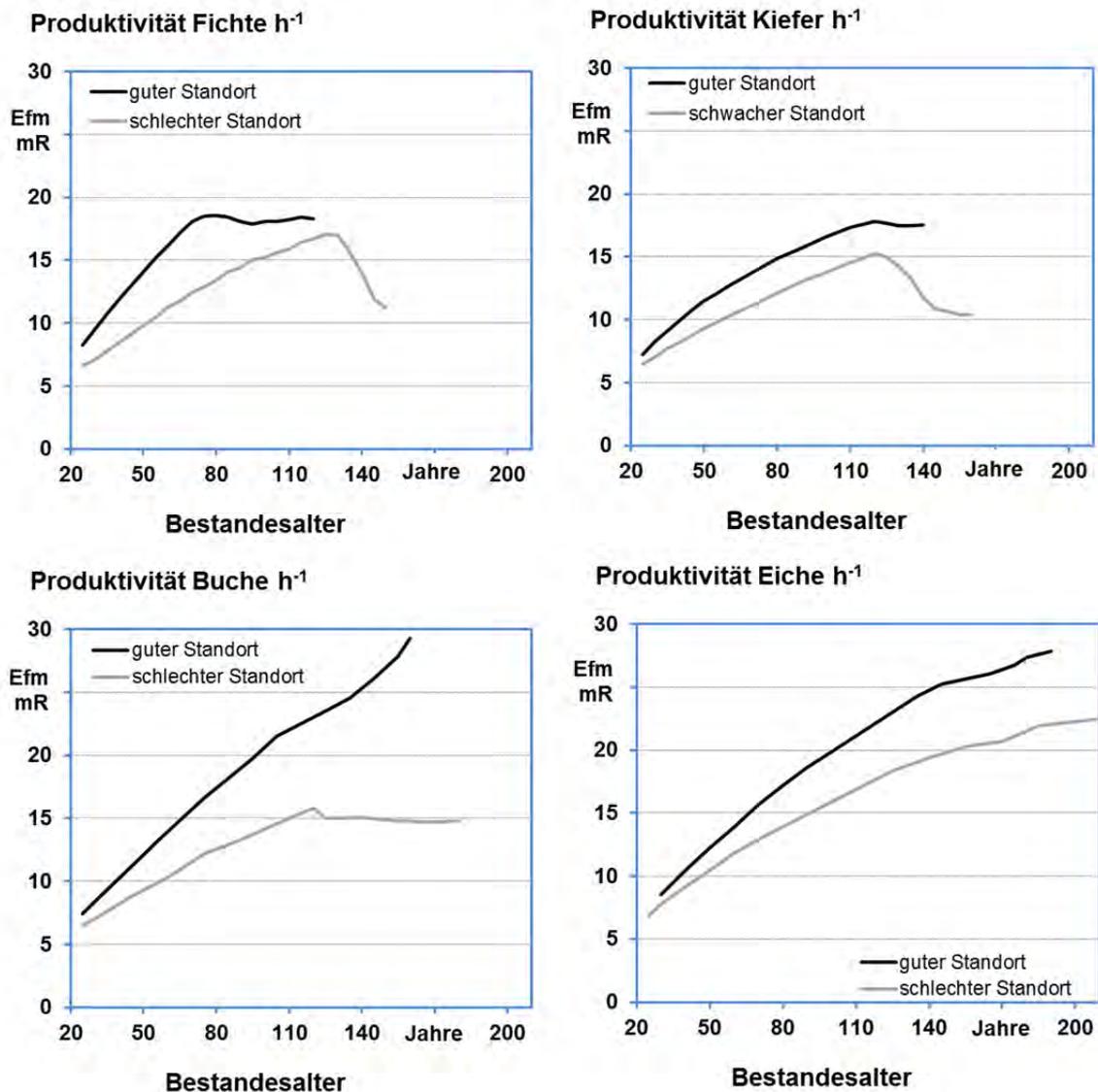


Abbildung 110: Produktivitätsraten Vorlieferern mit Forwarder in $Efm\ mR\ h^{-1}$ für die vier modellierten Baumarten auf gutem und schlechtem Standort über eine Umtriebszeit am Beispiel von Stammholz

Für den Kraftstoffverbrauch wurden, abgeleitet aus [275] und [251], beim Schlepper $7,5\ l\ h^{-1}$ und beim Forwarder $8,5\ l\ h^{-1}$ veranschlagt. Dies entspricht einem einfachen Forstschlepper mit 80 bis 100 kW bzw. einem Forwarder von 120 bis 140 kW (abgeleitet aus LWF-internen Berechnungen aus einer Datenreihe verschiedener in Bayern in Gebrauch befindlicher Forwarder). Das Gewicht von 15 t für den Forwarder (10 t Maschine, 5 t Anhänger) stimmt ebenfalls gut mit den LWF-internen Berechnungen überein. Zudem konnte auch für den Forwarder und Forstschlepper eine Datenreihe aus [325] herangezogen werden, um die Annahmen zu validieren (Abbildung 111).

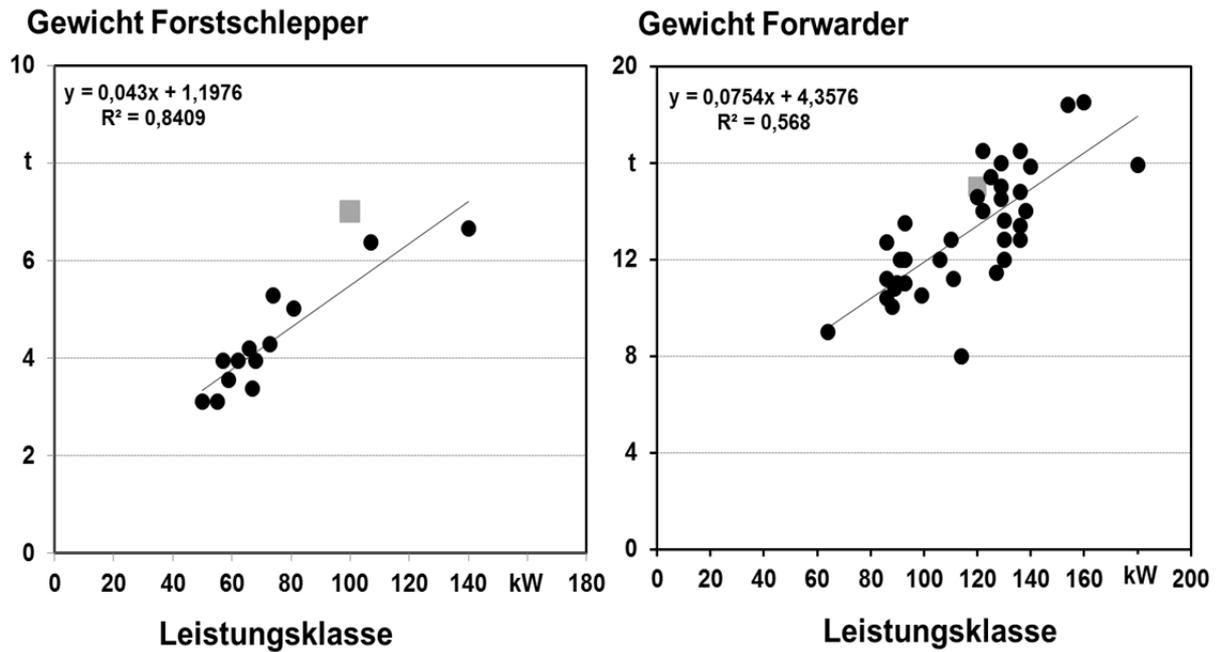


Abbildung 111: Auswertung des Zusammenhangs zwischen Leistungsklasse in kW und Gewicht eines Forstschleppers bzw. Forwarders in t; das graue Quadrat stellt die Annahmen in ExpResBio dar (100 kW, 7 t Eigengewicht für den Schlepper und 120 kW und 15 t Eigengewicht für den Forwarder); Quelle der Rohdaten [325]

Aus den hier beschriebenen Annahmen für [A3.2] ergeben sich für die Durchforstung und Endnutzung über die jeweilige Umtriebszeit mittlere Produktivitätsraten je Baumart und Standort, welche in Abbildung 112 für das Vorliefern mit Forstschlepper und in Abbildung 113 für das Vorliefern mit Forwarder dargestellt sind.

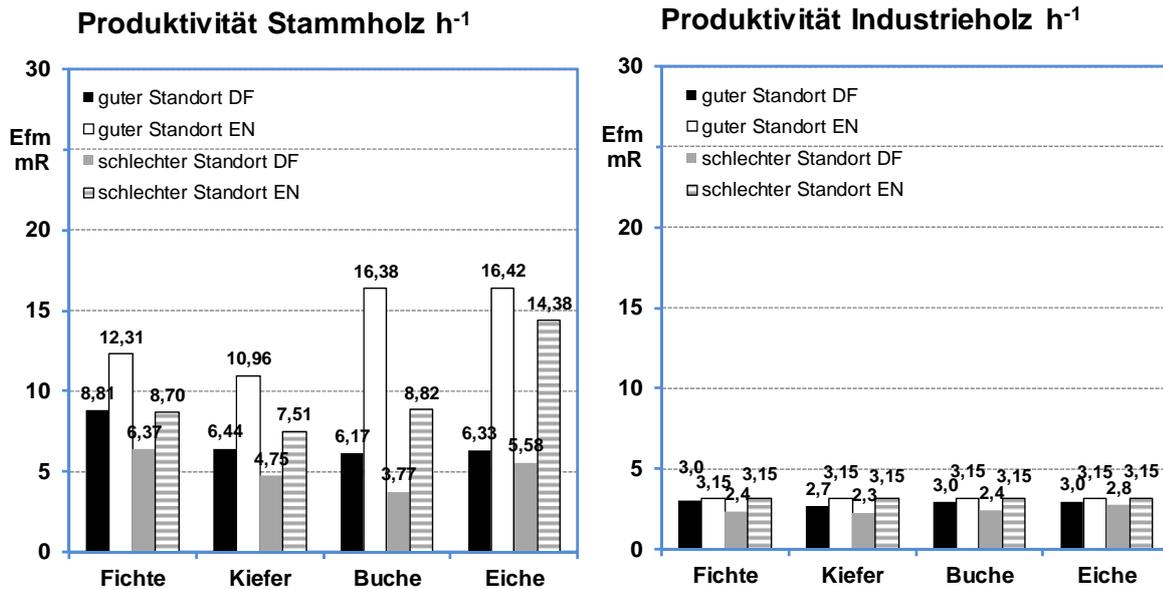


Abbildung 112: Produktivitätsraten für das Vorliefern mit Forstschlepper in Efm mR h⁻¹ nach Baumart, Standort und Sortiment als mittlere Werte für die Durchforstung (DF) und Endnutzung (EN)

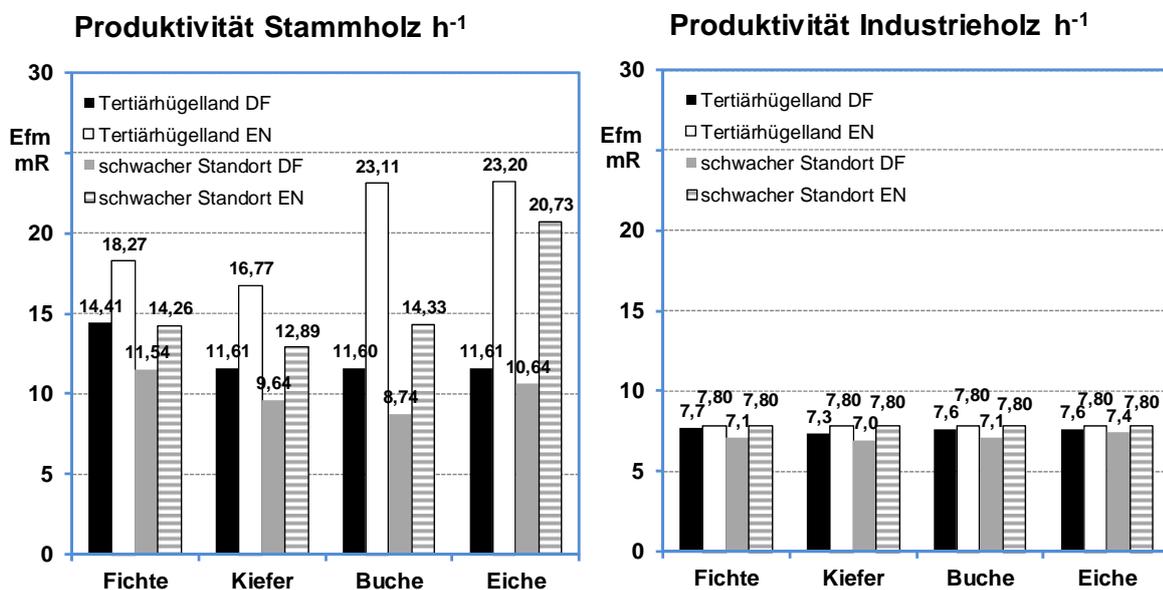


Abbildung 113: Produktivitätsraten für das Vorliefern mit Forwarder in Efm mR h⁻¹ nach Baumart, Standort und Sortiment als mittlere Werte für die Durchforstung (DF) und Endnutzung (EN)

Seilbringung mit Seilkran an Lkw

Zusätzlich wurde eine Seilbringung mit Seilkran an einem Lkw als Sonderform der Holzbringung im Gebirge modelliert. Bilanziert wurde ein Seilkran an einem Lkw [V1], der Dieselverbrauch [V4] sowie Betriebsstoffe [V8]. Die Basisannahmen stammen aus einer

österreichischen Studie von [178], worin der Zeitbedarf (Minute je Seilbringung) folgendermaßen beschrieben ist (Gleichung (8.6), Funktionsparameter und Basisannahmen der Studie siehe Tabelle 89):

$$\begin{aligned} \text{Zeitbedarf}_{\text{Seilbringung}} = & (0,00628 * a) + (0,09799 * b) + (2,34590 * c) & (8.6) \\ & - (1,63599 * d) + (0,00019 * e) + (0,04419 * f) \end{aligned}$$

Multiple Regression mit Zielvariable Zeitbedarf je Seilbringung in min in Abhängigkeit von den Funktionsparametern in Tabelle 89 aus [178]

Tabelle 89: *Basisannahmen und Funktionsparameter für Gleichung (8.6) für die Bestimmung der Produktivität der Seilbringung; Werte in Klammern stellen den Mittelwert des Parameters in der Untersuchung dar [178]*

	Wertebereich (Mittelwert)	Einheit	Funktionsparameter
Distanz	5-192 (85)	m	a
Höhe Seilbringung	0-15 (10,4)	m	b
Ladevolumen	0,07-2,01 (0,59)	m ³	c
Baumvolumen	0,07-1,65 (0,28)	m ³	d
Dichte Bestand	574-2900 (1600)	Anzahl	e
Steigung	37-77 (59)	%	f

In ExpResBio wurden die Mittelwerte aus Tabelle 89 angenommen. Eine Unterscheidung nach Baumarten erfolgte nicht. Daraus ergibt sich eine mittlere Produktivität von 6,6 Efm mR h⁻¹. Angenommen wird eine Leistung von 243 kW (Beispiel Modell Wanderfalke). Der Dieselverbrauch ergibt sich dann aus Gleichung (8.3) und beträgt 16,7 l h⁻¹. Die Seilbringung ist ein Sonderprozess für den Gebirgsraum und nicht Bestandteil der Variantenmatrix, die am Ende dieses Kapitels beschrieben ist. Zudem wird nicht zwischen Sortimenten unterschieden.

[A3.4] Aufladen auf Lkw/Traktor

Dieser Prozess beschreibt das Aufladen der Biomasse an der Waldstraße nach der Ernte und dem Vorliefern. Es wurden zwei unterschiedliche Systeme betrachtet: Beim Transport von Rundholz (Stammholz, Industrieholz) wurde ein Lkw [V1] bilanziert, da dieser während dem Aufladen [A3.4] aufgrund des Kraneinsatzes am Lkw betrieben wird. Zudem wurden ein Anhänger [V1], Diesel [V4] sowie Betriebsstoffe [V8] bilanziert. Beim Transport von Scheitholz kommt ein Traktor [V1] mit Anhänger [V1] zum Einsatz. Die Beladung erfolgt zumeist per Hand, weswegen für das Aufladen selbst keine Umweltwirkungen bilanziert wurden.

Das Aufladen des Stamm- und Industrieholzes erfolgt mit einem am Langholzzug befestigten Kran. Auch beim Beladen ist die Produktivitätsrate ein wichtiges Kriterium, welche

nach [46] durchaus in einem breiten Bereich liegen kann, je nachdem, welche Prozesse beim Beladen berücksichtigt werden (z. B. Anfahren der einzelnen Polter). Angenommen wurden Ergebnisse aus einer österreichischen Studie, die in [46] zitiert wird. Diese berücksichtigt auch die Anfahrten zu mehreren Poltern und gibt eine Ladezeit von 68 Minuten für das Stammholz und 84 Minuten für das Industrieholz je Ladung an. Eine Ladung entspricht nach [159] etwa 26 Efm mR, was mit den Ladungsvolumina in der vorliegenden Studie von 20 bis 29 Efm mR je nach Baumart gut übereinstimmt. Für die Produktivitäten beim Beladen wurden aufgrund mangelnder Daten jedoch keine Unterschiede zwischen den Baumarten angenommen. Anhand des Zeitbedarfs je Ladung ergibt sich eine Produktivität von 23 Efm mR h⁻¹ für das Stammholz und 19 Efm mR h⁻¹ für das Industrieholz. Für das Beladen und das Anfahren der einzelnen Polter wurde von einem Dieselverbrauch von 8,5 l h⁻¹ ausgegangen, der den Betrieb im Stand beim Aufladen sowie Schrittgeschwindigkeit beim Befahren der Polter widerspiegelt.

Für das händische Beladen von Scheitholz auf einen Anhänger entstehen keine Umweltwirkungen. Die Abnutzung des Anhängers wird im Prozess [T1] Transport berücksichtigt.

Für die hier beschriebenen Prozesse aus [A3.2] werden alle Basisannahmen zur Modellierung in GaBi ts in Tabelle 90 zusammengefasst.

Tabelle 90: Basisannahmen für Ernte Biomasse [A3.1], Vorliefern zur Straße [A3.2] sowie das Aufladen auf Lkw oder Traktor [A3.4]

	Kenngroße	Wert	Einheit	Quelle/ Kommentar
[A3.1] Ernte Biomasse				
[A3.1] motormanuelle Ernte	Erntemenge			siehe Tabelle 86
	Produktivität			siehe Abbildung 107
[V1] Motorsäge	Leergewicht	7	kg	[399]
	techn. Nutzungspotenzial	2.500	h	[399]
[V4] Benzin	Verbrauch	1,7	l h ⁻¹	[399] für Durchforstung
		2,4	l h ⁻¹	für Endnutzung Stammholz und Scheitholz
[V8] Pflanzenöl Motorsäge	Verbrauch	0,7	l h ⁻¹	[399]

	Kenngröße	Wert	Einheit	Quelle/ Kommentar
[A3.1] Ernte mit Harvester	Erntemenge			siehe Tabelle 86
	Produktivität			siehe Abbildung 107
[V1] Harvester	Leergewicht	15.000	kg	[325]
	techn. Nutzungspotenzial	14.000	h	[276]
	Leistung	140	kW	eigene Berechnungen
[V4] Diesel	Verbrauch	13,4	l h ⁻¹	aus Gleichung (8.3)
[V8] Schmieröl	Verbrauch	0,06	l h ⁻¹	TFZ mündlich
<hr/>				
[A3.2] Vorliefern zur Straße				
[A3.2] Vorliefern mit Forstschlepper	Erntemenge			siehe Tabelle 86
	Produktivität			siehe Abbildung 107
[V1] Forstschlepper	Leergewicht	7.000	kg	[325]
	techn. Nutzungspotenzial	10.000	h	[276]
	Leistung	100	kW	eigene Annahme
[V4] Diesel	Verbrauch	7,5	l h ⁻¹	abgeleitet aus [275]
[V8] Schmieröl	Verbrauch	0,06	l h ⁻¹	TFZ mündlich
<hr/>				
[A3.2] Vorliefern mit Forwarder	Erntemenge			siehe Tabelle 86
	Produktivität			siehe Abbildung 107
[V1] Forwarder	Leergewicht	10.000	kg	[325]
	techn. Nutzungspotenzial	16.000	h	[276]
[V1] Anhänger	Leergewicht	5.000	kg	[325]
	techn. Nutzungspotenzial	10.000	h	[399]
[V4] Diesel	Verbrauch	8,5	l h ⁻¹	[251]

	Kenngroße	Wert	Einheit	Quelle/ Kommentar
[A3.2] Vorliefern mit Seilkran	Erntemenge			siehe Tabelle 86
	Produktivität	6,6	Efm h ⁻¹	aus Gleichung (8.6)
[V1] Seilkran auf Lkw	Leergewicht	24.000	kg	[178]
	techn. Nutzungsdauer	14.000	h	eigene Annahmen
	Leistung	243	kW	[178]
[V4] Diesel	Verbrauch	16,7	l h ⁻¹	aus Gleichung (8.3)
[V8] Schmieröl	Verbrauch	0,06	l h ⁻¹	TFZ mündlich
[A3.4] Aufladen auf Lkw				
[A3.4] Aufladen Rundholz Lkw	Erntemenge			siehe Tabelle 86
	Produktivität	23	Efm h ⁻¹	Stammholz, [46]
	Produktivität	19	Efm h ⁻¹	Industrieholz, [46]
[V1] Langholzzug	Leergewicht	18.000	kg	[399]
	techn. Nutzungsdauer	540.000	km	[399]
[V4] Diesel	Verbrauch	8,5	l h ⁻¹	für Standbetrieb und Fahrten im Wald
[V8] Schmieröl	Verbrauch	0,06	l h ⁻¹	TFZ mündlich

[T1] Transport Biomasse

In der Prozessgruppe der Transporte wird der Transport des Rohholzes zur Weiterverarbeitung (Konversion) zum Werk bzw. im Fall des Scheitholzes zum Hof beschrieben.

Transport mit Lkw

Für das Stamm- und Industrieholz wurde der Transport mit einem Langholzzug, Gesamtgewicht 40 t (Nutzlast 22 t, Eigengewicht 18 t) modelliert. Die Auslastung wurde mit 50 % veranschlagt, davon ausgehend, dass Langholzzüge voll beladen zum Werk fahren und anschließend leer zurück. Es wurde von einem Transport des erntefrischen Holzes ausgegangen und eine Holzfeuchte von 100 % (50 % Wassergehalt) veranschlagt. Je nach Baumart bzw. Raumdichte werden pro Holzladung zwischen 20 und 29 Efm mR transportiert. Für die Raumdichten wurden für Fichte 379 kg Efm mR⁻¹, Kiefer 431 kg Efm mR⁻¹, Buche 558 kg Efm mR⁻¹ und Eiche 571 kg Efm mR⁻¹ veranschlagt ([195]). Bilanziert wurden ein Lkw [V1], die Bereitstellung von Diesel [V4] sowie die Maßnahme [T1] an sich.

Insgesamt wurden vier verschiedene Transportszenarien berechnet: lokal (50 km Hin- und Zurück), regional (100 km), überregional (200 km) und Langstrecke (500 km). Angenommen wurde ein mittlerer Kraftstoffverbrauch von 46 l 100 km⁻¹.

Transport mit Traktor

Die Scheitholzrollen werden mit einem Traktor zum Hof transportiert. Auch hier wurde eine Auslastung von 50 % veranschlagt. Das Ladevolumen beträgt nach [213] 10 Schüttraummeter (Srm), was ca. 6,5 Efm mR entspricht. Ausgegangen wurde von einer Geschwindigkeit von 35 (leer) bzw. 25 km h⁻¹ (voll) sowie von einem Kraftstoffverbrauch von 7 l h⁻¹ (leer) bzw. 9 l h⁻¹ (voll). Für die Variantenanalyse wurden insgesamt vier lokale Transportdistanzen von (5, 10, 15, 25 km einfache Strecke) modelliert. Bilanziert wurden ein Traktor [V1], ein Anhänger [V1], die Bereitstellung von Diesel [V4], Betriebsstoffe [V8] sowie die Maßnahme [T1] an sich.

Tabelle 91: Basisannahmen für den Transport von Biomasse vom Ort der Ernte zur Transformation [T1.3]

	Kenngroße	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
[T1.3] Transport vom Ort der Ernte zur Transformation				
[T1.3] Transport Rundholz Lkw	Transportstrecke gesamt	50-500	km	eigene Annahmen
	Auslastung	50	%	[313]
[V1] Langholzzug	Leergewicht	18.000	kg	[399]
	Nutzlast	22.000	kg	[313]
	techn. Nutzungspotenzial	540.000	km	[399]
[V4] Diesel	Verbrauch	46	l 100 km ⁻¹	[313]
[T1.3] Transport Scheitholz Traktor				
	Transportstrecke gesamt	10-50	km	eigene Annahmen
	Auslastung	50	%	eigene Annahmen
	Geschwindigkeit leer	35	km h ⁻¹	eigene Annahmen
	Geschwindigkeit voll	25	km h ⁻¹	eigene Annahmen
[V1] Traktor	Leergewicht	3.000	kg	[399]
	techn. Nutzungspotenzial	10.000	h	[276]

	Kenngroße	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[V1] Anhänger	Leergewicht	1.000	kg	[270]
	Nutzlast je Ladung	10	Srm	[213]
	techn. Nutzungspotenzial	9.000	t	[270]
[V4] Diesel	Verbrauch leer	7	l h ⁻¹	Fendt 209 S Testbericht
	Verbrauch voll	9	l h ⁻¹	Fendt 209 S Testbericht
[V8] Betriebsstoffe	Verbrauch	0,06	l h ⁻¹	TFZ mündlich

Ableitung verschiedener Varianten

Auf Basis der im vorausgehenden Kapitel beschriebenen einzelnen Prozesse, die im Laufe einer Bestandesentwicklung bei der forstlichen Produktion auftreten können, entsteht eine Vielzahl an Biomasselinien (Varianten), die für die Bereitstellung von Rohholz bis Waldstraße bzw. Werk/Hof möglich sind (siehe Abbildung 114).

In ExpResBio wurden folgende Varianten abgebildet: Zwei verschiedene Standorte (gut, schlecht; nur für die THG-Emissionen, für alle anderen Umweltwirkungen wurde ein guter Standort angenommen), vier verschiedene Baumarten (Fichte, Kiefer, Buche, Eiche), drei Sortimenten (Stammholz, Industrieholz, Energieholz in Form von Scheitholz), drei Formen der Bestandesbegründung (maschinelle Pflanzung, manuelle Pflanzung, Naturverjüngung), mit oder ohne Unkrautbekämpfung vor Pflanzung, mit oder ohne Kalkung, mit oder ohne Zaunbau, vier Formen der Ernte (schwach mechanisiert: Ernte mit Motorsäge, Rücken mit einfachem Forstschlepper; teilweise mechanisiert: Ernte mit Motorsäge, Rücken mit Forwarder, weitgehend mechanisiert: Ernte mit Harvester in der Durchforstung und mit Motorsäge in der Endnutzung, Rücken mit Forwarder; voll mechanisiert: Ernte mit Harvester, Rücken mit Forwarder) sowie vier verschiedene Transportszenarien von einer lokalen Versorgung bis zur Versorgung über Langstrecke für Stamm- und Industrieholz bzw. vier verschiedene lokale Versorgungsszenarien für das Scheitholz. Die Prozesse [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand und [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen wurden in jeder Variante durchgeführt und sind deswegen nicht in Abbildung 114 dargestellt.

So entstanden insgesamt 1.120 Varianten bis zur Waldstraße (2.240 Varianten für die THG-Emissionen) bzw. 4.480 Varianten bis Werk/Hof (8.960 Varianten für die THG-Emissionen) für jede Altersklasse bzw. für eine Umtriebszeit. Zu erwähnen ist hier, dass nur realistische Varianten betrachtet werden, so dass beispielsweise eine Variante mit Unkrautbekämpfung vor Pflanzung bei gleichzeitiger Naturverjüngung nicht berücksichtigt wurde. Zudem wurde im Laubholz keine voll mechanisierte Ernte ausgewiesen (Ernte mit Harvester in der Endnutzung), da im Laub-Starkholz der Harvestereinsatz nach wie vor nicht üblich ist.

Matrix Varianten

Baumart	Alter	Standort	Sortiment	[A1] Bestandesbegündung	[A2] Bestandesführung	[A3] Ernte	[T1] Transport Biomasse	
Fichte				Unkraut-entfernung (j/n)		Ernte Vorliefern schwach mechanisiert Motorsäge, Schlepper (DF) Motorsäge, Schlepper (EN)	Rundholz mit Lkw	
Kiefer	U	gut	Stammholz	Pflanzung maschinell	Kalkung (j/n)	teilweise mechanisiert Motorsäge, Forwarder (DF) Motorsäge, Forwarder (EN)	lokal (50 km)	
Buche	AKL	schwach	Industrieholz	Pflanzung manuell	Zaunbau (j/n)	weitgehend mechanisiert Harvester, Forwarder (DF) Motorsäge, Forwarder (EN)	regional (100 km)	
Eiche			Scheitholz	Naturverjüngung		voll mechanisiert Harvester, Forwarder (DF) Harvester, Forwarder (EN)	überregional (200 km)	
							Langstrecke (500 km)	
							Scheitholz mit Traktor	
							lokal (10-50 km)	
bis Waldstraße								Bis Werk/Hof

Abbildung 1 14: Matrix der verschiedenen Varianten für die Ökobilanzierung der forstlichen Produktion; dargestellt sind alle Parameter, die variiert werden können; DF=Durchforstung, EN=Endnutzung; Transportentfernungen beschreiben Hin- und Rückfahrt

Wie in den vorherigen Absätzen beschrieben, können auch innerhalb der Prozesse wichtige Einflussgrößen variiert werden (z. B. Kraftstoffverbrauch, Produktivität, Lebensdauer von Maschinen), so dass auch spezielle Situationen mit z. B. unterschiedlichen standörtlichen Grundvoraussetzungen wie z. B. im Gebirge abgebildet werden können. Unterschiede von Grundannahmen innerhalb einer Variante werden als Sensitivitäten bezeichnet und unter Kapitel 8.4 genauer beschrieben.

Als Ergebnis steht dann folglich nicht ein einzelner (mittlerer) Wert, um bestimmte Umweltwirkungen wie z. B. die THG-Emissionen für die Bereitstellung von Rohholz zu beschreiben, sondern vielmehr ein Wertebereich, wobei sich die einzelnen Werte je nach Grundannahmen voneinander unterscheiden. Somit ist es möglich, differenzierte und spezifische Ergebnisse zu generieren.

Spezifische Annahmen für die Varianten in der betriebswirtschaftlichen Analyse

In der betriebswirtschaftlichen Bewertung der Rohholzbereitstellung wurde eine für bayrische Verhältnisse realistische Variantenauswahl analysiert, die eine Teilmenge der Varianten für die Ökobilanzierung repräsentiert.

Ausgangslage für die Szenarien stellen vier Baumarten (Fichte, Kiefer, Buche, Eiche) und drei Sortimenten (Stammholz, Industrieholz, Energieholz in Form von Scheitholz) dar. In der Bestandsbegründung und -führung wird zwischen manueller Pflanzung von Hand und Naturverjüngung unterschieden. Zudem wurden die Kosten für den Zaunbau, inklusive Kontrolle und Unterhalt sowie dessen Abbau nach zehn Jahren Standzeit kalkuliert.

Bei der Ernte erfolgt eine Unterscheidung nach drei Holzerntevarianten (schwach mechanisiert: Ernte mit Motorsäge, Rücken mit einfachem Forstschlepper; weitgehend mechanisiert: Ernte mit Harvester in der Durchforstung und Motorsäge in der Endnutzung, Rücken mit Forwarder; vollmechanisiert: Ernte mit Harvester, Rücken mit Forwarder)

Analog zur Ökobilanzierung findet die Abbildung verschiedener Transportszenarien sowie Pflege Pflanzung/Bestand [A2.1] und Bau/Instandhaltung von Wegen [A2.6] statt (vgl. Abbildung 115).

Matrix Varianten

	[A1] Bestandesbegründung	[A2] Bestandesführung	[A3] Ernte	[T1] Transport Biomasse
Baumart			Ernte	Rundholz mit Lkw
Fichte			Vorlieferern	lokal (50 km)
Kiefer	Pflanzung manuell	Zaunbau (j/n)		schwach mechanisiert Motorsäge, Schlepper (DF) Motorsäge, Schlepper (EN)
Buche	Naturverjüngung		weitgehend mechanisiert Harvester, Forwarder (DF) Motorsäge, Forwarder (EN)	überregional (200 km)
Eiche				voll mechanisiert Harvester, Forwarder (DF) Harvester, Forwarder (EN)
Sortiment				Scheitholz mit Traktor
Alter				lokal (10-50 km)
				Bis Werk/Hof

Abbildung 1 15: Matrix der verschiedenen Varianten für die betriebswirtschaftliche Bewertung der forstlichen Produktion; DF=Durchforstung, EN=Endnutzung; Transportentfernungen beschreiben Hin- und Rückfahrt; dargestellt sind alle Parameter bzw. Prozesse, die innerhalb der Variantenanalyse variiert werden

Herleitung der THG-Emissionen für die gesamte Forstwirtschaft in Bayern

Basis für die Berechnung der gesamten THG-Emissionen, die durch die Forstwirtschaft in Bayern entstehen, sind die jährlichen Holzerntemengen, verteilt nach Baumarten und Sortimenten. Beispielhaft werden die Mengen für das Bezugsjahr 2013 herangezogen. Die Ergebnisse zur BWI 3 [254] zeigen jedoch eine Unterschätzung der offiziellen Holzeinschlagsstatistiken. So wurden nach [254] zwischen 2002 und 2012 durchschnittlich 22,3 Mio. Efm oR geerntet (in den offiziellen Holzeinschlagstatistiken werden die Holzmengen ohne Rinde angegeben). Die offiziellen Statistiken weisen jedoch nur eine Menge von durchschnittlich 17,4 Mio. Efm oR (bzw. für das Jahr 2013 15,7 Mio. Efm oR [65]) und somit durchschnittlich 22 % weniger aus. Um jedoch nach Baumarten und Sortimenten stratifizierte Daten zu verwenden, wurden die Werte aus der Statistik mit der Gesamtmenge aus der BWI 3 modifiziert, indem gleichmäßig für alle Baumarten und Sortimente die Werte dementsprechend erhöht wurden. Experten schätzen, dass die Unterschätzung in den Statistiken wohl hauptsächlich beim Energieholz auftritt, da insbesondere Selbstwerber beim Privatwald lückenhaft erfasst werden. Somit müssten hauptsächlich dem Energieholz höhere Mengen zugeschrieben werden. Jedoch gibt es dafür keine eindeutigen Belege, so dass der hier gewählte Ansatz einer gleichmäßigen Erhöhung der Holzmengen legitim erscheint. Daraus ergaben sich die Holzerntemengen, die in Tabelle 92 dargestellt sind.

Tabelle 92: *Holzerntemengen (Mio. Efm oR) für das Bezugsjahr 2013 nach Baumarten und Sortimenten, modifiziert auf Basis von [65] und [254]*

	Stammholz in Mio. Efm oR	Industrieholz in Mio. Efm oR	Energieholz in Mio. Efm oR	gesamt in Mio. Efm oR
Fichte	7,81	0,84	3,86	12,51
Buche	1,98	0,23	1,31	3,53
Kiefer	0,37	0,58	2,54	3,49
Eiche	0,21	0,08	0,40	0,69
gesamt	10,37	1,72	8,12	20,22

Für die Herleitung der THG-Emissionen je Baumart und Sortiment wurden folgende mittlere Annahmen getroffen:

- Mittlere THG-Emissionen über die baumartenspezifische Umtriebszeit für einen guten Standort
- keine Unkrautbekämpfung [A1.1] vor Pflanzung
- Pflanzung per Hand [A1.2], für Fichte Naturverjüngung
- übliche Pflegemaßnahmen [A2.1]
- mit Zaunbau [A2.2], Fichte ohne Zaun

- keine Kalkung [A2.4]
- regelmäßige Wegepflege und Instandsetzung [A2.6]
- Durchforstungen mit Harvester und Endnutzung motormanuell [A3.1]
- Vorliefern mit Forwarder für Rundholz und manuelles Vorliefern für Scheitholz [A3.2]
- Aufladen von Rundholz auf Lkw mit Kran, Scheitholz per Hand [A3.4]
- regionaler Transport von Rundholz über eine einfache Transportdistanz von 100 km und lokaler Transport von Scheitholz von 15 km (einfach) [T1]

8.1.5 Betriebswirtschaftliche Bewertung der Bereitstellung von Rohholz

Dieses Kapitel befasst sich mit der methodischen Vorgehensweise der betriebswirtschaftlichen Bewertung für ausgewählte Varianten aus der Ökobilanzierung. Einleitend werden die Eingangsgrößen und die zu Grunde liegenden Annahmen der Kostenkalkulation sowie Holzerlöse dargestellt. Anschließend wird das Vorgehen in der Analyse der Kostenstruktur beschrieben. Abschließend erfolgt die Beurteilung der Vorteilhaftigkeit einzelner Produktsysteme mit Hilfe der Rentabilitätsrechnung.

Eingangsdaten für die ökonomische Bewertung

Falls nicht anders beschrieben, wurden sämtliche Kosten inflationsbereinigt. Lohnkosten liegen dabei jährlichen Inflationsraten nach dem Arbeitskostenindex [386] zu Grunde. Die Inflationsbereinigung übriger Kostenpositionen erfolgte auf Grundlage der allgemeinen Inflationsrate Deutschlands [378].

Prozessübergreifende Eingangsdaten

Personalkosten

Aus Gründen der Harmonisierung zwischen Land- und Forstwirtschaft wurden in den hier vorliegenden Kalkulationen sämtliche vom Waldbesitzer selbst durchgeführten Prozesse (Personal in Eigenregie) mit einem, den landwirtschaftlichen Berechnungen entsprechenden Lohnansatz von 16,87 € h⁻¹ durchgeführt. Dieser entspricht den tariflichen Bruttolöhnen eines Landarbeiters mit abgeschlossener Berufsausbildung, zuzüglich durchschnittlichen Lohnnebenkosten von 36 % [327].

Die Personalkosten für Prozesse in Unternehmerregie betragen 29,70 € h⁻¹ [437]. Für Transporte mittels Lkw (Personal in Speditionsregie) wurden Personalkosten über 17,91 € h⁻¹ [213] angesetzt (vgl. Tabelle 93).

Betriebsstoffkosten

Dieselskosten (für alle forstlichen Prozesse auf der Fläche): Grundlage für die Berechnung der Dieselskosten bildete der um die Mehrwertsteuer bereinigte Durchschnittspreis von Agrardiesel des Zeitraums Mai 2012 bis Mai 2015 [288]. Darin enthalten ist bereits die Energiesteuerentlastung von 214,80 € 1000 l⁻¹ pro Kalenderjahr auf vollversteuertes Gasöl [60]. Im Folgenden gelten die Annahmen, dass nötige Anträge gestellt und bewil-

ligt wurden und die Bagatellgrenze von 50 € a⁻¹ nicht unterschritten wurde. Unter diesen Voraussetzungen betragen die Dieseldkosten für Prozesse auf der Forstfläche 0,98 € l⁻¹.

Dieseldkosten (Transport Rohholz): Für die Rohholzbereitstellung bis Werk/Hof wurden die Dieseldkosten der Prozessuntergruppe [T1] mehrwertsteuerbereinigt aus dem Mittelwert des Verbraucherpreises für den Zeitraum Mai 2012 bis Mai 2015 angesetzt [300]. Demnach betragen die Dieseldkosten 1,16 € l⁻¹.

Zweitaktbenzin: Die Kraftstoffkosten für Zweitaktmotoren (Freischneider, Motorsäge) wurden nach [213] angesetzt. Hier erfolgte keine Inflationsbereinigung, da eine Vergleichsrechnung der Kosten nach [189]. Übereinstimmung mit dem aktuellen Stand ergab. Die Kosten für Zweitaktbenzin belaufen sich im Folgenden auf 1,40 € l⁻¹.

Schmierstoffkosten (Großmaschinen): Für Großmaschinen wie Traktoren, Harvester oder Forwarder wurden die Schmierstoffkosten gemäß [276] über einen Schmierstoffkostenfaktor berechnet. Entsprechend der Ökobilanzierung wurde hier für jede Maschine vom gleichen Schmierstoffverbrauch ausgegangen. Aus diesem Grund wurden die Kosten abweichend zur Literatur pauschal mit einem Durchschnittswert von 15 % der Treibstoffkosten angesetzt.

Schmierstoffkosten (Kleinmaschinen): Der Schmierstoffkostenansatz für Kleinmaschinen wie Motorsägen oder Freischneider erfolgte nach den Regelungen der Motorsägenentschädigung [256] und beträgt 3,7 € l⁻¹.

Tabelle 93: Prozessübergreifende Grundannahmen für die betriebswirtschaftliche Bewertung der forstlichen Produktion

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
Personalkosten				
Personal in Eigenregie	Personalkosten	16,86	€ h ⁻¹	[327]
Personal in Unternehmerregie	Personalkosten	29,70	€ h ⁻¹	[437]
Personal in Speditionsregie	Personalkosten	17,91	€ h ⁻¹	[213]
Kraftstoffkosten				
Diesel auf Forstfläche	Kraftstoffkosten	0,98	€ l ⁻¹	[288]
Diesel auÙerhalb Forstfläche	Kraftstoffkosten	1,16	€ l ⁻¹	[300]
Zweitaktbenzin	Kraftstoffkosten	1,40	€ l ⁻¹	[213]
Schmierstoffkosten				
Schmierstoff für Großmaschinen	Schmierstoffkostenfaktor auf Kraftstoffkosten	15	%	[276]
Schmierstoff für Kleinmaschinen	Schmierstoffkosten	3,70	€ l ⁻¹	[256]

Prozessspezifische Rahmenbedingungen für die betriebswirtschaftliche Analyse

In den folgenden Kalkulationen erfolgte in Einzelfällen (beispielsweise wenn aggregierte Daten Verwendung fanden) eine Disaggregation der Kostensätze in Maschinensachkosten, Betriebsstoffkosten (Kraftstoff-, Schmierstoffkosten) und Personalkosten mit Hilfe eigener Berechnungen. Waren enthaltene Personalkosten oder Betriebsstoffkosten unbekannt, wurden diese aufgrund Expertenbefragungen und Literaturstudien zu 31 € h⁻¹ [276] bzw. 1,25 € l⁻¹ ([213] zzgl. Inflation) angesetzt. Das genaue Vorgehen ist jeweils im Fließtext beschrieben. Im Folgenden werden alle Rahmenbedingungen für betriebswirtschaftliche Bewertung der einzelnen Prozesse dargestellt:

[A1] Bestandesbegründung

In dieser Prozess-Untergruppe wurde die manuelle Pflanzung betriebswirtschaftlich bewertet. Bei der Naturverjüngung entstehen keine Kosten.

[A1.2] Pflanzen (manuell)

Berechnungsgrundlage für die Kosten des Pflanzmaterials bildete der Durchschnitt der Netto-Listenpreise von Herbst 2012 bis Frühjahr 2015 aus dem Preiskatalog der Sailer Baumschulen GmbH [351]. Kosten für den Transport des Pflanzmaterials per PKW wurden in aggregierter Form angesetzt [162]. Die Arbeitserledigungskosten berechneten sich aus der Produktivität der Hohlspatenpflanzung von 50 Pflanzen pro Stunde [273] und den Lohnkosten in Eigenregie. Es folgt die Darstellung der Basisannahmen für [A1] Bestandsbegründung in Tabelle 94.

Tabelle 94: Grundannahmen zur betriebswirtschaftlichen Bewertung von [A1.2] Pflanzung manuell

	Kenngroße	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[A1.2] manuelle Pflanzung				
	Produktivität	50	Stk h ⁻¹	[272]
	Arbeitszeitbedarf	50-130	h ha ⁻¹	je nach Baumart
Pflanzmaterial	Materialkosten	0,20-1,30	€ Stk ⁻¹	je nach Baumart
Personal in Eigenregie	Personalkosten	16,86	€ h ⁻¹	[327]
[L1] Anlieferung Pflanzmaterial				
	Transportkosten	0,34	€ km ⁻¹	[213]

[A2] Bestandesführung

In dieser Prozess-Untergruppe erfolgte die betriebswirtschaftliche Bewertung der Prozesse [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand, [A2.2] Zaunbau sowie [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen.

[A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand

Kulturpflege: Die Maschinenkosten dieser Maßnahme wurden auf Grundlage eines Freischneiders bilanziert [1]. Für die Schmierstoffkosten des Freischneiders gelten die Annahmen gemäß einer Motorsäge [256]. Grundlage für die Personalkosten ist der Lohnansatz in Eigenregie.

Jungwuchspflege: Die Maschinenkosten der Motorsäge stammen aus [437]. Für Betriebsstoff- und Lohnkosten gelten die Annahmen aus der Kulturpflege.

Schematische Läuterung: Berechnungsgrundlage für die Arbeitserledigungskosten bilden die Maschinenkosten für einen Traktor (Schmalspurtraktor, Allradantrieb, 41-48 kW) sowie ein Mulchgerät (Forstmulcher, 1,5 m, nicht zur Rodung geeignet) nach [272]. Die Maßnahme erfolgte in Eigenregie.

Selektive Läuterung: Es gelten die Annahmen der Jungwuchspflege.

[A2.2] Zaunbau

Für diesen Prozess erfolgte die Kostenberechnung für den Aufbau eines modifizierten Stützenzauns, jährliche Kontrollen und den Abbau nach zehn Jahren Standzeit. Die entsprechenden Verrechnungssätze aus [274] wurden auf einen Laufmeter heruntergerechnet. Die Maßnahme erfolgte zum Lohnansatz in Eigenregie. Die Kosten des Transports von Zaunmaterial per PKW wurden aggregiert aus [213] übernommen.

[A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen

Wegepflege: Ausgangsbasis für die Berechnung der Arbeitserledigungskosten der Wegepflege bildete ein aggregierter Verrechnungssatz [214]. Die Aktualisierung der Daten auf Stand 2014 erfolgte über eine persönliche Mitteilung des Autors. Die Disaggregation erfolgte mittels eigenen Berechnungen. Aus Gesamtkosten von 33 € km⁻¹ ergaben sich unter Berücksichtigung der Leistung von 2 km h⁻¹ [278] 66 € h⁻¹. Nach Subtraktion enthaltener Personalkosten (31 € h⁻¹) sowie Betriebsstoffkosten (8,75 € h⁻¹) betragen die Maschinensachkosten für Schlepper und R2005-Gerät 26,25 € h⁻¹. Eine weitere Differenzierung war nach Abzug der Maschinenkosten eines 40 kW Schleppers nach Kostenfunktion (Abbildung 117) von rund 20 € h⁻¹ möglich. Darauf folgte die Berechnung weiterer Prozesskosten aufgrund der Parameter aus der Ökobilanzierung. Die entsprechenden Kostensätze sind Tabelle 95 zu entnehmen.

Wegeinstandsetzung: Auch hier bildete ein Verrechnungssatz [406] die Datengrundlage für die Kostenberechnung. Über persönliche Mitteilung der Bayerischen Staatsforsten [39] konnten die Daten aktualisiert und auf bayerische Verhältnisse angepasst werden. Aus Gesamtkosten und Leistung für Graden (0,78 € lfm⁻¹; 500 lfm h⁻¹) sowie Walzen (0,85 € lfm⁻¹; 150 lfm h⁻¹) ergaben sich Stundensätze von 387,50 € h⁻¹ für die Maßnahme Graden bzw. 127,50 € h⁻¹ für die Maßnahme Walzen. Die Bereinigung um Personalkosten und Betriebsstoffkosten entspricht dem in der Wegepflege beschriebenen Vorgehen. Die disaggregierten, mit der Ökobilanzierung harmonisierten Daten sind Tabelle 95 zu entnehmen. Materialkosten für Schotter stammen aus persönlicher Mitteilung [289].

Die Berechnung der Transportkosten des Wegebbaumaterials basierte auf dem Kilometersatz eines Lkws mit 27 t Nutzlast [430]. Im Rahmen einer Disaggregation erfolgte zunächst die Subtraktion der im Kilometersatz enthaltenen Betriebsstoffkosten von 0,36 € km⁻¹ und Lohnkosten von 0,33 € km⁻¹. Anschließend wurden die Parameter durch die in der Ökobilanzierung hinterlegten Eingangsgrößen ersetzt. Unter Berücksichtigung einer Durchschnittsgeschwindigkeit von 46,8 km h⁻¹ [44] und der Nutzlast von 27 t ergab sich abschließend die in Tabelle 95 dargestellte Kostenstruktur, skaliert auf Tonnenkilometer.

Tabelle 95: Grundannahmen zur betriebswirtschaftlichen Bewertung von [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand, [A2.2] Zaunbau und [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen

	Kenngroße	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand				
Kulturpflege				
Freischneider	Maschinensachkosten	7,72	€ h ⁻¹	[1]
Zweitaktbenzin	Betriebsstoffkosten	1,40	€ h ⁻¹	[213]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	3,70	€ h ⁻¹	[256]
Personal in Eigenregie	Personalkosten	16,86	€ h ⁻¹	[327]
Jungwuchspflege				
Motorsäge	Maschinensachkosten	7,38	€ h ⁻¹	[437]
Zweitaktbenzin	Betriebsstoffkosten	1,40	€ h ⁻¹	[213]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	3,70	€ h ⁻¹	[256]
Personal in Eigenregie	Personalkosten	16,86	€ h ⁻¹	[327]
Schematische Läuterung				
Traktor	Maschinensachkosten	7,70	€ h ⁻¹	[272]
Mulchgerät	Maschinensachkosten	3,70	€ h ⁻¹	[272]
Diesel auf Forstfläche	Betriebsstoffkosten	6,86	€ h ⁻¹	[288]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	1,03	€ h ⁻¹	[276]
Personal in Eigenregie	Personalkosten	16,86	€ h ⁻¹	[327]
Selektive Läuterung				
Motorsäge	Maschinensachkosten	7,38	€ h ⁻¹	[437]
Zweitaktbenzin	Betriebsstoffkosten	1,40	€ h ⁻¹	[213]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	3,70	€ h ⁻¹	[256]
Personal in Eigenregie	Personalkosten	16,86	€ h ⁻¹	[327]

	Kenngröße	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[A2.2] Zaunbau				
Zaunmaterial	Materialkosten	1,81	€ lfm ⁻¹	[274]
Aufbau	Zeitbedarf	0,175	h lfm ⁻¹	[274]
Kontrolle	Zeitbedarf	0,043	h lfm ⁻¹	[274]
Abbau	Zeitbedarf	0,083	h lfm ⁻¹	[274]
Personal in Eigenregie	Personalkosten	16,86	€ h ⁻¹	[327]
[L2] Anlieferung Zaunmaterial				
	Transportkosten	0,34	€ km ⁻¹	[213]
[A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen				
Wegepflege				
Schlepper	Maschinensachkosten	20,06	€ h ⁻¹	[278]
R2005-Gerät	Maschinensachkosten	5,96	€ h ⁻¹	[278]
Diesel auf Forstfläche	Betriebsstoffkosten	6,86	€ h ⁻¹	[288]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	1,03	€ h ⁻¹	[276]
Personal in Unternehmerregie	Personalkosten	29,70	€ h ⁻¹	[437]
Wegeinstandsetzung				
Schotter	Materialkosten	10,40	€ t ⁻¹	[289]
Motorgrader	Maschinensachkosten	340,25	€ h ⁻¹	[406]
Walze	Maschinensachkosten	80,25	€ h ⁻¹	[406]
Diesel auf Forstfläche	Betriebsstoffkosten	12,73	€ h ⁻¹	[288]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	1,91	€ h ⁻¹	[276]
Personal in Unternehmerregie	Personalkosten	29,70	€ h ⁻¹	[437]
[L2] Anlieferung Wegebaumaterial				
Kipper	Maschinensachkosten	0,0106	€ tkm ⁻¹	[430]
Diesel außerhalb Forstfläche	Betriebsstoffkosten	0,0136	€ tkm ⁻¹	[300]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	0,0204	€ tkm ⁻¹	[276]
Personal in Speditionsregie	Personalkosten	0,0142	€ tkm ⁻¹	[213]

[A3] Ernte

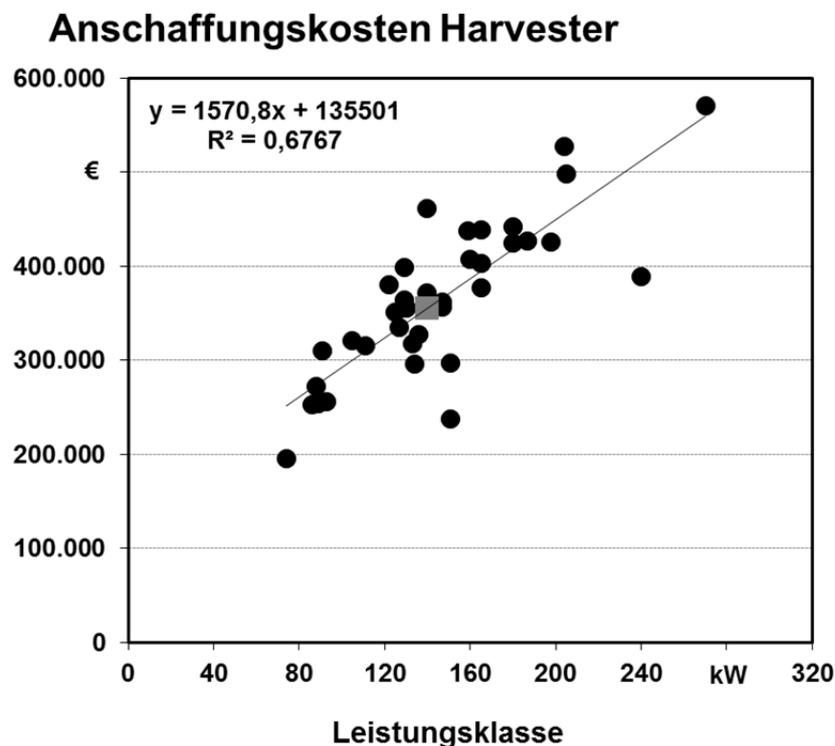
In dieser Prozess-Untergruppe wird unterschieden zwischen Kostenarten, die auf Grundlage der reinen Arbeitszeit (RAZ) und der technischen Arbeitsproduktivität (TAP) berechnet wurden. Da Betriebsstoffe nur verbraucht werden, wenn die jeweilige Maschine läuft, wurden Betriebsstoffkosten auf Basis der RAZ kalkuliert. Personalkosten und Maschi-

nensachkosten entstehen jedoch auch, wenn beispielsweise Wartezeiten oder Rüstzeiten auftreten. Daher wurden Personal- und Maschinensachkosten auf Basis der TAP berechnet.

[A3.1] Ernte Biomasse

Motormanuelle Holzernte: Bei der motormanuellen Holzernte wurden Maschinensachkosten auf Grundlage der Verrechnungssätze aus [437] kalkuliert. Kosten für Bio-Sägekettenhaftöl Kraftstoffkosten berechneten sich nach den beschriebenen Annahmen. Lohnkosten für Holzerntemaßnahmen mit der Motorsäge wurden zum Lohnkostenansatz in Eigenregie berechnet. Die TAP konnten aus den Arbeitszeiten des erweiterten Sortentarif (EST) zur Entlohnung von Holzerntearbeiten ([277]) abgeleitet werden.

Holzernte mit Harvester: Die Berechnung der Maschinensachkosten erfolgte mittels einer Maschinenkostenkalkulation. Das methodische Vorgehen sowie die meisten Grunddaten stammen aus [276]. Kraftstoffverbrauch sowie der Faktor für die Schmierstoffkosten wurden an die Rahmenbedingungen der Ökobilanzierung angepasst. Darüber hinaus stammten die Anschaffungskosten der Maschine aus Berechnungen einer Harvester-Stichprobe nach [325] und betragen für einen 140 kW Harvester 355.484 € (Abbildung 116). Lohnkosten mechanisierter Holzerntemaßnahmen wurden auf Basis von Unternehmerregie kalkuliert. Der Korrekturfaktor zur Umrechnung der RAZ auf die TAP betrug 1,15 [317].



* der graue Punkt stellt die Annahmen in ExpResBio dar (140 kW, 15 t Eigengewicht)

** Quelle der Rohdaten: [325]

Abbildung 116: Auswertung des Zusammenhangs zwischen Leistungsklasse in kW und Anschaffungskosten eines Harvesters in €

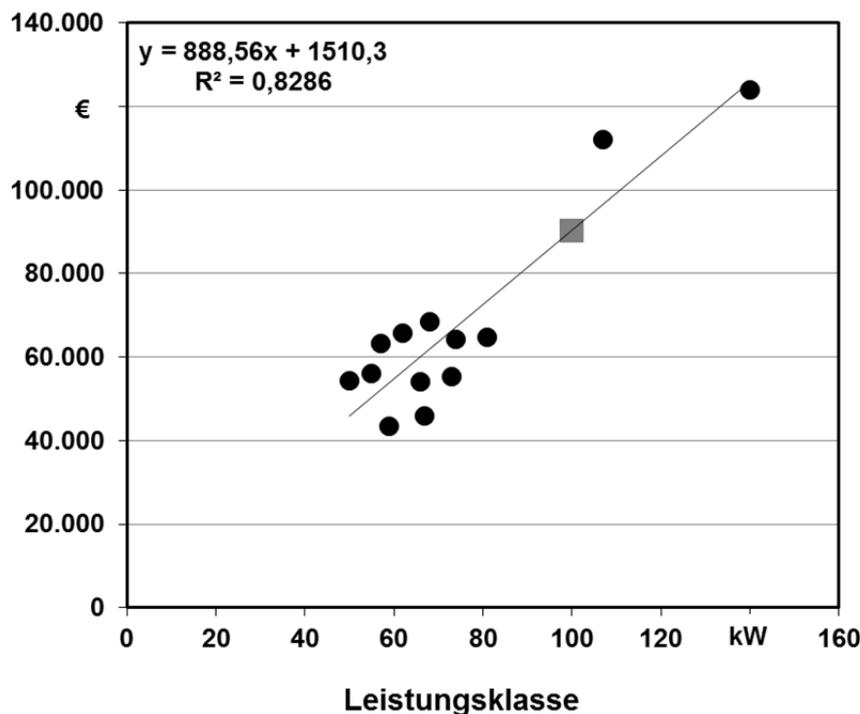
[A3.2] Vorliefern zur Straße

per Hand: Beim Vorliefern von Scheitholz per Hand entstehen ausschließlich Personalkosten. Die Berechnung erfolgte über den entsprechenden Zeitbedarf nach Tabellen 11 und 12 des erweiterten Sortentarif (EST) zur Entlohnung von Holzerntearbeiten ([277]) zum Lohnkostenansatz in Eigenregie.

Forstschlepper und Forwarder: Das methodische Vorgehen zur Kostenkalkulation entspricht dem aus der Holzernte mit Harvester. Die Anschaffungskosten für den modellierten Forstschlepper und Forwarder betragen 90.386 € bzw. 237.329 € (Abbildung 117; Abbildung 118).

Der Faktor zur Ermittlung der TAP entspricht beim Forwarder den Annahmen des Harvesters. Beim Forstschlepper beträgt der Faktor auf die RAZ 1,25 [434][317]. Die Durchführung der Maßnahme erfolgt beim Forwarder in Unternehmerregie, beim Forstraktor in Eigenregie.

Anschaffungskosten Forstschlepper

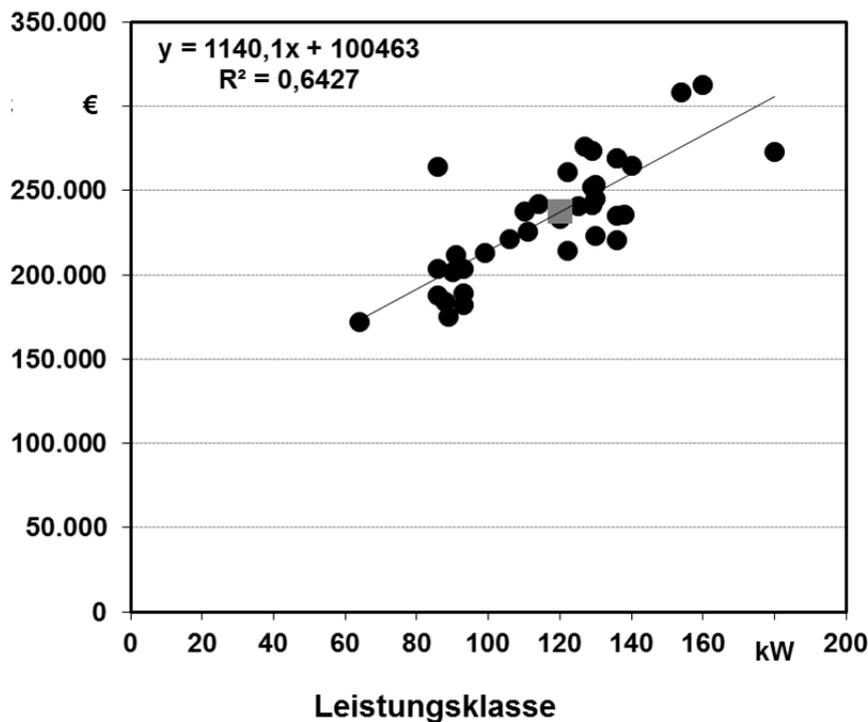


* der graue Punkt stellt die Annahmen in ExpResBio dar (100 kW, 7 t Eigengewicht)

** Quelle der Rohdaten: [319]

Abbildung 117: Auswertung des Zusammenhangs zwischen Leistungsklasse in kW und Anschaffungskosten eines Forstschleppers in €

Anschaffungskosten Forwarder



* der graue Punkt stellt die Annahmen in ExpResBio dar (120 kW, 15 t Eigengewicht)

** Quelle der Rohdaten: [325]

Abbildung 118: Auswertung des Zusammenhangs zwischen Leistungsklasse (in kW) und Anschaffungskosten eines Forwarders in €

[A3.4] Aufladen auf Lkw/Traktor

Scheitholzrollen per Hand: Das Aufladen der 1 Meter Scheitholzrollen verursacht ausschließlich Personalkosten. Die Berechnung erfolgte auf Basis der Produktivität einer Arbeitskraft von $3,33 \text{ Efm h}^{-1}$ [213]. Mögliche Verschleißerscheinungen des Anhängers beim Beladen wurden nicht berücksichtigt.

Rundholz per Kran: In ExpResBio gilt die Annahme, dass der Transport von Stamm- und Industrieholz an externe Logistikdienstleister vergeben wird. Beim Beladeprozess steht daher der gesamte Sattelzug bereit und es wurden volle Maschinensachkosten des Lkws angesetzt. Das methodische Vorgehen der Maschinensachkostenberechnung entspricht dem der Anlieferung von Wegebaumaterial unter Berücksichtigung eines 20 %-Zuschlags auf die Kosten für die Ausstattungsvarianten Ladekran und Langmaterialfahrzeug [430]. Der Beladeprozess dient als Vorbereitung auf den Transportprozess, da dieser überwiegend außerhalb der Forstfläche stattfindet, wurde der Dieselpreissatz außerhalb der Forstfläche angesetzt. Personalkosten wurden auf Basis des Lohnansatzes in Speditionsregie berechnet. Tabelle 96 zeigt die Eingangsdaten für die Prozess-Untergruppe Ernte [A3].

Tabelle 96: *Eingangsdaten für Ernte Biomasse [A3.1], Vorliefern zur Straße [A3.2] sowie das Aufladen auf Lkw oder Traktor [A3.4]*

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Quelle
[A3.1] Ernte Biomasse				
Motormanuelle Ernte				
Motorsäge	Maschinensachkosten	7,38	€ h ⁻¹	[437]
Zweitaktbenzin	Betriebsstoffkosten	1,40	€ h ⁻¹	[213]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	3,70	€ h ⁻¹	[276]
Personal in Eigenregie	Personalkosten	16,86	€ h ⁻¹	[327]
Ernte mit Harvester				
Harvester	Maschinensachkosten	100,13	€ h ⁻¹	[276]
Diesel auf Forstfläche	Betriebsstoffkosten	13,15	€ h ⁻¹	[288]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	1,97	€ h ⁻¹	[276]
Personal in Unternehmerregie	Personalkosten	29,70	€ h ⁻¹	[437]
[A3.2] Vorliefern zur Straße				
Vorliefern per Hand				
Personal in Eigenregie	Personalkosten	16,86	€ h ⁻¹	[327]
Vorliefern mit Forstschlepper				
Forstschlepper	Maschinensachkosten	39,13	€ h ⁻¹	[276]
Diesel auf Forstfläche	Betriebsstoffkosten	7,35	€ h ⁻¹	[288]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	1,10	€ h ⁻¹	[276]
Personal in Eigenregie	Personalkosten	16,86	€ h ⁻¹	[327]
Vorliefern mit Forwarder				
Forwarder	Maschinensachkosten	57,88	€ h ⁻¹	[276]
Diesel auf Forstfläche	Betriebsstoffkosten	8,33	€ h ⁻¹	[288]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	1,25	€ h ⁻¹	[276]
Personal in Unternehmerregie	Personalkosten	29,70	€ h ⁻¹	[437]
[A3.4] Aufladen auf Lkw/Traktor				
Scheitholz per Hand				
Personal in Eigenregie	Personalkosten	16,86	€ h ⁻¹	[327]
Rundholz per Kran				
Langholzzug	Maschinensachkosten	18,77	€ h ⁻¹	[430]
Diesel außerhalb Forstfläche	Betriebsstoffkosten	9,86	€ h ⁻¹	[300]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	1,48	€ h ⁻¹	[276]
Personal in Speditionsregie	Personalkosten	17,91	€ h ⁻¹	[213]

[T1.3] Transport vom Ort der Ernte zur Transformation

Scheitholzrollen per Traktor: Zunächst erfolgte die Umrechnung der Ladekapazität des Anhängers von Volumen (6,5 Efm mR) in Masse (t) auf Grundlage des Gewichts erntefrischen Buchenholzes [195], anschließend die Berechnung der einzelnen Kostenstellen in € pro Tonnenkilometer. Die Maßnahme wurde zu Lohnkosten in Eigenregie kalkuliert.

Rundholz per Lkw: Die Berechnung der Maschinensachkosten, Betriebsstoffkosten und Personalkosten entspricht den Annahmen aus [A3.4] Beladen von Rundholz per Kran. Die Kosten wurden anschließend in € pro Tonnenkilometer umgerechnet (Tabelle 97).

Tabelle 97: *Eingangsdaten für den Transport der Biomasse vom Ort der Ernte zur Transformation [T1.3]*

	Kenngroße	Wert	Einheit	Quelle
[T1.3] Transport vom Ort der Ernte zur Transformation				
Scheitholz per Traktor				
Traktor	Maschinensachkosten	0,0564	€ tkm ⁻¹	[213]
Anhänger	Maschinensachkosten	0,0250	€ tkm ⁻¹	[213]
Diesel außerhalb Forstfläche	Betriebsstoffkosten	0,0510	€ tkm ⁻¹	[300]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	0,0077	€ tkm ⁻¹	[276]
Personal in Eigenregie	Personalkosten	0,0930	€ tkm ⁻¹	[327]
Rundholz per Lkw				
Langholzzug	Maschinensachkosten	0,0201	€ tkm ⁻¹	[430]
Diesel außerhalb Forstfläche	Betriebsstoffkosten	0,0249	€ tkm ⁻¹	[300]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	0,0037	€ tkm ⁻¹	[276]
Personal in Speditionsregie	Personalkosten	0,0191	€ tkm ⁻¹	[213]

Holzernteerlöse

Zu Grunde liegende Holzernteerlöse frei Waldstraße sind für Bayern repräsentative Durchschnittspreise und stammen aus einer, von der Bayerischen Staatsforsten AÖR übermittelten Zeitreihe (2012 - 2014) [25]. Die Preise für Stammholz wurden stärkeklassenabhängig berechnet, bei Industrie- und Scheitholz wurden aggregierte Preise angesetzt.

Tabelle 98: Durchschnittliche Holzernteerlöse in € Efm mR⁻¹ der vier Hauptbaumarten über eine Umtriebszeit des Betrachtungszeitraums 2012-2014

Baumart	Sortiment	Durchschnittserlös frei Waldstraße (2012-2013)
Fichte	Stammholz	90 € Efm mR ⁻¹
Kiefer	Stammholz	73 € Efm mR ⁻¹
Buche	Stammholz	87 € Efm mR ⁻¹
Eiche	Stammholz	210 € Efm mR ⁻¹
	Nadelindustrieholz	49 € Efm mR ⁻¹
	Laubindustrieholz	59 € Efm mR ⁻¹
	Nadelbrennholz	36 € Efm mR ⁻¹
	Laubbrennholz	47 € Efm mR ⁻¹

Erlöse für das Sortiment Stammholz sind stärkeklassengemittelt
Erlöse für die Sortimente Industrie- und Scheitholz sind aggregiert

Lebenszykluskostenanalyse

Im Rahmen einer Lebenszykluskostenanalyse wurden zunächst sämtliche Kosten der Rohholzbereitstellung zum Zeitpunkt heute bewertet. Im Anschluss daran erfolgte eine Unterteilung der Prozesse in langfristige und kurzfristige Investitionsentscheidungen.

langfristige Investitionsentscheidungen

Prozesse in [A1] Bestandesbegründung und [A2] Bestandesführung basieren auf langfristigen Investitionsentscheidungen. Neuinvestitionen wie beispielsweise die Begründung von Waldbeständen (Pflanzung und Zaunbau), Pflegemaßnahmen oder der Bau von Wegen sind als Überführung von Zahlungsmitteln in das Anlagevermögen zu verstehen [376]. Hierbei existieren sowohl Prozesse mit hohen einmaligen Kosten zu Beginn des Investitionszeitraums, beispielsweise [A1.1] Pflanzung/Aussaat, als auch Prozesse mit regelmäßigen Einzahlungen während des gesamten Investitionszeitraums, beispielsweise [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen Die Kapitalbindung von langfristigen Investitionen wurde mit Hilfe kalkulatorischer Zinsen nach Methodik der Durchschnittswertverzinsung berücksichtigt (8.7) [376].

$$\text{kalkulatorische Zinsen} = \frac{A}{2} * \frac{p}{100} \quad (8.7)$$

Mit A als Anschaffungspreis und p als Kalkulationszins

Der verwendete Kalkulationszinssatz (p) entspricht dem Dreimonatsdurchschnitt des risikofreien Basiszinses für den Zeitraum vom 15. Oktober 2015 bis zum 15. Januar 2016 und beträgt 1,42 % [443].

Die Investitionsdauer wurde mit der dynamischen Amortisationsrechnung [101] ermittelt. Mit der Amortisationsrechnung kann der Zeitraum berechnet werden, bis die Bilanz aus Aufwendungen und Erlösen positiv ist und die Investitionen amortisiert wurden.

kurzfristige Investitionsentscheidungen

Für die Prozess-Untergruppen [A3] und [T1] gilt ein kurzfristiger Betrachtungszeitraum. Die Ausführung der Ernte- und Transportmaßnahmen erfolgt überwiegend mittels Unternehmereinsatz. Befindet sich das Gerät (z. B. Forstraktor) in Besitz des Waldeigentümers wäre anzunehmen, dass hier ebenfalls eine Sachinvestition vorliegt, die Kapital in das Anlagevermögen bindet. Da Zins und Finanzierungskosten jedoch bereits im Rahmen der Maschinenkostenkalkulation nach [276] berücksichtigt wurden und Aufwendungen aufgrund des Maschineneinsatzes unmittelbar Erlöse gegenüberstehen erfolgte keine Berücksichtigung kalkulatorischer Zinsen.

Rentabilität

Die Rentabilität als Differenz von Erträgen und Aufwänden [376] (Unternehmergewinn) ermöglicht Aussagen zur Vorteilhaftigkeit bestimmter Produktsysteme beruhend auf verschiedenen Baumarten und Bewirtschaftungsformen. Aufgrund forsttypischer Umtriebszeiten von 120 bis 180 Jahren (vgl. Kapitel 8.1.2) liegen der betriebswirtschaftlichen Bewertung der forstwirtschaftlichen Produktion hohe Investitionszeiträume zu Grunde. Daher muss berücksichtigt werden, zu welchen Zeitpunkten die Kosten entstehen.

Mittels der Kapitalwertmethode wurden daher sämtliche Ein- und Auszahlungen auf den Zeitpunkt Null diskontiert (vgl. Formel (8.8)) und anschließend die Kapitalwertsumme gebildet.

$$K_0 = K_n(1 + i)^{-n} \quad (8.8)$$

Mit K_0 als Gegenwartswert, K_n als Endwert im Jahr n und i als Kalkulationszinssatz

Anschließend erfolgte die gleichmäßige Verteilung des Kapitalwertes auf die Umtriebszeit mittels der Annuitätenmethode nach Formel (8.9) [101]. Der verwendete Kalkulationszinssatz entspricht dabei dem Dreimonatsdurchschnitt des risikofreien Basiszinses für den Zeitraum vom 15. Oktober 2015 bis zum 15. Januar 2016 und beträgt 1,42 % [443].

$$g = K_0 * \frac{i(1 + i)^n}{(1 + i)^n - 1} \quad (8.9)$$

Mit g als Annuität, K_0 als Gegenwartswert und i als Kalkulationszinssatz

8.1.6 Datenqualität und Datenherkunft

Die Datengrundlagen wurden bereits in Kapitel 8.1.4 genauer dargestellt. Es erfolgen keine eigenen Datenerhebungen, da für die forstliche Produktion genügend Literatur zur Modellierung der einzelnen Prozesse vorhanden ist.

8.1.7 Umgang mit Koppelprodukten

Im Grundmodell für Prozessgruppe [A] entstehen keine Koppelprodukte. Alle drei anfallende Sortimente (Stammholz, Industrieholz und Scheitholz) gelten als Hauptprodukte und werden separat bilanziert. Als Koppelprodukt gilt lediglich Waldrestholz als ein optionales Rohholzprodukt. Im Falle einer Nutzung wird dies erst ab dem Moment des Vorlieferns bilanziert. Begründet wird dieses Vorgehen damit, dass alle vorherigen Maßnahmen nicht dafür durchgeführt werden, um Waldrestholz zu produzieren, sondern Stamm-, Industrie- bzw. Scheitholz. Im Rahmen einer Masterarbeit an der TUM wurde Waldrestholz bearbeitet und ist in [456] dargestellt.

8.1.8 Indikatorenberechnung

Schwerpunkt der Untersuchungen ist die Auswertung der Wirkungskategorie Globale Erwärmung ohne biogenes CO₂. Die Berechnung des Wirkungsindikators CO₂-Äq in kg FE⁻¹ wird nach Empfehlung des ILCD [152] anhand des Charakterisierungsmodells des IPCC (2007) [231] durchgeführt (vgl. Kapitel 3.1.4.1).

8.1.9 Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle

Für die Bilanzierung der Bereitstellung von Rohholz wurde die Ökobilanzsoftware GaBi ts von thinkstep sowie die Datenbanken von thinkstep ([403]) und ecoinvent 2.2 ([399]) verwendet. Die in Kapitel 8.1.4 dargestellten Annahmen zur Bereitstellung von Rohholz bilden die Eingangsdaten für die Ökobilanzierung in GaBi ts. Daraus ergeben sich im Rahmen der Sachbilanz alle anfallenden Inputs und Outputs. Diese ist die Basis für die darauffolgende Umweltwirkungsabschätzung.

8.2 Ergebnisse der Ökobilanzierung

(Dr. Daniel Klein, Christoph Schulz)

Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse aus der Ökobilanzierung für die Bereitstellung von Rohholz beschrieben. Dargestellt werden jeweils die Ergebnisse für die einzelnen Prozesse, der Wertebereich für alle betrachteten Biomasselinien der forstlichen Produktion sowie für verschiedene ausgewählte Bereitstellungsketten. Zudem werden Altersklasseneffekte sowie der Anteil der THG-Emissionen durch die bayerische Forstwirtschaft an den gesamten THG-Emissionen in Bayern analysiert. Die Ergebnisse werden für die einzelnen Prozesse für einen Efm mR dargestellt. Außerdem erfolgt eine akkumulierte Abbildung der gesamten THG-Emissionen über eine Umtriebszeit für einen ha Waldfläche. Die Ergebnisse können für die Fortführung der Ökobilanz weiterer Verarbeitungsschritte bzw. für betriebswirtschaftliche Analysen anhand der Raumdichten aus Kapitel 8.1.4 auch für die jeweilige Trockenmasse (bzw. Gesamtmasse bei Berücksichtigung des Wassergehaltes) ausgewiesen werden.

8.2.1 Umweltwirkungen der einzelnen Prozesse

Für Prozesse, die sich nach Baumarten und Sortimenten unterscheiden, werden für jedes Sortiment Wertebereiche angegeben, die die Unterschiede zwischen den Baumarten widerspiegeln. Weiterhin werden auch die Ergebnisse für die beiden Standorte zusammengefasst dargestellt. Im Gegensatz zu den THG-Emissionen wurde beim nicht erneuerbaren Primärenergiebedarf (H_U) nicht zwischen den Standorten unterschieden und der Wertebereich ergibt sich aus den unterschiedlichen Baumarten und Sortimenten. Die textliche Beschreibung der Ergebnisse fokussiert sich auf die THG-Emissionen, da der Schwerpunkt von ExpRessBio Projektphase I auf der Analyse der THG-Emissionen lag. Die Ergebnisse für die THG-Emissionen werden auch tabellarisch dargestellt. Die Ergebnisse zum nicht erneuerbaren Primärenergiebedarf (H_U) können aus den Abbildungen entnommen werden und werden in Kapitel 8.2.2 zusammenfassend beschrieben.

Alle Prozesse in [A1] Bestandesbegründung und [A2] Bestandesführung sind indirekte Prozesse, die sich auf die gesamte Holzerntemenge je Umtriebszeit und somit auf die gesamte (genutzte) Wuchsleistung beziehen. Bezogen auf einen Efm mR sind deren Umweltwirkungen für alle Sortimente gleich (Allokation nach Masse). Jedoch gibt es aufgrund der verschiedenen Gesamtwuchsleistungen Unterschiede zwischen den Baumarten und Standorten, was durch einen Wertebereich dargestellt wird.

[A1.1] Bodenaufbereitung

Insgesamt liegen für [A1.1] die THG-Emissionen (in $\text{CO}_2\text{-Äq}$) zwischen 0,015 für die Fichte auf gutem Standort und 0,033 kg Efm mR^{-1} für die Eiche auf schlechtem Standort (Abbildung 119, Tabelle 99). Dies entspricht einer Menge von ca. 25 kg ha^{-1} . Den höchsten Anteil mit 60 % besitzt dabei die Maßnahme an sich, d.h. der Verbrauch von Diesel. Die Summe der Vorleistungen (Herstellung Traktor und Setzpflug, Bereitstellung Diesel) betragen ca. 10 kg ha^{-1} bzw. ca. 40 % der gesamten THG-Emissionen.

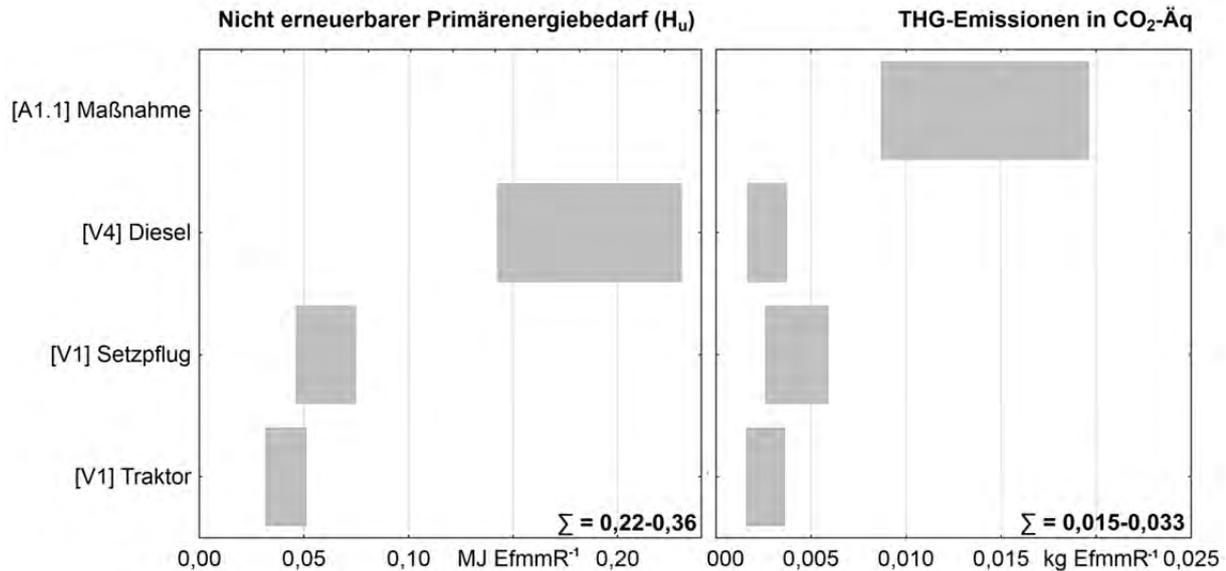


Abbildung 119: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR^{-1} und THG-Emissionen als $\text{CO}_2\text{-Äq}$ in kg Efm mR^{-1} für [A1.1] Bodenaufbereitung; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten

Tabelle 99: THG-Emissionen für Prozessgruppe [A1.1] Bodenaufbereitung nach Baumart und Standort

Qualität Standort	Fichte		Kiefer		Buche		Eiche	
	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht
$\text{CO}_2\text{-Äq}$ in kg Efm mR^{-1}								
[V1] Traktor	0,002	0,003	0,002	0,003	0,002	0,003	0,003	0,004
[V1] Kreiselmäher	0,003	0,005	0,004	0,005	0,003	0,005	0,004	0,006
[V4] Diesel	0,002	0,003	0,002	0,003	0,002	0,003	0,003	0,004
[A1.1] Maßnahme	0,009	0,016	0,012	0,017	0,010	0,017	0,014	0,020
Summe	0,015	0,026	0,020	0,029	0,017	0,028	0,024	0,033

[A1.2] Pflanzung

Maschinelle Pflanzung

Bei einer maschinellen Pflanzung liegen die THG-Emissionen zwischen 0,26 für die Fichte auf gutem Standort und $1,48 \text{ kg Efm}^{-1}$ für die Eiche auf schlechtem Standort (Abbildung 120, Tabelle 100). Hier beeinflussen die unterschiedlichen Wuchseleistungen und Baumarten das Ergebnis enorm. Flächenbezogen entspricht dies einer Menge von 406 kg ha^{-1} für die Fichte auf gutem Standort bis 1.027 kg ha^{-1} für die Eiche auf schlechtem Standort. Hier wirken sich zudem höhere Pflanzzahlen beim Laubholz negativ auf das Ergebnis aus. Die höchsten Anteile mit über 60 % besitzt dabei die Produktion des

Pflanzmaterials. Der Anteil aller Vorleistungen liegt bei 77 % an den gesamten THG-Emissionen. Die hohen THG-Emissionen des Pflanzmaterials können durch den Gebrauch von Heizöl in der Baumschule begründet werden (siehe [9]).

Manuelle Pflanzung

Eine manuelle Pflanzung führt zu geringeren THG-Emissionen, da lediglich das Pflanzmaterial [V3] sowie die Anlieferung [L2] Umweltwirkungen verursachen. Diese bewegen sich zwischen 0,17 kg für die Fichte auf gutem Standort und 0,96 kg Efm mR⁻¹ für die Eiche auf schlechtem Standort mit flächenbezogenen Werten von 266 kg bis 666 kg. Die Anlieferung spielt nur eine geringe Rolle (6 %), da von einer lokalen Anlieferung ausgegangen wird.

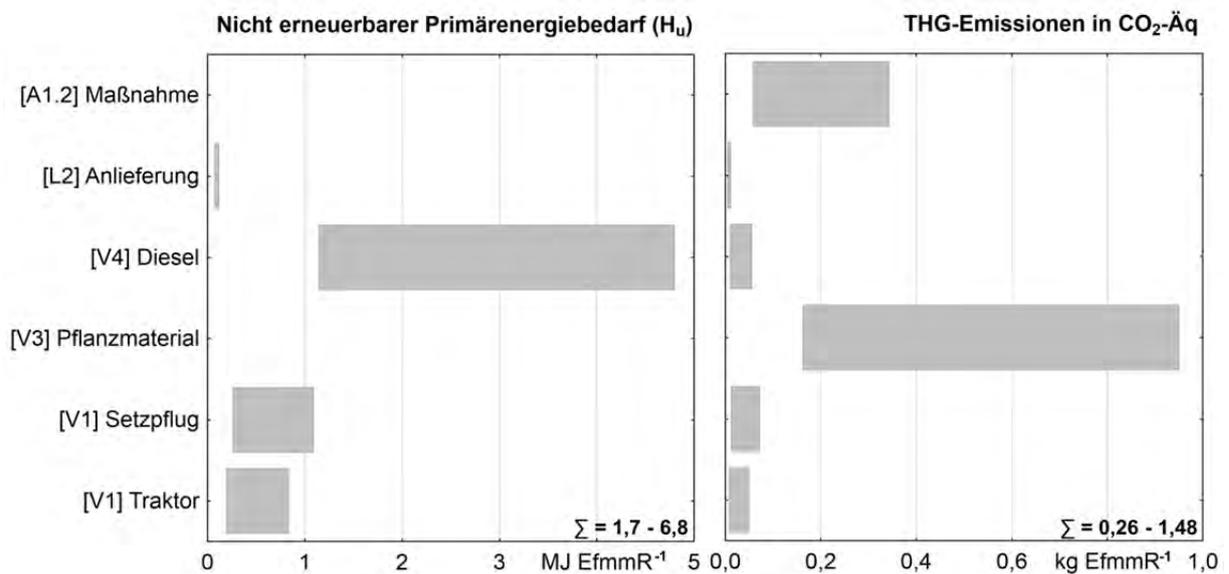


Abbildung 120: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR⁻¹ und THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ für [A1.2] Pflanzung; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten

Tabelle 100: THG-Emissionen für Prozessgruppe [A1.2] Pflanzung nach Baumart und Standort

Qualität Standort	Fichte		Kiefer		Buche		Eiche	
	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht
CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹								
[V1] Traktor	0,01	0,01	0,02	0,03	0,03	0,04	0,04	0,05
[V2] Setzpflug	0,01	0,02	0,03	0,05	0,04	0,06	0,05	0,07
[V3] Pflanzmaterial	0,16	0,29	0,44	0,64	0,49	0,82	0,68	0,95
[V4] Diesel	0,01	0,02	0,03	0,04	0,03	0,05	0,04	0,06
[L2] Anlieferung	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
[A1.2] Maßnahme	0,06	0,11	0,16	0,23	0,18	0,30	0,25	0,34
Summe maschinell	0,26	0,46	0,69	0,99	0,77	1,28	1,06	1,48
Summe manuell	0,17	0,30	0,45	0,65	0,50	0,83	0,69	0,96

[A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand

Dieser Prozess umfasst insgesamt vier Maßnahmen (Kulturpflege, Jungwuchspflege, schematische und selektive Läuterung), wobei bei der Fichte die Jungwuchspflege entfällt. Insgesamt liegen die THG-Emissionen zwischen 0,12 (Fichte, guter Standort) und 0,36 kg Efm mR⁻¹ (Eiche, schlechter Standort) mit den höchsten Anteilen mit 63 % durch die Maßnahme an sich (Abbildung 121, Tabelle 101). Die Vorleistungen betragen demzufolge 27 % mit einem auffällig hohen Anteil des Schmieröls (ca. 16 %), der durch den hohen Verbrauch von Schmieröl beim motormanuellen Einsatz bedingt ist. Flächenbezogen entstehen je Umtriebszeit THG-Emissionen in Höhe von 188 bei der Fichte bzw. 250 kg ha⁻¹ bei den anderen Baumarten mit Jungwuchspflege.

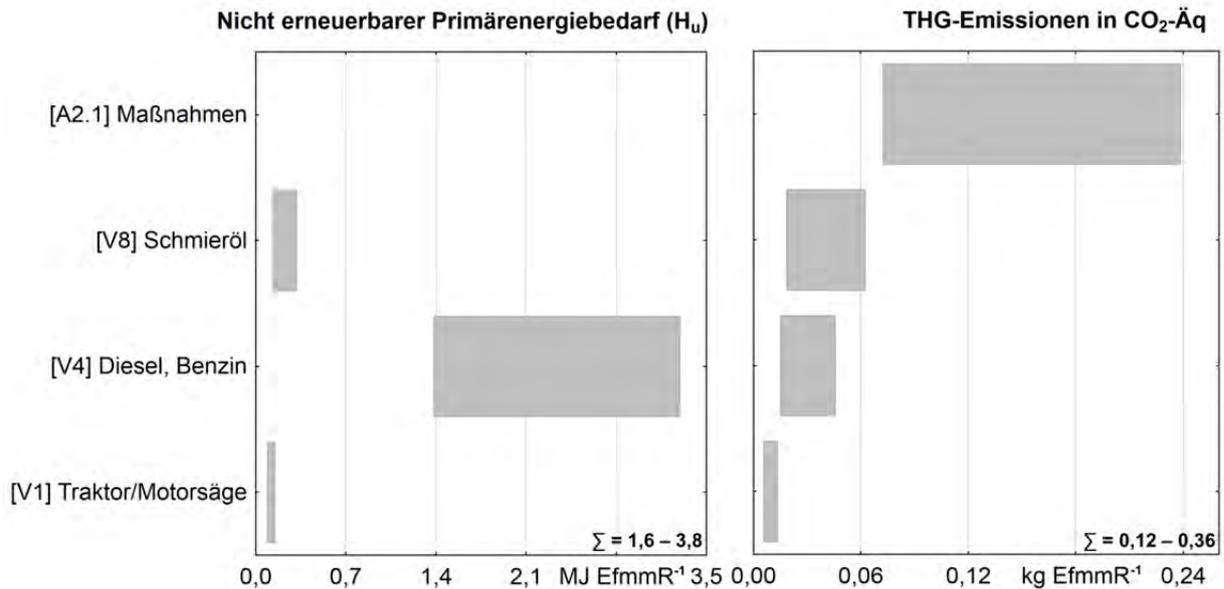


Abbildung 121: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR⁻¹ und THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ für [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten

Tabelle 101: THG-Emissionen für Prozessgruppe [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand nach Baumart und Standort

Qualität Standort	Fichte		Kiefer		Buche		Eiche	
	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht
	CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹							
[V1] Traktor +Mulcher/Motors.	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
[V4] Diesel, Benzin	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02	0,04	0,03	0,05
[V8] Schmieröl	0,02	0,03	0,02	0,04	0,03	0,05	0,04	0,06
[A1.2] Maßnahmen	0,07	0,13	0,10	0,14	0,12	0,21	0,17	0,24
Summe	0,12	0,21	0,15	0,21	0,19	0,31	0,26	0,36

[A2.2] Zaunbau

Umweltwirkungen beim Zaunbau entstehen lediglich durch die Herstellung und Anlieferung des Zauns mit den hauptsächlichen THG-Emissionen aus der Herstellung (99 %), da auch hier eine lokale Anlieferung angenommen wird (15 km einfache Anfahrt). Insgesamt schwanken die Werte zwischen 0,47 (Fichte, guter Standort) und 1,05 kg Efm mR⁻¹ (Eiche, schlechter Standort) (Abbildung 122, Tabelle 102). Flächenbezogen betragen die THG-Emissionen ca. 720 kg ha⁻¹. Angenommen wird hier eine Vollzäunung. Pro laufenden Meter Zaun werden etwa 1,8 kg an THG-Emissionen verursacht. Geringere Anteile

einer Umzäunung vermindern das Ergebnis entsprechend. Bei Mehrfachverwendung des Zauns würden sich die THG-Emissionen zudem verringern.

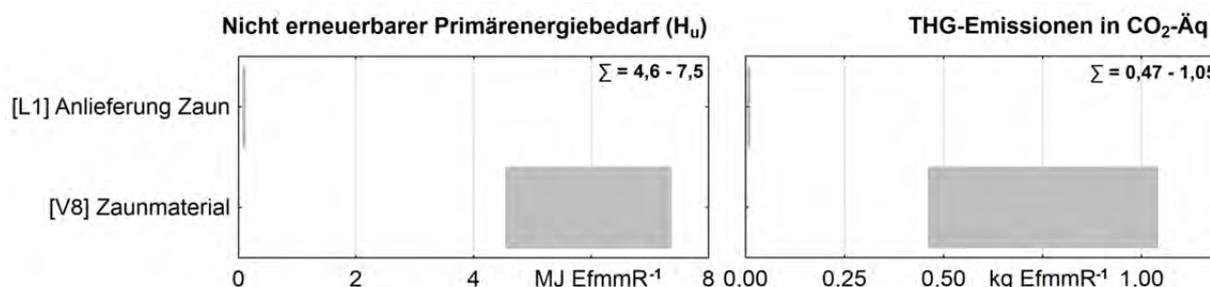


Abbildung 122: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR⁻¹ und THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ für [A2.2] Zaunbau; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten

Tabelle 102: THG-Emissionen für Prozessgruppe [A2.2] Zaunbau nach Baumart und Standort

Qualität Standort	Fichte		Kiefer		Buche		Eiche	
	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht
CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹								
[V8] Zaunmaterial	0,46	0,83	0,63	0,91	0,54	0,90	0,75	1,04
[L1] Anlieferung	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Summe	0,47	0,84	0,64	0,92	0,55	0,91	0,76	1,05

[A2.4] Kalkung

Die Kalkung bildet einen Sonderprozess ab, da in Bayern üblicherweise nicht gekalkt wird. Dennoch ist es sinnvoll, mögliche Umweltwirkungen einer Kalkung zu betrachten (Abbildung 123, Tabelle 103). Bei der heutzutage gebräuchlichen Kalkung per Helikopter liegen die THG-Emissionen in einem Bereich zwischen 0,9 kg (Fichte, guter Standort) und 2,1 kg Efm mR⁻¹ (Eiche, schlechter Standort). Die höchsten Anteile bilden dabei die CO₂-Emissionen, die durch die chemische Umwandlung des Kalkes auf der Fläche entstehen (90 %). Ohne die Berücksichtigung dieser Flächenemissionen lägen die THG-Emissionen für die Kalkung lediglich zwischen 0,1 kg und 0,2 kg Efm mR⁻¹. Flächenbezogen liegen die THG-Emissionen insgesamt bei ca. 1.470 kg ha⁻¹ (490 kg t⁻¹), ohne die Flächenemissionen verursacht die Kalkung ca. 140 kg ha⁻¹. Betrachtet wurde eine einmalige Kalkung je Umtriebszeit bei 3 Tonnen Kalk. Häufigeres Kalken bzw. veränderte Kalkmengen führen dementsprechend zu unterschiedlichen Ergebnissen.

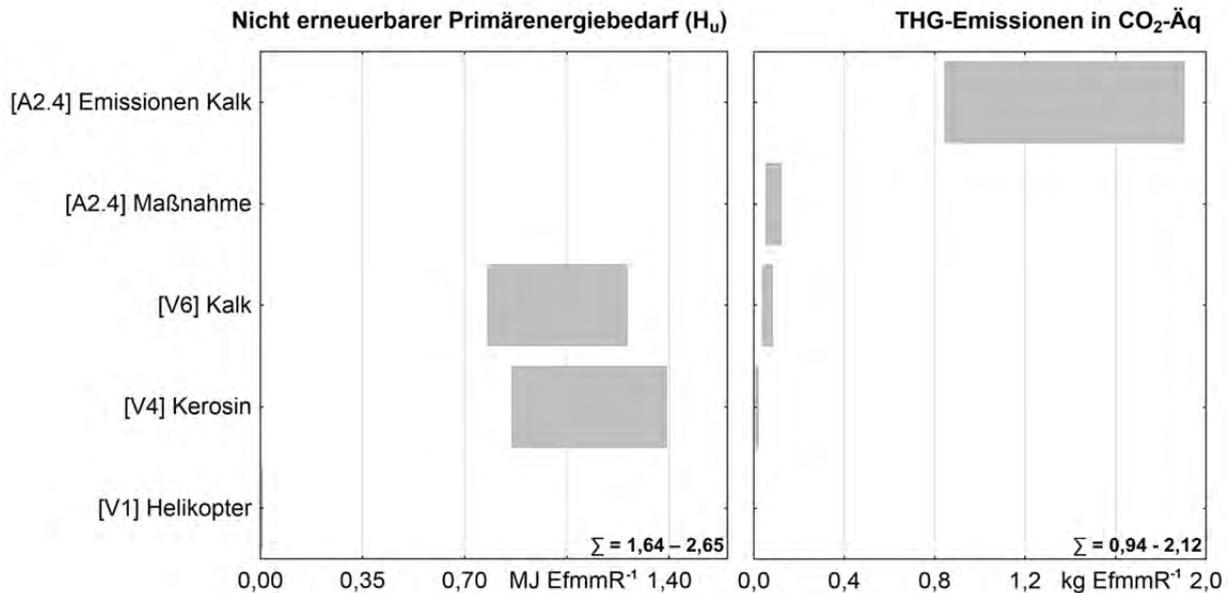


Abbildung 123: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR⁻¹ und THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ für [A2.4] Kalkung; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten

Tabelle 103: THG-Emissionen für Prozessgruppe [A2.4] Kalkung nach Baumart und Standort

Qualität Standort	Fichte		Kiefer		Buche		Eiche	
	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht
CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹								
[V1] Helikopter	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
[V4] Kerosin	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02
[V6] Kalk	0,04	0,07	0,05	0,07	0,04	0,07	0,06	0,08
[A2.4] Maßnahme	0,05	0,10	0,07	0,10	0,06	0,10	0,09	0,12
[A2.4] Emissionen Kalk	0,84	1,52	1,15	1,66	0,99	1,64	1,37	1,90
Summe	0,94	1,69	1,29	1,85	1,10	1,84	1,53	2,13

[A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen

In [A2.6] wird zwischen Wegepflege und Wegeinstandsetzung unterschieden. Insgesamt entstehen zwischen 1,65 (Fichte, guter Standort) und 6,06 kg Efm mR⁻¹ (Eiche, schlechter Standort) (Abbildung 124, Tabelle 104, Tabelle 105). Auch wenn die Wegepflege mehrfach im Jahr durchgeführt wird, verursacht diese mit 0,14 bis 0,54 kg Efm mR⁻¹ nur einen geringen Teil der gesamten THG-Emissionen dieses Prozesses (8 %) mit den höchsten Anteilen durch die Maßnahme an sich. Die deutlich höchsten THG-Emissionen in [A2.6] werden durch die Herstellung des Schotters verursacht (1,33 bis 4,81 kg Efm mR⁻¹ bzw. 80 % der gesamten THG-Emissionen).

Die Vorleistungen verursachen insgesamt 84 % der gesamten THG-Emissionen, die Maßnahmen an sich lediglich 9 %. Die restlichen THG-Emissionen entstehen durch die Anlieferung des Materials. Die Verwendung anderer Materialien könnte zu deutlichen Minderungen der THG-Emissionen führen (siehe Kapitel 8.4). Unabhängig von der Wuchsleistung bzw. von der Erntemenge wird immer von einer gleichen Instandsetzung ausgegangen. Es kann hier diskutiert werden, ob geringere Holzerntemengen auch zu einer verminderten Instandsetzung führen und diese beispielsweise in längeren Zeitintervallen mit u.U. weniger Wegebaumaterial durchgeführt werden. Eine Tonne Schotter verursacht 14,8 kg an THG-Emissionen. Die hier angenommenen 500 kg je laufenden Meter verursachen somit 7,4 kg. Sollte sich aufgrund einer möglicherweise geringeren Nutzung der Forstwege der Materialeinsatz oder die Intensität reduzieren, so wären die relativ hohen THG-Emissionen insbesondere auf den schlechten Standorten deutlich geringer. Unterschiedliche Instandsetzungsmaßnahmen aufgrund verschiedener Wuchsleistungen können hier jedoch nicht belegt werden.

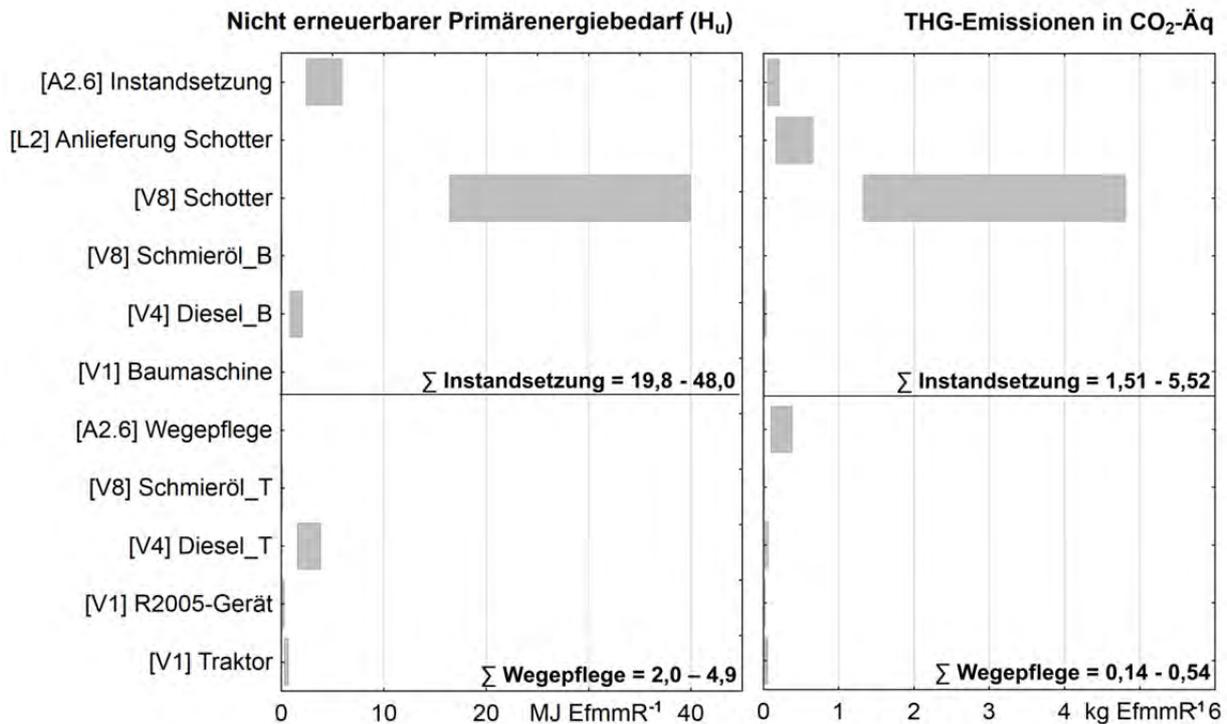


Abbildung 124: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR⁻¹ und THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ für [A2.6] Wegepflege und Instandsetzung; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten

Tabelle 104: THG-Emissionen für Prozessgruppe [A2.6] Wegepflege nach Baumart und Standort

Qualität Standort	Fichte		Kiefer		Buche		Eiche	
	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht
CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹								
[V1] Traktor	0,01	0,03	0,02	0,04	0,02	0,04	0,03	0,06
[V1] R2005-Gerät	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02
[V4] Diesel	0,02	0,03	0,03	0,04	0,02	0,05	0,04	0,06
[V8] Schmieröl	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01
[A2.6] Wegepflege	0,10	0,20	0,15	0,25	0,15	0,28	0,24	0,38
Summe	0,14	0,28	0,22	0,36	0,21	0,40	0,33	0,54

Tabelle 105: THG-Emissionen für Prozessgruppe [A2.6] Wegeinstandsetzung nach Baumart und Standort

Qualität Standort	Fichte		Kiefer		Buche		Eiche	
	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht
CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹								
[V1] Baumaschine	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01
[V4] Diesel	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,03
[V8] Schmieröl	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
[V8] Schotter	1,33	2,56	1,94	3,19	1,90	3,56	2,96	4,81
[L2] Anlieferung Schotter	0,17	0,35	0,26	0,44	0,26	0,49	0,40	0,66
[A2.6] Instandsetzung	0,05	0,11	0,08	0,14	0,08	0,15	0,13	0,21
Summe	1,51	2,93	2,23	3,66	2,18	4,08	3,39	5,52

[A3.1] Ernte Biomasse

Motormanuelle Holzernte

Je nach Sortiment und Baumart ergeben sich für die motormanuelle Holzernte THG-Emissionen zwischen 1,4 kg (Fichte, Stammholz, guter Standort) und 7,0 kg Efm mR⁻¹ (Fichte, Scheitholz, schlechter Standort) (Abbildung 125, Tabelle 106). Die höchsten THG-Emissionen entstehen dabei bei der Maßnahme an sich (64 %). Die Bereitstellung von Benzin und Schmieröl verantwortet insgesamt und in gleichen Anteilen ca. 35 % der THG-Emissionen. Die Herstellung der Motorsäge spielt hingegen keine große Rolle. Zwischen den einzelnen Sortimenten sind enorme Unterschiede je nach Baumart und Annahmen in der Sortierung zu verzeichnen. Grundsätzlich liegen die Werte für das In-

dustrieholz (von 2,4 kg für Buche, guter Standort bis 3,3 kg Efm mR⁻¹ für Fichte, schlechter Standort) aufgrund der geringeren Dimension immer über den Werten für das Stammholz (von 0,8 kg bei Buche, guter Standort bis 2,0 kg Efm mR⁻¹ bei Fichte, guter Standort). Der Vorteil der Buche liegt grundsätzlich in der weniger aufwändigen Aufarbeitung des Holzes. Zudem begünstigen die höheren Zieldurchmesser eine bessere THG-Bilanz im Vergleich zur Fichte.

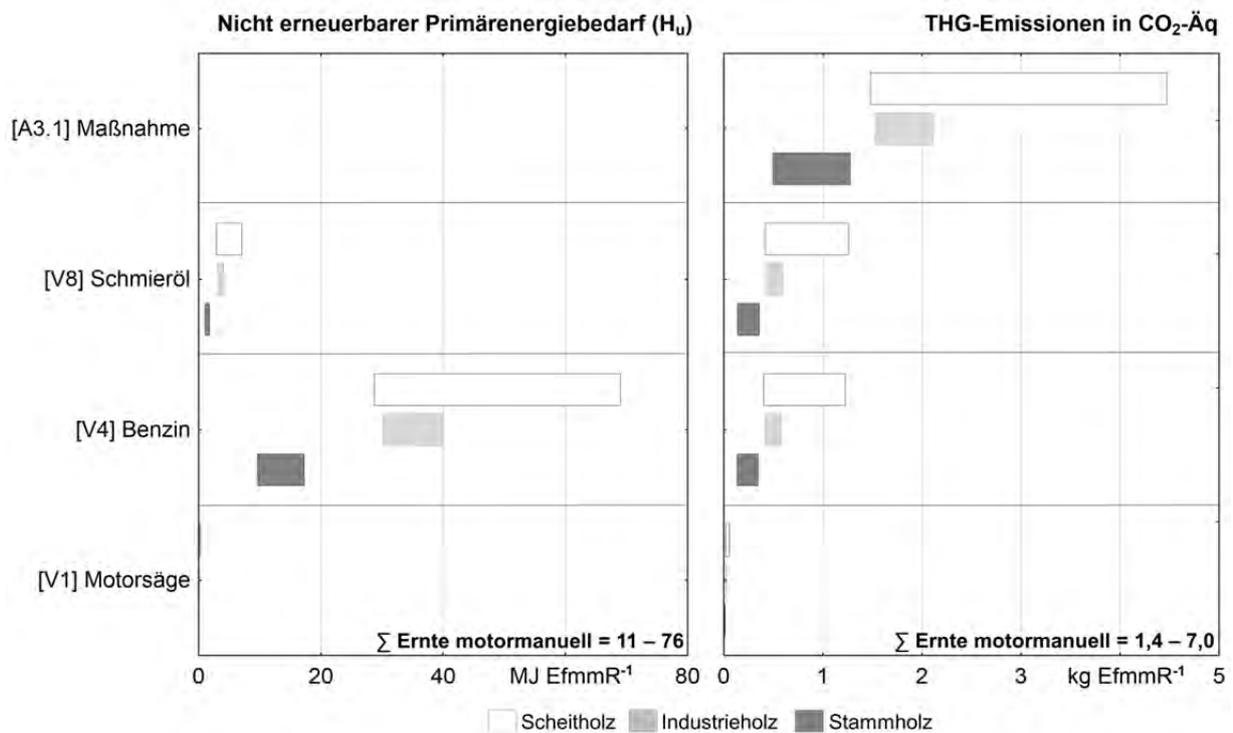


Abbildung 125: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR⁻¹ und THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ für [A3.1] motormanuelle Holz-ernte unterschieden in die Sortimenten Stammholz, Industrieholz und Scheitholz; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten

Beim Industrieholz spielt zudem eine Rolle, dass im Laubholz tendenziell auch etwas stärkere Stämme als Industrieholz sortiert werden und sich somit der Energieeinsatz im Durchschnitt etwas verringert. Beim Scheitholz spielt der höhere Arbeitseinsatz die entscheidende Rolle, da die Aufarbeitung auch das Ablängen zu 1 Meter langen Rollen beinhaltet. Auch hier ist der Verarbeitungsaufwand beim Nadelholz höher als beim Laubholz. Zudem zeigt sich auch hier ein Effekt der Sortierung: Während bei Fichte überwiegend schwächere Sortimenten ins Scheitholz sortiert werden, gelangen bei der Buche und der Eiche auch stärkere Abschnitte ins Scheitholz, so dass die größeren Dimensionen wiederum geringere THG-Emissionen bedingen.

Tabelle 106: THG-Emissionen für Prozessgruppe [A3.1] Ernte Biomasse motormanuell nach Baumart, Sortiment und Standort

Qualität Standort	Fichte		Kiefer		Buche		Eiche	
	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht
CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹								
Stammholz								
[V1] Motorsäge	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
[V4] Benzin	0,24	0,35	0,16	0,22	0,14	0,21	0,20	0,21
[V8] Schmieröl	0,25	0,36	0,16	0,22	0,14	0,22	0,21	0,21
[A3.1] Maßnahme	0,89	1,28	0,59	0,79	0,49	0,77	0,73	0,76
Summe Stammholz	1,39	2,00	0,92	1,24	0,77	1,21	1,15	1,19
Industrieholz								
[V1] Motorsäge	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
[V4] Benzin	0,56	0,58	0,47	0,47	0,43	0,43	0,43	0,42
[V8] Schmieröl	0,58	0,59	0,48	0,48	0,44	0,44	0,44	0,43
[A3.1] Maßnahme	2,05	2,11	1,70	1,72	1,57	1,55	1,55	1,52
Summe Industrieholz	3,22	3,31	2,67	2,70	2,46	2,44	2,44	2,39
Scheitholz								
[V1] Motorsäge	0,06	0,06	0,05	0,05	0,02	0,02	0,03	0,03
[V4] Benzin	1,23	1,19	0,97	1,07	0,41	0,47	0,65	0,66
[V8] Schmieröl	1,26	1,22	1,00	1,10	0,42	0,48	0,67	0,68
[A3.1] Maßnahme	4,47	4,33	3,55	3,92	1,48	1,70	2,38	2,41
Summe Scheitholz	7,01	6,79	5,57	6,15	2,32	2,67	3,74	3,79

Insgesamt ist festzustellen, dass die Fichte zwar eine höhere Produktivität und somit im gleichen Zeitraum mehr Holz aufweist, dieser zeitliche Aspekt bei der Betrachtung der THG-Emissionen jedoch keine Rolle spielt, sondern die Laubhölzer generell aufgrund des höheren Zieldurchmessers bei gleichzeitig geringerem Aufarbeitungsaufwand bei der motormanuellen Holzernte günstigere THG-Bilanzen aufweisen als Kiefer und insbesondere Fichte. Fichte wird dann günstiger, wenn eine zeitliche und räumliche Komponente in die Ökobilanz integriert werden würde, d.h. wie viel Rohholz oder (potenzielle) Energie je Flächeneinheit und Jahr produziert wird (Flächeneffizienz). Dies belegt die Schwierigkeit der Ökobilanzierung für die forstliche Produktion aufgrund von langen Produktionszeiten, die bereits mehrfach auch in der Literatur, z. B. bei [366] thematisiert wurde.

Holzernte mit Harvester

Bei der Holzernte mit Harvester entfällt das Sortiment Scheitholz. Die THG-Emissionen liegen hier zwischen 2,4 kg (Fichte, Stammholz, schlechter Standort) und 22,5 kg Efm mR⁻¹ (Buche, Industrieholz, schlechter Standort) (siehe Abbildung 126, Tabelle 107).

Tabelle 107: THG-Emissionen für Prozessgruppe [A3.1] Ernte Biomasse mit Harvester nach Baumart, Sortiment und Standort

Qualität Standort	Fichte		Kiefer		Buche		Eiche	
	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht
CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹								
Stammholz								
[V1] Harvester	0,17	0,14	0,17	0,19	0,30	0,38	0,24	0,34
[V4] Diesel	0,39	0,31	0,40	0,44	0,70	0,87	0,56	0,79
[V8] Schmieröl	0,06	0,05	0,07	0,07	0,12	0,15	0,09	0,13
[A3.1] Maßnahme	2,39	1,93	2,45	2,70	4,31	5,38	3,46	4,86
Summe Stammholz	3,00	2,43	3,08	3,40	5,42	6,78	4,36	6,12
Industrieholz								
[V1] Harvester	1,07	1,17	1,17	1,23	0,98	1,26	1,09	1,17
[V4] Diesel	2,44	2,69	2,69	2,81	2,25	2,89	2,50	2,68
[V8] Schmieröl	0,72	0,66	0,75	0,65	0,38	0,49	0,42	0,45
[A3.1] Maßnahme	15,12	16,65	16,62	17,39	13,93	17,89	15,47	16,57
Summe Industrieholz	19,34	21,17	21,23	22,08	17,54	22,53	19,48	20,86

Die Unterschiede zwischen Stammholz (2,4 kg bis 6,8 kg Efm mR⁻¹) und Industrieholz (19,3 kg bis 22,5 kg Efm mR⁻¹) sind hier weitaus deutlicher als bei der motormanuellen Holzernte. Dies lässt sich anhand der verwendeten Produktivitätsfunktion (siehe Kapitel 8.1.4) begründen, wo die Produktivität im sehr schwachen Durchmesserbereich stark abnimmt. Die Produktivitäten bei der motormanuellen Holzernte verzeichnen hingegen einen weniger starken Abfall. Dennoch widerspricht das nicht der Annahme, dass besonders in schwachen Beständen ein Harvestereinsatz besonders rentabel ist, da hier die THG-Emissionen dargestellt werden, die nicht mit den Erntekosten bzw. mit Produktivitätsraten korrelieren müssen. Letztlich spiegeln die höheren THG-Emissionen des Harvestereinsatzes im Vergleich zur motormanuellen Holzernte hauptsächlich den höheren Einsatz von Kraftstoffen wider.

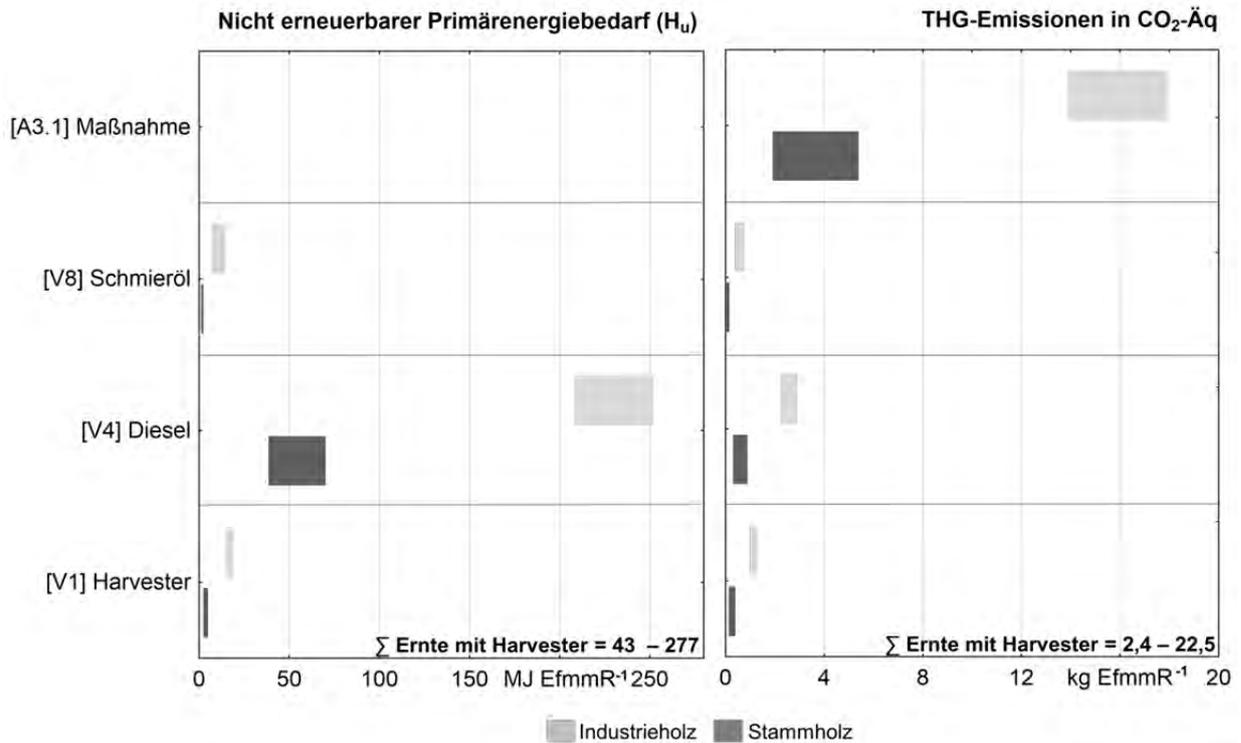


Abbildung 126: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR⁻¹ und THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ für [A3.1] Holzernte mit Harvester unterschieden in die Sortimente Industrieholz und Stammholz; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten

Der Anteil der Maßnahme an sich verzeichnet mit 80 % den höchsten Anteil der THG-Emissionen und liegt damit höher als bei der motormanuellen Ernte, da kaum Schmieröl benötigt wird. Generell verursacht der Harvestereinsatz im Gegensatz zur motormanuellen Holzernte weitaus höhere THG-Emissionen. Beim Laubholz liegen die THG-Emissionen höher als beim Nadelholz, was sich einfach damit begründen lässt, dass der Harvester lediglich in der Durchforstung zum Einsatz kommt, da dieser im Laub-Starkholz nach wie vor nicht regelmäßig zum Einsatz kommt. Buche und Eiche haben dann noch nicht das BHD-Optimum erreicht, um gute Produktivitätsraten und somit günstige THG-Emissionen zu erzielen.

[A3.2] Vorliefern zur Straße

Vorliefern mit Forstschlepper

Das Vorliefern zeigt ein ähnliches Bild wie der Harvestereinsatz mit ebenfalls deutlichen Unterschieden zwischen Stammholz und Industrieholz. Hier entstehen beim Scheitholz keine Umweltwirkungen, da von einer manuellen Bringung der Scheitholzrollen ausgegangen wird. Die THG-Emissionen für das Vorliefern mit Forstschlepper liegen beim Stammholz zwischen 2,1 kg (Buche und Eiche, guter Standort) und 3,6 kg Efm mR⁻¹ (Eiche, schlechter Standort) (Abbildung 127, Tabelle 108). Im Gegensatz zum Harvester-einsatz sind hier die THG-Emissionen bei Buche und Eiche etwas geringer als bei der

Fichte (2,3 kg Efm mR⁻¹). Dies hängt mit der angewendeten Produktivitätsfunktion zusammen, die hier lediglich den BHD als erklärende Variable beinhaltet. Die Funktion für den Harvestereinsatz berücksichtigt hingegen das Baumvolumen und somit auch die Baumhöhe, wodurch die Fichte aufgrund des besseren Höhenwachstums bessere Produktivitäten und somit günstigere THG-Emissionen erzielt. Beim Industrieholz bewegen sich die THG-Emissionen zwischen 8,4 kg (Eiche, guter Standort) und 9,8 kg Efm mR⁻¹ (Fichte, schwacher Standort). Auch hier verursacht die Maßnahme an sich mit 76 % die höchsten THG-Emissionen.

Tabelle 108: THG-Emissionen für Prozessgruppe [A3.2] Vorliefern zur Straße mit Forstschlepper nach Baumart, Sortiment und Standort

Qualität Standort	Fichte		Kiefer		Buche		Eiche	
	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht
CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹								
Stammholz								
[V1] Schlepper	0,22	0,30	0,25	0,34	0,19	0,36	0,19	0,22
[V4] Diesel	0,29	0,39	0,33	0,44	0,25	0,47	0,25	0,29
[V8] Schmieröl	0,05	0,06	0,05	0,07	0,04	0,08	0,04	0,05
[A3.2] Maßnahme	1,77	2,39	2,02	2,71	1,58	2,90	1,56	1,81
Summe Stammholz	2,32	3,14	2,65	3,56	2,07	3,80	2,05	2,38
Industrieholz								
[V1] Schlepper	0,80	0,93	0,89	0,91	0,79	0,83	0,79	0,82
[V4] Diesel	1,05	1,21	1,16	1,19	1,03	1,08	1,04	1,07
[V8] Schmieröl	0,18	0,20	0,19	0,20	0,17	0,18	0,17	0,18
[A3.2] Maßnahme	6,49	7,48	7,16	7,35	6,38	6,67	6,41	6,62
Summe Industrieholz	8,52	9,82	9,40	9,65	8,38	8,76	8,41	8,69

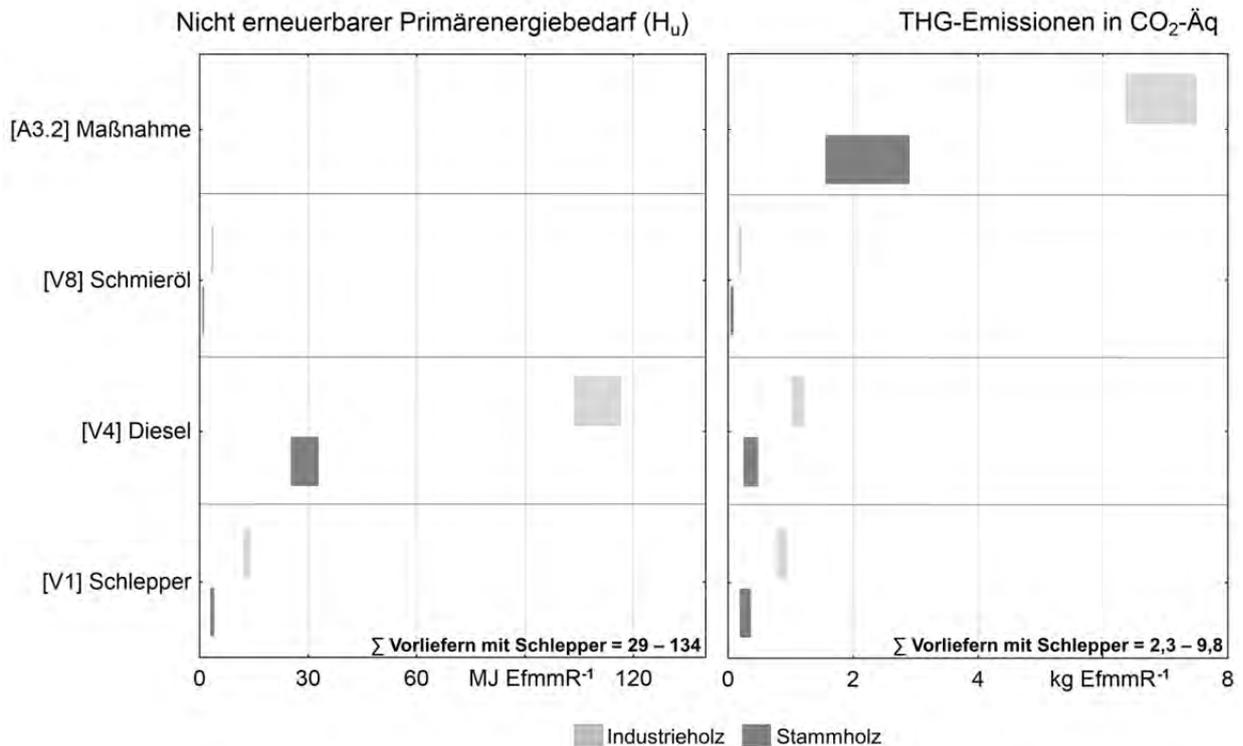


Abbildung 127: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR^{-1} und THG-Emissionen als $\text{CO}_2\text{-Äq}$ in kg Efm mR^{-1} für [A3.2] Vorliefern mit Forstschlepper unterschieden in die Sortimenten Stammholz und Industrieholz; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten

Vorliefern mit Forwarder

Das Vorliefern mit Forwarder zeigt geringere THG-Emissionen (Abbildung 128, Tabelle 109). Diese schwanken zwischen $1,6 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ (Buche, Eiche, guter Standort) und $2,5 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ (Kiefer, schlechter Standort) beim Stammholz und zwischen $4,1 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ (Buche, Eiche, guter Standort) und $4,3 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ (Fichte, schlechter Standort) beim Industrieholz. Wie beim Vorliefern mit Forstschlepper verursacht auch hier die Maßnahme an sich mit 71 % die höchsten THG-Emissionen. Der Materialaufwand ist aufgrund der größeren Maschine inklusive eines Anhängers jedoch etwas höher (15 % durch die Bereitstellung des Forwarders im Vergleich zu 9 % durch die Bereitstellung des Forstschleppers). Generell bedingt das Vorliefern mit Forstschlepper etwa 30 % höhere THG-Emissionen als das Vorliefern mit Forwarder, obwohl die Maschinenaufwendung und der Kraftstoffverbrauch je Stunde geringer sind. Dies lässt sich mit der deutlich höheren Produktivität des Forwardereinsatzes begründen.

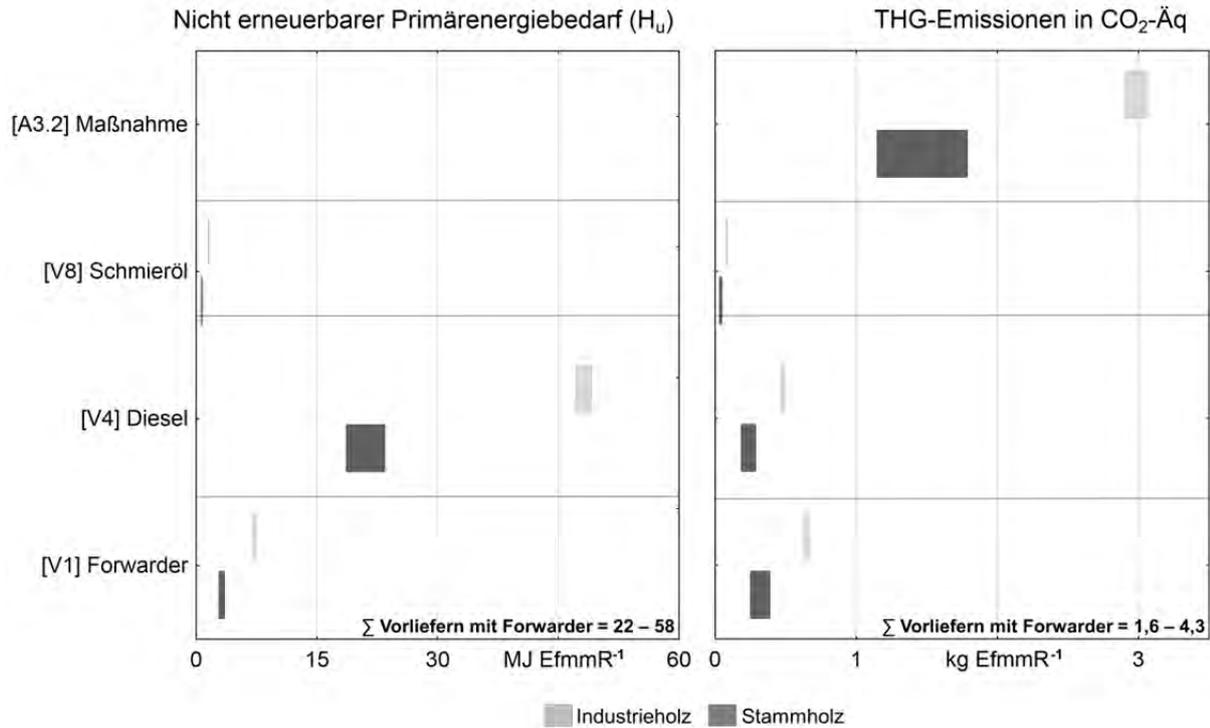


Abbildung 128: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR⁻¹ und THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ für [A3.2] Vorliefern mit Forwarder unterschieden in die Sortimente Stammholz und Industrieholz; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten

Tabelle 109: THG-Emissionen für Prozessgruppe [A3.2] Vorliefern zur Straße mit Forwarder nach Baumart, Sortiment und Standort

Qualität Standort	Fichte		Kiefer		Buche		Eiche	
	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht	gut	schlecht
CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹								
Stammholz								
[V1] Forwarder	0,29	0,35	0,31	0,39	0,25	0,39	0,25	0,28
[V4] Diesel	0,21	0,26	0,23	0,29	0,19	0,29	0,19	0,21
[V8] Schmieröl	0,04	0,04	0,04	0,05	0,03	0,05	0,03	0,04
[A3.2] Maßnahme	1,31	1,63	1,44	1,77	1,15	1,79	1,15	1,29
Summe Stammholz	1,85	2,29	2,03	2,49	1,62	2,51	1,61	1,81
Industrieholz								
[V1] Forwarder	0,63	0,66	0,66	0,66	0,63	0,64	0,63	0,64
[V4] Diesel	0,47	0,49	0,49	0,49	0,47	0,48	0,47	0,48
[V8] Schmieröl	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
[A3.2] Maßnahme	2,92	3,06	3,02	3,05	2,90	2,94	2,91	2,94
Summe Industrieholz	4,11	4,30	4,25	4,28	4,08	4,14	4,09	4,14

Vorliefern mit Seilkran

Das Vorliefern mit Seilkran ist eine Sonderform der Holzbringung im Gebirge und ist nicht Gegenstand der Variantenmatrix der Biomassebereitstellungsketten, sondern wird hier lediglich zusätzlich dargestellt. Das Vorliefern per Seilkran verursacht mit 8,8 kg Efm mR⁻¹ deutlich höhere THG-Emissionen als die beiden anderen Varianten. Dies ist mit einem deutlich höheren Energieaufwand bei gleichzeitig geringerer Produktivität zu erklären. Der höchste Anteil der THG-Emissionen entsteht durch den Verbrauch von Kraftstoff beim Betrieb des Seilkrans [A3.2] (77 %). Die Bereitstellung des Diesels [V4] verursacht 1,29 kg Efm mR⁻¹, die restlichen 0,7 kg Efm mR⁻¹ entstehen durch Schmieröl [V8] sowie der Herstellung des Seilkrans [V1].

[A3.4] Aufladen auf Lkw/Traktor

Beim Scheitholz entstehen hier keine Umweltwirkungen, da das Aufladen auf einen Traktor per Hand erfolgt und der Gebrauch des Anhängers beim Transport berücksichtigt wird. Die Standortqualität spielt beim Aufladen keine Rolle. Insgesamt verursacht das Beladen von Stammholz 1,3 kg Efm mR⁻¹ und von Industrieholz 1,6 kg Efm mR⁻¹ (Abbildung 129). Den höchsten Anteil an den gesamten THG-Emissionen verursacht die Maßnahme an sich mit 74 %. Eine Unterscheidung nach Baumarten erfolgte nicht.

