

Abschlussbericht

zum Verbundvorhaben

Thema:

Verbundvorhaben: Regionalspezifische Maßnahmen zur kosteneffizienten Reduktion von Treibhausgasemissionen beim Anbau von Rohstoffpflanzen - RekoRT

Teilvorhaben 1: Projektkoordination, Datenanalyse und ökologische Bewertung zur Ableitung von Maßnahmen

Teilvorhaben 2: Datenanalyse und ökologische Bewertung zur Weiterentwicklung der Berechnungsmethodik für die Ableitung von Maßnahmen

Teilvorhaben 3: Datenanalyse und ökonomische Bewertung zur Ableitung von Maßnahmen

Teilvorhaben 4: Modellierung relevanter Stickstoffspezies

Zuwendungsempfänger:

Teilvorhaben 1: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ)

Teilvorhaben 2: Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei – Institut für Agrartechnologie

Teilvorhaben 3: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL)

Teilvorhaben 4: Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig – Fakultät 3 – Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften – Institut für Geoökologie – Abt. Bodenkunde und Bodenphysik

Förderkennzeichen:

22026117, 22032818, 22032918, 22039718

Berichtszeitraum:

01.06.2019 bis 31.08.2022

Datum der Fertigstellung: 30.11.2022

Datum der Veröffentlichung: 28.09.2023

Gefördert durch:



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) als Projektträger des BMEL für das Förderprogramm Nachwachsende Rohstoffe unterstützt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

RekoRT



THÜNEN

KTBL



Ansprechpartner:

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

Schulgasse 18
94315 Straubing
Dr.-Ing. Daniela Dressler
Tel: +49 9421 300-145
E-Mail: Daniela.Dressler@tfz.bayern.de

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL)

Bartningstr. 49
64289 Darmstadt
Dr. Sebastian Wulf
Tel: +49 6151 7001-166
E-Mail: s.wulf@ktbl.de

Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei – Institut für Agrartechnologie

Bundesallee 47
38116 Braunschweig
Dr. Heinz Stichnothe
Tel: +49 531 596-4163
E-Mail: heinz.stichnothe@thuenen.de

Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig

Fakultät 3 – Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften – Institut für Geoökologie – Abt. Bodenkunde und Bodenphysik

Langer Kamp 19c
38106 Braunschweig
Prof. Dr. Rolf Nieder
Tel: +49 531 391-5917
E-Mail: r.nieder@tu-bs.de

Autoren (in alphabetischer Reihenfolge):

Dr. Daniela Dressler, Janine Mallast, Prof. Dr. Rolf Nieder, Gerlind Öhlschläger, Stefan Prinz, Meike Schmehl, Pia Schneider, Theresa Stark, Dr. Heinz Stichnothe, Dr. Sebastian Wulf

Vorwort

Das vorliegende Dokument ist ein gemeinsamer Abschlussbericht des Verbundvorhabens Regionalspezifische Maßnahmen zur kosteneffizienten Reduktion von Treibhausgasemissionen beim Anbau von Rohstoffpflanzen - RekoRT. Der Bericht wurde gemeinschaftlich von den Kooperationspartnern

- Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ)
- Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei – Institut für Agrartechnologie
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL)
- Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig – Fakultät 3 – Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften – Institut für Geoökologie – Abt. Bodenkunde und Bodenphysik

verfasst.

Das Verbundvorhaben und seine Teilprojekte wurden im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) durch die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) unter den Förderkennzeichen 22026117, 22032818, 22032918 und 22039718 gefördert.

Durchgeführt wurde das Projekt in der Zeit vom 01. Juni 2019 bis zum 31. August 2022.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	3
1 Einleitung und Problemstellung	25
2 Zielsetzung und Aufbau des Projektes	27
2.1 Zielsetzung und Aufgabenstellung	27
2.2 Aufbau des Projektes	28
3 Stand des Wissens und methodische Grundlagen	31
3.1 Umgang mit Koppelprodukten	31
3.2 Bewertung von Fruchtfolgen und Fruchtfolgeeffekten.....	34
3.3 Feldemissionen	38
3.3.1 Lachgas (N ₂ O).....	38
3.3.2 Nitrat (NO ₃ ⁻)	41
3.3.3 Ammoniak (NH ₃).....	44
3.3.4 Phosphor (P)	46
3.3.5 Kohlenstoffdioxid (CO ₂).....	51
3.3.6 Sonstige.....	52
3.4 Wirkungsabschätzung.....	53
3.4.1 Wirkungskategorien.....	54
3.4.2 Wirkungsabschätzungsmethoden.....	57
3.4.2.1 LCIA-Methodensätze	57
3.4.2.2 Vorgaben in Richt- und Leitlinien.....	58
3.4.2.3 Charakterisierungsmodelle je Wirkungskategorie.....	59
4 Datenbank und standort- und regionalspezifische Datenbasis ..	65
4.1 Datenbank	65
4.1.1 Datenbankkonzept und -struktur.....	66
4.1.2 Datenbankdokumentation	69
4.1.3 Standardabfragen.....	69
4.1.4 Zusätzliche Daten in der RekoRT-Datenbank.....	70
4.2 Festlegungen zur standort- und regionalspezifischen Datenbasis.....	71
4.2.1 Versuchsdaten	71
4.2.1.1 Datenherkunft und -sichtung.....	72
4.2.1.2 Datenharmonisierung / Datenintegration der Versuchsdaten.....	73
4.2.1.3 Auswahl der Analysen der Versuchsdaten.....	73
4.2.2 GIS-Daten.....	74
4.2.3 Identifikation relevanter Räume und Ermittlung regionalspezifischer Daten.....	77
4.2.3.1 Anbau der Feldfrüchte.....	77
4.2.3.2 Anbaugebiete in den BKR.....	77
4.2.3.3 Kriterien und Auswahl der gewählten BKR	87
4.2.4 Regionalspezifische Parameter für ausgewählte BKR	89
4.2.4.1 Nitratauswaschung nach de Willigen (2000)	91
4.2.4.2 Nitratauswaschung nach Expert-N	96
4.2.4.3 N ₂ O nach GNOC	103

4.2.4.4	P-Abtrag (modifizierter Ansatz nach SALCA-P & FREMSA).....	105
5	Allgemeine Festlegung von Ziel und Bilanzierungsrahmen	117
5.1	Zieldefinition.....	117
5.2	Untersuchungsrahmen	118
5.2.1	Systemdarstellung	118
5.2.2	Systemgrenzen	121
5.2.3	Bezugsgröße und funktionelle Einheit.....	122
5.2.4	Beschreibung des Produktsystems.....	122
5.2.5	Datenqualität und Datenherkunft.....	123
5.2.6	Festlegung wichtiger Kenngrößen.....	123
5.2.7	Umgang mit Koppelprodukten.....	126
5.2.8	Bewertung von Fruchtfolgen und Fruchtfolgeeffekten.....	132
5.3	Wirkungskategorien und Wirkungsabschätzungsmethoden	140
6	Standort- und regionalspezifische Sachbilanzierung	149
6.1	Beschreibung der landwirtschaftlichen Produktsysteme.....	149
6.1.1	Arbeitsgänge.....	149
6.1.2	Betriebsstoffe, Betriebsmittel und Erträge	153
6.1.3	Feldemissionen.....	157
6.1.4	Sachbilanzen als Eingangsparameter für die Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle	169
6.2	Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle der ökologischen Bewertung..	173
6.3	Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle der ökonomischen Bewertung	176
7	Ergebnisse und Diskussion	181
7.1	Ökologische und ökonomische Bewertung - Status Quo.....	181
7.1.1	Standortspezifische Ergebnisse	181
7.1.2	Regionalspezifische Ergebnisse	189
7.1.3	Schlussfolgerung	199
7.2	Einfluss der Methodenwahl zur Berechnung von Feldemissionen	201
7.2.1	Auswirkungen der gewählten Methode zur Abschätzung des Kalkbedarfs und der daraus resultierenden CO ₂ -Emissionen	201
7.2.2	Auswirkungen der gewählten Methode zur Abschätzung der Lachgas- emissionen	205
7.2.3	Auswirkungen der gewählten Methode zur Abschätzung der Nitrat- waschung	211
7.2.4	Auswirkungen der gewählten Methode zur Abschätzung der gesamten N-Bilanz.....	214
8	Ableitung und Bewertung von Maßnahmen	217
8.1	Auswahl weiterer relevanter Handlungsempfehlungen	217
8.2	Einsatz von Wirtschaftsdüngern	218
8.2.1	Regionalspezifische Einordnung.....	218
8.2.2	Substitutionseffekt von Wirtschaftsdüngern.....	220
8.2.3	Ausbringtechnik	230
8.2.4	Sensitivitätsanalyse zur Transportentfernung.....	242

8.3	Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren	246
8.4	Diversifizierung von Fruchtfolgen	249
8.4.1	Grundsätzliche Annahmen zur Diversifizierung	250
8.4.2	Bewertung von Fruchtfolgen und Fruchtfolgeeffekten am Beispiel der Diversifizierung von Fruchtfolgen	253
8.4.3	Bewertung der Flächeneffizienz am Beispiel der Diversifizierung von Fruchtfolgen.....	263
9	Zusammenfassung und Schlussfolgerung	267
10	Literaturverzeichnis	281

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Projektstrukturplan zur Übersicht der einzelnen Arbeitspakete und Aufgaben der Projektpartner.....	29
Abbildung 2:	Entscheidungsbaum zum Umgang mit Koppelprodukten in Richt- und Leitlinien, abhängig von der Nutzung des Hauptproduktes	32
Abbildung 3	Literaturlauswertung zur Einschätzung der Reduktion von Pflanzenschutzmitteln und einer möglichen Auswirkung auf die Ertragsreduktion, eigene Darstellung	36
Abbildung 4:	Quellen für Lachgasemissionen in Deutschland [242].....	39
Abbildung 5:	Anteil der Grundwassermessstellen mit Überschreitungen von 25 mg l ⁻¹ (hellblaue Kurve) und 50 mg l ⁻¹ (dunkelblaue Balken) [239].....	43
Abbildung 6:	Quellen für landwirtschaftliche Ammoniakemissionen in Deutschland [252].....	45
Abbildung 7:	Messstellen an Flüssen mit Überschreitung des Orientierungswertes für Gesamtphosphor, nach [237]	47
Abbildung 8:	Quellen des Phosphoreintrages in Frischwasser, nach Holsten et al. (2016) [110]	48
Abbildung 9:	Emissionspfade nach FREMSA [147]	50
Abbildung 10:	Vereinfachte Struktur der Projektdaten	66
Abbildung 11:	Gesamter Datenbankentwurf der RekoRT-DB-Thuenen.....	68
Abbildung 12:	Durchschnittliche Feldgröße der Volldruschflächen in ha von 2011 bis 2019	71
Abbildung 13:	Standorte und Projekte der RekoRT-Datenbasis (eigene Darstellung)...	72
Abbildung 14:	Prozentuale Verteilung der Anbaufläche der Feldfrüchte inkl. Dauergrünland (links) und Getreide (rechte) in Deutschland [31]	77
Abbildung 15:	Boden-Klima-Räume (BKR) [197] (Bundesländer sind durch unterschiedliche Schraffuren gekennzeichnet.)	78
Abbildung 16:	Kartenausschnitt zu den Bodenregionen und Bodengroßlandschaften (links) [26] sowie zu den Bodenartengruppen Deutschlands (rechts - sl: Sandlehme, ls: Lehmsande, tu: Tonschluffe, lu: Lehmschluffe) [25].....	79
Abbildung 17:	Anteil der Anbaufläche (%) von Winterweizen (oben) und Wintergerste (unten) am Ackerland im Jahr 2010, ausgewertet auf BKR-Ebene [90]..	80
Abbildung 18:	Anteil der Anbaufläche (%) von Winterweizen (oben) und Wintergerste (unten) am Ackerland im Jahr 2010, ausgewertet auf BKR-Ebene [90]..	81
Abbildung 19:	Anteil der Anbaufläche (%) von Silomais am Ackerland im Jahr 2010, ausgewertet auf BKR-Ebene [90]	82
Abbildung 20:	BKR mit mindestens drei relevanten Feldfrüchten mit einer Anbaufläche > 50.000 ha.....	87

Abbildung 21:	Leichte (weiß), mittlere (orange) und schwere (rot) Böden in den BKR (eigene Darstellung, abgeleitet aus BZE [184])	92
Abbildung 22:	Effektive Durchwurzelungstiefe der Böden in den BKR (eigene Darstellung, angelehnt an BGR (2015) [30]).....	92
Abbildung 23:	Prozentuale Verteilung von Ton-, Sand- und Schluffgehalt in 0 – 10 cm in den ausgewählten BKR 104, 107 und 123. Kriterium für die Unterteilung war der Tongehalt. Weiße Boxen: gesamter BKR. Blaue Boxen: 25 % der BZE Beprobungspunkte mit den höchsten Tongehalten in 0 – 10 cm. Grün: Interquartilsabstand (50 % der BZE-Punkte). Gelb: 25 % der BZE-Punkte mit niedrigstem Tongehalt in 0 – 10 cm. Punkt in der Box: Mittelwert. Fetter Balken in der Box: Median. Whisker: alle Punkte innerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands.	98
Abbildung 24:	Räumliche Verteilung der Tongehalte in 0 – 10 cm der BKR 104, 107 und 123. Blau: 25 % der BZE-Beprobungspunkte mit den höchsten Tongehalten in 0 – 10 cm. Grün: Interquartilsabstand (50 % der Punkte der BZE-Punkte). Gelb: 25 % der BZE-Punkte mit niedrigstem Tongehalt in 0 – 10 cm.	99
Abbildung 25:	Potenzielle Erosionsgefährdung der Ackerböden durch Wasser in Deutschland [29].....	106
Abbildung 26:	Bodenverlust durch Winderosion [17].....	108
Abbildung 27:	P-Gesamtgehalt im Oberboden (0 – 20 cm) (GEMAS) [191].....	109
Abbildung 28:	Hangneigung aus SRTM-Daten [174]; Hektarerträge der Landkreise (EBE) [219] am Beispiel vom Winterraps (eigene Darstellung)	111
Abbildung 29:	Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden in Deutschland (eigene Darstellung, abgeleitet von [27]) (rot = niedrig, blau = hoch) ...	112
Abbildung 30:	Systemdarstellung für die Analyse und Bewertung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von landwirtschaftlichen Produktsystemen. Die berücksichtigten Prozesse der Bilanzierung regionaltypischer Fruchtfolgen sind mit einem Häkchen markiert.....	120
Abbildung 31:	Systemgrenzen für die Bilanzierung des Anbaus Nachwachsender Rohstoffe.....	121
Abbildung 32:	Darstellung des Systemraums für das Szenario „Keine Bewertung“ (Stroh-Abfuhr ohne Aufteilung der Umweltlasten). Dies entspricht dem Szenario der regionaltypischen Basisfruchtfolge unter Annahme einer Stroh-Abfuhr	127
Abbildung 33:	Darstellung des Systemraums für eine Allokation zwischen Getreidekorn und -stroh. Die entstandenen Emissionen aus dem Produktionsverfahren werden mittels eines Allokationsverfahrens zwischen Haupt- und Nebenernteprodukt aufgeteilt.....	128
Abbildung 34:	Einfluss der Methodik zur Bewertung von Koppelprodukten auf den flächenbezogenen Treibhauseffekt für Weizen.	130
Abbildung 35:	Die Aufteilung zwischen Korn und Stroh anhand der Allokation nach unterschiedlichen physikalischen und ökonomischen Beziehungen	130

Abbildung 36: Nährstofftransfer innerhalb einer Fruchtfolge und Auswirkung im Systemraum Boden. Abbildung verändert nach Flessa et al. (2017) [81]	133
Abbildung 37: Arbeitsschema CCB – CANDY Carbon Balance (verändert nach Spiegel et al. (2018) [212])	134
Abbildung 38: Jährliche Netto-N-Mineralisierung in kg N ha ⁻¹ und C _{org} (%) bei Strohverbleib für den Standort Cunnersdorf (der Versuchsstandort liegt im BKR 107) berechnet mit CCB, Zeitraum 1996 – 2019 unter der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste	138
Abbildung 39: Jährliche Netto-N-Mineralisierung in kg N ha ⁻¹ und C _{org} (%) bei Strohabfuhr für den Standort Cunnersdorf (der Versuchsstandort liegt BKR 107), berechnet mit CCB, Zeitraum 1996 – 2019 unter der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste	138
Abbildung 40: Schema zur Auswahl von Feldemissionen und Wirkungskategorien	142
Abbildung 41: GaBi-Modell der Produktion von Winterweizen am Beispielstandort Mer-bitz als Mittelwert aus den Versuchswiederholungen in den Anbaujahren 2013, 2014 und 2015	175
Abbildung 42: GaBi-Modell für das Arbeitsverfahren Pflügen mit Drehpflug ([A1.1] tillage, ploughing)	176
Abbildung 43: GaBi-Modell für die Fruchtfolge bestehend aus Winterraps, Winterweizen und Wintergerste am Beispielstandort Merbitz als Mittelwert aus den Versuchswiederholungen in den Anbaujahren 2013, 2014 und 2015.....	176
Abbildung 44: Treibhauseffekt pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolgen Winterraps-Winterweizen-Wintergerste (Raps-FF), Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras (Mais-FF 1) und Wintertriticale-Winterweizen-Senf-Mais (Mais-FF 2) am Standort Hohenschulen (HOH) in den Erntejahren 2013 – 2015 (Raps-FF) bzw. 2012 – 2014 (Mais-FF).....	182
Abbildung 45: Leistungs-Kostenrechnung pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolgen Winterraps-Winterweizen-Wintergerste (Raps-FF), Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras (Mais-FF 1) und Wintertriticale-Winterweizen-Senf-Mais (Mais-FF 2) am Standort Hohenschulen (HOH) in den Erntejahren 2013 – 2015 (Raps-Fruchtfolge) bzw. 2012 – 2014 (Mais-Fruchtfolge).....	183
Abbildung 46: Treibhauseffekt pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste (Raps-FF) an den Standorten Ihinger Hof und Bornim in den Erntejahren 2013 – 2015.....	186
Abbildung 47: Leistungs-Kostenrechnung pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste (Raps-FF) an den Standorten Ihinger Hof und Bornim in den Erntejahren 2013 – 2015.....	188

Abbildung 48: Treibhauseffekt pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste (Raps-FF) am Standort Merbitz (Erntejahre 2013 – 2015) und im BKR 107	190
Abbildung 49: Leistungs-Kostenrechnung pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste (Raps-FF) am Standort Merbitz (Erntejahre 2013 – 2015) und im BKR 107	191
Abbildung 50: Treibhauseffekt pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste (Raps-FF) in den Boden-Klima-Räumen 104, 107 und 115	193
Abbildung 51: Terrestrische Versauerung pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste in den Boden-Klima-Räumen 104, 107 und 115	195
Abbildung 52: Frischwassereutrophierung pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste in den Boden-Klima-Räumen 104, 107 und 115	196
Abbildung 53: Marine Eutrophierung pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste in den Boden-Klima-Räumen 104, 107 und 115	197
Abbildung 54: Leistungs-Kostenrechnung pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste (Raps-FF) in den Boden-Klima-Räumen 104, 107 und 115	198
Abbildung 55: CO ₂ -Feldemissionen beim Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste in ausgewählten Standorten und Regionen mit unterschiedlichen Methoden: Berechnung nach RekoRT-Standard und nach Edwards et al. (2017) [69]	203
Abbildung 56: Treibhauseffekt pro Hektar der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste an den Standorten Ihinger Hof und Bornim. CO ₂ -Emissionen wurden jeweils nach der RekoRT-Standardmethode oder nach Edwards et al. (2017) berechnet [69].	204
Abbildung 57: Treibhauseffekt beim Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste im BKR 107 mit unterschiedlichen Methoden zur Berechnung der direkten N ₂ O-Emissionen: RekoRT-Standard, Verwendung des neuen nationalen Emissionsfaktors und eines umweltzonenspezifischen Emissionsfaktors [161].....	206
Abbildung 58: Treibhauseffekt beim Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste am Standort Merbitz als Mittelwert der Anbaujahre 2013 – 2015 mit unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung der direkten N ₂ O-Emissionen: RekoRT-Standard, Messwerte, Verwendung des neuen nationalen Emissionsfaktors und eines umweltzonenspezifischen Emissionsfaktors [161].....	207

- Abbildung 59: Treibhauseffekt beim Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste am Standort Ihinger Hof als Mittelwert der Anbaujahre 2013 – 2015 mit unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung der direkten N₂O-Emissionen: RekoRT-Standard, Messwerte, Verwendung des neuen nationalen Emissionsfaktors und eines umweltzonen-spezifischen Emissionsfaktors [161].....209
- Abbildung 60: Treibhauseffekt beim Anbau der Fruchtfolge Wintertriticale-Weidelgras-Winterweizen-Senf-Mais am Standort Dornburg in den Erntejahren 2012 – 2014 mit unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung der direkten N₂O-Emissionen: RekoRT-Standard, Messwerte, Verwendung des neuen nationalen Emissionsfaktors und eines umweltzonenspezifischen Emissionsfaktors [161].....210
- Abbildung 61: Variabilität des Nitrataustrags nach de Willigen (2000) [56] in kg N ha⁻¹ für die BKR 101 (links) und 107 (rechts), ermittelt mit der Monte-Carlo-Methode, pro BKR eine Wiederholung von n = 104 Durchläufen. Die Box stellt jeweils den Interquartilsabstand dar, die Whisker den 1,5 -fachen Interquartilsabstand.....214
- Abbildung 62: Verhältnis Großvieheinheiten zur landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland im Jahr 2016 mit der Einheit GV ha⁻¹ [90].....219
- Abbildung 63: Stickstoff-Düngebedarf und ausgebrachte N-Mengen durch Mineraldünger (N_MIN) und organische Dünger (NH₄-N_ORG + N_{org_ORG}) wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) als jährliche Mittelwerte für die Fruchtfolge Winterraps (WRaps)-Winterweizen (WW)-Wintergerste (WG) im BKR 107222
- Abbildung 64: Phosphor-Düngebedarf und ausgebrachte P₂O₅-Mengen durch Mineraldünger (P₂O₅_MIN) und organische Dünger (P₂O₅_ORG) wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) als jährliche Mittelwerte für die Fruchtfolge Winterraps (WRaps)-Winterweizen (WW)-Wintergerste (WG) im BKR 107222
- Abbildung 65: Treibhauseffekt beim Anbau der Fruchtfolge (FF) Winterraps-Winterweizen-Wintergerste im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation und einer Transportentfernung von 200 km, jährliche Mittelwerte.....224
- Abbildung 66: Terrestrische Versauerung beim Anbau der Fruchtfolge (FF) Winterraps-Winterweizen-Wintergerste im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation und einer Transportentfernung von 200 km, jährliche Mittelwerte225
- Abbildung 67: Frischwassereutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge (FF) Winterraps-Winterweizen-Wintergerste im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung mit

	Schleppschlauch in die kurze Vegetation und einer Transportentfernung von 200 km, jährliche Mittelwerte	226
Abbildung 68:	Marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge (FF) Winterraps-Winterweizen-Wintergerste im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation und einer Transportentfernung von 200 km, jährliche Mittelwerte	227
Abbildung 69:	Leistungs-Kostenrechnung für die Fruchtfolge (FF) Winterraps-Winterweizen-Wintergerste im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation und einer Transportentfernung von 200 km, jährliche Mittelwerte	229
Abbildung 70:	Terrestrische Versauerung beim Anbau von Winterraps im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung in das bestellte Ackerland mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation (Sch-kV), Schleppschlauch + Ansäuerung der Gülle (Sch+Ans), Injektions-/Schlitzverfahren (Inj).....	233
Abbildung 71:	Terrestrische Versauerung beim Anbau von Silomais im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung in das unbestellte Ackerland mit Schleppschlauch inklusive Einarbeitung < 4 Stunden (Sch<4h) und Güllegrubber (GüGr)	235
Abbildung 72:	Treibhauseffekt beim Anbau von Winterraps im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung in das bestellte Ackerland mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation (Sch-kV), Schleppschlauch + Ansäuerung der Gülle (Sch+Ans), Injektions-/Schlitzverfahren (Inj)	236
Abbildung 73:	Treibhauseffekt beim Anbau von Silomais im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung in das unbestellte Ackerland mit Schleppschlauch inklusive Einarbeitung < 4 Stunden (Sch<4h) und Güllegrubber (GüGr).....	237
Abbildung 74:	Leistungs-Kostenrechnung des Anbaus von Winterraps im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung in das bestellte Ackerland mit Schleppschlauch	

	(Sch), Schleppschlauch + Ansäuerung der Gülle (Sch+Ans), Injektions-/Schlitzverfahren (Inj)	240
Abbildung 75:	Leistungs-Kostenrechnung des Anbaus von Silomais im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung in das unbestellte Ackerland mit Schlepp- schlauch inklusive Einarbeitung < 4 Stunden (Sch<4h) und Gülle- grubber (GüGr)	241
Abbildung 76:	Break-even der Transportdistanz für den Treibhauseffekt am Beispiel für den Anbau von Winterraps mit Einsatz von Rindergülle (RiGü) und Schleppschlauch (Sch) sowie für den Anbau von Silomais mit Einsatz von Schweinegülle (SwGü) und Güllegrubber (GüGr) im Vergleich zur jeweils mineralisch gedüngten Referenz (MIN) im BKR 107	243
Abbildung 77:	Break-even der Transportdistanz für die terrestrische Versauerung am Beispiel für den Anbau von Silomais mit Einsatz von Schweine- gülle (SwGü) und Güllegrubber (GüGr) im Vergleich zur mineralisch gedüngten Referenz (MIN) im BKR 107	244
Abbildung 78:	Break-even der Transportdistanz für die Direkt- und arbeiterledigungskostenfreie Leistung (DAKfL) am Beispiel für den Anbau von Winterraps mit Einsatz von Rindergülle (RiGü) und Schleppschlauch (Sch) sowie für den Anbau von Silomais mit Einsatz von Schweinegülle (SwGü) und Güllegrubber (GüGr) im Vergleich zur jeweils mineralisch gedüngten Referenz (MIN) im BKR 107	245
Abbildung 79:	Treibhauseffekt pro Hektar und Jahr (links) sowie pro Getreideeinheit (rechts) der Standardfruchtfolge (S-R) im Vergleich zu den diversifizierten Fruchtfolgen D1-R und D2-R an den Standorten Fürstenfeldbruck (FFB) (oben) und Uckermark (UM) (unten).....	255
Abbildung 80:	Flächen- und produktbezogene versauernd wirkende Emissionen der Standardfruchtfolge im Vergleich zu den diversifizierten Frucht- folgen D1-R und D2-R an den Standorten Fürstenfeldbruck (FFB) und Uckermark (UM).....	257
Abbildung 81:	Flächen- und produktbezogene marine Eutrophierung der Standardfruchtfolge im Vergleich zu den diversifizierten Fruchtfolgen D1-R und D2-R an den Standorten Fürstenfeldbruck (FFB) und Uckermark (UM)	259
Abbildung 82:	Leistungs-Kostenrechnung pro Hektar und Jahr (links) sowie pro Getreideeinheit (rechts) der Standardfruchtfolge (S-R) im Vergleich zu den diversifizierten Fruchtfolgen D1-R und D2-R an den Stand- orten Fürstenfeldbruck (FFB) (oben) und Uckermark (UM) (unten)	261
Abbildung 83:	Gegenüberstellung der flächen- und produktbezogenen Treibhausgasemissionen und Direkt- und arbeiterledigungskosten- freien Leistung (DAKfL) der Fruchtfolgen Standard (fett gedruckt), D1-R und D2-R für die Landkreise Uckermark (UM, orangefarbene Markierung) und Fürstenfeldbruck (FFB, blaue Markierung)	264

Abbildung 84: Auswahl der Standorte und Boden-Klima-Räume für die ökologischen und ökonomischen Analysen	268
Abbildung 85: Break-even der Transportdistanz für den Treibhauseffekt am Beispiel für den Anbau von Winterraps mit Einsatz von Rindergülle (RiGü) und Schleppschlauch (Sch) sowie für den Anbau von Silomais mit Einsatz von Schweinegülle (SwGü) und Güllegrubber (GüGr) im Vergleich zur jeweils mineralisch gedüngten Referenz (MIN) im BKR 107	271
Abbildung 86: Break-even der Transportdistanz für die Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung (DAKfL) am Beispiel für den Anbau von Winterraps mit Einsatz von Rindergülle (RiGü) und Schleppschlauch (Sch) sowie für den Anbau von Silomais mit Einsatz von Schweinegülle (SwGü) und Güllegrubber (GüGr) im Vergleich zur jeweils mineralisch gedüngten Referenz (MIN) im BKR 107	272
Abbildung 87: Terrestrische Versauerung beim Anbau von Winterraps und Silomais im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (Ri-Gü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung in das bestellte Ackerland mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation (Sch-kV), Schleppschlauch + Ansäuerung der Gülle (Sch+Ans), Injektions-/Schlitzverfahren (Inj) bzw. in das unbestellte Ackerland mit Schleppschlauch inklusive Einarbeitung < 4 Stunden (Sch<4h) und Güllegrubber (GüGr)	273
Abbildung 88: Flächenbezogene marine Eutrophierung der Standardfruchtfolge im Vergleich zu den diversifizierten Fruchtfolgen D1-R und D2-R am Standort Fürstenfeldbruck (FFB)	275
Abbildung 89: Gegenüberstellung der flächen- und produktbezogenen Treibhausgasemissionen und Direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistung (DAKfL) der Fruchtfolgen Standard (fett gedruckt), D1-R und D2-R für die Landkreise Uckermark (UM, orangefarbene Markierung) und Fürstenfeldbruck (FFB, blaufarbene Markierung)	276
Abbildung 90: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste und der einzelnen Kulturen am Standort Bornim für die Erntejahre 2013 – 2015	310
Abbildung 91: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste und der einzelnen Kulturen am Standort Hohenschulen für die Erntejahre 2013 – 2015	311
Abbildung 92: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste und der einzelnen Kulturen am Standort Ihinger Hof für die Erntejahre 2013 – 2015	312
Abbildung 93: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Winterraps-	

Winterweizen-Wintergerste und der einzelnen Kulturen am Standort Merbitz für die Erntejahre 2013 – 2015	313
Abbildung 94: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Wintertraps-Winterweizen-Wintergerste und der einzelnen Kulturen am Standort Roggenstein für die Erntejahre 2013 – 2015.....	314
Abbildung 95: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras und der einzelnen Kulturen am Standort Ascha für die Erntejahre 2012 – 2014	315
Abbildung 96: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Wintertriticale-Weidelgras-Winterweizen-Senf-Mais und der einzelnen Kulturen am Standort Ascha für die Erntejahre 2012 – 2014	316
Abbildung 97: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras und der einzelnen Kulturen am Standort Dornburg für die Erntejahre 2012 – 2014	317
Abbildung 98: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Wintertriticale-Weidelgras-Winterweizen-Senf-Mais und der einzelnen Kulturen am Standort Dornburg für die Erntejahre 2012 – 2014	318
Abbildung 99: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras und der einzelnen Kulturen am Standort Gülzow für die Erntejahre 2012 – 2014	319
Abbildung 100: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Wintertriticale-Weidelgras-Winterweizen-Senf-Mais und der einzelnen Kulturen am Standort Gülzow für die Erntejahre 2012 – 2014	320
Abbildung 101: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras und der einzelnen Kulturen am Standort Hohenschulen für die Erntejahre 2012 – 2014.....	321
Abbildung 102: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Wintertriticale-Winterweizen-Senf-Mais und der einzelnen Kulturen am Standort Hohenschulen für die Erntejahre 2012 – 2014.....	322
Abbildung 103: Leistungs-Kostenrechnung für den Anbau der Fruchtfolge Wintertraps-Winterweizen-Wintergerste und der einzelnen Kulturen an den Standorten Bornim, Hohenschulen und Ihinger Hof für die Erntejahre 2013 – 2015.....	323
Abbildung 104: Leistungs-Kostenrechnung für den Anbau der Fruchtfolge Wintertraps-Winterweizen-Wintergerste und der einzelnen Kulturen an den Standorten Merbitz und Roggenstein für die Erntejahre 2013 – 2015 ..	324

Abbildung 105: Leistungs-Kostenrechnung für den Anbau der Fruchtfolgen
Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras sowie Wintertriticale-
Weidelgras-Winterweizen-Senf-Mais und der einzelnen Kulturen an den
Standorten Ascha und Dornburg für die Erntejahre 2012 – 2014 325

Abbildung 106: Leistungs-Kostenrechnung für den Anbau der Fruchtfolgen
Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras sowie Wintertriticale-
Weidelgras-Winterweizen-Senf-Mais und der einzelnen Kulturen an den
Standorten Gülzow und Hohenschulen für die Erntejahre 2012 – 2014
..... 326

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Fruchtfolgeeffekte durch Fruchtfolgegestaltung und Fruchtfolgemanagement	35
Tabelle 2:	Auszug an die Datenanforderung für die Berechnung diffuser Einträge mit dem Modell MEPhos. Beispiel abgeleitet aus [229]	49
Tabelle 3:	Parameter für die Berechnung des P-Austrages nach SALCA-Phosphor [186]	51
Tabelle 4:	Emissionsbezogene Wirkungskategorien.....	55
Tabelle 5:	Überblick über die integrierten Projektdaten für das RekoRT-Projekt.....	73
Tabelle 6:	Zusammenfassung der Datenanalyse der Versuchsdaten	74
Tabelle 7:	Räumliche Datengrundlagen zur Ableitung der regionalspezifischen Parameter für die ausgewählten BKR	75
Tabelle 8:	Datengrundlagen für die Bodenparameter zur Ableitung der regionalspezifischen Parameter für die ausgewählten BKR.....	75
Tabelle 9:	Datengrundlage für die Standortparameter zur Ableitung der regionalspezifischen Parameter für die ausgewählten BKR.....	76
Tabelle 10:	Flächen der landwirtschaftlichen Nutzung sowie des Ackerlandes pro BKR, prozentualer Anteil am Ackerland von Winterraps, Winterweizen, Wintergerste und Silomais sowie Winterroggen	83
Tabelle 11:	Hektarfläche pro BKR von Winterraps, Winterweizen, Wintergerste und Silomais und Winterroggen, Summe der Fläche der analysierten Feldfrüchte und prozentualer Gesamtanteil am Ackerland sowie sonstige Nutzung.....	84
Tabelle 12:	BKR sowie der Anbau in ha der fünf ausgewählten Früchte, der prozentuale Anbauanteil und die prozentuale Fläche des BKR	86
Tabelle 13:	Ausgewählte BKR mit Fläche in km ² und prozentualer Fläche (im Bezug zur Gesamtfläche Deutschlands) sowie Anzahl der BZE Beprobungspunkte	90
Tabelle 14:	Regionalspezifische Parameter für den Tongehalt (%) gemittelt über 100 cm Bodentiefe für die ausgewählten BKR (abgeleitet aus der BZE [184])	91
Tabelle 15:	Regionalspezifische Parameter für die effektive Durchwurzelungstiefe (m) für die ausgewählten BKR (abgeleitet aus BGR (2015) [30]).....	93
Tabelle 16:	Regionalspezifische Parameter für N _{org} (0 – 30 cm) für die ausgewählten BKR (abgeleitet aus BZE [184]).....	94
Tabelle 17:	Mittlere jährliche Niederschlagssummen von 2011 – 2020 für die ausgewählten BKR (abgeleitet aus DWD (2021) [66]).....	94
Tabelle 18:	Hektarerträge in dt ha ⁻¹ , N-Düngemenge in kg N ha ⁻¹ und pflanzliche Stickstoffaufnahme in kg N ha ⁻¹ (10-jähriges Mittel von 2011 – 2020) für die ausgewählten BKR, (abgeleitet aus EBE [219])	95

Tabelle 19:	Standortdaten für Merbitz (BKR 107), Bornim (BKR 104) und Ihinger Hof (BKR 123).....	96
Tabelle 20:	Managementdaten (Bodenbearbeitung, Düngung) nach den jeweiligen Versuchsstandorten Merbitz (BKR 107), Bornim (BKR 104) und Ihinger Hof (BKR 123). Für die Düngung wurde die standortspezifische N-Menge verwendet, jedoch aufgeteilt nach dem „Deutschen Düngemix“ KAS + HS + AHL. VDP: Voldrehpflug, SP: Scharpflug.....	97
Tabelle 21:	Managementdaten (Aussaat- und Erntetermine sowie Saatmenge) nach den jeweiligen Versuchsstandorten Merbitz (BKR 107), Bornim (BKR 104) und Ihinger Hof (BKR 123).....	97
Tabelle 22:	Eingangsdaten in Expert-N: Mediane der Ton, Schluff und Sandgehalte für BKR 107, 104 und 123 (Mittelwerte für BKR 123) in verschiedenen Tiefenkompartimenten in Massenprozent. Die jeweils linken Werte jeder Texturklasse repräsentieren nach Abbildung 24 die blauen Punkte mit erhöhtem Tongehalt, die mittleren Werte der grünen Punkte mit mittlerem Tongehalt und die rechten Werte die gelben Punkte mit niedrigstem Tongehalt Datenquelle: BZE [184].	100
Tabelle 23:	Eingangsdaten in Expert-N: Mediane von Gehalt an organischem Material [Massenprozent], Lagerungsdichte [g cm^{-3}] und pH für BKR 107, 104 und 123 (Mittelwerte für BKR 123) in verschiedenen Tiefenkompartimenten. Datenquelle: BZE [184]. (linker Wert = erhöhter Gehalt, mittlerer Wert = mittlerer Gehalt, rechter Wert = niedrigster Wert)	100
Tabelle 24:	Eingangsdaten in Expert-N: Feldkapazität, gesättigte hydraulische Leitfähigkeit und Welkepunkt geschätzt nach Szabó et al. (2019) [226] für BKR 107, 104 und 123. Die jeweils linken Werte jedes Parameters repräsentieren nach Abbildung 24 die blauen Punkte mit erhöhtem Tongehalt, die mittleren Werte die grünen Punkte mittleren Tongehalts und die rechten Werte die Punkte gelben verminderten Tongehalts.....	101
Tabelle 25:	Eingangsdaten in Expert-N: van Genuchten-Parameter α , van Genuchten-Parameter n geschätzt nach Szabó et al. (2019) [226], sowie die Bodenart nach KA5 [68] für BKR 107, 104 und 123. Die jeweils linken Werte jedes Parameters repräsentieren nach Abbildung 23 die blauen Punkte mit erhöhtem Tongehalt, die mittleren Werte die grünen Punkte mittleren Tongehalts und die rechten Werte die gelben Punkte verminderten Tongehalts.	102
Tabelle 26:	Eingangsdaten in Expert-N: Sättigungs- und Residualwassergehalt geschätzt nach Szabó et al. (2019) [226] für BKR 107, 104 und 123. Die jeweils linken Werte jedes Parameters repräsentieren nach Abbildung 23 die blauen Punkte mit erhöhtem Tongehalt, die mittleren Werte die grünen Punkte mittleren Tongehalts und die rechten Werte die gelben Punkte verminderten Tongehalts	103
Tabelle 27:	Anteil bzw. Wichtung für die Bodentextur nach GNOC für heterogene BKR (abgeleitet aus BZE [184])	104

Tabelle 28:	Anteil bzw. Wichtung für den C _{org} (GNOC) für heterogene BKR (abgeleitet aus BZE [184])	104
Tabelle 29:	Anteil bzw. Wichtung für den pH-Wert (GNOC) für homogene und heterogene BKR (abgeleitet aus BZE [184])	104
Tabelle 30:	C-Faktoren (bei konventioneller Bodenbearbeitung) für die WR-WW-WG-Fruchtfolge und die Mais-Monokultur	106
Tabelle 31:	Prozentualer Anteil der Bundesländer an den relevanten BKR.....	107
Tabelle 32:	Geschätzter mittlerer P-Abtrag durch Bodenerosion (Wasser und Wind) für eine WR-WW-WG-Fruchtfolge und eine Mais-Monokultur in den relevanten BKR	109
Tabelle 33:	Geschätzter mittlerer P-Abtrag durch Oberflächenabschwemmung für eine WR-WW-WG-Fruchtfolge und eine Mais-Monokultur in den relevanten BKR	111
Tabelle 34:	P-Konzentrationen im Grundwasser.....	113
Tabelle 35:	Geschätzter mittlerer P-Abtrag durch Grundwasser für eine WR-WW-WG-Fruchtfolge und eine Mais-Monokultur in den relevanten BKR	113
Tabelle 36:	Geschätzter mittlerer P-Eintrag in kg (ha*a) ⁻¹ für eine WR-WW-WG-Fruchtfolge / eine Mais-Monokultur in den relevanten BKR unter Berücksichtigung von Bodenerosion (Wasser + Wind), Oberflächenabfluss und Grundwasser.....	114
Tabelle 37:	Physikalische und chemische Kenngrößen ausgewählter eingehender Stoffe [136] [139]	124
Tabelle 38:	Qualitätsanforderungen und N-Parameter von Weichweizen und Futtergerste [10] [65] [88].....	125
Tabelle 39:	Qualitätsklassen von Winterweizen auf Bundeslandebene (abgeleitet nach [41])	125
Tabelle 40:	Beschreibung und Datengrundlage der Szenarien A-2 bis A-5 für eine Allokation zwischen Weizenkorn und -stroh.....	127
Tabelle 41:	Inputdaten zur Berechnung der C/N-Dynamik mit CCB für den Simulationszeitraum 2011 – 2020	135
Tabelle 42:	Verwendete Inputdaten für den Tongehalt (0 – 30 cm), langjähriger Niederschlag, Lufttemperatur sowie C _{org} (0 – 30 cm) und der daraus resultierenden BAT für jede Region.....	136
Tabelle 43:	Ergebnis BKR: Netto-N-Mineralisierung in kg (ha*a) ⁻¹ und ΔC _{org} für eine WR-WW-WG, WW-WG-WR, WG-WR-WW-Fruchtfolge für den Simulationszeitraum 2011 – 2020.....	136
Tabelle 44:	Ergebnis Landkreise: Netto-N-Mineralisierung in kg (ha*a) ⁻¹ und ΔC _{org} für eine WR-WW-WG-Fruchtfolge für den Simulationszeitraum 2011 – 2020	137

Tabelle 45:	Ergebnis Cunnnersdorf: Netto-N-Mineralisierung in kg (ha*a) ⁻¹ und ΔC_{org} für eine WR-WW-WG-Fruchtfolge für den Simulationszeitraum 1996 – 2019.....	137
Tabelle 46:	Entscheidungsunterstützung für die Auswahl der Wirkungsabschätzungsmethode für die Wirkungskategorie Klimawandel.....	144
Tabelle 47:	Entscheidungsunterstützung für die Auswahl der Wirkungsabschätzungsmethode für die Wirkungskategorie Versauerung.....	144
Tabelle 48:	Entscheidungsunterstützung für die Auswahl der Wirkungsabschätzungsmethode für die Wirkungskategorie Eutrophierung	145
Tabelle 49:	Entscheidungsunterstützung für die Auswahl der Wirkungsabschätzungsmethode für die Wirkungskategorie Feinstaubbildung.....	146
Tabelle 50:	Wirkungskategorien, Wirkungsabschätzungsmethoden und bewertete Feldemissionen in RekoRT	147
Tabelle 51:	Durchschnittliche Betriebsgröße und Volldruschfläche auf Bundeslandebene (ohne Stadtstaaten) [41] [215]	151
Tabelle 52:	Cluster der Betriebsparameter im RekoRT-Projekt	152
Tabelle 53:	Saatgutmengen verwendeter Kulturen für die regionalspezifischen Produktsysteme	153
Tabelle 54:	Phosphor- und Kaliumgehalte der Kulturen	155
Tabelle 55:	Kalkbedarf an Standorten, in Landkreisen (LK) und in Boden-Klima-Räumen (BKR) nach Bodengehaltsklasse [250]	156
Tabelle 56:	Pestizidwirkstoffmengen pro Kultur (Auswahl) und Ertragsniveau nach KTBL Leistungs-Kostenrechnung für den Pflanzenbau [141]	157
Tabelle 57:	CO ₂ -Emissionen durch Kalkbedarf verschiedener Dünger [22] [136]... ..	159
Tabelle 58:	Parameter für die Berechnung der direkten N ₂ O-Emissionen nach Stehfest und Bouwman (2006) [220].....	161
Tabelle 59:	Beschreibung der Parameter und Faktoren, die im nationalen Treibhausgasinventar [252] für die Berechnung der Lachgasemissionen aus Ernte- und Wurzelrückständen verwendet werden	162
Tabelle 60:	Umweltzonen und Emissionsfaktoren nach Mathivanan et al. (2021) [161] mit ausgewählten Standorten und Boden-Klima-Raum aus RekoRT	165
Tabelle 61:	Ammoniak-Emissionsfaktoren für die Ausbringung von Mineraldüngern [114].....	167
Tabelle 62:	Natürliche und produktionsbezogene Bedingungen am Standort Merbitz und im BKR 107.....	170

Tabelle 63:	Arbeitsgänge und Anzahl der Durchführungen beim Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste am Standort Merbitz (Anbaujahre 2013 – 2015)	171
Tabelle 64:	Eingangsdaten für den Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste am Standort Merbitz als Mittelwerte der Anbaujahre 2013 – 2015.....	172
Tabelle 65:	Eingangsdaten für den Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste im BKR 107.....	173
Tabelle 66:	Darstellung der betrachteten Fruchtfolgen in der standort- und regionalspezifischen Analyse. Mit * markierte Standorte und BKR werden in Kapitel 7.1 genauer beschrieben.	174
Tabelle 67:	Kalkulationswerte für ausgewählte Betriebsmittel und Betriebsstoffe sowie Lohnarbeit [139].....	179
Tabelle 68:	Vergleich der Modellkategorien hinsichtlich der in der Vorhabensbeschreibung genannten Kriterien	211
Tabelle 69:	Modellvergleich für die durchschnittliche jährliche Nitratauswaschung in kg N (ha*a) ⁻¹ im BKR 107 und am Standort Merbitz (MLU) mit beschreibenden Modellen von Brentrup et al. (2000) [21] und de Willigen (2000) [56] während der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste von 2012 – 2015, zeitliche Systemgrenze Bodenbearbeitung bis Bodenbearbeitung	212
Tabelle 70:	Mediane der Nitratauswaschung in kg N ha ⁻¹ nach de Willigen (2000) [56] für eine WR-WW-WG-Fruchtfolge in den BKR 101 und 107 jeweils nach n = 10 ⁴ Ausführungen der Gleichung. Es wurden die Eingangswerte aus Tabelle 14 bis Tabelle 18 verwendet.....	213
Tabelle 71:	Modellvergleich der faktoriellen Modelle von Brentrup et al. (2000) [21], Nemecek und Kägi (2007) [175] und Faist Emmenegger et al. (2009) [77] mit Messergebnissen für den Standort Dedelow, Saison 2013/14, Frucht Winterweizen, Düngung 46 kg Harnstoff-N + 190 kg KAS-N, atmosphärische Deposition 12 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ (UBA [238], als Input nur für Brentrup et al. (2000) [21]), pH > 7, gemessene Korn-TM 8.700 – 9.700 kg ha ⁻¹	215
Tabelle 72:	Exemplarische Nährstoffzusammensetzung für ausgewählte Vertreter von Wirtschaftsdüngern	221
Tabelle 73:	NH ₃ -N-Emissionsfaktoren für die Ausbringung von Gülle und Gärrest bezogen auf die verfügbare Ammoniummenge (total ammoniacal nitrogen, TAN) [252].....	231
Tabelle 74:	Informationen und Eingangsparameter für die Landkreise (LK) Uckermark und Fürstenfeldbruck.....	250
Tabelle 75:	Abfolge der Kulturen der Standardfruchtfolgen mit den Leitkulturen Winterraps, Winterweizen, Wintergerste sowie den zugehörigen Diversifizierungsszenarien D1-R und D2-R.....	252

Tabelle 76:	Einordnung der Maßnahmen bezüglich ihrer abbildbaren Regionalisierbarkeit, ihres Beitrags zu Zielen und ihrer Zielkonflikte (ökologisch sowie ökonomisch).....	278
Tabelle 77:	Gegenüberstellung empfohlener bzw. verwendeter LCIA-Methoden für emissionsbezogene Wirkungskategorien	307
Tabelle 78:	Gegenüberstellung empfohlener bzw. verwendeter LCIA-Methoden für ressourcenbezogene Wirkungskategorien	309

1 Einleitung und Problemstellung

Seit dem Übereinkommen von Paris im Jahr 2015 ist die Minderung von Treibhausgasen fester Bestandteil europäischer und nationaler Politik. Mit dem europäischen grünen Deal (Green Deal) des EU-Parlaments sind seit Dezember 2019 eine Reihe an Gesetzen und Strategien auf den Weg gebracht worden. Kernelement bildet hier der Beschluss des Europäischen Klimagesetzes im Juni 2021, in dem eine Verschärfung der Klimaziele verankert ist. Im Vergleich zu 1990 muss der Ausstoß an Treibhausgas(THG)-Emissionen bis 2030 um 55 % reduziert werden. Hierfür wurde im Juli 2021 durch die EU-Kommission das Gesetzespaket „Fit für 55“ angestoßen.

In Deutschland schreibt das nationale Klimaschutzgesetz verbindliche Minderungsziele für die einzelnen Sektoren Energiewirtschaft, Industrie, Gebäude, Verkehr, Landwirtschaft und Abfallwirtschaft (Sonstige) vor. Diese wurden im Juni 2021 mit der Novelle des Klimaschutzgesetzes weiter verschärft und sehen eine Minderung der THG-Emissionen über alle Sektoren um mindestens 65 % bis 2030 im Vergleich zu 1990 vor. Für den Sektor Landwirtschaft bedeutet dies eine Reduktion der Treibhausgase bis 2030 auf maximal 56 Mio. t CO₂-Äq. (Millionen Tonnen Kohlenstoffdioxid-Äquivalente). Dies entspricht einer prozentualen Minderung von etwa 36 % im Vergleich zu 1990.

Mit dem Klimaschutzprogramm 2030 wurden verschiedene Maßnahmen zur THG-Minderung vorgestellt. Im Sektor Landwirtschaft ist beispielsweise die Senkung von Stickstoff-(N-)Überschüssen eine entscheidende Maßnahme für den Ackerbau. Durch die novellierte Düngeverordnung von 2017 konnten die N-Überschüsse und die damit verbundenen THG-Emissionen bereits reduziert werden. Jedoch ist dieser Erfolg allein nicht ausreichend, um das THG-Minderungsziel für 2030 zu erreichen. Weiterhin ist zu beachten, dass die Landwirtschaft nicht nur eine Quelle von Treibhausgasemissionen (THG) ist, sondern durch die Bereitstellung klimafreundlicher Rohstoffe und Energieträger auch dabei helfen kann, den THG-Ausstoß zu reduzieren oder sogar die Funktion einer CO₂-Senke zu übernehmen. Bei der Ableitung von Maßnahmen zur Reduktion von THG-Emissionen müssen im Sinne der „Planetaren Grenzen“ auch Zielkonflikte, wie die Nährstoffeinträge durch Stickstoff- und Phosphor haltige Düngemittel berücksichtigt werden.

Diese Zielkonflikte werden durch Verknüpfung der verschiedenen Strategien wie die Farm-to-Fork-Strategie und Biodiversitätsstrategie der EU deutlich. Beide sehen eine Reduzierung des Einsatzes und der Schadenswirkung von Pestiziden um 50 % bis 2030 vor. Weiterhin hat die Farm-to-Fork-Strategie bis 2030 eine Verringerung der Nährstoffverluste um mindestens 50 % unter Vermeidung einer ohnehin rückläufigen Bodenfruchtbarkeit sowie eine generelle Verringerung des mineralischen Düngemiteleinsatzes um 50 % zum Ziel. Gleichzeitig drängt die EU-Kommission Deutschland auf eine Einhaltung der in der EU-Nitratrichtlinie sowie in der NEC-Richtlinie vorgeschriebenen Grenzwerte zu Nitrat und Ammoniak, bei der im Falle der nicht Einhaltung, hohe Geldstrafen zu erwarten sind.

Um die hoch gesteckten nationalen sowie internationalen Klima- und Umweltschutzziele für den Primärsektor Landwirtschaft in der kurzen noch verbleibenden Zeitspanne bis 2030 zu erreichen, ist dringender Handlungsbedarf gegeben. Um Empfehlungen für eine

optimierte Produktion von Agrarrohstoffen unter Beachtung der damit verbundenen Treibhausgasemissionen und weiterer Umweltwirkungen aussprechen und mit konkreten Maßnahmen beraten zu können, sind regionalspezifische Kenntnisse zur Qualität und Quantität der Umweltwirkungen erforderlich. Außerdem müssen betriebswirtschaftliche Aspekte der optimierten Produktion analysiert werden. Darüber hinaus fehlen zum Teil noch Erkenntnisse bzw. eine Harmonisierung methodischer Ansätze zur Berücksichtigung der Stickstoffspezies in Sachbilanzen und zur Bewertung von Koppelprodukten, Fruchtfolgen und Flächeneffizienzen für die Rohstoffbereitstellung im Rahmen einer nachhaltigen nationalen und internationalen Bioökonomie.

2 Zielsetzung und Aufbau des Projektes

Im Folgenden werden die wissenschaftlichen Ziele und Arbeitspakete des Projekts kurz beschrieben. Zusätzlich wird der Aufbau des Projekts aus den verschiedenen Teilvorhaben sowie die Aufgabenverteilung unter den Projektpartnern dargestellt.

2.1 Zielsetzung und Aufgabenstellung

Das übergeordnete Ziel des Projektes ist es, regionalspezifische Maßnahmen als praxisrelevante Handlungsempfehlungen für eine kosteneffiziente Reduktion von THG-Emissionen unter Berücksichtigung anderer gekoppelter Umweltwirkungen, wie beispielsweise Eutrophierung, Versauerung oder Ressourceneinsatz bei der Bereitstellung von Rohstoffpflanzen zu erarbeiten. Für die erforderliche Regionalisierung der Maßnahmen werden Ergebnisse und Erkenntnisse aus Vorgängerprojekten durch Daten und Erkenntnisse aus der Literatur ergänzt und verschiedenen nach Roßberg et al. (2007) [197] definierten Boden-Klima-Räumen zugeordnet. Weiterhin werden die gesichteten Daten in Anlehnung an die ExpResBio-Methoden [62] harmonisiert, analysiert und ausgewertet. Die zum größten Teil standort- und betriebsspezifischen Informationen werden in einem nächsten Schritt mit Hilfe von generischen Daten auf ihre Übertragbarkeit in die jeweiligen Boden-Klima-Räume überprüft. Auf Basis dieser Daten wird eine standort- und regionalspezifische ökologische und ökonomische Bewertung durchgeführt.