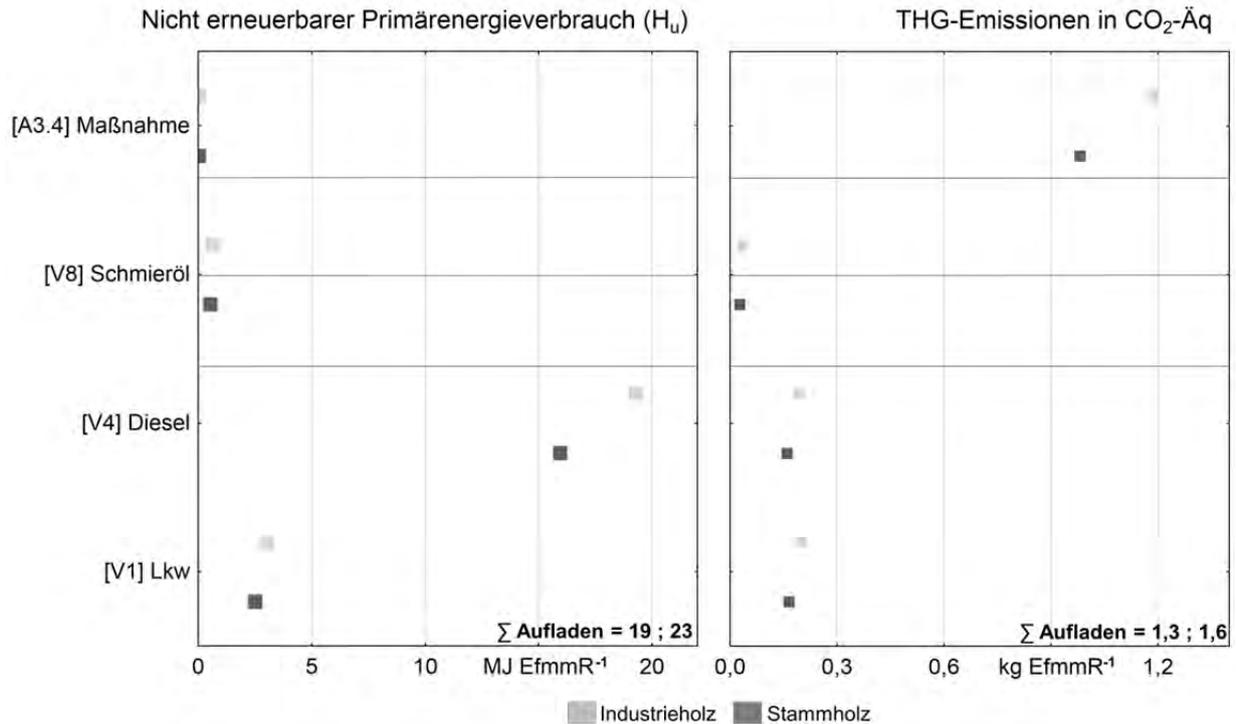


Abbildung 129: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR⁻¹ und THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ für [A3.4] Aufladen auf Lkw unterschieden in die Sortimente Stammholz und Industrieholz

[T1] Transport Biomasse

Transport Rundholz mit Lkw

Für den Transport von Stammholz und Industrieholz mit einem Langholzzug werden hier die Ergebnisse bezogen auf eine einfache Transportdistanz von 100 km dargestellt (Auslastung 50 %, Hinfahrt leer, Rückfahrt voll beladen; gesamte Strecke: 200 km). Unterschieden wird nach Baumarten, die aufgrund ihrer unterschiedlichen Raumdichten unterschiedliche Ergebnisse aufweisen. Die Standortsqualität spielt hier keine Rolle. Insgesamt liegen die THG-Emissionen bezogen auf einen Efm mR⁻¹ bei 10,3 kg bei der Fichte, 11,8 kg bei der Kiefer, 15,2 kg bei der Buche und 15,4 kg bei der Eiche (Abbildung 130, Tabelle 110). So ist hier die Fichte am günstigsten, da der Transport nach Maximalgewicht limitiert ist (22 t) und sich für die Fichte aufgrund der geringsten Raumdichte die höchsten Mengen an Rundholz bezogen auf das Volumen transportieren lassen.

Tabelle 110: THG-Emissionen für Prozessgruppe [T1] Transport Biomasse für Rundholz (100 km einfache Distanz) und Scheitholz (15 km einfache Distanz) nach Baumarten

	Fichte	Kiefer	Buche	Eiche
	CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹			
Rundholz				
[V1] Lkw	0,53	0,61	0,78	0,79
[V4] Bereitstellung Diesel	1,41	1,62	2,08	2,11
[T1] Maßnahme	8,38	9,58	12,32	12,47
[V1] Lkw	0,53	0,61	0,78	0,79
Summe Rundholz	10,33	11,81	15,18	15,37
Scheitholz				
[V1] Traktor	0,29	0,29	0,29	0,29
[V1] Anhänger	0,30	0,30	0,30	0,30
[V4] Bereitstellung Diesel	0,09	0,09	0,09	0,09
[V8] Betriebsstoffe	0,56	0,56	0,56	0,56
[T1] Maßnahme	3,48	3,48	3,48	3,48
Summe Scheitholz	4,73	4,73	4,73	4,73

Bezogen auf die Holzmasse wären alle vier Baumarten gleich. So betragen die THG-Emissionen für die hier dargestellte Transportdistanz von insgesamt 200 km bezogen auf das gesamte zu transportierende Gewicht der Holzmasse inklusive Wasser (50 % Wassergehalt, waldfrisch) 13,7 kg t⁻¹. Dies entspricht einer Menge von 0,069 kg tkm⁻¹. Mit einem Anteil von ca. 80 % ist der Transport an sich der bedeutendste Prozess, die Vorleistungen betragen ca. 20 %.

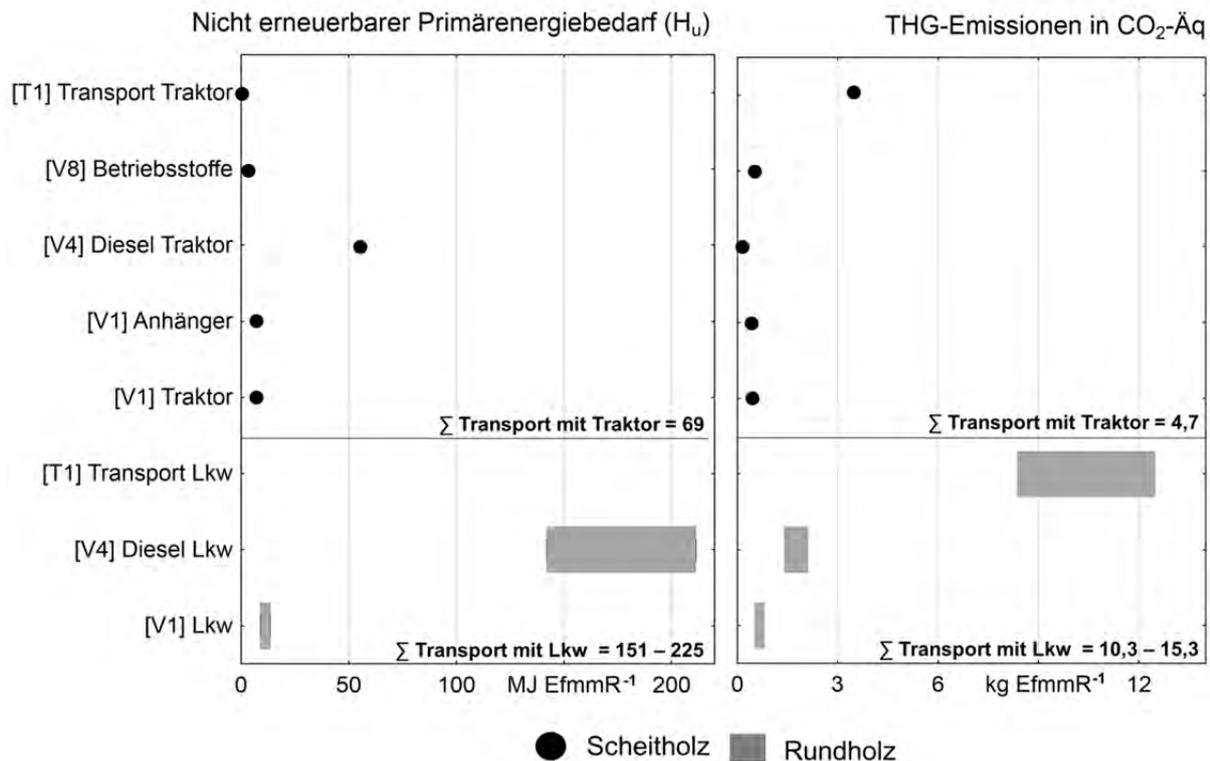


Abbildung 130: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR⁻¹ und THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ für [T1] Transport Biomasse unterschieden in die Sortimente Rundholz (100 km einfache Transportdistanz) und Scheitholz (15 km einfache Transportdistanz); der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den Baumarten

Transport Scheitholz mit Traktor

Für den Transport von Scheitholz mit einem Traktor beziehen sich die Ergebnisse auf eine einfache Transportdistanz von 15 km vom Ort der Ernte zur Weiterverarbeitung am Hof (Auslastung 50 %, Hinfahrt leer, Rückfahrt voll beladen; gesamte Strecke: 30 km). Dabei wird nicht zwischen Baumarten unterschieden, da Ladekapazitäten eines Hängers in der Praxis eher nach Volumen (z. B. Schüttraumvolumen) limitiert sind und somit die unterschiedlichen Raumdichten keinen Einfluss auf das Ergebnis besitzen. Insgesamt verursacht der Transport 4,7 kg Efm mR⁻¹. Diese sind aufgrund der geringeren Distanz (30 km gesamt) deutlich geringer als beim Rundholz, da hier von einer lokalen Versorgung ausgegangen wird. Skaliert man die THG-Emissionen jedoch auf einen km, so sind diese mit 0,16 kg Efm mR⁻¹ km⁻¹ im Vergleich zum Rundholz (z. B. Fichte 0,05 kg Efm mR⁻¹ km⁻¹) deutlich höher. Hier zeigt sich die höhere Effizienz beim Lkw-Transport im Vergleich zum Transport mit Schlepper. Auch hier verursacht der eigentliche Transportvorgang die höchsten THG-Emissionen (74 %).

8.2.2 Umweltwirkungen für die definierte Variantenmatrix

Im Folgenden werden die aggregierten Ergebnisse für alle in Kapitel 8.1.4 definierten Biomasselinien zusammenfassend jeweils für das System bis Waldstraße sowie für das System bis Werk/Hof dargestellt. Dabei wird zwischen Sortimenten unterschieden. Die Analyse beschränkt sich auf die THG-Emissionen und den nicht erneuerbaren Primärenergiebedarf.

Wertebereich für die definierten Biomasselinien für das Prozesssystem bis Waldstraße

In Abbildung 131 ist für die einzelnen Sortimente der Wertebereich der THG-Emissionen sowie des nicht erneuerbaren Primärenergiebedarfs für die definierten Biomasselinien bis Waldstraße (mittlere Werte für eine Umtriebszeit) dargestellt. Die THG-Emissionen schwanken beim Stammholz zwischen 6,2 und 16,5 kg Efm mR⁻¹, beim Industrieholz zwischen 10,6 und 36,0 kg Efm mR⁻¹ und beim Scheitholz zwischen 5,0 und 15,1 kg Efm mR⁻¹. Bei allen Sortimenten können sich somit die THG-Emissionen je nach Annahmen (z. B. Baumart, Standort, Mechanisierungsgrad der Ernte oder Bewirtschaftungsintensität) im Vergleich zur günstigsten Variante in etwa verdreifachen. Zudem sind große Unterschiede zwischen den Sortimenten festzustellen, die im Wesentlichen durch die unterschiedliche Dimensionierung sowie durch die unterschiedliche Bereitstellung zustande kommen. So zeigt das Scheitholz die geringsten THG-Emissionen, da zwar die Ernte und Aufbereitung an sich höhere THG-Emissionen verursachen als beim Stammholz, jedoch wird dies durch das manuelle Vorliefern und Aufladen deutlich kompensiert, da so in [A3.2] keinerlei THG-Emissionen anfallen. Vergleicht man die günstigste Variante (Buche Scheitholz, guter Standort, geringe Bewirtschaftungsintensität) mit der Variante mit den höchsten THG-Emissionen (Kiefer, Industrieholz, schlechter Standort, hohe Bewirtschaftungsintensität, hochmechanisierte Holzernte), so ist ein Faktor von über 7 festzustellen. Generell sind die THG-Emissionen beim Scheitholz für das Laubholz geringer, da höhere Anteile von stärkerem Holz in das Scheitholz sortiert werden, wodurch sich die Stammdimensionen erhöhen und sich die THG-Emissionen aufgrund des geringeren Aufarbeitungsaufwandes je Efm mR vermindern. Beim Stammholz zeigt die Fichte die geringsten THG-Emissionen aufgrund höherer Produktivitätsraten im Vergleich zu Buche und Eiche, welche letztere nicht durch längere Umtriebszeiten und höhere Zieldurchmesser kompensieren können. Zudem bedingen hohe Gesamtwuchsleistungen bei der Fichte geringere THG-Emissionen aus den indirekten Prozessen [A1] und [A2], da sich diese auf eine höhere Holzerntemenge beziehen und somit bezogen auf einen Efm mR im Vergleich zu Buche und Eiche geringer sind.

Diese breite Spanne des Wertebereichs verdeutlicht auch, dass mittlere Schätzwerte bzw. aggregierte Ergebnisse aus der Literatur für die Prozessgruppe [A] zumeist nicht ausreichend sind, um für individuelle Biomasselinien die THG-Emissionen abzubilden. Zudem kann dieser Wertebereich durchaus noch größere Spannbreiten ausweisen, wenn Grunddaten wie die Produktivität oder der Kraftstoffverbrauch sich ändern (siehe Kapitel 8.4) oder wenn einzelne Maßnahmen häufiger oder weniger häufig durchgeführt werden müssen (z. B. Kalkung, Wegebau). Auch würde die Einbeziehung der Ergebnisse für einzelne Altersklassen die Bandbreite zudem erweitern. Die Bedeutung einzelner

Prozesse oder Prozessgruppen innerhalb von [A], [V] und [L] werden in Kapitel 8.2.5 genauer beleuchtet.

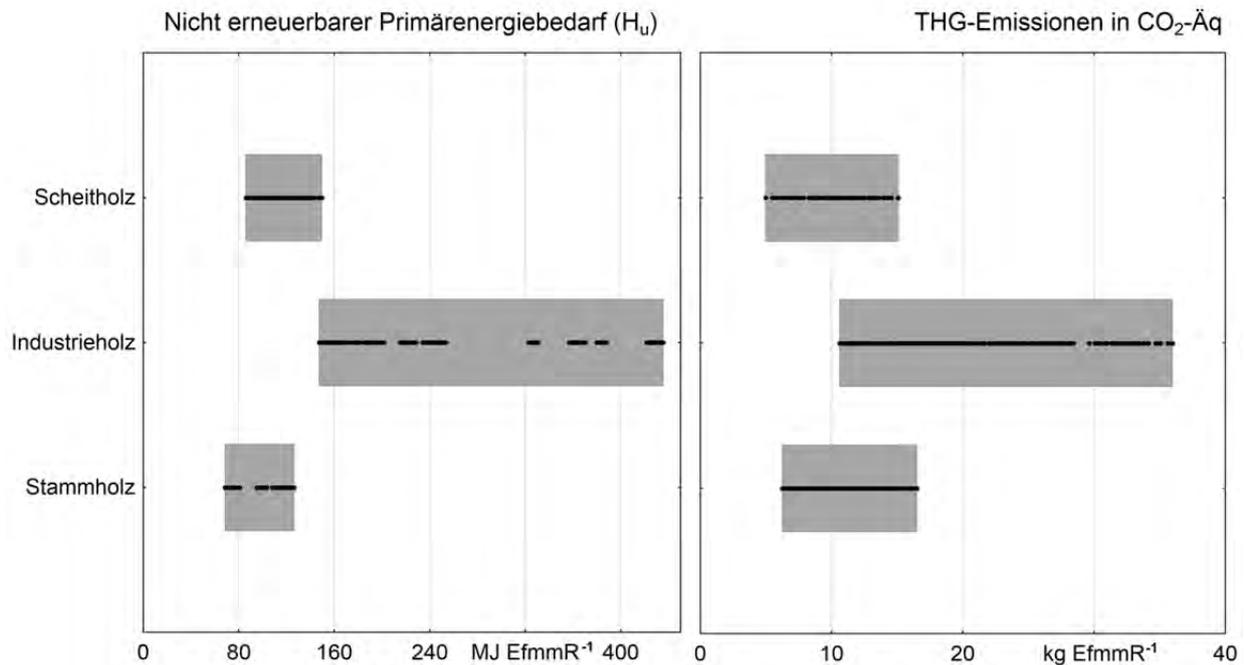


Abbildung 131: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR⁻¹ und THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ für [A] Rohholz bis Waldstraße unterschieden nach Sortimenten; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den einzelnen Biomasselinien, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten

Eine Bewertung der Ergebnisse kann einerseits erfolgen, indem die verschiedensten Biomasselinien (Varianten) miteinander verglichen und die Auswirkungen einzelner Prozesse bzw. deren Einspar- und Optimierungspotenziale beschrieben werden (siehe Kapitel 8.2.5 und Kapitel 8.4). Andererseits kann an dieser Stelle als Bewertungsindikator das Verhältnis von aufgewendetem fossilem Kohlenstoff zu verfügbar gemachtem biogenem Kohlenstoff herangezogen werden (C-ratio), eine Art Effizienzfaktor ohne zeitliche Dimension, vergleichbar mit einem Energie-ratio. Dieser Faktor (bzw. dieses Verhältnis) beschreibt die fossilen THG-Emissionen, ausgedrückt in Kohlenstoff, die aufgewendet werden müssen, um eine Tonne biogenen Kohlenstoff bis Waldstraße als Rohstoff zu einer weiteren Verwendung zur Verfügung zu stellen (unabhängig, ob stofflich oder energetisch). Je nach Baumart (mit unterschiedlichen Kohlenstoffmengen je Efm mR, abhängig von der Raumdichte des Holzes) bewegt sich dieses Verhältnis beim Stammholz zwischen 0,006 und 0,019, beim Industrieholz zwischen 0,010 und 0,048 und beim Scheitholz zwischen 0,006 und 0,019. Dies bedeutet, dass beispielsweise beim Stammholz 0,6 bis 1,9 % an nicht biogenem Kohlenstoff "investiert" werden muss, um 100 % biogenen Kohlenstoff bis Waldstraße verfügbar zu machen. Wie die Ergebnisse zeigen, ist zwar ein breiter Wertebereich bzgl. der THG-Emissionen festzustellen, dieser befindet sich jedoch im Vergleich zum verfügbar gemachten Kohlenstoff auf geringem Niveau.

Beim Einsatz an nicht erneuerbarer Primärenergie sind die Relationen ähnlich, jedoch sind die Schwankungsbreiten etwas geringer als bei den THG-Emissionen, hauptsächlich weil hier der schlechte Standort nicht berücksichtigt wurde. So liegt der Wertebereich beim Stammholz zwischen 69 und 125 MJ, beim Industrieholz zwischen 148 und 435 MJ und beim Scheitholz zwischen 86 und 150 MJ Efm mR⁻¹ (Abbildung 131). Die Spannbreiten liegen hier bei einem Faktor von 2 bei Stammholz und Scheitholz bzw. von 3 beim Industrieholz. Bei einem Vergleich aller Sortimenten bis Waldstraße erhöht sich dieser Faktor auf ca. 6. Der nicht erneuerbare Primärenergiebedarf zeigt ähnliche Muster wie die THG-Emissionen und es konnte eine signifikante Korrelation dieser beiden Umweltwirkungen nachgewiesen werden ($r = 0,99$; $p < 0,05$). Ähnlich zum C-ratio kann auch ein Energie-ratio ausgewiesen werden, das darstellt, welcher nicht erneuerbare Energieeinsatz geleistet werden muss, um eine bestimmte potentielle Menge an erneuerbarer Energie bis Waldstraße zur Verfügung zu stellen. Dafür wurde eine vereinfachte potentielle Energiemenge dargestellt, die keine Wirkungsgrade, Jahresnutzungsgrade, etc. berücksichtigt, sondern von einem Heizwert bei 20 % Wassergehalt ausgeht. Die Verhältnisse schwanken dabei beim Stammholz zwischen 0,007 und 0,016, beim Industrieholz zwischen 0,015 und 0,056 und beim Scheitholz zwischen 0,009 und 0,0018. Somit muss bis Waldstraße etwa 0,7 bis 5,6 % an nicht erneuerbarer Primärenergie aufgewendet werden, um 100 % an erneuerbarer potentieller Energie zu erhalten. Bei Betrachtung der vollständigen Kette bis zur Erzeugung von z. B. Wärme erhöht sich dieses Verhältnis natürlich, wenn alle Prozesse, die zur Bereitstellung der Endenergie notwendig sind, berücksichtigt werden.

Wertebereich für die definierten Biomasselinien für das Prozesssystem bis Werk/Hof

In diesem Abschnitt wird der Wertebereich um den Transport erweitert und bildet das System von Rohholz bis Werk bzw. Hof ab. Angenommen wurde eine für Bayern plausible einfache Transportdistanz zwischen 25 km (lokale Rohholzversorgung) und 250 km (überregionale Rohholzversorgung) für Rundholz bzw. zwischen 5 und 20 km für Scheitholz. Für das Stammholz liegt der Wertebereich für [A] + [T1] zwischen 8,9 kg für eine lokale Rohholzversorgung und 55,0 kg Efm mR⁻¹ für eine überregionale Rohholzversorgung (Abbildung 133). Beim Industrieholz liegen die Werte leicht erhöht aufgrund der höheren THG-Emissionen durch die Bereitstellung bis Waldstraße zwischen 13,3 kg und 65,6 kg Efm mR⁻¹. Das Scheitholz zeigt aufgrund der geringeren angenommenen Distanzen mit 6,6 kg bis 21,4 kg Efm mR⁻¹ einen weitaus geringeren Wertebereich auf. Das C-ratio bis Werk für Stammholz beträgt 0,010 im günstigsten Fall bzw. 0,056 für eine einfache Transportdistanz von 250 km. Beim Industrieholz liegt das C-ratio mit 0,014 bis 0,085 etwas darüber. Für das Scheitholz wird ein C-ratio zwischen 0,006 und 0,028 verzeichnet. Das bedeutet, dass im THG-intensivsten Bereitstellungsszenario (Industrieholz, intensive Bewirtschaftung, einfache Transportdistanz von 250 km) 8,5 % an fossilem Kohlenstoff verbraucht wird, um 100 % an biogenem Kohlenstoff zur Verfügung zu stellen. Dies zeigt, dass selbst bei einem relativ ungünstigen Szenario der Anteil an "THG-neutraler" Biomasse noch sehr hoch ist (91,5 %). Es verdeutlicht jedoch auch, dass der Transport bezogen auf die THG-Emissionen für Rohholz bis Werk/Hof eine entscheidende Rolle spielt und sehr lange Transportdistanzen dieses Verhältnis deutlich verschlechtern könnten. Eine regionale Holzversorgung ist somit ein wichtiger Bestandteil einer

THG-Minderungsstrategie im Forst- und Holzsektor. Das Verhältnis von C-Speicher im Holz zu den THG-Emissionen, die bei der Bereitstellung und dem Transport bis Werk/Hof entstehen, veranschaulicht beispielhaft Abbildung 132 für drei verschiedene Bereitstellungsvarianten (Variante 1 und 3 aus Kapitel 8.2.5 sowie eine intensive Bewirtschaftungsvariante für Industrieholz mit voll mechanisierter Holzernte).

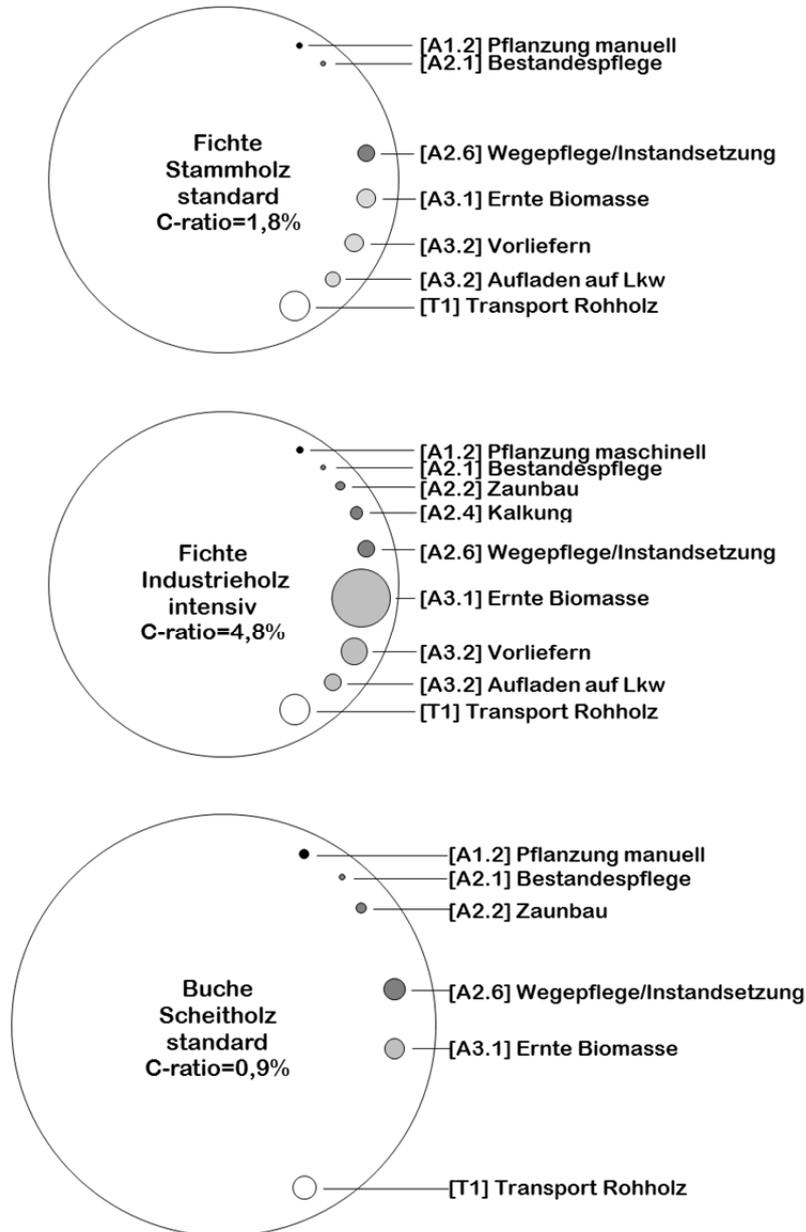


Abbildung 132: Verhältnis von gespeichertem Kohlenstoff im Holz und den THG-Emissionen durch die Bereitstellung inklusive dem Transport von Rohholz für drei Beispiellinien

Der nicht erneuerbare Primärenergiebedarf zeigt ein vergleichbares Bild. So liegen die Werte beim Stammholz zwischen 128 und 714 MJ, beim Industrieholz zwischen 190 und

870 MJ und beim Scheitholz zwischen 94 und 221 MJ Efm mR⁻¹. Das E-ratio liegt beim Stammholz zwischen 0,015 und 0,074, beim Industrieholz zwischen 0,022 und 0,11 und beim Scheitholz zwischen 0,009 und 0,028.

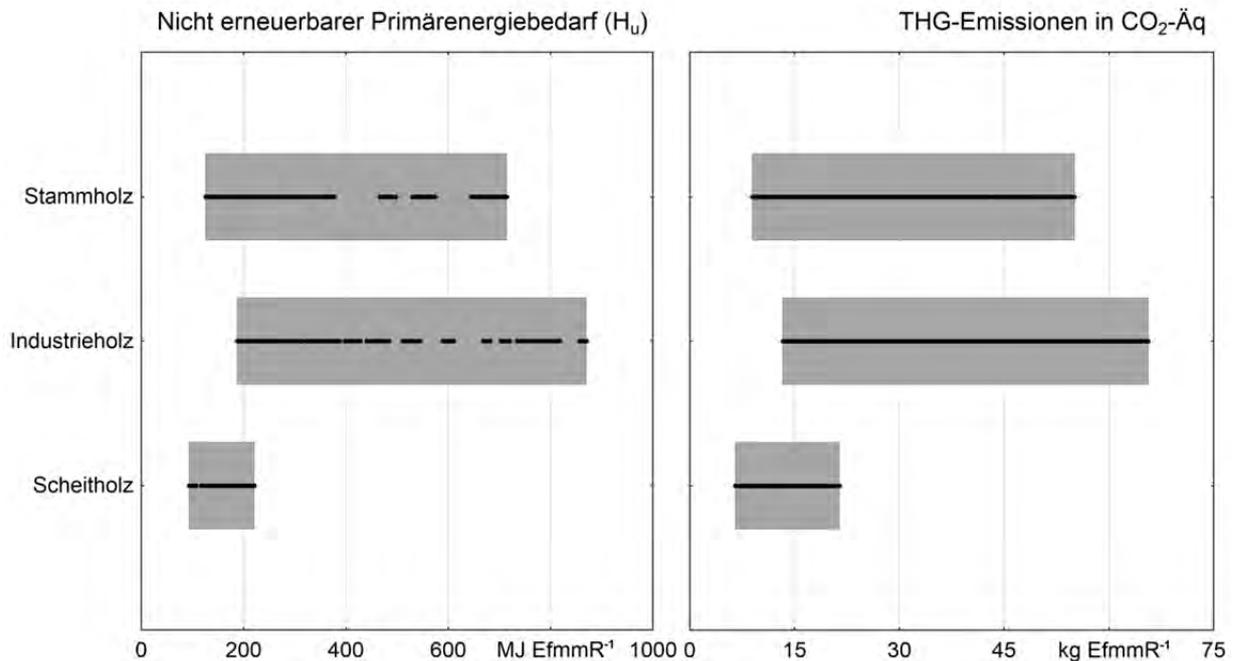


Abbildung 133: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf in MJ Efm mR⁻¹ und THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ für [A] + [T1] Rohholz bis Werk/Hof unterschieden in die Sortimente Stammholz, Industrieholz und Scheitholz; der Wertebereich beschreibt die Unterschiede zwischen den einzelnen Biomasselinien und Transportdistanzen, bei den THG-Emissionen zusätzlich die Unterschiede zwischen den Standorten

8.2.3 Entwicklung der THG-Emissionen je Hektar über eine Umtriebszeit

Die bisher dargestellten Ergebnisse beschreiben mittlere Werte über die baumartenspezifische Umtriebszeit bezogen auf die funktionelle Einheit von 1 Efm mR. Im Folgenden wird aufgezeigt, wie sich die THG-Emissionen mit zunehmendem Alter bezogen auf die funktionelle Einheit von einem ha von der ersten Durchforstung bis zum Ende der Endnutzung bis Waldstraße akkumulieren. THG-Emissionen aus den Prozessgruppen Bestandesbegründung [A1] und Bestandesführung [A2] werden nicht im Alter 0-20 Jahre dargestellt, sondern anteilig in die Holzerntemenge einberechnet.

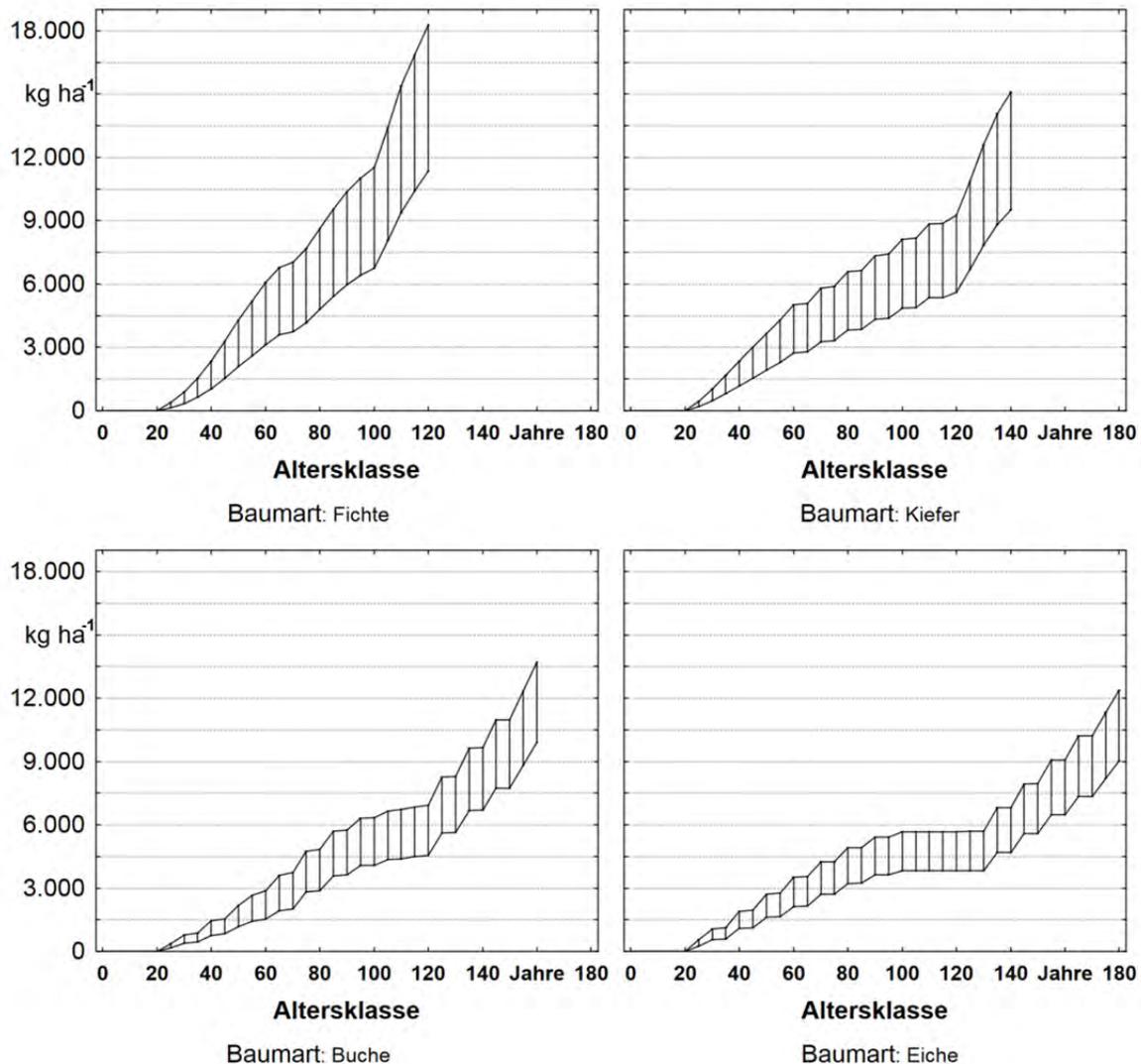
THG-Emissionen in CO₂-Äq

Abbildung 134: Akkumulierte THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg ha⁻¹ über die baumartenspezifische Umtriebszeit bezogen auf den guten Standort

Dargestellt ist hier die Summe der THG-Emissionen aller drei Sortimenten zusammen für die günstigste und ungünstigste Variante jeder Baumart auf gutem Standort. Demnach verursacht die Bewirtschaftung eines Hektars bei Fichte THG-Emissionen zwischen 11,4 bis 18,3 t, bei Kiefer zwischen 9,5 bis 15,1 t, bei Buche zwischen 9,9 bis 13,7 t und bei Eiche zwischen 9,0 bis 12,4 t ha⁻¹ bis zum Ende der Umtriebszeit (Abbildung 134). Demnach können THG-Einsparpotenziale ausgewiesen werden, wenn anstelle der ungünstigen Variante die günstigste Variante realisiert werden kann. Diese liegen zwischen 3,4 t bei der Eiche und 6,9 t bei der Fichte je Hektar und Umtriebszeit.

Flächenbezogene Berechnungen tragen zum Verständnis bei, die ökologische Effizienz einer bestimmten Flächennutzung in Kombination mit deren Biomasseproduktivität zu erfassen. Die Unterschiede sind hauptsächlich mit den unterschiedlichen Produktivitäten

zwischen den Baumarten zu begründen, so dass die Fichte in einem kürzeren Zeitraum die höchsten THG-Emissionen aufgrund der höchsten Produktivität verursacht.

Durchschnittlich werden bei der Fichte 95 bis 152 kg, bei der Kiefer 68 bis 108 kg, bei der Buche 62 bis 86 kg und bei der Eiche 50 bis 69 kg ha⁻¹ a⁻¹ an THG-Emissionen verursacht.

8.2.4 Entwicklung der THG-Emissionen je Erntefestmeter nach Altersklassen

Die Umweltwirkungen der forstlichen Produktion ändern sich mit dem Alter des Bestandes, da sich die Dimension (BHD, Baumhöhe) des stockenden Bestandes und somit der zu erntenden Bäume ändert. Somit treten Alterseffekte auf, die im Folgenden am Beispiel von Stammholz (günstigste und ungünstigste Variante) auf gutem Standort dargestellt werden (Abbildung 135).

Die ungünstigste Variante beschreibt eine intensive Bewirtschaftung (mit Unkrautbekämpfung, maschineller Pflanzung, Zaunbau und Kalkung sowie eine Ernte mit Harvester über die gesamte Umtriebszeit bei Fichte und Kiefer bzw. eine Ernte mit Harvester in der Durchforstung bei Buche und Eiche). Bei der Fichte belaufen sich dabei die THG-Emissionen auf 20,2 kg Efm mR⁻¹ im Alter von 25 Jahren, verringern sich dann mit zunehmendem Alter und pendeln sich ab dem Alter 65 auf 9,2 bis 9,5 kg Efm mR⁻¹ ein, da sich dann die Produktivität des Harvestereinsatzes bei langfristig ähnlichen BHDs der geernteten Bäume von ca. 35 cm in ein Optimum befindet und sich keine weitere Produktivitätssteigerung erzielen lässt ([317]). Bei der Kiefer ist der Verlauf vergleichbar, beginnt im Alter 25 jedoch bei einem etwas höheren Niveau aufgrund der geringeren Dimensionen der geernteten Bäume. Die Laubhölzer verzeichnen hingegen mit zunehmendem Alter eine stärkere Verringerung der THG-Emissionen bis zu 7,9 kg Efm mR⁻¹ bei der Buche, da beim Laubholz in der Endnutzung auch in der ungünstigsten Variante eine motormanuelle Ernte angenommen wurde (Harvestereinsatz beim starken Laubholz in der Praxis nicht üblich). Dies erklärt auch den Knick der beiden Kurvenverläufe bei Buche und Eiche für die ungünstige Variante ab dem Alter 65, ab dem der Harvester durch eine Motorsäge ersetzt wird. Der Zeitpunkt liegt natürlich in der Praxis nicht immer im Alter 65, sondern hängt von der Dimension der Bäume bzw. der Möglichkeit eines Harvestereinsatzes ab.

Die günstigste Variante (ohne Unkrautbekämpfung, ohne Zaunbau, ohne Kalkung, mit Naturverjüngung und einer motormanuellen Holzernte über die gesamte Umtriebszeit) liegt bei allen vier Baumarten insbesondere im Schwachholz deutlich unter der ungünstigsten Variante, beginnend bei der Fichte im Alter 25 bei 8,5 kg Efm mR⁻¹ bis hin zu 12,7 kg Efm mR⁻¹ bei der Eiche. Die THG-Emissionen der beiden Varianten nähern sich jedoch mit zunehmendem Alter an, da zum einen die Unterschiede in der Produktivität zwischen Harvester und Motorsäge geringer werden. Zum anderen erhöht sich der Benzinverbrauch der Motorsäge bei stärkeren Stämmen, was mit dem Knick in den Kurvenverläufen bei allen vier Baumarten bei der günstigsten Variante verdeutlicht wird, da hier ein Wechsel hin zu einer stärkeren Motorsäge und somit zu einem höheren Benzinverbrauch stattfindet. Auch hier gilt, dass es keinen festen Zeitpunkt gibt, wann stärkere

Motorsägen verwendet werden sollen. Im vorliegenden Modell wurde dies bei einem BHD von ca. 35-40 cm ab dem Alter 65 angenommen.

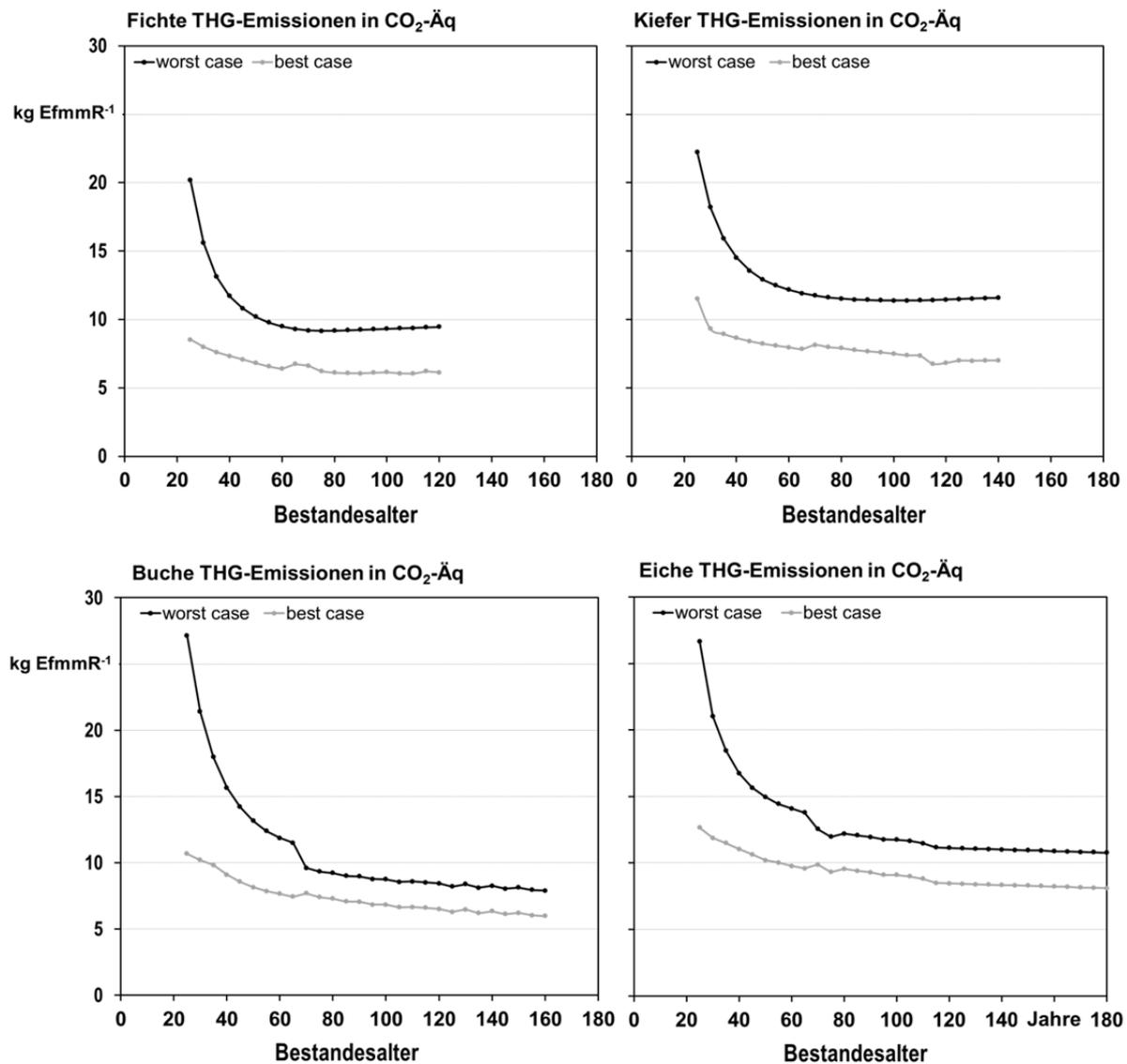


Abbildung 135: THG-Emissionen Stammholz bis Waldstraße als $\text{CO}_2\text{-Äq}$ in kg Efm mR^{-1} für das "best case" und "worst case" Szenario nach Altersklassen über eine Umtriebszeit

8.2.5 THG-Emissionen bis Waldstraße für ausgewählte Varianten

In diesem Kapitel werden die THG-Emissionen ausgewählter für Bayern typischer Rohholzbereitstellungsketten exemplarisch dargestellt. Gemäß ExpResBio-Methoden [439] werden die THG-Emissionen der einzelnen Prozesse sowie deren Anteil an den gesamten THG-Emissionen bis Waldstraße separat aufgezeigt. So kann dargestellt werden, wie sich einzelne Prozesse bzw. Unterprozesse auf das Gesamtergebnis auswirken. Tabelle 111 zeigt folgende Bereitstellungsketten bis Waldstraße:

- **Variante 1 (V1):** Fichte, guter Standort, Stammholz, ohne Unkrautbekämpfung vor Pflanzung, mit manueller Pflanzung, kein Zaun, keine Kalkung, weitgehend mechanisiert (Durchforstung mit Harvester, Endnutzung mit Motorsäge, Vorliefern mit Forwarder)
- **Variante 2 (V2):** Fichte, guter Standort, Stammholz, mit Unkrautbekämpfung vor Pflanzung, mit maschineller Pflanzung, Zaun, Kalkung, voll mechanisiert (Durchforstung und Endnutzung mit Harvester, Vorliefern mit Forwarder)
- **Variante 3 (V3):** Buche, guter Standort, Scheitholz, ohne Unkrautbekämpfung vor Pflanzung, manuelle Pflanzung, mit Zaunbau, ohne Kalkung, schwach mechanisiert (Ernte mit Motorsäge, Vorliefern per Hand)

Tabelle 111: THG-Emissionen bis Waldstraße für ausgewählte Varianten zur Rohholzbereitstellung

Prozess	Variante 1		Variante 2		Variante 3	
	CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹	%	CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹	%	CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹	%
[A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse	7,10		9,67		6,02	
[A1] Bestandesbegründung	0,17	2,36	0,27	2,80	0,50	8,09
[A1.1] Bodenaufbereitung	n. b.	-	0,015	0,15	n. b.	-
[A1.1] Dieselverbrauch	n. b.	-	0,009	0,09	n. b.	-
[V1] Traktor und Kreiselmäher	n. b.	-	0,004	0,04	n. b.	-
[V4] Diesel	n. b.	-	0,002	0,02	n. b.	-
[A1.2] Pflanzen/Aussaart	0,17	2,36	0,26	2,65	0,50	8,09
[A1.2] Dieselverbrauch	n. b.	-	0,06	0,60	n. b.	-
[V1] Traktor, Pflanzmaschine	n. b.	-	0,02	0,21	n. b.	-
[V3] Produktion Pflanzmaterial	0,16	2,29	0,16	1,68	0,49	8,00
[V4] Diesel	n. b.	-	0,01	0,1	n. b.	-
[L1] Transport Pflanzmaterial	0,01	0,07	0,01	0,05	0,01	0,10
[A1.3] sonstige Flächenvorber.	n. b.	-	n. b.	-	n. b.	-

Prozess	Variante 1		Variante 2		Variante 3	
	CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹	%	CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹	%	CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹	%
[A2] Bestandesführung	1,81	25,49	3,22	33,30	3,20	51,98
[A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand	0,12	1,63	0,12	1,19	0,19	3,03
[A2.1] Verbrauch Benzin, Diesel	0,07	1,02	0,07	0,75	0,12	2,01
[V1] Freischneider, Traktor, Mulcher, Motorsäge	0,01	0,08	0,01	0,06	0,01	0,11
[V4] Benzin und Diesel	0,02	0,27	0,02	0,20	0,02	0,38
[V8] Schmieröl	0,02	0,26	0,02	0,19	0,03	0,53
[A2.2] Zaunbau	n. b.	-	0,47	4,83	0,55	8,85
[A2.2] Zaunbau	n. b.	-	0,00	0,00	0,00	0,00
[V8] Zaunmaterial	n. b.	-	0,46	4,78	0,54	8,76
[L1] Transport Zaunmaterial	n. b.	-	0,01	0,05	0,01	0,10
[A2.3] Düngung	n. b.	-	n. b.	-	n. b.	-
[A2.4] Kalkung	n. b.	-	0,94	9,76	n. b.	-
[A2.4] Kerosinverbrauch	n. b.	-	0,05	0,55	n. b.	-
[A2.4] Emissionen auf der Fläche	n. b.	-	0,84	8,73	n. b.	-
[V1] Helikopter	n. b.	-	0,00	0,00	n. b.	-
[V4] Kerosin	n. b.	-	0,01	0,09	n. b.	-
[V6] Kalk	n. b.	-	0,04	0,38	n. b.	-
[A2.5] Pflanzenschutz	n. b.	-	n. b.	-	n. b.	-
[A2.6] Bau/Instandhaltung Wege	1,69	23,87	1,69	17,52	2,47	40,10
[A2.6] Dieserverbrauch	0,15	2,11	0,15	1,55	0,23	3,78
[V1] Traktor, Baumaschine	0,02	0,32	0,02	0,24	0,04	0,57
[V4] Diesel	0,02	0,34	0,02	0,25	0,04	0,61
[V8] Schotter und Schmieröl	1,33	18,76	1,33	13,76	1,90	30,93
[L1] Transport Schotter	0,17	2,34	0,17	1,72	0,26	4,20
[A3] Ernte	5,12	72,15	6,18	63,90	2,32	39,93
[A3.1] Ernte Biomasse	1,94	27,40	3,00	31,07	2,32	37,66
[A3.1] Verbrauch Benzin, Diesel	1,30	18,32	2,39	24,67	1,48	23,99
[V1] Motorsäge, Harvester	0,05	0,76	0,17	1,74	0,02	0,32
[V4] Benzin und Diesel	0,28	4,01	0,39	3,99	0,41	6,59
[V8] Schmieröl	0,31	4,31	0,06	0,67	0,42	6,76

Prozess	Variante 1		Variante 2		Variante 3	
	CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹	%	CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹	%	CO ₂ -Äq in kg Efm mR ⁻¹	%
[A3.2] Vorliefern zur Straße	1,85	26,02	1,85	19,09	0,00	0,00
[A3.2] Dieselverbrauch	1,31	18,51	1,31	13,58	0,00	0,00
[V1] Forwarder	0,29	4,02	0,29	2,95	0,00	0,00
[V4] Diesel	0,21	2,99	0,21	2,20	0,00	0,00
[V8] Schmieröl	0,04	0,5	0,04	0,37	0,00	0,00
[A3.3] Aufarbeitung nach Ernte	n. b.	-	n. b.	-	n. b.	-
[A3.4] Aufladen auf Lkw/Traktor	1,33	18,73	1,33	13,74	0,00	0,00
[A3.4] Dieselverbrauch	0,98	13,81	0,98	10,13	0,00	0,00
[V1] Lkw	0,16	2,31	0,16	1,70	0,00	0,00
[V4] Diesel	0,16	2,23	0,16	1,64	0,00	0,00
[V8] Schmieröl	0,03	0,37	0,03	0,27	0,00	0,00
[A4] nicht-zuordenbar	n. b.	-	n. b.	-	n. b.	-
[A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen	n. b.	-	n. b.	-	n. b.	-

n. b. = nicht berücksichtigt (Prozess kommt in der Variante nicht vor)

Variante 1 stellt eine typische Bereitstellungskette für Fichte Stammholz in Bayern dar. Von den insgesamt 7,10 kg Efm mR⁻¹ entsteht mit über 72 % der Großteil der THG-Emissionen in Prozessgruppe [A3] Ernte Biomasse. In [A2] Bestandesführung spielt der Wegebau mit 24 % die wichtigste Rolle. Dieser hohe Anteil lässt sich hauptsächlich mit den hohen THG-Emissionen, die bei der Herstellung von Schotter entstehen, erklären (1,33 kg Efm mR⁻¹).

Es zeigt sich auch, dass die eigentlichen Maßnahmen, d.h. der Verbrauch von Kraftstoff insgesamt mit 3,82 kg Efm mR⁻¹ bzw. mit 54 % die höchsten THG-Emissionen verursachen (Abbildung 136). Dennoch wird deutlich, dass die Vorleistungen mit über 43 % eine bedeutende Rolle spielen und deswegen bei der Erfassung der THG-Emissionen nicht unberücksichtigt bleiben sollten.

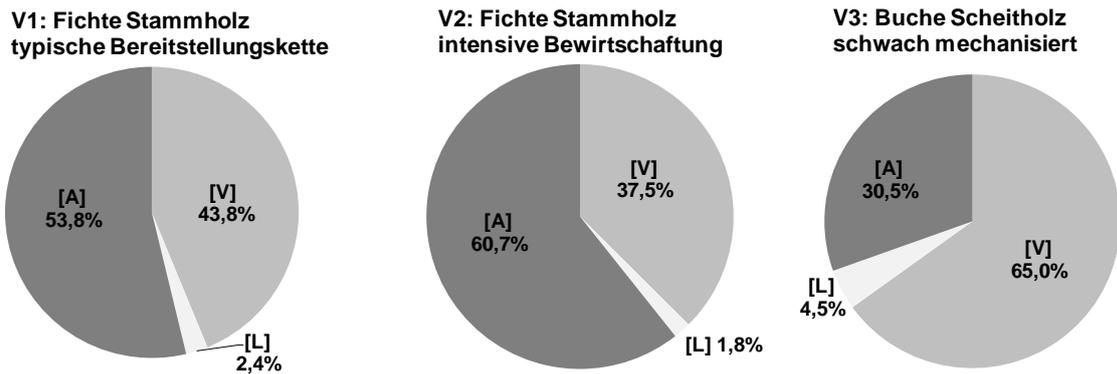


Abbildung 136: Verteilung der THG-Emissionen in % nach Gruppen (THG-Emissionen, die direkt bei der Durchführung eines Prozesses entstehen [A], Vorleistungen [V] und betriebliche Logistik [L])

Nahezu die Hälfte der THG-Emissionen aus den Vorleistungen entsteht durch die Herstellung des Wegebaumaterials, sprich des Schotters. Logistische Prozesse [L] spielen hingegen keine große Rolle. Dies lässt sich mit einer lokalen Versorgung z. B. von Pflanzmaterial und anderen notwendigen Materialien begründen. Zudem sind Fahrten von Förstern oder Waldarbeitern nicht berücksichtigt. Diese müssten [L] zugeordnet werden. Inwiefern sich diese auf das Gesamtergebnis auswirken, kann hier nicht abgeschätzt werden.

Variante 2 stellt eine sehr intensive Bewirtschaftung dar, die eine vollmechanisierte Holzernte beinhaltet und alle in ExpResBio bilanzierten Prozesse berücksichtigt. Diese zeigt im Vergleich zu Variante 1 mit $9,67 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ um ca. 36 % höhere THG-Emissionen. Diese begründen sich anhand der höheren THG-Emissionen bei der Ernte mit Harvester (+1,06 kg) und anhand der zusätzlichen Prozesse Pflanzung mit Maschine (+0,1 kg), Zaunbau (+0,47 kg) und Kalkung (+0,94 kg). Die Verteilung der THG-Emissionen verschiebt sich mit 61 % etwas in die Gruppe [A], da sich darin durch den erhöhten Kraftstoffverbrauch bei [A3.1] Ernte sowie durch die direkten CO_2 -Emissionen auf der Fläche durch die Kalkung die THG-Emissionen stärker erhöhen als die THG-Emissionen durch die Vorleistungen.

Variante 3 stellt eine schwach mechanisierte Bereitstellung von Scheitholzrollen dar, die in der Summe mit $6,02 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ geringere THG-Emissionen verursacht als die beiden Stammholzvarianten für die Fichte. Zwar verursacht die Ernte an sich höhere THG-Emissionen, da bereits erste Aufarbeitungsprozesse integriert sind (Ablängen zu 1 m Rollen). Dies wird jedoch durch das manuelle Vorliefern und Aufladen per Hand, bei dem keine THG-Emissionen entstehen, deutlich kompensiert. Ein Vergleich mit Fichte Scheitholz würde im Vergleich zum Fichte Stammholz jedoch höhere THG-Emissionen verursachen, da bei der Fichte überwiegend schwaches Holz als Scheitholz verarbeitet wird und zudem generell der Aufwand bei der Aufarbeitung beim Nadelholz höher liegt als beim Laubholz, so dass dadurch höhere THG-Emissionen verursacht werden.

Aufgrund der vergleichsweise geringen Gesamtemissionen liegt der Anteil der Vorleistungen in Variante 3 mit 65 % noch höher als bei den beiden anderen Varianten, auch weil die Aufwendungen für den Wegebau (40 %) anteilig höher werden und diese sich zudem auf eine geringere Gesamtwuchsleistung beziehen.

8.2.6 Beitrag des Transportes zu den THG-Emissionen von Rohholz

Für das Produktsystem bis Werk/Hof müssen die Biomassetransporte ab Waldstraße berücksichtigt werden. Beispielhaft werden die Varianten aus Kapitel 8.2.5 um Transportprozesse [T1] erweitert. Die THG-Emissionen für verschiedene Transportdistanzen sind in Tabelle 112 dargestellt.

Tabelle 112: THG-Emissionen aus [A] gesamt sowie für unterschiedliche Transportvarianten in [T1] für die zwei Varianten Fichte Stammholz sowie für die Variante Buche Scheitholz; Entfernungsangaben geben die einfache Transportdistanz wider, leere Anfahrt zur Waldstraße berücksichtigt

	Variante 1			Variante 2			Variante 3		
	[A]	[T1]	Σ	[A]	[T1]	Σ	[A]	[T1]	Σ
	CO ₂ -Äq. in kg Efm mR ⁻¹			CO ₂ -Äq. in kg Efm mR ⁻¹			CO ₂ -Äq. in kg Efm mR ⁻¹		
Fichte Stammholz									
[T1] lokal (25 km)	7,10	2,58	9,68	9,67	2,58	12,25			
[T1] regional (50 km)	7,10	5,16	12,26	9,67	5,16	14,83			
[T1] überregional (100 km)	7,10	10,33	17,43	9,67	10,33	20,00			
[T1] Langstrecke (250 km)	7,10	25,82	32,92	9,67	25,82	35,49			
Buche Scheitholz									
[T1] lokal (5 km)							6,02	1,58	7,60
[T1] lokal (10 km)							6,02	3,15	9,17
[T1] lokal (15 km)							6,02	4,73	10,75
[T1] lokal (20 km)							6,02	6,30	12,32

Die Ergebnisse zeigen, dass beim Rundholz der Transport von Biomasse bei einer regionalen Holzversorgung (50 km einfache Transportdistanz) mit 5,16 kg Efm mR⁻¹ bereits über 40 % (Variante 1) bzw. 35 % (Variante 2) der gesamten THG-Emissionen bis Werk verursachen kann. Da bei gleicher Auslastung und Baumart der Zusammenhang zwischen Transportweg und THG-Emissionen linear verläuft, verdoppeln sich bei einer überregionalen Holzversorgung (100 km einfache Transportdistanz) die THG-Emissionen dementsprechend und der Anteil erhöht sich auf 60 % (Variante 1) bzw. 52 % (Variante 2). Damit kann der Transport von Rohholz als einer der entscheidenden Prozesse bzgl. der THG-Emissionen von Rohholz bis Werk identifiziert werden.

Beim Scheitholz sind die THG-Emissionen deutlich geringer, da hier lediglich von einer lokalen Weiterverarbeitung ausgegangen wird. So liegen die THG-Emissionen bei einer einfachen Transportdistanz von 10 km bei $3,15 \text{ kg Efm mR}^{-1}$. Der Anteil des Transportes ist jedoch auch hier mit über 50 % von großer Bedeutung, da die absoluten THG-Emissionen beim Scheitholz durch die Bereitstellung geringer sind.

8.2.7 THG-Emissionen durch die Forstwirtschaft in Bayern

Aus der in Kapitel 8.1.4 beschriebenen Herleitung ergeben sich für die Forstwirtschaft in Bayern die in Tabelle 113 bzw. Tabelle 114 bzw. dargestellten THG-Emissionen. Diese sind sowohl als mittlerer Wert je Efm oR (in den Holzeinschlagsstatistiken werden die Holzmengen ohne Rinde angegeben) als auch als Gesamtwert bezogen auf die Holzerntemenge ausgewiesen. Demnach schwanken je nach Baumart die THG-Emissionen bis Waldstraße zwischen $6,93$ und $9,43 \text{ kg Efm oR}^{-1}$ beim Stammholz, zwischen $14,58$ und $26,39 \text{ kg Efm oR}^{-1}$ beim Industrieholz und zwischen $6,16$ und $8,96 \text{ kg Efm oR}^{-1}$ beim Scheitholz. Bayernspezifische nach Baumarten mengengewichtete mittlere THG-Emissionen bis Waldstraße betragen für das Stammholz $7,36$, für das Industrieholz $20,47$ und für das Scheitholz $8,19 \text{ kg Efm oR}^{-1}$. Dies ergibt, gewichtet nach der mengenmäßigen Verteilung in die einzelnen Sortimente, durchschnittliche THG-Emissionen von $8,81 \text{ kg Efm oR}^{-1}$. Für die Bereitstellung von biogenem Kohlenstoff (unter Berücksichtigung der nach Baumarten gewichteten Raumdichte und einem C-Gehalt von 50 %) muss somit bis Waldstraße etwa 1,1 % an nicht biogenem Kohlenstoff investiert werden, um 100 % an biogenem Kohlenstoff verfügbar zu machen (C-ratio).

Tabelle 113: Mittlere THG-Emissionen Erntefestmeter nach Baumarten und Sortimenten

		[A1]	[A2]	[A3]	[A] gesamt	[T1]	gesamt	
		CO ₂ -Äq in kg Efm oR ⁻¹						
Fichte	Stammholz	0,00	1,81	5,12	6,93	10,33	17,26	
	Industrieholz	0,00	1,81	21,30	23,11	10,33	33,44	
	Scheitholz	0,00	1,81	7,15	8,96	4,73	13,69	
Kiefer	Stammholz	0,45	3,31	4,80	8,56	11,81	20,37	
	Industrieholz	0,45	3,31	22,64	26,39	11,81	38,20	
	Scheitholz	0,45	3,31	5,71	9,46	4,73	14,19	
Buche	Stammholz	0,50	3,20	4,59	8,29	15,18	23,47	
	Industrieholz	0,50	3,20	10,88	14,58	15,18	29,76	
	Scheitholz	0,50	3,20	2,46	6,16	4,73	10,88	
Eiche	Stammholz	0,69	4,86	4,70	10,25	15,37	25,62	
	Industrieholz	0,69	4,86	12,64	18,20	15,37	33,57	
	Scheitholz	0,69	4,86	3,88	9,43	4,73	14,16	
Mittel	Stammholz	0,12	2,21	5,03	7,36	10,89	18,24	
	Industrieholz	0,26	2,61	17,60	20,47	12,38	32,84	
	Scheitholz	0,26	2,64	5,29	8,19	4,73	12,92	
alle Sortimente					8,81	8,54	17,35	

Erweitert um den Transport von Biomasse für das System bis Werk/Hof betragen die THG-Emissionen im Mittel über alle Baumarten und Sortimente 17,35 kg Efm oR⁻¹. Mit 8,54 kg Efm oR⁻¹ liegen die THG-Emissionen durch den Transport somit - unter den hier gesetzten Annahmen - in der gleichen Dimension wie die THG-Emissionen für die Bereitstellung bis Waldstraße. Diese liegen für das Scheitholz mit 4,73 kg Efm oR⁻¹ im Mittel deutlich unter den Werten für das Rundholz mit 10,89 bzw. 12,38 kg Efm oR⁻¹, da aufgrund der lokalen Verteilung von Scheitholz die Transportdistanz deutlich geringer ist. Würden beide Transportdistanzen gleichgesetzt werden, so wären die THG-Emissionen für das Rundholz durch die höhere Effizienz des Transportes deutlich geringer. Das C-ratio für Rohholz erhöht sich bis Werk/Hof unter Berücksichtigung des Transportes auf 0,022 bzw. auf 2,2 %.

Die flächenbezogenen THG-Emissionen hängen natürlich mit der Holzerntemenge einzelner Baumarten und Sortimente zusammen. So sind die THG-Emissionen von Fichte Stammholz deutlich am höchsten. Insgesamt betragen die THG-Emissionen der bayerischen Forstwirtschaft ca. 180.000 t bis Waldstraße bzw. 350.000 t bis Werk/Hof (Tabelle 114).

Tabelle 114: THG-Emissionen für die gesamte 2013 geerntete Holzmenge in Bayern nach Baumarten und Sortimenten

		[A1]	[A2]	[A3]	[A] gesamt	[T1]	gesamt
		CO ₂ -Äq in t					
Fichte	Stammholz	0	14.127	39.978	54.105	80.647	134.752
	Industrieholz	0	1.517	17.856	19.373	8.658	28.031
	Scheitholz	0	6.988	27.631	34.620	18.263	52.883
Kiefer	Stammholz	891	6.560	9.521	16.972	23.417	40.389
	Industrieholz	103	760	5.198	6.061	2.711	8.772
	Scheitholz	590	4.345	7.497	12.432	6.211	18.643
Buche	Stammholz	185	1.192	1.710	3.087	5.651	8.738
	Industrieholz	288	1.850	6.289	8.427	8.773	17.199
	Scheitholz	1.267	8.138	6.250	15.655	12.023	27.678
Eiche	Stammholz	144	1.011	978	2.133	3.197	5.329
	Industrieholz	53	375	976	1.404	1.186	2.590
	Scheitholz	279	1.967	1.570	3.816	1.913	5.729
Summe	Stammholz	1.220	22.890	52.188	76.298	112.912	189.209
	Industrieholz	444	4.501	30.319	35.265	21.328	56.593
	Scheitholz	2.136	21.439	42.948	66.523	38.410	104.932
alle Sortimente		3.801	48.830	125.455	178.085	172.650	350.735

Setzt man die Ergebnisse in Bezug auf die gesamten (energiebedingten) THG-Emissionen, die beispielsweise in 2010 in Bayern entstanden sind (ca. 93 Mio. t CO₂-Äq, siehe [27]), so betrug der Anteil der Rohholzbereitstellung bis Waldstraße ca. 0,19 % bzw. bis Werk 0,38 % an den gesamten THG-Emissionen in Bayern.

8.3 Ergebnisse der ökonomischen Bewertung

(André Tiemann, Prof. Dr. Hubert Röder)

8.3.1 Ergebnisse zur Rentabilität der Rohholzbereitstellung

Im folgenden Kapitel wird die Rentabilität der Rohholzbereitstellung bis Waldstraße dargestellt. Abbildung 137 und Abbildung 138 zeigen die Rentabilität für jede der untersuchten Baumarten (Fichte, Kiefer, Buche, Eiche) eine intensive Variante mit manueller Pflanzung und Zaunbau (künstlich) sowie eine extensive Variante mit Naturverjüngung ohne Zaunbau (NV = Naturverjüngung). Darüber hinaus sind die Auswirkungen verschiedener Mechanisierungsgrade in der Ernte. Darüber hinaus sind die Auswirkungen verschiedener Mechanisierungsgrade in der Ernte dargestellt

- schwach mechanisiert: Holzernte Durchforstung und Endnutzung: motormanuell
Vorliefern zur Straße: Schlepper
- weitgehend mechanisiert: Holzernte Durchforstung: Harvester
Holzernte Endnutzung: motormanuell
Vorliefern zur Straße: Forwarder
- vollmechanisiert: Holzernte Durchforstung und Endnutzung: Harvester
Vorliefern zur Straße: Forwarder

Rentabilität der Rohholzbereitstellung bis Waldstraße (Nadelholz)

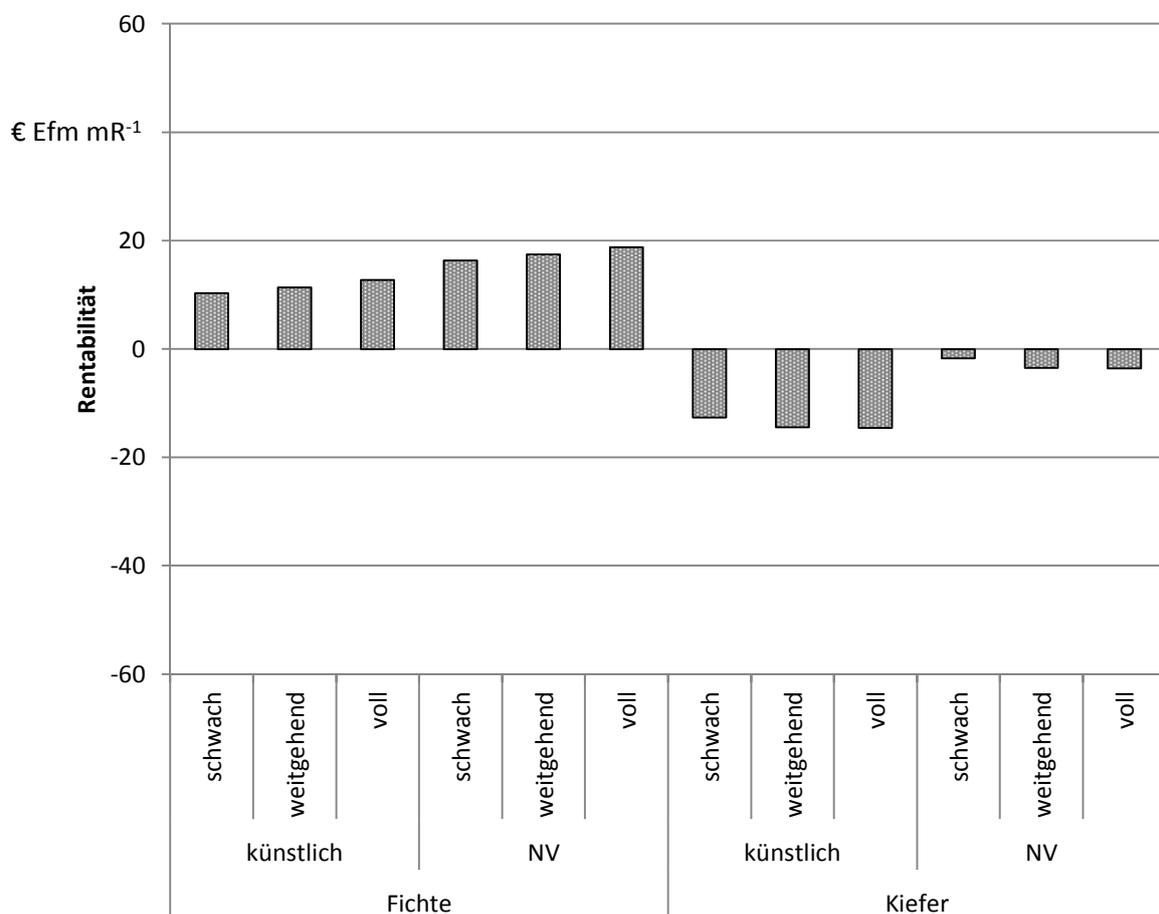


Abbildung 137: Rentabilität in € Efm mR⁻¹ der Rohholzbereitstellung von Fichte und Kiefer bis Waldstraße für die Prozessgruppe [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse

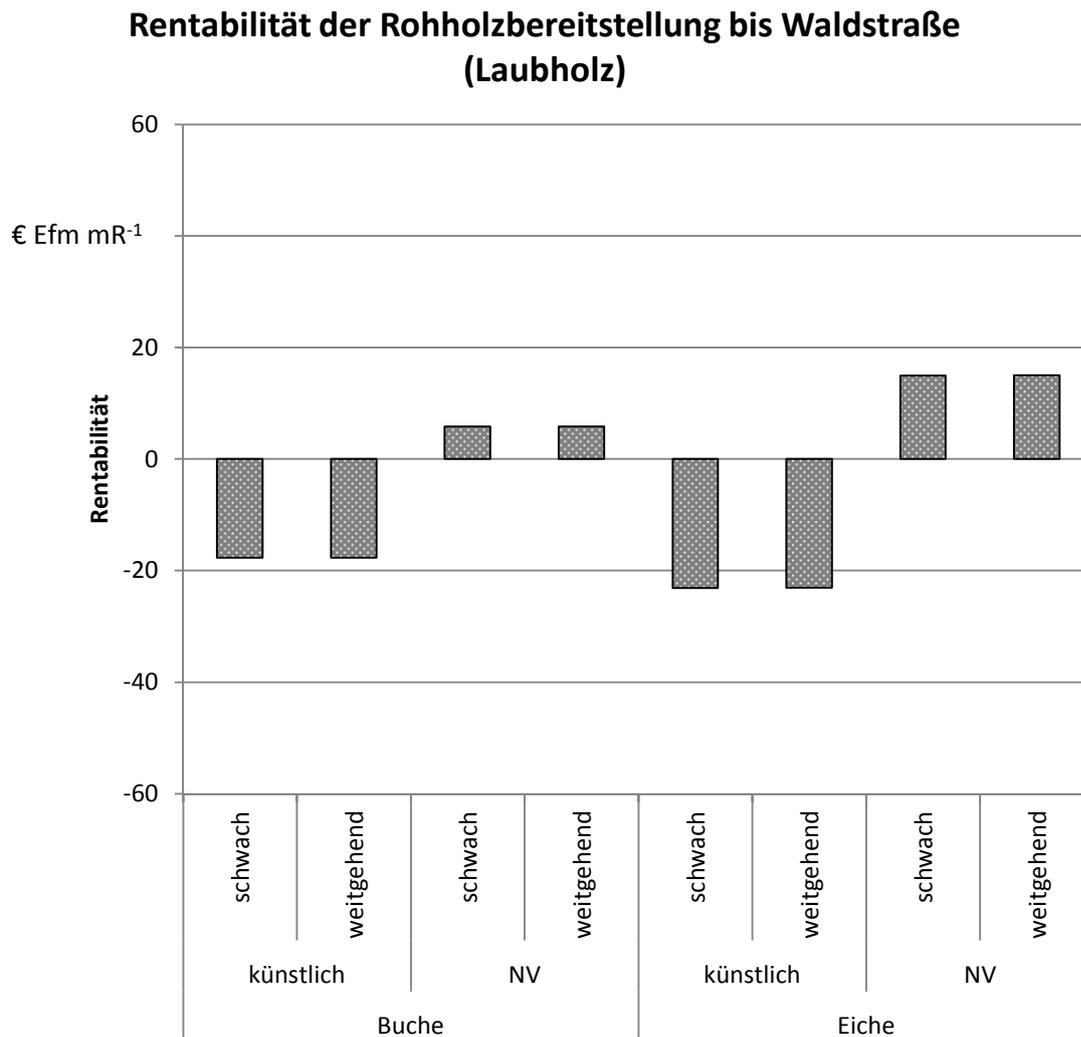


Abbildung 138: Rentabilität in € Efm mR⁻¹ der Rohholzbereitstellung von Buche und Eiche bis Waldstraße für die Prozessgruppe [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse

Aus Abbildung 137 und Abbildung 138 werden folgende, wesentliche Zusammenhänge deutlich:

[A1] Bestandesbegründung und [A2] Bestandesführung

Bei allen vier Baumarten ist ein starker Einfluss der Annahmen für Prozess-Untergruppen [A1] Bestandesbegründung und [A2] Bestandesführung auf die Rentabilität zu erkennen. Während natürlich verjüngte Bestände eine überwiegend positive Rentabilität aufweisen (Ausnahme: Kiefer), führen künstlich verjüngte Bestände überwiegend zu einer negativen Rentabilität (Ausnahme Fichte). Die Auswirkung intensiver Bewirtschaftung auf die Rentabilität ist baumartenabhängig. Der geringste Einfluss ist bei der Baumart Fichte nachzuweisen. Hier schmälern manuelle Pflanzung und Zaunbau die Rentabilität um etwa 6 € Efm mR⁻¹. Am drastischsten wirkt sich eine künstliche Verjüngung bei der Baumart Eiche aus. Während in den extensiven Varianten eine deutlich positive Rentabilität von etwa 15 € Efm mR⁻¹ erreicht wird, führen manuelle Pflanzung

und Zaunbau zu einem deutlichen Defizit von $-23 \text{ € Efm mR}^{-1}$. Dies entspricht einer Differenz von 38 € Efm mR^{-1} zwischen künstlicher und natürlicher Verjüngung. Bei Buche und Kiefer sinkt die Rentabilität aufgrund künstlicher Verjüngung um etwa 24 bzw. 11 € Efm mR^{-1} .

[A3] Ernte

Eine weitere Beobachtung betrifft die Auswirkungen des Mechanisierungsgrades von [A3.1] Ernte Biomasse und [A3.2] Vorliefern zur Straße auf die Rentabilität. Bei Fichte und Kiefer sind deutliche Auswirkungen des Mechanisierungsgrades auf die Rentabilität zu erkennen. Der Trend ist jedoch gegenläufig. Bei der Fichte führt eine Steigerung des Mechanisierungsgrades zu einer Rentabilitätssteigerung um ca. 11 % in natürlich verjüngten Beständen und um ca. 7 % in künstlich verjüngten Beständen. Bei der Kiefer beeinflusst eine Steigerung des Mechanisierungsgrades die Rentabilität negativ. Bei einem Wechsel der Bewirtschaftung von schwach auf weitgehend mechanisiert sinkt die Rentabilität um ca. 15 %. Der Wechsel von weitgehender Mechanisierung zu Vollmechanisierung führt kaum noch zu Veränderungen. Sowohl in den intensiven als auch den extensiven Varianten betragen die Veränderungen weniger als 3 %.

Bei Buche und Eiche hat eine Steigerung des Mechanisierungsgrades kaum Auswirkungen auf die Rentabilität. Unabhängig von der Form der Bestandesbegründung bzw. -führung führt eine Steigerung des Mechanisierungsgrades bei der Buche zu sinkender Rentabilität, bei der Eiche zu einer Erhöhung der Rentabilität von jeweils weniger als 1 %.

Eine Analyse der Kostenstruktur soll im Folgenden die oben beschriebenen Zusammenhänge erklären.

8.3.2 Ergebnisse zur Kostenkalkulation der Rohholzbereitstellung

In den folgenden Abschnitten werden die Kosten der Rohholzbereitstellung dargestellt. Einleitend erfolgt eine Untersuchung des Einflusses verschiedener Varianten in der Bestandesbegründung und Bestandesführung auf die Gesamtkosten. Anschließend werden die Einflüsse unterschiedlicher Mechanisierungsgrade bei der Holzbereitstellung untersucht.

8.3.2.1 Bestandesbegründung [A1] und Bestandesführung [A2]

Die Auswirkungen verschiedener Baumarten in [A1] Bestandesbegründung und [A2] Bestandesführung werden im Folgenden anhand von zwei Rohholzbereitstellungsketten (Variante A und Variante B) dargestellt. Tabelle 115 zeigt die auf Einzelprozessebene disaggregierten Kosten der Rohholzbereitstellung.

Variante A: Fichte, guter Standort, ohne Unkrautbekämpfung vor Pflanzung, manuelle Pflanzung, mit Zaunbau, ohne Kalkung, weitgehend mechanisiert (Durchforstung mit Harvester, Endnutzung mit Motorsäge, Vorliefern mit Forwarder)

Variante B: Buche, guter Standort, ohne Unkrautbekämpfung vor Pflanzung, manuelle Pflanzung, mit Zaunbau, ohne Kalkung, weitgehend mechanisiert (Durchforstung mit Harvester, Endnutzung mit Motorsäge, Vorliefern mit Forwarder)

Tabelle 115: Prozesskosten bis Waldstraße in € Efm mR⁻¹ und % für ausgewählte Varianten zur Rohholzbereitstellung; n. b. = nicht berücksichtigt (Prozess kommt in der Variante nicht vor)

Prozess	Variante A		Variante B	
	€ Efm mR ⁻¹	%	€ Efm mR ⁻¹	%
[A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse	48,38	100	73,49	100
[A1] Bestandesbegründung	1,94	4,01	15,61	24,31
[A1.1] Bodenaufbereitung	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
[A1.2] Pflanzen/Aussaat	1,90	4,93	15,53	24,19
[L1] Transport Pflanzmaterial	0,04	0,08	0,08	0,12
[A1.3] Sonstige Flächenvorbereitung	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
[A2] Bestandesführung	8,32	17,19	15,55	24,21
[A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand	0,88	1,82	2,06	3,20
[A2.2] Zaunbau	2,82	5,82	4,38	6,82
[L1] Transport Zaunmaterial	0,04	0,08	0,08	0,12
[A2.3] Düngung	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
[A2.4] Kalkung	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
[A2.5] Pflanzenschutz	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
[A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen	4,36	9,01	9,30	14,06
[L1] Transport Wegematerial	0,22	0,46	0,45	0,70
[A3] Ernte	38,12	78,80	33,12	51,48
[A3.1] Ernte Biomasse	29,74	61,48	23,08	35,94
[A3.2] Vorliefern zur Straße	8,38	17,32	9,98	15,54
[A3.3] Aufarbeitung nach Ernte	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

n. b. = nicht berücksichtigt (Prozess kommt in der Variante nicht vor)

Aus Tabelle 115 wird der Einfluss verschiedener Baumarten auf die Kostenstruktur ersichtlich. Die Gesamtkosten der beiden Varianten unterscheiden sich deutlich. Während die Kosten der Rohholzbereitstellung frei Waldstraße in Variante A etwa 48 € Efm mR⁻¹ betragen, sind die Kosten in Variante B mit etwa 73 € Efm mR⁻¹ mehr als 40 % höher. Zwar ist in beiden Varianten [A3] Ernte die kostenrelevanteste Prozess-Untergruppe, jedoch unterscheidet sich ihr Einfluss auf die Gesamtkosten deutlich. In Variante A verursacht die Ernte knapp 80 % der Gesamtkosten. In Variante B sind es gut 50 %. Es

folgt [A2] Bestandesführung mit 17 % bzw. 24 %. Auffällig ist der drastische Kostenunterschied zwischen den Varianten bei [A1] Bestandesbegründung. Allein durch [A1.2] Pflanzung begründet, beträgt der Anteil an den Gesamtkosten bei Variante B 24 % und gehört damit zu den kostentreibenden Einzelprozessen. Im Vergleich dazu ist die Pflanzung in Variante A mit 4 % eher von untergeordneter Bedeutung. Weitere erwähnenswerte Einzelprozesse sind [A2.2] Zaunbau und [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen. Letzterer ist in Variante A zu 9 % an den Gesamtkosten beteiligt. In Variante B beträgt der Anteil 14 %.

Der Zaunbau nimmt bei Variante A und B einen ähnlichen Anteil von etwa 6 % bzw. 7 % ein. Die übrigen Prozesse sind in beiden Varianten von untergeordneter Bedeutung. Der Anteil von [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand an den Gesamtkosten beträgt je nach Variante zwischen 2 und 4 %. Der Anteil [L] außer- und innerbetrieblicher Transporte beträgt summiert weniger als 1 %. Für die hohen Kostenunterschiede zwischen den beiden Varianten gibt es mehrere Gründe, die im Folgenden dargestellt werden.

Investitionssumme

Bei der Pflanzung führen unterschiedliche Pflanzanzahlen und Pflanzenpreise zu verschiedenen Initialkosten (vgl. Kapitel 8.1.4 und Kapitel 8.1.5). Während die Pflanzkosten bei der Fichte ca. 1.850 € pro Hektar betragen, sind es bei der Baumart Buche etwa 9.740 €

Holzerntemengen

Den Gesamtkosten der einzelnen Maßnahmen stehen je nach Baumart unterschiedliche Holzerntemengen gegenüber (vgl. Kapitel 8.1.2). Mit sinkender Holzerntemenge (Fichte: 1.563 Efm mR ha⁻¹, Buche: 1.340 Efm mR ha⁻¹) steigen die relativen Kosten pro Erntefestmeter. Demnach entfallen bei der Fichte 1,19 €, bei der Buche hingegen 6,96 € auf einen Festmeter mit Rinde.

Investitionsdauer

Hier muss zwischen der Betrachtung der Kosten und den Auswirkungen auf die Rentabilität unterschieden werden.

Für beides gilt jedoch, dass es sich bei den Prozess-Untergruppen [A1] bis [A2] um langfristige Sachinvestitionen handelt (vgl. Kapitel 8.1.5). Aufgrund von Zinseffekten werden die Kosten maßgeblich vom Investitionszeitraum beeinflusst. Je länger der Investitionszeitraum, umso stärker beeinflussen Zinskosten des eingesetzten Kapitals die Gesamtkosten. Ausschlaggebend für die Verzinsungsdauer ist der Zeitpunkt, an dem die Investitionen amortisiert werden (vgl. Kapitel 8.1.5). Im hier vorliegenden Fall beträgt die Amortisationsdauer der Fichte 65 Jahre. Die Bewirtschaftung des Buchenbestandes ist hingegen nicht in der Lage, die getätigten Investitionen zu amortisieren, die Amortisationsdauer entspricht daher der Umtriebszeit (160 Jahre).

Bei der Berechnung der Kosten fallen bei der Fichte mit einer Investitionsdauer von 65 Jahren für jeden eingesetzten Euro 0,5 € Zinsen an. Bei der Buche mit einer Investitionsdauer von 160 Jahren betragen die Zinsen jedes eingesetzten Euros mit 1,14 € mehr als das Doppelte. Für das Beispiel Pflanzen/Aussaat bedeutet dies eine Zinsbelastung

von 1.200 € im Fall der Fichte und 11.000 € im Fall der Buche. Damit wird deutlich, welchen Einfluss die Zinskosten auf die Gesamtkosten haben.

Bei der Rentabilitätsberechnung hingegen werden mittels Kapitalwertmethode zukünftige Zahlungsströme auf den heutigen Barwert abgezinst. Je weiter die Zahlungen in der Zukunft liegen umso geringer ist ihr heutiger Barwert.

Aus diesem Grund hat der Zeitpunkt, an dem Aufwendungen und Erlöse anfallen, besonderen Einfluss auf die Rentabilität. Während bei der Fichte der höchste Vorrat, die höchste Holzerntemenge und somit auch die höchsten Holzernteerlöse bereits im Alter zwischen 60 und 80 Jahren anfallen, ist dies bei der Buche erst im Alter zwischen 110 und 130 Jahren der Fall (vgl. Kapitel 8.1.2). Bis zu diesen Zeitpunkten werden überwiegend negative Zahlungsströme generiert, die über einen vergleichsweise hohen Barwert verfügen. Bei der Buche ist dieser Zeitraum weitaus länger als bei der Fichte. Die später generierten, positiven Rückflüsse hingegen unterliegen einer höheren Abzinsung als bei der Fichte und besitzen damit einen geringeren Geldwert. Die Rentabilität wird also auch davon beeinflusst, dass Erträge mit geringem Barwert bei der Buche eine schwächere Wirkung in der Kompensation von anfänglichen Aufwendungen mit vergleichsweise hohem Barwert haben.

8.3.2.2 Ernte Biomasse [A3]

Im folgenden Kapitel werden die Auswirkungen verschiedener Mechanisierungsgrade auf die Holzerntekosten beschrieben. Abbildung 139 zeigt die gemittelten Kosten gemäß der relativen Anteile der Sortimenten Stammholz, Industrieholz und Scheitholz für [A3.1] Ernte Biomasse und [A3.2] Vorliefern zur Straße.

Der Wertebereich der Kosten für [A3] Ernte für die Baumarten Fichte, Kiefer und Eiche befindet sich je nach Mechanisierungsgrad in einem verhältnismäßig engen Korridor von 34 € Efm mR⁻¹ für die vollmechanisierte Fichtenholzernte bis etwa 41 € Efm mR⁻¹ bei schwach mechanisierter Eichenholzernte bzw. vollmechanisierter Kiefernholzernte. Bei der Buche sind die Kosten etwas geringer und weichen daher von diesem Korridor ab (33 - 35 € Efm mR⁻¹).

Bereits aus der Rentabilitätsanalyse (vgl. Kapitel 8.3.1) wurde ersichtlich, dass die Kosten bei den Baumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche in unterschiedlicher Art und Weise vom Mechanisierungsgrad beeinflusst werden. Die Kosten für [A3] Ernte von Fichte und Kiefer entsprechen dem in Kapitel 8.3.1 beschriebenen Verlauf der Rentabilität. Ausnahmen stellen die Buche und Eiche dar. Während bei Betrachtung der Rentabilität kaum Unterschiede zu erkennen waren, zeigt sich hier, dass die Gesamtkosten mit steigendem Mechanisierungsgrad sinken. Zur Erklärung ist eine getrennte Betrachtung der Kosten für [A3.1] Ernte Biomasse und [A3.2] Vorliefern zur Straße nötig.

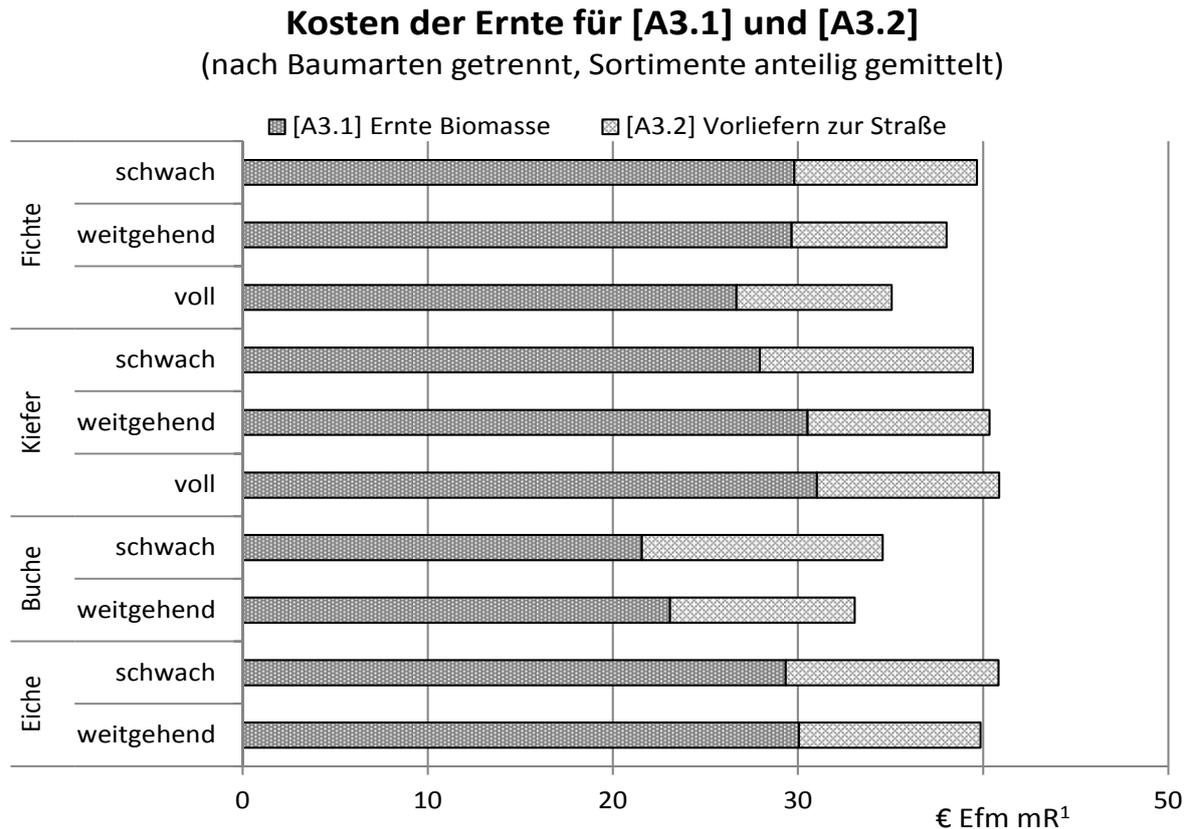


Abbildung 139: Kosten in € Efm mR¹ der Rohstoffbereitstellung für die Prozesse [A3.1] und [A3.2], anteilig gemittelt über die Sortimente Stammholz, Industrieholz und Scheitholz

[A3.1] Ernte Biomasse: Bei der Fichte wirkt sich ein Wechsel von schwach zu weitgehend mechanisierter Ernte kaum auf die Kosten aus (~0,05 %), bei vollmechanisierter Holzernte führt ein steigender Mechanisierungsgrad jedoch zu deutlich sinkenden Kosten (~ -10 %). Bei den übrigen Baumarten ist ein gegenläufiger Trend zu beobachten. Besonders fallen hier Kiefer und Buche auf. Beim Wechsel von schwacher zu weitgehend mechanisierter Holzernte steigen die Kosten bei der Kiefer um etwa 9 %, beim Wechsel von weitgehender zu vollmechanisierter Holzernte steigen die Kosten nochmal leicht an (~ +1,5 %). Bei der Buche führt die weitgehend mechanisierte im Vergleich zur schwach mechanisierten Holzernte zu einem Kostenanstieg von etwa 7 %. Bei der Eiche sind leicht höhere Kosten bei der weitgehend mechanisierten Holzernte (~ +2 %) zu erkennen.

[A3.2] Vorliefern zur Straße: Im Gegensatz dazu sinken die Kosten für Vorliefern zur Straße bei allen Baumarten mit steigendem Mechanisierungsgrad. Am deutlichsten stellt sich der Unterschied bei der Buche dar. Hier sind die Kosten der weitgehend mechanisierten Holzernte rund ein Viertel geringer. Bei den anderen Baumarten liegt die Kostenersparnis bei ca. 15 %. Es wird ein Einfluss der Kosten von [A3.2] Vorliefern zur Straße in Abhängigkeit des Mechanisierungsgrades deutlich, der stark genug ist, um den Trend-

verlauf der Gesamtkosten zu bestimmen. Um die Ursachen des Kostenverlaufs zu begründen, ist eine differenziertere Betrachtung auf Sortimentsebene nötig. Abbildung 140 stellt die Holzerntekosten in € Efm mR⁻¹ nach Baumarten und Sortimenten getrennt dar.

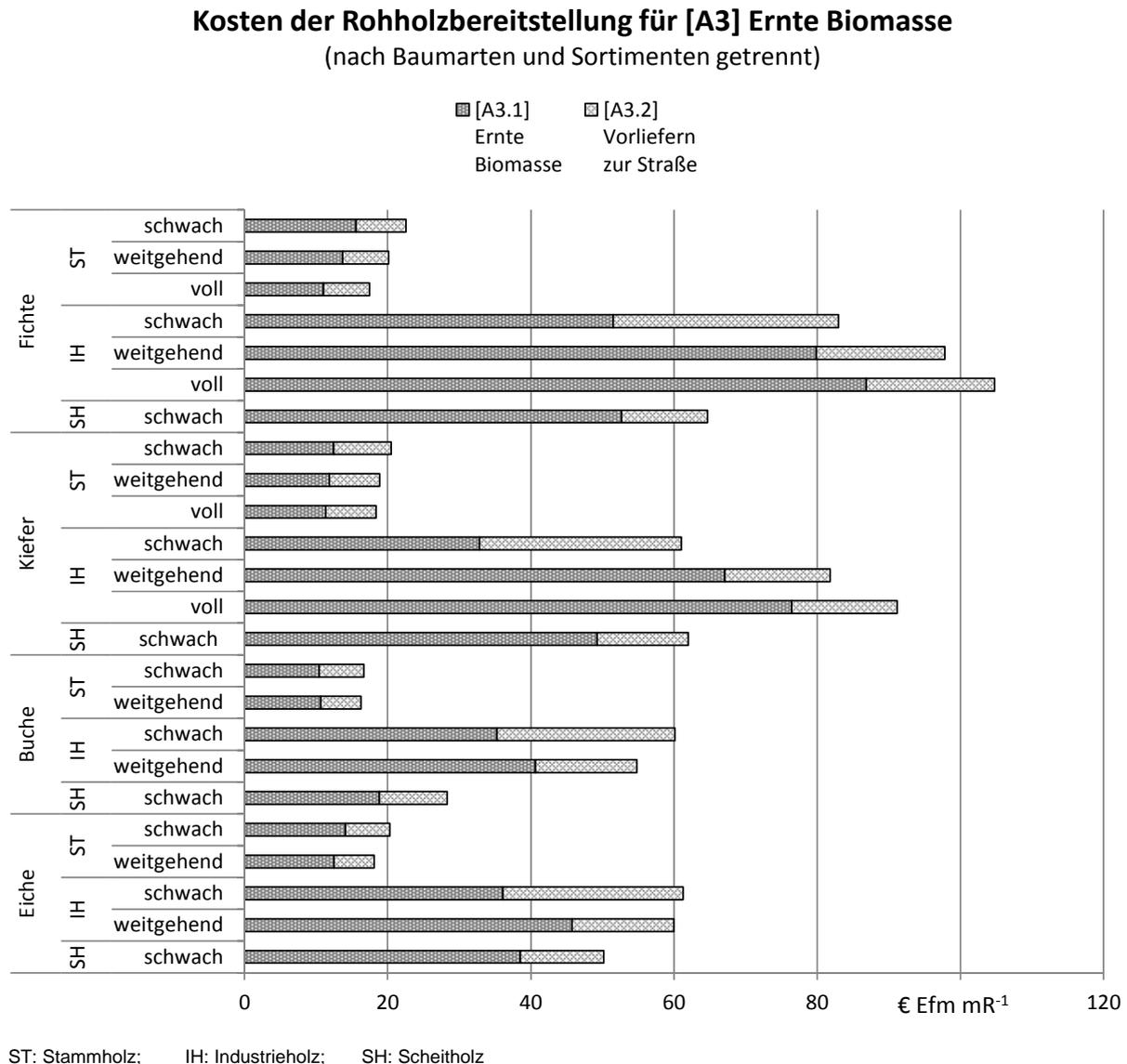


Abbildung 140: Kosten in € Efm mR⁻¹ der Rohstoffbereitstellung für die Prozesse [A3.1] und [A3.2] getrennt nach Baumarten, Sortimenten und Mechanisierungsgrad

Der Wertebereich der Rohholzbereitstellungskosten für [A3] Ernte Biomasse verfügt über eine verhältnismäßig hohe Bandbreite und ist stark von den Sortimenten geprägt. Im Allgemeinen verursacht die Industrieholzernte (IH) die höchsten Kosten, es folgt die Scheitholzernte (SH), die geringsten Kosten verursacht die Stammholzernte (ST).

Der Wertebereich beim Industrieholz reicht von der weitgehend mechanisierten Buchenindustrieholzernte mit 55 € Efm mR⁻¹ bis 105 € Efm mR⁻¹ im Fall der vollmechanisierten

Fichtenindustrieholzernte. Beim Scheitholz weist die Buche die geringsten Holzerntekosten mit 28 € Efm mR^{-1} auf, die höchsten Kosten verursacht die Fichtenscheitholzernte mit 65 € Efm mR^{-1} . In der Stammholzernte reicht der Wertebereich von 16 € Efm mR^{-1} bei der weitgehenden Buchenstammholzernte bis 23 € Efm mR^{-1} bei der schwach mechanisierten Fichtenstammholzernte.

Aus Abbildung 140 werden zwei Sachverhalte deutlich: Zwischen den Kosten für Stamm- und Industrieholz bei [A3] Ernte bestehen vor allem beim Nadelholz deutliche Unterschiede, die mit steigendem Mechanisierungsgrad zunehmen. Darüber hinaus sind die Auswirkungen des Mechanisierungsgrades auf die Kosten bei Stamm- und Industrieholz gegenläufig. Mit Ausnahme der Buche führt ein steigender Mechanisierungsgrad beim Stammholz zu sinkenden Kosten, beim Industrieholz baumartenübergreifend zu steigenden Kosten.

Stammholz

[A3.1] *Ernte Biomasse*: In der Stammholzernte führt ein steigender Mechanisierungsgrad zu sinkenden Kosten. Eine Ausnahme stellt die Buche dar. Hier unterscheiden sich die Holzerntekosten der weitgehenden und schwach mechanisierten Variante kaum. Das liegt in erster Linie an der vergleichsweise hohen Produktivität der motormanuellen Buchenstammholzernte. Während die Produktivität der Holzernte mit Harvester bei den übrigen Baumarten im Durchschnitt das Dreifache der Holzernte mit Motorsäge beträgt, ist es bei der Buche nur das 1,8-fache (vgl. 8.1.4). Daher ist es bei der Buchenstammholzernte nicht möglich, die im Vergleich zur motormanuellen Holzernte höheren Arbeitserledigungskosten pro Stunde der maschinellen Holzernte zu kompensieren (Motorsäge: 26 € h^{-1} ; Harvester: 143 € h^{-1} = Verhältnis 1:6) (vgl. Kapitel 8.1.5).

[A3.2] *Vorliefern zur Straße*: Generell führt ein steigender Mechanisierungsgrad zu sinkenden Kosten. Im Schnitt beträgt die Kostenersparnis etwa 10 %. Am geringsten ist die Kostendifferenz bei der Fichte mit knapp 8 % ($0,6 \text{ € Efm mR}^{-1}$), am höchsten bei der Kiefer mit gut 13 % (1 € Efm mR^{-1}). Die verhältnismäßig geringen Unterschiede sind auf das Verhältnis der Produktivität zwischen Forstschlepper und Forwarder zurückzuführen. Die höhere Produktivität des Rückens mittels Forwarders (Beispiel Fichte: Forstraktor: $10,6 \text{ Efm mR}^{-1}$; Forwarder: $16,3 \text{ Efm mR}^{-1}$ = Faktor 1,5) reicht zwar aus, um die höheren Kosten pro Maschinenstunde zu kompensieren (Forstraktor: 63 € h^{-1} ; Forwarder: 96 € h^{-1} = Faktor 1,52), allerdings nicht, um eine deutlichere Kostendifferenz herbeizuführen (vgl. Kapitel 8.1.4 und 8.1.5).

Industrieholz

[A3.1] *Ernte Biomasse*: Die Industrieholzernte zeigt einen entgegengesetzten Verlauf. Mit steigendem Mechanisierungsgrad steigen auch die Kosten der Holzernte. Die Produktivität bei der maschinellen Industrieholzernte ist über die Umtriebszeit durchschnittlich 1,8-mal höher als bei der motormanuellen Industrieholzernte (vgl. Kapitel 8.1.4). Darüber hinaus werden im Vergleich zum Stammholz verhältnismäßig hohe Kosten bei der Industrieholzernte deutlich (Verhältnis 3:1).

In ExpResBio wurde die Bereitstellung von Industrieholz und Stammholz separat modelliert, wobei für den Stammabschnitt, der als Industrieholz sortiert wird, von einem maximalen Durchmesser von 16 cm und einer Höhe von maximal 6 Metern ausgegangen wurde. Dadurch kann der erhöhte Zeitaufwand, der beim Industrieholz entsteht, gesondert abgebildet werden. Die höhere Produktivität der maschinellen Ernte reicht jedoch nicht aus, um die im Vergleich zur motormanuellen Holzernte höheren stündlichen Arbeitserledigungskosten zu kompensieren. Diese getrennte Bereitstellung von Industrieholz wurde in den Berechnungen gewählt, um die aufgrund des Stück-Masse Gesetzes höheren Kosten und Umweltwirkungen, die bei der Aufbereitung von Industrieholz im Vergleich zum Stammholz pro Efm mR entstehen, darzustellen. Eine Gleichsetzung der beiden Sortimenten hinsichtlich Kosten und Umweltwirkungen würde zu unplausiblen Ergebnissen führen. Jedoch kann diskutiert werden, ob die verwendeten Produktivitätsfunktionen die Produktivität beim Industrieholz realistisch abbilden. Aufgrund fehlender Alternativen erschien dieser Ansatz jedoch am besten geeignet, die Unterschiede zwischen Stammholz und Industrieholz abzubilden.

[A3.2] Vorliefern zur Straße: Hier führt auch beim Industrieholz ein steigender Mechanisierungsgrad zu sinkenden Kosten, jedoch sind die Differenzen stärker ausgeprägt als beim Stammholz. Darüber hinaus sind deutliche Unterschiede zwischen Nadel- und Laubholz zu erkennen. Bei Fichte, Buche und Eiche beträgt der Kostenunterschied etwa 43 %. Bei der Kiefer ist die Kostendifferenz aufgrund geringerer Produktivität in der Durchforstung (vgl. Kapitel 8.1.4) etwas stärker ausgeprägt (47 %).

Scheitholz

Scheitholz wird in ExpResBio ausschließlich schwach mechanisiert bereitgestellt. Daher ist bei diesem Sortiment lediglich der Vergleich zwischen den Baumarten möglich. Am kostengünstigsten ist die Scheitholzbereitstellung bei der Buche, es folgen Eiche und Kiefer. Die Bereitstellung von Fichtenscheitholz ist am kostenintensivsten.

Die unterschiedlichen Bereitstellungskosten beruhen zum einen auf der bereits angesprochenen baumartenspezifischen Produktivität der motormanuellen Holzernte. Das ausschlaggebende Kriterium ist die Stärkeklasseverteilung. Beim Fichtenscheitholz besitzen 41 Prozent der Holzerntemenge einen Durchmesser von maximal zehn Zentimetern, die Sortierung ins Scheitholzsortiment erfolgt bis maximal 24 Zentimeter. Bei der Buche erfolgt die Verteilung gleichmäßiger. In den Durchmesserbereich bis zehn Zentimeter entfallen lediglich 15 %. Die übrige Holzerntemenge verteilt sich relativ gleichmäßig bis zum Durchmesserbereich über 60 Zentimetern. In einen Bereich von 50 bis 54 Zentimetern fallen beispielsweise noch 12 % der Holzmenge (vgl. 8.1.2). Aufgrund des Stückmassegesetzes entstehen bei der Buche somit geringere Kosten.

Einfluss der Sortimentsverteilung auf die gemittelten Holzerntekosten

Die Verknüpfung zu den gemittelten Kosten unter Berücksichtigung aller Sortimente aus Abbildung 139 erfolgt über die jeweiligen Sortimentsanteile der Baumarten.

Bei der Baumart Fichte ist die Industrieholzernte zwar am kostenintensivsten, jedoch führen ein hoher Stammholzanteil von 69 % und ein geringer Industrieholzanteil von

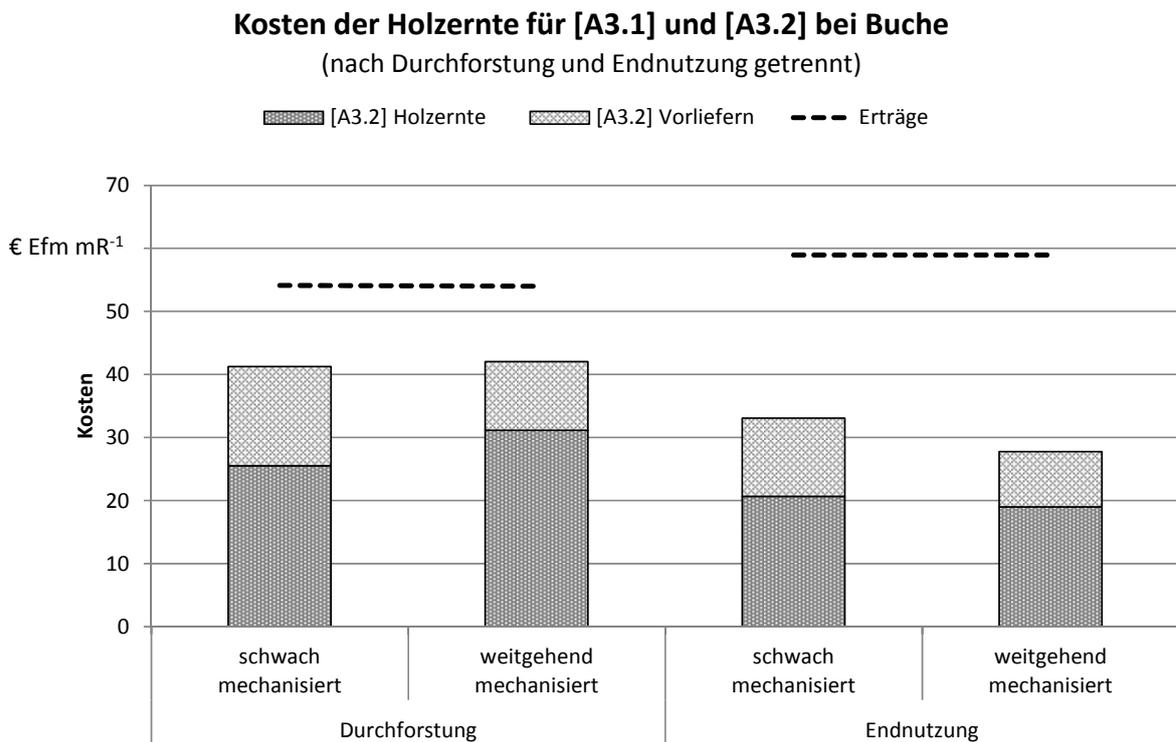
10 % zu verhältnismäßig geringen mittleren Kosten. Im Gegensatz dazu erscheinen die Kosten bei der Eiche auf Sortimentsebene eher gering. Jedoch fallen die höheren Industrieholzkosten aufgrund des geringen Stammholzanteils von 36 % stärker ins Gewicht und führen daher zu verhältnismäßig hohen mittleren Kosten.

Für den Kostenverlauf und die Höhe der Gesamtkosten ist also entscheidend, welcher Industrie- und Scheitholzanteil von den verhältnismäßig geringen Stammholzerntekosten kompensiert werden muss. Tabelle 86 in Kapitel 8.1.2 stellt diese Verhältnisse dar.

Einfluss der Kosten auf die Rentabilität

Die eingangs erwähnten Unterschiede zwischen Rentabilität und Kosten sind zum einen auf die Erlösstruktur, zum anderen auf Geldwerteffekte (vgl. 8.3.1) zurückzuführen. Am Beispiel der Buche werden diese Effekte genauer beschrieben. Abbildung 139 zeigt, dass die Kosten der Holzernte zwar mit steigendem Mechanisierungsgrad fallen, bei Betrachtung der Rentabilität in Abbildung 138 war dieser Effekt jedoch nicht nachzuweisen. Eine Analyse des Verhältnisses von Kosten und Erlösen erklärt diesen Effekt.

Abbildung 141 stellt die Kosten der Holzernte am Beispiel der Buche für [A3.1] Ernte Biomasse und [A3.2] Vorliefern zur Straße, getrennt nach Durchforstung und Endnutzung für die schwache sowie weitgehende Mechanisierung dar.



* die gestrichelte Linie stellt die Holzernteerlöse dar

Abbildung 141: Kosten der Holzernte für [A3.1] Ernte Biomasse und [A3.2] Vorliefern zur Straße am Beispiel der Buche, getrennt nach Durchforstung und Endnutzung,

Daraus wird ersichtlich, dass die weitgehend mechanisierte Holzernte trotz geringer Gesamtkosten in der Durchforstung höhere Kosten (42 € Efm mR⁻¹) verursacht als die schwach mechanisierte Holzernte (41 € Efm mR⁻¹). Erst in der Endnutzung ist die weitgehend mechanisierte Variante die günstigere (weitgehend: 28 € Efm mR⁻¹; schwach: 33 € Efm mR⁻¹). Das hat zur Folge, dass die vergleichsweise geringeren Erträge der weitgehend mechanisierten Holzernte zu Beginn der Investitionsdauer zu einem hohen Geldwert bewertet werden. Die in der Endnutzung vergleichsweise hohen Erträge werden aufgrund der Abzinsung zu einem geringeren Geldwert bewertet. Darüber hinaus sind die Erträge, unabhängig von der Baumart, in der Durchforstung geringer als in der Endnutzung. Im Endergebnis führen diese Effekte eine Kompensationswirkung herbei: die in Summe geringeren Holzerntekosten können kaum Wirkung bei der Rentabilität hervorrufen.

8.3.2.3 Aufladen auf Traktor/Lkw [A3.4] und Transport Biomasse [T1]

Die Kosten für [A3.4] Aufladen auf Traktor/Lkw und [T1] Transport Biomasse werden im Folgenden nach Baumarten und Sortimenten getrennt in Tabelle 116 dargestellt.

Tabelle 116: Kosten in € Efm mR⁻¹ der Rohstoffbereitstellung für die Prozesse [A3.4] und [T1]; unterteilt nach Baumarten und Sortimenten

	Stammholz		Industrieholz		Scheitholz	
	[A3.4]	[T1]	[A3.4]	[T1]	[A3.4]	[T1]
	€ Efm mR ⁻¹					
Fichte	2,09	2,60	2,53	2,60	5,07	5,20
Kiefer	2,09	2,91	2,53	2,91	5,07	5,20
Buche	2,09	3,79	2,53	3,88	5,07	5,20
Eiche	2,09	3,87	2,53	3,87	5,07	5,20

Methodisch bedingt wurde bei [A3.4] Aufladen auf Traktor/Lkw keine Unterscheidung der Baumarten vorgenommen (vgl. Kapitel 8.1.4). Es werden jedoch sortimentspezifische Unterschiede deutlich. Die Beladung von Stammholz ist aufgrund höherer Dimensionen der Stämme am kostengünstigsten (Stückmassegesetz). Es folgt die Beladung von Industrieholz. Aufgrund des hohen Zeitaufwands des händischen Beladens ist der Vorgang beim Scheitholz am kostenintensivsten.

Beim Transportvorgang bestehen bei Stamm- und Industrieholz keine sortimentsbedingten Unterschiede. Jedoch wird der Einfluss der maximalen Nutzlast des Transportfahrzeugs deutlich. Mit steigendem Holzgewicht sind für die gleiche Anzahl Festmeter mehr Transportvorgänge nötig, was sich in den Transportkosten bemerkbar macht. Beim Scheitholztransport erfolgte keine baumartenabhängige Unterscheidung. Grundlage für die Transportkapazität bildete die Baumart Buche. Jedoch wird deutlich, dass der

Scheitholztransport mittels Traktor aufgrund der geringen Transportkapazität merklich kostenintensiver ist.

8.3.3 Ergebnisse zur Bruttobeschäftigung

Im Folgenden wird das Bruttobeschäftigungsaufkommen (vgl. [439]) anhand ausgewählter Produktsysteme dargestellt. Es gilt die Annahme, dass eine Arbeitskraft 1.840 Arbeitskraftstunden (AKh) pro Jahr entspricht. Aus Abbildung 142 wird der Arbeitsaufwand in h ha^{-1} für die Holzernte ([A3.1] Ernte Biomasse und [A3.2] Vorliefern zur Straße) von Stammholz, Industrieholz und Scheitholz der Baumart Fichte bei schwacher, weitgehender und voller Mechanisierung ersichtlich.

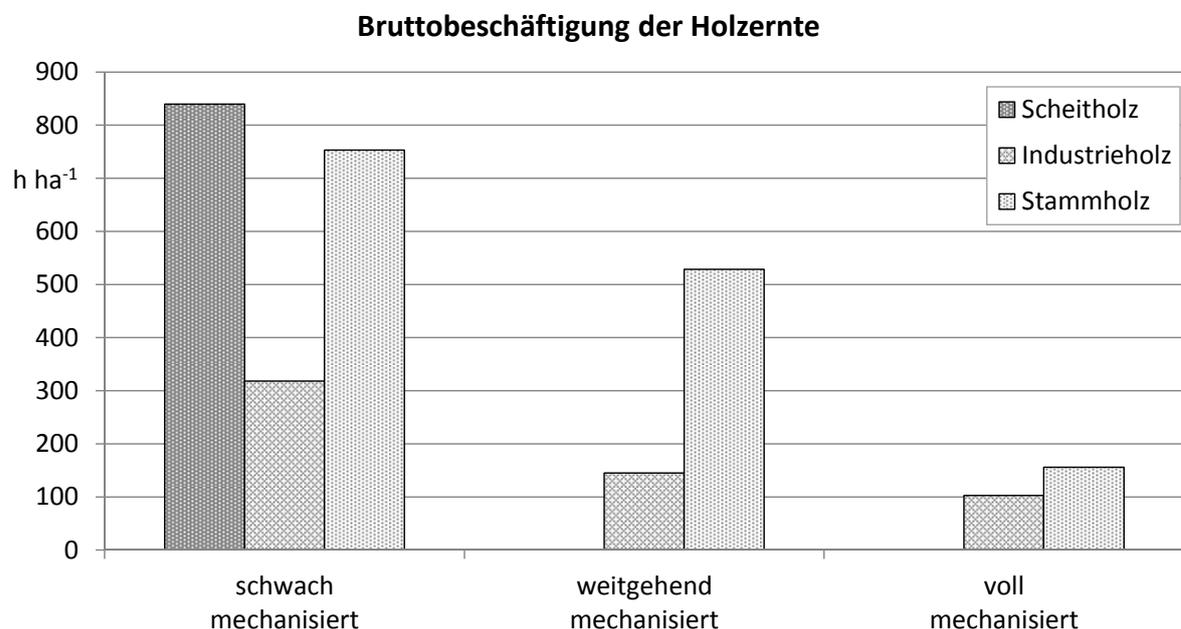


Abbildung 142: Das Bruttobeschäftigungsaufkommen der Fichtenholzernte ([A3.1] Ernte Biomasse und [A3.2] Vorliefern zur Straße) von Stammholz, Industrieholz und Scheitholz für schwache, weitgehende und volle Mechanisierung

Allgemein sinkt das Bruttobeschäftigungsaufkommen mit steigendem Mechanisierungsgrad. Eine Ausnahme stellt das Scheitholz dar. Scheitholz wird ausschließlich schwach mechanisiert bereitgestellt (vgl. 8.1.4).

Scheitholz ist aufgrund seiner vielen händischen Arbeitsschritte das Produktsystem mit dem höchsten Bruttobeschäftigungsaufkommen. Pro Hektar und Umtriebszeit werden etwa 840 AKh und 0,45 Arbeitsplätze generiert.

Vor allem bei der schwach mechanisierten Variante wird darüber hinaus das hohe Bruttobeschäftigungsaufkommen der Stammholzernte deutlich. Das Bruttobeschäftigungsaufkommen beläuft sich pro Hektar und Umtriebszeit auf etwa 750 AKh bzw. 0,4 Arbeits-

plätze. Diese sinken mit steigendem Mechanisierungsgrad auf 530 AKh und 0,3 Arbeitsplätze bzw. 160 AKh und 0,08 Arbeitsplätze pro Hektar und Umtriebszeit.

Die Industrieholzernte ist aufgrund der geringen Menge bei der Fichte von untergeordneter Bedeutung. Während in der schwach mechanisierten Holzernte noch etwa 320 Arbeitskraftstunden und 0,2 Arbeitsplätze generiert werden, sinkt das Bruttobeschäftigungsaufkommen auf etwa 150 AKh und 0,08 Arbeitsplätze bei der weitgehend mechanisierten Holzernte bzw. 100 AKh und 0,06 Arbeitsplätze in der vollmechanisierten Holzernte.

Darüber hinaus ist jedoch der lange Bewirtschaftungszeitraum von 120 Jahren zu berücksichtigen. Am Beispiel von Scheit- und Industrieholz wird dieser Einfluss bei einer Skalierung auf ein Jahr ersichtlich. Dabei sinkt die Bruttobeschäftigung auf 7 AKh (ha a^{-1}) bzw. 0,004 Arbeitsplätze pro Jahr bei der Scheitholzernte. Bei der vollmechanisierten Industrieholzernte werden nur weniger als eine AKh a^{-1} generiert. Die Arbeitsplatzeffekte sind kaum noch messbar ($0,0005 (\text{ha a}^{-1})$).

Die Berücksichtigung der Bruttobeschäftigung kann daher nur ergänzenden Charakter haben. Zwar generiert die schwach mechanisierte Fichtenholzernte eine um 42 % höhere Bruttobeschäftigung, jedoch hat 8.3.1 auch gezeigt, dass die Rentabilität um etwa 20 % sinkt.

8.4 Sensitivitätsanalysen

8.4.1 Sensitivitätsanalysen für die Ergebnisse zur THG-Bilanzierung

(Dr. Daniel Klein, Christoph Schulz)

In den vorausgegangenen Kapiteln wurden alle wichtigen Prozesse der gesamten Bereitstellungskette von Rohholz von der Bestandesbegründung [A1] bis zum Transport der Biomasse [T1] betrachtet. Dadurch konnten die wichtigsten Prozesse für die Analyse verschiedener Umweltwirkungen ermittelt werden. Auch wurde dargestellt, inwiefern sich die Umweltwirkungen zwischen verschiedenen Bereitstellungsketten unterscheiden können. Zudem wurden auch grundsätzliche Einflussfaktoren wie Standortsqualität, Baumart oder Altersklasse beschrieben. Das folgende Kapitel beschäftigt sich nun mit der Analyse von Einflussfaktoren innerhalb einer Bereitstellungskette. Dabei wird anhand von Sensitivitätsanalysen am Beispiel der Umweltwirkung THG-Emissionen dargestellt, inwiefern Annahmen für einzelne Prozesse sowohl die THG-Emissionen des jeweiligen Prozesses aber auch die THG-Emissionen der gesamten Bereitstellungskette beeinflussen. Da weder die Bereitstellung von Rohholz als solches noch die einzelnen Prozesse innerhalb der verschiedenen Ketten stets einem gleichen Ablauf folgen, ist es unerlässlich, aufzuzeigen, wie die THG-Emissionen variieren können, wenn bestimmte Grundannahmen verändert werden. In Verbindung mit der in vorherigen Kapiteln dargestellten Variantenanalyse können abschließend Empfehlungen abgeleitet werden, wie und in welchem Ausmaß THG-Emissionen in den einzelnen Bereitstellungsketten vermieden

werden können (siehe Kapitel 8.6). Eine Verschneidung mit THG-Vermeidungskosten liefert dann Aussagen zur ökonomischen Effizienz von THG-Einsparungen.

Zur Identifikation der wichtigsten Prozesse innerhalb einer Variante werden als Beispiele die Varianten 1 und 2 aus Kapitel 8.2.5 herangezogen. Basierend auf der Analyse der Varianten wurden folgende vier Prozesse als besonders bedeutend für die THG-Emissionen der Bereitstellungskette von Rohholz bis Waldstraße identifiziert (in Klammern ist jeweils der Anteil an den gesamten THG-Emissionen bis Waldstraße in den Varianten angegeben):

- [A2.6] Bau/Instandhaltung Wege (24 % in Variante 1): Wegebaumaterial 19 % (Einflussfaktor: Art des Materials)
- [A3.1] Holzernte mit Harvester (31 % in Variante 2): Harvestereinsatz 25 % (Einflussfaktoren: Produktivität und Kraftstoffverbrauch)
- [A3.2] Vorliefern von Holz (26 % in Variante 1): Forwardereinsatz 19 % (Einflussfaktoren: Produktivität und Kraftstoffverbrauch)
- [A3] Ernte: Substitution von fossilem Diesel durch Rapsölkraftstoff aus dezentraler Herstellung in Bayern

[A2.6] Bau/Instandhaltung Wege: Einsatz von Schotter im Wegebau

Als Standard in den verschiedenen Varianten wurde Schotter als Wegebaumaterial angenommen. Alternativ dazu könnte jedoch auch Kies verwendet werden, je nach lokaler Verfügbarkeit. Für den Vergleich werden die gleichen Mengen sowie die gleichen Arbeits- und Bereitstellungsprozesse wie für den Schotter angenommen. Es ändert sich somit lediglich die Art des Materials. Die Bereitstellung von 1 Tonne Kies verursacht THG-Emissionen in Höhe von 2,2 kg und ist im Vergleich zum Schotter mit 14,8 kg um den Faktor 6,7 deutlich günstiger. Dies ist damit zu erklären, dass bei der Herstellung von Schotter verschiedenste Verarbeitungsschritte wie Abbau Rohmaterial, Waschen, Zerkleinern, Sortieren oder Transportieren beinhaltet, deutlich mehr Energie benötigen als die Bereitstellung von Kies (siehe thinkstep - Prozesse für Schotter und Kies). Somit entstehen in Variante 1 für Fichte Stammholz lediglich 0,20 kg Efm mR⁻¹ anstelle der 1,33 kg Efm mR⁻¹. Diese Minderung um 1,13 kg Efm mR⁻¹ bedingt eine Minderung der gesamten THG-Emissionen für Variante 1 um 16 % auf 5,97 kg Efm mR⁻¹ anstelle von 7,10 Efm mR⁻¹.

[A3.1] Holzernte mit Harvester

Die Holzernte mit Harvester verursacht in Variante 2 mit 31 % die höchsten THG-Emissionen. Entscheidend ist hier der Einsatz an sich, also der Verbrauch von Diesel (25 %). Wichtige Einflussparameter auf die THG-Emissionen sind die Produktivität des Einsatzes (Efm mR h⁻¹) sowie der Dieserverbrauch (l h⁻¹). Zusammen mit der technischen Nutzungsdauer, die den Verbrauch der Maschine je h abbildet, können die THG-Emissionen je Efm mR anhand einfacher statistischer Zusammenhänge dargestellt werden (siehe Gleichungen (8.10), (8.11) und (8.12)).

$$\text{THG-Emissionen Bereitstellung Diesel je Efm mR} = 0,42 * \text{Produktivität} * \text{Dieselverbrauch}^1 \quad (8.10)$$

$$\text{THG-Emissionen Verbrauch Diesel je Efm mR} = 2,65 * \text{Produktivität} * \text{Dieselverbrauch}^1 \quad (8.11)$$

$$\text{THG-Emissionen Verbrauch Maschine je Efm mR} = 2,51 * \text{Produktivität}^1 \quad (8.12)$$

Regressionen der jeweiligen Zielvariablen in Abhängigkeit von der Produktivität in Efm mR h⁻¹ bzw. dem Dieselverbrauch in l h⁻¹

Diese statistischen Zusammenhänge, die aus den Modellierungen in GaBi ts abgeleitet wurden, bilden die Basis für die Sensitivitätsanalysen. Durch die Begrenzung von realistischen Wertebereichen für die Produktivität und den Dieserverbrauch ergibt sich ein Werteraum, in dem sich die THG-Emissionen je nach Annahmen bewegen können. Wie bereits erwähnt, kann dieser sehr variabel sein und die beiden Faktoren hängen wiederum von vielen anderen Faktoren ab (Geschicklichkeit des Fahrers, Abstände zwischen den Erntebäumen, Geländeform, Art der Maschine etc.). Anhand von Literaturdaten (siehe [317][98][326][365]) wurde hier ein realistischer Werteraum (Produktivität: 4 bis 32 Efm mR h⁻¹ und 8 bis 20 l h⁻¹) wie in Abbildung 143 dargestellt abgeschätzt.

Der schwarze Kreissymbol in Abbildung 143 kennzeichnet die Basisannahmen über eine Umtriebszeit für die Ernte mit Harvester und ist in Kapitel 8.1.4 beschrieben. Der gesamte Werteraum umfasst THG-Emissionen zwischen kleiner 1 und bis zu 15 kg Efm mR⁻¹, wobei der geringe Wert optimale Bedingungen mit einem kleinen effizienten Harvester und einer sehr hohen Produktivitätsrate abbildet.

Würde man beispielsweise anstelle eines 140 kW Harvesters mit einem 100 kW Harvester (bei gleichzeitiger Verringerung des Dieserverbrauchs um 10 %) über die Umtriebszeit die gleiche Produktivität erreichen, so könnten die THG-Emissionen von 3,0 kg auf ca. 2,6 kg Efm mR⁻¹ um 14 % reduziert werden (Rechtecksymbol in Abbildung 143). Die gesamten THG-Emissionen bis Waldstraße würden sich in Variante 2 dann um ca. 4 % auf 9,27 kg Efm mR⁻¹ reduzieren.

Eine Produktivitätssteigerung um beispielsweise 20 % (Kreuzsymbol in Abbildung 143, von 15 auf 18 Efm mR h⁻¹) würde bei gleichbleibendem Dieserverbrauch zu einer Reduzierung der THG-Emissionen um 20 % innerhalb [A3.1] auf 2,4 kg Efm mR⁻¹ bzw. zu einer Minderung von 6 % bezogen auf die THG-Emissionen bis Waldstraße führen.

Aus den hier dargestellten Ergebnissen können folgende Aussagen getroffen werden:

- Bei gleichbleibender Produktivität (hier ca. 15 Efm mR h⁻¹) führt die Einsparung eines Liters je h zu einer THG-Einsparung von ca. 0,2 kg Efm mR⁻¹

- Die Einsparung eines Liters je h reduziert die gesamten THG-Emissionen je Efm mR bis Waldstraße in Variante 1 somit um ca. 2,1 % bzw. um 7 % in der Prozessgruppe [A3.1] Ernte Biomasse

THG-Emissionen Harvestereinsatz in kg CO₂-Äq Efm mR⁻¹

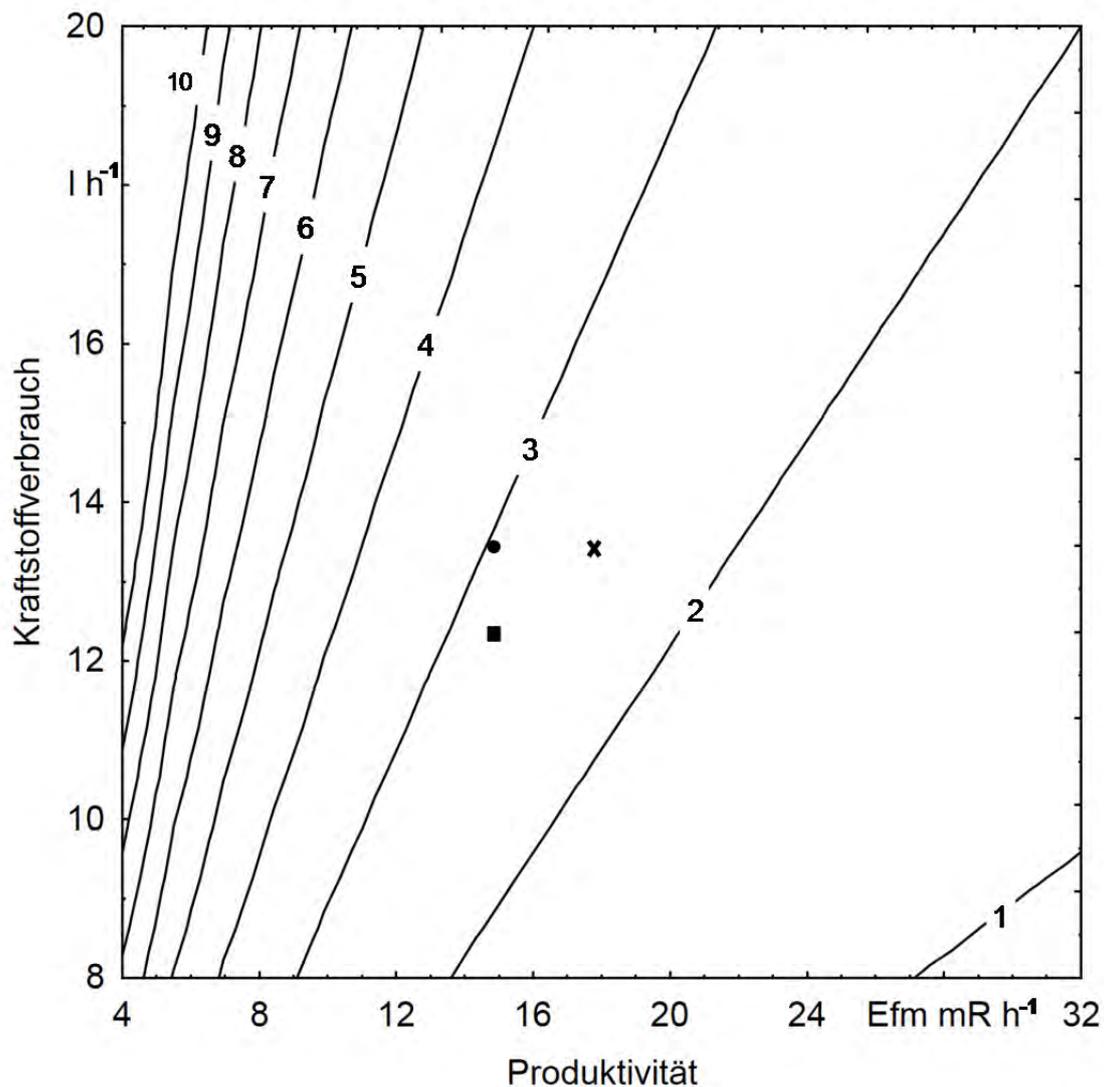


Abbildung 143: Realistischer Wertebereich für die THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ des Harvestereinsatzes inklusive der Bereitstellung von Diesel und der Erntemaschine; der Punkt stellt die Standardannahmen für die Modelle dar, das Kreuz eine Erhöhung der Produktivität um 20 %, das Quadrat eine Minderung des Kraftstoffverbrauchs um 10 %

- Je höher die Produktivität desto geringer werden die Einsparpotenziale bei einer Reduktion der Dieserverbrauchs

- Bei gleichbleibendem Dieserverbrauch (hier $13,42 \text{ l h}^{-1}$) nimmt die THG-Einsparung je Efm mR mit höherer Produktivität ab; während sich im schwachen Produktivitätsbereich (z. B. von 5 Efm mR auf 6 Efm mR) noch ca. $1,5 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ einsparen lassen, liegt die Einsparung zwischen 30 und 31 Efm mR h^{-1} nur noch bei $0,05 \text{ kg Efm mR}^{-1}$
- Dies lässt sich dadurch erklären, dass sich die THG-Emissionen durch den Dieserverbrauch auf eine höhere Menge an Ernteholz verteilen, so dass die Effekte je Efm mR kleiner werden.