Darüber hinaus werden verschiedene methodische Aspekte bei der Bilanzierung von Treibhausgasemissionen zur Bewertung von Koppelprodukten, Fruchtfolgeeffekten und Stickstoffflüssen aufgezeigt und zum Teil weiterentwickelt und exemplarisch erprobt. Eine offene Fragestellung bei der Bewertung von Umweltwirkungen ist beispielsweise die Berücksichtigung von Zwischenfrüchten, die nicht geerntet werden, in Bezug auf die nachgelagerten von der Zwischenfrucht profitierenden Kulturen. Ziel ist es, die für die genannten Bereiche noch offenen Fragestellungen aufzuzeigen und Lösungsansätze zu erarbeiten, um sie bei der Ableitung und Bewertung der Maßnahmen berücksichtigen zu können.

Aufbauend auf den Ergebnissen werden Handlungsempfehlungen für eine kosteneffiziente Reduktion von Treibhausgasemissionen und anderen Umweltwirkungen bei der landwirtschaftlichen Produktion von Rohstoffpflanzen abgeleitet und bewertet. Die Handlungsempfehlungen/Maßnahmen werden an das bundesweite Experten-Netzwerk „Treibhausgasbilanzierung und Klimaschutz in der Landwirtschaft (TheKLa)“ weitergegeben und dort in der Arbeitsgruppe der Praxisberater auf ihre Praxistauglichkeit hin überprüft.

Im Detail gliedert sich das Projekt in folgende wissenschaftliche Einzelziele:

- Sichtung, Strukturierung und Harmonisierung vorliegender Daten zum Rohstoffpflanzenanbau in unterschiedlichen Boden-Klima-Räumen (AP1.1)
- Analyse der Daten sowie ökologische und ökonomische Bewertung in Anlehnung an die ExpResBio-Methoden (AP1.2)

- Erarbeitung von methodischen Aspekten zur:
 - Bewertung von Koppelprodukten in Abhängigkeit von der Zielstellung (AP2.1)
 - Bewertung für Fruchtfolgeeffekte in Ökobilanzen (AP2.2)
 - Bewertung der Flächeneffizienz (AP2.3)
- Vergleich von Modellen zur Bewertung von Ammoniak- und Nitrat-Emissionen in Bezug auf die Datenanforderungen, Regionalisierbarkeit, Nutzerfreundlichkeit und Robustheit der Ergebnisse (AP2.4)
- Ableitung und Bewertung von Maßnahmen zur kosteneffizienten Minderung negativer Umweltwirkungen beim Rohstoffpflanzenanbau (AP3)

2.2 Aufbau des Projektes

Das Projekt wird von einem Projektverbund bearbeitet und besteht insgesamt aus vier Teilvorhaben:

- Teilvorhaben 1: Projektkoordination, Datenanalyse und ökologische Bewertung zur Ableitung von Maßnahmen, bearbeitet durch das Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ)
- Teilvorhaben 2: Datenanalyse und ökologische Bewertung zur Weiterentwicklung der Berechnungsmethodik für die Ableitung von Maßnahmen, bearbeitet durch das Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei – Institut für Agrartechnologie (TI-AT)
- Teilvorhaben 3: Datenanalyse und ökonomische Bewertung zur Ableitung von Maßnahmen, bearbeitet durch das Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL)
- Teilvorhaben 4: Modellierung relevanter Stickstoffspezies, bearbeitet durch die Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig – Fakultät 3 – Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften – Institut für Geoökologie – Abt. Bodenkunde und Bodenphysik (TU-BS)

Die weitere Projektstruktur inklusive Aufgabenverteilung ist dem Projektstrukturplan zu entnehmen (siehe Abbildung 1).

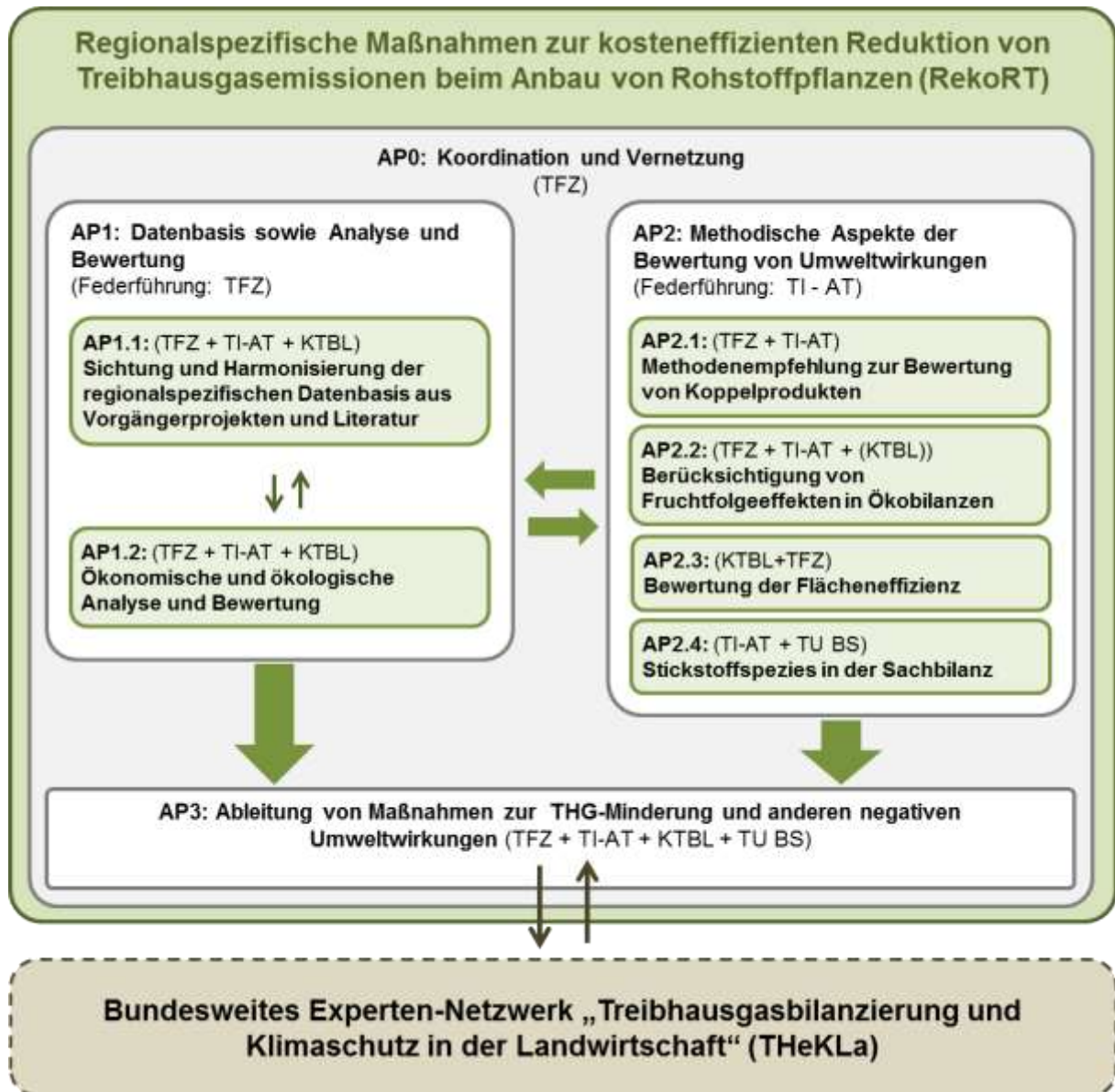


Abbildung 1: Projektstrukturplan zur Übersicht der einzelnen Arbeitspakete und Aufgaben der Projektpartner

3 Stand des Wissens und methodische Grundlagen

Im nachfolgenden Kapitel wird der Wissensstand verschiedener methodischer Aspekte zur Umweltbewertung von Produktsystemen nachwachsender Rohstoffe beschrieben. Eine Literaturstudie zum Umgang mit Koppelprodukten in der Ökobilanz verdeutlicht die Vielfältigkeit der Möglichkeiten, aber auch die Tragweite der Festlegungen. Die Ausführungen zu Fruchtfolge und Fruchtfolgeeffekten, die durch Fruchtfolgegestaltung und/oder -management entstehen, gehen besonders auf mögliche phytosanitäre Effekte und somit Reduzierung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes ein. Es folgt eine ausführliche Beschreibung von Feldemissionen, die beim Anbau nachwachsender Rohstoffe entstehen. Dabei werden sowohl die Ursachen der Feldemissionen als auch ihre Folgen beschrieben. Abschließend wird auf die Wirkungsabschätzung bzw. unterschiedliche Wirkungskategorien und auch Wirkungsabschätzungsmethoden eingegangen.

3.1 Umgang mit Koppelprodukten

Multi-Output-Systeme, d. h. Systeme, die mehr als ein (Haupt-)Produkt erzeugen, erfordern bei der ökobilanziellen Bewertung eine besondere methodische Beachtung. Bei der Quantifizierung der Umweltwirkung besteht in diesen Systemen die Herausforderung, die Umweltlasten auf Haupt- und Koppelprodukt möglichst realitätsgetreu aufzuteilen. Grundsätzlich stehen hierfür mehrere Möglichkeiten zur Verfügung, die in der DIN EN ISO 14040/44 beschrieben sind.

Vorgehensweise nach DIN EN ISO 14040/44

In der DIN EN ISO 14040/44 wurden folgende hierarchische Regeln definiert [60] [61]:

1. Vermeidung der Allokation durch

a) Systemraumverkleinerung durch Teilung des Prozessmoduls in zwei oder mehrere Teilprozesse oder

b) Systemraumerweiterung durch Aufnahme der Koppelprodukte und die dazugehörigen Prozesse in den Systemraum.

2. Allokation auf Basis von physikalischen Beziehungen

Allokation bedeutet, die Ein- und Ausgangsströme aller Prozesse dem untersuchten Hauptproduktsystem und einem oder mehreren anderen Nebenproduktsystemen zuzuordnen. Diese Zuteilung soll bevorzugt auf Basis von physikalischen Beziehungen wie z. B. Gewicht, Energiegehalt, Nährwert durchgeführt werden.

3. Allokation auf Basis von anderen Beziehungen

Sofern die vorherigen Schritte nicht umsetzbar sind, kann eine Allokation auf Basis von anderen Beziehungen, z. B. dem ökonomischen Wert der Produkte, durchgeführt werden.

Standards und Leitlinien im Kontext landwirtschaftlicher Produktsysteme

Für die Erstellung eines Überblicks über das Vorgehen bei Multi-Output-Prozessen in Ökobilanzen im Kontext von landwirtschaftlichen Rohstoffen und darauf basierenden

Produkten werden entsprechende internationale und nationale Normen, Standards und Leitlinien untersucht und im Hinblick auf die möglichen Anwendungsbereiche (Bio-Produkte, Bio-Energie, Nahrungs- und Futtermittel) geclustert. Die Analyse zeigt, dass je nach Zielrichtung unterschiedliche Vorgaben sowohl für den landwirtschaftlichen Anbauprozess selbst als auch für die gesamte Prozesskette der biobasierten Stoffe und Energieträger existieren. Die gewonnenen Erkenntnisse werden in einem Entscheidungsbaum umgesetzt (siehe Abbildung 2).

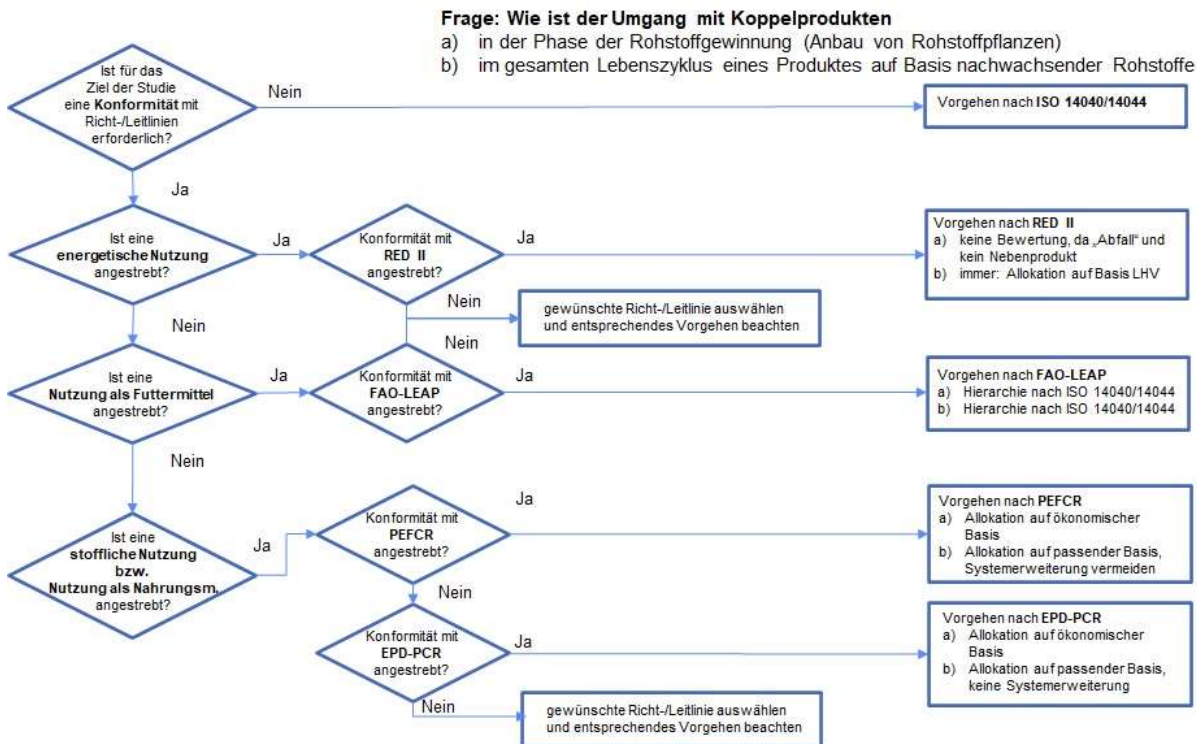


Abbildung 2: Entscheidungsbaum zum Umgang mit Koppelprodukten in Richt- und Leitlinien, abhängig von der Nutzung des Hauptproduktes

Der Entscheidungsbaum listet die Bestimmungen der wichtigsten Richtlinien und Leitlinien auf, wobei die Vorgehensweise in Abhängigkeit von der Lebenszyklusphase, in der die Bewertung durchgeführt wird, unterschieden wird. So wird zwischen a) der Phase der Rohstoffgewinnung und b) dem gesamten Lebenszyklus eines Produktes auf Basis Nachwachsender Rohstoffe differenziert.

Sofern keine Konformität mit einer Richt- oder Leitlinie angestrebt wird, werden die oben aufgeführten hierarchischen Regeln der ISO 14040/14044 empfohlen [60] [61]. Wird das Hauptprodukt der energetischen Nutzung zugeführt und eine Konformität mit der EU-Richtlinie für Erneuerbare Energien (RED II) angestrebt, so wird in der Phase der Rohstoffgewinnung (a) keine Bewertung der Koppelprodukte durchgeführt. Grund dafür ist, dass Nebenernteprodukte wie zum Beispiel Stroh als Abfall kategorisiert sind. In Betracht des gesamten Lebenszyklus (b) werden Koppelprodukte auf Basis des unteren Heizwertes (LHV, lower heating value) allokiert [73]. Wird das Hauptprodukt der Nutzung als

Futtermittel zugeführt und eine Übereinstimmung mit FAO-LEAP angestrebt, so sollen sowohl in a) als auch in b) die hierarchischen Regeln der DIN EN ISO 14040/14044 angewendet werden [78]. Bei einer stofflichen Nutzung oder einer Nutzung als Nahrungsmittel sind die wichtigsten Richt- und Leitlinien die Produktkategorieregeln für Nahrungsmittel im Rahmen des Product Environmental Footprint (z. B. PEFCR-dry pasta) [264], die Umweltproduktdeklarationen durch das International EPD® System [70] und die Festlegungen der Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) zum Umgang mit Nahrungsmitteln in der Ökobilanz [162]. In beiden Richt- und Leitlinien ist für die Phase der Rohstoffgewinnung (a) eine ökonomische Allokation vorgesehen. Für andere Lebenswegabschnitte ist die Wahl der Beziehungen für das Allokationsverfahren nicht vorgeschrieben. In PEFCR soll eine Systemerweiterung vermieden werden, in EPD-PCR wird diese als Verfahren ausgeschlossen.

Umgang mit Koppelprodukten bei der Bewertung landwirtschaftlicher Produktsysteme

Bei einer umfassenden Literaturstudie unterschiedlichster wissenschaftlicher Publikationen kristallisierte sich, ähnlich wie bei den Richt- und Leitlinien, keine einheitliche und standardisierte Methode heraus. Für die Bewertung stehen die in der DIN EN ISO 14040/14044 aufgeführten Methoden zur Verfügung, wobei die Systemraumverkleinerung in keiner der untersuchten Veröffentlichungen angewendet wurde. Die Systemraumerweiterung und die Bewertung der Koppelprodukte mittels Gutschriften ermöglicht die Abbildung vollständiger Prozessketten und die Bewertung von Umweltwirkungen in nachgelagerten Systemen. Der zusätzlich entstehende Nutzen durch das Koppelprodukt wird, basierend auf einem Vergleich mit einem Referenzprodukt ermittelt. Eine Voraussetzung hierfür ist, dass beide Produkte die gleiche Funktionalität aufweisen. Ein Beispiel ist die Bewertung des Rapspresskuchens, welcher als Nebenprodukt bei der Ölgewinnung anfällt. Dieses Nebenprodukt kann als Futtermittel verwendet werden und wird auf Basis des nutzbaren Rohproteins dem Referenzprodukt Sojaextraktionsschrot gegenübergestellt [62]. Weitere Anwendungsbeispiele aus der landwirtschaftlichen Produktion finden sich für Getreidestroh und -korn bei Audsley et al. (1997) [5], für die Milch- und Fleischproduktion bei Cederberg und Stadig (2003) [50], für Weizenkorn und -stroh sowie Ethanol und DDGS¹ bei der Ethanolproduktion in Gnansounou et al. (2009) [89] und für Nebenprodukte bei der Ethanolherstellung aus Mais bei Kim und Dale (2002) [130]. Dem Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) liegt die hier beschriebene Gutschriftenmethode zugrunde [3]. So werden beispielsweise für die Nebenprodukte in der Pflanzenproduktion Emissionsgutschriften nach Maßgabe der Humusreproduktionsleistung und der Nährstofflieferung für die Folgefrucht erteilt.

Der Nachteil einer Systemraumerweiterung ist der erhöhte Datenaufwand und die damit zunehmende Komplexität der Bewertung. Darüber hinaus ist die Anwendung der Systemraumerweiterung und die damit verbundene Aufnahme von indirekten Effekten auf die Zielstellung der Untersuchung abzugleichen. Mackenzie et al. (2017) [155] fordert bei

¹ DDGS = Dried Distillers Grains with Solubles. Nebenprodukt bei der Ethanolherstellung aus Weizen.

Anwendung der Methode eine Validierung des Modells, da die getroffenen Annahmen für die Substitution sonst eine willkürliche Entscheidung des Ökobilanz-Anwenders seien.

Die Allokation auf Basis von physikalischen Beziehungen ist eine einfach umsetzbare, transparente und nachvollziehbare Methode, um die Umweltlast zwischen Haupt- und Koppelprodukt aufzuteilen. Hierbei stehen verschiedene Möglichkeiten zur Verfügung, die neben den erwähnten Stärken auch Schwächen aufweisen: Die Allokation nach Masse ist für viele Produkte nicht repräsentativ [89] [156] [208]. Trotzdem findet sie Anwendung in der Ökobilanz landwirtschaftlicher Produkte [232]. Eine Allokation nach Heizwert ist zwar konform mit der RED II und wurde in vielen Studien angewendet [14] [108] [208], ist jedoch nicht repräsentativ für Nebenprodukte, die keiner energetischen Nutzung zugeführt werden [89]. Die Allokation nach Getreideeinheit repräsentiert den Futterwert der Produkte und spiegelt somit ein bio-physikalisches Verhältnis wider. Dieses Allokationsverfahren wurde von Brankatschk und Finkbeiner (2014) [20] erstmalig angewendet. Die Ergebnisse zeigen, dass der Allokationsfaktor nah an der ökonomischen Beziehung von Haupt- und Koppelprodukten ist und dennoch gleichzeitig unabhängig von Marktschwankungen oder marktwirtschaftlichen Regulationen ist. Der Getreideeinheitenschlüssel ist anwendbar für Produkte, die einer Nutzung als Nahrungs- oder Futtermittel zugeführt werden. Durch Zusatzkennzahlen auf Basis von Bruttoenergie und umsetzbarer Energie ist er auch für Biomasse zur energetischen Nutzung verwendbar. Der Getreideeinheitenschlüssel dient in Deutschland zur Dokumentation der landwirtschaftlichen Produktionsleistung und als Kennzahl der Agrarstatistik. Für Produkte mit einer stofflichen Nutzung ist diese Beziehung nicht repräsentativ.

Der Umgang mit Koppelprodukten ist eine der kritischsten Entscheidungen bei der Ökobilanzierung und wird in der Wissenschaft immer wieder intensiv diskutiert. Die untersuchten Studien verdeutlichen auch, dass die Wahl der Allokationsmethode einen wesentlichen Einfluss auf das Endergebnis und folglich auf die Vergleichbarkeit der einzelnen Ökobilanzen hat.

3.2 Bewertung von Fruchtfolgen und Fruchtfolgeeffekten

Die Pflanzenproduktion als Systemraum weist eine große Variabilität auf, die durch Wechselwirkung zwischen Kulturen, Bewirtschaftung, Boden- und Klimateigenschaften beeinflusst wird [16] [93] [183]. Diese Eigenschaften machen die ökologische Bewertung im Rahmen einer Ökobilanz besonders herausfordernd. Der Begriff Fruchtfolgeeffekt kann hierbei sowohl für die Bewertung der Effekte einer einzelnen Kultur als auch der Effekte einer gesamten Fruchtfolge (FF) verstanden werden. Bei der Betrachtung einzelner Kulturen ist hierbei die Vorfruchtwirkung zu verstehen. Sie äußert sich durch den Einfluss einer Fruchtart auf den Boden sowie den Ertrag und die Qualitätseigenschaften der nachfolgenden Früchte. Die Auswirkung auf phytosanitäre Effekte basiert häufig auf mehreren, teilweise zusammenhängenden Faktoren. Einige Fruchtfolgeeffekte sowie dazugehörige Beispiele sind in Tabelle 1 aufgeführt. Die Ursachen für Fruchtfolgeeffekte können gegliedert werden in Effekte durch die Fruchtfolgegestaltung (Zusammenstellung der Kulturen)

und in Effekte durch das Management, d. h. Maßnahmen innerhalb der Fruchtfolge, die über mehr als eine Vegetationsperiode wirken.

*Tabelle 1: Fruchtfolgeeffekte durch Fruchtfolgegestaltung und Fruchtfolge-
management*

FF-Gestaltung	Wirkung	Effekt/Resultat	Beispiel
Wechsel zwischen Humusmehrer/-zehrer	Ausgleich Humusbilanz	Erhalt Bodenfruchtbarkeit	Humusmehrer: Stroh, Senf; Humuszehrer: Mais, Raps, Getreide
Wechsel zwischen Blatt-/Halmfrucht	Pflanzen-/Feldhygiene	PSM-Bedarf, Ertrag	Blattfrucht: Raps; Halmfrucht: Getreide
Zwischenfrucht, eingearbeitet	N-Aufnahme/Speicherung	N-Auswaschungsrisiko	Senf
	Nährstofftransfer	Düngebedarf, Ertrag	
	Transfer org. Substanz	Humusbildung	
	Bodenbedeckung	Erosionsschutz	
Zweitfrucht, geerntet	Bodenbedeckung	Erosionsschutz	Sorghum, Weidelgras
	Zusätzlicher Ertrag	Monetäre Leistung	
FF-Management	Wirkung	Effekt/Resultat	Beispiel
Einarbeitung Ernterest	Nährstofftransfer	Düngebedarf, Ertrag	Einarbeitung Stroh, Verbleib Wurzel
	Transfer org. Substanz	Humusbildung	
Organische Dünger	Nährstofftransfer	Düngebedarf, Ertrag	Einsatz Gärrest
	Transfer org. Substanz	Humusbildung	
Kalkung	pH-Pufferung	Erhalt Bodeneigenschaft	Einsatz Kalk

Die Auswirkung der Gestaltung der Fruchtfolge durch die Zusammenstellung der Kulturen wurde bereits in zahlreicher Literatur belegt und ausreichend diskutiert [194] [265].

Insbesondere der Einsatz von Pflanzenschutzmittel (PSM) kann durch eine ausgewogene Fruchtfolge reduziert werden. In einer Studie zur Diversifizierung von Pflanzenbausystemen konnten Davis et al. (2012) [55] beispielhaft zeigen, dass mit kleinen Veränderungen in der Fruchtfolge und der Integration von Klee bzw. Luzernen signifikant weniger Herbizide eingesetzt werden konnten, bei ähnlicher oder teilweise sogar besserer Wirtschaftlichkeit. Die Herbizid-Aufwendungen betrugen $1,9 \text{ kg ha}^{-1}$ in einer zweijährigen Fruchtfolge (Mais, Soja) und $0,2 \text{ kg ha}^{-1}$ in einer viergliedrigen Fruchtfolge (Mais, Soja, Getreide, Luzerne).

Andere Studien stellten allerdings auch eine zu hohe Aufwandmenge an Pflanzenschutz per se fest: So erkannten Dachbrodt-Saaydeh et al. (2021) [53] eine Abweichung vom „notwendigen Maß“ um mindestens 6 % für Herbizide, mindestens 14 % für Fungizide und mindestens 33 % für Insektizide in den Kulturen Winterraps, Winterweizen und Wintergerste im Zeitraum 2007 bis 2016 in ausgewählten Vergleichsbetrieben. Die Biologische

Bundesanstalt schätzt, dass die Aufwandmenge an Pflanzenschutzmitteln und Herbiziden um 20 bis 50 % reduziert werden kann ([12] zitiert in [202]).

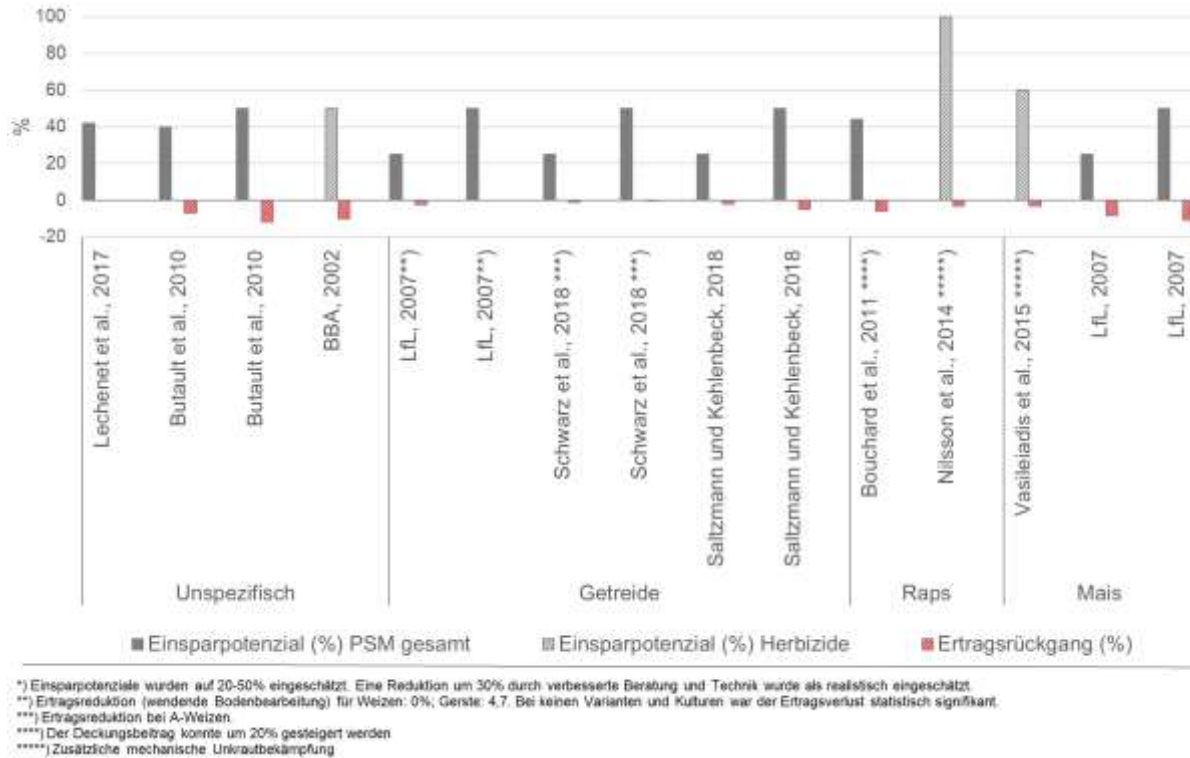


Abbildung 3 Literaturlauswertung zur Einschätzung der Reduktion von Pflanzenschutzmitteln und einer möglichen Auswirkung auf die Ertragsreduktion, eigene Darstellung

Die Einschätzung einzelner Studien zu Einsparpotenzialen sowie die möglichen Konsequenzen bezüglich einer Ertragsreduktion sind in Abbildung 3 dargestellt.

Die Autoren Lechenet et al. (2017) [153] untersuchten 946 konventionelle Ackerbaubetriebe in Frankreich und konnten bei 59 % der in der Studie untersuchten Landwirtschaftsbetriebe Einsparmöglichkeiten von PSM und Herbiziden in Höhe von 42 % feststellen, dabei lassen sich die Herbizide, Fungizide und Insektizide um 37 %, 47 % beziehungsweise 60 % reduzieren.

Die Autoren Butault et al. (2010) [49] bewerteten die Auswirkungen verschiedener Szenarien zur PSM-Reduzierung auf Ertrag und Deckungsbeitrag. Eine Reduzierung des PSM- und Herbizideinsatzes bei Ackerkulturen um 40 % führte zu 7 % geringeren Erträgen, jedoch ohne negative Auswirkungen auf den Deckungsbeitrag. Eine Reduzierung um 50 % führte zu Ertragseinbußen von durchschnittlich 12 % und einem Rückgang des Deckungsbeitrags von unter 10 % ([49] zitiert in [85]).

Eine Studie der Biologischen Bundesanstalt für Landwirtschaft und Forst (BBA) von 2002 hat festgestellt, dass die Aufwandmenge an PSM und Herbiziden um 20 bis 50 % reduziert

werden kann. Bei einer Halbierung der Herbizid-Aufwendungen reduzierte sich der Ertrag in dem Langzeitversuch um 10 %. Die Halbierung der Dosis an Fungiziden zeigte in vielen Fällen keine Ertragsreduktion ([12] zitiert in [202]).

Das Einsparpotenzial an Pflanzenschutzmittel im Anbau von Getreide wurde in verschiedenen Studien untersucht: Aus einem Langzeitversuch der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft [7] gehen keine signifikanten Ertragsverluste bei einer Reduktion der PSM um 25 % bzw. 50 % hervor. Diese Ergebnisse sind deckungsgleich mit den Ergebnissen weiterer Studien [203] [206] (siehe Abbildung 3).

Zwei Studien untersuchten die Auswirkung reduzierter PSM-Aufwandmengen im Rapsanbau. Die Studie von Bouchard et al. (2011) stellte in 17 Standorten in Frankreich eine mögliche Reduktion von PSM um insgesamt 44 % fest, bei Umsetzung eines integrierten Pflanzenschutzsystems. Der Ertrag reduzierte sich um 6 %, jedoch konnte ein um 20 % erhöhter Deckungsbeitrag festgestellt werden ([18] zitiert in [85]). Die Untersuchung von Nilsson et al. (2014) [180] zeigte, dass Herbizide durch eine mechanische Unkrautbekämpfung vollständig ersetzt werden können, ohne große Einbußen hinsichtlich des Ertrages (3 %) zu verursachen.

Für die PSM-Einsparpotenziale im Maisanbau wurden zwei Studien ausgewertet: Die Autoren Vasileiadis et al. (2015) [249] konnten ein Einsparpotenzial an Herbiziden von 60 % feststellen, wenn zusätzlich eine mechanische Unkrautbekämpfung angewandt wurde. Der Ertragsrückgang war nicht signifikant (3 %). Weiterhin zeigen Ergebnisse aus dem Langzeitversuch der LfL einen Ertragsrückgang von 8,3 % bzw. 10,8 % bei einer Reduktion der PSM-Aufwandmenge um 25 % bzw. 50 % [7].

Die Autoren Dachbrodt-Saaydeh et al. (2021) [53] untersuchten in einer umfassenden Studie verschiedene Einflüsse auf den Behandlungsindex (BI). Hierbei konnte ein signifikanter Zusammenhang zwischen Schlaggröße und BI bei Winterweizen und Winterraps festgestellt werden. Weiterhin konnte für Winterraps, Winterweizen und Wintergerste ein Zusammenhang zwischen der Ackerzahl und dem BI festgestellt werden: Für Wintergerste und Winterweizen war dieser Zusammenhang positiv, d. h. mit steigender Ackerzahl nahm der Behandlungsindex zu. Bei Winterraps war die Beziehung negativ und der BI nahm mit steigender Ackerzahl ab. Der Ertrag hatte bei den Wintergetreidearten einen signifikant positiven Einfluss auf den BI bei Fungiziden und Insektiziden. Bei Winterraps ließ sich der signifikante positive Einfluss nur bei Wachstumsreglern und Fungiziden bis zur Blüte feststellen. Die Vorfrucht bei Winterraps, Wintergerste und Winterweizen zeigt einen insgesamt sehr niedrigen Effekt. Es konnten keine wesentlichen Unterschiede festgestellt werden. Eine pfluglose Bodenbearbeitung führte im Wintergetreide zu einer Erhöhung des BI für die Herbizidanwendung. Hierbei konnte zusätzlich ein Unterschied durch die Vorfrucht vor Winterweizen festgestellt werden. Die größte Steigerung im BI von Herbiziden wurde bei einer pfluglosen Bearbeitung von Wintergerste mit der Vorfrucht Winterraps festgestellt. Bei Winterraps wurde eine signifikante Beziehung zwischen pflugloser Bodenbearbeitung und dem BI für Herbizide festgestellt.

Insgesamt ist festzustellen, dass die Fruchtfolgeeffekte mit den phytosanitären Bedingungen sowie der Produktionstechnik zusammenhängen, welche wiederum von den jeweiligen Boden- und Klimaverhältnissen abhängig sind und damit nicht isoliert voneinander betrachtet werden können. Eine Diversifizierung der Fruchtfolge kann hierbei Unkraut- und Schädlingszyklen unterbrechen und eine Fruchtfolge nachhaltig gestalten. Dadurch besteht die Möglichkeit, Pflanzenschutzmittelgaben zu reduzieren, ohne signifikante Ertragsverluste durch z. B. Schädlinge zu erwarten.

3.3 Feldemissionen

Die Feldemissionen stellen bei einer ökologischen Betrachtung des landwirtschaftlichen Anbaus von Feldfrüchten zentrale Parameter dar. Je nach betrachteter Wirkungskategorie (vgl. Abschnitt 3.4.1) sind unterschiedliche Emissionen mehr oder weniger von Bedeutung. Bei den Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft (ohne Tierhaltung) sind besonders Lachgas (N_2O) und Kohlenstoffdioxid (CO_2) von Bedeutung. Bei Betrachtung anderer Wirkungskategorien wie beispielsweise Versauerung oder Eutrophierung spielen eher die Emissionen von Nitrat (NO_3^-), Ammoniak (NH_3) und Phosphor (P) eine Rolle.

Ebenso wie zu den weiteren Feldemissionen Stickstoffmonoxid, flüchtige organische Verbindungen ohne Methan und Staubpartikeln sind im Folgenden die Entstehungswege dieser Emissionen sowie Berechnungsansätze beschrieben.

3.3.1 Lachgas (N_2O)

Lachgas ist ein Spurengas mit einem sehr starken Treibhauseffekt etwa 300-mal potenter als CO_2 . Damit haben auch geringe Emissionsmengen einen erheblichen Anteil am Gesamttreibhauseffekt. Der größte Teil der Lachgasemissionen in Deutschland geht auf die Landwirtschaft zurück (siehe Abbildung 4, dunkelgrün). Während andere Wirtschaftssektoren Rückgänge verzeichnen konnten, sind die Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft seit der Wiedervereinigung bis heute kaum gesunken. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich die Zufuhr an N-Düngemitteln seit 1990 nicht maßgeblich geändert hat [32]. Folglich ist die Landwirtschaft seit 2010 der Hauptverursacher der deutschen Lachgasemissionen. Lachgas ist hinsichtlich seiner Klimawirksamkeit in CO_2 -Äquivalenten mit 38,8 % das zweitbedeutsamste THG aus der deutschen Landwirtschaft hinter Methan mit 56,4 % [241], obwohl es mengenmäßig mit nur 93.000 t (2021, Abbildung 4) gegenüber Methan (1,9 Mio. t) nur eine untergeordnete Rolle einnimmt. Zusätzlich begünstigt Lachgas durch sein Abbauprodukt NO den atmosphärischen Ozonabbau [52] [189].

Die Landwirtschaft verursacht neben den direkten N_2O -Emissionen aus Böden auch indirekte N_2O -Emissionen. Diese sind auf Ammoniakemissionen und Nitratauswaschung zurückzuführen und spielen im Vergleich zu den direkten Emissionen eine untergeordnete Rolle.

Distickstoffoxid-Emissionen nach Kategorien

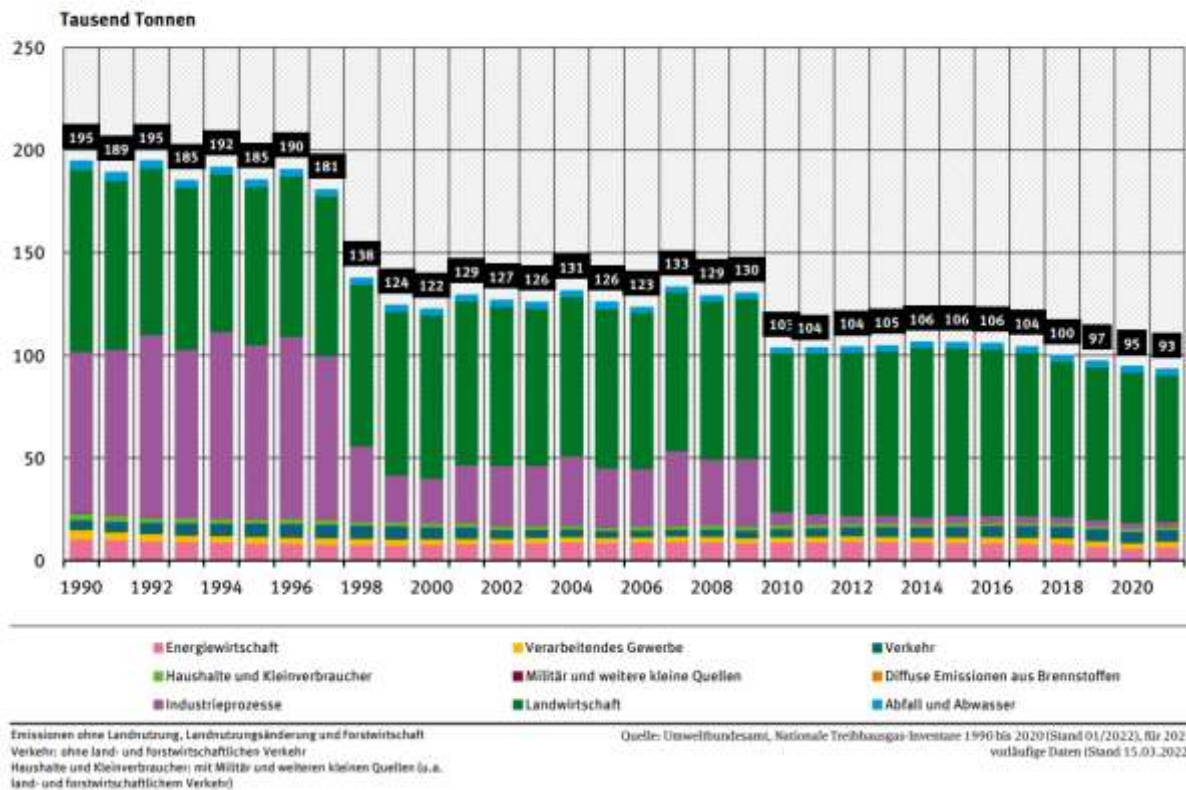


Abbildung 4: Quellen für Lachgasemissionen in Deutschland [242]

Lachgas entsteht im Boden als Beiprodukt der Nitrifikation (Oxidation von Ammonium) und als Zwischenprodukt bei der Denitrifikation (Reduktion von Nitrat). Dies ist ein mikrobieller Prozess und findet unter anaeroben Bedingungen statt, also unter Abwesenheit von Luft-sauerstoff. Die Verfügbarkeit von anorganischem Stickstoff im Boden ist ein entscheidender Faktor [107]. Für die Denitrifikation muss der Boden nicht vollständig mit Wasser gesättigt sein, auch in Filmen auf der Partikeloberfläche und einzelnen gesättigten Poren kann Nitratverlust durch Denitrifikation stattfinden. Hierfür sind vielfacher Wechsel zwischen Regen- und Trockenzeiten sowie Frost-Tau-Zyklen relevant. Denitrifikation wird durch hohe Tongehalte (geringer Porendurchmesser, hohe Wasserrückhaltefähigkeit) bei gleichzeitig vorliegendem Nitrat begünstigt [224].

Denitrifikation ist die Hauptquelle von Lachgas bei einem wassergefüllten Porenvolumen (WFPS, water filled pore space) von über 60 % [171]. Bei WFPS-Werten von unter 60 % spielt hingegen Nitrifikation eine größere Rolle als die Denitrifikation. Im Gegensatz zur Denitrifikation hängt die Nitrifikation nicht vom Nitratgehalt, sondern im Wesentlichen von der Bodenbearbeitung ab, mit der die Bodenparameter Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Temperatur beeinflusst werden.

In Teilen Süddeutschlands sind die Lachgasemissionen daher klimabedingt erhöht, während in Ostdeutschland aufgrund geringer Niederschläge und gut durchlüfteten Böden die Emissionen geringer sind. Durch Injektion oder Einarbeitung von Wirtschaftsdünger

können sich die Lachgasemissionen ebenfalls erhöhen. Das pH-Optimum für die Bildung von Lachgas liegt bei ca. $\text{pH} = 6$. Die Schwankungsbreite der Lachgasemissionen ist mit ca. $0,04 - 17,1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sehr hoch und hängt stark von regionalspezifischen Standorteigenschaften ab. Sie liegen in der Regel jedoch zwischen $0,5 - 2,5 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ [15].

Die methodischen Ansätze von IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) sind in verschiedene Stufen („Tiers“) klassifiziert, die sich hinsichtlich des Grades ihrer Differenzierung und somit ihrer Komplexität und des Umfangs der Eingabeparameter voneinander unterscheiden [107]. Der einfachste Ansatz Tier 1 verwendet einen generischen Emissionsfaktor (EF) für organische und synthetische Dünger und feuchte und trockene Klimate. Dieser wird zur Berechnung direkter Lachgasemissionen mit N-Einträgen aus Düngung, Ernteresiduen und Mineralisierung der organischen Bodenmaterie (soil organic matter, SOM) multipliziert. Die Emissionsfaktoren basieren auf den statistischen Analysen von Stehfest und Bouwman (2006) [220].

Zudem werden indirekte Lachgasemissionen aus der Ammoniak-Volatilisierung und der Nitratauswaschung berücksichtigt. Auch dafür kommen generische Emissionsfaktoren zum Einsatz, die zwischen mineralischen und organischen Düngern unterscheiden. Für die Berechnung der Ammoniakemissionen werden lediglich die N-Einträge durch Düngung berücksichtigt. Zunächst wird die Summe der NH_3 und NO_x -Emissionen berechnet und daraus die Bildung von (indirekten) N_2O -Emissionen. Analog dazu erfolgt die Berechnung der indirekten N_2O -Emission durch Nitratauswaschung. Für die Berechnung des N-Auswaschung selbst werden neben dem N-Eintrag durch Düngung auch die Ernteresiduen und die Mineralisierung berücksichtigt.

Für die nationale Emissionsberichterstattung wird gemäß IPCC Tier 1 die indirekte Lachgasbildung aus Nitrat auf Basis des N-Inputs und des daraus hergeleiteten Anteils des ausgewaschenen Nitrats ($0,3 \%$ des N-Inputs) und einem Emissionsfaktor ($0,075$) berechnet. Der Anteil des ausgewaschenen Nitrats ist in Deutschland jedoch deutlich geringer und beträgt eher $0,1 \%$ [76].

Zampori und Pant (2019) [264] nutzen hingegen einen gemeinsamen generischen EF für direkte und indirekte N_2O -Emissionen aus sowohl mineralischen als auch organischen Düngemitteln.

Ähnlich dem IPCC-Ansatz berechnen Brentrup et al. (2000) [21] die Lachgasemissionen nach einem generischen Emissionsfaktor. Im Gegensatz zu IPCC betrachten Brentrup et al. (2000) jedoch nur düngerbürtige Lachgasemissionen. Dafür wird der pauschale Faktor $1,25 \%$ des Dünger-N verwendet, abzüglich des bereits emittierten $\text{NH}_3\text{-N}$.

Auch Nemecek und Kägi (2007) [175] orientieren sich am IPCC-Ansatz nach Tier 1 unter Verwendung desselben Emissionsfaktors. Sie modifizieren ihn jedoch, indem auf N-Eintrag durch Mineralisierung von SOM verzichtet wird. Außerdem wird die biologische N-Fixierung als Eintrag berücksichtigt (Faktor $0,6$), die in vielen Ackerkulturen jedoch vernachlässigbar ist [204]. Weiterhin wird der N-Verlust durch Ammoniak-Volatilisierung von den N-Einträgen abgezogen.

Für die Berechnung indirekter Lachgasemissionen durch Ammoniak-Volatilisierung und Nitrataustrag verwenden Nemecek und Kägi (2007) [175] die selbst ermittelten Nitrat- und Ammoniakverluste (siehe Abschnitte 3.3.2 und 3.3.3), die wiederum mit Emissionsfaktoren multipliziert werden. Die so berechneten Lachgasemissionen sind nicht ausschließlich düngerinduziert, sodass sie nur bedingt mit denen nach Brentrup et al. (2000) [21] vergleichbar sind.

Ein weiteres Konzept, das auf Stehfest und Bouwman (2006) [220] basiert, ist der Global Nitrous Oxide Calculator (GNOC) [134]. Dort werden die bodenkundlichen Parameter C_{org} -Gehalt, pH-Wert und Textur gemäß den Klassen von Stehfest und Bouwman (2006) [220] unterteilt. Abhängig davon werden sogenannte „effect values“ festgelegt, die durch die Auswertung von über tausend Messreihen empirisch ermittelt wurden. Diese „effect values“ werden mit dem Düngeeintrag addiert. Durch die Berücksichtigung genannter Bodenparameter wird eine gewisse räumliche Differenzierung erreicht. Für eine genauere Beschreibung dieses Ansatzes siehe Kapitel 4.2.4.3. und 6.1.3.

3.3.2 Nitrat (NO_3^-)

Die pflanzliche N-Aufnahme findet hauptsächlich in Form von Nitrat statt. Durch Überdüngung besteht jedoch eine erhöhte Austragsgefahr. Vor allem in Regionen mit hohen Viehbesatzdichten treten oft hohe N-Bilanzüberschüsse auf, da dort die Anteile von Gülle- und Gärresten an der Düngung sehr hoch sind und diese bisher nur zum Teil auf die Düngebilanz angerechnet wurden. Insbesondere in Regionen mit leichten Böden und mittleren bis hohen Niederschlägen besteht eine erhöhte Austragsgefahr. Dies trifft z. B. auf das nordwestdeutsche Altmoränengebiet zu. Insbesondere in solchen Regionen können die durch N-haltige Ernteresiduen (z. B. von Winterraps) ohnehin anfallenden N-Überschüsse durch die Nachfrucht (z. B. Winterweizen) im Herbst nicht rechtzeitig aufgenommen werden. Der Anbau von Zwischenfrüchten zur Aufnahme überschüssigen Stickstoffs kann die auswaschbare N-Menge deutlich reduzieren, würde jedoch in der Folge den Anbau einer Sommerung erfordern. Dies wäre im Vergleich zu Winterweizen weniger profitabel [209].

In Regionen mit tiefgründigen, schluffig-lehmigen Böden aus Löss oder Geschiebelehm hingegen sind bei geringen Niederschlägen nur geringe Auswaschungsverluste zu erwarten. Dort können N-Überschüsse auch nach mehreren Jahren noch von Folgekulturen aufgenommen werden [15].

Ist Nitrat einmal aus der Wurzelzone ausgewaschen, strömt es mit dem Grundwasser entweder dem Vorfluter zu und wirkt dort eutrophierend, oder es gelangt in trinkwasserrelevante Grundwasserleiter. Da die Nitratbelastung von Trinkwasser den Grenzwert von 50 mg l^{-1} nicht überschreiten darf muss das belastete Trinkwasser mit nitratärmeren Rohwasser gemischt oder aber das Nitrat durch eine kostenintensive Trinkwasseraufbereitung eliminiert werden. Da die Einzugsgebiete vieler Grundwasserleiter landwirtschaftlich genutzt werden, ist dies ein weitverbreitetes Problem. Dennoch ist zu beachten, dass vor allem oberflächennahes Grundwasser beprobt wird, während bei einer Trinkwassergewinnung aus Grundwasser meist Wasser aus tieferen Wasserleitern gefördert wird. In Deutschland wird Trinkwasser zu 62 Prozent aus Grundwasser, 30 Prozent aus

Oberflächenwasser und 8 Prozent aus Quellwasser gewonnen, wobei die Anteile regional stark variieren. Folglich ist davon auszugehen, dass der Grenzwert im Trinkwasser deutlich seltener überschritten wird, als es an den Messstellen der Fall ist.

Von 2008 bis 2020 ist der Anteil der deutschen Messstellen, an denen der Grenzwert von 50 mg l^{-1} überschritten wurde, von über 18 % auf knapp 16 % leicht gesunken. Das Ziel der Nitratrichtlinie sowie der Nachhaltigkeitsstrategie für Deutschland sind jedoch die Einhaltung des Grenzwertes von 50 mg l^{-1} bis 2030 vor [239]. Nitrat aus diffusen Quellen wie Grundwasserzustrom, Drainagen, Oberflächenabfluss oder Bodenerosion (und damit indirekt aus der Landwirtschaft) stellt außerdem den größten Anteil an N-Einträgen (65 – 85 %) in oberirdische Fließgewässer dar [15].

Durch die Bildung von Lachgas trägt dieses eingetragene Nitrat zum indirekten Treibhauseffekt bei (vgl. Abschnitt 3.3.1). Da Nitrat mengenmäßig der größte N-Austragspfad ist, ist es neben den Umweltwirkungen auch ein wirtschaftlicher Verlust für die Landwirtschaft.

Die europäische Nitratrichtlinie verpflichtet Deutschland, Überschreitungen des Grenzwertes für Nitrat von 50 Milligramm pro Liter im Grundwasser zu verhindern. Das zentrale Element zur Umsetzung der Nitratrichtlinie ist die Düngeverordnung, die im Jahr 1996 erstmalig eingeführt wurde und seitdem die „die gute fachliche Praxis der Düngung“ definiert. Sie ist wesentlicher Bestandteil des nationalen Aktionsprogramms zur Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie. Der Europäische Gerichtshof hat Deutschland 2018 wegen Verletzung der EU-Nitratrichtlinie verurteilt, weil die bisher eingeleiteten Maßnahmen nicht ausgereicht haben, um eine deutliche Reduzierung der Nitratbelastung zu erzielen. Seit der novellierten Fassung von 2017 ist der Boden-N-Gehalt zu ermitteln und darauf basierend eine Düngebedarfsermittlung durchzuführen. Dieser Düngebedarf darf nur aufgrund nachträglich eintretender Ereignisse (z. B. eine höhere Ertragserwartung) um max. 10 % überschritten werden. Weiterhin gilt für den Einsatz organischer Dünger eine maximale Ausbringungsmenge von $170 \text{ kg Norg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Außerdem muss der N-Gehalt des organischen Düngers bekannt sein; ansonsten sind tabellierte Mindestwerte anzunehmen. All dies sowie die ausgebrachte Düngemenge und der Ausbringzeitpunkt unterliegt einer Aufzeichnungspflicht.

Generell dürfen N-Dünger erst ab 1. Februar eines Düngjahres ausgebracht werden. Auch ist eine Ausbringung von bis zu 60 kg ha^{-1} Gesamt-N bis 1. Oktober zu Zwischenfrüchten, Winterraps und Feldfutter, wenn die Aussaat vor dem 15. September erfolgte (bzw. zu Wintergerste nach Getreidevorfrucht mit Aussaat bis 1. Oktober). Außerdem wurde der Mindestabstand zu Oberflächengewässern bei Düngemaßnahmen auf 4 m erhöht, was das Abschwemmen in Oberflächengewässer verhindern soll. Durch all diese Maßnahmen soll das Nitratauswaschungsrisiko verringert werden.

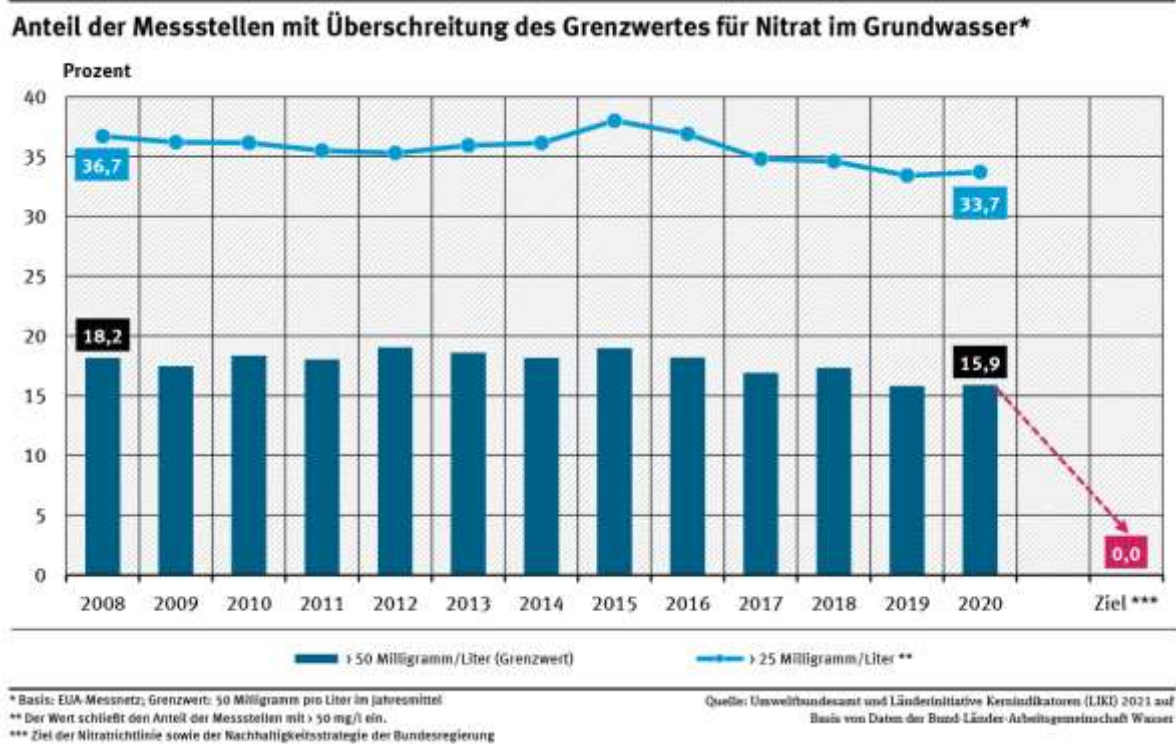


Abbildung 5: Anteil der Grundwassermessstellen mit Überschreitungen von 25 mg l⁻¹ (hellblaue Kurve) und 50 mg l⁻¹ (dunkelblaue Balken) [239]

In Ökobilanzen werden verschiedene Ansätze für die Berechnung der Nitratauswaschung aufgrund landwirtschaftlicher Aktivitäten verwendet.

Zampori und Pant (2019) [264] nehmen wie für Lachgas auch für Nitrat einen konstanten und generischen Faktor an, der pro kg Dünginput als Nitrat-N ausgewaschen wird. Es wird außerdem ein alternativer Ansatz vorgeschlagen: Dabei wird zu einer Standardemission (per generischem EF) das N-Saldo aufaddiert, in welchem Einträge durch Düngung und Deposition positiv und Austräge durch Ernteabfuhr und Emissionen negativ aufgeführt werden. Diese Standardemission plus N-Saldo ergibt dann die sogenannte Gesamt-NO₃-Emission.

Für die Ermittlung des NO₃⁻-Austrags nach Brentrup et al. (2000) [21] wird zunächst der Gesamtnitratgehalt ermittelt, der sich aus der Bilanzierung der N-Einträge (Düngung, Deposition) und der Austräge (Pflanzenaufnahme, Ammoniak-Volatilisierung, Denitrifikationsverluste) ergibt. Düngung, Deposition und Pflanzenaufnahme sind dabei aus Feld- oder Literaturdaten zu entnehmen. N-Mineralisierung wird nicht den Inputs zugerechnet, da angenommen wird, dass sie sich mit der N-Immobilisierung aufhebt. Der Anteil ausgewaschenen Nitrats am Gesamtnitratgehalt entspricht dem Verhältnis aus Sickerwasserspende und Feldkapazität in der effektiven Wurzelzone. Diese ergeben sich aus Sommer- und Winterniederschlag bzw. Werten für die nutzbare Feldkapazität und effektiver Wurzelzone, die anhand der Bodenart angenommen werden.

Bei Nemecek und Kägi (2007) [175] wird der Nitrataustrag nach dem Modell SALCA von Richner et al. (2014) [193] in Monatsschritten abgeschätzt. Das Modell gilt für die Tieflandregionen der Schweiz und vergleichbare Regionen. Es wird ein monatliches N-Mineralisierungspotenzial angenommen, welches ton-, humusgehalts- und monatspezifisch ist. Außerdem wird eine monatliche pflanzliche N-Aufnahme angenommen, die abhängig von Kulturart, Intensität des Einsatzes von Pestiziden und dem Monat ist. Eine weitere Annahme ist das monatliche Auswaschungsrisiko düngerbürtigen Stickstoffs. Auch dieses ist kulturartenspezifisch und abhängig von der Gründigkeit des Bodens. Der Nitrataustrag wird dann aus der Differenz aus Einträgen (Mineralisierung und Düngung) und dem Entzug durch pflanzliche N-Aufnahme berechnet.

Der empirische Ansatz von de Willigen (2000) [56] ist in einer Vielzahl von Modellanwendungen und -zusammenstellungen zu finden. So wird er im Ansatz von Faist Emmenegger et al. (2009) [77] verwendet und ist auch in der Zusammenstellung von Roy et al. (2003) [200] zu finden.

Als N-Einträge werden die Düngung und der N_{org} -Gehalt berücksichtigt, als N-Austrag die pflanzliche N-Aufnahme. Jeder dieser Parameter wird mit einem empirischen Faktor multipliziert. Zusätzlich fließen Niederschlag, Tongehalt und Wurzellänge als standortspezifische Gegebenheiten in die Berechnung ein. Eine genauere Beschreibung dieses Ansatzes findet sich in Abschnitt 6.1.3.

3.3.3 Ammoniak (NH_3)

Der größte Teil der nationalen Ammoniakemissionen stammt aus der Landwirtschaft und dort hauptsächlich aus Tierhaltung und der Verwendung von Wirtschaftsdüngern (vgl. Abbildung 6). Seit der Wiedervereinigung ließen sich hauptsächlich die Emissionen aus der Ausbringung von Wirtschaftsdünger reduzieren. Der Einbruch nach 1990 ist auf den strukturellen Umbau der Landwirtschaft in der ehemaligen DDR zurückzuführen. Seit 2016 spielen auch Lagerung und Ausbringung von Gärresten sowie die Ausbringung von Klärschlämmen vermehrt eine Rolle [240].

Die Emissionen von Ammoniak, die bei der Ausbringung von Düngern entstehen sind sowohl von der eingesetzten Ausbringtechnik als auch von dem eingesetzten Düngemittel abhängig. Daher lassen sie sich im Vergleich zu Lachgas- oder Nitratemissionen kaum regionalisieren. Bei der nationalen Emissionsberichterstattung in Übereinstimmung mit EMEP wird neben der Art und Menge des N-Düngers lediglich der pH-Wert als Standortfaktor herangezogen. Da unter sauren Bedingungen hauptsächlich NH_4^+ vorliegt, treten NH_3 -Emissionen eher bei neutralen oder alkalischen Bedingungen auf. Daher lassen sich durch Ansäuern von Wirtschaftsdünger die Emissionen reduzieren [80]. Auch durch andere Maßnahmen lassen sich hohe Einsparpotenziale verwirklichen: Nach aktueller Düngerverordnung [65] darf nur auf aufnahmefähigen Böden gedüngt werden. Dies schließt eine Düngung bei Frost, Schnee oder Wassersättigung aus. Außerdem gilt eine Einarbeitungspflicht für organische Dünger auf unbestelltem Acker innerhalb von vier Stunden nach Ausbringung, die ab 2025 auf eine Stunde verkürzt wird. Diese Einarbeitungspflicht gilt auch für die Düngung mit Harnstoff, wenn dieser nicht mit Ureaseinhibitoren versehen

ist. Diese verlangsamen die enzymatische Umwandlung von Harnstoff in Ammonium und damit auch in Ammoniak (bei höheren pH-Werten). Außerdem ist eine Lagerkapazität vorgeschrieben, die es ermöglicht, anfallenden organischen Dünger für eine gewisse Mindestdauer sicher lagern zu können, um diesen zu pflanzenbaulich sinnvollen Zeitpunkten ausbringen zu können und entsprechende Ausbringverbote überbrücken zu können. Sie beträgt sechs Monate, bei sehr viehstarken Betrieben (über drei GV ha⁻¹) sogar neun Monate.

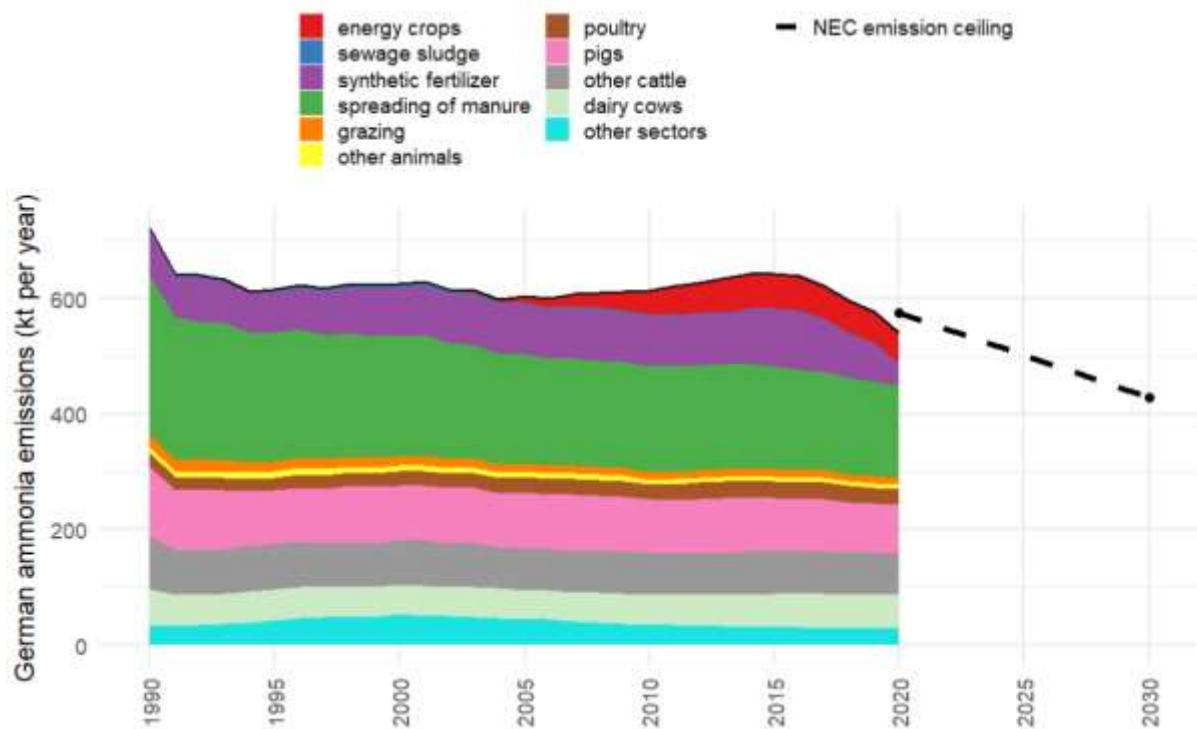


Abbildung 6: Quellen für landwirtschaftliche Ammoniakemissionen in Deutschland [252]

In Ökobilanzen werden verschiedene Ansätze für die Berechnung von Ammoniakemissionen aufgrund der N-Düngung verwendet.

Zampori und Pant (2019) [264] berechnen auch die Ammoniak-Volatilisierung anhand generischer EF und unterscheiden dabei zwischen mineralischen und organischen Düngemitteln. Bei mineralischen Düngemitteln wird zwischen Harnstoff, Ammoniumnitrat und „andere“ unterschieden.

Die Ammoniak-Volatilisierung aus organischen Düngemitteln wird bei Brentrup et al. (2000) [21] anhand von Emissionsfaktoren in Prozent der aufgegebenen Ammonium-N-Menge bestimmt. Dafür liegen Tabellen zur Infiltrationsrate des Düngers, zur Dauer bis zum nächsten Niederschlag bzw. der Einarbeitung und zur Niederschlagsintensität vor. Jeder dieser Parameter ist temperaturspezifisch. Dieser Ansatz beruht auf Horlacher und Marschner (1990) [111]. Für die Ammoniak-Volatilisierung aus mineralischen Düngern vergeben Hutchings et al. (2019) [114] düngerspezifische Emissionsfaktoren je nach

vorherrschendem Boden-pH (>7 und ≤ 7) und Klima (kühl, gemäßigt, warm). Diese Emissionsfaktoren sind für den Ansatz nach Brentrup et al. (2000) [21] zu verwenden.

Für flüssige organische Dünger bedienen sich Nemecek und Kägi (2007) [175] und Faist Emmenegger et al. (2009) [77] einem empirischen Ansatz von Katz (1996) [125] und Menzi et al. (1997) [163]. In diesem Ansatz wird neben der Ammonium-N-Menge auch das gesamte Ausbringungsvolumen des Düngers berücksichtigt. Außerdem geht das Sättigungsdefizit der Luft in die Gleichung ein. Für Festmist (von Rindern und Schweinen) existiert ein Ansatz der gleichen Art. Dort ist neben der Ammonium-N-Menge lediglich die gesamte Ausbringmenge zu berücksichtigen.

Für mineralische Dünger folgen Nemecek and Kägi (2007) [175] und Faist Emmenegger et al. (2009) [77] dem gleichen Prinzip, jedoch unterscheiden sich die Emissionsfaktoren nur nach Düngertyp, nicht nach Boden-pH. Die Faktoren stammen von Asman (1992) [4].

3.3.4 Phosphor (P)

Phosphor ist ein essenzieller Pflanzennährstoff. Daher zählen Phosphate zu den wichtigsten mineralischen Rohstoffen [128]. Allein in Deutschland wurden im Wirtschaftsjahr 2019/2020 rund 250.000 t Phosphat (P_2O_5) in Form von phosphathaltigen Düngermitteln (Einnährstoffdünger wie Super- oder Triplephosphat oder Mehrnährstoffdünger wie NP- oder NPK-Dünger) in Verkehr gebracht [218].

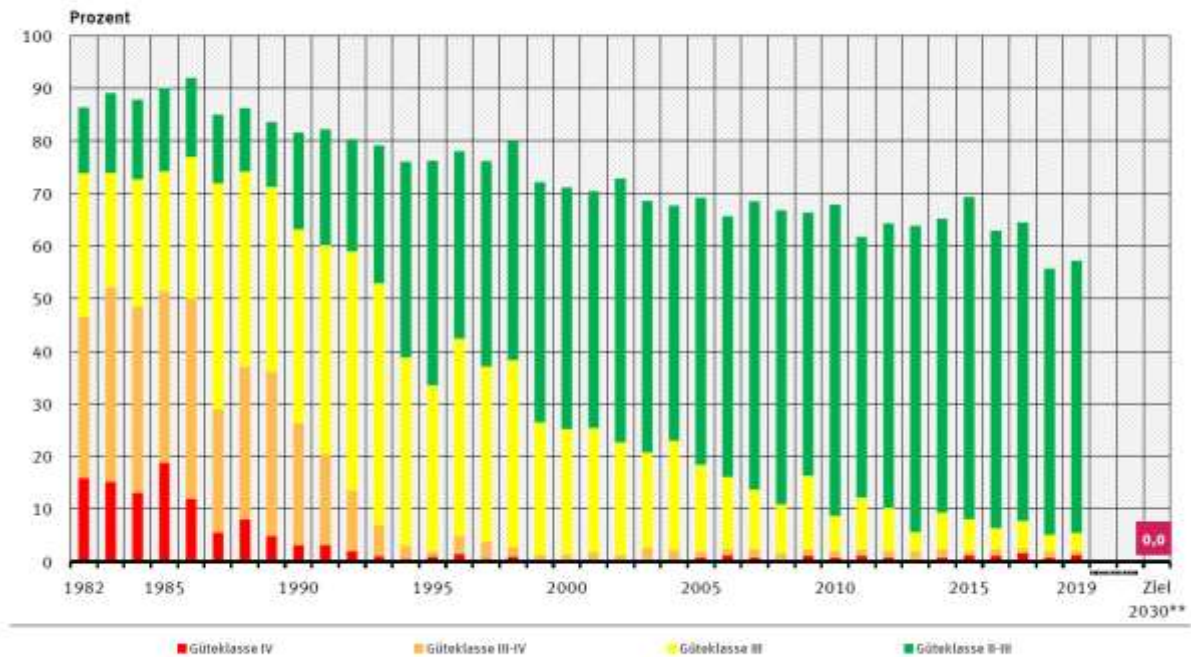
Gleichzeitig sind der Abbau und die Verwendung von Phosphor kritisch zu betrachten: Phosphor ist eine endliche Ressource mit begrenzten globalen Reserven. Ein Großteil der Abbaugelände befindet sich in politisch instabilen Regionen, wie z. B. Nordafrika oder Naher Osten [128]. Seit 2014 ist Phosphatgestein auf der Liste der kritischen Rohstoffe der EU-Kommission zu finden [74].

Eine Überversorgung von Ökosystemen mit Phosphor führt zu einer Eutrophierung (Überdüngung) von Süßgewässern. Heutzutage sind die Phosphor-Einträge in aquatische Ökosysteme größtenteils auf diffuse Quellen, vor allem auf landwirtschaftlich genutzte Flächen zurückzuführen [178] [181]. Die Konsequenzen des Phosphoreintrages in Süßgewässer können weitreichend sein: Das Angebot des sonst limitierten Nährstoffes fördert das Wachstum von Algen, Plankton und weiteren Wasserpflanzen. Es kommt zu einer Reduktion des verfügbaren Sauerstoffes und im schlimmsten Falle zu einem «Umkippen» des Gewässers.

Die Mehrzahl der Gewässer in Deutschland sind in einem schlechten ökologischen Zustand [237]. Die Eutrophierung durch den Eintrag von Phosphor ist eines der größten Probleme hierbei. Zwar ist die Belastung bereits seit den 1980ern rückläufig und sehr hohe Belastungen sind nur noch selten, trotzdem wurde im Jahr 2019 an mehr als der Hälfte der Messstellen eine Phosphor-Konzentration über dem Orientierungswert von $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ gemessen (siehe Abbildung 7).

Messstellen an Flüssen mit Überschreitung des Orientierungswertes für Gesamtphosphor

Anteil der Messstellen der Güteklasse II-III und schlechter*



* Der gewässerspezifische Orientierungswert ist überschritten, wenn die Gewässergüteklasse für Gesamtphosphor bei "II-III" oder schlechter liegt. Der Indikator bildet den Anteil der Messstellen mit Überschreitungen an der Gesamtzahl aller Messstellen ab.

** Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung

Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 2020

Abbildung 7: Messstellen an Flüssen mit Überschreitung des Orientierungswertes für Gesamtphosphor, nach [237]

Laut dem Umweltbundesamt gelangten im Zeitraum 2012 bis 2014 im Mittel rund 23.000 t Phosphor pro Jahr in die Gewässer. Diese entstammen überwiegend aus diffusen Quellen, wie Erosion, Grundwasser oder aus urbanen Gebieten. Rund ein Drittel stammt aus Punktquellen, wie zum Beispiel kommunalen Kläranlagen oder industriellen Direktleitungen [235]. Insbesondere aufgrund des hohen Flächenanteils ist die Landwirtschaft ein relevanter Verursacher von Phosphoreinträgen. Dabei weisen insbesondere tierhaltungsintensive Regionen hohe Phosphateinträge auf. Bisher konnten in diesem Bereich keine Erfolge in der Reduktion der Einträge erzielt werden [178].

Mit der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-RL 2000/60/EG) wurde beschlossen, bis 2027 die Phosphoreinträge langfristig so abzusenken, dass es zu keiner Überschreitung der Grenzwerte kommt und alle Gewässer in einem guten ökologischen Zustand sind [72]. Um eine Eutrophierung zu vermeiden und das Wachstum von Algen und Wasserpflanzen zu begrenzen, muss vor allem die Belastung durch Phosphor verringert werden. Seit Inkrafttreten der Düngeverordnung vom 02. Juni 2017 ist vor der Ausbringung von relevanten Mengen an Phosphor der Düngebedarf zu ermitteln und aufzuzeichnen. Bei Flächen, die einen Bodengehalt von mehr als 25 mg P_2O_5 (Doppellaktatverfahren) bzw. 20 mg P_2O_5 (Calcium-Acetat-Lactat-Extraktionsverfahren) aufweisen, darf der Düngebedarf für eine maximal 3-jährige Fruchtfolge berechnet werden. Zudem darf die Düngung die Höhe der voraussichtlichen P-Abfuhr nicht überschreiten [143]. Diese ökologischen

Konsequenzen einer Phosphorüberdüngung unterstreichen die Bedeutung eines bedarfs- und standortgerechten Einsatzes des Nährstoffes.

Neben den bereits genannten Punktquellen (z. B. kommunale Kläranlagen oder industrielle Direkteinleiter) sind vor allem diffuse Quellen relevant für den Eintrag ins Süßgewässer. Im Ackerbau können diese durch vier Austragungswege entstehen:

- Erosion
- Grundwasserabfluss
- Abschwemmung
- Drainagen

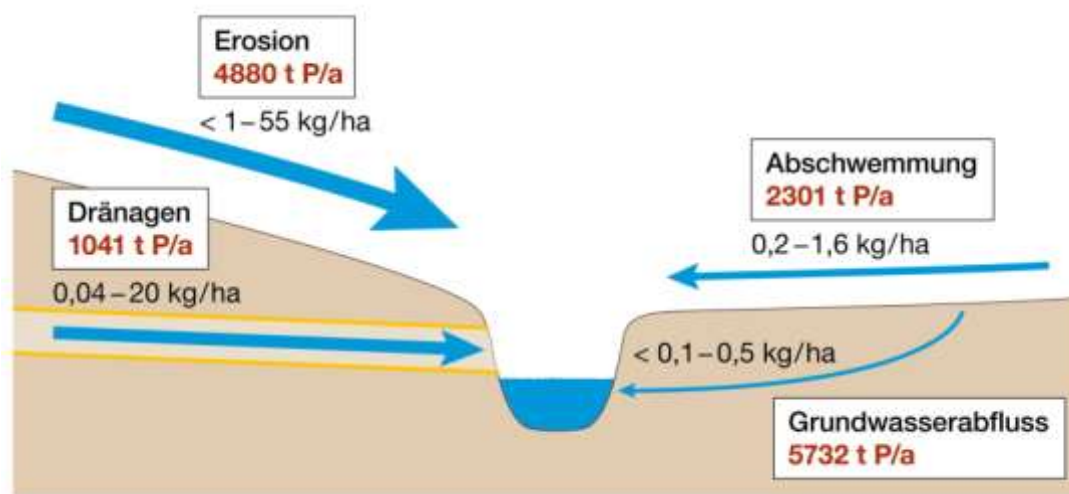


Abbildung 8: Quellen des Phosphoreintrages in Frischwasser, nach Holsten et al. (2016) [110]

Ein umfassender Bericht von Holsten et al. (2016) [110] erörtert die Phosphorverluste von landwirtschaftlichen Flächen (vgl. Abbildung 8). Bezogen auf die Feldebene ist die Erosion der relevanteste Abtragungsweg pro Hektar. Die hierbei aufgezeigte Spannweite von $< 1 - 55 \text{ kg ha}^{-1}$ wird maßgeblich von Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren beeinflusst. Der Phosphoreintrag durch Grundwasserabfluss ist flächenbezogen am geringsten, jedoch in der Summe der stärkste Eintragungspfad, da der Grundwasserabfluss im Vergleich zu den anderen Eintragungswegen in der Regel auf jeder Fläche vorkommt.

Für die Abschätzung der P-Exportraten in Deutschland existieren bereits einige Modellansätze. Eines der hierbei am meisten angewandten Modelle ist das P-Transportmodell MEPhos. Dieses wurde entwickelt, um P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen auf meso- und makro-skaliger Ebene zu ermitteln [227]. Für die P-Einträge aus diffusen Quellen werden Exportkoeffizienten für die jeweiligen Austragungspfade verwendet. Diese Exportkoeffizienten sind flächendifferenziert ermittelt und berücksichtigen die unterschiedlichen Bodeneigenschaften und Landnutzungsarten der jeweiligen Teilfläche [228]. Für die Modellanalysen werden zahlreiche klimatische und hydrogeologische Parameter in hoher

räumlicher Auflösung sowie detaillierte Boden- und Standortinformationen benötigt. Tabelle 2 zeigt einen Auszug der benötigten Parameter des Modells MEPhos, abgeleitet aus einer Fallstudie zur Berechnung der P-Einträge in den Altmühlsee [229].

Tabelle 2: Auszug an die Datenanforderung für die Berechnung diffuser Einträge mit dem Modell MEPhos. Beispiel abgeleitet aus [229]

Themengebiet	Datengrundlage	Datentyp
Klima	Daten zu Niederschlagshöhe und Verdunstungsparameter (Zeitraum 10 Jahre)	Zeitreihen
Boden	Bodenparameter Bodentyp, Bodenart nach Schichten (0 – 30 cm, 31 – 60 cm, 61 – 90 cm), effektive Durchwurzelungstiefe, nutzbare Feldkapazität, Grundwasserstufe, Staunässegrad, kapillare Aufstiegshöhe	Vektor
Landnutzung	Acker- und Dauergrünland Wald, urban und sonstige	Vektor
Geologie	Petrographie, Stratigraphie	Vektor
Relief	Digitales Geländemodell DGM 5	Raster
Drainagen	Drainierte landwirtschaftliche Flächen (flurscharf)	Vektor
Erosion	Bodenabtragungspotenzial nach ABAG	Raster
Bodenchemie	P(CAL) ¹ -Gehalte im Oberboden (5-jähriger Mittelwert)	Vektor
	P-Konzentration im Drainabfluss	Zeitreihen
Abflussmengen	Tägliche mittlere Abflüsse (Zeitraum 10 Jahre)	Zeitreihen
Hydrochemie	Messungen an Gesamt-P, ortho-P (Zeitraum 10 Jahre)	Zeitreihen
Hydrogeochemie	Grundwassergütedaten Gesamt-P und ortho-P (Zeitraum 10 Jahre)	Zeitreihen

¹ P(CAL) ist der P-Gehalt, ermittelt aus einem Calcium-Acetat-Lactat-Auszug. Er repräsentiert den pflanzenverfügbaren Phosphor im Boden.

Das Modell wurde bereits in vielen Studien zur Quantifizierung von räumlich differenzierten Nährstoffeinträgen in Grund- und Oberflächengewässer angewandt. Ergebnisse liegen für die Bundesländer Hessen [231], Nordrhein-Westfalen [254], Mecklenburg-Vorpommern [255] und Schleswig-Holstein [230] vor sowie für die bundesländerübergreifenden Flusseinzugsgebiete Weser [103] und Altmühl [229].

Ein weiterer Ansatz wurde im Jahr 2005 durch das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt entwickelt. Die Methode FREMSA (Fracht Emission Sachsen-Anhalt) dient der Ermittlung stoffspezifischer Frachtemission in Gewässer und Identifikation von Emissionsschwerpunkten [147]. Hierbei werden für Einträge ins Grund- und Oberflächenwasser Emissionspfade aus punktuellen und diffusen Quellen berücksichtigt, die ins betrachtete Endkompartiment Oberflächengewässer gelangen. Die Emissionspfade nach FREMSA sind in Abbildung 9 aufgezeigt.

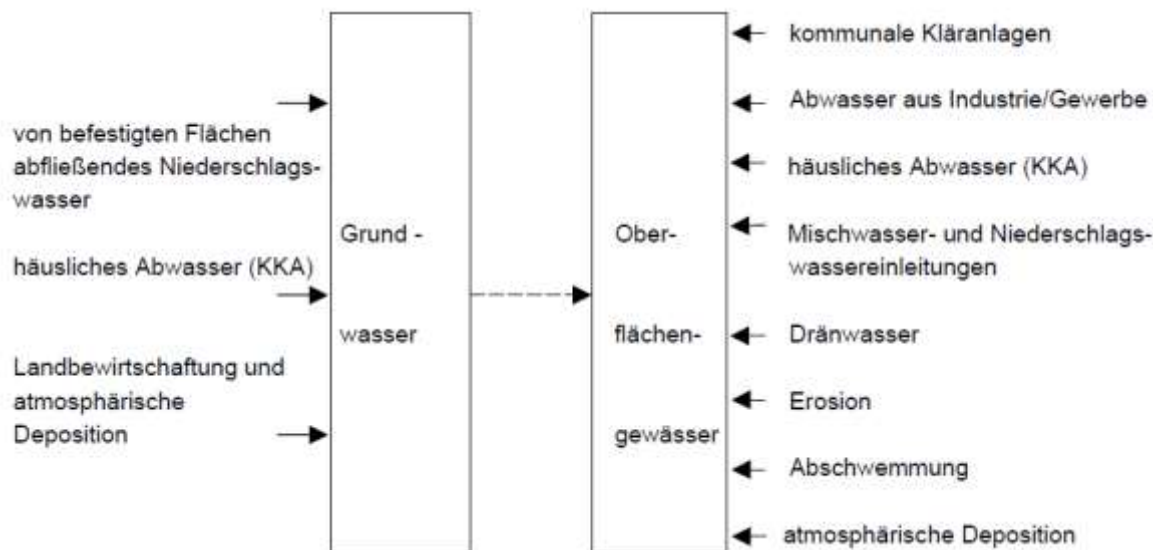


Abbildung 9: Emissionspfade nach FREMSA [147]

Dieser Ansatz berücksichtigt einen Austrag von Phosphor über die Punktquellen sowie über die diffusen Quellen Drainwasser, Erosion, Abschwemmung und atmosphärische Deposition. Darüber hinaus werden Einträge in Oberflächengewässer über Grundwasser anhand der Sickerwasserrate bestimmt. Hierfür wird anhand der mittleren jährlichen Sickerwasserhöhe (SWR) der mittlere jährliche Grundwasserabfluss berechnet. Multipliziert mit der mittleren P-Konzentration im oberen Grundwasserleiter ergibt dies die mittlere jährliche Fracht über das Grundwasser. Sofern drainierte Flächen vorliegen, kann die Höhe der P-Fracht über die Sickerwasserrate sowie die mittlere P-Konzentration im Sickerwasser abgeschätzt werden. Obgleich der Ansatz nach FREMSA sehr vereinfacht ist, bietet er eine gute Möglichkeit, um Phosphoremissionen abzuschätzen. Der Einsatz generischer Daten reduziert die Datenanforderung auf ein Minimum.

SALCA-Phosphor ist ein Berechnungsansatz für Phosphoremissionen, der speziell für die Umsetzung in Ökobilanzen landwirtschaftlicher Produktsysteme entwickelt wurde. Diese Methode beruht auf einem parzellenspezifischen Berechnungsansatz nach Prasuhn (2006) [186] und wurde für Standort- und Bewirtschaftungsverhältnisse der Schweiz entwickelt. Auch hier wird zwischen den vier relevanten Pfaden des diffusen P-Eintrages in Oberflächengewässer (Erosion, Oberflächenabfluss, Grundwasserabfluss und Drainabfluss) differenziert. Die benötigten Informationen für die Berechnung nach SALCA-Phosphor sind in Tabelle 3 aufgeführt. SALCA-Phosphor hat einen hohen Bedarf an räumlich hoch aufgelösten Standort- und Bodeninformationen. Falls diese nicht vorliegen, können sie meist durch einen Standardwert (in der Regel 1) ersetzt werden. Für die Bestimmung der P-Austräge über Drainagen ist die Information, ob eine Parzelle drainiert ist oder nicht, zwingend notwendig.

Tabelle 3: Parameter für die Berechnung des P-Austrages nach SALCA-Phosphor [186]

Austragungsweg	Obligatorische Parameter	Fakultative Parameter
Erosion	Bodenabtrag in $t\ ha^{-1}$	Anreicherungsfaktor Bodenerosion (Standardwert 1,86) P-Gehalt des erodierten Bodenmaterials (Standardwert $950\ mg\ P\ kg^{-1}$ Boden) Materialeintrag ins Gewässer (Standardwert 20 %)
Abschwemmung	Hangneigungsfaktor: Liegt keine Neigung über 3 % vor, findet keine Abschwemmung statt. P-Ausgangsabschwemmungswert je nach Nutzung (z. B. für offenes Ackerland $0,175\ kg\ P\ ha^{-1}$) P-Düngungsfaktor	Bodenfaktor (Standardwert 1) Hangform- und Hanglängenfaktor (Standardwert 1) Fremd- und Hangwasserzuflussfaktor (Standardwert 1) Faktor zur Distanz zum Einleiter (Standardwert 1) P-Testzahlfaktor (Standardwert 1)
Auswaschung ins Grundwasser	P-Ausgangswert je nach Nutzung (z. B. für Ackerland $0,07\ kg\ P\ ha^{-1}$) P-Düngungsfaktor (nur Gülledüngung)	Bodenfaktor (Standardwert 1) P-Testzahlfaktor (Standardwert 1)
Drainage	Parzelle drainiert (ja/nein). Ist die Parzelle nicht drainiert, oder liegen keine Informationen hierzu vor, ist der Faktor für den Drainageeffekt 1; Ist die Parzelle drainiert ist der Faktor 6. Die Berechnung zur P-Auswaschung über Drainage erfolgt dann analog zur P-Auswaschung übers Grundwasser.	

In Ökobilanzstudien und Ökobilanzdatenbanken wird bisher ein eher pragmatischer Ansatz zur Bewertung von Phosphoremissionen angewendet.

In den Richtlinien von PEF bzw. EPD-PCR Arable Crops 2020 wird der Ansatz nach Zamponi und Pant (2019) [264] gewählt. Liegen keine standort- oder regionalspezifischen Daten vor, so werden die Phosphoremissionen in das Kompartiment Süßgewässer anhand des Emissionsfaktors von $0,05\ kg\ P$, pro ausgebrachtem $kg\ P$ aus Dünger abgeschätzt.

Die LCA-Datenbank Agri-Footprint 5.0 differenziert bei den Emissionsfaktoren für Phosphor zwischen Gülle ($0,05\ kg\ P$ pro $kg\ P$ aus ausgebrachter Gülle) und mineralischem Dünger ($0,053\ kg\ P$ pro $kg\ P$ aus ausgebrachtem mineralischem Dünger) [1].

In der Ökobilanzdatenbank ecoinvent 3 [257] wird der Ansatz nach SALCA-Phosphor mit der Grundannahme verwendet, dass keine Drainage vorliegt.

3.3.5 Kohlenstoffdioxid (CO₂)

In Deutschland machen die Kohlenstoffdioxid-Emissionen innerhalb des Sektors Landwirtschaft verglichen mit beispielsweise Lachgas nur einen kleinen Anteil von 4,7 % (2021) aus [241]. Im nationalen Treibhausgasinventar [252] werden dafür CO₂-Emissionen aus der Kalkanwendung (zur Erhöhung des pH-Werts des Bodens), aus anderen kohlenstoffhaltigen Düngern (z. B. Kalkammonsalpeter) sowie aus harnstoffhaltigen Düngern

berücksichtigt. Bei harnstoffhaltigen Düngern, wie reinem Harnstoff oder Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung entstehen CO₂-Emissionen bei der Hydrolyse des Harnstoffs, die in Gegenwart von Wasser und Urease-Enzymen einsetzt [252].

CO₂, das an anderen Stellen entsteht, wie beispielsweise beim Abbau von Pflanzenrückständen oder bei der Atmung von Tieren, wird im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen nicht berücksichtigt, da es lediglich Teil des kurzfristigen C-Kreislaufs ist und somit nicht relevant für die Bilanzierung ist. Das beispielsweise bei der Nutzung fossiler Brennstoffe oder bei der Produktion von Betriebsmitteln entstehende CO₂ wird an anderer Stelle erfasst, z. B. direkt bei den Arbeitsverfahren.

Zur Berechnung der CO₂-Emissionen aus kohlenstoff- oder harnstoffhaltigen Düngemitteln gibt es verschiedene Methoden. Im nationalen Treibhausgasinventar [252] wird eine stöchiometrische Umrechnung angewendet, basierend auf der Vorgehensweise nach IPCC [132], nach der der gesamte enthaltene Kohlenstoff vollständig zu CO₂ reagiert. Für diese maximale CO₂-Emission wird die eingesetzte Masse m_i mit einem Emissionsfaktor EF_i multipliziert (vgl. Formel (3.1)).

$$CO_2 - C = m_i * EF_i \quad (3.1)$$

Eine genauere Beschreibung der Methodik sowie der Emissionsfaktoren erfolgt in Abschnitt 6.1.3. Zusätzlich ist dort der Ansatz nach Edwards et al. (2017) [69] zur Berechnung der CO₂-Emissionen beschrieben, der auf der versauernden Wirkung von Stickstoffdüngern und der Neutralisationswirkung von Kalk beruht.

3.3.6 Sonstige

Stickstoffmonoxid (NO) ist ein Nebenprodukt bei der Denitrifikation von Nitrat über Nitrit zu Lachgas (N₂O) und molekularem Stickstoff (N₂). Zusammen mit Ammoniak (NH₃) trägt es außerdem zu indirekten N₂O-Emissionen aus Verdunstung und Deposition bei. NO-Emissionen aus der Anwendung von Mineral- und Wirtschaftsdüngern können entweder über einfache generische Emissionsfaktoren [114] [252] oder über mineraldüngertypspezifische Emissionsfaktoren [107] in Bezug auf den N-Input berechnet werden. Eine regionale Differenzierung ist damit nicht möglich.

$$NO - N = N - Input * 0,012 \frac{kg \ NO - N}{kg \ N} \quad (3.2)$$

Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC) sind Geruchsstoffe, die von Pflanzen abgesondert werden und diverse Funktionen erfüllen (z. B. Abwehr, Kommunikation, Stressregulation). Nach Vos et al. (2022) [252] und Hutchings et al. (2019) [114] stehen vier kulturart-spezifische Emissionsfaktoren (für Weizen, Roggen, Raps und Gras) für die Berechnung der NMVOC-Emissionen zur Verfügung, die auch auf ähnliche

Kulturen übertragen werden können. Dabei werden die Emissionsfaktoren in Beziehung zur Anbaufläche A_k der Kultur, dem Trockenmasse-Ertrag ($m_{FM,k} * x_{DM,k}$) und der jahresanteiligen Wachstumsperiode t_k , in der die Pflanze nur emittieren kann, gesetzt. Zur Umrechnung des zeitlichen Bezugs wird der Faktor $\beta = 8760 \text{ h a}^{-1}$ verwendet.

$$NMVOC = \beta * A_k * m_{FM,k} * x_{DM,k} * t_k * EF_k \quad (3.3)$$

Staubpartikel (PM) entstehen bei diversen landwirtschaftlichen Aktivitäten (z. B. Bodenbearbeitung und Ernte), stammen aus dem Boden, der Pflanze oder der Maschine und werden nach ihrer Korngröße (s) differenziert ($PM_{2.5} \leq 2,5\mu\text{m}$, $PM_{10} \leq 10\mu\text{m}$, TSP (total suspended matter) $\leq 57\mu\text{m}$). Nach Hutchings et al. (2019) [114] stehen Standard-Emissionsfaktoren für vier Aktivitätsgruppen (j), sechs Pflanzentypen (k) und zwei Klimabedingungen (l: trocken, feucht) zur Verfügung. Die $PM_{2.5}$ - und PM_{10} -Emissionen werden jeweils in Bezug auf die Anbaufläche A_k der Kultur und die Häufigkeit $n_{j,k}$ der jeweils angewendeten Aktivität berechnet.

$$PM_{2.5 \text{ bzw. } 10} = A_k * \sum (n_{j,k} * EF_{j,k,l,s}) \quad (3.4)$$

Ist die Häufigkeit der emissionserzeugenden Aktivitäten in der untersuchten Region jedoch nicht bekannt, muss auf einfache generische Emissionsfaktoren (Stufe-1-Verfahren) zurückgegriffen werden, die in Bezug auf die landwirtschaftliche Fläche A gesetzt werden [252].

$$PM_{2.5} = A * 0,06 \frac{\text{kg } PM_{2.5}}{\text{ha a}} \quad (3.5)$$

$$PM_{10} = A * 1,56 \frac{\text{kg } PM_{10}}{\text{ha a}} \quad (3.6)$$

3.4 Wirkungsabschätzung

Bei der Wirkungsabschätzung werden die Emissionen und Ressourcenverbräuche der Sachbilanz den entsprechenden Umweltwirkungen bzw. Wirkungskategorien zugeordnet und anhand von Charakterisierungsmodellen in Wirkungsindikatorwerte überführt. Die Auswahl der Wirkungskategorien und Wirkungsabschätzungsmethoden wird im Untersuchungsrahmen einer Ökobilanz festgelegt und muss auf das Ziel der Studie abgestimmt sein.

In die ökologische Bewertung des Rohstoffpflanzenanbaus fließen sowohl die Umweltwirkungen auf dem Feld, die bei der Bewirtschaftung ausgelöst werden (durch dünger-, boden- und pflanzeninduzierte Emissionen), als auch die Umweltwirkungen aus den

Vorleistungen (durch Ressourcenverbrauch und Emissionen bei der Herstellung der Betriebsmittel, Maschinen und des Dieselverbrauchs) mit ein. Die Umweltlasten aus den Vorleistungen hängen dabei wesentlich von der verwendeten Inventardatenbasis (LCI-Datenbank) und den dort berücksichtigten Produktionsstandorten, Technologien und Annahmen ab (Hintergrundprozesse) ab. Ihr Ausmaß wird zudem durch den regionalspezifischen Bedarf beim Pflanzenanbau bestimmt. Dagegen sind die direkten Umweltlasten beim Pflanzenanbau auf die regionalspezifischen Feldemissionen zurückzuführen (Vordergrundprozess). Für die Ableitung von Maßnahmen zur Minderung der Umweltwirkungen beim Rohstoffpflanzenanbau sind alle Aspekte zu berücksichtigen. Die Auswahl der Wirkungskategorien sollte sich jedoch am Vordergrundprozess orientieren und die entsprechenden relevanten Feldemissionen und Ressourcenverbräuche bewerten. Ein weiteres Auswahlkriterium für die Wirkungskategorien und Wirkungsabschätzungsmethoden kann die angestrebte Konformität mit bestimmten Richt- oder Leitlinien sein.

Mit einer umfangreichen Auswahl an Wirkungskategorien können Zielkonflikte besser erkannt und beschrieben werden, wodurch Problem-Verschiebungen durch Minderungsmaßnahmen weitestgehend vermieden werden können. Andererseits ist eine zu große Anzahl an Umweltwirkungen schwer zu kommunizieren, sodass eine Fokussierung auf Kern-Wirkungskategorien ratsam sein kann.

3.4.1 Wirkungskategorien

Grundsätzlich kann in emissions- und ressourcenbezogene Umweltwirkungen unterschieden werden. Emissionen in die Umweltkompartimente Luft, Boden oder Wasser wirken sich letztendlich auf die menschliche Gesundheit und/oder die Qualität des Ökosystems aus und werden auf Midpoint-Ebene durch verschiedene Wirkungskategorien abgebildet. Die Ressourcennutzung kann zu einer Verknappung oder sogar Erschöpfung der natürlichen Ressource führen und ist abhängig vom noch vorhandenen Vorrat und der Erneuerungsrate. Die Midpoint-Ebene ist im Gegensatz zu der Endpoint-Ebene nahe an der Sachbilanz definiert. Beispielsweise wird bei der Midpoint-Ebene versucht, den Ausstoß von Treibhausgasen mit Primär- und Sekundärwirkungen (z. B. Erhöhung der mittleren Temperatur der Troposphäre) in Verbindung zu setzen und weniger mit den unsichereren Tertiärwirkungen (z. B. Schmelzen von Gletschern, Anstieg des Meeresspiegels) [133].

Zu den **ressourcenbezogenen** Wirkungskategorien auf Midpoint-Ebene gehören die Landnutzung, die Wassernutzung und der Verbrauch mineralischer und fossiler Ressourcen. Bei einer Fokussierung auf den Vordergrundprozess des landwirtschaftlichen Anbaus von Rohstoffpflanzen spielt die Wassernutzung keine entscheidende Rolle, wenn keine bewässerten Systeme betrachtet werden. Auch der Verbrauch mineralischer und fossiler Ressourcen geht weitgehend auf die Hintergrundprozesse zurück. Die Landnutzung ist jedoch ein Aspekt, der im Wesentlichen im Vordergrundsystem zu finden ist. Dabei wird zwischen der reinen Flächennutzung und den Auswirkungen auf die Bodenqualität unterschieden, für die es verschiedene Indikatoren gibt.

Mit den **emissionsbezogenen** Wirkungskategorien werden die ihnen zugeordneten Emissionen bewertet. Zu den wesentlichen Feldemissionen, die im Rahmen dieses Projektes

berücksichtigt werden und für die im vorhergehenden Kapitel (vgl. Kapitel 3.3) Berechnungsansätze vorgestellt wurden, gehören Lachgas (N_2O), Ammoniak (NH_3) und Kohlenstoffdioxid (CO_2) in Luft sowie Nitrat (NO_3^-) und Phosphor (P bzw. PO_4^-) in Wasser. Als sonstige potenzielle Feldemissionen wurden Stickstoffmonoxid (NO), flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC) und Partikelemissionen (PM) in Luft identifiziert. Diese Emissionen können den in Tabelle 4 dargestellten emissionsbezogenen Wirkungskategorien zugeordnet werden:

Tabelle 4: Emissionsbezogene Wirkungskategorien

Wirkungskategorien	Feldemission
Klimawandel	N_2O , CO_2
Versauerung	NH_3 , NO
Eutrophierung	NO_3^- , P bzw. PO_4^- ; N_2O , NH_3 , NO
Stratosphärischer Ozonabbau	N_2O
Feinstaubbildung	NH_3 , NO, $\text{PM}_{2.5}$, PM_{10}
Bodennahe Photochemische Ozonbildung	NMVOC, NO

Klimawandel

N_2O zählt wie CO_2 zu den Treibhausgasen. Sie tragen durch ihre Konzentration und Verweildauer in der Atmosphäre zum Strahlungsantrieb und damit zur Erderwärmung bei und werden somit der Wirkungskategorie Klimawandel zugeordnet.

Versauerung

NH_3 ist eine säurebildende Substanz, die in Luft zu partikelförmigen, sekundären Ammonium-Verbindungen (NH_4^+) reagiert und bei anschließender Deposition in Boden zu Nitrat oxidiert wird, wodurch sich die Protonenkonzentration (H^+) erhöht. Ebenso stellt auch NO eine säurebildende Substanz dar, die in der Atmosphäre rasch zu NO_2 und schließlich HNO_3 oxidiert wird und bei Deposition entsprechend Protonen freisetzt. Generell bewirkt die Emission von säurebildenden Substanzen (wie NH_3 , NO_x , SO_2) eine Erhöhung der H^+ -Konzentration am Depositionsort und damit potenziell ein Absinken des pH-Wertes und eine Verschiebung der Nährstoff- und Metallionengleichgewichte im betroffenen Ökosystem, die sich wiederum auf die Lebensbedingungen der darin enthaltenen Spezies auswirken. Das tatsächliche Ausmaß der Wirkung säurebildender Substanzen hängt dabei auch von den lokalen Bedingungen am Depositionsort ab (Pufferwirkung, Vorbelastung etc.). Diese Umwelteffekte werden in der Wirkungskategorie Versauerung erfasst.

Eutrophierung

Mit der Wirkungskategorie Eutrophierung werden die Effekte beschrieben, die durch den Eintrag und die Anreicherung von sonst limitierten Nährstoffen in einem Ökosystem (Boden oder Gewässer) zu einem vermehrten Algen- bzw. Pflanzenwachstum führen. Durch die daraus resultierende Verschiebung des biologischen Gleichgewichts werden andere

Spezies verdrängt und die Qualität des Ökosystems wird beeinträchtigt. Hauptnährstoffe und damit limitierend für den Biomasseaufbau sind insbesondere Stickstoff (N) und Phosphor (P). Terrestrische Ökosysteme sind meist N-limitiert und reagieren entsprechend auf N-haltige Luftschadstoffe wie NH_3 , NO und N_2O . Aquatische Ökosysteme können unterteilt werden in Süßgewässer (Flüsse und Seen), die überwiegend P-limitiert sind und Meeressgewässer, die überwiegend N-limitiert sind. Zu den N- und P-Verbindungen aus landwirtschaftlichen Quellen, die ein solches Eutrophierungspotenzial besitzen, gehören vor allem Nitrat- und Phosphorverbindungen, die über das Grund- und Oberflächenwasser ausgebracht werden, aber auch die N-Emissionen in Luft (NH_3 , NO und N_2O). Das tatsächliche Ausmaß der eutrophierenden Wirkung ist wie bei der Versauerung von den regionalen Bedingungen am Depositionsort abhängig.

Stratosphärischer Ozonabbau

Für N_2O wurde auch eine ozonabbauende Wirkung in der Stratosphäre nachgewiesen. Daher wird N_2O - neben den durch das Montreal-Protokoll regulierten ozonabbauenden Substanzen (ODS) wie z. B. FCKWs - auch der Wirkungskategorie Stratosphärischer Ozonabbau zugeordnet. Durch die Konzentrationszunahme dieser wirksamen Substanzen in der Stratosphäre wird die schützende Ozonschicht abgebaut, wodurch mehr energiereiche UVB-Strahlung die Erdoberfläche erreicht und sich letztendlich auf die menschliche Gesundheit auswirkt.

Feinstaubbildung

NH_3 und NO sind auch Vorläufersubstanzen für die Bildung sekundärer Aerosole, die zusammen mit den primären Stäuben ($\text{PM}_{2,5}$, PM_{10}) zur Feinstaubbildung beitragen und als lungengängige Feinstaubpartikel die menschliche Gesundheit beeinträchtigen.

Bodennahe Photochemische Ozonbildung

In der Stratosphäre hat Ozon eine schützende Funktion, da es die UV-Strahlung filtert und energiereiche UVB- und UVC-Strahlung mindert. Bodennahes Ozon wirkt sich jedoch negativ auf die menschliche Gesundheit und die Qualität von Ökosystemen aus. Bodennahes Ozon wird durch eine photochemische Oxidation von flüchtigen organischen Substanzen (VOC) in Gegenwart von NO_x erzeugt. Die Hauptverursacher von VOC und NO_x sind beim Verkehr (Verbrennungsgase) und in der Industrie zu finden. Beim landwirtschaftlichen Anbau von Rohstoffpflanzen tragen die pflanzeninduzierten NMVOC-Emissionen und die düngerinduzierten NO-Emissionen auf dem Feld zur Wirkungskategorie Bodennahe Ozonbildung bei.

Weitere emissionsbezogene Wirkungskategorien, die im ILCD (International Life Cycle Data System) [101] genannt werden, sind ionisierende Strahlung sowie Human- und Ökotoxizität. Ionisierende Strahlung bewertet den Effekt radioaktiver Emissionen auf die menschliche Gesundheit und spielt im Vordergrundprozess landwirtschaftlicher Anbausysteme keine Rolle. Mit der Human- und Ökotoxizität können die Einträge toxisch wirkender Substanzen (wie z. B. Pestizid-Bestandteile) bewertet werden, die im Rahmen dieses Projekts jedoch nur qualitativ behandelt werden sollen.

3.4.2 Wirkungsabschätzungsmethoden

Für die Berechnung der potenziellen Umweltwirkungen beim Anbau von Rohstoffpflanzen bedarf es wissenschaftlich anerkannter und mit dem Untersuchungsziel übereinstimmender Methoden. Zur Orientierung bietet sich das ILCD-Handbuch der Europäischen Kommission an, das bestehende Wirkungsabschätzungsmethoden nach festgelegten Kriterien analysiert und in Empfehlungsstufen klassifiziert hat. Eine weitere Option ist die Verwendung von gängigen LCIA-Methodensätzen (z. B. CML 2001, EF3.0, ReCiPe 2016), die eine harmonisierte Zusammenstellung individueller Charakterisierungsmodelle für die einzelnen Wirkungskategorien darstellen und häufig für die Bewertung von landwirtschaftlichen Produkten verwendet werden. Im Falle einer angestrebten Konformität mit bestimmten Richt- und Leitlinien (z. B. RED II, PEF) sind die dort vorgegebenen Wirkungsabschätzungsmethoden zu verwenden. Eine entsprechende Zusammenstellung ist unterteilt nach ressourcen- und emissionsbezogene Wirkungskategorien in Tabelle 77 bzw. Tabelle 78 im Anhang zu finden.

3.4.2.1 LCIA-Methodensätze

CML 2001 basiert auf der Veröffentlichung von Heijungs et al. (1992) [104] und wurde am Centrum voor Milieukunde (CML) der Universität Leiden entwickelt. Der aktuelle Methodensatz geht auf eine überarbeitete Version aus dem Jahr 2002 zurück [94]. Da es für die meisten Wirkungskategorien mehrere Charakterisierungsmodelle gibt, werden sie in eine empfohlene baseline Methode (BL) und die alternativen non-baseline Methoden (NBL) unterteilt. So gibt es z. B. für das Versauerungspotenzial (AP) oder das Eutrophierungspotenzial (EP) auch jeweils eine generische, ortsunabhängige Methode (AP, generic (NBL) und EP, generic (NBL)), die den Wirkungspfad und die lokalen Bedingungen am Depositionsort nicht berücksichtigt. Diese Eigenschaft ist ein wichtiges Kriterium für die Konformität mit bestimmten Richtlinien, wie z. B. EPD-PCR.

Der Methodensatz Environmental Footprint (**EF 3.0**) umfasst Wirkungsabschätzungsmethoden zur Bewertung von Midpoint-Wirkungskategorien. Er wurde federführend durch das Joint Research Centre (JRC) entwickelt und ist das vorgeschlagene Paket von Wirkungsabschätzungsmethoden der Europäischen Kommission für Product Environmental Footprint (PEF) bzw. Organisation Environmental Footprint (OEF).

ReCiPe 2016, entwickelt am National Institute for Public Health and the Environment Niederlande, ist eine Weiterentwicklung der Methode ReCiPe 2008 und anwendbar für die harmonisierte Bewertung von Midpoint- und Endpoint-Wirkungskategorien. ReCiPe 2008 wurde als Mid- und Endpoint-Methode entwickelt, um die bestehenden unterschiedlichen Ansätze von CML 2001 (Midpoint) und EcoIndicator 99 (Endpoint) zu harmonisieren und zu einer gemeinsamen, konsistenten Methodologie zusammenzuführen, wobei alle Midpoint- und Endpoint-Charakterisierungsmodelle neugestaltet werden mussten. ReCiPe 2016 (v1.1) entspricht dem aktuellen wissenschaftlichen Stand und beinhaltet die aktuellen Modelle bzw. Charakterisierungsfaktoren. Gegenüber ReCiPe 2008 basieren beispielsweise die Charakterisierungsfaktoren für die Versauerung und Eutrophierung nun

auf globalen Analysen und Modellen, wodurch ihre Anwendbarkeit von einer europäischen auf eine weltweite Gültigkeit erweitert wurde.