[A3.2] Vorliefern von Holz

Für das Vorliefern von Holz gelten grundsätzlich die gleichen Mechanismen wie für den Harvestereinsatz. Jedoch lassen sich vermutlich schwieriger THG-Einsparungen erzielen, da sich der Kraftstoffverbrauch generell auf einem geringeren Niveau befindet als beim Harvestereinsatz.

Substitution von fossilem Diesel durch Rapsölkraftstoff aus dezentraler Herstellung in Bayern in [A3] Ernte

Im Folgenden wird anhand des Prozesses [A3.1] Ernte von Rohholz mit einem Harvester dargestellt, inwiefern der Einsatz von Rapsölkraftstoff die THG-Emissionen der Bereitstellung von Rohholz vermindern kann. Betrachtet wurde Variante 2 aus Kapitel 8.2.5 für Fichte, Stammholz, intensive Bewirtschaftung, auf gutem Standort, bezogen auf eine Umtriebszeit. Grundlage der THG-Emissionen für den Rapsölkraftstoff bilden die Ergebnisse aus Kapitel 7.2.2.1. Die Produktivität beim Harvestereinsatz ($14,98 \text{ Efm mR}^{-1}$) sowie die Annahmen für den Harvester [V1] (Gewicht, Nutzungspotenzial) und für die Betriebsstoffe [V6] blieben dabei unverändert. Aufgrund unterschiedlicher Energiedichten ergibt sich jedoch im Vergleich zu fossilem Diesel ($0,752 \text{ kg Efm mR}^{-1}$) ein höherer Bedarf an Kraftstoff beim Einsatz von Rapsölkraftstoff um 5 % in Szenario 1 ($0,790 \text{ kg Efm mR}^{-1}$) bzw. um 10 % im konservativeren Szenario 2 ($0,827 \text{ kg Efm mR}^{-1}$).

Die THG-Emissionen für den Harvester [V1] sowie für Betriebsstoffe [V5] sind in allen Szenarien demzufolge gleich. Unterschiede finden sich in der Bereitstellung des Kraftstoffes [V4], die beim Rapsölkraftstoff um $0,66 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ (Szenario 1) bzw. $0,71 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ (Szenario 2) höher liegen als beim fossilen Diesel (Abbildung 144). Der Harvestereinsatz (Verbrennung Kraftstoff) hingegen verursacht beim Einsatz von Rapsölkraftstoff $2,34 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ weniger THG-Emissionen als die fossile Referenz.

Die THG-Emissionen beim Basisszenario betragen demnach insgesamt $3,00 \text{ kg Efm mR}^{-1}$. Die THG-Emissionen in Szenario 1 liegen mit $1,32 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ deutlich darunter. Der Einsatz von Rapsölkraftstoff würde somit für den Prozess der Ernte mit Harvester [A3.1] zu einer Einsparung von $1,69 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ führen. Dies entspricht einer THG-Minderung von 56 % bezogen auf den gesamten Prozess bzw. einer THG-Minderung von 61 % bei einer reinen Betrachtung der Bereitstellung des Kraftstoffes [V4] sowie der Maßnahme an sich [A3.1] (Verbrennung Kraftstoff) ohne Betriebsstoffe [V8] und Harvester [V1].

In Szenario 2 werden aufgrund des höheren Mehrverbrauchs von 10 % im Vergleich zum fossilen Diesel etwas höhere THG-Emissionen wie in Szenario 1 verursacht ($1,37 \text{ kg Efm}$

mR⁻¹) was zu THG-Einsparungen von insgesamt 1,64 kg Efm mR⁻¹ führt (54 % bezogen auf den gesamten Prozess [A3.1] bzw. 59 % THG-Minderung bezogen auf den Harvestereinsatz [A3.1] und der Bereitstellung des Kraftstoffs [V4]).

Bei Betrachtung der gesamten THG-Emissionen von Rohholz bis Waldstraße für Variante 2 von 9,67 kg Efm mR⁻¹ (siehe Kapitel 8.2.5) wird deutlich, dass selbst bei dieser sehr intensiv bewirtschafteten Variante die THG-Emissionen für Stammholz allein durch den Einsatz von Rapsölkraftstoff bei der Ernte mit Harvester auf 7,98 kg Efm mR⁻¹ bzw. um 17 % vermindert werden könnten (Szenario 1). Bei weniger intensiven Varianten (z. B. ohne Zaunbau oder maschineller Pflanzung) wären die anteiligen THG-Minderungspotenziale entsprechend höher.

Würde man auch den Forwardereinsatz mit Rapsölkraftstoff betreiben (hier nicht detailliert dargestellt, jedoch nach dem gleichen Prinzip berechnet), so könnten die THG-Emissionen von den oben erwähnten 9,67 kg Efm mR⁻¹ für die Basisvariante auf insgesamt 7,04 kg Efm mR⁻¹ bzw. um 27 % in Szenario 1 vermindert werden. Dabei läge die THG-Minderung durch den Forwardereinsatz bei 0,94 kg Efm mR⁻¹ bzw. bei 10 % bezogen auf die gesamten THG-Emissionen der Basisvariante.

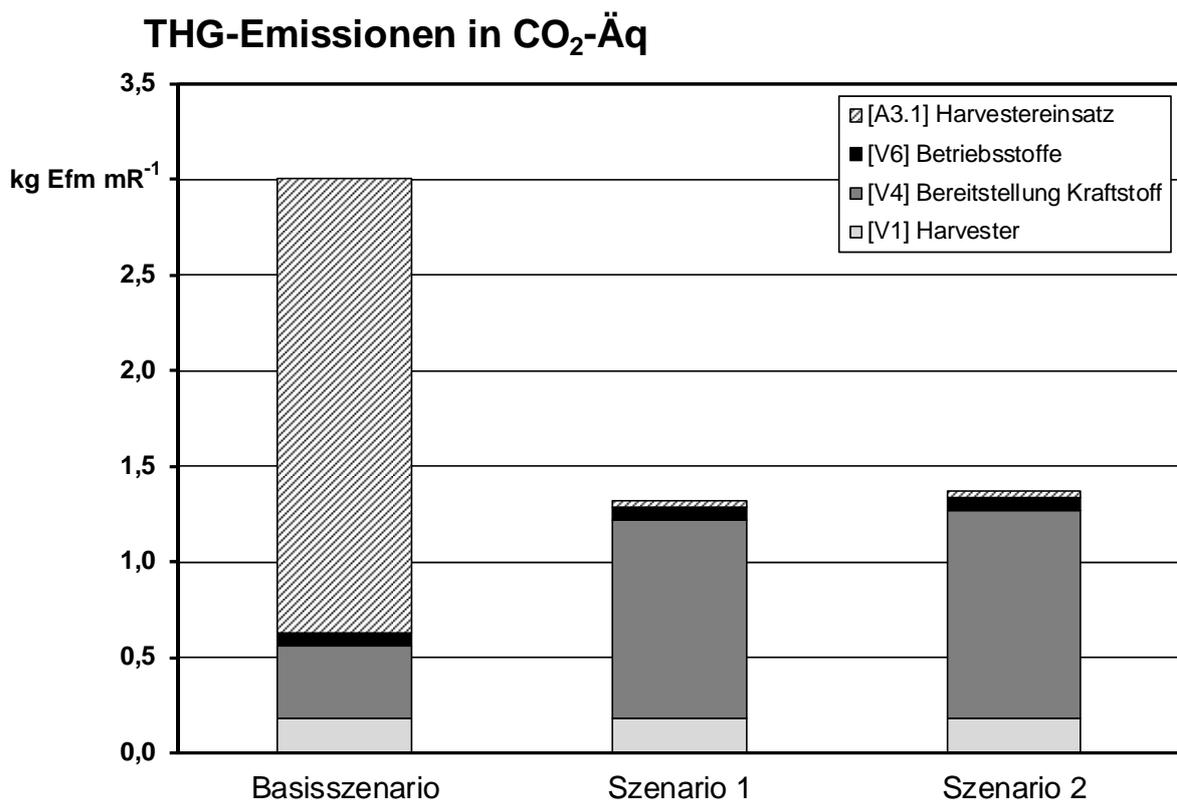


Abbildung 144: Vergleich der THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ beim Harvestereinsatz mit fossilem Diesel (Basisszenario) und Rapsölkraftstoff (Szenario 1 mit 5 % bzw. Szenario 2 mit 10 % Mehrverbrauch an Kraftstoff im Vergleich zu fossilem Diesel)

8.4.2 Sensitivitätsanalysen für die Ergebnisse zur ökonomischen Bewertung

(André Tiemann, Prof. Dr. Hubert Röder)

Zur Identifikation betriebswirtschaftlicher Stellschrauben für die Sensitivitätsanalyse erfolgt eine weitere Unterteilung der Kosten in die Kostenarten Materialkosten, Maschinensachkosten, Betriebsstoffkosten und Personalkosten anhand der ausgewählten Varianten zur Rohholzbereitstellung aus Kapitel 8.3.2.

Tabelle 117 zeigt den Anteil der definierten Kostenarten an den Gesamtkosten, unterteilt nach Prozess-Untergruppen und gesamt für die Rohholzbereitstellung frei Waldstraße.

Tabelle 117: Prozesskosten bis Waldstraße unterteilt in Material-, Maschinensach-, Betriebsstoff- und Personalkosten für ausgewählte Varianten zur Rohholzbereitstellung

Prozesskosten	Variante A		Variante B	
	€ Efm mR ⁻¹	%	€ Efm mR ⁻¹	%
[A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse				
Materialkosten	2,33	6	16,99	27
Maschinensachkosten	15,17	36	13,74	22
Betriebsstoffkosten	3,52	8	3,25	5
Personalkosten	21,25	50	28,70	46
[A1] Bestandesbegründung				
Materialkosten	1,00	55	14,30	78
Maschinensachkosten	0,00	0	0,00	0
Betriebsstoffkosten	0,00	0	0,00	0
Personalkosten	0,83	45	4,15	22
[A2] Bestandesführung				
Materialkosten	1,33	25	2,68	24
Maschinensachkosten	1,25	20	2,31	21
Betriebsstoffkosten	0,27	5	0,65	6
Personalkosten	2,63	50	5,53	50
[A3] Ernte				
Materialkosten	0,00	0	0,00	0
Maschinensachkosten	14,14	40	11,43	35
Betriebsstoffkosten	3,26	10	2,61	8
Personalkosten	17,79	51	19,02	58

Die Personalkosten zeigen sich als treibender Kostenfaktor. In nahezu jeder Prozess-Untergruppe sind die Kosten für Personal für ca. die Hälfte der Kosten verantwortlich.

Es folgen die Maschinensachkosten. Die größten Auswirkungen haben die Maschinensachkosten in Prozess-Untergruppe [A3] Ernte. Dort beträgt ihr Anteil zwischen 35 und 40 %. Der Anteil der Maschinensachkosten an der gesamten Rohholzbereitstellungskette beträgt in Variante A 36 %, in Variante B 22 %.

Der Anteil der Materialkosten an den Gesamtkosten muss differenzierter betrachtet werden. In der Prozess-Untergruppe [A2] Bestandesführung betragen die Materialkosten etwa ein Viertel der Gesamtkosten. In [A1] Bestandesbegründung sind die Materialkosten bei Variante A für über die Hälfte der Kosten verantwortlich, bei Variante B für fast 80 %. Dieser Einfluss relativiert sich allerdings bei Betrachtung ihres Anteils an der gesamten Rohholzbereitstellungskette. Hier betragen sie in Variante A nur noch 6 %, in Variante B 27 %. Die Ursachen für den drastischen Unterschied zwischen Variante A und B (Initialkosten, Amortisationsdauer, Investitionszeitraum) wurden bereits in Kapitel 8.3.2 beschrieben.

Einen verhältnismäßig geringen Einfluss auf die Gesamtkosten nehmen die Betriebsstoffkosten ein. Ihre Auswirkungen auf die Kosten der gesamten Rohholzbereitstellung betragen 5 bis 8 %. Den größten Einfluss auf die Gesamtkosten haben die Betriebsstoffkosten in Prozess-Untergruppe [A3] Ernte. Dort liegen sie zwischen 8 und 10 %.

Personalkosten

Aus Gründen der Harmonisierung zwischen Land- und Forstwirtschaft erfolgte in den vorausgegangenen Betrachtungen die Berechnung der Arbeiterledigungskosten bei Prozessen, die vom Waldbesitzer in Eigenregie durchgeführt wurden, zu Lohnkosten auf Landwirtschaftsniveau (vgl. Abbildung 145).

Aufgrund des hohen Anteils der Personalkosten an den Gesamtkosten reicht die Betrachtung eines einzelnen Lohnansatzes für Aussagen zur finanziellen Vorteilhaftigkeit bestimmter Bewirtschaftungsformen jedoch nicht aus. Am Beispiel der Ernte als Prozess mit den höchsten absoluten Lohnkosten wird dessen Einfluss daher im Folgenden genauer untersucht.

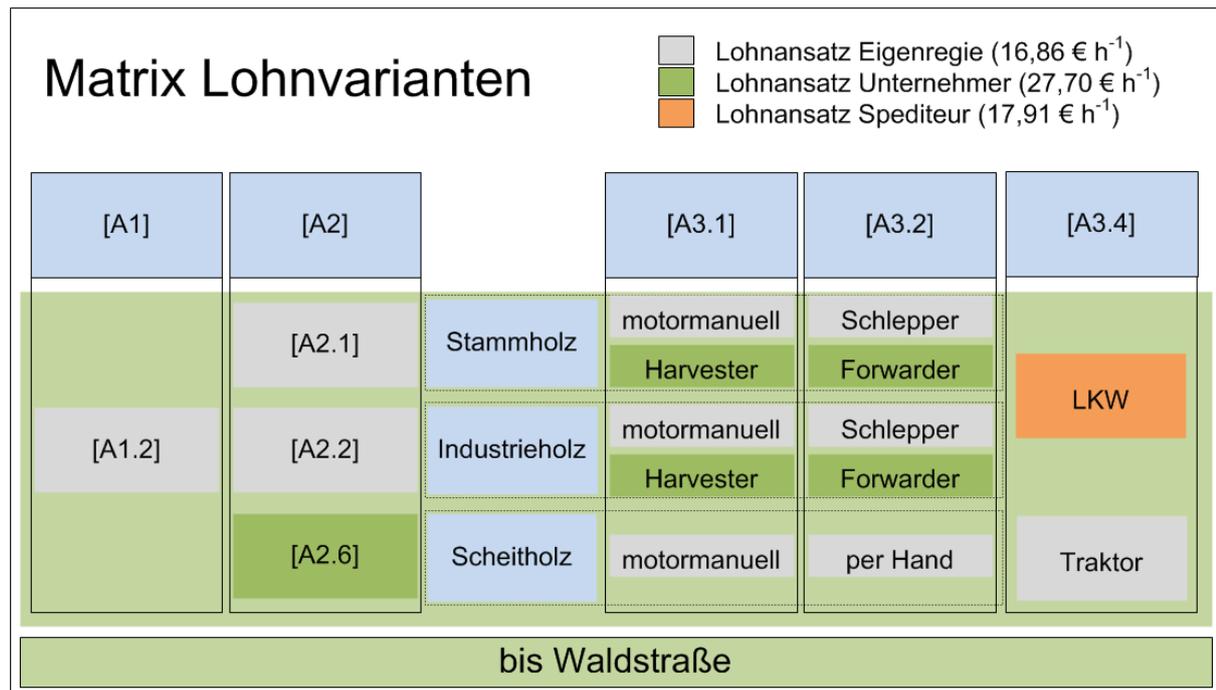


Abbildung 145: Matrix verschiedener Lohnansätze für die betriebswirtschaftliche Bewertung der forstlichen Rohstoffbereitstellung

Einfluss des Lohnkostenansatzes auf die Vorteilhaftigkeit verschiedener Mechanisierungsgrade

Aufgrund des gegensätzlichen Kostenverlaufes in Abhängigkeit vom Mechanisierungsgrad bei Fichte und Kiefer wird in Abbildung 146 der Einfluss des Lohnansatzes in € h⁻¹ auf die Kosten von [A3.1] Ernte Biomasse in € Efm mR⁻¹ dargestellt. Die Wertebereiche umfassen die Gesamtkosten der motormanuellen Holzernte von Stamm- und Industrieholz bei verschiedenen Annahmen für den Lohnansatz.

Das Minimum beträgt 12 € pro Maschinenarbeitsstunde (MAS) und symbolisiert dabei die Eigenleistung, bspw. eines Kleinstprivatwaldbesitzers. Das Maximum von 38 € pro Maschinenstunde steht stellvertretend für die Arbeitskraft eines Waldarbeiters, beispielsweise im Staatswald. Die ausgefüllten Markierungen kennzeichnen die Basisannahmen. Die Scheitholzernte wurde hier nicht berücksichtigt, da Scheitholz ausschließlich schwach mechanisiert bereitgestellt wird (vgl. 8.1.4). Es erfolgt eine separate Betrachtung im Anschluss.

Aus Abbildung 146 wird ein besonders starker Einfluss von Variationen im Lohnansatz auf die Holzerntekosten der Fichte deutlich. Wird die Höhe des Lohnansatzes um einen Euro variiert, steigen bzw. sinken die Gesamtholzerntekosten um 0,65 € Efm mR⁻¹ (Steigung: 0,6473x). Die Holzerntekosten der Kiefer werden geringer vom Lohnansatz beeinflusst. Eine Variation des Lohnansatzes um 1 € führt zu einer Veränderung der Gesamtholzerntekosten von 0,53 € Efm mR⁻¹ (Steigung: 0,5274x).

Mit Hilfe der Funktionen aus Abbildung 146 kann somit berechnet werden, bis zu welchem Lohnansatz die motormanuelle Holzernte im Vergleich zur mechanisierten Holzernte kostengünstiger ist.

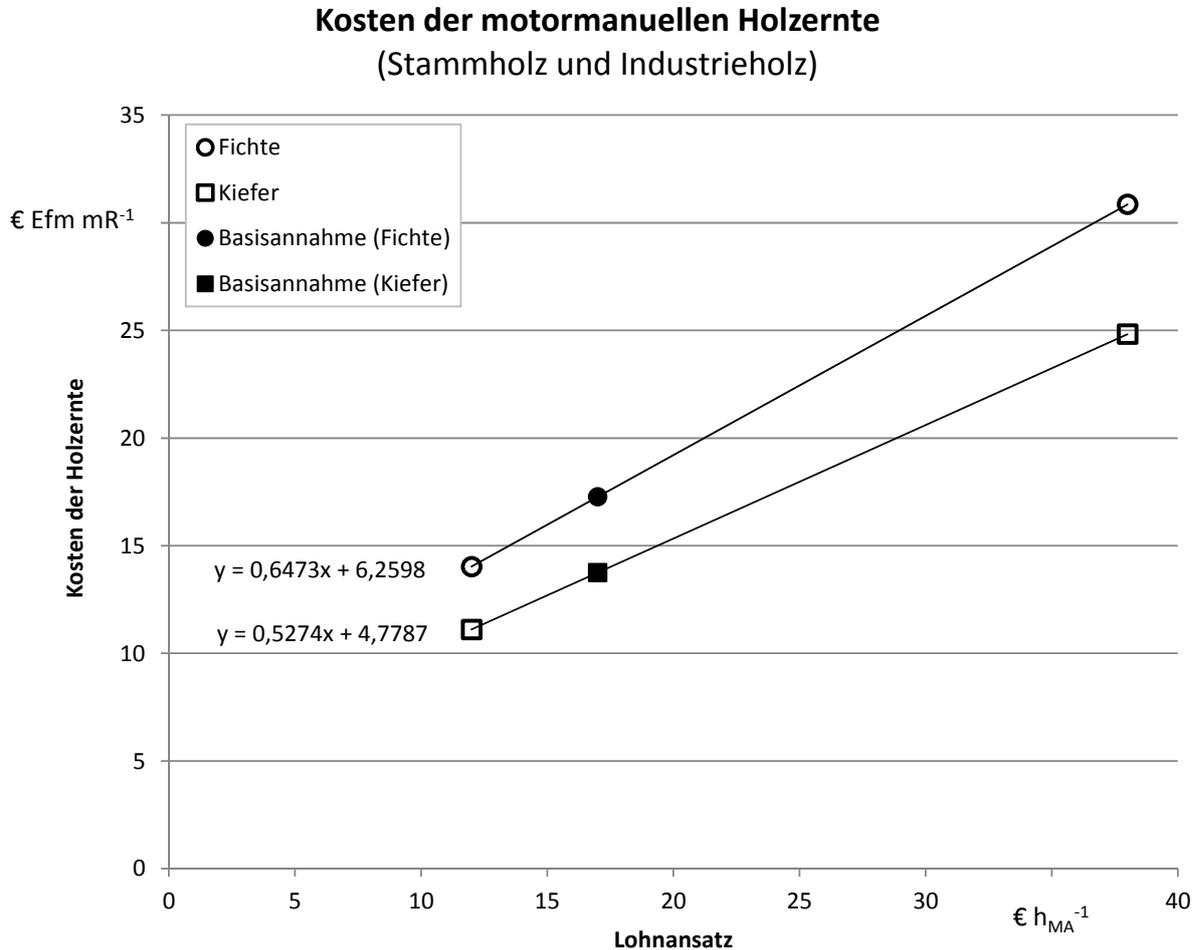


Abbildung 146: Die Kosten in € Efm mR⁻¹ der motormanuellen Holzernte (Stammholz und Industrieholz) von Fichte und Kiefer in Abhängigkeit des Lohnansatzes

Tabelle 118 zeigt den Grenzwert des Lohnansatzes in der motormanuellen Holzernte, ab dem bei Fichte und Kiefer die vollmechanisierte Holzernte als ökonomisch vorteilhafter zu bewerten ist.

Tabelle 118: Kosten der mechanisierten Holzernte und jeweiliger Grenzwert des Lohnansatzes, der in der motormanuellen Holzernte zu Kostengleichheit führt

Baumart	Holzerntekosten (mechanisiert)	Grenzwert Lohnansatz (motormanuell)
Fichte	17 € Efm mR ⁻¹	16 € h ⁻¹
Kiefer	18 € Efm mR ⁻¹	25 € h ⁻¹

Bei der Fichtenholzernte beträgt der Grenzwert, ab dem die vollmechanisierte Holzernte die ökonomisch günstigere Variante ist, 16 € h⁻¹ (Senkung um 0,9 € h⁻¹), da bereits bei der Basisvariante in der vollmechanisierten Holzernte geringere Holzerntekosten verursacht werden. Bei der Kiefer hingegen ist die mechanisierte Variante erst ab einem Lohnansatz von 25 € h⁻¹ (Erhöhung um 8 € h⁻¹) günstiger.

Die Unterschiede in den Grenzwerten entstehen aufgrund verschiedener Sortiments- und Stärkeklassenverteilungen. In Kapitel 8.1.4 wurden die Einflüsse des Sortiments und der Stärkeklassen auf die maschinelle Produktivität beschrieben.

Bei Fichte fallen 69 % der Holzerntemenge in das durchmesserstarke Stammholzsortiment bei der Kiefer sind es nur 54 %. Darüber hinaus sind die Stärkeklassen innerhalb des Sortiments unterschiedlich. Bei der Kiefer verfügt etwa 75 % der Holzmenge über einen Durchmesser von weniger als 30 cm, bei der Fichte hingegen besitzt fast die Hälfte der geernteten Bäume des Vorrats einen Durchmesser von mehr als 30 cm (vgl. 8.1.2).

Darüber hinaus wird bei der Fichte der Grenzwert früher erreicht, da einer verhältnismäßig geringen motormanuellen Produktivität eine verhältnismäßig hohe maschinelle Produktivität gegenübersteht, bei der Kiefer ist das Gegenteil der Fall (vgl. Kapitel 8.1.4).

Es wird deutlich, dass Aussagen über die finanzielle Vorteilhaftigkeit des Mechanisierungsgrades von den Annahmen des Lohnansatzes abhängen. Beim Lohnansatz auf Landwirtschaftsniveau ist die motormanuelle Kiefernholzernte die günstigere Variante. Bei einem Lohnansatz auf Waldarbeiterniveau hingegen würden die motormanuellen Holzerntekosten um 80 % auf knapp 25 € Efm mR⁻¹ steigen. In diesem Fall wäre die Holzernte mit Harvester um 7 € Efm mR⁻¹ günstiger.

Einfluss des Lohnansatzes auf die Scheitholzerntekosten

Aufgrund des hohen Anteils händischer Arbeitsschritte in der Scheitholzernte wird in Abbildung 147 der Einfluss des Lohnansatzes in € h⁻¹ auf die Holzerntekosten in € Efm mR⁻¹ am Beispiel der Fichte als kostenintensivste Scheitholzvariante dargestellt. Das Minimum beträgt 12 € pro Maschinenarbeitsstunde und symbolisiert dabei die Eigenleistung, bspw. eines Kleinstprivatwaldbesitzers. Das Maximum von 38 € pro Maschinenstunde steht stellvertretend für die Arbeitskraft eines Waldarbeiters, beispielsweise im Staatswald. Die ausgefüllte Markierung kennzeichnet die Basisannahme.

Kosten der Scheitholzernte

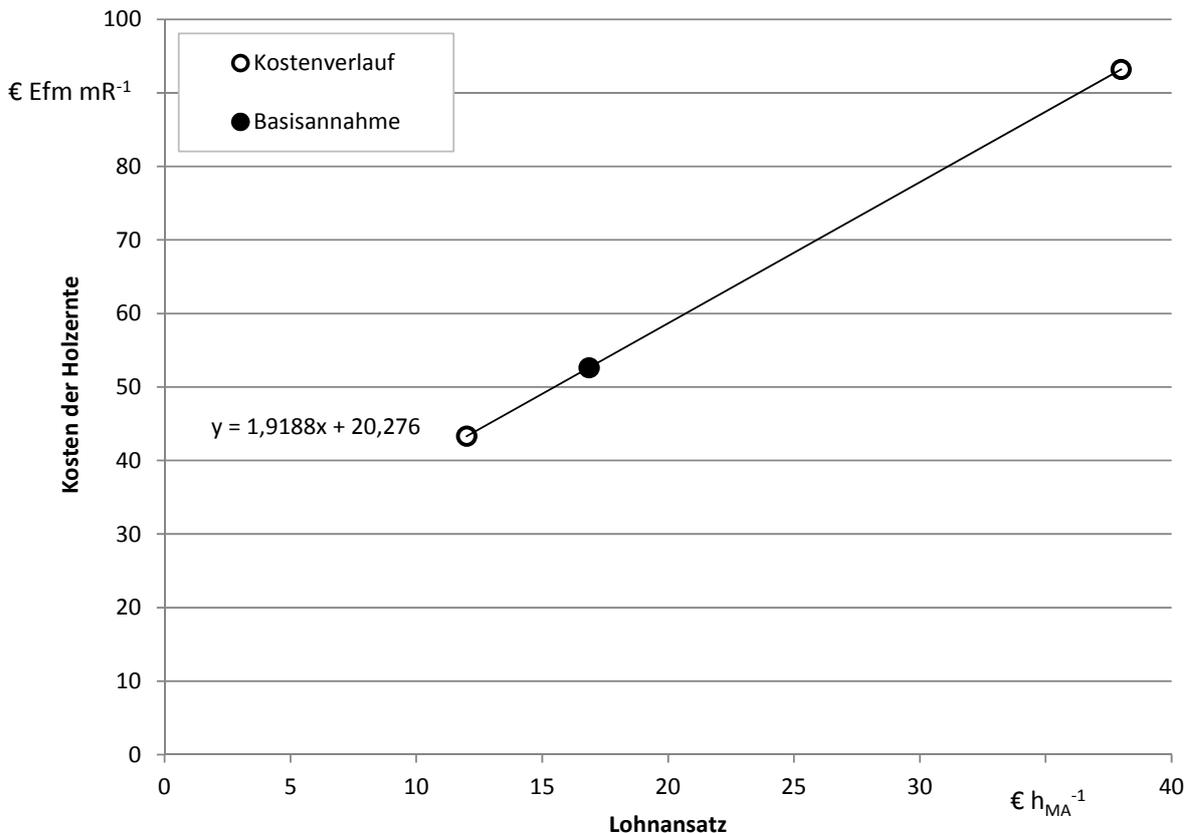


Abbildung 147: Die Kosten in € Efm mR⁻¹ der Fichtenscheitholzernte in Abhängigkeit des Lohnansatzes

Aus Abbildung 147 wird ein starker Einfluss des Lohnansatzes auf die Kosten der Scheitholzernte deutlich. Grund hierfür ist die verhältnismäßig geringe Produktivität der Fichtenscheitholzernte (vgl. 8.1.4). Jede Variation des Lohnansatzes um 1 € führt zu einer Veränderung der Holzerntekosten um 1,92 € Efm mR⁻¹ (Steigung: 1,9188x).

Vor allem im Hinblick auf die in der Praxis übliche Scheitholzbereitstellung durch Selbstwerber darf der Hebel über den Lohnansatz nicht vernachlässigt werden. Unter der Annahme eines Eigenlohnansatzes von 10 € h⁻¹ würden die Holzerntekosten um 25 % von 52 € Efm mR⁻¹ auf 39 € Efm mR⁻¹ sinken.

Holzernte mit Harvester

Die entscheidenden Einflussgrößen für die Kosten der Holzernte mittels Harvester sind die Produktivität und die Maschinenkosten. Es besteht ein Zusammenhang zwischen Anschaffungskosten, Leistungsklasse und Kraftstoffverbrauch. Die Maschinensachkosten sind in Abbildung 148 in Abhängigkeit von Kraftstoffverbrauch auf der Y-Achse und

Produktivität auf der X-Achse dargestellt. Die zu Grunde liegende Gleichung für diese Darstellung lautet:

$$\text{€ Efm mR}^{-1} = \frac{(x_2 * 0,98 + 11,594 * x_2 - 55,702 + 29,70)}{x_1} \quad (8.13)$$

Multiple Regression mit Zielvariable Kosten in € Efm mR⁻¹ in Abhängigkeit von x₁ (Produktivität in Efm mR h⁻¹) und x₂ (Dieselverbrauch in l h⁻²)

Die Begrenzung des Wertebereiches für die Sensitivitätsanalyse entspricht den Annahmen aus 8.4.1.

Das schwarze Kreissymbol in Abbildung 148 kennzeichnet die Holzerntekosten der Basisannahme mit 9,85 € Efm mR⁻¹ für die Fichtenstammholzernte (vgl. 8.1.4). Der Wertebereich umfasst Holzerntekosten von 2,41 € Efm mR⁻¹ im günstigsten Fall bis 56,37 € Efm mR⁻¹ im schlechtesten Fall. Das Rechteksymbol in Abbildung 148 beschreibt eine Verringerung der Maschinenleistung von 140 kW auf 100 kW und des Kraftstoffverbrauchs bei gleichbleibender Produktivität. Unter diesen Annahmen würden die Holzerntekosten um 1,16 € Efm mR⁻¹ (12 %) auf 8,69 € Efm mR⁻¹ sinken. Unter den Annahmen gleichbleibenden Dieselverbrauchs und gleichzeitiger Steigerung der Produktivität um 20 % würden die Holzerntekosten um 17 % (1,64 € Efm mR⁻¹) auf 8,21 € Efm mR⁻¹ sinken (Kreuzsymbol in Abbildung 148).

Unter Berücksichtigung der gleichen Annahmen für die Industrieholzernte und gleichbleibender Kosten der motormanuellen Scheitholzernte würde die Verringerung der Maschinenleistung von 140 kW auf 100 kW die Kosten für [A3.1] Ernte Biomasse um etwa 5 % auf 24 € Efm mR⁻¹ senken. Der Einfluss auf die Gesamterntekosten (Σ [A3.1]; [A3.2]) beträgt knapp 4 %. In einer extensiven Variante mit Naturverjüngung und ohne Zaunbau könnten die Rohholzbereitstellungskosten bis Waldstraße durch eingangs beschriebene Variation um von 52,55 € Efm mR⁻¹ auf 51,25 € Efm mR⁻¹ gesenkt werden. Das entspricht einer Kostenersparnis von 2,5 %.

Eine Produktivitätssteigerung um 20 % würde die Kosten für [A3.1] Ernte Biomasse um etwa 8 % auf 23,5 € Efm mR⁻¹ senken und die Gesamtkosten um 6 % auf 32 € Efm mR⁻¹. Für die Kosten der Rohholzbereitstellung bis Waldstraße bedeutet die Produktivitätssteigerung eine Kostenersparnis von 2 € Efm mR⁻¹ (4 %) im Vergleich zur Basisvariante.

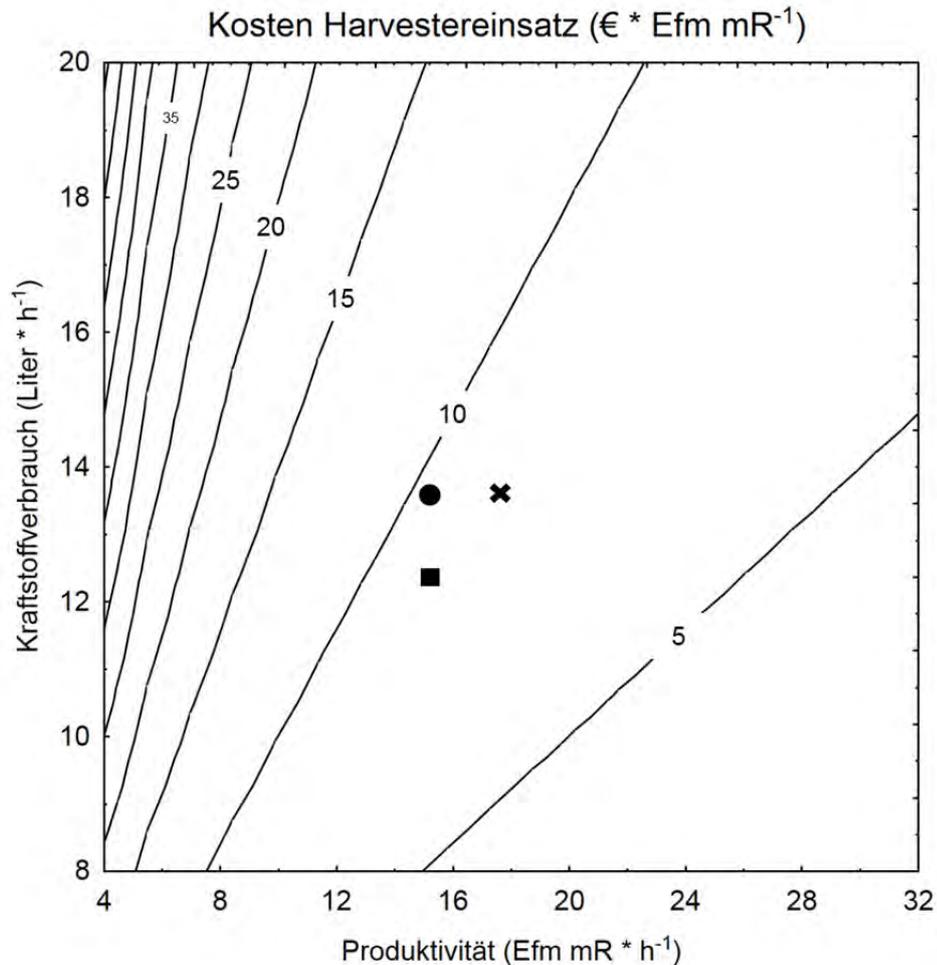


Abbildung 148: Realistischer Wertebereich für die Kosten in € Efm mR⁻¹ des Harvestereinsatzes inklusive Personalkosten; der Punkt stellt die Standardannahmen für die Modelle dar, das Kreuz eine Erhöhung der Produktivität um 20 %, das Quadrat eine Minderung des Kraftstoffverbrauchs um 10 %

8.5 Diskussion der Ergebnisse

8.5.1 Einordnung der Ergebnisse zur Ökobilanz in die Literatur

(Dr. Daniel Klein, Christoph Schulz)

Im Folgenden werden die in ExpResBio erarbeiteten Ergebnisse zu den THG-Emissionen für Rohholz im Kontext zu aktueller nationaler und internationaler Literatur diskutiert.

THG-Emissionen von Rohholz bis Waldstraße

Die für bayerische Verhältnisse ermittelten THG-Emissionen zur Bereitstellung von Rohholz bis Waldstraße schwanken je nach Annahmen beim Stammholz zwischen 6,2 kg und 16,5 kg, beim Industrieholz zwischen 10,6 kg und 36,0 kg und beim Scheitholz zwischen 5,0 und 15,1 kg Efm mR⁻¹. Für die bayerische Forstwirtschaft konnte ein baumarten- und sortimentsgewichteter mittlerer Wert von 8,8 kg Efm mR⁻¹ geschätzt werden.

Eine Literaturlauswertung von insgesamt 28 Quellen zeigt bei insgesamt 41 berücksichtigten Ergebnissen einen Mittelwert von 14,3 kg Efm mR⁻¹ bzw. einen Median von 13,0 kg Efm mR⁻¹ ([253]). Der für Bayern errechnete mittlere Wert liegt gut im Wertebereich der Literaturlauswertung und etwas unter den mittleren Werten aus der Literaturlauswertung (siehe Abbildung 149), obwohl in ExpRessBio im Vergleich zu einigen anderen Studien die Bereitstellung von Rohholz umfassender betrachtet wurde.

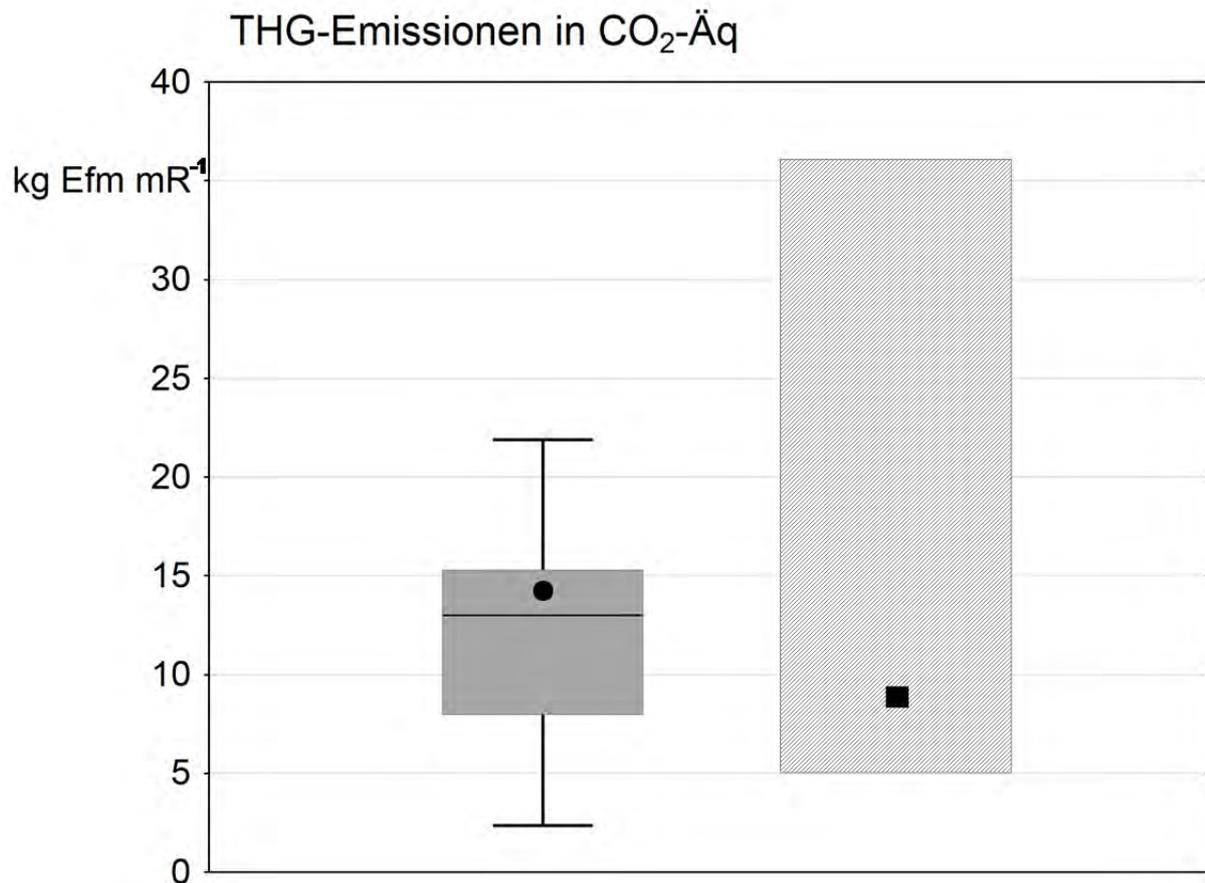


Abbildung 149: THG-Emissionen bis Waldstraße als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ aus ExpRessBio im Vergleich zur ausgewerteten Literatur (Punkt = Mittelwert, Linie = Median; die Box beschreibt das 25 % - 75 % Perzentil, der Whisker den Nicht-Ausreißer Bereich; Ausreißer und Extremwerte sind nicht dargestellt); (Balken rechts = errechneter Wertebereich über alle Sortimente und Varianten in ExpRessBio; Quadrat = nach Baumarten und Sortimenten gewichteter Wert für die bayerische Forstwirtschaft)

Die Gründe dafür können vielfältig sein (Grundannahmen zu Kraftstoffverbrauch, Produktivitätsraten, Verbrauch an Maschinen, Sortimente, Bewirtschaftungsintensität, berücksichtigte Prozesse etc.) und können hier nicht im Detail nachvollzogen werden. Dieser gewichtete Wert für Bayern liegt zudem im unteren Bereich des in ExpRessBio errechneten Wertebereichs, da das Sortiment Industrieholz, das den Wertebereich nach

oben hauptsächlich bedingt, mit einem Anteil von 8 %, eine geringere Rolle in den gesamten Holzeinschlagsmengen spielt.

Einen breiten Wertebereich der THG-Emissionen in Abhängigkeit von Baumart, Sortiment oder Bewirtschaftungsform zeigt auch eine Studie für portugiesische Kiefern- und Eukalyptuswälder ([118] mit 5 bis 45 kg Efm mR⁻¹ im Vergleich zu 5 bis 36 kg Efm mR⁻¹ aus ExpRessBio). Zudem trifft der ExpRessBio-Wertebereich die untere Grenze des Wertebereichs aus der Literaturstudie gut, geht jedoch aufgrund der relativ hohen Werte für das Industrieholz mit 36 kg Efm mR⁻¹ über die obere Grenze etwas hinaus (Abbildung 149). Auch wenn aufgrund der Unterschiede in der Methodik zwischen ExpRessBio und den einzelnen Studien (siehe [253]) diese nur bedingt vergleichbar sind, bleibt dennoch festzuhalten, dass sich grundsätzlich die eigens berechneten Ergebnisse in einem vergleichbaren Rahmen zu der ausgewerteten Literatur befinden.

Als bedeutendster Prozess innerhalb der Bereitstellungskette konnte je nach Variante aus Kapitel 8.2.5 die Ernte der Biomasse [A3.1] mit 27-38 % Anteil an den gesamten THG-Emissionen identifiziert werden. Der Prozess der Holzernte wurde bereits in anderen Studien als der Prozess mit den höchsten THG-Emissionen beschrieben, beispielsweise für norwegische ([298]) oder nordamerikanische Waldbestände ([374]). Dennoch wurde auch deutlich, dass Prozesse, die nicht direkt mit der Holzernte verbunden sind, eine wichtige Rolle spielen können und deswegen nicht vernachlässigt werden sollten. Hier zeigt sich der Bau und die Instandhaltung von Wegen [A2.6] als wichtigster Prozess mit einem Anteil von 24 bis 40 % je nach Variante. Diese Ergebnisse unterstreichen die Forderungen von HEINIMANN (2012) [203], Wegebaumaßnahmen zwingend in Ökobilanzen zu integrieren, da dieser Prozess ein wesentlicher Bestandteil des Bereitstellungssystems von Rohholz darstellt. Bestehende Literatur zeigt hier jedoch ein heterogenes Bild. In manchen Fällen ist der Einfluss auf die THG-Emissionen des Wegebaus gering (z. B. [408]), in anderen vergleichbar mit den Ergebnissen aus ExpRessBio (z. B. in [298] mit 2,0 kg Efm mR⁻¹). Vielfach wird dieser Prozess jedoch nicht berücksichtigt, wie die oben angesprochene Literaturstudie gezeigt hat ([253]).

Grundsätzlich konnte festgestellt werden, dass höhere Produktivitäten insbesondere beim Vorliefern höhere THG-Minderungseffekte erzeugen können als es durch Kraftstoffeinsparungen möglich ist, da der Spielraum bei der Produktivität größer ist als mögliche Einsparpotenziale beim Kraftstoffverbrauch. Dies zeigt ein Vergleich eines einfachen Forstschleppers mit einem Forwarder. Wie auch bei [117] für portugiesische Waldbestände beschrieben, benötigt der Forwarder zwar mehr Kraftstoff, ermöglicht jedoch höhere Produktivitäten, so dass dadurch der höhere Verbrauch deutlich kompensiert wird. So liegen beispielsweise bei Fichte Stammholz die THG-Emissionen beim Forstschlepper bei 2,32 kg und beim Forwarder bei 1,85 kg Efm mR⁻¹ (siehe Tabelle 108 und Tabelle 109). Bei der Holzernte und der Analyse von Harvester und Motorsäge zeigt sich dieser Effekt nicht, da sich zwar auch hier die Produktivitäten deutlich voneinander unterscheiden, jedoch der Kraftstoffeinsatz dieser zwei technisch sehr unterschiedlichen Ernteverfahren zu hoch ist. Somit verursacht, wie auch in [117] dargestellt (wenngleich in geringerem Ausmaß), der Harvestereinsatz deutlich höhere THG-Emissionen als die motormanuelle Holzernte, was besonders stark beim Laubholz zu erkennen ist.

Der Anteil der bayerischen Forstwirtschaft an den gesamten THG-Emissionen Bayerns ist mit 0,2 % relativ gering. Andere Studien wie z. B. für die Forstwirtschaft in Schweden zeigen mit 1 % höhere Anteile ([16]), wobei diese dennoch in der gleichen Größenordnung liegen. Entscheidend sind hier die Bedeutung der Forstwirtschaft in einem Land oder einer Region sowie die gesamten THG-Emissionen, die wiederum von Wirtschaft oder Einwohnerzahl abhängig sind. So gilt Schweden als forstwirtschaftlich geprägtes Land mit weitaus geringerer Bevölkerungsdichte, womit sich der etwas höhere Anteil erklären lässt.

Ein Vergleich mit Ökobilanzdaten für Rohholz, die aktuell in Deutschland zumeist herangezogen werden, gestaltet sich schwierig, da in gegebenen Ökobilanzen, beispielsweise für Bauprodukte aus Holz, für Prozessgruppe [A] Rohholzbereitstellung zumeist ein aggregierter Wert beschrieben ist, der oft auch die Kohlenstoffspeicherung vom Holzprodukt beinhaltet. So ist dann nicht klar erkenntlich, welche THG-Emissionen durch die eigentliche Bereitstellung von Rohholz entstehen (siehe z. B. <http://www.oekobaudat.de/>; verschiedene Umweltproduktdeklarationen für Bauprodukte aus Holz unter <http://www.holzundklima.de/>). Die Daten für die Rohholzbereitstellung basieren dabei auf einer Studie aus den 1990er Jahren von SCHWEINLE (siehe [365] in [349]), welche auch die Datenbasis für die forstlichen Prozesse in GaBi von *thinkstep* bildet. Umgerechnet auf einen Efm liegen die THG-Emissionen von [365] je nach Baumart für Stammholz zwischen 14,3 kg und 15,7 kg Efm mR⁻¹ und im Wertebereich aus ExpResBio mit 6,2 bis 16,5 kg Efm mR⁻¹. Jedoch zeigt der Vergleich mit einer typischen Bereitstellungskette (Fichte Stammholz auf gutem Standort, Variante 1 aus Kapitel 8.2.5) mit 7,1 kg Efm mR⁻¹ deutlich geringere Werte.

Auch finden sich für die Rohholzbereitstellung Datensätze in der Datenbank GEMIS (<http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php>). Diese basieren ebenfalls auf Daten aus den 1996 Jahren ([171]) bzw. gleichermaßen aus [365]. Leitet man daraus THG-Emissionen für einen Efm Rohholz (Fichte) ab, so liegen deren Werte bei ca. 10 kg Efm mR⁻¹. Es zeigt sich, dass für den Bereich der Bereitstellung von Rohholz in der Praxis auf aggregierte Daten aus den 1990er Jahren zurückgegriffen wird. Eigene Berechnungen, die mit ExpResBio vergleichbar sind, sind für Ökobilanzen spezifischer Holzprodukte für Bayern bzw. Deutschland in Bezug auf Prozessgruppe [A] Bereitstellung von Rohholz aktuell nicht bekannt.

THG-Emissionen von Rohholz bis Werk/Hof

Transportprozesse sind ein entscheidender Faktor für die THG-Emissionen bei der Bereitstellung von Rohholz. Diese sind beim Scheitholz aufgrund der üblicherweise kürzeren Distanzen geringer als beim Rundholz. Mittlere Annahmen für die bayerische Forstwirtschaft über eine Strecke von einfach 100 km beim Rundholz und 15 km beim Scheitholz führen zu einer Verdoppelung der THG-Emissionen von 8,8 kg bis Waldstraße auf 17,4 kg Efm mR⁻¹ bis Werk/Hof. Eine vergleichbare Bedeutung der Holztransporte wie in der vorliegenden Studie ist bereits in anderen Arbeiten beschrieben (u. a. bei [408]), wengleich die Anteile wie auch die absoluten THG-Emissionen je nach Annahmen (Holzsortiment, Transportdistanz, Auslastung, Kraftstoffverbrauch) durchaus weit

schwanken können. So stellen [305] für Waldrestholz aus irländischer Forstwirtschaft einen Anteil von 68-75 % der THG-Emissionen durch den Transport von Rohholz bei einer einfachen Distanz von 100 km und mit vergleichbaren absoluten THG-Emissionen fest. Andere Studien wiederum weisen für den Rohholztransport eine deutlich geringere Bedeutung aus im Vergleich zu den Ergebnissen aus ExpResBio (z. B. [428] für Waldrestholz aus englischer Forstwirtschaft). Dies ist jedoch einfach zu begründen, da insbesondere Transportdistanzen in der Praxis weit schwanken können und von einer lokalen Rohholzversorgung bis Langstreckentransporte alle Varianten möglich sind. Zudem hängen die relativen THG-Emissionen auch von den absoluten THG-Emissionen der Bereitstellung bis Waldstraße ab.

Eine Studie der THG-Emissionen durch Rundholztransporte in Deutschland zeigt mit $10,4 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ (berechnet auf Basis von [313]) bei einer Distanz von einfach 84 km ähnliche Ergebnisse wie die eigenen Berechnungen aus ExpResBio ($10,3 \text{ kg Efm mR}^{-1}$ für 100 km einfache Distanz).

8.5.2 Einordnung der Ergebnisse zur betriebswirtschaftlichen Bewertung in die Literatur

(André Tiemann, Prof. Dr. Hubert Röder)

Der Wertebereich für die Rohholzbereitstellungskosten schwankt je nach Baumart und Bewirtschaftungsform zwischen 40 € Efm mR^{-1} im Fall der vollmechanisierten Fichtenholzernte aus Naturverjüngung und 63 € Efm mR^{-1} bei der vollmechanisierten Kiefernholzernte aus künstlich begründeten Beständen mit Zaunbau. Die Rentabilität der Rohholzbereitstellung reicht von $-23 \text{ € Efm mR}^{-1}$ bei der schwach mechanisierten Eichenholzernte aus künstlich begründeten Beständen mit Zaunbau bis 19 € Efm mR^{-1} bei vollmechanisierter Fichtenholzernte aus Naturverjüngung.

Der Kapitalwert der natürlich verjüngten Buchenbestände beträgt im Durchschnitt der Varianten 3.070 € ha^{-1} . Eine ähnliche Größenordnung lässt sich auch in der Literatur wiederfinden. [187] weisen für modellierte Buchenmonokulturen einen Median von 2.783 € ha^{-1} aus. Das Ergebnis für die Baumart Fichte weicht ab. Einem Kapitalwert von 5.454 € ha^{-1} aus der Literatur steht ein kalkulierter mittlerer Kapitalwert von 12.300 € ha^{-1} gegenüber. Jedoch wird in [187] auch eine Bandbreite von -500 bis 8000 € ha^{-1} angegeben. Ein Grund für die Abweichung könnte darin zu finden sein, dass in ExpResBio von Fichtenbeständen auf geeigneten Standorten ausgegangen wird. Das Risiko vorzeitiger Nutzungen aufgrund Kalamitäten wird nicht berücksichtigt. Eine weitere Variable ist der Kapitalzinssatz. Dieser wurde in den vorliegenden Berechnungen mit $1,42 \%$ angesetzt. Würde der Zins geringer angesetzt würde dies die Ergebnisse der Fichte nach unten korrigieren.

Mit Blick auf die Eingangsgrößen finden sich weitgehende Übereinstimmungen in [1]. Je nach Stückmasse betragen Richtpreise für die mechanisierte Fichtenholzernte zwischen 19 und 32 € Efm mR^{-1} . Für die Kiefernholzernte betragen die Richtpreise zwischen 17 und 29 € Efm mR^{-1} , für die Laubholzernte 19 bis 34 € Efm mR^{-1} . Die im Rahmen dieses

Projekts kalkulierten Erntekosten befinden sich am oberen Ende dieser Richtpreise. Auffällig ist auch, dass für Kiefer geringere Preise veranschlagt werden. Bereits die Sensitivitätsanalysen haben den Einfluss der Personalkosten auf das Gesamtergebnis gezeigt. Da auch das Scheitholz Einfluss auf die Gesamtkosten der Holzernte nimmt, sind diese stark von den veranschlagten Personalkosten der Scheitholzernte beeinflusst. Würde zumindest ein Teil des Scheitholzes wie vorgeschlagen durch Selbstwerber bereitgestellt, würden die Holzerntekosten sinken. Da in der Kiefer ein höherer Scheitholzanteil als bei der Fichte modelliert wurde, hätte die Veränderung des Lohnansatzes auch Einfluss auf den Verlauf des Kostengefalles zugunsten der Kiefer. Ein weiterer Grund für die tendenziell zu hohen Holzerntekosten könnte die methodisch bedingte abschnittsweise Holzernte des Industrieholzes sein (vgl. 8.3.2.2). Die Höhe des Stammholzanteils bei der Kiefer reicht nicht aus um die hohen Erntekosten für die Industrieholzabschnitte zu kompensieren.

[116] weist Kosten für die maschinelle Holzernte von 22 € Efm mR⁻¹ aus. Mit durchschnittlich 17 € Efm mR⁻¹ für die Stammholzernte liegen die kalkulierten Kosten in einer vergleichbaren Größenordnung. Lediglich die Kosten für die Industrieholzernte weichen ab. Wie bereits in 8.3.2.2 vermutet, lässt die gewählte Methodik einen direkten Vergleich mit Kostensätzen aus der Praxis nicht zu. Vielmehr sind die kalkulierten Kosten als monetäre Bewertung der in der Ökobilanzierung ermittelten Treibhausgasemissionen zu verstehen.

8.5.3 Optimierung des Produktsystems

(André Tiemann, Dr. Daniel Klein, Christoph Schulz, Prof. Dr. Hubert Röder)

In den folgenden Abschnitten werden THG-Emissionen und Kosten bzw. Rentabilität für die Bereitstellung von Rohholz bis Waldstraße zusammenfassend dargestellt. So lassen sich kostengünstige Bereitstellungsvarianten bei gleichzeitig vergleichsweise geringen THG-Emissionen abbilden. Angegeben sind die mittleren Kosten und THG-Emissionen einer Variante (gewichtet über Sortimenten). Die Grundannahmen der einzelnen Varianten sind in Tabelle 119 dargestellt.

Tabelle 119: Grundannahmen der einzelnen Varianten für die Darstellung von THG-Emissionen und Bereitstellungskosten (guter Standort)

Variante	Baumart	Verjüngung	Zaun	Mechanisierung
Bms	Buche	manuelle Pflanzung	ja	schwach
Bmw	Buche	manuelle Pflanzung	ja	weitgehend
Bns	Buche	Naturverjüngung	nein	schwach
Bnw	Buche	Naturverjüngung	nein	weitgehend
Ems	Eiche	manuelle Pflanzung	ja	schwach
Emw	Eiche	manuelle Pflanzung	ja	weitgehend
Ens	Eiche	Naturverjüngung	nein	schwach
Enw	Eiche	Naturverjüngung	nein	weitgehend
Fms	Fichte	manuelle Pflanzung	ja	schwach
Fmw	Fichte	manuelle Pflanzung	ja	weitgehend
Fmv	Fichte	manuelle Pflanzung	ja	voll
Fns	Fichte	Naturverjüngung	nein	schwach
Fnw	Fichte	Naturverjüngung	nein	weitgehend
Fnv	Fichte	Naturverjüngung	nein	voll
Kms	Kiefer	manuelle Pflanzung	ja	schwach
Kmw	Kiefer	manuelle Pflanzung	ja	weitgehend
Kmv	Kiefer	manuelle Pflanzung	ja	voll
Kns	Kiefer	Naturverjüngung	nein	schwach
Knw	Kiefer	Naturverjüngung	nein	weitgehend
Knv	Kiefer	Naturverjüngung	nein	voll

Anmerkung: Prozesse, die nicht explizit dargestellt sind, bleiben in allen Varianten konstant
 schwach mechanisiert: Ernte mit Motorsäge Vorliefern mit Forstschlepper
 weitgehend mechanisiert: Ernte mit Harvester in der Durchforstung, Ernte mit Motorsäge in der Endnutzung, Vorliefern mit Forwarder
 voll mechanisiert: Ernte mit Harvester, Vorliefern mit Forwarder

THG-Emissionen und Kosten

Für das Kollektiv von 20 Varianten wurden ein mittlerer Wert für die Kosten in Höhe von 56 € Efm mR⁻¹ (vertikale gestrichelte Linie in Abbildung 150) sowie für die THG-Emissionen (in kg CO₂-Äq) in Höhe von 9,6 kg Efm mR⁻¹ (horizontale gestrichelte Linie) berechnet. So können die Ergebnisse auf Basis eines mittleren Wertes besser bewertet werden. Zwei Varianten für die Eiche weisen die höchsten Kosten bei vergleichsweise hohen THG-Emissionen auf (Emw und Ems). Die manuelle Pflanzung sowie die Errichtung des Zauns erhöhen sowohl die Kosten als auch die THG-Emissionen deutlich im Vergleich zur Variante mit Naturverjüngung und ohne Zaun (Ens).

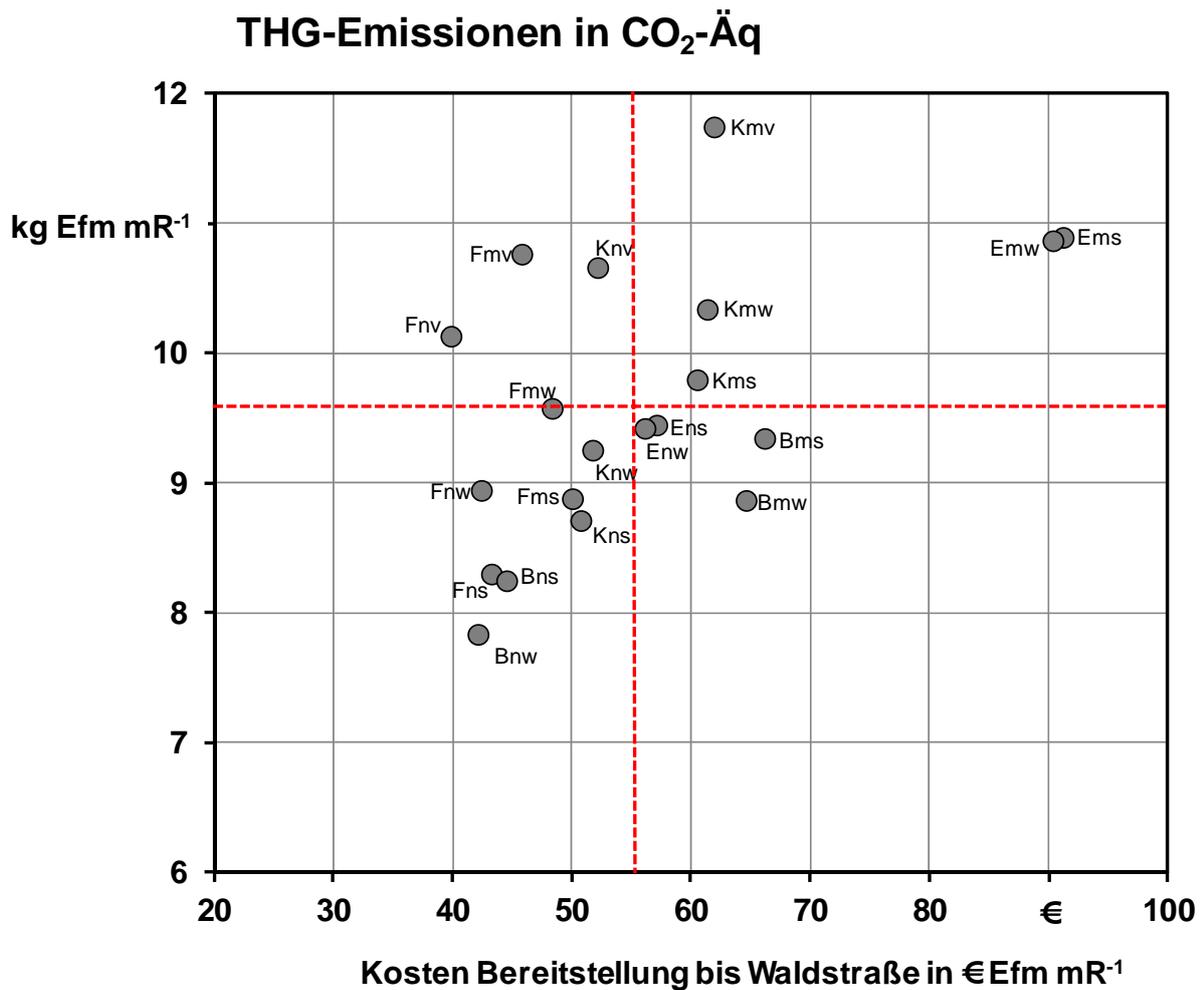


Abbildung 150: THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ und Kosten in € Efm mR⁻¹ für die Bereitstellung von Rohholz bis Waldstraße; die rote gestrichelte Linie stellt die jeweils mittleren Werte für das Kollektiv der 20 untersuchten Varianten dar

Im Gegensatz dazu zeigt die Buche mit Naturverjüngung und ohne Zaun bei einer weitgehenden Mechanisierung (Bnw) die günstigste Variante mit geringen Kosten und den geringsten THG-Emissionen, so dass diese Variante innerhalb des betrachteten Kollektivs als die optimale Variante identifiziert werden kann.

THG-Vermeidungskosten können an dieser Stelle lediglich beschrieben werden, indem Bereitstellungsketten innerhalb eines forstlichen Systems verglichen werden. So zeigt sich beispielsweise bei Buche weitgehend mechanisiert, dass bei Naturverjüngung und Verzicht eines Zaunes (Bnw) im Vergleich zur Variante mit manueller Pflanzung und Zaunbau (Bmw) ca. 1 kg Efm mR⁻¹ und gleichzeitig Kosten in Höhe von 21 € Efm mR⁻¹ eingespart werden können. THG-Emissionen und Bereitstellungskosten sind jedoch nicht immer gleichgerichtet. So können beispielsweise bei der Fichte durch den Einsatz einer Motorsäge in der Endnutzung (Fmw) anstelle eines Harvesters (Fmv) insgesamt 1,2 kg Efm mR⁻¹ eingespart werden. Diese würden jedoch Mehrkosten in Höhe von 3 € Efm

mR⁻¹ verursachen. Um eine Tonne CO₂-Äq durch die Substitution des Harvesters durch eine Motorsäge zu vermeiden, würden Mehrkosten in Höhe von 2.500 € und somit sehr hohe THG-Vermeidungskosten entstehen. Bei anderen Baumarten sind diese Tendenzen ähnlich, wenngleich in anderen Dimensionen, wie beispielsweise bei der Kiefer, die THG-Vermeidungskosten von ca. 360 € t⁻¹ bei einer Umstellung von voll mechanisiert auf weitgehend mechanisiert aufweist. Aufgrund der Sensitivität der Ergebnisse (kleine Änderungen in den Annahmen zu Kosten und THG-Emissionen können skaliert auf eine Tonne CO₂-Äq, die üblicherweise bei Carbon Credits herangezogen wird, enorme Effekte aufweisen) sind die hier dargestellten absoluten Werte sehr variabel. Dennoch kann festgestellt werden, dass die Vermeidung von THG-Emissionen, insbesondere durch die Verwendung einer Motorsäge anstelle eines Harvesters enorm hohe THG-Vermeidungskosten verursacht. Dies wäre wohl in der Praxis nicht umsetzbar, zieht man aktuelle Preise, beispielsweise auf Basis von freiwilligen Emissions-Kompensationsmärkten zwischen 0,4 € und 50 € t⁻¹ heran ([444]). Andere Maßnahmen, wie z. B. der Verzicht eines Zaunes - wo möglich - sowie Naturverjüngung anstelle einer Pflanzung vermeiden sowohl Kosten als auch THG-Emissionen.

Die Darstellung der Rentabilität im Verhältnis zu den THG-Emissionen zeichnet ein etwas anderes Bild.

THG-Emissionen und Rentabilität

Der mittlere Wert der Rentabilität für das oben beschriebene Kollektiv beträgt -0,16 € Efm mR⁻¹ (vertikale, gestrichelte Linie in Abbildung 151) und für die THG-Emissionen 9,6 kg CO₂-Äq Efm mR⁻¹ (horizontal, gestrichelte Linie). Bereits beim Vergleich von THG-Emissionen (in kg CO₂-Äq) und Kosten wurden zwei Varianten für Eiche mit einem ungünstigen Verhältnis zwischen Kosten und THG-Emissionen ermittelt. Diese Varianten (Emw und Ems) fallen auch beim Vergleich von THG-Emissionen mit der Rentabilität auf und besitzen die geringste Rentabilität bei vergleichsweise hohen THG-Emissionen. Im Gegensatz zu obigem Ergebnis wurde hier die Fichte aus Naturverjüngung und ohne Zaun bei schwacher Mechanisierung als optimale Variante mit einer hohen Rentabilität bei vergleichsweise niedrigen THG-Emissionen identifiziert.

Es wird also deutlich, dass die Betrachtung von Kosten allein nicht ausreicht, um die einzelnen Varianten zu beurteilen. Bei Betrachtung auf Kostenbasis waren Variante "Bnw" und "Fns" noch annähernd vergleichbar. Einer Einsparung von 0,42 kg Efm mR⁻¹ (5 %) standen Mehrkosten von lediglich 2,45 € Efm mR⁻¹ (~ 5,5 %) gegenüber. Unter Berücksichtigung der Verkaufserlöse wandelt sich die Präferenz jedoch zu Gunsten der Fichte. Hier steht einer Erhöhung der THG-Einsparung von 0,42 kg Efm mR⁻¹ (5 %) ein Rentabilitätsverlust von 10 € Efm mR⁻¹ (64 %) gegenüber. Bei der Vermeidung einer Tonne CO₂-Äq mittels der hier vorliegenden Buchenvariante, würde der Waldbesitzer auf Erlöse in Höhe von über 23.000 € verzichten.

Eine günstigere Optimierungsmöglichkeit bei der Buche wäre es, der schwach mechanisierten Variante "Bns" die weitgehend mechanisierte Variante "Bnw" vorzuziehen. Einer kaum merkbaren Veränderung der Rentabilität stände eine Einsparung von 0,47 kg Efm

mR^{-1} gegenüber. So könnten ohne eine Beeinflussung des wirtschaftlichen Erfolges 5 % THG-Emissionen eingespart werden.

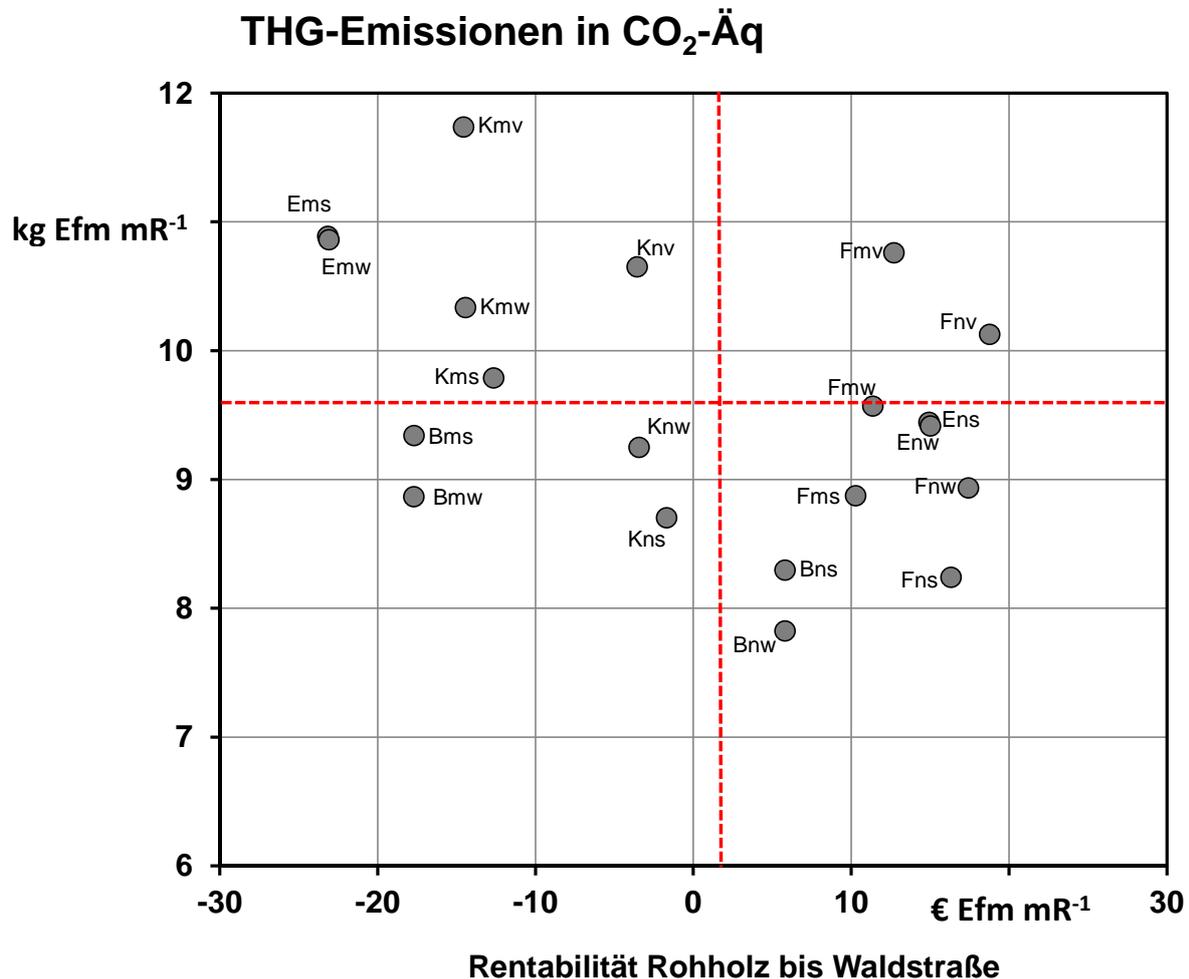


Abbildung 151: THG-Emissionen als CO₂-Äq in kg Efm mR⁻¹ und Rentabilität in € Efm mR⁻¹ für die Bereitstellung von Rohholz bis Waldstraße; die rote gestrichelte Linie stellt die jeweils mittleren Werte für das Kollektiv der 20 untersuchten Varianten dar

Bei der Fichte wäre ebenfalls eine Optimierung über den Mechanisierungsgrad möglich. Die weitgehend mechanisierte Fichtenvariante "Fnw" verursacht 8,93 kg Efm mR⁻¹ und erwirtschaftet eine Rentabilität von 17,4 € Efm mR⁻¹. Dem steht die Variante "Fns" mit 8,24 kg Efm mR⁻¹ und 16,3 € Efm mR⁻¹ gegenüber. Bei einer Einsparung von 0,7 kg Efm mR⁻¹ würde die Rentabilität lediglich um 1,1 € Efm mR⁻¹ sinken. Die Einsparung einer Tonne CO₂-Äq würde dem Waldbesitzer 1.500 € kosten.

Eine Optimierungsmöglichkeit auf Baumartenebene unter Beibehaltung der Bewirtschaftungsform wäre der Wechsel von der weitgehend mechanisierten Kiefernvariante "Kmw" zur weitgehend mechanisierten Fichtenvariante "Fmw". Dies hätte die Einsparung von

0,77 kg Efm mR⁻¹ bei gleichzeitiger Erhöhung der Rentabilität von 25,8 € Efm mR⁻¹ zur Folge. Auf Standorten, die einen solchen Baumartenwechsel zulassen, würde die Einsparung einer Tonne CO₂-Äq ohne Berücksichtigung etwaiger Umwandlungskosten Mehrerträge in Höhe von 33.500 € mit sich bringen.

Eingangs wurden besonders ungünstige Eichenvarianten auf Grundlage manueller Pflanzung und Zaunbau identifiziert. Unter der Annahme, Naturverjüngung ohne Zäunung realisieren zu können ist hier hohes Optimierungspotenzial vorhanden. Beim Vergleich der Varianten "Emw" und "Enw" ergibt sich eine Differenz in den THG-Emissionen von 1,45 kg Efm mR⁻¹ und 38 € Efm mR⁻¹. Bei einer Tonne vermiedener CO₂-Äq bedeutet dies Mehrerträge für den Waldbesitzer von 26.000 €.

Es zeigt sich, dass die Möglichkeiten zur Optimierung umfassend sind. Jedoch ist das Verhältnis absoluter THG-Minderung und Kostenaufwand zu berücksichtigen. Ein weiterer Faktor ist die Umsetzbarkeit. Vor allem bei Wechsel der Varianten in der Bestandesbegründung und -führung sowie der Bestockung sind standörtliche Restriktionen, beispielsweise aufgrund Wilddrucks zu berücksichtigen.

8.6 Zusammenfassung und Handlungsempfehlungen

(Dr. Daniel Klein, André Tiemann, Christoph Schulz, Prof. Dr. Hubert Röder)

Die Bereitstellung von Rohholz verursacht THG-Emissionen und ist also nicht völlig CO₂-neutral. Im Vergleich zum biogenen Kohlenstoff, der durch die Forstwirtschaft verfügbar gemacht wird sind diese THG-Emissionen jedoch sehr gering. Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse aus den Ökobilanzen sowie der ökonomischen Bewertung zur Bereitstellung von Rohholz zusammengefasst sowie einige Handlungsempfehlungen dargestellt, die sich aus den Ergebnissen ergeben:

- Maßnahmen bei der Waldbewirtschaftung, die nicht direkt mit der Holzernte zusammenhängen, wurden bisher oftmals unterschätzt bzw. nicht berücksichtigt. So spielt der Wegebau ([A2.6] Bau/Instandsetzung von Wegen) eine wichtige Rolle bei der Berechnung der THG-Emissionen von Rohholz und kann wie in den Beispielvarianten aus Kapitel 8.2.5 dargestellt bis zu 40 % der gesamten THG-Emissionen bis Waldstraße verursachen. Mit 1,33 kg Efm mR⁻¹ verursacht die Bereitstellung des Schotter die höchsten Mengen. Eine Verwendung von Kies anstelle von Schotter kann deutliche THG-Minderungen bewirken, da (bei Variante 1) so lediglich 0,20 kg Efm mR⁻¹ verursacht werden.

Schotter durch Kies ersetzen!

- Generell beziehen sich alle THG-Emissionen und Prozesskosten aus indirekten Prozessen auf die gesamte Wuchsleistung eines Bestandes über seine Umtriebszeit (z. B. [A1.2] Pflanzen, [A2.6] Wegebau/Instandsetzung). Höhere Produktivitätsleistungen von Beständen und somit höhere Gesamtwuchsleistungen führen somit neben ökonomischen Vorteilen auch zu geringeren THG-Emissionen, da die Aufwen-

dungen für Pflanzung, Pflege, Zaunbau, Wegebau etc. bezogen auf einen Efm mR geringer werden.

Möglichst hohe Gesamtwuchsleistung erzielen!

- Die wichtigsten Prozesse bis Waldstraße sind die eigentliche Holzernte [A3.1] bzw. das Vorliefern [A3.2]. Führt man die gesamte Ernte mit Harvester durch, so entstehen ca. 3,0 kg Efm mR⁻¹ (Variante 2). Würde man hingegen die Endnutzung mit einer Motorsäge durchführen, so könnte ca. 1 kg Efm mR⁻¹ eingespart werden (Variante 1). Generell mindert der Einsatz einer Motorsäge anstelle eines Harvesters je nach Baumart im Mittel über eine Umtriebszeit die THG-Emissionen um 1,6 kg bis zu 4,7 kg Efm mR⁻¹. Besonders beim Laubholz lassen sich hohe Einsparungen erzielen, da hier die Aufwendungen beim Harvestereinsatz relativ hoch und bei der motormanuellen Holzernte relativ gering sind.

Motorsäge anstelle eines Harvesters, besonders beim Laubholz, falls ökonomisch vertretbar!

- Die Wahl des ökonomisch optimalen Bewirtschaftungsverfahrens in der Holzernte ist stark von den jeweiligen Rahmenbedingungen abhängig. Die Beschaffenheit des zu bewirtschaftenden Bestandes und die eigene Personalausstattung sind von entscheidender Bedeutung. Vor allem in kleindimensionierten Kiefernbeständen sollten Vergleiche zu den Kosten motormanueller Holzernte aufgestellt werden, wenn es die Lohnstruktur des Personals zulässt. Die Berechnungen haben gezeigt, dass die motormanuelle Holzernte bis zu einem Lohnansatz von 25 € h⁻¹ die ökonomisch günstigere Variante ist.

Einzelfallabhängige Entscheidungen bezüglich der Wahl des Holzernteverfahrens!

- Der Einsatz eines Forwarders anstelle eines Forstschleppers zeigt sich als günstiger bezüglich THG-Emissionen und Kosten. Der höhere Kraftstoffverbrauch und die höheren Arbeiterledigungskosten pro Stunde werden durch eine effizientere Holzbringung deutlich kompensiert, so dass z. B. bei Fichte Stammholz durch den Einsatz eines Forwarders im Vergleich zum Forstschlepper ca. 20 % weniger THG-Emissionen und ca. 8 % geringere Kosten entstehen.

Effizienz bzw. hohe Produktivität vor Kraftstoffeinsparung beim Vorliefern von Holz priorisieren!

- Durch die Substitution von fossilem Diesel mit Rapsölkraftstoff könnten hohe Mengen an THG-Emissionen eingespart werden. Die Bereitstellung und der Verbrauch von Kraftstoff verursachen insbesondere bei einer voll mechanisierten Holzernte die höchsten THG-Emissionen in der forstlichen Produktion. So liegen in Variante 2 aus Kap. 7.2.5 die Anteile der THG-Emissionen durch die Ernte mit Harvester [A3.1] und dem Vorliefern mit Forwarder [A3.2] bei insgesamt 44 % bezogen auf die gesamten

THG-Emissionen bis Waldstraße (nur die Bereitstellung [V4] und der Verbrauch von fossilem Diesel).

Holzerntemaschinen, die mit Rapsölkraftstoff betrieben werden, fördern!

- Der Transport von Rohholz spielt insbesondere beim Rundholz eine bedeutende Rolle und hält bei einer für Bayern realistischen Transportdistanz von einfach 100 km (Gesamtstrecke 200 km) mit ca. 10,9 kg Efm mR⁻¹ (für Stammholz nach Baumarten gewichtetes Mittel für Bayern) ca. 60 % der gesamten THG-Emissionen bis Werk (siehe Kapitel 8.2.7). Je nach Annahmen für die Bereitstellung bis Waldstraße bzw. für den Transport selbst kann dieser Anteil schwanken, ist jedoch in den allermeisten Fällen von großer Bedeutung. Eine regionale Holzversorgung könnte die THG-Emissionen deutlich mindern, je km einfacher Distanz um durchschnittlich ca. 0,11 kg Efm mR⁻¹.

Regionale und lokale Holzversorgung anstelle von langen Transportwegen!

- Der Kraftstoffverbrauch von Holzerntemaschinen hängt u. a. von der Leistungsklasse der Maschine ab. Ein 100 kW Harvester würde, die gleiche Produktivität vorausgesetzt, im Vergleich zu einem 140 kW Harvester aufgrund des geringeren Kraftstoffverbrauchs 0,4 kg bzw. 14 % der THG-Emissionen bei der Ernte mit Harvester einsparen.

Die Maschinengröße der Holzerntemaschine an die Bestandesstruktur bzw. Dimension der Erntebäume anpassen!

- Die Maschinenwahl hat einen signifikanten Einfluss auf die Kosten der vollmechanisierten Rohholzbereitstellung. Die Wahl einer niedrigeren Leistungsklasse kann unter optimalen Voraussetzungen die Rohholzbereitstellungskosten bis Waldstraße um bis zu 2,5 % senken.

Angepasste Maschinenwahl!

- Pflanzmaßnahmen sind zwar nicht Hauptverursacher der THG-Emissionen bei der Bereitstellung von Rohholz. Dennoch lassen sich THG-Einsparungen als CO₂-Äq von bis zu 1,5 kg Efm mR⁻¹ (maschinelle Pflanzung) bzw. 1,0 kg Efm mR⁻¹ (manuelle Pflanzung) erzielen (Eiche, schlechter Standort, Vollpflanzung mit 6.500 Pflanzen), wenn Flächen natürlich verjüngt werden können. In der Variante Eiche, schwacher Standort sind das je nach Variante und Sortiment zwischen 4 und 12 %. Bei Fichte auf gutem Standort liegen die THG-Einsparpotenziale zwischen 1 und 4 %.

Flächen wo möglich natürlich verjüngen, besonders auf schwachen Standorten!

- Kosten für manuelle Pflanzung und den Kulturschutz mittels Zäunung beeinflussen die Rentabilität stark negativ. Im Fall der Baumarten Buche und Eiche führen diese Prozesse von einem positiven, wirtschaftlichen Erfolg zu einem deutlichen Defizit. Am

Beispiel der weitgehend mechanisierten Buchenholzbreitstellung sinkt die Rentabilität um -300 %.

Wenn möglich Naturverjüngung und Verzicht auf Zaunbau!

- Personalkosten haben einen starken Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit der Produktsysteme. Am Beispiel der Fichtenscheitholzernte wurde deutlich, dass die Scheitholzernte mittels Selbstwerbern die Holzerntekosten um ein Drittel senkt.

Möglichst hohen Anteil der Scheitholzbereitstellung über Selbstwerbung realisieren!

9 Holzverwendung

(Christian Wolf, André Tiemann, Fabian Bosch, Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke, Prof. Dr. Hubert Röder, Prof. Dr. Klaus Richter)

Die (öko)bilanzielle Darstellung bayerischer Holzverwendungen im Rahmen von ExpRessBio hat zum Ziel, konkrete Umweltauswirkungen und ökonomische Kennwerte spezifischer Biomasselinien anhand von regionalisierten Modellen zu analysieren. Diese Modelle wurden so entwickelt, dass über integrierte Parameter (z. B. Transportdistanzen, Wirkungsgrade, Wassergehalte, anpassbare Strommixe, Energie- und Stoffaufwendungen etc.) die Berechnung von Varianten möglich ist. Über bestimmte Regionalisierungsparameter (Lage, spezifische Input/Output-Daten) wird dabei ein Bezug zur tatsächlichen Holzverwendung in Bayern hergestellt. Mit Hilfe dieser Modelle ist die Berechnung aller tatsächlichen Holzverwendungen in Bayern möglich. Im Rahmen der Projektphase I von ExpRessBio wurden 10 Modelle der für Bayern wichtigsten Holzverwendungen ausgewählt und detailliert analysiert. Der Fokus lag dabei auf der energetischen Nutzung von Biomasse. Hinsichtlich Holz spielen für Bayern die Wärmeerzeugung in kleineren Anlagen aufgrund des Anteils dieser Anlagen von über 95 % der installierten Leistung in Bayern [237], sowie die kombinierte Strom- und Wärmeerzeugung in größeren Anlagen aufgrund der steigenden Bedeutung des Altholzes in der energetischen Verwertung [292] wichtige Rollen. Zudem ist die stoffliche Nutzung von Holz von so großer Bedeutung, dass für Bayern angepasste Modelle für Holz-Halbwaren bereits in dieser Projektphase in ExpRessBio integriert wurden. In Abbildung 152 sind für Bayern relevante Holzverwendungen insgesamt und die in ExpRessBio detaillierter analysierten grau hinterlegt dargestellt.

Als Inputströme (Rohstoffeinsatz) für diese Modelle gehen die Outputs der Rohholzbereitstellungsmodelle aus Kapitel 8 ein. Für die Nutzung von Waldholz kommen je nach Verwendung dabei Rundholz-, Industrieholz- oder Scheitholzmodelle zum Tragen. Für die energetische und stoffliche Nutzung können zudem auch Industrierestholz (z. B. aus der Sägeindustrie (Sägenebenprodukte)), oder Altholz zum Einsatz kommen (Abbildung 152).

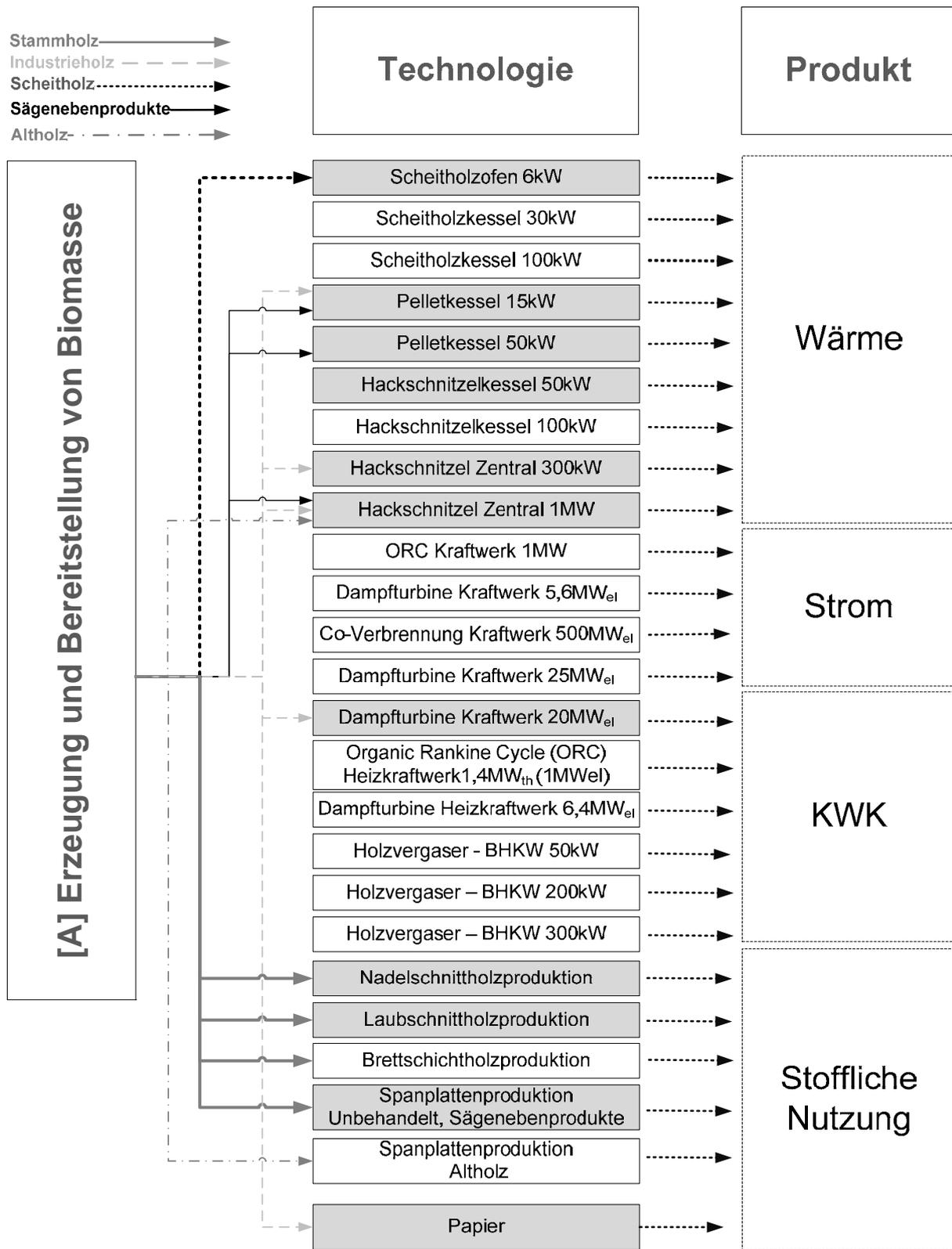


Abbildung 152: Stoffliche und energetische Holzverwendung, deren Inputs und analysierte Technologien (grau hinterlegt) in ExpResBio

9.1 Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung der energetischen Nutzung von Holz

(Christian Wolf, Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke, Prof. Dr. Klaus Richter)

Im folgenden Kapitel wird die methodische Vorgehensweise zur Bilanzierung folgender Holzenergieprodukte dargestellt:

- Bereitstellung von Wärme mit Hackschnitzeln, Scheitholz und Pellets
- Bereitstellung von Strom und Wärme über Kraft-Wärme Kopplung (KWK)

9.1.1 Zieldefinition

Ziel der Bilanzierung der Holzverwendung in Bayern ist die Darstellung von Umweltwirkungen und ökonomischen Kennwerten verschiedener Holzverwendungsformen. Hierbei werden die zwei Bereiche Wärme aus Holz und Kraft-Wärme Kopplung aus Holz betrachtet. Für jedes dieser Produkte stehen verschiedene Transformations- und Konversionspfade zur Verfügung. Deren Einfluss sowie der Einfluss methodischer Anpassungen sollen im Zuge der Arbeiten untersucht werden.

9.1.2 Untersuchungsrahmen und Systemgrenzen

Sämtliche Modelle der energetischen Holznutzung sind „gate to grave“ (vom Werkstor bis zur Bahre) modelliert. Zusammen mit den Outputs der Rohholzproduktion, welche „cradle to gate“ (von der Wiege bis zum Werkstor) modelliert sind, ergibt sich somit eine „cradle to grave“ Systemgrenze. Alle Modelle werden somit mit Input/Output-Daten der Rohholzbereitstellung, also aus der Projektgruppe Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse [A] aus Kapitel 8 erstellt. Des Weiteren sind die Lebenszyklusabschnitte (Prozessgruppen) Transformation [B], Konversion [C] und Abfallbewirtschaftung [E], sowie Transporte [T] und Vorleistungen [V] integriert. Effekte aus der Prozessgruppe Nutzung [D] sind in diesen Modellen nicht vorgesehen. Referenzsysteme zur Wärme- und Stromerzeugung wurden für die Prozessgruppe Effekte außerhalb der Systemgrenze [F] extra analysiert und dargestellt, um THG-Vermeidungsleistungen berechnen zu können (siehe auch Kapitel 9.3.2, [442]).

9.1.3 Bezugsgröße und funktionelle Einheit

Sämtliche Basismodelle der Bereitstellung von Wärme sind bezogen auf die funktionelle Einheit 1 MJ. Die Bereitstellung von Strom hat die funktionelle Einheit 1 MJ. Im kombinierten Fall der Bereitstellung von Strom und Wärme (KWK) werden die Anteile von Strom und Wärme anhand spezifischer Exergiefaktoren aufgeteilt. Diese richten sich, im Falle des Wärmeanteils nach der weiteren Verwendung der thermischen Energie. Da allgemeingültige Exergiefaktoren jedoch nicht sinnvoll, sondern systemspezifisch sind, gelten für jedes einzelne System sowie für jede Verwendungsart der thermischen Ener-

gie unterschiedliche Exergiefaktoren. Diese werden für jedes System gesondert in den Systemdarstellungen ausgewiesen.

9.1.4 Beschreibung der Produktsysteme

Holz wird sowohl zur Herstellung von Holzprodukten, als auch zur Bereitstellung von Energiedienstleistungen im Freistaat verwendet. Die große Vielfalt an Produkten birgt auch eine ebenso große Vielfalt an Produktsystemen und Modellierungsansätzen. Zur Analyse und Optimierung der wesentlichen Produktsysteme im Bereich der energetischen Nutzung in Bayern wurden folgende Produktsysteme untersucht:

- Wärmeerzeugung aus Hackschnitzel
- Wärmeerzeugung aus Scheitholz
- Wärmeerzeugung aus Pellets
- Kombinierte Strom- und Wärmeerzeugung in Holzheizkraftwerken (bis 20 MW elektrische Leistung)

Im Folgenden werden alle modellierten Prozesse sowie deren zu Grunde liegenden Annahmen und Variationen für die einzelnen forstlichen Bioenergieprodukte (Wärmeerzeugung aus Hackschnitzel, Scheitholz, Pellets, kombinierte Strom- und Wärmeerzeugung in Holzheizkraftwerken) genauer erläutert. Alle Prozesse der Vorleistungen [V] und der betrieblichen Logistik [L] wurden in den spezifischen Prozessen [A] - [T] integriert, da sie diesen direkt zugeordnet werden können. Genauere Angaben zu den Vorgaben für den Bereich [A] befinden sich in Kapitel 8.

9.1.4.1 Wärmeerzeugung aus Hackschnitzeln

[A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse

Als Basis dient hier ein modellhafter Fichten-Reinbestand, welcher durch Naturverjüngung etabliert wurde ([A1] Bestandesbegründung). Als Betrachtungszeitraum wurde die baumartenspezifische Umtriebszeit von 120 Jahren angesetzt. Die Bestandesführung ([A2]) erfolgt ohne Zaunbau und unter Einsatz gängiger Pflegemaßnahmen, wobei die Durchforstung unter Einsatz von Harvestern durchgeführt wird. Es wurden regelmäßige Wegepflege- und Wegeinstandsetzungsmaßnahmen angenommen. Die Ernte des Industrieholzes in [A3] erfolgt mengengewichtet über die gesamte Umtriebszeit motormanuell und per Harvester. Das Rücken wird mit Hilfe eines Forwarders maschinell durchgeführt.

[B] Transformation

Das Hacken findet direkt an der Waldstraße statt ([T1] entfällt somit) wobei zwei Hackervarianten betrachtet wurden (Lkw Hacker und Anbauhacker). Für beide Technologien müssen die eigentliche Maßnahme [B2.2], der Hacker [V1] sowie die Bereitstellung von Diesel [V4] und Betriebsstoffen [V8] berücksichtigt werden. Insbesondere der spezifische Dieserverbrauch, die Produktivität sowie die Verluste durch das Hacken sind wichtig. Des

Weiteren ist gegebenenfalls eine Trocknung von Hackschnitzeln zu berücksichtigen. Hier wurde angenommen, dass ein Teil der Hackschnitzel selbst zur Wärmeerzeugung für eine Trocknung verwendet wird. Die Basisannahmen für diese Prozessgruppe sind in Tabelle 120 zu finden.

Tabelle 120: Basisannahmen für das Hacken in [B2.2] mit Lkw Hacker und Anbauhacker

	Kenngroße	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
[B2.2] Zerkleinerung Anbauhacker (Fichte)				
	Verluste	1	%	[261]
[B2.2] Maßnahme	Produktivität je h	8,3	Efm	[213]
[V1] Hacker	techn. Nutzungspotenzial	10.000	h	[399]
[V4] Diesel	Verbrauch je h	9	Liter	[213]
[V8] Schmieröl	Menge je h	1,6	Liter	[399]
[B2.2] Zerkleinerung Lkw Hacker (Fichte)				
	Verluste	1	%	[261]
[B2.2] Maßnahme	Produktivität je h	14,46	Efm	Fichte [213], K1a (Ø 11-15 cm)
	Produktivität je h	3,03	Efm	Buche [213], K0a (Ø 1-5 cm)
[V1] Hacker	techn. Nutzungspotenzial	10.000	h	[399]
[V4] Diesel	Verbrauch je h	35	Liter	[213]
[V8] Schmieröl	Menge je h	1,6	Liter	[399]

[T2] Transport Zwischenprodukte

Der Transport der Hackschnitzel wird mit Hilfe eines Sattelschleppers (Gesamtgewicht 40 t; Nutzlast 27 t, Eigengewicht 13 t) durchgeführt. Die Auslastung wird mit 50 % veranschlagt. Es wurde davon ausgegangen, dass Langholzzüge voll beladen zum Werk fahren und anschließend leer zurück, und der Transport mit erntefrischem Holz erfolgt. Dabei wurde eine Holzfeuchte von 100 % (50 % Wassergehalt) veranschlagt. Die einfache Transportdistanz beträgt 100 km. Für die Raumdichte wurde für Fichte 379 kg Efm mR⁻¹ angenommen [442]. Bilanziert wurden ein Lkw [V1], die Bereitstellung von Diesel [V4] sowie die Maßnahme [T1] an sich. Die Basisannahmen für diese Prozessgruppe sind in Tabelle 121 zu finden.

Tabelle 121: Basisannahmen für den Transport von Hackschnitzeln zum Ort der Konversion [T2]

	Kenngroße	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[T2] Transport Zwischenprodukt (Hackschnitzel)				
[T2] Transport Sattelschlepper	Transportstrecke gesamt	200	km	eigene Annahmen
	Auslastung	50	%	[313]
	Wassergehalt Holz	50	%	eigene Annahmen
[V1] Sattelschlepper	Leergewicht	13.000	kg	[403]
	Nutzlast	27.000	kg	[313]
	techn. Nutzungspotenzial	540.000	km	[403]
[V4] Diesel	Verbrauch je 100 km	46	l	[313]

[C] Konversion

Das System Konversion [C] beginnt mit der Übernahme des Bioenergieträgers am Ort der Konversion. Es beinhaltet sämtliche Prozesse, die zur Umwandlung des Bioenergieträgers in Wärme [C2] oder Strom [C1] nötig sind, und endet mit der Bereitstellung von End- oder Nutzenergie. Für den Prozess Wärmeerzeugung [C2] wurde die thermische Verwertung der Hackschnitzel in Hackschnitzelheizungen unterschiedlicher Leistungsklassen modelliert, welche zwischen 50 kW und 1 MW liegen. Es wurden hierfür die eigentliche Verbrennung im Heizkessel [C2] sowie die Bereitstellung von Kessel [V1] und Hilfsenergie [V5] modelliert. Wichtige Kenngrößen bei der Bilanzierung von [C2] sind der Jahresnutzungsgrad der Anlage sowie der Wassergehalt des Brennstoffes, welcher in direktem Zusammenhang mit dessen unterem Heizwert steht. Die Basisannahmen für diese Prozessgruppe sind in Tabelle 122 zu finden.

Tabelle 122: Basisannahmen der Wärmeerzeugung [C2] in Hackschnitzelsystemen

	Kenngroße	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
[C2] Wärmeerzeugung (Hackschnitzelheizsysteme)				
[C2] Abbrand in 50 kW Anlage	Jahresnutzungsgrad	75	%	[395]
	Wassergehalt Brennstoff	20	%	eigene Annahme
	unterer Heizwert	14,5	MJ kg ⁻¹	Fichte [21]
	unterer Heizwert	13,9	MJ kg ⁻¹	Buche [21]
[V1] Heizungssystem	techn. Nutzungspotenzial	20	a	[399]
	Laufzeit	2.100	h a ⁻¹	[399]
[V5] Hilfsenergie	Gebläse und Brennstoffförderung	0,015	MJ MJ ⁻¹	je MJ zugeführtem Brennstoff (H _i)
[C2] Abbrand in 300 kW Anlage				
	Jahresnutzungsgrad	75	%	[395]
	Wassergehalt Brennstoff	20-50	%	eigene Annahme
	unterer Heizwert	14,5	MJ kg ⁻¹	Fichte w=20 % [21]
	unterer Heizwert	13,9	MJ kg ⁻¹	Buche w=20 % [21]
	unterer Heizwert	8,14	MJ kg ⁻¹	Fichte w=50 % [21]
[V1] Heizungssystem	techn. Nutzungspotenzial	20	a	[399]
	Laufzeit	2.100	h a ⁻¹	[399]
[V5] Hilfsenergie	Gebläse und Brennstoffförderung	0,015	MJ MJ ⁻¹	je MJ zugeführtem Brennstoff (H _i)
[C2] Abbrand in 1 MW Anlage				
	Jahresnutzungsgrad	75	%	[395]
	Anteil Hackschnitzel	74	%	[438]
	Anteil Sägenebenprodukte	22	%	[438]
	Anteil Altholz	4	%	[438]
	Wassergehalt Hackschnitzel	50	%	eigene Annahme
	Wassergehalt Sägenebenprodukte	20	%	eigene Annahme
	Wassergehalt Altholz	10	%	eigene Annahme
	H _i Hackschnitzel	8,14	MJ kg ⁻¹	Fichte [21]
	H _i Sägenebenprodukte	14,5	MJ kg ⁻¹	Fichte [21]
	H _i Altholz	16,5	MJ kg ⁻¹	Holzmix

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
[V1] Heizungssystem	techn. Nutzungspotenzial	20	a	[399]
	Laufzeit	2.100	h a ⁻¹	[399]
[V5] Hilfsenergie	Gebläse und Brennstoffförderung	0,015	MJ MJ ⁻¹	je MJ zugeführtem Brennstoff (H _i)

[E] Abfallbewirtschaftung

Für die Prozessgruppe [E] wurden eine 50 %ige Entsorgung der Asche in der Müllverbrennung [E3] sowie eine 50 %ige Nutzung der Holzasche auf landwirtschaftlichen Flächen angenommen [E2]. Laut Düngemittelverordnung dürfen Holzaschen nur unter Einhaltung bestimmter Grenzwerte als Düngemittel in den Verkehr gebracht werden. Da der Einfluss der Prozessgruppe [E] auf die gesamten THG-Emissionen als unbedeutend eingestuft werden kann (etwa nur 2-3 % der Gesamtmasse entfallen auf Asche), wurde diese Aufteilung in [E2] und [E3] integriert, um etwaige Effekte hinsichtlich der eutrophierenden Wirkung von Holzaschen zu untersuchen, sollten diese in der Zukunft stofflich genutzt werden. Die Basisannahmen für diese Prozessgruppe sind in Tabelle 123 zu finden.

Tabelle 123: Basisannahmen für die Prozessgruppe [E] Abfallbewirtschaftung

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
[E] Abfallbewirtschaftung	Aschegehalt	1 %		Bezug: trockene Holzmasse
[E2] stoffliche Verwertung	Anteil Asche zur Ausbringung	50 %		[125]
[E3] energetische Verwendung	Anteil Asche zur Kehrichtverbrennung	50 %		[125]

Bezeichnung Produktsystem: Wärmezerzeugung aus Hackschnitzeln		Reststoff- und Abfallbehandlung							
Rohstoffgewinnung		Anwendung							
Produktion		Ergänzende Informationen							
<p><input checked="" type="checkbox"/> [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse</p> <p>[A1] Bestandesbegründung <input type="checkbox"/> [A1.1] Bodenaufbereitung <input type="checkbox"/> [A1.2] Pflanzen/Aussaat <input type="checkbox"/> [A1.3] sonstige Flächenvorbereitung</p> <p>[A2] Bestandesführung <input type="checkbox"/> [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand <input type="checkbox"/> [A2.2] Zaubau <input type="checkbox"/> [A2.3] Düngung <input type="checkbox"/> [A2.4] Pflanzenschutz <input type="checkbox"/> [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen</p> <p>[A3] Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.1] Ernte Biomasse <input checked="" type="checkbox"/> [A3.2] Vorfahren zur Straße <input checked="" type="checkbox"/> [A3.3] Aufbereitungsarbeiten Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.4] Aufladen auf LKW/Traktor</p> <p>[A4] nicht-zuordenbar <input type="checkbox"/> [A4.1] C-Speicher <input type="checkbox"/> Fläche <input type="checkbox"/> [A4.2] N.O. <input type="checkbox"/> Feldmaschinen <input type="checkbox"/> [A4.3] andere <input type="checkbox"/> [A4.4] Unterbringung von Personal</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> [A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen</p>		<p><input checked="" type="checkbox"/> [B] Transformation</p> <p>[B1] Lagerung <input type="checkbox"/> [B1.1] Biomasselagerung <input type="checkbox"/> [B1.2] Pflanzenschutz <input type="checkbox"/> [B1.3] Erd- und Belüftung <input type="checkbox"/> [B1.4] Verpacken</p> <p>[B2] Vorbehandlung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.1] Reinigung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.2] Zerkleinerung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.3] Trocknung</p> <p>[B3] Umwandlung <input type="checkbox"/> [B3.1] chemische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.2] mechanische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.3] biologische Transformation</p>		<p><input checked="" type="checkbox"/> [C] Konversion</p> <p><input type="checkbox"/> [C-1] Stromerzeugung <input checked="" type="checkbox"/> [C-2] Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C-3] Kombinierte Strom und Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C-4] Bereitstellung Antriebsenergie (z. B. für Mobilität) <input type="checkbox"/> [C-5] Abgasreinigung</p>		<p><input checked="" type="checkbox"/> [D] Nutzung</p> <p><input type="checkbox"/> [D-1] C-Speicher Produkt <input type="checkbox"/> [D-2] Energiespeicherung</p>		<p><input checked="" type="checkbox"/> [E] Abfallbewirtschaftung</p> <p><input type="checkbox"/> [E-1] Vorbereitung zur Wiederverwendung <input checked="" type="checkbox"/> [E-2] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [E-3] energetische Verwertung <input checked="" type="checkbox"/> [E-4] Beseitigung</p>	
<p><input type="checkbox"/> [L] Betriebliche Logistik</p> <p><input type="checkbox"/> [L-1] außerbetrieblicher Transport <input type="checkbox"/> [L-2] innerbetrieblicher Transport</p>		<p><input checked="" type="checkbox"/> [T] Transporte</p> <p><input type="checkbox"/> [T-1] Transport Biomasse <input checked="" type="checkbox"/> [T-2] Transport Zwischenprodukte <input type="checkbox"/> [T-3] Transport Endprodukte <input type="checkbox"/> [T-4] Transport Koppelprodukte und Abfälle</p>		<p><input type="checkbox"/> [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze</p> <p><input type="checkbox"/> [F-1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F-2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F-3] Indirekte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F-4] Gutschriften für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte <input type="checkbox"/> [F-5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung</p>		<p><input type="checkbox"/> [G] Substitution von Produktem eines Referenzsystems</p> <p><input type="checkbox"/> [G-1] Referenzsystem Hauptprodukt</p>			
<p><input checked="" type="checkbox"/> [V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten <input checked="" type="checkbox"/> [V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen <input type="checkbox"/> [V7] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln</p>		<p><input type="checkbox"/> [M] Vorleistungen</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> [V2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur <input type="checkbox"/> [V3] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut <input type="checkbox"/> [V5] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien <input type="checkbox"/> [V6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern <input type="checkbox"/> [V8] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien</p>		<p>Geographische Repräsentativität: Bayern</p> <p>Zeitliche Repräsentativität: 2016</p> <p>Anmerkungen: [C] in 50KW/300KW/1MW Anlagen. Besondere Module in MW Anlagen: Ökonomische Allokation der Belastungen aus dem Sägespänesauf dem Brennstoff Sägenebenprodukte. Altholz ohne Vorlasten</p>					

Abbildung 153: Systemdarstellung für die Modelle der Wärmeerzeugung aus Hackschnitzeln

9.1.4.2 Wärmeezeugung aus Pellets

[A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse

Pellets werden überwiegend aus Koppelprodukten der Nadelschnittholzproduktion produziert. Diese Sägenebenprodukte basieren auf der Produktion von Stammholz in einem modellhaften Fichten-Reinbestand, welcher durch Naturverjüngung etabliert wurde ([A1] Bestandesbegründung). Als Betrachtungszeitraum wurde die baumartenspezifische Umtriebszeit von 120 Jahren angesetzt. Die Bestandesführung ([A2]) erfolgt ohne Zaunbau und unter Einsatz gängiger Pflegemaßnahmen, wobei die Durchforstung unter Einsatz von Harvestern durchgeführt wird. Es wurden regelmäßige Wegepflege- und Wegeinstandsetzungsmaßnahmen angenommen. Die Ernte des Industrieholzes in [A3] wird mormanuell, das Rücken mit Hilfe eines Forwarders maschinell durchgeführt. Das Aufladen von Rundholz findet per Kran auf den Langholzzug statt. Aufwendungen im Zusammenhang mit der Bereitstellung von Sägenebenprodukten im Sägewerk ([A5]) basieren auf dem Modell zur Produktion von frischem Nadelschnittholz (siehe Kapitel 9.2.4) und wurden auf Basis der Marktpreise von Haupt- und Koppelprodukt (Schnittholz: 95,8 %; Sägemehl: 4,2 %) alloziert.

[T1] Transport Biomasse sowie [T2] Transport Zwischenprodukt

Der Transport des Rundholzes zum Sägewerk wird mit Hilfe eines Langholzzuges (Gesamtgewicht 40 t; Nutzlast 22 t, Eigengewicht 18 t) durchgeführt. Die Auslastung wurde mit 50 % veranschlagt, davon ausgehend, dass Langholzzüge voll beladen zum Werk fahren und anschließend leer zurück. Es wurde ein Transport des erntefrischen Holzes angenommen und eine Holzfeuchte von 100 % (50 % Wassergehalt) veranschlagt. Die einfache Transportdistanz beträgt 100 km. Für die Raumdichte wurde für Fichte 379 kg Efm mR⁻¹ angenommen [195]. Bilanziert wurden ein Lkw [V1], die Bereitstellung von Diesel [V4] sowie die Maßnahme [T1] an sich. Anschließend erfolgt der Transport der Sägenebenprodukte zur Produktionsanlage der Pellets [T2] (analog zu [T1]). Die Basisannahmen für diese Prozessgruppe sind in Tabelle 124 zu finden.

Tabelle 124: Basisannahmen für den Transport von Stammholz zum Sägewerk [T1] sowie den Transport der Sägenebenprodukte zum Pelletwerk

	Kenngroße	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[T1] Transport Biomasse (Stammholz)				
[T1] Transport Langholz- holzzug	Transportstrecke gesamt	200	km	eigene Annahmen
	Auslastung	50	%	[313]
	Wassergehalt Holz	50	%	eigene Annahmen
[V1] Langholzzug	Leergewicht	18.000	kg	[403]
	Nutzlast	22.000	kg	[313]
	techn. Nutzungspotenzial	540.000	km	[403]
[V4] Diesel	Verbrauch je 100 km	46	l	[313]
[T2] Transport Zwischenprodukte (Sägenebenprodukte)				
[T1] Transport Sattelschlepper	Transportstrecke gesamt	200	km	eigene Annahmen
	Auslastung	50	%	[313]
	Wassergehalt Holz	50	%	eigene Annahmen
[V1] Sattelschlepper	Leergewicht	13.000	kg	[403]
	Nutzlast	27.000	kg	[313]
	techn. Nutzungspotenzial	540.000	km	[403]
[V4] Diesel	Verbrauch je 100 km	46	l	[313]

[B] Transformation

Die Transformation der Sägenebenprodukte zum gebrauchsfertigen Bioenergieprodukt, dem Holzpellet, erfolgt in zwei Stufen. Zunächst müssen die nassen Sägenebenprodukte (Größtenteils Sägemehl) auf einen Wassergehalt von $w=10\%$ getrocknet werden. Dies erfolgt unter Einsatz von Holzbrennstoffen. Bilanziert wurde der Bedarf an Holzbrennstoffen zur Bereitstellung der Trocknungswärme, die Trockeninfrastruktur [V2] sowie die benötigte Hilfsenergie in Form von Strom zum Betrieb der Gebläse [V5]. Im Anschluss erfolgt die Pelletierung des Sägemehls zum fertigen Holzpellet, wobei die Produktionsschritte Zerkleinern, Fördern, Beschicken, Vorwärmen, Pressen und Kühlen durchlaufen werden müssen. Bilanziert wurden der Bedarf an Hilfsenergie sowie der Verschleiß der Pelletmühle [V2]. Die Basisannahmen für diese Prozessgruppe sind in Tabelle 125 zu finden.

Tabelle 125: Basisannahmen für die Transformation der Sägenebenprodukte zum Holzpellet durch Trocknung [B2.3] und Pelletierung [B3.2]

	Kenngroße	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[B2.3] Trocknung				
[V4] Energieträger zur Bereitstellung der Trocknungswärme	Spezifische Verdampfungsenthalpie des Wassers	2,44	MJ kg ⁻¹	[244]; je kg zu verdampfendes Wasser, Holzbrennstoff
	Ausgangswassergehalt Sägemehl	50	%	eigene Annahme
	Ziel Wassergehalt Sägemehl	10	%	eigene Annahme
[V5] Gebläsebetrieb	Bedarf an elektrischem Strom	90	MJ m ⁻³	[399]
[V2] Trockenkammer	techn. Nutzungspotenzial	50	a	[399]
	Laufzeit	7.000	h a ⁻¹	[399]
	Fassungsvermögen	30	m ³	[399]
[B3.2] Pelletierung				
	Verluste	5	%	[202]
[V5] Hilfsenergie	Strombedarf für Zerkleinern, Fördern, Beschicken, Vorwärmung Pressen und Kühlen	3	MJ MJ ⁻¹	[202] Bedarf je MJ Energiegehalt der Pellets (H _i)
[V2] Pelletmühle	techn. Nutzungspotenzial	50	a	[399]
	Produktivität	1.250	kg h ⁻¹	[399]

[C] Konversion

Das System Konversion [C] beginnt mit der Übernahme des Bioenergieträgers am Ort der Konversion. Es beinhaltet sämtliche Prozesse, die zur Umwandlung des Bioenergieträgers in Wärme [C2] nötig sind, und endet mit der Bereitstellung von End- oder Nutzenergie. Für den Prozess [C2] Wärmeerzeugung wird die thermische Verwertung der Pellets in zwei verschiedenen Leistungsklassen, 15 kW und 50 kW, modelliert. Es wurde hierfür die eigentliche Verbrennung im Heizkessel [C2], sowie die Bereitstellung von Kessel [V1] und Hilfsenergie [V5] modelliert. Wichtige Kenngrößen bei der Bilanzierung von [C2] sind der Jahresnutzungsgrad der Anlage sowie der Wassergehalt des Brennstoffes, welcher in direktem Zusammenhang mit dessen unterem Heizwert steht. Die Basisannahmen für diese Prozessgruppe sind in Tabelle 126 zu finden.

Tabelle 126: Basisannahmen der Wärmeerzeugung [C2] in Pellet-Heizsystemen

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
[C2] Wärmeerzeugung (Pellet-Heizsysteme)				
[C2] Abbrand in 15 kW Anlage	Jahresnutzungsgrad	78	%	[395]
	Wassergehalt Brennstoff unterer Heizwert	10	%	eigene Annahme Fichte [21]
		16,5	MJ kg ⁻¹	
[V1] Heizungssystem	techn. Nutzungspotenzial	20	a	[399]
	Laufzeit	2.100	h a ⁻¹	[399]
[V5] Hilfsenergie	Gebläse und Brennstoffförderung	0,015	MJ MJ ⁻¹	je MJ zugeführtem Brennstoff (unterer Heizwert)
[C2] Abbrand in 50 kW Anlage				
	Jahresnutzungsgrad	78	%	[395]
	Wassergehalt Brennstoff unterer Heizwert	10	%	eigene Annahme Fichte [21]
		16,5	MJ kg ⁻¹	
	unterer Heizwert	8,14	MJ kg ⁻¹	Fichte w=50 % [21]
[V1] Heizungssystem	techn. Nutzungspotenzial	20	a	[399]
	Laufzeit	2.100	h a ⁻¹	[399]
[V5] Hilfsenergie	Gebläse und Brennstoffförderung	0,015	MJ MJ ⁻¹	je MJ zugeführtem Brennstoff (H _i)

[E] Abfallbewirtschaftung

Für die Prozessgruppe [E] wurden eine 50 %ige Entsorgung der Asche in der Müllverbrennung [E3] sowie eine 50 %ige Nutzung der Holzasche auf landwirtschaftlichen Flächen angenommen [E2]. Die Basisannahmen für diese Prozessgruppe sind in Tabelle 127 zu finden.

Tabelle 127: Basisannahmen für die Prozessgruppe [E] Abfallbewirtschaftung

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
[E] Abfallbewirtschaftung				
	Aschegehalt	1	%	Bezug: trockene Holzmasse
[E2] stoffliche Verwertung	Anteil Asche zur Ausbringung	50	%	[125]
[E4] energetische Verwertung	Anteil Asche zur Kehrlichtverbrennung	50	%	[125]

Bezeichnung Produktsystem: Wärmeerzeugung aus Pellets			
Rohstoffgewinnung	Produktion	Anwendung	Reststoff- und Abfallbehandlung
<p><input checked="" type="checkbox"/> [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse</p> <p>[A1] Bestandesbegründung <input type="checkbox"/> [A1.1] Bodenaufbereitung <input type="checkbox"/> [A1.2] Pflanzgut/Aussaat <input type="checkbox"/> [A1.3] sonstige Flächenvorbereitung</p> <p>[A2] Bestandesführung <input type="checkbox"/> [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand <input type="checkbox"/> [A2.2] Zaubau <input type="checkbox"/> [A2.3] Düngung <input type="checkbox"/> [A2.4] Kalkung <input type="checkbox"/> [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen</p> <p>[A3] Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.1] Ernte Biomasse <input type="checkbox"/> [A3.2] Vorliefern zur Straße <input checked="" type="checkbox"/> [A3.3] Aufarbeitungsprozesse nach Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.4] Aufladen auf LKW/Traktor <input type="checkbox"/> [A4] nicht-zuordenbar <input type="checkbox"/> [A4.1] C-Speicher Fläche <input type="checkbox"/> [A4.2] N-C-Feldemissionen <input type="checkbox"/> [A4.3] andere Feldemissionen <input type="checkbox"/> [A4.4] Unterbringung von Personal</p> <p>[A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen</p>	<p><input checked="" type="checkbox"/> [B] Transformation</p> <p>[B1] Lagerung <input type="checkbox"/> [B1.1] Biomasselagerung <input type="checkbox"/> [B1.2] Produktlagerung <input type="checkbox"/> [B1.3] Ent- und Beladung <input type="checkbox"/> [B1.4] Verpacken</p> <p>[B2] Vorbehandlung <input type="checkbox"/> [B2.1] Reinigung <input type="checkbox"/> [B2.2] Zerkleinerung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.3] Trocknung</p> <p>[B3] Umwandlung <input checked="" type="checkbox"/> [B3.1] chemische Transformation <input checked="" type="checkbox"/> [B3.2] mechanische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.3] biologische Transformation</p>	<p><input checked="" type="checkbox"/> [C] Konversion</p> <p>[C1] Stromerzeugung <input checked="" type="checkbox"/> [C2] Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C3] Kombinierte Strom und Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C4] Bereitstellung Antriebsenergie (z. B. fur Mobilitat) <input type="checkbox"/> [C5] Abgasreinigung</p>	<p><input checked="" type="checkbox"/> [E] Abfallbewirtschaftung</p> <p>[E1] Vorbereitung zur Wiederverwendung <input type="checkbox"/> [E2] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [E3] energetische Verwertung <input checked="" type="checkbox"/> [E4] Beseitigung</p>
<p><input type="checkbox"/> [L] Betriebliche Logistik</p> <p><input type="checkbox"/> [L1] auerbetrieblicher Transport <input type="checkbox"/> [L2] innerbetrieblicher Transport</p>			
<p><input type="checkbox"/> [M] Vorleistungen</p> <p>[M2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur <input checked="" type="checkbox"/> [M5] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien <input checked="" type="checkbox"/> [M8] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien</p>			
<p><input checked="" type="checkbox"/> [T] Transporte</p> <p>[T1] Transport Biomasse <input checked="" type="checkbox"/> [T2] Transport Zwischenprodukte <input type="checkbox"/> [T3] Transport Endprodukte <input type="checkbox"/> [T4] Transport Koppelprodukte und Abfälle</p>			
<p><input checked="" type="checkbox"/> [V] Vorleistungen</p> <p>[V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten <input checked="" type="checkbox"/> [V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen <input type="checkbox"/> [V7] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln</p>			
<p><input type="checkbox"/> [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze</p> <p>[F1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F2] Direkte Landnutzungs-Änderung <input type="checkbox"/> [F3] Indirekte Landnutzungs-Änderung <input type="checkbox"/> [F4] Gutschriften für vermiedenes Referenziertes Koppelprodukte <input type="checkbox"/> [F5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung</p>			
<p><input type="checkbox"/> [G] Substitution von Produktsystemen</p> <p>[G1] Referenzsystem Hauptprodukt</p>			
<p>Geographische Repräsentativität: Bayern</p>		<p>Zeitliche Repräsentativität: 2016</p>	
<p>Anmerkungen: [C] in 15 kW und 50 kW Anlagen. Besonderheiten: Oekonomische Allokation der Belastungen aus dem Sägeprozess auf den Brennstoff Säge Nebenprodukte (Ausgangsmaterial der Pellet Produktion). Allokationsfaktor: 4,17% entfallen auf das Sägemehl</p>			

Abbildung 154: Systemdarstellung für die Modelle der Wärmeerzeugung aus Pellets

9.1.4.3 Wärmeerzeugung aus Scheitholz

[A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse

Für die Prozessgruppe [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse wurde ein Buchen-Reinbestand im Kleinprivatwald von 1 ha auf einem guten Standort mit einer Gesamtwuchsleistung von ca. 1.340 Efm mR (genutzter Anteil) angenommen. Auf das Sortiment Scheitholz entfallen über die gesamte Umtriebszeit von 160 Jahren (zeitliche Systemgrenze, Betrachtungszeitraum) in regelmäßigen Abständen insgesamt ca. 700 Efm mR (52 %). Es wird keine Bodenaufbereitung zur Unkrautbekämpfung vor der Pflanzung durchgeführt. Die Bestandesbegründung erfolgt durch manuelle Pflanzung [A2.1], wobei die gesamte Fläche eingezäunt wird [A2.2]. Es werden drei Pflegemaßnahmen [A2.1] bis zur ersten Durchforstung im Alter von 25 Jahren (Kulturpflege, Jungbestandspflege, selektive Läuterung), sowie die regelmäßige Wegepflege und Instandsetzung der Fortstraßen durchgeführt [A2.6]. Die Ernte [A.3.1] erfolgt motormanuell in Kombination mit einem Einschnitt des Stammholzes in Scheitholzrollen mit einer Länge von 1 m. Das Rücken [A3.2] und Aufladen [A3.4] auf einen Traktor erfolgt per Hand.

[T1] Transport Biomasse

Der Transport der Scheitholzrollen zum Hof wird mit einem Traktor durchgeführt, wobei eine einfache Transportdistanz von 10 km angenommen wird. Die Auslastung wurde mit 50 % veranschlagt, davon ausgehend, dass der Traktor leer zum Wald fährt und anschließend voll beladen zum Hof zurückfährt. Es wurde von einem Transport des erntefrischen Holzes ausgegangen und eine Holzfeuchte von 100 % (50 % Wassergehalt) veranschlagt. Für die Raumdichte wurde für Buche 558 kg Efm mR⁻¹ angenommen [195]. Bilanziert wurden ein Traktor mit Anhänger [V1], die Bereitstellung von Diesel [V4] und Schmiermittel [V8], sowie die Maßnahme [T1] an sich. Der Transport des fertigen Scheitholzes (anschließend an die Transformation, siehe folgender Absatz) zum Endkunden [T2] erfolgt analog zu [T1]. Die Basisannahmen für diese Prozessgruppe sind in Tabelle 128 zu finden.

Tabelle 128: Basisannahmen für den Transport von Scheitholzrollen zum Ort der Transformation [T1] sowie zum Endkunden [T2]

	Kenngroße	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[T1] Transport Biomasse (Scheitholzrollen)				
[T1] Transport Scheitholzrollen	Gesamtvolumen Scheitholzrollen	702	Efm mR	berechnet
	einfache Transportdistanz	10	km	eigene Annahme
	Geschwindigkeit (leer)	35	km h ⁻¹	eigene Annahme
	Geschwindigkeit (beladen)	25	km h ⁻¹	eigene Annahme

	Kenngröße	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[V1] Traktor	Leergewicht	3.000	kg	[399]
	Maschinenzeit	75	h	berechnet
	techn. Nutzungspotenzial	10.000	h	[270][276]
[V1] Anhänger	Leergewicht	1.000	kg	[270]
	techn. Nutzungspotenzial	9.000	h	[270]
	Ladekapazität	6,42	Efm mR	[213]
[V] Diesel	Volumen je h (leer)	7	l	
	Volumen je h (beladen)	9	l	
[V8] Schmieröl	Wechselintervall	500	h	[141]
	Volumen je Wechselinter- vall	30	l	[141]
<hr/>				
[T2] Transport Zwischenprodukte (Scheitholz)				
[T1] Transport Scheit- holz	Gesamtvolumen Scheit- holzrollen	702	Efm mR	berechnet
	einfache Transportdistanz	10	km	eigene Annahme
	Geschwindigkeit (leer)	35	km h ⁻¹	eigene Annahme
	Geschwindigkeit (beladen)	25	km h ⁻¹	eigene Annahme
[V1] Traktor	Leergewicht	3.000	kg	[399]
	Maschinenzeit	75	h	berechnet
	techn. Nutzungspotenzial	10.000	h	[270][276]
[V1] Dreiseitenkipper, einachsig	Leergewicht	1.000	kg	[270]
	techn. Nutzungspotenzial	9.000	h	[270]
	Ladekapazität	6,42	Efm mR	[213]
[V4] Diesel	Volumen je h (leer)	7	l	
	Volumen je h (beladen)	9	l	
[V8] Schmieröl	Wechselintervall	500	h	[141]
	Volumen je Wechselinter- vall	30	l	[141]

[B] Transformation

Für die Prozessgruppe [B] Transformation wird eine Aufarbeitung des Scheitholzes am Hof dargestellt. Das Buchenscheitholz, welches in Form von 1 m langen Rollen zum Hof geliefert wird, wird mit Hilfe eines großen Diesel betriebenen Senkrechtspalters gespalten und anschließend per Elektro-Brennholzkreissäge in 33 cm Scheite abgelängt. Des Weiteren wurde eine natürliche Lufttrocknung auf einen Wassergehalt von 20 % ange-

nommen. Für die Prozesse [B2.3] Trocknung und [B2.2] Zerkleinerung wurden Holzverluste von 2 Volumen-% bzw. 5,5 Masse-% angesetzt. Bilanziert wurden die eigentlichen Maßnahmen des Spaltens und Sägens [B2.2] sowie deren Kraftstoff- [V4] und Hilfsenergiebedarf [V5]. Außerdem wurde der Bedarf an Schmiermitteln [V8] sowie die Bereitstellung und Abnutzung der Geräte modelliert [V1]. Die Basisannahmen für diese Prozessgruppe sind in Tabelle 129 zu finden.

Tabelle 129: Basisannahmen für die Transformation der Scheitholzrollen zum fertigen Scheitholz Spalten und Sägen [B2.2] sowie zur Lufttrocknung

	Kenngroße	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[B2.2] Spalten				
	Produktivität	1,7	Efm mR h ⁻¹	[213]
	techn. Nutzungspotenzial	10.000	h	[399]
[V4] Diesel	Kraftstoffverbrauch	1,2	l Efm mR ⁻¹	[213]
[B2.2] Sägen				
	Produktivität	1,4	Efm mR h ⁻¹	[213]
	Verluste	2	%	[213]
	techn. Nutzungspotenzial	10.000	h	[399]
[V5] Kreissäge	Stromverbrauch	0,83	kWh Efm mR ⁻¹	[213]
[B2.3] Lufttrocknung				
	Verluste	5,5	%	[213]

[C] Konversion

Das System Konversion [C] beginnt mit der Übernahme des Bioenergieträgers am Ort der Konversion. Es beinhaltet sämtliche Prozesse, die zur Umwandlung des Bioenergieträgers in Wärme [C2] nötig sind, und endet mit der Bereitstellung von End- oder Nutzenergie. Für den Prozess [C2] Wärmeerzeugung wurde die thermische Verwertung des Scheitholzes in zwei Ofentypen, einem älteren Kaminofen sowie in einer moderneren Scheitholzheizung, modelliert. Es wurde hierfür die eigentliche Verbrennung im Heizkessel [C2] sowie die Bereitstellung von Kessel [V1] und Hilfsenergie [V5] modelliert. Wichtige Kenngrößen bei der Bilanzierung von [C2] sind der Jahresnutzungsgrad der Anlage sowie der Wassergehalt des Brennstoffes, welcher in direktem Zusammenhang mit dessen unterem Heizwert steht. Die Basisannahmen für diese Prozessgruppe sind in Tabelle 130 zu finden.

Tabelle 130: Basisannahmen der Wärmeerzeugung [C2] in Scheitholz-Heizsystemen

	Kenngroße	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[C2] Wärmeerzeugung (Scheitholz-Heizsysteme)				
[C2] Abbrand in 6 kW Kaminofen	Jahresnutzungsgrad	65	%	[395]
	Wassergehalt Brennstoff	20	%	eigene An- nahme
	unterer Heizwert	13,9	MJ kg ⁻¹	Buche [21]
	unterer Heizwert	14,5	MJ kg ⁻¹	Fichte [21]
[V1] Heizungssystem	techn. Nutzungspotenzial	20	a	[399]
	Laufzeit	1.000	h a ⁻¹	[399]
[C2] Abbrand in 6 kW Scheitholzheizung				
[C2] Abbrand in 6 kW Scheitholzheizung	Jahresnutzungsgrad	78	%	[395]
	Wassergehalt Brennstoff	20	%	Buche
	unterer Heizwert	13,9	MJ kg ⁻¹	Buche, eigene Annahme
[V1] Heizungssystem	techn. Nutzungspotenzial	20	a	[399]
	Laufzeit	2.100	h a ⁻¹	[399]
[V5] Hilfsenergie	Gebläse und Brenn- stoffförderung	0,015	MJ MJ ⁻¹	je MJ zuge- führtem Brennstoff (H _i)

[E] Abfallbewirtschaftung

Für die Prozessgruppe [E] wird eine Nutzung der Holzasche in der Kompostierung angenommen [E2]. Die Basisannahmen für Prozessgruppe [E] sind in Tabelle 131 zu finden. Obwohl eine Empfehlung des LfU zum Umgang mit Holzaschen besteht [32], in der von der privaten Entsorgung von Holzaschen abgeraten wird (aufgrund von unbekanntem Schadstoffgehalten sowie unbekannter Vorbelastungen der Böden, auf den die Asche ausgebracht werden soll), ist es auch oft gängige Praxis, die Asche aus der Scheitholzverbrennung der häuslichen Kompostierung zuzuführen. Diesen Sachverhalt stellen die Annahmen für [E2] dar. Die Basisannahmen für Prozessgruppe [E] sind in Tabelle 131 zu finden.