3.4.2.2 Vorgaben in Richt- und Leitlinien

Die **RED II** zielt auf eine Treibhausgasbilanz (THG-Bilanz) ab und berücksichtigt daher als einzige Wirkungskategorie den Klimawandel. Die RED II bezieht sich (noch) auf IPCC 2007 (AR4). Spätestens ab dem Jahr 2023 sind jedoch die Charakterisierungsfaktoren des 5. Sachstandsberichts des IPCC (IPCC 2013, AR5) zu verwenden [121]. Gegenüber IPCC 2007 (AR4) ändert sich, dass optional der Rückkopplungseffekt (climate carbon feedback, cc-fb) von anderen Treibhausgasen als CO₂ berücksichtigt werden kann (mit oder ohne cc-fb). Für CO₂ wird bei IPCC 2013 (AR5) der Rückkopplungseffekt immer einbezogen. In den gängigen aktuellen LCIA-Methodensätzen wird die Berücksichtigung des cc-fb unterschiedlich gehandhabt (ohne cc-fb: CML 2001 (Aug.2016); mit cc-fb: EF 3.0, ReCiPe 2016, v1.1(H)). Das nationale Treibhausgasinventar wird sich in Zukunft auf IPCC 2013, AR5, ohne cc-fb beziehen. Diese Option sowie die bereits getroffenen Festlegungen (z. B. durch das UBA) müssen bei der Wahl der LCIA-Methode für die Wirkungskategorie Klimawandel mit bedacht werden.

Für den PEF-Ansatz und dessen Category Rules (**PEF-CR**) existiert eine eigene Zusammenstellung von Wirkungsabschätzungsmethoden bzw. Charakterisierungsmodellen auf Basis der Empfehlungen des **ILCD (2011)**, die als LCIA-Methodensatz unter der Bezeichnung EF 3.0 geführt wird und zum Teil eigene Modifikationen festlegt (z. B. für GWP 100 die Art der Berechnung und Einbeziehung von fossilem Methan und CO). Für die Bewertung der Versauerung und Eutrophierung werden hier Modelle verwendet, bei denen der Wirkungsverlauf (fate) und die regionale Hintergrundlast auf europäischer Ebene berücksichtigt werden. Die Charakterisierungsfaktoren gelten daher nur für Europa. Zudem werden die Wirkungskategorien unterteilt in die Endkompartimente terrestrisch (Wirkung im Boden) und aquatisch (Wirkung im Wasser, getrennt nach Süß- und Meerwasser). Bei der Wirkungskategorie Versauerung wird ausschließlich die terrestrische Wirkung betrachtet. Bei der Eutrophierung werden N-Emissionen in Luft (NH₃, NO, NO₂) sowohl bei der terrestrischen als auch bei der marinen Eutrophierung bewertet, für N₂O gibt es keinen Charakterisierungsfaktor. Aufgrund der unterschiedlichen Nährstofflimitierung in den Endkompartimenten werden mit der Frischwassereutrophierung nur P-Verluste erfasst, mit der marinen Eutrophierung nur N-Verluste.

Dagegen greift die **EPD-PCR** auf global einsetzbare LCIA-Methoden und Charakterisierungsfaktoren für die Versauerung und Eutrophierung zurück und wählt die generischen Ansätze, die bei dem Methodensatz von CML 2001 zur Verfügung stehen. Dabei wird für die Versauerung die non-baseline Methode nach Heijungs et al. (1992) [104] (Update Hauschild und Wenzel (1998) [102]) eingesetzt, die auf dem potenziellen, maximalen H⁺-Freisetzungsgrad einer säurebildenden Substanz beruht, ohne den weiteren Wirkungsverlauf oder eine Ökosystem-Sensitivität zu berücksichtigen oder in Endkompartimente zu unterscheiden. Für die Eutrophierung wird die baseline Methode nach Heijungs et al. (1992) [104] verwendet. Sie bewertet das maximale Eutrophierungspotenzial eines

Nährstoffeintrags (N, P) ohne Unterscheidung in Ausgangs- und Endkompartimente oder den weiteren Wirkungsverlauf. Dabei liegt die Annahme zugrunde, dass N und P grundsätzlich limitierende Faktoren für das Algenwachstum sind, deren Biomasse auf einer festgelegten molekularen Zusammensetzung (Redfield-Verhältnis) beruht. Der Vorteil dieser generischen Ansätze für die Versauerung und Eutrophierung liegt in der einfachen und eindeutigen Bestimmung der Charakterisierungsfaktoren, der allgemeinen Anwendbarkeit und der Erweiterbarkeit auf andere Säuren und säurebildende Substanzen bzw. N- und P-Verbindungen durch stöchiometrische Umrechnungen. Als zusätzliche Bewertungsmethode für die Eutrophierung (vgl. Tabelle 77, grüne Schriftfarbe) gibt die EPD-PCR die marine Eutrophierung nach ReCiPe 2008 [225] an, die auch beim LCIA-Methodensatz EF 3.0 zugrunde liegt und den weiteren Wirkungsverlauf und eine regionale Sensitivität berücksichtigt. ReCiPe 2016 v1.1(H) ist die letzte überarbeitete Version von ReCiPe und stellt den aktuellen Stand der Wissenschaft dar. Das hier verwendete Modell für die marine Eutrophierung basiert auf Cosme und Hauschild (2017) [51] und berücksichtigt keine N-Emissionen in Luft.

Die **FAO-LEAP** fokussiert bei den emissionsgebundenen Wirkungskategorien auf die drei genannten Hauptkategorien Klimawandel, Versauerung und Eutrophierung. Die Wahl des Indikators und Charakterisierungsmodells wird nicht spezifisch vorgegeben, nur für den Klimawandel wird das anerkannte Verfahren nach IPCC 2007 (AR4) konkret benannt.

Neben den emissionsbezogenen Wirkungskategorien, die bei einer Fokussierung auf die genannten Feldemissionen für das RekoRT-Projekt besonders relevant sind, werden bei einigen Richt- und Leitlinien auch ressourcenbezogene Wirkungskategorien einbezogen und sind für die Vollständigkeit mit in die Übersicht (vgl. Tabelle 78) aufgenommen. Zu erkennen ist, dass im Bereich Nachwachsender Rohstoffe einheitlich ein Schwerpunkt auf den Wirkungskategorien Klimawandel (Treibhauseffekt), Versauerung und Eutrophierung liegt. Diese sind für eine Ökobilanz von landwirtschaftlichen Produkten mindestens erforderlich. Die Auswahl der jeweils zugrunde gelegten Wirkungsabschätzungsmethoden (LCIA-Methoden) ist an die regionale Ausrichtung der Richt- und Leitlinien angepasst (Europa: RED II, PEF-CR; international: EPD-PCR, FAO-LEAP).

3.4.2.3 Charakterisierungsmodelle je Wirkungskategorie

Klimawandel

Die Wirkungskategorie Klimawandel berücksichtigt alle klimawirksamen Treibhausgase (z. B. CO₂, N₂O, CH₄). Als anerkannter Indikator dient der Strahlungsantrieb durch diese Substanzen. Der Charakterisierungsfaktor wird als Global Warming Potential (GWP) in Bezug auf die Referenzsubstanz CO₂ in CO₂-Äquivalenten ausgedrückt. Da der Strahlungsantrieb sowohl von der Konzentration als auch von der Verweildauer der Treibhausgase abhängt und das GWP als relativer zeitintegrierter Strahlungsantrieb aufgrund einer Puls-Emission definiert ist, hängt der GWP-Wert auch vom gewählten Zeithorizont ab. In der Regel wird für Ökobilanzen ein Zeithorizont von 100 Jahren verwendet und ist auch vom ILCD und anderen relevanten Richt- und Leitlinien so empfohlen. Das allgemein anerkannte Charakterisierungsmodell basiert auf den Sachstandsberichten des IPCC. Seit

dem 5. Sachstandsbericht (AR5, IPCC 2013) wird neben dem Update der GWP-Werte auch die Option eingeführt, den Klima-Rückkopplungseffekt (climate-carbon feedback, cc-fb) auch für Nicht-CO₂-THG zu berücksichtigen. Für CO₂ wurde und wird der Rückkopplungseffekt immer berücksichtigt. Bei Berücksichtigung des Rückkopplungseffekts für Nicht-CO₂-THG erhöhen sich die GWP-Werte des AR5 (IPCC 2013) für alle Substanzen (z. B. CH₄: von 28 auf 34, N₂O: von 265 auf 298). Die Berücksichtigung des cc-fb für Nicht-CO₂-THG erhöht einerseits die Unsicherheit der GWP-Werte, andererseits stellt sie eine konsistentere Methode dar.

Ein weiterer Aspekt ist die Berücksichtigung und Berechnung des indirekten Effekts durch die Oxidation von Methan (CH₄) und Kohlenstoffmonoxid (CO) zu CO₂. Der im AR5 (IPCC 2013) angegebene GWP-Wert für Methan gilt als Basiswert für Methan aus fossilen und nicht-fossilen Quellen gleichermaßen. Der angegebene GWP-Wert für „fossiles Methan“ beinhaltet zusätzlich die Oxidation zu CO₂ und ist basierend auf dem Berechnungsansatz von Boucher et al. (2009) [19] mit 30 entsprechend höher als der ohne Oxidation (28). Wird biogenes CO₂ als klimaneutral angesehen (GWP100 für CO₂, biogen = 0) ist auch der Aufschlag durch die Oxidation von biogenem Methan zu biogenem CO₂ gleich Null.

CO gehört aufgrund seiner kurzen Verweildauer in der Atmosphäre zu den kurzfristig wirksamen THG, deren GWP-Werte mit hohen Unsicherheiten verbunden sind und deshalb i. d. R. in LCIA-Methoden nicht berücksichtigt werden. Bei PEF-CR wird jedoch für die LCIA-Methode vorgegeben, dass die Oxidation von CO zu CO₂ zu berücksichtigen ist. Die Berechnung der Oxidation basiert dabei nach Fazio et al. 2018 [79] auf einer stöchiometrischen Berechnung, sowohl für CO als auch für CH₄ (Adaption gegenüber IPCC 2013, AR5).

In den früheren Sachstandsberichten des IPCC (SAR, TAR, AR4) ist die Oxidation von CH₄ und CO aus fossilen Quellen grundsätzlich nicht in den GWP-Werten enthalten.

Versauerung

Die Versauerung von Böden und Gewässern bedeutet die Abnahme des pH-Wertes in dem jeweiligen System und wird hauptsächlich durch die Deposition von versauernd wirkenden Luftschadstoffen verursacht. Die wichtigsten luftgetragenen Emissionen sind hierbei SO₂, NH₃ und NO_x bzw. NO₂ und die zugehörigen Säuren. Eine weitere wichtige Rolle innerhalb der Wirkungskette spielt die Sensitivität des aufnehmenden Systems (Boden und ggf. Frischwasser).

Die einfachste Wirkungsabschätzungsmethode stellt die in CML 2001 als non-baseline beschriebene Methode nach Heijungs et al. (1992) [104] (Update Hauschild und Wenzel (1998) [102]) dar. Sie beschreibt das maximale Versauerungspotenzial einer säurebildenden Substanz – ohne Berücksichtigung des Wirkungsverlaufs und der Ökosystem-Sensitivität am Depositionsort. Das Versauerungspotenzial (AP, generic) wird stöchiometrisch in Relation zur Referenzsubstanz SO₂ in SO₂-Äquivalenten berechnet und spiegelt die Anzahl H⁺-Ionen, die pro kg Emission bei vollständiger Protonenfreisetzung entstehen können, wider. Der Vorteil liegt in der einfachen und eindeutigen Bestimmung des

Indikatorwertes, der allgemeinen Anwendbarkeit und der Erweiterbarkeit auf andere säurebildende Substanzen und Säuren durch einfache stöchiometrische Umrechnungen.

Unter dem LCIA-Methodensatz CML 2001 gibt es auch eine sogenannte baseline Methode nach Huijbregts (1999) [112]. Sie berücksichtigt den Wirkungsverlauf und die regionale Sensitivität anhand eines Dispersionsmodells und des Versauerungsmodells RAINS sowie der kritischen Belastung in Europa für terrestrische und aquatische (Frischwasser) Ökosysteme. Das Versauerungspotenzial (AP, average Europe) ist in SO₂-Äquivalenten (emittiert in der Schweiz) angegeben und beschreibt die durchschnittlichen Auswirkungen auf europäischer Ebene.

In EF 3.0 wird die Versauerung anhand der Accumulated Exceedance (AE) ermittelt [185] [207]. Auch dieser Indikator berücksichtigt die Verteilung versauernd wirkender Emissionen (SO₂, NH₃, NO_x) anhand eines Dispersionsmodells sowie die Sensitivität des aufnehmenden Ökosystems am Depositionsort, die hier durch eine kritische Belastungsfunktion (Ex) charakterisiert ist. AE ist definiert als die flächengewichtete Summe aller kritischen Belastungsüberschreitungen innerhalb einer gewählten Region (hier ganz Europa) und wird in mol H⁺-Äquivalenten ausgedrückt. Die Methode ist begrenzt auf die terrestrische Versauerung und nur für Europa anwendbar.

Bei ReCiPe 2016 v1.1(H) wird für die Versauerung das Charakterisierungsmodell von Roy et al. (2014) [199] verwendet. Es berücksichtigt den atmosphärischen Transfer zum Wirkort (Verteilung und Deposition) anhand einer GEOS-Chem-Simulation und die Sensitivität des Bodens am Depositionsort anhand des geochemischen Modells PROFILE. Als Indikator dient die H⁺-Konzentration (Bodenazidität). Der Charakterisierungsfaktor für die terrestrische Versauerung (TAP) wird in Relation zur Referenzsubstanz SO₂ in SO₂-Äquivalenten ausgedrückt und beschreibt einen weltweiten Durchschnitt. Damit ist er global einsetzbar.

Eutrophierung

Die Wirkungskategorie Eutrophierung berücksichtigt den Nährstoffeintrag durch N und/oder P sowie die daraus resultierende eutrophierende Wirkung im Endkompartiment (Wirkungsort). Da Hauptnährstoffe wie N und P limitierend für den Biomasseaufbau sind, unterscheidet sich deren Wirkung je nach der (überwiegenden) Limitierung im Endkompartiment. So kann zwischen den Wirkungsorten Land (terrestrial, N-limitiert), Süßgewässer (freshwater, P-limitiert) und Meer (marine, N-limitiert) differenziert werden.

Bei CML 2001 beruht die baseline Methode auf einem einfachen stöchiometrischen Ansatz nach Heijungs et al. (1992) [104]. Grundlage ist hierfür die durchschnittliche Zusammensetzung der Algenbiomasse (Redfield-Ratio). Die Berechnung berücksichtigt den maximal möglichen Beitrag der N- und P-Emission zum Algenwachstum – unabhängig vom ausgehenden Emissionsort (Ausgangs-Kompartiment), dem weiteren Wirkungsverlauf (fate) und vom empfangenden Wirkungsort (Endkompartiment). Neben N und P wird für den Eintrag von leicht abbaubaren organischen Substanzen auch der chemische Sauerstoffbedarf (chemical oxygen demand, COD) und der biologische Sauerstoffbedarf (biological oxygen demand, BOD) berücksichtigt. Das Eutrophierungspotenzial (EP) wird in

Relation zur Referenzsubstanz Phosphat in PO_4 -Äquivalenten ausgedrückt. Der Vorteil dieser Methode ist die einfache und eindeutige Bestimmung des Indikatorwertes, die globale Anwendbarkeit der Charakterisierungsfaktoren. Daher ist dieser Ansatz bei der EPD-PCR vorgegeben.

Dagegen berücksichtigen die Charakterisierungsmodelle, die bei EF 3.0 und ReCiPe 2016 v1.1 für die Eutrophierung zur Verfügung stehen, zusätzlich das Ausgangs-Kompartiment, den weiteren Wirkungsverlauf, die Sensitivität im aufnehmenden Endkompartiment und den limitierenden Nährstoff. Daher werden die Wirkungskategorien hinsichtlich der Endkompartimente unterteilt in terrestrische Eutrophierung, Frischwasser-Eutrophierung und marine Eutrophierung.

Bei EF3.0 wird für die terrestrische Eutrophierung – wie für die terrestrische Versauerung – die Methode der Accumulated Exceedance (AE) verwendet [185] [207], ebenfalls auf Basis von Dispersionsmodellen und kritischen Belastungsfunktionen. Da die terrestrische Wirkung N-limitiert ist, wird der Charakterisierungsfaktor (CAE) in mol N-Äquivalenten je kg Emission ausgedrückt und bezieht sich auf einen europäischen Durchschnitt.

Die aquatische Eutrophierung wird anhand des Verfahrens nach Struijs et al. (2009) [225] bewertet, das in der ersten Version von ReCiPe 2008 beschrieben ist. Als Indikator dient die Konzentrationszunahme an N bzw. P im aquatischen System, das hinsichtlich der Nährstofflimitierung in Süßgewässer (P-limitiert) und Meeresgewässer (N-limitiert) differenziert wird. Die Charakterisierungsfaktoren sind anhand des CARMEN-Modells zur Berechnung der Konzentrationszunahme (N, P) im aquatischen System in Kombination mit dem EUTREND-Modell für die Depositionsberechnung luftgetragener N-Emissionen (NH_3 , NO_x) berechnet. Das jeweilige Eutrophierungspotenzial (FEP, MEP) wird in Relation zur Wirkung einer Referenzsubstanz angegeben und in kg P-Äquivalenten bzw. kg N-Äquivalenten je kg Emission ausgedrückt. Aufgrund der verwendeten Modelle repräsentieren sie einen europäischen Durchschnitt.

ReCiPe 2016 v1.1 enthält den aktuellen wissenschaftlichen Stand für die aquatische Eutrophierung. Anstelle europäischer Modelle werden globale Modelle auf Basis rasterspezifischer Faktoren verwendet, sodass die Charakterisierungsfaktoren global anwendbar sind. Als Indikator für die Frischwasser-Eutrophierung dient die P-Konzentrationszunahme in Flüssen und Seen basierend auf dem Modell von Helmes et al. (2012) [106]. Die Referenzsubstanz ist P in Frischwasser, das Frischwasser-Eutrophierungspotenzial (FEP) wird in kg P-Äquivalenten je kg Emission ausgedrückt. In dem Modell von Cosme et al. (2017) [51] wird die marine Eutrophierung durch die Zunahme an gelöstem anorganischem Stickstoff (z. B. Nitrat) in Meeresgewässern aufgrund von N-Emissionen in Boden, Frischwasser und Meerwasser beschrieben. N-Emissionen in Luft werden nicht berücksichtigt. Für die Berechnung des Charakterisierungsfaktors marines Eutrophierungspotenzial (MEP) wird darüber hinaus auch das Expositionspotenzial im Meerwasser berücksichtigt, d. h. das Umsetzungspotenzial von Stickstoff zu Sauerstoff. MEP wird in Relation zu der Wirkung der Referenzsubstanz (N in Meerwasser) angegeben und in kg N-Äquivalenten je kg Emission ausgedrückt.

Stratosphärischer Ozonabbau

Die Wirkungskategorie stratosphärischer Ozonabbau berücksichtigt die Konzentrationszunahme von ozonabbauenden Substanzen (ODS) in der Stratosphäre. Dazu zählen vor allem FCKWs, Halone und andere halogenierte Substanzen. Auch für N_2O ist eine ozonabbauende Wirkung in der Stratosphäre nachgewiesen, wird bisher aber nur bei ReCiPe 2016 berücksichtigt. Der eingeführte Charakterisierungsfaktor für N_2O ist allerdings als vorläufig anzusehen, da sich die Wirkungsweise von N_2O von den anderen ozonabbauenden Substanzen unterscheidet und für den zugrunde liegenden infiniten Zeithorizont mit großen Unsicherheiten behaftet ist [113]. Das Ozonabbaupotenzial (ODP) ist in kg CFC-11-Äquivalenten je kg Emission angegeben.

Feinstaubbildung

Die Wirkungskategorie Feinstaubbildung bewertet die Wirkung primärer Stäube ($\text{PM}_{2.5}$, PM_{10}) und sekundärer Aerosole, die aus den Vorläufersubstanzen SO_2 , NH_3 und NO_x gebildet werden und als lungengängige Feinstäube die menschliche Gesundheit beeinträchtigen. Bei CML 2001 werden diese Substanzen deshalb zur Wirkungskategorie Humantoxizität gerechnet und unter Verwendung des entsprechenden Charakterisierungsmodells (USES-LCA) in kg DCB-Äquivalenten ausgedrückt.

Bei ReCiPe 2016 existiert dagegen auf Midpoint-Ebene eine separate Wirkungskategorie Feinstaubbildung. Mit der Methode von van Zelm et al. (2016) [248] wird die Änderung der Inhalationsrate aufgrund zunehmender Emissionen an $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 , NH_3 und NO_x mit Hilfe des TM5-FASST Modells bewertet und in Relation zur durchschnittlichen globalen Wirkung von primären $\text{PM}_{2.5}$ in kg $\text{PM}_{2.5}$ -Äquivalenten ausgedrückt.

Bei EF 3.0 wird für die Bewertung der Feinstaubbildung die Methode von UNEP (2016) [243] verwendet. Der Charakterisierungsfaktor setzt sich hier aus der inhalierten Menge pro Emission an Feinstäuben und der Änderung der Sterblichkeitsrate pro Inhalationsdosis zusammen und wird nicht in Relation zu einer Referenz ausgedrückt, sondern direkt in „death/kg emitted“ bzw. „disease incidences“ pro kg Emission. Zudem wird das Emissionskompartiment differenziert in Innenraum, urbanes Freiland und ländliches Freiland sowie der Typ der Emissionsquelle (bodennah, Höhe des Schornsteins), da die betrachtete Wirkungskette abhängig ist von Faktoren wie der Bevölkerungsdichte, der Atemfrequenz, der Windgeschwindigkeit und der Vermischungshöhe der Emissionen. Diese Methode wird auch von PEF-CR vorgegeben.

Bodennahe Photochemische Ozonbildung

Mit der Wirkungskategorie photochemische Ozonbildung wird die Bildung reaktiver Oxidantien betrachtet, zu denen insbesondere die bodennahe Ozonbildung zählt, die einen Einfluss auf die menschliche Gesundheit und das Ökosystem hat. Die Ozonbildung ist ein nicht-linearer Prozess und abhängig von meteorologischen Bedingungen und der Hintergrundkonzentration der Vorläufersubstanzen NO_x und flüchtigen organischen Verbindungen (VOCs, NMVOC).

NO ist neben NO_2 der Hauptbestandteil von NO_x , das meist vereinfachend als NO_2 ausgedrückt wird. Charakterisierungsfaktoren für NO sind häufig nur durch stöchiometrische

Umrechnung aus den entsprechenden Charakterisierungsfaktoren für NO_x (= NO_2) abgeleitet worden. In der Wirkungskategorie photochemische Ozonbildung hängt die Bewertung von NO jedoch stark von der verwendeten Wirkungsabschätzungsmethode ab. Bei CML 2001 wird die Methode von Jenkin und Hayman (1999) [120] verwendet, die das Ozonbildungspotenzial einzelner VOCs inklusive einiger anorganischer Substanzen (CO , SO_2 , NO_2 , NO) bewertet und für NO einen negativen (d. h. ozonabbauenden) und für NO_2 einen positiven Wert für den Charakterisierungsfaktor (Photochemical Ozone Creation Potential, POCP) angibt und in Ethen-Äquivalenten ausdrückt. Alle anderen Wirkungsabschätzungsmethoden für die photochemische Ozonbildung machen diese Unterscheidung nicht und verwenden auch für NO positive CF (z. B. ReCiPe 2016) oder geben gar keinen CF für NO an (z. B. ReCiPe 2008).

Bei ReCiPe 2016 v1.1 wird die photochemische Ozonbildung differenziert in die Wirkung für Ökosysteme und die menschliche Gesundheit. Für die menschliche Gesundheit wird wie bei der Feinstaubbildung das TM5-FASST-Modell verwendet, um unter Berücksichtigung der regionalspezifischen Bevölkerungsdichte und Atemfrequenz die entsprechende Ozon-Aufnahmerate zu berechnen. Der Charakterisierungsfaktor (HOFP) wird in Relation zur emissionsgewichteten weltweiten Wirkung von NO_x in kg NO_x -Äquivalenten angegeben. Für die Berechnung der Wirkung der photochemischen Ozonbildung auf terrestrische Ökosysteme wird als Indikator das sogenannte AOT40 verwendet, das ein Maß für die Ozonbelastung von Pflanzen während der Vegetationsperiode darstellt. Der Charakterisierungsfaktor (EOFP) wird ebenfalls in Relation zur emissionsgewichteten weltweiten Wirkung von NO_x in kg NO_x -Äquivalenten angegeben. HOFP- und EOFP-Werte wurden ausschließlich für NO_x und NMVOC ermittelt. Ähnliche N-Verbindungen (z. B. NO, NO_2) können über die Molmasse berechnet werden. NMVOC stellt eine Gruppe von flüchtigen organischen Substanzen dar. Zur Ableitung von HOFP- und EOFP-Werten für einzelne VOC (z. B. Ethen) wird der Ansatz für POCP [57] verwendet.

EF 3.0 verwendet die unter ReCiPe 2008 eingeführte Methode von van Zelm et al. (2008) [247]. Der Charakterisierungsfaktor POFP ist repräsentativ für Ökosysteme und die menschliche Gesundheit und wird in Relation zum europäischen Durchschnitt der Wirkung von NMVOC in kg NMVOC -Äquivalenten ausgedrückt. Für NO_x und NMVOC wird derselbe POFP-Wert angegeben. Einzelne VOCs werden ebenfalls über den POCP-Ansatz (Änderung der Ozonkonzentration in Relation zu Ethen) berechnet.

4 Datenbank und standort- und regionalspezifische Datenbasis

Das nachfolgende Kapitel erläutert den Aufbau der Datenbank und die standort- und regionalspezifische Datenbasis für das RekoRT-Projekt, welche die Grundlagen für die standort- und regionalspezifische Datenanalyse und die ökologische und ökonomische Bewertung (siehe Kapitel 6.1.4 sowie Kapitel 7.1.1 und 7.1.2) bilden.

4.1 Datenbank

Die relationale Datenbank „RekoRT-DB-Thuenen“ führt die erhobenen Daten aus sechs abgeschlossenen Projekten zusammen:

- „Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas“
(kurz: Mais-Projekt; Laufzeit: 01.09.2010 – 31.12.2015)
- „Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung“
(kurz: Raps-Projekt; Laufzeit: 01.07.2012 – 31.08.2017)
- „N-Stabilisierung und wurzelnahe Platzierung als innovative Technologien zur Optimierung der Ressourceneffizienz bei der Harnstoff-Düngung“
(kurz: StaPlaRes-Projekt; Laufzeit: 25.07.2016 – 31.12.2020)
- „Entwicklung und Vergleich von optimierten Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von Energiepflanzen unter den verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands“
(kurz: EVA-Projekt; drei Projektphasen; 2004 – 2015)
- „Expertengruppe Ressourcenmanagement Bioenergie in Bayern“
(kurz: ExpResBio-Projekt, Laufzeit: 01.04.2012 – 30.09.2016) und
- „Regionalspezifische Treibhausgasemissionen der Rapserzeugung in Bayern“
(kurz: RegioTHGRaps-Projekt, Laufzeit: 01.01.2017 – 31.03.2018)

Die mit Microsoft Access Database 2019 entwickelte Datenbank umfasst mehr als 4,6 Millionen Datensätze für die Erarbeitung von regionalspezifischen Maßnahmen. In der Datenbank sind die Daten in insgesamt 45 Tabellen zusammengeführt und gespeichert. Damit enthält die RekoRT-Datenbank sowohl Emissionsdaten als auch agronomische Messgrößen sowie Managementmaßnahmen, die an den Feldversuchsstandorten in Deutschland erhoben wurden. Die multivariablen Daten bestehen aus Gasflüssen (N_2O , CH_4 und NH_3), Ertragsdaten (Pflanzenentwicklung, oberirdische Biomasse, Korn- und Strohertrag, Stickstoffgehalt, etc.), Bodenparametern (NH_4-N , NO_3-N etc.), kontinuierlich gemessenen Wetterdaten (Luft- und Bodentemperatur, Strahlung, Niederschlag etc.), Managementmaßnahmen (Aussaat, Ernte, Bodenbearbeitung, Düngung etc.) und den dazugehörigen Metadaten (Methoden, weiterführende Informationen zu den Messgrößen etc.). Neben den Versuchs- und Betriebsdaten aus den benannten Projekten ist die Datenbank durch

regionale Daten und Informationen ergänzt (z. B. Boden-Klima-Raum (BKR), Bodenzustandserhebung (BZE), statistische Erträge).

4.1.1 Datenbankkonzept und -struktur

Das Datenbankkonzept beruht auf der Analyse von Versuchsdesigns verschiedener Feldversuche aber auch Gefäß-, Labor- und Lysimeterversuchen. Bereits durchgeführte und geplante Messungen werden ebenso für die Erstellung des Datenbankkonzeptes herangezogen. Durch das einheitliche Konzept der Datenbank (siehe Abbildung 10) sowie des detaillierten Datenmodells (siehe Abbildung 11) werden die Informationen zum experimentellen Design des Versuches, die Messungen, die Daten der „Treiber“ (Witterung, Management, Bodenprofil), die Metadaten sowie die statistischen Daten redundanzfrei und konsistent in der Datenbank gespeichert und archiviert. Für den Aufbau der Datenbasis des RekoRT-Projekts wird das „Experimentelle Design“ durch „Betriebe“ ergänzt. Die betrieblichen Daten können trotz der Konzeptionierung für Feldversuche in die Struktur eingepflegt werden.

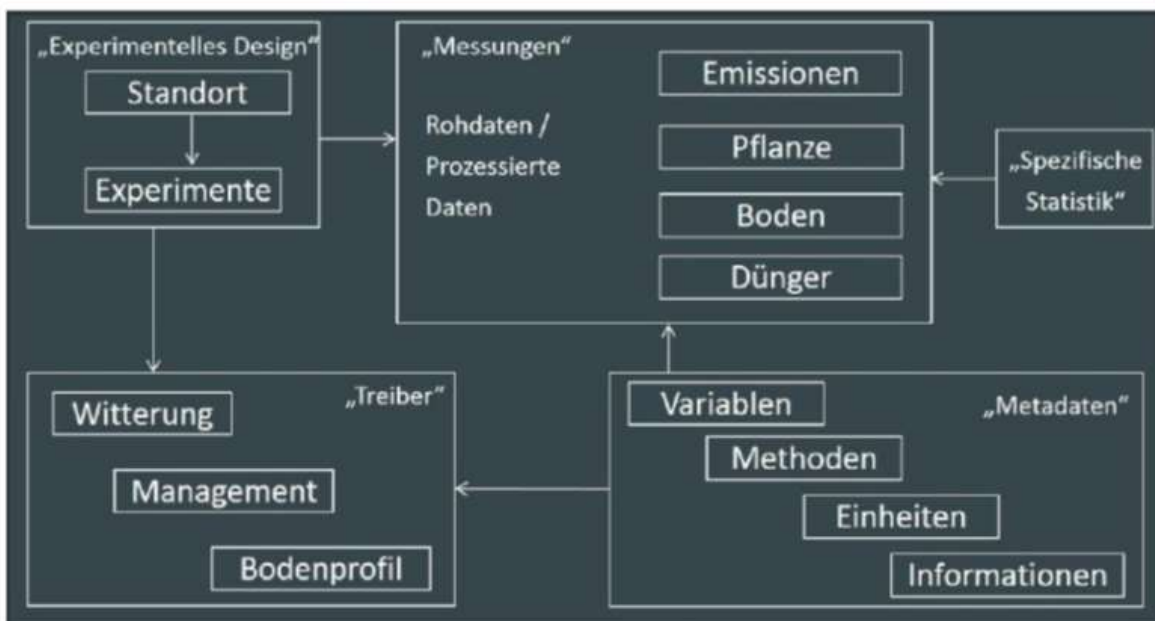


Abbildung 10: Vereinfachte Struktur der Projektdaten

Die Kategorie „Experimentelles Design“ stellt die Basis-Informationen bzw. den Schlüssel der DB für die Versuchs- und Betriebsdaten dar. Eine besondere Bedeutung kommt dabei der Tabelle 5_Plot zu (diese Tabelle beinhaltet die Informationen zu welchem Block und welcher Variante, ein Untersuchungsplot gehört). Sie stellt das Ordnungsprinzip der Datenbank und somit die zentrale Tabelle dar. Über den Primärschlüssel Plot_ID wird die eindeutige Verortung bzw. Zugehörigkeit für jeden Messwert und die dazugehörigen Informationen der DB geschaffen. Für jede Messwerttabelle in der RekoRT-DB-Thuenen

(mit Ausnahme der Tabelle D_Soilprofile / D_Bodenprofile) besteht eine 1:n Beziehung zur Tabelle 5_Plot. D. h. die Tabellen werden über den Fremdschlüssel Plot_ID verknüpft.

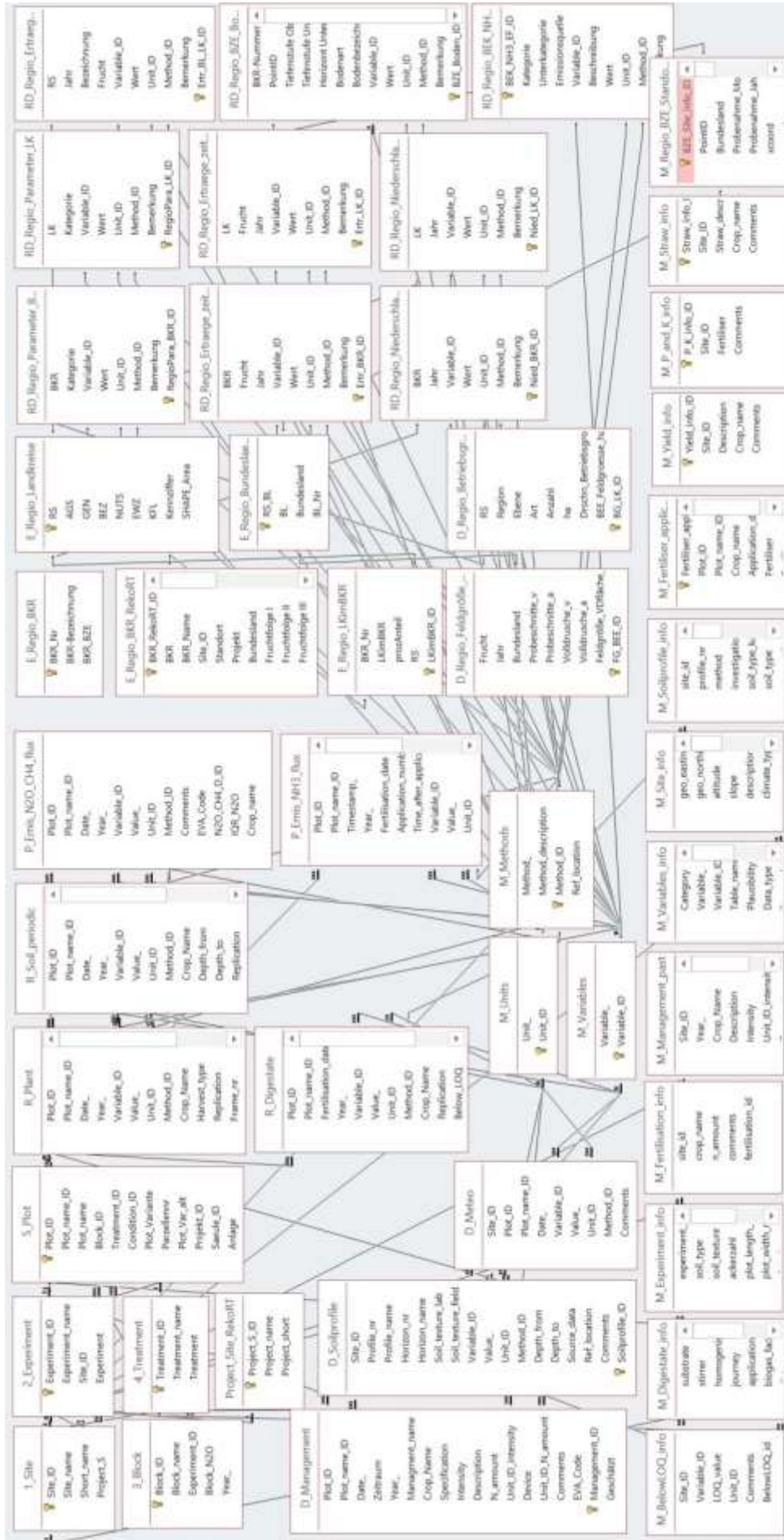


Abbildung 11: Gesamter Datenbankentwurf der RekoRT-DB-Thuenen

Zudem ist die Datenbank für das RekoRT-Projekt um regionale Daten erweitert. Hierbei ist die Kategorie „Experimentelles Design“ durch die Tabelle BKR ergänzt, da im Projekt die Boden-Klima-Räume als regionale Einheit gewählt wurde. Somit ist jede regionale Information in der Datenbank einem BKR zugehörig (z. B. sind die Landkreise und damit die Hektarerträge den BKR zugeordnet). Auch die Versuchsstandorte sind anhand ihrer Lage jeweils einem Boden-Klima-Raum zugeordnet.

4.1.2 Datenbankdokumentation

Die RekoRT-DB-Thuenen wird durch eine Dokumentation beschrieben. Im ersten Teil der Dokumentation werden allgemeine Informationen zu den integrierten Projekten gegeben, d. h. die Standorte und deren Charakterisierung sowie das Versuchsdesign werden dargestellt. Zudem sind alle Daten und deren Messzeiträume wiedergegeben (DB-Dokumentation ab Seite 11).

Die Datenbankdokumentation erläutert im zweiten Teil das Datenmodell der RekoRT-DB-Thuenen (DB-Dokumentation ab Seite 16). Dieser Abschnitt beinhaltet auch das Ordnungsprinzip der Datenbank und den allgemeinen Aufbau der Tabellen der Datenbank sowie eine Kurzbeschreibung jeder Datenbanktabelle aufgeteilt in die fünf Kategorien (Experimentelles Design, Messungen – Rohdaten und Prozessierte Daten, Treiber, Metadaten und Spezifische Statistik). In diesem Teil wird auch auf die zusätzlichen Daten der RekoRT-DB-Thuenen und deren Verknüpfung eingegangen (siehe S.23 ff. in der DB-Dokumentation im externen Anhang).

Der Anhang der Datenbankdokumentation enthält das detaillierte Datenbankkonzept (siehe auch Abbildung 11 mit den Verknüpfungen der Daten sowie die Erläuterung jeder einzelnen Tabellenspalte (siehe Tabelle 16 in der DB-Dokumentation)).

4.1.3 Standardabfragen

Zur Unterstützung der Projektpartner werden 16 Standardabfragen mit einer detaillierten Dokumentation erarbeitet und zur Verfügung gestellt. Als Zuarbeit für die Ökobilanzierung sowie für die Erarbeitung des Mechanisierungskonzepts werden weitere Abfragen zu den Daten der sieben BKR (Analyse aus Punkt 4.2.1.3) erstellt, d. h. für das Management, die Erträge, die Gärrestzusammensetzung, die N₂O- sowie NH₃-Emissionen. Folgende Standardabfragen zu verschiedenen Themen stehen zur Verfügung:

- „Format“-Abfrage
- Abfragen ohne Berechnung (gilt sowohl für Roh- als auch für prozessierte Daten) – am Beispiel Erträge
- Abfrage mit Berechnung – Wie erhalte ich berechnete Daten aus der Datenbank? – am Beispiel Variabilität des Ertrages und aggregierte Flüsse
- Kreuztabellenabfrage – Wie erhalte ich eine zeitliche und räumliche Übersicht von mehreren Messgrößen – Was wurde wann und wo auf dem Feld gemessen?

- Aufeinander aufbauende Abfragen zur Berechnung von Daten – am Beispiel einer N-Bilanz

Die aufgelisteten Standardabfragen sind ebenso in der Datenbank abgespeichert. Eine detaillierte Erläuterung dazu ist in die Datenbankdokumentation integriert. Die zur Verfügung gestellten Abfragen können als Vorlage genutzt werden, um individuelle Abfragen zu gestalten.

4.1.4 Zusätzliche Daten in der RekoRT-Datenbank

Die besondere Ernte- und Qualitätsermittlung (kurz BEE genannt) wird auf Bundesländerebene (NUTS 1) durchgeführt und stellt eine repräsentative Ertragsfeststellung (Stichprobenverfahren) dar, welche auf den Umfang und die regionale Verteilung der Anbaufläche abgestimmt ist. Zudem gibt die BEE Informationen zu Qualität und Sorten, d. h. der Proteingehalt von Winterweizen (Mittelwert, Minimum und Maximum) und der Ölgehalt von Winterraps (Mittelwert) sowie die Sortenanteile der beiden Früchte werden für jedes Bundesland ausgegeben.

Ertragsdaten für die Landkreise (NUTS 3) stehen durch die Ernte- und Betriebsberichterstattung (kurz: EBE) unter regionalstatistik.de [219] zur Verfügung, d. h. für 294 Landkreise und 106 kreisfreie Städte (BW: 35, BY: 71, BB: 14, HE: 21, MV: 6, NI: 37, NW: 31, RP: 24, SL: 6, SN: 10, SA: 11, SH: 11, TH: 17). Zur Erstellung der EBE wird ein Schätzverfahren genutzt. Die jeweiligen Anbauflächen der Kreise werden für die Hochrechnung herangezogen. Wenn Kulturen einen geringeren Anbauumfang sowie geringere regionale Bedeutung haben, beeinflusst dies die Genauigkeit der Daten. Die EBE-Ertragsdaten stehen ab 1999 bis zum aktuellen Zeitpunkt für die typischen Feldfrüchte (Winterweizen, Roggen, Wintergerste, Sommergerste, Hafer, Triticale, Kartoffeln, Zuckerrüben, Winterraps, Silomais) zur Verfügung. Aufgrund von Gebietsreformen oder unterschiedlichen Erfassungen der Erträge (z. B. GPS-Getreide und Getreide für Korngewinnung zusammenerfasst oder getrennt) kann die räumliche und zeitliche Vergleichbarkeit vor 2010 eingeschränkt sein.

Durch die beiden statistischen Berichterstattungen (BEE und EBE) stehen unterschiedliche räumliche Informationen zum Ertrag (ohne Angaben von Standardabweichung etc.) zur Verfügung. Aufgrund von Gebietsreformen ist die räumliche und zeitliche Vergleichbarkeit erst ab 2010 gegeben, daher berücksichtigt das RekoRT-Projekt nur die letzten zehn Jahre, d. h. 2011 bis 2020 (siehe Tabelle 18). Die Analyse der Statistik ergibt, dass die EBE-Daten aufgrund der kleineren räumlichen Auflösung auf Landkreisebene geeigneter sind. Die BEE-Daten werden ergänzend genutzt, z. B. für die Rohproteingehalte.

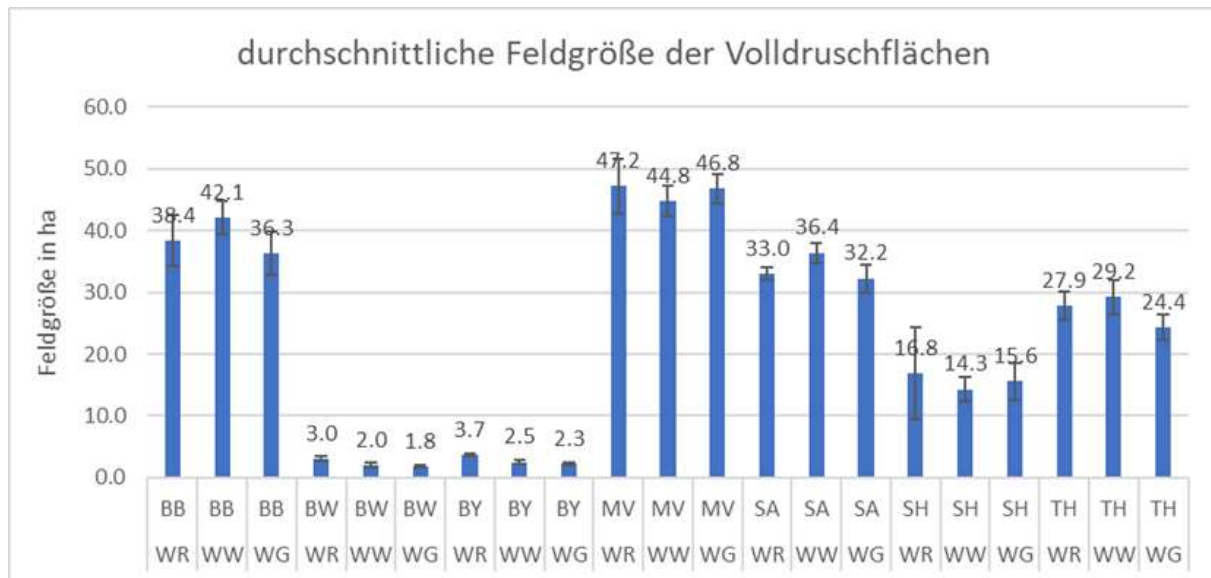


Abbildung 12: Durchschnittliche Feldgröße der Volldruschflächen in ha von 2011 bis 2019

Eine weitere Information wird aus der Ertragsfeststellung der BEE entnommen. Zur Feststellung der Erträge werden Probeschnitte sowie Volldrusch durchgeführt. Für die Volldruschflächen wird die durchschnittliche Feldgröße angegeben. Die Feld- bzw. Schlaggröße ist neben der Betriebsgröße eine wichtige Größe für die Erarbeitung des Mechanisierungskonzeptes (siehe Abschnitt 6.1.1). Abbildung 12 zeigt die Analyse der durchschnittlichen Feldgröße der Volldruschflächen von 2011 bis 2019 der Feldfrüchte Winterweizen, Winterweizen und Wintergerste für die Bundesländer der ausgewählten BKR [35] [36] [37] [38] [39] [40] [41] [44] [45].

4.2 Festlegungen zur standort- und regionalspezifischen Datenbasis

In den nachfolgenden Abschnitten wird detaillierter auf die Datenbasis, welche der ökologischen und ökonomischen Bewertung zugrunde liegt, eingegangen. Hier werden zum einen die verwendeten Versuchsdaten (Status quo Analyse) und zum anderen die regionalspezifischen Daten (regionalspezifische Analyse) betrachtet.

4.2.1 Versuchsdaten

Zur Abbildung der regionalen Variabilität landwirtschaftlicher Rohstoffpflanzensysteme wird auf die Versuchsdaten von sechs verschiedenen Projekten zurückgegriffen (Projekte benannt in Kapitel 4.1). Die Versuchsdaten liegen in verschiedenen Formen vor (als Projektdatenbank, als unterschiedlich strukturierte Excel-Tabellen sowie als Datensammlung).

4.2.1.1 Datenherkunft und -sichtung

Die Daten des Mais-Projekts, des Raps-Projekts [157] [158] sowie des StaPlaRes-Projekts [159] [160] werden jeweils als Projektdatenbanken vom TI-AT in das RekoRT-Projekt eingebracht. Durch das TFZ werden die Daten des ExpResBio-Projekts sowie des RegioTHGRaps-Projekts übergeben. Des Weiteren werden Daten aus dem EVA-Projekt durch das TFZ zur Verfügung gestellt. Die Datennutzung ist durch eine Nutzungsvereinbarung mit dem EVA-Konsortium durch das TFZ sichergestellt. In einer schrittweisen bzw. versuchsweisen und phasenweisen Annäherung werden die Daten ebenso gesichtet und analysiert. Die gesamte Datenbasis beinhaltet folgende Standorte und Projekte (siehe Abbildung 13 und Tabelle 5).

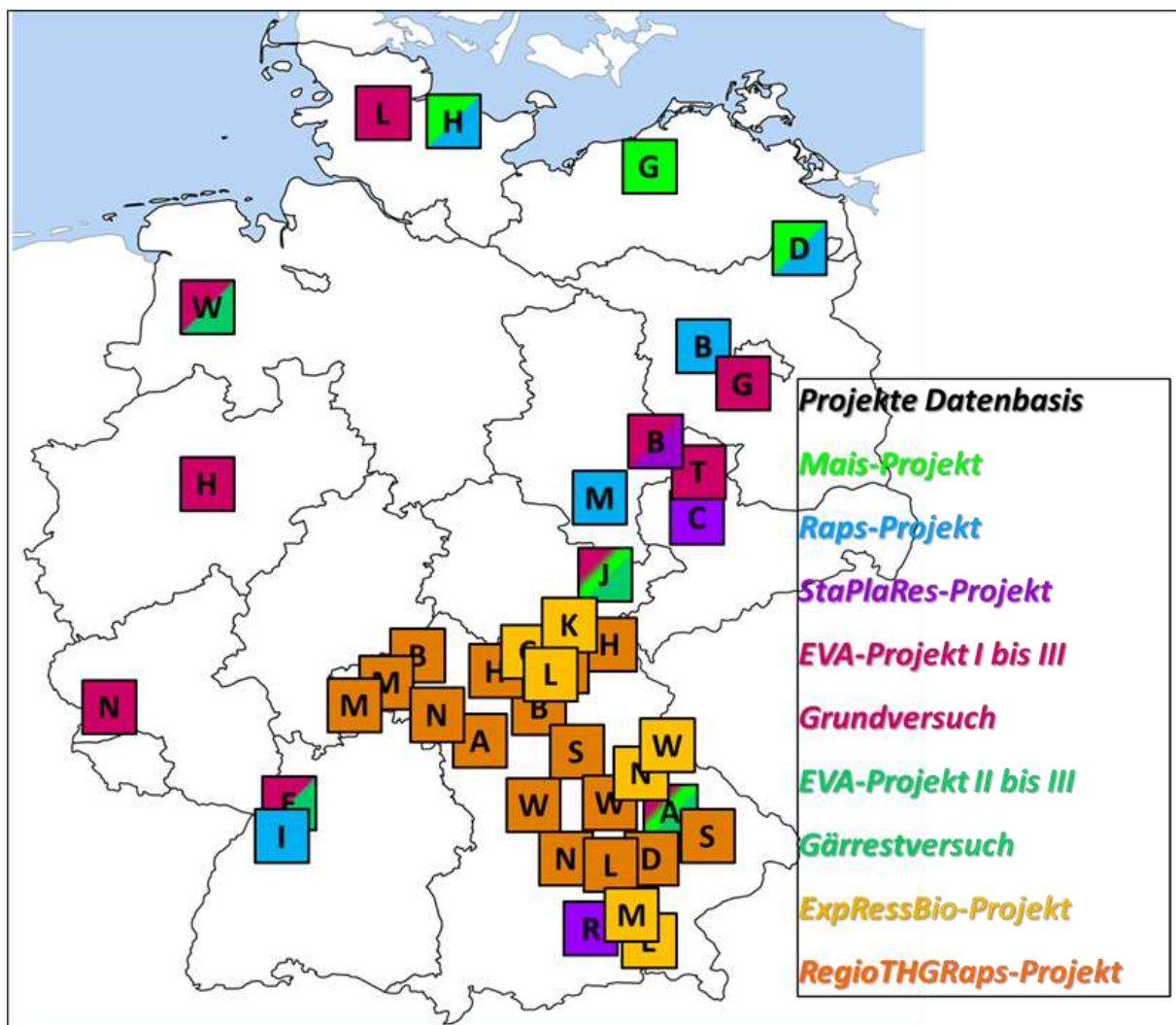


Abbildung 13: Standorte und Projekte der RekoRT-Datenbasis (eigene Darstellung)

Tabelle 5: Überblick über die integrierten Projektdaten für das RekoRT-Projekt

Projekt	Fruchtfolge (FF) / Einzelfrucht	Zeitraum	Düngung	Datenart	Standorte
Mais-Projekt	Zwei Energiepflanzen-FF und Mais-Monokultur	2011 – 2014	Mineralisch/Gär- reste	Versuch	5
Raps-Projekt & StaPlaRes	3-gliedrige FF: Winterraps- Winterweizen-Wintergerste	2012/13 – 2015/16 & 2016/17 – 2018/19	Mineralisch/Gär- reste & Harnstoff	Versuch	5 und 3
ExpResBio & RegioTHGRaps	Winterraps	2012 – 2016	Mineralisch und organisch	Betrieb	23
Grundversuch EVA I bis III	fünf viergliedriger FF in dreifacher zeitlicher Folge sowie 3 bis 4 regionale FF (jeweils in 2 Anlagen ein Jahr versetzt)	2005/06 – 2016/17	Mineralisch	Versuch	bis zu 11
Gärrestversuch EVA II bis III	Energiefruchtfolge	2008/09 – 2014/15	Gärreste	Versuch	bis zu 7

4.2.1.2 Datenharmonisierung / Datenintegration der Versuchsdaten

Datenbankseitig sind die Daten gesichtet, bezüglich ihrer Struktur analysiert sowie so umgearbeitet und harmonisiert, dass eine Zusammenführung bzw. Integration der unterschiedlichen Daten in die Datenbank erfolgen konnte. Durch die Datenzusammenführung in das vorgestellte Datenbankkonzept erfüllen die Daten die Vorgaben des Datenformates und können in der gemeinsamen RekoRT-Datenbank verwaltet, analysiert und bewertet werden.

Bei der Datenbearbeitung werden Unterschiede, Lücken und Besonderheiten der Daten identifiziert. Daran anschließend erfolgt die Überprüfung der Vergleichbarkeit der aus verschiedenen Projekten generierten Daten anhand ausgewählter Kategorien (Kategorie 0: „Mindestanforderung“, Kategorie 1: „Technikeinsatz und Pflanzenschutzmittel“, Kategorie 2: „ökonomische Werte des Technikeinsatzes“) und Datenkriterien, die sich an die ExpResBio-Methode anlehnen.

4.2.1.3 Auswahl der Analysen der Versuchsdaten

Die Daten aus der RekoRT-Datenbank sind bezüglich wichtiger Kriterien für die ökologische Bewertung wie vollständige Fruchtfolge (FF), Stickstoffgehalt von Ernterückständen, Treibhausgasmessungen, Nährstoffanalyse von organischen Düngemitteln analysiert. Das Ergebnis der Datenanalyse ist in Tabelle 6 zusammengestellt. Insgesamt ergeben sich aus der Analyse der Versuchsdaten zehn Standorte in sieben BKR.

Tabelle 6: Zusammenfassung der Datenanalyse der Versuchsdaten

BKR	Standort	FF	Jahr	Varianten	Projekt
112	Ascha (A)	2xEnergieFF	2012+2013 (WW)	100% Min.; 100% GÄR, 50% Min+50% GÄR	Mais
101	Dedelow (D)	1xEnergieFF	2013 (WW)	100% Min.; 100% GÄR, 50% Min+50% GÄR	Mais
107	Dornburg (J)	2xEnergieFF	2012+2013 (WW)	100% Min.; 100% GÄR, 50% Min+50% GÄR	Mais
101	Gülzow (G)	2xEnergieFF	2012+2013 (WW)	100% Min.; 100% GÄR, 50% Min+50% GÄR	Mais
154	Hohenschulen (H)	2xEnergieFF	2012+2013 (WW)	100% Min.; 100% GÄR, 50% Min+50% GÄR	Mais
104	Bornim (B)	WR, WW, WG WW, WG, WR WG, WR, WW	2013, 2014, 2015 2013, 2014, 2015 2013, 2014, 2015	Mineralisch (180 kg N für WR) N4 Mineralisch (180 kg N für WR) N4 Mineralisch (180 kg N für WR) N4	Raps
154	Hohenschulen (H)	WR, WW, WG WW, WG, WR WG, WR, WW	2013, 2014, 2015 2013, 2014, 2015 2013, 2014, 2015	Mineralisch (180 kg N für WR) N4 Mineralisch (180 kg N für WR) N4 Mineralisch (180 kg N für WR) N4	Raps
123	Ihinger Hof (I)	WR, WW, WG WW, WG, WR WG, WR, WW	2013, 2014, 2015 2013, 2014, 2015 2013, 2014, 2015	Mineralisch (180 kg N für WR) N4 Mineralisch (180 kg N für WR) N4 Mineralisch (180 kg N für WR) N4	Raps
107	Merbitz (M)	WR, WW, WG WW, WG, WR WG, WR, WW	2013, 2014, 2015 2013, 2014, 2015 2013, 2014, 2015	Mineralisch (180 kg N für WR) N4 Mineralisch (180 kg N für WR) N4 Mineralisch (180 kg N für WR) N4	Raps
115	Roggenstein (R)	WR, WW, WG	2017, 2018, 2019	Kontrolle, Harnstoff-Gestreut, HS-Stabilisiert, HS-Platziert	StaPla-Res

4.2.2 GIS-Daten

Für die verschiedenen Berechnungen zur Ableitung der regionalspezifischen Daten sowie Parameter wurde eine Vielzahl von GIS-Daten genutzt. Nachfolgend werden diese kurz erläutert.

Als räumliche Grundlagen werden drei Shapefiles (Polygon) herangezogen. Da die genutzten Informationen in verschiedenen räumlichen Auflösungen vorliegen, werden die drei Grundlage-Shapefiles BKR, Landkreise und Bundesländer miteinander verschnitten (vgl. Tabelle 7).

Tabelle 7: *Räumliche Datengrundlagen zur Ableitung der regionalspezifischen Parameter für die ausgewählten BKR*

Räumliche Grundlage	Beschreibung	Quelle	Räumliche Auflösung	Zeitliche Auflösung
BKR	Die Boden-Klima-Räume (BKR) stellen Gebiete mit relativ homogenen Standortbedingungen für die landwirtschaftliche Produktion in der Bundesrepublik Deutschland dar. Die Definition der BKR erfolgte auf der Basis von Gemeindegrenzen. Dabei wurden vor allem die Einflüsse von Bodengüte und Klima berücksichtigt.	[197]	50 BKR für die Bundesrepublik Deutschland	Version 2016
Landkreise	Die administrativen Kreisgrenzen mit Einwohnerzahl ohne Wasserflächen (294 Landkreise und 106 kreisfreie Städte)	[87]	Maßstab 1:250.000	Stand 31.12.2017
Bundesländer	Die administrativen Bundesländergrenzen mit Einwohnerzahl ohne Wasserflächen (16 Bundesländer)	[86]	Maßstab 1:250.000	Stand 31.12.2016

Das RekoRT-Projekt greift auf verschiedene Datengrundlagen für Bodenparameter zurück. Wenn nicht anders benannt, werden Rasterkarten verwendet. Weitere Details wie beispielsweise Rastergröße sind in Tabelle 8 und Tabelle 9 zusammengestellt.

Tabelle 8: *Datengrundlagen für die Bodenparameter zur Ableitung der regionalspezifischen Parameter für die ausgewählten BKR*

Grundlage für Bodenparameter	Beschreibung	Quelle	Räumliche Auflösung
BZE (Point shapefile)	Der Kerndatensatz der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) umfasst die wichtigsten in Labor und Feld erhobenen Daten (Projektzeitraum 2009 – 2018) und unterteilt sich daher in drei Teile – (1) relevante Laborergebnisse, (2) allgemeine Informationen zum Standort, Beprobungszeitpunkt, Bodentyp und Relief, (3) Horizontabfolge. Folgende Bodenkenngößen in den Tiefenstufen 0 – 10, 10 – 30, 30 – 50, 50 – 70 und 70 – 100 cm sind enthalten: Gehalt an C _{org} sowie anorganischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff, pH-Wert, Feinbodenanteil (< 2 mm), Grobbodenanteil (≥ 2 mm), Wurzelanteil, Trockenrohddichte des Feinbodens, Bodentextur.	[184]	2.188 Beprobungspunkte auf ackerbauliche Nutzung mit BKR-Einordnung
GEMAS (Polygon shapefile)	Die Daten in der Karte zum Gesamt-Phosphorgehalt im Oberboden aus dem GEMAS-Projekt (Geochemical Mapping of Agricultural and Grazing Land Soil in Europe) sind europaweit beprobt, um einen qualitätsgesicherten und harmonisierten geochemischen Datensatz für die europäischen Landwirtschaftsböden zu erstellen (Erhebung 2008/2009).	[86]	1:25.000.000
Bodenabtrag durch Wasser	Die Karte der potenziellen Erosionsgefährdung von Ackerböden durch Wasser gibt einen Überblick über das mögliche Risiko von Bodenabtrag durch Wasser in Deutschland auf Basis von bodenkundlichen, morphographischen und klimatischen Faktoren, abgeleitet über die ABAG.	[29]	1:1.000.000 250 x 250 m

Grundlage für Bodenparameter	Beschreibung	Quelle	Räumliche Auflösung
Bodenverlust durch Wind	Die Karte zum Bodenverlust durch Wind basiert auf einer GIS-gestützten Methodik in Verbindung mit dem Winderosionsmodell RWEQ e, um das Potenzial der Winderosion in großem Maßstab zu quantifizieren.	[17]	ca. 900 x 900 m
effektive Durchwurzelungstiefe	Die Karte der effektiven Durchwurzelungstiefe der deutschen Böden zeigt den durchwurzelbaren Raum unterhalb der Geländeoberfläche. Die effektive Durchwurzelungstiefe ist die potenzielle Ausschöpfungstiefe des pflanzenverfügbaren Bodenwassers, das durch Pflanzenwurzeln in Trockenjahren dem Boden maximal entzogen werden kann.	[30]	1:1.000.000 250 x 250 m
Hangneigung, abgeleitet aus SRTM-Daten	Die Fernerkundungsdaten der Erdoberfläche sind durch die STS-99 Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) aus dem Weltraum aufgezeichnet (2000). Mit dem einheitlichen, hochauflösenden digitalen Geländemodell (Höhendaten) wird die Hangneigung abgeleitet.	[174]	50 x 50 m
Sickerwasserrate	Die Karte der mittleren jährlichen Sickerwasserrate aus dem Boden zeigt die Sickerwassermenge, welche den Boden unter Berücksichtigung des kapillaren Aufstiegs im langjährigen Mittel abwärts verlässt. Die Menge an Sickerwasser wird sich zum Grundwasserspiegel bewegen und zur Grundwasserneubildung beitragen oder zum Teil auch lateral als Zwischenabfluss abfließen.	[27]	1:1.000.000 250 x 250 m
Ertragspotenzial	Die Karte des Ertragspotenzials basiert auf dem Müncheberger Soil Quality Rating (SQR), welches die Eignung von Standorten für die landwirtschaftliche Nutzung bewertet und zur Abschätzung des Ertragspotenzials im globalen Maßstab dient. Je höher der Wert auf einer Skala von 0 bis 102, desto größer ist das Ertragspotenzial des Standorts.	[28]	1:1.000.000 250 x 250 m

Tabelle 9: Datengrundlage für die Standortparameter zur Ableitung der regionalspezifischen Parameter für die ausgewählten BKR

Grundlage für Standortparameter	Beschreibung	Quelle	Räumliche Auflösung	Zeitliche Auflösung
Niederschlag	Die Niederschlagsraster wird aus Daten der DWD-Stationen und qualitativ gleichgestellten Partnernetzstationen in Deutschland abgeleitet, unter Berücksichtigung der langjährigen Klimatologie.	[66]	1000 x 1000 m	jedes Jahr (2011 – 2020)
PET	Der Datensatz der globalen Referenz-Evapotranspiration (ET ₀) wird auf Basis von globalen hochauflösenden (30 Bogensekunden) Raster-Klimadaten für den Zeitraum 1970 – 2000 erstellt. Die ET ₀ basiert auf der Penman-Monteith-Gleichung.	[234]	550 x 550 m	Mittelwert für den Zeitraum 1970 – 2000

4.2.3 Identifikation relevanter Räume und Ermittlung regionalspezifischer Daten

Nachfolgend steht die Identifikation von relevanten Feldfrüchten im Fokus. Anschließend werden die relevanten Räume für die identifizierten Früchte ausgearbeitet.

4.2.3.1 Anbau der Feldfrüchte

Aufgrund der in den Versuchsdaten untersuchten Früchte werden nachfolgend Winteraps, Winterweizen und Wintergerste sowie Silomais analysiert. Anhand der Anbaufläche aus der BMEL-Statistik [31] wird geprüft, welche Feldfrüchte in Deutschland dominieren und damit eine Relevanz für weitere Bewertungen haben. Der prozentuale Anteil der Anbauflächen aller Feldfrüchte in Deutschland (2014 – 2019) wird in Abbildung 14 illustriert. Winterweizen umfasst 19,4 % der Flächen, gefolgt von Silomais mit 13,4 %. Winteraps und Wintergerste machen jeweils 8 % der Anbauflächen in Deutschland aus. Bei der Betrachtung aller Getreide fällt Roggen mit 9,4 % (bzw. in der Gesamtbetrachtung mit 3,7 %) ins Gewicht, d. h. die Früchte der Versuchsdaten repräsentieren einen Großteil der in Deutschland angebaute Feldfrüchte und könnten durch Winterroggen ergänzt werden. Knapp 30 % der Anbauflächen in Deutschland wird durch Dauergrünland repräsentiert. Dies wird im RekoRT-Projekt nicht betrachtet.

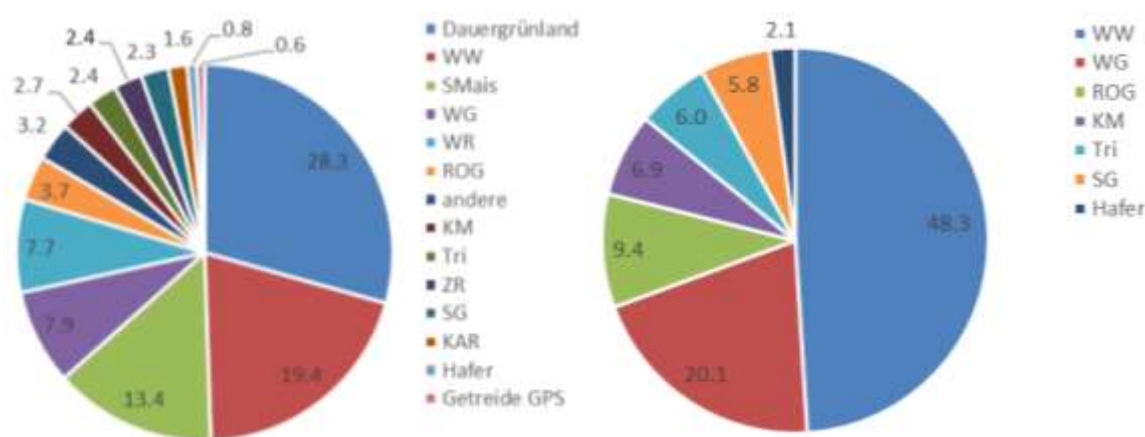


Abbildung 14: Prozentuale Verteilung der Anbaufläche der Feldfrüchte inkl. Dauergrünland (links) und Getreide (rechte) in Deutschland [31]

4.2.3.2 Anbauggebiete in den BKR

Die Einteilung der Bundesrepublik in Boden-Klima-Räume (BKR) nach Roßberg et al. 2007 [197] stellt einen Konsens zwischen den Anstalten für Landwirtschaft bzw. den Landwirtschaftskammern der Bundesländer und dem Julius-Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen dar (vgl. Abbildung 15).

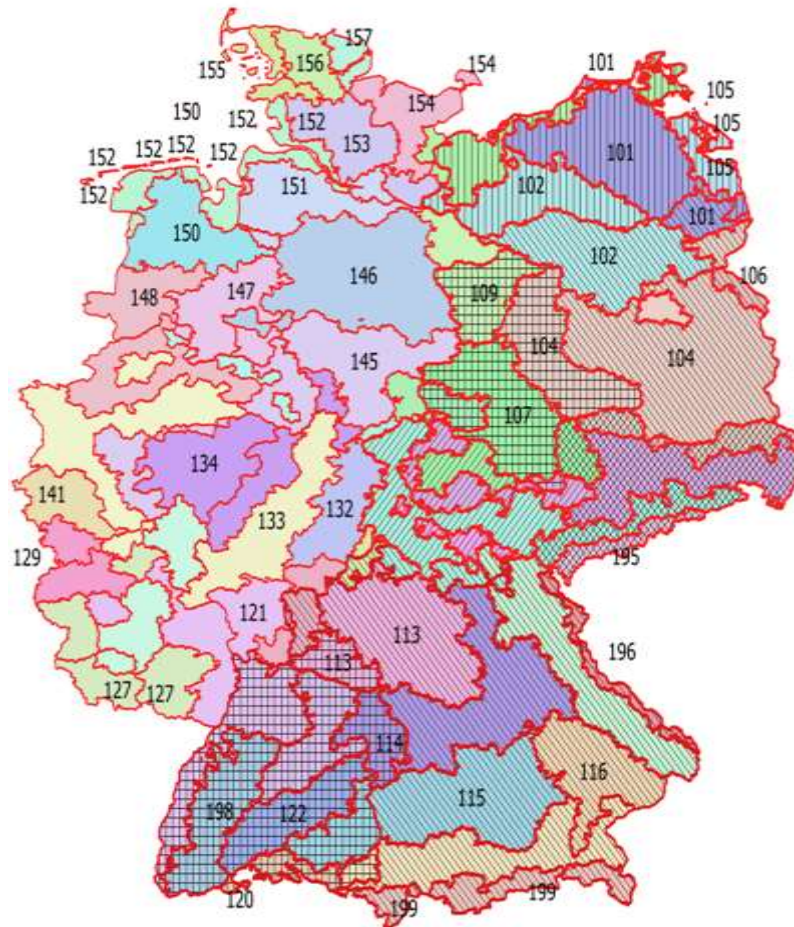


Abbildung 15: Boden-Klima-Räume (BKR) [197] (Bundesländer sind durch unterschiedliche Schraffuren gekennzeichnet.)

Die BKR sind definiert als Gebiete mit relativ homogenen Standortbedingungen für die landwirtschaftliche Produktion. Dabei sind vor allem die unterschiedlichen Einflüsse von Bodengüte und Klima berücksichtigt. Die Abgrenzung der BKR auf Gemeindeebene ermöglicht eine eindeutige Zuordnung von landwirtschaftlichen Betrieben und Schlägen.

Die Anbauggebiete von Winterraps, -weizen, -gerste und -roggen folgen den Bodenregionen und Bodengroßlandschaften Norddeutschlands (Abbildung 16, links). Winterraps und -weizen werden bevorzugt in den sandlehmmigen Gebieten des Jungmoränengebiets in Mecklenburg-Vorpommern und im Osten Schleswig-Holsteins (3.1) angebaut sowie den schluffigen Regionen der Löss- und Sandlösslandschaften (6.1, 6.2 und 6.3) der Deutschen Mittelgebirgsschwelle (Abbildung 16, rechts). Erstere sind von Parabraunerden aus Geschiebelehm geprägt, letztere von Schwarzerden aus Löss und Parabraunerde-Übergangstypen. Winterroggen wird hauptsächlich im sandigen Altmoränengebiet dazwischen angebaut (Abbildung 16, links).

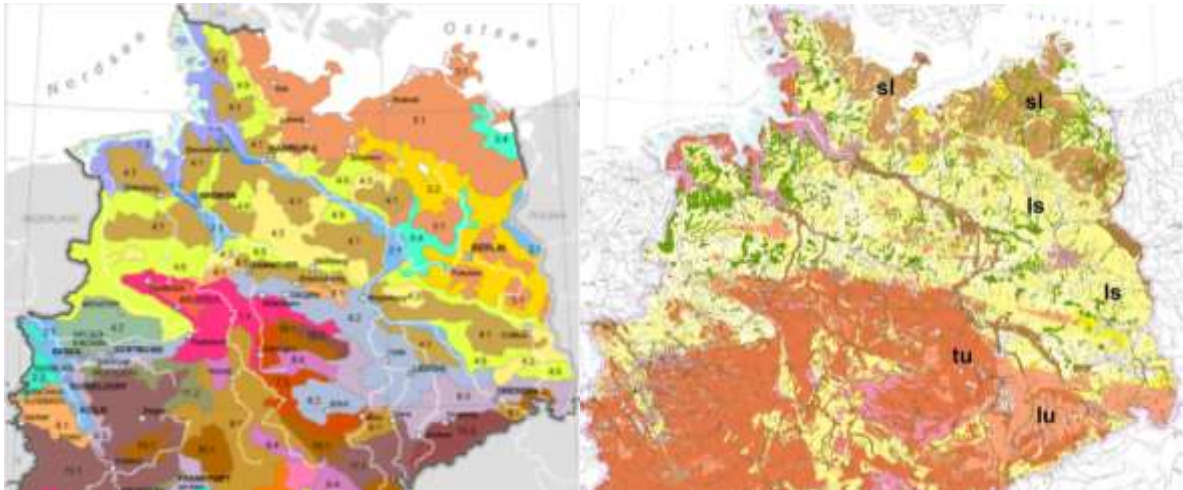


Abbildung 16: Kartenausschnitt zu den Bodenregionen und Bodengroßlandschaften (links) [26] sowie zu den Bodenartengruppen Deutschlands (rechts - sl: Sandlehme, ls: Lehmsande, tu: Tonschluffe, lu: Lehmschluffe) [25]

Der Thünen-Atlas stellt eine Auswertung zu den Flächenanteilen typischer Feldfrüchte auf Ebene der BKR als Webanwendung zur Verfügung [90]. Durch die Webanwendung werden nur Einzelfrüchte betrachtet. Die Flächenanteile werden unter Nutzung der Agrarstrukturerhebung, Agrarstatistik und georeferenzierter Landnutzungsdaten im Projekt Agraratlant gewonnen. Die räumliche Darstellung für Deutschland basiert auf der Kreisebene. Die landwirtschaftliche Nutzung beruht auf der Gemeindeebene. Dadurch ergeben sich rund 9.000 Einheiten [91], welche z. B. auf Ebene der Boden-Klima-Räume analysiert werden. Es stehen vier Zeitpunkte (1999, 2003, 2007 und 2010) zur Verfügung. Für die nachfolgenden Analysen ist der Zeitpunkt 2010 ausgewählt.

Die Abbildung 17, Abbildung 18 und Abbildung 19 zeigen die räumliche Verteilung sowie den prozentualen Anteil der Fläche für Winterraps, Winterweizen, Wintergerste, Winterroggen und Silomais.

Durch die Analyse für Winterraps zeichnen sich 11 BKR (101, 102, 104, 107, 108, 111, 113, 115, 133, 154, 158) durch einen hohen Anbauanteil für diese Feldfrucht (> 50.000 ha) aus. Räumlich konzentrieren sich die relevanten BKR für Winterraps auf den östlichen Teil von Deutschland.

23 BKR (101, 102, 104, 107, 108, 109, 111, 113, 114, 115, 116, 117, 121, 133, 134, 142, 145, 146, 147, 152, 153, 154 und 158) können bei der Analyse von Winterweizen mit einem Anbau von über 50.000 ha ermittelt werden. Diese liegen über ganz Deutschland verteilt.

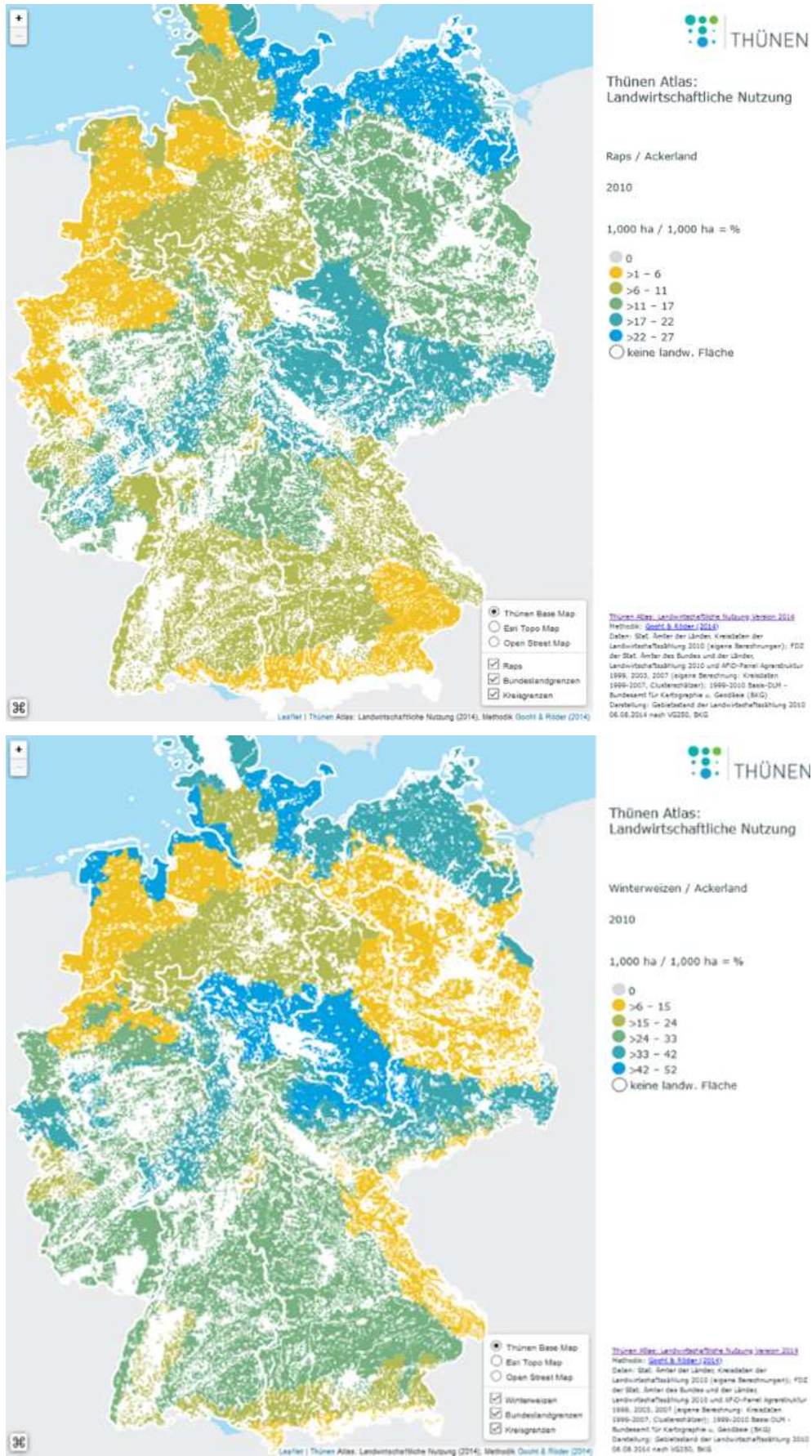


Abbildung 17: Anteil der Anbaufläche (%) von Winterwaps (oben) und Winterweizen (unten) am Ackerland im Jahr 2010, ausgewertet auf BKR-Ebene [90]

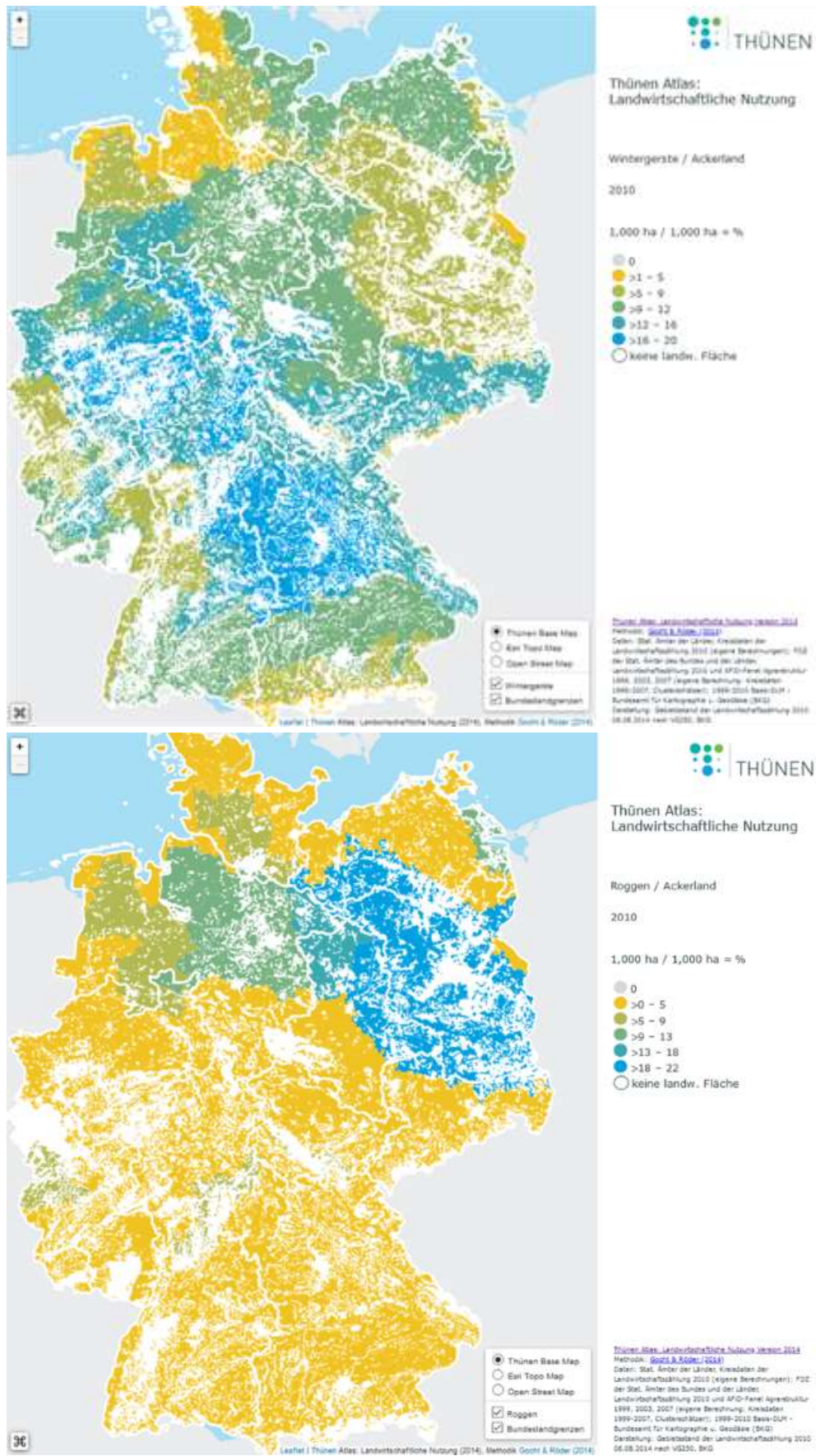


Abbildung 18: Anteil der Anbaufläche (%) von Wintergerste (oben) und Winterroggen (unten) am Ackerland im Jahr 2010, ausgewertet auf BKR-Ebene [90]

Die Auswertung für die Frucht Wintergerste ergibt sieben BKR (101, 104, 107, 108, 113, 114 und 115), die einen höheren Anbau (> 50.000 ha) verzeichnen. Die sieben relevanten BKR konzentrieren sich zusammenhängend auf Ostdeutschland (ausgenommen BKR 102) und das nördliche Süddeutschland.

Für Winterroggen weist die Analyse aus, dass vier BKR (102, 104, 109 und 146) mit einem höheren Anbau relevant sind. Der Anbau konzentriert sich auf dem Nordosten Deutschlands.

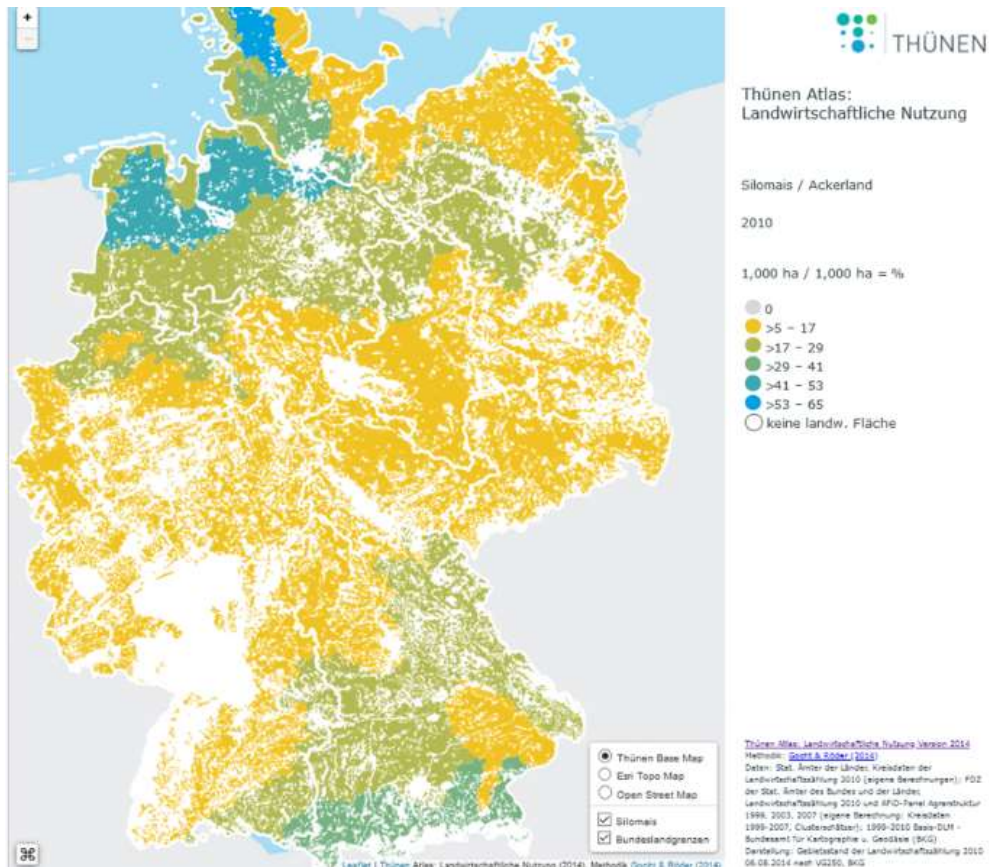


Abbildung 19: Anteil der Anbaufläche (%) von Silomais am Ackerland im Jahr 2010, ausgewertet auf BKR-Ebene [90]

Die Analyse der Anbauggebiete mit hohem Anbauanteil (> 50.000 ha) für Silomais zeigt, dass 17 BKR (101, 102, 104, 107, 108, 109, 114, 115, 117, 146, 147, 148, 150, 151, 152, 153 und 156) dieses Kriterium erfüllen. Die Anbauggebiete für Silomais sind im Norden und Nordosten bzw. im Südosten aggregiert und lokalisieren sich auf die viehhaltenden Regionen.

Anhand der Karten werden die Hektarflächen für die landwirtschaftliche Nutzung und Ackerland je BKR und der prozentualer Anbauteil für Wintertraps, Winterweizen, Wintergerste und Silomais in der Tabelle 10 und Tabelle 11 zusammengetragen. Acht BKR (191, 192, 193, 194, 195, 196, 198, 199) sind Gebirgslagen, welche als Anbauggebiete ausgenommen sind und in den weiteren Betrachtungen keine Berücksichtigung finden.

Tabelle 10: Flächen der landwirtschaftlichen Nutzung sowie des Ackerlandes pro BKR, prozentualer Anteil am Ackerland von Winterraps, Winterweizen, Wintergerste und Silomais sowie Winterroggen

BKR	landw. Nutzung (1.000 ha)	Ackerland (1.000 ha)	WR Acker- land (%)	WW Acker- land (%)	WG Acker- land (%)	SM Acker- land (%)	WROG Acker- land (%)
101	838,9	629,8	24,5	37,5	10,5	11	2,5
102	838,9	629,8	14	10,5	7	23	20
104	1.073,3	809,3	14	10,5	7	11	20
105	135,7	91,1	24,5	19,5	7	11	20
106	135,7	91,1	14	37,5		11	2,5
107	838,9	629,8	19,5	47	10,5	11	2,5
108	838,9	629,8	19,5	37,5	14	11	2,5
109	370,1	270,6	14	19,5	10,5	23	15,5
111	370,1	270,6	19,5	28,5	14	11	2,5
112	370,1	270,6	8,5	10,5	14	11	2,5
113	604,5	450,2	14	28,5	18	11	2,5
114	604,5	450,2	8,5	28,5	18	23	2,5
115	838,9	629,8	8,5	28,5	10,5	23	2,5
116	370,1	270,6	3,5	28,5	10,5	11	2,5
117	370,1	270,6	3,5	19,5	7	35	2,5
120	135,7	91,1	3,5	28,5	10,5	23	7
121	604,5	450,2	8,5	28,5	7		2,5
122	135,7	91,1	8,5	28,5	10,5	11	2,5
123	135,7	91,1	8,5	28,5	14	11	7
127	135,7	91,1	14	28,5	10,5	11	7
128	135,7	91,1	19,5	28,5	14	11	2,5
129	135,7	91,1	8,5	19,5	7	11	7
130	135,7	91,1	14	28,5	14	11	7
132	135,7	91,1	14	28,5	18	11	2,5
133	370,1	270,6	19,5	37,5	14	11	7
134	370,1	270,6	14	28,5	18	11	2,5
141	135,7	91,1	3,5	37,5	7	11	2,5
142	370,1	270,6	3,5	28,5	14	11	2,5
143	135,7	91,1	14	37,5	18	11	2,5
145	370,1	270,6	8,5	47	10,5	11	2,5
146	604,5	450,2	8,5	19,5	10,5	23	11
147	370,1	270,6	8,5	19,5	14	23	7
148	604,5	450,2	3,5	10,5	10,5	23	2,5
150	370,1	270,6	3,5	10,5	7	47	7

BKR	landw. Nutzung (1.000 ha)	Ackerland (1.000 ha)	WR Acker- land (%)	WW Acker- land (%)	WG Acker- land (%)	SM Acker- land (%)	WROG Acker- land (%)
151	370,1	270,6	3,5	10,5	3	47	11
152	370,1	270,6	8,5	47	3	23	
153	370,1	270,6	8,5	19,5	7	35	7
154	370,1	270,6	24,5	47	10,5	11	
155	135,7	91,1	14	37,5	3	23	
156	135,7	91,1	3,5		3	59	7
157	135,7	91,1	19,5	37,5	10,5	11	
158	370,1	270,6	24,5	37,5	10,5	11	2,5

Tabelle 11: Hektarfläche pro BKR von Winterrraps, Winterweizen, Wintergerste und Silomais und Winterroggen, Summe der Fläche der analysierten Feldfrüchte und prozentualer Gesamtanteil am Ackerland sowie sonstige Nutzung

BKR	WR 1.000 ha	WW 1.000 ha	WG 1.000 ha	SM 1.000 ha	WROG 1.000 ha	Summe 1.000 ha	Anteil %	Ackerland 1.000 ha	Sonstige Nut- zung
101	154,3	236,2	66,1	69,3	15,7	541,6	86	629,8	
102	88,2	66,1	44,1	144,9	126,0	469,2	74,5	629,8	6 % Stilllegung
104	113,3	85,0	56,7	89,0	161,9	505,8	62,5	809,3	7% Triticale
105	22,3	17,8	6,4	10,0	18,2	74,7	82	91,1	
106	12,8	34,2	0,0	10,0	2,3	59,2	65	91,1	
107	122,8	296,0	66,1	69,3	15,7	570,0	90,5	629,8	
108	122,8	236,2	88,2	69,3	15,7	532,2	84,5	629,8	
109	37,9	52,8	28,4	62,2	41,9	223,2	82,5	270,6	
111	52,8	77,1	37,9	29,8	6,8	204,3	75,5	270,6	
112	23,0	28,4	37,9	29,8	6,8	125,8	46,5	270,6	40 % Wiesen u. Mähweiden (landw. Nutzung)
113	63,0	128,3	81,0	49,5	11,3	333,1	74	450,2	
114	38,3	128,3	81,0	103,5	11,3	362,4	80,5	450,2	
115	53,5	179,5	66,1	144,9	15,7	459,8	73	629,8	
116	9,5	77,1	28,4	29,8	6,8	151,5	56	270,6	18 % Körner- mais
117	9,5	52,8	18,9	94,7	6,8	182,7	67,5	270,6	33,5 % Wiesen; 31,5 % Wiesen u. Mähweiden (landw. Nutzung)
120	3,2	26,0	9,6	21,0	6,4	66,0	72,5	91,1	
121	38,3	128,3	31,5	0,0	11,3	209,3	46,5	450,2	10,5 % Wein (landw. Nut- zung); 5,5 % Gemüse; Körnermais;

BKR	WR 1.000 ha	WW 1.000 ha	WG 1.000 ha	SM 1.000 ha	WROG 1.000 ha	Summe 1.000 ha	Anteil %	Ackerland 1.000 ha	Sonstige Nut- zung
122	7,7	26,0	9,6	10,0	2,3	55,6	61	91,1	6,5 % Hafer
123	7,7	26,0	12,8	10,0	6,4	62,9	69	91,1	
127	12,8	26,0	9,6	10,0	6,4	64,7	71	91,1	
128	17,8	26,0	12,8	10,0	2,3	68,8	75,5	91,1	
129	7,7	17,8	6,4	10,0	6,4	48,3	53	91,1	19 % Zuckerrü- ben
130	12,8	26,0	12,8	10,0	6,4	67,9	74,5	91,1	
132	12,8	26,0	16,4	10,0	2,3	67,4	74	91,1	
133	52,8	101,5	37,9	29,8	18,9	240,8	89	270,6	
134	37,9	77,1	48,7	29,8	6,8	200,2	74	270,6	
141	3,2	34,2	6,4	10,0	2,3	56,0	61,5	91,1	6 % Kartoffeln, 19 % Zuckerrü- ben
142	9,5	77,1	37,9	29,8	6,8	161,0	59,5	270,6	4 % Kartoffeln
143	12,8	34,2	16,4	10,0	2,3	75,6	83	91,1	
145	23,0	127,2	28,4	29,8	6,8	215,1	79,5	270,6	
146	38,3	87,8	47,3	103,5	49,5	326,4	72,5	450,2	
147	23,0	52,8	37,9	62,2	18,9	194,8	72	270,6	
148	15,8	47,3	47,3	103,5	11,3	225,1	50	450,2	18 % Körner- mais, Schweine und Geflügel
150	9,5	28,4	18,9	127,2	18,9	203,0	75	270,6	
151	9,5	28,4	8,1	127,2	29,8	203,0	75	270,6	
152	23,0	127,2	8,1	62,2	0,0	220,5	81,5	270,6	
153	23,0	52,8	18,9	94,7	18,9	208,4	77	270,6	
154	66,3	127,2	28,4	29,8	0,0	251,7	93	270,6	
155	12,8	34,2	2,7	21,0	0,0	70,6	77,5	91,1	
156	3,2	0,0	2,7	53,7	6,4	66,0	72,5	91,1	
157	17,8	34,2	9,6	10,0	0,0	71,5	78,5	91,1	
158	66,3	101,5	28,4	29,8	6,8	232,7	86	270,6	

Aus Tabelle 11 wird deutlich, dass 30 der 42 betrachteten BKR mehr als 70 % der Ackerlandnutzung durch die fünf analysierten Früchte abdecken (im Mittel 78,6 %), d. h. die restlichen zwölf BKR liegen im Mittel darunter (58,2 % der Ackerlandnutzung). Wenn die fünf analysierten Früchte nicht dominieren (mehr als 70 % der Ackerlandnutzung), können meist der Anbau von Sonderkulturen, Wiesen und Mähweiden oder Tierproduktion festgestellt werden (z. B. wird BKR 121 vom Gemüseanbau dominiert).

Tabelle 12: BKR sowie der Anbau in ha der fünf ausgewählten Früchte, der prozentuale Anbauanteil und die prozentuale Fläche des BKR

BKR	Früchte	WR	WW	WG	SM	WROG	Summe in ha	Anteil BKR- Flä- che in %	BKR Acker- land 1.000 ha	Anteil Früchte am Acker- land in %
104	WROG/ WR/ SM/ WW/ WG	113,3	85,0	56,7	89,0	161,9	505,8	8,2	809,3	62,5
102	SM/ WROG/ WR/ WW	88,2	66,1		144,9	126,0	425,1	4,2	629,8	67,5
114	WW / SM / WG / WR	63,0	128,3	81,0	103,5		375,9	4,2	450,2	83,5
108	WW / WR / WG / SM	122,8	236,2	88,2	69,3		516,4	3,5	629,8	82
101	WW / WR / WG / SM	154,3	236,2	66,1	69,3		525,9	3,4	629,8	83,5
107	WW / WR / SM / WG	122,8	296,0	66,1	69,3		554,2	3,2	629,8	88
115	WW / SM / WG		179,5	66,1	144,9		390,5	4,2	629,8	62
146	SM / WW / WROG		87,8		103,5	49,5	240,9	3,8	450,2	53,5
113	WW / WG / WR	63,0	128,3	81,0			272,4	3,8	450,2	60,5
111	WW / WR	52,8	77,1				129,9	4,0	270,6	48
117	SM / WW		52,8		94,7		147,5	2,7	270,6	54,5
148	SM				103,5		103,5	2,5	450,2	23
133	WW / WR	53,5	101,5				155,0	2,2	270,6	57
116	WW / WR	53,5	77,1				130,7	1,9	270,6	48
109	SM / WROG		52,8		62,2	41,9	156,9	1,7	270,6	58
147	SM / WW		52,8		62,2		115,0	1,6	270,6	42,5
153	SM / WW		52,8		94,7		147,5	1,5	270,6	54,5
158	WW / WR	66,3	101,5				167,8	1,4	270,6	62
152	WW / SM		127,2		62,2		189,4	1,3	270,6	70
154	WW / WR	66,3	127,2				193,5	1,1	270,6	71,5
121	WW (Gemüse)		128,3				128,3	4,4	450,2	28,5
134	WW		77,1				77,1	3,1	270,6	28,5
142	WW		77,1				77,1	2,8	270,6	28,5
145	WW		127,2				127,2	2,0	270,6	47
151	SM				127,2		127,2	1,7	270,6	47
150	SM				127,2		127,2	1,6	270,6	47
156	SM				53,7		53,7	0,6	91,1	59

Die Betrachtung der Anbauflächen (> 50.000 ha) in den BKR unter Berücksichtigung aller analysierten fünf Feldfrüchte zeigt, dass sich acht relevante BKR mit mindestens drei relevanten Feldfrüchten ergeben (siehe Tabelle 12 sowie gelb markiert in Abbildung 20).



Abbildung 20: BKR mit mindestens drei relevanten Feldfrüchten mit einer Anbaufläche > 50.000 ha

Zu den acht relevanten BKR (101, 102, 104, 107, 108, 113, 114, 115) aus der oben genannten Analyse kommen in den nächsten Betrachtungen noch die BKR 112, 123 und 154 hinzu, da in diesen BKR Versuchsstandorte liegen. Die genannten BKR bilden die Grundlage für die regionalspezifische Datenanalyse (vgl. Abschnitt 4.2.4) und die regionalspezifische ökologische und ökonomische Bewertung (vgl. Kapitel 7.1.2).

4.2.3.3 Kriterien und Auswahl der gewählten BKR

Aus der vorangegangenen Analyse zur Identifikation von relevanten BKR ergeben sich acht BKR. Darüber hinaus werden drei zusätzliche BKR hinzugezogen, da in diesen BKR ebenfalls Versuchsstandorte der in Abschnitt 4.1 beschriebenen Projekte liegen. Die insgesamt elf BKR werden in einer weiteren Analyse anhand einer Kriterien-Matrix untersucht. Ziel der kriterialen Analyse ist zum einen das Aufzeigen von Unterschieden zwischen den identifizierten BKR und zum anderen die Auswahl von BKR für die weitere regionalspezifische ökologische und ökonomische Bewertung.

Die nachfolgenden Kriterien werden für jeden der elf BKR zusammengestellt. Dabei werden räumliche (1), landwirtschaftliche (2), naturräumliche (3) und umweltrelevante (4) Aspekte sowie die Verfügbarkeit von Daten (5) berücksichtigt, um eine umfassende Analyse vornehmen zu können.

- (1) Größe des BKR in ha und prozentual sowie der Rang, welcher sich aus der BKR-Größe (von groß nach klein) ergibt
- (2) Mittlere Betriebsgröße des BKR
Ackerland in ha je BKR
Anbau der vier wichtigsten Feldfrüchte (Winterraps, Winterweizen, Wintergerste, Silomais) und Gesamtanbauumfang in ha und prozentual je BKR
Erträge der vier wichtigsten Feldfrüchte (Winterraps, Winterweizen, Wintergerste, Silomais) in dt ha⁻¹ je BKR
Großvieheinheiten insgesamt und pro ha je BKR
- (3) Bodenparameter (Tongehalt bzw. Einteilung in leicht, mittlere und schwere Böden) je BKR
Mittlere Niederschlagssumme (2011-2020) in mm je BKR
- (4) Nitratauswaschung in kg N pro ha und Jahr (für WR-WW-WG-FF) je BKR
P-Abtrag in kg P pro ha und Jahr (für WR-WW-WG-FF) je BKR
- (5) Vorhandensein eines Versuchsstandortes und / oder Landkreises
Betrachtete Fruchtfolge(n) in den Versuchen

Die sich ergebende Matrix aus Kriterien bildet die Analysegrundlage. Der BKR 107 wird aufgrund der größten Überschneidung der ausgewählten Kriterien als Basis ausgewählt. Anhand der zusammengestellten Daten wird eine prozentuale Auswertung zur Differenzierung anderer BKR zum BKR 107 erstellt.

Bei der Unterschiedsbetrachtung ist zu beachten, dass es bei den BKR keine mittlere Betriebsgröße gibt. Zudem stellt BKR 107 den trockensten unter den analysierten BKR dar. Daher fällt die Nitratauswaschung am geringsten aus wodurch nur eine positive Differenzierung ist möglich. Die Differenzierung beim Anbauanteil wird nicht über den oben genannten Ansatz durchgeführt. Der Fokus liegt generell auf dem hohen Anteil des Ackerbaus sowie auf dem Anbauanteil der vier wichtigsten Feldfrüchte.

Um die Unterschiede zu den anderen zehn BKR aufzuzeigen, werden die Daten des BKR 107 auf 100 % gesetzt. Die Markierung der positivsten Differenzierung (>100 %) und der negativsten Differenzierung (<100 %) im Gegensatz zum BKR 107 wird im ersten Schritt durchgeführt, um die größten Unterschiede zu visualisieren sowie zu vermerken. Anschließend werden die Kriterien in drei Gruppen priorisiert. Das Kriterium „vorhandener Versuchsstandort“ trägt die höchste Priorität (I). Die BKR-Größe, damit auch Relevanz, wird als Priorität (II) festgelegt. Alle anderen Kriterien sind gleich und in die dritte Prioritätsgruppe eingeordnet.

Durch die Priorisierung fallen alle BKR ohne einen Versuchsstandort aus der Auswahl der BKR. Danach werden die BKR mit der kleinsten Größe sowie Relevanz ebenfalls aus der Auswahl entfernt. Übrigbleiben, damit noch die BKR 101, 104, 112 und 115.

Über die Kriterien der Prioritätsgruppe werden die Markierungen der positivsten und negativsten Differenzierung für jeden BKR ausgezählt. Für die vier verbliebenen BKR ergibt sich daraus, dass der BKR 115, den differentesten BKR darstellt. Die Differenzierung zeigt sich in der Betriebsgröße und damit auch im Mechanisierungscluster, durch die Großvieheinheiten, den Niederschlag, die Nitratauswaschung und den P-Abtrag, trotz gleichen mittleren Bodens wie das BKR 107. Der hohe Anteil an Silomaisbau spricht für ein hohes Aufkommen an Gülle und Gärresten im Vergleich zum BKR 107. Durch die angebaute Raps-FF am Versuchsstandort Roggenstein kann eine Vergleichbarkeit zu der gewählten RekoRT-Fruchtfolge mit dem BKR 115 hergestellt werden. Zusätzlich liegt auch der LK Fürstenfeldbruck im BKR 115, der für die Analysen zur Diversifizierung von Fruchtfolgen zu Grunde liegt (siehe Kapitel 8.4).

Als zweiter BKR für die weitere ökologische und ökonomische Bewertung wird der BKR 104 über das oben dargelegte Prozedere identifiziert. BKR 104 differiert in den Bodenbedingungen (leichte Böden) sowie den Nitratauswaschung und dem P-Abtrag. Beide Werte sind sehr gering im Gegensatz zu BKR 107. Der BKR 104 wird ebenfalls durch eine hohe Abweichung in den Erträgen (zu BKR 107) charakterisiert. Ebenso kann durch den Versuchsstandort Bornim vergleichende Untersuchung zwischen Standortdaten und regionalen Daten durchgeführt werden. Die Betriebsgröße und das Mechanisierungscluster liegen in der gleichen Größenordnung wie der BKR 107.

Die BKR 115 und 104 zeigen Unterschiedlichkeiten in verschiedenen Kriterien bzw. Aspekten zum BKR 107, daher stellen beide BKR eine passende erweiterte Grundlage für die weiteren ökologischen und ökonomischen Analysen im RekoRT-Projekt dar.

4.2.4 Regionalspezifische Parameter für ausgewählte BKR

Bei den regionalspezifischen Parametern stehen vor allem verschiedene Bodenparameter im Fokus zur Ableitung der Feldemissionen wie Nitratauswaschung nach de Willigen [56], sowie durch eine dynamische Modellierung mit Expert-N [187], N₂O nach GNOC [134] und P-Abtrag nach SALCA-P [186] und FREMSA [147], die für die ausgewählten BKR (vgl. Abschnitt 4.2.3.3) betrachtet werden (vgl. Abschnitt 6.1.3). Die Daten für die Bodenparameter sind dem Kerndatensatzes der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) [184] entnommen.

Die Anzahl der BZE Beprobungspunkte wird mit der Größe der BKR verglichen. Tabelle 13 zeigt die Analyse für die ausgewählten BKR.

Die 50 BKR werden nach ihrer Fläche in km² und prozentual absteigend sortiert. Die prozentuale Fläche zeigt ihre Bedeutung an der Gesamtfläche auf und ihre mögliche Relevanz für weitergehende Analyse. Ins Auge fällt dabei der BKR 104 mit einer Fläche von

8,24 % der Gesamtfläche Deutschlands. Er ist damit fast doppelt so groß wie die anderen BKR.

Tabelle 13: Ausgewählte BKR mit Fläche in km² und prozentualer Fläche (im Bezug zur Gesamtfläche Deutschlands) sowie Anzahl der BZE Beprobungspunkte

BKR	BKR-Fläche in km ²	Fläche prozentual	Rang (bzgl. der BKR-Fläche)	BZE Anzahl Punkte
104	29.505,3	8,24	1	179
102	15.146,8	4,23	3	90
115	15.058,4	4,21	4	105
114	14.917,8	4,17	5	90
113	13.511,0	3,77	8	84
108	12.608,6	3,52	9	108
101	12.042,4	3,36	10	119
107	11.562,9	3,23	11	138
112	9.562,1	2,67	15	45
123	5.002,7	1,40	30	28
154	3.889,6	1,09	33	37

Da die BKR als Gebiete mit relativ homogenen Standortbedingungen definiert sind, werden die Bodenparameter auf ihre Homogenität bzw. Heterogenität je BKR geprüft. Um das Kriterium der Homogenität in der weiteren Emissionsableitung zu berücksichtigen, wird die prozentuale Verteilung der BZE-Beprobungspunkte in parameterspezifischen Klassen pro BKR errechnet und die dominierende Klasse oder Klassen identifiziert. Wenn mehr als 75 % der Beprobungspunkte in eine Klasse oder in zwei oder drei nebeneinanderliegenden Klassen fallen, liegt eine Homogenität für den Parameter vor. So kann der Parameter im Mittel für die nachfolgenden Berechnungen der Emissionen genutzt werden. Ergibt die Analyse, dass keine dominierende Klasse vorhanden ist, wird der Parameter für den BKR über die prozentuale Verteilung der gewählten Klassen zu einem gewichteten Mittel verrechnet.

4.2.4.1 Nitratauswaschung nach de Willigen (2000)

Für die regionalspezifische Aussage zur Nitratauswaschung nach de Willigen (2000) [56] werden nachfolgend die Parameter Tongehalt, Durchwurzelungstiefe, N_{org} , Trockenroh-dichte, Total Nitrogen (TN), Niederschlag, Düngemenge und pflanzliche N-Aufnahme je ausgewähltem BKR spezifiziert.

Für die Auswertung des Tongehaltes (0 – 100 cm) in Hinsicht auf Homogenität wird eine Einteilung in drei Klassen entsprechend der landwirtschaftlichen Bodenbezeichnungen „leicht“ (Ton < 12 %), „mittel“ (Ton 12 – 25 %) und „schwer“ (Ton > 25 %) nach VDLUFA (2000) [250] gewählt (Abbildung 21). Es ergeben sich folgende Werte für den Tongehalt (als Mittelwert berechnet bei homogenen BKR und als gewichtetes Mittel kalkuliert bei heterogenen BKR) (siehe Tabelle 14).