Tabelle 131: Basisannahmen für die Prozessgruppe [E] Abfallbewirtschaftung

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[E] Abfallbewirtschaftung	Aschegehalt	1	%	Bezug: trockene Holzmasse
[E2] stoffliche Verwertung	Anteil Asche Kompostierung	100	%	[125]

Bezeichnung Produktsystem: Wärmezeugung aus Scheitholz			
Rohstoffgewinnung	Produktion	Anwendung	Reststoff- und Abfallbehandlung
<p><input checked="" type="checkbox"/> [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse</p> <p>[A1] Bestandesbegründung <input type="checkbox"/> [A1.1] Bodenaufbereitung <input checked="" type="checkbox"/> [A1.2] Pflanzen/Aussaat <input type="checkbox"/> [A1.3] sonstige Flächenvorbereitung</p> <p>[A2] Bestandesführung <input type="checkbox"/> [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand <input checked="" type="checkbox"/> [A2.2] Zäunbau <input type="checkbox"/> [A2.3] Düngung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.4] Schädlings- und Krankheitschutz <input checked="" type="checkbox"/> [A2.5] Instandhaltung von Wegen</p> <p>[A3] Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.1] Ernte Biomasse <input checked="" type="checkbox"/> [A3.2] Vorfeldern zur Straße <input checked="" type="checkbox"/> [A3.3] Aufarbeitungs- und Entladung <input checked="" type="checkbox"/> [A3.4] Aufladen auf LKW/Traktor</p> <p>[A4] nicht-zuordenbar <input type="checkbox"/> [A4.1] C-Speicher Fläche <input type="checkbox"/> [A4.2] N-O-Feldmissionen <input type="checkbox"/> [A4.3] andere Feldmissionen <input type="checkbox"/> [A4.4] Unterbringung von Personal</p> <p>[A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen</p>	<p><input checked="" type="checkbox"/> [B] Transformation</p> <p>[B1] Lagerung <input type="checkbox"/> [B1.1] Biomasselagerung <input type="checkbox"/> [B1.2] Produktlagerung <input type="checkbox"/> [B1.3] Ent- und Beladung <input type="checkbox"/> [B1.4] Verpacken</p> <p>[B2] Vorbehandlung <input type="checkbox"/> [B2.1] Reibung <input type="checkbox"/> [B2.2] Zerkleinerung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.3] Trocknung</p> <p>[B3] Umwandlung <input type="checkbox"/> [B3.1] chemische Transformation <input checked="" type="checkbox"/> [B3.2] mechanische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.3] biologische Transformation</p>	<p><input type="checkbox"/> [C] Konversion</p> <p>[C1] Stromerzeugung <input checked="" type="checkbox"/> [C2] Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C3] Kombinierte Strom und Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C4] Bereitstellung Antriebsenergie (z. B. für Mobilität) <input type="checkbox"/> [C5] Abgasreinigung</p>	<p><input checked="" type="checkbox"/> [E] Abfallbewirtschaftung</p> <p>[E1] Vorbereitung zur Wiederverwendung <input type="checkbox"/> [E2] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [E3] energetische Verwertung <input checked="" type="checkbox"/> [E4] Beseitigung</p>
<p><input type="checkbox"/> [L] Betriebliche Logistik</p> <p>[L1] außerbetrieblicher Transport <input type="checkbox"/> [L2] innerbetrieblicher Transport</p>	<p><input checked="" type="checkbox"/> [T] Transporte</p> <p>[T1] Transport Biomasse <input checked="" type="checkbox"/> [T2] Transport Zwischenprodukte <input type="checkbox"/> [T3] Transport Endprodukte <input type="checkbox"/> [T4] Transport Koppelprodukte und Abfälle</p>	<p><input type="checkbox"/> [M] Vorleistungen</p> <p>[V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten <input checked="" type="checkbox"/> [V2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur <input checked="" type="checkbox"/> [V3] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut <input checked="" type="checkbox"/> [V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen <input checked="" type="checkbox"/> [V5] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien <input type="checkbox"/> [V6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern <input checked="" type="checkbox"/> [V7] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien <input checked="" type="checkbox"/> [V8] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien</p>	<p><input type="checkbox"/> [G] Substitution von Produkten eines Referenzsystems</p> <p>[G1] Referenzsystem Hauptprodukt</p>
<p>Geographische Repräsentativität: Bayern</p>	<p>Zeitliche Repräsentativität: 2016</p>	<p>Anmerkungen: [C] in 6 kW Kaminofen und Scheitholzheizung. Lufttrocknung</p>	<p>Ergänzende Informationen</p> <p><input type="checkbox"/> [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze</p> <p>[F1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F3] Indirekte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F4] Gutschriften für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte <input type="checkbox"/> [F5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung</p>

Abbildung 155: Systemdarstellung für die Modelle der Wärmezeugung aus Scheitholz

9.1.4.4 Kombinierte Strom- und Wärmeerzeugung in Holzheizkraftwerken

(Fabian Bosch, Christian Wolf, Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke, Prof. Dr. Klaus Richter)

[A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen

Für Holzheizkraftwerke im Leistungsbereich von bis zu 20 MW_{el} wurde angenommen, dass sie hauptsächlich Altholzverwerter oder an die Holzwerkstoffindustrie angeschlossene Verwerter von Produktionsresten sind. Die vorhandene Datenbasis nach [424] erlaubte die Modellierung eines an die Holzwerkstoffindustrie angeschlossenen Holzheizkraftwerkes, welches Holzwerkstoffreste sowie Altholz im Mix aller Sorten (AI - AIV) einsetzt. Damit wurden zwei Szenarien modelliert: Ein Szenario (KWK1), in welchem 100 % Altholz, und ein Szenario (KWK2), in welchem 100 % Holzwerkstoffreste eingesetzt werden. Allerdings konnten bei der Modellierung die verschiedenen Altholzklassen nicht separat berücksichtigt werden, die aufgrund unterschiedlicher Kontaminationen möglicherweise auch unterschiedliche Emissionen aufweisen könnten. Das eingesetzte Altholz wird mengenmäßig aufgenommen, bringt aber definitionsgemäß nur Umweltwirkungen aus Transporten mit ins System. Altholztransporte [T2] wurden daher mit dessen Bereitstellung zusammen bilanziert. Holzwerkstoffreste werden als Spanplattenreste vom Modell der Spanplattenproduktion (Kapitel 9.2) abgekoppelt und bringen daher Umweltwirkungen mit ins System (vgl. Kapitel 9.1.7). Da in diesem Fall aber die Verbrennung vor Ort angenommen wurde, wurden keine zusätzlichen Transporte der Holzwerkstoffreste bilanziert. Die Basisannahmen für diese Prozessgruppe sind in Tabelle 132 zu finden.

Tabelle 132: Basisannahmen der Rohstoffbereitstellung [A5] und deren Transporte [T2] für Holzheizkraftwerke

	Kenngroße	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen	KWK1: Anteil Altholz	100	%	
	KWK2: Anteil Altholz	0	%	
	KWK1: Anteil Holzwerkstoffreste	0	%	
	KWK2: Anteil Holzwerkstoffreste	100	%	
	Wassergehalt Altholz	23	%	[424] + Annahme
	Wassergehalt Holzwerkstoffreste	8	%	[424]
[T2] Transport Altholz	Distanz	50	km	Regionale Anlieferung angenommen
	Auslastung	50	%	vgl. Kapitel 8.1.4

[B2] Vorbehandlung und [L2] innerbetrieblicher Transport

Das bereitgestellte Altholz und die Holzwerkstoffreste durchlaufen vor der Verfeuerung eine Aufbereitung [B2]. Hier werden Fremdstoffe aussortiert [B2.1] und das Holz zerkleinert [B2.2]. Diese Aufbereitung benötigt elektrische Energie [V5]. Dazu kommen innerbetriebliche Transporte mit einem Radlader [L2], welcher Diesel [V4] und Schmierstoffe [V8] benötigt. Die genauen Daten stammen aus [424] und sind daher vertraulich.

[C3] Kombinierte Strom- und Wärmeerzeugung

Die aufbereiteten Brennstoffe werden in einer zirkulierenden Wirbelschichtfeuerung (75 MW Feuerungswärmeleistung) verfeuert und überhitzter Dampf erzeugt. Dieser wird im angeschlossenen Dampfturbinenkreis zu Strom (20 MW) und Wärme (30 MW) gewandelt [C3]. Als Betriebsstoffe [V8] kommen Sand als Wärmeträger in der Wirbelschicht sowie Kalk und Harnstoff zur Emissionsminderung zum Einsatz. Die Basisannahmen für diese Prozessgruppe sind in Tabelle 133 zu finden.

Tabelle 133: Basisannahmen der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung [C3] in Holzheizkraftwerken

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[C3] Holz-HKW Wirbelschichtkessel mit Dampfturbine, 20 MW _{el} , 30 MW _{th}	Elektrischer Nutzungsgrad	21,5	%	[424] + eigene Berechnung
	Thermischer Nutzungsgrad	15,8	%	[424]
	Exergiefaktor Wärme	0,274		berechnet
	Exergiefaktor Strom	0,726		berechnet
	Heizwert Altholz	14,1	MJ kg ⁻¹	[424] + Annahme
	Heizwert Holzwerkstoffreste	16,6	MJ kg ⁻¹	[424]
[V1] Bautechnik	Lebensdauer	50	a	[51]
[V2] Maschinen- und Elektrotechnik	Lebensdauer	20	a	[51]
	Laufzeit	6.560	h a ⁻¹	[51]
[V5] Anfeuerung	Erdgas	vertr.		[424]
[V8] Bereitstellung von Betriebsstoffen	Kalk	vertr.		[424]
	Harnstoff	vertr.		[424]
	Sand	vertr.		[424]

[E] Abfallbewirtschaftung

Für die Prozessgruppe [E] ist aufgrund der Schadstoffanteile eine Deponierung der Asche von Nöten (Deponieklasse II, [424]). Ascheteile sind wiederum vertraulich.

Bezeichnung Produktsystem: Strom- und Wärmezeugung in Holzheizkraftwerken

Rohstoffgewinnung	Produktion	Anwendung	Reststoff- und Abfallbehandlung	Ergänzende Informationen:
<input checked="" type="checkbox"/> [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse <input type="checkbox"/> [A1] Bestandesbegründung <input type="checkbox"/> [A1.1] Bodenbearbeitung <input type="checkbox"/> [A1.2] Pflanz-/Aussaat <input type="checkbox"/> [A1.3] sonstige Flächenvorbereitung <input type="checkbox"/> [A2] Bestandesführung <input type="checkbox"/> [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand <input type="checkbox"/> [A2.2] Zubau <input type="checkbox"/> [A2.3] Düngung <input type="checkbox"/> [A2.4] Kulturg <input type="checkbox"/> [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautgelderung <input type="checkbox"/> [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen <input type="checkbox"/> [A3] Ernte <input type="checkbox"/> [A3.1] Ernte Biomasse <input type="checkbox"/> [A3.2] Vorfahren zur Straße <input type="checkbox"/> [A3.3] Aufarbeitungsprozesse nach Ernte <input type="checkbox"/> [A3.4] Aufladen auf LKW/Traktor <input type="checkbox"/> [A4] nicht-zuordenbar <input type="checkbox"/> [A4.1] C-Speicher <input type="checkbox"/> [A4.2] MLD-Feldmaschinen <input type="checkbox"/> [A4.3] andere Feldmaschinen <input type="checkbox"/> [A4.4] Unterbringung von Personal <input checked="" type="checkbox"/> [A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen	<input checked="" type="checkbox"/> [B] Transformation <input type="checkbox"/> [B1] Lagerung <input type="checkbox"/> [B1.1] Biomasselagerung <input type="checkbox"/> [B1.2] Produktlagerung <input type="checkbox"/> [B1.3] Ent- und Beladung <input type="checkbox"/> [B1.4] Verpacken <input type="checkbox"/> [B2] Vorbehandlung <input type="checkbox"/> [B2.1] Reinigung <input type="checkbox"/> [B2.2] Zerkleinerung <input type="checkbox"/> [B2.3] Trocknung <input type="checkbox"/> [B3] Umwandlung <input type="checkbox"/> [B3.1] chemische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.2] mechanische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.3] biologische Transformation	<input checked="" type="checkbox"/> [C] Konversion <input type="checkbox"/> [C1] Stromerzeugung <input type="checkbox"/> [C2] Wärmezeugung <input checked="" type="checkbox"/> [C3] Kombinierte Strom und Wärmezeugung <input type="checkbox"/> [C4] Bereitstellung Antriebsenergie (z. B. für Mischkraft) <input type="checkbox"/> [C5] Abgasreinigung	<input checked="" type="checkbox"/> [D] Nutzung <input type="checkbox"/> [D1] C-Speicher Produkt <input type="checkbox"/> [D2] Energiespeicherung <input type="checkbox"/> [D3] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [D4] energetische Verwertung <input checked="" type="checkbox"/> [D5] Beseitigung	<input checked="" type="checkbox"/> [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze <input type="checkbox"/> [F1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F3] Indirekte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F4] Gutschriften für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte <input type="checkbox"/> [F5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung
<input checked="" type="checkbox"/> [L] Betriebliche Logistik <input type="checkbox"/> [L1] außerbetrieblicher Transport <input checked="" type="checkbox"/> [L2] innerbetrieblicher Transport	<input checked="" type="checkbox"/> [T] Transporte <input type="checkbox"/> [T1] Transport Biomasse <input checked="" type="checkbox"/> [T2] Transport Zwischenprodukte <input type="checkbox"/> [T3] Transport Endprodukte <input type="checkbox"/> [T4] Transport Koppelprodukte und Abfälle	<input type="checkbox"/> [M] Vorleistungen <input checked="" type="checkbox"/> [M1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten <input checked="" type="checkbox"/> [M2] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen <input type="checkbox"/> [M3] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln <input type="checkbox"/> [M4] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastrukt <input type="checkbox"/> [M5] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien <input type="checkbox"/> [M6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern <input type="checkbox"/> [M7] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien	<input type="checkbox"/> [G] Substitution von Produktsystemen <input type="checkbox"/> [G1] Referenzsystem Hauptprodukt	

Anmerkungen:
 (C3) in Wirbelschichteset, 20 MW elektrisch, 30 MW thermisch, Strom- und Wärmezeugung energetisch abbildet
 (A5) Atholz (ohne Vorlast, nur Transporte) + Holzwerkstoffreste (aus Spanplattenherstellung abgekoppelt)

Geographische Repräsentativität: Bayern

Zeitliche Repräsentativität: 2014

Abbildung 156: Systemdarstellung für die Modelle der kombinierten Strom- und Wärmezeugung in Holzheizkraftwerken

9.1.5 Betriebswirtschaftliche Bewertung der energetischen Holzverwendung

(André Tiemann, Prof. Dr. Hubert Röder)

Dieses Kapitel befasst sich mit der methodischen Vorgehensweise der betriebswirtschaftlichen Bewertung für ausgewählte Varianten aus der Ökobilanzierung. Einleitend werden die Eingangsgrößen und die zu Grunde liegenden Annahmen der Kostenkalkulation der Holzverwendung dargestellt. Anschließend wird das Vorgehen in der Analyse der Kostenstruktur beschrieben. Abschließend erfolgt die Beurteilung der Vorteilhaftigkeit einzelner Produktsysteme mit Hilfe des Unternehmergewinns.

Eingangsdaten für die betriebswirtschaftliche Bewertung

Prozessübergreifende Eingangsdaten

Die Annahmen für Personalkosten und Betriebsstoffkosten entsprechen weitestgehend den Annahmen aus Kapitel 8.1.5. und sind nachfolgend in den prozessspezifischen Rahmenbedingungen für die betriebswirtschaftliche Analyse aufgeführt.

Ergänzend folgen die Berechnungsgrundlagen für den Strombezug:

- *Stromkosten (Privatabnehmer)*: Stromkosten für Privatabnehmer wurden nach [213] mit $0,23 \text{ € kWh}^{-1}$ kalkuliert.
- *Stromkosten (industrielle Abnehmer)*: Die Berechnung von Stromkosten für industrielle Großabnehmer, beispielsweise im Fall des Eigenstromverbrauchs bei der Pelletierung, erfolgte nach [138] zu $0,20 \text{ € kWh}^{-1}$.

Prozessspezifische Rahmenbedingungen für die betriebswirtschaftliche Analyse

Im Folgenden wird die Methodik zur Herleitung der Eingangsgrößen für die betriebswirtschaftliche Analyse der Prozessgruppen [B] Transformation und [C] Konversion beschrieben. Für Scheitholz und Hackschnitzel erfolgte eine zusammenfassende Betrachtung von Fichte und Kiefer als Nadelholz sowie Eiche und Buche als Laubholz. Die Pelletproduktion wurde mit Sägenebenprodukten aus Fichtenholz modelliert.

[B] Transformation

Aufgrund produktsystemspezifischer Ablaufschritte werden die Eingangsgrößen der Prozessgruppe [B] Transformation unterteilt nach den Produktsystemen Hackschnitzel, Scheitholz und Pellets beschrieben. Die Reihenfolge der Einzelprozesse folgt im Fließtext einer zeitlichen Hierarchie.

Rohstoffbereitstellungskosten

Als Grundlage für die Kosten der Rohstoffbereitstellung dienen für die Produktsysteme Hackschnitzel und Scheitholz die Rohholzpreise frei Waldstraße nach Auskunft der bayerischen Staatsforsten [425].

Scheitholz wird vor der Transformation zum Hof des Holzbesitzers transportiert. Daher verstehen sich die Rohstoffbereitstellungskosten in diesem Fall zuzüglich Transportkosten.

Die Rohstoffbereitstellungskosten des Sägemehls für die Pelletierung wurden unter Abzug der Mehrwertsteuer gemäß durchschnittlicher Marktpreise für Industrieabnehmer ab Werk des Zeitraums 11.2013 - 03.2015 [154] zuzüglich Transportkosten nach bereits beschriebener Methodik (vgl. Kapitel 8.1.5) berechnet.

Hackschnitzel

[B3.2] mechanische Transformation

Für den Prozess Industrieholz - Hacken erfolgte die betriebswirtschaftliche Bilanzierung von zwei Mechanisierungsgraden. Die gering mechanisierte Variante stellt das Hacken mittels Anbauhacker dar, die hoch mechanisierte Variante Hacken mit Lkw-gestütztem Hacker.

Hacken mit Anbauhacker: Die Maschinensachkosten für einen Schlepper mit Anbauhacker (50 kW) stammen aus [437]. Für das Hacken von Industrieholz erfolgte die Kalkulation der Betriebsstoffkosten auf Basis des verminderten Kostensatzes für Arbeiten auf der Forstfläche zuzüglich eines Schmierstoffkostenfaktors von 15 Prozent, Lohnkosten wurden auf Grundlage des Lohnkostenansatzes in Eigenregie berechnet (Kapitel 8.1.5).

Hacken mit Lkw-gestütztem Hacker: Die Ermittlung der Maschinensachkosten des Lkw-gestützten Hackers (235 kW) erfolgte wie oben aus [437], darüber hinaus wurde den Berechnungen der Lohnkostenansatz in Unternehmerregie hinterlegt. Die Berechnung der Betriebsstoffkosten entspricht den Annahmen von Hacken mit Anbauhacker.

[B1.3] Ent- und Beladen

Das Auswurfgebläse des Hackers befördert die Hackschnitzel direkt in den Transporter, eine maschinelle Leistung des Lkws ist während des Beladezeitraums nicht nötig. In ExpRessBio gilt die Annahme, dass der Transport von Hackschnitzeln an externe Logistikdienstleister vergeben wird. Aus diesem Grund wurden Maschinensachkosten nach der bereits beschriebenen Methodik (vgl. Kapitel 8.1.5) sowie Personalkosten für den Zeitraum der Beladung auf Grundlage des Personalansatzes in Speditionsregie betriebswirtschaftlich bilanziert. Der Entladevorgang der Hackschnitzel in den Ladebunker wurde in ExpRessBio nicht bilanziert.

[T1.4] Transport Biomasse vom Ort der Ernte zur Konversion

Die Berechnung der Maschinensachkosten des Lkw und der Personalkosten entspricht den Annahmen aus [B1.3] Ent- und Beladen von Hackschnitzeln. Da der Transportprozess überwiegend außerhalb der Forstfläche stattfindet, wurde der Dieselsatz entsprechend angesetzt. Es folgte die Umrechnung der Kosten in € pro Tonnenkilometer.

Scheitholz

[B3.2] mechanische Transformation

Für den großen Senkrechtspalter sowie die Wippkreissäge erfolgte die Berechnung der Maschinensachkosten mittels einer Maschinenkostenkalkulation nach Vorbild von [213]. Da der Transformationsprozess auf dem Hof des Holzbesitzers stattfindet, wurden Betriebsstoffkosten zum Kostensatz außerhalb der Forstfläche angesetzt. Der Personalkostenberechnung liegt ein Lohnkostenansatz auf Eigenregiebasis zu Grunde.

[B1.3] Ent- und Beladen

In den zu Grunde liegenden Arbeitsstudien wird beim Spaltvorgang berücksichtigt, dass Holz aus einem Lager geholt werden muss [213]. Dieses Lager stellt in der hier modellierten Variante den Anhänger dar. Der Entladevorgang wurde daher nicht separat bewertet. Stattdessen wurden die Kosten des Schichtens fertiger Spaltstücke per Hand kalkuliert [213]. Die Berechnung der Lohnkosten erfolgte zum Eigenregiesatz.

Pellets

Grundlage für die Kostenkalkulation der Pelletproduktion stellte [402] dar. Aus Gründen der Vergleichbarkeit mit andern Produktsystemen erfolgte im Rahmen der Harmonisierung eine Angleichung einzelner Parameter in den Berechnungen. Das betrifft den Preis für den Eigenstrombedarf ($0,20 \text{ € kWh}^{-1}$), die Kosten für technisches Personal (40.000 € a^{-1} [138], den Kalkulationszinssatz ($4,5 \%$) sowie die Rohstoffbereitstellungskosten.

Im Anschluss wurden den Prozessen [B2.1] Zerkleinerung, [B2.3] Trocknung und [B3.2] mechanische Transformation die kapital-, verbrauchs-, und betriebsgebundenen Kosten sowie die direkten, sonstigen Kosten zugeordnet. Indirekte Kosten, beispielsweise für Rohstoff, Verwaltung, Markteinführung oder das Pelletsilo wurden den Einzelprozessen anteilig angerechnet (vgl. Tabelle 134).

Tabelle 134: Zuordnung der Kosten für die Pelletproduktion auf die Einzelprozesse [B2.1] Zerkleinerung, [B2.3] Trocknung und [B3.2] mechanische Transformation

Prozess	[B2.1] Zerkleinerung	[B2.3] Trocknung	[B3.2] mechanische Transformation	
Direkte Zuordnung	Hammermühle	Trommeltrockner	Ringmatritzen- presse	Gegenstrom- kühler
Indirekte Zuordnung	13 %	55 %	31 %	1 %

Tabelle 135 zeigt die Eingangsdaten für die Kostenkalkulation in der Produktion von Hackschnitzeln, Scheitholz und Pellets.

Tabelle 135: *Eingangsdaten für [B] Transformation der Produktsysteme Hackschnitzel-, Scheitholz- und Pelletproduktion.*

	Kenngroße	Wert	Einheit	Quelle
Rohstoffbereitstellungskosten				
Nadelindustrieholz	Rohstoff- bereitstellungskosten	49	€ Efm mR ⁻¹	[425]
Laubindustrieholz	Rohstoff- bereitstellungskosten	59	€ Efm mR ⁻¹	[425]
Nadelbrennholz	Rohstoff- bereitstellungskosten	36	€ Efm mR ⁻¹	[425]
Laubbrennholz	Rohstoff- bereitstellungskosten	47	€ Efm mR ⁻¹	[425]
Sägemehl	Rohstoff- bereitstellungskosten	11	€ m ³⁻¹	[154]
[B] Transformation (Hackschnitzel)				
[B1.3] Ent- und Beladen				
Lkw	Maschinensachkosten	9,34	€ h ⁻¹	[430]
Personal in Speditionsregie	Personalkosten	17,91	€ h ⁻¹	[213]
[B3.2] Mechanische Transformation				
Transformation mit Anbauhacker				
Anbauhacker	Maschinensachkosten	34,57	€ h ⁻¹	[437]
Diesel auf Forstfläche	Betriebsstoffkosten	8,82	€ h ⁻¹	[288]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	1,32	€ h ⁻¹	[276]
Personal in Eigenregie	Personalkosten	16,86	€ h ⁻¹	[327]
Transformation mit Lkw-gestütztem Hacker				
Lkw-gestützter Hacker	Maschinensachkosten	103,72	€ h ⁻¹	[437]
Diesel auf Forstfläche	Betriebsstoffkosten	34,30	€ h ⁻¹	[288]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	5,14	€ h ⁻¹	[276]
Personal in Unternehmer- regie	Personalkosten	29,70	€ h ⁻¹	[437]
[B] Transformation (Scheitholz)				
[B1.3] Ent- und Beladen				
Personal in Eigenregie	Personalkosten	16,86	€ h ⁻¹	[327]
[B3.2] Mechanische Transformation				
Scheitholz spalten				
Großer Senkrechtpalter	Maschinensachkosten	1,88	€ h ⁻¹	[213]
Diesel außerhalb Forst- fläche	Betriebsstoffkosten	2,33	€ h ⁻¹	[300]

	Kenngröße	Wert	Einheit	Quelle
Personal in Eigenregie	Personalkosten	16,86	€ h ⁻¹	[327]
Scheitholz ablängen				
Wippkreissäge	Maschinensachkosten	0,54	€ h ⁻¹	[213]
Strom	Betriebsstoffkosten	0,24	€ h ⁻¹	[213]
Personal in Eigenregie	Personalkosten	16,86	€ h ⁻¹	[327]
[B] Transformation (Pellets)				
[B2.1] Zerkleinerung				
Hammermühle	Kapitalgebundene Kosten	10.616	€ a ⁻¹	[402]
	Verbrauchsgebundene Kosten	132.688	€ a ⁻¹	[402] [138] [154]
	Betriebsgebundene Kosten	15.120	€ a ⁻¹	[154]
	Direkte sonstige Kosten	420	€ a ⁻¹	[402]
	Indirekte Kosten	363.729	€ a ⁻¹	[402]
[B2.3] Trocknung				
Trommeltrockner	Kapitalgebundene Kosten	34.918	€ a ⁻¹	[402]
	Verbrauchsgebundene Kosten	618.575	€ a ⁻¹	[402] [138] [154]
	Betriebsgebundene Kosten	9.375	€ a ⁻¹	[154]
	Direkte sonstige Kosten	1.875	€ a ⁻¹	[402]
	Indirekte Kosten	1.522.165	€ a ⁻¹	[402]
[B3.2] Transformation				
Ringmatritzenpresse	Kapitalgebundene Kosten	24.012	€ a ⁻¹	[402]
	Verbrauchsgebundene Kosten	335.201	€ a ⁻¹	[402] [138] [154]
	Betriebsgebundene Kosten	19.000	€ a ⁻¹	[154]
	Direkte sonstige Kosten	950	€ a ⁻¹	[402]
	Indirekte Kosten	868.288	€ a ⁻¹	[402]
Gegenstromkühler	Kapitalgebundene Kosten	1.210	€ a ⁻¹	[402]
	Verbrauchsgebundene Kosten	8.685	€ a ⁻¹	[402] [138] [154]
	Betriebsgebundene Kosten	260	€ a ⁻¹	[154]
	Direkte sonstige Kosten	65	€ a ⁻¹	[402]
	Indirekte Kosten	23.403	€ a ⁻¹	[402]

[T2] Transport Energieträger

Die Berechnung der Transportkosten der Endenergieträger für Hackschnitzel und Pellets erfolgte nach bereits beschriebener Methodik (vgl. Kapitel 8.1.5). Darüber hinaus gilt für

die Berechnung der Betriebsstoffkosten der Kostensatz außerhalb der Forstfläche, für die Berechnung der Lohnkosten der Spediteurssatz (Tabelle 136).

Tabelle 136: Eingangsdaten für [T2] Transport Endenergieträger der Produktsysteme Hackschnitzel und Pellets.

	Kenngroße	Wert	Einheit	Quelle
[T2] Transport Endenergieträger				
Lkw	Maschinensachkosten	0,0091	€ tkm ⁻¹	[430]
Diesel außerhalb Forstfläche	Betriebsstoffkosten	0,0168	€ tkm ⁻¹	[300]
Schmierstoff	Betriebsstoffkosten	0,0025	€ tkm ⁻¹	[276]
Personal in Speditionsregie	Personalkosten	0,0174	€ tkm ⁻¹	[213]

[C] Konversion

Rohstoffbereitstellungskosten

Die Rohstoffbereitstellungskosten für die Produktsysteme Wärmebereitstellung aus Scheitholz, Hackschnitzel und Pellets entstanden im Rahmen einer Literaturrecherche und sind gemäß ihrer üblichen Bereitstellungsform in Raummetern, Schüttraummetern bzw. Tonnen der Tabelle 138 zu entnehmen.

Bei den Bereitstellungskosten für Hackschnitzel bilden die Durchschnittspreise der Jahresmittelwerte des Zeitraums 2012 bis 2014 die Grundlage. Eine Differenzierung in Laub- und Nadelholz bei Hackschnitzeln erfolgte mittels eigener Berechnungen. Die Abweichungen der Preise vom Baumartenmix wurden dabei über den Brennwert abgeleitet. In einem ersten Schritt erfolgte die Berechnung des mittleren Brennwertes über den Quotienten des Hackschnitzelpreises in € t⁻¹ und den Hackschnitzelpreisen in € MWh⁻¹. Anschließend konnten die Preise für Laubholz- und Nadelholzhackschnitzel mittels des baumartenspezifischen Brennwertes hochgerechnet werden [195][88].

Die Rohstoffbereitstellungskosten für Scheitholz stammten aus [200], die für Pellets aus einem Preisspiegel der Jahre 2010 bis 2014 [115].

Wirtschaftlichkeitsberechnung

Im Rahmen der betriebswirtschaftlichen Bewertung erfolgten Wirtschaftlichkeitsberechnungen (vgl. ExpResBio-Methoden [439]) verschiedener Konversionsverfahren.

Die in Tabelle 138 dargestellten Eingangsgrößen für kapital-, verbrauchs-, betriebsgebundene und sonstige Kosten wurden aus Funktionen und Verrechnungssätzen nach [200] und [138] kalkuliert. Eine Ausnahme stellt das 300 kW Hackschnitzel-Heizwerk dar. Die entsprechenden Kostenpositionen berechnete C.A.R.M.E.N. e. V. [454] mittels WDesign. Im Fall der Einzelraumfeuerung erfolgte die Festlegung der Anschaffungskosten auf Basis einer Internetrecherche. Unter Berücksichtigung ästhetischer Aspekte für den Kaminofen gilt eine Annahme von Anschaffungskosten über 700 €

Im Rahmen der Harmonisierung erfolgte die Anpassung einzelner Parameter. Das betrifft den Rohstoffpreis (siehe oben), den Preis für Eigenstrombedarf (0,20 € kWh⁻¹), die Jahresvolllaststunden nach [404] (vgl. Tabelle 137) sowie den Gesamtnutzungsgrad (vgl. Kapitel 9.1.4).

Tabelle 137: Kesselnennwertabhängige Jahresvolllaststunden für die Wirtschaftlichkeitsberechnung der Wärmeerzeugung nach [404].

Kesselnennwert- leistung	6 kW	15 kW	50 kW	300 kW
Jahresvolllast- stunden	1.000 h a ⁻¹	1.800 h a ⁻¹	2.000 h a ⁻¹	3.000 h a ⁻¹

Tabelle 138 dokumentiert die Eingangsdaten für die Wirtschaftlichkeitsberechnung der Wärmebereitstellung, unterteilt in kapital-, betriebs-, verbrauchsgebundene und sonstige Kosten.

Tabelle 138: Eingangsdaten für [C] Konversion der Produktsysteme Wärmebereitstellung aus Hackschnitzeln, Scheitholz und Pellets

	Kenngroße	Wert	Einheit	Quelle
Rohstoffbereitstellungskosten				
Nadelholzhackschnitzel	Rohstoffbereitstellungskosten	24	€ Srm ⁻¹	[88][437]
Laubholzhackschnitzel	Rohstoffbereitstellungskosten	32	€ Srm ⁻¹	[88][437]
Nadelscheitholz	Rohstoffbereitstellungskosten	59	€ Rm ⁻¹	[200]
Laubscheitholz	Rohstoffbereitstellungskosten	75	€ Rm ⁻¹	[200]
Pellets	Rohstoffbereitstellungskosten	192	€ t ⁻¹	[115]
[C] Konversion (Hackschnitzel)				
50 kW Nennleistung	Kapitalgebundene Kosten	1.994	€ a ⁻¹	[200]
	Verbrauchsgebundene Kosten			
	Nadelholzhackschnitzel (w20)	4.809	€ a ⁻¹	eigene B.
	Laubholzhackschnitzel (w20)	4.798	€ a ⁻¹	eigene B.
	Betriebsgebundene Kosten	1.062	€ a ⁻¹	[200]
	sonstige Kosten	130	€ a ⁻¹	[200]

	Kenngroße	Wert	Einheit	Quelle
300 kW Nennleistung	Kapitalgebundene Kosten	13.825	€ a ⁻¹	[454]
	Verbrauchsgebundene Kosten			
	Nadelholzhackschnitzel (w20)	37.218	€ a ⁻¹	eigene B.
	Nadelholzhackschnitzel (w35)	29.999	€ a ⁻¹	eigene B.
	Laubholzhackschnitzel (w20)	37.124	€ a ⁻¹	eigene B.
	Laubholzhackschnitzel (w35)	29.950	€ a ⁻¹	eigene B.
	Betriebsgebundene Kosten	15.535	€ a ⁻¹	[138]
	Sonstige Kosten	2.344	€ a ⁻¹	[138]
[C] Konversion (Scheitholz)				
6 kW Nennleistung	Kapitalgebundene Kosten	92	€ a ⁻¹	eigene A.
	Verbrauchsgebundene Kosten			
	Nadelscheitholz	343	€ a ⁻¹	eigene B.
	Laubscheitholz	306	€ a ⁻¹	eigene B.
	Betriebsgebundene Kosten	155	€ a ⁻¹	[200]
	Sonstige Kosten	5	€ a ⁻¹	[200]
15 kW Nennleistung	Kapitalgebundene Kosten	837	€ a ⁻¹	[200][200]
	Verbrauchsgebundene Kosten			
	Nadelscheitholz	1.712	€ a ⁻¹	eigene B.
	Laubscheitholz	1.527	€ a ⁻¹	eigene B.
	Betriebsgebundene Kosten	378	€ a ⁻¹	[200]
	Sonstige Kosten	54	€ a ⁻¹	[200]
[C] Konversion (Pellets)				
15 kW Nennleistung	Kapitalgebundene Kosten	1.332	€ a ⁻¹	[402]
	Verbrauchsgebundene Kosten	1.745	€ a ⁻¹	eigene B.
	Betriebsgebundene Kosten	525	€ a ⁻¹	[402]
	Sonstige Kosten	87	€ a ⁻¹	[402]

* eigene B.: eigene Berechnungen
eigene A.: eigene Annahme

Rentabilität

Die Rentabilität als Differenz von Erträgen und Aufwänden [376] (=Unternehmergewinn) ermöglicht Aussagen zur Vorteilhaftigkeit verschiedener Baumarten und Bereitstellungsformen.

Den Berechnungen in der Holzverwendung liegt ein kurzfristiger Betrachtungszeitraum zu Grunde. Negativen Zahlungsströmen stehen unmittelbar positive Zahlungsströme gegenüber. Aus diesem Grund erfolgt die Betrachtung von Kosten und Erlösen zum

Zeitpunkt heute. Zins- bzw. Finanzierungskosten wurden bereits im Rahmen der Maschinenkostenkalkulation berücksichtigt.

9.1.6 Datenqualität und Datenherkunft

Eine detaillierte Beschreibung einzelner Quellen befindet sich in Kapitel 9.1.4. Die Verteilung holzenergetischer Anlagen basiert auf [237], die Bilanzierung der kombinierten Strom und Wärmeerzeugung in einem 20 MW_{el} Heizkraftwerk auf [424].

9.1.7 Umgang mit Koppelprodukten

Die Umweltlasten der Schnittholzproduktion (Hauptprodukt des Sägewerks) werden den Sägenebenprodukten (Koppelprodukt), als Rohstoff der Produktion von Pellets, als Varianten sowohl per ökonomischer Allokation wie auch per Massenallokation zugewiesen.

Das zur Modellierung der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung zu Grunde gelegte Holzheizkraftwerke nach [424] erzeugt zusätzlich Prozessdampf für Produktionsprozesse. Für dieses Koppelprodukt wurde eine Allokation vermieden, indem angenommen wurde, dass dieser Prozessdampf, würde er nicht in angeschlossenen Produktionsprozessen verwendet, auch zur Stromerzeugung in der Turbine beiträgt. Dazu wurde die elektrische Energiemenge errechnet, die die vorhandene Menge Prozessdampf bei gegebenem Druck und Temperatur in der zu Grunde liegenden Dampfturbine erzeugen würde und der Stromerzeugung zugeschrieben.

Für die Produkte Wärme und Strom wurden die Umweltwirkungen mittels exergetischer Allokation (analog ExpResBio-Methoden [439]) aufgeteilt.

Zur Modellierung des Brennstoffinputs an Holzwerkstoffresten wurde das Modell der Spanplattenherstellung als vorgelagertes System zu Grunde gelegt (Kapitel 9.2.4.2). Dabei wurde die Inputmenge als Spanplatte angenommen und um 92 % reduziert, da dies das Missverhältnis zwischen Produkt und Reststoffen in der Spanplattenherstellung ist [349]. Damit wurde versucht, die geringere Wertigkeit von Holzwerkstoffresten gegenüber Holzwerkstoffen abzubilden und die Umweltwirkungen aus vorgelagerten Systemen dementsprechend anzupassen.

9.1.8 Weitere Festlegungen

Keine weiteren Festlegungen

9.1.9 Indikatorenberechnung

In der Projektphase I von ExpResBio lag der Fokus auf der Wirkungskategorie Klimawandel bzw. globale Erwärmung, ohne biogenes CO₂ (kg CO₂-Äq). Diese Wirkungsabschätzung wurde nach Empfehlung des ILCD [152] anhand des Charakterisierungsmodells des IPCC (2007) [231] durchgeführt. Für die energetische Nutzung von Holz wur-

den jedoch vier weitere wichtige Wirkungskategorien betrachtet: Der erneuerbare- und nicht erneuerbare Primärenergiebedarf (auf Basis des unteren Heizwerts), Feinstaub/anorganische Substanzen (RiskPoll Modell), Eutrophierung sowie die Versauerung (vgl. Kapitel 3.1.4.1).

9.1.10 Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle

Die Analyse der gesamten Holzenergiesysteme erfolgte mit der LCA-Software GaBi ts. Die Auswertung erfolgte mit Excel.

9.2 Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung der stofflichen Nutzung von Holz

(Fabian Bosch, Christian Wolf, Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke, Prof. Dr. Klaus Richter)

9.2.1 Zieldefinition

Laut Holzeinschlagsstatistik wurden 2012 62 % des Waldholzes an stoffliche Holzverwender geliefert, die wiederum ihre Produktionsreste teilweise der energetischen Verwendung zuführen [257]. Damit wird letztlich 40 % des Waldholzes einer stofflichen Nutzung als Halbware in Bayern zugeführt [257]. Deshalb sollten auch in der ExpResBio-Projektphase I Ökobilanzdatensätze der Herstellung von Holzprodukten, d. h. Holz-Halbwaren, integriert werden, die repräsentativ für die in diesem Bereich tätigen Unternehmen der Holzwirtschaft in Bayern sind. Die Gründe für die Durchführung und die beabsichtigte Anwendung dieser Ökobilanzen ist demnach die Abbildung der Umweltwirkungen der Herstellung stofflich genutzter Holzprodukte der ersten Verarbeitungsstufe in Bayern. Zur ersten Verarbeitungsstufe gehören nach der Clusterstudie Forst und Holz in Bayern [339] die Sägeindustrie, die Furnier- und Sperrholzindustrie, die Holzwerkstoffindustrie sowie die Holzstoff- und Zellstoffindustrie (hier „Papierindustrie“).

9.2.2 Systemdarstellung und Systemgrenzen

Der Fokus der Bilanzierung lag auf der Transformation [B] der Rohstoffe zu Holzprodukten der ersten Verarbeitungsstufe (Schnittholz, Spanplatten, Papier). Vorleistungen [V] sind ebenso mit bilanziert und abgebildet. Die Erzeugung und Bereitstellung von Rohstoffen aus der forstlichen Produktion [A1-3] und der Rohholztransport kann Kapitel 8 entnommen werden. Die Kohlenstoffaufnahme im Wald durch die Photosynthese ist in Kapitel 8 nicht eingerechnet, daher sind keine biogenen Kohlenstoffflüsse in den Modellen und Wirkungskategorien abgebildet. Biogene Kohlenstoffbilanzen können aber manuell aus den Holzflüssen mit dem gegebenen Kohlenstoffgehalt der Trockenmasse von Holz von 49,4 % [396] errechnet werden. Die betrachteten Modelle stellen Gate-to-Gate-Systeme dar, werden die forstliche Produktion und der Rohholztransport mit einbezogen Cradle-to-Gate.

Mit dem Projekt "Konkurrenz um Holz" [426] lagen für Bayern bereits Durchschnittsmo-
delle vor, die an die ExpResBio-Methodik angepasst und aktualisiert wurden [47]. Ge-
ringfügige Unterschiede werden in Kapitel 9.5.1 diskutiert.

Insbesondere die Schnittholzproduktion konnte variabler und detaillierter abgebildet wer-
den. Die Sägeindustrie produziert sägerauhes frisches Schnittholz (SH), welches mit
Prozessen wie Trocknen, Schleifen (im Fall von Laubschnittholz) und Hobeln (im Fall
von Nadelschnittholz) weiterverarbeitet wird. Diese weiteren Verarbeitungsschritte wer-
den noch der ersten Verarbeitungsstufe der Sägewerke zugeordnet.

Die Holzwerkstoffindustrie in Bayern beschränkt sich auf zwei Spanplattenwerke, sowie
ein Werk zur Herstellung von Palettenklötzchen. Die Palettenklötzchenproduktion wird
vereinfacht der Spanplattenproduktion zugeschrieben, da diese auch verleimte gepres-
ste Holzspäne darstellen (vergleichbar mit Spanplatte, roh, unbeschichtet).

Die Produktion von Furnieren in Bayern wird vernachlässigt, da diese sehr gering ist.
Gegenüber der Menge an produzierten Spanplatten beträgt die Menge an produziertem
Furnier lediglich 0,65 % [31].

Für die Papierproduktion konnte allerdings aufgrund der schwierigen Datenlage nach wie
vor nur ein Durchschnitts-Papier modelliert werden, obwohl die bayerische Papierindust-
rie die unterschiedlichen Sortimente grafische Papiere, Hygienepapiere und Verpa-
ckungspapiere produziert. Im Vergleich zum deutschlandweiten Durchschnitt ist in Bay-
ern die Herstellung grafischer Papiere etwas höher, die Herstellung von Hygienepapie-
ren etwas geringer [433]. Diese kleinen Unterschiede werden jedoch vernachlässigt und
aufgrund der verfügbaren Daten [426] der deutsche Papier-Mix angenommen. Techno-
logisch sind Papierfabriken je Sortiment europaweit vergleichbar.

9.2.3 Bezugsgröße und funktionelle Einheit

Die funktionelle Einheit von Nadel- bzw. Laubschnittholz ist ein Kubikmeter, welcher im
bayernweiten Durchschnitt (Stand 2015) in allen gängigen Dimensionen als Balken, Boh-
le, Vierkantholz oder Latte produziert wird und am Werkstor vorliegt. Für frisches Nadel-
bzw. Laubschnittholz wurde aufgrund teilweiser Liegezeiten auf dem Lagerplatz die
durchschnittliche Feuchte mit 55 % angenommen. Für kammergetrocknetes Nadel-
schnittholz wird durch die technische Trocknung eine durchschnittliche Feuchte von
12 % erzielt, für kammergetrocknetes Laubschnittholz 8 %. Hobelware aus Nadelschnit-
tholz ist technisch getrocknetes Nadelschnittholz mit einer durchschnittlichen Feuchte von
12 % und auf mindestens einer Seite maschinell bearbeitet. Getrocknetes und geschlif-
fenes Laubschnittholz ist technisch getrocknetes Laubschnittholz mit einer durchschnittli-
chen Feuchte von 8 % und auf allen vier Seiten maschinell abgeschliffen. Die jeweiligen
Produkte werden verpackt und erhalten sonst keine weitere Behandlung.

Die funktionelle Einheit der Spanplatte ist ebenfalls ein Kubikmeter, welcher im bayern-
weiten Durchschnitt (Stand 2015) aus Holzspänen, verschiedenen Leimen, Harzen und

anderen Zusätzen produziert und verpackt wird und am Werkstor vorliegt. Das Produkt erhält sonst keine weitere Behandlung.

Die funktionelle Einheit von Papier ist eine Tonne, welche im durchschnittlichen deutschen Mix (Stand 2012) aller Sorten (grafische Papiere, Verpackungspapiere, Hygienepapiere) aus Industrierestholz, Industrieholz und Altpapier produziert wird und am Werkstor vorliegt.

9.2.4 Beschreibung der Produktsysteme

Zur Analyse der wesentlichen Produktsysteme im Bereich der stofflichen Nutzung in Bayern wurden folgende Produktsysteme untersucht:

- Schnittholzproduktion (Nadel- und Laubschnittholz, jeweils frisch, kammergetrocknet und gehobelt/geschliffen)
- Spanplattenproduktion (roh, unbeschichtet)
- Papierproduktion (grafische Papiere, Hygienepapiere und Verpackungspapiere im Mix)

In der bayerischen Sägeindustrie zeigt sich ein hoher Anteil kleiner und mittlerer Betriebe (Einschnitt <20.000 fm bei Laubholz bzw. <50.000 fm bei Nadelholz) im Vergleich zum deutschlandweiten Durchschnitt [339][349][31]. Des Weiteren kommen verschiedene Sägetechnologien zum Einsatz: Gatter- und Bandsägen sowie im Falle von Nadelholz zusätzlich Profilerspaner in Kombination mit meist Kreissägen. Mit Hilfe der Clusterstudie Forst und Holz in Bayern [339] sowie der aktuellen Statistik des verarbeitenden Gewerbes [31] wurden die verschiedenen Größenklassen der Sägeindustrie mit deren jeweiliger Sägetechnologie und daraus resultierenden Schnittholzausbeuten und Sägenebenprodukten abgebildet. Um die beschriebenen funktionellen Einheiten ausweisen zu können, wurde im Ökobilanzmodell Größenklasse und Sägetechnologie aggregiert (jeweils für Nadel- und Laubschnittholz). Dabei kommen bei Nadelholzsägern zu 68 % Profilerspaner, zu 28 % Gattersägen und zu 4 % Bandsägen zum Einsatz (nach der Clusterstudie Forst und Holz in Bayern [339], angepasst mit Information von Herrn STEFAN FRIEDRICH [168]). Eingeschnitten wird zu 96 % Fichte und zu 4 % Kiefer [31]. Bei Laubholzsägern kommen zu 46 % Gattersägen und zu 54 % Bandsägen zum Einsatz ([339][56]). Eingeschnitten wird zu 84 % Buche und zu 16 % Eiche [31]. Die Modelle wurden so erstellt, dass beispielsweise technologische Varianten analysiert werden können.

Für Spanplatten und Papier werden Daten von für Deutschland gültigen Ökobilanzen übernommen, da sich Spanplattenwerke und Papierfabriken inzwischen europaweit in Struktur und Technologie vergleichen lassen (vgl. [349][433]).

Im Folgenden werden alle modellierten Prozesse sowie deren zu Grunde liegenden Input/Output-Flüsse genauer erläutert. Alle Prozesse der Vorleistungen [V] sind in die spe-

zifischen Transport [T], Logistik [L] und Transformationsprozesse [B] integriert, da sie diesen direkt zugeordnet werden können.

Aufgrund der vorliegenden Datenlage stellen die hier abgebildeten Daten die Eingangsdaten der Ökobilanzmodelle bereits dar. Sie sind stets pro funktioneller Einheit des jeweiligen Produktes (m^3 für Schnittholz und Spanplatten, t für Papier) angegeben. Die diesen Flüssen zu Grunde liegenden Prozessparameter, wie sie in vorhergehenden Kapiteln abgebildet sind, waren nicht verfügbar, da sie der Geheimhaltung unterliegen. In Branchen, in denen es regional nur wenige Marktteilnehmer gibt, z.B. Holzwerkstoff- und Papierindustrie, ist eine vollständige Offenlegung aus Konkurrenz- und Datenschutzgründen nicht möglich. Unternehmen dieser Branchen entschließen sich zur Weitergabe ihrer Daten nur unter der Voraussetzung der Verschlüsselung interner, unternehmensbezeichnender Parameter, z.B. in Form von aggregierten Input/Output-Inventaren. Trotz mangelnder Transparenz ist die Darstellung dieser Inventare sehr nützlich und informativ, da sie das Ergebnis der Kombination aus Parametern (analog zum Vorgehen für die anderen Systeme in ExpResBio) darstellen und somit als Vergleichswert für andere Studien dienen können. Tabelle 139 bis Tabelle 150 können demnach als Sachbilanzen angesehen werden, die sich auf die jeweilige funktionelle Einheit und deren Koppelprodukte (vor Allokation) bezieht. Daher sind direkte Emissionen der Transformationsprozesse und innerbetrieblicher Logistikprozesse in den Tabellen mit abgebildet. Die Emissionen der Transportprozesse [T], der außerbetrieblichen Logistikprozesse [L1] und der Vorleistungen [V] wurden der GaBi Datenbank [403] entnommen. Eine Ausnahme bilden die Emissionen der Bereitstellung von Gebäuden und Maschinen [V1][V2], die der ecoinvent Datenbank [399] entnommen wurden.

9.2.4.1 Schnittholzproduktion

[A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse

Die Erzeugung und Bereitstellung des Rundholzes ist Kapitel 8 entnommen.

[T1] Transport Biomasse

Der Transport des Rundholzes zum Sägewerk ist ebenfalls Kapitel 8 entnommen, wobei für Nadelholz eine durchschnittliche Anlieferung von 46 km und für Laubholz von 90 km hinterlegt sind (einfache Strecke) [339].

[L2] Innerbetrieblicher Transport

Gabelstapler, Förderbänder und Stapelanlagen werden zu werksinternen Transporten im Sägewerk zusammengefasst. Diese benötigen daher Diesel, Schmiermittel und elektrische Energie. Die Werte stammen für Nadelschnittholz aus den deutschlandweiten Erhebungen [119], skaliert auf bayerische Durchsatzmengen an Stammholz und Zwischenprodukten pro erzeugten Kubikmeter frischem bzw. getrocknetem Schnittholz bzw. Hobelware. Für Laubschnittholz stammen die Daten aus den Erhebungen einer bayerischen Projektstudie [56]. Zu beachten ist, dass die Herstellung der Maschinen und Geräte [V1] zusammen mit dem Bau von Gebäuden und Infrastruktur [V2] bilanziert wurde, da der verfügbare Prozess der ecoinvent Datenbank [399] dies vorgibt. [V1] für [L2] ist somit in [V1] und [V2] für [B3.2] enthalten.

Alle Sachbilanzdaten für die Modellierung der innerbetrieblichen Transporte der Schnittholzproduktion in GaBi ts sind in Tabelle 139 für Nadelschnittholz und in Tabelle 140 für Laubschnittholz dargestellt.

Tabelle 139: Sachbilanzdaten der innerbetrieblichen Transporte von Nadelholzsägern

	Kenngröße	Wert	Einheit	Quelle	
[L2]	Innerbetrieblicher Transport				
[L2]	Gabelstapler, Förderbänder und Stapelanlagen	Direkte Emissionen pro m ³ frisches Schnittholz		[119]	
	CO ₂	2,45	kg	[119]	
	CO	12,33	g	[119]	
	NO _x	39,53	g	[119]	
	NM VOC	4,10	g	[119]	
	SO ₂	3,10	g	[119]	
	Direkte Emissionen pro m ³ kammergetrocknetes Schnittholz/Hobelware			[119]	
	CO ₂	3,61	kg	[119]	
	CO	18,14	g	[119]	
	NO _x	58,2	g	[119]	
	NM VOC	6,04	g	[119]	
	SO ₂	4,56	g	[119]	
[V4]	Diesel	Verbrauch pro m ³ frisches Schnittholz	0,85	kg	[119]
		Verbrauch pro m ³ kammergetrocknetes Schnittholz/Hobelware	1,25	kg	[119]
[V5]	Elektrische Energie	Verbrauch pro m ³ frisches Schnittholz	10,50	MJ	[119]
		Verbrauch pro m ³ kammergetrocknetes Schnittholz/Hobelware	23,10	MJ	[119]
[V8]	Schmieröl	Verbrauch pro m ³ frisches Schnittholz	14,68	g	[119]
		Verbrauch pro m ³ kammergetrocknetes Schnittholz/Hobelware	24,48	g	[119]

Tabelle 140: Sachbilanzdaten der innerbetrieblichen Transporte von Laubholzsägern

	Kenngroße	Wert	Einheit	Kommentar/ Quelle
[L2] Innerbetrieblicher Transport				
[L2] Gabelstapler, Förderbänder und Stapelanlagen	Direkte Emissionen pro m ³ frisches Schnittholz			
	CO ₂	1,04	kg	[56]
	CO	5,23	g	[56]
	NO _x	16,75	g	[56]
	NMVOC	1,74	g	[56]
	SO ₂	1,31	g	[56]
	Direkte Emissionen pro m ³ kammergetrocknetes/geschliffenes Schnittholz			
	CO ₂	4,32	kg	[56]
	CO	21,78	g	[56]
	NO _x	69,82	g	[56]
	NMVOC	7,25	g	[56]
	SO ₂	5,47	g	[56]
[V4] Diesel	Verbrauch pro m ³ frisches Schnittholz	0,38	kg	[56]
	Verbrauch pro m ³ kammergetrocknetes/geschliffenes Schnittholz	1,82	kg	[56]
[V5] Elektrische Energie	Verbrauch pro m ³ frisches Schnittholz	77,46	MJ	[56]
	Verbrauch pro m ³ kammergetrocknetes/geschliffenes Schnittholz	75,67	MJ	[56]
[V8] Schmieröl	Verbrauch pro m ³ frisches Schnittholz	0,76	kg	[56]
	Verbrauch pro m ³ kammergetrocknetes/geschliffenes Schnittholz	0,77	kg	[56]

[B] Transformation

[B3.2] Mechanische Transformation - Einschnitt

Die erste Stufe der Transformation ist der Einschnitt des Stammholzes zu frischem Schnittholz mit Gatter-, Band-, oder Profilerspanern mit Kombination [B3.2]. Diese benötigen elektrische Energie als Prozessenergie [V5], Schmierstoffe, Wasser und Stahl

für die Sägen als Betriebs- und Verbrauchsmaterialien [V8] sowie die Bereitstellung der Sägehalle mit Maschinen [V1][V2].

[B2.3] Trocknung

Die nächste Stufe der Transformation ist die technische Holz­trocknung [B2.3]. Durchschnittlich 33 % des frischen Nadelschnitt­holzes und 75 % des frischen Laubschnitt­holzes werden getrocknet [339][31]. Die Trockenkammer wird von einem Heizkessel mit Wärme versorgt, der wiederum mit den Sägenebenprodukten Rinde und Sägespäne aus dem Einschnitt gefeuert wird [V4]. Die Massen dieser Sägenebenprodukte werden beim Einschnitt mitbilanziert und so deren Bereitstellung dargestellt. Weiter benötigen Trockenkammer und Kessel Heizöl zum Anfeuern [V4], elektrische Energie [V5], Wasser und Schmieröl [V8] sowie die Bereitstellung des Kessels und der Kammer selbst [V1][V2].

[B3.2] Mechanische Transformation - Hobeln/Schleifen

Die letzte Stufe der betrachteten Transformation ist das Hobeln im Fall von Nadelschnitt­holz bzw. das Schleifen im Fall von Laubschnitt­holz [B3.2]. Durchschnittlich 7 % des getrockneten Nadelschnitt­holzes werden gehobelt und 54 % des getrockneten Laubschnitt­holzes werden geschliffen [339][31]. Dieser Prozess benötigt elektrische Energie [V5] sowie die Bereitstellung der Hobel- bzw. Schleifmaschine selbst [V1][V2].

Da stofflich genutzte Produkte verpackt werden, bevor sie weitere Verarbeitungen oder Nutzungen erfahren, wurde dies als [B1.4] nach der Transformation (Verpackung von frischem Schnitt­holz), dem Trocknungsprozess (Verpackung von getrocknetem Schnitt­holz) und dem Hobeln/Schleifen (Verpackung von Hobelwaren/geschliffenem Schnitt­holz) bilanziert.

Die Werte stammen wiederum für Nadelschnitt­holz aus den deutschlandweiten Erhebungen [119], skaliert auf bayerische Durchsatzmengen an Stammholz und Zwischen­produkten pro erzeugten Kubikmeter frischem bzw. getrocknetem Schnitt­holz bzw. Hobelware. Für Laubschnitt­holz stammen die Daten wiederum aus den Erhebungen der bayerischen Projektstudie [56].

Alle Sachbilanzdaten für die Modellierung der Transformationsprozesse der Schnitt­holzproduktion in GaBi ts sind in Tabelle 141 für Nadelschnitt­holz und Tabelle 142 für Laubschnitt­holz dargestellt.

Tabelle 141: Sachbilanzdaten der Transformationsprozesse von Nadelholzsägern

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Quelle
[B] Transformation				
[B3.2] Einschnitt	Anteil Gattersägen	28	%	[339]
	Anteil Bandsägen	4	%	[339]
	Anteil Profilerspaner	68	%	[339]
	Ausbeute Gattersägen	67	%	[339]
	Ausbeute Bandsägen	70	%	[339]
	Ausbeute Profilerspaner	56	%	[339]
	Anteil Kappstücke	0	%	[339]
	Anteil Rinde	12	%	[339]
	Anteil Sägespäne	26	%	[339]
	Anteil Hackschnitzel	50	%	[339]
	Anteil Schwarten	7	%	[339]
	Anteil Hobelspäne	5	%	[339]
[V1][V2] Bereitstellung Gebäude und Maschinen	Sägehalle mit Maschinen pro m ³	4,0E-7	Stück	[399]
[V5] Elektrische Energie	Verbrauch pro m ³	63,4	MJ	[119]
[V8] Schmieröl	Verbrauch pro m ³	85,5	g	[119]
[V8] Wasser	Verbrauch pro m ³	2,3	kg	[119]
[V8] Stahl	Verbrauch pro m ³	5,5	kg	[119]
[V8] Entsorgung Betriebsstoffe	Siedlungsabfälle pro m ³	91,3	g	[119]
[B1.4] Verpackung von frischem Nadelschnittholz	Schnittholz pro m ³	1,5	kg	[119]
	Karton pro m ³	24	g	[119]
	Stahl pro m ³	88	g	[119]
[B2.3] Trocknung	Direkte Emissionen Trockenkammer pro m ³			
	Ethanal	2	g	[119]
	Methanal	2	g	[119]
	Methanol	22	g	[119]
	VOC	167	g	[119]
	Direkte Emissionen Heizkessel pro m ³			
	Arsen	14,4	mg	[119]
	Cadmium	0,7	mg	[119]
	CO ₂ fossil	610	g	[119]

	Kenngröße	Wert	Einheit	Quelle
	CO	54,5	g	[119]
	Chrom	13,3	mg	[119]
	Kupfer	148,0	mg	[119]
	Blei	308,0	mg	[119]
	Quecksilber	62,9	µg	[119]
	Methan	19,6	g	[119]
	Nickel	73,5	mg	[119]
	NO _x	267,3	g	[119]
	N ₂ O	460,0	mg	[119]
	NM VOC	42,8	g	[119]
	SO ₂	23,9	g	[119]
	Zink	0,3	mg	[119]
[V1][V2] Bereitstellung Gebäude und Maschinen	Heizkessel pro m ³	4,4E-5	Stück	[399]
	Trockenkammer pro m ³	1,8E-5	Stück	[399]
[V4] Brennstoffe	Rinde pro m ³	42,0	kg	[119]
	Sägespäne pro m ³	59,3	kg	[119]
	Altholz pro m ³	11,7	kg	[119]
	Heizöl pro m ³	44,6	g	[119]
[V4] Entsorgung Asche	Aschedeponierung pro m ³	2,8	kg	[119]
[V5] Elektrische Energie	Verbrauch pro m ³	65,2	MJ	[119]
[V8] Schmieröl	Verbrauch pro m ³	23,5	g	[119]
[V8] Wasser	Verbrauch pro m ³	16,8	kg	[119]
[B1.4] Verpackung von getrocknetem Schnittholz	Schnittholz pro m ³	1,8	kg	[119]
	Karton pro m ³	34,0	g	[119]
	Polyethylen Folie pro m ³	0,3	kg	[119]
	Stahl pro m ³	0,3	kg	[119]
[B3.2] Hobeln				
[V1][V2] Bereitstellung Gebäude und Maschinen	Hobelwerk pro m ³	8,0E-7	Stück	[399]
[V5] Elektrische Energie	Verbrauch pro m ³	82,1	MJ	[119]
[B1.4] Verpackung von Hobelware	Schnittholz pro m ³	3,9	kg	[119]
	Karton pro m ³	80,9	g	[119]
	Polyethylen Folie pro m ³	0,7	kg	[119]
	Stahl pro m ³	0,2	kg	[119]

Tabelle 142: Sachbilanzdaten der Transformationsprozesse von Laubholzsägern

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Quelle
[B] Transformation				
[B3.2] Einschnitt	Anteil Gattersägen	46	%	[339]
	Anteil Bandsägen	54	%	[339]
	Ausbeute Gattersägen	65	%	[339]
	Ausbeute Bandsägen	62	%	[339]
	Anteil Kappstücke	5	%	[339]
	Anteil Rinde	18	%	[339]
	Anteil Sägespäne	26	%	[339]
	Anteil Hackschnitzel	20	%	[339]
	Anteil Schwarten	28	%	[339]
	Anteil Schleifstaub	3	%	[339]
[V1][V2] Bereitstellung Gebäude und Maschinen	Sägehalle mit Maschinen pro m ³	4,0E-7	Stück	[399]
[V5] Elektrische Energie	Verbrauch pro m ³	64,0	MJ	[56]
[V8] Schmieröl	Verbrauch pro m ³	61,4	g	[56]
[V8] Wasser	Verbrauch pro m ³	5,3	kg	[56]
[V8] Stahl	Verbrauch pro m ³	44,8	g	[56]
[V8] Entsorgung Betriebsstoffe	Siedlungsabfälle pro m ³	215,0	g	[56]
[B1.4] Verpackung von frischem Laubschnittholz	Schnittholz pro m ³	3,1	kg	[119]
	Polyethylen Folie pro m ³	168	g	[119]
	Stahl pro m ³	1	kg	[119]
[B2.3] Trocknung	Direkte Emissionen Trockenkammer pro m ³			[56]
	Ethanal	2	g	[56]
	Methanal	2	g	[56]
	Methanol	22	g	[56]
	VOC	167	g	[56]

	Kenngröße	Wert	Einheit	Quelle
	Direkte Emissionen Heizkessel pro m ³			
	Arsen	3,1	µg	[56]
	Benzene	3,9	µg	[56]
	Benzo(a)pyrene	0,1	mg	[56]
	Cadmium	56,1	µg	[56]
	CO ₂ fossil	51,5	g	[56]
	CO	92,9	g	[56]
	Chrom	0,1	mg	[56]
	Kupfer	49,1	µg	[56]
	Staub PM ₁₀	9,3	g	[56]
	Staub PM _{2,5}	6,0	g	[56]
	Staub, restliche	11,0	g	[56]
	Chlorwasserstoff	2,4	g	[56]
	Fluorwasserstoff	80,4	mg	[56]
	Blei	0,1	mg	[56]
	Quecksilber	0,2	µg	[56]
	Methan	28,6	g	[56]
	Nickel	25,6	µg	[56]
	NO _x	202,6	g	[56]
	N ₂ O	4,3	g	[56]
	NMVOC	9,5	g	[56]
	SO ₂	18,8	g	[56]
	Vanadium	3,2	µg	[56]
	Zink	1,4	mg	[56]
[V1][V2] Bereitstellung Gebäude und Maschinen	Heizkessel pro m ³	4,5E-5	Stück	[399]
	Trockenkammer pro m ³	6,1E-5	Stück	[399]
[V4] Brennstoffe	Rinde pro m ³	56,5	kg	[56]
	Sägespäne pro m ³	62,0	kg	[56]
	Heizöl pro m ³	59,0	g	[56]
[V4] Entsorgung Asche	Aschedeponierung pro m ³	4,4	kg	[56]
[V5] Elektrische Energie	Verbrauch pro m ³	132,3	MJ	[56]
[V8] Wasser	Verbrauch pro m ³	25,5	kg	[56]

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Quelle
[B1.4] Verpackung von getrocknetem Laubschnittholz	Schnittholz pro m ³	3,1	kg	[119]
	Polyethylen Folie pro m ³	168	g	[119]
	Stahl pro m ³	1	kg	[119]
[B3.2] Hobeln				
[V1][V2] Bereitstellung Gebäude und Maschinen	Hobelwerk pro m ³	8,0E-7	Stück	[399]
[V5] Elektrische Energie	Verbrauch pro m ³	104,8	MJ	[56]
[B1.4] Verpackung von geschliffenem Laubschnittholz	Schnittholz pro m ³	3,9	kg	[119]
	Polyethylen Folie pro m ³	0,7	kg	[119]
	Stahl pro m ³	0,2	kg	[119]

Bezeichnung Produktsystem: Herstellung von Schnittholz		Produktion	Anwendung	Reststoff- und Abfallbehandlung	Ergänzende Informationen
Rohstoffgewinnung					
<input checked="" type="checkbox"/> [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse <input type="checkbox"/> [A1] Bestandesbegründung <input type="checkbox"/> [A1.1] Bodenaufbereitung <input type="checkbox"/> [A1.2] Pflanzen/Aussaat <input type="checkbox"/> [A1.3] sonstige Flächenvorbereitung <input checked="" type="checkbox"/> [A2] Bestandesführung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand <input checked="" type="checkbox"/> [A2.2] Zaubau <input checked="" type="checkbox"/> [A2.3] Düngung <input type="checkbox"/> [A2.4] Kalkung <input type="checkbox"/> [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung <input type="checkbox"/> [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen <input type="checkbox"/> [A3] Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.1] Ernte Biomasse <input checked="" type="checkbox"/> [A3.2] Vorfahren zur Straße <input type="checkbox"/> [A3.3] Aufarbeitungsprozesse nach Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.4] Aufladen auf LKW/Traktor <input type="checkbox"/> [A4] nicht-zuordenbar <input type="checkbox"/> [A4.1] C-Speicher <input type="checkbox"/> [A4.2] N.O-Filbhe <input type="checkbox"/> [A4.3] andere Feldmissionen <input type="checkbox"/> [A4.4] Aufladen auf von Personal <input checked="" type="checkbox"/> [A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelegerten Systemen	<input checked="" type="checkbox"/> [B] Transformation <input type="checkbox"/> [B1] Lagerung <input type="checkbox"/> [B1.1] Biomasselagerung <input type="checkbox"/> [B1.2] Trocknung <input type="checkbox"/> [B1.3] Ernted Bearbeitung <input checked="" type="checkbox"/> [B1.4] Verpacken <input type="checkbox"/> [B2] Vorbehandlung <input type="checkbox"/> [B2.1] Reinigung <input type="checkbox"/> [B2.2] Zerklüftung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.3] Trocknung <input type="checkbox"/> [B3] Umwandlung <input type="checkbox"/> [B3.1] chemische Transformation <input checked="" type="checkbox"/> [B3.2] mechanische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.3] biologische Transformation	<input type="checkbox"/> [C] Konversion <input type="checkbox"/> [C1] Stromerzeugung <input type="checkbox"/> [C2] Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C3] Kombinierte Strom und Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C4] Bereitstellung Antriebsenergie (z. B. für Mobilität) <input type="checkbox"/> [C5] Abgasreinigung	<input type="checkbox"/> [D] Nutzung <input type="checkbox"/> [D1] C-Speicher Produkt <input type="checkbox"/> [D2] Energiespeicherung	<input type="checkbox"/> [E] Abfallbewirtschaftung <input type="checkbox"/> [E1] Vorbereitung zur Wiederverwendung <input type="checkbox"/> [E2] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [E3] energetische Verwertung <input type="checkbox"/> [E4] Beseitigung	<input type="checkbox"/> [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze <input type="checkbox"/> [F1] Gutscheine für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F3] Indirekte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F4] Gutscheine für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte <input type="checkbox"/> [F5] Gutscheine für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung <input type="checkbox"/> [G] Substitution von Produkten eines Referenzsystems <input type="checkbox"/> [G1] Referenzsystem Hauptprodukt
<input checked="" type="checkbox"/> [L] Betriebliche Logistik <input type="checkbox"/> [L1] außerbetrieblicher Transport <input checked="" type="checkbox"/> [L2] innerbetrieblicher Transport	<input checked="" type="checkbox"/> [M] Vorleistungen <input checked="" type="checkbox"/> [M1] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Geräten <input checked="" type="checkbox"/> [M2] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen <input checked="" type="checkbox"/> [M3] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln <input type="checkbox"/> [M4] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten <input type="checkbox"/> [M5] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien <input type="checkbox"/> [M6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern <input type="checkbox"/> [M7] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien <input type="checkbox"/> [M8] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur	<input checked="" type="checkbox"/> [T] Transporte <input checked="" type="checkbox"/> [T1] Transport Biomasse <input type="checkbox"/> [T2] Transport Zwischenprodukte <input type="checkbox"/> [T3] Transport Endprodukte <input type="checkbox"/> [T4] Transport Koppelprodukte und Abfälle	<input type="checkbox"/> [V3] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut <input type="checkbox"/> [V6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern		
Geographische Repräsentativität: Bayern	Zeitliche Repräsentativität: 2015	Anmerkungen: [A] und [T1] aus Modellen zur Rohholzbereitstellung übernommen Sägenprodukte werden per Allokation nach ökonomischem Wert abgekoppelt.			

Abbildung 157: Systemdarstellung für die Modelle der Schnittholzproduktion

9.2.4.2 Spanplattenproduktion

[A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen

Die Spanplattenindustrie bezieht an Sägenebenprodukten Sägespäne, Schwarten und Hackschnitzel von Nadelholzsägern [A5]. Diese wurden per Allokation nach ökonomischem Wert von obigem Produktsystem abgekoppelt und gingen in das Produktsystem der Spanplattenproduktion ein. Weiter werden Industrieholz (zum größten Teil Fichte angenommen) eingesetzt, dessen Bereitstellung in Prozessgruppe [A3] fällt und Kapitel 8 entnommen werden kann. Das eingesetzte Altholz [A5] wurde mengenmäßig mit aufgenommen, bringt aber definitionsgemäß keine Umweltwirkungen mit ins System. Die Sachbilanzdaten für die Modellierung der Rohstoffbereitstellung zur Spanplattenproduktion sind in Tabelle 143 dargestellt

Tabelle 143: Sachbilanzdaten der Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen zur Spanplattenproduktion

	Kenngroße	Wert	Einheit	Quelle
[A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen				
[A5] Sägenebenprodukte	Menge Sägespäne pro m ³	146	kg	[349]
	Menge Schwarten pro m ³	157	kg	[349]
	Menge Hackschnitzel pro m ³	95	kg	[349]
[A5] Altholz	Menge Altholz pro m ³	126	kg	[349]

[T2] Transport Zwischenprodukte

Die Holzrohstoffe werden per 40 t Gesamtgewicht Lkw der Emissionsklasse Euro 3 transportiert. Die Transportdistanzen der Sägenebenprodukte beträgt 63 km [339], für Altholz wurden 50 km angenommen. Der Transport des Industrieholzes fällt in die Prozessgruppe [T1] und kann Kapitel 8 entnommen werden, die Distanz wurde ebenfalls mit 50 km angenommen. Diese Basisannahmen sind in Tabelle 144 dargestellt.

Tabelle 144: Basisannahmen der Transporte von Zwischenprodukten zur Spanplattenproduktion

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
[T2] Transport Zwischenprodukte				
[T2] Transport Sägenebenprodukte	Distanz	63	km	[339]
	Auslastung	50	%	vgl. Kapitel 8.1.4
[T2] Transport Altholz	Distanz	50	km	regionale Anlieferung angenommen
	Auslastung	50	%	vgl. Kapitel 8.1.4

[L1] auÙerbetrieblicher Transport

Der Transport der Bindemittel, Zusätze sowie der Betriebsstoffe wurde wie der Transport der Biomasse mit 40 t Gesamtgewicht Lkw über eine Distanz von 50 km angenommen. Diese Basisannahmen sind in Tabelle 145 dargestellt.

Tabelle 145: Basisannahmen auÙerbetrieblicher Transporte zur Spanplattenproduktion

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
[L1] auÙerbetrieblicher Transport				
[L1] Transport Bindemittel und Zusätze	Distanz	50	km	Regionale Anlieferung angenommen
	Auslastung	85	%	[403]
[V4] Diesel	Verbrauch pro m ³	39,1	g	[403]
[L1] Transport Betriebsstoffe	Distanz	50	km	Regionale Anlieferung angenommen
	Auslastung	85	%	[403]
[V4] Diesel	Verbrauch pro m ³	80,0	mg	[403]

[L2] Innerbetrieblicher Transport

Für den innerbetrieblichen Transport wurde ein Gabelstapler mit Dieselmotor angenommen. Dessen Sachbilanzdaten zur Modellierung sind in Tabelle 146 dargestellt.

Tabelle 146: Sachbilanzdaten innerbetrieblicher Transporte zur Spanplattenproduktion

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
[L2] Innerbetrieblicher Transport				
[L2] Gabelstapler	Direkte Emissionen pro m ³			
	Benzo{a}pyrene	4,9	µg	[403]
	CO ₂	1,1	kg	[403]
	CO	7,9	g	[403]
	NO _x	27,9	g	[403]
	NM VOC	7,6	g	[403]
[V4] Diesel	Verbrauch pro m ³	604,0	g	[349]

[B] Transformation

Im Spanplattenwerk werden die Holzrohstoffe mit Bindemitteln (Melamin-Harnstoff-Formaldehydharze, Phenol-Formaldehyd- und Polymeres Diphenylmethandiisocyanat-Bindemittel) und weiteren Zusätzen (Paraffine zur Hydrophobierung, Harnstoff, Polyol und Brandhemmer auf Polyphosphatbasis) vermischt und zu Platten gepresst [B3.2]. Die Bereitstellung der Bindemittel und Zusätze kann der zu Grunde liegenden Studie von RÜTER und DIEDERICHS [349] entnommen werden. Des Weiteren werden thermische Energie aus Holz, die im Werk aus den Reststoffen der Produktion erzeugt wird, Prozessdampf erzeugt aus Erdgasfeuerungen und Strom [V5] sowie Wasser, Schmiermittel und Stahl für die Maschinen [V8] benötigt. Die Bereitstellung von Gebäuden und Maschinen wurde als [V1] und [V2], die Verpackung der Spanplatten als Prozessgruppe [B1.4] mitbilanziert. Die Sachbilanzdaten für die Modellierung der Transformationsprozesse zur Spanplattenproduktion sind in Tabelle 147 dargestellt.

Tabelle 147: Sachbilanzdaten der Transformationsprozesse zur Spanplattenproduktion

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
[B] Transformation				
[B1-3] Herstellung von Spanplatten	Direkte Emissionen des Werks pro m ³			
	Ethanal	480,7	g	[349]
	Staub (PM ₁₀)	40,0	g	[349]
	Methanal	9,2	g	[349]
	Methanol	25,2	g	[349]
	NM VOC	724,9	g	[349]

	KenngroÙe	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
[V1][V2] Bereitstellung Gebäude und Maschinen	Spanplattenwerk mit Maschinen pro m ³	3,3E-8	Stück	[399]
[V5] Elektrische Energie	Verbrauch pro m ³	368,7	MJ	[349]
[V5] Prozessdampf	Verbrauch pro m ³	69	MJ	[349]
[V5] Thermische Energie	aus Reststoffen der Produktion pro m ³	3213,7	MJ	[349]
	aus Heizöl, leicht pro m ³	17,2	MJ	[349]
[V8] Bindemittel pro m ³	Melamin-Harnstoff-Formaldehydharz	3,7	kg	[349]
	Harnstoff-Formaldehydharz	42,8	kg	[349]
	Phenol-Formaldehydharz	1,5	kg	[349]
	Polymeres Diphenylmethandiisocyanat-Bindemittel	4,0	kg	[349]
[V8] Zusätze pro m ³	Tetrafluoroethylene Trennmittel	3,0	g	[349]
	Polyol	56,0	g	[349]
	Paraffine (Hydrophobierung)	4,4	kg	[349] 40 % Wasser
	Harnstoff (Formaldehydfänger)	1,3	kg	[349]
	Polyphosphat (Brandhemmer)	0,2	kg	[349]
[V8] Schmieröl	Verbrauch pro m ³	56,0	g	[349]
[V8] Wasser	Verbrauch pro m ³	202,7	kg	[349]
[V8] Stahl	Verbrauch pro m ³	63,0	g	[349]
[V8] Entsorgung Betriebsstoffe	Siedlungsabfälle pro m ³	119,0	g	[349]
[B1.4] Verpackung von Spanplatten	Schnittholz pro m ³	5,2	kg	[349]
	Polyethylen Folie pro m ³	161	g	[349]
	Stahl pro m ³	58	g	[349]
	Karton pro m ³	129,9	g	[349]

Bezeichnung Produktsystem: Herstellung von Spanplatten		Produktion	Anwendung	Resstoff- und Abfallbehandlung	Ergänzende Informationen	
Rohstoffgewinnung						
<input checked="" type="checkbox"/> [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse <input type="checkbox"/> [A1] Bestandesbegründung <input checked="" type="checkbox"/> [A1.1] Bodenaufbereitung <input checked="" type="checkbox"/> [A1.2] Pflanzen/Aussaat <input type="checkbox"/> [A1.3] sonstige Flächenvorbereitung <input type="checkbox"/> [A2] Bestandesführung <input checked="" type="checkbox"/> [A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand <input checked="" type="checkbox"/> [A2.2] Zaubau <input checked="" type="checkbox"/> [A2.3] Düngung <input type="checkbox"/> [A2.4] Kalkung <input type="checkbox"/> [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung <input type="checkbox"/> [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen <input type="checkbox"/> [A3] Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.1] Ernte Biomasse <input checked="" type="checkbox"/> [A3.2] Vorliefern zur Straße <input type="checkbox"/> [A3.3] Aufarbeitungsprozesse nach Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.4] Aufladen auf LKW/Traktor <input type="checkbox"/> [A4] nicht-zuordenbar <input type="checkbox"/> [A4.1] C-Speicher <input type="checkbox"/> [A4.2] N/O-Fische <input type="checkbox"/> [A4.3] andere Feldmissionen <input type="checkbox"/> [A4.4] Aufladen auf von Personal		<input checked="" type="checkbox"/> [B] Transformation <input type="checkbox"/> [B1] Lagerung <input checked="" type="checkbox"/> [B1.1] Biomasselagerung <input checked="" type="checkbox"/> [B1.2] Produktlagerung <input checked="" type="checkbox"/> [B1.3] Ert- und Beladung <input checked="" type="checkbox"/> [B1.4] Verpacken <input type="checkbox"/> [B2] Vorbehandlung <input type="checkbox"/> [B2.1] Reinigung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.2] Zerkleinerung <input checked="" type="checkbox"/> [B2.3] Trocknung <input type="checkbox"/> [B3] Umwandlung <input checked="" type="checkbox"/> [B3.1] chemische Transformation <input checked="" type="checkbox"/> [B3.2] mechanische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.3] biologische Transformation	<input type="checkbox"/> [C] Konversion <input type="checkbox"/> [C1] Stromerzeugung <input type="checkbox"/> [C2] Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C3] Kombinierte Strom und Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C4] Bereitstellung Antriebsenergie (z. B. für Mobilität) <input type="checkbox"/> [C5] Abgasreinigung	<input type="checkbox"/> [D] Nutzung <input type="checkbox"/> [D1] C-Speicher Produkt <input type="checkbox"/> [D2] Energiespeicherung	<input type="checkbox"/> [E] Abfallbewirtschaftung <input type="checkbox"/> [E1] Vorbereitung zur Wiederverwendung <input type="checkbox"/> [E2] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [E3] energetische Verwertung <input type="checkbox"/> [E4] Beseitigung	<input type="checkbox"/> [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze <input type="checkbox"/> [F1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F3] Indirekte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F4] Gutschriften für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte <input type="checkbox"/> [F5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung
<input checked="" type="checkbox"/> [L] Betriebliche Logistik <input checked="" type="checkbox"/> [L1] außerbetrieblicher Transport <input checked="" type="checkbox"/> [L2] innerbetrieblicher Transport		<input checked="" type="checkbox"/> [T] Transporte <input type="checkbox"/> [T1] Transport Biomasse <input checked="" type="checkbox"/> [T2] Transport Zwischenprodukte <input type="checkbox"/> [T3] Transport Endprodukte <input type="checkbox"/> [T4] Transport Koppelprodukte und Abfälle			<input type="checkbox"/> [G] Substitution von Produkten eines Referenzsystems <input type="checkbox"/> [G1] Referenzsystem Hauptprodukt	
<input checked="" type="checkbox"/> [V] Vorleistungen <input checked="" type="checkbox"/> [V1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten <input checked="" type="checkbox"/> [V2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur <input checked="" type="checkbox"/> [V3] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut <input checked="" type="checkbox"/> [V4] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen <input checked="" type="checkbox"/> [V5] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien <input checked="" type="checkbox"/> [V6] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern <input type="checkbox"/> [V7] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln <input checked="" type="checkbox"/> [V8] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien						
Geographische Repräsentativität: Bayern		Zeitliche Repräsentativität: 2015			Anmerkungen: [A] und [T1] für Industrieholz aus Modellen zur Rohholzbereitstellung übernommen. [A5] Sägenprodukte aus Modellen zur Schmitzholzbereitstellung per ökonomischer Analyse. [B1-3] alle Prozesse des Spanplattenwerks aggregiert	

Abbildung 158: Systemdarstellung für die Modelle der Spanplattenproduktion

9.2.4.3 Papierproduktion

[A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen

Die Papierindustrie bezieht Hackschnitzel von Nadelholzsägern [A5], welche per Allokation nach ökonomischem Wert vom Produktsystem der Nadelschnittholzproduktion abgekoppelt werden und in das Produktsystem der Papierproduktion eingehen. Weiter werden Industrieholz Fichte und Buche [287] eingesetzt, dessen Bereitstellung in Prozessgruppe [A3] fällt und Kapitel 8 entnommen werden kann. Zudem kommen aus vorgelagerter Produktion Sulfat- und Sulfitzellstoff sowie Holzschliff in das System [A5], deren Bereitstellung der ecoinvent Datenbank [399] entnommen wurde. Das eingesetzte Altpapier wurde mengenmäßig mit aufgenommen, bringt aber definitionsgemäß keine Umweltwirkungen mit ins System. Die meisten Daten wurden vom Verband Bayerischer Papierfabriken für das Projekt Konkurrenz um Holz [344] zur Verfügung gestellt und dürfen im Folgenden nicht veröffentlicht werden (siehe Tabelle 148).

Tabelle 148: Sachbilanzdaten der Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen zur Papierproduktion

	Kenngroße	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
[A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen				
[A5] Sägenebenprodukte	vertraulich			[287]
[A5] Zellstoff	vertraulich			[287]
[A5] Altpapier	vertraulich			[287]

[T2] Transport Zwischenprodukte

Hackschnitzel werden per 40 t Gesamtgewicht Lkw der Emissionsklasse Euro 3 über eine Distanz von 63 km [339] transportiert. Für Zellstoffe und Altpapier wurden die Transporte aus dem Ökobilanzmodell der Papierproduktion innerhalb der Arbeitsgruppe Stoffstrommanagement [287] übernommen, dessen Daten wiederum vertraulich sind. Der Transport des Industrieholzes fällt in die Prozessgruppe [T1] und kann Kapitel 8 entnommen werden, die Distanz wird ebenfalls mit 50 km angenommen. Diese Basisannahmen sind in Tabelle 149 dargestellt.

Tabelle 149: Basisannahmen der Transporte von Zwischenprodukten zur Papierproduktion

	Kenngroße	Wert	Einheit	Quelle
[T2] Transport Zwischenprodukte				
[T2] Transport Sägen- nebenprodukte	Distanz	63	km	[339]
	Auslastung	50	%	vgl. Kapitel 8.1.4
[T2] Transport Zellstoff	vertraulich			[287]
[T2] Transport Altpapier	vertraulich			[287]

[B] Transformation

In der Papierfabrik werden die Sägennebenprodukte im Sulfit- oder Sulfatverfahren aufgeschlossen. Ebenso wird Altpapier zu Altpapierstoff aufbereitet. Die eingesetzten Chemikalien [V8], zusammen mit deren Anlieferung [L1], wurden dem zu Grunde liegenden Modell innerhalb der Arbeitsgruppe Stoffstrommanagement [287] entnommen und fallen auch unter vertrauliche Daten. In der Papiermaschine werden die Holzstoffe weiter zum jeweiligen Sortiment verarbeitet. Hier werden Brennstoffe [V4], thermische Energie aus Holzresten, Prozessdampf aus Erdgasfeuerungen und Strom [V5] benötigt sowie Wasser [V8], deren Daten ebenfalls vertraulich behandelt werden. Innerbetriebliche Transporte [L2] sind hier mit einbezogen. Die Bereitstellung von Gebäuden und Maschinen wird als Prozessgruppe [V1] und [V2] mitbilanziert. Die Sachbilanzdaten für die Modellierung der Transformationsprozesse zur Papierproduktion sind in Tabelle 150 dargestellt.

Tabelle 150: Sachbilanzdaten der Transformationsprozesse zur Papierproduktion

	Kenngroße	Wert	Einheit	Quelle
[B] Transformation				
[B1-3] Papierproduktion und Anteile Zellstoffproduktion	Direkte Emissionen des Werks pro t	vertraulich		[287]
[V1][V2] Bereitstellung Gebäude und Maschinen	Papierfabrik mit Zellstoff- produktion pro t	5,4E-8	Stück	[399]
[V4] Brennstoffe	vertraulich			[287]
[V5] Elektrische Energie	vertraulich			[287]
[V5] Prozessdampf	vertraulich			[287]
[V5] Thermische Energie	vertraulich			[287]
[V8] Wasser	vertraulich			[287]
[V8] Chemikalien	vertraulich			[287]
[V8] Entsorgung Betriebsstoffe	Siedlungsabfälle pro t	2,0	kg	[287]

Bezeichnung Produktsystem: Herstellung von Papier, deutschlandweiter Mix aller Sorten (grafische Papiere, Verpackungspapiere, Hygienepapiere)	
Rohstoffgewinnung	Produktion
Anwendung	Reststoff- und Abfallbehandlung
<p>[A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse</p> <p>[A1] Bestandesbegründung</p> <p>[A1.1] Bodenaufbereitung <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[A1.2] Pflanzen/Aussaat <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[A1.3] sonstige Flächenvorbereitung <input type="checkbox"/></p> <p>[A2] Bestandesführung</p> <p>[A2.1] Pflege Pflanzung/Bestand <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[A2.2] Zaubau <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[A2.3] Düngung <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[A2.4] Kalkung <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[A2.5] Pflanzenschutz <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[A2.6] Baumunterstützung <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[A2.7] Instandhaltung von Wegen <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[A3] Ernte</p> <p>[A3.1] Ernte Biomasse <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[A3.2] Vorfließen zur Straße <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[A3.3] Aufbereitungsprozesse nach Ernte <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[A3.4] Anbinden auf LKW/Traktor <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[A4] nicht-zuordenbar</p> <p>[A4.1] C-Speicher <input type="checkbox"/></p> <p>[A4.2] N.O.-Feldmissionen <input type="checkbox"/></p> <p>[A4.3] andere Feldmissionen <input type="checkbox"/></p> <p>[A4.4] Unterbringung von Personal <input type="checkbox"/></p> <p>[A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelegerten Systemen</p> <p><input checked="" type="checkbox"/></p>	<p>[B] Transformation</p> <p>[B1] Lagerung <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[B1.1] Biomasselagerung <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[B1.2] Produktlagerung <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[B1.3] Ent- und Beladung <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[B1.4] Verpacken <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[B2] Vorbehandlung <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[B2.1] Reinigung <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[B2.2] Zerkleinerung <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[B2.3] Trocknung <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[B3] Umwandlung <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[B3.1] chemische Transformation <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[B3.2] mechanische Transformation <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[B3.3] biologische Transformation <input type="checkbox"/></p>
<p>[C] Konversion</p> <p>[C1] Stromerzeugung <input type="checkbox"/></p> <p>[C2] Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/></p> <p>[C3] Kombinierte Strom und Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/></p> <p>[C4] Bereitstellung Antriebsenergie (z. B. für Mobilität) <input type="checkbox"/></p> <p>[C5] Abgasreinigung <input type="checkbox"/></p>	<p>[D] Nutzung</p> <p>[D1] C-Speicher Produkt <input type="checkbox"/></p> <p>[D2] Energiespeicherung <input type="checkbox"/></p>
<p>[E] Abfallbewirtschaftung</p> <p>[E1] Vorbereitung zur Wiederverwendung <input type="checkbox"/></p> <p>[E2] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/></p> <p>[E3] energetische Verwertung <input type="checkbox"/></p> <p>[E4] Beseitigung <input type="checkbox"/></p>	<p>[F] Effekte außerhalb der Systemgrenze</p> <p>[F1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/></p> <p>[F2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/></p> <p>[F3] Indirekte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/></p> <p>[F4] Gutschriften für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte <input type="checkbox"/></p> <p>[F5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung <input type="checkbox"/></p>
<p>[L] Betriebliche Logistik</p> <p>[L1] außerbetrieblicher Transport <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[L2] innerbetrieblicher Transport <input checked="" type="checkbox"/></p>	<p>[M] Vorleistungen</p> <p>[M1] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastrukturen <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[M2] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[M3] Bereitstellung von Betriebsstoffen und Verbrauchsmaterialien <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[M4] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut <input type="checkbox"/></p> <p>[M5] Bereitstellung von Mineral- und Kalkdüngern <input type="checkbox"/></p> <p>[M6] Bereitstellung von Verbrauchsmaterialien <input type="checkbox"/></p>
<p>[G] Substitution von Produkten eines Referenzsystems</p> <p>[G1] Referenzsystem Hauptprodukt <input type="checkbox"/></p>	<p>[T] Transporte</p> <p>[T1] Transport Biomasse <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[T2] Transport Zwischenprodukte <input checked="" type="checkbox"/></p> <p>[T3] Transport Endprodukte <input type="checkbox"/></p> <p>[T4] Transport Koppelprodukte und Abfälle <input type="checkbox"/></p>
<p>Geographische Repräsentativität: Deutschland</p>	<p>Zeitliche Repräsentativität: 2012</p>
<p>Anmerkungen: [A] und [T1] für Industrieholz aus Modellen zur Rohholzbereitstellung übernommen. [A5] Sägennebenprodukte aus Modellen zur Schnittholzherstellung per ökonomischer Allokation [B1-3] alle Prozesse der Papierfabrik aggregiert</p>	

Abbildung 159: Systemdarstellung für die Modelle der Papierproduktion

9.2.5 Datenqualität und Datenherkunft

Die Modelle der stofflichen Holznutzung stammen aus [47] auf Basis von [349] bzw. [233]. Hier wurden keine eigenen Datenerhebungen vorgenommen, da für die Herstellung von Holzhalbwerten genügend Literatur zur Modellierung der einzelnen Prozesse vorhanden ist. Die verwendeten Daten stammen aus Studien im Zeitraum 2008 bis 2014. Durch Ergänzungen mit aktuellen Informationen werden die Daten als repräsentative Abbildung der Holzverarbeitenden Industrie in Bayern im Jahr 2015 angesehen. Detaillierte Angaben wurden bereits in Kapitel 9.2.4 dargestellt.

9.2.6 Umgang mit Koppelprodukten

Die Herstellung der Koppelprodukte der Sägeindustrie (Rinde, Kappstücke, Sägespäne, Schwarten, Hackschnitzel, Hobespäne/Schleifstaub), auch Sägenebenprodukte genannt, werden per Allokation nach ökonomischem Wert von der Herstellung des Hauptproduktes Schnittholz abgetrennt. Der ökonomische Wert wird als sinnvollste Bezugsgröße für die Allokation erachtet, da dieser die zu Grunde liegende Intention eines Prozesses, welcher maximalen wirtschaftlichen Ertrag anstrebt, abbildet und in Einklang mit der EN 15804 [96] ist. Dafür wurden die Preise nach Tabelle 151 herangezogen. Preise sind teils starken Schwankungen unterlegen. Da für die Allokation nicht die absoluten Preise, sondern nur die Verhältnisse der Preise der einzelnen Produkte ausschlaggebend sind, werden die in sich stimmigen Preise der deutschlandweiten Ökobilanzstudie für Bauprodukte aus Holz von RÜTER und DIEDERICHS (2012) [349] gegenüber aktuelleren Preisen bevorzugt. Aufgrund des sehr niedrigen Wertes für Schnittholz bei RÜTER und DIEDERICHS (2012) [349] verglichen mit Preisen der Statistik des Verarbeitenden Gewerbes in Bayern [31] für das Jahr 2015 und den in der ecoinvent Datenbank hinterlegten Preisen für Schnittholz [399] wird dieser jedoch lediglich als repräsentativ für Nadel-schnittholz angesehen. Preise für Laubschnittholz sind nach [31] sowie [399] einheitlich um ca. 67 % höher als Nadelschnittholz. Demnach wird der Preis für Schnittholz nach [349] um 67 % erhöht, um den Preis für Laubschnittholz abzubilden.

Tabelle 151: Preise der verschiedenen Produkte als Grundlage für die ökonomische Allokation der Ökobilanzmodelle nach [349], ergänzt um Laubschnitt-holzpreise (1,67mal Nadelschnittholzpreise)

Produkt	Preis in € m ⁻³
Industrieholz	30
Stammholz	50
Nadelschnittholz, frisch	100
Nadelschnittholz, kammergetrocknet	125
Laubschnittholz, frisch	167
Laubschnittholz, kammergetrocknet	208
Nadelschnittholz, Hobelware	165
Laubschnittholz, kammergetrocknet und geschliffen	275
Spanplatte	140
Hackschnitzel	30
Späne/Holzmehl	25
Rinde	5
sonstiges Industrierestholz	20
Altholz A I	11
Altholz A II bis A III	4

Bei der Spanplattenproduktion sowie der Papierproduktion treten keine Koppelprodukte auf.

9.2.7 Weitere Festlegungen

Keine weiteren Festlegungen.

9.2.8 Indikatorenberechnung

Fokus in den Untersuchungen war die Wirkungskategorie Klimawandel bzw. globale Erwärmung, ohne biogenes CO₂ (kg CO₂-Äq). Die Wirkungsabschätzung wurde nach Empfehlung des ILCD [152] anhand des Charakterisierungsmodells des IPCC (2007) [231] durchgeführt. Außerdem wurden Abschätzungen für die Wirkungskategorien Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen (unterer Heizwert) sowie für Feinstaub/anorganische Substanzen, RiskPoll Modell in g PM 2,5-Äq getätigt (vgl. Kapitel 3.1.4.1). Ebenso wurden die Eutrophierung sowie die Versauerung (vgl. Kapitel 3.1.4.1) untersucht.

9.2.9 Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle

Die Analyse der gesamten Produktionssysteme erfolgte mit der LCA-Software GaBi ts. Die Auswertung erfolgt mit Excel.

9.2.10 Bilanzierung und Beschreibung von Referenzsystemen für die stoffliche Nutzung

In Projektphase I von ExpRessBio wurden nur Zwischenprodukte/Holz-Halbwaren analysiert. Es wurden daher keine Vergleiche mit Referenzsystemen durchgeführt, da erst anhand der Endprodukte/Holz-Fertigwaren die tatsächliche Verwendung und somit Substitutionsmöglichkeiten alternativer Nicht-Holzprodukten bekannt sind bzw. angenommen werden können.

9.3 Ergebnisse der Ökobilanzierung

(Christian Wolf, Fabian Bosch, Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke, Prof. Dr. Klaus Richter)

9.3.1 Ökologische Wirkungen der Wärmeerzeugung aus Holz verschiedener Varianten und einzelner Prozessgruppen

Im Folgenden werden die Ergebnisse für die Wärmebereitstellung aus Holz auf Basis von 1 MJ bereitgestellter Wärme dargestellt. Zunächst wird auf den Vergleich der verschiedenen Bereitstellungstechnologien (Hackschnitzel, Pellets, Scheitholz) und Varianten innerhalb einer Bereitstellungstechnologie eingegangen (Tabelle 152). Zur Ableitung von Handlungsempfehlungen werden einige Varianten anschließend auf die Verteilung der Emissionen über den Lebensweg hinweg analysiert.

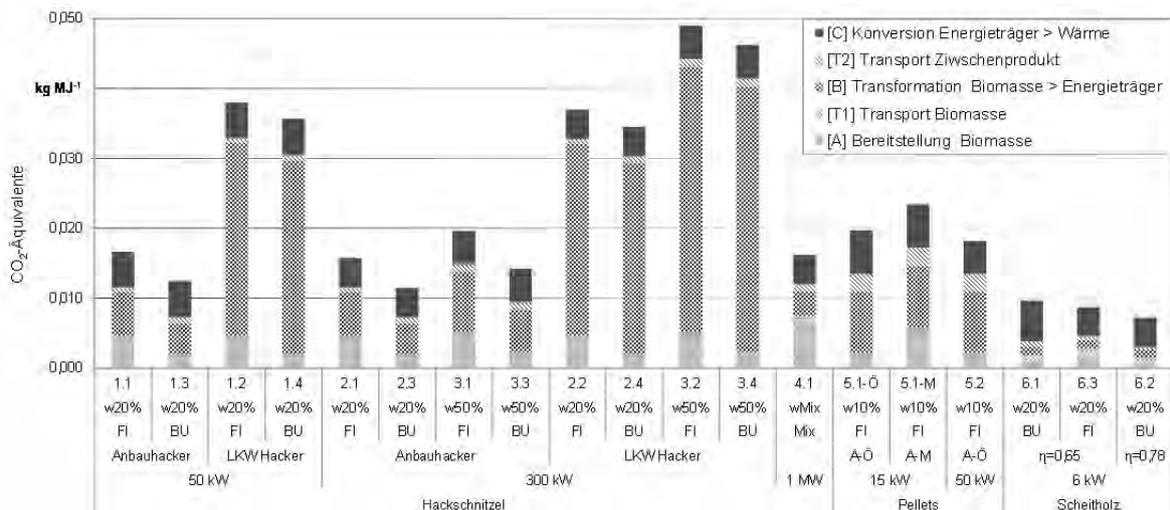
Tabelle 152: Variantenmatrix für die ökobilanzielle Analyse der Wärmebereitstellung aus Holz

Brennstoffart	[A] Baumart	[B] Transformation	[C] Konversion	sonstige Annahmen	ID
Hackschnitzel	Fichte	Anbauhacker	50 kW	w=20 %	1.1
Hackschnitzel	Buche	Anbauhacker	50 kW	w=20 %	1.3
Hackschnitzel	Fichte	Lkw Hacker	50 kW	w=20 %	1.2
Hackschnitzel	Buche	Lkw Hacker	50 kW	w=20 %	1.4
Hackschnitzel	Fichte	Anbauhacker	300 kW	w=20 %	2.1
Hackschnitzel	Buche	Anbauhacker	300 kW	w=20 %	2.3
Hackschnitzel	Fichte	Anbauhacker	300 kW	w=50 %	3.1
Hackschnitzel	Buche	Anbauhacker	300 kW	w=50 %	3.3
Hackschnitzel	Fichte	Lkw Hacker	300 kW	w=20 %	2.2
Hackschnitzel	Buche	Lkw Hacker	300 kW	w=20 %	2.4
Hackschnitzel	Fichte	Lkw Hacker	300 kW	w=50 %	3.2
Hackschnitzel	Buche	Lkw Hacker	300 kW	w=50 %	3.4
Hackschnitzel	Mix	Anbauhacker	1000 kW	w=Mix	4.1
Pellets	Fichte	Trocknung, Pelletmühle	15 kW	Ökonomische Allokation	5.1-Ö
Pellets	Fichte	Trocknung, Pelletmühle	15 kW	Massen-Allokation	5.1-M
Pellets	Fichte	Trocknung, Pelletmühle	50 kW	Ökonomische Allokation	5.2-Ö

Brennstoffart	[A] Baumart	[B] Transformation	[C] Konversion	sonstige Annahmen	ID
Scheitholz	Buche	Senkrechtspalter, Brennholzkreissäge	6 kW	$\eta=0,65$	6.1
Scheitholz	Fichte	Senkrechtspalter, Brennholzkreissäge	6 kW	$\eta=0,65$	6.3
Scheitholz	Buche	Senkrechtspalter, Brennholzkreissäge	6 kW	$\eta=0,78$	6.2

Treibhausgasemissionen der Wärmebereitstellung aus Holz

Die Treibhausgasemissionen der Wärmebereitstellung aus Holz liegen für die Betrachtung des gesamten Lebenszyklus ([A], [B], [C], [T], [E], [V]) zwischen 0,0073 kg CO₂-Äq MJ⁻¹ für die Bereitstellung von Wärme durch Buchen-Scheitholz in einer 6 kW Scheitholzheizung (ID 6.2) und 0,0491 kg CO₂-Äq MJ⁻¹, für Bereitstellung von Wärme durch Fichten-Hackschnitzel (produziert durch einen Lkw Hacker) in einer 300 kW Holz-Zentralheizung (ID 3.2) (Abbildung 160).



w: Wassergehalt, FI: Fichte, BU: Buche, η =Jahresnutzungsgrad
 A-Ö: ökonomische Allokation, A-M=Massen-Allokation

Abbildung 160: Treibhausgasemissionen der Wärmebereitstellung aus Holz

Im Allgemeinen weisen Scheitholz-Systeme die geringsten Treibhausgasemissionen auf, gefolgt von Hackschnitzel- und Pellet-Systemen. Als Ausnahme ist hier die Bereitstellung von Hackschnitzeln durch Lkw-Hacker zu nennen, welche deutlich höhere Emissionen im Vergleich zu Anbauhackern aufweisen. Dies ist allerdings auf die schlechte Produktivität des Lkw-Hackers bei Verarbeitung von Energieholz, welches den gemittelten Durchmesser über das geerntete Energieholz aufweist, zurückzuführen. Je größer der Durchmesser des Energieholz ist, desto höher ist die Produktivität und desto geringer die

Treibhausgasemissionen. Eine genauere Untersuchung dieses Effekts befindet sich in Kapitel 9.5.1 Sensitivitätsanalysen.

Die Wärmebereitstellung aus Hackschnitzeln ist somit stark von der Transformations-technologie abhängig. Zudem spielt die Leistung der Konversionstechnologie auch eine wichtige Rolle. Mit einem Anstieg der Leistungsklassen, angefangen bei der kleineren 50 kW Zentralheizung bis zu den 300 kW und 1000 kW Anlagen, lässt sich eine deutliche Reduktion der Verbrennungsemissionen erkennen, was auf eine optimierte Verbrennung schließen lässt. Dieser Effekt spielt allerdings eine geringere Rolle als die Transformati-onstechnologie und der Wassergehalt des Brennstoffes. Eine Trocknung von waldfri-schem Holz ($w=50\%$) auf einen Wassergehalt von $w=20\%$ (entspricht lufttrockenem Holz) erzielt eine Reduktion der Treibhausgasemissionen je nach Transformationstech-nologie zwischen 20 % (Anbauhacker) bis 25 % (Lkw Hacker), allerdings nur wenn eine Lufttrocknung erfolgt. Emissionen in [C] sind überwiegend auf die benötigte Hilfsenergie (z. B. für die Brennstoffförderung) in Form von Strom [C2-V5] zurückzuführen.

Bei der Wärmebereitstellung aus Pellets ist die ausgewiesene Höhe der Emissionen un-ter anderem abhängig von der Wahl verschiedener möglicher und in der Praxis ange-wendeter Allokationsmechanismen. So werden die zur Produktion von Pellets benötigten Sägenebenprodukte oft per Massenallokation oder ökonomischer Allokation mit Belas-tungen aus dem Sägeprozess behaftet. Eine ökonomische Allokation verringert die THG-Emissionen um ca. 22 % gegenüber der Massenallokation, weil die Sägenebenprodukte mit geringeren Umweltlasten aus der Produktion von Schnittholz belastet werden. THG-Emissionen in [C] sind, analog zur Wärmebereitstellung durch Hackschnitzel, überwie-gend auf die benötigte Hilfsenergie in Form von Strom [C2-V5] zurückzuführen.

Als emissionsintensivste Phase im Lebenszyklus von Holzenergieprodukten kann bei fast allen Verwertungspfaden die Transformation [B] genannt werden, welche meist über ein Drittel der Gesamtemissionen aufweist. Je technisierter das Holzenergiesystem ist, desto höher sind auch die Emissionen in [B] (z. B. Pellets) (Abbildung 161). Bei den we-nig technisierten Scheitholzsystemen spielt allerdings der Prozess [C2] aufgrund der niedrigen Technisierung und ungünstiger Abbrandverhältnisse die größte Rolle, da es hier zur Bildung von Methan und Lachgas kommen kann (Abbildung 162). Die Verteilung der THG-Emissionen der Wärmeerzeugung aus Hackschnitzeln auf die Prozessgruppen des Lebenszyklus, am Beispiel der 50 kW ($w=20\%$) Anlage (ID 1.1), wird in Abbildung 163) dargestellt.

5.1 PELLETS - ÖKONOMISCHE ALLOKATION - 15KW

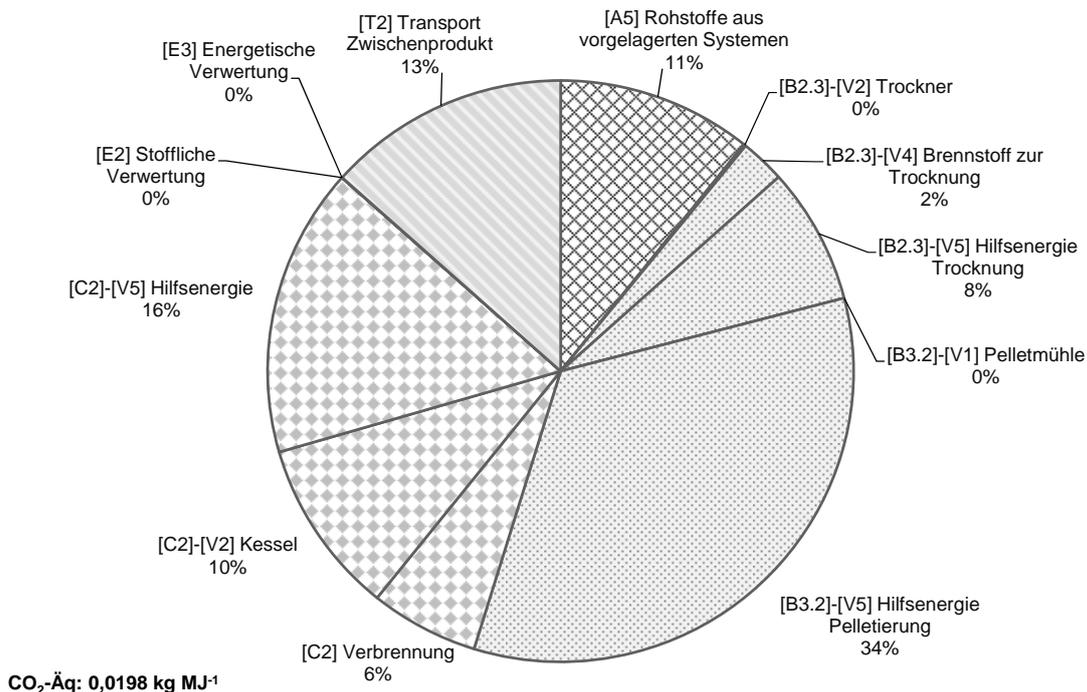


Abbildung 161: Verteilung der Treibhausgasemissionen der Wärmebereitstellung aus Pellets, ökonomisch alloziert, mit 15 kW Pellet Heizsystem (ID5.1-Ö)

6.1 BUCHE - SCHEITHOLZ- 6 KW - η=0,65

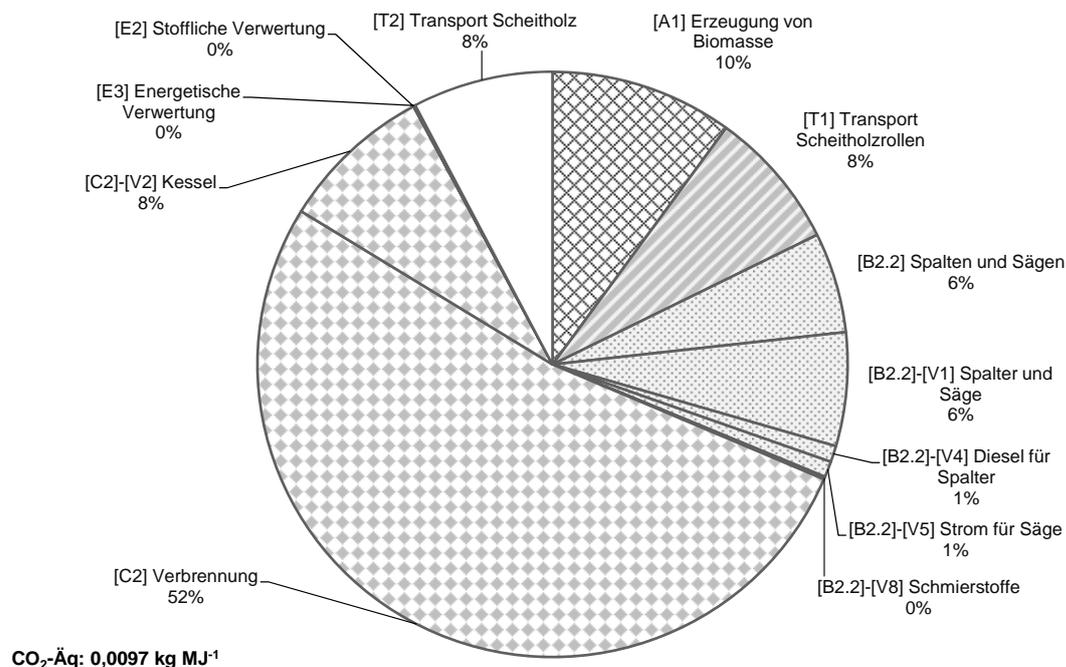


Abbildung 162: Verteilung der Treibhausgasemissionen der Wärmebereitstellung aus Scheitholz mit 6 kW Kaminofen. η=Jahresnutzungsgrad (ID6.1)

1.1 FICHTE - HACKSCHNITZEL - ANBAUHACKER - 50KW - (W=20%)

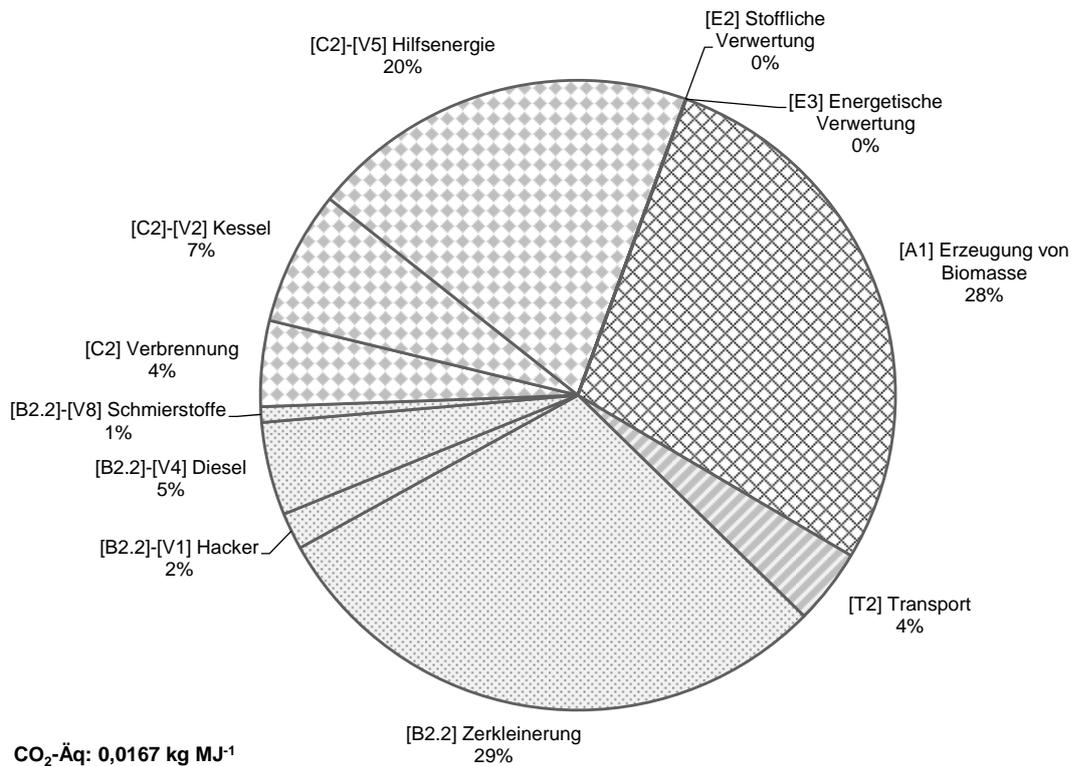


Abbildung 163: Verteilung der THG Emissionen der Wärmebereitstellung aus Fichten Hackschnitzeln (Anbauhacker, w=20 %) in einer 50 kW Holzzentralheizung (ID 1.1)

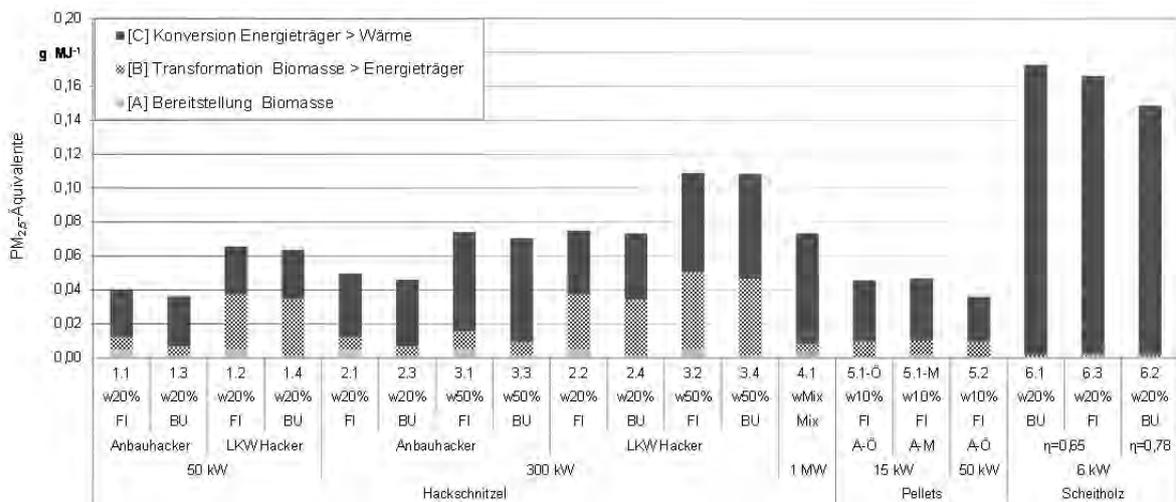
Feinstaubemissionen der Wärmebereitstellung aus Holz

Die Feinstaubemissionen der Wärmebereitstellung aus Holz liegen für die Betrachtung des gesamten Lebenszyklus ([A], [B], [C], [T], [E], [V]) zwischen 0,03 g PM_{2,5}-Äq MJ⁻¹ für die Nutzung von Pellets (Fichte, ökonomisch alloziert) in einem 50 kW Heizsystem und 0,17 g PM_{2,5}-Äq MJ⁻¹ für die Nutzung von Buchen-Scheitholz in einem älteren Kaminofen (Abbildung 164).

Pellet-Systeme weisen aufgrund der guten Verbrennungseigenschaften der homogenen Pellets die geringsten Feinstaubemissionen während der Verbrennung [C] auf. Während der Transformation [B] in der Pelletmühle können jedoch im Vergleich zur Hackschnitzelerzeugung mit Anbauhackern bis zu 40 % höhere Feinstaubemissionen entstehen. Je nach Transformationstechnologie (Lkw-Hacker, Anbauhacker, Pelletierung) liegen die Feinstaubemissionen der Transformation [B] zwischen circa 10 % für die Anbauhacker und circa 40 % für die Lkw-Hacker. Die Pelletierung trägt mit circa 20 % an den gesamten Feinstaubemissionen bei. Bei der Scheitholznutzung liegt der Anteil der Transformation [B] an den Feinstaubemissionen gerade einmal bei circa 1 %.

Deutlich zu beobachten ist auch der Einfluss des Wassergehaltes auf die Feinstaubemissionen. Hier liegen die Emissionen von Fichten-Hackschnitzeln mit einem Wasser-

gehalt von w=50 % (verbrannt in 300 kW Heizsystem) um circa 50 % über den Emissionen von Hackschnitzeln mit einem Wassergehalt von w=20 %. Allerdings lässt das verwendete Inventar (Holzverbrennung in 300 kW Heizsystemen) keine Rückschlüsse auf die verwendete Holzart oder den Rindenanteil der Hackschnitzel zu, wodurch die Ergebnisse kritisch zu hinterfragen sind. Die ungünstigen Abbrandverhältnisse (geringe Oberfläche, unvollständiger Abbrand, schlechte Temperaturregulierung) bei Scheitholzsystemen sind auch der Grund dafür, dass die Phase [C] bei den Scheitholzsystemen dominiert und Scheitholzsysteme im Allgemeinen die höchsten Feinstaubemissionen aufweisen. Das Fichten-Scheitholz-System emittiert aufgrund des höheren unteren Heizwertes je kg im Vergleich zur Buche etwas geringere Mengen an Feinstaub. Allerdings ist unklar, welches Holzsortiment in welcher Anlage während der den Datenbankprozessen zu Grunde liegenden Emissionsmessung verfeuert wurde. Daher kann es auch zum Abbrand von rindenhaltigem Waldrestholz (oder anderer verschmutzter Holzbrennstoffe) gekommen sein, was die Feinstaubemissionen beeinflusst haben könnte. Eine Differenzierung dieses Sachverhaltes sowie die Aktualisierung der Inventare, wären daher von großer Wichtigkeit.

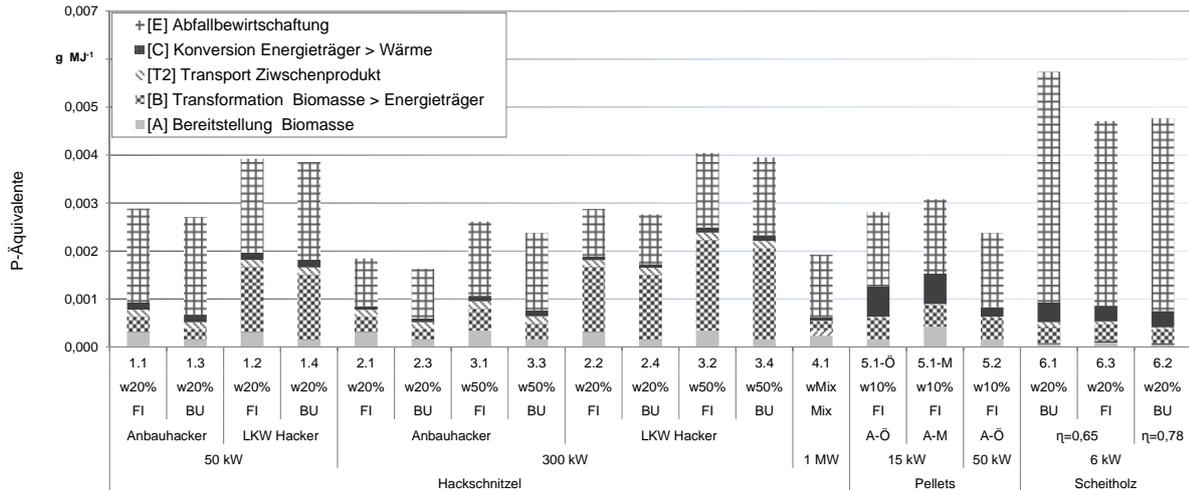


w: Wassergehalt, FI: Fichte, BU: Buche, η=Jahresnutzungsgrad
 A-Ö: ökonomische Allokation, A-M=Massen-Allokation

Abbildung 164: Feinstaubemissionen der Wärmebereitstellung aus Holz

Emissionen eutrophierender Stoffe der Wärmebereitstellung aus Holz

Die Emissionen von eutrophierenden Stoffen bei der Wärmebereitstellung aus Holz liegen bei Betrachtung des gesamten Lebenszyklus ([A], [B], [C], [T], [E], [V]) zwischen 0,0016 g P-Äq MJ⁻¹ für die Nutzung von Buchen-Hackschnitzeln (Anbauhacker; w=20) in einer 300 kW Holzzentralheizung und 0,0057 g P-Äq MJ⁻¹ für die Nutzung von Buchen-Scheitholz in einem 6 kW Kaminofen (Abbildung 165).

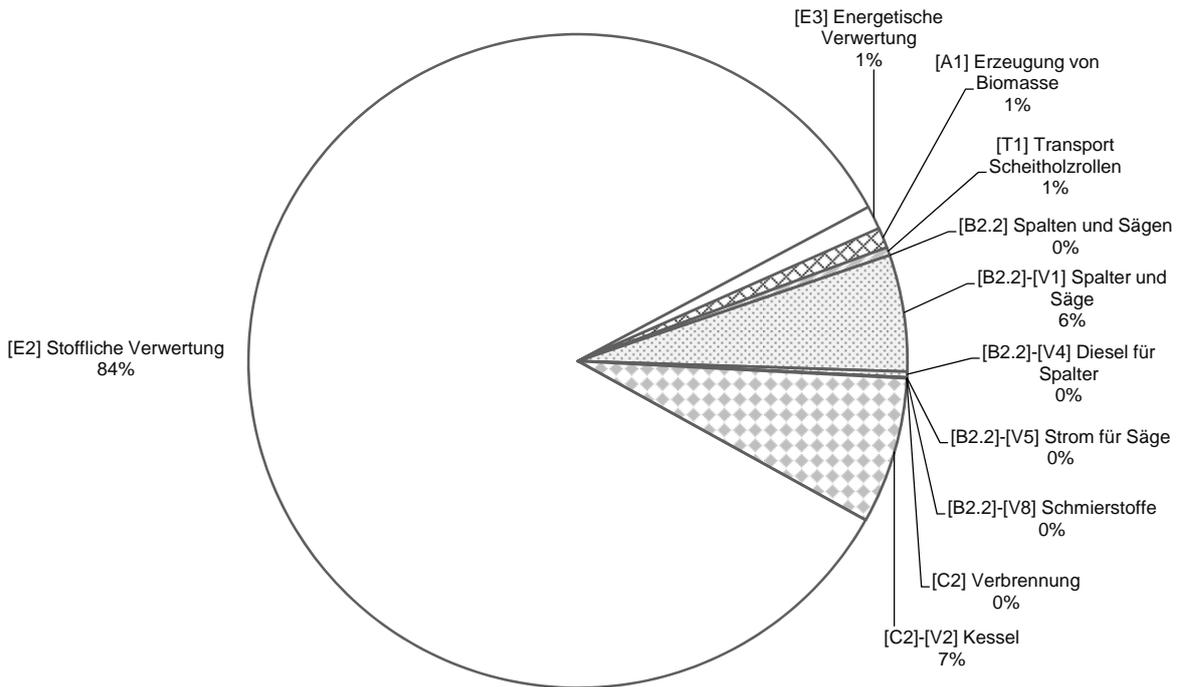


w: Wassergehalt, FI: Fichte, BU: Buche, η =Jahresnutzungsgrad
 A-Ö: ökonomische Allokation, A-M=Massen-Allokation

Abbildung 165: Emissionen eutrophierender Stoffe der Wärmebereitstellung aus Holz

Für die Emissionen von eutrophierenden Stoffen hat in allen Varianten die Phase der Abfallbewirtschaftung [E] den größten Einfluss, wobei die Entsorgung der Asche als Reststoff der Verbrennung ausschlaggebend ist. Die Höhe der Emissionen ist davon abhängig, ob und mit welchem Grad eine Ascheverwertung, -verwendung oder -beseitigung angenommen wird. Für die vorgestellten Pellet- und Hackschnitzel-Varianten wurde eine 50 %/50 % Verteilung der Nutzung der Holzrasche als Zusatzstoff zur Düngung auf landwirtschaftlichen Flächen (stoffliche Verwertung) [E2] sowie einer energetischen Verwertung in der Kehrichtverbrennung [E3] angenommen [125]. Gerechtfertigt ist diese Annahme, da die Asche durch die Brennstoffhändler abgenommen und anschließend einer anderen Verwendung zugeführt wird. Bei Scheitholz erfolgt die Ascheentsorgung allerdings in den überwiegenden Fällen auf dem heimischen Komposthaufen. Die Holzrasche als Zusatzstoff zur Düngung auf landwirtschaftlichen Flächen [E2] hat den größten Einfluss aller Prozesse auf die Gesamtemission eutrophierender Stoffe (Abbildung 166), da hier die Asche in direkten Kontakt mit Böden und indirekt mit Gewässern kommt. Allerdings sind die Enstorgungswege für Holzraschen in Bayern, z.B. die Ausbringung auf Flächen, in Ökobilanzen bisher nicht ausreichend modelliert worden. Hierbei fehlen Kenntnisse zur Wirkung der Holzraschen in Ökosystemen, welche eine Integration in die Ökobilanzen momentan noch problematisch gestalten.

6.1 BUCHE - SCHEITHOLZ- 6 KW - $\eta=0,65$



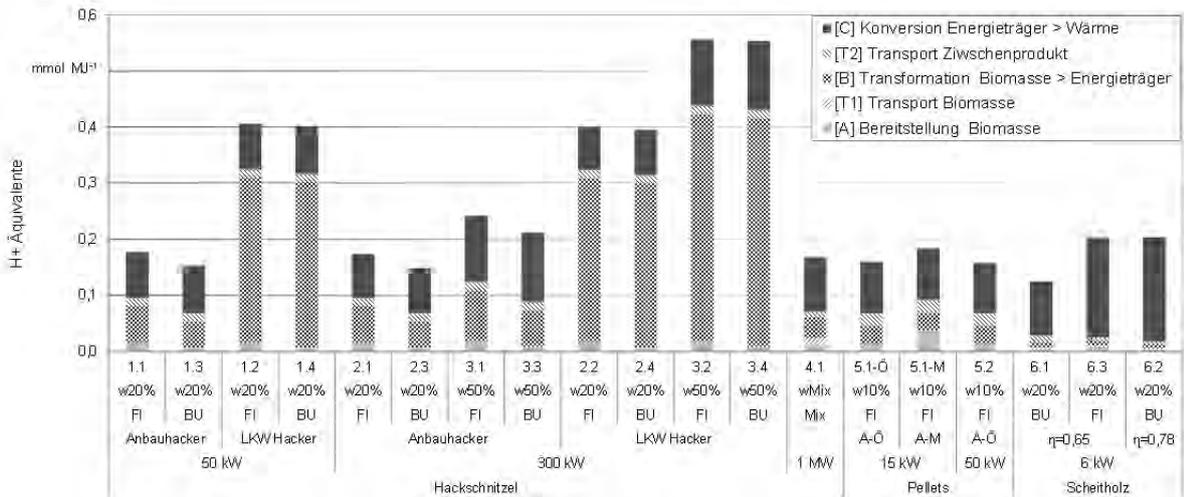
P-Äq: 0,0057 g MJ⁻¹

Abbildung 166: Verteilung der Emissionen eutrophierender Stoffe der Wärmebereitstellung aus Buche Scheitholz in einem 6 kW Kaminofen (ID6.1), η =Jahresnutzungsgrad

Emissionen versauernder Stoffe der Wärmebereitstellung aus Holz

Die Emissionen versauernder Stoffe bei der Wärmebereitstellung aus Holz liegen bei Betrachtung des gesamten Lebenszyklus ([A], [B], [C], [T], [E], [V]) zwischen 0,1259 mmol H⁺-Äq MJ⁻¹ für die Nutzung von Buchen-Scheitholz in einem 6 kW Kaminofen und 0,5572 mmol H⁺-Äq MJ⁻¹ für die Nutzung von Fichten-Hackschnitzeln (LWK-Hacker/w=50 %) in einer 300 kW Holzzentralheizung (Abbildung 167).