Tabelle 14: Regionalspezifische Parameter für den Tongehalt (%) gemittelt über 100 cm Bodentiefe für die ausgewählten BKR (abgeleitet aus der BZE [184])

BKR	Bodenbezeichnung			Tongehalt in %
101	77 % leicht	22 % mittel	homogen	10,88
102	94 % leicht	4 % mittel	homogen	6,17
104	82 % leicht	10 % mittel	homogen	9,29
107	71 % mittel	26 % schwer	heterogen	23,68
108	60 % mittel	21 % schwer + 18 % leicht	heterogen	21,62
112	65 % mittel	23 % leicht	heterogen	16,5
113	63 % schwer	30 % mittel	heterogen	32,84
114	59 % schwer	33 % mittel	heterogen	32,44
115	68 % mittel	27 % schwer	heterogen	22,83
123	67 % schwer	33 % mittel	heterogen	37,41
154	61 % mittel	31 % leicht	heterogen	17,37

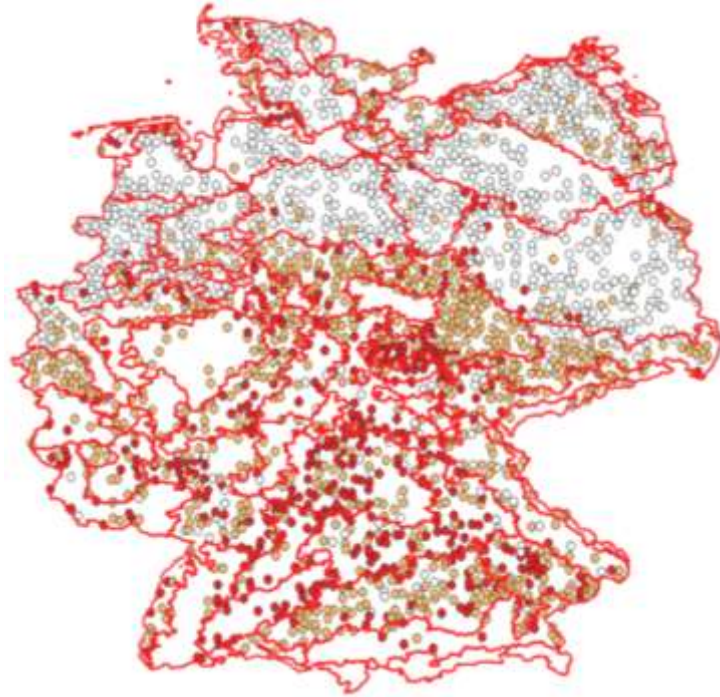


Abbildung 21: Leichte (weiß), mittlere (orange) und schwere (rot) Böden in den BKR (eigene Darstellung, abgeleitet aus BZE [184])

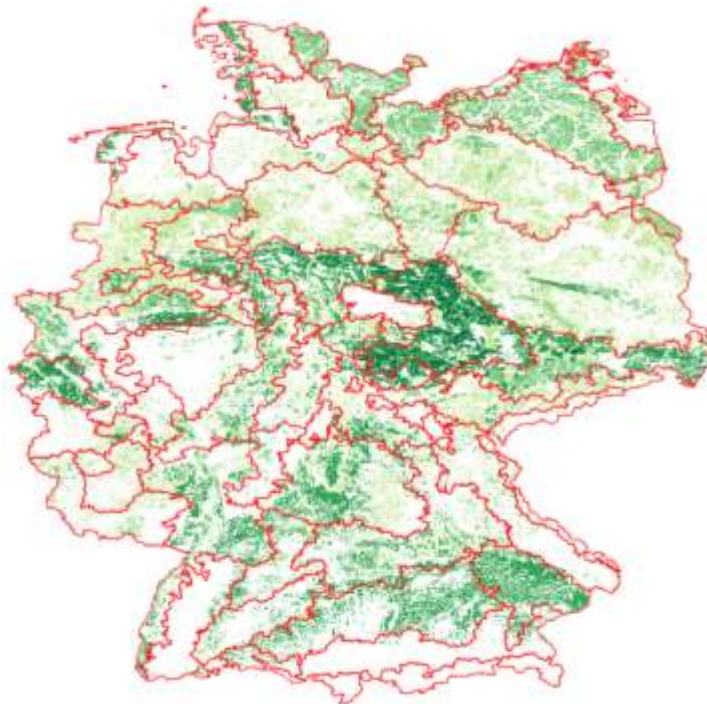


Abbildung 22: Effektive Durchwurzelungstiefe der Böden in den BKR (eigene Darstellung, angelehnt an BGR (2015) [30])

Eine regionalisierte Aussage für die Wurzellänge kann über die Rasterkarte der effektiven Durchwurzelungstiefe der Böden Deutschlands abgeleitet werden (vgl. Abbildung 22, nähere Informationen im Abschnitt 4.2.2) [30]. Für die relevanten BKR werden die Daten in einem BKR gemittelt. Daraus ergeben sich nachfolgende Werte für die Durchwurzelungstiefe, welche in die Berechnung der Nitratauswaschung eingehen (siehe Tabelle 15).

Tabelle 15: Regionalspezifische Parameter für die effektive Durchwurzelungstiefe (m) für die ausgewählten BKR (abgeleitet aus BGR (2015) [30])

BKR	Effektive Durchwurzelungstiefe (m)
101	0,778
102	0,673
104	0,697
107	1,257
108	0,887
112	0,716
113	0,81
114	0,808
115	0,913
123	0,827
154	0,79

Für den Parameter N_{org} wird in der Literatur pauschal angenommen, dass $N_{\text{org}}/N_{\text{total}} = 0,85$ ist [198]. Der Begriff Total Nitrogen (N_{total}) beinhaltet N_{org} und das in Tonmineralen fixierte $\text{NH}_4^+\text{-N}$ [99]. Entsprechend der oben genannten Annahme gilt daher auch $\text{NH}_4^+\text{-N} = 0,15^* N_{\text{total}}$. Dies ist jedoch nur in feinkörnigen Substraten realistisch [179].

Der $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Gehalt beträgt üblicherweise $0,5 - 1 \text{ g N (kg Ton)}^{-1}$ [99]. Für das RekoRT-Projekt wird der Mittelwert $0,75 \text{ g N (kg Ton)}^{-1}$ angenommen. Die für die Berechnung des Verhältnisses $N_{\text{org}}/N_{\text{total}}$ benötigten Werte für den N_{total} -Gehalt, die Trockenrohddichte und den Tongehalt (0 – 30 cm) stammen aus der BZE Landwirtschaft [184]. Die Parameter Trockenrohddichte (L_d) und N_{total} -Gehalt werden in jeweils vier Klassen nach KA5 eingeteilt ($L_d < 1,3$; $> 1,3 - < 1,55$; $> 1,55 - < 1,75$; $> 1,75$; N_{total} -Gehalt $< 0,1 \%$; $0,1 - 0,2 \%$; $0,2 - 0,3 \%$; $> 0,3 \%$). Die prozentuale Verteilung beider Parameter zeigt keine eindeutige Dominanz einer Klasse, daher wird für die ausgewählten BKR mit einem gewichteten Mittel für die Trockenrohddichte und den N_{total} -Gehalt gerechnet (siehe Tabelle 16).

Die mittleren $N_{\text{org}}/N_{\text{total}}$ -Verhältnisse sind demzufolge in den sandigen BKR Mecklenburg-Vorpommerns und Brandenburgs $> 0,9$ (BKR 101, 102 und 104). In den weniger sandigen

BKR Thüringens, Sachsens und Bayerns sind die Werte meist < 0,9 oder nur knapp darüber (siehe Tabelle 16).

Tabelle 16: Regionalspezifische Parameter für N_{org} (0 – 30 cm) für die ausgewählten BKR (abgeleitet aus BZE [184])

BKR	Tongehalt in %	Trockenrohdichte in $g\ cm^{-3}$	N_{total} -Gehalt in %	N_{org}/N_{total}	N_{org} in $kg\ N\ ha^{-1}$
101	9,67	1,45	0,10	0,927	4.156,3
102	6,04	1,43	0,11	0,952	4.537,4
104	8,82	1,46	0,10	0,940	4.267,1
107	24,52	1,34	0,17	0,890	6.065,8
108	21,09	1,32	0,15	0,900	5.206,3
112	14,88	1,26	0,16	0,929	5.766,5
113	33,1	1,35	0,15	0,858	5.204,3
114	31,41	1,33	0,18	0,880	6.316,4
115	23,96	1,27	0,22	0,907	7.471,5
123	32,74	1,31	0,17	0,849	5.512,8
154	14,18	1,39	0,16	0,932	6.356,1

Der Parameter Niederschlag steht durch Rasterkarten des Deutschen Wetterdienstes [66] für Deutschland (1 x 1 km) in monatlicher und jährlicher Auflösung sowie als langjähriges Mittel zur Verfügung. Für die relevanten BKR wird der Mittelwert der jährlichen Niederschläge im Zeitraum von 2011 bis 2020 berechnet (siehe Tabelle 17).

Tabelle 17: Mittlere jährliche Niederschlagssummen von 2011 – 2020 für die ausgewählten BKR (abgeleitet aus DWD (2021) [66])

BKR	Mittlere jährliche Niederschläge in mm
101	584,4
102	583,1
104	545,2
107	499,2
108	617,2
112	823,6
113	658,9
114	720,7

BKR	Mittlere jährliche Niederschläge in mm
115	814,1
123	768,5
154	724,4

Die beiden Parametergrößen Düngung und pflanzliche Stickstoff-Aufnahme der Gesamtpflanze (Korn und Stroh) stehen in Abhängigkeit zum Ertrag, daher wird dieser hier als 10-jähriges Mittel für die Feldfrüchte Winterweizen, Wintergerste und Winterraps wiedergegeben.

Die Stickstoffmenge für die Düngung wird nach Düngebedarfsermittlung ohne Berücksichtigung von N_{\min} ($N_{\min} = 0$; vgl. Abschnitt 6.1.2) ermittelt. Die Stickstoffdüngermenge für die Feldfrüchte Winterweizen, Wintergerste und Winterraps für die ausgewählten BKR zeigt Tabelle 18. Diese Daten bilden die Grundlage für die ökologische und ökonomische Bewertung (vgl. Abschnitt 6.1.2).

Für die Berechnung der pflanzlichen N-Aufnahme der Gesamtpflanze werden die N-Gehalte der genannten Feldfrüchte für Korn und Stroh sowie das Verhältnis zwischen Korn und Stroh aus der Düngeverordnung [65] genutzt.

Tabelle 18: Hektarerträge in dt ha⁻¹, N-Düngermenge in kg N ha⁻¹ und pflanzliche Stickstoffaufnahme in kg N ha⁻¹ (10-jähriges Mittel von 2011 – 2020) für die ausgewählten BKR, (abgeleitet aus EBE [219])

BKR	Winterweizen	Wintergerste	Winterraps	Winterweizen	Wintergerste	Winterraps	Winterweizen	Wintergerste	Winterraps
	Ertrag dt ha ⁻¹	Ertrag dt ha ⁻¹	Ertrag dt ha ⁻¹	Düngemenge kg N ha ⁻¹	Düngemenge kg N ha ⁻¹	Düngemenge kg N ha ⁻¹	pfl. N-Aufnahme kg N ha ⁻¹	pfl. N-Aufnahme kg N ha ⁻¹	pfl. N-Aufnahme kg N ha ⁻¹
101	75,6	71,9	35,4	213,3	181,9	186,2	189,6	153,9	160,7
102	64,5	60,1	31,4	196,7	165,1	174,1	161,9	128,5	142,4
104	59,9	55,6	29,4	189,8	158,4	168,3	150,3	119,0	133,6
107	73,9	71,0	35,7	210,8	181	187,2	185,4	151,9	162,2
108	75,3	68,9	36,1	213	178,3	188,4	189,1	147,4	164,1
112	67,0	59,6	31,4	200,4	164,4	174,3	168,1	127,5	142,7
113	67,6	58,4	32,9	201,4	162,7	178,6	169,6	125,1	149,3
114	73,9	62,7	34,6	210,9	169	183,8	185,5	134,1	157,0
115	80,3	71,9	36,2	220,3	181,9	188,6	201,6	153,8	164,4
123	73,8	61,7	27,9	210,7	167,5	163,6	185,3	132,0	126,6
154	91,2	86,3	37,9	231,2	196,3	193,6	228,9	184,8	171,9

4.2.4.2 Nitratauswaschung nach Expert-N

Mit Hilfe des komplexen Expert-N Modells [187] (vgl. Abschnitt 6.1.3) werden andere Modelle von geringerer Komplexität (wie zum Beispiel der Ansatz von de Willigen (2000) [56], vgl. Abschnitt 4.2.4.1) getestet. Im nachfolgenden Abschnitt werden die Vorgehensweise sowie die Herleitung der regionalspezifischen Eingangsparameter für die Modellierung mit Expert-N erläutert.

Zur Darstellung der N-Dynamik mit Expert-N werden zunächst zwei Standorte in Deutschland mit der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste (Simulationszeitraum 2013 – 2015), mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften ausgewählt und modelliert. Auf diesen Modellergebnissen auf Standortebene aufbauend werden die regionalspezifischen Eingangsparameter für die Modellierung (Wetterdaten, Managementdaten, Standortdaten sowie Bodenkenn-Daten) (vgl. Abschnitt 6.1.3) von ausgewählten BKR (BKR 104, 107 und 123) vorangetrieben.

Wetterdaten: Die Globalstrahlung, relative Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit, Niederschlag sowie Lufttemperatur werden in täglicher Auflösung ins Modell eingegeben. Dabei werden die Wetterdaten der Standorte auf die entsprechenden BKR übertragen (Merbitz = BKR 107, Bornim = BKR 104 und Ihinger Hof = BKR 123). Ebenso werden die standortspezifischen Startbedingungen zu Wassergehalt, Bodentemperatur und N_{\min} vom jeweiligen Standort zum dazugehörigen BKR transferiert. Der Grund für diese Vorgehensweise ist, dass die erwarteten regionalspezifischen Unterschiede nur auf die regionale Differenzierung der Bodenmerkmale zurückgeführt werden können.

Standort- und Managementdaten: Für die Eingabeparameter zum Standort (vgl. Tabelle 19) und Management (vgl. Tabelle 20 und Tabelle 21) für den jeweiligen BKR, werden die Werte der jeweiligen Standorte verwendet, um im Rahmen der Regionalmodellierung zunächst die Auswirkungen des Bodens zu prüfen. Lediglich die Dünge-N-Menge wird gemäß „Deutschem Mix“ entsprechend auf KAS, Harnstoff und AHL aufgeteilt (vgl. Abschnitt 6.1.2). Dies erfordert die Einführung eines fiktiven dritten Düngedatums, da in den Versuchsdaten meist nur zwei Düngegaben verabreicht wurden. Dieses fiktive dritte Düngedatum wird auf etwa zwei Monate nach der Zweidüngung festgelegt.

Tabelle 19: Standortdaten für Merbitz (BKR 107), Bornim (BKR 104) und Ihinger Hof (BKR 123)

Standort	Höhe über N. N. in m	Hangneigung in %	Jahresdurchschnittstemperatur in °C
Merbitz	153	0	9,0
Bornim	40	0	8,7
Ihinger Hof	479	0	8,3

Tabelle 20: Managementdaten (Bodenbearbeitung, Düngung) nach den jeweiligen Versuchsstandorten Merbitz (BKR 107), Bornim (BKR 104) und Ihinger Hof (BKR 123). Für die Düngung wurde die standortspezifische N-Menge verwendet, jedoch aufgeteilt nach dem „Deutschen Düngemix“ KAS + HS + AHL. VDP: Vollandflug, SP: Scharpflug

Standort	Bodenbearbeitung			Düngung					
	Datum	Gerät	Tiefe	Datum	kg N ha ⁻¹	Datum	kg N ha ⁻¹	Datum	kg N ha ⁻¹
Merbitz	14.08.12	VDP	25 cm						
	15.08.13	VDP	25 cm	09.04.13	109,8	02.05.13	39,6	02.06.13	30,6
	18.08.14	VDP	25 cm	10.03.14	81,1	08.04.14	29,3	02.05.14	22,6
	17.08.15	VDP	25 cm	10.03.15	64,7	08.04.15	23,3	02.05.15	18,0
Bornim	28.08.12	SP	25 cm						
	04.09.13	SP	25 cm	15.03.13	109,8	17.04.13	39,6	17.05.13	30,6
	01.09.14	SP	25 cm	21.03.14	73,2	06.05.14	26,4	02.06.14	20,4
	01.09.15	SP	25 cm	24.03.15	73,2	27.04.15	26,4	19.05.15	20,4
Ihinger Hof	27.08.12	SP	25 cm						
	23.09.13	SP	21 cm	15.03.13	109,8	17.04.13	39,6	17.05.13	30,6
	24.09.14	SP	22 cm	21.03.14	73,2	06.05.14	26,4	02.06.14	20,4
	25.08.15	SP	21 cm	24.03.15	106,75	27.04.15	38,5	19.05.15	29,75

Tabelle 21: Managementdaten (Aussaat- und Erntetermine sowie Saatmenge) nach den jeweiligen Versuchsstandorten Merbitz (BKR 107), Bornim (BKR 104) und Ihinger Hof (BKR 123)

Standort	Aussaat			Ernte
	Datum	Kultur	Körner m ⁻²	Datum
Merbitz	29.08.	Winterraps	45	01.08.
	08.10.	Winterweizen	300	24.07.
	19.09.	Wintergerste	250	17.07.
Bornim	10.09.	Winterraps	50	01.08.
	08.10.	Winterweizen	400	06.08.
	02.10.	Wintergerste	320	07.07.
Ihinger Hof	27.08.	Winterraps	40	02.08.
	19.10.	Winterweizen	270	06.08.
	29.09.	Wintergerste	285	16.07.

Bodenkenn-Daten: Für die regionalspezifische Aussage zur Nitratauswaschung mit Expert-N [187] werden die Bodendaten der BZE verwendet und nachfolgend die Bodenkenn-Daten Ton-, Schluff- und Sandgehalt für die drei ausgewählten BKR spezifiziert.

Zur Klassifizierung der Heterogenitäten innerhalb der BKR werden der Ton-, Schluff- sowie Sandgehalt wie folgt aufgeteilt:

- 25 % der Punkte (oberes Quartil) mit höchstem Gehalt in 0 – 10 cm Tiefe (blau in Abbildung 23 und Abbildung 24)
- 25 % der Punkte (unteres Quartil) mit niedrigstem Gehalt in 0 – 10 cm Tiefe (gelb)
- die verbleibenden 50 % der Punkte mit Gehalten im Interquartilsabstand (grün).

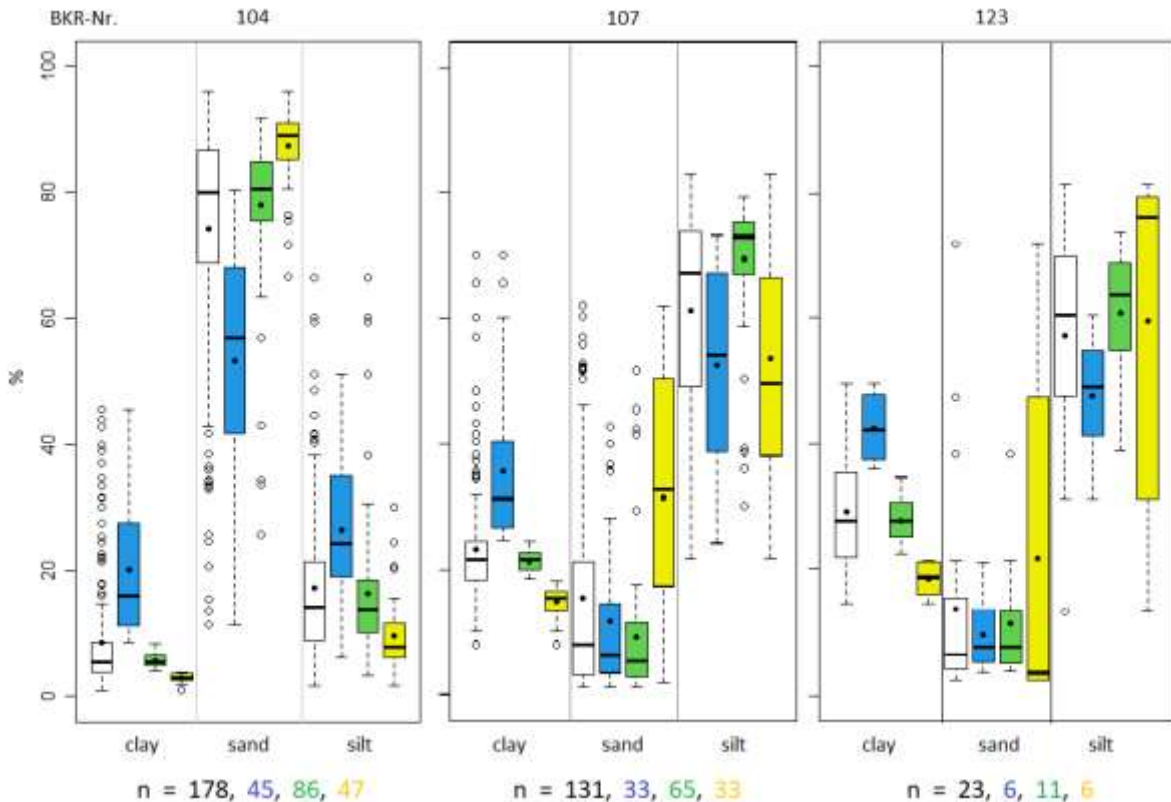


Abbildung 23: Prozentuale Verteilung von Ton-, Sand- und Schluffgehalt in 0 – 10 cm in den ausgewählten BKR 104, 107 und 123. Kriterium für die Unterteilung war der Tongehalt. Weiße Boxen: gesamter BKR. Blaue Boxen: 25 % der BZE Beprobungspunkte mit den höchsten Tongehalten in 0 – 10 cm. Grün: Interquartilsabstand (50 % der BZE-Punkte). Gelb: 25 % der BZE-Punkte mit niedrigstem Tongehalt in 0 – 10 cm. Punkt in der Box: Mittelwert. Fetter Balken in der Box: Median. Whisker: alle Punkte innerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands.

Liegen die Boxplots für die einzelnen Bodenarten nah beieinander, kann dies auf Homogenität hinweisen. Heterogenität zeigt sich, wenn die Boxplots eine große Differenzierung in ihrer Größe aufweisen. Die Tongehalte der betrachteten Gesamt-BKR (weiß in Abbildung 23) haben einen ähnlichen Interquartilsabstand, ähnliche Whiskerlängen und Mediane, die sich etwa in der Boxmitte befinden. Jedoch unterscheidet sich die Anzahl der oberen Extremwerte sowie deren Spannweite. In den BKR 104 und 107 erstrecken sie sich auf ca. 40 %, während der Interquartilsabstand (Box) < 10 % beträgt.

Die Verteilung der Sandgehalte weist in vielen BKR eine sehr große Spannweite auf. BKR 107 und 123 haben niedrige Median-Sandgehalte, jedoch eine schiefe Verteilung mit Medianen deutlich abseits der Boxmitte. BKR 123 hat trotz kleiner Stichprobengröße ($n = 23$) drei stark abweichende Extremwerte, im Verhältnis deutlich mehr als die anderen BKR. BKR 104 hat hohe Median-Sandgehalte und eine schiefe Verteilung, ebenfalls mit vielen Extremwerten.

Die räumliche Verteilung der gebildeten Klassifikation ist in den betrachteten BKR unterschiedlich (vgl. Abbildung 24). In BKR 104 und 107 kommen erhöhte Tongehalte hauptsächlich in den westlichen und südwestlichen Randbereichen vor. In BKR 123 kommen sie hauptsächlich im Nordosten vor.

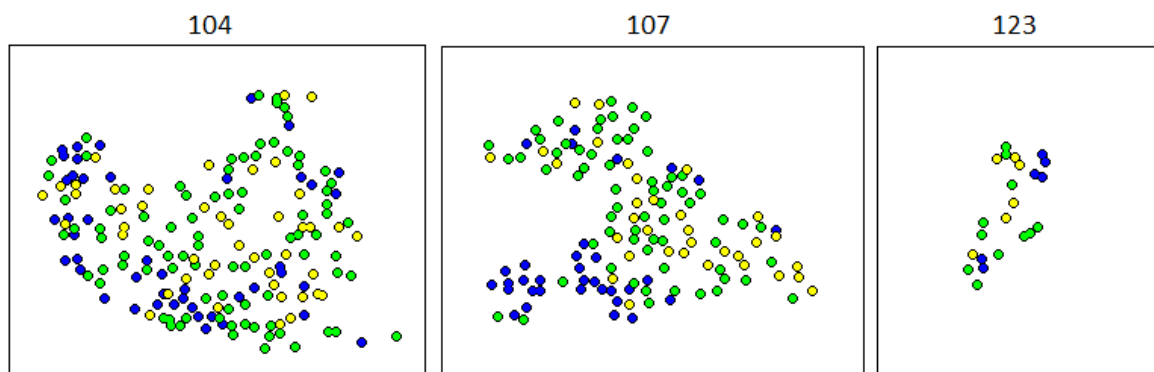


Abbildung 24: Räumliche Verteilung der Tongehalte in 0 – 10 cm der BKR 104, 107 und 123. Blau: 25 % der BZE-Beprobungspunkte mit den höchsten Tongehalten in 0 – 10 cm. Grün: Interquartilsabstand (50 % der Punkte der BZE-Punkte). Gelb: 25 % der BZE-Punkte mit niedrigstem Tongehalt in 0 – 10 cm.

Als Eingangsparameter (Ton, Schluff und Sand) in Expert-N werden für jede Klassifikation für jedes Tiefenkompartiment mittlere Texturwerte festgelegt (vgl. Tabelle 22). Dafür wird jeweils der Median herangezogen (siehe Abbildung 23). Für BKR 123 wird aufgrund der geringen Stichprobengröße ($n = 6$ bzw. 11) der Mittelwert verwendet. Die Parameter Organik-Gehalt, Lagerungsdichte und pH werden auf die gleiche Weise festgelegt (vgl. Tabelle 23).

Tabelle 22: *Eingangsdaten in Expert-N: Mediane der Ton, Schluff und Sandgehalte für BKR 107, 104 und 123 (Mittelwerte für BKR 123) in verschiedenen Tiefenkompartimenten in Massenprozent. Die jeweils linken Werte jeder Texturklasse repräsentieren nach Abbildung 24 die blauen Punkte mit erhöhtem Tongehalt, die mittleren Werte der grünen Punkte mit mittlerem Tongehalt und die rechten Werte die gelben Punkte mit niedrigstem Tongehalt Datenquelle: BZE [184].*

BKR	Tiefenkompartiment in cm	Sandgehalt			Schluffgehalt			Tongehalt		
107	00-10	10,7	6,9	30,3	54,9	71,3	54,4	34	21,5	16,2
	10-30	9,7	6,7	28,3	55,9	71,5	55,9	34,2	21,6	16,1
	30-50	4,5	6	28,1	62,4	71,2	56,2	32,3	22,9	16,2
	50-70	12,4	5,9	31,5	47,6	71,3	53,8	39,8	21,9	14,6
	70-100	12,2	10,5	53	49,6	69,7	31,2	37,3	18,9	14,9
104	00-10	57,4	80,25	89	24,2	14,5	8	17,7	5,6	3,2
	10-30	56,1	80,1	88,5	24,4	14,15	8,5	18,5	5,75	3,4
	30-50	59,4	79,45	91,4	22,5	15,15	6,5	17,2	4,6	2,4
	50-70	58,3	82,65	95	20	12,65	3,3	22,6	4,4	1,3
123	00-10	16,45	17,8	3,7	48,22	53	73,3	35,33	29,2	23,05
	10-30	16,17	18,9	3,6	45,48	52,4	73,3	38,35	28,7	23,1
	30-50	6,48	14,7	3,9	32,7	51,3	69,9	60,82	34	26,3
	50-70	5,28	13,1	3,4	39,35	48,9	66,85	55,37	38	29,8
	70-100	5,17	12,4	2,0	40,45	45,35	68,7	54,38	42,2	29,3

Tabelle 23: *Eingangsdaten in Expert-N: Mediane von Gehalt an organischem Material [Massenprozent], Lagerungsdichte [$g\ cm^{-3}$] und pH für BKR 107, 104 und 123 (Mittelwerte für BKR 123) in verschiedenen Tiefenkompartimenten. Datenquelle: BZE [184]. (linker Wert = erhöhter Gehalt, mittlerer Wert = mittlerer Gehalt, rechter Wert = niedrigster Wert)*

BKR	Tiefenkompartiment in cm	Organik in %			Lagerungsdichte in $g\ cm^{-3}$			pH-Wert		
107	00-10	3,72	2,90	2,68	1,21	1,25	1,28	7,54	7,22	7,46
	10-30	3,03	2,67	2,37	1,44	1,46	1,41	7,62	7,27	7,47
	30-50	1,43	1,51	1,72	1,47	1,48	1,49	7,85	7,72	7,51
	50-70	0,79	0,82	0,4	1,48	1,44	1,46	7,93	7,91	7,73
	70-100	0,54	0,35	0,2	1,49	1,5	1,5	8,06	8,07	7,83
104	00-10	2,47	1,9	1,61	1,33	1,4	1,42	6,66	6,44	5,77

BKR	Tiefen- komparti- ment in cm	Organik in %			Lagerungsdichte in g cm ⁻³			pH-Wert		
			10-30	2,26	1,64	1,4	1,51	1,51	1,54	6,67
	30-50	0,68	1,35	0,3	1,59	1,65	1,65	6,83	6,41	5,78
	50-70	0,4	0,17	0,1	1,58	1,68	1,63	6,93	6,48	5,8
	70-100	0,27	0,13	0,05	1,58	1,71	1,64	7,07	6,53	5,79
123	00-10	3,4	3,5	2,1	1,16	1,22	1,3	7	6,94	7,12
	10-30	2,8	2,8	1,9	1,47	1,44	1,4	7,08	7,06	7,17
	30-50	1,05	1,1	0,8	1,48	1,43	1,5	7,6	7,30	7,20
	50-70	0,8	0,6	0,6	1,55	1,52	1,5	7,75	7,38	7,26
	70-100	0,85	0,5	0,5	1,52	1,5	1,5	7,8	7,37	7,4

Die Bodenart wird anhand des Datensatzes der Bodenzustandserhebung (BZE) mit Hilfe der KA5 ermittelt [68]. Da durch den Kerndatensatz der BZE nur die Bodentextur vorliegt, müssen die hydraulischen Parameter wie die Feldkapazität, die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, der Welkepunkt (vgl. Tabelle 24), die van-Genuchten-Parameter α und n (vgl. Tabelle 25) sowie Residual- und Sättigungswassergehalt (vgl. Tabelle 26) nach Szabó et al. (2019) [226] geschätzt werden.

Tabelle 24: Eingangsdaten in Expert-N: Feldkapazität, gesättigte hydraulische Leitfähigkeit und Welkepunkt geschätzt nach Szabó et al. (2019) [226] für BKR 107, 104 und 123. Die jeweils linken Werte jedes Parameters repräsentieren nach Abbildung 24 die blauen Punkte mit erhöhtem Tongehalt, die mittleren Werte die grünen Punkte mittleren Tongehalts und die rechten Werte die Punkte gelben verminderten Tongehalts

BKR	Tiefen- komparti- ment in	Feldkapazität in Vol.-%			gesättigte hydraulische Leitfähigkeit in mm d ⁻¹			Welkepunkt in Vol.-%		
		107	00-10	40,8	40,4	37,8	158,0	1.175	538,1	19,7
	10-30	38,4	37,3	37,5	81,0	1.020	302,2	19,5	16,0	13,9
	30-50	36,9	35,8	35,9	179,6	411	79,7	21,9	17,5	12,35
	50-70	37,4	36,5	35,9	186,2	516	284,4	26,0	17,1	14,0
	70-100	39,2	36,4	30,9	199,9	204	129,8	26,8	15,9	13,8
104	00-10	31,9	24,8	18,1	378	1.535	614	14,6	6,8	5,1
	10-30	30,3	18,8	12,8	527	-	1.388	14,3	6,7	4,8
	30-50	28,4	16,5	8,9	270	835	5.069	12,7	4,9	3,0
	50-70	29,0	14	7,8	180	1.153	1.185	16,9	3,9	2,1

BKR	Tiefenkompartiment in	Feldkapazität in Vol.-%			gesättigte hydraulische Leitfähigkeit in mm d ⁻¹			Welkepunkt in Vol.-%		
	70-100	29,6	16	7,6	134	994	364	16,4	4,2	2,1
123	00-10	42,5	39	39,1	905,5	107,7	607	21,8	19,5	17,2
	10-30	37,9	35,5	37,4	176,2	454,5	448	23,9	20,1	17,7
	30-50	40,0	37,9	35,6	67,4	125	472	32,7	22,8	19,1
	50-70	36,8	36,6	36,2	49,7	124,5	418	29,5	25,1	21,0
	70-100	35,7	38,5	37,4	54,2	91,7	347	29,4	25,25	22,2

Tabelle 25: *Eingangsdaten in Expert-N: van Genuchten-Parameter α , van Genuchten-Parameter n geschätzt nach Szabó et al. (2019) [226], sowie die Bodenart nach KA5 [68] für BKR 107, 104 und 123. Die jeweils linken Werte jedes Parameters repräsentieren nach Abbildung 23 die blauen Punkte mit erhöhtem Tongehalt, die mittleren Werte die grünen Punkte mittleren Tongehalts und die rechten Werte die gelben Punkte verminderten Tongehalts.*

BKR	Tiefenkompartiment in cm	van Genuchten-Parameter α			van Genuchten-Parameter n			Bodenart		
107	00-10	0,9	1,88	2,07	1,30	1,29	1,255	Tu3	Ut4	Uls
	10-30	0,8	0,77	1,20	1,25	1,26	1,23	Tu3	Ut4	Uls
	30-50	1,2	0,76	1,285	1,21	1,28	1,27	Tu3	Ut4	Uls
	50-70	1,3	0,54	1,23	1,15	1,26	1,275	Tu3	Ut4	Uls
	70-100	0,8	0,61	5,95	1,16	1,31	1,23	Lt3	Ut4	Uls
104	00-10	3,75	4,2	3,5	1,28	1,70	2,29	Ls4	Sl2	Ss
	10-30	3,755	5,0	4,9	1,22	1,56	2,11	Ls4	Sl2	Ss
	30-50	4,5	5,8	4,1	1,24	1,56	2,37	Ls4	Sl2	Ss
	50-70	4,8	6,8	4,8	1,19	1,50	2,83	Ls4	Sl2	Ss
	70-100	3,85	4,0	4,0	1,215	1,63	3,41	Ls4	Sl2	Ss
123	00-10	2,6	2,1	1,22	1,19	1,24	1,22	Lt3	Lu	Ut4
	10-30	0,81	1,11	0,75	1,17	1,23	1,28	Lt3	Lu	Ut4
	30-50	1,8	1,8	1,21	1,15	1,16	1,17	Tu2	Tu3	Tu4
	50-70	0,68	0,92	0,5	1,18	1,15	1,18	Tu2	Lt3	Tu4
	70-100	0,28	1	0,41	1,27	1,15	1,25	Tu2	Lt3	Tu4

Tabelle 26: *Eingangsdaten in Expert-N: Sättigungs- und Residualwassergehalt geschätzt nach Szabó et al. (2019) [226] für BKR 107, 104 und 123. Die jeweils linken Werte jedes Parameters repräsentieren nach Abbildung 23 die blauen Punkte mit erhöhtem Tongehalt, die mittleren Werte die grünen Punkte mittleren Tongehalts und die rechten Werte die gelben Punkte verminderten Tongehalts*

BKR	Tiefenkompartimente in cm	Sättigungswassergehalt in Vol.-%			Residualwassergehalt in Vol.-%		
		blau	grün	gelb	blau	grün	gelb
107	00-10	49,9	53,05	49,6	2,6	2,25	1,69
	10-30	44,0	46,1	44,3	3,8	2,62	2,25
	30-50	42,4	41,3	42,3	2,8	2,85	2,70
	50-70	42,7	42,7	42,3	4,7	2,20	2,21
	70-100	41,7	40,6	43,0	2,5	3,28	2,46
104	00-10	48,3	44,3	43,1	4,26	7,4	6,56
	10-30	41,7	41,8	41,7	3,86	6,0	6,59
	30-50	39,5	35,8	35,1	4,9	3,6	4,42
	50-70	37,6	31,6	36,4	4,6	3,9	4,6
	70-100	38,0	30,9	36,3	3,45	3,5	3,71
123	00-10	51,1	49,5	49,8	5,33	3,55	2,69
	10-30	42,3	42,3	42,6	2,86	2,04	5,43
	30-50	46,3	43,7	40,7	11,63	3,82	1,64
	50-70	42,5	40,8	42,15	10,14	3,11	2,3
	70-100	42,9	41,0	40,6	8,28	1,84	2,58

4.2.4.3 N₂O nach GNOC

Für die Berechnung der N₂O-Emissionen nach GNOC [134] (siehe Kapitel 6.1.3, Gleichung (6.9)) werden die Bodenparameter Bodentextur, C_{org} und pH-Wert in Kategorien eingeteilt, welche in effect values umgesetzt werden (siehe Tabelle 58). Für die Bodentextur wird die Harmonized World Soil database [173] verwendet. Für die Nutzung der BZE [184] muss die deutsche Bodentextur nach bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5) in die USDA texture classes umgerechnet werden. Dafür wird die Pedotransferfunktion nach Nemes et al. (1999) [176] genutzt. Das Weiteren wird die Verortung der N₂O-Emissionen in GNOC durch Klimazonen wiedergegeben, welche ebenso in effect values übersetzt werden.

Die prozentuale Auswertung der Bodentextur (fein > 35 % Ton, medium < 35 % Ton und < 65 % Sand, grob < 18 % Ton und > 65 % Sand) ergibt, dass die BKR 102 und 104 für die Kategorie „grob“ homogen sind, d. h. über 75 % der BZE-Beprobungspunkte haben einen Tongehalt < 18 % und einen Sandgehalt > 65 %. Für die BKR 107, 108 sowie 115

gilt dies für die Textur „medium“. Die weiteren BKR sind heterogen für die Bodentextur. BKR 101, 112, 123, 154 sind durch „grob“ und „medium“ gekennzeichnet. „Medium“ und „fein“ charakterisieren die BKR 113 und 114 (siehe Tabelle 27).

Tabelle 27: Anteil bzw. Wichtung für die Bodentextur nach GNOC für heterogene BKR (abgeleitet aus BZE [184])

BKR (grob / medium)	BKR (medium / fein)
101 (65 % / 35 %)	113 (49 % / 40 %)
112 (19 % / 75 %)	114 (55 % / 29 %)
123 (64 % / 33 %)	
154 (26 % / 74 %)	

Nach der oben beschriebenen Auswertung für den Parameter C_{org} sind die BKR 107, 108, 112, 113, 114, 115, 123 und 154 in der C_{org} -Klasse ≥ 1 und < 3 homogen. Die heterogenen BKR sind mit ihren Anteilen zu den jeweiligen Klassen in Tabelle 28 benannt. Analog zur oben beschriebenen Vorgehensweise wird für die ausgewählten BKR der Parameter pH-Wert den vorgegebenen Klassen zugeordnet (Tabelle 29).

Tabelle 28: Anteil bzw. Wichtung für den C_{org} (GNOC) für heterogene BKR (abgeleitet aus BZE [184])

Heterogene BKR	$C_{org} < 1 / \geq 1$ und < 3
101	(50 % / 50 %)
102	(51 % / 41 %)
104	(45 % / 51 %)

Tabelle 29: Anteil bzw. Wichtung für den pH-Wert (GNOC) für homogene und heterogene BKR (abgeleitet aus BZE [184])

Homogene BKR pH $\geq 5,5$ und $< 7,3$	Heterogene BKR pH $\geq 5,5$ und $< 7,3 / > 7,3$	Heterogene BKR pH $\geq 5,5$ und $< 7,3 / < 5,5$
108	107 (67 % / 31 %)	101 (70 % / 23 %)
114	113 (69 % / 21 %)	102 (50 % / 46 %)
115	123 (70 % / 24 %)	104 (59 % / 37 %)
154		112 (69 % / 30 %)

Die BKR Deutschlands liegen nach GNOC in den beiden Eco-Climatic Zones Temperate Moist and Temperate Dry [117]. Das entspricht wiederum Temperate Oceanic and Temperate Continental nach Stehfest and Bouwman (2006) [220]. Der Verschnitt der beiden Kartengrundlagen ergab, dass die BKR 104 und 107 in Temperate Continental einzuordnen sind. Alle weiteren BKR gehören in die Klimazone Temperate Oceanic. Für den BKR 102 kann festgestellt werden, dass dieser von beiden klimatischen Einordnungen betroffen ist, d. h. BKR 102 gehört zu 40 % in Klimazone Temperate Oceanic und zu 60 % in Temperate Continental.

4.2.4.4 P-Abtrag (modifizierter Ansatz nach SALCA-P & FREMSA)

Die Betrachtung des P-Abtrages nach SALCA-P & FREMSA (siehe 3.3.4) soll fruchtartenspezifisch durchgeführt werden. Daher wird sich für die Winterraps-Winterweizen-Wintergerste-FF sowie für eine Mais-Monokultur entschieden. Die Winterungs-FF hat eine hohe Bedeckungszeit während für die Monokultur aus Sommerungen längere Brachezeiten dazwischenliegen. Durch die beiden Fruchtfolgen können eine „günstige“ und „ungünstige“ Fruchtfolgegestaltung bezüglich des P-Abtrages verglichen werden.

Erosion

Für die Berechnung des P-Abtrages durch Bodenerosion (Wasser) nach SALCA-P wird auf die Rasterkarte „Potentielle Erosionsgefährdung der Ackerböden durch Wasser in Deutschland“ [29] (siehe Abbildung 25) zurückgegriffen, um den mittleren Bodenabtrag in Tonne pro ha und Jahr für die relevanten BKR zu ermitteln (siehe Tabelle 32).

Der Bodenabtrag nach BGR (2014) wird nach der allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) auf Basis von bodenkundlichen (K-Faktor), morphographischen (S-Faktor) und klimatischen Faktoren (R-Faktor) errechnet. Für das potenzielle Risiko wird der C-Faktor, welcher den Einfluss von Fruchtart und Bodenbearbeitung ausdrückt, nicht berücksichtigt. Um eine fruchtartenspezifische Betrachtung im RekoRT-Projekt zu ermöglichen, werden Literaturwerte für fruchtartenspezifische C-Faktoren bei konventioneller Bodenbearbeitung für ausgewählte Bundesländer zusammengestellt (Tabelle 30). Wenn nur C-Faktoren für Einzelfrüchte vorliegen, werden die fruchtfolgenspezifischen C-Faktoren aus den Einzelfrüchten in Anlehnung an die Excel-Anwendung zu den C-Faktoren der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen gemittelt.



Abbildung 25: *Potenzielle Erosionsgefährdung der Ackerböden durch Wasser in Deutschland [29]*

Tabelle 30: *C-Faktoren (bei konventioneller Bodenbearbeitung) für die WR-WW-WG-Fruchtfolge und die Mais-Monokultur*

Bundesland	C-Faktor WR-WW-WG	C-Faktor Mais-Monokultur	Quelle
Mecklenburg-Vorpommern	0,107	0,33	[262]
Brandenburg	0,107	0,33	[262]
Sachsen-Anhalt	0,14	0,38	[222]
Sachsen	0,056	0,33	[154] [262]
Thüringen	0,087	0,35	[182]
Bayern	0,06	0,34	[97]
Baden-Württemberg	0,103	0,4	[262]
Schleswig-Holstein	0,072	0,362	[166]

Die Verrechnung der fruchtfolgenspezifischen C-Faktoren mit dem mittleren Bodenabtrag je BKR wird flächengewichtet nach den Anteilen der jeweiligen Bundesländer an den BKR vorgenommen (siehe Tabelle 31), da die BKR sehr unterschiedlich auf die Bundesländer verteilt sind.

Tabelle 31: Prozentualer Anteil der Bundesländer an den relevanten BKR

BKR	Anteil Bundesland	Anteil Bundesland	Anteil Bundesland
101	BB 10 %	MV 90 %	
102	BB 80 %	MW 20 %	
104	BB 60 %	SN 10 %	ST 30 %
107	SN 15 %	ST 60 %	TH 25 %
108	SN 65 %	ST 5 %	TH 30 %
112	BY 100 %		
113	BW 20 %	BY 80 %	
114	BW 15 %	BY 85 %	
115	BW 20 %	BY 80 %	
123	BW 100 %		
154	SH 100 %		

In Ergänzung zur Analyse des Bodenabtrags durch Wasser wird die Bodenerosion durch Wind betrachtet. Borrelli et al. (2017) [17] quantifizieren den Erosionsverlust durch Wind auf der europäischen Skala. Genutzt wird das Modell GIS-RWEG. In die Modellberechnung gehen ein Wetterfaktor, die Bodenerodibilität, ein Soil crust factor, die Bodenrauigkeit und ein kombinierter Fruchtartfaktor ein. Als Inputdaten wird auf Corine Land Cover 2006 in Verbindung mit Landsat ETM für die Agrarflächen in Europa zurückgegriffen. MARS Climate Database (25 x 25 km) für die tägliche Klimadaten und Modis NASA für unbedeckten Boden (täglich) bilden die klimatische Erosivität ab. Die Bodenerodibilität und die Vegetationsbedeckung werden ebenfalls mit Modis NASA und ESDAC Soil Database prozessiert. Die Rauigkeit des Bodens wird aus dem EUROSTAT AGRI Census abgeleitet. Das Ergebnis zur Bodenerosion durch Wind ist in Abbildung 26 zu sehen. Zur Quantifizierung werden der Bodenabtrag durch Wind für Deutschland und die ausgewählten BKR extrahiert.

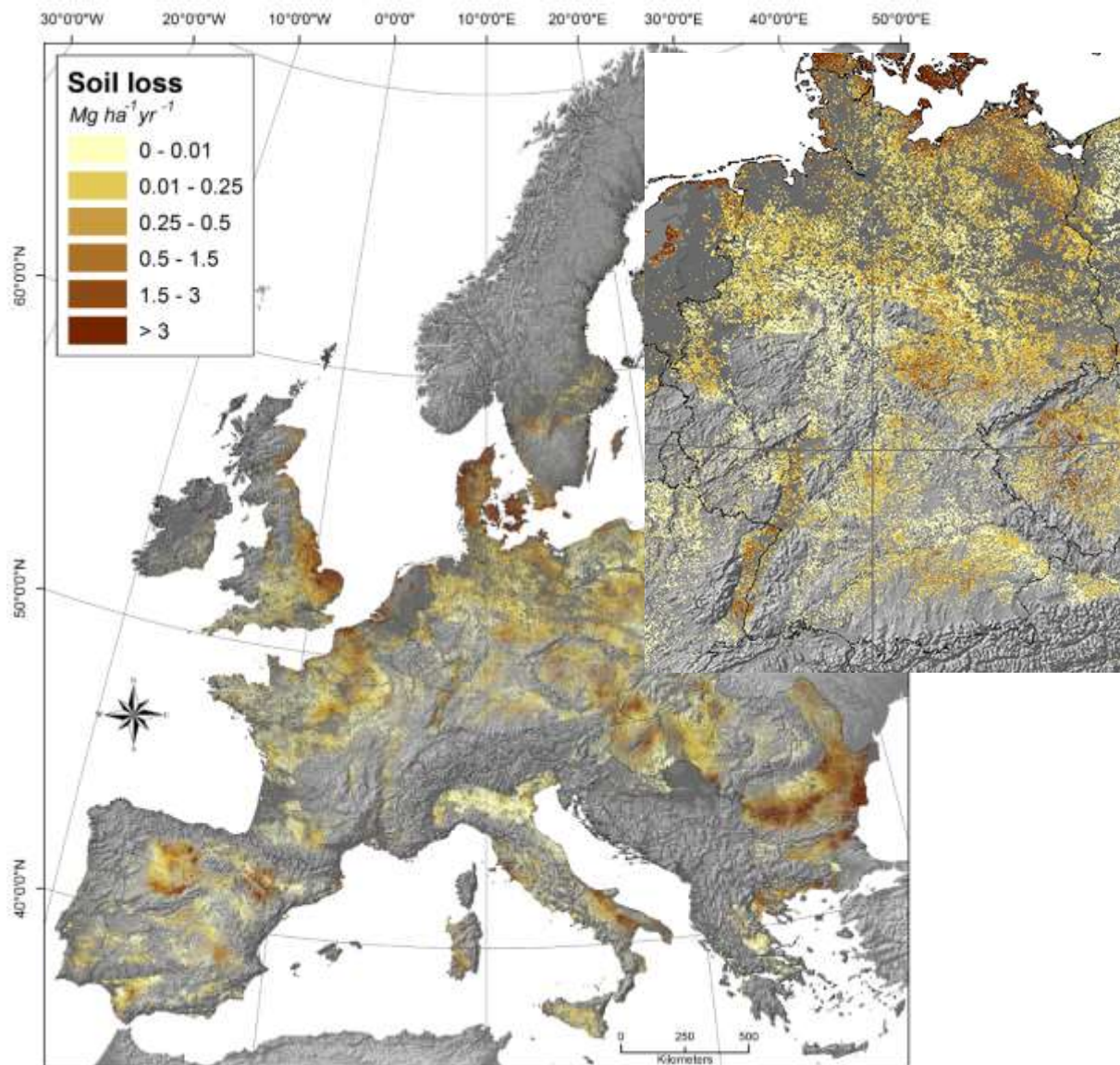


Abbildung 26: Bodenverlust durch Winderosion [17]

Neben dem mittleren Bodenabtrag (aus Wasser und Wind) in Tonne pro ha und Jahr zur Berechnung des P-Abtrags wird der P-Gesamtgehalt im Oberboden benötigt. Letzteres steht durch die GEMAS (Geochemical Mapping of Agricultural and Grazing Land Soil in Europe) [191] europaweit also auch für Deutschland zur Verfügung (siehe Abbildung 27, Tabelle 32 sowie Gleichung (6.20)).

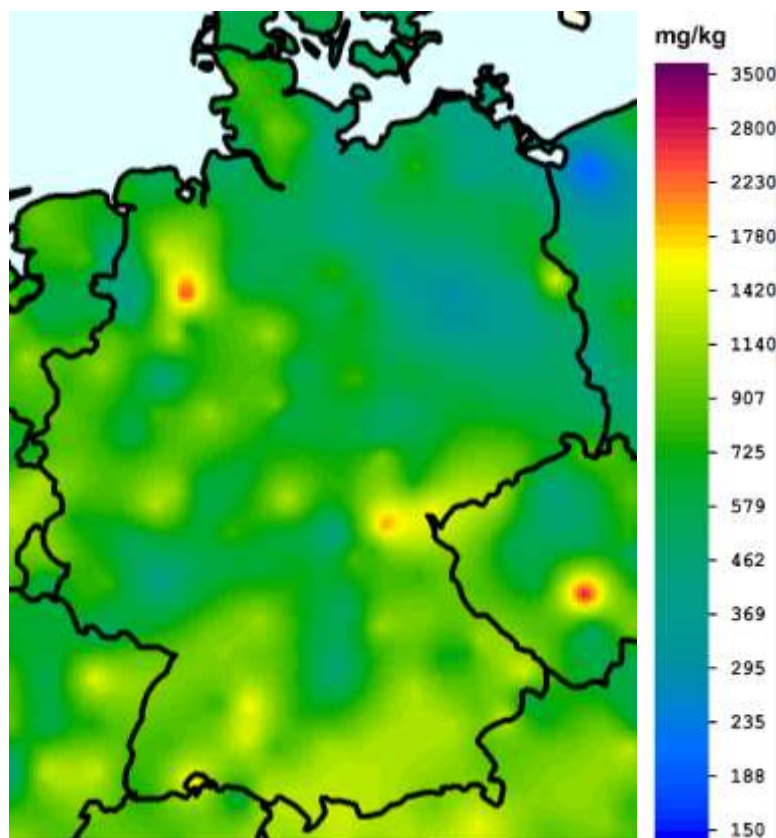


Abbildung 27: P-Gesamtgehalt im Oberboden (0 – 20 cm) (GEMAS) [191]

Tabelle 32: Geschätzter mittlerer P-Abtrag durch Bodenerosion (Wasser und Wind) für eine WR-WW-WG-Fruchtfolge und eine Mais-Monokultur in den relevanten BKR

BKR	Potenzieller mittlerer Bodenabtrag Wasser in t (ha*a) ⁻¹	Mittlerer FF Bodenabtrag Wasser in t (ha*a) ⁻¹ WR-WW-WG Mais	Mittlerer Bodenabtrag Wind in t (ha*a) ⁻¹ [17]	Mittlerer P-Gesamtgehalt Oberboden in mg kg ⁻¹	P-Abtrag durch Bodenerosion (Wasser + Wind) in kg P (ha*a) ⁻¹ WR-WW-WG Mais
101	3,39 ± 5,27	0,36 ± 0,56 1,12 ± 1,74	0,67 ± 0,81	566,40 ± 129,85	0,22 ± 0,17 0,38 ± 0,40
102	1,73 ± 3,45	0,19 ± 0,37 0,57 ± 1,14	0,15 ± 0,37	543,95 ± 143,19	0,07 ± 0,11 0,15 ± 0,24
104	1,62 ± 3,26	0,18 ± 0,36 0,56 ± 1,12	0,19 ± 0,39	823,43 ± 325,27	0,11 ± 0,16 0,23 ± 0,36
107	9,83 ± 17,66	1,12 ± 2,02 3,59 ± 6,45	0,28 ± 0,44	708,65 ± 167,61	0,37 ± 0,54 1,02 ± 1,70
108	20,44 ± 26,58	1,42 ± 1,85 6,92 ± 9,00	0,41 ± 0,59	804,41 ± 213,85	0,55 ± 0,58 2,19 ± 2,70

BKR	Potenzieller mittlerer Bodenabtrag Wasser in t (ha*a) ⁻¹	Mittlerer FF Bodenabtrag Wasser in t (ha*a) ⁻¹ WR-WW-WG Mais	Mittlerer Bodenabtrag Wind in t (ha*a) ⁻¹ [17]	Mittlerer P-Gehalt Oberboden in mg kg ⁻¹	P-Abtrag durch Bodenerosion (Wasser + Wind) in kg P (ha*a) ⁻¹ WR-WW-WG Mais
112	41,58 ± 40,02	2,49 ± 2,40 14,14 ± 13,61	0,01 ± 0,037	1081,19 ± 350,77	1,01 ± 0,31 5,69 ± 5,47
113	22,94 ± 28,6	1,57 ± 1,96 8,07 ± 10,07	0,07 ± 0,15	748,99 ± 214,71	0,46 ± 0,55 2,27 ± 2,81
114	17,23 ± 23,11	1,14 ± 1,54 6,01 ± 8,07	0,04 ± 0,12	871,49 ± 272,86	0,46 ± 0,50 2,04 ± 2,62
115	19,46 ± 25,05	1,33 ± 1,72 6,85 ± 8,82	0,19 ± 0,29	958,40 ± 255,09	0,54 ± 0,62 2,51 ± 3,15
123	29,01 ± 35,64	2,99 ± 3,67 11,60 ± 14,26	0,01 ± 0,032	1028,59 ± 247,74	1,15 ± 0,34 4,44 ± 5,45
154	4,27 ± 5,86	0,31 ± 0,42 1,55 ± 2,12	1,30 ± 3,02	532,65 ± 146,78	0,32 ± 0,60 0,56 ± 0,73

Oberflächenabfluss

Zur Berechnung des P-Abtrags durch Oberflächenabschwemmung nach SALCA-P (siehe Gleichung (6.21)) benötigt man die regionalspezifische Hangneigung (siehe Abbildung 28, links), welche aus freiverfügbaren SRTM-Daten [174] abgeleitet werden kann. Dafür wird für jede Zelle mit einem GIS-Tool die maximale Änderungsrate des Wertes dieser Zelle im Vergleich zu ihren benachbarten Zellen berechnet. Die benötigten P-Entzüge (siehe Abbildung 28, rechts) werden aus den statistischen Erträgen der Landkreise sowie den P-Gehalten der Ernteprodukte nach der Düngeverordnung [65] berechnet.