Der Anteil der Transformation [B] liegt zwischen 4 % für die Scheitholztechnologien und 70 % für die energieintensive Hackschnitzelproduktion per Lkw-Hacker. Innerhalb der Transformation ist die Nutzung von Dieselmotoren die Hauptursache für die Emissionen versauernder Stoffe, wobei diese bis zu 57 % der gesamten Emissionen ausmachen kann (Abbildung 168). Des Weiteren spielt die eigentliche Verbrennung der Holzbrennstoffe eine wichtige Rolle mit Beiträgen zwischen 20 % für die Lkw-Hacker Systeme und über 90 % für vereinzelte Scheitholz-Systeme, wobei es sich um direkt versauernd wirkende Emissionen aus dem Rauchgas handelt.



w: Wassergehalt, FI: Fichte, BU: Buche, η =Jahresnutzungsgrad
 A-Ö: ökonomische Allokation, A-M=Massen-Allokation

Abbildung 167: Emissionen versauernder Stoffe der Wärmebereitstellung aus Holz

3.2 FICHTE - HACKSCHNITZEL - LKW HACKER- 300KW

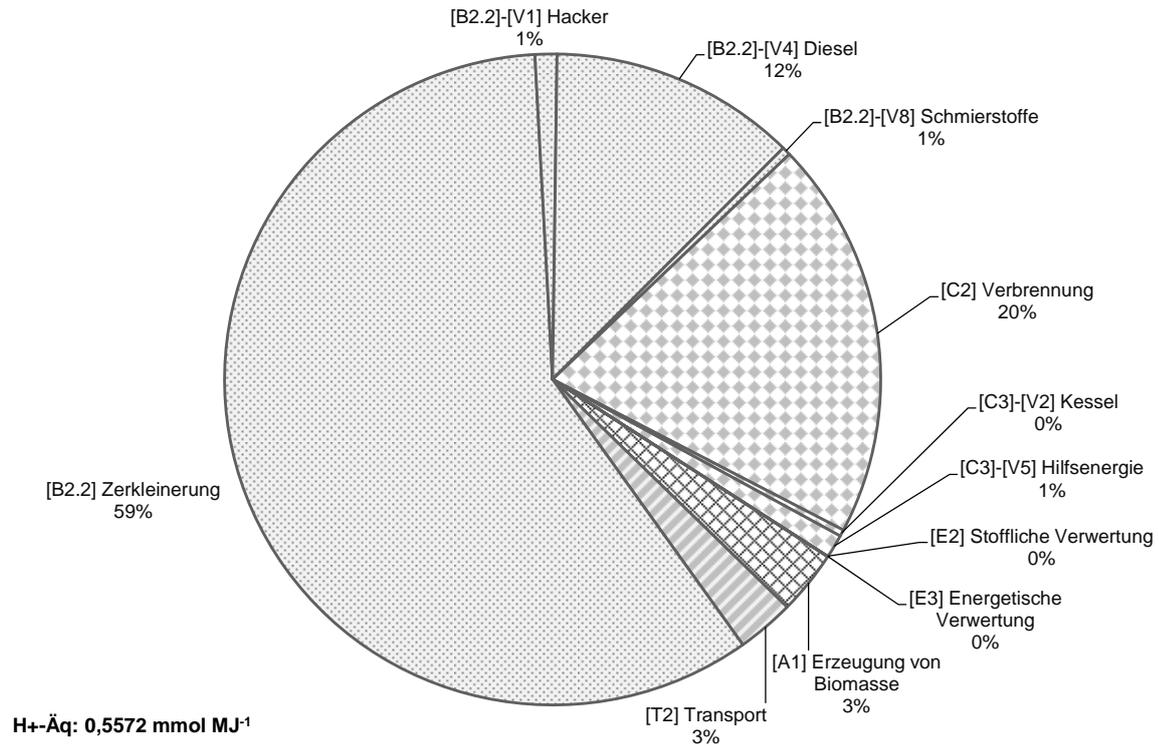
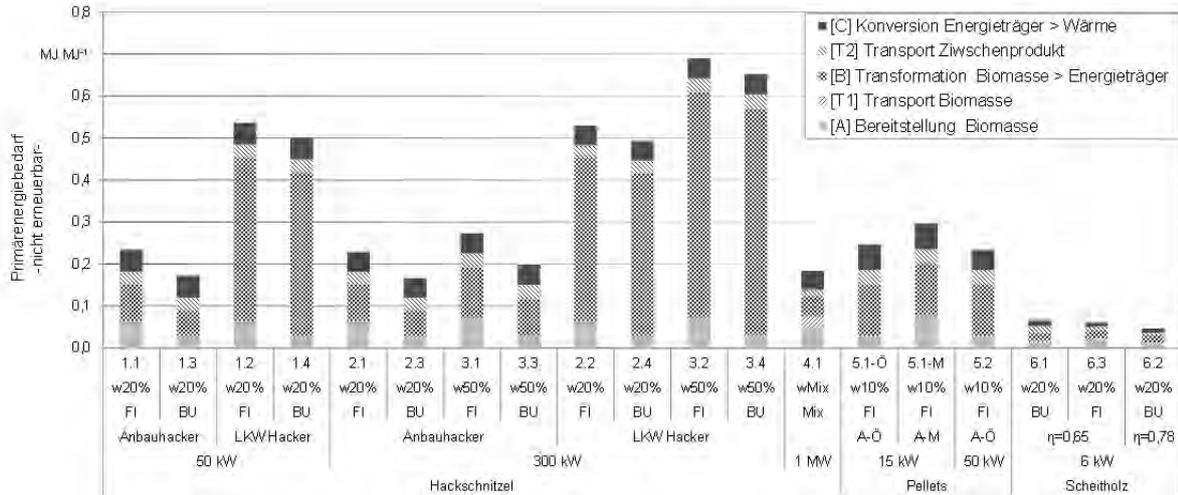


Abbildung 168: Verteilung der Emissionen versauernder Stoffe der Wärmebereitstellung aus Fichten Hackschnitzeln (Lkw Hacker, w=50 %) in einer 300 kW Holz-zentralheizung (ID 3.2)

Nicht erneuerbarer und erneuerbarer Primärenergiebedarf der Wärmebereitstellung aus Holz

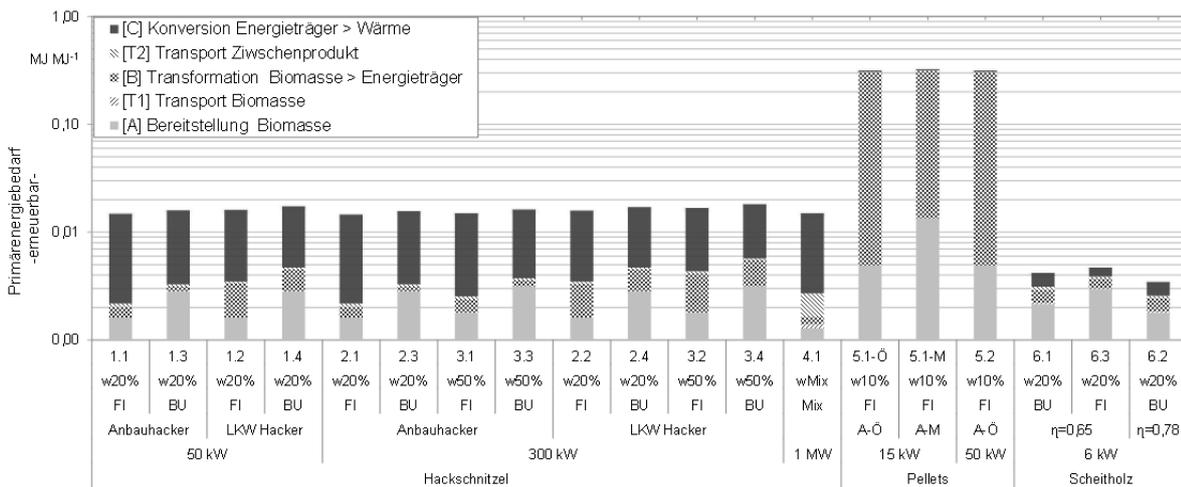
Der Bedarf an nicht erneuerbarer Primärenergie bei der Wärmebereitstellung aus Holz liegt bei Betrachtung des gesamten Lebenszyklus ([A], [B], [C], [T], [E], [V]) zwischen $0,048 \text{ MJ MJ}^{-1}$ für die Nutzung von Buchen-Scheitholz in einer 6 kW Scheitholzheizung und $0,691 \text{ MJ MJ}^{-1}$ für die Nutzung von Fichten-Hackschnitzeln (LWK-Hacker/w=50 %) in einer 300 kW Holzzentralheizung (Abbildung 169). Der Bedarf an nicht erneuerbarer Primärenergie ist direkt proportional zu den Treibhausgasemissionen und zeigt erneut die niedrige Produktivität der Lkw-Hacker für die verwendeten Durchmesserklassen des Energieholzes auf. Die Varianten mit dem Lkw-Hacker schneiden folglich am schlechtesten ab. Ohne die Gruppe der Varianten mit Lkw-Hacker würden allerdings die Pellet-Systeme den höchsten Bedarf an nicht erneuerbarer Primärenergie durch die bedeutende Menge an Strom, die im Transformationsprozess für Trocknung und Pelletierung [B] eingesetzt wird, aufweisen. Die niedrig technisierten Scheitholz-Systeme haben dagegen den niedrigsten Bedarf an nicht erneuerbarer Primärenergie.

Der Bedarf an erneuerbarer Primärenergie bei der Wärmebereitstellung aus Holz liegt bei Betrachtung des gesamten Lebenszyklus ([A], [B], [C], [T], [E], [V]) zwischen $0,0034 \text{ MJ MJ}^{-1}$ für die Nutzung von Buchen-Scheitholz in einer 6 kW Scheitholzheizung und $0,33 \text{ MJ MJ}^{-1}$ für die Nutzung von Pellets aus Massen allozierten Fichten-Sägenebenprodukten, die in einer 15 kW Pellet-Zentralheizung verfeuert werden (Abbildung 170). Für die Hackschnitzel- und Scheitholz-Systeme besteht der Bedarf an erneuerbarer Primärenergie durch die Nutzung des erneuerbaren Anteils an Strom in Form von Hilfsenergie im Konversionsprozess [C2]-[V5] für die Brennstoffförderung und dem Abbrand sowie in der Nutzung von Biokraftstoffen in Prozessen der Bereitstellung von Biomasse. Bei der Pelletverwendung hingegen tritt circa 40-50 % des Bedarfs an erneuerbarer Primärenergie durch die Nutzung von Strom in Form von Hilfsenergie während des allozierten Sägeprozesses sowie in Prozessen der Bereitstellung von Biomasse auf. Zwischen 50-60 % wird in Form von Hilfsenergie für das Mahlen und Pelletieren, sowie der Nutzung von Biobrennstoffen zur Trocknung der Sägenebenprodukte aufgewendet, wobei der Bedarf insgesamt für die Pellet-Systeme circa 20 mal höher ist als der Bedarf der Hackschnitzel-Systeme und circa 80 mal höher als der Bedarf der Scheitholz-Systeme (Abbildung 170).



w: Wassergehalt, FI: Fichte, BU: Buche, η =Jahresnutzungsgrad
 A-Ö: ökonomische Allokation, A-M=Massen-Allokation

Abbildung 169: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf der Wärmebereitstellung aus Holz



w: Wassergehalt, FI: Fichte, BU: Buche, η =Jahresnutzungsgrad
 A-Ö: ökonomische Allokation, A-M=Massen-Allokation

Abbildung 170: Erneuerbarer Primärenergiebedarf der Wärmebereitstellung aus Holz

9.3.2 Treibhausgas-Vermeidungsleistung verschiedener Varianten der Wärme-erzeugung aus Holz

Beruhend auf dem Vergleich der Emissionen der Wärmebereitstellung aus Holz sowie den Emissionen von alternativen Produktsystemen zur Bereitstellung von Wärme (Referenzsysteme) lassen sich unter anderem Treibhausgasvermeidungseffekte ableiten. Hierbei stellt sich der Treibhausgasvermeidungseffekt als die Differenz der THG-Emissionen des Referenzsystems und des Holzenergiesystems dar. Die THG-Emissionsfaktoren verschiedener Referenzsysteme zur Wärmebereitstellung, die THG-Emissionsfaktoren des Holzwärme-Mixes, sowie die THG-Emissionsfaktoren des Bayeri-

schen Wärmemixes mit und ohne erneuerbaren Anteil und entsprechende Erläuterungen dazu wurden bereits in einem Merkblatt von der Holzforschung München und der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft [442] veröffentlicht. Tabelle 153 ist die Grundlage für die Berechnungen der Treibhausgasvermeidung (bezogen auf 1 MJ Endenergie, d.h. bis zum Kesselausgang ohne Energieverteilung) sowie der Vermeidung in anderen Wirkungskategorien.

Tabelle 153: Emissionsfaktoren (je MJ Endenergie) des Referenzsystems Wärmemix Bayern [440] sowie der Einzeltechnologien zur Wärmebereitstellung

	Globale Erwärmung CO ₂ -Äq in kg MJ ⁻¹	Primärenergiebedarf MJ MJ ⁻¹	Partikel- emission PM _{2,5} -Äq in g MJ ⁻¹	Eutrophie- rung P-Äq in g MJ ⁻¹	Versäue- rung H ⁺ -Äq in mmol MJ ⁻¹
Wärmemix Bayern	0,075	1,087	0,022	0,00131	0,124
Wärmemix Bayern ohne Erneuerbare	0,086	1,251	0,005	0,00009	0,118
andere Erneuer- bare*	0,028	0,516	0,014	0,02764	0,171
Braunkohle	0,114	1,004	0,008	0,00000	0,160
Erdgas	0,066	1,078	0,002	0,00000	0,064
Fernwärme	0,090	1,244	0,005	0,00001	0,132
feste Biobrennstoffe	0,010	0,099	0,139	0,00447	0,157
Flüssiggas	0,084	1,168	0,006	0,00003	0,118
Heizöl leicht	0,085	1,178	0,004	0,00001	0,119
Steinkohle	0,106	1,068	0,011	0,00002	0,209
Strom	0,171	2,313	0,016	0,00033	0,333

* Mix aus Tiefen- und oberflächennaher Geothermie, Solarthermie, Biogaswärme und biogenem Anteil des Abfalls gewichtet nach Endenergiemengen

Zur Darstellung der gesamten Vermeidungseffekte muss zudem die Verteilung der Endenergie berücksichtigt werden, da Verteilungsverluste als skalierender Faktor für den gesamten Lebenszyklus agieren. Nach [120] wurden für alle Energieträger, außer für Strom, Verteilungsverluste von 20 %, für Strom nach [120] 1 % angesetzt. Aus diesem Grund ist die Bezugseinheit ein MJ Nutzenergie (im Gegensatz zu der in Tabelle 153 dargestellten Endenergie). Die Treibhausgasvermeidung durch Wärme aus Holz bewegt sich je nach Referenzsystem im Bereich zwischen -3,1 g CO₂-Äq MJ⁻¹ für die Substitution von Wärme aus sonstigen erneuerbaren Quellen mit einer 15 kW Pellet Zentralheizung und -165 g CO₂-Äq MJ⁻¹ für die Substitution von Strom durch einen 6 kW Buchen-Scheitholzessel (Tabelle 154). Der anhand der installierten Leistung der Bayerischen Heizanlagen gewichtete Bayerische Holzärmemix erreicht eine Vermeidung von -71,5 g

CO₂-Äq MJ⁻¹ für die Substitution von Erdgas, von -95,2 g CO₂-Äq MJ⁻¹ für die Substitution von Heizöl und von -161 g CO₂-Äq MJ⁻¹ für die Substitution von Strom. Generell gilt, je technisch aufwendiger die Bereitstellung und Konversion von Holzenergieträgern ist, desto geringer ist der potentielle THG-Vermeidungseffekt. Dies zeigt sich beispielsweise bei der Betrachtung der relativ einfachen Scheitholzsysteme im Vergleich zur technisierten Pelletnutzung. Von größter Bedeutung für die Höhe der THG-Vermeidungseffekte ist jedoch die Wahl des ersetzten Referenzsystems. So können durch moderne Scheitholzkessel bei der Substitution von Heizöl annähernd 100 g CO₂-Äquivalente je MJ und bei der Substitution von Wärme aus Strom (z. B. Heizlüfter oder Nachtspeicheröfen) 165 g CO₂-Äquivalente je MJ eingespart werden.

Tabelle 154: Die Treibhausgasvermeidung durch Wärme aus Holz (je MJ Nutzenergie)

THG-Vermeidung CO ₂ -Äq in g MJ ⁻¹	Erdgas	Heizöl	Strom	Fernwärme	sonst. Erneuerbare*	Flüssiggas	Braunkohle	Steinkohle
Hackschnitzel (w = 20 %) 50 kW	-66,7	-90,4	-156,2	-75,6	-12,2	-89,1	-146,5	-135,1
Hackschnitzel (w = 20 %) 300 kW	-67,6	-91,3	-157,2	-76,5	-13,1	-90,0	-147,4	-136,1
Hackschnitzel (w = 50 %) 300 kW	-65,4	-89,1	-155,0	-74,3	-10,9	-87,8	-145,2	-133,9
Hackschnitzel- heizwerk 1 MW	-66,8	-90,5	-156,4	-75,7	-12,3	-89,2	-146,6	-135,3
Scheitholz 6 kW Einzelfeuerung	-73,2	-96,9	-162,7	-82,1	-18,7	-95,6	-153,0	-141,6
Scheitholz 6 kW Kessel	-75,4	-99,1	-165,0	-84,3	-20,9	-97,8	-155,2	-143,9
Pellets 15 kW	-57,6	-81,3	-147,1	-66,4	-3,1	-80,0	-137,3	-126,0
Pellets 50 kW	-59,1	-82,8	-148,7	-68,0	-4,6	-81,5	-138,9	-127,6
Bayerischer Holzwärmemix**	-71,5	-95,2	-161,0	-80,4	-17,0	-93,9	-151,3	-139,9

* Mix aus u.a. Solarthermie, Geothermie, Biogas, biogener Anteil des Abfalls

** Gewichtet nach installierter Leistung der Einzeltechnologien (Scheitholz, Hackschnitzel, Pellets) für das Bezugsjahr 2012 [237] und Baumartenverteilung der Holzermengungen in Bayern

9.3.3 Endenergiemengen, Treibhausgas- und Feinstaub-Emissionen für die Bereitstellung von Wärme in Bayern

Die in der Endenergiestatistik des Bayerischen Landesamtes für Statistik als "Feste Biobrennstoffe" (über 95 % Holz) bezeichneten Energieträger tragen zum Klimaschutz bei, indem durch deren Nutzung andere, zumeist fossile Energieträger substituiert werden und somit fossile THG-Emissionen nicht entstehen. Allerdings ist deren Nutzung auch nicht ohne trade-offs in anderen Umweltwirkungskategorien, z. B. den Feinstaubemissionen (siehe Kapitel 9.3.2). Um allerdings Aussagen zu Effekten der energetischen Holznutzung gesamtheitlicher treffen zu können, ist es oftmals nicht ausreichend, Umwelteffekte auf Basis von funktionalen Einheiten wie z. B. dem MJ bereitgestellter Endenergie darzustellen. Vielmehr ist es nötig, den regionalen Bezug sowie mögliche Nutzungsänderungen, induziert z. B. durch Forschungsergebnisse oder durch politische Konzepte, in die Untersuchung miteinzubeziehen. Szenarien möglicher energetischer Holznutzungen auf regionaler Ebene kombiniert mit Ökobilanzergebnissen lassen gezieltere Aussagen über Effekte der energetischen Holznutzung zu.

Im Rahmen von ExpRessBio wurde diese Analyse für das Untersuchungssystem der Wärmebereitstellung im Freistaat Bayern durchgeführt [440]. Basierend auf den Energiebilanzen des Bayerischen Landesamtes für Statistik [30] ließen sich die Endenergieströme zur Bereitstellung von Wärme von 663.715 TJ im Jahr 2011 sowie die Anteile der einzelnen Energieträger ermitteln (siehe "Baseline" in Abbildung 171). Die Baseline-Emissionen der gesamten Wärmenutzung in Bayern wurden anschließend mit Hilfe der Emissionsfaktoren aus ExpRessBio (für die Holz und deren Referenzsysteme) errechnet. Dafür wurden die installierten Leistungen der verschiedenen Systeme zur Bereitstellung von Wärme aus Holz in Bayern analysiert [237] (Tabelle 155) und daraus ein gewichteter Emissionsfaktor für die Wärmebereitstellung aus Holz in Bayern errechnet (siehe Tabelle 153 "feste Biobrennstoffe").

Basierend auf dem Bayerischen Energiekonzept "Energie Innovativ" [26][676], welches eine Steigerung der energetischen Holznutzung um 15 % (auf 5,5 Mio. t im Jahr 2020) vorsieht, sowie auf Studien zur Holzmobilisierung in Bayern [431], welche eine zusätzliche Mobilisierung von $1,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ identifizieren, ließen sich zwei Szenarien (S1 und S2) ableiten. Außerdem wurden Analysen mit Anteilen von 100 % (Szenario S3) und 0 % (Szenario S4) energetischer Holznutzung²¹ durchgeführt, um die theoretischen Grenzen und Potenziale der energetischen Holznutzung auszuloten. Mit steigendem oder sinkendem Anteil biogener Festbrennstoffe im Wärmemix werden andere Energieträger substituiert. Bestimmte Holzenergiesysteme verdrängen dabei mit einer hohen Wahrscheinlichkeit bestimmte konventionelle Energieträger [296]. So werden z. B. durch Pellet Zentralheizungen in 65 % der Fälle Ölkessel, und in 20 % der Fälle Gaskessel ersetzt. Der Rest verteilt sich auf Strom sowie andere Heizsysteme.

²¹ Annahme 100 % bzw. 0% des gesamten Holzaufkommens in Bayern werden für die Bereitstellung von Wärme genutzt.

Tabelle 155: Anlagenverteilung im Bereich der biogenen Festbrennstoffe in Bayern im Jahr 2014 [237]

Holzenergiesystem	Installierte thermische Leistung	Einheit
Einzelraumfeuerstätten	16.545	MW
Holzzentralheizungen	4.420	MW
Holzheizkraftwerke	1.165	MW
SUMME	22.130	MW

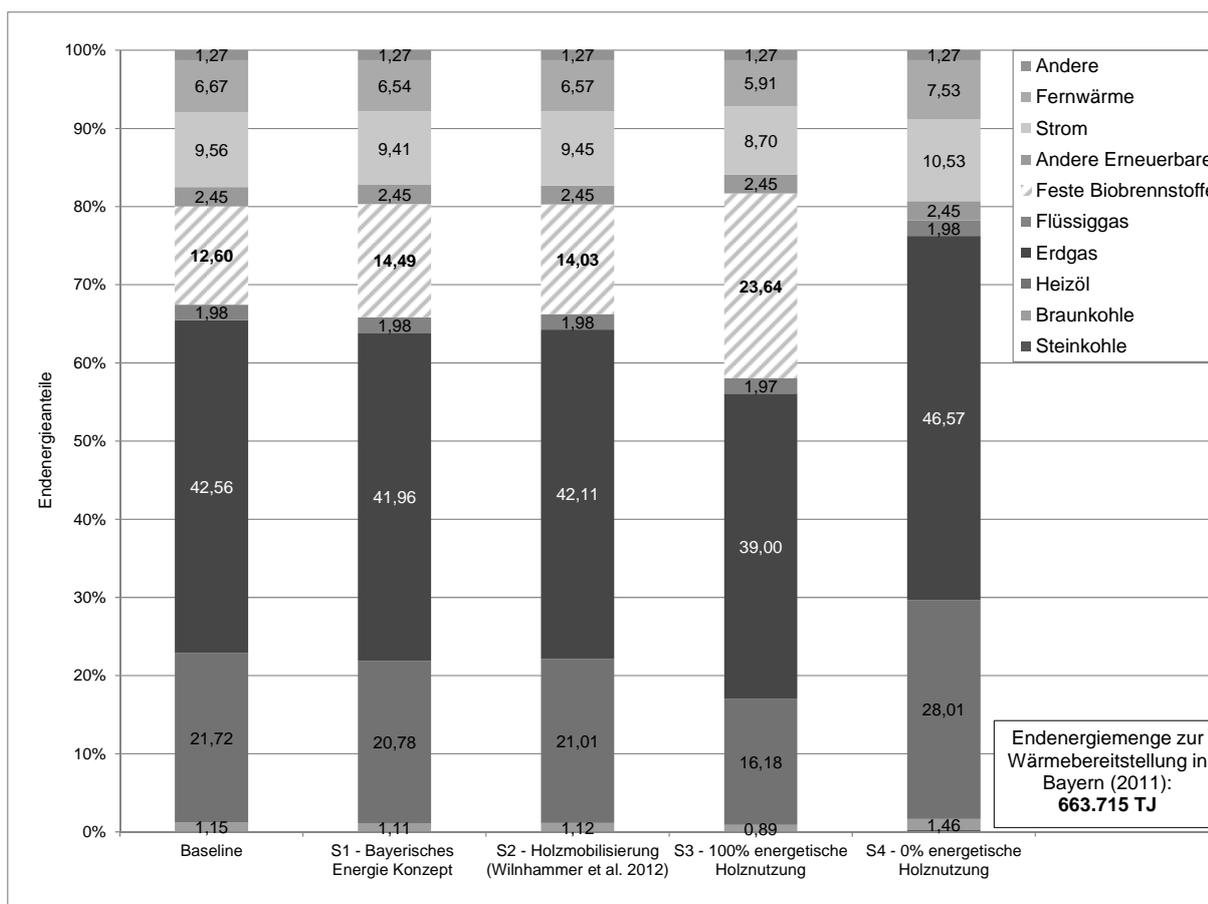


Abbildung 171: Anteile der Energieträger an der Gesamtendenergiemenge (663.715 TJ) zur Bereitstellung von Wärme in Bayern im Jahr 2011 [440]

Für die Baseline konnten Treibhausgasemissionen (in CO₂-Äquivalenten) in Höhe von 49,6 Mio. t a⁻¹ errechnet werden. Potentielle THG-Reduktionen in Höhe von 1 Mio. t a⁻¹ aber Steigerungen der Feinstaubemissionen von 1.690 t a⁻¹ (in PM_{2,5}-Äquivalenten) konnten in den Szenarien S1 und S2 ermittelt werden (Abbildung 172). Ein Austausch der Anlagen auf Basis der BImSchV-Anforderungen könnte eine theoretische 50 %ige Reduktion der Feinstaubemissionen von 2011 bis zum Jahr 2035 ermöglichen [432]. Das Extrem-Szenario S3, welches nur als hypothetisches Szenario zu verstehen ist, demonstriert, dass der maximale Anteil der Wärmenutzung aus Holz, also wenn 100 % des ge-

samten Holzaufkommens in Bayern für die Bereitstellung von Wärme genutzt werden würde, lediglich bei circa 25 % der gesamten Endenergiemenge zur Wärmebereitstellung bezogen auf das Jahr 2011 liegen würde (Klimaschutzleistung von circa $-5,6 \text{ Mio. t a}^{-1}$ an vermiedenen THG-Emissionen durch die Substitution von Erdgas und Heizöl). Das zweite Extrem-Szenario S4 (0 % des gesamten Holzaufkommens in Bayern würde für die Bereitstellung von Wärme genutzt) weist die momentane Klimaschutzleistung der energetischen Holznutzung auf. Ohne die aktuelle Holznutzung zur Bereitstellung von Wärme lägen die heutigen Emissionen des Wärmemixes Bayern um 13 % bzw. um $6,4 \text{ Mio. t a}^{-1}$ höher. Allerdings wird bei dieser Berechnung die Klimaschutzleistung der stofflichen Nutzung noch nicht berücksichtigt (siehe auch Kapitel 9.6.2 bzw. [426]).

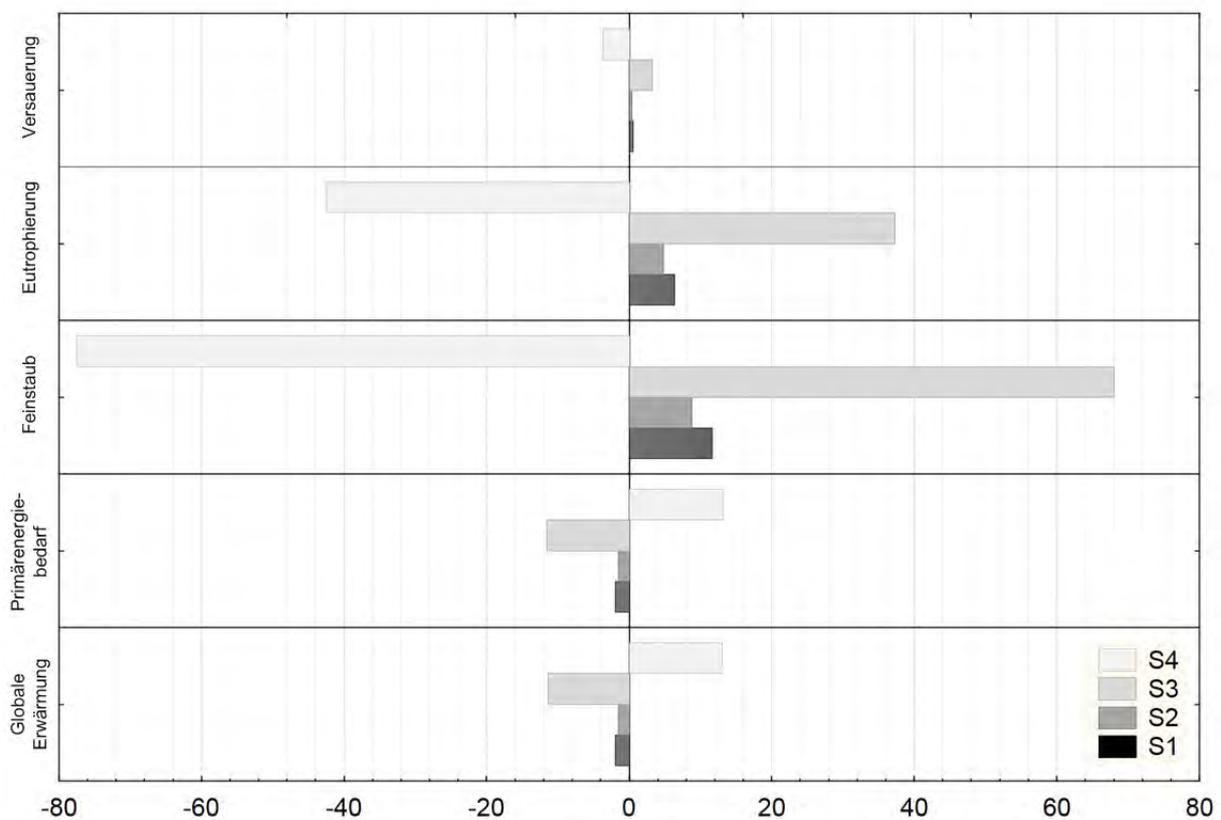


Abbildung 172: Relative Änderungen der Umweltwirkungen des Bayerischen Wärmemixes durch die untersuchten Szenarien S1-S4 zur energetischen Holznutzung in Bayern

9.3.4 Ökologische Wirkungen der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung verschiedener Szenarien und einzelner Prozessgruppen

Im Folgenden werden die Ergebnisse der verschiedenen Wirkungskategorien jeweils für die beiden Szenarien der Rohstoffbereitstellung, KWK1 100 % Altholz und KWK2 100 % Holzwerkstoffreste, erläutert. Die exakten Werte der beiden Szenarien in den einzelnen Wirkungskategorien sind für Strom und Wärme in Tabelle 156 dargestellt. Hierbei kann allerdings nicht hinsichtlich verschiedener Altholzklassen unterschieden werden, die auf-

grund unterschiedlicher Kontaminationen möglicherweise auch unterschiedliche Emissionen aufweisen könnten.

Tabelle 156: Umweltwirkungen sowie nicht erneuerbarer und erneuerbarer Primärenergiebedarf der Strom- und Wärmeerzeugung in Holzheizkraftwerken (20 MW)

	KWK1 (Altholz)	KWK2 (Holzwerkstoffreste)
IPCC Globale Erwärmung ohne biogenes CO ₂ (in CO ₂ -Äquivalenten) kg MJ ⁻¹ elektrisch	0,0259	0,0309
IPCC Globale Erwärmung ohne biogenes CO ₂ (in CO ₂ -Äquivalenten) kg MJ ⁻¹ thermisch	0,0098	0,0117
Feinstaub (in PM _{2,5} -Äquivalenten) mg MJ ⁻¹ elektrisch	10,937	11,905
Feinstaub (in PM _{2,5} -Äquivalenten) mg MJ ⁻¹ thermisch	4,129	4,494
Eutrophierung (in P-Äquivalenten) mg MJ ⁻¹ elektrisch	2,192	2,370
Eutrophierung (in P-Äquivalenten) mg MJ ⁻¹ thermisch	0,828	0,895
Versauerung (in H ⁺ -Äquivalenten) mmol MJ ⁻¹ elektrisch	0,632	0,652
Versauerung (in H ⁺ -Äquivalenten) mmol MJ ⁻¹ thermisch	0,238	0,246
Primärenergiebedarf - nicht erneuerbar in MJ MJ ⁻¹ elektrisch	0,352	0,436
Primärenergiebedarf - nicht erneuerbar in MJ MJ ⁻¹ thermisch	0,133	0,164
Primärenergiebedarf - erneuerbar in MJ MJ ⁻¹ elektrisch	0,019	0,027
Primärenergiebedarf - erneuerbar in MJ MJ ⁻¹ thermisch	0,007	0,010

Im Vergleich der beiden Szenarien weist KWK1 (Altholz) stets die niedrigsten Umweltwirkungen auf, da Altholz keine Umweltwirkungen aus vorgelagerten Systemen mitbringt, Holzwerkstoffreste dagegen aus dem vorgelagerten System (in KWK2 die Spanplattenproduktion) allozierte Umweltwirkungen mitbringt. Die Unterschiede der Szenarien beruhen somit rein auf der Prozessgruppe [A]. Erhöht man jedoch die Transportdistanz des Altholzes, so übersteigen dessen Emissionen die Emissionen der Bereitstellung von Holzwerkstoffresten ab Distanzen je nach Wirkungskategorie zwischen 130 und 810 km. Auf eine möglichst regionale Bereitstellung des Altholzes ist daher zu achten (siehe Kapitel 9.5.1 Sensitivitätsanalysen).

Abbildung 173 stellt die Umweltwirkungen der Stromerzeugung bezogen auf die funktionelle Einheit 1 MJ für die elektrische Leistung dar. Die Umweltwirkungen der Wärmeer-

zeugung der einzelnen Prozessgruppen sind im Verhältnis zu den Umweltwirkungen der Stromerzeugung identisch, jeweils um den Anteil des Exergiefaktors für Strom reduziert.

Gemäß Abbildung 173 werden die Treibhausgasemissionen von den Emissionen der Konversion [C3] dominiert. Innerhalb der Konversion ist die Bereitstellung der Infrastruktur für ca. 8 % der Treibhausgasemissionen verantwortlich, der Rest verteilt sich zu annähernd gleichen Teilen auf die Emissionen der Wirbelschichtfeuerung selbst aufgrund der Erdgaszuführung und der Bereitstellung des Harnstoffs zur NO_x-Minderung bei der Rauchgasreinigung. Die Harnstoffzugabe vermindert demnach Feinstaub- und versauernde Emissionen, erhöht dafür aber die Treibhausgasemissionen aufgrund dessen aufwendiger Herstellung. Feinstaubemissionen und Emissionen versauernder Stoffe sind jedoch trotz der Harnstoffzugabe noch hoch in Prozessgruppe [C3] verglichen mit den anderen Prozessgruppen. Es ist daher zu erwarten, dass bei geringeren Harnstoffzugaben die Feinstaubemissionen und Emissionen versauernder Stoffe in Prozessgruppe [C3] stark ansteigen und folglich auch im Gesamten stark erhöht wären. Zudem ist die Harnstoffzugabe an kontinuierliche NO_x-Messungen gekoppelt [424], da diese gemäß Bundes-Immissionsschutzgesetz einen Emissionsgrenzwert von 150 mg NO_x pro Kubikmeter Abgas im Tagesmittel nicht überschreiten dürfen (laut 17. BImSchV, §8). Von einer optimalen Einsatzmenge des Harnstoffs ist daher auszugehen. Geringere Harnstoffmengen sind unter den herrschenden Vorgaben nur durch alternative NO_x-Minderungen zu erreichen.

Bei den Emissionen eutrophierender Stoffe hat die Prozessgruppe Abfallbewirtschaftung [E] den größten Einfluss. Im Fall von Holzheizkraftwerken ist aufgrund der Menge und der teilweise höheren Schadstoffbelastung der Asche durch den Einsatz auch von kontaminierten Althölzern nur eine Deponierung möglich. Die Asche aus kleineren Anlagen zur Wärmeerzeugung, die mit Waldholz befeuert werden, kann dagegen beispielsweise nach Aufbereitung auch stofflich als Düngersatz eingesetzt werden (siehe Kapitel 9.3.1). Deshalb ist bei Holzheizkraftwerken innerhalb der Feuerung auf einen möglichst guten Abbrand zu achten. Zudem sind die unvermeidbaren Ascherückstände einer sachgemäßen Deponierung (Deponieklasse I bzw. II, je nach Schwermetallgehalt) zuzuführen.

Der nicht erneuerbare Primärenergiebedarf kann analog zur Wirkungskategorie Globale Erwärmung betrachtet werden, da die Treibhausgasemissionen (ohne biogenen Kohlenstoff) zum Großteil aus der Verbrennung fossiler Primärenergieträger stammen. Der erneuerbare Primärenergiebedarf kann als Stellvertreter des elektrischen Energiebedarfs der einzelnen Prozesse gesehen werden, da dieser in Bayern zurzeit zu 22 % durch erneuerbare Energiequellen gedeckt wird. Die Vorbehandlung der Brennstoffe [B2] nimmt daher aufgrund dessen vergleichsweise hohen elektrischen Energiebedarfs eine dominierende Rolle innerhalb dieser Wirkungskategorie ein. Bei den Berechnungen wurde angenommen, dass die Vorbehandlung der Brennstoffe [B2] mit Netzstrom stattfindet, während das Kraftwerk seinen Eigenbedarf selbst deckt. Würde die Brennstoffaufbereitung ebenso vom Holzheizkraftwerk selbst versorgt, so hätte diese nach vorliegendem Modell keinen Anteil mehr am erneuerbaren Primärenergiebedarf.

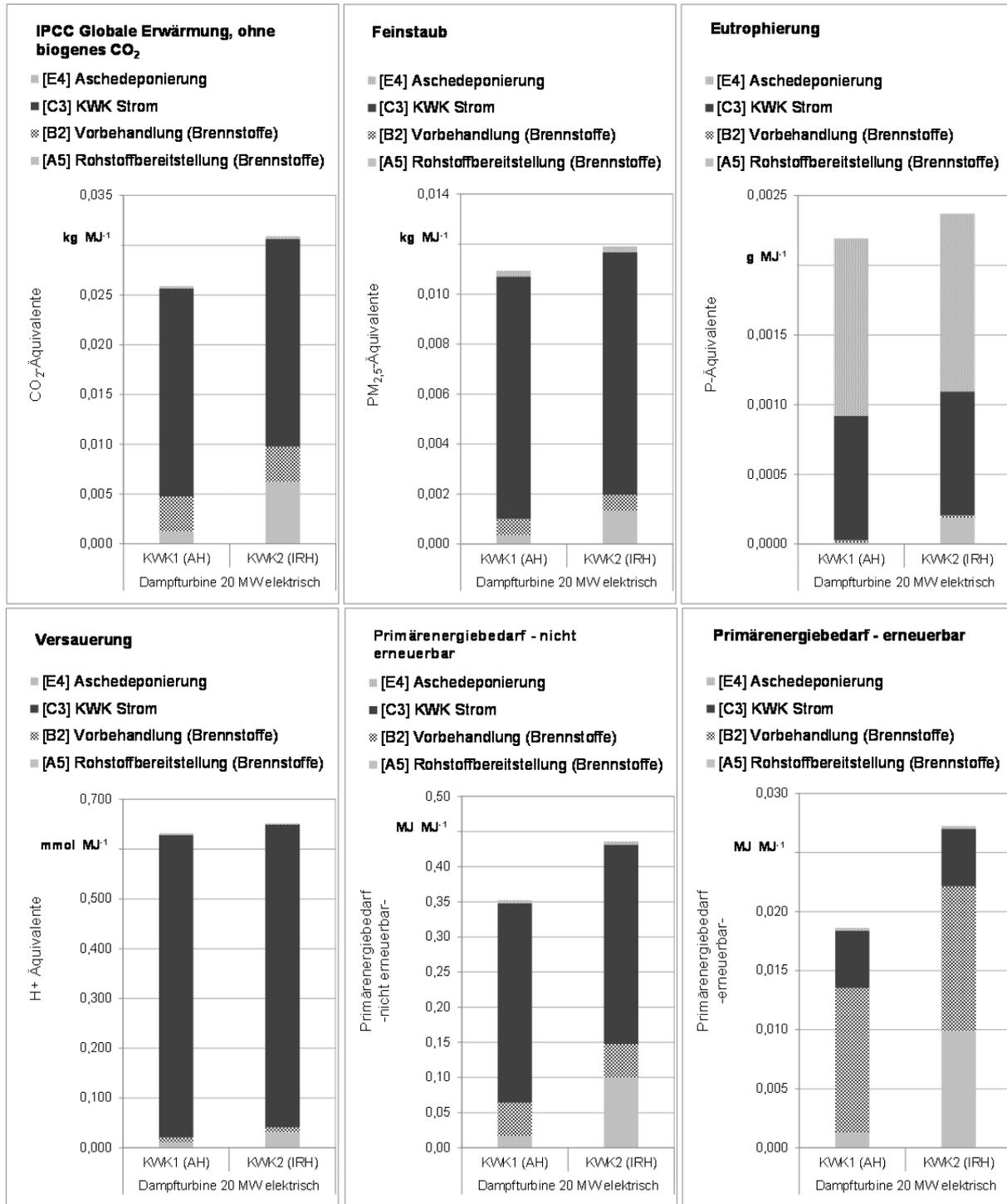


Abbildung 173: Emissionen der einzelnen Wirkungskategorien sowie nicht erneuerbarer und erneuerbarer Primärenergiebedarf der Stromerzeugung in Holzheizkraftwerken

9.3.5 Ökologische Wirkungen der Produktion von Holzhalbwaren

Alle in ExpResBio bilanzierten Wirkungskategorien werden in einem Abschnitt zusammengefasst und die Ergebnisse für die Schnittholzsortimente, Spanplatten und den Papier-Mix gesondert dargestellt.

Für Schnittholz folgt die Aufteilung der Ergebnisse den Prozessgruppen nach Kapitel 9.2.4.1. Für Spanplatten und Papier werden aufgrund der relativ geringen Anteile der Transport- und Logistikprozesse an den Wirkungskategorien die Rohstoffbereitstellung [A5] mit dessen Transport von Zwischenprodukten [T2] und die Industrieholzbereitstellung [A1-3] mit dessen Transport von Biomasse [T1] aggregiert in Prozessgruppe [A5] dargestellt. Ebenso werden innerbetriebliche Transporte [L2] mit der Transformation [B] aggregiert. Dafür werden aufgrund der relativ hohen Anteile an den Wirkungskategorien die Bereitstellung der Bindemittel und Zusätze [V8] bzw. Chemikalien [V8] zusammen mit deren Transport [L1] sowie für Papier zudem die Bereitstellung von Prozessenergien [V5] aufgrund ihrer relativ hohen Anteile gesondert dargestellt.

Schnittholzproduktion

Die Prozesse der Transformation selbst sind für die höheren Umweltwirkungen mit jeder weiteren Transformationsstufe ausschlaggebend, der Rohholzbedarf und damit auch der Rohholztransport nehmen trotz geringer Materialverluste nur unwesentlich zu (Abbildung 174 - Abbildung 179). Innerhalb der Transformation spielen die Bereitstellung der Infrastruktur (Gebäude und Maschinen), der elektrische Energieverbrauch sowie die Emissionen des Heizkessels (falls getrocknet) die größte Rolle.

Beim Vergleich zwischen den drei Nadelschnittholzsortimenten nehmen für kammergetrocknetes Nadelschnittholz und Hobelware im Vergleich zu frischem Nadelschnittholz auch die Umweltwirkungen des Einschnitts deutlich zu, da die für die thermische Energieerzeugung zur Trocknung nötigen Sägenebenprodukte der Prozessgruppe Einschnitt [B3.2] mitbilanziert werden. Bei frischem Nadelschnittholz sind diese per Allokation abgekoppelt. Die Umweltwirkungen der innerbetrieblichen Transporte steigen, da zwischen jedem weiteren Transformationsprozess weitere Transporte liegen.

Dies gilt prinzipiell auch für die Laubschnittholzsortimente. Allerdings sind die Umweltwirkungen des Einschnitts bei kammergetrocknetem und geschliffenem Laubschnittholz etwas geringer als bei frischem Laubholz. Dies ist darauf zurückzuführen, dass diese Sortimente hauptsächlich von Großsägem mit einer höheren Effizienz der Sägetechnologie produziert werden, während frisches Laubschnittholz größtenteils von kleinen und mittleren Betrieben hergestellt wird. Dem gegenüber stehen deutlich höhere Umweltwirkungen der Transportprozesse bei kammergetrocknetem und geschliffenem Laubschnittholz. Dies basiert auf höheren Automatisierungsgraden bei Großsägem, wo vermehrt innerbetriebliche Transporte sowie Sortier-, Stapel- und Verpackungsanlagen hinzukommen.

Die durchgehend höheren Umweltwirkungen der Laubschnittholzproduktion gegenüber der Nadelschnittholzproduktion sind auf das höhere spezifische Gewicht von Laubholz zurückzuführen, wodurch der Energiebedarf für dessen innerbetriebliche wie außerbetriebliche Transporte sowie für dessen Trocknung deutlich höher ist.

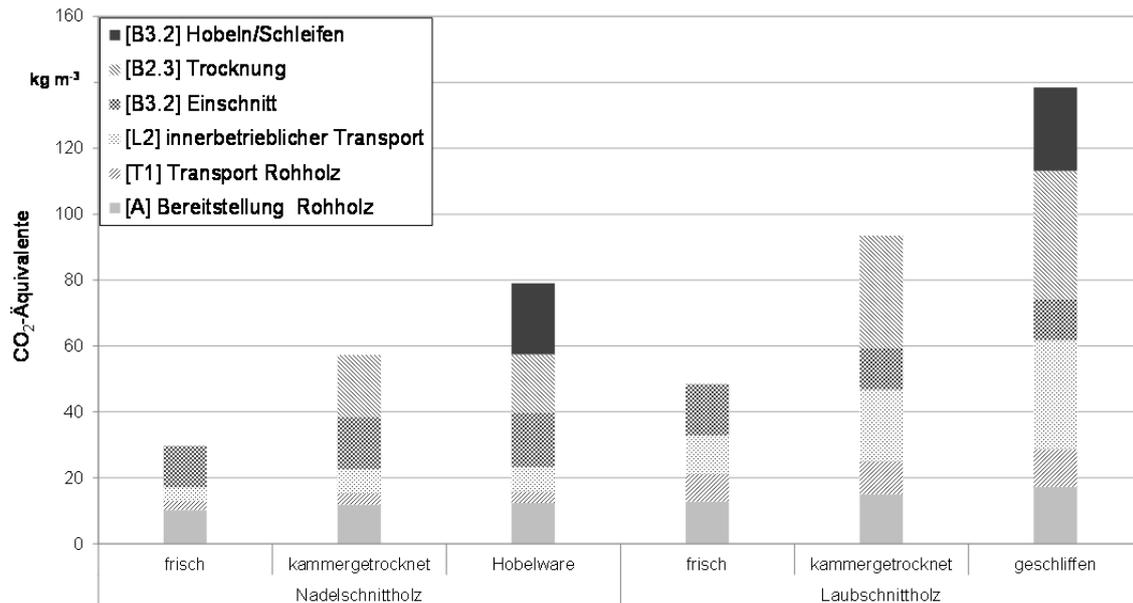


Abbildung 174: Treibhausgasemissionen der Schnittholzproduktion in kg CO₂-Äquivalenten pro Kubikmeter

Innerhalb der Wirkungskategorie Globale Erwärmung (Treibhausgasemissionen nach Abbildung 174) dominiert bei den Schnittholzprodukten der elektrische Energieverbrauch der einzelnen Prozessgruppen. Damit findet eine deutliche Steigerung der Treibhausgasemissionen mit der weiteren Verarbeitung statt, da jeder weitere Transformationsprozess elektrische Energie benötigt. Deutlich zeigt sich dadurch auch die Steigerung der Treibhausgasemissionen bei den innerbetrieblichen Transporten, v. a. bei Laubschnittholz, da, wie oben erwähnt, die Sortimente kammergetrocknet und geschliffen hauptsächlich von Großbetrieben mit hohem Automatisierungsgrad produziert werden. Die automatischen Stapel-, Sortier-, und Verpackungsmaschinen werden meist mit einer elektrisch gespeisten Hydraulik angetrieben [56].

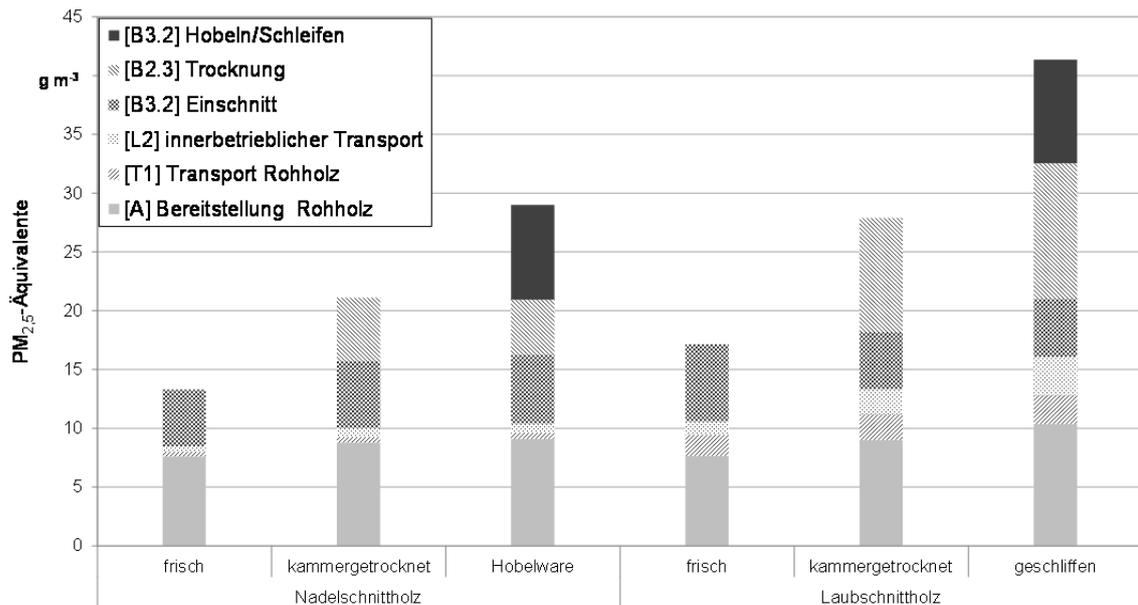


Abbildung 175: Feinstaubemissionen der Schnittholzproduktion in g PM_{2,5}-Äquivalenten pro Kubikmeter

Für die Wirkungskategorie Feinstaub (Abbildung 175) überwiegt bei frischem Nadel- und Laubschnittholz die Bereitstellung des Rohholzes, v. a. aufgrund des Maschineneinsatzes bei der Holzernte (vgl. Kapitel 8.2.1). Durch die Feinstaubemissionen der Heizkessel zur Speisung der Trockenkammer [B2.3] übersteigt für alle weiter bearbeiteten Produkte der Transformationsprozess [B] die Rohholzbereitstellung [A]. Hinzu kommen mit den weiteren Transformationsstufen von Schnittholz höhere Aufwendungen für die Bereitstellung der Infrastruktur (Gebäude und Maschinen), die essentiell zur Wirkungskategorie Feinstaub beiträgt. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die Infrastrukturbereitstellungen aus der ecoinvent Datenbank [403] stammen, und teilweise sehr grobe Schätzungen darstellen. Es wird angenommen, dass teilweise die verschiedenen Materialien der Gebäude und Maschinen durch Stahl als Stellvertreter bilanziert werden (vgl. Prozesse zu Infrastrukturbereitstellungen nach [403]) und damit die hohen Feinstaub- und Phosphoremissionen (Abbildung 176 Eutrophierung) der Stahlerzeugung hier zu Überbewertungen führen. Diese Überbewertung wirkt sich besonders auf die weiteren Transformationen von Nadel- und Laubschnittholz aus, da mit jeder weiteren Transformation auch weitere Gebäude und Maschinen mitbilanziert werden.

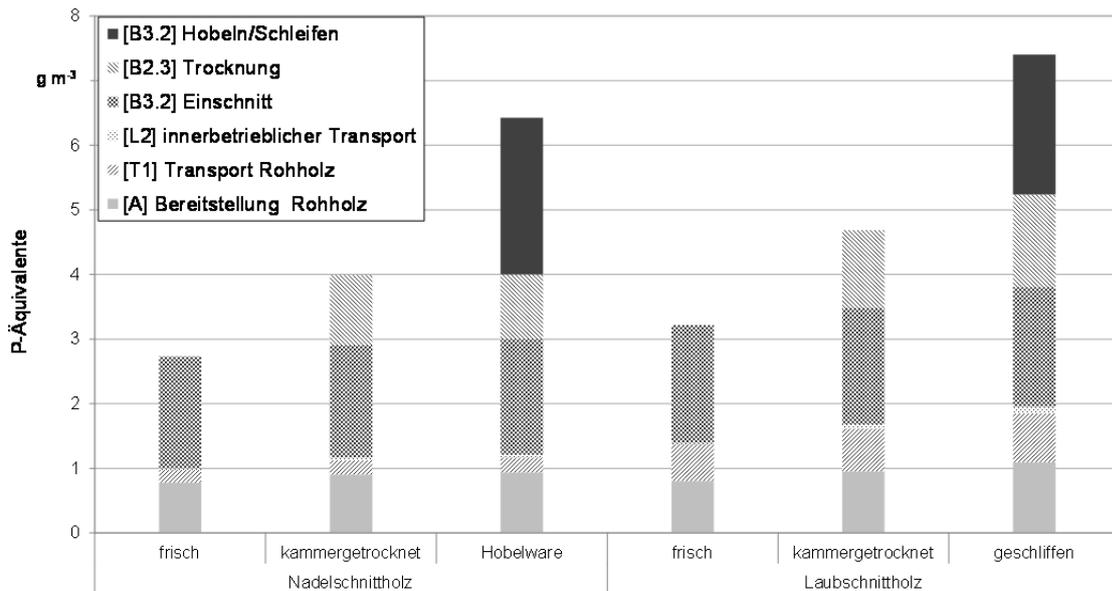


Abbildung 176: Emissionen eutrophierender Stoffe der Schnittholzproduktion in g P-Äquivalenten pro Kubikmeter

Diese Effekte zeigen sich noch sehr viel deutlicher innerhalb der Wirkungskategorie Emissionen eutrophierender Stoffe (Abbildung 176). Die Bereitstellung der Infrastruktur dominiert hier deutlich alle Prozesse der Transformation aller Schnittholzprodukte. Die direkten Emissionen des Heizkessels beinhalten keine eutrophierenden Stoffe. Die eutrophierenden Emissionen der Prozessgruppe Trocknung [B2.3] sind auf die Bereitstellung des Heizkessels und die Aschedeponierung zurückzuführen.

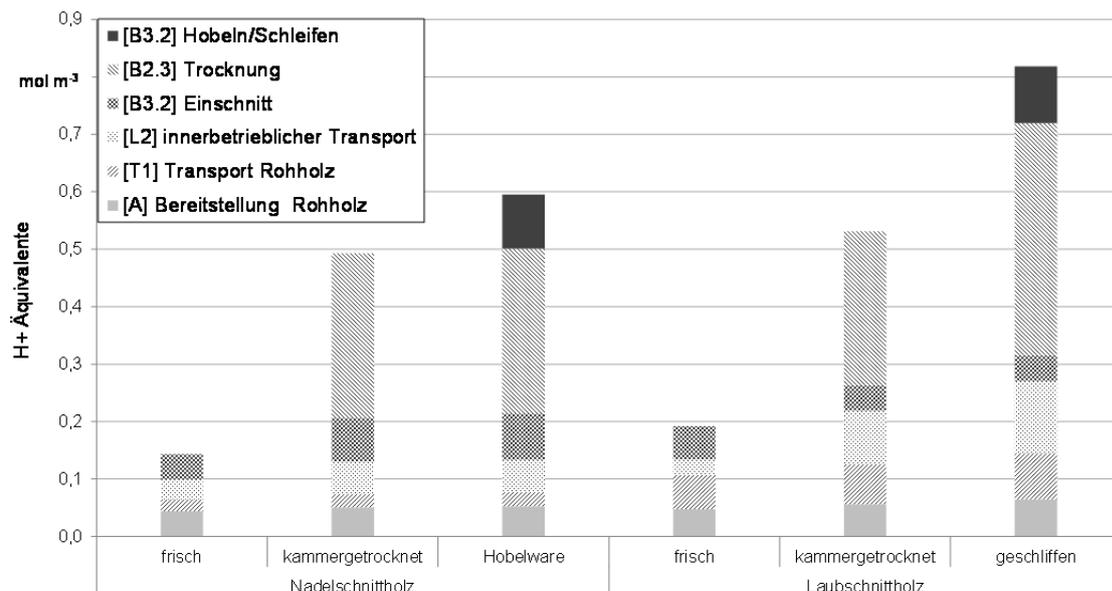


Abbildung 177: Emissionen versauernder Stoffe der Schnittholzproduktion in Mol H+-Äquivalenten pro Kubikmeter

Die Wirkungskategorie Emissionen versauernder Stoffe (Abbildung 177) hingegen wird von den direkten Emissionen des Heizkessels dominiert, was sich bei den getrockneten Schnittholzsortimenten deutlich zeigt.

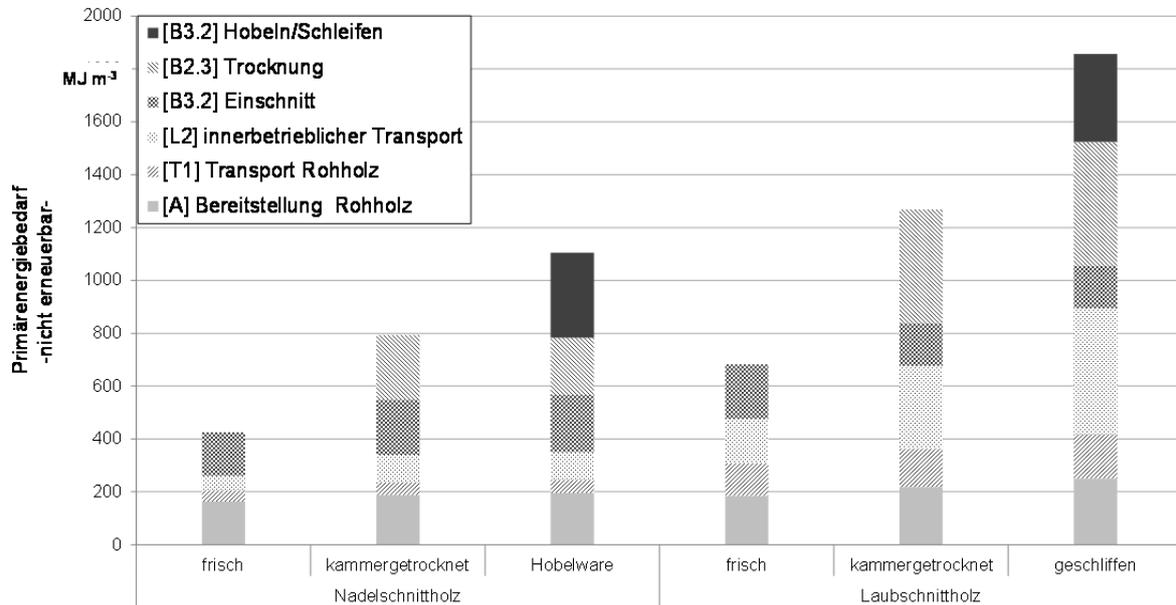


Abbildung 178: Nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf der Schnittholzproduktion in MJ pro Kubikmeter

Die Kategorie nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf (Abbildung 178) kann analog zur Wirkungskategorie Globale Erwärmung betrachtet werden, da die Treibhausgasemissionen (ohne biogenen Kohlenstoff) von Herstellungsprozessen stofflich genutzter Produkte zum Großteil aus der Verbrennung fossiler Primärenergieträger stammen. Die beschriebenen Ergebnisse zur Wirkungskategorie der Globalen Erwärmung treffen hier in gleicher Weise zu.

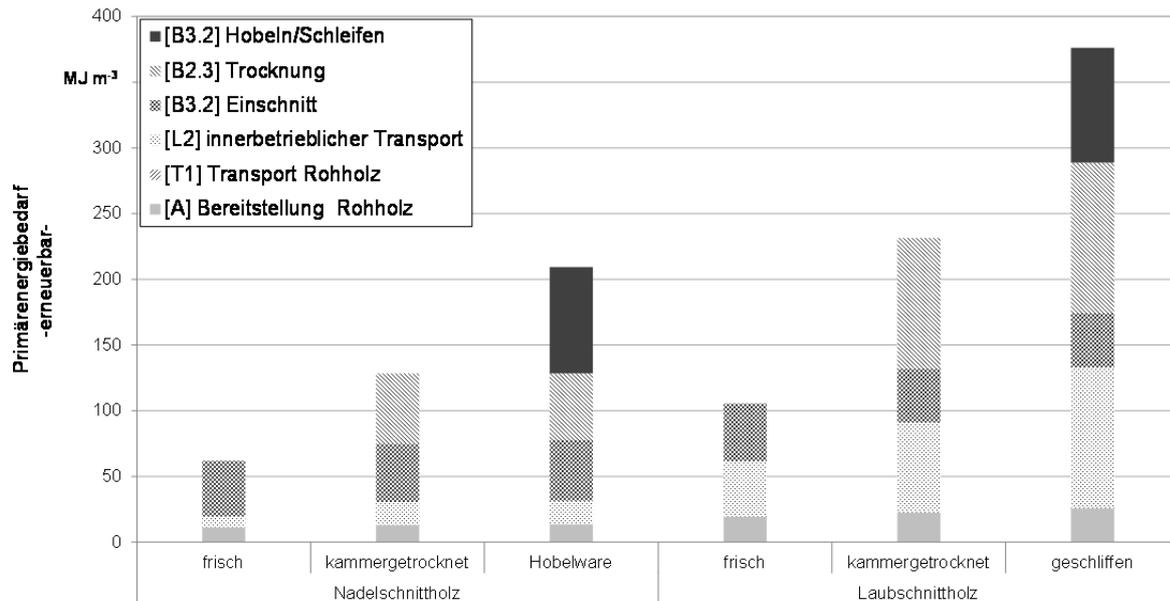


Abbildung 179: Erneuerbarer Primärenergiebedarf der Schnittholzproduktion in MJ pro Kubikmeter

Sehr ähnlich stellt sich die Kategorie erneuerbarer Primärenergiebedarf (Abbildung 179) dar. Noch stärker als bei der Wirkungskategorie globale Erwärmung und nicht-erneuerbarer Primärenergiebedarf dominiert hier der elektrische Energieverbrauch, da dieser zu 22 % durch erneuerbare Energiequellen gedeckt wird [403]. Andere Prozesse tragen zu dieser Kategorie nur marginal bei, sie kann daher als Stellvertreter für den elektrischen Energieverbrauch gesehen werden.

Spanplattenproduktion

Grundsätzlich gilt für die Spanplattenproduktion wie für die Schnittholzproduktion, dass innerhalb der Transformation die Bereitstellung der Infrastruktur, der elektrische Energieverbrauch sowie die Emissionen des Heizkessels die größte Rolle spielen. Hinzu kommen die Umweltauswirkungen von Bindemitteln und Zusätzen.

Der Transformationsprozess wird innerhalb der Wirkungskategorie Globale Erwärmung ebenfalls vom elektrischen Energieverbrauch dominiert. Betrachtet man die gesamte Spanplattenproduktion, so nimmt die Bereitstellung der Bindemittel und Zusätze allein 52 % der THG-Emissionen ein, wobei hier die Bereitstellung des Urea-Formaldehyd-Klebstoffes mit 35 % den mit Abstand bedeutendsten Anteil darstellt. Innerhalb dieser Prozesse wird ein Großteil der Treibhausgasemissionen auf direkte Emissionen der Syntheseprozesse zurückgeführt.

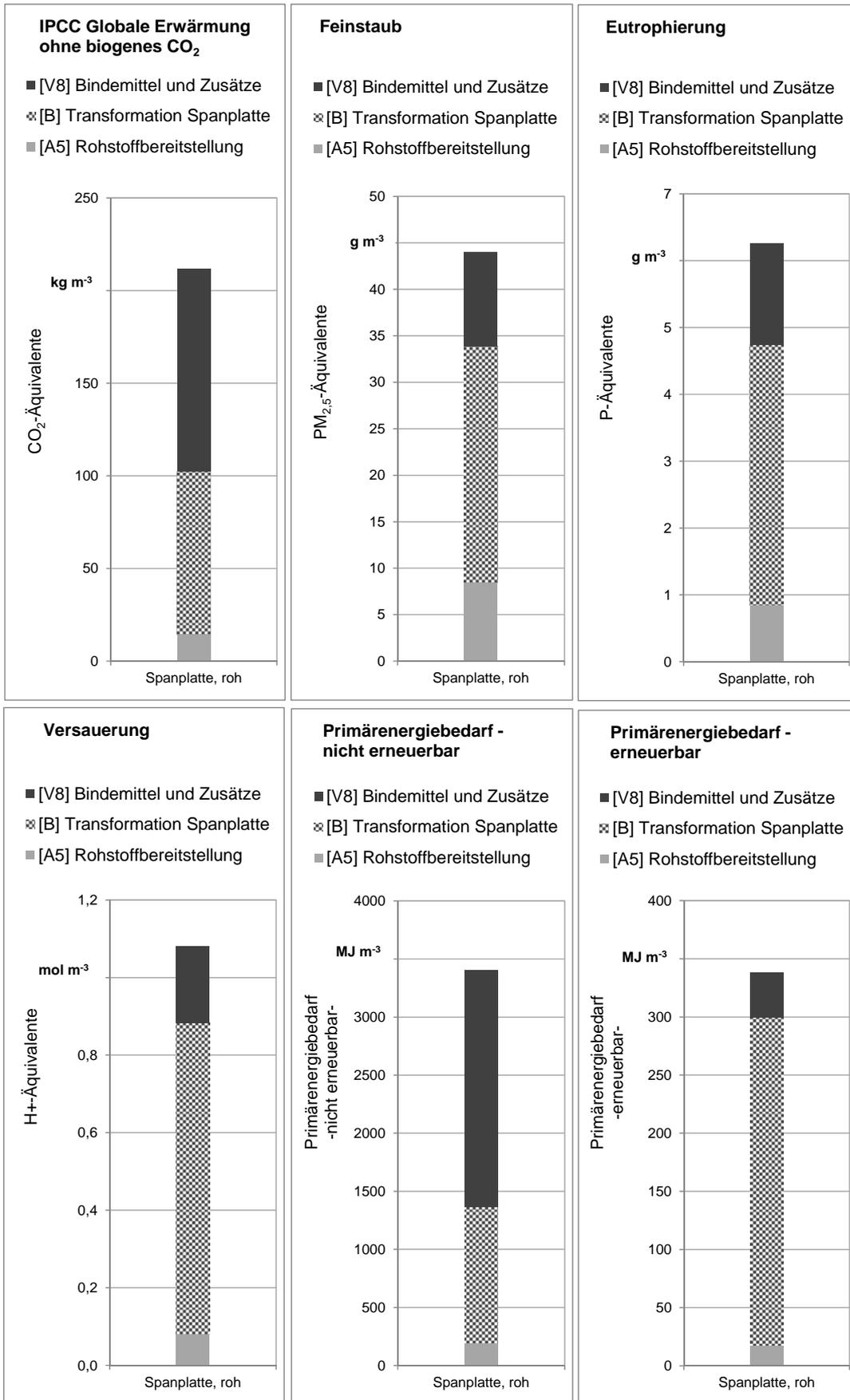


Abbildung 180: Emissionen der einzelnen Wirkungskategorien sowie nicht erneuerbarer und erneuerbarer Primärenergiebedarf der Spanplattenproduktion

Feinstaubemissionen und Emissionen eutrophierender Stoffe unterliegen, wie bei der Schnittholzproduktion angesprochen, Unsicherheiten aufgrund teilweise sehr grober Schätzungen der zu Grunde liegenden Prozesse aus der ecoinvent Datenbank, beispielsweise hinsichtlich der Bereitstellung eines Spanplattenwerkes. Es zeigt sich infolgedessen der hohe Anteil der Transformation in diesen Wirkungskategorien gegenüber der Bereitstellung der Bindemittel und Zusätze. In den vorgelagerten Systemen der Herstellung dieser Bindemittel und Zusätze spielt die Bereitstellung der Infrastruktur eine untergeordnete Rolle [403].

Emissionen versauernder Stoffe stammen zum größten Teil, wie bei der Schnittholzproduktion auch, aus der thermischen Energieerzeugung innerhalb der Transformation im Spanplattenwerk selbst.

Leicht abweichend stellt sich bei der Spanplattenproduktion die deutlichere Dominanz der Bindemittel und Zusätze bei der Kategorie nicht erneuerbarer Primärenergiebedarf gegenüber der Wirkungskategorie Globale Erwärmung dar. Dies kann mit dem Einsatz fossiler Kohlenwasserstoffe (Erdgas, nach [403]) zur Urea Herstellung als Hauptbestandteil der Bindemittel erklärt werden. Die Kategorie erneuerbarer Primärenergiebedarf kann wiederum als Stellvertreter für den elektrischen Energieverbrauch gesehen werden.

Papierproduktion

Für die Analyse der Umweltwirkungen der Produktion von Papier liegen bisher nur aggregierte Daten der gesamten Papierproduktion in Deutschland vor. Ökobilanzen können daher nur für ein Durchschnittspapier (Papier-Mix) aus den entsprechenden Anteilen von graphischen Papieren, Hygiene- und Verpackungspapieren modelliert werden. Lediglich für die Bereitstellung von Sägenebenprodukten [A5] und Industrieholz [A1-3] sind bayernspezifische Daten aus den Modellen zur Schnittholzproduktion (Sägenebenprodukte per ökonomischer Allokation abgekoppelt) bzw. Rohholzbereitstellung (Kapitel 8) hinterlegt.

Innerhalb der Wirkungskategorie Globale Erwärmung zeigen die Transformationsprozesse und die Bereitstellung der Prozessenergie die größten Anteile. Innerhalb der Transformationsprozesse ist dies hauptsächlich auf die direkten Treibhausgasemissionen der Papierfabrik selbst zurückzuführen. Innerhalb der Bereitstellung von Prozessenergie überwiegt deutlich die Bereitstellung elektrischer Energie für die Papierfabrik.

Die Wirkungskategorie Feinstaub wird dagegen von der Rohstoffbereitstellung dominiert, wobei dies fast ausschließlich auf die Bereitstellung des Sulfatzellstoffs aus vorgelagerter Produktion zurückzuführen ist. Es ist zu beachten, dass aufgrund der vorhandenen Datenaggregation Papierfabriken teilweise mit integriertem Sulfatverfahren bilanziert sind. Zum Großteil jedoch stammt der Zellstoff aus vorgelagerter Produktion und geht damit als Rohstoff in die Papierfabrik ein. Das Sulfatverfahren ist daher im Falle von integrierten Papierfabriken in der Transformation [B] enthalten, größtenteils jedoch in der Rohstoffbereitstellung [A5]. Die Feinstaubemissionen der Transformation sind ebenfalls hauptsächlich dem integrierten Sulfatverfahren innerhalb der Papierfabrik zuzuschreiben.

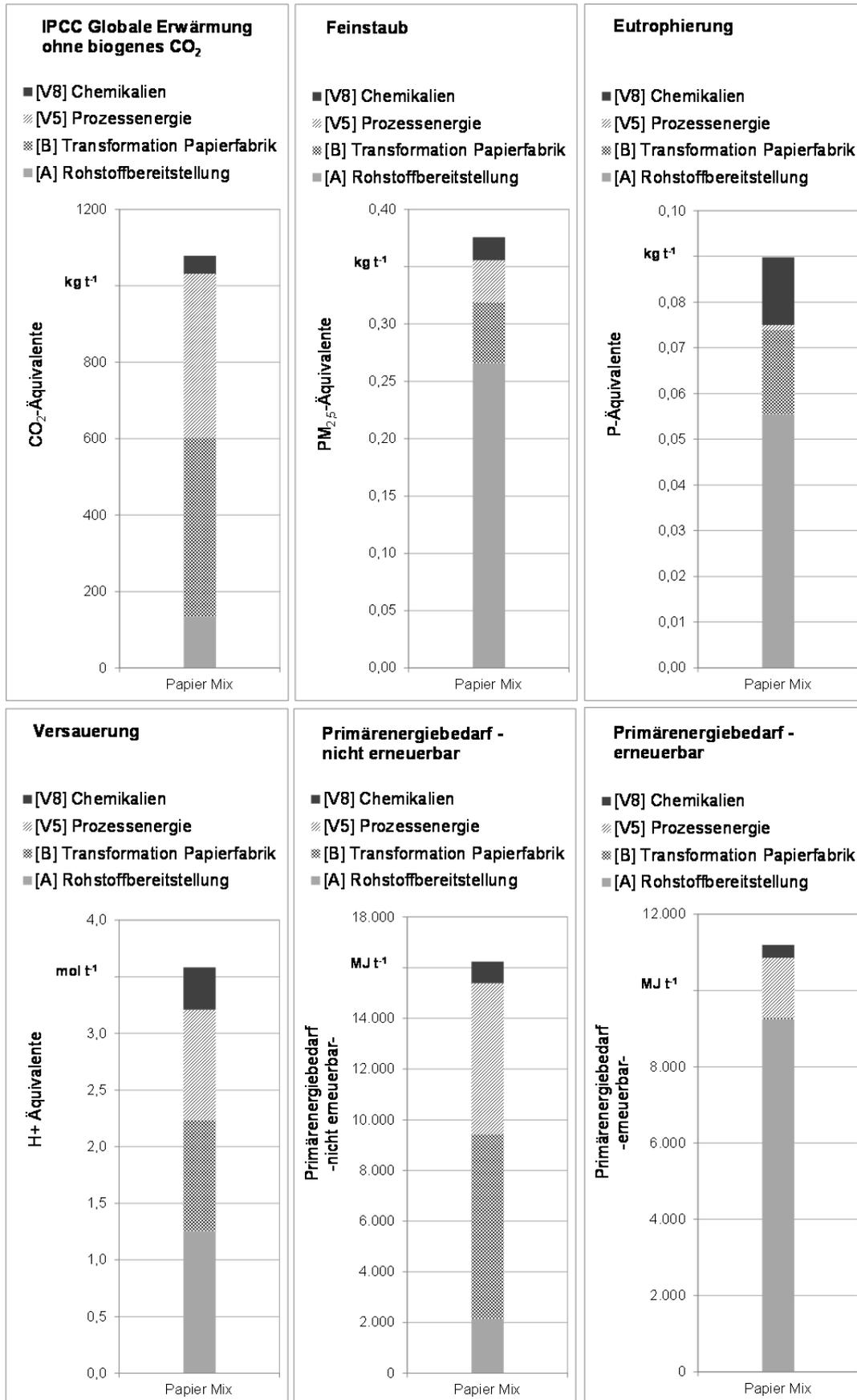


Abbildung 181: Emissionen der einzelnen Wirkungskategorien sowie nicht erneuerbarer und erneuerbarer Primärenergiebedarf der Papierherstellung

Ähnlich stellt sich dies in der Wirkungskategorie Eutrophierung dar. Das Sulfatverfahren aus vorgelagerter Produktion führt zu sehr hohen Werten bei der Rohstoffbereitstellung, innerhalb der Transformation ist ebenfalls das integrierte Sulfatverfahren maßgebend. Die Bereitstellung von Prozessenergie trägt zur Eutrophierung jedoch kaum bei, dafür weist die Bereitstellung von Chemikalien größere Anteile auf. Infrastrukturbereitstellungen zeigen wie bei der Schnittholz- und Spanplattenproduktion signifikante Anteile, fallen jedoch aufgrund der allgemein höheren Emissionen weniger ins Gewicht und unterliegen ebenso den oben angesprochenen Unsicherheiten der Datengrundlage.

Die Wirkungskategorie Versauerung zeigt gleichmäßigere Anteile der verschiedenen Prozessgruppen. Die Rohstoffbereitstellung wird abermals vom Sulfatverfahren aus vorgelagerter Produktion bestimmt, die Transformation von den direkten Emissionen der Papierfabrik mit integriertem Sulfatverfahren und die Bereitstellung von Prozessenergie von der elektrischen Energie. Der nicht-erneuerbare Primärenergiebedarf kann, wie auch bei der Schnittholz- und Spanplattenproduktion, analog zur Wirkungskategorie Globale Erwärmung betrachtet werden. Ebenso stellt der erneuerbare Primärenergiebedarf wieder einen Stellvertreter des elektrischen Energieverbrauchs dar. Die Prozessgruppe Transformation hat infolge der Abkopplung der Bereitstellung von Prozessenergie daher keine Anteile mehr am erneuerbaren Primärenergiebedarf.

9.4 Ergebnisse der ökonomischen und volkswirtschaftlichen Bewertung

(André Tiemann, Prof. Dr. Hubert Röder)

9.4.1 Ergebnisse zur Rentabilität der Holzverwendung

Es folgt die Darstellung der Rentabilität der Rohstoffproduktion. Enthalten sind die Kosten der Rohholzbereitstellung ([A1] - [A3]) zu Marktpreisen, die Kosten für die Transformation sowie Transportkosten. Abbildung 182 stellt die Rentabilität der untersuchten Rohstoffe Hackschnitzel und Scheitholz aus Laub- und Nadelholz sowie Pellets aus Sägenebenprodukten (Fichte) dar. Der Wertebereich der Rentabilität der untersuchten Produktsysteme reicht von 52 € t at^{-1} im Fall der Pelletproduktion aus Sägenebenprodukten bis -54 € t at^{-1} für die Lkw-gestützte Hackschnitzelproduktion aus Laubholz.

Die nadelholzbasierten Produktsysteme weisen ausnahmslos eine positive Rentabilität auf. In diesem Rahmen erweist sich die Hackschnitzelproduktion mittels Anbauhacker als vorteilhaftestes Produktsystem (23 € t at^{-1}). Eine ebenfalls deutlich positive Rentabilität weist die Lkw-gestützte Hackschnitzelproduktion auf. Der wirtschaftliche Erfolg dieser Variante ist im Vergleich zur anbauhackergestützten Hackschnitzelproduktion jedoch um etwa die Hälfte geringer (11 € t at^{-1}). Einen großen Unterschied dazu weist die Rentabilität der Nadelscheitholzproduktion mit einem leicht positiven wirtschaftlichen Erfolg auf (1 € t at^{-1}).

Bei den laubholzbasierenden Produktsystemen sind die Ergebnisse differenzierter zu betrachten. Die Rentabilität der Hackschnitzelproduktion ist bei der Lkw-gestützten Variante stark defizitär (-54 € t at^{-1}), bei der anbauhackergestützten Variante wird ein deut-

lich positiver, wirtschaftlicher Erfolg erwirtschaftet (39 € t atro⁻¹). Die Laubscheitholzproduktion weist eine deutlich positive Rentabilität auf (9 € t atro⁻¹)

Die mit Abstand höchste Rentabilität weist die Pelletproduktion aus Sägenebenprodukten auf (52 € t atro⁻¹).

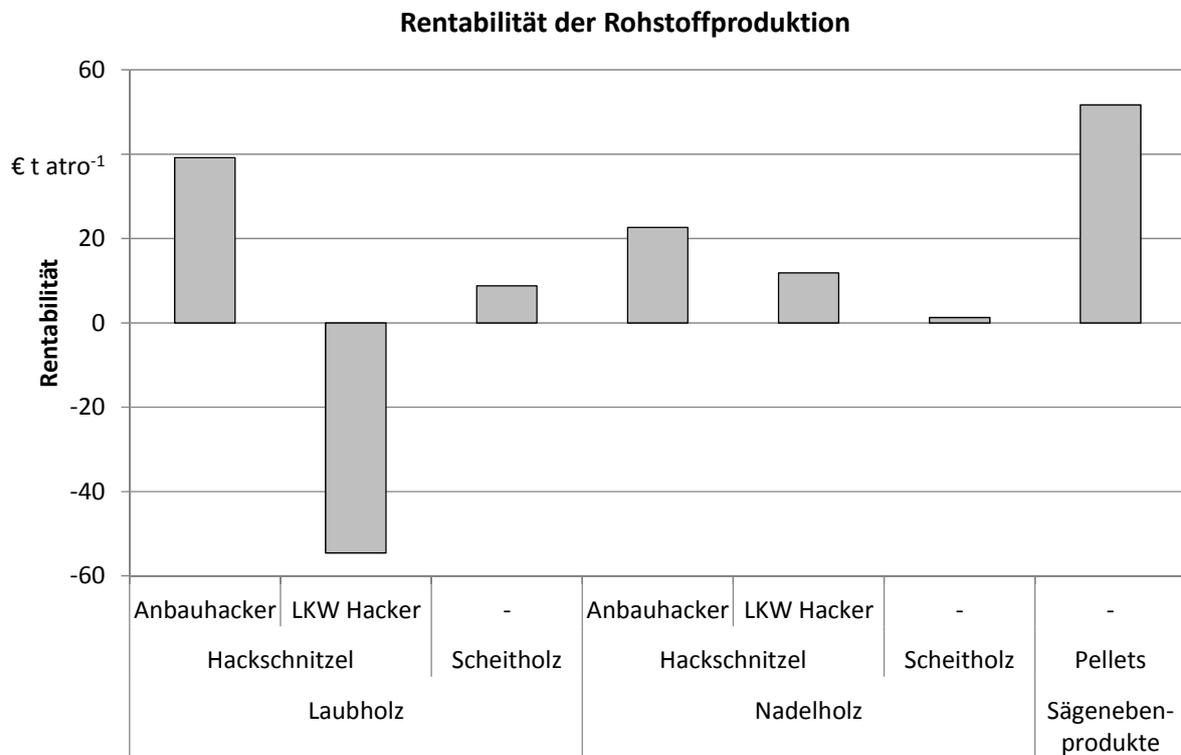


Abbildung 182: Rentabilität in € t atro⁻¹ der Rohstoffproduktion für die Prozessgruppe [B] Transformation, zuzüglich Kosten für [T1] Transport Biomasse.

Um die beschriebenen Ergebnisse zu erklären folgt eine detaillierte Kostenanalyse.

9.4.2 Ergebnisse zur Kostenkalkulation der Holzverwendung

Im diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Kostenkalkulation dargestellt, die die Grundlage der oben beschriebenen Rentabilitätsanalysen bilden. Es erfolgt eine getrennte Betrachtung der Produktsysteme Hackschnitzel, Scheitholz und Pellets.

Bereitstellung von Hackschnitzeln

Abbildung 183 stellt die Kosten der Rohstoffproduktion für Hackschnitzel in € t atro⁻¹ dar. Es erfolgte eine disaggregierte Darstellung der Kosten. Kosten der Rohstoffbereitstellung basieren auf Marktpreisen (Mittelwert 2012 bis 2014), Kosten für die mechanische Transformation, Ent- und Beladung sowie den Transport des Endenergieträgers auf eigenen Berechnungen. Darüber hinaus stellen die gestrichelten Linien den Hackschnitzelerlös der jeweiligen Holzart dar.

Aus Abbildung 183 wird ersichtlich, dass die Kosten der Hackschnitzelbereitstellung sowohl von der Holzart als auch stark von der Bereitstellungsvariante abhängig sind. Die geringsten Kosten verursacht die Bereitstellung von Laubholz hackschnitzeln mittels Anbauhacker ($131 \text{ € t atro}^{-1}$) die höchsten Kosten sind bei der Laubholz hackschnitzelbereitstellung mittels Lkw-gestützten Hackers zu erkennen ($225 \text{ € t atro}^{-1}$). Mit Ausnahme der Lkw-gestützten Laubholz hackschnitzelbereitstellung werden die Kosten überwiegend von den Rohholzbereitstellungskosten beeinflusst.

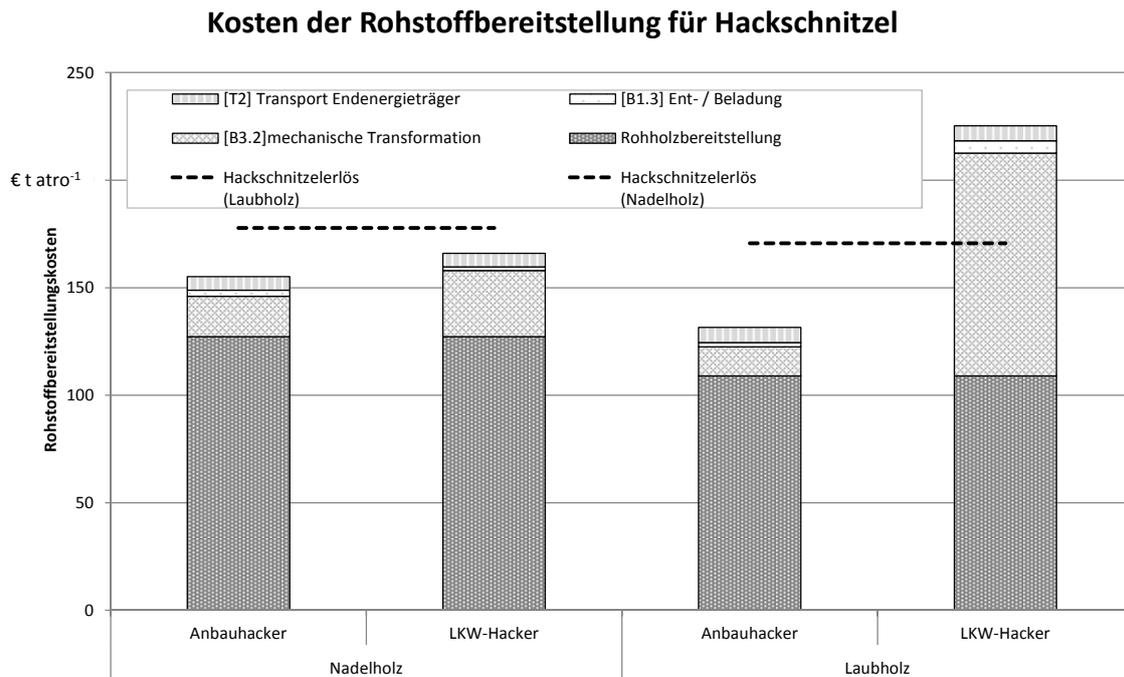


Abbildung 183: Kosten der Rohstoffbereitstellung von Hackschnitzeln in € t atro^{-1} für die Prozesse [B1.3] Ent-/Beladung, [B3.2] mechanische Transformation, [T2] Transport Endenergieträger; Kosten für Rohstoffbereitstellung basieren auf Marktpreisen (Mittelwert 2012 bis 2014)

Bei den nadelholz-basierten Produktsystemen bestehen nur geringe Unterschiede in der Kostenstruktur zwischen der Hackschnitzelbereitstellung mittels Anbauhacker und Lkw-gestütztem Hacker. Der Anteil der Rohholzbereitstellungskosten an den Gesamtkosten liegt zwischen 75 und 80 %. Die eigentlichen Prozesskosten nehmen einen geringen Anteil ein. Am relevantesten ist die mechanische Transformation. Bei der anbauhacker-gestützten Variante beträgt der Anteil an den Gesamtkosten 12 %, im Fall der Lkw-gestützten Transformation knapp 20 %. Es folgen die Transportkosten mit 4 %. Auch wenn der Anteil der Kosten für Ent-/Beladung an den Gesamtkosten gering erscheint (1-2 %) ist bei Betrachtung der absoluten Kosten ein deutlicher Unterschied zu erkennen. Mit $1,7 \text{ € t atro}^{-1}$ sind die Kosten der Ent-/Beladung bei der Lkw-gestützten Transformation aufgrund der höheren Produktivität um etwa 40 % geringer als bei der Variante mit Anbauhacker ($2,9 \text{ € t atro}^{-1}$).

Im Laubholz werden deutlichere Unterschiede zwischen den beiden Bereitstellungsvarianten sichtbar. Während die Kosten in der anbauhackergestützten Transformation deutlich von den Rohholzbereitstellungskosten getrieben werden (~80 %) nehmen bei der Lkw-gestützten Variante Rohholzbereitstellungskosten (48 %) und Kosten für die Transformation (46 %) verhältnismäßig ähnliche Anteile der Gesamtkosten ein. Darüber hinaus ist ein deutlicher Unterschied zwischen den Kosten für Ent-/Beladung zu erkennen. Hier verursacht die Variante mit Anbauhacker deutlich geringere Kosten (2 € t atro⁻¹). Die Kosten der Lkw-gestützten Variante sind mit 5,7 € t atro⁻¹ um 75 % höher. Die Transportkosten betragen 7 € t atro⁻¹ und verursachen je nach Variante 3 % (Lkw-gestützt) bzw. 5 % (anbauhackergestützt) der Gesamtkosten.

Aus den Ergebnissen können mehrere Zusammenhänge abgeleitet werden.

Mit Blick auf die Rohholzbereitstellungskosten und die Hackschnitzelerlöse wird ein verhältnismäßig geringer, finanzieller Spielraum für eine kostendeckende Hackschnitzelproduktion deutlich. Besonders gering ist dieser Korridor bei den nadelholzbasierenden Varianten (50 € t atro⁻¹). Damit werden mehr als 70 % der Hackschnitzelerlöse von den Rohstoffbereitstellungskosten verzehrt. Bei den laubholzbasierenden Varianten beträgt der eben beschriebene Korridor 60 € t atro⁻¹, die Rohstoffbereitstellungskosten verzehren 60 % der Erlöse.

Um die Dynamik des Verhältnisses zwischen Rohstoffbereitstellungskosten und Hackschnitzelerlösen einordnen zu können zeigt Abbildung 184 die disaggregierte Preisentwicklung beider Faktoren im Jahresverlauf.

Aufgrund der mathematischen Herleitung von baumartenspezifischen Hackschnitzelerlösen aus einem Baumartenmix (siehe Kapitel 9.1.5) folgen sowohl Laubholz hackschnitzel, als auch Nadelholz hackschnitzel einem gleichen Verlauf. Aus Abbildung 184 wird deutlich, dass die Hackschnitzelerlöse vom Jahr 2012 auf 2013 um etwa 10 € t atro⁻¹ steigen und im Jahr 2014 wieder auf ein ähnliches Preisniveau sinken. Die Industrieholzpreise weisen einen anderen Verlauf auf. Beim Laubindustrieholz sind zwar auch ein steigender Kostenverlauf von 2012 auf 2013 und sinkende Kosten im Jahr 2014 zu erkennen, jedoch ist der Kostenanstieg mit etwa 25 € t atro⁻¹ weitaus stärker ausgeprägt. Beim Nadelindustrieholz ist die Preisentwicklung sogar gegenläufig. Vom Jahr 2012 auf 2013 sinken die Industrieholzpreise um 10 € t atro⁻¹ und steigen im Jahr 2014 wieder auf ein ähnliches Niveau.

Bei Berücksichtigung der Kurvenverläufe wird der Einfluss des Betrachtungsjahres auf die Ergebnisse zur Rentabilität deutlich. Auf Basis der Daten aus 2012 und 2014 erwirtschaften Laubholz hackschnitzel die höhere Rentabilität. Hackschnitzel aus Nadelholz erwirtschaften sogar Defizite. Im Jahr 2013 sind Nadelholz hackschnitzel überlegen, die Rentabilität beträgt das Doppelte der Laubholz hackschnitzelproduktion.

Auf Basis der Daten aus 2012 beträgt die Rentabilität 9 € t atro⁻¹, 2013 ergibt sich ein Defizit von -11 € t atro⁻¹ und 2014 wiederum ein positiver wirtschaftlicher Erfolg von 3 € t atro⁻¹.

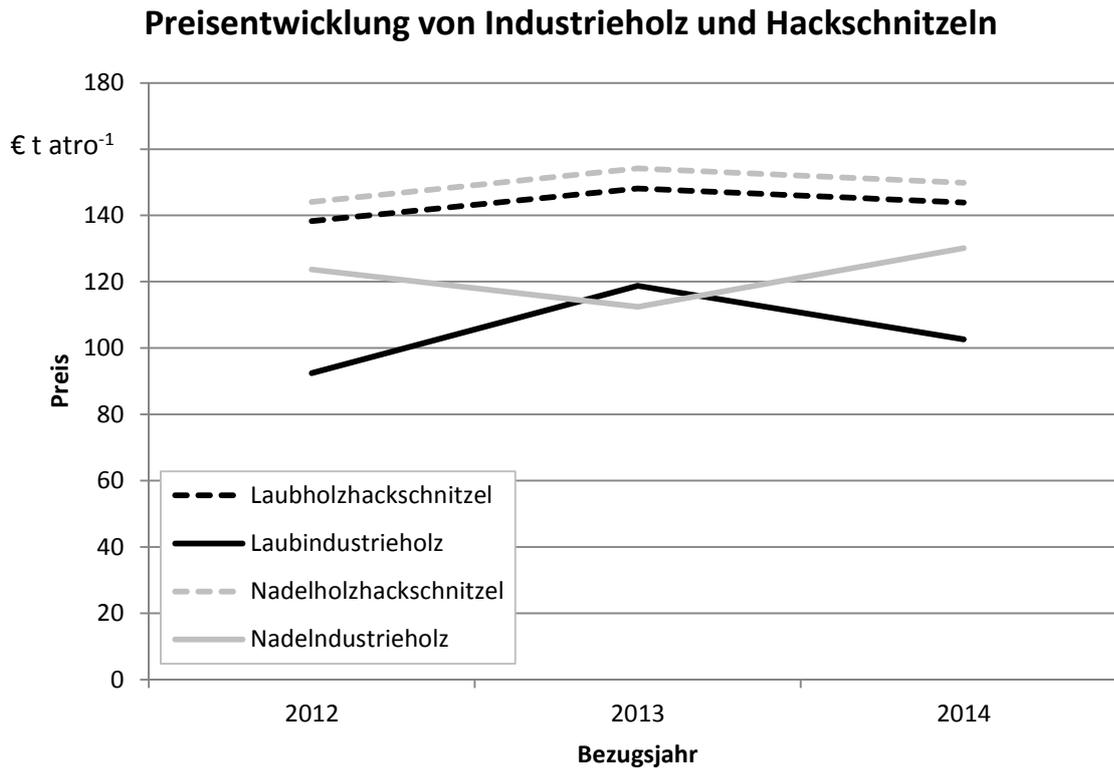


Abbildung 184: Die Entwicklung von Industrieholzpreisen und Hackschnitzelerlösen für Laub- und Nadelholz im Jahresverlauf des Betrachtungszeitraums 2012-2014; Daten nach [88]; [25]

Darüber hinaus wird deutlich, dass ein steigender Mechanisierungsgrad bei der Transformation zu steigenden Bereitstellungskosten führt. Im Nadelholz steigt zwar die Produktivität (zu erkennen an den geringeren Kosten/Zeitbedarf für die Ent-/Beladung mittels Lkw-gestütztem Hacker), jedoch nicht in ausreichendem Umfang um die höheren Maschinen- und Betriebsstoffkosten (Anhängenhacker: 45 € h⁻¹; Lkw-gestützter Hacker: 140 € h⁻¹) zu kompensieren. Im Laubholz sinkt die Produktivität mit steigendem Mechanisierungsgrad (zu erkennen an den höheren Kosten/Zeitbedarf für Ent-/Beladung mittels Lkw-gestütztem Hacker). Dies ist auf die durchmesserabhängige Produktivität des Lkw-gestützten Hackers zurück zu führen. In Kapitel 9.5.2 wird dieser Zusammenhang detailliert beschrieben.

Bereitstellung von Scheitholz

Abbildung 185 stellt die Kosten der Rohstoffproduktion für Scheitholz in € t atro⁻¹ dar. Es erfolgte eine disaggregierte Darstellung der Kosten für die Rohstoffbereitstellung. Kosten der Rohholzbereitstellung basieren auf Marktpreisen (Mittelwert 2012 bis 2014) zuzüglich den Kosten für Beladung des Anhängers und Transport vom Ort der Ernte zur Transformation. Kosten für die mechanische Transformation sowie Entladung und den Transport des Endenergieträgers entstammen eigenen Berechnungen (vgl.9.1.5.). Darüber hinaus stellen die gestrichelten Linien den Scheitholzerlös der jeweiligen Holzarten dar.

In Abbildung 185 ist ein deutlicher Unterschied der Bereitstellungskosten zwischen Nadelstammholz (208 € t atro⁻¹) und Laubstammholz (180 € t atro⁻¹) zu erkennen. Es wird darüber hinaus deutlich, dass die Kosten für die Rohholzbereitstellung bei beiden Produktsystemen einen entscheidenden Anteil an den Gesamtkosten verursachen. Beim Nadelholz werden 55 % der Erlöse von den Rohholzbereitstellungskosten verzehrt, beim Laubholz etwa 60 %.

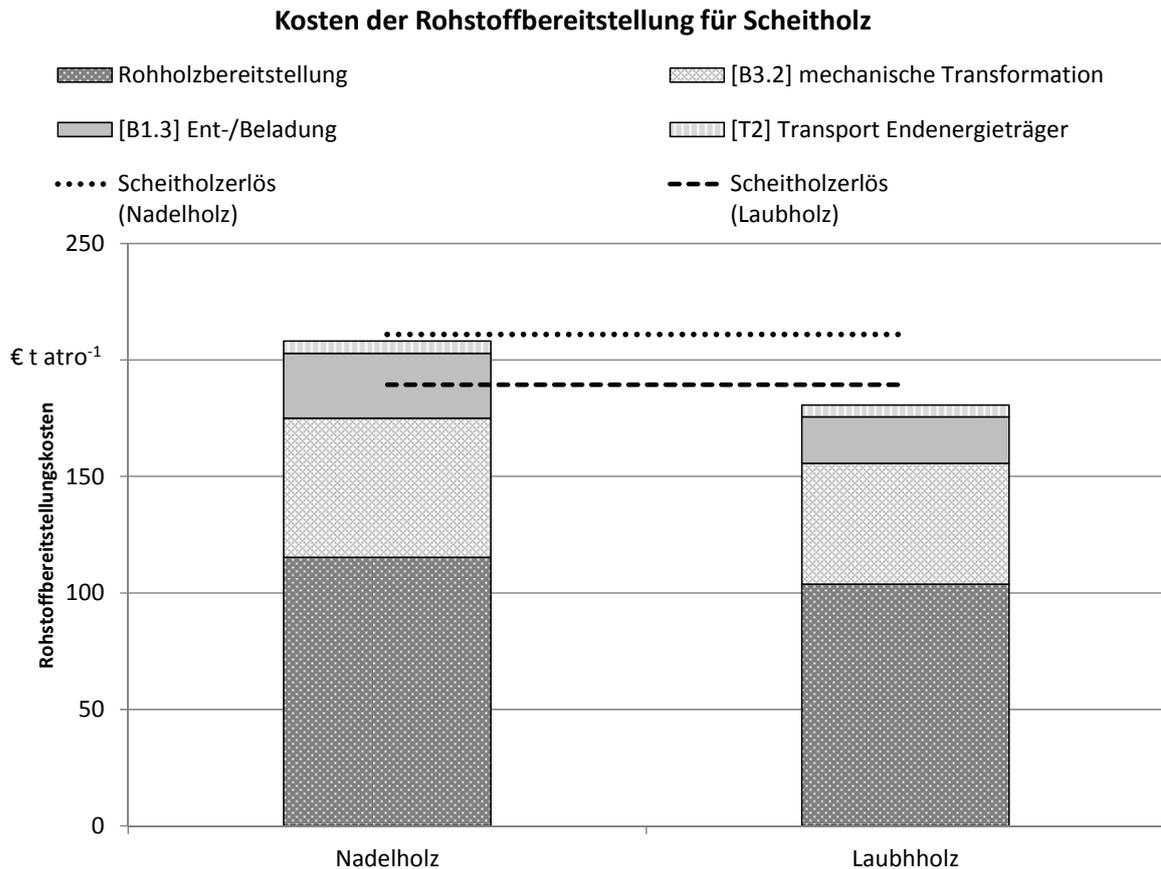


Abbildung 185: Kosten der Rohstoffbereitstellung von Scheitholz in € t atro⁻¹ für die Prozesse [B1.3] Ent-/Beladung, [B3.2] mechanische Transformation; Kosten für Rohstoffbereitstellung basieren auf Marktpreisen (2012 bis 2014) zuzüglich Kosten für [T1] Transporte

Darüber hinaus stellen jedoch die eigentlichen Prozesskosten einen weiteren Kostentreiber dar. Der Anteil der mechanischen Transformation an den Gesamtkosten beträgt holzartenunabhängig 29 %. Die Kosten für die Entladung verursachen weitere 12 % der Gesamtkosten

Die Kosten für den Transport des Endenergieträgers sind von untergeordneter Bedeutung. Der Anteil an den Gesamtkosten beträgt etwa 2,7 %.

Die Bereitstellungskosten sind stark von den Personalkosten getrieben. Bei der mechanischen Transformation und der Entladung sind zwischen 95 bis 100 % der Kosten per-

sonalgebunden. Eine detaillierte Beschreibung dieses Zusammenhangs findet sich in Kapitel 9.5.2. Daher sind Aussagen über die Bereitstellungskosten des Scheitholzes und folglich auch der Rentabilität stark an den gewählten Lohnansatz gebunden.

Bereitstellung von Pellets

Aus Abbildung 185 werden die Kosten der Rohstoffproduktion für Pellets in € t^{at}ro⁻¹ ersichtlich. Es erfolgte eine disaggregierte Darstellung der Kosten für die Rohstoffbereitstellung basierend auf Marktpreisen (Mittelwert November 2013 bis März 2015) zuzüglich Transportkosten. Kosten für die Zerkleinerung, Transformation und Trocknung sowie für den Transport des Endenergieträgers basieren auf eigenen Berechnungen. Die gestrichelte Linie stellt den Pelletserlös pro Tonne Trockenmasse dar.

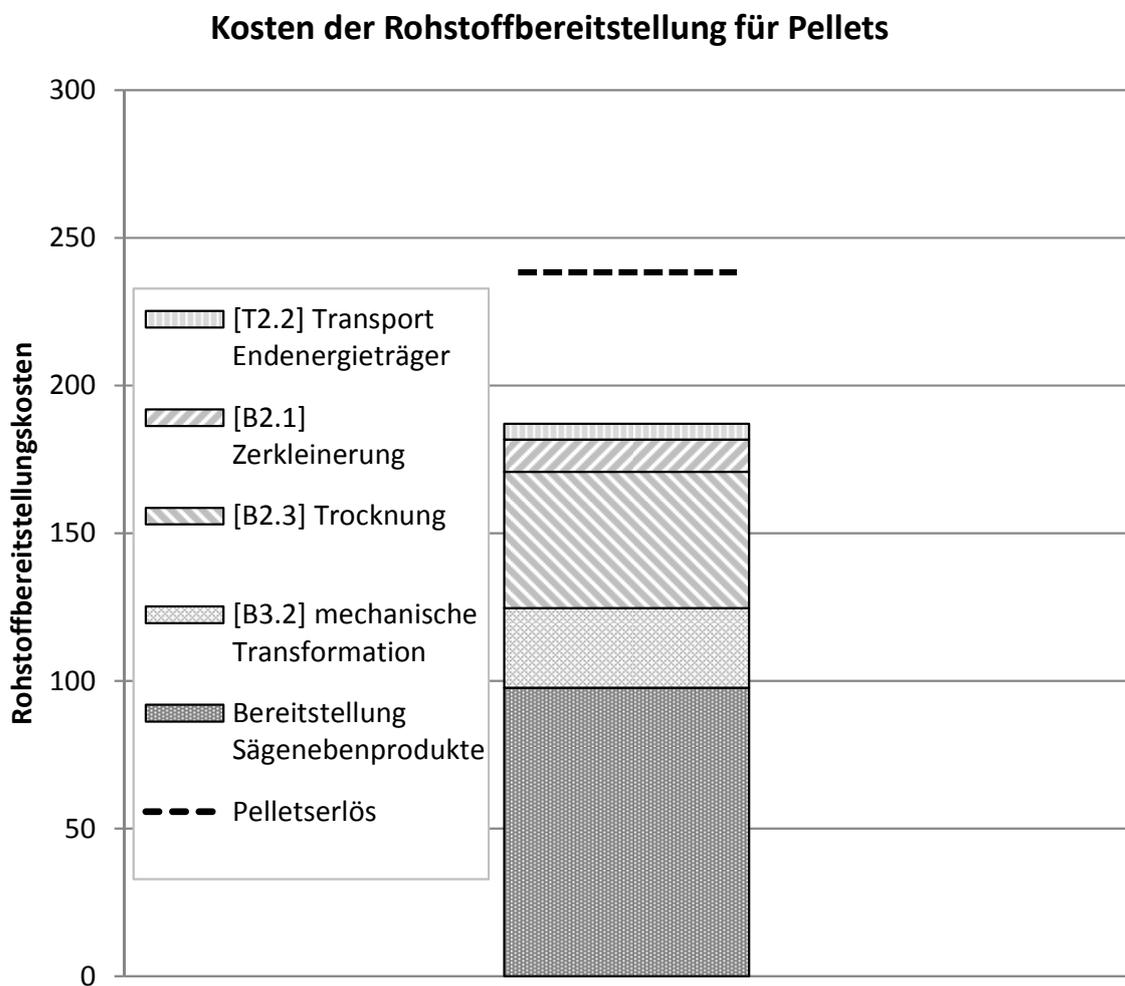


Abbildung 186: Kosten der Rohstoffbereitstellung von Pellets in € t^{at}ro⁻¹ für die Prozesse [B2.1] Zerkleinerung, [2.3] Trocknung, [B3.2] Transformation mechanische Transformation und [T2.2] Transport Endenergieträger; Kosten für Bereitstellung von Sägenebenprodukten basieren auf Marktpreisen (Mittelwert November 2013 bis März 2015) zuzüglich [T1] Transporte

Die Bereitstellungskosten für Pellets betragen $187 \text{ € t atro}^{-1}$. Da es sich bei dem Rohstoff für Pellets um Sägenebenprodukte handelt, nehmen die Kosten für die Holzbereitstellung (97 € t atro^{-1}) bei Pellets von allen der drei untersuchten Produktsysteme mit 50 % den geringsten Anteil an den Gesamtkosten ein. Im Bezug zum Erlös nimmt die Relevanz weiter ab. Die Bereitstellung der Sägenebenprodukte verzehrt 40 % des Erlöses.

Die eigentlichen Prozesskosten betragen knapp 90 € t atro^{-1} . Am relevantesten sind die Kosten für die Trocknung. Mit 46 € t atro^{-1} beträgt ihr Anteil an den Gesamtkosten 25 %. Es folgen die Kosten für die mechanische Transformation (27 € t atro^{-1}) und die Zerkleinerung (11 € t atro^{-1}). Das entspricht einem Anteil von 14 bzw. 6 % an den Gesamtkosten. Die Kosten für den Transport des Endenergieträgers nehmen mit 5 € t atro^{-1} eine untergeordnete Rolle ein und verursachen 3 % der Gesamtkosten.

Auffallend ist die große Differenz zwischen den Rohstoffbereitstellungskosten und den Pelleterlösen ($239 \text{ € t atro}^{-1}$). Der finanzielle Spielraum für eine kostendeckende Produktion beträgt damit 52 € t atro^{-1} . Das spezifische Ergebnis muss jedoch unter Betrachtung hoher, absoluter Kosten und damit verbundener Einstiegshürden und Risiken durch eine hohe Kapitalbindung relativiert werden. Die Pelletproduktion verursacht kapitalgebundene, verbrauchsgebundene, betriebsgebundene und sonstige Kosten in Höhe von rund 3,9 Millionen Euro pro Jahr vgl. 9.1.5). Darüber hinaus verursacht der Bau der Pelletfabrik Investitionskosten in Höhe von rund 2 Millionen Euro.

9.4.3 Ergebnisse zur Kostenkalkulation der Nutzung von Hackschnitzeln, Scheitholz und Pellets

Abbildung 187 stellt die Wärmegestehungskosten der untersuchten Konversionstechnologien aus Endkundensicht dar. Es erfolgte eine Disaggregation in Rohstoffkosten zu Marktpreisen, Kosten der Konversion und Kosten für die Aschebeseitigung. Letztere wurden nur bei den Feuerungen mit 50 und 300 kW berücksichtigt. In Privathaushalten können die Kosten für die Entsorgung nicht angesetzt werden [200].

Der Wertebereich der Wärmegestehungskosten in Abbildung 187 reicht von $0,0212 \text{ € MJ}^{-1}$ im günstigsten Fall des 300 kW Nadelholzhackschnitzelheizwerks bis maximal $0,0349 \text{ € MJ}^{-1}$ beim Heizen mit Pellets in einer 15 kW Zentralheizung. Es ist ein Kostengefälle von Pellets über Scheitholz zu Hackschnitzeln zu erkennen.

Im Allgemeinen liegt das Kostenverhältnis von Rohstoffkosten zu Kosten der Wärmeerzeugung (Konversion) bei 50 zu 50. Bei der Wärmeerzeugung aus Pellets überwiegen die Kosten der Konversion leicht (52 %), bei den übrigen Produktsystemen überwiegen die Rohstoffkosten leicht. Bei den Hackschnitzelfeuerungen betragen die Rohstoffkosten in etwa 52 % der Gesamtkosten, bei den Scheitholzfeuerungen in etwa 55 %.

Die Kosten für die Entsorgung der Holzasche sind von untergeordneter Bedeutung (<1 %).

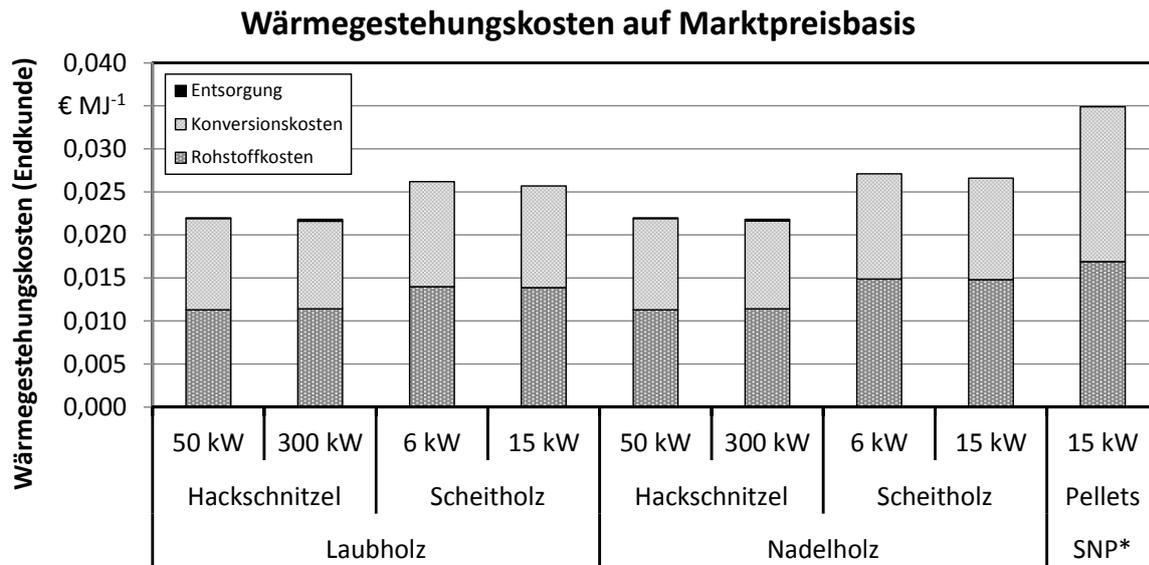


Abbildung 187: Kosten in € MJ⁻¹ der Rohstoffanwendung für die Prozess-Untergruppen [C] Konversion und [E] Verwertung/Beseitigung; Kosten für Rohstoffbereitstellung basieren auf Marktpreisen (Mittelwert 2012 bis 2014) zuzüglich [T2] Transportkosten

Bei den Hackschnitzelfeuerungen ist ein leichter Skaleneffekt erkennbar. Beim Vergleich der 50 kW und 300 kW Feuerung sinken die Kosten pro Megajoule mit steigender Kesselnennwertleistung um rund 3 %. Dieser Trend lässt sich auch bei den Scheitholzfeuerungen beobachten, jedoch ist der Effekt geringer ausgeprägt (2 %).

Zusammengefasst wird deutlich, dass Hackschnitzelsysteme bis auf geringe Unterschiede, unabhängig von Holzart und Kesselnennleistung, die kostengünstigsten Varianten zur Wärmebereitstellung darstellen.

9.4.4 Ergebnisse zur Bruttobeschäftigung

In diesem Kapitel wird das Bruttobeschäftigungsaufkommen anhand ausgewählter Produktlinien beschrieben. Es gilt die Annahme, dass eine Arbeitskraft 1.840 Arbeitskraftstunden (AKH) pro Jahr leistet.

Abbildung 188 stellt den Arbeitsaufwand in h ha⁻¹ für die Rohstoffbereitstellung von Scheitholz und Hackschnitzeln aus Laub- und Nadelholz dar. Im letztgenannten Fall erfolgte die Unterscheidung zwischen der Transformation mittels Anhängenhacker sowie Lkw-gestütztem Hacker.

Allgemein generieren die mechanische Transformation und die Ent-/Beladung die höchste Bruttobeschäftigung. Der Transport des Energieträgers nimmt eine untergeordnete Rolle ein.

Die Laubscheitholzproduktion ist das Produktsystem mit dem höchsten Bruttobeschäftigungsaufkommen. Auf einen Hektar bezogen werden 2.500 Arbeitsstunden generiert. Unter der Annahme von 1.840 AKH a⁻¹ werden 1,35 Arbeitsplätze durch die Laubscheitholzbereitstellung generiert. Die Nadelscheitholzbereitstellung generiert 1.380 Arbeitsstunden pro Jahr, das entspricht 0,75 Arbeitsplätzen. Die Bruttobeschäftigung der Nadelholzhackschnitzelbereitstellung weist zwischen beiden Varianten kaum Unterschiede auf. Die anbauhackergestützte Hackschnitzelbereitstellung generiert 74 Arbeitsstunden und 0,04 Arbeitsplätze, bei der Lkw-gestützten Variante sind es 49 Arbeitsstunden und 0,03 Arbeitsplätze.

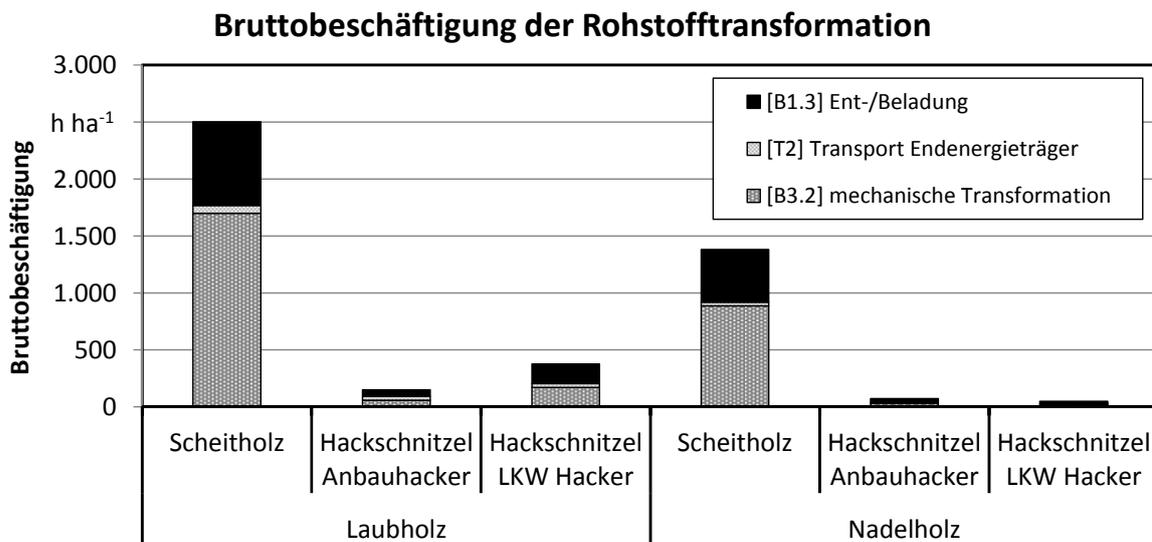


Abbildung 188: Bruttobeschäftigungsaufkommen der Rohstoffbereitstellung von Scheitholz und Hackschnitzel für Laub- und Nadelholz

Die Analyse der Laubholzhackschnitzelbereitstellung macht deutlich, dass bei der Bewertung der Bruttobeschäftigung weitere Aspekte berücksichtigt werden müssen. Die Hackschnitzelbereitstellung mittels Anbauhacker generiert mit 152 Arbeitsstunden lediglich 0,08 Arbeitsplätze. Im Vergleich dazu sind es bei der Lkw-gestützten Variante 377 Stunden bzw. 0,2 Arbeitsplätze. Wie Kapitel 9.4.1 jedoch gezeigt hat, ist diese Variante stark defizitär. Daher kann die Bruttobeschäftigung lediglich als zusätzliche Zielgröße im Entscheidungsprozess dienen (vgl.9).

9.4.5 Ergebnisse zu den THG-Vermeidungskosten

In diesem Kapitel werden die Vermeidungskosten in € MJ⁻¹ und THG-Vermeidungsleistungen (siehe Kapitel 9.3.2) in kg CO₂-Äq MJ⁻¹ der untersuchten Produktsysteme Wärmebereitstellung aus Hackschnitzeln, Scheitholz und Pellets zusammengefasst dargestellt. So lassen sich die Treibhausgasvermeidungskosten in € kg CO₂-Äq⁻¹ abbilden.

Tabelle 157: Grundannahmen der einzelnen Varianten für die Darstellung von THG-Vermeidungskosten in € kg CO₂-Äq⁻¹ der Wärmebereitstellung; NV = Naturverjüngung, künstlich = manuelle Pflanzung; es wurde jeweils eine weitgehend mechanisierte Ernte durchgeführt (Ernte mit Harvester in der Durchforstung, Ernte mit Motorsäge in der Endnutzung, Vorliefern mit Forwarder)

Variante	Holzart	Rohstoff	Verjüngung	Transformation	Kessel-nennleis-tung
NS6	Nadelholz	Scheitholz	NV; ohne Zaun	gr. Senkrechtpal-ter, Wippkreissäge	6 kW
NS15	Nadelholz	Scheitholz	NV; ohne Zaun	gr. Senkrechtpal-ter, Wippkreissäge	15 kW
LS6	Laubholz	Scheitholz	künstlich; mit Zaun	gr. Senkrechtpal-ter, Wippkreissäge	6 kW
LS15	Laubholz	Scheitholz	künstlich; mit Zaun	gr. Senkrechtpal-ter, Wippkreissäge	15 kW
NHL50	Nadelholz	Hack-schnitzel	NV; ohne Zaun	Lkw-gestützter Ha-cker	50 kW
NHA50	Nadelholz	Hack-schnitzel	NV; ohne Zaun	Anbauhacker	50 kW
NHL300	Nadelholz	Hack-schnitzel	NV; ohne Zaun	Lkw-gestützter Ha-cker	300 kW
NHA300	Nadelholz	Hack-schnitzel	NV; ohne Zaun	Anbauhacker	300 kW
LHL50	Laubholz	Hack-schnitzel	künstlich; mit Zaun	Lkw-gestützter Ha-cker	50 kW
LHA50	Laubholz	Hack-schnitzel	künstlich; mit Zaun	Anbauhacker	50 kW
LHL300	Laubholz	Hack-schnitzel	künstlich; mit Zaun	Lkw-gestützter Ha-cker	300 kW
LHA300	Laubholz	Hack-schnitzel	künstlich; mit Zaun	Anbauhacker	300 kW
P15	Fichte	Pellets	-	Pelletfabrik	15 kW

Tabelle 157 stellt die Grundannahmen der ausgewählten Bereitstellungsvarianten dar. Für die untersuchten Produktsysteme Wärmebereitstellung aus Scheitholz und Hack-schnitzeln wurde die Rohholzbereitstellung ([A1]-[A2]) zu Selbstkosten auf Basis der weitgehend mechanisierten Holzernte angesetzt. Die Baumarten Fichte und Kiefer wurden zu Nadelholz zusammengefasst, Eiche und Buche zu Laubholz. In Bestandesbe-gründung und Bestandesführung wurden für Bayern typische Rahmenbedingungen an-genommen. Im Laubholz erfolgte eine manuelle Pflanzung sowie Zaunbau. Beim Nadel-holz wurde von Naturverjüngung ausgegangen. Eine Zäunung fand nicht statt. Bei Hack-schnitzeln wurde in die Transformation mittels Anbauhacker und Lkw-gestütztem Hacker

unterschieden. Bei Pellets erfolgte die Bewertung des Rohstoffes (Sägenebenprodukte) zu Marktpreisen. Alle weiteren Kalkulationen erfolgten auf Selbstkostenbasis. Für jede Variante erfolgte die Berechnung der THG-Vermeidungskosten in € kg CO₂-Äq⁻¹ jeweils auf Basis des Referenzsystems Heizöl sowie Erdgas.

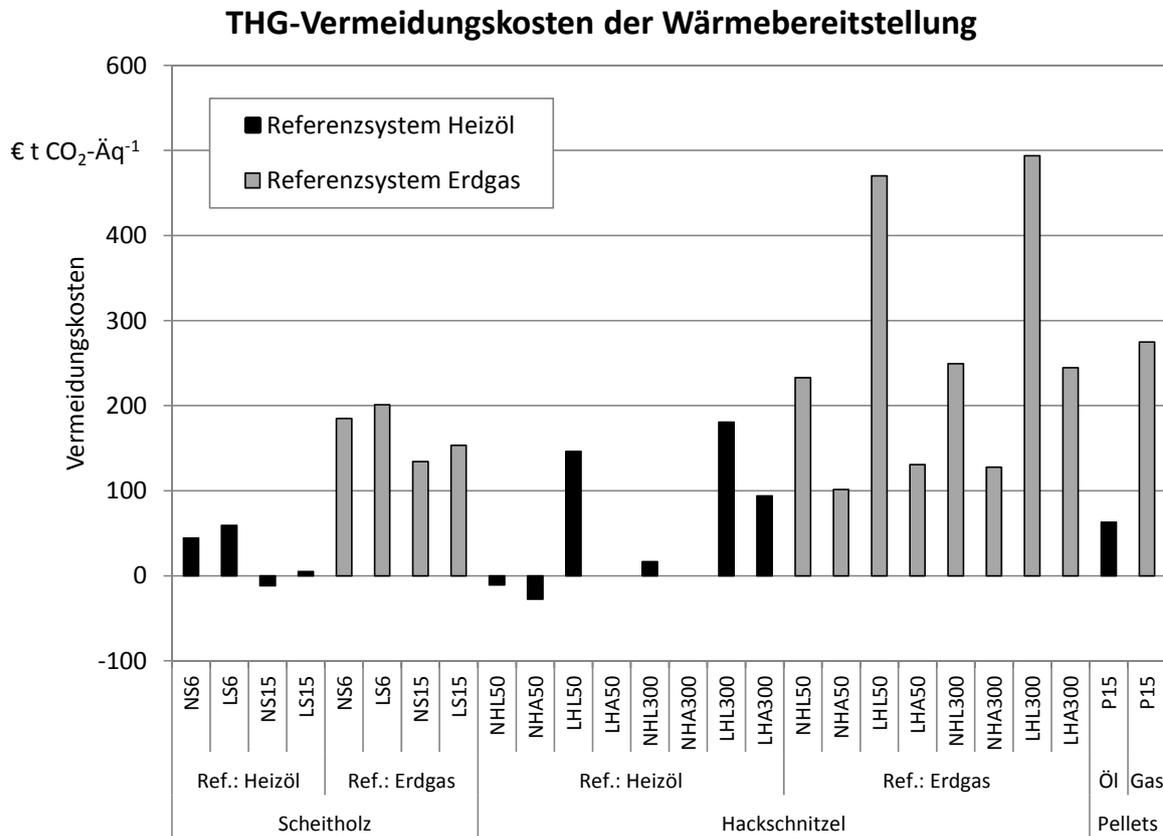


Abbildung 189: THG-Vermeidungskosten in € t CO₂-Äq⁻¹ für die Produktsysteme Wärmebereitstellung aus Scheitholz, Hackschnitzeln und Pellets; Ergebnisse der schwarz gefüllten Säulen basieren auf dem Referenzsystem Heizöl, der grau gefüllten Säulen auf dem Referenzwert Erdgas

In Abbildung 189 sind die Vermeidungskosten der Wärmebereitstellung in € t CO₂-Äq⁻¹ für die oben beschriebenen Varianten dargestellt. Das Maximum des Wertebereiches beträgt 490 € t CO₂-Äq⁻¹ im Fall der Wärmebereitstellung durch eine 300 kW Hackschnitzelfeuerung auf Grundlage des Referenzsystems Erdgas. Die Transformation der verfeuerten Laubholz hackschnitzel erfolgte in diesem Fall mittels Lkw-gestützten Hackers. Das Minimum beträgt -27 € t CO₂-Äq⁻¹ im Fall einer 50 kW Hackschnitzelzentralheizung auf Grundlage des Referenzsystems Heizöl. Die Transformation der verfeuerten Nadelholz hackschnitzel erfolgte mittels Anbauhacker.

Die Unterschiede werden in erster Linie vom Referenzsystem beeinflusst. Während bei Heizöl verhältnismäßig geringe Vermeidungskosten entstehen, teilweise sogar negative, ergeben sich beim Referenzsystem Gas ausschließlich positive Vermeidungskosten.

Allgemein verursacht die Wärmebereitstellung mittels Hackschnitzel sowohl die höchsten als auch die niedrigsten Vermeidungskosten der untersuchten Produktsysteme. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass hier auch die höchste Variantenvielfalt herrscht. Die besten Ergebnisse werden in Hackschnitzelfeuerungen mit der Kesselnennleistung 50 kW, vorwiegend mit Nadelholzhackschnitzeln erzielt. Die schlechtesten Ergebnisse werden durch Laubhackschnitzel mittels Lkw-gestützter Transformation erzielt. Generell ist die bereits beschriebene Kostendifferenz zwischen der Transformation mittels Anbauhacker und Lkw-gestütztem Hacker vor allem beim Laubholz auch in den Vermeidungskosten zu erkennen. Am Beispiel von LHL300 und LHA 300 (beide Referenzsystem Heizöl) wird der Einfluss deutlich. Die Vermeidungskosten der Lkw-gestützten Variante ($180 \text{ € t CO}_2\text{-Äq}^{-1}$) betragen das doppelte der anbauhacker-gestützten Variante ($94 \text{ € t CO}_2\text{-Äq}^{-1}$). Hierbei handelt es sich jedoch um Spezialfälle die in Kapitel 9.5 genauer beschrieben werden. Die Unterschiede zwischen der Kesselnennleistung sind gering ausgeprägt (LHL50: $470 \text{ € t CO}_2\text{-Äq}^{-1}$; LHL300: $490 \text{ € t CO}_2\text{-Äq}^{-1}$; beide Referenzsystem Erdgas).

Die Wärmebereitstellung aus Scheitholz ist weitaus homogener ausgeprägt. Auffällig ist, dass Nadelscheitholz über alle Varianten hinweg die geringsten Vermeidungskosten verursacht. Das ist darin begründet, dass die für Laubholz betrachteten Produktsysteme im Gegensatz zum Nadelholz aus künstlicher Pflanzung mit Zaunbau stammen. Zwar verfügt Laubholz über einen höheren Brennwert als Nadelholz [195] jedoch ist dieser Vorteil nicht ausreichend um die höheren Kosten in Kulturbegründung und Kulturführung zu kompensieren. Darüber hinaus sind Skaleneffekte deutlich zu erkennen. Mit steigender Kesselnennleistung sinken die Vermeidungskosten. Die geringsten Vermeidungskosten verursacht die Verwendung von Nadelscheitholz in einer 15 kW Zentralheizung auf Basis des Referenzsystems Heizöl ($-12 \text{ € t CO}_2\text{-Äq}^{-1}$), die höchsten Vermeidungskosten verursacht die laubscheitholzbetriebene 6 kW Einzelraumfeuerung auf Basis des Referenzsystems Erdgas ($201 \text{ € t CO}_2\text{-Äq}^{-1}$). Als einzige Einzelraumfeuerung der untersuchten Produktsysteme ist die 6 kW Anlage jedoch als Sonderfall zu betrachten, da weitere Technologien zugeschaltet werden müssten um den gesamten Wärmebedarf eines Objektes zu decken.

Die Vermeidungskosten der Wärmeerzeugung mittels Pellets in einer 15 kW Zentralheizung sind beim Referenzsystem Erdgas etwa $120 \text{ € t CO}_2\text{-Äq}^{-1}$ höher als die Vermeidungskosten der Wärmeerzeugung aus Nadelscheitholz in einer Anlage mit gleicher Kesselnennleistung und beim Referenzsystem Heizöl um etwa $70 \text{ € t CO}_2\text{-Äq}^{-1}$ höher.

Bleiben die Lkw-gestützten Laubholzhackschnitzelvarianten als Spezialfälle unberücksichtigt ist ein klares Vermeidungskostengefälle von der Wärmebereitstellung aus Pellets über Scheitholz zu Hackschnitzeln zu erkennen.

9.5 Sensitivitätsanalysen für Einflussfaktoren der Wärmeerzeugung sowie kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung aus Holz

In den vorausgegangenen Kapiteln 9.3 und 9.4 wurden die Prozesse innerhalb der Bereitstellungskette der Holzverwendung hinsichtlich Kosten und THG-Emissionen untersucht. Im Folgenden werden nun die relevanten Kosten- und THG-Emissionstreiber identifiziert und ihre Auswirkung auf das Ergebnis mittels Variationen dargestellt. Die wichtigsten Einflussfaktoren werden in Tabelle 158 zusammengefasst und in den Kapiteln 9.5.1 und 9.5.2 detaillierter erläutert.

Tabelle 158: Darstellung der wichtigsten Einflussfaktoren auf Kosten und THG-Emissionen hinsichtlich der Wärmeerzeugung sowie der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung aus Holz

Einflussfaktor	Relevant für Prozessgruppe	Auswirkungen auf THG-Emissionen	Auswirkung auf Kosten	Bemerkung
Wärmeerzeugung				
Hackschnitzel				
Produktivität Lkw-Hacker	[B2.2]	negativ korreliert	negativ korreliert	Abhängig vom Durchmesser
Dieserverbrauch Hacker	[B2.2]	positiv korreliert	positiv korreliert	Leistung sollte angemessen sein
Wassergehalt	[C2]	positiv korreliert	positiv korreliert	Aufwendungen für Trocknung berücksichtigen
Hilfsenergie für Betrieb Kessel	[C2]-[V5]	positiv korreliert	positiv korreliert	Technologieoptimierung; Anteil erneuerbarer Energien
Scheitholz				
Energieverbrauch Spalt-/Sägetechnologie	[B2.2]	positiv korreliert	positiv korreliert	Diesel momentan vorzüglich im Vergleich zu Strom
Abbrandbedingungen (Luftüberschuss, Brennraumtemperatur)	[C2]	unterschiedlich korreliert	unterschiedlich korreliert	Verbesserter Abbrand spart Ressourcen und THGs
Transportdistanzen	[T1]; [T2]	positiv korreliert	positiv korreliert	

Pellets

Strom-Mix-Anteil erneuerbarer Energien	[B2.3]-[V5]; [B3.2]-[V5]; [C2]-[V5]	positiv korreliert	negativ korreliert	In Zukunft: mögliche positive Korrelation zu den Kosten
Anteil Brennstoffe aus nachwachsenden Rohstoffen in der Trocknung	[B2.3] [V4]	positiv korreliert	negativ korreliert	Abwärme als beste Option

Kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung

Transportdistanz Altholz	[T2]	negativ korreliert	negativ korreliert	Ab 244 km Holzwerkstoffreste günstiger für THG-Emissionen
Harnstoffmenge	[C3]-[V8]	negativ korreliert	negativ korreliert	Aufgrund 17.BImSchV nötig für NO _x Reduktion

9.5.1 Sensitivitätsanalysen für die Ergebnisse zur THG-Bilanzierung

(Christian Wolf, Fabian Bosch, Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke, Prof. Dr. Klaus Richter)

Wassergehalt und Heizwert

Dass Wassergehalt und Heizwert negativ korrelieren, spiegelt sich auch in den Ergebnissen der Treibhausgasbilanzierung wieder. Ein möglichst niedriger Wassergehalt, der zu einem hohen Heizwert der Brennstoffe führt, wäre aus Sicht der THG-Minimierung von Vorteil (Abbildung 190). Allerdings sollte diese Optimierung nur mit Hilfe von Abwärme oder Biobrennstoffen erfolgen. Analog gilt der Zusammenhang auch für die Effizienz der Verbrennung. THG-Emissionen und die Effizienz sind negativ korreliert. Ein steigender Anlagenwirkungsgrad führt linear zu sinkenden Treibhausgasemissionen.

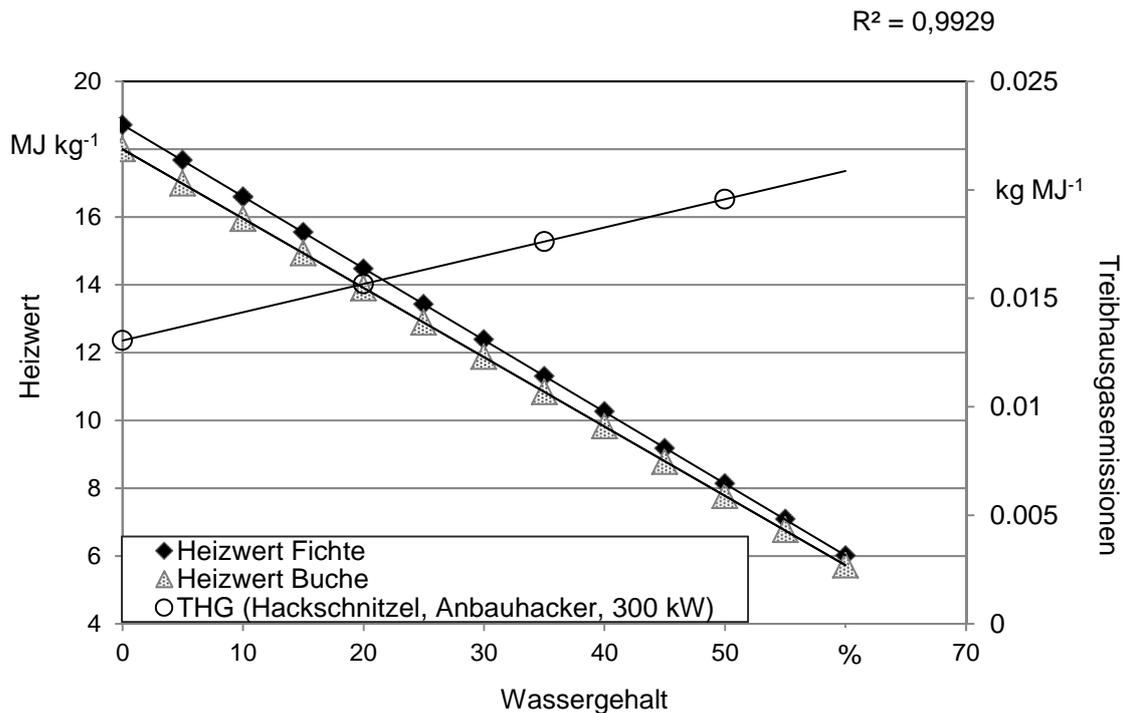


Abbildung 190: Abhängigkeit des Heizwertes der Fichten- und Buchenhackschnitzel sowie der THG-Emissionen der Nutzung der Hackschnitzel zur Produktion von Wärme vom Wassergehalt des Brennstoffes

Produktivität des Lkw-Hackers

Wie in den Kapiteln 9.3.1 und 9.4.2 bereits erwähnt, werden bei der Bereitstellung von Hackgut mittels Lkw-Hacker, einem der gängigsten Hackersysteme, hohe THG-Emissionen sowie auch Bereitstellungskosten deutlich. Zurückzuführen sind diese Ergebnisse auf die niedrige Produktivität des Lkw-Hackers beim Hacken von schwachem Industrieholz. Außerdem weist der Lkw-Hacker einen hohen Verbrauch an Diesel im Vergleich zu anderen untersuchten Hackervarianten, den Anbauhackern, auf. Die Produktivität der Lkw-Hacker entstammt WITTKOPF (2005) [438], wo ein starker Zusammenhang zwischen Brusthöhendurchmesser (BHD) und der Produktivität festgestellt wurde. Die Produktivität des Lkw-Hackers stellt sich nach WITTKOPF (2005) [438] wie folgt dar:

$$y = 2,9331x - 8,1535 \quad (9.1)$$

Regression mit Zielvariable y (Produktivität des Lkw-Hackers in Efm h⁻¹) in Abhängigkeit der Einflussvariable x (Stammdurchmesser des zu hackenden Holzes in cm) und dem empirisch hergeleiteten Faktor 8,1535.

Es zeigt sich, dass der Lkw-Hacker als eher ungeeignet für den Einsatz in den unteren Stammdurchmesser ist und im Vergleich zum Anbauhacker generell höhere Treibhausgasemissionen verursacht (Abbildung 191). Hierfür ist vor allem der höhere spezifische Dieserverbrauch (Lkw Hacker: ca. 35 l h^{-1} ; Anbauhacker: ca. 9 l h^{-1}) verantwortlich. Sogar der Einsatz des Lkw-Hackers im stärkeren Durchmesserbereich ist aus Sicht der THG-Optimierung eher ungünstig, bleibt jedoch auf Grund von technischen Limitierungen anderer Hacker (Leistung) oft die einzige Möglichkeit. Der Einsatz von Lkw-Hackern bei der Transformation von Schwachholz der Klassen bis K1a (11-15cm) ist jedoch generell als ungünstig einzustufen (Abbildung 191).

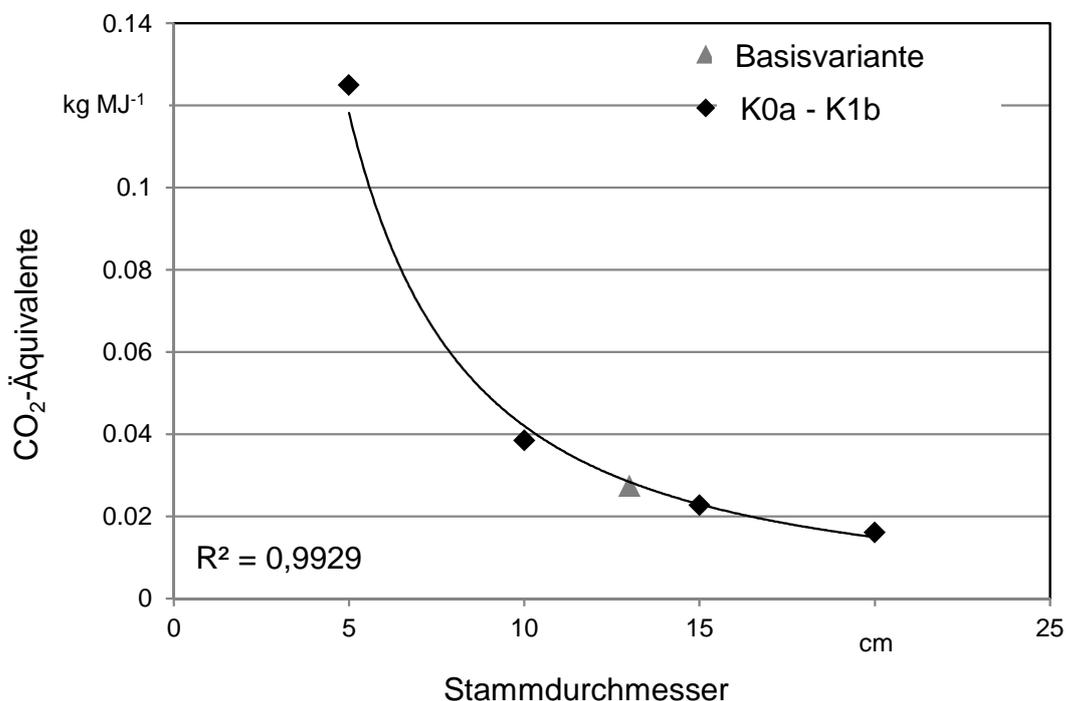


Abbildung 191: Sensitivität der THG Emissionen des Hackens von Industrieholz mit Hilfe des Lkw Hackers in Abhängigkeit des BHDs am Beispiel der Variante 2.2 (Fichte; $w=20\%$; 300 kW ; Lkw Hacker)

Hierfür bietet sich im Hinblick auf die THG-Optimierung eher die Nutzung kleinerer Systeme, wie z. B. des Anbauhackers, an. Da der spezifische Dieserverbrauch unabhängig von der Baumart ist (ca. 2 l Efm mR^{-1}), ist diese Sensitivitätsanalyse, am Beispiel von Fichtenholz, repräsentativ für alle Baumarten.

Als Basisvariante für die Ergebnisse in den Kapiteln 9.3.1 und 9.4.2 wurde der mittlere Durchmesser des geernteten Industrieholzes verwendet, wobei das Nadel-Industrieholz einen Stammdurchmesser von $14,8 \text{ cm}$ und das Laub-Industrieholz einen Stammdurchmesser von $5,36 \text{ cm}$ aufweist (vgl. Kapitel 8.1.4). Nach WITTKOPF (2005) [711] ergeben

sich somit Produktivitäten von 14,46 Efm mR h⁻¹ für das Nadelholz sowie 3,03 Efm mR h⁻¹ für das Laubholz.

Einflussfaktoren bei der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung

Das zur kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung angelieferte Altholz bringt definitionsgemäß nur Umweltwirkungen aus dessen Transport ins System. Holzwerkstoffreste dagegen entstehen vor Ort und benötigen daher keine Transportleistungen, bringen jedoch allozierte Umweltwirkungen aus der Holzwerkstoffproduktion (hier die Spanplattenproduktion) mit ins System. Bei der angenommenen regionalen Anlieferung des Altholzes (50 km) zeigen die Ergebnisse stets die geringsten Umweltwirkungen für das Szenario 100 % Altholz. Erhöht man die Transportdistanz des Altholzes, so übersteigen dessen Treibhausgasemissionen die THG-Emissionen der Bereitstellung von Holzwerkstoffresten ab einer Distanz von 244 km. In der Wirkungskategorie Versauerung stellt sich dieses Gleichgewicht der Umweltwirkungen zwischen Altholztransport und Bereitstellung von Holzwerkstoffresten bereits ab 135 km Altholztransport ein, in der Wirkungskategorie Feinstaub bereits ab 163 km. In der Wirkungskategorie Eutrophierung liegt dieses Gleichgewicht dagegen bei 810 km, da Transporte wenig zur Eutrophierung beitragen, beim nicht erneuerbaren Primärenergiebedarf ähnlich den Treibhausgasemissionen bei 293 km. Auf eine zum Großteil regionale Bereitstellung des Altholzes ist daher zu achten.

9.5.2 Sensitivitätsanalysen für die Ergebnisse zur ökonomischen Bewertung

(André Tiemann, Prof. Dr. Hubert Röder)

Hackschnitzelproduktion

Die nachfolgende Sensitivitätsanalyse stellt die Kosten der Hackschnitzelproduktion in € t atro⁻¹ in Abhängigkeit des Stammdurchmessers in cm dar. Da der spezifische Dieselverbrauch unabhängig von der Baumart ist werden in Abbildung 192 die Ergebnisse für Nadelholz und Laubholz zusammengefasst dargestellt.

Abbildung 192 zeigt die Kosten der Hackschnitzeltransformation im Vergleich zwischen LKW Hacker und Anbauhacker. Es wird deutlich, dass die Kosten der Hackschnitzelbereitstellung beim LKW Hacker mit steigendem Rohholzdurchmesser exponentiell sinken. Beim Anbauhacker verlaufen die Kosten prozessbedingt unabhängig vom Stammdurchmesser. Wittkopf (2005) [437] nennt als Grund hierfür, dass die Effekte des Stückmassegesetzes unter anderem aufgrund gleichzeitigem Greifen und Zuführen mehrerer Bäume mit niedrigem BHD aufgehoben werden. Das bedeutet, die Hackschnitzelbereitstellung aus Rohholz mit geringem Durchmesser verursacht unverhältnismäßig hohe Kosten und ist daher ungeeignet. Dies liegt in erster Linie an den höheren Maschinensachkosten (104 € h⁻¹; 35 € h⁻¹) und Betriebsstoffkosten (39 € h⁻¹; 18 € h⁻¹). Der Vergleich zu den Kosten der anbauhackergestützten Rohstoffbereitstellung macht deutlich, dass die höhere Produktivität des LKW Hackers erst ab einem Stammdurchmesser von 21 cm in der Lage ist, den Kostennachteil zu kompensieren. Für die in ExpResBio abgebildeten Industrieholzsortimente bis maximal 20 cm ist ausnahmslos der Anbauhacker praktikabel. Der Lkw-gestützte Hacker ist keine Option zur Kostenoptimierung.

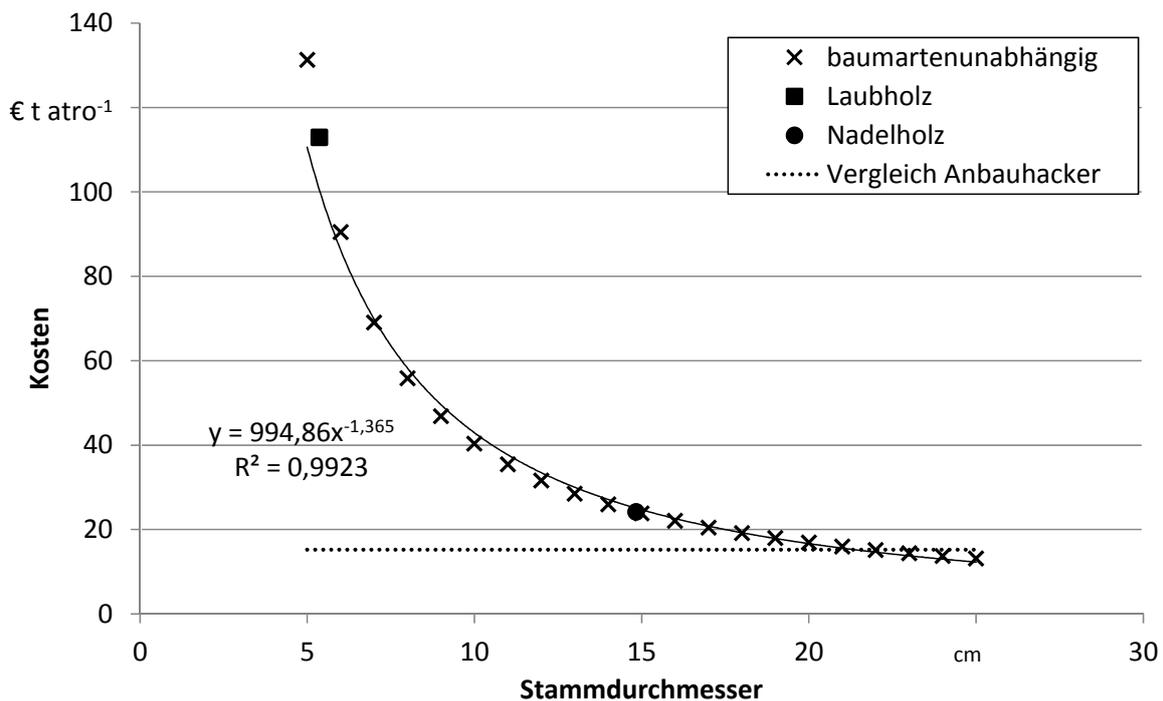


Abbildung 192: Sensitivität der Kosten des Hackens von Industrieholz mit Hilfe des LKW Hackers in Abhängigkeit des Stammdurchmessers

Scheitholzproduktion

Die nachfolgende Sensitivitätsanalyse stellt die Kosten der Scheitholzbereitstellung in € t at 0.1 in Abhängigkeit des Lohnansatzes am Beispiel von Nadelscheitholz dar. Der Wertebereich in Abbildung 193 umfasst die Kosten der Scheitholzbereitstellung bei verschiedenen Annahmen für den Lohnansatz. Das Minimum beträgt 12 € pro Arbeitsstunde und symbolisiert dabei die Eigenleistung, beispielsweise eines Kleinprivatwaldbesitzers. Das Maximum von 38 € pro Arbeitsstunde steht stellvertretend für die Arbeitskraft eines Waldarbeiters, beispielsweise im Staatswald. Das ausgefüllte Kreissymbol stellt die Basisannahmen dar.

Aus Abbildung 193 wird der starke Einfluss der Personalkosten auf die Scheitholzbereitstellungskosten deutlich. Eine Variation des Lohnansatzes von einem Euro verändert die Bereitstellungskosten um 4,5 € t at 0.1. Die Auswirkungen auf die Wirtschaftlichkeit sind enorm. Unter Berücksichtigung eines Scheitholzerlöses von 210 € t at 0.1 führt die oben beschriebene Variation zu Mehrerträgen von 70 %. Für die Aussagen bezüglich Kostenstruktur und Rentabilität der Scheitholzbereitstellung ist die Wahl des Lohnansatzes also von essentieller Bedeutung.

Eine in der Praxis gängige Methode ist die Aufarbeitung von Brennholz durch Selbstwerber. Unter der Annahme eines Lohnsatzes von 12 € h⁻¹ für die Eigenleistung sinken die Bereitstellungskosten auf 185 € t at 0.1. Für die Rentabilität des Produktsystems bedeutet dies im Vergleich zur Basisvariante eine Steigerung des wirtschaftlichen Erfolgs um knapp 22 € t at 0.1.

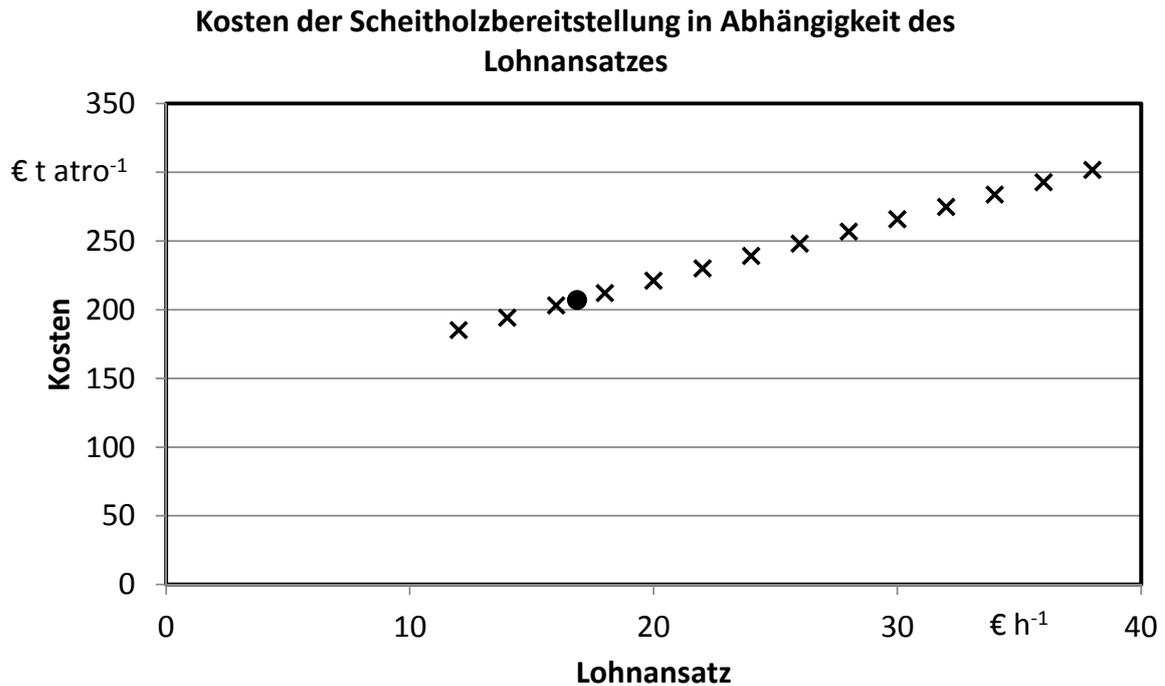


Abbildung 193: Sensitivität der Bereitstellungskosten von Scheitholz in Abhängigkeit des Lohnansatzes; der ausgefüllte Punkt ist die Basisvariante

9.6 Diskussion

9.6.1 Vergleich verschiedener Methoden

(Christian Wolf, Fabian Bosch, Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke, Prof. Dr. Klaus Richter)

Massen- versus ökonomische Allokation

Die ökonomische Allokation und die Massenallokation der Umweltlasten der Produktion von Schnittholz auf das Koppelprodukt Sägenebenprodukte (das Ausgangsmaterial für die Produktion von Pellets) führen zu deutlichen Unterschieden hinsichtlich der THG-Emissionen für Pellets (siehe Kapitel 9.3.1). Die THG-Emissionen aus Prozessgruppe [A], in der die Allokation stattfindet, verringern sich für das ökonomisch allozierte System (ID 5.1-Ö) um circa 55 % (Abbildung 161) im Vergleich zum Massen allozierten System (ID 5.1-M). Die Gesamtemissionen (in CO₂-Äquivalenten) sinken von 0,0235 kg MJ⁻¹ auf 0,0198 kg MJ⁻¹. Wie in den ExpResBio-Methoden [439] erläutert ist, wird die ökonomische Allokation als angemessene Möglichkeit zur Bilanzierung von Pellets gesehen, da eine Massenallokation eine übermäßige Belastung der Sägenebenprodukte mit sich bringen würde (ca. 55-70 %-Masse für das Schnittholz, ca. 30-45 %-Masse für die Sägenebenprodukte). Das Hauptprodukt der Sägeindustrie stellt das Schnittholz dar, was durch die ökonomische Allokation ausgedrückt wird (ca. 75-80 %-Wert für Schnittholz, ca. 20-25 %-Wert für die Sägenebenprodukte) (siehe auch Kapitel 9.2.4 und 9.2.6).

Exergetische Allokation

Bei der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung werden die Umweltwirkungen auf die beiden Produkte Strom und Wärme mittels Exergiefaktoren aufgeteilt. Dabei kann die funktionelle Einheit entweder aus einer nach diesen Exergiefaktoren gewichteten Kombination von Strom und Wärme bestehen oder jeweils eine funktionelle Einheit für Strom und Wärme separat ausgewiesen werden. In ExpRessBio wurde die separate Ausweisung vorgenommen. Demnach sind die gesamten Umweltwirkungen der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung einmal für die elektrische Leistung je MJ und einmal für die thermische Leistung je MJ berechnet, jeweils aufgeteilt mit den Exergiefaktoren für Strom bzw. Wärme (welche für jede Anlage unterschiedlich sein können). Die exergetisch allozierten Produkte Strom oder Wärme dürfen allerdings dann auch nur mit Systemen mit gleicher funktioneller Einheit verglichen werden, also z. B. exergetisch allozierte Strom aus KWK mit reinen Stromsystemen.

Diese unterschiedlichen methodischen Ansätze sowie die für jede KWK-Anlage spezifischen Exergiefaktoren machen einen Vergleich von KWK-Systemen die die Produktion von Strom und Wärme als kombinierte funktionelle Einheit gewählt haben nicht möglich.

Vorschläge zur Erweiterung der ExpRessBio-Methodik für die stoffliche Nutzung

Die Ökobilanzierung der Produktion von Holzhalbwaren wurde nach den methodischen Vorgaben des ExpRessBio-Projektes durchgeführt, welche auf die energetische Biomassenutzung fokussiert. Daher wurde in dieser Projektphase auch untersucht, ob diese methodischen Vorgaben für stoffliche Holznutzungssysteme angewendet werden könnten oder ob und inwiefern diese angepasst oder erweitert werden müssten. Dabei können folgende Vorschläge gemacht werden [47]:

Stofflich genutzte Biomasseprodukte können neben Biomasse noch weitere Zusätze enthalten (z. B. Bindemittel in Spanplatten). Diese werden bislang als Betriebsstoffe bilanziert, da der Fokus der Rohstoffgewinnung nach ExpRessBio bisher auf der Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse liegt. Nach EN 15804 [96] gilt jedoch alles als Rohstoff, was letztlich im Hauptprodukt verbleibt. Daraus folgt, dass Prozessgruppe [A] nicht nur die Biomassebereitstellung, sondern die Bereitstellung aller Rohstoffe des Hauptproduktes enthält. In der Prozessgruppe [A5], Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Prozessen, könnten diese bilanziert werden. Prozessgruppe [T1] wird folglich zum Transport von jeglichen Rohstoffen über Biomasse hinaus.

Holzprodukte durchlaufen eine Nutzungsphase, die bereits als Prozessgruppe [D] in die Methodik integriert ist. Nach dieser Nutzungsphase wird eine Reststoff- bzw. Abfallbehandlung nötig, was durch Prozessgruppe [E] bereits abgedeckt wird. Es zeigt sich jedoch, dass diese Reststoff- bzw. Abfallbehandlung in Prozessgruppe [E] am Ende des Lebenswegs des Hauptproduktes steht und von Abfallbehandlungen, die während anderer Lebenszyklusphasen nötig sind (z. B. Behandlung von Abfällen, die während der Produktion entstehen oder Produktverpackungen) zu unterscheiden ist. Es wird daher vorgeschlagen, Prozessgruppe [E] Reststoffbehandlung zu nennen, definiert als Behandlung des Hauptproduktes am Ende seines Lebensweges, und eine neue Prozessgruppe [X] Abfallbehandlung einzufügen, welche die Behandlung aller Abfälle während jeder Lebenszyklusphase enthält. Diese Vorschläge sind als Erweiterung zu sehen und

daher auch für die energetische Nutzung anwendbar. Diese Modularisierung kann mit einer systematisierten Prozess- und Flussanordnung dargestellt werden, wie sie in der zu Grunde liegenden Masterthesis [47] erläutert wird und ist ISO 14040 [107], ISO 14044 [106] und EN 15804 [96] konform.

9.6.2 Einordnung der Gesamtergebnisse in die Literatur

Ökologische Auswirkungen der Wärmeerzeugung sowie der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung aus Holz

(Christian Wolf, Fabian Bosch, Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke, Prof. Dr. Klaus Richter)

Die Bereitstellung von Heizwärme aus Holzbrennstoffen ist überaus inhomogen, d.h. es bestehen viele Möglichkeiten entlang des Lebenszyklus von Holz Brennstoffe bereitzustellen und diese zur Wärmeerzeugung zu nutzen. Die Treibhausgasemissionen von Produktsystemen zur Bereitstellung von Wärme aus Holz liegen in einem relativ engen Wertebereich im Vergleich zur Bereitstellung von Strom oder der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung gemäß einer Auswertung von LCA-Studien seit 2000 [441] (Abbildung 194).

Die Treibhausgasemissionen (in CO₂-Äquivalenten) der Wärmebereitstellung aus Holz liegen bei Betrachtung des gesamten Lebenszyklus ([A], [B], [C], [T], [E], [V]) zwischen 0,0087 kg MJ⁻¹ für die Bereitstellung von Wärme durch Fichten-Scheitholz in einer modernen 6 kW Scheitholzheizung und 0,0491 kg MJ⁻¹ für die Bereitstellung von Wärme durch Fichten-Hackschnitzel (produziert durch einen Lkw-Hacker) in einer 300 kW Holz-Zentralheizung (Abbildung 160). Wie in Kapitel 9.5 erläutert stellen die Lkw-Hacker allerdings aus Sicht der THG-Optimierung eine eher ungünstige Transformationstechnologie für die Bereitstellung von Hackgut dar. Ohne der Varianten mit Lkw-Hacker ergäbe sich ein Maximalwert an THG-Emissionen als CO₂-Äq für die Wärmebereitstellung aus Holz von 0,0245 kg MJ⁻¹ für die Bereitstellung von Wärme durch Pellets in einer 15 kW Zentralheizung, welche einer Allokation der Umweltlasten des Sägewerkes auf Haupt- und Koppelprodukt (Schnittholz und Sägenebenprodukte) auf Basis der Masse zu Grunde liegt. Im Vergleich zu THG-Emissionen anderer Studien (siehe Kapitel 2.6.5) liegen die Ergebnisse von ExpResBio (Median 0,0157 kg MJ⁻¹) somit im Bereich der publizierten Werte, die einen Median von 0,0112 kg MJ⁻¹, einen Wert des unteren Perzentils (25 %) von 0,002 kg MJ⁻¹, sowie einen Wert des oberen Perzentils (75 %) von 0,050 kg MJ⁻¹ ergeben.

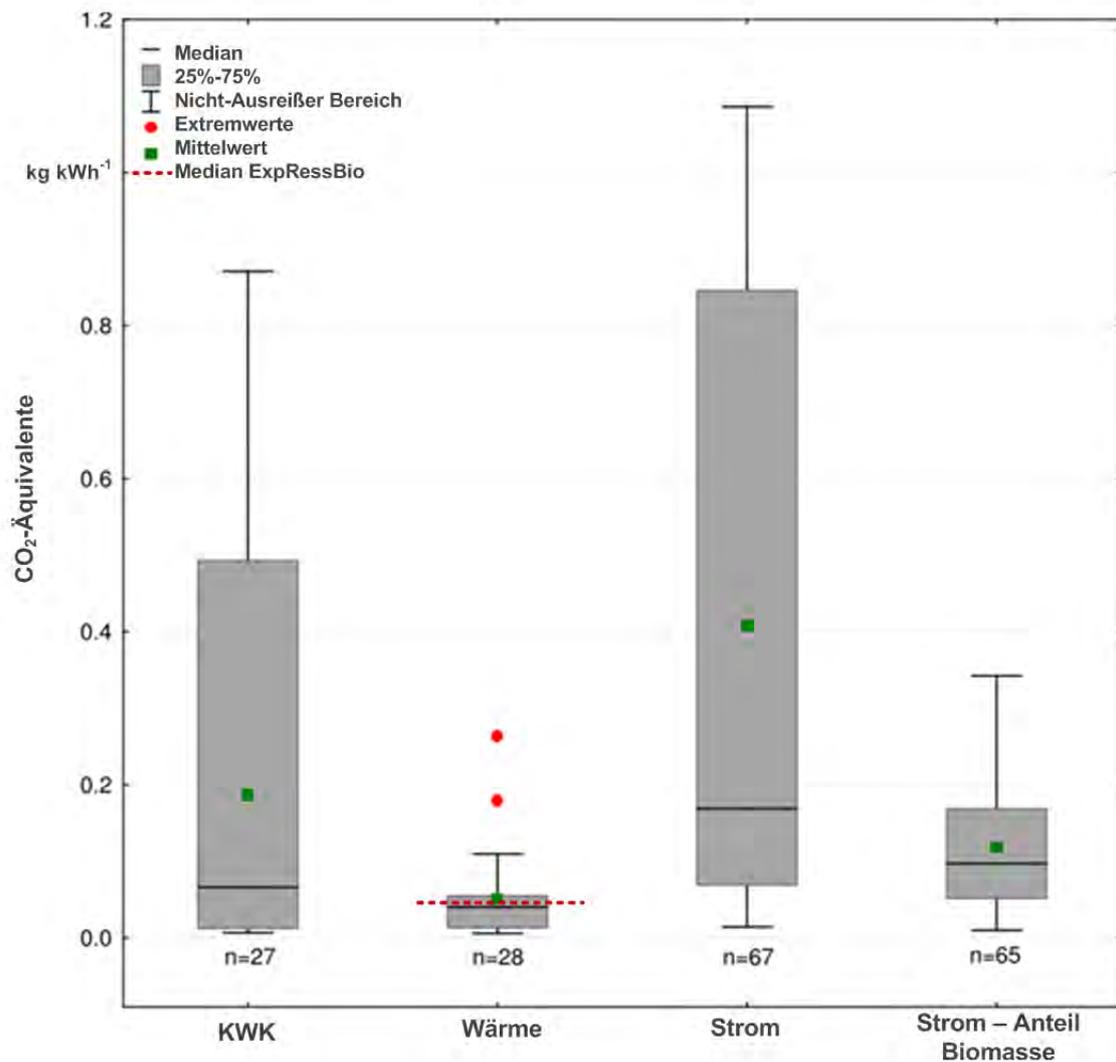


Abbildung 194: THG Emissionen der ausgewerteten Literatur für die Bereitstellung von Holzenergie in Form von KWK, Wärme und Strom (CHP=KWK, n= Anzahl der Systeme)

Die kombinierte Strom- und Wärmeerzeugung muss jeweils mit der Stromerzeugung bzw. der Wärmeerzeugung verglichen werden. Die allozierten THG-Emissionen der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung liegen für Strom mit CO_2 -Äquivalenten von $0,0259 \text{ kg MJ}^{-1}$ (KWK1, Altholz) bzw. $0,0309 \text{ kg MJ}^{-1}$ (KWK2, Holzwerkstoffreste) im Bereich des Medians bestehender Literatur ($0,0277 \text{ kg MJ}^{-1}$) [441]. Ebenso die allozierten THG-Emissionen der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung für Wärme mit CO_2 -Äquivalenten von $0,0098 \text{ kg MJ}^{-1}$ (KWK1, Altholz) bzw. $0,0117 \text{ kg MJ}^{-1}$ (KWK2, Holzwerkstoffreste) im Vergleich zum Median von $0,0112 \text{ kg MJ}^{-1}$ [441].

Ergebnisse der ökonomischen und volkswirtschaftlichen Bewertung der Wärme- erzeugung aus Holz

(André Tiemann, Prof. Dr. Hubert Röder)

Die Ergebnisse der Wärmebereitstellung aus Holzbrennstoffen weisen einen breiten Wertebereich auf.

Bei Betrachtung des gesamten Lebenszyklus liegen Wärmegestehungskosten (Brennstoffkosten zu Marktpreisen) zwischen $0,0216 \text{ € MJ}^{-1}$ im günstigsten Fall der Wärmebereitstellung auf Basis von Hackschnitzeln in einem 300 kW Heizwerk und $0,0349 \text{ € MJ}^{-1}$, im ungünstigsten Fall der Wärmebereitstellung durch Pellets in einer 15 kW Zentralheizung. Die Wärmebereitstellung aus Laubscheitholz in einer 15 kW Feuerungsanlage kennzeichnet mit $0,0257 \text{ € MJ}^{-1}$ den Median. Die komplette Bandbreite der Wärmegestehungskosten erstreckt sich somit über $0,0133 \text{ € MJ}^{-1}$.

Ein ähnliches Bild zeigt sich mit Blick auf die THG-Vermeidungskosten in $\text{€ t CO}_2\text{-Äq}^{-1}$ (Brennstoffkosten zu Selbstkosten). Die geringsten Werte weisen hier 50 kW Hackschnitzelzentralheizungen auf. Abhängig von der Holzart werden Vermeidungskosten von -27 bis $0 \text{ € t CO}_2\text{-Äq}^{-1}$ (Referenzsystem Heizöl) erreicht. Die höchsten Kosten verursachen Feuerungsanlagen die mit Laubholzhackschnitzeln befeuert werden, die mit einem LKW-gestützten Hacker produziert wurden. Je nach Kesselnennleistung liegen die Kosten zwischen 470 und $493 \text{ € t CO}_2\text{-Äq}^{-1}$ (Referenzsystem Erdgas). Wie bereits erwähnt ist diese Bereitstellungsvariante aufgrund der zu Grunde liegenden Stammdurchmesserverteilung des verwendeten Rohholzes nicht empfehlenswert. Werden die Ergebnisse um diese Variante bereinigt, beträgt das Maximum $274 \text{ € t CO}_2\text{-Äq}^{-1}$ bei der 15 kW Pelletzentralheizung (Referenzsystem Erdgas). Die Bandbreite der Ergebnisse beträgt $520 \text{ € t CO}_2\text{-Äq}^{-1}$. Die 15 kW Nadelscheitholzzentralheizung (Referenz Erdgas) entspricht mit $129 \text{ € t CO}_2\text{-Äq}^{-1}$ dem Median.

Trotz des heterogenen Wertebereichs wurden klare Trends nachgewiesen. Sowohl bezüglich Wärmebereitstellungskosten in € MJ^{-1} als auch Vermeidungskosten in $\text{€ t CO}_2\text{-Äq}^{-1}$ ist ein Kostengefälle von Pellets über Scheitholz zu Hackschnitzeln erkennbar. Dieser Verlauf deckt sich auch mit Vergleichsliteratur.

Nach Umrechnung auf die Bezugsgröße Energie in MJ weisen BOHNENSCHÄFER et al. [45] folgende Kosten der Wärmebereitstellung aus: Pellets: $0,0728 \text{ € MJ}^{-1}$, Scheitholz: $0,0547 \text{ € MJ}^{-1}$, Hackschnitzel: $0,0325 \text{ € MJ}^{-1}$. Dieser Trend lässt sich ebenfalls in [199] nachweisen. Nach Umrechnung der Wärmegestehungskosten auf die Bezugsgröße Energie in MJ verursacht die Wärmeerzeugung aus Pellets $0,0433 \text{ € MJ}^{-1}$, aus Scheitholz $0,04 \text{ € MJ}^{-1}$ und aus Hackschnitzel $0,0275 \text{ € MJ}^{-1}$. Die in ExpResBio berechneten Wärmegestehungskosten sind im Schnitt jeweils $0,02 \text{ € MJ}^{-1}$ geringer als in der Vergleichsliteratur. Die hier zu Grunde liegenden Kosten würden steigen, wenn zusätzliche Kosten für die Wärmeverteilung angesetzt würden. Darüber hinaus basieren die Ergebnisse auf steigenden Jahresvolllaststunden bei steigender Kesselnennleistung (9.1.5; Tabelle 137). [199] hingegen setzt nennwertunabhängig 1.500 h a^{-1} an.

Der Trend des Vermeidungskostenverlaufs stimmt ebenfalls mit [45] überein. Wiederum ist ein Kostengefälle von Pellets über Scheitholz zu Hackschnitzel zu erkennen. Die im Rahmen von ExpRessBio ermittelten Vermeidungskosten in € t CO₂-Äq⁻¹ sind v. a. bei der Wärmebereitstellung durch Hackschnitzel sowohl beim Referenzsystem Erdöl, als auch Erdgas geringer. Neben bereits oben erwähnten Aspekten (Kosten für Wärmeverteilung, Jahresvollaststunden) sind Ergebnisse auch immer von den gesetzten Rahmenbedingungen und den Kosten des Referenzsystems abhängig. Darüber hinaus betrachten [45] andere Kesselnennwertleistungen. Während die thermische Nennwertleistung bei Hackschnitzeln 152 kW (ExpRessBio: 50 kW, 300kW) beträgt, sind es bei Pellets und Scheitholz 7 kW (ExpRessBio: Pellets: 15 kW, Scheitholz: 6 kW).

Die Literaturrecherche zeigt, dass Empfehlungen innerhalb der in ExpRessBio untersuchten Produktsysteme belastbar sind. Ein Vergleich mit Ergebnissen aus anderen Studien ist wegen Unterschieden der Methodik, technologischen Varianten der Holzsysteme und Referenzsysteme nur eingeschränkt möglich.

Ökologische Auswirkungen der Produktion von Holz-Halbwaren

(Fabian Bosch, Christian Wolf, Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke, Prof. Dr. Klaus Richter)

Schnittholzproduktion

Tabelle 159 gibt einen Überblick über die Ergebnisse verschiedener Studien zu Treibhausgasemissionen von Schnittholz.

Vergleiche verschiedener Ökobilanzstudien sind oftmals schwer möglich, da unterschiedliche Methoden oder Systemgrenzen angewendet wurden. So sind beispielsweise die THG-Emissionen für Sortimente im Bundesdurchschnitt nach RÜTER und DIEDERICHS (2012) [349] geringer als in ExpRessBio für die Sortimente im bayerischen Durchschnitt, da sie Infrastrukturbereitstellungen vernachlässigen. Nach Abzug der Anteile der Infrastrukturbereitstellungen können für die bayerische Schnittholzerstellung geringere THG-Emissionen ermittelt werden. Da Infrastrukturbereitstellungen einen bedeutenden Anteil der Kategorie Globale Erwärmung einnehmen, kann im Gegensatz zu [349] festgestellt werden, dass diese nicht vernachlässigt werden dürfen. Die Treibhausgasemissionen der Schnittholzproduktion im Nordwesten bzw. Nordosten der USA (siehe [292] und [40]) sind für kammergetrocknetes Nadelschnittholz und Hobelware im Vergleich sehr hoch, was jedoch nicht im Detail erklärbar ist. Ein Aspekt könnte sein, dass in [299] und [40] eine Masseallokation angewandt wurde, während bei ExpRessBio und [349] nach ökonomischen Werten alloziert wurde. Die ExpRessBio-Ergebnisse würden bei einer Masseallokation etwas geringer ausfallen, da die Verhältnisse der Massen zwischen Haupt- und Koppelprodukt größer sind als die Verhältnisse der ökonomischen Werte. Zudem werden auch bei [299] und [40] Infrastrukturbereitstellungen größtenteils vernachlässigt.

Tabelle 159: Vergleich verschiedener Studien zu Treibhausgasemissionen der Schnittholzproduktion. Die Werte beziehen sich nur auf den Transformationsprozess [B]

bilanziertes Produkt	ExpRes-Bio	Deutschland [349]	USA [299][40]	Konkurrenz um Holz [426]
	CO ₂ -Äquivalente in kg m ⁻³			
Nadelschnittholz frisch	16,5	13,4	13,1	
Nadelschnittholz kammergetrocknet	42,1	37,5	137,3	
Nadelschnittholz Hobelware	63,3	50,9	124,7	
Laubschnittholz frisch	27,2			
Laubschnittholz kammergetrocknet	68,5			
Laubschnittholz kammergetrocknet und ge- schliffen	109,8	107,0	145,8	
Schnittholz-Mix				44,2

Der gesamte bayerische, nach Produktionsanteilen gewichtete Durchschnitt ergibt für die Transformation CO₂-Äquivalente von 28,3 kg m⁻³. Dieser Durchschnitt ist vergleichbar mit den 44,2 kg m⁻³ des Projekts "Konkurrenz um Holz" [426]. Der geringere Wert ergibt sich bei ExpResBio aufgrund unterschiedlicher Zusammensetzung des Schnittholz-Mixes. "Konkurrenz um Holz" geht von einem Anteil an Laubschnittholz von 9 % aus, während in ExpResBio nur 6,5 % nach der aktuellen Statistik des verarbeitenden Gewerbes [31] angenommen werden. Zudem bezieht "Konkurrenz um Holz" kein frisches Laubschnittholz ein, da in den zu Grunde liegenden Daten für Deutschland nach RÜTER und DIEDERICH (2012) [349] dieses nicht aufgenommen wurde. Bei ExpResBio wird dagegen ein Anteil von 25,2 % frisches Laubschnittholz am gesamten Laubschnittholz nach der Statistik des verarbeitenden Gewerbes [31] mit einbezogen und konnte mit der zu Grunde liegenden Studie bayerischer Laubholzsäger [56] bilanziert werden. Die weitergeführte Betrachtung der Schnittholzproduktion gegenüber dem Projekt „Konkurrenz um Holz“ [426] durch Aufteilung auf die einzelnen Schnittholzsortimente ergibt damit eine detailliertere Bewertung der Umweltwirkungen.

Spanplattenproduktion

Tabelle 160 gibt einen Überblick über die Ergebnisse verschiedener Studien zu Treibhausgasemissionen von Spanplatten.

Tabelle 160: Vergleich verschiedener Studien zu Treibhausgasemissionen der Spanplattenproduktion

bilanzierte Prozessgruppe	ExpRESSBio	Deutschland [349]	Konkurrenz um Holz [426]
	CO ₂ -Äquivalente in kg m ⁻³		
Rohstoffbereitstellung [A5]	14,2	-858,0*	
Holzbereitstellung und Holztransport			43,6
Transport		4,1	
Transformation [B]/ Herstellungsprozess	88,4	85,6	77,2
Bindemittel und Zusätze [V8]	109,5		
Bereitstellung der Zusatzstoffe			77,2
Gesamtsumme	212,1		197,0

* Kohlenstoffaufnahme im Wald miteinbezogen

Aufgrund der europaweiten Vergleichbarkeit von Spanplattenwerken wurden die Verbrauchs- und Strukturdaten in ExpRESSBio ebenso wie im Projekt "Konkurrenz um Holz" [426] aus [349] übernommen. Durch die Abtrennung der Bereitstellung der Bindemittel und Zusätze [V8] entspricht der Transformationsprozess [B] in ExpRESSBio dem Herstellungsprozess nach [349]. Die Bereitstellung der Rohstoffe kann nicht verglichen werden, da nach [349] die Kohlenstoffaufnahme im Wald als negatives CO₂-Äquivalent bilanziert ist. Die THG-Emissionen der Transformation [B] in ExpRESSBio sind gegenüber [349] um ca. 3 %, die Gesamt-THG-Emissionen in ExpRESSBio gegenüber den Ergebnissen im Projekt "Konkurrenz um Holz" um ca. 7 % höher. Diese Abweichungen sind einerseits auf die Einbeziehung der Infrastrukturbereitstellung sowie auf die aktualisierten Emissionsdaten zur Verbrennung von Kraft- und Brennstoffen auf dem Werksgelände und auf die Einbeziehung von Brandhemmern zurückzuführen.

Papierproduktion

Die Treibhausgasemissionen der Papierproduktion in ExpRESSBio sind um ca. 11 % geringer als im Projekt "Konkurrenz um Holz" [426]. Dies wird hauptsächlich auf andere Annahmen bei der Bilanzierung der Rohstoffbereitstellung zurückgeführt. Im Projekt „Konkurrenz um Holz“ wurde die Industrieholz- und Industrierestholzbereitstellung aus für Deutschland aggregierten Datensätzen der GaBi-Datenbank [403] entnommen. Industrieresthölzer sind hier aggregiert über alle Sorten an Sägenebenprodukten von Nadel- sowie Laubholz. Für ExpRESSBio konnten aus den Modellen der Schnittholzherstellung Nadelholzhackschnitzel als Rohstoffinput von Industrieresthölzern genommen werden. Diese bringen geringere Treibhausgasmissionen ins System als der aggregierte Mix. Zudem werden die geringeren Treibhausgasmissionen auf die Verwendung aktua-

lisierter Datensätze zur Bereitstellung der in der Papierherstellung eingesetzten Chemikalien zurückgeführt.

Ökologische Auswirkungen der Kaskadennutzung

(Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke, Christian Wolf, Prof. Dr. Klaus Richter)

Angesichts einer steigenden Nachfrage nach Holz insbesondere zur Energieerzeugung im Laufe der letzten Jahre wird die Kaskadennutzung als Möglichkeit gesehen, den knappen Rohstoff Holz effizienter zu nutzen. Als Kaskadennutzung wird in der Regel die aufeinander folgende, mehrmalige Nutzung eines Rohstoffs zur Herstellung von Produkten gefolgt von einer abschließenden thermischen Verwertung verstanden. Hier sind hinsichtlich ökobilanzieller Bewertungen sowohl die stofflichen Nutzungsmöglichkeiten innerhalb der Kaskadennutzung sowie die finalen energetischen Nutzungen zu analysieren. Es werden deshalb bei Bewertungen immer Produktportfolios innerhalb der Kaskadennutzung untersucht und mit meist mehreren Alternativen verglichen. Vergleiche zu der Altholznutzung in Kaskaden sind beispielweise die direkte Verbrennung des Altholzes oder funktionsgleiche Produkte aus Frischholz und nicht-regenerativen Rohstoffen.

Die wenigen bisher existierenden Studien zu Ökobilanzen von Kaskadennutzungen [209][210][212][176] ergaben, dass ein Großteil der Umweltbelastungen durch die Nutzung des Altholzes in einer Kaskade reduziert werden kann. Allerdings sind die Treibhausgas-Einsparungen oft nur unter 10 %. Das liegt daran, dass bereits Frischholz nur mit geringen THG-Emissionen belastet ist (siehe auch Kapitel 8). Die Haupteffekte liegen bei den Substitutionsvorteilen Holz versus Nicht-Holz. Zudem wird deutlich, dass auf eine möglichst effiziente Holzaufbereitung und -logistik geachtet werden sollte, um die Vorteile einer mehrfachen Nutzung des Rohstoffes Holz verwirklichen zu können. Dazu müssen die Materialverluste im Laufe der Kaskade so gering wie möglich sein. Eine systemische Betrachtung der Kaskadennutzung am Beispiel Bayern unter Berücksichtigung der wichtigsten Holzflüsse zeigt eine Steigerung der Ressourceneffizienz [211]. Allerdings scheinen auch Verschiebungen von Frischholzmengen zur direkten energetischen Verwertung möglich, wenn Frischholz in Holzprodukten durch Altholz ersetzt wird. Dies wäre mittelfristig für die Gesamteffizienz der Holznutzung jedoch kontraproduktiv, da durch diese gesteigerte energetische Frischholz-Nutzung das zukünftige Nutzungspotenzial verringert wird. Um unerwünschte Sortimentsverschiebungen zu vermeiden, sollte eine Förderung zur Unterstützung der Kaskadennutzung daher Hand in Hand gehen mit Bemühungen, den Energiebedarf insgesamt zu verringern.

Allerdings sind in diesen Ökobilanzstudien einige Aspekte noch nicht berücksichtigt, die methodisch weiterentwickelt werden müssen. Bisher wird meistens nur die ein- oder zweimalige Spanplattenproduktion aus Altholz als reale Möglichkeit der Kaskadennutzung gesehen. Höherwertige und innovative Anwendungen mehrmaliger Kaskaden werden bisher nicht betrachtet. Auch zeitliche Aspekte und die damit in Verbindung stehenden Effekte von Kohlenstoffspeicherung sowie Technologiefortschritt sind in Szenarien zu berücksichtigen, stellen aber eine methodische Herausforderung dar [176]. Zudem erwiesen sich herkömmliche vergleichende Ökobilanzen als nur bedingt geeignet, um

fundierte Aussagen zu Effekten zur Ressourceneffizienz abzuleiten. Erste Ansätze mit Koppelungen an Stoffstrommodellen [211] zeigen, dass Ressourcenstrategien systemumfassend bewertet werden müssen.

9.6.3 Optimierung des Produktsystems

(Christian Wolf, André Tiemann, Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke, Prof. Dr. Hubert Röder, Prof. Dr. Klaus Richter)

In diesem Kapitel werden THG-Optimierungspotenziale hinsichtlich THG-Emissionen und Kosten aufgezeigt. Grundlage bilden die Kostendifferenz in € MJ^{-1} und die THG-Vermeidungsleistungen in $\text{kg CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$ der untersuchten Produktsysteme Wärme- und kombinierte Strom- und Wärmebereitstellung.

Produktsystem Wärmebereitstellung

Für die Optimierung des Produktsystems Wärmebereitstellung wurden verschiedene Varianten der Brennstoffnutzung aus Laub- und Nadelholz untersucht. Die Rohholzbereitstellung für Hackschnitzel und Scheitholz basiert dabei in jeder Variante auf der weitgehend mechanisierten Holzernte um die Vergleichbarkeit zwischen den beiden Holzarten zu gewährleisten (Laubrohholz wird im Gegensatz zu Nadelrohholz nicht vollmechanisiert bereitgestellt. vgl. Kapitel 8.1.4).

Bei der Wärmebereitstellung aus Hackschnitzeln erfolgte die Rohstofftransformation des Industrieholzes zudem in zwei Mechanisierungsgraden (Anbauhacker und Lkw-gestützter Hacker) um die Einflüsse verschiedener Hackertechnologien auf die Vermeidungsleistung und die Kostendifferenz darzustellen. Darüber hinaus wurde der Einfluss unterschiedlicher Referenzsysteme (Erdgas und Heizöl) untersucht. Details zu den jeweiligen Varianten können Tabelle 157 entnommen werden.

Abbildung 195 stellt das Verhältnis der THG-Vermeidungsleistung in $\text{kg CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$ (x-Achse) und der Kostendifferenz in € MJ^{-1} (y-Achse) jeweils für die Wärmebereitstellung aus Scheitholz, Hackschnitzeln und Pellets dar. Das Referenzsystem Erdgas ist durch Markierungen ohne Füllung bzw. die Produktlinienbezeichnung „1“ gekennzeichnet, das Referenzsystem Heizöl durch ausgefüllte Markierungen bzw. die Produktlinienbezeichnung „2“.

In Abbildung 195 sind zwei Punktwolken sichtbar. Der unteren Punktwolke im Bereich von $0,047 - 0,077 \text{ kg CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$ und $-0,002 - 0,009 \text{ € MJ}^{-1}$ liegt Heizöl als Referenzsystem zu Grunde. Die Daten der oberen Punktwolke von $0,028 - 0,06 \text{ kg CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$ und $0,005 - 0,016 \text{ € MJ}^{-1}$ wurden auf Grundlage des Referenzsystems Erdgas berechnet.

Es sind zwei kompakte Kollektive im Bereich von $0,045 - 0,006 \text{ kg CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$ und $0,005 - 0,013 \text{ € MJ}^{-1}$ (Ref.: Erdgas) sowie im Bereich von $0,065 - 0,077 \text{ kg CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$ und $-0,002$ bis $0,007 \text{ € MJ}^{-1}$ (Ref.: Heizöl) zu erkennen. Die Werte außerhalb der beschriebenen Bereiche stellen Ausreißer auf Basis der Wärmebereitstellung durch Hackschnitzel mittels LKW-gestützter Transformation dar. Während die THG-Vermeidungsleistung der genannten Varianten nur gering streut (Ref.: Erdgas: $0,028 -$

0,031 kg CO₂-Äq MJ⁻¹; Ref.: Heizöl: 0,047 - 0,050 kg CO₂-Äq MJ⁻¹;) sind deutliche Unterschiede in der Kostendifferenz zu erkennen (Ref.: Erdgas: 0,0155 - 0,0065 € MJ⁻¹; Ref. Heizöl: 0,009 - -0,005 € MJ⁻¹).

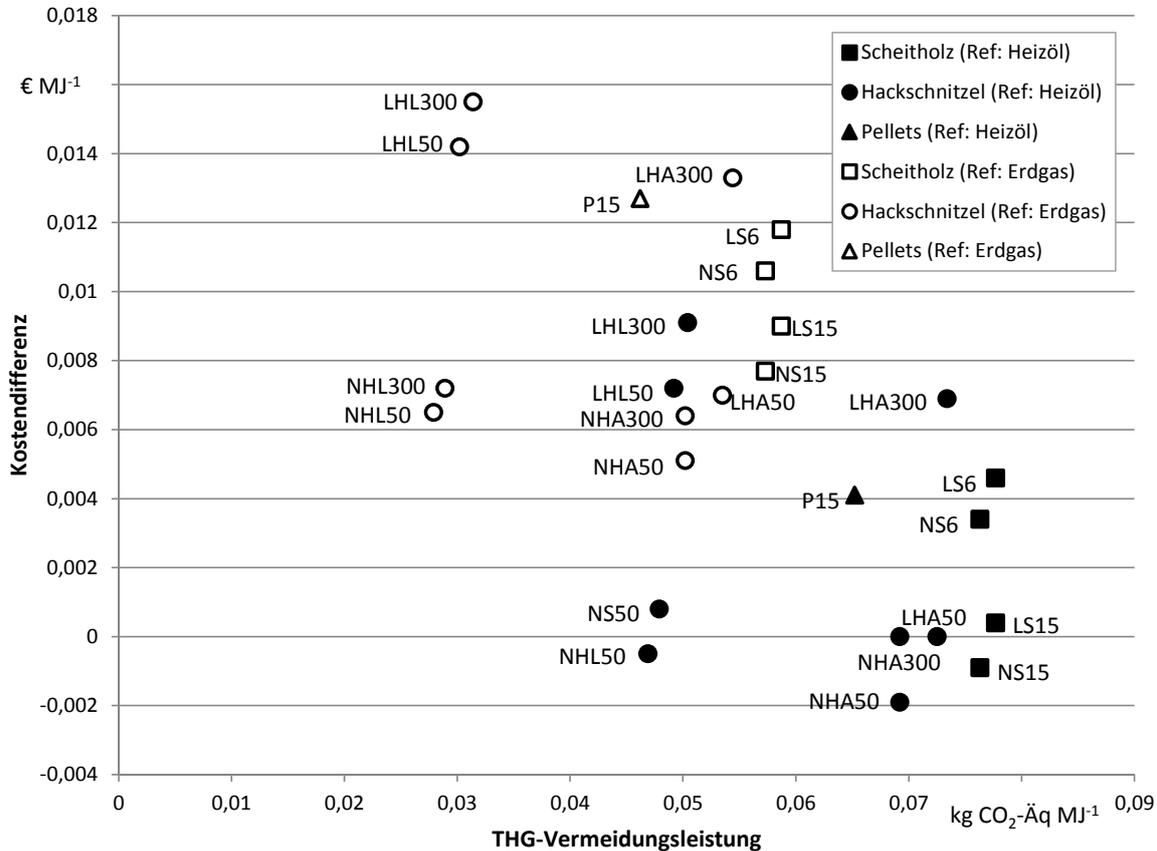


Abbildung 195: THG-Vermeidungsleistung in kg MJ⁻¹ und Kostendifferenz in € MJ⁻¹ für die Wärmebereitstellung aus Scheitholz, Hackschnitzeln und Pellets im Vergleich zu Erdgas bzw. Heizöl

Im Vergleich wird deutlich, dass die Kostendifferenz auf Grundlage des Referenzsystems Erdgas ausschließlich positiv ist. Die Variante mit der höchsten Kostendifferenz stellt LHL300¹ dar (0,0155 € MJ⁻¹). Die Variante mit der geringsten Vermeidungsleistung ist NHL50¹ mit 0,0279 kg CO₂-Äq MJ⁻¹. Über die höchste Vermeidungsleistung verfügt LS15¹ 0,0587 kg CO₂-Äq MJ⁻¹. Die geringste Kostendifferenz weist Variante LHA50¹ auf (0,005 € MJ⁻¹).

Auf Grundlage des Referenzsystems Heizöl, besitzen 40% der Varianten eine negative oder neutrale Kostendifferenz. Das bedeutet, dass die Wärmeerzeugung aus fester Biomasse bei der Einsparung von Treibhausgasen kostenneutral ist bzw. sogar Kosten vermeidet. Die Differenz zu den oben identifizierten Varianten beträgt im Durchschnitt 0,007 € MJ⁻¹ und 0,019 kg CO₂-Äq MJ⁻¹.

Für die eindimensionale Optimierung von THG-Emissionen und Kosten bieten sämtliche Produktsysteme Möglichkeiten zur Reduktion entlang des Lebenszyklus. Diese sind meist durch Effizienzsteigerungen innerhalb der Prozessgruppen [B] und [C] zu finden. Die Optimierung der Prozessgruppe [A] ist in Kapitel 8 zu finden. Nachfolgend wird, getrennt nach den drei Brennstoffen (Hackschnitzel, Scheitholz sowie Pellets), auf Optimierungsmöglichkeiten der Wärmeerzeugung eingegangen.

Wärme aus Hackschnitzel

Produktsysteme, die unter Einsatz von Hackschnitzeln Wärme bereitstellen bieten vor allem im Bereich der Transformation [B] ein erhöhtes Optimierungspotenzial. In dieser Prozessgruppe schwanken die anteiligen THG-Emissionen zwischen 25 % (Abbildung 163) und 66 % (Abbildung 196) je nach Holzart und Wassergehalt (beide beeinflussen die nötige Holzmenge), sowie der verwendeten Hackertechnologie. Ein ähnlicher Sachverhalt lässt sich auch betriebswirtschaftlich nachweisen. Die anteiligen Prozesskosten der Transformation schwanken je nach Hackertechnologie zwischen 4 % im Fall des Anbauhackers (Abbildung 197) und 17 % beim Lkw-gestützten Hacker (Abbildung 198). Zur Reduktion von THG-Emissionen und Kosten in der Prozessgruppe [B] sind v. a. zwei Parameter ausschlaggebend. Dies ist zum einen die Produktivität, zum anderen der spezifische Kraftstoffverbrauch des Hackers.

Da die Produktivität der Hacker abhängig vom Durchmesser des zu hackenden Holzes ist (ein größerer Durchmesser entspricht einer höheren Produktivität) sollte der Hacker einen seiner Leistung angemessenen Stammdurchmesser verarbeiten. Anbauhacker eignen sich gut für schwache Sortimenten, wo hingegen Lkw-Hacker, aus ökobilanzieller und ökonomischer Sicht, nicht für diese Sortimenten verwendet werden sollten. Der spezifische Kraftstoffverbrauch lässt sich allerdings kaum durch eine angepasste Nutzung des Hackers beeinflussen. Hier gilt es, wie oben beschrieben, den Hacker nach dem Stammdurchmesser des zu hackenden Holzes zu wählen.

Weiterhin von relativ großem Einfluss bezüglich der THG-Emissionen und Kosten der Hackschnitzel-Produktsysteme ist die Prozessgruppe [C], wobei der Kessel [C2]-[V2] eher geringe Optimierungsmöglichkeiten bietet. Die eigentliche Verbrennung [C2] sowie die zum Betrieb des Kessels benötigte Hilfsenergie [C2]-[V5] bieten allerdings Potenziale. So können z. B. durch Effizienzsteigerungen bei der Verbrennung THGs und Kosten reduziert werden, indem weniger Brennstoff für die gleiche Endenergiemenge benötigt wird. Dies führt zu Einsparungen entlang des gesamten Lebensweges des Produktsystems, da diese Ressourceneffizienzsteigerung auch zu geringeren Aufwendungen und damit Reduktionen der Emissionen bei Bereitstellung [A], Transport [T] und Transformation [B] führt. Eine optimierte Verbrennung würde auch zur Reduzierung der Emissionen der Treibhausgase Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4) führen. Diese Möglichkeiten bestehen allerdings nicht bei schon installierten Anlagen. Die einzige Möglichkeit zur THG-Optimierung der Prozessgruppe [C] bei Bestandsanlagen ist die Anpassung des bezogenen Strom-Mixes. Im Fall des aktuellen deutschen Strom-Mixes mit 75 % fossiler Energieträger ist der Bedarf an Hilfsenergie [C2]-[V5] in den meisten Fällen einer der Hauptverursacher von THG-Emissionen. Bei einer Optimierung hin zu einem höheren Anteil regenerativer Energien im Mix ließen sich so THGs reduzieren.

3.4 BUCHE - HACKSCHNITZEL - LKW HACKER - 300KW (W=50%)

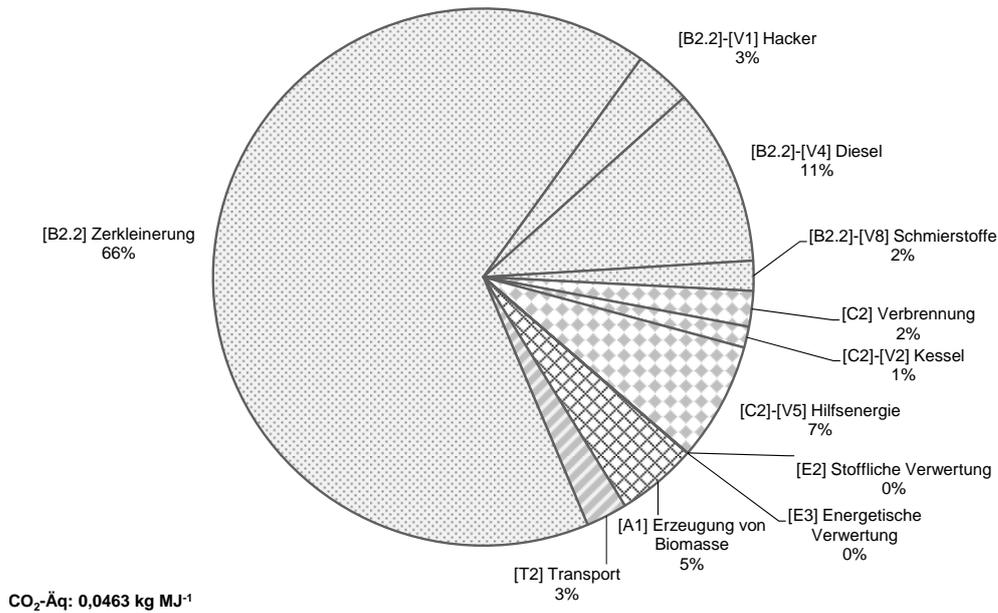


Abbildung 196: Verteilung der THG Emissionen der Wärmebereitstellung aus Buchen Hackschnitzeln (Lkw Hacker, w=50 %) in einer 300 kW Holzcentralheizung (ID 3.4)

LAUBHOLZ - HACKSCHNITZEL - LKW-GESTÜTZTER HACKER 300 kW (w=20%)

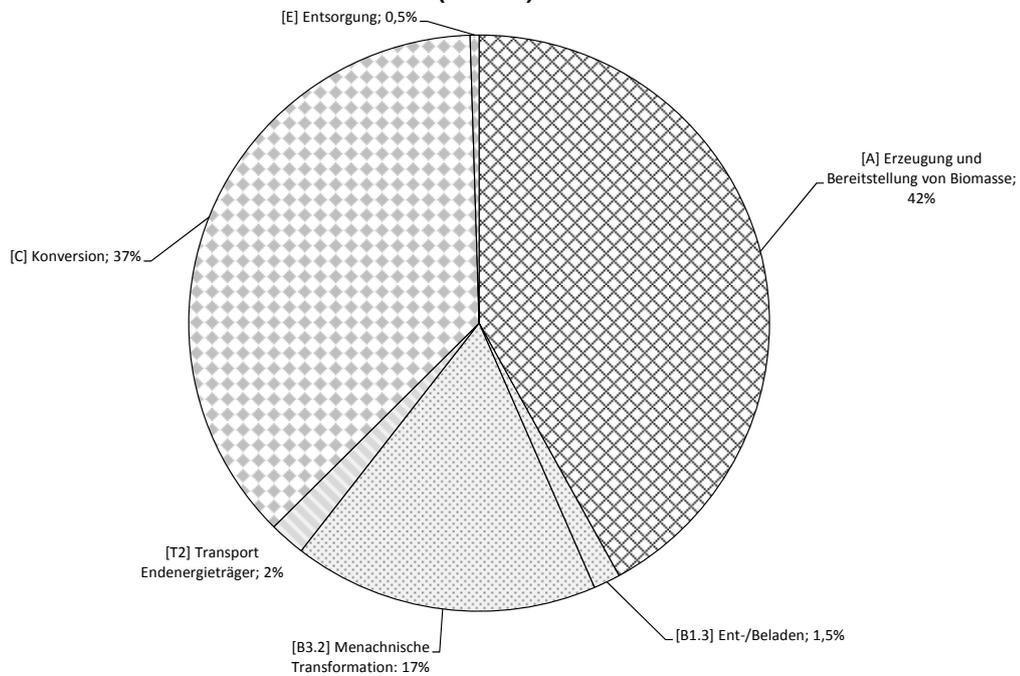


Abbildung 197: Verteilung der Prozesskosten der Wärmebereitstellung aus Laubholz-hackschnitzeln (Lkw-gestützter Hacker, w=20 %) in einer 300 kW Holzcentralheizung

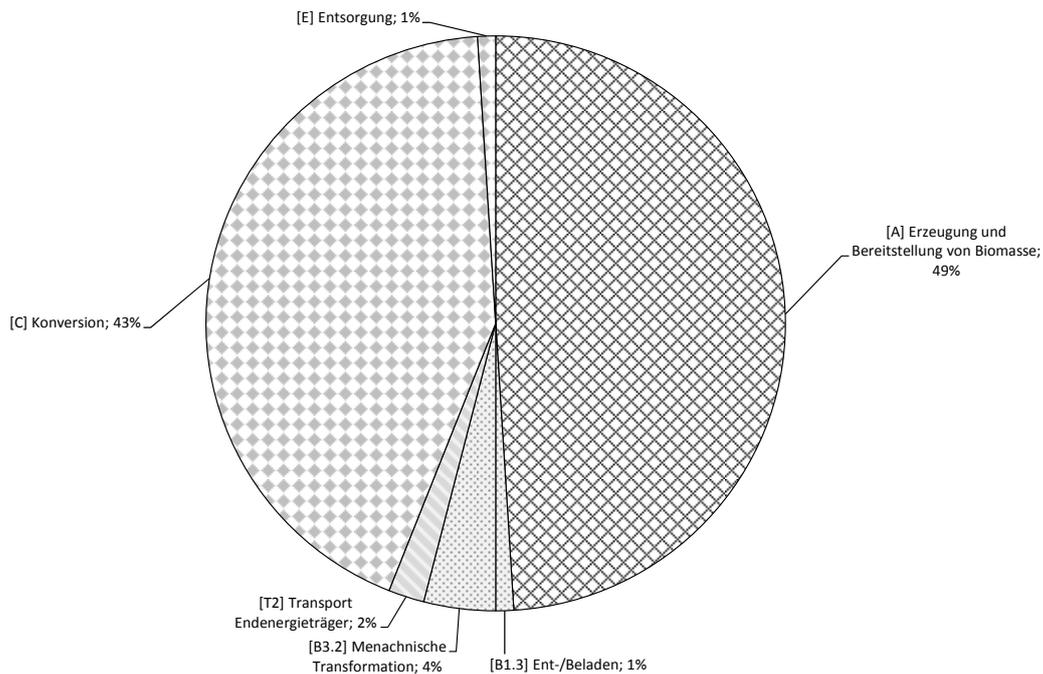
LAUBHOLZ - HACKSCHNITZEL - ANBAUHACKER 300 kW (w=20%)


Abbildung 198: Verteilung der Prozesskosten der Wärmebereitstellung aus Laubholz-hackschnitzeln (Anbauhacker, w=20 %) in einer 300 kW Holzcentralheizung

Wärme aus Scheitholz

Produktsysteme, die unter Einsatz von Scheitholz Wärme bereitstellen, bieten v. a. im Bereich der Konversion des Energieträgers zu Wärme [C2] ein erhöhtes Potenzial zur Optimierung hinsichtlich Kosten und THG-Emissionen (Abbildung 199; Abbildung 200). Der hohe Anteil der Prozessgruppe [C] an den Gesamtemissionen des Produktsystems ist zum Großteil auf Emissionen von Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4) zurückzuführen. Diese könnten z. B. durch die Optimierung der Brennraumtemperatur reduziert werden.

Der verhältnismäßig hohe Anteil der Kosten von Prozessgruppe [C] an den Gesamtkosten hängt stark mit qualitativen und optischen Ansprüchen an die Feuerungsanlage und daher mit den Investitionskosten zusammen. Da es sich um eine Einzelraumfeuerung handelt, können ästhetische Aspekte und Wohlfühlaspekte eine Rolle bei der Anschaffung spielen. Eine Analyse der Anschaffungskosten hat ergeben, dass sich die Preise für Kaminöfen in einem Bereich von 400 bis 1000 € bewegen. Die hier gewählten Anschaffungskosten entsprechen mit 700 € dem Mittelwert. Eine Möglichkeit, die Kosten in Prozessgruppe [C] zu senken ist daher, eine Feuerungsanlage im unteren Preissegment auszuwählen.

6.3 FICHTE - SCHEITHOLZ - 6 KW - $\eta=0,78$

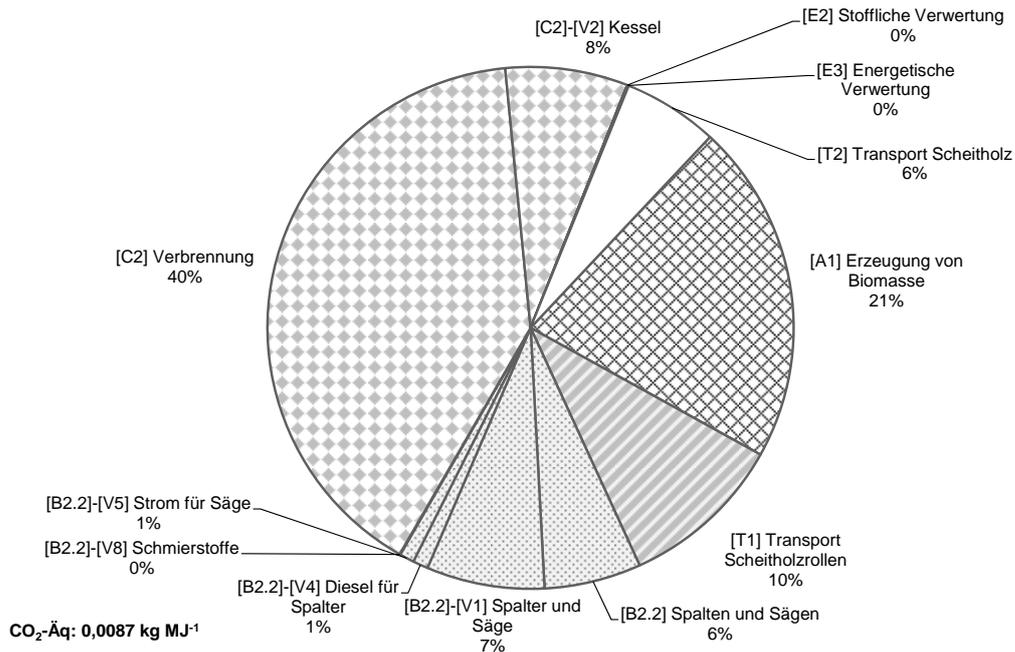


Abbildung 199: Verteilung der THG-Emissionen der Wärmebereitstellung aus Fichten Scheitholz in einer 6 kW Anlage

Laubscheitholz 6 kW $\eta = 0,78$

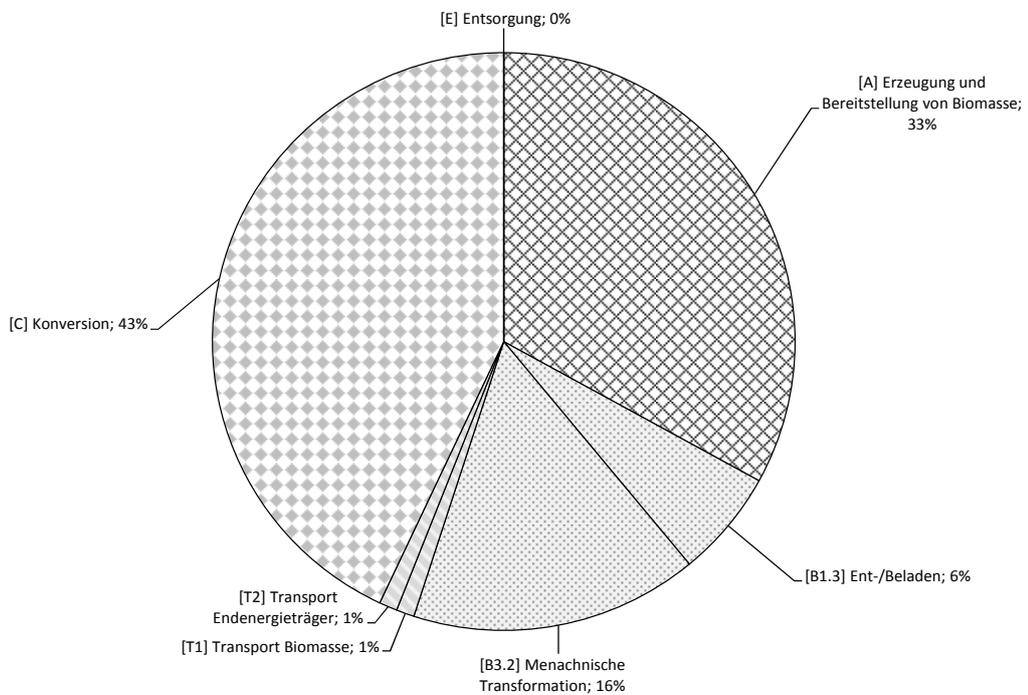


Abbildung 200: Verteilung der Prozesskosten der Wärmebereitstellung aus Laubscheitholz (Senkrechtpalter/Brennholzkreissäge, $w=20\%$) in einer 6 kW Einzelraumfeuerung

Von relativ hoher Bedeutung ist zudem die Prozessgruppe [B]. Hier ließen sich ökonomische und ökologische Optimierungen durch den effizienten Einsatz angemessener Spalter- und Sägetechnologien verwirklichen, wobei kraftstoffbetriebene Maschinen den elektrischen vorzuziehen sind. Eine weitere betriebswirtschaftliche Stellschraube in der Rohstofftransformation sind die Personalkosten. Kapitel 9.5.2 hat die starken Hebeleffekte der Personalkosten auf die Gesamtkosten gezeigt. V. a. im Bereich der Einzelraumfeuerungen ist daher die Transformation des Rohstoffes (Spalten/Sägen) in Eigenregie eine Möglichkeit, Brennstoffkosten zu senken.

Mit Sicht auf die THG-Emissionen sind darüber hinaus die Transporte der Biomasse [T1] und des Scheitholzes [T2] von hoher Bedeutung. Da die Transportprozesse mit jeweils 15 km (einfache Distanz) schon großzügig angesetzt, im Vergleich zu Pellets und Hack-schnitzeln aber immer noch sehr kurz sind, und dennoch zusammen 16 % der Gesamtemissionen ausmachen, zeigt dass die Scheitholz-Produktsysteme einen sehr geringen THG-Fußabdruck besitzen. Die Möglichkeiten zur Optimierung sind somit auch beschränkt.

Wärmeerzeugung aus Pellets

Produktsysteme, die unter Einsatz von Pellets Wärme bereitstellen, bieten v. a. im Bereich der Transformation der Biomasse zum Energieträger [B] Potenzial zur Optimierung hinsichtlich der THG-Emissionen (Abbildung 161). Hierbei sind circa 40 % der Gesamtemissionen der Prozessgruppe [B] zuzuschreiben. Möglichkeiten zur THG-Optimierung bieten hier die Prozesse, welche unter Einsatz von elektrischer Energie operieren. Da der Emissionsfaktor des verwendeten deutschen Strom-Mixes durch den Einfluss fossiler Energieträger (v. a. Kohle) immer noch sehr hoch ist, zeigen auch sämtliche Prozesse mit nennenswertem Bedarf an elektrischer Energie einen vergleichsweise hohen Anteil bei den THG-Emissionen. Ein steigender Anteil der erneuerbaren Energien im Mix würde zur Optimierung der THG-Emissionen, v. a. in den Prozessen der Trocknung [B2.3]-[V5], der Pelletierung [B3.2]-[V5], sowie beim Bedarf an Hilfsenergie in der Verbrennung [C2]-[V5] führen. Diese drei Prozesse zusammen sind für circa 60 % der Gesamtemissionen verantwortlich und bieten daher das größte Optimierungspotenzial.

Produktsystem kombinierte Strom- und Wärmeerzeugung

Aus den Ergebnissen der ökologischen Wirkungen der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung lässt sich in Bezug auf die Reduzierung von Treibhausgasen ableiten, dass die Hauptemittenten die Feuerung [C3] selbst sowie die Bereitstellungskette des Harnstoffs zur NO_x-Minderung bei der Verbrennung [C3]-[V8] sind.

Innerhalb der Feuerung sind die Treibhausgase auf die Zufeuerung mit Erdgas zurückzuführen. Diese werden zur Anfeuerung und zur Spitzenlastdeckung benötigt. Ein kontinuierlicher Grundlastbetrieb der Holzheizkraftwerke im Stromnetz kann daher den Einsatz von Erdgas reduzieren. Jedoch ist zu beachten, dass falls die Spitzenlastdeckung infolgedessen von fossilen Kraftwerken bewältigt wird, der Effekt kompensiert wird. Wasserkraft zur Spitzenlastdeckung wäre demnach von Vorteil, jedoch sollten derartige Optimierungen zuvor mit ganzheitlichen Energieszenarien, die zudem technische und ökonomische Gesichtspunkte bewerten, abgeglichen werden.

Die hohen Treibhausgasemissionen der Bereitstellung des Harnstoffs zeigen eine Verschiebung von Umweltwirkungen an, da der Harnstoff nur zum Zwecke der NO_x-Minderung eingesetzt wird. Es sollte demnach versucht werden, die NO_x-Bildung bei der Verbrennung durch einen möglichst optimalen Betrieb gering zu halten. Dies ist zum einen durch eine optimale Luftzufuhr möglich, was durch einen kontinuierlichen Grundlastbetrieb gewährleistet würde, zum anderen wird dies durch die Rückführung kalter Abgase zum Brenner vereinfacht. Holzheizkraftwerke sollten dahingehend technisch optimiert werden.

Aus den Umweltwirkungen der Rohstoffbereitstellung [A5] ergibt sich, dass im besten Fall Altholz eingesetzt werden sollte, wobei dies regional angeliefert werden sollte [T2] (Transportdistanz kleiner 244 km).

9.7 Handlungsempfehlungen

(Christian Wolf, André Tiemann, Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke, Prof. Dr. Hubert Röder, Prof. Dr. Klaus Richter)

Aus den Ergebnissen der ökologischen und ökonomischen Bewertungen der spezifischen Produktsysteme und ihrer Varianten, den Sensitivitätsanalysen der wichtigsten Einflussfaktoren (Kapitel 9.5) sowie der Optimierungsmöglichkeiten dieser Varianten (Kapitel 9.6.3) können Handlungsempfehlungen abgeleitet werden. Sie betreffen daher die einzelnen Produktsysteme entlang des gesamten Lebenszyklus.

Eine Optimierung des Produktportfolios für Bayern kann daraus aber noch nicht abgeleitet werden. Hinsichtlich Ressourcenstrategien für eine energetische Holznutzung für Bayern müssen gesamtheitliche Ansätze angewendet werden (siehe Kapitel 11).

Die Ergebnisse für die verschiedenen Produktsysteme der Wärmeerzeugung sowie der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung aus Holz sind im Folgenden kurz zusammengefasst und die daraus abgeleiteten Empfehlungen dargestellt.

- Die Holznutzung ist nicht klimaneutral, jedoch sind die THG-Emissionen der energetischen Holznutzung im Vergleich zu fossilen Energieträgern gering. Grundsätzlich sind sämtliche untersuchten Produktsysteme zur energetischen Holznutzung als positiv hinsichtlich der THG-Vermeidung durch die Substitution von fossilen Energieträgern einzustufen. Die THG-Vermeidungsleistung durch die Substitution fossiler Energieträger ist jedoch abhängig von den jeweiligen Referenzsystemen (Wärme aus Erdgas, Wärme aus Erdöl etc.).

Energetische Holznutzung zur THG-Vermeidung den fossilen Energieträgern vorziehen!

Zur Berechnung von realen Treibhausgasvermeidungsleistungen der Wärmebereitstellung aus Holz stets das tatsächlich substituierte Referenzsystem gegenüberstellen! Siehe LWF Merkblatt 34 [442].

- Die Holzenergie zur Wärmebereitstellung in Bayern hatte einen Anteil von 12,6 % an der Gesamt-Wärmebereitstellung in Bayern im Jahr 2011. Dabei war sie mit nur 1,7 % Anteil an den Gesamt-THG-Emissionen der Wärmenutzung, aber mit 80 % an den Gesamt-Feinstaubemissionen der Wärmenutzung beteiligt. Die Darstellung der Treibhausgase zur Umweltbewertung reicht somit nicht aus.

Nicht nur THG-Emissionen, sondern auch Feinstaubemissionen und andere Umweltwirkungen (z. B. Eutrophierung, Nährstoffentzüge im Wald) bei Entscheidungen und Förderungen der energetischen Holznutzung heranziehen!

- Jedes Produktsystem weist spezifische Vor- und Nachteile gegenüber den jeweilig anderen Holzenergie-Produktsystemen sowie gegenüber den Referenzsystemen (Erdgas, Erdöl etc.) hinsichtlich unterschiedlicher Umweltindikatoren auf. Keines der untersuchten Produktsysteme kann als das Vorteilhafteste hinsichtlich aller ökologischen und ökonomischen Indikatoren herausgestellt werden. Die verschiedenen Brennstoffe stammen aus verschiedenen Sortimenten der Prozessgruppe [A] (z. B. Pellets aus Sägenebenprodukten, Hackschnitzel aus Industrieholz oder Scheitholz aus Rundholz) und können somit nicht ohne weiteres einfach einer alternativen Nutzung zugeordnet werden.

Keine grundsätzliche, sondern fall- und situationsbezogene Förderung für die Wärmeerzeugung aus den unterschiedlichen Sortimenten Scheitholz, Hackschnitzel und Pellets!

- Generell lassen sich Handlungsempfehlungen für die Optimierung der Holzenergie hinsichtlich der Minimierung von Umweltwirkungen und dem Ressourcenschutz ableiten. Holz ist eine nachwachsende, aber begrenzte Ressource, die in den letzten Jahren eine steigende Nachfrage aus den unterschiedlichsten Bereichen erfahren hat. So ist die Konkurrenz um Holz zwischen der stofflichen und der energetischen Nutzung von Holz heute stärker als jemals zuvor. Aus diesem Grund muss Holz so effizient wie möglich eingesetzt werden. Dabei sollte die stoffliche Nutzung Vorrang vor der energetischen Nutzung haben und Maßnahmen zur Umsetzung einer Kreislauf- und Kaskadennutzung durch strukturelle Maßnahmen und Anreize gefördert werden. Vorrang für die stoffliche Nutzung von Holz bedeutet dabei keineswegs, auf die energetische Nutzung verzichten zu müssen. Wenn im Rahmen der Kaskadennutzung eine stoffliche Vornutzung und eine energetische Nachnutzung kombiniert werden, lässt sich prinzipiell ein gesteigerter Mehrwert erzielen.

Durch eine Kreislauf- und Kaskadennutzung des Holzes (erst stoffliche, dann energetische Nutzung) die Ressourceneffizienz der Holznutzung steigern!

- Im Bereich der in ExpRessBio im Mittelpunkt stehenden energetischen Nutzung von Holz sind zwei Einflussfaktoren von großer Bedeutung, zum einen der Wassergehalt des Brennstoffes, zum anderen die Effizienz der Verbrennung. Im Hinblick auf die Minimierung von Umweltwirkungen und den Ressourcenschutz bedeutet ein geringerer Wassergehalt, dass weniger Holz für die gleiche bereitgestellte Energiemenge benötigt wird. Das restliche Holz könnte somit einer anderen Nutzung zugeführt wer-

den oder mehr Energie erzeugen. Obwohl es in Großanlagen durchaus üblich ist, Holzbrennstoffe mit hohem Wassergehalt (waldfrisch) zu verfeuern, sollte dies auch im Kontext des Ressourcenschutzes vermieden werden. Eine Reduzierung des Wassergehaltes sollte möglichst ohne Einsatz von Brennstoffen (z. B. durch Lufttrocknung) erfolgen, wobei dies allerdings für manche Holzenergiesortimente (Pellets) technisch nur aufwendig zu realisieren ist. Die umfassenden Auswirkungen einer mechanischen Vorpressung von Hackschnitzeln und partikulären Holzsortimenten sollten untersucht werden. Falls unter Einsatz von Brennstoffen getrocknet wird, ist vor allem aus Sicht des Klimaschutzes auf den Einsatz fossiler Energieträger zu verzichten.

Den Wassergehalt der Brennstoffe mit möglichst geringem technischem Aufwand optimieren, bevor der Brennstoff der Konversion zugeführt wird!

- Zum anderen gilt es eine möglichst hohe Effizienz bei der Konversion des Brennstoffes in Wärme und/oder Strom zu erzielen. Analog zum optimalen Wassergehalt bedeutet eine höhere Effizienz der Konversion, dass die benötigte Brennstoffmenge pro Wärmeeinheit sinkt. Vor Allem im Bereich der Scheitholz-Einzelfeuerungen lassen sich große Effizienzsteigerungen durch neue Ofentechnologien sowie die sachgemäße Bedienung verwirklichen.

Anlagen zur Wärmeerzeugung mit hoher Effizienz wählen und sachgemäß bedienen! Informationskampagnen zum sachgerechten Umgang bei der Wärmeerzeugung aus Holz fortführen!

- Bei der Analyse entlang des Lebenszyklus der Produktsysteme ist oftmals die Prozessgruppe Transformation [B] als Hot Spot aufgefallen. Verantwortlich hierfür sind meist der Einsatz von Kraftstoffen (z. B. in Hackern und Spalten) sowie der Bedarf an elektrischem Strom (z. B. in Sägen und der Pelletmühle). Da die Produktivität der Hacker abhängig vom Durchmesser des zu hackenden Holzes ist (ein größerer Durchmesser entspricht einer höheren Produktivität) sollte der Hacker einen seiner Leistung angemessenen Stammdurchmesser verarbeiten. Anbauhacker eignen sich gut für schwache Sortimente, wo hingegen Lkw-Hacker, aus ökobilanzieller und ökonomischer Sicht, nicht für diese Sortimente verwendet werden sollten.

Produktivität der Hacker und damit den richtigen Einsatzbereich in Abhängigkeit der Sortimentsstärke bei der Transformation des Industrieholzes zu Hackschnitzeln beachten!

- Hinsichtlich des Bedarfs an elektrischem Strom ergeben sich durch den immer noch sehr hohen Einfluss fossiler Energieträger (vor allem Kohle) im deutschen Strom-Mix auch hohe THG-Emissionen bei allen Prozessen mit nennenswertem Bedarf an elektrischer Energie. Ein steigender Anteil der erneuerbaren Energien im deutschen Strom-Mix würde zur Reduzierung der THG-Emissionen führen. Aus Sicht des Klimaschutzes bringt also ein Wechsel zu einem Tarif mit hohem Anteil regenerativer Energie im Mix positive Klimaschutzeffekte mit sich.

Strom mit möglichst hohem Anteil an erneuerbaren Energien bei der Herstellung der Pellets sowie beim Betrieb der Heizsysteme einsetzen!

- Allerdings ist auch die Verbrennung von Holz nicht klimaneutral. Im Brennraum des Kessels kann es zur Bildung von Methan oder Lachgas kommen, wobei Methan circa 25-fach, und Lachgas circa 300-fach klimaschädlicher als Kohlendioxid ist. Verantwortlich hierfür ist die Brennraumtemperatur. Zur Optimierung der Klimaschutzleistung der Holzbrennstoffe, sollte die Feuerung so betrieben werden, dass Methan- und Lachgasemissionen minimiert werden.

Feuerungen so betreiben, dass die Bildung der Treibhausgase Lachgas und Methan minimiert wird!

- Auch bei der Nutzung von Holz im Bereich der kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung zeigen sich positive Effekte hinsichtlich der Minimierung von Umweltwirkungen und dem Ressourcenschutz. Im Gegensatz dazu stellt die reine Stromerzeugung mit Holz eine Verschwendung der stark nachgefragten Ressource Holz dar. Allerdings kann die kombinierte Strom- und Wärmeerzeugung auch nicht kategorisch als vorteilhaft eingestuft werden. Aufgrund der typischen Größe der Anlagen (bis 20 MW elektrische Leistung) ist deren Bedarf an Brennstoff hoch, wobei meist Altholz und Reststoffe aus der Holzwerkstoffindustrie verfeuert werden. Aus diesem Grund ist der Betrieb solcher Anlagen ohne gesicherte Brennstoffquelle (z. B. Anschluss an die Holzwerkstoffindustrie) eher als ungünstig einzustufen und kann zur Nutzung von Waldholz führen, was eine verstärkte Konkurrenz auf die Ressource Holz mit sich bringt.

Großanlagen zur kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung (bis 20 MW elektrische Leistung) aufgrund des hohen Brennstoffbedarfs mit Altholz oder Industrierestholz und nicht mit Waldholz befeuern!**Altholz regional (< 250 km) beziehen oder KWK-Anlagen an Holzwerkstoffindustrie anschließen, um Transportdistanzen zu minimieren!**

- Die Wärmeerzeugung aus Pellets erzeugt eine hohe Rentabilität und Wertschöpfung, die den anderen Produktsystemen klar überlegen ist.

Mit Fokus auf möglichst hohe Wertschöpfung ist die Wärmeerzeugung aus Pellets zu empfehlen!

- Die Wärmeerzeugung aus Hackschnitzeln mit geeigneten Hackschnitzel-Bereitstellungs- und -produktionsverfahren generiert eine regionale Wertschöpfung (vgl. Kapitel 9.4.1). Vor allem unter Einbezug von sozio-ökonomischen Faktoren stellt die Laubscheitholzproduktion eine Alternative dar. Die Erträge sind zwar geringer als in der Hackschnitzelproduktion, jedoch erzeugt dieses Produktsystem unabhängig von der Holzart die höchste Bruttobeschäftigung (siehe Kapitel 9.4.4).

Hackschnitzelproduktion mit geeigneten Produktionsverfahren (Nadelholz; Anbauhacker) für regionale Wertschöpfung bevorzugen!

- Hackschnitzelfeuerungen weisen geringe Wärmegestehungskosten auf. Im Rahmen der untersuchten Holzarten und Kesselnennwertbereiche ist hier großer Spielraum gegeben. Die Detailplanung sollte nach den vorliegenden Ergebnissen an die persönlichen Bedürfnisse des Kunden angepasst werden.

Hackschnitzelfeuerungen aus Endkundensicht mit Blick auf möglichst geringe Wärmegestehungskosten aus biogenen Produktsystemen zu empfehlen!

- Mit Fokus auf die THG-Vermeidungskosten ist die Wärmeerzeugung aus Hackschnitzeln die kostengünstigste Alternative um Treibhausgase einzusparen. Wird Heizöl als Energieträger substituiert, bietet sich eine Vielzahl von Bereitstellungsvarianten an. Unabhängig von der Holzart entstehen bei den untersuchten 50 kW Hackschnitzelzentralheizungen mit den Anbauhackervarianten negative Vermeidungskosten. Die Wärmeerzeugung aus Hackschnitzeln stellt damit die kostengünstigste Alternative zur Einsparung von Treibhausgasen bei der biogenen Wärmegewinnung dar. Neben regionaler Wertschöpfung und geringen Wärmegestehungskosten für den Endnutzer werden auch Anforderungen an den Klimaschutz erfüllt. .

Wärmebereitstellung aus Hackschnitzeln in einer 50 kW Zentralheizung mit Anbauhackervarianten aus Sicht des Klimaschutzes zu empfehlen!

10 Energieholzbereitstellung aus Agroforstsystemen

(Tobias Jorissen, André Tiemann, Prof. Dr. Peter Zerle)

Hinweis:

Dieses Kapitel entstand in den ersten beiden Jahren der Projektlaufzeit, bevor die Harmonisierung der ExpResBio-Methoden (vgl. Kapitel 3.1 und [439]) abgeschlossen war.

Im Jahr 2007 beschloss die Europäische Union ein Richtlinienpaket, mit dessen Hilfe der Ausstoß von Treibhausgasemissionen bis zum Jahr 2020 um 20 % reduziert werden soll. Das Ausmaß der Emissionen des Jahres 1990 dient dabei als Referenz. Der Beschluss verfolgt zwei Strategien. Eine Maßnahme bezeichnet die Steigerung der Energieeffizienz, eine weitere den Ausbau Erneuerbarer Energien. Versorgungssicherheit, Wirtschaftlichkeit und Umweltverträglichkeit stellen die wesentlichen Eckpunkte für die Erneuerbare Energieversorgung dar [148][149]. Im Bereich der Wärmeerzeugung besteht in Deutschland das größte Potenzial und zugleich der höchste Nachholbedarf [70]. Der mengenmäßig bedeutendste Energieträger stellt der biogene Festbrennstoff Holz dar [69]. Im Vergleich zu anderen erneuerbaren Energieträgern bietet die Nutzung von Holz zur Erzeugung von Wärme und Strom auf der einen Seite einen hohen Klimaschutzeffekt [69][196][435], auf der anderen Seite ist Holz bei sachgemäßer Lagerung ein langfristiger und sicherer Energiespeicher [310]. Der klassische Lieferant für Holz ist der Wald. In deutschen Wäldern existieren laut zweiter Bundeswaldinventur hohe Rohstoffvorräte [292]. Diese Erhebung stammt aus den Jahren 2001/02 und beinhaltet nicht die gestiegene Brennholznachfrage ab 2004/05 [292]. Kontinuierlich steigende Preise [86] und aktuelle Untersuchungen bestätigen sowohl die gestiegene Nachfrage nach Waldhackschnitzeln als auch eine aufkommende Verknappung von Waldholz [293].

Eine Alternative könnte die Bereitstellung von Holz aus Agroforstsystemen (AFS) darstellen [19][121]. Dabei handelt es sich um Mischsysteme dreier Komponenten - Marktfruchtbau, Weidehaltung und Gehölzanbau. Struktur und Vorkommen der einzelnen Komponenten können stark variieren [306]. In Deutschland erfolgt der Anbau der einzelnen Komponenten streifenförmig, den Produktionsbedingungen angepasst [308]. Aus Agroforstsystemen gehen zwei Vorteile hervor: Sie stellen Holz als Energieträger bereit und bereichern darüber hinaus die Agrarlandschaft mit Strukturelementen, die potentiell positive Einflüsse auf die Umwelt ausüben [240][311]. In Deutschland besitzen AFS einen geringen Flächenanteil und stellen weniger als 1 % der von Energiepflanzen genutzten Anbauflächen dar [19]. Trotz der positiven Umwelteinflüsse liegt die Entscheidung einer möglichen Bewirtschaftung von AFS beim Landwirt. Oft wird die Entscheidung einer Landnutzungsänderung von ökonomischen Beweggründen geprägt [309][92].

10.1 Methodische Vorgehensweise der Bilanzierung

10.1.1 Zieldefinition

Das Ziel der Forschungsarbeit in diesem Berichtsteil ist es, für die Landnutzungsform Agroforstsystem sowohl die THG-Emissionen bei der Wärmeproduktion als auch dessen Wirtschaftlichkeit zu untersuchen. Darauf aufbauend wird ein Vergleich zu konventionellen Energien sowie anderen Landnutzungsformen angestellt und die THG-Vermeidungskosten und -leistungen von Hackschnitzeln im Agroforstsystem ermittelt.

10.1.2 Systemdarstellung und Systemgrenzen

Die Agroforstsysteme (AFS) in Scheyern sind Multi-Output-Systeme, die sowohl Nahrungs- und Futtermittel als auch Energieholz bereitstellen. Hierbei erfolgt die Wärmenutzung ausschließlich aus dem Energieholz der Gehölzstreifen (Abbildung 201).

Die Bewertung der Energieholzbereitstellung aus AFS erfolgt zum einen für den Anbau von Agroforstsystemen und zum anderen für die Wärmeerzeugung auf Basis von Hackschnitzeln aus AFS. Die Systemgrenze bei der Bewertung des Anbaus von AFS endet bei dem Prozess [T3.1] Ort der Ernte zum Lager. Bei der Wärmeerzeugung auf Basis von AFS werden zwei Hackschnitzelheizungssysteme untersucht: eine Hackschnitzelheizung und ein Heizwerk. Hierbei enden die Systemgrenzen der Hackschnitzelheizung beim Prozess [C3] Wärmeerzeugung und des Heizwerks beim Prozess [T5.2] Wärmenetz.

Bei der Analyse der Wirtschaftlichkeit zur Bereitstellung von Energieholz aus AFS sowie der Analyse der Wärmeerzeugung auf Basis von AFS erfolgen die Berechnungen auf Basis der Vollkosten. Mögliche Prämien, Subventionen, EEG-Vergütungssätze, etc. werden nicht berücksichtigt. Die Erstellung der THG-Bilanz berücksichtigt sämtliche Vorleistungen (direkte und indirekte THG-Emissionen).

Bezeichnung Produktsystem: Energieholzbereitstellung aus Agroforstsystemen zur Wärmebereitstellung

Rohtstoffgewinnung	Produktion	Anwendung	Reststoff- und Abfallbehandlung	Ergänzende Informationen:	
<input checked="" type="checkbox"/> [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse <input type="checkbox"/> [A1] Bestandesbegründung <input type="checkbox"/> [A1.1] Bodenbearbeitung <input type="checkbox"/> [A1.2] Pflanzen/Auswahl <input type="checkbox"/> [A1.3] eventuelle Flächenmodifizierung <input type="checkbox"/> [A2] Bestandesführung <input type="checkbox"/> [A2.1] Pflege/Pflanzung/Bestand <input type="checkbox"/> [A2.2] Zumbau <input type="checkbox"/> [A2.3] Zerstörung <input type="checkbox"/> [A2.4] Kisten <input type="checkbox"/> [A2.5] Pflanzenschutz und Unkrautregulierung <input type="checkbox"/> [A2.6] Bau/Instandhaltung von Wegen <input type="checkbox"/> [A3] Ernte <input type="checkbox"/> [A3.1] Ernte Biomasse <input type="checkbox"/> [A3.2] Vorflern zur Straße <input type="checkbox"/> [A3.3] Aufbereitung/Prozesse nach Ernte <input type="checkbox"/> [A3.4] Aufladen auf LKW/Traktor <input type="checkbox"/> [A4] nicht-zuordenbar <input type="checkbox"/> [A4.1] C-Spelchle <input type="checkbox"/> [A4.2] NCO <input type="checkbox"/> [A4.3] Immismissionen <input type="checkbox"/> [A4.4] Unterbringung von Personal <input type="checkbox"/> [A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen	<input type="checkbox"/> [B] Transformation <input type="checkbox"/> [B1] Lagerung <input type="checkbox"/> [B1.1] Biomasselagerung <input type="checkbox"/> [B1.2] Produktlagerung <input type="checkbox"/> [B1.3] Ent- und Beladung <input type="checkbox"/> [B1.4] Verpacken <input type="checkbox"/> [B2] Vorbehandlung <input type="checkbox"/> [B2.1] Reinigung <input type="checkbox"/> [B2.2] Zerkleinerung <input type="checkbox"/> [B2.3] Trocknung <input type="checkbox"/> [B3] Umwandlung <input type="checkbox"/> [B3.1] chemische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.2] mechanische Transformation <input type="checkbox"/> [B3.3] biologische Transformation	<input type="checkbox"/> [C] Konversion <input type="checkbox"/> [C-1] Stromerzeugung <input type="checkbox"/> [C-2] Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C-3] Kombinierte Strom und Wärmeerzeugung <input type="checkbox"/> [C-4] Bereitstellung Antriebsenergie (z. B. für Mischbiol.) <input type="checkbox"/> [C-5] Abgasreinigung	<input type="checkbox"/> [D] Nutzung <input type="checkbox"/> [D-1] C-Speicher Produkt <input type="checkbox"/> [D-2] Energiespeicherung <input type="checkbox"/> [D-3] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [D-4] energetische Verwertung <input type="checkbox"/> [D-5] Beseitigung	<input type="checkbox"/> [E] Abfallbewirtschaftung <input type="checkbox"/> [E-1] Vorbereitung zur Wiederverwendung <input type="checkbox"/> [E-2] stoffliche Verwertung <input type="checkbox"/> [E-3] energetische Verwertung <input type="checkbox"/> [E-4] Beseitigung	<input type="checkbox"/> [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze <input type="checkbox"/> [F1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F3] Indirekte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F4] Gutschriften für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte <input type="checkbox"/> [F5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung
<input type="checkbox"/> [L] Betriebliche Logistik <input type="checkbox"/> [L-1] außerbetrieblicher Transport <input type="checkbox"/> [L-2] innerbetrieblicher Transport	<input type="checkbox"/> [M] Vorleistungen <input type="checkbox"/> [M-1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten <input type="checkbox"/> [M-2] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen <input type="checkbox"/> [M-3] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln	<input type="checkbox"/> [N] Transporte <input type="checkbox"/> [N-1] Transport Biomasse <input type="checkbox"/> [N-2] Transport Zwischenprodukte <input type="checkbox"/> [N-3] Transport Endprodukte <input type="checkbox"/> [N-4] Transport Koppelprodukte und Abfälle	<input type="checkbox"/> [G] Substitution von Produktsystemen <input type="checkbox"/> [G-1] Referenzsystem Hauptprodukt	<input type="checkbox"/> [G] Substitution von Produktsystemen <input type="checkbox"/> [G-1] Referenzsystem Hauptprodukt	

Geographische Repräsentativität:
Energieholzerzeugung, Boden-Klima-Räume (BRK) nach Rötter et al. (2007), Pentel-Hügelland (Nord)

Zeitliche Repräsentativität:
Primardaten: Erntejahr Energieholz 2013
Sekundärdaten: comment Y2.Z
GEMIS V4.3

Anmerkungen:

Abbildung 201: Harmonisierte Systemdarstellung für die Energieholzbereitstellung aus Agroforstsystemen zur Wärmeerzeugung (mit Häkchen gekennzeichnete Prozesse sind Teil des analysierten Systems) Bezugsgrößen/Funktionelle Einheiten

Da das Agroforstsystem ein Multi-Output-System ist, beziehen sich die funktionellen Einheiten bei der Bewertung von AFS nicht auf die Erntemasse.

Bei der Analyse der Wirtschaftlichkeit von AFS als alternative Landnutzungsform bezieht sich das Ergebnis auf die landwirtschaftliche Nutzfläche ($\text{€ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die funktionelle Einheit für die Analyse der THG-Emissionen als CO_2 -Äquivalente ist bereitgestellte Energie (kg GJ^{-1}). Nach der Methode der Vermeidungskosten ist die funktionelle Einheit die eingesparte Tonne Kohlendioxid als CO_2 -Äquivalente (€ t^{-1}) [295]. Bei den Vermeidungsleistungen ist die funktionelle Einheit die landwirtschaftliche Nutzfläche ($\text{t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

10.1.3 Beschreibung des Produktsystems

Die Versuchsstation befindet sich im Agrargebiet Tertiär-Hügelland (Nord), 40 km nördlich von München, im Landkreis Pfaffenhofen a. d. Ilm. Bei einer durchschnittlichen Höhe von 460 m über NN beträgt im langjährigen Mittel die Niederschlagssumme 803 mm und die Jahresmitteltemperatur 7,4 °C. Die Bodentypen sind Braunerden aus geringmächtigen Lößauflagen, flachgründige Braunerden mit sandig-kiesigem Unterboden und kleinflächige Tonböden.

Die Versuchsstation Scheyern bewirtschaftet seit 2009 jeweils zwei Agroforstsysteme im integrierten und zwei im ökologischen Landbau. Eine erstmalige Beerntung der Gehölze fand im Februar 2013 statt. Im integrierten Landbau ist die Fruchtfolge vierfeldrig: Winterweizen » Kartoffeln » Winterweizen » Silomais (Zwischenfrucht Senf). Die Fruchtfolge im ökologischen Landbau ist siebenfeldrig: Winterweizen » Sonnenblume (Zwischenfrucht Erbsen und Alexandrinerklee; Untersaat Luzerne-Klee gras) » Luzerne-Klee gras » Winterweizen » Winterroggen » Luzerne-Klee gras » Kartoffeln. Im integrierten Landbau ist die Bodenbearbeitung pfluglos mit Stoppelgrubber und Kreiselegge, im ökologischen Landbau erfolgt die Grundbodenbearbeitung mit dem Pflug. Die durchschnittliche Flächengröße der AFS beträgt im integrierten Landbau 2,9 Hektar und im ökologischen Anbau 3,4 Hektar. Bei beiden Bewirtschaftungsformen haben die Gehölzstreifen einen Anteil von ca. 15 %. Die geplante Standdauer der AFS liegt mit einem Erntezyklus von vier Jahren bei insgesamt 20 Jahren. In einem randomisierten Versuchsdesign sind in den jeweiligen Gehölzstreifen unterschiedliche Baumarten etabliert worden: Pappel 'Max 3', Pappel 'Muhle Larsen', Weide 'Olof', Schwarzerle, Robinie und eine Gehölzmischung (Esche, Schwarzerle, Hasel, Bergahorn und Salweide). Die Pflanzdichte der Gehölze beträgt 14.545 Stück pro Hektar (Abbildung 202).

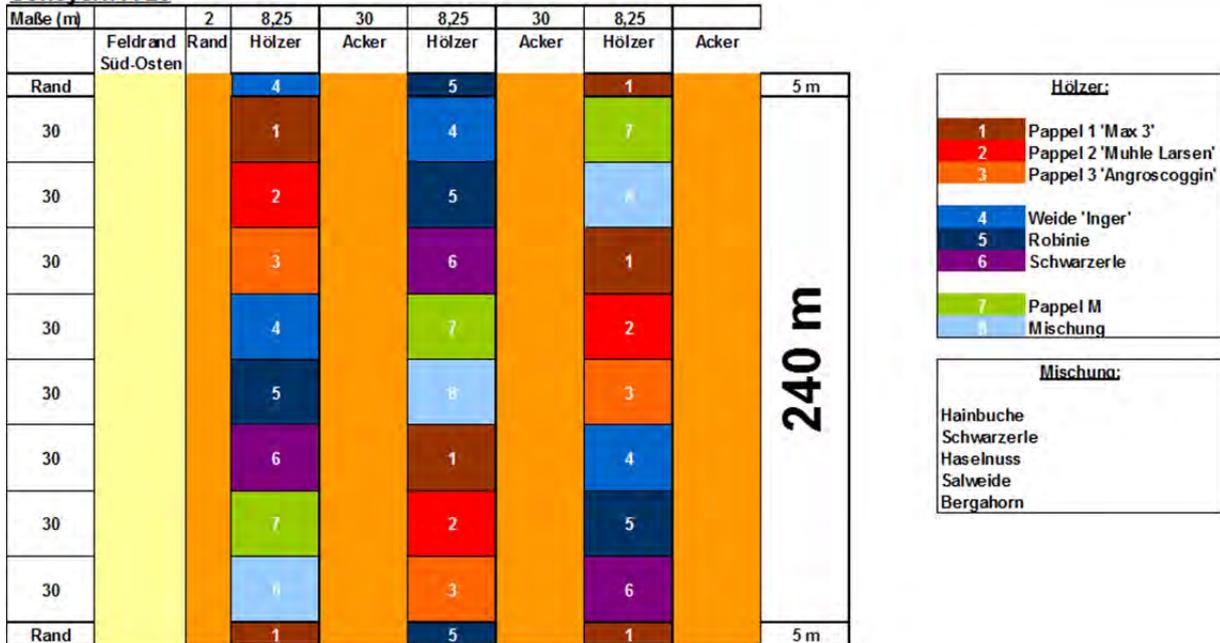
Scheyern A 20

Abbildung 202: Versuchsdesign eines Agroforstsystems in Scheyern am Beispiel des Schlags A 20 im integrierten Landbau

Die Erträge der verschiedenen Baumarten sind dem ersten Erntezyklus (2009 - 2012) entnommen (Tabelle 161).

Tabelle 161: Trockenmasseerträge und Pflanzkosten des Gehölzanbaus in Scheyern

Baumart	Pflanzgut	Trockenmasseerträge		Pflanzgutkosten in € Stk ⁻¹
		integriert in t ha ⁻¹ a ⁻¹	ökologisch in t ha ⁻¹ a ⁻¹	
Pappel 'Max 3'	Stecklinge	9	11	0,26
Pappel 'Muhle Larsen'	Stecklinge	9	8	0,26
Weide 'Olof'	Stecklinge	4	7	0,13
Schwarzerle	wurzelnackte Pflanzen	8	8	0,62
Robinie	wurzelnackte Pflanzen	10	8	0,32
Gehölmischung	wurzelnackte Pflanzen	5	5	0,72

Weiterhin sind die Baumarten in jedem Jahr bonitiert worden. Die tatsächliche Bestimmung der Biomasse geschah bei einer Vollbaumernte im Frühjahr 2013. Die Erträge der

Marktfrüchte sind aus dem Zeitraum des ersten Erntezyklus der Gehölzstreifen entnommen und gemittelt (Tabelle 162).

Tabelle 162: Frischmasseertrag und Anbaufläche des Marktfruchtanbaus in Scheyern

Marktfrucht	integrierter Anbau		ökologischer Anbau	
	Anbaufläche in %	Ertrag in t ha ⁻¹ a ⁻¹	Anbaufläche in %	Ertrag in t ha ⁻¹ a ⁻¹
Winterweizen	50	7,3	29	3,4
Winterroggen	-	-	14	3,6
Kartoffel	25	41,0	14	26,3
Sonnenblume	-	-	14	3,0
Silomais	25	58,8	-	-
Luzerne-Klee gras	-	-	29	53,0

Bei der Analyse der Agroforstsysteme in Scheyern werden zwei mögliche Erntelinien untersucht. Die vollmechanisierte Ernte mit einem Gehölz-Feldhäcksler (vollmechanisiert) sowie die motormanuelle Ernte mit einer Motorsäge und einem Hacker (motormanuell). Es wird angenommen, dass bei der vollmechanisierten Ernte die Trocknung und Lagerung der Hackschnitzel mit dem Dombelüftungsverfahren erfolgt. Bei der Erntelinie motormanuell werden hingegen die geernteten Stämme zur Trocknung am Feldrand gepoltet und anschließend zu Hackschnitzeln verarbeitet (Tabelle 163).

Tabelle 163: Kennzahlen der vollmechanisierten und motormanuellen Erntelinie bei einem Ertrag von 9 t TM ha⁻¹ a⁻¹ und einem Erntezyklus von 4 Jahren (eigene Berechnungen)

Erntelinie	Kosten	CO ₂ -Äquivalente	TM-Verluste bei Lagerung
	in € t _{TM} ⁻¹	in kg t _{TM} ⁻¹	in %
vollmechanisiert ^{a)}	37	16	15 ^{c)}
motormanuell ^{b)}	71	37	6 ^{c)}

Quellen: ^{a)} KTBL (2011) [267]; ^{b)} Burger (2010) [77]; ^{c)} TLL (2012) [20]

Wärmeerzeugung

Die Analyse der Wärmeerzeugung auf Basis von Hackschnitzeln aus Agroforstsystemen erfolgt am Beispiel einer Hackschnitzelheizung und einem Heizwerk. Für die Analyse wird der Wärmebedarf von einem Wohnobjekt angenommen. Die Hackschnitzelheizung kann ein Wohnobjekt und das Heizwerk zehn Wohnobjekte mit Wärme versorgen. Bei der Hackschnitzelheizung erfolgt die Wärmeversorgung zu 100 % aus Hackschnitzeln,

wohingegen beim Heizwerk 91 % der Wärme aus der Verbrennung von Hackschnitzeln (Grundlast) und 9 % aus der Verbrennung von Erdöl (Spitzenlast) gewonnen wird. Der gewählte Referenzwärmeerzeuger ist eine Erdölheizung (Tabelle 164).

Tabelle 164: Betriebsdaten der Wärmeerzeuger Hackschnitzelheizung, Heizwerk und Erdölheizung

	Einheit	HZ	Heizwerk		EZ
			Grundlast Hackschnitzel	Spitzenlast Erdöl	
Jahreswärmebedarf (pro Abnehmer)	MWh _{th} a ⁻¹	170	155	15	170
Kesselnennleistung	kW _{th}	100	500	1.100	100
Anteil an Jahreswärmebedarf	%	100	91	9	100
Kessel-Jahresnutzungsgrad	%	75	85	91	80
Netzverluste	%	-	10	10	-
Brennstoff- Jahresnutzungsgrad	%	75	76	75	80
Energieeinsatz	MWh a ⁻¹	227	204	20	213

Erläuterungen: HZ = Hackschnitzelheizung, EZ = Erdölheizung

Leistungen und Kosten

Die Trockenmasseerträge der Baumarten und Marktfrüchte sind dem ersten Erntezyklus von 2009 bis 2012 entnommen. Infolgedessen ist der Bezugszeitraum für die verwendeten Erzeugerpreise und Kosten ebenfalls von 2009 bis 2012 (Tabelle 165 und Tabelle 166).

Tabelle 165: Erzeugerpreise ausgewählter Ernteprodukte (2009 - 2012)

Produkt	Einheit	Erzeugerpreise konventionell		Erzeugerpreise ökologisch	
		Mittelwert	Spannbreite	Mittelwert	Spannbreite
Winterweizen	€ t _{FM} ⁻¹	206 a)	122 - 259 a)	409 a)	321 - 424 a)
Winterroggen	€ t _{FM} ⁻¹	-	-	311 a)	194 - 386 a)
Kartoffel	€ t _{FM} ⁻¹	119 a)	97 - 245 a)	382 a)	232 - 468 a)
Sonnenblume	€ t _{FM} ⁻¹	-	-	492 a)	359 - 596 a)
Silomais	€ t _{FM} ⁻¹	45 a)	32 - 60 a)	-	-
Hackschnitzel	€ t _{FM} ⁻¹	148 b)	138 - 158 b)	148 b)	138 - 158 b)

Quellen: a) Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2013) [22], b) C.A.R.M.E.N. e. V. (2014)[86]

Tabelle 166: Kosten des Landbaus in Scheyern und Verbraucherpreis für Heizöl

	Einheit	Kosten
Pachtkosten Versuchsstation Scheyern	€ ha ⁻¹	640 ^{a)}
Gemeinkosten Marktfruchtbau	€ ha ⁻¹	115 ^{b)}
Gemeinkosten Gehölzanbau	€ ha ⁻¹	154 ^{c)}
Verbraucherpreis Heizöl Extra Leicht (2009 -2012)	€ MWh ⁻¹	73 (53 - 91) ^{d)}

Quellen: a) GERL (2013) [177] ; b) BAYERISCHES LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT(2014) [23];

c) DLG E. V. (2012); d) STATISTISCHES BUNDESAMT (2013) [381]

10.1.4 Indikatorenberechnung

In den Untersuchungen wird die Wirkungskategorie Klimawandel bzw. Globale Erwärmung ohne biogenes CO₂ (kg CO₂-Äq) betrachtet. Die Wirkungsabschätzung wird nach Empfehlung des ILCD [152] anhand des Charakterisierungsmodells des IPCC (2007) [231] durchgeführt (vgl. Kapitel 3.1.4.1).

10.1.5 Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle

Modell zur Bewertung von Agroforstsystemen

Das Modell Bewertung von Agroforstsystemen (BAF) ist ein parametrisiertes Planungsmodell, programmiert in Microsoft-Excel[®]. Mit dem Modell Bewertung von Agroforstsystemen ist es möglich, sowohl betriebswirtschaftliche Bewertungen der Landnutzungsformen Marktfruchtbau, Kurzumtriebsplantage und Agroforstsystem durchzuführen als auch Energie- und THG-Bilanzen zu erstellen. Weiterhin verbindet das Modell Bewertung von Agroforstsystemen die Kosten aus der betriebswirtschaftlichen Bewertung mit den Kenngrößen aus der Ökobilanz zu den THG-Vermeidungskosten und -leistungen. Im Modell Bewertung von Agroforstsystemen ist es möglich, Ergebnisse für verschiedene Systemgrenzen zu generieren.

Erstellung der Sachbilanz

Die Erstellung der Sachbilanz im Modell BAF beinhaltet die Aufnahme sämtlicher In- und Outputs eines vorab definierten Systems. In Abhängigkeit der gewählten Systemgrenzen werden eine Vielzahl von In- und Outputs der Prozesse Feldarbeit, Trocknung und Lagerung, Transport zum Kunden und Wärmeerzeugung in die Sachbilanz aufgenommen (Tabelle 167).

Tabelle 167: In- und Outputs der Prozesse im Modell Bewertung von Agroforstsystemen

Prozess	Input	Output
Feldarbeit	Arbeitszeit, Diesel, Mineraldünger; Pflanzenschutzmittel, Saatgut, Investitionsgüter (Maschinen)	Ernteprodukte, THG-Emissionen
Trocknung und Lagerung	Arbeitszeit, Diesel, Investitionsgüter (Maschinen und Gebäude)	Ernteprodukte, THG-Emissionen
Transport zum Kunden	Arbeitszeit, Diesel, Investitionsgüter (Maschinen)	Ernteprodukte, THG-Emissionen
Wärmeerzeugung	Brennstoffe, Strom, Investitionsgüter (Gebäude und Kesselanlage)	Wärme, THG-Emissionen

Zuordnung der Sachbilanzdaten

Die Zuordnung der Inputgrößen aus der Sachbilanz erfolgt mit Hilfe von verschiedenen Emissionsfaktoren. Am Beispiel des Dieselverbrauchs verläuft die Zuordnung der THG-Emissionen zu den Inputgrößen folgendermaßen: Der Verbrauch in $l\ ha^{-1}$ wird mit einem ausgewählten Emissionsfaktor multipliziert und zum Wirkungsindikatorwert verrechnet. Für die betriebswirtschaftliche Bewertung wird die Inputgröße mit dem Verbraucherpreis multipliziert. Hieraus ergeben sich die Dieselskosten (Tabelle 168).

Tabelle 168: Klassifizierung der Sachbilanzergebnisse im Modell Bewertung von Agroforstsystemen

	THG-Bilanz		Ökonomie	
	Wert	Einheit	Wert	Einheit
Inputgröße aus der Sachbilanz	26	$l\ ha^{-1}$	26	$l\ ha^{-1}$
Emissionsfaktor/Verbraucherpreis	3,14	$kg\ l^{-1}$	1,25	$€\ l^{-1}$
Wirkungsindikator/Dieselskosten	82	$kg\ l^{-1}$	33	$€\ ha^{-1}$

Wie am Beispiel der Inputgröße Diesel verarbeitet das Modell Bewertung von Agroforstsystemen weitere Sachbilanzdaten auf die gleiche Weise. Eine Besonderheit stellt die Inputgröße Investitionsgüter (Maschinen, Gebäude, Kesselanlage etc.) dar. Der Materialeinsatz in $kg\ ha^{-1}$ wird über einen Algorithmus aus den Abschreibungskosten in $€\ ha^{-1}$ des Investitionsgutes berechnet. Für die Berechnungen werden Informationen zum Anschaffungspreis in €, zur Masse in kg und zur Lebensleistung in ha benötigt (Tabelle 169).

Tabelle 169: Klassifizierung der Inputgröße Investitionsgüter für die THG-Bilanz am Beispiel des Arbeitsschrittes Pflügen mit Drehpflug: 5 Schare; Arbeitsbreite = 1,75 m und Zugmaschine = 120 kW [269]

	Wert	Einheit
Abschreibungskosten	24	€ ha ⁻¹
Anschaffungspreis (Zugmaschine und Gerät)	129.000	€
Lebensleistung	5.375	ha
Masse (Zugmaschine und Gerät)	8.950	kg
Inputgröße aus der Sachbilanz (Materialeinsatz)	1,67	kg ha ⁻¹
Emissionsfaktor als CO ₂ -Äquivalente	6,13	kg kg ⁻¹
Wirkungsindikatorwert als CO ₂ -Äquivalente	10	kg ha ⁻¹

Methode zur THG-Bilanzierung

Bei der Erstellung der THG-Bilanz des Marktfruchtbaus im Modell Bewertung von Agroforstsystemen werden zunächst die THG-Emissionen einer an der Fruchtfolge beteiligten Marktfrucht einzeln berechnet. Anschließend ermittelt das Modell Bewertung von Agroforstsystemen ein fruchtfolgespezifisches Ergebnis auf Basis der Anteile der Marktfrüchte in der Fruchtfolge. Bei der Erstellung der THG-Bilanz des Gehölzanbaus werden zunächst die THG-Emissionen über die Betrachtungsdauer erfasst. Anschließend werden die THG-Emissionen durch die Standdauer geteilt. Die Erstellung der THG-Bilanz von Agroforstsystemen erfolgt im Modell Bewertung von Agroforstsystemen zweistufig. Es werden zunächst die THG-Emissionen der jeweiligen Komponenten separat voneinander bilanziert und anschließend miteinander verknüpft. Hierbei sind die Verknüpfungsmechanismen die Anteile der zwei Komponenten am Agroforstsystem. Zur Bewertung der THG-Bilanz der Agroforstsysteme in Scheyern werden die produktbezogenen THG-Emissionen ($Em_{Produkt}$) berechnet [123]. Die produktbezogenen THG-Emissionen ergeben sich aus der Division der flächenbezogenen THG-Emissionen (Dividend) und dem Energieoutput der Biomasse (Divisor) (siehe Formel (10.1)).

$$Em_{Produkt} = (Em_D + Em_N + Em_P + Em_S + Em_I + Em_{\pm B} + Em_L) * EO^{-1} \quad (10.1)$$

$Em_{Produkt}$: produktbezogene THG-Emissionen in kg GJ⁻¹

Em_D : THG-Emissionen Diesel in kg ha⁻¹ a⁻¹

Em_N : THG-Emissionen Nährstoffe in kg ha⁻¹ a⁻¹

Em_P : THG-Emissionen Pflanzenschutzmittel in kg ha⁻¹ a⁻¹

Em_S : THG-Emissionen Saatgut in kg ha⁻¹ a⁻¹

Em_I : THG-Emissionen Investitionsgüter in kg ha⁻¹ a⁻¹

$Em_{\pm B}$: THG-Emissionen Änderung Bodenkohlenstoff in kg ha⁻¹ a⁻¹

Em_L : THG-Emissionen Lachgas in kg ha⁻¹ a⁻¹

EO : Energieoutput in GJ ha⁻¹ a⁻¹

Methode zur Berechnung der THG-Vermeidungsleistungen

Bei der Ermittlung der THG-Vermeidungsleistungen (VI) der Energieholzbereitstellung aus Agroforstsystemen zur Wärmenutzung greift das Modell Bewertung von Agroforstsystemen auf die Ergebnisse der THG-Bilanzierung und der Energiebilanzierung zurück [435]. Hierbei berechnen sich die Vermeidungsleistungen aus der Multiplikation der eingesparten THG-Emissionen (Faktor I) und dem Energieoutput (Faktor II). In Formel (10.2) ist die Methode der Berechnung der THG-Vermeidungsleistungen im Modell Bewertung von Agroforstsystemen am Beispiel einer Hackschnitzelheizung beschrieben.

$$VI = (Em_{Erdöl} - Em_{Hackschnitzel}) * EO \quad (10.2)$$

VI: THG-Vermeidungsleistungen in $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$

Em_{Hackschnitzel}: THG-Emissionen Hackschnitzelheizung bezogen auf die thermische Leistung in $t\ kWh^{-1}$

Em_{Erdöl}: THG-Emissionen Erdölheizung bezogen auf die thermische Leistung in $t\ kWh^{-1}$

EO: Energieoutput in $kWh_{th}\ ha^{-1}\ a^{-1}$

Datengrundlage des Modells Bewertung von Agroforstsystemen

Die Primärdaten zu den Prozessen Feldarbeit und Transport zum Kunden des Modells Bewertung von Agroforstsystemen basieren auf den Kalkulationsgrundlagen des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) [269]. Entnommen sind der KTBL-Datensammlung die Arbeitszeiten, die Maschinenkosten, der Dieselbedarf, die Abschreibungskosten sowie der Anschaffungspreis der Maschinen und Geräte in Abhängigkeit des Arbeitsverfahrens, Hof-Feld-Entfernung (1-30 km) und Schlaggröße (1-80 ha) [267].

Im Modell Bewertung von Agroforstsystemen ist es möglich, zwischen zwei Ernteverfahren zu wählen: der vollmechanisierten Ernte mit dem Gehölz-Feldhäcksler und der motormanuellen Ernte mit Motorsäge und Hacker. Die Daten zur vollmechanisierten Ernte sind den Kalkulationsgrundlagen des KTBL entnommen und interpoliert. Die Daten zur motormanuellen Ernte mit Motorsäge und Hacker sowie der Stockrodung entstammen den Ergebnissen der Arbeitszeitstudien der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) [78].

Die Primärdaten für den Prozess Trocknung und Lagerung der Marktfrüchte basieren auf den Kalkulationsgrundlagen des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) [269]. Entnommen sind der KTBL-Datensammlung die Arbeitszeiten, die Maschinen- und Gebäudekosten, die Abschreibungskosten sowie der Anschaffungspreis der Maschinen und Gebäude in Abhängigkeit des Lagers und der Erntemenge. Die Datenbasis der Trocknung und Lagerung von Hackschnitzeln sind den Untersuchungen der Technischen Universität Dresden zur fremdenergiefreien Hackschnitzeltrocknung entnommen [54][20].

Die Datengrundlage der Wärmeerzeugung mit einer Hackschnitzelheizung und einer Erdölheizung basiert auf dem Bericht des Technologie- und Förderzentrums (TFZ) zur Marktanalyse von Kleinfeuerungsanlagen [199]. Hingegen erfolgte die Berechnung der Wärmegestehungskosten und THG-Emissionen der Wärmeerzeugung in einem Heizwerk auf Basis der Planungssoftware wDesign [454]. Die Software wDesign ist ein Berechnungsprogramm zur technischen und wirtschaftlichen Kalkulation von Heiz(kraft)werken und Nahwärmenetzen. Entnommen sind dem Bericht und der Software die Betriebsdaten, die Investitionskosten und die betriebsgebundenen Kosten. Die Primärdaten zum Nahwärmenetz sind GEMIS V4.8 entnommen [234].

Emissionsfaktoren

Der folgende Abschnitt zeigt die im Modell Bewertung von Agroforstsystemen hinterlegten Emissionsfaktoren (Tabelle 170 bis Tabelle 176). In vielen Fällen greift das Modell Bewertung von Agroforstsystemen auf die Umweltdatenbanken ecoinvent v.2.2 des Swiss Centre for Life Cycle Inventories [399] und GEMIS V4.8 der IINAS GmbH zurück [234]. Beide Datenbanken sind in der Wissenschaft anerkannt und werden für die Ökobilanzierung von landwirtschaftlichen Systemen verwendet [255]. Aus lizenzrechtlichen Gründen können die Emissionsfaktoren der Umweltdatenbank ecoinvent v.2.2 in diesem Bericht allerdings nicht veröffentlicht werden. Im Rahmen eines EU-Projektes veröffentlichte BioGrace eine Zusammenfassung der wichtigsten Emissionsfaktoren der landwirtschaftlichen Produktion und Produktionsmittel [226], die ebenfalls als Datengrundlage dienen. Eine detaillierte Quellenangabe zu den Emissionsfaktoren erfolgt jeweils bei der entsprechenden Tabelle.

Tabelle 170: *Bruttoenergieoutputs ausgewählter Ernteprodukte*

Fruchtart/Produkt	Bruttoenergieoutput		Wassergehalt	
	Wert	Einheit	Wert	Einheit
Winterweizen/Korn	18,6 ^{a)}	MJ kg _{TM} ⁻¹	14 ^{a)}	%
Wintergerste/Korn	18,6 ^{a)}	MJ kg _{TM} ⁻¹	14 ^{a)}	%
Winterroggen/Korn	18,6 ^{a)}	MJ kg _{TM} ⁻¹	14 ^{a)}	%
Körnermais/Korn	19,0 ^{a)}	MJ kg _{TM} ⁻¹	14 ^{a)}	%
Kartoffeln/Knolle	17,2 ^{a)}	MJ kg _{TM} ⁻¹	78 ^{a)}	%
Zuckerrüben/Körper	16,8 ^{a)}	MJ kg _{TM} ⁻¹	77 ^{a)}	%
Sonnenblume/Korn	26,8 ^{a)}	MJ kg _{TM} ⁻¹	9 ^{a)}	%
Winterraps/Korn	28,3 ^{a)}	MJ kg _{TM} ⁻¹	9 ^{a)}	%
Silomais/Silage	18,4 ^{a)}	MJ kg _{TM} ⁻¹	68 ^{a)}	%
Luzerne-Klee gras/Silage	18,4 ^{a)}	MJ kg _{TM} ⁻¹	80 ^{a)}	%
Holz/Hackschnitzel	18,0 ^{b)}	MJ kg _{TM} ⁻¹	55 ^{c)}	%

Quellen: ^{a)} Modell REPRO [217]; ^{b)} Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2009) [21];

^{c)} Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (2012) [20]

Tabelle 171: THG-Äquivalente ausgewählter Energieträger

Energieträger	Wert	Einheit
Diesel (Verbrennung)	2,62 ^{a)}	kg l ⁻¹
Diesel (Bereitstellung)	0,52 ^{b)}	kg l ⁻¹
Benzin (Verbrennung)	2,34 ^{a)}	kg l ⁻¹
Benzin (Bereitstellung)	0,54 ^{b)}	kg l ⁻¹
Heizöl extra leicht (Verbrennung)	0,265 ^{a)}	kg kWh ⁻¹
Heizöl extra leicht (Bereitstellung)	0,042 ^{b)}	kg kWh ⁻¹
Strom Niederspannung (Bereitstellung)	0,58 ^{a)}	kg kWh ⁻¹

Quellen: ^{a)} Bundesamt für Umwelt (2011) [57]

^{b)} GEMIS V4.8 [234]

Tabelle 172: THG-Äquivalente ausgewählter Nährstoffe

Mineraldünger	Wert	Einheit
N	5,88	kg kg ⁻¹
P	1,01	kg kg ⁻¹
K	0,58	kg kg ⁻¹
Mg	0,58	kg kg ⁻¹
Ca	0,13	kg kg ⁻¹

Quelle: BioGrace [226]

Tabelle 173: THG-Äquivalent vom Pflanzenschutzmittel

	Wert	Einheit
Pflanzenschutzmittel (gemittelt über alle)	11,0	kg kg ⁻¹

Quelle: BioGrace [226]

Tabelle 174: THG-Äquivalente von ausgewähltem Saatgut

	Wert	Einheit
Winterweizen	0,28 ^{a)}	kg kg ⁻¹
Wintergerste	0,28 ^{a)}	kg kg ⁻¹
Winterroggen	0,28 ^{a)}	kg kg ⁻¹
Körnermais	^{*) b)}	kg kg ⁻¹
Kartoffeln	^{*) b)}	kg kg ⁻¹
Zuckerrüben	3,54 ^{a)}	kg kg ⁻¹
Sonnenblumen	0,73 ^{a)}	kg kg ⁻¹
Winterraps	0,73 ^{a)}	kg kg ⁻¹
Silomais	^{*) b)}	kg kg ⁻¹
Luzerne-Klee gras	^{*) b)}	kg kg ⁻¹
Alexandrinerklee	^{*) b)}	kg kg ⁻¹
Erbsen	^{*) b)}	kg kg ⁻¹
Senf	^{*) b)}	kg kg ⁻¹
Pappelstecklinge	0,0011 ^{c)}	kg kg ⁻¹

Quellen: ^{a)} BioGrace [226]; ^{b)} ecoinvent V2.2 [399]; ^{c)} Kaltschmitt und Reinhardt (1997) [245]

^{*)} Erläuterungen: Aus lizenzrechtlichen Gründen dürfen die Emissionsfaktoren aus der Umweltdatenbank ecoinvent v.2.2 nicht veröffentlicht werden.