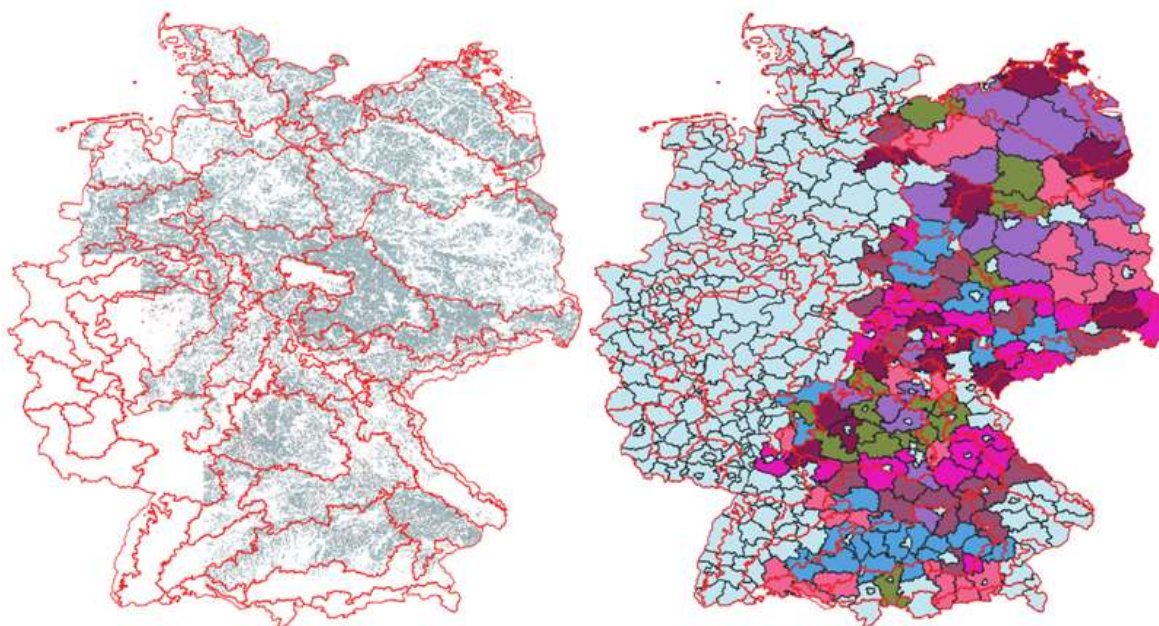


Abbildung 28: Hangneigung aus SRTM-Daten [174]; Hektarerträge der Landkreise (EBE) [219] am Beispiel vom Winterraps (eigene Darstellung)

Der Oberflächenabfluss wird ab einer Hangneigung von größer 3 % berechnet. Im Mittel tritt dies nur in den BKR 108, 113, 114 und 115 auf (Tabelle 33).

Tabelle 33: Geschätzter mittlerer P-Abtrag durch Oberflächenabschwemmung für eine WR-WW-WG-Fruchtfolge und eine Mais-Monokultur in den relevanten BKR

BKR	Hangneigung in %	P-Entzug in kg P ha ⁻¹ WR SM	P-Ausgangswert in kg P ha ⁻¹ [186]	P-Abtrag durch Oberflächenabschwemmung in kg P (ha*a) ⁻¹ WR-WW-WG Mais
101	< 3	60,6 ± 9,9 60,9 ± 7,0	0	0 0
102	< 3	52,0 ± 8,3 54,1 ± 8,3	0	0 0
104	< 3	48,5 ± 9,1 50,1 ± 11,0	0	0 0
107	< 3	60,1 ± 8,2 61,6 ± 13,4	0	0 0
108	3,7 ± 3,1	60,1 ± 6,8 59,6 ± 9,8	0,175	0,201 ± 0,178 0,202 ± 0,180

BKR	Hangneigung in %	P-Entzug in kg P ha ⁻¹ WR SM	P-Ausgangswert in kg P ha ⁻¹ [186]	P-Abtrag durch Oberflächenabschwemmung in kg P (ha*a) ⁻¹ WR-WW-WG Mais
112	7,3 ± 5,1	52,6 ± 6,8 72,5 ± 8,0	0,175	0,198 ± 0,178 0,207 ± 0,179
113	4,9 ± 4,2	53,3 ± 8,9 69,2 ± 10,8	0,175	0,198 ± 0,179 0,206 ± 0,180
114	4,5 ± 4,3	57,2 ± 5,8 71,1 ± 8,8	0,175	0,200 ± 0,178 0,207 ± 0,179
115	3,6 ± 3,4	62,3 ± 5,3 77,0 ± 7,1	0,175	0,202 ± 0,178 0,209 ± 0,179
123	6,6 ± 5,5	52,9 ± 5,8 58,1 ± 5,5	0,175	0,198 ± 0,178 0,200 ± 0,177
154	< 3	70,1 ± 9,6 68,9 ± 7,2	0	0

Grundwasser

Für die Berechnung der P-Emissionen durch das Grundwasser wird als Methodik FREMSA [148] herangezogen (siehe 3.3.4).

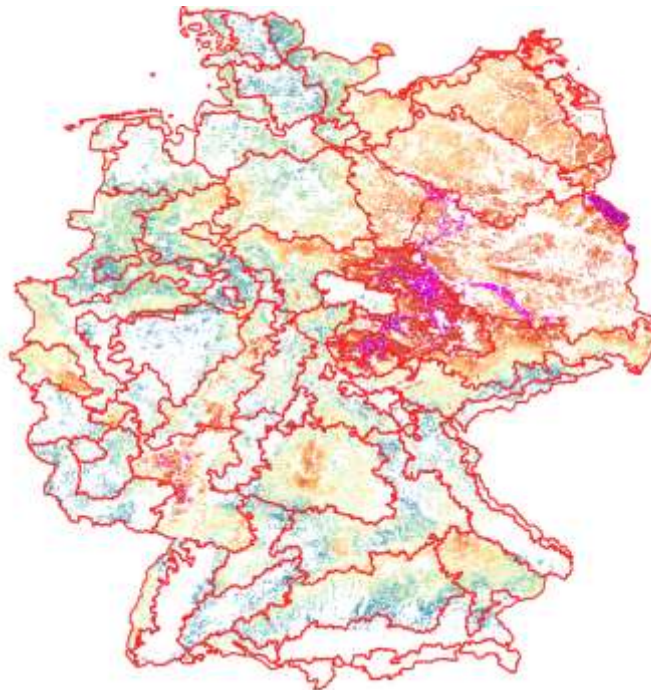


Abbildung 29: Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden in Deutschland (eigene Darstellung, abgeleitet von [27]) (rot = niedrig, blau = hoch)

Als Eingangsgrößen für die Quantifizierung bedarf es der betrachteten Fläche, des mittleren Grundwasserabflusses und der Phosphorkonzentration im oberen Grundwasserleiter. Über die mittlere jährliche Sickerwassermenge (siehe Abbildung 29), welche jeweils für jeden BKR aus der Rasterkarte der BGR (2003) [27] zur Verfügung steht, wird der mittlere Grundwasserabfluss abgeleitet.

Ebenso wie für die C-Faktoren für die Bodenerosion werden Literaturwerte für P-Konzentrationen auf Bundesländerebene zusammengestellt (siehe Tabelle 34). Die Verrechnung der Phosphor-Konzentrationen wird flächengewichtet vorgenommen. Die überschlägige Berechnung des P-Abtrages durch Grundwasser (siehe Gleichung (6.22)) in seinen Einzelberechnungsgrößen zeigt Tabelle 35.

Tabelle 34 P-Konzentrationen im Grundwasser

Bundesland	P-Konzentration in mg l ⁻¹	Quelle
Mecklenburg-Vorpommern	0,06	[146]
Brandenburg	0,0815	[145]
Sachsen-Anhalt	0,15	[148]
Sachsen	0,05 (Heide & Teich) 0,02 (Löss) 0,01 (Mittelgebirge & Vorland)	[96]
Thüringen	0,19 (BKR 107) 0,15 (BKR 108)	[233]
Bayern	0,0815	[9]
Baden-Württemberg	0,025 (BKR 113) 0,0375 (BKR 114 und 115)	[190]
Schleswig-Holstein	0,09	[253]

Tabelle 35: Geschätzter mittlerer P-Abtrag durch Grundwasser für eine WR-WW-WG-Fruchtfolge und eine Mais-Monokultur in den relevanten BKR

BKR	Sickerwasser in mm a ⁻¹	Grundwasser- neubildung in mm	Grundwasser- abfluss in l (s*km ²) ⁻¹	BKR in km ²	P-Abtrag durch GW in kg P (ha*a) ⁻¹
101	181,8 ± 36,8	163,6	5.184	12.042,4	0,10 ± 0,02
102	177,2 ± 47,9	159,5	5.054	15.146,8	0,12 ± 0,03
104	120,1 ± 66,1	108	3.422	29.505,3	0,11 ± 0,04
107	55,8 ± 62,3	50,2	1.591	11.562,9	0,07 ± 0,04
108	179 ± 83,5	161,1	5.105	12.608,6	0,11 ± 0,04

BKR	Sickerwasser in mm a ⁻¹	Grundwasser- neubildung in mm	Grundwasser- abfluss in l (s*km ²) ⁻¹	BKR in km ²	P-Abtrag durch GW in kg P (ha*a) ⁻¹
112	372,7 ± 85,9	335,5	10.630	9.562,1	0,27 ± 0,06
113	258 ± 67,5	232,2	7.358	13.511	0,16 ± 0,04
114	317,3 ± 81,7	285,6	9.050	14.917,8	0,21 ± 0,05
115	335,1 ± 92,3	301,6	9.557	15.058,4	0,22 ± 0,05
123	339,5 ± 71,5	305,5	9.682	5.002,7	0,08 ± 0,02
154	307,9 ± 52,5	277,1	8.781	3.889,6	0,28 ± 0,15

Der gesamte P-Abtrag durch Bodenerosion von Wasser und Wind sowie durch Oberflächenabschwemmung aus landwirtschaftlichen Flächen und durch das Grundwasser werden für eine Fruchtfolge mit hoher Bedeckungszeit (WR-WW-WG) und für eine Monokultur (Mais) in Sommerung betrachtet, um eine „günstige“ und „ungünstige“ Fruchtfolgegestaltung vergleichen zu können. Der mittlere geschätzte P-Abtrag beträgt in den betrachteten BKR für die Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste zwischen $0,19 \pm 0,14$ und $0,96 \pm 0,85$ kg P pro Hektar und Jahr (siehe Tabelle 36). Für die Maismonokultur ergibt sich ein P-Abtrag zwischen $0,27 \pm 0,27$ und $2,94 \pm 3,38$ kg P pro Hektar und Jahr. Im BKR 102 mit dem geringsten P-Abtrag reduziert sich der P-Abtrag um 30 % bei der „günstigsten“ Fruchtfolge im Vergleich zur „ungünstigsten“. In BKR mit hoher Reliefenergie wie beispielsweise BKR 115 zeigt der Vergleich von „günstig“ zu „ungünstig“ eine Reduzierung von 70 %.

*Tabelle 36: Geschätzter mittlerer P-Eintrag in kg (ha*a)⁻¹ für eine WR-WW-WG-Fruchtfolge / eine Mais-Monokultur in den relevanten BKR unter Berücksichtigung von Bodenerosion (Wasser + Wind), Oberflächenabfluss und Grundwasser*

BKR	durch Bodenerosion (Wasser + Wind) in kg P (ha*a) ⁻¹	durch Oberflächenab- schwemmung in kg P (ha*a) ⁻¹	durch Grund- wasser in kg P (ha*a) ⁻¹	durch Bodenerosion (W+W) + Oberflächenabschwemmung + Grundwasser in kg P (ha*a) ⁻¹
101	0,22 ± 0,17 0,38 ± 0,40	0	0,10 ± 0,02	0,32 ± 0,19 0,48 ± 0,42
102	0,07 ± 0,11 0,15 ± 0,24	0	0,12 ± 0,03	0,19 ± 0,14 0,27 ± 0,27
104	0,11 ± 0,16 0,23 ± 0,36	0	0,11 ± 0,04	0,22 ± 0,20 0,34 ± 0,40
107	0,37 ± 0,54 1,02 ± 1,70	0	0,07 ± 0,04	0,44 ± 0,58 1,09 ± 1,74
108	0,55 ± 0,58	0,201 ± 0,178	0,11 ± 0,04	0,861 ± 0,80

BKR	durch Bodenerosion (Wasser + Wind) in kg P (ha*a) ⁻¹	durch Oberflächenab- schwemmung in kg P (ha*a) ⁻¹	durch wasser in kg P (ha*a) ⁻¹	Grund- durch Bodenerosion (W+W) + Oberflächenabschwemmung + Grundwasser in kg P (ha*a) ⁻¹
	2,19 ± 2,70	0,202 ± 0,180		2,502 ± 2,92
112	1,01 ± 0,31 5,69 ± 5,47	0,198 ± 0,178 0,207 ± 0,179	0,27 ± 0,06	1,478 ± 0,55 6,167 ± 5,71
113	0,46 ± 0,55 2,27 ± 2,81	0,198 ± 0,179 0,206 ± 0,180	0,16 ± 0,04	0,889 ± 0,72 2,636 ± 3,03
114	0,46 ± 0,50 2,04 ± 2,62	0,200 ± 0,178 0,207 ± 0,179	0,21 ± 0,05	0,870 ± 0,73 2,457 ± 2,85
115	0,54 ± 0,62 2,51 ± 3,15	0,202 ± 0,178 0,209 ± 0,179	0,22 ± 0,05	0,962 ± 0,85 2,939 ± 3,38
123	1,15 ± 0,34 4,44 ± 5,45	0,198 ± 0,178 0,200 ± 0,177	0,08 ± 0,02	1.428 ± 0,54 4,720 ± 5,47
154	0,32 ± 0,60 0,56 ± 0,73	0	0,28 ± 0,15	0,600 ± 0,75 0.840 ± 0,88

Drainage

Zu drainierten Flächen sind nur unzureichend regionalspezifischen Daten vorhanden. Eine Auswertung von Kartenmaterial ergibt, dass diese Information nur gebietsweise vorliegt, jedoch nicht für die gesamte Bundesrepublik. Aktuell bestehen Bemühungen durch ein Unternehmen (Apus-Systems), diese über Luftbildaufnahmen flächendeckend abzuschätzen.

5 Allgemeine Festlegung von Ziel und Bilanzierungsrahmen

Für eine ökobilanzielle Bewertung ist die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens notwendig. In der Definition des Ziels ist festgehalten, was die konkreten Ziele der Studie sind. Der Untersuchungsrahmen dient der Beschreibung des betrachteten Systems und seiner Grenzen. Zudem werden die Datengrundlage sowie unterschiedliche methodische Aspekte angesprochen. Abschließend werden die Wirkungskategorien und Wirkungsabschätzungsmethoden erläutert.

5.1 Zieldefinition

Das primäre Ziel der Untersuchung ist es, regionaltypische und spezifische Ökobilanzdaten und -ergebnisse für regionaltypische Fruchtfolgen in Deutschland zu erarbeiten. Verbunden mit der ökonomischen Bewertung sollen darauf aufbauend **praktisch umsetzbare und kosteneffiziente THG-Minderungsstrategien** und **regional abgestimmte Handlungsempfehlungen** für den Anbau von Rohstoffpflanzen und regionaltypischen Leitkulturen abgeleitet werden. Da der Pflanzenanbau auch große Auswirkungen auf weitere Schutzgüter wie Gewässer und Böden hat, werden weitere Umweltwirkungen wie die Eutrophierung und Versauerung hierbei ebenso betrachtet.

Die Untersuchung basiert auf einer **harmonisierten Methode** zur Erfassung der Ein- und Ausgangsgrößen sowie zur Bestimmung der relevanten Umweltwirkungen, die für die spezifische Fragestellung des Projektes festgelegt wurde.

Darüber hinaus sollen verschiedene methodische Fragestellungen untersucht werden:

- Welche Möglichkeiten bestehen für die Bewertung von **Koppelprodukten**, insbesondere bei stofflicher oder energetischer Nutzung landwirtschaftlicher Reststoffe?
- Wie können **Fruchtfolgeeffekte** im Rahmen der Bewertung von Einzelfrüchten berücksichtigt werden?
- Wie können **Stickstoffflüsse** und **stickstoffbürtige Emissionen** berechnet werden? Welche Auswirkung haben die unterschiedlichen Berechnungsansätze, insbesondere auf das Ergebnis der ökologischen Bewertung der gesamten Kultur oder Fruchtfolge?

Die methodischen Fragestellungen werden anhand ausgewählter Beispiele exemplarisch erprobt.

Ein weiteres Ziel der Studie ist die Bewertung der **Flächeneffizienz** und die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Bewirtschaftungsintensität, Treibhausgasemissionen und Wirtschaftlichkeit. Hierbei werden sowohl die regionaltypischen Basisfruchtfolgen als auch die Handlungsempfehlungen ökologisch-ökonomisch auf Basis verschiedener funktionaler Einheiten (flächen- und produktbezogen) geprüft.

5.2 Untersuchungsrahmen

Im folgenden Kapitel wird das betrachtete Produktsystem mit seinen Systemgrenzen definiert. Weiterhin werden die Festlegungen zu funktioneller Einheit, Datengrundlage, Koppelprodukten und Fruchtfolgeeffekten genauer beschrieben.

5.2.1 Systemdarstellung

Die Systemdarstellung (siehe Abbildung 30) erfolgt in Anlehnung an die ExpResBio-Methode [261]. Mit diesem Schema ist es möglich, Prozesse des Produktsystems einheitlich zu beschreiben, zu analysieren und zu bewerten.

Informationen zu den Lebenszyklusphasen (z. B. Rohstoffgewinnung) werden in Prozessgruppen (z. B. [A]) unterteilt, die aus mehreren Prozessuntergruppen (z. B. [A1] bis [A5]) bestehen. Bei der detaillierten Analyse von Produktsystemen kann es sinnvoll sein, bestimmte Prozessuntergruppen wieder in Einzelprozesse zu unterteilen (z. B. [A1.1] bis [A1.3]). Die betriebliche Logistik und die bilanzierten Zwischenprozesse werden gesondert dargestellt. Eine Trennung zwischen Emissionen, die direkt mit der Produktion zusammenhängen und solchen, die über indirekte Effekte zu Emissionen führen, erfolgt über [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze.

Die Beschreibung der einzelnen Prozessgruppen ist wie folgt:

- **[A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse** – umfasst alle Prozesse der Rohstoffbereitstellung wie zum Beispiel die Bestandesbegründung [A1], die Bestandesführung [A2], die Ernte [A3] oder weitere Emissionen wie z. B. Feldemissionen, die unter [A4] nicht zuordenbar aufgeführt sind.
- **[B] Transformation** – umfasst die Prozesse der Lagerung und Vorbehandlung von Biomasse sowie deren Umwandlung zu Produkten für die energetische und stoffliche Nutzung.
- **[L] Betriebliche Logistik + [T] Transporte** – umfasst die Logistikprozesse der betrieblichen Logistik wie zum Beispiel Transport des Saatgutes oder weitere Transportprozesse, untergliedert nach den einzelnen Lebenszyklusabschnitten.
- **[V-B] Vorleistung Betriebsstoffe** – umfasst Herstellungsprozesse der Betriebsstoffe, die als Vorleistung vor dem untersuchten Produktsystem stattfinden. Dazu zählen [V-B1] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut, [V-B2] Bereitstellung von N-Mineraldüngern, [V-B3] Bereitstellung von sonstigen Mineraldüngern, [V-B4] Bereitstellung von Kalk, [V-B5] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln, [V-B6] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen, [V-B7] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien, [V-B8] Bereitstellung von sonstigen Betriebsstoffen.
- **[V-I] Vorleistung Infrastruktur** – umfasst Bereitstellungsprozesse von Infrastruktur und Maschinen, die als Vorleistung vor dem untersuchten Produktsystem stattfinden. Diese beinhalten [V-I1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten und [V-I2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur.

- **[F] Effekte außerhalb der Systemgrenze** – umfassen sämtliche Effekte, die außerhalb des Systemraums liegen. Dazu zählen beispielsweise vermiedene Lasten und Gutschriften für ein vermiedenes Referenzsystem durch die Nutzung von Koppelprodukten.

Bezeichnung Produktsystem: Rohstoffanbau		Produktion
Rohstoffgewinnung		
<input type="checkbox"/> [A] Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse	<input type="checkbox"/> [B] Transformation	<input type="checkbox"/> [F] Effekte außerhalb der Systemgrenze
<input checked="" 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 checked="" type="checkbox"/> [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 type="checkbox"/> [F1] Gutschriften für vermiedene Lasten <input type="checkbox"/> [F2] Direkte Landnutzungsänderung <input type="checkbox"/> [F3] Indirekte Landnutzungsänderung
<input checked="" type="checkbox"/> [A3] Ernte <input checked="" type="checkbox"/> [A3.1] Ernte Biomasse <input type="checkbox"/> [A3.2] Aufarbeitungsprozesse nach der Ernte <input type="checkbox"/> [A3.3] Aufladen auf LKW/Traktor	<input checked="" type="checkbox"/> [A4] nicht-zuordenbar <input type="checkbox"/> [A4.1] C-Speicher Fläche <input checked="" type="checkbox"/> [A4.2] N ₂ O- Feldemissionen <input checked="" type="checkbox"/> [A4.3] CO ₂ - Feldemissionen <input checked="" type="checkbox"/> [A4.4] Nitrat <input checked="" type="checkbox"/> [A4.5] Ammoniak-Emissionen <input checked="" type="checkbox"/> [A4.6] Phosphor-Emissionen <input checked="" type="checkbox"/> [A4.7] andere Feldemissionen	<input type="checkbox"/> [F4] Gutschriften für vermiedenes Referenzsystem Koppelprodukte <input type="checkbox"/> [F5] Gutschriften für vermiedene Roh- und Brennstoffe durch Abfallbewirtschaftung -----
<input type="checkbox"/> [A5] Rohstoffbereitstellung aus vorgelagerten Systemen		<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 checked="" type="checkbox"/> [L] Betriebliche Logistik	<input type="checkbox"/> [T] Transporte	
<input checked="" type="checkbox"/> [T1] Transport Biomasse	<input type="checkbox"/> [T2] Transport Zwischenprodukte	<input type="checkbox"/> [T3] Transport Endprodukte
<input checked="" type="checkbox"/> [T4] Transport Koppelprodukte und Abfälle	<input type="checkbox"/> [V-I] Vorleistung Infrastruktur	
<input type="checkbox"/> [V-B] Vorleistung Betriebsstoffe		<input checked="" type="checkbox"/> [V-I1] Herstellung/Instandhaltung von Maschinen und Geräten <input checked="" type="checkbox"/> [V-I2] Bau/Instandhaltung von Gebäuden und Infrastruktur
<input checked="" type="checkbox"/> [V-B1] Produktion von Pflanzmaterial und Saatgut <input checked="" type="checkbox"/> [V-B3] Bereitstellung von sonstigen Mineraldüngern <input checked="" type="checkbox"/> [V-B5] Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln <input type="checkbox"/> [V-B7] Bereitstellung von Prozess- und Hilfsenergien	<input checked="" type="checkbox"/> [V-B2] Bereitstellung von N-Mineraldüngern <input checked="" type="checkbox"/> [V-B4] Bereitstellung von Kalk <input checked="" type="checkbox"/> [V-B6] Bereitstellung von Kraft- und Brennstoffen <input checked="" type="checkbox"/> [V-B8] Bereitstellung von sonstigen Betriebsstoffen	Geographische Repräsentativität:
Zeitliche Repräsentativität:		Anmerkungen:

Abbildung 30: Systemdarstellung für die Analyse und Bewertung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von landwirtschaftlichen Produktsystemen. Die berücksichtigten Prozesse der Bilanzierung regionaltypischer Fruchtfolgen sind mit einem Häkchen markiert

5.2.2 Systemgrenzen

Für die Analyse und Bewertung vom Anbau nachwachsender Rohstoffpflanzen wird die Systemgrenze „cradle to gate“ gewählt, d. h. das Produktionssystem umfasst alle Prozesse von der Wiege bis zum Hof. Dadurch werden Nachernteprozesse wie zum Beispiel der Korntransport zum Hof ebenfalls berücksichtigt.

Auf der Betrachtungsebene der Fruchtfolge umfasst die Systemgrenze der Fruchtfolge die Anbauprozesse aller Fruchtfolgeglieder.

Bei der Betrachtung von Einzelfrüchten werden die Systemgrenzen der einzelnen Fruchtfolgeglieder unter der Bedingung, dass diese sich lückenlos zum Gesamtsystem addieren, wie folgt festgelegt: Auf dem Feld werden alle Prozesse ab der ersten Bodenbearbeitung bis zur letzten Stoppelbearbeitung berücksichtigt (Abbildung 31). Die direkten Lachgasemissionen, die aus Ernte- und Wurzelresten der Hauptkultur entstehen, werden zu dieser zugerechnet, auch wenn sie anteilig erst im Laufe der nachfolgenden Vegetationsperiode freigesetzt werden. Diese Systemgrenze spiegelt also das Verursacherprinzip für die direkten N_2O -Emissionen wider.

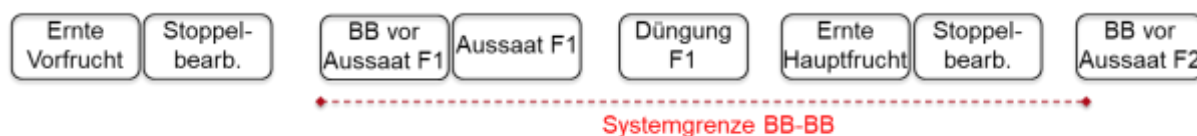


Abbildung 31: Systemgrenzen für die Bilanzierung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe

Die betrachteten Prozesse für das Produktsystem der regionaltypischen Fruchtfolgen sind in der Systemdarstellung (Abbildung 30) mit einem Häkchen gekennzeichnet. Diese beinhalten alle Prozesse, die für den Anbau von Rohstoffpflanzen notwendig sind.

Zusätzlich zu den bereits dargestellten Systemgrenzen werden im Folgenden die technischen, räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen detaillierter beschrieben:

Technische Systemgrenze:

- Menschliche Arbeitsleistung sowie Aufwendungen für die Verwaltung werden in der ökobilanziellen Bewertung nicht berücksichtigt. In der ökonomischen Bewertung wird der Arbeitszeitbedarf berücksichtigt.
- Infrastrukturbereitstellung und Betrieb: Die Bereitstellung der Infrastruktur (z. B. Maschinenhallen, Maschinen und Geräte) werden in der Bilanz berücksichtigt.

Räumliche (geografische) Systemgrenze:

Hinsichtlich der räumlichen Systemgrenze der ökologischen und ökonomischen Bewertung wird die Bundesrepublik Deutschland als geografische Grenze angenommen. Daher müssen alle Annahmen und Definitionen der Produktsysteme für Unternehmen und Regionen in Deutschland getroffen werden und für dieses Land gültig sein. Die Ausnahme ist

die Bereitstellung verschiedener Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe wie zum Beispiel Mineraldünger oder Diesel, da diese bis zu ihrer Rohstoffentnahme aus der Umwelt betrachtet werden und sich diese oftmals in anderen Ländern befindet.

Zeitliche Systemgrenze:

Die zeitliche Grenze ist durch die definierten Ziele der Analyse festgelegt. Werden Analysen hinsichtlich der Umweltwirkung von Fruchtfolgen durchgeführt, umfasst es die Zeit der gesamten Fruchtfolge (z. B. drei Anbaujahre). Bei einer Einzelfruchtbewertung entspricht die zeitliche Systemgrenze der in Abbildung 31 abgebildeten Systemgrenze einer Einzelkultur (z. B. ein Anbaujahr).

5.2.3 Bezugsgröße und funktionelle Einheit

Für die Untersuchungen werden insgesamt drei unterschiedliche funktionelle Einheiten festgelegt, um unterschiedliche Fragestellungen zu adressieren. Die funktionelle Einheit ein Hektar Anbaufläche und Jahr dient dem Vergleich verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungsoptionen des Produktionsfaktors Bodens. Um die Effizienz der Einzelkulturen in Bezug auf die Fläche zu berücksichtigen, wird die funktionelle Einheit Getreideeinheit verwendet, welche die Bereitstellung von Nahrungs- und Futtermitteln in Form des Energielieferungsvermögens ausdrückt (siehe auch Kapitel 3.1). Des Weiteren wird bei der ökonomischen Bewertung die wirtschaftliche Erfolgsgröße der Direkt- und arbeitserledigungs-kostenfreien Leistung mit der Einheit € als Bezugsgröße gewählt.

5.2.4 Beschreibung des Produktsystems

Die berücksichtigten Prozesse im Produktsystem des Anbaus von Rohstoffpflanzen sind in Kapitel 5.2.1 dargestellt. Im Folgenden werden das Produktsystem und die Annahmen zu landwirtschaftlichen Aktivitäten näher beschrieben:

Der Anbau von Rohstoffpflanzen beinhaltet Managementmaßnahmen wie zum Beispiel die Saatbettbereitung, die Aussaat, die Ausbringung von Mineraldüngern, Kalk oder Pflanzenschutzmitteln sowie die Ernte und die anschließende Stoppelbearbeitung. Der Korntransport, der Saatguttransport sowie Bonituren und anteilig berechnete Probennahmen werden in der Bilanzierung ebenfalls berücksichtigt. Ebenfalls werden Vorleistungen mit einbezogen: Vorleistungen der Infrastruktur [V-I] wie zum Beispiel der [V-I2] Bau oder Instandhaltung von Maschinen oder Gebäuden werden anteilig für den jeweiligen Feldarbeitsvorgang berechnet. Die Vorleistungen der Betriebsstoffe sind nach relevanten Gruppen geclustert. Die Emissionen, die durch die Verbrennung des Diesels bei den Feldarbeitsvorgängen entstehen, sind den jeweiligen Prozessen [A1 – A3] zugeordnet. Feldemissionen, wie zum Beispiel die N₂O-, CO₂- oder Phosphoremissionen fließen in die Bewertung mit ein und sind in [A4] nicht zuordenbaren Emissionen zu finden.

Für die Bilanzierung der regionaltypischen Fruchtfolgen in den BKR sind Annahmen hinsichtlich Managementmaßnahmen zu treffen:

- Wendende Bodenbearbeitung: Eine regionaldifferenzierte Aussage zur Art der Bodenbearbeitung kann nicht getroffen werden. Erfahrungen aus vorherigen Projekten zeigen, dass keine Zuordnung über Standortinformation möglich ist [63]. Da die Wahl der Bodenbearbeitung (wendend/nicht wendend) stark auf die Präferenz des Landwirts zurückzuführen ist, werden die Untersuchungen der BKR mit der Annahme der wendenden Bodenbearbeitung durchgeführt.
- Stroh-Management: Das Strohentnahmepotenzial kann anhand der Humusbilanz einer Fruchtfolge identifiziert werden. Ist die Humusbilanz einer Fruchtfolge trotz Strohentnahme ausgeglichen, ist das Strohentnahmepotenzial positiv. Bei den untersuchten Basisfruchtfolgen wird daher von einer Stroheinarbeitung ausgegangen, d. h. das Stroh bleibt im System erhalten und es entsteht kein Koppelprodukt. Eine Abfuhr wäre nicht mit den Anforderungen nach Cross Compliance vereinbar oder im Sinne einer nachhaltigen Bewirtschaftung.

Sofern detaillierte Informationen zur Bodenbearbeitung oder zum Stroh-Management in den Standortdaten vorliegen, werden diese in der Bilanzierung umgesetzt. Eine Bewertung des Koppelproduktes bei abgefahrenem Stroh wird für die standort- und regionalspezifischen Analysen nicht durchgeführt. Diese erfolgt exemplarisch in Abschnitt 5.2.7.

5.2.5 Datenqualität und Datenherkunft

Die Vertrauenswürdigkeit der Bilanzergebnisse ist eng an die Qualität der verwendeten Daten gekoppelt. Im Rahmen der vorliegenden Bilanzen wird die Anforderung nach ISO 14044 an die Datenqualität (repräsentativ, vollständig, konsistent, transparent und genau) so weit wie möglich berücksichtigt. Bezugnehmend auf das Untersuchungsziel (Ableitung regionalspezifischer Maßnahmen) müssen die verwendeten Daten die jeweiligen regional-typischen Standort- und Bewirtschaftungseinflüsse abbilden. Die verwendete Datenbasis ist in Kapitel 4.1.4 und 4.2 ausführlich dargelegt.

Weiterhin wird für die ökologische Bewertung die Verwendung der Ökobilanzsoftware GaBi (Version 10.6.1.35; content version 2022.1) [211] mit der LCI-Datenbank ecoinvent Version 3.7.1 [257] festgelegt.

5.2.6 Festlegung wichtiger Kenngrößen

Die physikalischen und chemischen Eigenschaften der in die landwirtschaftlichen Produktsysteme ein- und ausgehenden Stoffe wirken sich unmittelbar auf die bereitgestellte Funktionalität aus. Da im Rahmen dieses Projektes Informationen aus verschiedenen Datenbanken u. a. für Umweltwirkungen und Preise genutzt werden, ist eine einheitliche Festlegung dieser Stoffeigenschaften für eine konsistente Bewertungsgrundlage zwingend erforderlich.

So ist bei Energieträgern der Heizwert ausschlaggebend für die bereitgestellte Energie pro Masseneinheit. Je nach Bezugsgröße ist zusätzlich die spezifische Dichte festzulegen. Bei den Düngemitteln ist meist die Nährstoffzusammensetzung als relevante Stoffeigenschaft

bereits in der Stoffbezeichnung festgelegt, sodass keine weitere Festlegung notwendig ist (vgl. Tabelle 37).

Tabelle 37: Physikalische und chemische Kenngrößen ausgewählter eingehender Stoffe [136] [139]

Stoff	Eigenschaft
Dieselmotorkraftstoff	Heizwert: 43,1 MJ kg ⁻¹ Dichte: 0,832 kg l ⁻¹
Kalkammonsalpeter	N-Gehalt: 27 %
Kali-Dünger	K-Gehalt: 60 %
Triple Superphosphat	P-Gehalt: 45 – 46 %
Kohlensaurer Kalk	CaO-Gehalt: 47,5 %

Die regionalspezifische Bewertung des Anbaus von Rohstoffpflanzen erfordert des Weiteren die Definition der Ernteproduktqualitäten, um in der Ökobilanzierung die Stickstoffgehalte sowie die Stickstoffdüngung und in der Leistungsrechnung die Preise adäquat abzubilden. Die Produktqualität wird in erster Linie für die Ackerkulturen Winterweizen und Wintergerste spezifiziert. Für die übrigen Ackerkulturen dienen der Trockenmassegehalt bzw. bei Winterraps der Ölgehalt nach DüV (2020) [65] zur Festlegung des Qualitätsstandards.

Im Weizenhandel gilt der Mindestgehalt an Rohprotein als ein wesentliches Kriterium zur Einordnung in eine Qualitätsgruppe und damit zur Festlegung des erzielbaren Preises [58] [151], auch wenn seit dem Jahr 2019 der Rohproteingehalt nicht mehr für die Zuordnung der Sorten herangezogen wird [48]. Aus diesem Grund wird auch in dem vorliegenden Ansatz der Rohproteingehalt als zentrales Merkmal für die Preisermittlung des Ernteguts verwendet. Ebenso liefert der Rohproteingehalt eine Aussage zum Stickstoffgehalt im Weizenkorn und Gerstenkorn, da diese beiden Eigenschaften über den Umrechnungsfaktor 5,7 bzw. 6,25 zueinander im Verhältnis stehen. Weiterhin sind der Stickstoffgehalt und somit die Stickstoffaufnahme ausschlaggebende Größen für die Abschätzung der Nitratauswaschung (siehe Abschnitt 6.1.3). Hierfür ist auch die Menge des ausgebrachten Stickstoffs von großer Bedeutung. Diese Stickstoffdüngemenge ist jedoch nicht von dem preisbestimmenden Rohproteingehalt des Ernteguts abhängig, sondern von den Qualitätszielen in Form der angestrebten Rohproteingehalte.

Da Wintergerste überwiegend als Futtergerste angebaut wird, wird die weniger wichtige Winterbraugerste mit nur ca. 2 % Anbaufläche nicht näher betrachtet [48]. Bei Futtergerste ist nach Bundessortenamt (2021) [48] ein möglichst hoher Proteingehalt erwünscht, sodass im Folgenden bezüglich des angestrebten Proteingehaltes von 13 % RP-Gehalt ausgegangen wird. Die Anforderungen für die Zuordnung zu den Qualitätsgruppen sind in Tabelle 38 zusammengefasst.

Tabelle 38: Qualitätsanforderungen und N-Parameter von Weichweizen und Futtergerste [10] [65] [88]

Eigenschaft ¹	A (Qualitätsweizen)	B (Brotweizen)	C (Futterweizen)	Futtergerste/ Wintergerste
Kornertrag in dt FM ha ⁻¹	80	80	80	70
TM-Gehalt	86 %	86 %	86 %	86 %
RP-Gehalt i. Tr.	14 %		12 %	13 %
N-Gehalt in kg N (dt FM) ⁻¹	2,11		1,81	1,79
N-Bedarfswert in kg N ha ⁻¹	230		210	180
Handelsanforderung Mindest-RP-Gehalt i. Tr.	13 %		12 %	

¹ Da Eliteweizen (E-Weizen) in dieser Aufstellung keine Relevanz aufweist, wird dieser in der weiteren Betrachtung ausgeschlossen.

Zur regionalspezifischen Darstellung der Weizenqualität werden die produzierten Qualitäten auf Bundeslandebene nach der Besonderen Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) des BMEL herangezogen [41]. Als Ausgangspunkt für die Festlegung der dominierenden Qualitätsklasse von Winterweizen auf Bundeslandebene wird der ermittelte Proteingehalt von Winterweizen der Jahre 2016 – 2020 (5-Jahreszeitraum) gewählt. Auf dieser Basis lassen sich für die Bundesländer (ohne Stadtstaaten) drei Qualitätsklassen differenzieren (siehe Tabelle 39).

Tabelle 39: Qualitätsklassen von Winterweizen auf Bundeslandebene (abgeleitet nach [41])

Qualitätsklasse	Bundesländer
Qualitätsweizen	Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen
Brotweizen	Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz, Saarland
Futterweizen/ tiger Weizen	sons- Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein

Zu Wintergerste liegen in der BEE keine Informationen zu den erzielten Eiweißgehalten vor, sodass sich für die Bundesländer keine regionalspezifische Differenzierung ableiten lässt. Bezüglich der zu betrachtenden Qualitätsklasse wird Wintergerste einheitlich für alle Bundesländer als Futtergerste mit einem mittleren Eiweißgehalt von 13 % definiert.

5.2.7 Umgang mit Koppelprodukten

Bei den untersuchten Fruchtfolgen wird bei der Kornernte Stroh als Koppelprodukt erzeugt, das zum Nährstoffgehalt innerhalb der Fruchtfolge auf dem Feld verbleibt. Sowohl für die standortspezifische als auch für die Bewertung der regionaltypischen Basisfruchtfolgen (Status quo) wird daher angenommen, dass das Stroh zum Produktsystem der Fruchtfolge gehört und nicht als Koppelprodukt mit externem Nutzen anfällt. Eine Verrechnung der Umweltlasten zwischen Korn und Stroh wie in Abschnitt 3.1 beschrieben, ist damit nicht erforderlich. Eine Bewertung des Nutzens von Stroh bei Einarbeitung z. B. mittels Gutschriften für den Nährstofftransfer zwischen den Einzelkulturen, konnte aufgrund der Komplexität und Wechselwirkungen innerhalb der Bodenprozesse mit den in diesem Projekt vorliegenden Daten nicht durchgeführt werden. Die Auswirkungen des Stroh-Managements z. B. auf C/N-Bodenverhältnisse werden jedoch als Fruchtfolgeeffekt für die gesamte Fruchtfolge in Abschnitt 5.2.8 behandelt.

Da Getreidestroh nicht grundsätzlich auf dem Feld verbleibt, sondern in vielen Fällen abgefahren und einer externen Nutzung zugeführt wird, werden nachfolgend unterschiedliche Methoden einander gegenübergestellt, wie Stroh als Koppelprodukt mit einer externen Nutzung bewertet werden kann. Auf diese Weise wird verdeutlicht, dass die gewählte Bewertungsmethode einen erheblichen Einfluss auf das Bewertungsergebnis haben kann.

Die Szenarien basieren daher stets auf der Abfuhr des Strohs mit externer Nutzung, während die Basisvariante wie oben beschrieben auf der Einarbeitung des Strohs zum Nährstoffgehalt beruht. Bei Stroh-Abfuhr verändern sich im Vergleich zu den berechneten Basisvarianten (Stroh-Einarbeitung) folgende Parameter beziehungsweise Inputgrößen:

- Betriebsmittel: Phosphor und Kaliumdüngung berücksichtigen den Nährstoffexport durch Nebenernteprodukte (siehe Abschnitt 6.1.2). Die Düngung muss entsprechend angepasst werden.
- Feldemissionen: Die Phosphoremissionen sind in Folge der angepassten P-Düngung höher als in der Basisvariante (siehe Abschnitt 6.1.3).
- Feldemissionen: Bei den direkten N_2O -Emissionen muss der Export von Stickstoff durch das abgefahrenere Stroh berücksichtigt werden. Die direkten N_2O -Emissionen fallen somit aufgrund geringerer Ernterückstände niedriger aus (siehe Abschnitt 6.1.3).
- Produktionstechnik: Bei Stroh-Abfuhr entstehen weitere Nachernteprozesse (Strohballen pressen, Transport).

Die betrachteten Szenarien zur Bewertung von Koppelprodukten sind in Anlehnung an die in Abschnitt 3.1 dargelegten Methodik wie folgt definiert:

Szenario: keine Bewertung

Das Stroh wird vollständig abgefahren und einer weiteren Nutzung zugeführt. Die Berechnung der direkten N_2O -Emissionen aus Ernte- und Wurzelrückständen sowie die Düngermengen für Phosphor und Kalium berücksichtigt die Stroh-Abfuhr. Eine Zuteilung der

vorgelagerten Umweltlasten zum Nebenprodukt Stroh erfolgt jedoch nicht, d. h. die Umweltlasten aus dem Produktionsverfahren werden ausschließlich dem Korn zugeschrieben. Dem Produktsystem Korn wird zudem der Korntransport bis zum Hof zugerechnet. Das entnommene Stroh wird mit den Prozessen Ballenpressen und Strohtransport ab Hof belastet (siehe Abbildung 32).

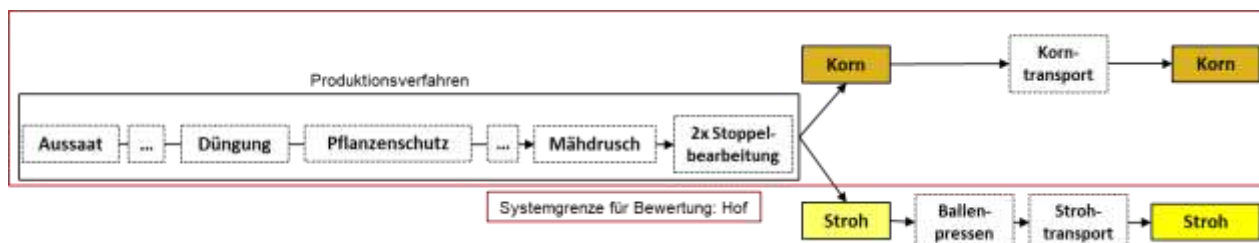


Abbildung 32: Darstellung des Systemraums für das Szenario „Keine Bewertung“ (Stroh-Abfuhr ohne Aufteilung der Umweltlasten). Dies entspricht dem Szenario der regionaltypischen Basisfruchtfolge unter Annahme einer Stroh-Abfuhr

Szenario: Allokation

Das Stroh wird vollständig abgefahren. Die Umweltwirkung der Produktionsverfahren bis zur Feldgrenze wird zwischen Haupt- und Koppelprodukt aufgeteilt, basierend auf verschiedenen physikalischen oder ökonomischen Beziehungen. Diese sind in Tabelle 40 beschrieben. Dem Produktsystem Korn werden somit die anteiligen Umweltlasten des Produktionsverfahrens und die Umweltlasten des Korntransports bis zum Hof zugerechnet (siehe Abbildung 33). Dem entnommenen Stroh werden die anteiligen Umweltlasten des Produktionsverfahrens und die Umweltlasten für das Ballenpressen und den Strohtransport bis Hof zugerechnet.

Tabelle 40: Beschreibung und Datengrundlage der Szenarien A-2 bis A-5 für eine Allokation zwischen Weizenkorn und -stroh

Szenario	Beschreibung	Korn	Stroh	Einheit	Quelle
Masse	Allokation nach Massenverhältnis	1,0	0,8	kg FM	[65]
Heizwert	Allokation nach Heizwert	17,0	17,2	MJ (kg TM) ⁻¹	[100]
Getreideeinheit	Allokation nach Getreideeinheit	1,04	0,1	GE (dt FM) ⁻¹	[34]
N-Gehalt	Allokation nach N-Gehalt der Ernte- und Nebenernteprodukte	2,11	0,50	kg N (dt FM) ⁻¹	[65]
Ökonomischer Wert	Allokation nach ökonomischem Wert	182,0	110,0	€ (t FM) ⁻¹	[138]

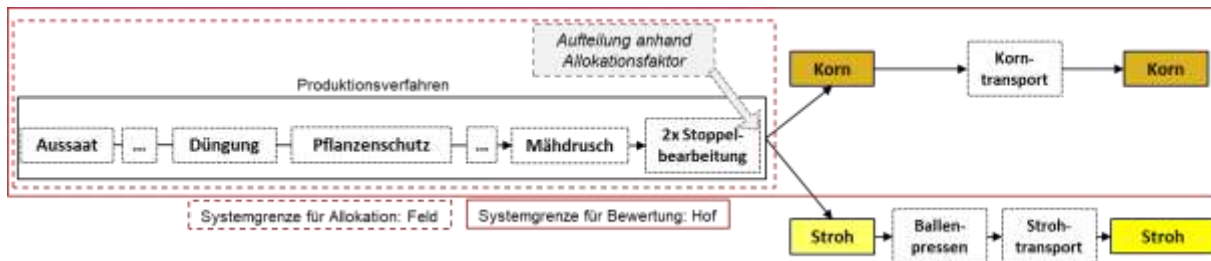


Abbildung 33: Darstellung des Systemraums für eine Allokation zwischen Getreidekorn und -stroh. Die entstandenen Emissionen aus dem Produktionsverfahren werden mittels eines Allokationsverfahrens zwischen Haupt- und Neben-ernteprodukt aufgeteilt

Szenario: Systemraumerweiterung und Gutschrift

Bei Anwendung der Systemraumerweiterung mit Gutschrift wird unterstellt, dass das Stroh abgefahren wird und ein anderes Produkt (Referenzprodukt) substituiert. Wie in Abschnitt 3.1 beschrieben, muss für die Substitution der gleiche Nutzen mit gleicher Wertigkeit zwischen dem Koppelprodukt Stroh und dem Referenzprodukt nachgewiesen werden. Anschließend ist für das Referenzprodukt eine vollständige ökologische Bewertung durchzuführen. Daher ist bei Anwendung der Systemraumerweiterung mit einem deutlich höheren Datenbedarf und Analyseaufwand zu rechnen [133].

Sofern die Nutzung des Strohs unbekannt ist, muss zudem die Marktrelevanz möglicher Referenzprodukte überprüft werden. Eine Studie des Deutschen Biomasseforschungszentrums aus dem Jahr 2012 schätzt das jährliche Aufkommen an Getreidestroh auf rund 30 Millionen Tonnen FM pro Jahr, wovon rund ein Fünftel als Einstreu genutzt wird. Die energetische und stoffliche Nutzung spielt eine eher untergeordnete Rolle. Weniger als 10.000 Tonnen FM werden in (Klein)-Feuerungsanlagen für die energetische Nutzung verwendet. Die stoffliche Nutzung (Dämmstoffproduktion, Gemüsekultivierung) wird ebenfalls als Nischenanwendung bewertet [266]. Häufigste Nutzungsoption des abgefahrenen Strohs stellt somit die Verwendung als Einstreu dar. Der Großteil des jährlichen Strohaufkommens in Deutschland verbleibt allerdings zum Humus- und Nährstoffhalt auf dem Feld.

Die Marktanalyse des DBFZ verdeutlicht, dass die Auswahl eines Referenzproduktes für eine Nutzung des abgefahrenen Strohs entweder eine Nischenanwendung (stoffliche bzw. energetische Nutzung) abbilden würde oder die Nutzung als Einstreu. Für Einstreu aus Stroh könnte in der Kälber- oder Pferdehaltung Holzspäne als Referenzprodukt zugrunde gelegt werden. Holzspäne sind wiederum ein Nebenprodukt der Holzverarbeitung und haben zahlreiche eigene stoffliche wie energetische Nutzungspfade wie beispielsweise die Herstellung von Spanplatten oder Holzpellets. Somit müsste zunächst eine Marktanalyse zur Verwendung von Holzspänen und dessen Nutzungspotenzial erstellt werden und anschließend sowohl die Rohholzbereitstellung als auch die Holzverarbeitung bilanziert werden. Neben der Auswahl sowie vollständigen Bilanzierung des Referenzproduktes müssen zusätzlich auch die Umweltwirkungen berücksichtigt werden, die aus der

Strohentnahme resultieren. Dazu können die Abnahme von Bodenkohlenstoff, ein höherer Mineraldüngerbedarf für die folgenden Kulturen sowie veränderte Feldemissionen zählen.

Dies verdeutlicht die Komplexität der Systemraumerweiterung die nachfolgend anhand von Literaturstudien am Beispiel der Strohnutzung qualitativ bewertet wird.

Ergebnisse des Methodenvergleichs

Abbildung 34 zeigt den flächenbezogenen Treibhauseffekt beim Anbau von Weizen im BKR 107 mit Stroh-Abfuhr, sowohl für das Szenario „keine Bewertung der Nebenernteprodukte“ als auch als „allokiertes Ergebnis“.

Wird Stroh abgefahren und ohne Zuteilung einer Umweltlast aus dem Produktionsverfahren einer weiteren Verwendung zugeführt („keine Bewertung“), entsprechen die Nettoemissionen aus dem Produktionsverfahren den Bruttoemissionen für Weizenkorn zuzüglich des Korntransports ($3.034 \text{ kg CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1}$). Der flächenbezogene Treibhauseffekt für Weizenkorn mit Strohentnahme ist nur sehr geringfügig um 0,5 % ($16 \text{ kg CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1}$) gegenüber der Basisvariante mit Stroheinarbeitung niedriger. Die geringeren THG-Emissionen, die sich aus den verringerten direkten N_2O -Emissionen aufgrund der Stroh-Abfuhr ergeben, liegen in der gleichen Größenordnung wie die THG-Emissionen, die für den erhöhten Bedarf an P- und K-Dünger zusätzlich entstehen (vgl. Abschnitt 6.1.2). Für die Nachernteprozesse beim Stroh (Strohballen pressen und Transport) entsteht ein Treibhauseffekt von $63 \text{ kg CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1}$, welches im Falle einer Bewertung des Strohs dem Nebenernteprodukt angerechnet wird, da die Systemgrenze sowohl für das Korn als auch für das Stroh bis zum Hoftor betrachtet wird.

Wird eine Allokation für die Aufteilung der Umweltlasten aus dem Produktionsverfahren zwischen Haupt- und Nebenprodukt zugrunde gelegt, ist die Auswirkung auf die Zuteilung der Umweltlast stark abhängig von der Bezugsgröße der Allokation (vgl. Abbildung 35). Es wird deutlich, dass die Bewertung nach Massen- und Energieverhältnis für Weizenkorn und -stroh eine nahezu gleichmäßige Aufteilung zwischen Haupt- und Nebenernteprodukt ergibt. Die Bewertung anhand der ermittelten Getreideeinheit oder dem N-Gehalt von Korn und Stroh ergeben eine höhere Umweltlast für das Hauptprodukt. Die Getreideeinheit ist hierbei unter den abgebildeten Allokationsfaktoren diejenige Einheit, welche dem Korn die größte Umweltlast (93 %) zuteilt. Eine Bewertung anhand ökonomischer Beziehungen wird über den Preis definiert. In diesem Anwendungsbeispiel werden rund zwei Drittel (67 %) dem Korn zugeteilt und rund ein Drittel (33 %) dem Stroh.

Die in Abbildung 34 dargestellten Ergebnisse verdeutlichen, dass die Methode zur Bewertung der Koppelprodukte sowie der gewählten Bezugsgröße für die Allokationen einen wesentlichen Einfluss auf den Treibhauseffekt vom Anbau von Weizen haben. Je nach Art der Ökobilanzstudie stehen verschiedene Werkzeuge bereit, um die Koppelprodukte zu bewerten. Die Allokation findet z. B. Anwendung bei Ökobilanzen, die Produktsysteme und deren Umweltwirkung isoliert betrachten.