Tabelle 175: THG-Äquivalente ausgewählter Investitionsgüter

	Wert	Einheit
Maschinen und Geräte	4,76 ^{a)}	kg kg ⁻¹
Hochsilo	^{*) b)}	kg m ⁻³
Remise	^{*) b)}	kg m ⁻²
Flachsilo	^{*) b)}	kg m ⁻²
Hackschnitzelheizung (Heizraum inkl. Lager- raum, Feuerungsanlage und Pufferspeicher)	^{*) b)}	kg Stück ⁻¹
Nahwärmenetz	^{*) b)}	kg Stück ⁻¹
Erdölheizung (Heizraum, Feuerungsanlage und Pufferspeicher)	^{*) b)}	kg Stück ⁻¹
Öltank	^{*) b)}	kg Stück ⁻¹

Quelle: ^{a)} eigene Berechnungen; ^{b)} ecoinvent v.2.2 [399]

^{*)} Erläuterungen: Aus lizenzrechtlichen Gründen dürfen die Emissionsfaktoren aus der Umweltdatenbank ecoinvent v.2.2 nicht veröffentlicht werden.

Erfassung der Änderung des Bodenkohlenstoffs

Die Erfassung der THG-Emissionen und -immissionen aufgrund des Humusabbaus und -aufbaus erfolgt auf Basis der Kennzahlen (Werte optimistischer Szenarien) des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e. V. (VDLUFA) [129].

Lachgasemissionen

Die Bilanzierung der Lachgasemissionen erfolgt nach dem Ansatz des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (IPCC) [230]. Hierbei berücksichtigt das Modell Bewertung von Agroforstsystemen (BAF) sowohl die direkten Lachgasemissionen als auch die indirekten Lachgasemissionen (Auswaschung/Tiefenversickerung; Oberflächenabfluss) aus der Landwirtschaft. Ergänzend zum IPCC-Ansatz wird ebenfalls der N-Eintrag über das Saatgut berücksichtigt [217] (Tabelle 176).

Tabelle 176: Berücksichtigte N-Quellen bei der Erfassung der Lachgasemissionen aus dem Boden

N-Quelle	direkte N ₂ O-Feldmissionen	indirekte N ₂ O-Feldmissionen durch Verflüchtigung	indirekte N ₂ O-Feldmissionen durch Abfluss und Versickerung
Mineraldünger	X	X	X
organischer Dünger	X	X	X
oberirdische Biomasse	X		X
unterirdische Biomasse	X		X
Saatgut	X		X
Δ N-Vorrat im Boden	X		X

10.2 Ergebnisse

10.2.1 Ökologische und ökonomische Wirkungen der Energieholzbereitstellung

In Tabelle 177 sind die produktbezogenen THG-Emissionen der Agroforstsysteme (AFS) im integrierten und ökologischen Landbau in Abhängigkeit der Baumart und Erntelinie erfasst. Die Ergebnisse werden jeweils für die zwei Komponenten Marktfruchtstreifen und Gehölzstreifen sowie das Agroforstsystem gezeigt.

Bei Betrachtung der Ergebnisse wird ersichtlich, dass im integrierten Landbau die Gehölzstreifen und im ökologischen Landbau die Marktfruchtstreifen weniger Treibhausgase emittieren. Demzufolge werden bei der Bewirtschaftung von AFS im integrierten Landbau im Vergleich zum Marktfruchtbau weniger Treibhausgase und im ökologischen Landbau mehr Treibhausgase emittiert. Im integrierten Landbau emittieren die Gehölzstreifen weniger Treibhausgase als die Marktfruchtstreifen, da bei der Bewirtschaftung

kein Mineraldünger verwendet wird. Des Weiteren sind der Dieserverbrauch und der Maschineneinsatz bei der Bewirtschaftung von Gehölzstreifen geringer als bei den Marktfruchtstreifen. Im ökologischen Landbau emittieren die Marktfruchtstreifen weniger Treibhausgase als die Gehölzstreifen, da aufgrund der Mulchung des Luzerne-Kleegrases eine erhöhte CO₂-Bindung stattfindet.

Tabelle 177: Produktbezogene THG-Emissionen für die Agroforstsysteme und einzelne Komponenten im integrierten sowie ökologischen Landbau in Scheyern in Abhängigkeit von vier Varianten

Produktbezogene THG-Emissionen in kg GJ ⁻¹						
Variante	integrierter Landbau			ökologischer Landbau		
	Marktfruchtstreifen	Gehölzstreifen	Agroforstsystem	Marktfruchtstreifen	Gehölzstreifen	Agroforstsystem
Erntelinie_Baumart						
vollmech_Pappel 'Max 3'	23,6	1,6	21,1	-3,4	1,4	-1,6
vollmech_Gehölzmischung		2,3	22,2		2,3	-2,2
motorman_Pappel 'Max 3'		2,7	21,0		2,5	-0,1
motorman_Gehölzmischung		3,2	22,1		3,1	-1,8

Die Ergebnisse zeigen, dass die Wahl der Baumart einen großen Einfluss auf die THG-Bilanz hat. Werden die Gehölzstreifen mit einer Gehölzmischung etabliert anstatt mit Pappeln 'Max 3', steigen die produktbezogenen THG-Emissionen der Agroforstsysteme im integrierten Landbau durchschnittlich um 1,1 kg GJ⁻¹. Die höheren THG-Emissionen beim Anbau der Gehölzmischung sind allein auf den geringeren Ertrag zurückzuführen. Die Trockenmasseerträge im integrierten AFS betragen bei der Gehölzmischung 5 t_{TM} ha⁻¹ a⁻¹ und bei der Pappel 9 t_{TM} ha⁻¹ a⁻¹ (vgl. Tabelle 161). Im Gegensatz zu den Agroforstsystemen im integrierten Landbau, sinken bei den Agroforstsystemen im ökologischen Landbau die produktbezogenen THG-Emissionen durchschnittlich um 1,2 kg GJ⁻¹, wenn eine Gehölzmischung anstatt der Pappeln etabliert wird. Dies ist ein methodischer Fehler, zumal die produktbezogenen THG-Emissionen steigen müssten. Die produktbezogenen THG-Emissionen berechnen sich als Quotient aus dem Dividend flächenbezogene THG-Emissionen (kg ha⁻¹ a⁻¹) und dem Divisor Energieoutput (GJ ha⁻¹ a⁻¹). Im ökologischen AFS sind die flächenbezogenen THG-Emissionen aufgrund der hohen Zufuhr von organischer Substanz bei der Mulchung des Luzerne-Kleegrases negativ. Der Energieoutput des Agroforstsystems ist positiv. Bei einer Division ist infolgedessen der Quoti-

entenwert negativ. Bei der Etablierung der Gehölzmischung anstatt der Baumart Pappel sinkt zwar der Energieoutput des AFS, da aber die flächenbezogenen THG-Emissionen ein negatives Vorzeichen haben, sinken auch die produktbezogenen THG-Emissionen.

Eine geringere Auswirkung auf die THG-Bilanz der Agroforstsysteme als die Wahl der Baumart, hat in Scheyern die Wahl der Erntelinie. Werden die Gehölzstreifen motormanuell anstatt vollmechanisiert beerntet, sinken die produktbezogenen THG-Emissionen im integrierten Landbau im Schnitt um $0,1 \text{ kg GJ}^{-1}$. Zurückzuführen ist das Ergebnis auf die geringeren Trockenmasseverluste und den damit höheren Energieoutput bei der motormanuellen Ernte der Gehölzstreifen. Im Gegensatz dazu steigen im Agroforstsystem des ökologischen Landbaus die produktbezogenen THG-Emissionen bei der motormanuellen Ernte im Schnitt um $1,0 \text{ kg GJ}^{-1}$. Die höheren flächenbezogenen THG-Emissionen bei der motormanuellen Ernte der Gehölzstreifen können nicht durch den höheren Energieoutput aufgrund der geringeren Trockenmasseverluste kompensiert werden.

Analyse der Wirtschaftlichkeit

In Tabelle 178 sind die Ergebnisse der Analyse der Wirtschaftlichkeit der Agroforstsysteme (AFS) im integrierten und ökologischen Landbau in Abhängigkeit der Baumart und der Erntelinie erfasst. Die Ergebnisse werden jeweils für die zwei Komponenten Marktfruchtstreifen und Gehölzstreifen sowie das Agroforstsystem gezeigt.

In beiden Bewirtschaftungsformen (integriert und ökologisch) ist die Komponente Marktfruchtstreifen wirtschaftlicher als die Komponente Gehölzstreifen. Demzufolge ist in Scheyern das Agroforstsystem gegenüber dem Marktfruchtbau nicht konkurrenzfähig. Dies liegt v. a. an den hohen direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistungen der Kartoffeln, die im integrierten Landbau einen Anteil von 25 % und im ökologischen Landbau einen Anteil von 14 % an der Fruchtfolge haben. Im integrierten Marktfruchtbau betragen die direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistungen $852 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und im ökologischen Landbau betragen die direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistungen $5.828 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Wie die Ergebnisse zeigen, hat die Wahl der Baumart einen großen Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit der AFS. Werden die Gehölzstreifen mit einer Gehölzmischung etabliert anstatt mit Pappeln 'Max 3', sinken die direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistungen des Agroforstsystems im integrierten Landbau durchschnittlich um $118 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und des Agroforstsystems im ökologischen Landbau durchschnittlich um $139 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die geringere Wirtschaftlichkeit beim Anbau der Gehölzmischung ist zum einen auf den geringeren Ertrag und zum anderen auf die höheren Pflanzgutkosten im Vergleich zur Pappel zurückzuführen. Die Trockenmasseerträge im integrierten AFS betragen bei der Gehölzmischung $5 \text{ t}_{\text{TM}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und bei der Pappel $9 \text{ t}_{\text{TM}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Im ökologischen Landbau betragen Trockenmasseerträge der Gehölzmischung $5 \text{ t}_{\text{TM}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und der Pappel $11 \text{ t}_{\text{TM}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (vgl. Tabelle 161).

Eine geringere Auswirkung auf die Wirtschaftlichkeit der Agroforstsysteme als die Wahl der Baumart, hat in Scheyern die Wahl der Erntelinie. Werden die Gehölzstreifen motor-

manuell anstatt vollmechanisiert beerntet, sinken die direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistungen der Agroforstsysteme im integrierten Landbau im Schnitt um $21 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und im ökologischen Landbau im Schnitt um $25 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Zurückzuführen ist das Ergebnis auf die höheren Erntekosten bei der motormanuellen Erntelinie ($71 \text{ € t}_{\text{TM}}^{-1}$) gegenüber der vollmechanisierten Erntelinie ($37 \text{ € t}_{\text{TM}}^{-1}$) (vgl. Tabelle).

Tabelle 178: Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistungen für die Agroforstsysteme und einzelnen Komponenten im integrierten sowie ökologischen Landbau in Scheyern in Abhängigkeit von vier Varianten

Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistungen in $\text{€ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$						
Variante	integrierter Landbau			ökologischer Landbau		
	Markfruchtstreifen	Gehölzstreifen	Agroforstsystem	Markfruchtstreifen	Gehölzstreifen	Agroforstsystem
Erntelinie_Baumart						
vollmech_Pappel	689	322	634	1.087	510	1.000
vollmech_Mischung		-520	508		-508	848
motorman_Pappel		126	605		253	962
motorman_Mischung		-600	496		-589	836

Analyse der THG-Vermeidungskosten

In Tabelle 179 sind die Ergebnisse der Analyse der THG-Vermeidungskosten der Agroforstsysteme (AFS) im integrierten und ökologischen Landbau in Abhängigkeit der Baumart und Erntelinie erfasst. Die Ergebnisse werden jeweils für eine Hackschnitzelheizung und ein Heizwerk gezeigt. Das Referenzsystem ist eine Erdölheizung.

Sowohl bei der Holzerzeugung im integrierten als auch ökologischen Landbau sind bei Betrachtung der Ergebnisse bei allen Varianten die Vermeidungskosten des Heizwerks geringer als die der Hackschnitzelheizung. Dies liegt v. a. an den geringeren Bau- und Betriebskosten des Heizwerks ($53 \text{ € MWh}_{\text{th}}^{-1}$) im Vergleich zur Hackschnitzelheizung ($61 \text{ € MWh}_{\text{th}}^{-1}$).

Tabelle 179: THG-Vermeidungskosten für die Wärmeerzeugung aus AFS-Hackschnitzeln des integrierten sowie ökologischen Landbaus in Scheyern in einer Hackschnitzelheizung und einem Heizwerk in Abhängigkeit von vier Varianten

THG-Vermeidungskosten in €t				
Variante	integrierter Landbau		ökologischer Landbau	
	Hackschnitzel-	Heizwerk	Hackschnitzel-	Heizwerk
Erntelinie_Baumart				
vollmech_Pappel 'Max 3'	18	7	-7	-18
vollmech_Gehölmischung	220	202	218	199
motorman_Pappel 'Max 3'	32	20	10	-1
motorman_Gehölmischung	212	194	210	192

In zwei Varianten sind die Vermeidungskosten beim Heizwerk negativ. Es wird demzufolge ein Vermeidungsgewinn erzielt. Es bedeutet, dass die Maßnahme der CO₂-Vermeidung volkswirtschaftlich vorteilhaft ist. Aus der Anwendung der Methode der THG-Vermeidungskosten ergeben sich negative Vermeidungskosten, wenn die Wärmegestehungskosten der CO₂-Minderungsmaßnahme geringer sind als die Wärmegestehungskosten des Referenzsystems. Gleiches trifft zu, wenn die Hackschnitzelheizung weniger Treibhausgase emittiert als die Erdölheizung (vgl. Formel (10.2)).

Bei der Berechnung der Vermeidungskosten haben die Baumarten einen großen Einfluss auf die Höhe der Vermeidungskosten. Werden die Gehölzstreifen mit einer Gehölmischung etabliert anstatt mit Pappeln 'Max 3', steigen Vermeidungskosten im integrierten Landbau durchschnittlich um 188 €t CO₂-Äq⁻¹ und im ökologischen Landbau durchschnittlich um 209 €t CO₂-Äq⁻¹. Die höheren Vermeidungskosten beim Anbau der Gehölmischung sind zum einen auf den geringeren Ertrag als auch auf die höheren Pflanzgutkosten zurückzuführen. Die Trockenmasseerträge im integrierten Agroforstsystem betragen bei der Gehölmischung 5 t_{TM} ha⁻¹ a⁻¹ und bei Pappel 9 t_{TM} ha⁻¹ a⁻¹. Hingegen betragen im ökologischen Landbau die Trockenmasseerträge der Gehölmischung 5 t_{TM} ha⁻¹ a⁻¹ und der Pappel 11 t_{TM} ha⁻¹ a⁻¹ (vgl. Tabelle 161).

Eine geringere Auswirkung auf die Höhe der Vermeidungskosten hat in Scheyern die Wahl der Erntelinie. Werden die Gehölzstreifen motormanuell beerntet anstatt vollmechanisiert, steigen die Vermeidungskosten beim Pappelanbau im integrierten Landbau im Schnitt um 14 €t CO₂-Äq⁻¹ und im ökologischen Landbau im Schnitt um 17 €t CO₂-Äq⁻¹. Zurückzuführen sind die Ergebnisse auf die höheren Erntekosten bei der motormanuellen (≈ 71 €t_{TM}⁻¹) gegenüber der vollmechanisierten Erntelinie (≈ 21 €t_{TM}⁻¹). Im Gegensatz zum Pappelanbau ist bei der Etablierung der Gehölmischung hinsichtlich der Vermeidungskosten die motormanuelle Ernte der Gehölzstreifen vorteilhafter. Im integrierten Landbau sinken die Vermeidungskosten im Schnitt um 8 €t CO₂-Äq⁻¹ und im ökologischen Landbau im Schnitt um 7 €t CO₂-Äq⁻¹. Dies liegt daran, dass bei geringen Flächenerträgen die hohen Investitionskosten des Gehölz-Feldhäckslers weniger stark abgeschrieben werden.

10.2.2 Ökologische und ökonomische Wirkungen der Wärmeproduktion

Analyse der THG-Vermeidungsleistungen

In Tabelle 180 sind die Ergebnisse der Analyse der THG-Vermeidungsleistungen der Agroforstsysteme (AFS) im integrierten und ökologischen Landbau in Abhängigkeit der Baumart und Erntelinie erfasst. Die Ergebnisse werden jeweils für eine Hackschnitzelheizung und ein Heizwerk gezeigt. Das Referenzsystem ist eine Erdölheizung.

Die Ergebnisse zeigen, dass sowohl im integrierten als auch im ökologischen Landbau bei allen Varianten die Vermeidungsleistungen der Hackschnitzelheizung höher sind als die des Heizwerks. Dies liegt v. a. daran, dass bei der Wärmebereitstellung 9 % der Wärme vom Erdölspitzenlastkessel bereitgestellt wird. Die Verbrennung von Heizöl im Heizwerk ist für einen Großteil der THG-Emissionen verantwortlich.

In den Analysen beeinflusst die Wahl der Baumart maßgeblich die Höhe der Vermeidungsleistungen der untersuchten Wärmeerzeuger. Werden die Gehölzstreifen mit einer Gehölmischung etabliert anstatt mit Pappeln 'Max 3', sinken die Vermeidungsleistungen im integrierten Landbau im Schnitt um $4,4 \text{ t CO}_2\text{-Äq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und im ökologischen Landbau im Schnitt um $6,6 \text{ t CO}_2\text{-Äq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die geringeren Vermeidungsleistungen beim Anbau der Gehölmischung sind auf den geringeren Ertrag zurückzuführen. Bei der Berechnung der Vermeidungsleistungen haben die unterschiedlich hohen Pflanzgutkosten der Baumarten keinen Einfluss auf das Ergebnis.

Tabelle 180: THG-Vermeidungsleistungen für die Wärmeerzeugung aus AFS-Hackschnitzeln des integrierten sowie ökologischen Landbaus in Scheyern in einer Hackschnitzelheizung und einem Heizwerk in Abhängigkeit von vier Varianten

THG-Vermeidungsleistungen in $\text{t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$				
Variante	integrierter Landbau		ökologischer Landbau	
	Hackschnitzelheizung	Heizwerk	Hackschnitzelheizung	Heizwerk
vollmech_Pappel	9,6	9,0	11,8	11,1
vollmech_Mischung	5,3	5,0	5,3	5,0
motorman_Pappel	10,5	9,8	12,8	12,0
motorman_Mischung	5,8	5,4	5,8	5,4

Im Vergleich zur Wahl der Baumart, hat die Wahl der Erntelinie einen geringeren Einfluss auf die Vermeidungsleistungen. Werden die Gehölzstreifen motormanuell anstatt vollmechanisiert beerntet, steigen die Vermeidungsleistungen im integrierten Landbau im Schnitt um $0,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und im ökologischen Landbau im Schnitt um $0,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Zu-

rückzuführen sind die Ergebnisse auf den höheren Energieoutput infolge der geringeren Trockenmasseverluste bei der motormanuellen Ernte.

10.2.3 Einordnung der Gesamtergebnisse in die Literatur

Die Analysen aus Kapitel 10.2.1 und 10.2.2 zur Energieholzbereitstellung aus Agroforstsystemen zeigen, dass die zu erwartenden Erträge der Gehölze einen maßgeblichen Einfluss auf die Ergebnisse haben. Infolgedessen kommt es bei der Etablierung einer Gehölmischung anstatt der Pappel 'Max 3' neben einer erheblichen Schwächung der Konkurrenzfähigkeit des Agroforstsystems zu höheren THG-Emissionen sowie THG-Vermeidungskosten und geringeren THG-Vermeidungsleistungen. Die zur Berechnung verwendeten Erträge der Pappel 'Max 3' und der Gehölmischung sind dem ersten Erntezyklus entnommen. Untersuchungen zeigen jedoch, dass mit den folgenden Erntezyklen höhere Trockenmasseerträge erzielt werden können [79][42]. Weiterhin zeigen Untersuchungen, dass Gehölze, die im ersten Erntezyklus geringe Erträge haben, in den folgenden Erntezyklen höhere Ertragssteigerungen erwarten lassen [215]. Infolgedessen könnte in Scheyern sowohl die Vorteilhaftigkeit von Agroforstsystemen gegenüber anderen Landnutzungsformen sowie erneuerbaren Energiesystemen steigen, als auch die Konkurrenzfähigkeit der Gehölmischung gegenüber der Pappel verbessert werden. Um jedoch fundierte Aussagen zur Energieholzbereitstellung aus den Agroforstsystemen in Scheyern zu treffen, bedarf es genauen Untersuchungen zur Ertragsbildung in den folgenden Erntezyklen.

Der Vergleich der zwei Erntelinien (vollmechanisiert und motormanuell) zeigt ein differenziertes Bild. Hinsichtlich der Wirtschaftlichkeit und der THG-Vermeidungskosten ist zumeist die vollmechanisierte Ernte vorteilhafter. Hinsichtlich der THG-Bilanz und der THG-Vermeidungsleistungen ist zumeist die motormanuelle Ernte vorteilhafter. Die Vorteilhaftigkeit der vollmechanisierten Ernte ergibt sich aufgrund der geringeren Erntekosten. Hingegen ergibt sich die Vorteilhaftigkeit der motormanuellen Ernte aufgrund des höheren Energieoutputs infolge der geringeren Trockenmasseverluste bei der Lagerung der Ganzbäume. Es ist jedoch anzumerken, dass das Versuchsdesign mit einer Pflanzdichte der Gehölze von 14.545 Stk. ha⁻¹ und einem Erntezyklus von vier Jahren an die vollmechanisierte Ernte angepasst ist. Wie auch weitere Studien zeigen, könnte die Vorteilhaftigkeit der motormanuellen Ernte steigen, wenn eine geringere Pflanzdichte und längere Erntezyklen gewählt werden [77][78].

Die Untersuchungen zeigen, dass die Energieholzbereitstellung aus Agroforstsystemen zur Wärmenutzung eine kostengünstige Maßnahme sein kann, Treibhausgase einzusparen. In Abhängigkeit des Wärmeerzeugers und der Erntelinie liegt die Spannweite der Vermeidungskosten beim Pappelanbau zwischen -18 € t CO₂-Äq⁻¹ und 32 € t CO₂-Äq⁻¹. Für den Pappelanbau zur Wärmenutzung ermittelte der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik Vermeidungskosten in Höhe von -11 € t CO₂-Äq⁻¹ [435]. Die Vermeidungskosten der weiteren untersuchten Bioenergielinie des Wissenschaftlichen Beirats für Agrarpolitik liegen im Bereich zwischen 50 € t CO₂-Äq⁻¹ und 450 € t CO₂-Äq⁻¹ und damit deutlich höher als der Pappelanbau in Scheyern. Der Grund hierfür liegt in den geringen

Wärmegestehungskosten der Energieholzbereitstellung aus Agroforstsystemen im Vergleich zu den höheren Wärmegestehungskosten der untersuchten Bioenergielinien des Wissenschaftlichen Beirats für Agrarpolitik.

Des Weiteren ist der Pappelanbau in Scheyern auch eine flächeneffiziente Maßnahme, Treibhausgas einzusparen. In Abhängigkeit des Wärmeerzeugers und der Erntelinie liegt die Spannbreite der Vermeidungsleistungen zwischen $9,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $12,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Für den Pappelanbau zur Wärmenutzung ermittelte der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik Vermeidungsleistungen in Höhe von $9,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ [435]. Die Vermeidungsleistungen der weiteren untersuchten Bioenergielinien des Wissenschaftlichen Beirats für Agrarpolitik liegen im Bereich zwischen $3 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $8 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und damit deutlich niedriger als der Pappelanbau in Scheyern. Zurückzuführen ist das Ergebnis auf die geringen THG-Emissionen bei der Bereitstellung von Hackschnitzeln aus Agroforstsystemen im Vergleich zu den höheren THG-Emissionen bei der Bereitstellung der Substrate der untersuchten Bioenergielinien des Wissenschaftlichen Beirats für Agrarpolitik.

11 Ressourcenstrategien

Ziel des Arbeitspaketes 7 - Ressourcenstrategien war es darzustellen, wie, aufbauend auf dem im Projekt zusammengetragenen und generierten Wissen zu den Umweltwirkungen von Biomasse-Produktsystemen, die Nutzung begrenzter Biomasseressourcen auf regionaler Ebene nachhaltiger gestaltet werden kann. Unter Berücksichtigung volkswirtschaftlicher Effekte und der betriebswirtschaftlichen Erfolgchancen sollte ermittelt werden, welche Biomasseressourcen bevorzugt in bestimmten Nutzungspfaden Verwendung finden sollen, so dass die THG-Emissionen in Abwägung mit anderen Umweltwirkungen möglichst minimiert werden. Hierbei sind insbesondere auch Flächenkonkurrenzen mit der Nahrungsmittelproduktion, Effekte durch die Nutzung von Koppelprodukten und mögliche Kaskadennutzungen zu berücksichtigen. Es geht also um einen strategischen Ansatz für die möglichst nachhaltige Verwendung von Ressourcen aus Land- und Forstwirtschaft in Bayern zur Bereitstellung von Energieträgern, Rohstoffen, Nahrungsmitteln und Futtermitteln.

Hierzu werden zwei unterschiedliche Methoden vorgeschlagen: Die Durchführung von SWOT-Analysen als qualitativer Ansatz sowie ein quantitativer, systemischer Ansatz mit integrierten Stoffstromanalysen.

Um Ressourcenstrategien auf quantitativer Basis entwickeln zu können, ist ein systemischer Ansatz erforderlich, der Wechselwirkungen der Bereitstellung und Nutzung einzelner Produkte sowohl innerhalb des „NawaRo-Systems“ durch gegenseitige Substitution, als auch außerhalb durch Konkurrenz zu nicht regenerierbaren Ressourcen abbilden kann. Dazu müssen die wichtigsten Stoffströme der land- und forstlichen Biomasse in Bayern - möglichst inklusive der wichtigsten Importe - erhoben, Szenarien hinsichtlich Veränderungen in der Bereitstellung und Nutzung von Biomasse entwickelt sowie die Auswirkungen dieser Szenarien auf das "NawaRo"-System mit der ExpRessBio-Methode analysiert und bewertet werden. Hieraus können dann Ressourcenstrategien abgeleitet werden. Dieser systemische Ansatz mit integrierten Stoffstromanalysen ist für die zweite Projektphase von ExpRessBio vorgesehen.

Gegenstand der ersten Projektphase von ExpRessBio war zunächst die Durchführung von SWOT-Analysen aufbauend auf den ökologischen und ökonomischen Ergebnissen zu den einzelnen Produktlinien. Die SWOT-Analyse ist ursprünglich ein Werkzeug für die strategische Situationsanalyse von Unternehmen (siehe z. B. Pelz 2004) [319]). In Übertragung auf ExpRessBio wurden Stärken (Strengths) und Schwächen (Weaknesses) der betrachteten Produktsysteme in Bezug auf systeminterne Faktoren wie Rohstoffversorgung, Produktionstechnologie, Produkteigenschaften, etc. sowie Chancen (Opportunities) und Risiken (Threats) in Bezug auf externe Faktoren wie Marktumfeld, gesellschaftliche Akzeptanz, Kundenerwartungen, politische Rahmenbedingungen, etc. analysiert und qualitativ bewertet. Hierzu wurden die Ergebnisse aus Kapiteln 4 bis 9 zu technologischen, ökologischen und sozio-ökonomischen Aspekten Produktlinienbewertungen ausgewertet und um rechtliche/politische Aspekte ergänzt.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der SWOT-Analysen für ausgewählte Produktsysteme in Form einer Vier-Felder-Matrix dargestellt.

11.1 SWOT-Analyse für die Strom- und Wärmeerzeugung aus Biogas

Für die Biogaserzeugung aus Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft kann als Referenz ein Tierhaltungssystem mit herkömmlicher Lagerung von Flüssigmist (v. a. im konventionellen Landbau) und Festmist (v. a. im ökologischen Landbau) angenommen werden. In ExpResBio erfolgte für die Biogasketten bisher keine Allokation der Umweltwirkungen auf tierische Produkte, so dass Gülle bzw. Mist "emissionsfrei" in die THG-Bilanzen einfließen. Wie in Kapitel 6 gezeigt wurde, prägen die Emissionen der Substratbereitstellung maßgeblich die THG-Bilanz der Strom- und Wärmebereitstellung aus Biogas, wenn dieses überwiegend aus Energiepflanzen erzeugt wird. Daher wurden für die Biogasketten auf Basis von tierischen Wirtschaftsdüngern und auf Basis von Energiepflanzen getrennte SWOT-Analysen durchgeführt. In der Realität setzt die weitaus überwiegende Mehrheit der Biogasanlagen allerdings eine Mischung dieser beiden Substrattypen ein.

Die Stärken der Biogassysteme liegen vor allem in der Flexibilität und Speicherfähigkeit des Energieträgers Biogas, welche in der Praxis bei Weitem noch nicht ausgeschöpft sind. Beide Systeme verbindet ein erhebliches Gefährdungspotenzial für die unmittelbare Umwelt, das durch entsprechende technische und organisatorische Maßnahmen zu minimieren ist. Werden Energiepflanzen ausschließlich für die Biogaserzeugung angebaut, verursacht dies erhebliche spezifische Umweltwirkungen der Energiebereitstellung aus Biogas. In der Bevölkerung und auch in Teilen des landwirtschaftlichen Sektors finden diese Systeme kaum noch Akzeptanzschwindet die Akzeptanz dieser Systeme. Der Gesetzgeber hat darauf reagiert, indem er die Rahmenbedingungen für die Energiepflanzenvergärung beginnend in 2012 und verschärfend in 2014 so geändert hat, dass solche Betriebskonzepte mittel- bis langfristig kaum mehr wirtschaftlich darstellbar sind.

Gleichzeitig wird derzeit der größere Teil vor allem des Flüssigmists in der deutschen Tierhaltung noch nicht in Biogasanlagen verwertet. Die bestehenden agrarstrukturellen und betriebswirtschaftlichen Hindernisse sind durch politische Maßnahmen und technische Entwicklungsarbeit zu überwinden. Die Biogasbranche war lange Zeit durch das Regime der garantierten Einspeisevergütungen in gewisser Weise verwöhnt und benötigt Zeit, sich auf das erheblich gestiegene Einkommensrisiko einzustellen. Biogasanlagen erbringen jedoch zunehmend Energiesystemdienstleistungen und können im ländlichen Raum (meist über Wärmenetze) und im städtischen Raum (meist über Gasnetze) die Wärmeversorgung übernehmen. Wissenschaftliche Untersuchungen zeigen, dass es allein schon aus Sicht des Stromversorgungssystems unvernünftig wäre, den bestehenden Biogasanlagenpark mittelfristig abzuwickeln [194][263].

Tabelle 181: SWOT-Analyse der Nutzung von Biogas aus tierischen Wirtschaftsdüngern für die Kraft-Wärme-Kopplung

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • Kostengünstiger Einsatzstoff • Wertschöpfung durch Energiegewinnung aus einem Reststoff • Netto-Minderung von Methanemissionen möglich • Minderung von Geruchsemissionen • Verbesserte technologische Eigenschaften von Gärrest für die Ausbringung • Energieeinsparung durch Substitution von Mineraldünger • Biogas als speicherfähiger und vielfältig nutzbarer erneuerbarer Energieträger • Energetische Nutzung von Futterresten 	<ul style="list-style-type: none"> • Geringe Transportwürdigkeit tierischer Wirtschaftsdünger als Einsatzstoff/Dünger • Niedrige Energiedichte • Potenziell höheres Emissionsrisiko für Ammoniak bei Ausbringung • Großer Volumen- und Heizenergiebedarf in der Biogasanlage • Höheres Schadensrisiko im Vergleich zu konventioneller Güllelagerung • Relativ hohes spezifisches Investment für die Biogasanlage
Chancen	Risiken
<ul style="list-style-type: none"> • Keine (direkte) Flächenkonkurrenz und Landnutzungsänderungen • Erhebliches ungenutztes Potenzial (zukünftig eher noch steigend) • Dezentrale Energieversorgungskonzepte • Verbesserung der Akzeptanz von Biogas 	<ul style="list-style-type: none"> • Strenge gesetzliche Anforderungen an die Biogasanlage (Gewässerschutz, Anlagensicherheit) • Übertragene Akzeptanzprobleme für Biogas („Vermaisung“, „Flächenkonkurrenz“) • Mit Änderung der Regelungen zur Einspeisevergütung steigendes Rentabilitätsrisiko

Tabelle 182: SWOT-Analyse der Nutzung von Biogas aus Energiepflanzen für die Kraft-Wärme-Kopplung

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • Einsatzstoffe mit vergleichsweise hoher Energiedichte/Biogasausbeute • Speicherfähiger Energieträger (Biomasse/Biogas) • Regelleistungsfähigkeit • Vielfältig nutzbarer Energieträger Biogas • Günstigere Energiebilanz im Vergleich zu anderen konventionellen Biokraftstoffen 	<ul style="list-style-type: none"> • Regionale Flächenkonkurrenz, dadurch Verwerfungen am Pachtmarkt • Hohe feste und variable Kosten • Verlustbehaftete Ernte und Lagerung • Belastung des Umfelds der Anlage durch saisonal hohes Verkehrsaufkommen • Gewässergefährdung durch bauliche Mängel an Biomassesilos und Havarien • Mögliche Einengung der Fruchtfolge • Schwindende Akzeptanz in der Bevölkerung • Negative Umweltwirkungen der NawaRo-Produktion • Unter Umständen deutlich eingeschränkte THG-Minderung • Ganzjährige vollständige Wärmenutzung schwierig • Risiko für Prozessdestabilisierung
Chancen	Risiken
<ul style="list-style-type: none"> • Potenzial durch züchterischen Fortschritt und neue/alternative Energiepflanzen • Höhere Biodiversivität auf dem Acker durch alternative Energiepflanzen • Einbindung in Bioraffinerie-Konzepte/Kaskadennutzung • Wärmenetze als Vermarktungsweg mit zukünftig wachsender Bedeutung 	<ul style="list-style-type: none"> • Strenge gesetzliche Anforderungen an die Biogasanlage (Gewässerschutz, Anlagensicherheit) • Strenge Nachhaltigkeitsanforderungen • Mit Auslaufen der garantierten Einspeisevergütung hohes Rentabilitätsrisiko

11.2 SWOT-Analyse für Rapsölkraftstoff aus dezentraler Ölgewinnung zur Nutzung als Kraftstoff in land- und forstwirtschaftlichen Arbeitsmaschinen

Der Winterraps stellt aktuell mit einem jährlichen Anbauumfang von 104.300 ha und einer Jahresproduktion von 415.300 t die wichtigste Ölfrucht in Bayern dar [385]. Aus Rapssaat können sowohl in industriellen Ölmühlen als auch in dezentralen Kleinanlagen Rapsöl und Rapsextraktionsschrot bzw. Rapspresskuchen produziert werden. Während es sich bei den Erzeugnissen aus zentralen, industriellen Ölmühlen in der Regel um heißgepresstes, mit Lösungsmittel extrahiertes und (voll-)raffiniertes Pflanzenöl handelt, wird in dezentralen Ölgewinnungsanlagen durch schonende Rapssaatverarbeitung sogenanntes kaltgepresstes Rapsöl hergestellt, das meist keine Raffinationsschritte durchläuft. Außerdem unterscheiden sich die beiden Verfahren in der Ölausbeute und damit auch im Restfettgehalt des Extraktionsschrotes bzw. des Presskuchens [336].

Neben der Speiseöl- und Futterölherstellung sowie der Bereitstellung von Öl für die Umesterung hat die Herstellung von Rapsölkraftstoff für den Einsatz in land- und forstwirtschaftlichen Maschinen in dezentralen Ölmühlen eine besondere Bedeutung. Der erzeugte Presskuchen wird zu fast 100 % als hochwertiges Eiweißfuttermittel in der Tierernährung eingesetzt. Eine große Stärke der dezentralen Rapsölkraftstoffproduktion stellen damit der nahezu geschlossene Stoffkreislauf und die damit verbundene regionale Wertschöpfung dar. Rohstoffe aus der Region (Rapssaat) werden zu Produkten für die Region (Rapsölkraftstoff und Futtermittel) verarbeitet. Weiterhin führt die dezentrale Verarbeitung zu einer besseren THG-Bilanz als eine Verarbeitung in industriellen Ölmühlen. Allerdings zeigen die Rapserzeugung, die dezentrale Verarbeitung und die Nutzung des Rapsöls als Kraftstoff auch Schwächen und Risiken auf. Die vollständigen SWOT-Analysen der drei Prozessgruppen

- [A] Erzeugung von Rapssaat für die dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion
- [B] dezentrale Produktion von Rapsölkraftstoff für die Nutzung als Kraftstoff in land- und forstwirtschaftlichen Arbeitsmaschinen
- [C] Nutzung von dezentral produziertem Rapsölkraftstoff in land- und forstwirtschaftlichen Arbeitsmaschinen

sind in Tabelle 183 bis Tabelle 185 aufgeführt.

Tabelle 183: SWOT-Analyse der Erzeugung von Rapssaat für die dezentrale Rapsölkraftstoffproduktion

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • Blattfrucht in der Fruchtfolge • Vorfruchtwert von Raps in der Fruchtfolge • Tiefwurzler • Blühpflanze • Bienenweide 	<ul style="list-style-type: none"> • Begrenztes Rohstoffpotenzial (Fruchtfolgerestriktionen) • Hohe Arbeitsintensität • Vergleichsweise hoher Aufwand an Stickstoff und Pflanzenschutzmitteln • Umweltwirkungen: Globale Erwärmung, Eutrophierung, Versauerung
Chancen	Risiken
<ul style="list-style-type: none"> • Rapsanbau als Wegbereiter für alternative Ölpflanzen, z. B. Leindotter • Multitalent Raps - Rohstoff für breites Einsatzspektrum (z. B. Speise- und Futteröl, Schmier- und Kraftstoff, Presskuchen als Eiweißfuttermittel) 	<ul style="list-style-type: none"> • Umweltgefährdung bei nicht sachgerechtem Anbau (Nitratauswaschung, Bienengefährdung, ...) • Flächenkonkurrenz mit Nahrungs- und Rohstoffproduktion

Tabelle 184: SWOT-Analyse der dezentralen Produktion von Rapsölkraftstoff für die Nutzung als Kraftstoff in land- und forstwirtschaftlichen Arbeitsmaschinen

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • Technologisch unkompliziertes Verfahren: vergleichsweise geringer Energieaufwand, kein Verbrauch von Lösungsmitteln und Chemikalien, kaum Anfall von Abwasser • Geringe Produktionskosten • Vergleichsweise geringe THG-Emissionen durch geringe Verarbeitungstiefe • Koppelprodukt Presskuchen: heimisches nicht gentechnisch modifiziertes Eiweißfutter • Kurze Transportwege durch dezentrale Verarbeitung • Eigenproduktion möglich: Partizipation der Landwirtschaft 	<ul style="list-style-type: none"> • Hohe Rohstoffkosten • Hohe Anforderungen an die Rapssaatqualität

Chancen	Risiken
<ul style="list-style-type: none"> • Diversifizierung der landwirtschaftlichen Produktion • Schaffung von Arbeit und Beschäftigung • Presskuchen aus dezentraler Ölgewinnung als Beitrag zur bayerischen Eiweißstrategie 	<ul style="list-style-type: none"> • Änderung politischer Rahmenbedingungen: Energiesteuergesetz, Beimischung und Auswirkungen der Finanzkrise → Enttäuschung/fehlende Investitionsbereitschaft bei Ölmühlenbetreibern, deren Erwartungen sich nach 2007 nicht erfüllt haben

Tabelle 185: SWOT-Analyse der Nutzung von dezentral produziertem Rapsölkraftstoff in land- und forstwirtschaftlichen Arbeitsmaschinen

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • Schonung fossiler Ressourcen (Mineralöl) • Boden- und Gewässerschutz durch hohe biologische Abbaubarkeit und geringe Ökotoxizität → „nicht wassergefährdend“ • Genormter Kraftstoff nach DIN 51605 • Verwendung in Abgasstufe IV Traktoren erprobt • Geringe THG-Vermeidungskosten • Versorgungssicherheit durch den Einsatz von heimischem Kraftstoff bei der Nahrungsmittelproduktion • Regionale Wertschöpfung • Annähernd geschlossene regionale Stoffkreisläufe • Technisch einfache Betankungsinfrastruktur 	<ul style="list-style-type: none"> • Bisher wenige Freigaben bei land- und forstwirtschaftlichen Arbeitsmaschinen • Vergleichsweise schlechtes Kaltstartverhalten • Mehrkosten für pflanzenöлтаuglichen Motor • Zusatzkosten für Rapsöl-Hoftankstelle • Keine Beimischung zu Dieselkraftstoff nach DIN EN 590 möglich • In der Regel teurer als Dieselkraftstoff

Chancen	Risiken
<ul style="list-style-type: none"> • Steigerung der ökonomischen Attraktivität durch innerbetriebliche Erzeugung und Verarbeitung des Rohstoffs (Rapssaat) und Nutzung der entstehenden Produkte (Rapsölkraftstoff und Presskuchen als Eiweißfuttermittel) • Erhöhung des Steueraufkommens • Förderung durch Rückerstattung der Energiesteuer auf Antrag in der Land- und Forstwirtschaft 	<ul style="list-style-type: none"> • Technische Defizite der ersten Pflanzenölmotoren sind bei Landwirten noch in Erinnerung (100-Traktoren-Projekt) – Image von Rapsölkraftstoff angekratzt • Rapsölkraftstoff wird nicht als Innovation wahrgenommen • Wirtschaftlichkeit ist nicht in die Zukunft prognostizierbar – Investitionen und Entwicklungsarbeiten werden nur zögerlich oder gar nicht getätigt • Keine EU-einheitliche Besteuerung von Agrar-Kraftstoffen • Anteilige Energiesteuer-Rückerstattung für Dieselkraftstoff in der Land- und Forstwirtschaft • EU-Biokraftstoffpolitik: 7 % Deckelung nach EU RED für Biokraftstoffe aus Nahrungsmittelpflanzen, keine Ziele für den Zeitraum nach 2020 • Nationale Biokraftstoffpolitik: Förderung von Drop-In-Kraftstoffen, kaum Anreize, Reinkraftstoffe in Verkehr zu bringen

11.3 SWOT-Analysen für die energetische Nutzung von Holz

Aus den SWOT-Analysen für die Wärmeerzeugung aus Holz in Einzelfeuerungs- und Zentralheizungsanlagen sowie kleineren Holzheizwerken (bis $P_{th} = 1000$ kW) (siehe Tabelle 186 bis Tabelle 188) lässt sich zusammenfassend ableiten, dass die Nutzung von Scheitholz, Hackschnitzel und Pellets bezüglich verschiedener Aspekte als Wärmequellen in Bayern grundsätzlich sinnvoll ist. Die Zusammensetzung dieses Brennstoffmixes ist allerdings relativ unflexibel, da die verschiedenen Wärmeerzeugungsmöglichkeiten auf der Nutzung unterschiedlicher Holzsortimente beruhen. Dies erschwert Strategien für oder wider eine bestimmte Technologie. Eine quantitative, mengenmäßige Darstellung von Größenordnungen der einzelnen Produktlinien zum Wärme-Mix für Bayern wäre, wie oben dargestellt, nur über eine systemische, auf Stoffströmen basierende Abschätzung unter Berücksichtigung der Konkurrenzsituation einer stofflichen Nutzung von Holz möglich, die zudem die Import-/Export-Ströme für Bayern darstellt.

Tabelle 186: SWOT-Analyse der Wärmebereitstellung aus Scheitholz

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • Niedrigste spezifische THG-Emissionen (schwach mechanisierte Ernte, geringe Transportentfernungen, Lufttrocknung durch Lagerung, geringer Hilfsenergiebedarf) • Nachhaltig verfügbar • Wald bzw. Boden schonende Bereitstellung (motormanuelle Ernte, Vorliefern per Hand) • Regionale Wertschöpfung • Durch Selbstwerbung Kosteneinsparungen möglich • Geringe Investitionskosten für den Verbraucher (Einzelraumfeuerung) • Hohe Bruttobeschäftigung • Behaglichkeitsaspekt (Kamin) • Traditionell verankert: bereits hohe Zahl an Bestandsanlagen 	<ul style="list-style-type: none"> • Hohe Feinstaub-Emissionen • Geringe Effizienz der aktuellen Bestandsanlagen • Anspruchsvollere Bedienung für optimalen Betrieb (Einzelraumfeuerung/Zentralheizung) • Selbständige Ascheentsorgung notwendig • Hohe Bereitstellungskosten für Scheitholz • Geringe Rentabilität der Bereitstellung von Scheitholz • Hohe THG-Vermeidungskosten • Unfallrisiken bei Bereitstellung von Scheitholz, insbesondere für Selbstwerber
Chancen	Risiken
<ul style="list-style-type: none"> • Durch Waldumbau höheres zukünftiges Buchenholzaufkommen • Gesetzliche Sicherung der nachhaltigen Waldbewirtschaftung • Nebeneinkommen für Landwirtschaft • Stabilere Preisentwicklung im Gegensatz zur erwarteten langfristigen Ölpreissteigerung • Ökologische Verbesserungen mit Umsetzung der BImSchV-Novelle • Gute Fördermöglichkeiten (z. B. KfW-Effizienzhaus ⇒ Senkung des Primärenergiebedarfs durch Holznutzung) 	<ul style="list-style-type: none"> • Durch erhöhte Nachfrage teilweise regionale Verknappung • Gefährdung der Nachhaltigkeit durch Zunahme von Importen aus Osteuropa • Einschränkung von Naturschutzaspekten bei Übernutzung (z. B. Totholznutzung) • Warme Winter • Ölpreisschwankungen • Technische Auflagen durch BImSchV-Novelle

Chancen	Risiken
	<ul style="list-style-type: none"> • Starke Konkurrenz mit stofflicher Nutzung (v. a. Papierindustrie) und mögliche zusätzliche Konkurrenz mit neuen stofflichen Nutzungspfaden (z. B. Bio-raffinerie) • Sinkende Nachfrage aufgrund energetischer Sanierung von Bestandsgebäuden und höherer Energieeffizienz von Neubauten

Tabelle 187: SWOT-Analyse der Wärmebereitstellung aus Waldhackschnitzel

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • Niedrige bis mittlere spezifische THG-Emissionen • Nachhaltig verfügbar • Zum Teil regionale Wertschöpfung • Für Waldbesitzer guter Absatzmarkt vorhanden • In Abhängigkeit von der Holzart und der Bereitstellungsform negative THG-Vermeidungskosten möglich • Flexibler Einsatz von Waldhackschnitzel mit variablem Wassergehalt in unterschiedlichen Konversionsanlagen (Zentralheizungen, Heiz(kraft)werke) • Ascheabnahme durch Brennstoffhändler • Niedriges Unfallrisiko im Falle eines Harvester-Einsatzes • Kosteneffiziente Logistik 	<ul style="list-style-type: none"> • Überproportional hohe (vermeidbare) THG-Emissionen und Kosten bei fehlender Abstimmung von Sortiment und Maschine • Hohe Lagerkapazitäten notwendig • Bei unsachgemäßer Lagerung Methan-Emissionen möglich • In Abhängigkeit von der Holzart und aktueller Zahlungsbereitschaft negative Rentabilität für die Bereitstellung der Hackschnitzel möglich

Chancen	Risiken
<ul style="list-style-type: none"> • Gesetzliche Sicherung der nachhaltigen Waldbewirtschaftung • Nebeneinkommen für Landwirtschaft • Synergieeffekte durch KWK • Stabilere Preisentwicklung im Gegensatz zur erwarteten langfristigen Ölpreissteigerung • Gute Fördermöglichkeiten (z. B. KfW-Effizienzhaus ⇒ Senkung des Primärenergiebedarfs durch Holz) • Etablierung technisch getrockneter „Premium-Hackschnitzel“ für kleinere Anlagen 	<ul style="list-style-type: none"> • Gefahr der Verarmung von Standorten durch Nährstoffexporte, insbesondere durch Nutzung von Kronenmaterial (< 7 cm) auf gefährdeten Standorten • Starke Konkurrenz mit stofflicher Nutzung (v. a. Papierindustrie) und mögliche zusätzliche Konkurrenz mit neuen stofflichen Nutzungspfaden (z. B. Bio-raffinerie) • Potenzielle regionale Konkurrenz durch Verstromung • Durch Zertifizierung der Waldflächen eingeschränkte Nutzung von Kronenmaterial • Warme Winter • Ölpreisschwankungen • Gefährdung der Nachhaltigkeit durch Zunahme von Importen

Tabelle 188: SWOT-Analyse von Wärme aus Pellets

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • Niedrigste Feinstaub-Emissionen (bester Abbrand) • Als Koppelprodukt nachhaltig verfügbar, gute Rohstoffausbeute • Höchste Rentabilität für die Bereitstellung der Pellets aufgrund hoher Zahlungsbereitschaft der Abnehmer • Hohe Brennstoffqualität durch Zertifizierung • Höchste Effizienz der Zentralheizungsanlagen • Ascheabnahme durch Brennstoffhändler 	<ul style="list-style-type: none"> • Höchste spezifische THG-Emissionen (abhängig von Strom als Hilfsenergie) im Vergleich der drei untersuchten Holzbrennstoffe • Hohe Investitionskosten für Pelletierung und Konversion • Höchste THG-Vermeidungskosten im Vergleich der drei untersuchten Holzbrennstoffe • Geringe Flexibilität beim Verbraucher hinsichtlich Brennstoffeinsatz

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • Sehr gute Substitutionsmöglichkeiten für Heizöl durch vergleichbaren Lagerbedarf • Sehr kosteneffiziente Logistik 	
Chancen	Risiken
<ul style="list-style-type: none"> • Mit steigendem Anteil von regenerativen Energien im Strom-Mix Reduzierung der spezifischen THG-Emissionen möglich • Gesetzliche Sicherung der nachhaltigen Waldbewirtschaftung • Zusätzliche Einkommenssicherung für Sägewerke • Stabilere Preisentwicklung im Gegensatz zur erwarteten langfristigen Ölpreissteigerung • Fördermöglichkeiten der Heizungsanlagen, insbesondere Marktanreizprogramm sowie KfW-Effizienzhaus • Geeignet für Co-Firing 	<ul style="list-style-type: none"> • Langfristig abnehmendes Nadelholzaufkommen • Buchenholz schlechter pelletierbar • Warme Winter • Ölpreisschwankungen • Mögliche Konkurrenz mit stofflicher Nutzung (Papierindustrie, Spanplattenindustrie) und mögliche zusätzliche Konkurrenz mit neuen stofflichen Nutzungspfaden (z. B. Bioraffinerie) • Gefährdung der Nachhaltigkeit durch Zunahme von Importen aus Osteuropa und Nordamerika

Die nachhaltige und langfristige Verfügbarkeit von Rohholz ist im Allgemeinen durch das Bundeswaldgesetz bzw. das bayerische Waldgesetz geregelt. Darüber hinaus gibt es weitere Strategien auf Bundesebene, die die Nutzung von Holz weiter fördern sollen (z. B. Charta für Holz), so dass von einer Mindestmenge an verfügbarem Holz auch für energetisch genutzte Holzsortimente ausgegangen werden kann. Zudem wird die energetische Holznutzung auf verschiedenste Weise gefördert (EEG, EEWärmeG, etc.). Die staatlichen Fördermaßnahmen (z. B. Marktanreizprogramme, Befreiung von der Ökosteuern, ermäßigte Umsatzsteuer) für die Wärmeerzeugung aus Holz unterscheiden kaum zwischen den verschiedenen Produktsystemen, so dass bezüglich der Wahl des Holz-Ausgangsproduktes keine bedeutende Einflussnahme des Staates vorliegt. Die Regulation der betrachteten Produktionssysteme erfolgt demnach vor allem über den Markt und die Präferenzen, die sich aus den technischen, ökonomischen, ökologischen und sozialen Eigenschaften der Produktsysteme ergeben.

Allerdings wird die Novelle der 1. Bundesimmissionsschutzverordnung (BImSchV) die Wärmebereitstellung aus Scheitholz und Hackschnitzel deutlich beeinflussen. Sollte es zu der erwarteten Modernisierung oder Stilllegung von ineffizienten Feuerungsanlagen (insbesondere für Scheitholz) kommen, könnte dies in Zukunft bei gleich bleibender

Holznutzung für Wärme zu einer Reduzierung der Feinstaub-Emissionen um ca. 50 % führen. Bei einer Erhöhung dieser Holznutzung könnten hingegen die durch die BImSchV gesetzten Ziele hinsichtlich Feinstaub-Emissionen verfehlt werden [432]. Der erwartete Anstieg des Anteils regenerativer Energien am Strom-Mix in Deutschland wird zur Reduzierung der spezifischen THG-Emissionen der Wärmeherzeugung aus Pellets beitragen, da die Hilfsenergie für die Produktion der Pellets für ca. ein Drittel der THG-Emissionen verantwortlich ist. Als größter Einflussfaktor auf die Emissionsbilanz muss jedoch die Effizienz der Holzverbrennung genannt werden, die insbesondere im Bereich der Scheitholznutzung noch gesteigert werden muss. Die Nutzung von Holz als Brennstoff wird auch durch Marktanreizprogramme zur Reduktion des Wärmebedarfs von Wohnbauten beeinflusst (EnEV, KfW). Bei einer konsequenten Umsetzung dieser Programme ist von einem deutlichen Rückgang des Brennstoffbedarfs auszugehen, der die Nachfrage nach Holzbrennstoffen vor allem in Ein- und Zweifamilienhäusern verringern wird. Demgegenüber steigt allerdings der Bedarf an Nahwärmekonzepten mit effizienteren Blockheiz(kraft)werken, die eine Steigerung der Nachfrage nach Holzbrennstoffen nach sich ziehen könnte (v. a. Hackschnitzel und Pellets).

Zwar sind bei der Scheitholz- bzw. Hackschnitzelbereitstellung die spezifischen THG-Emissionen geringer als bei Pellets, jedoch müssen für eine umfassende ökologische Bewertung auch Natur- bzw. Bodenschutzaspekte (Gefahr von Biodiversitätsverlusten durch fehlendes Totholz bzw. Gefahr der Verarmung von Standorten durch Nährstoffentzüge bei Kronennutzungen) berücksichtigt werden. Die Bereitstellung von Pellets hat demgegenüber den Vorteil, dass diese als Koppelprodukte der Sägeindustrie eine zusätzliche regionale Wertschöpfung zur Substitution von Importen generieren. Weiterhin zeichnen sich Pellets auch durch eine effizientere Logistik bei der überregionalen Bereitstellung des Brennstoffes aufgrund der höheren Energiedichte der Pellets (im Vergleich zu Hackschnitzeln und Scheitholz) aus. Bei importierten Pellets besteht allerdings das Risiko, dass diese aus nicht nachhaltiger Forstwirtschaft stammen, bei der möglicherweise Wald- und damit Kohlenstoffvorräte für die Energieholzbereitstellung abgebaut werden, wodurch die Wälder von Kohlenstoffsenken zu Kohlenstoffquellen werden. Die Annahme der CO₂-Neutralität der Holzverbrennung aus diesen Sortimenten müsste dann in Frage gestellt werden. Analoge Entwicklungen sind auch beim Import von Scheitholz (meist aus Osteuropa) zu beobachten, dessen Handel in Bayern konkurrenzfähig zu sein scheint [174].

Aus sozio-ökonomischer Sicht ist die Wahlmöglichkeit zwischen verschiedenen Handlungsoptionen sinnvoll, da verschiedene Zielgruppen (Waldbesitzer, Sägewerke, Anlagenbauer, Verbraucher, etc.) berücksichtigt werden müssen, die unterschiedliche Möglichkeiten und Erwartungen in Sachen Investitionen, Rentabilität, Förderung, Nebenerwerb, Beschäftigungsstrukturen, Produkteigenschaften, etc. haben. Aus volkswirtschaftlicher Sicht ist die Wärmeherzeugung aus Scheitholz oder Hackschnitzeln der Wärmebereitstellung aus Pellets vorzuziehen. Soll eine möglichst hohe Effizienz der THG-Vermeidung angestrebt werden, ist die Wärmebereitstellung aus verfahrenstechnisch optimal produzierten Hackschnitzeln vorteilhaft. Unter Berücksichtigung zusätzlicher sozio-ökonomischer Aspekte kann die Wärmebereitstellung aus Scheitholz eine Alternative

darstellen. Der gemeinsame Vorteil von Wärme aus Scheitholz und Hackschnitzel ist, dass die Wertschöpfung überwiegend in der Region bleibt. Die Wärmebereitstellung aus Pellets generiert die höchste Wertschöpfung der untersuchten Produktsysteme, die jedoch nicht regional gebunden ist. Im Vergleich zu den anderen beiden Holzbrennstoffen benötigen die Pellets den geringsten Lagerraum, was sie vor allem in urbanen Räumen wettbewerbsfähig macht. Bei angepassten Bereitstellungsverfahren generiert die Wärmebereitstellung aus Hackschnitzeln neben positiven Deckungsbeiträgen zusätzlich negative THG-Vermeidungskosten. Es werden also bei der Wärmebereitstellung im Vergleich zum Referenzsystem Öl sowohl THG-Emissionen, als auch Kosten eingespart. Trotz geringer Investitionskosten in der Konversion und niedriger THG-Emissionen verursacht die Wärmeerzeugung aus Scheitholz allerdings verhältnismäßig hohe THG-Vermeidungskosten. Die höchsten THG-Vermeidungskosten der drei untersuchten Holzbrennstoffsortimente weist die Wärmebereitstellung aus Pellets auf.

Für Holzheizkraftwerke in höheren Leistungsklassen (bis $P_{el} = 20$ MW) ergibt sich aus der SWOT-Analyse, dass diese im besten Fall mit Altholz befeuert werden sollten, und auf eine möglichst optimale Nutzung der ausgekoppelten Wärme zu achten ist.

Tabelle 189: SWOT-Analyse der kombinierten Erzeugung von Wärme und Strom in Holzheizkraftwerken (bis $P_{el} = 20$ MW)

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • THG-Minderung im Strom- und Wärme-Mix • Regionale Wertschöpfung • Im Gegensatz zu Wind und Sonne regelbare regenerative Stromerzeugung • Nachhaltig verfügbar • Beste Möglichkeit der energetischen Verwertung von Altholz (effektive Rauchgasfilterung im Vergleich zu Kleinfeuerungen) • Geringe Bereitstellungskosten für Altholz • Konventionelle Kraftwerkstechnik, gut ausgereift • Management und Marketingkompetenz der Betreiber (EVU) • Hohe mögliche Brennstoffvariabilität 	<ul style="list-style-type: none"> • Niedrigerer Gesamtwirkungsgrad als die fossilen Alternativen • Keine Rentabilität ohne Wärmenutzung • Möglichkeit zur Erhöhung der Wertschöpfungstiefe vergleichsweise gering • Hohe Erschließungskosten für Nahwärmenetze • Hoher Aufwand zur Sicherung der Abnahme durch Endverbraucher, Kommunen, Industrie • Wärmeverluste bei langen Leitungstrassen

Chancen	Risiken
<ul style="list-style-type: none"> • Langfristige Steigerung der Preise fossiler Brennstoffe • Fördermöglichkeiten (momentan EEG Vergütung bis 20 MW; günstige Konditionen für KfW-Kredite bei regenerativer Wärmenutzung) • Effizienzsteigerung durch optimale Nutzung ausgekoppelter Wärme (Ausbau Nah- und Fernwärmenetze) • Schaffung attraktiver, regionaler Wärmebereitstellungskonzepte • Wertschöpfungspotenzial im Handel mit CO₂-Zertifikaten • Politische Rahmenbedingungen insgesamt positiv (Klimapolitik) • Zwischenzeitlich mögliche steigende Brennstoffverfügbarkeit bei steigendem Laubholzanteil ohne mittelfristig etablierte stoffliche Nutzungsalternativen 	<ul style="list-style-type: none"> • Starke Abhängigkeit von politischen Rahmenbedingungen (EEG), Rohstoffpreisen sowie Preisen für Emissionszertifikate (v. a. für Anlagen, die nicht von der Holzindustrie betrieben werden) • Durch erhöhte Nachfrage regional teilweise Verknappung von Waldholz/Industrierestholz/Altholz • Bei Nutzung von Waldholz mögliche Einschränkung von Naturschutzaspekten • Ölpreisschwankungen • Konkurrenz zu stofflicher Nutzung sowie zur Wärmeerzeugung in Kleinanlagen

Aus ökologischer Sicht bieten Holzheizkraftwerke die beste Möglichkeit der energetischen Verwertung von Altholz - vorausgesetzt, dass das eingesetzte Altholz die Phasen der Abfallhierarchie nach dem Kreislaufwirtschaftsgesetz durchlaufen hat, am Punkt der energetischen Verwertung angekommen ist und sich für das eingesetzte Altholz keine aus ökologischer und ökonomischer Sicht vorteilhafte stoffliche Verwertung mehr ergibt. In diesem Fall ist die energetische Verwertung in Holzheizkraftwerken vorzuziehen, da aufgrund der Anlagentechnik der beste Abbrand, eine effiziente Rauchgasfilterung sowie eine angemessene Aschebehandlung angenommen werden kann, was Kleinf Feuerungsanlagen nicht gewährleisten. Die Nutzung von Holzabfällen der Holzverarbeitenden Industrie bietet den Vorteil der direkten Verwertung dieser Abfälle und spart daher Transporte. Aus ökologischer Sicht ist aber stets eine stoffliche Nutzung dieser Holzabfälle vorzuziehen. Die Nutzung von Waldholz in Holzheizkraftwerken kann zudem ökologische Nachteile aufgrund von eventuellen Einschränkungen von Naturschutzaspekten durch Übernutzung verursachen. Holzheizkraftwerke sind wie erwähnt privilegiert für die Altholzverbrennung und sollten sich darauf konzentrieren.

Aus ökonomischer Sicht bieten Waldholz, Industrierestholz und Altholz als Brennstoffe aufgrund der vorhandenen Bereitstellungsmöglichkeiten in Bayern eine höhere regionale Wertschöpfung als die kombinierte Wärme- und Stromerzeugung aus Erdöl oder Erdgas und die Stromerzeugung aus nuklearer Energie. Eine ökonomische Schwäche von Holz-

Heizkraftwerken ist jedoch noch immer die geringere Rentabilität im Vergleich zu fossilen Heizkraftwerken aufgrund der nach wie vor sehr niedrigen fossilen Brennstoffkosten. Eine möglichst weitgehende Wärmenutzung ist daher essenziell. Die Standorte von Holzheizkraftwerken sollten sich demnach neben einer hohen Verfügbarkeit von - im besten Falle - Altholz durch große nahegelegene Wärmenutzer auszeichnen. Aus der geringen Rentabilität folgt zudem das Risiko der starken Abhängigkeit von Rohstoffpreisen, den Preisen von Emissionszertifikaten sowie den politischen Rahmenbedingungen, v. a. in Bezug auf die momentan noch gewährleisteten Vergütungen nach EEG. Holzheizkraftwerke sind für Änderungen dieser Aspekte deutlich anfälliger als fossile Heizkraftwerke. Im Gegenzug bietet aktuell die Fördermöglichkeiten durch das EEG auch noch die Chance zum Ausbau der kombinierten Wärme- und Stromerzeugung im Rahmen des allgemeinen Ausbaus regenerativer Energien. Allerdings sehen sich die ersten nach EEG geförderten Bestandesanlagen mit dem Auslaufen ihrer Förderung im Jahr 2020 konfrontiert. Der wirtschaftliche Betrieb dieser Anlagen kann über diesen Zeitraum hinaus nicht mehr garantiert werden.

Hinsichtlich ethischer Aspekte erfüllt eine nachhaltige Forst- und Holzwirtschaft viele Forderungen, z. B. hinsichtlich einer intergenerationellen und globalen Gerechtigkeit, die gemäß Vogt [418] in zwei Grundpostulate mündet: 1. gleiche Lebenschancen für künftige Generationen und 2. gleiches Recht auf global zugängliche Ressourcen. Das Ziel sollte demnach sein, den Nachkommen eine Welt zu hinterlassen, die ihnen genügend Freiheitsräume und Mittel bietet, ihre eigenen Entscheidungen zu treffen. Zentrale Bewährungsprobe für intergenerationelle Verantwortung ist heute "CO₂-Gerechtigkeit", die im Rahmen von Abkommen auf globaler Ebene erfüllt werden soll. Vogt (2012) interpretiert Nachhaltigkeit als den kategorischen Imperativ zeitgemäßer Schöpfungsverantwortung. Nachhaltigkeit fordert deshalb eine Abkehr vom Modell des grenzenlosen Wachstums. Bedford-Strom [37] sieht als biblische Orientierung dazu die Herrschaft als Fürsorge („Bebauen und Bewahren“) und gibt als Maßstab eine Minimierung der Gewalt gegenüber der Natur vor.

Diesen ersten Ansätzen einer Ressourcenstrategie sollten, wie es bereits oben erwähnt wurde, systemische Ansätze folgen. Hier sollte geklärt werden, in welchem Ausmaß beispielsweise die Nutzung von Holz als Wärmelieferant weitere Nutzungspotenziale besitzt oder inwiefern erhöhte Einsatzmengen eine weitere Minderung des Klimawandels bewirken könnten. Erste Berechnungen für Bayern zeigen beispielsweise, dass die energetische Holznutzung einen überaus wichtigen Beitrag zum Klimaschutz leistet. Aktuell kann von einer THG-Einsparung von ca. 6,4 Mio. t CO₂-Äquivalente pro Jahr durch die Substitution von fossilen Energieträgern bei der Wärmebereitstellung in Bayern ausgegangen werden (bei Gesamt-THG-Emissionen der Wärmebereitstellung durch alle Energieträger von ca. 49,6 Mio. t CO₂-Äquivalente pro Jahr) [440]. Allerdings führt eine zusätzliche Erhöhung der Energieholznutzung zu keinen weiteren, substantiellen THG-Minderungen bezogen auf den Wärmemix Bayerns. Eine 15 %ige Steigerung der Energieholzmenge würde lediglich zu einer zusätzlichen THG-Reduktion von 2 % der Gesamt-THG-Emissionen der Wärmebereitstellung in Bayern führen, wobei eine gleichzeitige Erhöhung der Feinstaubemissionen um 12 % zu erwarten ist [440]. Die dargestellten

Feinstaubemissionen bilden jedoch den zu Grunde gelegten Anlagenbestand (und nicht die beste verfügbare Anlagentechnik im Jahr 2016) ab. Die Novelle der 1. Bundesimmissionsschutzverordnung (BImSchV) wird die Wärmebereitstellung aus Scheitholz und Hackschnitzel allerdings deutlich beeinflussen. Sollte es zu der erwarteten Modernisierung oder Stilllegung von ineffizienten Feuerungsanlagen (insbesondere für Scheitholz) kommen, könnte dies in Zukunft bei gleich bleibender Holznutzung für Wärme zu einer Reduzierung der Feinstaub-Emissionen um ca. 50 % führen [432]. Darüber hinaus ist eine Verringerung des Wärmebedarfs in den Haushalten (durch Dämmung, Niedrigenergiehäuser etc.) mittelfristig zwingend erforderlich. Im Vergleich zur reinen Stromerzeugung stellt die Wärmebereitstellung jedoch in den allermeisten Fällen die effizienteste Nutzung der Ressource Waldholz dar. Für die kombinierte Erzeugung von Strom und Wärme in Großanlagen (bis 20 MW_{el}) sollte der Fokus auf der Nutzung von Altholz aus einem Radius von < 250 km Transportdistanz liegen.

Bei einer weiteren Verschiebung von der stofflichen zur energetischen Holznutzung sind keine Netto-Effekte hinsichtlich einer THG-Emissionsminderung, aber größere negative Auswirkungen auf Beschäftigung und Wertschöpfung zu erwarten [426]. Eine nachhaltige Weiterentwicklung der energetischen neben der stofflichen Holznutzung ist anzustreben. Förderinstrumente sind hierbei maßvoll einzusetzen. Der aktuelle Stand mit ca. 50 % stofflicher und 50 % energetischer Holznutzung erscheint gegenwärtig für den Klimaschutz durch die Substitution sowohl fossiler Energieträger als auch aufwändig produzierter Nicht-Holz-Produkte (insbesondere energieintensiver Baustoffe) eine sinnvolle Aufteilung zu sein. Im Rahmen der Kaskadennutzung lässt sich zudem durch eine stoffliche Erstnutzung und eine anschließende energetische Nutzung prinzipiell ein Mehrwert erzielen [210].

12 THG-Datenbank

(Dr.-Ing. Mathias Effenberger, Dr. Mona Maze)

Ziel dieses Arbeitspakets war es, eine Datenbank (DB) für die Ablage der im Projekt generierten Daten zur THG-Bilanz verschiedener Biomasseketten in der bayerischen Land- und Forstwirtschaft zu erstellen. In der ersten Projektphase sollte diese 'THG-DB' zunächst als projektinternes Werkzeug entwickelt und erprobt werden. Später können auf dieser DB Anwendungen für die Praxis aufgebaut werden.

Ausgangspunkt für das Design der DB war die ExpResBio-Systemdarstellung (vgl. Kapitel 3.1). Die Gesamtstruktur der THG-DB zeigt Abbildung 203. Die Datenbankstruktur ist derzeit in die drei Teile (1) Systemdarstellung, (2) Forstsektor und (3) Landwirtschaftssektor gegliedert, die im Folgenden näher erläutert werden. Als Entwicklungsumgebung wurde PostgreSQL 9.3 verwendet.

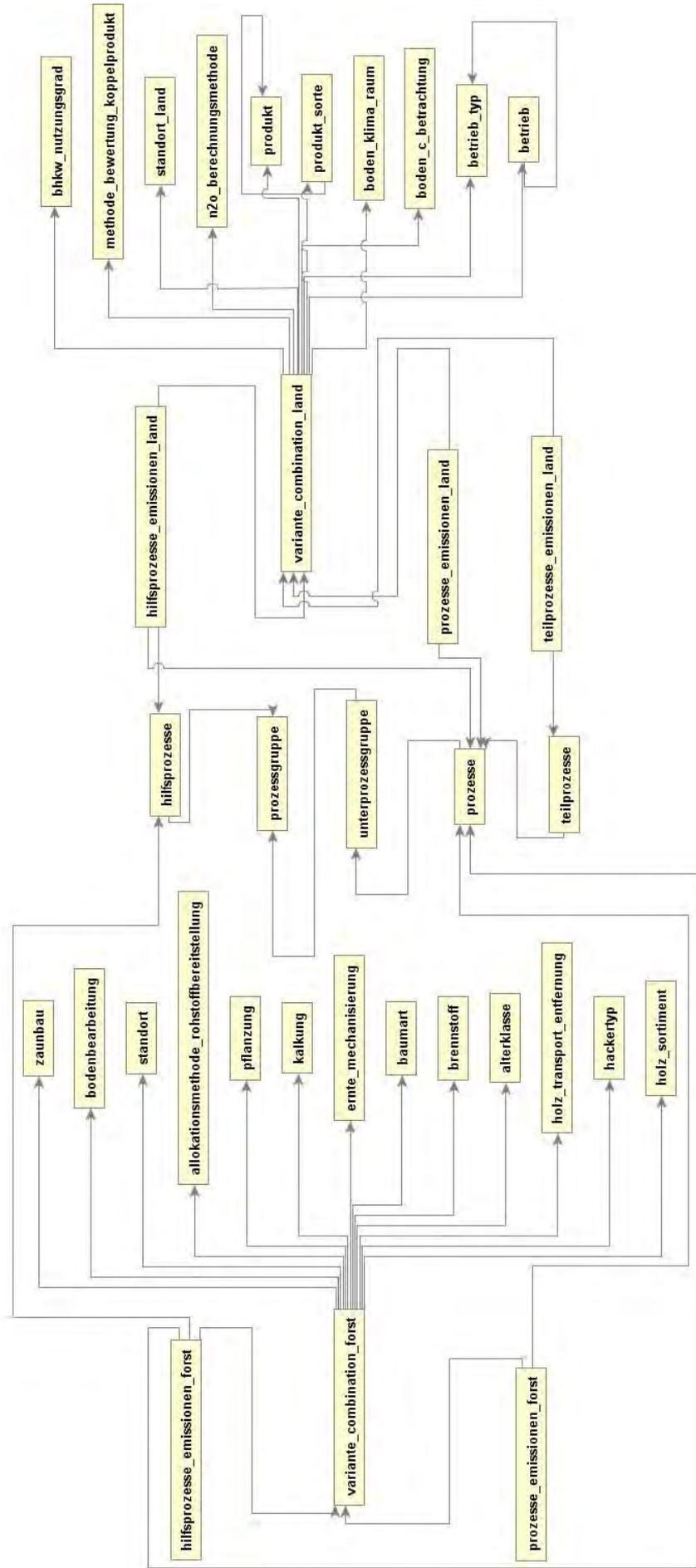


Abbildung 203: Strukturdiagramm der THG-Datenbank in ExpResBio

(1) Systemdarstellung

In diesem Teil wird die ExpResBio-Systemdarstellung abgebildet. Die Tabellen enthalten jeweils die Codierung und den Namen der betreffenden Prozessglieder entsprechend der Systemdarstellung. Die Prozessgruppen als Hauptgliederungsebene ([A], [B], [C] usw.) bilden eine Tabelle (Abbildung 204). Die nächsttiefere Gliederungsebene wurde in die beiden Tabellen "Prozessuntergruppe" und "Betriebliche Logistik/Vorleistungen" (Hilfsprozesse) aufgeteilt. Als einziger Prozess wurde [A4.2] - N₂O-Feldemissionen in der Tabelle "Teilprozesse" weiter untergliedert in [A4.2.1] - N₂O-Feldemissionen aus Mineral- und Wirtschaftsdünger und [A4.2.2] - N₂O-Feldemissionen aus Erntewurzelrückständen.

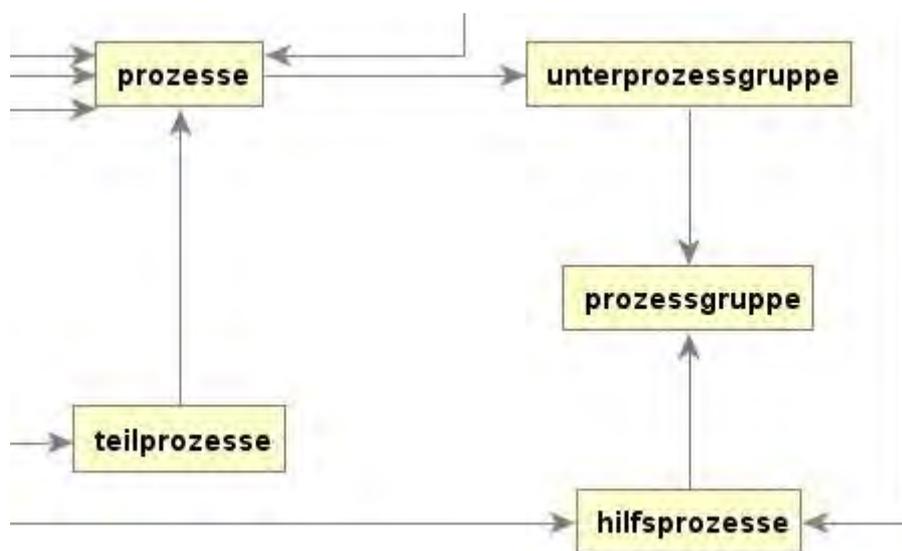


Abbildung 204: Struktur der THG-DB: Teil Systemdarstellung

(2) Forstsektor

Dieser Teil der DB enthält die THG-Emissionen aus dem Forstsektor, aufgegliedert nach dreizehn Variablen, die einen signifikanten Effekt auf die THG-Bilanz von Biomasse-Produktsystemen aus der Forst-/Holzwirtschaft haben (vgl. Kap. 8 und 9). Die Zuordnung der Emissionsdaten zur Systemdarstellung erfolgt in den beiden Tabellen "prozesse_emissionen_forst" und "hilfsprozesse_emissionen_forst", welche die direkten und indirekten Emissionen für jeden Prozess und alle Variablenkombinationen enthält (Abbildung 205). Alle möglichen Kombinationen der Variablen (= Varianten) sind in der Tabelle "variante_kombination_forst" zusammengefasst, welche die Verbindung zwischen der Prozessebene und den Variablen herstellt. Derzeit sind in der THG-DB für die Ausweisung der spezifischen THG-Emissionen im Forstsektor Daten mit der funktionalen Einheit Efm mR und MJ enthalten. Die ökonomischen Daten mit der funktionalen Einheit € wurden in der Tabelle "prozesse_emissionen_forst" ergänzt.

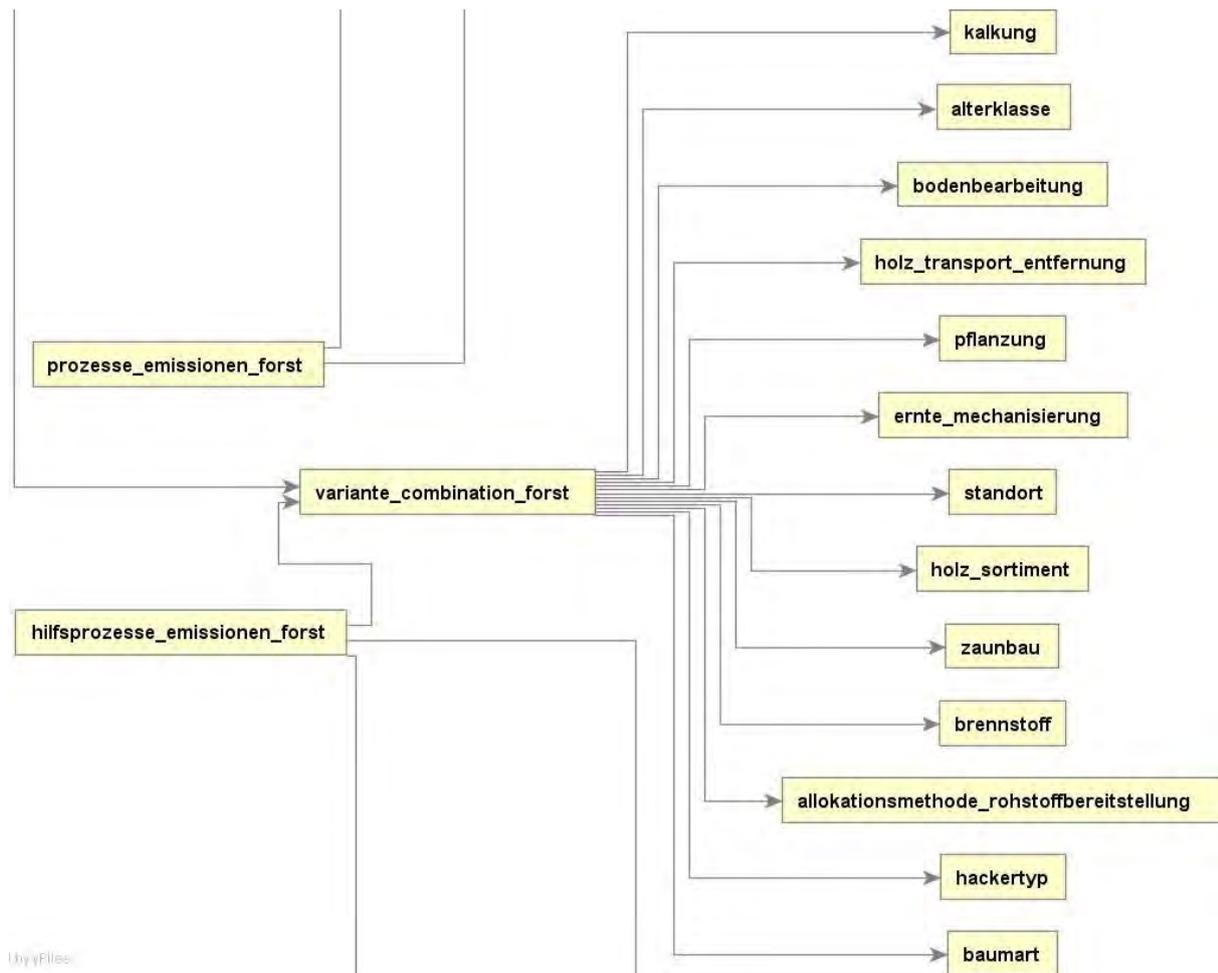


Abbildung 205: Struktur der THG-Datenbank: Teil Forstsektor

(3) Landwirtschaftssektor

Der Sektor Landwirtschaft in der TGH-DB ist nach derselben Systematik wie der Forstsektor gegliedert: Variablen (zehn Tabellen), Variablenkombinationen (= Varianten) und Emissionsdaten (Abbildung 206). Die Emissionsdaten sind in den drei Tabellen "prozesse_emissionen_land", "logistik/vorleistungen_emissionen_land" und "teilprozesse_emissionen_land" enthalten. Letztere Tabelle enthält die Emissionen der Teilprozesse [A4.2.1] und [A4.2.2], unterteilt in direkte N₂O-Emissionen, indirekte N₂O-Emissionen aus Auswaschung und indirekte N₂O-Emissionen aus Ausgasung. Derzeit sind in der THG-DB für die Ausweisung der spezifischen THG-Emissionen im Sektor Landwirtschaft Daten mit den funktionellen Einheiten TM-Ertrag in kg beziehungsweise MJ abgelegt. Weitere funktionelle Einheiten können jederzeit ergänzt werden.

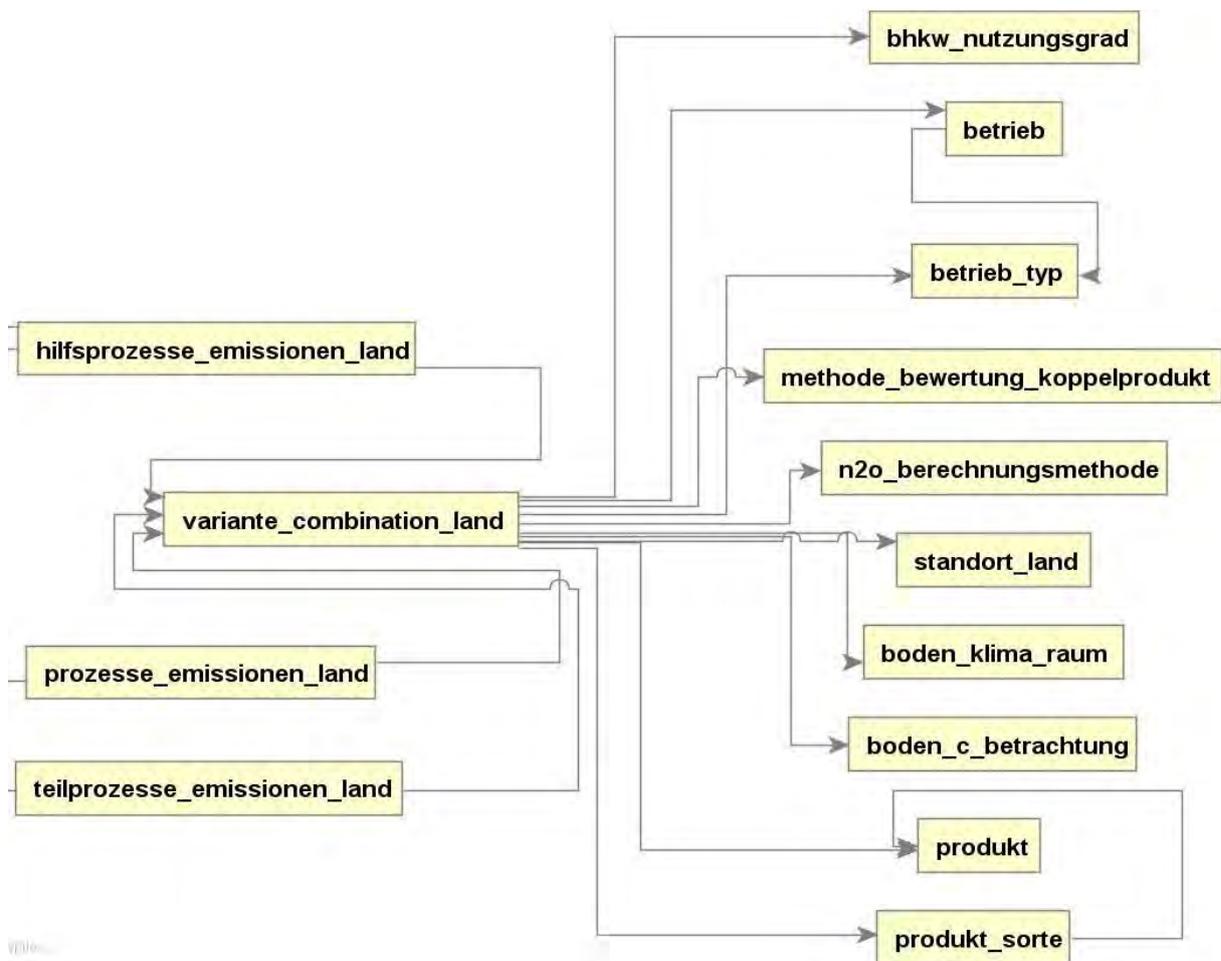


Abbildung 206: Struktur der THG-Datenbank: Teil Landwirtschaftssektor

Anzeigen der Daten

Eine Datenbank sollte in erster Linie so strukturiert sein, dass die Daten möglichst effektiv organisiert werden können. Für die benutzerfreundliche Abfrage und Darstellung von Daten wird eine separate Anwendung benötigt. Das Projektkonsortium entschied sich, hierfür die Anwendung Cadenza Web zu verwenden und die THG-DB auf der bestehenden Plattform des Geofachdatendienstes der LfL abzulegen. Der LfL-Geofachdatendienst stellt Geodaten der Vermessungsverwaltung, der Umweltverwaltung und anderer für die Arbeit der LfL relevanter Ressorts für Benutzer(innen) innerhalb des bayerischen Landwirtschaftsressorts zur Verfügung. Darüber hinaus ermöglicht dieser Dienst den Zugriff auf Fachdaten mit geografischem Bezug, die als Arbeitsergebnisse aus den Aufgaben und Projekten der LfL resultieren. Er unterstützt die interdisziplinäre Analyse von Fachdaten und die Erstellung thematischer Karten bei gleichzeitiger Berücksichtigung mehrerer Themen. Der Zugriff auf die ExpResBio-THG-DB erfolgt für die Projektpartner innerhalb des bayerischen Behördennetzes über eine entsprechende Benutzererkennung. Für die externen Projektpartner wurde ein Benutzer spezifischer Zugang per Token eingerichtet.

Nach dem Einloggen unter Cadenza Web findet sich auf der ersten Seite die oben erläuterte Unterteilung der ExpResBio-DB in Systemdarstellung, Forstsektor und Landwirtschaftssektor. Unter "Systemdarstellung" werden nach Auswahl einer der fünf Gliederungstabellen (vgl. Abbildung 204) alle zugeordneten Prozessglieder angezeigt. Abbildung 207 zeigt dies für das Beispiel der "Prozessgruppe". Über einen Filter kann der Benutzer nun die für ihn relevanten Prozessgruppen auswählen, z. B. [A], [B], [C]. In einem weiteren Schritt können dann die zugehörigen Prozesse angezeigt werden.

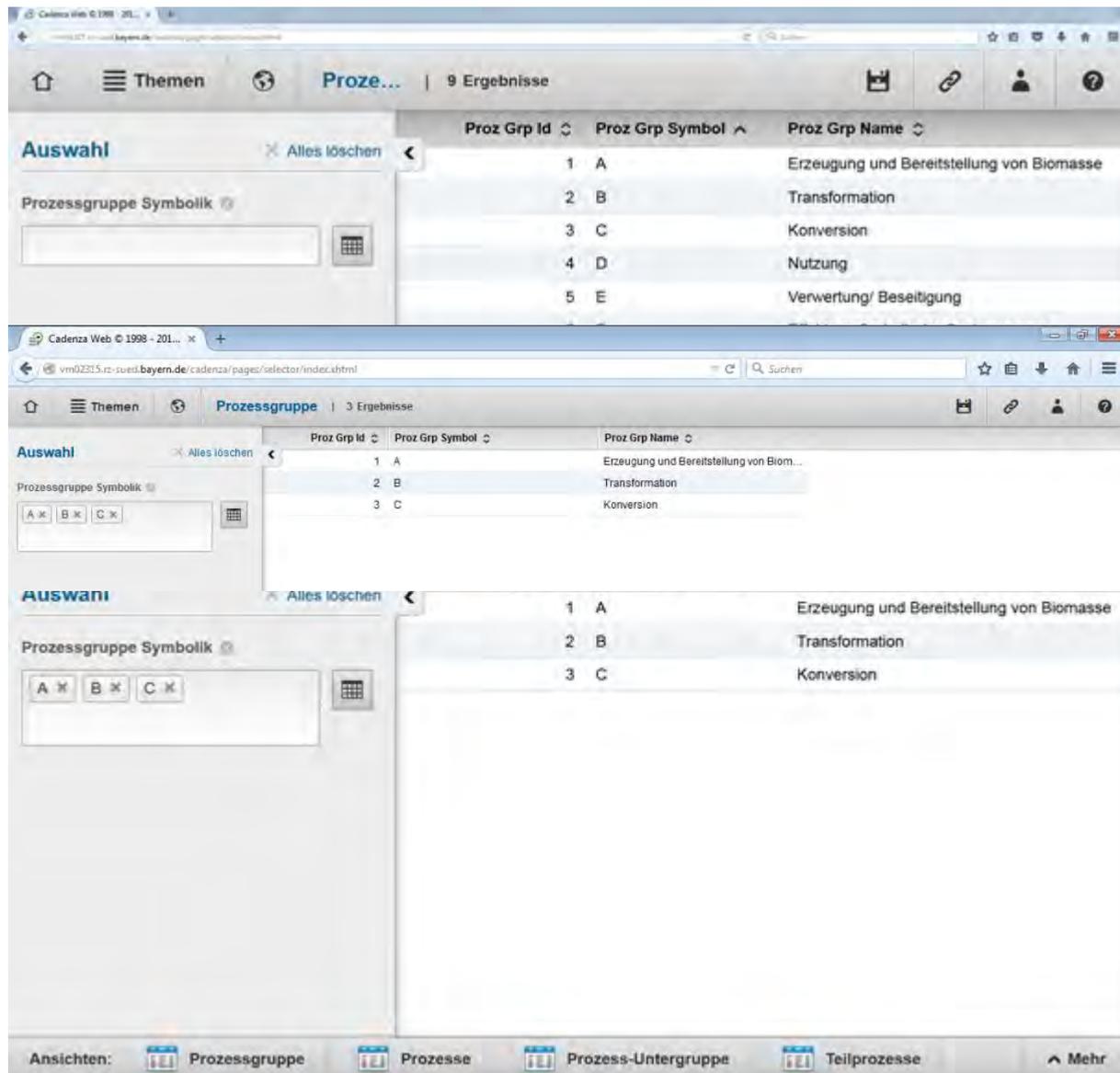


Abbildung 207: ExpResBio-DB unter Cadenza Web: Darstellung der Prozessgruppen (Hintergrund) und gefilterte Darstellung von Prozessuntergruppen (Vordergrund)

Interessanter wird es natürlich für die einzelnen Sektoren, denn dort sind die eigentlichen Daten abzurufen. Die kompletten Ergebnisdaten für den jeweiligen Sektor können hierbei entweder gegliedert nach der Systemdarstellung angezeigt werden, oder der Benutzer

kann über eine Auswahlabfrage die Varianten selektieren, die ihn interessieren, und anschließend die zugehörigen Ergebnisse wiederum auf der gewünschten Gliederungsebene abfragen. Das Abfrageergebnis kann anschließend entweder als Microsoft[®]-Datei oder „Permalink“ exportiert werden.

13 Statistische Daten

(Rita Haas, Dr. Edgar Remmele)

Die Erhebung statistischer Daten hinsichtlich der Herstellung und Nutzung von Bioenergie dient der Berechnung von Kapazitäten und Kennzahlen, der Schließung von Datenlücken und dem Aufzeigen von Entwicklungstendenzen.

13.1 Rapsölherstellung und -verwendung

Für den Bereich der Rapsölherstellung und -verwendung wurden unterschiedliche Befragungen durchgeführt, die zum Teil bereits in verschiedenen Publikationen veröffentlicht wurden.

13.1.1 Schriftliche Befragung der dezentralen Ölmühlen

Deutschlandweite Befragung im März 2013

Die Ergebnisse der Befragung wurden im TFZ-Bericht Nr. 34 veröffentlicht [193]. Der TFZ-Bericht steht in gedruckter Form sowie als Datei zum Herunterladen zur Verfügung: http://www.tfz.bayern.de/mam/cms08/biokraftstoffe/dateien/34_bericht.pdf

Der Bericht enthält Daten zu Anzahl der Ölgewinnungsanlagen, Inbetriebnahmejahr, Betriebsstatus (in Betrieb, vorübergehend stillgelegt, endgültig stillgelegt), Produktionsschwerpunkt, Verarbeitungskapazitäten, Auslastung, verarbeitete Saatmengen, Nachbehandlung (Reduzierung der Aschegehalte), Verwendungszweck der produzierten Öle (Kraftstoff, Futteröl, Speiseöl, Preise und Erlöse), Regionalität, usw.

Die langfristige Entwicklung der Branche lässt sich durch die regelmäßigen Umfragen – veröffentlicht in den TFZ-Berichten Nr. 3 (2004) [389], Nr. 15 (2007) [411], Nr. 26 (2011) [192] und Nr. 34 (2013) [193][192] – nachverfolgen.

Bayernweite Befragung der dezentralen Ölmühlen Oktober 2014

Diese Umfrage aktualisiert die Daten der deutschlandweiten Befragung 2013 für Bayern. Die Fragen konzentrieren sich auf die Anzahl und Standorte der Ölmühlen, die Verarbeitungsmenge und den Verwendungszweck des produzierten Öles. Ebenso wurde der für die Nachhaltigkeitszertifizierung verwendete Wert für die spezifische Treibhausgasemission erfragt.

Es wurden 134 in der TFZ-Datenbank registrierte bayerische dezentrale Ölmühlen angeschrieben. 12 Ölmühlen konnten daraufhin als endgültig stillgelegt eingestuft werden, so dass eine Grundgesamtheit von 122 Ölmühlen betrachtet wird.

Der Rücklauf der Befragung nach schriftlicher und telefonischer Kontaktaufnahme beträgt 96 auswertbare Antworten. Dies entspricht einer Rücklaufquote von 79 %.

Im Folgenden werden die Ergebnisse dargestellt. Eine Gegenüberstellung mit den Zahlen der Umfrage 2007 (TFZ-Bericht 15 [411]), dem Zeitpunkt der größten Ölmühlendichte, verdeutlicht die Schwierigkeiten der Branche mit den sich verschlechternden Rahmenbedingungen. Deshalb wurde mit der Umfrage 2011 die Kategorisierung Betriebsstatus mit "in Betrieb" und "vorübergehend stillgelegt" eingeführt. Zu beachten ist, dass Ergebnisse von Umfragen die Realität in der Regel nicht fehlerfrei abbilden, aufgrund der gleichen Vorgehensweise und Verwendung der TFZ-Datenbank jedoch eine sehr gute Vergleichbarkeit mit Daten aus früheren Erhebungen besteht.

Im Jahr 2014 waren von den 122 registrierten Ölmühlen 85 in Betrieb und 37 vorübergehend stillgelegt. Abbildung 208 zeigt, dass hinsichtlich der **Anzahl** der in Betrieb befindlichen bayerischen Ölmühlen ein Rückgang um 65 % von 246 im Jahr 2007 auf 85 Ölmühlen in 2014 zu verzeichnen ist. Deutschlandweit ging die in Betrieb befindliche Anlagenanzahl um 59 % zurück.

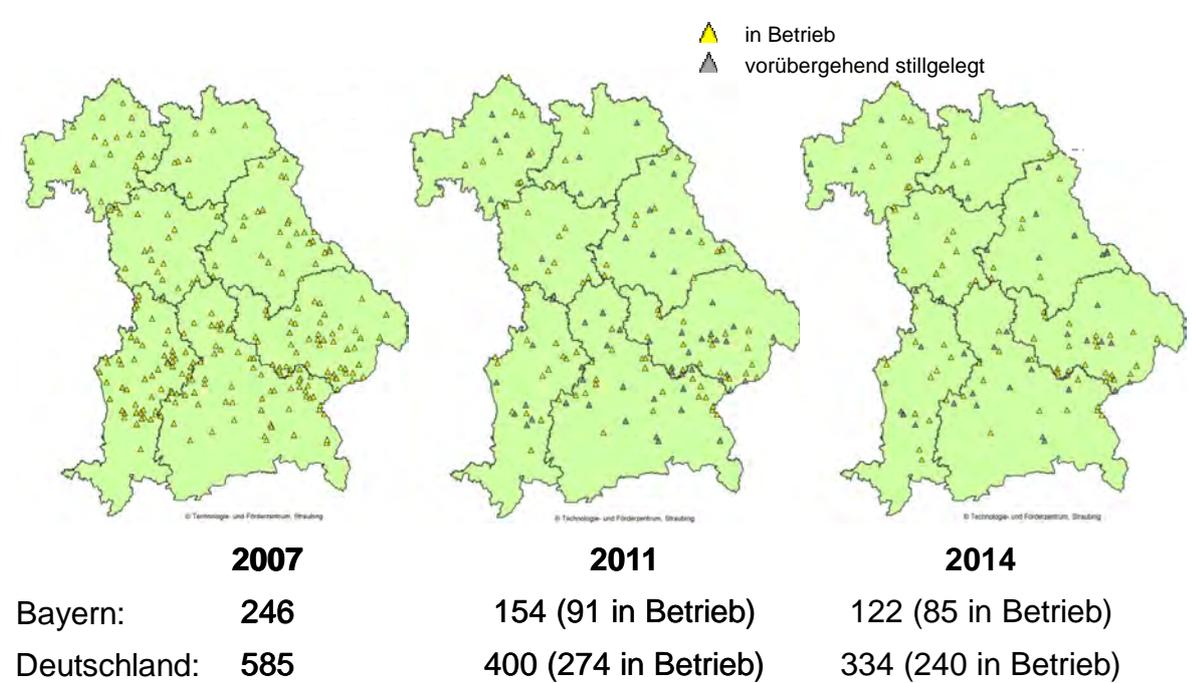


Abbildung 208: Anzahl dezentraler Ölmühlen in Deutschland und Bayern in den Jahren 2007, 2011, 2014

Die im Jahr 2014 **theoretisch** mögliche **Verarbeitungskapazität** aller bayerischen Ölmühlen kann aufgrund der Anlagenanzahl und des durchschnittlichen Saatsdurchsatzes hochgerechnet werden.

Die **tatsächlich gepresste Masse Saat** wurde in der Umfrage für das Jahr 2014 abgefragt. Mit Hilfe der Anlagenanzahl aller in der TFZ-Datenbank registrierten Ölmühlen bzw. der in Betrieb befindlichen Ölmühlen lässt sich daraus die tatsächliche Verarbeitungsmenge hochrechnen. Tabelle 190 zeigt die Werte für das Jahr 2006 (veröffentlicht in Umfrage 2007 [411]) und 2014.

Tabelle 190: Theoretische Verarbeitungskapazität und tatsächliche Verarbeitungsmenge pro Ölmühle in Bayern

	2006	2014
Gesamtheit n aller Ölmühlen	228 (Anstieg im Jahr 2007 auf 246)	122 (85 „in Betrieb“, 37 „vor- übergehend stillgelegt“)
Durchsatz Saat pro Ölmühle in kg h ⁻¹	180	207
Theoretische Saatverarbeitungskapazität von n Ölmühlen (24 h, 330 Presstage) (Hochrechnung) in t a ⁻¹	325.000 (n = 228)	200.000 (n = 122) 139.000 (n = 85)
Tatsächliche verarbeitete Masse Saat (n = Gesamtheit Antwortender) in t a ⁻¹	44.700 (n = 53)	29.200 (n = 48)
Tatsächliche verarbeitete Masse Saat (Hochrechnung) in t a ⁻¹	192.000 (n = 228)	51.700 (n = 85)
Auslastung der Verarbeitungskapazität in %	59	26
Rapsernte Bayern in t [380][28]	610.000	550.000
Anteil der bayerischen Rapsernte, der de- zentral verarbeitet wurde in %	32	9

Im Folgenden wird der **Verwendungszweck** des erzeugten Öles aufgeschlüsselt. Laut Umfrage verarbeiteten die antwortenden 48 Ölmühlen im Jahr 2014 29.200 t Rapssaat. Daraus wurden 9.725 t Öl erzeugt: 1.400 t Rapsölkraftstoff nach DIN 51605, 835 t Rapsölkraftstoff nach DIN V 51605, 4.960 t Futteröl, 730 t Speiseöl und 1.800 t sonstige Öle. In der Kategorie "sonstige Öle" befinden sich v. a. Brennstoffe für BHKW. 15 Ölmühlen produzieren ausschließlich Speiseöl. Abbildung 209 zeigt die prozentuale Aufteilung für die Jahre 2006 und 2014 neben den deutschlandweiten Ergebnissen 2012 [193].

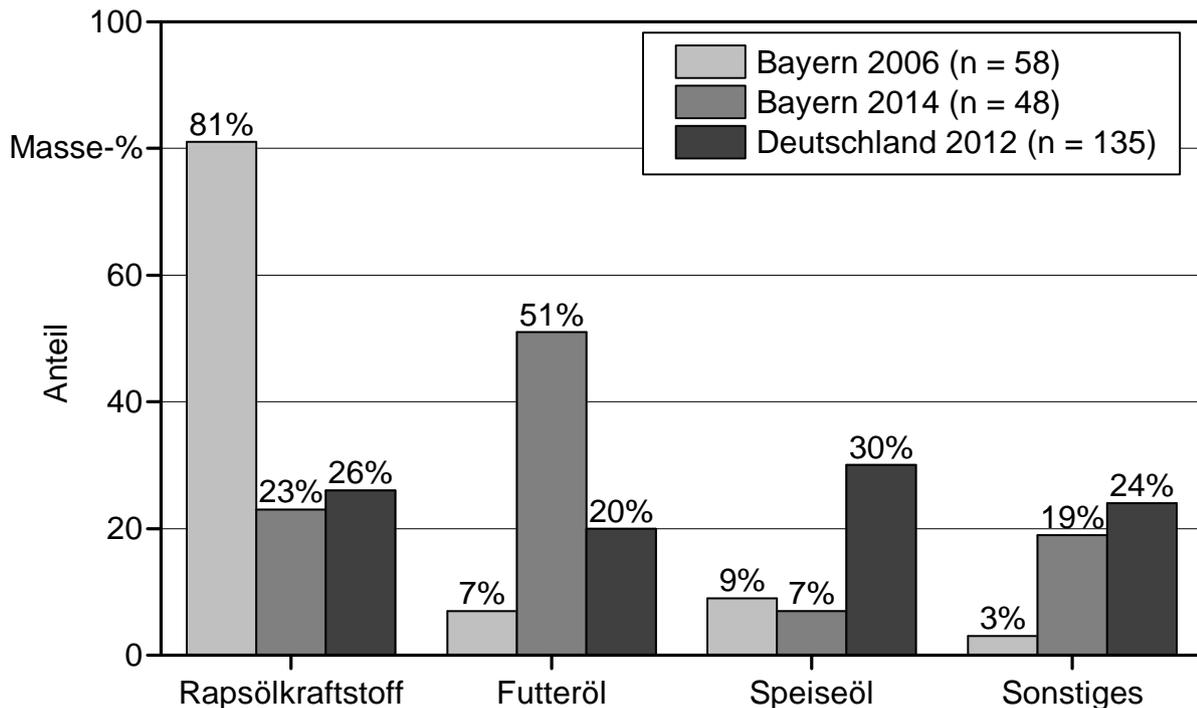


Abbildung 209: Verwendungszweck des Öls aus dezentralen Anlagen in den Jahren 2006 und 2014 in Bayern im Vergleich zu 2012 in Deutschland

Bei der **Produktion von Rapsölkraftstoff nach DIN 51605** ist eine Nachbehandlung zur Reduzierung der Grenzwerte für Calcium, Magnesium und Phosphor unabdingbar, um die Funktionalität der Katalysatoren und des Rußpartikelfilters im Fahrzeug zu gewährleisten und so die Emissionsgrenzwerte ab Abgasstufe IV einzuhalten. Nur genormter Rapsölkraftstoff darf in Verkehr gebracht werden und nur für diesen kann eine Energiesteuerrückerstattung in der Land- und Forstwirtschaft beantragt werden.

Die Befragung im Oktober 2014 ergab, dass elf bayerische Ölmühlen nach DIN 51605 produzierten; angegeben wurde die Herstellung von 1.400 t Rapsölkraftstoff. Insgesamt würden 17 Ölmühlen in Bayern bei Nachfrage Rapsölkraftstoff nach der DIN 51605 produzieren.

13.1.2 Ölmühlen-Datenbank – bayernweite Ergebnisse auswertbar

Die seit den 1990er Jahren geführte Datensammlung zu dezentralen Ölmühlen in Deutschland wurde 2007 am TFZ in eine Access-Datenbank überführt und kontinuierlich gepflegt. Mit Hilfe dieser lassen sich viele Fragestellungen mit Fokus auf Bayern auswerten. Die Daten werden anonymisiert dargestellt. Teilweise liegt die Erlaubnis der Anlagenbetreiber vor, deren Adressen uneingeschränkt bzw. mit bestimmten Einschränkungen weitergeben zu dürfen, so dass die Erstellung von Adressenlisten bezüglich konkreter Fragestellungen möglich ist.

13.1.3 Weitere Anlagen

Industrielle Ölmühlen

In Bayern existiert eine industrielle Ölmühle am Standort Straubing mit einer theoretischen Verarbeitungskapazität von 600.000 t jährlich [390]. Der Standort wird ausgebaut und ab Mitte 2016 sollen Sojabohnen aus der Donau-Region verarbeitet werden, wobei gentechnikfreier, europäischer Sojapresskuchen produziert wird [264].

Biodieselanlage in Ochsenfurt

Die Biodieselanlage kann rohe und raffinierte Pflanzenöle verarbeiten, hauptsächlich werden jedoch Altspeiseöle und -fette zu Fettsäuremethylester (UCOME – used cooking oil methyl ester) synthetisiert. Die Kapazität beträgt 150.000 t jährlich [283].

Brennereien

Um die Struktur der bayerischen Brennereilandschaft zu skizzieren und die Option einer dezentralen Bioethanolproduktion abschätzen zu können, wurde der Verband Bayerischer Landwirtschaftlicher Brennereien im Juli 2014 angeschrieben. Die Branche befindet sich aufgrund der sukzessiven Aufhebung des Branntweinmonopols (beginnend zum 30.09.2013) im Wandel. In einer schriftlichen Stellungnahme teilte der Verband im August 2014 mit, dass „es keine Brennereien gibt, die im Rahmen des Branntweinmonopols Alkohol produzieren ... (es ist) nicht bekannt, ob eine Brennerei für freien Markt produziert“ [140].

Laut Auskunft der Bundesmonopolverwaltung wurden mittlerweile so gut wie alle landwirtschaftlichen Brennereien nach Wegfall des Monopols stillgelegt. Eine Ausnahme bilden laut Herrn Metzen²² die deutschlandweit 47 Anlagen, die bei der Fa. AgrAlko AG, die das Rektifikationswerk aus dem Bundesimmobilienvermögen in München erworben hat, angeschlossen sind. Darunter befinden sich 12 bayerische Brennereien (Stand: 02.02.16) [2]. Deren Produkte gelangen in die Sektoren Lebensmittel, Spirituosen, Pharmaprodukte, Chemie, usw.

13.2 Erhebung des Zertifizierungsstandes der Biokraftstoffhersteller

Mit Einführung der "Dekarbonisierungsstrategie" im Jahr 2015 ist - zur Erreichung der Klimaschutzziele im Verkehrswesen – die spezifische Höhe der Treibhausgas-Minderung des Biokraftstoffes von besonderem Interesse.

Die Dekarbonisierungsstrategie der EU wurde ab dem Jahr 2015 in Deutschland umgesetzt. Dabei wurde die bis dahin bestehende Beimischungsquote für Biokraftstoffe abgeschafft, stattdessen gelten für Kraftstoffe insgesamt pauschale Reduktionsziele. Ab dem Jahr 2015 müssen pro Jahr 3,5 % der durch den Kraftstoffverbrauch emittierten Treibhausgase eingespart werden, die jährliche Einsparungsquote steigt bis zum Jahr 2020 auf 7 % an. Der Einsatz von Biokraftstoffen stellt eine Möglichkeit zur Erreichung der

²² Telefonate mit Herrn Metzen, Bundesmonopolverwaltung für Branntwein, Abteilung Statistik am 11.09.14 und 11.02.2016

Einsparungsquote dar (Biokraftstoffquotengesetz [74]). Dazu muss das tatsächliche Einsparpotenzial des jeweiligen Biokraftstoffs berücksichtigt werden. Die Mindestanforderung an einen Biokraftstoff bezüglich seines THG-Einsparpotenzials im Vergleich zu herkömmlichen Kraftstoffen ist durch die Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung festgelegt. Laut der Verordnung ist eine Erhöhung dieser Mindestanforderung von aktuell 35 % seit 01.01.2015 auf 50 % ab 2017 und auf 60 % ab 2018 vorgesehen [59].

Im Oktober 2014 wurden neben den Betreibern der bayerischen Ölmühlen auch die Betreiber der LCB-Bioethanolanlage und der Biomethanaufbereitungsanlagen befragt, ob diese bisher Biokraftstoff in Verkehr gebracht haben. Zusätzlich wurde nachgefragt, ob eine spezifische Bilanzierung der Treibhausgasemissionen durchgeführt wurde und wie hoch diese ist. Weitere Fragen erstreckten sich auf die eingesetzte Bilanzierungssoftware und evtl. beteiligte Bilanzierungsdienstleister.

Die 122 Betreiber der dezentralen Ölgewinnungsanlagen wurden dazu im Rahmen der in Kapitel 13.1 durchgeführten Umfrage befragt. Bis Oktober 2014 hatte kein Anlagenbetreiber (96 auswertbare Antworten) eine spezifische THG-Bilanzierung vorgenommen. Es wird von den elf Betreibern, die Rapsölkraftstoff nach DIN 51605 in Verkehr gebracht haben, angegeben, dass der EU-RED-Standardwert von $36 \text{ g CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$ verwendet wird. Von einer Ölmühle ist bekannt, dass diese eine spezifische Bilanzierung mit der Software Enzo₂ durchführt.

Der Anlagenbetreiber der Biodieselanlage in Ochsenfurt gibt eine THG-Emission von $7,42 \text{ g CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$ Fettsäuremethylester an. Dies entspricht einer THG-Minderung von 91 % [283]. Die Berechnung wurde von einem zertifizierten Ingenieurbüro erstellt. Weitere Informationen liegen nicht vor.

Für die Bioethanolproduktion aus Lignocellulose in Straubing wird nach Firmenangaben der Standard-THG-Wert nach EU-RED von $13 \text{ CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$ verwendet. Je nach Energie-Setup könnten jedoch bis zu 95 % THG-Emissionen eingespart werden (Ergebnis der schriftlichen Befragung Oktober 2014).

Bei der schriftlichen Befragung im Oktober 2014 bei den bekannten Betreibern von bayerischen Biomethanaufbereitungsanlagen wurde genauso erfragt, ob das produzierte Biomethan Verwendung als Kraftstoff findet und welcher THG-Minderungswert angesetzt wird. Angeschrieben wurden 15 Anlagenbetreiber an 22 Standorten (hierzu wurde der Adressdatenbestand von C.A.R.M.E.N. e. V. und Biogaspartner [104] genutzt). Nach Eingang der Antworten und weitergehenden Recherchen (in vielen Fällen ist der Betreiber der Anlage nicht identisch mit dem Vermarkter des Biomethans) konnte in Bayern keine Anlage identifiziert werden, die Biomethan für die Verwendung als Kraftstoff ins Erdgasnetz einspeist bzw. vermarktet.

13.3 Infrastruktur/Biokraftstofftankstellen

Neben ökonomisch darstellbarer und ökologisch sinnvoller Bereitstellung der Biokraftstoffe ist das Angebot an Tankstellen für die Akzeptanz der Biokraftstoffe von entscheidender Bedeutung.

Biodiesel als Reinkraftstoff verlor seit dem sukzessiven Wegfall des Steuervorteils und der verringerten Anzahl an Fahrzeugfreigaben an Bedeutung und wird - zentral hergestellt - fast ausschließlich zum Blending (bis 7 % im Dieselmotorkraftstoff) verwendet. Stichprobenartig durchgeführte Nachfragen bei im Internet veröffentlichten Tankstellenlisten erbrachten keinen einzigen Treffer. Biodiesel als Reinkraftstoff wird noch vereinzelt auf landwirtschaftlichen Betrieben und in Flotten im Transportgewerbe eingesetzt. Die Kraftstoffbereitstellung erfolgt über Hoftankstellen. Bei Rapsölkraftstoff ist die Lage vergleichbar. Die Listen im Internet, die von einem soliden Ausbau in der Vergangenheit zeugen, sind veraltet. Es ist davon auszugehen, dass nur bei den dezentralen Ölmühlen mit Rapsölkraftstoffproduktion nach DIN 51605 Tankstellen in Betrieb sind. Daneben existieren Hoftankstellen z. B. auf landwirtschaftlichen Betrieben, die jedoch nicht öffentlich zugänglich sind.

Die Bioethanoltankstellen E85 sind beim Bundesverband der deutschen Bioethanolwirtschaft e. V. (BDBe) abrufbar unter <http://www.bdbe.de/tanken/Bioethanol-Tankstellen> (309 Tankstellen werden für 10/2014 ausgewiesen). Verwendbar ist E85 in Flex-Fuel-Vehicles. Aufgrund des Wegfalls der Energiesteuerbefreiung für Bioethanol zum 01.01.2016 wird laut BDBe die Anzahl Tankstellen sinken.

Erdgas-/Biomethantankstellen sind vom technischen und finanziellen Aufwand schwieriger zu realisieren als Tankstellen für Biodiesel oder Rapsölkraftstoff. Auf der Plattform der erdgas mobil GmbH <https://www.erdgas-mobil.de/privatkunden/verfuegbar/> geht man von über 900 Tankstellen aus (Stand: 26.11.2015). Der Fachverband Biogas e. V. informiert in seiner Pressemitteilung vom 16.06.15, dass "aus knapp einem Drittel der Zapfsäulen Biomethan kommt – anteilig oder auch zu 100 Prozent".

In Bayern befinden sich 19 Biomethan-Tankstellen mit 100 % Biomethananteil und fünf Tankstellen mit 20 % Biomethananteil (www.gibgas.de; Stand: 04.02.2016). Davon sind allein im Großraum München acht und in Augsburg vier Tankstellen mit 100 % Biomethan vorhanden, die von den Stadtwerken München sowie den Stadtwerken Augsburg betrieben werden (www.swm.de; Stand: 04.02.2016).

Größter Marktanbieter Deutschlands ist die VerbioGas AG, die in Zörbig (Sachsen-Anhalt) und Schwedt/Oder (Brandenburg) Biomethan produziert. Von VerbioGas werden 83 Biomethantankstellen deutschlandweit beliefert (www.verbiogas.de; Stand: 04.02.2016).

Quellenverzeichnis

- [1] AFL NIEDERSACHSEN E. V. (2014): AFL-Info 2014/15: Richtpreise Tarife Kalkulationen Adressen
- [2] AGRALCO AG (2015): Unsere Brennereien. URL: <http://agralko.de/ueber-uns/unsere-brennereien/> (Stand: 02.02.2016)
- [3] AGRICLIMATECHANGE (2013): Tool (simplified version) entwickelt im EU-Projekt "Life+". online verfügbar unter http://www.agriclimatechange.eu/index.php?option=com_content&view=article&id=55&Itemid=81&lang=en
- [4] AIGNER, A.; STICKSEL, E.; SCHMIDT, M. (2013): Versuchsergebnisse aus Bayern - Jahr 2013 - Winterraps. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung (IPZ) (Hrsg.). http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ipz/dateien/raw_gesamt_bericht_2013.pdf
- [5] AIGNER, A.; STICKSEL, E.; SCHMIDT, M. (2014): Versuchsergebnisse aus Bayern - Jahr 2014 - Winterraps. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung (IPZ) (Hrsg.). <http://www.hortigate.de/Apps/WebObjects/ISIP.woa/vb/bericht?nr=62639>
- [6] AIGNER, A.; STICKSEL, E.; SCHMIDT, M. (2015): Versuchsergebnisse aus Bayern - Jahr 2015 - Winterraps. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung (IPZ) (Hrsg.). http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ipz/dateien/winterraps_2015.pdf
- [7] AKACHUKU, A. E. (1985): Cost-benefit analysis of wood and food components of agri-silviculture in Nigirian forest zone. *Agroforestry Systems*, Jg. 3, Nr. 4, S. 307-316
- [8] AKYEAMPONG, E.; HITIMANA, L.; FRANZEL, S.; MUNYEMANA, P. C. (1995): The agronomic and economic performance of banana, bean and tree intercropping in the highlands of Burundi: an interim assessment. *Agroforestry Systems*, Jg. 31, Nr. 3, S. 199-210
- [9] ALDENTUM, Y. (2002): Life cycle inventory of forest seedling production – from seed to regeneration site. *Journal of Cleaner Production*, Jg. 10, Nr. S. 47-55
- [10] AMIRI, S; HENNING, D.; KARLSSON, B. G. (2013): Simulation and introduction of a CHP plant in a Swedish biogas system. *Renewable Energy* 49:242–249
- [11] ANONYMUS (2002): Empfehlungen Waldwegebau 2002. Empfehlungen für Planung, Bau und Instandhaltung von Waldwegen im Staatswald des Landes Rheinland – Pfalz, 16 Seiten
- [12] ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR SPARSAMEN UND UMWELTFREUNDLICHEN ENERGIEVERBRAUCH E. V. (2011): BHKW – Kenndaten, 48 Seiten
- [13] ARIZONA STATE UNIVERSITY (2013): The Sustainability Consortium. Global Institute of Sustainability. URL: <http://www.sustainabilityconsortium.org/> (Stand: 16.02.2016)

- [14] ASCHMANN, V., KISSEL, R., GRONAUER, A. (2007): Effizienz und Umweltverträglichkeit biogasbetriebener Blockheizkraftwerke. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). LfL Information
- [15] ASMUS, F.; LINKE, B. (1987): Zur pflanzenbaulichen Verwertung von Gülle-Faulschlamm aus der Biogasgewinnung. Feldwirtschaft, Nr. 28, S. 354-355
- [16] ATHANASSIADIS, D.; LIDESTAV, G.; WÄSTERLUND, I. (2000): Assessing Material Consumption Due to Spare Part Utilization by Harvesters and Forwarders. Journal of Forest Engineering, Jg. 11, Nr. 2, S. 51-57
- [17] BACHMAIER, H.; EFFENBERGER, M.; GRONAUER, A. (2007): Ökobilanz der energetischen Nutzung von Biogas aus Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (Hrsg.): 8. Tagung „Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung“, Bonn, 8.-10.10.2007, Tagungsband, Darmstadt: Landwirtschaftsverlag GmbH, S. 204-209, ISBN 978-3-939371-41-0
- [18] BACHMAIER, H.; EFFENBERGER, M.; GRONAUER, A.; BOXBERGER, J.; (2013): Changes in greenhouse gas balance and resource demand of biogas plants in southern Germany after a period of three years. Waste Management and Research 31:368-375
- [19] BÄRWOLFF, M.; HANSEN, H.; HOFMANN, M.; SETZER, F. (2009): Energieholz aus der Landwirtschaft. 5. vollständig überarbeitete Aufl. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (Hrsg.), 54 Seiten
- [20] BÄRWOLFF, M.; HERING, T. (2012): Fremdenergiefreie Trocknungsvarianten für Holz aus Kurzumtriebsplantagen. Trocknungsversuch mit vier Varianten im Rahmen des Projektes AgroForstEnergie. Dornburg-Camburg: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), 11 Seiten
- [21] BAUDISCH, C.; WITTKOPF, S. (2009): Der Energiegehalt von Holz und seine Bewertung. Merkblatt, Nr. 12, 3. Aufl. Freising-Weihenstephan: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 4 Seiten
- [22] BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LFL) (2013): Erzeugerpreise und Hektarerträge wichtiger Marktfrüchte. Entwicklung von 1978 bis heute in Bayern. Freising: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), E-Mail an T. Jorissen
- [23] BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LFL) (2014): Internet Deckungsbeitragsrechner. Freising: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). URL:
<https://www.stmelf.bayern.de/idb/default.html;jsessionid=351324FBD39D27836BE333224CE401F5> (Stand: 26.05.2014)
- [24] BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LFL) (2015): Direktzahlungen in der EU-Förderperiode 2014 – 2020. URL:
<http://www.lfl.bayern.de/iba/agrarstruktur/056688/> (Stand: 15.09.2015)
- [25] BAYERISCHE STAATSFORSTEN (BAYSF) (2016): Holzpreise frei Waldstraße (2012-2014), E-Mail von Rüdiger Eisenhut an André Tiemann am 26.01.2016
- [26] BAYERISCHE STAATSRREGIERUNG (2011): Bayerisches Energiekonzept “Energie Innovativ” beschlossen am 24.05.2011. München: Bayerische Staatskanzlei, 80 Seiten

- [27] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK (2013). Pressemitteilung. Ausstoß von Treibhausgasen in Bayern seit 1995 um 14,8 Prozent gesunken. URL: https://www.statistik.bayern.de/presse/archiv/2013/312_2013.php (Stand: 08.01.2016)66
- [28] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK (2015): Die Ernte der Feldfrüchte und des Grünlandes in Bayern 2014. Infoblatt. URL: https://www.statistik.bayern.de/medien/statistik/wirtschaftshandel/2014_infoblatt_ernte_20150310.pdf (Stand: 03.03.2016)
- [29] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK UND DATENVERARBEITUNG (2012): Stromerzeugung und Verbrauch. Excel-Datei: Bruttostromerzeugung in Bayern nach Energieträgern. Berechnungsstand: November 2012. URL: <https://www.statistik.bayern.de/statistik/energie/>
- [30] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK UND DATENVERARBEITUNG (2014): Energiebilanz 2011. Hg. v. Bayerisches Landesamt für Statistik und Datenverarbeitung. München. Online verfügbar unter http://www.stmwi.bayern.de/fileadmin/user_upload/stmwivt/Themen/Energie_und_Rohstoffe/Dokumente_und_Cover/Energiebilanz/2014/B-03_bilanzjo_mgh_2014-03-07.pdf.
- [31] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK UND DATENVERARBEITUNG (2015): Produktion des Verarbeitenden Gewerbes in Bayern 2014. (sowie Bergbau und Gewinnung von Steinen und Erden). Statistische Berichte. München.
- [32] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2010): Infoblatt Abfallwirtschaft – Holzaschen. URL: <http://www.abfallratgeber.bayern.de/publikationen/doc/infoblaetter/holzaschen.pdf> (Letzter Zugriff 15.09.2016)
- [33] BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2010). Kulturbegründung und Jungwuchspflege. Wegweiser für bayerische Waldbesitzer, München: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 47 Seiten
- [34] BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2014): Merkblatt Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen im Förderzeitraum 2015 bis 2019. URL: http://www.stmelf.bayern.de/mam/cms01/agrarpolitik/dateien/m_aum_verpflichtung_2015_2019.pdf (Abrufdatum: 27.04.2015)
- [35] BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2015): Bioökonomie für Bayern!. München: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. 24 Seiten
- [36] BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2006): Wald & Holz in Bayern. Zahlen und Fakten. 36 Seiten
- [37] BEDFORD-STROHM, H. (2012): Thesen zum Waldtag. Waldtag Bayern 2012: „Wildnis oder Nachhaltigkeit? Ein Balanceakt“. Freising, 14.09.2012. [http://www.forstzentrum.de/images/stories/downloads/weihenstephaner-erklaerung/Waldtag_2012/vortrag_bedford-strohml.pdf] (letzter Zugriff: 16.02.2016)

- [38] BERENZ, S. (2012): Ökonomisch-ökologische Bewertung des energetischen Biomasse-Einsatzes anhand eines ökobilanziellen Modells. Dissertation. Technische Universität München
- [39] BAYERISCHE STAATSFORSTEN (2014): Anfrage nach Erfahrungswerten für die Wegeinstandsetzung, 02.12.2014. E-Mail von BERGER, S. an Andre Tiemann
- [40] BERGMAN, R; BOWE, (2008): Life-Cycle Inventory of Hardwood Lumber Manufacturing in the Northeast and North Central United States. Module C CORRIM: Phase II Final Report. (Department of Forest Ecology and Wildlife, University of Wisconsin). Madison, WI.
- [41] BIBER, P.; DURSKEY, J.; POMMERENING, A.; PRETZSCH, H.; SEIFERT, E.; SEIFERT, T. (2000): *Silva 2.2 Benutzerhandbuch*. München: Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München, 179 Seiten
- [42] BIERTÜMPFEL, A.; GRAF, T.; VETTER, A. (2012): Öltrüchte und Nachwachsende Rohstoffe. Feldversuchsbericht 2010 und 2011. Jena: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), 51 Seiten
- [43] BODE, M.; BÜNTING, F.; GEIßDÖRFER, K. (2011): *Rechenbuch der Lebenszykluskosten. Ein Leitfaden mit Rechenmodell und Arbeitshilfen*. Frankfurt am Main: VDMA-Verlag
- [44] BODELSCHWINGH, E. (2006): *Analyse der Rundholzlogistik in der Deutschen Forst- und Holzwirtschaft - Ansätze für ein übergreifendes Supply Chain Management*, 214 Seiten
- [45] BOHNENSCHÄFER, W.; EBERT, M.; FAZIO, S.; GÄRTNER, S.; HÜLSMANN, C.; REINHARDT G. (2007): *CO₂-Minderungsmengen und -kosten bei einer Nutzung nachwachsender Rohstoffe im energetischen Bereich*.
- [46] BORCHERDING, M. (2007): *Rundholztransportlogistik in Deutschland – eine transaktionskostenorientierte empirische Analyse*. Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Department Wirtschaftswissenschaften, Fakultät Wirtschafts- und Sozialwissenschaften an der Universität Hamburg, 252 Seiten
- [47] BOSCH, F. (2015): *Weiterentwicklung und Anwendung einer harmonisierten Methodik für die Ökobilanzierung der Herstellung von Holzprodukten in Bayern*. Masterthesis am Lehrstuhl für Holzwissenschaft der TU München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt. Freising
- [48] BRAUER, S.; VOGEL, A.; MÜLLER-LANGER, F. (2014): *Kosten und Ökobilanzen von Biokraftstoffen*. Leipzig: Institut für Energetik und Umwelt, 23 Seiten
- [49] BRAUNE, M.; GRASEMANN, E.; GRÖNGRÖFT, A.; KLEMM, M.; OEHMICHEN, K.; ZECH, K. (2016): *Die Biokraftstoffproduktion in Deutschland - Stand der Technik und Optimierungsansätze*. DBFZ Report Nr. 22. Leipzig: Deutsches Biomasseforschungszentrum, 251 Seiten
- [50] BRENTROP, F. (2012): *Ressourcenverbrauch und Ressourceneffizienz*. In: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e. V. (Hrsg.): *Kongressband 2012 Passau zur Tagung „Nachhaltigkeitsindikatoren für die Landwirtschaft: Bestimmung und Eignung“*. VDLUFA-Schriftenreihe, Band 68, S. 71-81, ISBN 978-3-941273-13-9

- [51] BRIEM S.; BLES, M.; FAHL, U.; OHL, M.; MOERSCHNER, J.; ELTROP, L.; VOß, A.; BIEBAHN, P.; KREWITT, W.; GÜRZENICH, D.; TRYFOUNIDIOU, R.; WAGNER, H.; CORRADINI, R.; RICHTER, S. (2004): Lebenszyklusanalysen ausgewählter zukünftiger Stromerzeugungstechniken. Ein Forschungsvorhaben mit finanzieller Unterstützung des Bundesministeriums für Wirtschaft und Arbeit. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Stuttgart, Lehrstuhl für Energiesysteme und Energiewirtschaft, Forschungsstelle für Energiewirtschaft, München
- [52] BRITISH STANDARDS INSTITUTION – BSI (2011): PAS 2050:2011 – Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. URL: <http://shop.bsigroup.com/en/forms/PASs/PAS-2050/> (Stand 05.09.2014)
- [53] BROCK, C.; HOYER, U.; LEITHOLD, G.; HÜLSBERGEN, K.-J. (2012): The humus balance model (HU-MOD): A simple tool for the assessment of management change impact on soil organic matter levels in arable soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Jg.92, Nr. 3, S. 239-254
- [54] BRUMMACK, J. (2010): Aufbereitung von Hackschnitzeln für eine energetische Nutzung. In: BEMMANN, A.; KNUST, C. (Hrsg.): *Agrowood. Kurzumtriebsplantagen in Deutschland und europäische Perspektiven*; Berlin: Weißensee Verlag, S. 117-129
- [55] BUCHHOLZ, T.; VOLK, T. (2011): Improving the Profitability of Willow Crops Identifying – Opportunities with a Crop Budget Model. *BioEnergy Research*, Jg. 4, Nr. 2, S. 85-95
- [56] BUCK, B.; BOSCH, F. (2014): Vergleich zweier Buchensägwerke anhand ihrer Umweltwirkungen mittels einer Betriebsökobilanz. Projektbericht im Studiengang Umweltplanung und Ingenieurökologie. Unter Mitarbeit von Martin Moog. Technische Universität München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt. Freising.
- [57] BUNDESAMT FÜR UMWELT (2011): CO₂-Emissionsfaktoren des schweizerischen Treibhausgasinventars. Bern: Bundesamt für Umwelt (BAFU), URL: http://www.bafu.admin.ch/klima/09608/index.html?lang=de&download=NHZLpZeg7t,lnp6l0NTU042l2Z6ln1acy4Zn4Z2qZpnO2Yuq2Z6gpJCEe3t3gGym162epYbg2c_JjKbNoKSn6A-- (Stand 26.05.2014)
- [58] BUNDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND ERNÄHRUNG (2010): Leitfaden Nachhaltige Biomasseherstellung. Stand: Januar 2010. 1. Aufl. Bonn: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), 82 Seiten
- [59] BUNDESMINISTERIUM DER FINANZEN (2010): Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von Biokraftstoffen (Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung - Biokraft-NachV) / vom 30. September 2009, die durch Artikel 1 der Verordnung vom 22. Juni 2010 (BGBl. I, S. 814) geändert worden ist, Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr. 65, S. 3183-3212
- [60] BUNDESMINISTERIUM DER JUSTIZ UND FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ (2011): Energiesteuergesetz. EnergieStG, vom 01.03.2011 BGBl. I S. 282. Fundstelle: Artikel 1 Gesetz zur Änderung des Energiesteuer- und des Stromsteuergesetzes

- [61] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2015): Verordnung zur Neuordnung der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Verordnungsentwurf) URL: http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Service/Rechtsgrundlagen/Entwuerfe/EntwurfDuengeverordnung.pdf?__blob=publicationFile (Stand: 16.12.2015)
- [62] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2014): Nationale Politikstrategie Bioökonomie. Nachwachsende Ressourcen und biotechnologische Verfahren als Basis für Ernährung, Industrie und Energie. URL: http://www.bmbf.de/pubRD/Politikstrategie_Biooekonomie_barrierefrei.pdf (Stand: 19.04. 2016)
- [63] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1994): Ökologische Bilanz von Rapsöl bzw. Rapsölmethylester als Ersatz von Dieselkraftstoff; Stellungnahme der Agrarressorts des Bundes und der Länder zur Studie des Umweltbundesamtes (UBA), Ökobilanz Rapsöl. Bonn: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
- [64] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1994): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV) vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist. Bundesgesetzblatt Teil I, Nr. 7, S. 221 – 240
- [65] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2014): Holzmarktbericht 2013. Abschlussergebnisse für die Forst- und Holzwirtschaft des Wirtschaftsjahres 2013, 31 Seiten
- [66] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT; BUNDESVERBAND DER DEUTSCHEN INDUSTRIE E. V. (2010): Produktbezogene Klimaschutzstrategien. Product Carbon Footprint verstehen und nutzen. URL: http://www.bdi.eu/download_content/KlimaUndUmwelt/PCF-Leitfaden_100810_Online.pdf (Stand: 08.09.2014)
- [67] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2009): Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von flüssiger Biomasse zur Stromerzeugung (Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung – BioStNachV) vom 23. Juli 2009, die zuletzt durch Artikel 2 Abs. 70 der Verordnung vom 22.12.2011 geändert worden ist. Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr. 46, S. 2174-2202
- [68] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2009): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG) vom 15.03.1974, in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013. Bundesgesetzblatt, Teil I, S. 1274
- [69] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2012): Erneuerbare Energien in Zahlen: Nationale und internationale Entwicklung. 1. Auflage. Berlin, Deutschland URL: <http://www.eta-energieberatung.de/upload/downloads/Erneuerbare%20Energien%20in%20Zahlen%20-%20Nationale%20und%20internationale%20Entwicklung%20-%20BMU%202012.pdf> (Stand: 08.09.2014)

- [70] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT (2007): Eckpunkte für ein integriertes Energie- und Klimaprogramm. URL: http://www.bmu.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/klimapaket_aug2007.pdf (Stand: 08.09.2014)
- [71] BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU UND STADTENTWICKLUNG (2011): Ökobau.dat 2011. URL: <http://www.nachhaltigesbauen.de/baustoff-und-gebaeuedaten/oekobaudat.html> (Stand: 16.01.2013)
- [72] BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (1994): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG) in der Fassung vom 24. Februar 2012, Bundesgesetzblatt, Teil I, S. 212
- [73] BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (2006): Energiesteuergesetz (EnergieStG) in der Fassung vom 31. August 2015, Bundesgesetzblatt, Teil I, S. 1474
- [74] BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (2006): Gesetz zur Einführung einer Biokraftstoffquote (Biokraftstoffquotengesetz – BioKraftQuG) in der Fassung vom 18. Dezember 2006, Bundesgesetzblatt, Teil I, S. 3180
- [75] BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (2008): Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz, EEG) in der Fassung vom 20. Dezember 2012, Bundesgesetzblatt, Teil I, S. 2074
- [76] BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (2015): Bundes-Immissionsschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I S. 1274), das zuletzt durch Artikel 76 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist
- [77] BURGER, F. (2010): Bewirtschaftung und Ökobilanzierung von Kurzumtriebsplantagen. Dissertation. München: Technische Universität München, Lehrstuhl für Holzkunde und Holztechnik, 166 Seiten
- [78] BURGER, F. (2011): Viel Energie bei wenig Aufwand. Kurzumtriebsplantagen können rund 30 Jahre lang genutzt werden. Bayerisches Landwirtschaftliches Wochenblatt, Nr. 43, S. 56
- [79] BURGER, F.; STOLL, B.; HENTZSCHEL-ZIMMERMANN, A. (2012): Biomasseproduktion von Kurzumtriebsplantagen in Bayern. Ertragskundliche Ergebnisse des Projekts „Anbauversuche mit schnellwachsenden Baumarten im Kurzumtrieb“. Materialien der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Nr. 15, Freising-Weihenstephan: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 63 Seiten
- [80] BYSTRICKY, M. (2015): Weiterentwicklung der ökobilanziellen Bewertung des Energiepflanzenanbaus auf Ebene von Modellbetrieben und Einzelkulturen – anhand von Fallstudien für Bayern. Dissertation. Technische Universität München
- [81] BYSTRICKY, M.; BURGER, F.; WEBER-BLASCHKE, G.; FAULSTICH, M. (2012): Bioenergie: Pappeln gut im Rennen. Bei ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten können Kurzumtriebsplantagen vielfach punkten. LWF Aktuell 90, Hrsg. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Freising, 15-17

- [82] BYSTRICKY, M.; BURGER, F.; WEBER-BLASCHKE, G.; FAULSTICH, M. (2010): Die Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen als land- und forstwirtschaftliche Energieplantagen – ein Vergleich unter rechtlichen, technischen, ökonomischen und ökologischen Aspekten. Abschlussdokumentation für das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München (LWF: G30; StMELF: N/07/07) und für die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, Gülzow (FKZ 22013206 bzw. 06NR132).
- [83] BYSTRICKY, M.; WEBER-BLASCHKE, G. (2009): Die Nutzenkorbmethode als Ansatz zum Vergleich der Strom-, Wärme- und Kraftstoffproduktion aus Energiepflanzen. In: FEIFEL, S.; WALK, W.; WURSTHORN, S.; SCHEBEK, L. (Hrsg.): Ökobilanzierung 2009 - Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit - Tagungsband Ökobilanz-Werkstatt 2009, 5. bis 7. Oktober 2009, Freising-Weihenstephan: Karlsruher Institut für Technologie, S. 105, ISBN: 978-3-86644-421-8
- [84] BYSTRICKY, M.; WEBER-BLASCHKE, G.; SCHMID, H.; HÜLSBERGEN, K.-J. (2012): Integration von Bodenqualität und Nährstoffkreisläufen in Ökobilanzen von Energiepflanzen. In: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e. V. (Hrsg.): Kongressband 2012 Passau zur Tagung „Nachhaltigkeitsindikatoren für die Landwirtschaft: Bestimmung und Eignung“. VDLUFA-Schriftenreihe, Band 68, S. 235-244, ISBN 978-3-941273-13-9
- [85] BYSTRICKY, M.; WEBER-BLASCHKE, G.; SCHMID, H.; HÜLSBERGEN, K.-J. (2011): Vertiefende Bewertung des Energiepflanzenanbaus in Bayern durch Integration des Bilanzierungsmodells REPRO in Ökobilanzen. Forschungsvorhaben N/09/30. Abschlussbericht für das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Technische Universität München
- [86] C.A.R.M.E.N. e. V. (2013): Preisentwicklung bei Waldhackschnitzeln – der Energieholz-Index. Jahresmittelwerte. Straubing: Centrales Agrar-Rohstoff-Marketing- und Energie-Netzwerk (C.A.R.M.E.N. e. V.) URL: <http://www.carmen-ev.de/infothek/preisindizes/hackschnitzel/jahresmittelwerte> (Stand: 26.05.2014)
- [87] C.A.R.M.E.N. e. V. (2016): Planungssoftware für Biomasseheizwerke und -heizkraftwerke. Straubing: Centrales Agrar-Rohstoff-Marketing- und Energie-Netzwerk (C.A.R.M.E.N. e. V.) URL: <http://www.carmen-ev.de/biogene-festbrennstoffe/biomasseheizwerke/weitere-themen/62-planungssoftware> (Stand: 28.04.2016)
- [88] C.A.R.M.E.N. e.V. (2015): Preisentwicklung bei Waldhackschnitzeln - der Energieholz-Index. Jahresmittelwerte. Straubing: Centrales Agrar-Rohstoff-Marketing- und Energie-Netzwerk (C.A.R.M.E.N. e. V.) URL: <http://www.carmen-ev.de/infothek/preisindizes/hackschnitzel/jahresmittelwerte>, zuletzt geprüft am 22.01.2016.
- [89] C.A.R.M.E.N. e.V. (2015): Wärmegestehungskosten. Straubing: Centrales Agrar-Rohstoff-Marketing- und Energie-Netzwerk (C.A.R.M.E.N. e. V.) URL: <http://www.carmen-ev.de/biogene-festbrennstoffe/biomasseheizwerke/wirtschaftlichkeit/474-waermegestehungskosten>, zuletzt geprüft am 22.03.2016
- [90] CACHO, O. J.; MARSHALL, G. R.; MILNE, M. (2005): Transaction and abatement costs of carbon-sink projects in developing countries. *Environment and Development*, Jg. 10, Nr. 5, S. 597-614

- [91] CARBON TRUST (2012): Footprint Expert Software. URL: <http://www.carbontrust.com/home> (Stand: 16.02.2016)
- [92] CASTRO, L.; CALVAS, B.; HILDEBRANDT, P.; KNOKE, T. (2012): Avoiding the loss of shade coffee plantations: how to derive conservation payments for risk-averse land-users. *Agroforestry Systems*, Jg. 87, Nr. 2, S. 331-347
- [93] CHRISTEN O.; SIELING, K. (1999): Vorfruchtwert von Raps. *Raps*, Jg. 17, Nr. 2, S. 65-67
- [94] CHRISTEN, O.; HÖVELMANN, L.; HÜLSBERGEN, K.-J.; PACKEISER, M.; RIMPAU, J.; WAGNER, B. (2009): Nachhaltige Landwirtschaftliche Produktion in der Wertschöpfungskette Lebensmittel. *Initiativen zum Umweltschutz*, Band 78. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 187 Seiten, ISBN 978-3-503-12044-4
- [95] CLAUS, S.; TAUBE, A.; WIENFORTH, B.; SVOBODA, N.; SIELING, K.; KAGE, H.; SENBAYRAM, M.; DITTERT, K.; GERICKE, D.; PACHOLSKI, A.; HERRMANN, A.; (2013): Life-cycle assessment of biogas production under the environmental conditions of northern Germany: greenhouse gas balance. *J Agri Sci* 1-10. doi:10.1017/S0021859613000683
- [96] COMITÉ EUROPÉEN DE NORMALISATION (2012): CEN 15804. Sustainability of construction works – Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products. EN 15804:2012
- [97] COOL FARM INSTITUTE (2012): Cool Farm Tool. URL: <http://coolfarmtool.org/CoolFarmTool> (Stand: 16.02.2016)
- [98] CREMER, T. (2008): Bereitstellung von Holzhackschnitzeln durch die Forstwirtschaft. Produktivitätsmodelle als Entscheidungsgrundlage über Verfahren und Aushaltungsvarianten, entwickelt auf der Basis einer Metaanalyse. Dissertation. Freiburg im Breisgau: Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, 199 Seiten
- [99] CRUTZEN, P. J.; MOSIER, A. R.; SMITH, K. A.; WINIWARTER, W. (2007): N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, Nr. 7, S. 11191–11205
- [100] DÄMMGEN, U.; HAENEL, H.-D.; RÖSEMANN, C.; CONRAD, J.; LÜTTCH, M.; DÖHLER, H.; EURICH-MENDEN, B.; LAUBACH, P.; MÜLLER-LINDENLAUF, M.; OSTERBURG, B. (2009): Calculations of emissions from German Agriculture – National Emission Inventory Report (NIR) 2009 for 2007. *Methods and Data (GASEM)*. Sonderheft 324-Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Agricultural and Forestry Research, S. 9-385, ISBN 978-3-86576-049-4
- [101] DÄUMLER, KLAUS-DIETER; GRABE, JÜRGEN (2007): Grundlagen der Investitions- und Wirtschaftlichkeitsrechnung. Aufgaben und Lösungen, Testklausur, Checklisten, Tabellen für die finanzmathematischen Faktoren; [Lehrbuch inklusive CD]. 12. Aufl. Herne: Nwb (NWB Studium Betriebswirtschaft)

- [102] DEUTSCHE AKADEMIE DER NATURFORSCHER LEOPOLDINA - NATIONALE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (2012): Bioenergy. Chances and Limits. Statement. Mitarbeiter: ARMSTRONG, F. A.; ARTERO, V.; DAHMEN, N.; DAU, H.; DINJUS, E.; DÜRRE, P.; FRIEDRICH, B.; HABERL, H.; HAPPE, T.; KÖRNER, C.; KOHLHEPP, G.; KOHSE-HÖINGHAUS, K.; KURZ, P.; LAUK, C.; LUBITZ, W.; RÖGNER, M.; SENN, T.; SMETACEK, V.; SCHINK, B.; SCHMID-STAIGER, U.; SCHULZE, E.-D.; THAUER, R. K.; WEILAND, P.; WILSON, K. Halle an der Saale, 118 Seiten, ISBN 978-3-8047-3081-6
- [103] DEUTSCHE LANDWIRTSCHAFTS-GESELLSCHAFT E. V. (DLG) (2011): Die neue Betriebszweigabrechnung – Ein Leitfaden für die Praxis. Arbeiten der DLG, Band 197, 3. Aufl. Frankfurt am Main: DLG-Verlag, 124 Seiten, ISBN 978-3-7690-3163-8
- [104] DEUTSCHE ENERGIE-AGENTUR GMBH (DENA) (2014): Plattform Biogaspartner. URL: www.biogaspartner.de (Stand: Oktober 2014)
- [105] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (2011): DIN EN ISO 14025: Umweltkennzeichnungen und -deklarationen – Type III Umweltdeklarationen – Grundsätze und Verfahren. Oktober 2011. Berlin: Beuth-Verlag, 51 Seiten
- [106] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2006): DIN EN ISO 14044: Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen. Oktober 2006. Berlin: Beuth-Verlag, 84 Seiten
- [107] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2009): DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen. November 2009. Berlin: Beuth-Verlag, 40 Seiten
- [108] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2012): DIN EN 15804: Nachhaltigkeit von Bauwerken – Umweltproduktdeklarationen – Grundregeln für die Produktkategorie Bauprodukte. April 2012. Berlin: Beuth-Verlag, 52 Seiten
- [109] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2012): DIN EN 16214-1: Nachhaltigkeitskriterien für die Herstellung von Biokraftstoffen und flüssigen Biobrennstoffen für Energieanwendungen – Grundsätze, Kriterien, Indikatoren und Prüfer – Teil 1: Terminologie. November 2011. Berlin: Beuth-Verlag
- [110] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2012): DIN EN 16214-3: Nachhaltigkeitskriterien für die Herstellung von Biokraftstoffen und flüssigen Biobrennstoffen für Energieanwendungen – Grundsätze, Kriterien, Indikatoren und Prüfer – Teil 3: Biodiversität und Umweltaspekte im Zusammenhang mit Naturschutzzwecken. November 2012, Berlin: Beuth Verlag
- [111] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2013): DIN EN 16214-4: Nachhaltigkeitskriterien für die Herstellung von Biokraftstoffen und flüssigen Biobrennstoffen für Energieanwendungen – Grundsätze, Kriterien, Indikatoren und Prüfer – Teil 4: Berechnungsmethoden der Treibhausgasemissionsbilanz unter Verwendung einer Ökobilanz. April 2013. Berlin: Beuth-Verlag, 44 Seiten
- [112] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2014): DIN CEN ISO/TS 14067: Treibhausgase – Carbon Footprint von Produkten – Anforderungen an und Leitlinien für Quantifizierung und Kommunikation (ISO/TS 14067:2013). September 2014. BERLIN: BEUTH-VERLAG, 104 Seiten

- [113] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2014): DIN CEN/TS 16214-2: Nachhaltigkeitskriterien für die Herstellung von Biokraftstoffen und flüssigen Biobrennstoffen für Energieanwendungen – Grundsätze, Kriterien, Indikatoren und Prüfer – Teil 2: Konformitätsbewertung einschließlich überwachter Lieferkette und Massenbilanz. Juni 2014, Berlin: Beuth Verlag
- [114] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2014): DIN EN 15804: Nachhaltigkeit von Bauwerken - Umweltproduktdeklarationen - Grundregeln für die Produktkategorie Bauprodukte. Juli 2014. Berlin: Beuth-Verlag, 67 Seiten
- [115] DEUTSCHES PELLETTINSTITUT GMBH (DEPI) (2015): Jahresdurchschnittspreise von Holzpellets. Online verfügbar unter http://www.depi.de/media/filebase/files/infothek/images/DEPI_Jahresdurchschnittspreise_Pellet.jpg, zuletzt aktualisiert am 20.01.2016.
- [116] DFUV Projektgruppe Unternehmenskalkulation (2013): Kalkulationen in Forstunternehmen
- [117] DIAS, A. C. (2014): Life cycle assessment of fuel chip production from eucalypt forest residues. *International Journal of Life Cycle Assessment* 19, S. 705-717
- [118] DIAS, A. C.; ARROJA, L. (2011): Environmental impacts of eucalypt and maritime pine wood production in Portugal. *Journal of Cleaner Production* 37, S. 368-376
- [119] DIEDRICHS, S. (2014): 2010 status quo for life-cycle inventory and environmental impact assessment of the core sawmill products in Germany. In: *Wood and Fiber Science* 46 (1), S. 1–20.
- [120] DIEFENBACH, N.; LOGA, T.; BORN, R.; GROBKLOS, M.; HERBERT, C. (2002): Energetische Kenngrößen für Heizungsanlagen im Bestand. Institut für Wohnen und Umwelt GmbH. 78 Seiten
- [121] DIXON, R. (1995): Agroforestry systems: sources of sinks of greenhouse gases? *Agroforestry Systems*, Vol. 31, Issue 2, S. 99-116
- [122] DIXON, R.; WINJUM, J.; ANDRASKO, K.; LEE, J.; SCHROEDER, P. (1994): Integrated land-use systems: Assessment of promising agroforest alternative land-use practices to enhance carbon conservation and sequestration. *Climate Change*, Jg. 27, Nr. 1, S. 71-92, ISSN 0165-0009
- [123] DJOMO, S. N.; KASMIQUI, O. E. L.; CEULEMANS, R. (2011): Energy and greenhouse gas balance of bioenergy production from poplar and willow: a review. *GCB Bioenergy*, Jg. 3, Nr. 3, S. 181–197
- [124] DJOMO, S. N.; KASMIQUI, O. EL; GROOTE, T. DE; BROECKX, L. S.; VERLINDEN, M. S.; BERHONGARAY, G.; FICHOT, R.; ZONA, D.; DILLEN, S. Y.; KING, J. S.; JANSSENS, I. A.; CEULEMANS, R. (2013): Energy and climate benefits of bioelectricity from low-input short rotation woody crops on agricultural land over a two-year rotation. In: *Applied Energy* 111, S. 862-869
- [125] DOKA, G. (2003): Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Ecoinvent report No. 13. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 111 Seiten
- [126] DREIER, T. (2000): Ganzheitliche Systemanalyse und Potenziale biogener Kraftstoffe. Lehrstuhl für Energiewirtschaft und Anwendungstechnik der Technischen Universität München. Dissertation, München: Technische Universität München, 134 Seiten

- [127] DRESSLER, D. (2015): Einfluss regionaler und standortspezifischer Faktoren auf die Allgemeingültigkeit ökologischer und primärenergetischer Bewertungen von Biogas. Dissertation. Schriftenreihe Umweltingenieurwesen Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät der Universität Rostock, Nr. 51, 230 Seiten, ISBN 978-3-86009-424-2
- [128] DRESSLER, D.; LOEWEN, A. (2011): Ganzheitliche Bewertung regional angepasster Bioenergiekonzepte unter dem Aspekt des Klimawandels. In: Landesamt für, Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) (Hrsg.): Klimafolgenmanagement in der Metropolregion Hannover – Braunschweig – Göttingen. GeoBerichte, Nr. 18. Hannover: (LBEG), 174 Seiten, ISSN 1864–7529
- [129] EBERTSEDER, T.; ENGELS, C.; HEYN, J.; KLEINMACHNOW, R.; BROCK, C.; FÜRSTENFELD, F.; HÜLSBERGEN, K.-J.; ISERMANN, K.; KOLBE, H.; LEITHOLD, G.; SCHMID, H.; SCHWEITZER, K.; WILLMS, M.; ZIMMER, J. (2014): Humusbilanzierung. Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. Standpunkt des VDLUFA. Speyer: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, 20 Seiten
- [130] EDELMANN, W., SCHLEISS, K., ENGELI, H., BAIER, U. (2001): Ökobilanz der Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas. (Life Cycle Analysis for the generation of electricity from biogas in agriculture) Im Auftrag des Bundesamtes für Energie. Schlussbericht. Projekt 35408 Vertrag 75187. Arbeitsgemeinschaft Bioenergie GmbH, Baar
- [131] EDER, B. (2009): Pflanzenbauliche Untersuchungen zum Einfluss von Genotyp und Anbauverfahren auf die Ertragsbildung und das Methanbildungspotenzial von Mais (*Zea mays*. L). Dissertation. München: Technische Universität München, 238 Seiten
- [132] EDER, B.; PAPST, C.; DARNHOFER, B.; EDER, J.; SCHMID, H.; HÜLSBERGEN (2009): CO₂-Bilanz für Silomais zur Biogaserzeugung vom Anbau bis zur Stromeinspeisung. In: Johann von Thünen-Institut (vTI) (Hrsg.): Aktiver Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel - Beiträge der Agrar- und Forstwirtschaft, Juni 2009 in Braunschweig, S. 179
- [133] EDER, J. (2013): BIOGAS AUS ENERGIEPFLANZEN IN BAYERN: WIE VIEL MAIS TRÄGT DAS LAND?. URL: www.dena.de/fileadmin/user_upload/Veransaltungen/2013/Biogaspartner_Muenchen/Dr.JoachimEder.pdf. ZULETZT AUFGERUFEN AM 17.11.2015
- [134] EDER, M.; KIRCHWEGER, S. (2011): Aufbereitung & Analyse von Daten aus dem Arbeitskreis Biogas zu Kosten bestehender Biogasanlage. Studie. Wien: Universität für Bodenkultur Wien, 27 Seiten
- [135] EFFENBERGER, M., DJATKOV, D. (2011): Monitoring and Assessing the Performance of Agricultural Biogas Plants. Proceedings “39th Actual Tasks on Agricultural Engineering”, 22 to 25 February 2011. Opatija, Croatia, ISSN 1333-2651: 201-210
- [136] EFFENBERGER, M., KISSEL, R., LEHNER, A., GRONAUER, A. (2008): Technical assessment of agricultural biogas plants: Utilization ratio and energy efficiency. Landtechnik 63:290-292

- [137] EFFENBERGER, M.; BACHMAIER, H.; KRÄNSEL, E.; LEHNER, A.; GRONAUER, A. (2009): Wissenschaftliche Begleitung der Pilotbetriebe zur Biogasproduktion in Bayern. Schriftenreihe, Nr. 1/2010. 1. Aufl. Freising-Weißenstephan: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 164 Seiten, ISSN 1611-4159
- [138] ELTROP, L.; HÄRDLEIN, M.; JENSSEN, T., HENßLER, M.; KRUCK, C.; ÖZDEMIR, E. D. (2014): Kosten und Wirtschaftlichkeit. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) (Hrsg.): Leitfaden Feste Biobrennstoffe. Planung, Betrieb und Wirtschaftlichkeit von Bioenergieanlagen im mittleren und großen Leistungsbereich. 4., vollständig überarbeitete Aufl. Gülzow, S. 139-167, ISBN 978-3-000-15389-1
- [139] EMMENEGGER, M. F.; GMÜNDER, S.; REINHARD, J.; ZAH, R.; NEMECEK, T.; SCHNETZER, J.; BAUER, C.; SIMONS, A.; DOKA, G. (2012): Harmonisation and extension of the bioenergy inventories and assessment. End report, 31th August 2012. Dübendorf: EMPA Materials Science & Technology (Hrsg.), 97 Seiten
- [140] EMPL, M. (2014): Stellungnahme. Brief vom Verband Bayerischer Landwirtschaftlicher Brennereien an das TFZ vom 11.08.2014
- [141] Ettl, J. (2015): persönliche Mitteilung auf Grundlage von Messergebnissen im StMELF-Projekt "BayTrak"
- [142] EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2009): Richtlinie 2009/28/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG
- [143] EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2009): Richtlinie 2009/30/EG des europäischen Parlaments und Rates vom 23. April 2009 zur Änderung der Richtlinie 98/70/EG im Hinblick auf die Spezifikation für Otto-, Diesel- und Gasölkraftstoffe und die Einführung eines Systems zur Überwachung und Verringerung der Treibhausgasemissionen sowie zur Änderung der Richtlinie 1999/32/EG des Rates im Hinblick auf die Spezifikationen für von Binnenschiffen gebrauchte Kraftstoffe und zur Aufhebung der Richtlinie 93/12/EWG
- [144] EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2012): Product Environmental Footprint (PEF) Guide. Deliverable 2 and 4A of the Administrative Arrangement between DG Environment and the Joint Research Centre No N 070307/2009/552517, including Amendment No 1 from December 2010. Authors: Manfredi, S.; Allacker, K.; Chomkhamsri, K.; Pelletier, N.; Maia de Souza, D.; Ispra, Italy: European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability (JRC IES); Ref. Ares(2012)873782 – 17/07/2012, 160 Seiten
- [145] EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2013): European Commission Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability. URL: http://eplca.jrc.ec.europa.eu/?page_id=126 (Stand: 26.09.2014)
- [146] EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2015): Richtlinie 2015/1513/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 09. September 2015 zur Änderung der Richtlinie 98/70/EG über die Qualität von Otto- und Dieselmotorkraftstoffen und zur Änderung der Richtlinie 2009/28/EG zur Förderung und Nutzung von Energien aus erneuerbaren Quellen

- [147] EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2015): Richtlinie 2015/625/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 20. April 2015 zur zur Festlegung von Berechnungsverfahren und Berichterstattungspflichten gemäß der Richtlinie 98/70/EG des europäischen Parlaments und des Rates über die Qualität von Otto- und Dieselmotoren
- [148] EUROPÄISCHE KOMMISSION (2008): Mitteilung zum Richtlinienpaket „Erneuerbare Energiequellen und Klimawandel“. Brüssel: Europäische Union. Memo/08/33, 6 Seiten
- [149] EUROPÄISCHE KOMMISSION (2010): Bericht der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament über Nachhaltigkeitskriterien für die Nutzung fester und gasförmiger Biomasse bei Stromerzeugung, Heizung und Kühlung. Brüssel: Europäische Kommission. KOM(2010)11 endgültig, 23 Seiten
- [150] EUROPÄISCHE KOMMISSION (2010): Mitteilung der Kommission. EUROPA 2020. Eine Strategie für intelligentes, nachhaltiges und integratives Wachstum. Brüssel: Europäische Kommission. KOM(2010)2020 endgültig, 40 Seiten
- [151] EUROPEAN COMMISSION (2010): International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. Specific guide for Life Cycle Inventory data sets. First Edition. Ispra, Italy: European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability (JRC IES); Publication Office of the European Union. EUR – Scientific and Technical Research series, EUR 24709 EN, 142 Seiten, ISBN 978-92-79-19093-3
- [152] EUROPEAN COMMISSION (2011): International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context – based on existing environmental impact assessment models and factors First edition. Luxemburg: Publications Office of the European Union, 143 Seiten. JRC 61049, EUR 24571 EN, ISBN 978-92-79-17451-3, ISSN 1018-5593, DOI: 10.278/33030
- [153] EUROPEAN COMMISSION (2012): The International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. Towards more sustainable production and consumption for a resource-efficient Europe. First Edition. Authors: Wolf, M.-A.; Pant, R.; Chomkamsri, K., Sala, S.; Pennington, D.; Ispra, Italy: European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability (JRC IES); Publication Office of the European Union. EUR – Scientific and Technical Research series, EUR24982 EN, 72 Seiten, ISBN 978-92-79-21640-4
- [154] EUWID (2015): EUWID-Preisspiegel: Sägereholz Deutschland.
- [155] FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E. V. (2013): Leitfaden Biogas - Von der Gewinnung zur Nutzung. 6. vollständig überarbeitete Aufl. 2013, 244 Seiten, ISBN 3-00-014333-5
- [156] FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E. V. (2012): Energiepflanzen für Biogasanlagen - Regionalbroschüre Bayern. Gülzow. 1. Auflage
- [157] FEHRENBACH, H.; KÖPPEN, S.; MARKWARDT, S.; VOGT, R. (2016): Aktualisierung der Eingangsdaten und Emissionsbilanzen wesentlicher biogener Energienutzungspfade (BioEm). Texte 09/2016: Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt, 160 Seiten

- [158] FEHRENBACH, H.; KÖPPEN, S.; RETTENMAIER, N.; SEIZINGER, E. (2011): Kriterien zur nachhaltigen Beschaffung holzartiger Biomasse für die Strom- und Wärme-gewinnung im Land Berlin. Studie im Auftrag der Vattenfall Europe New Energy GmbH und dem Land Berlin vertreten durch die Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz – SenGUV. Heidelberg: ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (Hrsg.), 82 Seiten
- [159] FENZ, B.; STAMPFER, K. (2005): Evaluierung innovativer Technologien für den Holztransport. In: Scientific cooperation for the forest technology improvement, Formec 2005, S. 66-78
- [160] FICHTNER, W.; MCKENNA, R.; BALUSSOU, D. (2012): Vergleichende Untersuchungen an großtechnischen Biogasreaktoren – mikrobiologische, verfahrenstechnische, ökologische und ökonomische Bewertung und Optimierung: OPTGAS. Endbericht (Förderkennzeichen: 03KBO18F). Karlsruher Institut für Technologie (KIT). Karlsruhe, 61 Seiten
- [161] FINKBEINER, M. (2013): Indirekte Landnutzungsänderungen in Ökobilanzen – Wissenschaftliche Belastbarkeit und Übereinstimmung mit internationalen Standards. Technische Universität Berlin, Institut für technischen Umweltschutz, Lehrstuhl Sustainable Engineering, Berlin, 67 Seiten
- [162] FLESSA, H.; MÜLLER, D.; PLASSMANN, K.; OSTERBURG, B.; TECHEN, A.-L.; NITSCH, H.; NIEBERG, H.; SANDERS, J.; MEYER ZU HARTLAGE, O.; BECKMANN, E.; ANSPACH, V. (2012): Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. Sonderheft 361, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI) Braunschweig, 472 S.
- [163] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (2016): Ein- und Ausfuhr von Sojaschrot und Sojabohnen in die Niederlande im Jahr 2013. <http://faostat3.fao.org/download/FB/BC/E>
- [164] FORBIG, A. (2000): Konzeption und Anwendung eines Informationssystems über Forstmaschinen auf der Grundlage von Maschinenbuchführung, Leistungsnachweisen und technische Daten. WWF-Bericht Nr. 29, 1. Aufl. Groß-Umstadt: Kuratorium für Waldarbeit und Forsttechnik e. V., 213 Seiten, ISBN-10: 3000060928, ISBN-13: 978-3000060922
- [165] FORSTER, P.; RAMASWAMY, V.; ARTAXO, P.; BERNTSEN, T.; BETTS, R.; FAHEY, D. W.; HAYWOOD, J.; LEAN, J.; LOWE, D. C.; MYHRE, G.; NGANGA, J.; PRINN, R.; RAGA, G.; SCHULZ, M.; VAN DORLAND, R. (2007): Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: SOLOMON, S.; QUIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. (eds.): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report to the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK and New York, USA: Cambridge University Press, p. 129-234
- [166] FRANK, H. (2013): Entwicklung und Anwendung eines Modells zur Energie- und Treibhausgasbilanzierung landwirtschaftlicher Betriebssysteme mit Milchviehhaltung. Dissertation. München: Technische Universität München
- [167] FRANZECK, J. (1997): Methodik der Lebenszykluskostenanalyse und -planung (Life Cycle Costing) für die Entwicklung technischer Produktsysteme unter Berücksichtigung umweltlicher Effekte.

- [168] FRIEDRICH ET AL. (2014): Energieholzmarktbericht Bayern 2012. Untersuchungen des Energieholzmarktes in Bayern hinsichtlich Aufkommen und Verbrauch. Abschlussbericht Nr. 3 der Bayerischen Landesanstalt für Wald- und Forstwissenschaft. Freising: Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwissenschaft
- [169] FRIEDRICH, A.; GLANTE, F.; SCHLÜTER, C.; GOLZ, C.; NÖH, I.; REINHARD, G.; HÖPFNER, U.; SATORIUS, R.; BENNDORF, R.; BLÜMEL, H.; SCHÄRER, B.; RODT, S. (1993): Ökologische Bilanz von Rapsöl bzw. Rapsölmethylester als Ersatz von Dieselkraftstoff: Ökobilanz Rapsöl. UBA-Texte 4/93, Berlin: Umweltbundesamt, 176 Seiten
- [170] FRITSCH, U.; RAUSCH, L.; SCHMIDT, K. (2007): Treibhausgasemissionen und Vermeidungskosten der nuklearen, fossilen und erneuerbaren Strombereitstellung. Arbeitspapier. Darmstadt: Öko-Institut e. V., 20 Seiten
- [171] FRÜHWALD, A.; SCHARAI-RAD, M.; ZIMMER, B.; HASCH, J. (1996): Grundlagen für Ökopprofile und Ökobilanzen in der Forst- und Holzwirtschaft", DGfH, Hamburg und München 1996, 168 Seiten
- [172] FRÜHWALD, A.; WEGENER, G. (1993): Energiekreislauf Holz – ein Vorbild für die Zukunft. In: Deutsche Gesellschaft für Holzforschung (Hrsg): Holz, Erzeugung und Verwendung – Ein Kreislauf der Natur. 15. Dreiländer-Holztagung, 21.-23.09.1993, Garmisch-Partenkirchen. München: DGfH 1993, S. 49-60
- [173] GAILLARD, G. (2011): Stellungnahme der Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART zur Verwendung der Methode der ökologischen Knappheit UBP (Umweltbelastungspunkte) für Ökobilanzanwendungen in öffentlichen und politischen Prozessen in der Land- und Ernährungswirtschaft (Nahrungsmittel und Bioenergieträger aus landwirtschaftlicher Biomasse). Reckenholz-Tänikon: Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, 3 Seiten
- [174] GANG, B.; MACKENSEN, U.; LACKHOFF, P.; MAX, S. (2016): Analyse der Energieholzimporte nach Deutschland und Evaluierung deren Nachhaltigkeit. Seminararbeit am Lehrstuhl für Holzwissenschaft, Technische Universität München
- [175] GÄRTNER, S., MÜNCH, J., REINHARDT, G., VOGT, R. (2008): Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland: Materialband E-Ökobilanzen. IFEU. Heidelberg, Berlin, Darmstadt, Leipzig, 2008. BMU-Forschungsvorhaben
- [176] GÄRTNER, S.; HIENZ, G.; KELLER, H. MÜLLER-LINDENLAUF, M. (2013): Gesamtökologische Bewertung der Kaskadennutzung von Holz - Umweltauswirkungen stofflicher und energetischer Holznutzungssysteme im Vergleich ("Holzkaskade"). Umweltauswirkungen stofflicher und energetischer Holznutzungssysteme im Vergleich. Hg. v. ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH.
- [177] GERL, G. (2013): Bewirtschaftungsdaten des Marktfruchtbaus und der Agroforstsysteme in Scheyern. Scheyern: Versuchsstation Scheyern. E-Mail an T. Jorissen
- [178] GHAFARIAN, M. R.; STAMPFER, K.; SESSIONS, J. (2010): Optimal road spacing of cable yarding using a tower yarder in Southern Austria. European Journal of Forest Research 129, S. 409-416

- [179] GLEMNITZ, M.; WILLMS, M.; PLATEN, R.; SPECKA, X.; PETER, C.; PRESCHER, A.-K.; VON BUTTLAR, C.; KRÄHLING, B. (2014): Entwicklung und Vergleich von optimierten Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von Energiepflanzen unter den verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands Phase II (EVA II). Endbericht zu Teilprojekt II: Ökologische Folgewirkungen des Energiepflanzenanbaus. Im Auftrag der Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FKZ: 220-131-08), 284 Seiten
- [180] GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; DE SCHRYVER, A.; STRUIJS, J.; VAN ZELM, R. (2013): ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which compromises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report 1: Characterisation, First edition, 133 Seiten
- [181] GOEDKOOP, M.; SPRIENSMA, R. (2000): The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report. Second edition. BB Amersfoort: PRé Consultants B.V. 132 Seiten
- [182] GONZÁLEZ-GARCÍA, S.; GARCÍA-REY, D.; HOSPIDO, A. (2012): ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE ASSESSMENT FOR RAPESEED-DERIVED BIODIESEL. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 18, Nr. 1, S. 61-76.
- [183] GRAF, T.; REINHOLD, G. (2008): Betriebswirtschaftliche Aspekte der dezentralen Ölsaatenverarbeitung. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) (Hrsg.): KTBL-Schrift, Nr. 427. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), S. 122-129
- [184] GRAU, B.; BERNAT, E.; ANTONI, R.; JORDI-ROGER, R.; RITA, P. (2010): Small-scale production of straight vegetable oil from rapeseed and its use as biofuel in the Spanish territory. *Energy Policy*, Jg. 38, Nr. 1, S. 189-196
- [185] GRAU, B.; BERNAT, E.; RITA, P.; JORDI-ROGER, R.; ANTONI, R. (2013): Environmental life cycle assessment of rapeseed straight vegetable oil as self-supply agricultural biofuel. *Renewable Energy*, Jg. 50, Nr. 2, S. 142-149
- [186] GREENDELTA GMBH (2013): Open LCA Software. URL: <http://www.openlca.org/home> (Stand: 16.02.2016)
- [187] GRIESS, V.; KNOKE, T. (2013): Bioeconomic modeling of mixed Norway spruce—European beech stands: economic consequences of considering ecological effects. *European Journal of Forest Research*, Vol. 132, S. 511-522
- [188] GRONAUER, A.; EFFENBERGER, M.; KAISER, F.; SCHLATTMANN M. (2003): Biogasanlagen-Monitoring und Emissionsverhalten von Biogas-Blockheizkraftwerken - Abschlussbericht. Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU), München: Februar 2013.
- [189] GRUBE KG (2015): Fachkatalog Nr. 57 2015/2016
- [190] GUINÉE, J. B.; HEIJUNGS, R.; VOET, E. (2009): A greenhouse gas indicator for bio-energy: some theoretical issues with practical implications. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 14, Nr. 4, S. 328-339

- [191] GUTSER, R.; EBERTSEDER, T. (2006): Die Nährstoffe in Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern – ein unschätzbare Potenzial im Stoffkreislauf landwirtschaftlicher Betriebe. In Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) (Hrsg.): Verwertung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern in der Landwirtschaft – Nutzen und Risiken. KTBL-Tagung vom 19.-20. April 2006. KTBL-Schrift 444, S. 7-22, ISBN: 978-939371-05-2
- [192] HAAS, R.; REMMELE, E. (2011): Status quo der dezentralen Ölgewinnung - bundesweite Befragung. Im Auftrag der Union zur Förderung von Oel- und Proteinpflanzen (UFOP). Berichte aus dem TFZ, Nr. 26. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, 74 Seiten, ISBN 1614-1008
- [193] HAAS, R.; REMMELE, E. (2013): Dezentrale Ölsaatenverarbeitung 2012/2013 – eine bundesweite Befragung. Im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF). Berichte aus dem TFZ, Nr. 34. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, 51 Seiten
- [194] HAHN, H.; HOLZHAMMER, U.; GERHARDT, N.; KIRCHNER, D.; KRAUTKREMER, B. (2014): Kurzstudie zum Thema Effekte des Ausgleichs von Stromdefiziten durch Biogasanlagen. Fraunhofer-Institut für Windenergie und Energiesystemtechnik (IWES), Kassel, 2014 [[http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_IWES-Studie/\\$file/14-04-30_IWES-Studie.pdf](http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_IWES-Studie/$file/14-04-30_IWES-Studie.pdf)] Zugriff: 04.03.2016
- [195] HAHN, J.; SCHARDT, M.; SCHULMEYER, F.; MERGLER, F. (2014): Der Energieinhalt von Holz. LWF-Merkblatt 12, Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Freising, 4 Seiten
- [196] HANSEN, A.; MEYER-AURICH, A.; PROCHNOW, A. (2013): Greenhouse gas mitigation potential of a second generation energy production system from short rotation poplar in Eastern Germany and its accompanied uncertainties. Biomass and Bioenergy, Jg. 56, S. 104-115
- [197] HARTMANN, H. (2009): Transport, Lagerung, Konservierung und Trocknung. In: KALTSCHMITT, M., HARTMANN, H., HOFBAUER, H. (Hrsg.): Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren. 2. Aufl. Dordrecht; Heidelberg; London; New York: Springer Verlag, S. 61-72, ISBN 978-3-540-85094-6
- [198] HARTMANN, H.; KALTSCHMITT, M. (2002): Biomasse als erneuerbarer Energieträger. Schriftenreihe "Nachwachsende Rohstoffe", Band 3, 2. Aufl. Münster: Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 692 Seiten
- [199] HARTMANN, H.; REISINGER, K.; NOTHAFT, C.; TUROWSKI, P. (2010): Kleine Biomassefeuerungen – Markt Betrachtungen, Betriebsdaten, Kosten und Wirtschaftlichkeit. Berichte aus dem TFZ, Nr. 21. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, 70 Seiten
- [200] HARTMANN, H.; REISINGER, K.; TUROWSKI, P.; ROßMANN, P. (2013): Handbuch Bioenergie-Kleinanlagen. 3. Auflage Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 195 Seiten
- [201] HARTMANN, J. K.; (2006): Life-cycle-assessment of industrial scale biogas plants. Fakultät für Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades

- [202] HASLER, P.; NUSSBAUMER, T. (2001): Herstellung von Holzpellets. Einfluss von Presshilfsmitteln auf Produktion, Qualität, Lagerung, Verbrennung sowie Energie- und Ökobilanz von Holzpellets. Bundesamt für Energie, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Schweiz
- [203] HEINIMANN, H. R. (2012): Life Cycle Assessment (LCA) in forestry - state and perspectives. *Croatian Journal of Forest Engineering* 33, S. 357-372
- [204] HELBIG, S.; HÜLSBERGEN, K.-J. (2009): Energiebilanz nachwachsender Rohstoffe zur Biogaserzeugung. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.): Nachhaltige Landwirtschaft. Indikatoren, Bilanzierungsansätze, Modelle. Initiativen zum Umweltschutz, Nr. 74. Berlin: Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. KG, S. 95-105, ISBN 978-3503116447
- [205] HERGOUALCH, K.; BLANCHART, E.; SKIBA, U.; HÉNAULT, C.; HARMAND, J.-M. (2012): Changes in carbon stock and greenhouse gas balance in a coffee (*Coffea arabica*) monoculture versus an agroforestry system with *Inga densiflora*, in Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Jg. 148, S. 102-110
- [206] HERRMANN, C.; IDLER, C.; HEIERMANN, M. (2016): Biogas crops grown in energy crop rotations: Linking chemical composition and methane production characteristics. *Bioresource Technology*, Jg. 206, S. 23-35
- [207] HEUWINKEL, H. (2007): Symbiotische Fixierleistung im ökologischen Landbau: Ansätze zur Verbesserung der Schätzwerte. *KTBL-Schrift* 458, S. 70-83, ISBN 978-3-939371-34-2,
- [208] HIJAZI, O.; MUNRO, S.; ZERHUSEN, B.; EFFENBERGER, M. (2016): Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Jg. 54, S. 1291–1300
- [209] HÖGLMEIER, K.; WEBER-BLASCHKE, G.; RICHTER, K.; 2014: Utilization of recovered wood in cascades versus utilization of primary wood - a comparison with life cycle assessment using system expansion. *International Journal of Life Cycle Assessment* 19, 1755–1766
- [210] HÖGLMEIER, K.; WEBER-BLASCHKE, G.; RICHTER, K.; 2015A: Effiziente Erfassung und Aufbereitung notwendig. Ökobilanz Studie von Altholz-Verwertungsoptionen geht der Frage nach: Lohnt sich die Kaskadennutzung aus Umweltsicht. *Holz-Zentralblatt* 141 (5), 108-109.
- [211] HÖGLMEIER, K.; WEBER-BLASCHKE, G.; RICHTER, K.; 2015B: LCA-based optimization of wood utilization in southeast Germany under special consideration of a cascading use of wood. *Journal of Environmental Management*, 152, 158-170.
- [212] HÖGLMEIER, K.; WEBER-BLASCHKE, G.; RICHTER, K.; 2016: Kaskadennutzung von Altholz in Bayern. Mengenpotenziale aus dem Gebäudebestand und ökologische Bewertung. *LWFaktuell* 109
- [213] HÖLDRICH, A.; HARTMANN, H.; DECKER, T.; REISINGER, K.; SOMMER, W.; SCHARDT, M.; WITTKOPF, S.; OHRNER, G. (2006): Rationelle Scheitholzbereitstellungsverfahren. *Berichte aus dem TFZ*, Nr. 34. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, 274 Seiten, ISSN 1614-1008

- [214] HÖLLDORFER, B.; (2007): Einfach, aber wirkungsvoll - das R2005-gerät. Wegepflege mit dem R2005-Gerät ist effizient und reduziert die Instandhaltungskosten Lkw-fahrbarer Waldwege. LWF aktuell 59, S. 30-31
- [215] HORN, H.; SKIBBE, K.; RÖHLE, H. (2013): Wuchsleistungen von KUP aus Pappel in Folgerotationen. AFZ – Der Wald, Nr. 7, S. 53-55
- [216] HOSIER, R. H. (1989): The Economics of Smallholder agroforestry: Two Case Studies. World Development, Jg. 17, Nr. 11, S. 1827-1839
- [217] HÜLSBERGEN, K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Berichte aus der Agrarwissenschaft. 1. Aufl., Aachen: Shaker Verlag, 292 Seiten, ISBN 978-3832214647
- [218] HÜLSBERGEN, K.-J. (2013): Einfluss von Biogasanlagen auf die Humus- und Nährstoffbilanz landwirtschaftlicher Betriebe. Vortrag auf der 22. Biogas-Jahrestagung, 29.-31.01.2013 in Leipzig
- [219] HÜLSBERGEN, K.-J.; FEIL, B.; BIERMANN, S.; RATHKE, G.-W.; KALK, W.-D.; DIEPENBROCK, W. (2001): A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. Agriculture, Ecosystems and Environment, Jg. 86, Nr. 3, S. 303-321
- [220] HÜLSBERGEN, K.-J.; FEIL, B.; DIEPENBROCK, W. (2002): Rates of nitrogen application required to achieve maximum energy efficiency for various crops: results of a long-term experiment. Field Crops Research, Jg. 77, Nr. 1, S. 61-76
- [221] HÜLSBERGEN, K.-J.; RAHMANN, G. (2013): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Thünen Report, Nr. 8, Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 412 Seiten, ISBN 978-3-86576-108-8
- [222] HÜLSBERGEN, K.-J.; SCHMID, H. (2008): Humusbilanzen und C-Kreisläufe in Betriebssystemen mit Bioenergieerzeugung. Beitrag zur KTBL-Vortragstagung „Ökologische und ökonomische Bewertung nachwachsender Energieträger“ vom 08.-09. September 2008 in Aschaffenburg. KTBL-Schrift, Nr. 468, Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, S. 151-171
- [223] HÜLSBERGEN, K.-J.; SCHMID, H. (2013): Umweltwirkungen nachwachsender Rohstoffe und pflanzenbauliche Strategien zur Optimierung. Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V. (Hrsg.): Nachhaltige Erzeugung von Nachwachsenden Rohstoffen. In: Mitteilungen der Gesellschaft Pflanzenbauwissenschaften. Tagung vom 4.-6.09.2013 in Weihenstephan. Göttingen: Verlag Liddy Halm, Band 25, S. 1-7, ISSN 0934-5116
- [224] HÜLSBERGEN, K.-J.; SCHMID, H.; FRANK, H. (2013): Ressourcenschonung in der Pflanzen- und Milchproduktion. Ansätze für die Betriebsoptimierung – Untersuchungen zur Nachhaltigkeit von ökologischen und konventionellen Betrieben. In: Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e. V.: Landwirtschaft im Konflikt mit der Gesellschaft? DLG-Band 107, S. 43-61
- [225] HUNDT, B. (2010): Energie- und Klimateffizienz von Biogasanlagen mit Biogasaufbereitung und -einspeisung unter Nutzung von Silomais – Untersuchungen am Beispiel der Biogasanlage der HSE AG in Darmstadt-Wixhausen. Dissertation an der Justus-Liebig-Universität, Gießen

- [226] INSTITUT FÜR ENERGIE- UND UMWELTFORSCHUNG HEIDELBERG GMBH (IFEU) (2015): Biograce. Harmonised calculations of biofuel greenhouse gas emissions in Europe. URL: www.biograce.net (Stand: 24.02.2016)
- [227] INSTITUT FÜR ENERGIE- UND UMWELTFORSCHUNG HEIDELBERG GMBH (IFEU) (2015): Treibhausgasberechnungs-Tools für RED und BioSt-/Biokraft-NachV. URL: <http://www.ifeu.de/index.php?bereich=nac&seite=ENZO2> (Stand: 16.02.2016)
- [228] INSTITUT FÜR UMWELTINFORMATIK HAMBURG GMBH (2013): Umberto Software. URL: <http://www.ifu.com/de/> (Stand: 16.02.2016)
- [229] INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC) (2001): Climate change 2001: The scientific basis. Cambridge, UK: Cambridge University Press
- [230] INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC) (2006): Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 11 N₂O Emissions from Managed Soils and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. Japan: Intergovernmental Panel on climate change (IPCC)
- [231] INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC) (2007): The Physical Science Basis. Cambridge, England: Cambridge University Press (Climate change 2007: Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment, 1), 996 Seiten
- [232] INTERNATIONAL STANDARD ORGANIZATION (ISO) (2015): ISO 13065:2015-09 Sustainability criteria for bioenergy. Berlin: Beuth-Verlag, 57 Seiten
- [233] INTERNATIONAL SUSTAINABILITY & CARBON CERTIFICATION (2012): ISCC PLUS 202. ISCC PLUS Standard on Sustainability Requirements for the Production of Biomass – ISCC PLUS 202 V1.0 URL: http://www.iscc-system.org/index.php?eID=tx_nawsecured1&u=0&file=fileadmin/content/documents/ISCC-Zertifizierungs-Prozess/ISCC_PLUS/ISCCPLUS202StandardonSustainabilityRequirementsfortheProductionofBiomass.pdf&t=1358417114&hash=671aea9d2952017d0213c1df9e5e90b55c105e96 (Stand: 16.01.2013)
- [234] INTERNATIONALES INSTITUT FÜR NACHHALTIGKEITSANALYSEN UND -STRATEGIEN (IINAS) (2015): GEMIS – Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme. URL: <http://www.iinas.org/gemis-download-de.html> (Stand: 16.02.2016)
- [235] JAENISCH, D.; SOMMERFELD, D. (2005): Dezentrale Gewinnung und Nutzung des biogenen Kraftstoffes Rapsöl in einer Modellregion in Meklenburg-Vorpommern. In: Dezentrale Ölsaatenverarbeitung, KTBL-Schrift 427, KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V. (HRSG.). 164 Seiten, ISBN 3-7843-2171-2
- [236] JANSSEN, A. (2014): Waldkalkung in Baden-Württemberg- Sachstand. FVA-Einblick 1. Seiten 3-6. ISSN 1614-7707
- [237] JOA, B. (2014): Analyse der Bestandesstruktur und der Emissionen von Holzfeuerungsanlagen zur Erzeugung von Wärme und Strom in Bayern. Bachelorarbeit, Holzforschung München: Technische Universität München.

- [238] JOHANN HEINRICH VON THÜNEN-INSTITUT (vTI), INSTITUT FÜR AGRARTECHNOLOGIE UND BIOSYSTEMTECHNIK (2009): Biogas Messprogramm II – 61 Biogasanlagen im Vergleich. 1. Aufl., Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (Hrsg.). 168 Seiten, ISBN 978-3-9803927-8-5
- [239] JOHNSON, M. G.; LEVINE, E. R.; KERN, J. S. (1995): Soil organic matter: Distribution, genesis, and management to reduce greenhouse gas emissions. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 82, Issue 3-4, S. 593-615, ISSN 0049-6979 (Print) 1573-2932 (Online)
- [240] JOSE, S.; BARDHAN, S. (2012): Agroforestry for biomass production and carbon sequestration: an overview. *Agroforestry Systems*, Jg. 86, Nr. 2, S. 105-111
- [241] JUNGBLUTH, N. (2007): ERDÖL. IN: DONES, R. (Hrsg.): Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. *Ecoinvent report Nr. 6*, Duebendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Teil IV, 315 Seiten
- [242] KAGE, H.; PAHLMANN, I. (2013). Potenziale zur Minderung der Treibhausgasemissionen im Rapsanbau. In: Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR) (Hrsg.): *Gülzower Fachgespräche*, Band 45. Berlin: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), S. 235-259
- [243] KÄGI, THOMAS; FREIERMUTH KNUCHEL, RUTH; NEMERECEK, THOMAS; GAILLARD, GERARD (2007): *Ökobilanz von Energieprodukten: Bewertung der landwirtschaftlichen Biomasse-Produktion*. Hg. v. Eidgenössisches Volkswirtschaftsdepartement EVD. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, zuletzt aktualisiert am 07.05.2007, zuletzt geprüft am 29.10.2012.
- [244] KALTSCHMITT, M.; HARTMANN, H.; HOFBAUER, H. (2009): *Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren*. 2 Aufl. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer-Verlag, 1030 Seiten, ISBN 978-3-540-85094-6
- [245] KALTSCHMITT, M.; REINHARDT, G. (1997): *Nachwachsende Energieträger - Grundlagen, Verfahren, Ökologische Bilanzierung*. 1. Aufl. Braunschweig, Wiesbaden: Friedrich Vieweg & Sohn Verlag, 527 Seiten
- [246] KARLSRUHER INSTITUT FÜR TECHNOLOGIE (2013): *Bioenergiedat. Die Open Source Datenplattform für BioEnergie in Deutschland*. Karlsruher Institut für Technologie. URL: www.bioenergiedat.de (Stand: 02.04.2013)
- [247] KAVALOV B., JENSEN P., PAPAGEORGIOU D., SCHWENSEN C., OLSSON J. P. (2003): *Biofuel Production Potential of EU-Candidate Countries. Final EUR 20835 EN. Addendum to the Final Report EUR 20836 EN*
- [248] KELM, M.; TAUBE, F. (2007): *Energiebilanz der Biogaserzeugung aus Gras- und Maissilage*. Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Grünland und Futterbau/Ökologischer Landbau. Kiel, 4 Seiten
- [249] KERCKOW, B. (2015): ISO-Norm 13065 „Nachhaltigkeitskriterien für Bioenergie“ veröffentlicht, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. Presseerklärung vom 20.10.2015. URL: [http://biokraftstoffe.fnr.de/service/presse/news-und-presse/aktuelle-nachricht/?tx_ttnews\[year\]=2015&tx_ttnews\[month\]=10&tx_ttnews\[day\]=20&tx_ttnews\[tt_news\]=8522&cHash=d85d79efb9bea6086c794c50cc653421](http://biokraftstoffe.fnr.de/service/presse/news-und-presse/aktuelle-nachricht/?tx_ttnews[year]=2015&tx_ttnews[month]=10&tx_ttnews[day]=20&tx_ttnews[tt_news]=8522&cHash=d85d79efb9bea6086c794c50cc653421) (Stand: 16.02.2016)

- [250] KEYMER U. (2012): Ökonomie der Biogaserzeugung von Grünlandaufwüchsen. In: WACHENDORF, M.; RIEHL, G. (Hrsg.): Energetische Nutzung von Grünlandaufwüchsen. Mitteilung der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau. Band 13, Witzhausen: Feldmann Druck. S. 7-14, ISBN: 978-3-00-038005-1
- [251] KILPELÄINEN, A.; ALAM, A.; STRANDMAN, H.; KELLOMÄKI, S. (2011): Life cycle assessment tool for estimating net CO₂ exchange of forest production. *Global Change Biology Bioenergy* 3, S. 461-471
- [252] KIM, D.-G. (2012): Estimation of net gain of soil carbon in a nitrogen-fixing tree and crop intercropping system in sub-Saharan Africa: results from re-examining a study. *Agroforestry Systems*, Jg. 86, Nr. 2, S. 175-184, DOI 10.1007/s10457-011-9477-1
- [253] KLEIN, D.; WOLF, C.; SCHULZ, C.; WEBER-BLASCHKE, G. (2015): 20 years of life cycle assessment (LCA) in the forestry sector: state of the art and a methodical proposal for the LCA of forest production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 20, Nr. 4, S. 556–575
- [254] KLEMMT, H. J.; NEUBERT, M.; MÖBNANG, M.; HOPF, C. (2014): Nachhaltig und naturnah. Wald und Forstwirtschaft in Bayern. Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 32 Seiten. ISSN 1865-8709
- [255] KLÖPFFER, W.; GRAHL, B. (2009): Ökobilanz (LCA). Weinheim: Wiley-VCH Verlag, 426 Seiten. ISBN 978-3-527-32043-1
- [256] KLUGMANN, K. (2006): Laufzeiten und Kosten der Motorsäge in der Holzernte. Ergebnisse einer deutschlandweiten Praxisuntersuchung. Gross-Umstadt: KWF (Bericht / Kuratorium für Waldarbeit und Forsttechnik, 39), ISBN 3-980-7798-9-0
- [257] KNAUF, M.; HUNKEMÖLLER, R.; FRIEDRICH, S.; BORCHERT, H.; BAUER, J.; MAI, W. (2016): Cluster-studie Forst, Holz und Papier in Bayern 2015. Kurzbericht. Februar 2016, Freising.
- [258] KÖBLE, R. (2014): The Global Nitrous Oxide Calculator –GNOC– Online Tool Manual. Version 1.2.4
- [259] KOCH, M. (2009): Ökologische und ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen und deren Standortwahl. Karlsruhe: Universitätsverlag Karlsruhe, 2009. ISBN: 978-3-86644-355-6
- [260] KOLLMANN, F. (1982): Technologie des Holzes und der Holzwerkstoffe. Band 1. 2. Aufl. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag, 1050 Seiten, ISBN 978-3-642-52948-1
- [261] KÖNIG, A. (2009): Ganzheitliche Analyse und Bewertung konkurrierender energetischer Nutzungspfade für Biomasse im Energiesystem Deutschland bis zum Jahr 2030. Stuttgart.
- [262] KRAUS, K.; NIKLAS, G.; TAPPE, M. (1999): Aktuelle Bewertung des Einsatzes von Rapsöl/RME im Vergleich zu Dieselkraftstoff. 1. Aufl. Berlin: Umweltbundesamt (UBA), 199 Seiten

- [263] KRAUTKREMER, B.; HOLZHAMMER, U. (2016): Biogas - eine unverzichtbare Flexibilitätsoption für die Zukunft. In: Biogas Convention, Nürnberg: 17.02.2016 http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/res/Plenum_Bernd%20Krautkremer.pdf/ Zugriff: 04.03.2016
- [264] KRENN, K. (2015): ADM verarbeitet ab 2016 Donau-Soja in Bayern. Artikel vom 16.10.2015. Hannover: Deutscher Landwirtschaftsverlag
- [265] KUCHLING, H. (1996): Taschenbuch der Physik. 16. Aufl. Leipzig: Fachbuchverlag, ISBN 3-446-18692-1, 708 Seiten
- [266] KUEMMEL, B.; LANGER, V.; MAGID, J.; NEERGAARD, A. DE; PORTER, J. R. (1998): Energetic, economic and ecological balances of a combined food and energy system. Biomass and Bioenergy, Jg. 15, Nr. 4-5, S. 407-416
- [267] KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E. V. (KTBL) (2011): KTBL-Feldarbeitsrechner. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) URL: <http://daten.ktbl.de/feldarbeit/entry.html> (Stand 2011)
- [268] KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E. V. (KTBL) (2012): KTBL-Feldarbeitsrechner. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) URL: <http://daten.ktbl.de/feldarbeit/entry.html> (Stand: 2013/14)
- [269] KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E. V. (KTBL) (2015): KTBL-Feldarbeitsrechner. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) URL: <http://daten.ktbl.de/feldarbeit/entry.html> (Stand: März 2016)
- [270] KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E. V. (KTBL) (2014): Betriebsplanung Landwirtschaft 2014/15. 24. Auflage. Darmstadt: KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH Münster-Hiltrup, 832 Seiten, ISBN 978-3-941583-93-1
- [271] KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E. V. (KTBL) (2013): Faustzahlen Biogas. 3. Aufl. Darmstadt: KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH Münster-Hiltrup, 360 Seiten, ISBN 978-3-941583-85-6
- [272] KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E. V. (KTBL) (2016): MaKost-Rechner. URL: <http://daten.ktbl.de/makost/startseite.do;jsessionid=61C2F423046C0BFF29C4E982BF9BCDED#start> (Stand: 24.02.2016)
- [273] KURATORIUM FÜR WALDARBEIT UND FORSTTECHNIK E. V. (1997): Aktuelle Pflanzverfahren. Kwf-Merkblatt Nr- 10/97
- [274] KURATORIUM FÜR WALDARBEIT UND FORSTTECHNIK E. V. (2010): Schutzmaßnahmen gegen Wildschäden im Wald. Verfahren – Technik – Kosten. KWF-Merkblatt Nr. 16, Groß-Umstadt: KWF, 41 Seiten
- [275] KURATORIUM FÜR WALDARBEIT UND FORSTTECHNIK E. V. (2011): Efficient 20. Kraftstoffverbrauch von Forstmaschinen. URL: <http://de.efficient20.eu/2011/03/21/kraftstoffverbrauch-von-forstmaschinen> (Stand: 10.07.2014)

- [276] KURATORIUM FÜR WALDARBEIT UND FORSTTECHNIK E. V. (2013): Forstmaschinen vorauskalkulieren. Hintergründe, KWF-Richtwerte und Berechnungsbeispiele. kwf Merkblatt Nr. 17/2013
- [277] KURATORIUM FÜR WALDARBEIT UND FORSTTECHNIK E. V. (2015): Der erweiterte Sortentarif (EST). URL: <http://www.kwf-online.org/mensch-und-arbeit/tdl/lohnmodelle/est.html> (Stand: September 2015)
- [278] KURATORIUM FÜR WALDARBEIT UND FORSTTECHNIK E. V. (o.J): Prüfbericht Nr. 5601. Wegepflegegerät für Dreipunktanbau Typ "R 2005 nach Bräu und Niederbauer
- [279] KÜSTERMANN, B.; CHRISTEN, O.; HÜLSBERGEN, K.-J. (2010): Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Jg. 135, Nr. 1-2, S. 70-80, DOI 10.1016/j.agee.2009.08.014
- [280] KÜSTERMANN, B.; KAINZ, M.; HÜLSBERGEN, K.-J. (2008): Modelling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*, Jg. 23, Nr. 01, S. 38-52
- [281] KÜSTERMANN, B.; MUNCH, J. C.; HÜLSBERGEN, K.-J. (2013): Effects of soil tillage and fertilization on resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment in Southern Germany. *European Journal of Agronomy*, Jg. 49, S. 61-73
- [282] LABUTONG N, MOSLEY J, SMITH R, WILLARD J. (2012): Life cycle modeling and environmental impact assessment of commercial scale biogas production. A project submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science Natural Resources and Environment at the University of Michigan
- [283] LENDL, M. (2014): 1. OCHSENFURTER BIO-KRAFTSTOFFTAG. TECOSOL GMBH. VORTRAG GEHALTEN AM 25.07.2014 IN OCHSENFURT
- [284] LICHTBLAU, G.; PÖLZ, W.; STIX, S.; WINTER, R. (2012): Ökobilanzen ausgewählter Biotreibstoffe. Erstellt im Rahmen des Projektes "Biokraftstoffe – Potentiale, Risiken, Zukunftsszenarien". Wien: Umweltbundesamt GmbH Wien (Hrsg.). *Perspektiven für Umwelt & Gesellschaft*, Nr. REP-0360, 50 Seiten, ISBN 978-3-99004-163-5
- [285] LIEBETRAU, J.; CLEMENS, J.; CUHLS, C.; HAFERMANN, C.; FRIEHE, J. ET AL. (2010): Methane emissions from biogas-producing facilities within the agricultural sector. *Engineering in Life Sciences* 10(2010), 6: 595-599
- [286] LIN, H. C.; HUBER, J.; HÜLSBERGEN, K.-J. (2013): Energy use efficiency of organic and agroforestry farming systems. In: Neuhoff, D.; Stumm, C.; Ziegler, S.; Rahmann, G.; Hamm, U.; Köpke, U. (Hrsg.): *Ideal und Wirklichkeit - Perspektiven Ökologischer Landwirtschaft*. 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Bonn, 5.-8.03.2013, Berlin: Verlag Dr. Köster, S. 680-683
- [287] LUBENAU, C. (2012): Papier Produktionsdurchschnitt über alle Sorten. Ökobilanzmodell der Papierproduktion in Bayern innerhalb der Arbeitsgruppe Stoffstrommanagement der Holzforschung München. Freising.
- [288] MAIERHOFER, H. (2015): Zeitreihe Argrandieselpreise, 10.08.2015. E-Mail an André Tiemann

- [289] MAISEL BAU GMBH (2015): Kosten für Wegebau Schotter, 02.12.2015. Telefonat an Andre Tiemann
- [290] MAJER, S., DANIEL, J. (2008): Einfluss des Gülleanteils, der Wärmeauskopplung und der Gärrestabdeckung auf die Treibhausgasbilanz von Biogasanlagen. [Hrsg.] KTBL. Ökologische und ökonomische Bewertung nachwachsender Energieträger. Darmstadt KTBL
- [291] MAJER, S.; OEHMICHEN, K. (2010): Mögliche Ansätze zur Optimierung der THG-Bilanz von Biodiesel aus Raps. Studie im Auftrag der UFOP Union zur Förderung von Oel- und Proteinpflanzen e. V., Leipzig: DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum. Projektnummer 3510005, 25 Seiten
- [292] MANTAU, U. (2012): Holzrohstoffbilanz und Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung von 1987 bis 2015. Studie. Hamburg: INFRO Informationssysteme in Deutschland und Universität Hamburg, Zentrum Holzwirtschaft, Arbeitsbereich Ökonomie der Holz- und Forstwirtschaft, 65 Seiten
- [293] MANTAU, U.; SAAL, U. (2011): Holzverknappung in der EU fordert Branche heraus: Szenarien des Rohstoffaufkommens und der Holznachfrage in Europa – Zusammenfassung der EU-Wood-Studie. Holz-Zentralblatt, Nr. 13, S. 327-328
- [294] MANZONE, M.; AIROLDI, G.; BALSARI, P. (2009): Energetic and economic evaluation of a poplar cultivation for the biomass production in Italy. Biomass and Bioenergy, Jg. 33, Nr. 9, S. 1258-1264
- [295] MARKEWITZ, P.; VÖGELE, S. (2004): Technikspezifische CO₂-Vermeidungskosten – Eine geeignete Bewertungsgröße für Treibhausgas-minderungsmaßnahmen? Energiewirtschaftliche Tagesfragen, Jg. 54, Heft 9, S. 601-605
- [296] MEMMLER, M.; MERKEL, K.; PABST, J.; ROTHER, S.; SCHNEIDER, S.; DREHER, M. (2013): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger - Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2012. Climate Change 15. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBA), 136 Seiten
- [297] MEZZULLO WG, McMANUS MC, HAMMOND GP (2013): Life cycle assessment of a small-scale anaerobic digestion plant from cattle waste. Applied Energy 2013; 102:657–664
- [298] MICHELSEN, O.; SOLLI, C.; STROTMANN, A. H. (2008): Environmental impact and added value in forestry operations in Norway. Journal of Industrial Ecology 12, S. 69-81
- [299] MILOTA, MICHAEL R. (2004): Softwood Lumber - Pacific Northwest Region. COR-RIM: Phase I Final Report Module B. (Oregon State University). Corvallis.
- [300] MINERALÖLWIRTSCHAFTSVERBAND E. V. (2015): Zusammensetzung des Verbraucherpreises für Dieselkraftstoff. Online verfügbar unter <http://www.mwv.de/index.php/daten/statistikenpreise/?loc=2&jahr=2015>, (Stand: 15.01.2016)
- [301] MÖNDEL, A.; BRIX, M.; CHALMIN, A. (2009): Ökonomische Bewertung von Agroforstsystemen. In: REEG, T.; BEMMANN, A.; KONOLD, W.; MURACH, D.; SPIEKER, H. (Hrsg.): Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. 1. Aufl. Weinheim: Wiley-VCH Verlag, S. 289-300

- [302] MONSON, KD., ESTEVES, SR., GUWY, AJ., DINSDALE RM. (2007): Anaerobic Digestion of Biodegradable Municipal Wastes: A Review, The Sustainable Environment Research Centre, University of Glamorgan, ISBN 978-1-84054-156-5
- [303] MORAT, J.; FORBRIG, A.; GRAUPNER, J. (1998): Holzernteverfahren – Vergleichende Erhebung und Beurteilung der Holzernteverfahren in der Bundesrepublik Deutschland. Bericht Nr. 25, Groß-Umstadt: Kuratorium für Waldarbeit und Forsttechnik, 110 Seiten, ISBN 978-3980779807
- [304] MÜLLER-LINDENLAUF, M.; ZIPFEL, G.; MÜNCH, J.; GÄRTNER, S.; RETTENMAIER, N.; PAULSCH, D.; REINHARDT, G. (2013): CO₂-Fußabdruck und Umweltbilanz von Fleisch aus Baden-Württemberg. Endbericht im Auftrag der Marketinggesellschaft Baden-Württemberg mbH (MBW). Heidelberg: Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, 66 Seiten
- [305] MURPHY, F.; DELVIN, G.; McDONNELL, K. (2014): Forest biomass supply chains in Ireland: A life cycle assessment of GHG emissions and primary energy balances. Applied Energy 116, S. 1–8
- [306] NAIR, P. K. R. (1993): An Introduction to Agroforestry. Kluwer Academic Publishers in cooperation with the International Centre for Research in Agroforestry. Dordrecht; The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 499 Seiten, ISBN 0-7923-2134-0
- [307] NEMECEK, T.; KÄGI, T. (2007): Life Cycle Inventories of Agriculture Production Systems. Data v. 2.0, ecoinvent report No. 15, Zürich, Dübendorf: Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, 360 Seiten
- [308] NERLICH, K.; GRAEFF-HÖNNINGER, S.; CLAUPEIN, W. (2013): Agroforestry in Europe: a review of the disappearance of traditional systems and development of modern agroforestry practices, with emphasis on experiences in Germany. Agroforestry Systems, Jg. 87, Nr. 2, S. 475-492
- [309] NEUBERT, F.; BOLL, T.; ZIMMERMANN, K.; BERGFELD, A. (2013): Online Umfrage unter Praktikern: Chancen und Hemmnisse von Kurzumtriebsplantagen. AFZ – Der Wald, Jg. 68, Nr. 4, S. 4-6
- [310] NEUHOF, I.; MERGLER, F.; ZORMAIER, F.; WEINERT, B.; HÜTTL, K. (2005): Hackschnitzel richtig lagern! Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.), Freising, LWF-Merkblatt, Nr. 11, 2. Aufl., 4 Seiten
- [311] NEUPANE, R. P.; THAPA, G. B. (2001): Impact of agroforestry intervention on soil fertility and farm income under the subsistence farming system of the middle hills, Nepal. Agriculture, Ecosystems and Environment, Jg. 84, Nr. 2, S. 157-167
- [312] NOPONEN, M. R. A.; EDWARDS-JONES, G.; HAGGAR, J. P.; SOTO, G.; ATTARZADEH, N.; HEALEY, J. R. (2012): Greenhouse gas emissions in coffee grown with differing input levels under conventional and organic management. Agriculture, Ecosystems and Environment, Jg. 151, S. 6-15
- [313] OBKIRCHNER, C.; LENGWENAT, E.; OHNESORGE, D. (2013). Treibhausgasbilanz von Lkw-Rohholztransporten in Deutschland unter Berücksichtigung einer Erhöhung des zulässigen Gesamtgewichts. Arbeitsberichte des Lehrstuhl für Forstliche Wirtschaftslehre an der Technischen Universität München, 63 Seiten

- [314] OELBERMANN, M.; PAUL, V. R.; GORDON, A. M. (2004): Carbon sequestration in tropical and temperate agroforestry systems: a review with examples from Costa Rica and southern Canada. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Jg. 104, Nr. 3, S. 359-377
- [315] OSTERBURG, B.; RÜTER, S.; FREIBAUER, A.; DE WITTE, T.; ELSASSER, P.; KÄTSCH, S.; LEISCHNER, B.; PAULSEN, H. M.; ROCK, J.; RÖDER, N.; SANDERS, J.; SCHWEINLE, J.; STEUK, J.; STICHNOTHE, H.; STÜMER, W.; WELLING, J.; WOLFF, A. (2013): Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft. Thünen Rep 11. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 158 Seiten
- [316] PAHLMANN, I.; BÖTTCHER, U.; SIELING, K.; KAGE, H. (2013): Possible impact of the Renewable Energy Directive on N fertilization intensity and yield of winter oilseed rape in different cropping systems. *Biomass & Bioenergy*, Jg. 57, S. 168-179
- [317] PAUSCH, R. (2002): Ein System-Ansatz zur Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Waldstruktur, Arbeitsvolumina und Kosten der technischen und biologischen Produktion in Forstrevieren ost- und nordbayerischer Mittelgebirge. Dissertation. München: Technische Universität München, Lehrstuhl für Forstliche Arbeitswissenschaft und Angewandte Informatik, 301 Seiten
- [318] PEICHL, M.; THEVATHASAN, N. V.; GORDON, A. M.; HUSS, J.; ABOHASSAN, R. A. (2006): Carbon Sequestration Potentials in Temperate Tree-Based Intercropping Systems, Southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, Jg. 66, Nr. 3, S. 243-257
- [319] PELZ, W.; 2004: SWOT-Analyse - Beispiele, Geschichte und Tipps zur Umsetzung. (Auszug aus: Waldemar Pelz, *Strategisches und Operatives Marketing, Ein Leitfaden zur Erstellung eines professionellen Marketing-Plans*, Norderstedt 2004. [<http://wpez.de/ress/swot.pdf>] (letzter Zugriff: 16.02.2016))
- [320] PENMAN, J.; GYTARSKY, M.; HIRAISHI, T.; KRUG, T.; KRUGER, D.; PIPATTI, R.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, T.; WAGNER, F. (2006): Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. IPCC Report. Hayama; Kanagawa; Japan: Institute for Global Environmental Strategies (IGES), 590 Seiten, ISBN 4-88788-003-0
- [321] PRÉ CONSULTANTS (2013): SimaPro Software. URL: <http://www.pre-sustainability.com/software> (Stand: 16.02.2016)
- [322] PREISSINGER, W.; OBERMAIER, A.; HITZELSPERGER, L.; MAIERHOFER, R. (2004): ZUM Einsatz von Rapskuchen in der intensiven Bullenmast. Freising: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Tierernährung und Futterwirtschaft, Poing-Grub, 6 Seiten
- [323] PRETZSCH, H.; BIBER, P.; ĎURSKÝ, J. (2002): The single tree-based stand simulator SILVA: Construction, application, evaluation. *Forest Ecology and Management*, Jg. 162, Nr. 1, S. 3-21
- [324] Privates Institut für Nachhaltige Landbewirtschaftung GmbH (INL) (2014): Umwelt- und Betriebsmanagementsystem REPRO (Software). URL: <http://www.nachhaltige-landbewirtschaftung.de/repro/index.html> (Stand: 24.02.2016)
- [325] PRÖLL, W.; BAUER, R.; LUGMAYR, J. (2003): 500 Forstmaschinen mit Maschinenbeschreibung und Selbstkostenrechnung. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, 3. Aufl. Wien. CD-ROM, korrigierte Fassung 2015

- [326] PURFÜRST, T. (2009): Der Einfluss des Menschen auf die Leistung von Harvester-Systemen. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Doctor rerum silvaticarum (Dr. rer. silv.). Dresden: Technische Universität Dresden, 307 Seiten
- [327] QUIRIN M., GÄRTNER S. O., PEHNT M. REINHARDT G. A. (2004): CO₂-neutrale Wege zukünftiger Mobilität durch Biokraftstoffe. Eine Bestandsaufnahme. Endbericht. Heidelberg: IFEU-Institut
- [328] RABL, A.; SPARDO, J. V. (2004): The RiskPoll software, version is 1.051. URL: <http://www.arirabl.com> (Stand August 2004)
- [329] RASUL, G.; THAPA, G. B. (2006): Financial and economic suitability of agroforestry as an alternative to shifting cultivation: The case of the Chittagong Hill Tracts, Bangladesh. *Agricultural Systems*, Jg. 91, Nr. 1-2, S. 29-50
- [330] REDCERT GMBH (2013): RedCert – Gesellschaft zur Zertifizierung nachhaltig erzeugter Biomasse mbH. URL: <http://www.redcert.org/> (Stand: 16.02.2016)
- [331] REENTS, H. J.; KAINZ, M.; HÜLSBERGEN, K.-J. (2012): Fruchtfolgen zur Biomasseproduktion für Biogas im ökologischen Anbausystem – ausgewählte Erträge und Bodenmerkmale. In: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft und Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V. (Hrsg.): Tagung Bodenfruchtbarkeit – Bedeutung und Bestimmung in Pflanzenbau und Bodenkunde., 24.–26. September 2012, Berlin. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenwissenschaften*, Band 24, Göttingen: Verlag Liddy Halm, S. 228-229
- [332] REEVES, L.; LIHOLM, R. (1993): Reducing financial risk in agroforestry planning: a case study in Costa Rica. *Agroforestry Systems*, Jg. 21, Nr. 2, S. 169-175
- [333] REHL, T., LANSCHKE, J., MÜLLER, J. (2012): Life cycle assessment of energy generation from biogas – Attributional vs. consequential approach, *Renew Sust Energy Rev* 16:3766–3775
- [334] REINHOLD, G.; KLIMANECK, E.; BREITSCHUH, G. (1991): Zum Einfluss der Biogaserzeugung auf die Veränderung in der Kohlenstoffdynamik von Gülle. *Archiv Acker- Pflanzenbau Bodenkunde* 36, S. 129-137
- [335] REINICKE, F. (2008): Auswirkungen einer verstärkten Produktionsausrichtung zur Biomasseerzeugung im Betriebsablauf landwirtschaftlicher Unternehmen auf ökologische und ökonomische Kennziffern: Ergebnisse und Modellierungen in Praxisbetrieben. *Schriftenreihe des Instituts für Landwirtschaft und Umwelt, Institut für Landwirtschaft und Umwelt*, Heft 17, 101 Seiten, ISBN 3-926898-31-3
- [336] REMMELE, E. (2009): Handbuch Herstellung von Rapsölkraftstoff in dezentralen Ölgewinnungsanlagen. 2. Aufl. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V., 88 Seiten, ISBN 978-3-9803927-9-2
- [337] RICHTER, R.; GRAF, T.; REINHOLD, G. (2008): Betriebswirtschaftliche Betrachtung der dezentralen Ölsaatenverarbeitung. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena, 11 Seiten
- [338] RIGHELATO, R.; SPRACKLEN, D. V. (2007): Carbon Mitigation by Biofuels or by Saving and Restoring Forests? *Science*, Jg. 317, Nr. 5840, S. 902, DOI 10.1126/science.1141361

- [339] RÖDER, H.; STEINBEIS, E.; BORCHERT, H.; WELLHAUSEN, K.; MAI, W.; KOLLERT, W.; JENTSCH, A.; WOEST, A.; WEBER-BLASCHKE, G.; FIEDLER, S. (2008): Cluster Forst und Holz in Bayern. Ergebnisse der Clusterstudie 2008. Abschlussbericht im Auftrag der Cluster-Initiative Forst und Holz. Freising: Pöyry Forest Industry Consulting GmbH (Hrsg.), 175 Seiten
- [340] RÖDL, A.; SCHWEINLE, J. (2010): Ökobilanz des Anbaus von Kurzumtriebsplantagen sowie der energetischen Verwendung des Holzes. In: BEMMANN, A.; KNUST, C. (Hrsg.): Agrowood. Kurzumtriebsplantagen in Deutschland und europäische Perspektiven. Berlin: Weißensee Verlag, S. 189-207
- [341] ROESCH, C. (1997): Monitoring "Nachwachsende Rohstoffe". Pflanzliche Öle und andere Kraftstoffe aus Pflanzen. Dritter Sachstandsbericht. TAB-Arbeitsbericht, Nr. 053, Bonn: Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (Hrsg.), 122 Seiten
- [342] RÖHLING, I.; KEYMER, U. (2007): Biogasanlagen in Bayern 2006. Ergebnisse einer Umfrage. LfL-Information. Freising-Weihenstephan: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 20 Seiten
- [343] ROLLER, A.; BLOCH, D.; STICKSEL, E.; FRITZ, M. (2012): Sorghumhirse als Nachwachsender Rohstoff - Sortenscreening und Anbauszenarien. Berichte aus dem TFZ, Nr. 28. Straubing: Technologie- und Förderzentrums (TFZ) im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, ISSN 1614-1008
- [344] RÖSEMANN, C.; HAENEL, H.-D.; DÄMMGEN, U.; FREIBAUER, A.; WULF, S.; EURICH-MENDEN, B.; DÖHLER, H.; SCHREINER, C.; BAUER, B.; OSTERBURG, B. (2015): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990–2013 – Report on methods and data (RMD). Submission 2015. Thünen Report 27. Braunschweig: Johann-Heinrich-von-Thünen-Institut, 372 Seiten
- [345] ROßBERG, D.; MICHEL, V.; GRAF, R.; NEUKAMPF, R. (2007): Definition von Bodenklima-Räumen für die Bundesrepublik Deutschland. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes. Stuttgart: Eugen Ulmer KG, Jg. 59, Nr. 7, S. 155-161, ISSN 0027-7479
- [346] ROTH AGRARHANDEL (2014): Preisliste. URL: http://www.roth-agrar.de/pdf_files/flyer/psm-preisliste-klein-gp_a6_13_roth.pdf. (Abrufdatum 21.08.2014)
- [347] ROTTENSTEINER, C.; STAMPFER, K. (2009): Mechanisierte Pflanzung von Forstbal-lenpflanzen. Fallstudie im Guts- und Forstbetrieb Wilfersdorf der Stiftung Fürst Lichtenstein. Wien: Universität für Bodenkultur Wien, 77 Seiten
- [348] ROUNDTABLE ON SUSTAINABLE BIOMATERIALS (RSB) (2015): RSB – Sustainability standards. URL: <http://rsb.org/sustainability/rsb-sustainability-standards/> (Stand: 26.04.2016)
- [349] RÜTER, S.; DIEDERICH, S. (2012): Ökobilanz Basisdaten für Bauprodukte aus Holz. Abschlussbericht für das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Förderkennzeichen 22028808). Arbeitsbericht aus dem Institut für Holztechnologie und Holzbiologie Nr. 2012/1. Hamburg, 316 Seiten
- [350] SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2007): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten des Sachverständigenrats für Umweltfragen. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 124 Seiten, ISBN 978-3-503-10602-8

- [351] SAILER BAUMSCHULEN GMBH: PREISKATALOG. 2012/2013; 2013/2014; 2014/2015
- [352] SCHAFFNER, A.; HÖVELMANN, L. (2009): Der DLG-Nachhaltigkeitsstandard „Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig“. In: Grimm, C.; Hülsbergen, K.-J. (Hrsg.): Nachhaltige Landwirtschaft: Indikatoren, Bilanzierungsansätze, Modelle. Initiativen zum Umweltschutz, Nr. 74, Berlin: Erich Schmidt Verlag GmbH & Co, S. 161-169, ISBN 978-3503116447
- [353] SCHMID, H. (2007): Gutachten für Bewirtschaftungsalternativen von Modellbetrieben. Forschungsbericht im Auftrag der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Halle/Saale: Institut für nachhaltige Landwirtschaft e. V., 128 Seiten
- [354] SCHMIDT, C. (2011): Zur ökonomischen Bewertung von Agroforstsystemen. Dissertation. Gießen: Justus-Liebig-Universität Gießen, 299 Seiten
- [355] SCHMIDT, J. H. (2007): Life Cycle Assessment of rapeseed oil and palm oil. Department of Development and Planning, Aalborg University, Dissertation, 276 Seiten
- [356] SCHMIDT, J. H. (2009): COMPARATIVE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF RAPESEED OIL AND PALM OIL. International Journal of Life Cycle Assessment, Jg. 15, Nr. 2, S. 183–197
- [357] SCHMITT-HARSH, M.; EVANS, T. P.; CASTELLANOS, E.; RANDOLPH, J. C. (2012): Carbon stocks in coffee agroforests and mixed dry tropical forests in the western highlands of Guatemala. In: Agroforest Systems, Jg. 86, Nr. 2, S. 141-157
- [358] SCHMITZ, F.; POLLEY, H.; SCHWITZGEBEL, F. (2005): Die zweite Bundeswaldinventur – BWI2. Der Inventurbericht. Berlin: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 231 Seiten
- [359] SCHMITZ, N.; HENKE, J.; KLEPPER, G. (2009): Biokraftstoffe. Eine vergleichende Analyse. Gülzow: Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), 165 Seiten
- [360] SCHOLZ, L.; MEYER-AURICH, A.; KIRSCHKE, D. (2011): CO₂-Vermeidungskosten der Strom- und Wärmeproduktion aus Biogas. Tagungsbeitrag 51st Annual Conference der German Association of Agricultural Economists (GEWISOLA) vom 28.-30.09.2011. Halle, 3 Seiten
- [361] SCHRAML, M.; EFFENBERGER, M. (2012): Quantitative Klimabilanz landwirtschaftlicher Maßnahmen und Verfahren. Abschlussbericht an das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, FKZ A/10/06. Freising: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
- [362] SCHULZE MÖNKING, S.; KLAPP, C. (2010): Überarbeitung des Getreide- und Vieheinheitenschlüssels. Endbericht zum Forschungsprojekt 06HS030. Göttingen: Georg-August-Universität, Fakultät für Agrarwissenschaften, Forschungs- und Studienzentrums für Landwirtschaft und Umwelt, 312 Seiten
- [363] SCHWEIER, J.; BECKER, G. (2013): Economics of poplar short rotation coppice plantations on marginal land in Germany. Biomass and Bioenergy, Jg. 59, S. 494-502
- [364] SCHWEINLE, J. (1997): Ökobilanzen für Forst und Holz. Forschungsreport Ernährung, Landwirtschaft, Forsten, Nr. 2, S. 32-35, ISSN 0931-2277

- [365] SCHWEINLE, J. (2000): Analyse und Bewertung der forstlichen Produktion als Grundlage für weiterführende forst- und holzwirtschaftliche Produktlinien-Analysen. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Nr. 184, 131 Seiten
- [366] SCHWEINLE, J.; RÖDL, A.; BÖRJESSON, P.; NEARY, D. G.; LANGEVELD, J.; BERNDES, G.; COWIE, A.; AHLGREN, A.; MARGNI, M.; GAUDREAU, C.; VERSCHUYL, J.; BENTLY ET AL. (2015). Assessing the environmental performance of biomass supply chains Methods, Results, Challenges and Limitations. IEA Bioenergy Task 43, 125 Seiten
- [367] SEARCHINGER, T.; HEIMLICH, R.; HOUGHTON, R. A.; DONG, F.; ELOBEID, A.; FABIOSA, J.; TOKGOZ, S.; HAYES, D.; YU, T.-H. (2007): Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Trough Emissions from Land-Use Change. *Science*, Jg. 319, Nr. 5867, S. 1238-1240, DOI: 10.1126/science.1151861
- [368] SEIDL, F.; MÖNDEL, A. (2010): Ökonomische Machbarkeitsüberprüfungen mit Versuchsflächendaten. In: Multifunktionale Bewertung von Agroforstsystemen. Schlussbericht. Dezember 2010. Freiburg: Institut für Waldwachstum, Albert-Ludwigs-Ludwigs-Universität Freiburg, S. 170-179. URL: <https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-25786.pdf> (Stand: 29.05.2014)
- [369] SEPPÄLÄ, J.; POSCH, M.; JOHANSSON, M.; HETTELINGH, J. P. (2006): Country-dependent characterisation factors for acidification and terrestrial eutrophication based on accumulated exceedance as an impact category indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 11, Nr. 1, S. 49–54
- [370] SHARROW, S. H.; ISMAIL, S. (2004): Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantation, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems*, Jg. 60, Nr. 2, S. 123-130, DOI 10.1023/B:AGFO.0000013267.87896.41
- [371] SHIVELY, G. E.; ZELEK, C. A.; MIDMORE, D. J.; NISSEN, T. M. (2004): Carbon sequestration in a tropical landscape: an economic model to measure its incremental cost. *Agroforestry Systems*, Jg. 60, Nr. 3, S.189-197, DOI 10.1023/B:AGFO.0000024409.05640.ca
- [372] SMITH, K. A.; MOSIER, A. R.; CRUTZEN, P. J.; WINIWARTER, W. (2012): The role of N₂O derived from crop-based biofuels, and from agriculture in general, in Earth climate. *Philosophical Transactions of Royal Society B*, Nr. 367, S. 1169-1174.
- [373] SOMARRIBA, E.; CERDA, R.; OROZCO, L.; CIFUENTES, M.; DÁVILA, H.; ESPIN, T. ET AL. (2013): Carbon stocks and cocoa yields in agroforestry systems of Central America. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Jg. 173, S. 46-57, DOI: 10.1016/j.agee.2013.04.013
- [374] SONNE, E. (2006): Greenhouse Gas Emissions from Forestry Operations: A Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Quality* 35, S. 1439-1450
- [375] SOODE, E. (2011): Comparison of Carbon Footprint and Life Cycle Assessment Standards with a Case Study on Poinsettia (*Euphorbia Pulcherrima*). Master Thesis at the Institute of Wood Science/Holzforschung München, Technische Universität München
- [376] SPEIDEL, G. (1984): Forstliche Betriebswirtschaftslehre. 2. Aufl. Hamburg: Parey, ISBN 978-3-490-09016-4

- [377] STAIB, F. (2007): Jahrbuch Erneuerbare Energien 2007. 1. Aufl. Radebeul: Biebertal
- [378] STATISTA (o.J.): Inflationsrate in Deutschland von 1992 bis 2015 (Veränderung des Verbraucherpreisindex gegenüber Vorjahr). Online verfügbar unter <http://de.statista.com/statistik/daten/studie/1046/umfrage/inflationsrate-veraenderung-des-verbraucherpreisindexes-zum-vorjahr/> (Stand: 15.01.2016)
- [379] STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (2013): Agrarstrukturen in Deutschland – Einheit in Vielfalt. Stuttgart
- [380] STATISTISCHES BUNDESAMT (2007): Statistisches Jahrbuch 2007 – Kapitel: Land- und Forstwirtschaft S. 324-357, Wiesbaden: Statistisches Bundesamt, ISBN 978-3-8246-0803-4
- [381] STATISTISCHES BUNDESAMT (2013): Preise. Daten zur Energiepreisentwicklung. – Lange Reihen von Januar 2000 bis Juli 2013. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt
- [382] STATISTISCHES BUNDESAMT (2014): Wachstum und Ernte 2013. Fachserie 3, R 3.2.1, Feldfrüchte Nr. 16. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt, Abteilung Land- und Forstwirtschaft, Fischerei
- [383] STATISTISCHES BUNDESAMT (2015): Preise – Daten zur Energiepreisentwicklung. Lange Reihen von Januar 2000 bis Juni 2015. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt, 54 Seiten
- [384] STATISTISCHES BUNDESAMT (2016): Ein- und Ausfuhr (Außenhandel) von Sojaschrot und Sojabohnen nach Deutschland im Jahr 2013. Wiesbaden: GENESIS Online Datenbank. https://www-genesis.destatis.de/genesis/online;jsessionid=894B1D55293ED1233DB65EF77A42F1BC.tomcat_GO_2_3?Menu=Willkommen (Stand 08.06.2016)
- [385] STATISTISCHES BUNDESAMT (2016): Wachstum und Ernte 2015. Fachserie 3, R 3.2.1, Feldfrüchte Nr. 16. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt, Abteilung Land- und Forstwirtschaft, Fischerei
- [386] STATISTISCHES BUNDESAMT (o.J.): Arbeitskostenindex. Indizes der Arbeitskosten Produzierendes Gewerbe und Dienstleistungsbereich. Online verfügbar unter <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/VerdiensteArbeitskosten/ArbeitskostenLohnnebenkosten/Tabellen/IndexJaehrlich.html> (Stand: 15.01.2016)
- [387] STEHFEST, E.; BOUWMAN, L. (2006). N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. Nutrient Cycling in Agroecosystems, Jg. 74, Nr. 3, S. 207-228. doi:10.1007/s10705-006-9000-7
- [388] STENULL, M.; ELLTROP, L.; MESSNER, J.; DEDERER, M. (2010): Mobilisierung von Effizienzreserven aus Biogasanlagen in Baden-Württemberg. Eine technisch-ökonomische Analyse auf der Basis von Befragungen von Landwirten und Biogasanlagenbetreiber. Endbericht an das Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung und Verbraucherschutz Baden-Württemberg. Stuttgart: Universität Stuttgart, IER, 85 Seiten

- [389] STOTZ, K.; REMMELE, E. (2005): Daten und Fakten zur dezentralen Ölgewinnung in Deutschland. Berichte aus dem TFZ, Nr. 3. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, 53 Seiten, ISSN 1614-1008
- [390] STRAUBINGER TAGBLATT (2007): Campa Ölmühle aus Straubing-Sand feiert mit 600 Gästen aus 13 EU-Ländern. URL: <http://www.straubing-sand.de/index.cfm?pid=1352&pk=102083> (Stand: 16.02.2016)
- [391] STROBL, M. (2012): Biogas in Bayern – Zahlen zum 31.12.2011. Detaillierfassung zu den Themenbereichen Substrateinsatz, Behälterausstattung, Biogasspeicherkapazität, Blockheizkraftwerke sowie Wärmenutzung. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Institut für Ländliche Strukturentwicklung, Betriebswirtschaft und Agrarinformatik. Präsentation Stand: 01.09.2012, 18 Seiten
- [392] STROBL, M. (2013): Biogas in Bayern. Schule und Beratung, Nr. 6-7, S. 45-47
- [393] STROBL, M. (2016): Biogas in Zahlen – Bayern zum 31.12.2015. Auszug aus der Biogas-Betreiber-Datenbank Bayern (BBD) Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. URL: <http://www.lfl.bayern.de/iba/energie/031607> (Stand: 30.08.2016)
- [394] STRUIJS, J.; BEUSEN, A.; JAARVELD, H. v.; HUIJBREGTS, M. A. J. (2009): Aquatic eutrophication. In: GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M. A. J.; SCHRYVER, A. D.; STRUIJS, J.; ZELM, R. v. (HRSG.): ReCiPe 2008 – A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation factors, 1. Aufl. Den Haag: Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM), 132 Seiten
- [395] STUIBLE, A.; ZECH, D.; KOHBER, T.; WÜLBECK, H. F.; SPERBER, E.; NAST, M.; HARTMANN, H. (2014): Evaluierung von Einzelmaßnahmen zur Nutzung erneuerbarer Energien Wärmemarkt (Marktanreizprogramm) für den Zeitraum 2012 bis 2014. Evaluierung des Förderjahres 2013. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie
- [396] SUBHRAJIT, K. S.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; KUMAR, B. M. (2009): Soil carbon stock in relation to plant diversity of homegardens in Kerala, India. Agroforestry Systems, Jg. 76, Nr. 1, S. 53-65
- [397] SUTOR, G.; KOLENDA, S. (2000): Verwendung von Rapsöl als Kraftstoff in landwirtschaftlichen Zugmaschinen - eine ökologische Betrachtung. Studie zum Thema. Freising: Technische Universität München, Lehrstuhl für Wirtschaftslehre des Landbaus, 28 Seiten
- [398] SUTTER, J. (2006): Soybean. In: JUNGBLUTH N. (Hrsg.) Life Cycles Inventories of Bioenergy. Ecoinvent report No. 17: Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories. S. 125–140
- [399] SWISS CENTRE FOR LIFE CYCLE INVENTORIES (2013): Ecoinvent Database
- [400] TAMUBLA, I.; SINDEN, J. (2000): Sustainability and economic efficiency of agroforestry systems in Embu District, Kenya: An application of environmental modelling. In: Environmental Modelling & Software, Jg. 15, Nr. 1, S. 13-21
- [401] THE SWEDISH ENVIRONMENTAL MANAGEMENT COUNCIL (2013): The International EPD® System – A communications tool for international markets. URL: <http://www.environdec.com/> (Stand: 16.02.2016)

- [402] THEK, GEROLD; OBERNBERGER, INGWALD (2004): Wood pellet production costs under the Austrian and in comparison to Swedish framework conditions. In: Pellets 2002. The first world conference on pellets 27 (6), S. 671–693. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953404001084>.
- [403] THINKSTEP AG (2015): GABi Software and database contents for Life Cycle Assessment. Leinfelden-Echterdingen: Thinkstep AG (Stand: Juni 2015)
- [404] THRÄN, D., PFEIFFER, D. (2013): Methodenhandbuch Stoffstromorientierte Bilanzierung der Klimagaseffekte. Methoden zur Bestimmung von Technologiekennwerten, Gestehungskosten und Klimagaseffekten von Vorhaben im Rahmen des BMU-Förderprogramms „Energetische Biomassenutzung“. Version 4 (Oktober 2013). Schriftenreihe des BMU-Förderprogramms „Energetische Biomassenutzung“, Nr. 04. Leipzig: Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ), 159 Seiten, ISSN 2192-1806
- [405] THUNEKE, K. (2016): Preisentwicklung Kraftstoffe. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, Straubing. Unveröffentlicht
- [406] THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT (2009): Bodenschutz und Walderschließung. Leitfaden für den Praktiker. Erfurt: Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (TMLNU), 32 Seiten
- [407] TILMAN, D.; HILL, J.; LEHMANN, C. (2006): Carbon-Negative Biofuels from Low-Input High-Diversity Grassland Biomass. *Science*, Jg. 314, S. 1598-1600, DOI 10.1126/science.1133306
- [408] TIMMERMANN, H.; DIBIAKOVA, J. (2014): Greenhouse Gas Emissions from Forestry in East Norway. *Journal of Life Cycle Assessment* 19, S. 1593-1606
- [409] TORRES, A. B.; MARCHANT, R.; LOVETT, J. C.; SMART, J. C. R.; TIPPER, R. (2010): Analysis of the carbon sequestration costs of afforestation and reforestation agroforestry practices and the use of cost curves to evaluate their potential for implementation of climate change mitigation. *Ecological Economics*, Jg. 69, Nr. 3, S. 469-477
- [410] TZSCHEUTSCHLER, P.; DREIER, T.; WAGNER, U. (2001): Ganzheitliche Systemanalyse für die Erzeugung und Anwendung von Biodiesel und Naturdiesel im Verkehrssektor. Gelbes Heft, Nr. 72, München: Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten (StMLF), 81 Seiten
- [411] UHL, A.; HAAS, R.; REMMELE, E. (2007): Befragung von Betreibern dezentraler Ölsaatenverarbeitungsanlagen. Im Auftrag der Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen e. V. Berichte aus dem TFZ, Nr. 15. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, 68 Seiten
- [412] UHL, A.; HAAS, R.; REMMELE, E. (2009): Pflanzenölanlagen – Investitionsbedarf und Betriebskosten. Im Auftrag des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL). Unveröffentlichter Abschlussbericht. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, 22 Seiten
- [413] UMWELTBUNDESAMT (2012): PROBAS. Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente. URL: <http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php> (Stand: 16.01.2013)

- [414] UNIVERSITÄT LEIDEN (2013): Institute of Environmental Sciences (CML). Faculty of Science. URL: <http://www.cml.leiden.edu/> (Stand: 18.01.2013)
- [415] VERBAND DER ÖLSAATENVERARBEITENDEN INDUSTRIE IN DEUTSCHLAND E. V. (OVID) (2014): Merkblatt über die Angabe regionaler CO₂-Werte beim Handel von Rapssaaten zur Biodieselherstellung. URL: http://www.ovid-verband.de/fileadmin/downloads/hintergr%C3%BCnde/OVID_Merkblatt_Angaben_THG_Werte_NUTS2_September.pdf (Stand: 21.04. 2016)
- [416] VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (VDLUFA) (2014): Standpunkt Humusbilanzierung. Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. Speyer
- [417] VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE E. V. (VDI) (1997): VDI 4600. Kumulierter Energieaufwand – Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden. Düsseldorf: Verein Deutscher Ingenieure e. V. (VDI). Berlin: Beuth-Verlag, 22 Seiten
- [418] VOGT, M. (2012): Konzept Nachhaltigkeit. AFZ-Der Wald, Heft 24, 4-9 bzw. Vorlesungsreihe der München Hochschulen. „Nachhaltigkeit. Hoffnung – Handlung – Wandlung“, München, Amerikahaus 29.11.2011. [http://www.bene-muenchen.de/fileadmin/user_upload/Bilder/RiVo/Vogt_Konzept_Nachhaltigkeit_29-11-2011.pdf] (letzter Zugriff: 16.02.2016)
- [419] VOGT, R.; GÄRTNER, S.; MÜNCH, J.; REINHARDT, G.; KÖPPEN, S. IFEU (2008): Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland. Heidelberg, Leipzig, Berlin, Darmstadt.
- [420] WAGNER, P.; SCHWEINLE, J.; SETZER, F.; KRÖBER, M.; DAWID, M. (2012): DLG-Standard zur Kalkulation einer Kurzumtriebsplantage. 1. Aufl. DLG-Merkblatt, Nr. 372, Frankfurt am Main: DLG e. V. (Hrsg.), 26 Seiten
- [421] WAGNER, U.; DREIER, T.; TZSCHEUTSCHLER, P. (2000): Ganzheitliche Systemanalyse für die Erzeugung und Anwendung von Biodiesel und Naturdiesel im Verkehrssektor. Dezember 2000. München: Technische Universität München (TUM), 74 Seiten
- [422] WALLA, C.; SCHNEEBERGER, W. (2008): The optimal size for biogas plants. Biomass and Bioenergy, Jg. 32, Nr. 6, S. 551-557
- [423] WANK, S.; KEYMER, U. (2011): BetriebsWIRTSCHAFTLICHE BEWERTUNG. IN: BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LfL) (Hrsg.): Nutzung von Grünland zur Biogaserzeugung – Machbarkeitsstudie; LfL-Schriftenreihe 4/2011; 1. Aufl. Hallbergmoos: Druckerei Beck, S 137-168
- [424] WEBER, A. (2014): Altholzeigenschaften und Verbrennungsqualität bei der Energieerzeugung. Masterarbeit. München: Holzforschung München
- [425] WEBER, F. (2015): Holzpreise frei Waldstraße zur Verwendung im Projekt ExpResBio; 26.01.2016. E-Mail der Bayerischen Staatsforsten an André Tiemann.

- [426] WEBER-BLASCHKE, G.; LUBENAU, C.; WILNHAMMER, M.; HÄRTL, F.; FRIEDRICH, S.; HAMMERL, R.; HELM, S.; HELM, D.; BORCHERT, H.; WITTKOPF, S.; KNOKE, T.; RICHTER, K. (2015): Konkurrenz um Holz: Ökologische, soziale und ökonomische Effekte der stofflichen und energetischen Verwertung von Holz. Abschlussbericht der Technischen Universität München, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf und Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising. Langfassung, 266 S., Kurzfassung 36 S.
- [427] WERNER, F.; ALTHAUS, H.-J.; KÜNNINGER, T.; RICHTER, K.; JUNGBLUTH, N. (2007): Life Cycle Inventories of Wood as Fuel and Construction Material. Date v2.0. Ecoinvent Report, Nr. 9. Dübendorf: EMPA, 165 Seiten
- [428] WHITTAKER, C.; MORTIMER, N.; MURPHY, R.; MATTHEWS, R. (2011): Energy and greenhouse gas balance of the use of forest residues for bioenergy production in the UK. *Biomass and Bioenergy* 35, S. 4581–4594
- [429] WICKE, B.; SMEETS, E. M. W.; AKANDA, R.; STILLE, L.; SINGH, R. K.; AWAN, A. R. ET AL. (2013): Biomass production in agroforestry and forestry systems on salt-affected soils in South Asia: Exploration of the GHG balance and economic performance of three case studies. *Journal of Environmental Management*, Jg. 127, S. 324-334
- [430] WILKEN, V. (2009): Kostensätze Gütertransport Straße. KGS; Unverbindliche Kostensätze für Gütertransporte auf der Straße. Düsseldorf: Verkehrs-Verlag Fischer
- [431] WILNHAMMER, M.; ROTHE, A.; WEIS, W.; WITTKOPF, S. (2012): Estimating forest biomass supply from private forest owners: A case study from Southern Germany. In: *Biomass and Bioenergy* 47, S. 177–187. DOI: 10.1016/j.biombioe.2012.09.044.
- [432] WILNHAMMER, M.; WITTKOPF, S.; RICHTER, K.; WEBER-BLASCHKE, G. (2016): The impact of a new emission control act on particulate matter emissions from residential wood energy use in Bavaria, Germany. *Journal of Cleaner Production* (in Begutachtung)
- [433] WINDHAGEN, K.; MOLDENHAUER, T.; GEIGER, G. A. (2012): Papier 2012. Ein Leistungsbericht. Unter Mitarbeit von Katrin Brabender, Charlotte Steiner und Klaus Weidner. Hg. v. Verband Deutscher Papierfabriken e. V. Bonn.
- [434] WIRTH, J.; WOLFF, D. (2008): Vergleich von Pferde- und Schleppereinsatz. In: *AFZ DerWald*, S. 18
- [435] WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK (2007): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik. Verabschiedet im November 2007. Berlin: Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 242 Seiten
- [436] WITTERS, N.; MENDELSON, R. O.; VAN SLYCKEN, S.; WEYENS, N.; SCHREURS, E.; MEERS, E. ET AL. (2012): Phytoremediation, a sustainable remediation technology? Conclusions from a case study. In: *Energy production and carbon dioxide abatement. Biorefinery*, Jg. 39, S. 454-469
- [437] WITTKOPF, S. (2005): Bereitstellung von Hackgut zur thermischen Verwertung durch Forstbetriebe in Bayern, 209 Seiten
- [438] WITTKOPF, S. (2012): Biomasseheizkraftwerke auf Holzbasis in Bayern - ein Überblick zum Stand 2010. in: *forstliche Forschungsberichte* Nr. 211.

- [439] WOLF, C.; DRESSLER, D.; ENGELMANN, K.; KLEIN, WEBER-BLASCHKE, G.; BÖSWIRTH, T.; BRYZINSKI, T.; EFFENBERGER, M.; HIJAZI, O.; HÜLSBERGEN, K.-J.; MAZE, M.; REMMELE, E.; RÖDER, H.; SCHULZ, C.; SERDJUK, M.; THUNEKE, K.; TIEMANN, A.; ZERLE, P. (2016): ExpResBio – Methoden. Methoden zur Analyse und Bewertung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen. Berichte aus dem TFZ Nr. 45. Straubing: Technologie- und Förderzentrum, 166 Seiten. ISSN 1614-1008
- [440] WOLF, C.; KLEIN, D.; RICHTER, K.; WEBER-BLASCHKE, G. (2016): Environmental effects of shifts in a regional heating mix through variations in the utilization of solid biofuels. *Journal of Environmental Management* 177, 177–191. doi:10.1016/j.jenvman.2016.04.019.
- [441] WOLF, C.; KLEIN, D.; WEBER-BLASCHKE, G.; RICHTER, K. (2015): Systematic Review and Meta-Analysis of Life Cycle Assessments for Wood Energy Services. *Journal of Industrial Ecology* DOI: 10.1111/jiec.12321
- [442] WOLF, C.; KLEIN, D.; WEBER-BLASCHKE, G.; SCHULZ, C. (2015): Treibhausgasvermeidung durch Wärme aus Holz. LWF Merkblatt 34. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising
- [443] WOLLNY WP (2016): Wollny WP BaseRateGuide. URL: <http://baserateguide.wollnywp.de/tageswerte/index> (Stand: 15.01.2016)
- [444] WOLTERS, S.; NETT, K.; TÄNZLER, D.; WILKENING, K. (2015): Aktualisierte Analyse des deutschen Marktes zur freiwilligen Kompensation von Treibhausgasemissionen. adelphi, Berlin, Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, 84 Seiten
- [445] WORLD RESOURCES INSTITUTE AND WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT (2011): Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard. Greenhouse Gas Protocol Initiative. 144 Seiten. ISBN 978-1-56973-773-6
- [446] WÜBBENHORST, K. (1984): Konzept der Lebenszykluskosten. Grundlagen, Problemstellungen und technologische Zusammenhänge. TH, Diss.--Darmstadt, 1984. Darmstadt: Verlag für Fachliteratur (Reihe Betriebswirtschaft, 7/12)
- [447] WUPPERTAL INSTITUT FÜR KLIMA, UMWELT, ENERGIE GMBH (2012): MIPS online. URL: <http://wupperinst.org/projekte/themen-online/mips/> (Stand: 18.01.2013)
- [448] ZAH, R.; BÖNI, H.; GAUCH, M.; HISCHIER, R.; LEHMANN, M.; WÄGER, P. (2007): Ökobilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen. Schlussbericht. St. Gallen, Switzerland: EMPA, 206 Seiten
- [449] ZEISE, K.; FRITZ, M. (2012): Sorghum als Energiepflanze - Optimierung der Produktionstechnik. Berichte aus dem TFZ, Nr. 29. Straubing: Technologie- und Förderzentrum (TFZ) im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, 118 Seiten, ISSN 1614-1008
- [450] ZEISE, K. (oJ): Steckbrief Sorghum. Energie- und Rohstoffpflanzen, Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für nachwachsende Rohstoffe URL: <http://www.tfz.bayern.de/rohstoffpflanzen/einjahrigekulturen/035021/index.php> (Stand 09.09.2016)

- [451] ZEISE, K.; HALLER, J.; HARTMANN, A.; EBERL, V.; GRIEB, M.; HAAG, J.; SCHUMANN, D.; FRITZ, M. (2016): Sorghum als Biogassubstrat: Präzisierung der Anbauempfehlungen für bayerische Anbaubedingungen. Berichte aus dem TFZ, Nr. 48. Straubing: Technologie- und Förderzentrum (TFZ) im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, 211 Seiten
- [452] ZEISE, K.; HARTMANN, A.; HARTMANN, A.; FRITZ, M. (2011): Sorghum - Der universelle Rohstofflieferant. TFZ-Kompakt, Nr. 4. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), 15 Seiten
- [453] ZENGER, X. (2001): Agrarstrukturentwicklung in Bayern. LfL-Information. 1. Aufl. Freising-Weihenstephan: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 13 Seiten
- [454] ZENKER, MELANIE (2015): Wirtschaftlichkeitsbetrachtung eines 300 kW Hackschnitzelheizwerkes mittels WDesign, 23.07.2015. E-Mail an Andre Tiemann
- [455] ZIMMER, B. (2010): Ökobilanz Waldhackschnitzel. Ergebnisse aus der ökologischen Bewertung belegen: Energie aus Hackschnitzeln ist umweltfreundlich. LWF aktuell, Jg. 17, Nr. 74, Ausgabe 1, S. 22–25
- [456] ZIMMERMANN, S. (2015): Ökobilanzierung der Bereitstellung und energetischen Nutzung von Waldrestholz auf Basis modellierter Waldbestände für bayerische Standortverhältnisse. Masterarbeit im Studiengang Umweltplanung und Ingenieurökologie der Technischen Universität München, 83 Seiten

Glossar

Die im Glossar angeführten Definitionen beschreiben die wichtigsten Begriffe dieser Studie in alphabetischer Reihenfolge. In der Literatur werden manche Begriffe in unterschiedlichem Kontext oder gar als Synonyme verwendet (z. B. Reststoff, Koppelprodukt, Abfall). Um Missverständnisse zu vermeiden, ist in nachfolgenden Erläuterungen festgeschrieben, was unter den jeweiligen Begriffen im Projekt ExpRessBio konkret zu verstehen ist.

Abfall

Abfälle im Sinne des Kreislaufwirtschaftsgesetzes [72] sind alle Stoffe oder Gegenstände, derer sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss. Abfälle zur Verwertung sind Abfälle, die verwertet werden; Abfälle, die nicht verwertet werden, sind Abfälle zur Beseitigung.

Abpressgrad

Prozentualer Anteil des gewonnenen Öls am Ölgehalt der Rapssaat [336].

Abschneidekriterien (Cut-off-Kriterien)

Abschneidekriterien beschreiben in Ökobilanzen getroffene Entscheidungen über den Ausschluss von geringfügigen Stoffmengen, Energieflüssen oder des Grades von Umweltrelevanz aus einem betrachteten System [107]. Bei der Analyse eines Produktsystems (z. B. Bereitstellung einer bestimmten Menge an Kraftstoff) ist festzustellen, dass alle erdenklichen Teilsysteme in gewisser Weise miteinander verknüpft sind. Um ein spezifisches System für sich untersuchen zu können, ist es zwangsläufig notwendig, bestimmte "geringfügige" Teilsysteme aus der Betrachtung auszuschließen. Was unter "geringfügig" zu verstehen ist, ist durch spezifische Abschneidekriterien (z. B. definierte Anteile an Masse, Energie, Umweltrelevanz) definiert. Der Ausschluss dieser Teilsysteme darf das Ergebnis nur marginal beeinflussen.

Aktivitätsdaten

Aktivitätsdaten bezeichnen alle Material-, Energie- und Transportmengen, die als Input und Output im Produktlebenszyklus relevant sind (BMU und BDI, 2010) [66].

Allokation

Zuordnung der über den Lebensweg auftretenden Umweltbelastungen auf mehrere in einem Produktionsprozess entstehende Produkte gemäß einem physikalischen oder ökonomischen Zusammenhang [66].

Allokationsfaktor

Größe für die Zuordnung der Umweltlasten (→ Allokation) über einen physikalischen oder ökonomischen Zusammenhang auf mehrere Produkte.

Arbeitszeitbedarf

Zeitbedarf für Arbeitskräfte oder Dienstleister, z. B. durch einen Lohnunternehmer, zur Durchführung eines spezifischen Prozesses inklusive der Rüstzeit für Maschinen.

Basisvariante

Die Basisvariante ist ein definiertes Bezugssystem und bildet die Grundlage für die Ableitung und Definition von Szenarien, anhand derer Sensitivitätsanalysen durchgeführt werden können. Die Basisvariante beschreibt z. B. das untersuchte Produktsystem auf Grundlage von Feldversuchen, betriebsspezifischen Erhebungen, definierten Fallbeispielen und Varianten sowie weiteren Festlegungen zum Untersuchungsrahmen (z. B. Allokation bei Koppelprodukten).

Brennwert (H_s)

Wärmemenge, die bei vollständiger Oxidation eines Brennstoffs, inklusive der Kondensationswärme des im Abgas befindlichen Wasserdampfs nutzbar gemacht wird.

Charakterisierungsfaktor

Faktor, der aus einem Charakterisierungsmodell abgeleitet wurde, das für die Umwandlung des zugeordneten Sachbilanzergebnisses (z. B. N_2O -Emission) in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators (z. B. CO_2) angewendet wird (DIN EN ISO 14040, 2006, S. 12) [107]. Ein Beispiel für einen Charakterisierungsfaktor in Ökobilanzen ist das "Global Warming Potential" (s. u.).

Direkte Landnutzungsänderungen (direct land use change, dLUC)

Direkte Landnutzungsänderungen beschreiben die Umwandlung von Land einer der vom IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) definierten Kategorien (Wald, Ackerland, Grasland, Siedlungen, Feuchtgebiete, Sonstiges) in eine andere. Die Renewable Energy Directive (Richtlinie 2009/28/EG (RED) [142]) unterscheidet eine weitere Kategorie, nämlich sog. Dauerkulturen. Landnutzungsänderungen sind mit einer Änderung von Umweltwirkungen verbunden.

Emissionsfaktor

Im Bereich von Product Carbon Footprints (PCFs) werden Emissionsfaktoren verwendet, die das Verhältnis von THG-Emissionen zur eingesetzten Menge eines Ausgangsstoffs (z. B. Benzin) darstellen, der in einem Prozess eingesetzt wird (z. B. THG-Emissionen von Heizöl bei der Wärmebereitstellung bzw. Heizung). Die Multiplikation eines Ausgangsstoffes mit einem spezifischen Emissionsfaktor ergibt die emittierte Menge eines Schadstoffes.

Endenergie

Energieformen, die der Endverbraucher bezieht (z. B. Heizöl, Rapsöl, Hackschnitzel, Fernwärme), welche aus Sekundärenergieträgern oder ggf. aus Primärenergieträgern entstehen, vermindert um Umwandlungs- und Verteilverluste, den Eigenverbrauch und den nicht energetischen Verbrauch.

Erntefestmeter

Ein Erntefestmeter beschreibt einen Kubikmeter geerntetes Holz, mit oder ohne Rinde, bei dem Ernteverluste und gegebenenfalls Rinde bereits abgezogen sind. Im Gegensatz dazu beschreibt ein Vorratsfestmeter einen Kubikmeter Holz im Waldbestand. Generell beschreibt ein Festmeter Holz im Gegensatz zum Raummeter oder Schüttraummeter einen Kubikmeter an fester Biomasse ohne Zwischenräume.

Funktionelle Einheit

Die funktionelle Einheit beschreibt den Nutzen eines untersuchten Produkts und somit die Basis, auf die die Ergebnisse der Ökobilanz (oder des PCF) bezogen werden (z. B. die Bereitstellung von einem Liter Rapsölmethylester an einer Tankstelle). Die internationale Organisation für Normung (International Organization for Standardization, ISO) definiert die funktionelle Einheit als "... quantifizierter Nutzen eines Produktsystems für die Verwendung als Vergleichseinheit" (DIN EN ISO 14040, 2006, S. 10) [107].

Global Warming Potential (GWP)

Das Global Warming Potential (GWP) beschreibt den potentiellen Beitrag eines Stoffes zum Klimawandel, ausgedrückt in der Masse an Kohlendioxid-Äquivalenten (CO₂-Äq.) GWPs werden vom IPCC [165][231] definiert und veröffentlicht. Die THG werden anhand des THG-Potenzials in CO₂-Äq umgerechnet, um eine Vergleichbarkeit und Verrechnung verschiedener THG zu ermöglichen.

Da die unterschiedlichen THG aufgrund ihrer Stabilität eine unterschiedliche troposphärische Lebensdauer aufweisen, wird bei der Modellberechnung ein Zeithorizont vorgegeben, für den die Rechnung gelten soll. Neue wissenschaftliche Erkenntnisse führen dazu, dass sich diese Werte verändern können, weshalb immer mit den neuesten GWPs gerechnet werden sollte. Als gängige Zeithorizonte werden 20, 100 und 500 Jahre verwendet. Standard ist üblicherweise das 100-Jahr GWP.

Heizwert (H_i)

Diejenige Wärmemenge, die bei vollständiger Oxidation eines Brennstoffs ohne Berücksichtigung der Kondensationswärme des im Abgas befindlichen Wasserdampfs freigesetzt wird.

Holzfeuchte

Verhältnis des Wasseranteils eines Stoffs zu dessen Trockenmasse.

Indirekte Landnutzungsänderung (indirect land use change, iLUC)

Indirekte Landnutzungsänderungen (iLUC) entstehen, wenn auf Flächen zum Biomasseanbau eine vorherige andere Nutzung (z. B. Nahrungs- oder Futtermittelanbau) verdrängt wird. Falls weiterhin der Bedarf an den vorher produzierten Nahrungs- oder Futtermitteln besteht, wird deren Produktion zumindest teilweise auf andere Flächen verlagert. Diese anderen Flächen können einen hohen Kohlenstoffvorrat aufweisen (z. B. Feuchtgebiete), der bei Umwandlung dieser Flächen für die Bereitstellung der „verdrängten“ Nahrungs- oder Futtermittel teilweise freigesetzt wird.

Jahresnutzungsgrad

Der Jahresnutzungsgrad setzt die mit einem Wärmeträgermedium (z. B. Dampf) abgeführte Wärmeenergie in Beziehung zur zugeführten Brennstoffenergie über den Betrachtungszeitraum von einem Jahr.

Kaskadennutzung

Unter Kaskadennutzung versteht man die mehrmalige, nacheinander stattfindende Verwendung von Ressourcen zur Herstellung von Produkten, gefolgt von einer abschließenden energetischen Verwertung oder Entsorgung.

Kesselwirkungsgrad

Der Kesselwirkungsgrad ist der Quotient aus der mit einem Wärmeträgermedium (z. B. Dampf) abgeführten Wärmeenergie und der zugeführten Brennstoffenergie.

Koppelprodukt (Nebenprodukt)

Fällt ein Stoff oder Gegenstand bei einem Herstellungsverfahren an, dessen hauptsächlicher Zweck nicht auf die Herstellung dieses Stoffs oder Gegenstands gerichtet ist, ist er als Koppelprodukt und nicht als Abfall anzusehen, wenn

1. sichergestellt ist, dass der Stoff oder Gegenstand weiter verwendet wird,
2. eine weitere, über ein normales industrielles Verfahren hinausgehende Vorbehandlung hierfür nicht erforderlich ist,
3. der Stoff oder Gegenstand als integraler Bestandteil eines Herstellungsprozesses erzeugt wird und
4. die weitere Verwendung rechtmäßig ist; dies ist der Fall, wenn der Stoff oder Gegenstand alle für seine jeweilige Verwendung anzuwendenden Produkt-, Umwelt- und Gesundheitsschutzanforderungen erfüllt und insgesamt nicht zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt führt.

Kraft-Wärme-Kopplung

Die gleichzeitige Bereitstellung von Strom und Wärme aus einem Energiewandlungsprozess, z. B. in Blockheizkraftwerken.

Lebensweg

Der Lebensweg eines Produktes ist definiert als "...aufeinander folgende und miteinander verbundene Stufen eines Produktsystems von der Rohstoffgewinnung oder Rohstoffherzeugung bis zur endgültigen Beseitigung" (DIN EN ISO 14040, 2006, S. 7 [107]).

In dieser Studie wird der "physikalische" Lebensweg eines Produktes (von der Wiege bis zur Bahre, engl. "cradle to grave") untersucht und nicht der betriebswirtschaftliche "Lebenszyklus", welcher üblicherweise dann endet, wenn ein Produkt vom Markt genommen wird.

Maschinenzeit

Zeitbedarf für eigene Arbeitsmittel (Maschinen, Geräte, technische Anlagen) zur Durchführung eines spezifischen Prozesses

Nachwachsende Rohstoffe

Land- und forstwirtschaftlich erzeugte Produkte, die nicht als Nahrungs- oder Futtermittel Verwendung finden, sondern stofflich oder zur Umwandlung in Strom, Wärme oder Kraftstoffe genutzt werden.

Nutzenergie

Als Nutzenergie wird die Energie bezeichnet, die nach der letzten Umwandlung in den Geräten des Verbrauchers für die Befriedigung der jeweiligen Bedürfnisse (z. B. Raumtemperierung) zur Verfügung steht. Sie wird gewonnen aus Endenergieträgern vermindert um die Verluste dieser letzten Umwandlung.

Nutzungsgrad

Der Nutzungsgrad setzt die mit einem Wärmeträgermedium (z. B. Dampf) abgeführte Wärmeenergie in Beziehung zur zugeführten Brennstoffenergie über einen längeren Betrachtungszeitraum (z. B. Heizperiode).

Nutzungspotenzial, technisches

Anzahl der Nutzungseinheiten, nach deren Ablauf/Ausstoß die Maschine durch Nutzung verschlissen ist, gemessen in maschinenspezifischen Nutzungseinheiten (h, ha, t, m³ ...) [270].

Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA)

Eine Ökobilanz (engl. Life Cycle Assessment, LCA) ist eine international genormte Methode (DIN EN ISO 14040/44 [107][106]) zur ökologischen Produktanalyse. Sie erfasst und analysiert die Umweltaspekte und potentiellen ökologischen Auswirkungen von Produktsystemen systematisch über den gesamten Lebensweg („von der Wiege bis zur Bahre“). Dazu zählen die Umweltwirkungen (z. B. umweltrelevante Entnahmen aus der Umwelt sowie Emissionen in die Umwelt) während der Produktion, der Nutzungsphase und der Entsorgung des Produktes sowie die damit verbundenen vor- und nachgeschalteten Prozesse (z. B. Herstellung der Rohstoffe).

Primärdaten

Unter Primärdaten versteht man bei Ökobilanzen und PCF jene Daten, die direkt und spezifisch bei einem Unternehmen oder Prozess erhoben bzw. gemessen werden. Sowohl Aktivitätsdaten als auch Emissionsfaktoren können aus primären oder sekundären Datenquellen stammen.

Primärenergie

Energieformen, die noch keiner technischen Umwandlung unterworfen wurden, wie beispielsweise Rohsteinkohle, Roherdöl, Rohbiomasse, Windkraft, Solarstrahlung.

Product Carbon Footprint (PCF)

Der Product Carbon Footprint („CO₂-Fußabdruck“) bezeichnet die Bilanz der THG-Emissionen entlang des gesamten Lebenszyklus eines Produkts in einer definierten Anwendung und bezogen auf eine definierte Nutzeinheit [52]. Der PCF stellt ein Instrument dar, um Möglichkeiten der Reduzierung von THG-Emissionen von Produkten entlang des gesamten Produktlebensweges zu ermitteln.

Product Category Rules (PCR)

Sogenannte Product Category Rules (PCRs) beschreiben einen Satz spezifischer Regeln, Anforderungen und Richtlinien zur Entwicklung von Umwelt-Produktdeklarationen für eine oder mehrere Produktgruppen, die die gleiche Nutzeinheit beschreiben [105].

Produktsystem

Beschreibt den Lebenszyklus eines land- oder forstwirtschaftlichen Rohstoffs von der Erzeugung, inklusive dessen stofflicher oder energetischer Nutzung, bis hin zur Verwertung bzw. Beseitigung der anfallenden Abfallstoffe.

Prozessgruppe

Definierter Lebenszyklusabschnitt eines Produktsystems z. B. nach Systemdarstellung.

Prozess

Definierte Vorgänge innerhalb der Lebenszyklusabschnitte eines Produktsystems z. B. nach Systemdarstellung.

Referenzsystem

(Fossile) Vergleichssysteme, die einen funktionell gleichen Nutzen zum Untersuchungssystem bereitstellen.

Reststoff

Der Begriff Reststoff wird in der entwickelten Bilanzierungsmethode nicht verwendet. Reststoffe sind entweder Koppelprodukte oder wiederzuverwendende, wiederzuverwertende oder zu beseitigende Abfälle.

Sachbilanz

Unter dem Begriff Sachbilanz versteht man einen "Bestandteil der Ökobilanz, der die Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines gegebenen Produktes im Verlauf seines Lebensweges umfasst" (DIN EN ISO 14040, 2006, S. 7 [107]). Das Ergebnis einer Sachbilanz ist demnach eine deskriptive Auflistung aller Inputs und Outputs, die über die Systemgrenze hinweg mit der Systemumgebung ausgetauscht werden. Dies stellt den Ausgangspunkt für die spätere Wirkungsabschätzung (s. u.) dar.

Sekundärdaten

Aus Primärdaten abgeleitete und zusammengefasste Daten bezeichnet man als Sekundärdaten (z. B. durchschnittliche Emissionen bei der Herstellung von Strom in Deutschland). Sie sind weniger spezifisch, sondern stellen meist einen Durchschnitt oder eine generelle Größe zu vergleichbaren Prozessen dar.

Sekundärenergie

Energieträger, der durch technische Umwandlung aus Primär- oder anderen Sekundärenergieträgern hergestellt wird. Es kommt dabei zu Umwandlungs- und Verteilverlusten.

Sensitivitätsanalyse

Mit der Sensitivitätsanalyse werden unterschiedliche Szenarien in Bezug auf die Basisvarianten untersucht. Sie beschreibt somit die Veränderungen der Umweltwirkungen und Kosten aufgrund unterschiedlicher Annahmen innerhalb einer Bereitstellungskette. Verändert werden dabei z. B. die Produktivität von Maschinen bzw. von Prozessen, der Kraftstoffverbrauch, die Kraftstoffart oder die Nutzungspotenziale von Maschinen und Aggregaten.

Substitutionsfaktor

Der Substitutionsfaktor gibt an, in welchem Umfang ein Koppelprodukt (bezogen auf die Bezugsgröße/funktionelle Einheit) ein anderes Produkt (Referenzprodukt) substituieren kann. Dabei ist die gleiche Wertigkeit von Koppelprodukt und Referenzprodukt zu berücksichtigen. Der Substitutionsfaktor ist damit eine entscheidende Größe zur Bestim-

mung der Gutschriftenhöhe bei einer Systemraumerweiterung mit Substitutionspotenzial und Gutschriften.

Systemerweiterung

Unter dem Begriff Systemerweiterung versteht man im Kontext von Ökobilanzen eine Ausweitung des betrachteten Systems, beispielsweise um Koppelprodukte. Dabei muss die →funktionelle Einheit (z. B. Bereitstellung von einem Liter Rapsöl) ebenso um das betreffende Koppelprodukt erweitert werden (z. B. Bereitstellung von einem Liter Rapsöl und 3 kg Presskuchen). Hierdurch kann eine Allokation vermieden werden, da das gesamte Koppelprodukt im System verbleibt und mitbilanziert wird. Die Systemerweiterung wird in der DIN EN ISO 14040 und 14044 [107][106] gegenüber der Allokation empfohlen, hat jedoch den Nachteil, dass sie zwangsläufig zu komplexeren Systemen und größerem Datenbedarf führt.

Systemgrenze

Die Systemgrenze ist ein Satz von Kriterien, welcher definiert, was Teil des betrachteten Systems ist und was nicht. Systemgrenzen können auf räumlicher, zeitlicher und technischer (z. B. Umgang mit Allokation, Abschneidekriterien, etc.) Ebene existieren.

Szenarien

Szenarien sind Veränderungen der Basisvariante(n), wobei die Veränderungen innerhalb der Bereitstellungskette liegen (z. B. Veränderungen der Produktivität von Maschinen bzw. von Prozessen, des Kraftstoffverbrauchs sowie der Kraftstoffart (Biokraftstoff anstatt fossilen Kraftstoffs)). Anhand definierter Szenarien in Bezug auf die Basisvariante lassen sich Sensitivitätsanalysen durchführen.

Treibhauseffekt

Unter Treibhauseffekt wird die Erwärmung der Erde bzw. der Atmosphäre infolge sogenannter THG verstanden. In der Klimadiskussion (Wirkungskategorie Klimawandel) versteht man unter dem Begriff Treibhauseffekt den zusätzlichen, anthropogen verursachten Effekt in Folge der Emission klimarelevanter Gase (siehe THG-Emission).

Treibhausgasemissionen

Der Ausstoß gasförmiger Stoffe in die Atmosphäre, die zum Treibhauseffekt beitragen, wird allgemein als THG-Emission bezeichnet. Das bekannteste und wichtigste THG ist Kohlenstoffdioxid (CO₂). Beispiele für weitere THG sind Methan (CH₄) oder Lachgas (Distickstoffmonoxid, N₂O). THG-Emissionen entstehen bei einer Vielzahl von menschlichen Aktivitäten, etwa bei der Verbrennung fossilen Kohlenstoffs (CO₂), in Folge industrieller Prozesse (halogenierte Lösungsmittel, N₂O), bei der Deponierung von Abfall (CH₄, CO₂) sowie in der Landwirtschaft (CH₄, N₂O). Jene CO₂-Emissionen, die aus erneuerbaren Rohstoffen stammen und erst vor relativ kurzer Zeit durch Assimilation von atmosphärischem CO₂ gebildet wurden, werden in der Regel nicht als anthropogene THG-Emissionen betrachtet. Dies kann jedoch nur für CO₂ gelten, da z. B. in die Atmosphäre emittiertes Methan (CH₄) ein höheres THG-Potenzial (→Global Warming Potential) aufweist und nicht direkt im Zuge der Primärproduktion in den Kohlenstoffkreislauf zurückgeführt werden kann. THG-Emissionen werden in der Einheit kg CO₂-Äq (Kohlenstoffdioxid-Äquivalente) angegeben.

Variantenanalyse

Die Variantenanalyse beschreibt die Darstellung von Umweltwirkungen und Kosten verschiedener Bereitstellungsketten sowie daraus abgeleitete Unterschiede zwischen den Ketten. Folglich dient sie dem Vergleich verschiedener Basisvarianten untereinander.

Wassergehalt

Verhältnis des Wasseranteils eines Stoffs zu dessen Nassgewicht, also dem Gesamtgewicht des trockenen Stoffs sowie des Wassers.

Wirkungsabschätzung

Der Begriff Wirkungsabschätzung beschreibt den "Bestandteil der Ökobilanz, der dem Erkennen und der Beurteilung der Größe und Bedeutung von potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlauf des Lebensweges des Produktes dient" (DIN EN ISO 14040, 2006, S. 7 [107]). Es gibt unterschiedliche methodische Ansätze zur Wirkungsabschätzung, welche auch subjektive Einflüsse haben (z. B. über Auswahl der Indikatoren, optionale Normierung, Ordnung oder Gewichtung, etc.).

Wirkungsindikator

Quantifizierbare Darstellung einer Wirkungskategorie. Eigentlich Wirkungskategorie-Indikator. Die Kurzbezeichnung „Wirkungsindikator“ wird zur besseren Lesbarkeit auch gemäß der ISO-Normen 14040 und 14044 verwendet [107][106].

Wirkungskategorie

Klasse, die wichtige Umweltthemen repräsentiert und der Sachbilanzergebnisse zugeordnet werden können [107][106].