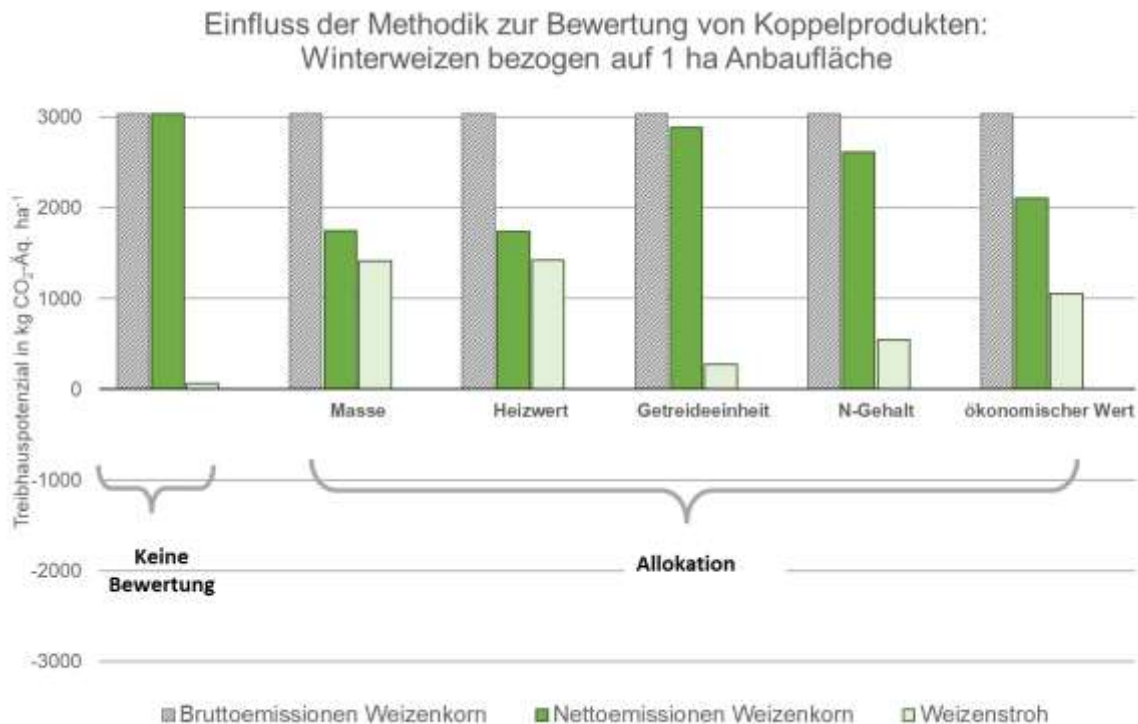


Abbildung 34: Einfluss der Methodik zur Bewertung von Koppelprodukten auf den flächenbezogenen Treibhauseffekt für Weizen.



Abbildung 35: Die Aufteilung zwischen Korn und Stroh anhand der Allokation nach unterschiedlichen physikalischen und ökonomischen Beziehungen

Für die Bewertung anhand physikalischer oder ökonomischer Beziehungen stehen verschiedene Allokationsfaktoren zur Verfügung, die in ihrer Auswirkung als Allokationsfaktor in diesem Beispiel sehr unterschiedlich ausfallen (vgl. Abbildung 35). Hierzu zählen die Allokationsfaktoren Masse, Heizwert, N-Gehalt, ökonomischer Wert oder die Getreideeinheit. Die Getreideeinheit ist eine einheitliche Bezugsgröße, die nach BMELV (2009) „in Abhängigkeit von der Verwendungsstruktur des landwirtschaftlichen Erzeugnisses in der

Fütterung das Energieliefervermögen eines Erzeugnisses im Verhältnis zum errechneten Energieliefervermögen von Futtergerste wiedergibt“ ([42] zitiert in [169]). Die Ermittlung berücksichtigt den tierartspezifischen Energiegehalt des Futtermittels sowie die Anteile der einzelnen Tierarten am Gesamtverbrauch der Futtermittel. Die Autoren Klapp und Theuvsen (2011) [131] stellten fest, dass die Getreideeinheit „zu einer höheren Bewertung der konzentrierten pflanzlichen Produkte gegenüber dem Rauhfutter führt“. Die Getreideeinheit ist eine besonders geeignete Kennzahl für die Anwendung bei Nahrungs- und Futtermitteln. Für die Anwendung zur stofflichen Nutzung der Haupt- und Nebenernteprodukte ist die Kennzahl, basierend auf dessen Herleitung und Berechnungsgrundlage (Tierarten am Futtermittelverbrauch) wenig repräsentativ und daher nur bedingt geeignet.

Eine Allokation anhand des N-Gehaltes repräsentiert die bio-physikalische Beziehung der Haupt- und Nebenernteprodukte anhand des ökologisch und ökonomisch wichtigsten Nährstoffes. Auch hier ist die Anwendung stark durch die Kenntnisse über die Nutzung des Nebenernteproduktes beschränkt. Eine Anwendung auf Nahrungs- und Futtermittel kann auf Basis des jeweiligen N- bzw. Proteingehaltes der Produkte erfolgen. Sollte ein Haupt- oder Nebenernteprodukt einer energetischen Nutzung zugeführt werden ist der Proteingehalt keine repräsentative Größe.

Die ökonomische Allokation ist hingegen unabhängig von der Verwendungsrichtung des Nebenernteproduktes. Hierbei wird angenommen, dass jeder Nutzen einem Wert und somit auch einem Marktpreis entgegensteht. Ein oft kritizierter Nachteil dieser Methode ist die starke Abhängigkeit von Marktpreisschwankungen und Marktregulationen.

Der Vergleich der verschiedenen Bezugsgrößen für die Allokation verdeutlicht, dass es keine allgemeingültige Methode geben kann, sondern je nach Zielrichtung und Fragestellung einer Untersuchung entsprechend ausgewählt werden muss. Weiterhin verdeutlichen die Ergebnisse, dass der Verwendungszweck des Nebenernteproduktes bekannt sein sollte, um eine optimale Auswahl des Allokationsverfahrens festzulegen. Andernfalls kann es zu einer Fehleinschätzung führen. Dies kann insbesondere dann auftreten, wenn die Allokation durch eine Richtlinie oder einen Standard auf eine spezifische Kenngröße (z. B. Masse, Heizwert) festgelegt wurde.

Die Systemraumerweiterung und Bewertung mittels Gutschrift findet insbesondere Anwendung bei Ökobilanzen, die eine Folgeabschätzung des Produktsystems auf nachfolgende Systeme und Entscheidungen anstreben. Wie die oben aufgeführte Marktanalyse des DBFZ zeigt, verbleibt die Mehrheit des jährlichen Strohaufkommens in Deutschland auf dem Feld [266]. Würde man dennoch die Verwendung von Stroh zur Erzeugung von elektrischer Energie in Feuerungsanlagen und damit Strom als Referenzprodukt heranziehen, führt die Auswahl des Referenzsystems zu einer verzerrten Aussagekraft in der Folgeabschätzung. Grund dafür ist die hohe Gutschrift für das Referenzprodukt Strom. Eine Abschätzung zeigt, dass die THG-Nettoemissionen für die Erzeugung von Weizenkorn nach einer Gutschrift für den substituierten Strom um 90 % auf ca. 300 kg CO₂-Äq ha⁻¹ sinken würden. Damit wären die flächenbezogenen THG-Emissionen von Weizenkorn um ein Vielfaches geringer als bei den dargelegten Allokationsvarianten. Für eine

Folgenabschätzung könnte dies bedeuten, zukünftig alles verfügbare Stroh einer energetischen Nutzung zuzuführen, um eine möglichst hohe THG-Minderung zu erreichen.

Vielmehr sollte der Fokus der Bewertung auf den Nutzen des auf dem Feld eingearbeiteten Strohs als auch auf das durch Stallmist zurückgeführte Stroh gelegt werden. Hier bleibt allerdings offen, wie der Nutzen des Strohs für die Bodenfruchtbarkeit und die nachfolgenden Kulturen bewertet werden kann.

Eine umfassende Umweltbewertung der Verbrennung von Stroh und der Erzeugung von elektrischer Energie zeigt die mögliche Relevanz dieses Nutzens [177]. Der in dieser Studie untersuchte Systemraum umfasste alle relevanten Schritte und Prozesse, angefangen bei den Umweltfolgen der Strohentnahme (Verlust von Bodenkohlenstoff, erhöhter Minereraldüngerbedarf, veränderte Feldemissionen), über die Strohverarbeitung bis hin zur Strohverbrennung und Ascheverwertung. Die Studie verdeutlicht, dass die Prozessgruppe der Strohentnahmen, d. h. die CO₂-Emissionen, die durch den Strohentzug entstehen, einen erheblichen Einfluss auf die Umweltbilanz haben. Allerdings weisen die Autoren auch darauf hin, dass die Ergebnisse stark von den getroffenen Annahmen zu den Technologien abhängen und deshalb eine Szenarioanalyse notwendig sei.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen konnte jedoch kein geeigneter Ansatz identifiziert werden, wie der Nährstofftransfer durch das verbleibende organische Material (z. B. durch ein N-Mineraldüngeräquivalent von Stroh) in einer ökobilanziellen Bewertung berücksichtigt werden kann. Weiterer Forschungsbedarf hinsichtlich der Bewertung von Stroh aufgrund des Nährstoffübertrages und des damit verbundenen Nutzens ist notwendig. Die größte Herausforderung liegt hierbei in den komplexen Interaktionen der unterschiedlichen Bodenpools der organischen Substanz und deren Auswirkung auf die Verfügbarkeit von Stickstoff im Boden. Die Ergebnisse der Untersuchungen zu der Auswirkung einer Stroh-Einarbeitung auf die Boden-C/N-Verhältnisse sind im nachfolgenden Abschnitt 5.2.8 dargestellt.

5.2.8 Bewertung von Fruchtfolgen und Fruchtfolgeeffekten

Im Kontext von Klimaschutz und Klimaanpassung nehmen die positiven Effekte der Fruchtfolgegestaltung und des Fruchtfolgemanagements einen wichtigen Stellenwert ein. Diese Effekte können je nach Standort und Bewirtschaftung sehr unterschiedlich ausfallen. Im Folgenden werden methodische Ansätze zur Bewertung des Nährstofftransfers, der phytosanitären Effekte und der Auswirkungen des Produktionsverfahren regionalspezifisch betrachtet und im Anschluss für die Vorgehensweise der ökologischen und ökonomischen Analysen festgelegt. Während der Nährstofftransfer auf Basis der Einzelkulturen betrachtet werden kann, stehen sowohl die phytosanitären Effekte als auch die Auswirkung auf das Produktionsverfahren in enger Wechselwirkung zu der gesamten Fruchtfolge (siehe Abschnitt 3.2). Diese werden daher bei der Bewertung des Status quo nicht berücksichtigt, sondern in Bezug auf die Fruchtfolgegestaltung am Beispiel der Diversifizierung von Fruchtfolgen in Kapitel 8.4 bewertet.

Nährstofftransfer

Die Bewertung des Nährstofftransfers erfolgt an dieser Stelle ausschließlich für Stickstoff und Kohlenstoff, da der Bedarf an Phosphor und Kalium über den Entzug berechnet wird und damit ein möglicher Nährstofftransfer (z. B. durch das Strohmanagement) bereits berücksichtigt ist (siehe Abschnitt 6.1.2).

Der Nährstofftransfer findet über die Ernte- und Wurzelreste (EWR) der angebauten Kulturen statt (vgl. Abbildung 36). Somit wird die Höhe des Nährstofftransfers primär durch die Nährstoffgehalte der EWR bestimmt. Die unmittelbare Auswirkung der Erntereste auf die nachfolgende Kultur sowie die tatsächlich für die nachfolgende Kultur im Boden verfügbare Menge des Stickstoffs unterliegt komplexen Bodenprozessen und wird von mehreren Faktoren wie zum Beispiel der Abbaurrate der organischen Substanz im Boden, der Mineralisierungs- und Immobilisierungsrate beeinflusst (vgl. Abbildung 36).

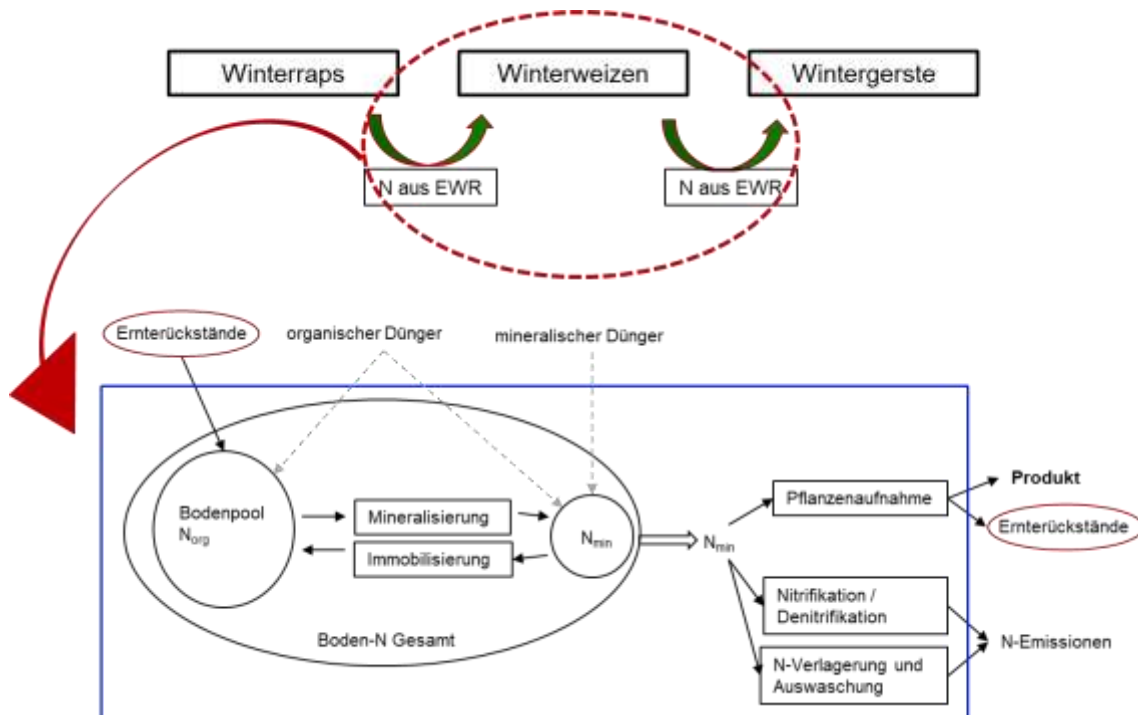


Abbildung 36: Nährstofftransfer innerhalb einer Fruchtfolge und Auswirkung im Systemraum Boden. Abbildung verändert nach Flessa et al. (2017) [81]

Für die Berechnung der Netto-N-Mineralisation wurde das vereinfachte Kohlenstoffmodell Candy Carbon Balance (CCB) [83] beispielhaft an dem BKR 101, dem BKR 107, den vier Landkreisen (Soest, Uckermark, Lichtenfels und Fürstentfeldbruck) sowie am Versuchsstandort Cunnersdorf angewandt, um den Einfluss des Stroh-Managements auf Kohlenstoff und Stickstoffdynamik auf verschiedenen Skalenebenen (BKR, Landkreis, Standort) abzuschätzen (siehe Abbildung 37).

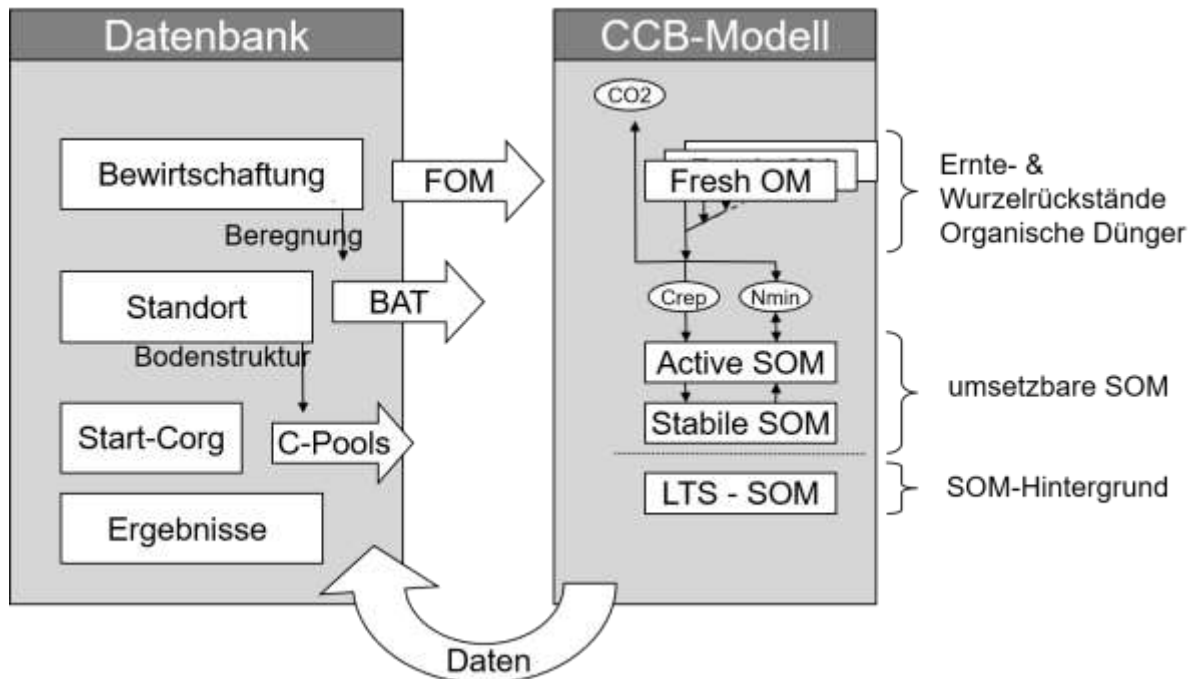


Abbildung 37: Arbeitsschema CCB – CANDY Carbon Balance (verändert nach Spiegel et al. (2018) [212])

In CCB wird die organische Substanz in verschiedene Pools geteilt, die durch eine bestimmte Umsatzaktivität charakterisiert sind. Wobei die organische Substanz des Bodens (SOM) in einen aktiven Pool, der für die Mineralisierung steht und einen passiven Pool, der für die Stabilisierung steht, getrennt ist. Des Weiteren gibt es im Hintergrund einen langfristig stabilen Pool für organische Substanz. Dieser Anteil an organischer Substanz existiert unabhängig von den Fruchtarten und Düngerzugaben und ist nicht an den Umsatzprozessen beteiligt. Alle Pools werden durch einen Indikator der Umsatzaktivität (BAT – biologic active time) beeinflusst. Die Netto-N-Mineralisierung berechnet sich unmittelbar aus dem simulierten Umsatz der organischen Substanz im Boden und wird mit Hilfe der BAT abgeschätzt. Diese lässt sich als standortbezogener Faktor für die Mineralisierungsintensität aus dem Feinanteil (FAT; zusammengesetzt aus Ton und Feinschluff), der mittleren Lufttemperatur (TEMP), dem Jahresniederschlag (NIED) und vom Feinanteil abhängigen Koeffizienten (P_0 , P_1 , P_2) berechnen [82].

$$BAT = P_0(FAT) + P_1(FAT) * TEMP + P_2(FAT) * NIED \quad (5.1)$$

Die CCB-Berechnungen können im Vergleich zu anderen komplexen Modellierungen mit einem Minimum an Inputdaten durchgeführt werden. Für die Bewirtschaftung werden die Fruchtart und der Ertrag sowie die organische Düngung als Jahreswerte benötigt. Der Boden wird für 0 – 30 cm durch den Tongehalt und die Bodenart nach Reichsbodenschätzung charakterisiert. Der Niederschlag und die Lufttemperatur beschreiben die Witterung

als langjährige Summe/Mittel oder als Jahreswerte. Des Weiteren wird der organische Kohlenstoff (C_{org}) als Startwert benötigt (siehe Tabelle 41).

Um eine bessere Simulationsgenauigkeit mit dem Modell CCB zu erreichen (vor allem auf der Feldskala), sollte eine Zeitreihe an C_{org} -Messwerten zur Verfügung stehen [84]. Zum einen, um das Modell mit einem C_{org} -Messwert initialisieren zu können. Dies wurde in der hier beschriebenen Anwendung auf regionaler Ebene durch die C_{org} -Messwerte aus der BZE [184] unter Annahme einer „steady state“-Bedingung in Anlehnung an Witing et al. (2016) [260] durchgeführt. Zum anderen wird die Messreihe benötigt, um die Modellergebnisse durch eine Kalibrierung anzupassen und eine Validierung zu prüfen. Dies konnte aufgrund der eingeschränkten Datenverfügbarkeit für die BKR und Landkreise nicht durchgeführt werden. Daher muss mit einer gewissen Modellgenauigkeit bei den Modellergebnissen gerechnet werden.

Tabelle 41: Inputdaten zur Berechnung der C/N-Dynamik mit CCB für den Simulationszeitraum 2011 – 2020

Inputdaten	Beschreibung	Quelle
Fruchtfolge	Winterraps-Winterweizen-Wintergerste	
Erträge	Jahreswerte	[219]
Düngung	Abgeleitet aus der Düngeempfehlung	Jeweiliges Bundesland
Witterung	Jahreswerte für Niederschlag und langjährige Lufttemperatur	[66]
Ton, Schluff, Sand, Lagerungsdichte	Ein mittlerer Messwert (0 – 30 cm) pro Region	[184]
C_{org}	Ein mittlerer Messwert als Startwert pro Region	[184]

Die Berechnung der C/N-Dynamik wurde für die BKR 101 und BKR 107, für die Landkreise Soest, Uckermark, Fürstfeldbruck und Lichtenfels sowie den Versuchsstandort Cunnorsdorf unter Verwendung der in Tabelle 42 aufgeführten Inputdaten durchgeführt.

Tabelle 42: Verwendete Inputdaten für den Tongehalt (0 – 30 cm), langjähriger Niederschlag, Lufttemperatur sowie C_{org} (0 – 30 cm) und der daraus resultierenden BAT für jede Region

Region	Ton in %	Niederschlag in mm	Temperatur in °C	C_{org} in %	BAT
BKR 107	24,5	499,3	9,6	1,83	24,8
BKR 101	9,7	584,4	8,4	0,95	31,3
Uckermark	11,4	536,3	9,9	0,95	34,5
Lichtenfels	34,7	663,6	9,4	2,05	19,8
Soest	19,3	730,4	10,7	1,51	21,2
Fürstfeldbruck	20,4	873,1	10,8	1,58	21,9
Cunnersdorf	10,4	556,6	9,3	1,07	26,4

Der Minimaldatensatz liegt für den BKR 107 und die vier Landkreise vor. Aus den Daten der BZE liegt jeweils ein C_{org} -Messwert pro Region vor. Die Messung von C_{org} wurde für das BKR 107 z. B. im Jahr 2014/2015 vorgenommen. Somit liegt eine zeitliche Differenz zum Simulationsstart 2011 vor. Für das erste Simulationsjahr wird jedoch ein C_{org} -Wert benötigt. Daher wurde der C_{org} -Wert für das Jahr 2011 und 2014/2015 für die Simulation eingesetzt. Um den C_{org} -Wert zum Messzeitpunkt 2014/2015 von 1,83 % richtig mit dem Modell abzubilden, wurde der C_{org} -Startwert (BKR 107) bei Stroheinarbeitung auf 1,78 % und bei Strohabfuhr auf 1,92 % angepasst. Eine inverse Anpassung von Startwerten ist eine gängige Vorgehensweise in der Modellierung.

Die Ergebnisse der Modellierung der Netto-N-Mineralisierung und die Änderung von C_{org} für eine WR-WW-WG, WW-WG-WR, WG-WR-WW-Fruchtfolge mit und ohne Stroh-Einarbeitung sind in Tabelle 43 bis Tabelle 45 aufgeführt.

Tabelle 43: Ergebnis BKR: Netto-N-Mineralisierung in $kg (ha \cdot a)^{-1}$ und ΔC_{org} für eine WR-WW-WG, WW-WG-WR, WG-WR-WW-Fruchtfolge für den Simulationszeitraum 2011 – 2020

BKR 107	Stroh eingearbeitet		Stroh abgefahren	
	N-Min	ΔC_{org}	N-Min	ΔC_{org}
WR-WW-WG	8,93	+0,089 %	44,19	-0,033 %
WW-WG-WR	1,34	+0,084 %	41,68	-0,036 %
WG-WR-WW	2,95	+0,089 %	41,68	-0,033 %
Durchschnitt	4,4	+0,0087 %	42,52	-0,034 %

BKR 101	Stroh eingearbeitet		Stroh abgefahren	
	N-Min	ΔC_{org}	N-Min	ΔC_{org}
WR-WW-WG	8,65	+0,08 %	36,11	-0,02 %
WW-WG-WR	0,49	+0,07 %	33,59	-0,02 %
WG-WR-WW	3,87	+0,07 %	33,70	-0,02 %
Durchschnitt	4,34	+0,073 %	34,74	-0,02 %

*Tabelle 44: Ergebnis Landkreise: Netto-N-Mineralisierung in kg (ha*a)⁻¹ und ΔC_{org} für eine WR-WW-WG-Fruchtfolge für den Simulationszeitraum 2011 – 2020*

Landkreis	Stroh eingearbeitet		Stroh abgefahren	
	N-Min	ΔC_{org}	N-Min	ΔC_{org}
Uckermark (N)	7,56	+0,07 %	30,20	-0,01 %
Lichtenfels (N)	5,53	+0,17 %	23,19	-0,01 %
Soest (H)	7,13	+0,19 %	33,94	-0,04 %
Fürstfeldbruck (H)	4,54	+0,2 %	27,36	-0,01 %

*Tabelle 45: Ergebnis Cunnersdorf: Netto-N-Mineralisierung in kg (ha*a)⁻¹ und ΔC_{org} für eine WR-WW-WG-Fruchtfolge für den Simulationszeitraum 1996 – 2019*

WR-WW-WG	Stroh eingearbeitet		Stroh abgefahren	
	N-Min	C_{org}	N-Min	C_{org}
	13,87	+0,17 %	31,58	-0,03 %

Für den Versuchsstandort Cunnersdorf liegt aufgrund der Datenverfügbarkeit zu Bewirtschaftung und Witterung ein längerer Simulationszeitraum vor (1996 – 2019). Zudem wurden C_{org} -Messwerte zu Beginn (Apr. 2016) und am Ende (Sept. 2019) der WR-WW-WG-Fruchtfolge von 2017 – 2019 genommen und können für die Szenario-Modellierung zur Kalibrierung genutzt werden.

Den Simulationsergebnissen aller durchgeführten Modellierungen ist gemein, dass bei Stroheinarbeitung die mittlere Netto-N-Mineralisierung geringer ausfällt (im Vergleich zur Strohabfuhr), jedoch die Netto-N-Mineralisierung und der organische Kohlenstoff über die Zeit ansteigen (siehe Abbildung 38 Beispiel Cunnersdorf). Bei Strohabfuhr zeigen alle Regionen, dass die Netto-N-Mineralisierung größer ist (im Vergleich zum Strohverbleib). Der organische Kohlenstoff und die Netto-Mineralisierung des Stickstoffes verzeichnen einen Abfall über die Zeit (siehe Abbildung 39 Beispiel Cunnersdorf). Die Ergebnisse zum Versuchsstandort sind mit Erkenntnissen von Witing et al. (2016) [260] vergleichbar.

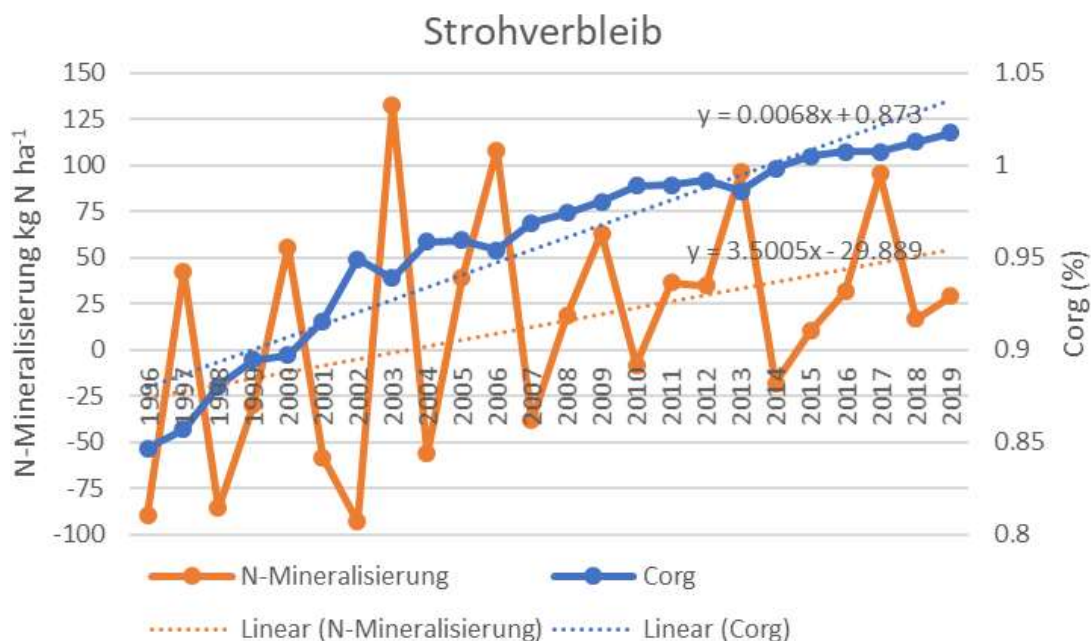


Abbildung 38: Jährliche Netto-N-Mineralisierung in kg N ha^{-1} und C_{Org} (%) bei Strohverbleib für den Standort Cunnersdorf (der Versuchsstandort liegt im BKR 107) berechnet mit CCB, Zeitraum 1996 – 2019 unter der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste

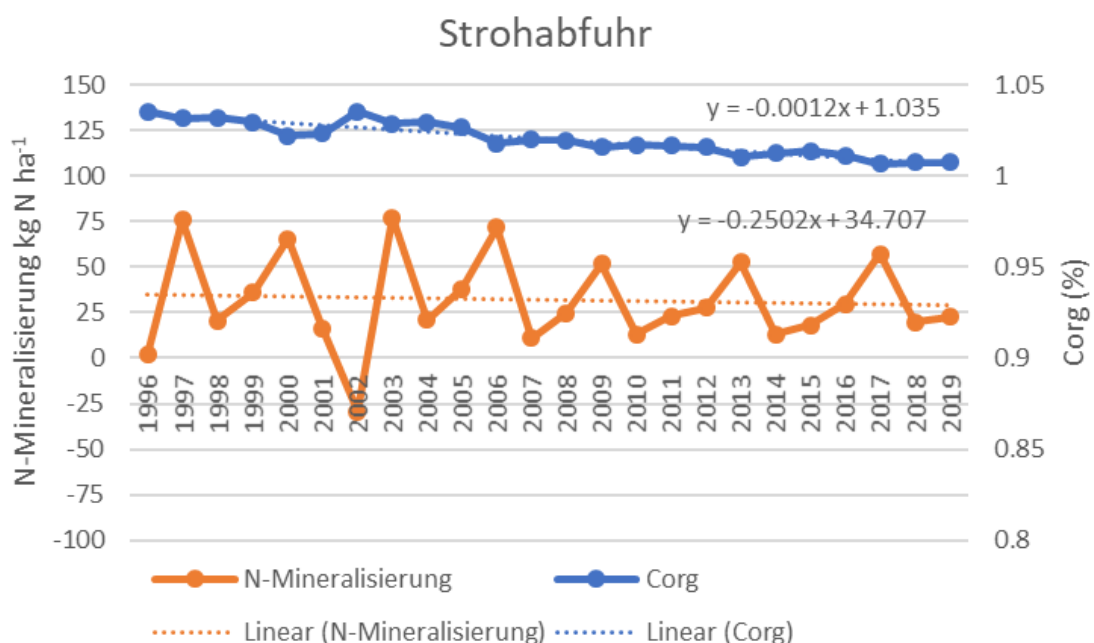


Abbildung 39: Jährliche Netto-N-Mineralisierung in kg N ha^{-1} und C_{Org} (%) bei Strohabfuhr für den Standort Cunnersdorf (der Versuchsstandort liegt BKR 107), berechnet mit CCB, Zeitraum 1996 – 2019 unter der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste

Aus einer Analyse von sächsischen Böden von Meyer et al. (2019) [165] geht hervor, dass die mit CCB berechnete N-Mineralisierung primär vom Tongehalt (negativ), der organischen Düngung (positiv) und dem C_{org} -Gehalt (positiv) abhängt. Von den Standortfaktoren hat der Tongehalt des Bodens den größten Einfluss auf die N-Mineralisierung. Je höher der Tongehalt, desto geringer ist die vom CCB-Modell berechnete N-Mineralisation. Je höher der Kohlenstoffumsatz, desto höher ist auch die N-Freisetzung durch Mineralisierung. Der Zusammenhang zwischen C_{org} -Gehalt des Bodens und N-Mineralisation unterliegt einer hohen Streuung, die einerseits durch verschiedene Standortfaktoren (Bodenart, Klima) und andererseits durch die Bewirtschaftung verursacht wird. Die hohe Streuung ist in allen genannten Simulationsergebnissen zu beobachten. Die benannten einzelnen Zusammenhänge der N-Mineralisierung mit dem Tongehalt, C_{org} -Gehalt und der organischen Düngung ist in den Ergebnissen nicht eindeutig zu erkennen. Dies ist darauf zurückzuführen, da gegenläufige Korrelationen (Ton negativ, organische Düngung und C_{org} positiv) auf die N-Mineralisierung wirken.

Des Weiteren ergab die Studie von Meyer et al. (2019) [165], dass für negative Humusalden (Klassen A und B) eine jährliche N-Freisetzungsraten zwischen 100 kg N ha^{-1} und 150 kg N ha^{-1} möglich sind. Wird jedoch Humus angereichert (Klassen D und E), bleiben die N-Freisetzungsraten meistens deutlich unter 50 kg N ha^{-1} . Auf einigen wenigen sächsischen Flächen mit schweren Böden wurde eine N-Festlegung berechnet. Dabei handelt es sich um Flächen mit geringen C_{org} -gehalten des Bodens von $< 1,5 \%$ und geringer oder ohne organische Düngung. Die Fruchtfolge wird von Getreide dominiert. Das Stroh bleibt zumeist auf dem Schlag. Unter diesen Bedingungen wird zunächst Stickstoff für den Aufbau des Humuskörpers festgelegt. Erst wenn ein neuer Gleichgewichtszustand erreicht ist, also die C_{org} -Gehalte nicht weiter ansteigen, wird der über Jahre und Jahrzehnte angereicherte Stickstoff wieder freigesetzt, dann aber in entsprechend höheren Raten. Die beschriebenen Bedingungen treffen auf Szenario 1 (Stroh eingearbeitet) für alle Regionen zu. Aufgrund der Limitierung in den C_{org} -Daten für die Regionen ist eine Einschätzung zum Gleichgewichtszustand schwierig.

Versuchsergebnisse von Spiegel et al. (2018) [212] mit langjährigen C_{org} -Messreihen zeigen, dass die SOM- und Nährstoffdynamik unter verschiedenen Boden- (z. B. Textur) und Klimabedingungen variiert. Bei der Einarbeitung von Ernterückständen (z. B. Stroh) kann der SOC langfristig erhalten werden, nimmt aber bei jährlicher Abfuhr an zwei österreichischen Standorten ab. Dieser Befund wurde ebenso in den durchgeführten Szenarioberechnungen bestätigt. Des Weiteren wirkt sich die Bewirtschaftung von Ernterückständen auf den Nährstoffzustand des Bodens an beiden Versuchsstandorten unterschiedlich aus [212]. Die Variabilität in der Auswirkung von Strohverbleib/-abfuhr über die verschiedenen Regionen hinweg konnte ebenfalls durch die CCB-Berechnungen gezeigt werden.

Eine Szenarienberechnung von Meyer et al. (2019) [165] über einen 24-jährigen Zeitraum für einen Standort mit 7% Ton und $0,95 \%$ C_{org} und einer Getreidefruchtfolge kann mit BKR 101 verglichen werden. Bei vollständiger Strohabfuhr erfolgt eine C_{org} -Änderung von $-0,05 \%$. Die mittlere Netto-N-Mineralisierung beträgt $19 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Eine C_{org} -Änderung von $+0,09 \%$ ergibt sich bei 100% Strohverbleib. Die mittlere Netto-N-Mineralisierung beträgt $22 \text{ kg N (ha*a)}^{-1}$. Die Ergebnisse von C_{org} sind mit den BKR 101 und

Landkreis Uckermark vergleichbar. Der Unterschied bei der Netto-N-Mineralisierung kann auf den Anbau von Winterraps zurückgeführt werden.

Die gezeigten Simulationsergebnisse und die Ergebnisse aus der Literatur zeigen die Bedeutung der Stroh-Einarbeitung für den Aufbau von C_{org} im Boden. Die Einarbeitung von Stroh führt aufgrund des weiten C/N-Verhältnisses von Stroh zunächst zu einer Immobilisierung von Stickstoff im Boden. Je höher der durch CCB berechnete Kohlenstoffumsatz, desto höher ist die berechnete N-Mineralisationsrate. Die N-Mineralisationsrate berücksichtigt dabei lediglich den Austausch zwischen dem organischen N-Pool und dem mineralischen N-Pool. Hierbei ist allerdings keine Aussage hinsichtlich der Verfügbarkeit von Stickstoff für nachfolgende Kulturen möglich. Aus diesem Grund ist die Mineralisationsrate nicht als Parameter zur Berechnung und Bewertung des Nährstofftransfers aus Ernteres-ten anwendbar und wird daher auch in den nachfolgenden ökologischen Analysen keine Berücksichtigung finden.

Fruchtfolgegestaltung

Sowohl die phytosanitären Effekte als auch die Auswirkung der Produktionstechnik werden aufgrund der in Abschnitt 3.2 identifizierten wechselseitigen Beziehung in Bezug auf die Fruchtfolgegestaltung bewertet. Eine Quantifizierung durch einzelne Kulturen wird somit nicht vorgenommen. Da der Nährstofftransfer auch durch die Fruchtfolgegestaltung beeinflusst wird, werden in Abschnitt 8.4.2 die Auswirkungen der genannten Fruchtfolgeeffekt für die diversifizierten Fruchtfolgen im Vergleich zur Basisfruchtfolge für einen Hochertragsstandort und einen Niedrigertragsstandort beschrieben und diskutiert.

5.3 Wirkungskategorien und Wirkungsabschätzungsmethoden

Die **Auswahl der Wirkungskategorien** ist eng mit der Auswahl der zu bewertenden potenziellen Feldemissionen verknüpft. Hinsichtlich der politischen Relevanz für Maßnahmen zur Erreichung von Umweltzielen stehen insbesondere die Minderung von Treibhausgasen (CO_2 , N_2O , CH_4), Ammoniakemissionen (NH_3) und Nitratauswaschung ins Grundwasser im Fokus der Betrachtung. Die drei zugehörigen Wirkungskategorien Klimawandel, Versauerung und Eutrophierung können daher als Kern-Wirkungskategorien bezeichnet werden.

Eine Analyse der für den landwirtschaftlichen Sektor relevanten Richt- und Leitlinien (RED II, PEF-CR, EPD-PCR, FAO-LEAP), deren Vorgaben bei einer gewünschten Konformität berücksichtigt werden müssten, ergab, dass bei einer Ökobilanz folgende Feldemissionen immer zu bewerten sind: CO_2 , N_2O , NH_3 , Nitrat, Phosphat bzw. Phosphor. Als weitere Feldemissionen können NO und Pestizide auftreten. NMVOC- und PM-Emissionen werden hier nicht genannt, sie finden nur in der nationalen Emissionsberichterstattung Erwähnung [252]. Dementsprechend sind die Wirkungskategorien Klimawandel, Versauerung und Eutrophierung mindestens zu berücksichtigen, sofern die Richt- oder Leitlinie nicht eine Gesamtauswahl an Wirkungskategorien empfiehlt (z. B. PEF).

Wird keine Konformität mit den genannten Richt-/Leitlinien angestrebt, sollen folgende Kriterien für die Auswahl der zu bewertenden Feldemissionen gelten:

- Relevanz: a) Feldemission trägt zu den drei Kern-Wirkungskategorien bei
 b) ist für den Sektor Landwirtschaft eine bekannte wichtige Stellgröße
- Regionalisierbarkeit: regional- oder technikspezifischer Berechnungsansatz vorhanden

Auf Basis dieser Kriterien sollen im Rahmen des RekoRT-Projektes folgende Feldemissionen bewertet werden: **CO₂, N₂O, NH₃, NO, Nitrat** und **Phosphat** bzw. **Phosphor**. Die kulturartsspezifischen NMVOC- sowie die aktivitätsbezogenen PM-Emissionen stehen nicht im Fokus der ökobilanziellen Bewertung nachwachsender Rohstoffe. Die dafür verfügbaren Berechnungsansätze beruhen auf vielen Annahmen und Unsicherheiten, sodass eine Bewertung dieser Emissionen im Rahmen des RekoRT-Projektes nicht durchgeführt wird. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln wird im Rahmen der Diversifizierung von Fruchtfolgen erfasst und beschrieben.

Daraus lässt sich die Auswahl der erforderlichen emissionsbezogenen Wirkungskategorien stufenweise ableiten (siehe Abbildung 40):

Die Kern-Wirkungskategorien (rot: **Klimawandel, Versauerung, Eutrophierung**) haben die höchste Priorität und werden bei der ökobilanziellen Bewertung immer berücksichtigt. Weitere Wirkungskategorien mit Beiträgen aus Feldemissionen, die auf regionalisierbaren Berechnungsansätzen beruhen, sind die Wirkungskategorien Stratosphärischer Ozonabbau, Feinstaubbildung (grün). Diese werden für eine umfassende Interpretation nur exemplarisch mitdiskutiert, da sie redundant zu den Wirkungskategorien Klimawandel und Versauerung sind. Wirkungskategorien mit Beiträgen aus nicht-regionalisierbaren und/oder nicht relevanten Feldemissionen (grau: Photochemische Ozonbildung) haben im Rahmen des RekoRT-Projekts keine Relevanz für die Ableitung von regionalspezifischen Emissionsminderungsmaßnahmen.

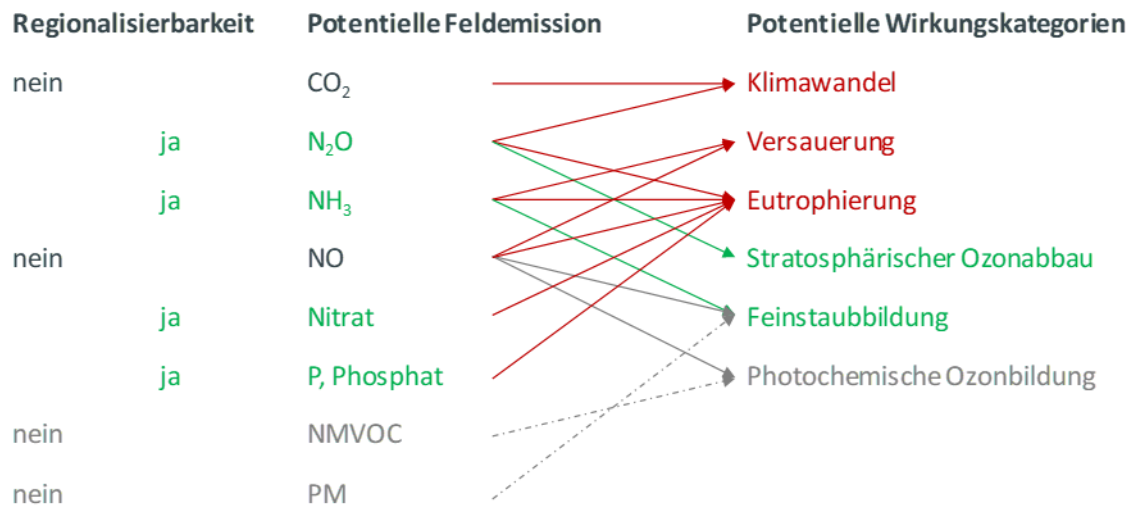


Abbildung 40: Schema zur Auswahl von Feldemissionen und Wirkungskategorien

Für die Auswahl der **Wirkungsabschätzungsmethoden** stellt sich im Rahmen des RekoRT-Projekts neben der Frage, ob eine Konformität mit bestimmten Richt- und Leitlinien angestrebt wird auch die Frage, ob die Regionalisierbarkeit des Wirkungsabschätzungsmodells ein wichtiges Kriterium ist. Die Regionalisierung auf Sachbilanzebene ist wie oben beschrieben zwingend erforderlich. Auf der Wirkungsabschätzungs-Ebene stehen für einige Wirkungskategorien wie die Versauerung und Eutrophierung auch regionalspezifische Charakterisierungsfaktoren zur Verfügung, um den Einfluss regional unterschiedlicher Sensitivitäten und Hintergrundlasten adäquat zu berücksichtigen. Diese Differenzierung ist aber maximal auf Länderebene verfügbar und nur für Ökobilanz-Vergleiche mit dieser Auflösung geeignet. Für das Projektziel, regionalspezifische Maßnahmen für eine Umweltwirkungsminderung innerhalb Deutschlands abzuleiten, kann auch mit solchen länderspezifischen Charakterisierungsfaktoren keine zusätzliche Differenzierung zwischen den räumlich höher aufgelösten Boden-Klima-Räumen erreicht werden. Je spezifischer die Charakterisierungsfaktoren sind, umso besser bilden sie reale Verhältnisse ab. Gelten die zugrunde liegenden Modelle jedoch nur für bestimmte Regionen, z. B. innerhalb Europas, ist eine globale Anwendung nicht möglich. Bei Bach und Finkbeiner (2017) [6] wird diskutiert, dass regionalspezifische Charakterisierungsfaktoren für den Vordergrundprozess zwar genauer sind, Hintergrundprozesse mit globalen Lieferketten jedoch eher über- oder unterschätzt werden. Daher stellt sich für die Auswahl der Wirkungsabschätzungsmethoden eher die Frage nach einer übergeordneten Gültigkeit der Charakterisierungsfaktoren in Abhängigkeit vom räumlichen Bezug des Charakterisierungsmodells (z. B. Europa oder weltweit). Mit dem Argument für eine einheitliche Bewertung von Vorder- und Hintergrundprozessen auch bei globalen Lieferketten, wird daher als Kriterium für die Auswahl der Wirkungsabschätzungsmethode eine weltweite Gültigkeit der Charakterisierungsfaktoren festgelegt.

Ein weiterer Aspekt bei der Wahl der Wirkungsabschätzungsmethode kann die Breite der Abdeckung relevanter Elementarflüsse sein. Bach und Finkbeiner (2017) [6] geben zu

bedenken, dass weniger hochentwickelte Methoden für Versauerung und Eutrophierung wie CML 2001 [104] angemessener sein können als hochentwickelte Methoden. Letzt genannte wie Accumulated Exceedance [207] für die terrestrische Versauerung und terrestrische Eutrophierung oder ReCiPe 2008 [225] für die aquatische Eutrophierung decken nur wenige Emissionen (Elementarflüsse) ab und erfassen andere, für bestimmte Sektoren relevante Emissionen gar nicht. Auch eine Gliederung in spezifische Endkompartimente sei für die Anwendung eher nachteilig, da kein direkter Vergleich der Relevanz von N- und P-Emissionen möglich ist.

Im Rahmen des RekoRT-Projekts sind vor allem die dargelegten Feldemissionen CO₂, N₂O, NH₃, NO, Nitrat und Phosphat bzw. Phosphor von Bedeutung, die auch in den hochentwickelteren Methoden für Versauerung und Eutrophierung berücksichtigt werden. Gleichzeitig zeigt sich für die Bewertung landwirtschaftliche Produktionssysteme insbesondere unter dem Aspekt der Bewertung von Minderungsmaßnahmen eine Gliederung in terrestrische und aquatische (marine und Frischwasser) Wirkungen als vorteilhaft. Auf diese Weise lassen sich Zielkonflikte in Bezug auf die in landwirtschaftlichen Systemen auftretenden Stickstoff- und Phosphorflüsse leichter identifizieren.

Weitere wichtige Kriterien für die Auswahl der Wirkungsabschätzungsmethode im Rahmen des RekoRT-Projekts sind die Übereinstimmung mit nationalen/internationalen Konventionen und der aktuelle Stand der Wissenschaft.

Klimawandel

Tabelle 46 gibt eine Übersicht über die in GaBi verfügbaren LCIA-Methodensätze für die Wirkungskategorie Klimawandel inklusive der jeweils verwendeten Sachstandsberichte des IPCC mit den in Abschnitt 3.4.2 genannten Unterscheidungsmerkmalen (z. B. Berücksichtigung von cc-fb für Nicht-CO₂-THG). Die Darstellung unterstützt auch die Wahl der Wirkungsabschätzungsmethode. Wird eine Konformität mit den für den Bereich der Rohstoffpflanzen relevanten Richt- und Leitlinien (RED II, PEF-CR, EPD-PCR, FAO-LEAP) angestrebt, so ist die LCIA-Methode in der betreffenden Spalte zu wählen. Für die Wirkungsabschätzungsmethode im Projekt RekoRT soll als wichtigstes Kriterium die Übereinstimmung mit nationalen Konventionen im Bereich Landwirtschaft gelten, in diesem Fall die Vorgaben der nationalen Emissionsberichterstattung. Diese sieht vor ab dem Jahr 2023 für die Berichtsjahre bis 2021 die GWP100-Werte nach IPCC 2013, AR5 ohne Rückkopplungseffekte (cc-fb) zu verwenden [95]. Für die Wirkungskategorie Klimawandel ist dies **IPCC 2013 (AR5), ohne cc-fb** (siehe rote Markierung in Tabelle 46).

Tabelle 46: Entscheidungsunterstützung für die Auswahl der Wirkungsabschätzungsmethode für die Wirkungskategorie Klimawandel

Wirkungskategorie	Klimawandel					
	CML 2001, Aug.2016	CML 2001, adaptiert für CH ₄	EF3.0	ReCiPe 2016 v1.1(H)	IPCC AR5	outdated ... CML ³⁾ , ILCD ⁴⁾
LCIA-Methodensatz ¹⁾	IPCC 2013, AR5	IPCC 2013, AR5	IPCC 2013, AR5	IPCC 2013, AR5	IPCC 2013, AR5	IPCC 2007, AR4
Wirkungsabschätzungsmethode						
Kriterien:						
Berücksichtigung von cc-fb ²⁾	ohne	ohne	mit	mit	mit	-
Berücksichtigung CH ₄ ,fossil-Oxidation	stöchiometrisch	Boucher et al. 2009	stöchiometrisch	Boucher et al. 2009	Boucher et al. 2009	-
Berücksichtigung CO ₂ ,fossil-Oxidation	-	-	stöchiometrisch	-	-	-
Charakterisierungsfaktoren						
Einheit je kg Emission	GWP ₁₀₀ kg CO ₂ -eq	GWP ₁₀₀ kg CO ₂ -eq	GWP ₁₀₀ kg CO ₂ -eq	GWP ₁₀₀ kg CO ₂ -eq	GWP ₁₀₀ kg CO ₂ -eq	GWP ₁₀₀ kg CO ₂ -eq
<i>Emission</i>	<i>Kompartiment</i>					
CO ₂ , fossil	Luft	1	1	1	1	1
CO ₂ , non-fossil	Luft	0	0	0	0	0
N ₂ O	Luft	265	265	298	298	298
CH ₄ , fossil	Luft	28 ¹⁾	30	36,75	36	25
CH ₄ , non-fossil	Luft	25,25 ¹⁾	28	34	34	22,25 ¹⁾
CO, fossil	Luft	-	-	1,57	-	-
CO, non-fossil	Luft	-	-	0	-	-
Konform mit:	EPD-PCR	EPD-PCR, Nat. Klimainventar (ab 2023)	PEF-CR			RED II, FAO-LEAP; Nat. Klimainventar (bis 2023)

¹⁾ implementiert in GaBi (Stand 12/2021) ²⁾ cc-fb = Klima-Rückkopplungseffekt für Nicht CO₂-THG ³⁾ CML 2001, Apr.2013 ⁴⁾ OUTDATED Impacts ILCD/PEF recommendations v.1.09

¹⁾ Interpretation und Zuordnung der GWP-Werte abw eichend von Angaben in IPCC 2013 (AR5), Tab.8.5.1 ²⁾ GWP-Wert abw eichend von Angaben in IPCC 2007 (AR4)

Versauerung

Zur Unterstützung der Auswahl der Wirkungsabschätzungsmethode ist in Tabelle 47 eine Übersicht gegeben über die in Abschnitt 3.4.2 beschriebenen und in GaBi verfügbaren LCIA-Methodensätze, die jeweils verwendeten Wirkungsabschätzungsmethoden und Charakterisierungsfaktoren sowie die für die Versauerung relevanten Auswahlkriterien und Konformitätsbezüge.

Tabelle 47: Entscheidungsunterstützung für die Auswahl der Wirkungsabschätzungsmethode für die Wirkungskategorie Versauerung

Wirkungskategorie	Versauerung			
	CML 2001, Aug.2016	CML 2001, outdated	EF3.0	ReCiPe 2016 v1.1(H)
LCIA-Methodensatz ¹⁾	BL: Huijbregts 1999	NBL: Hauschild/Wenzel 1998	Seppälä et al. 2006, Posch et al. 2008	Roy et al. 2014
Wirkungsabschätzungsmethode				
Kriterien:				
geographischer Bezug der CF	Europa	generisch/global	Europa	global
terrestrische Wirkung	x	x	x	x
aquatische Wirkung	x	x	-	-
Berücksichtigung regionaler Sensitivität	x	-	x	x
Charakterisierungsfaktoren				
Einheit je kg Emission	AP, av.Europe kg SO ₂ -eq	AP, generic kg SO ₂ -eq	CAE _{Acidification} mol H ⁺ -eq	TAP kg SO ₂ -eq
<i>Emission</i>	<i>Kompartiment</i>			
SO ₂	Luft	1,2	1	1,31
NH ₃	Luft	1,6	1,88	3,02
NO ₂ = NO _x	Luft	0,5	0,7	0,74
NO	Luft	0,76	1,07	1,13
Konform mit:		EPD-PCR	PEF-CR	

¹⁾ implementiert in GaBi (Stand 12/2021)

BL: baseline model, NBL: non-baseline model; CF = Charakterisierungsfaktor, AP = Acidification Potential, CAE = CF Accumulated Exceedance, TAP = Terrestrial Acidification Potential

Für die Festlegung im Projekt RekoRT wurde die globale Anwendbarkeit der Charakterisierungsfaktoren als wichtigstes Kriterium festgelegt, um Vorder- und Hintergrundprozesse gleichermaßen bewerten zu können. Ein weiteres Kriterium ist, ob der

Charakterisierungsfaktor auf einem Modell beruht, das die in Abschnitt 3.4.2.3 beschriebene Wirkungskette mit abbildet und dabei auch regionale Sensitivitäten berücksichtigt, um eine realitätsnahe Bewertung zu ermöglichen. Somit ist die in **ReCiPe 2016 v1.1** verfügbare Methode von Roy et al. (2014) [199] zu verwenden (rot markiert), wenn keine Konformität mit den genannten Richt- und Leitlinien erforderlich ist.

Eutrophierung

Für die Auswahl der Wirkungsabschätzungsmethode sind neben der Frage nach einer Konformität mit relevanten Richt- und Leitlinien (PEF-CR, EPD-PCR) die folgenden Kriterien zu beachten: Gliederung in die Endkompartimente, globale Anwendbarkeit der CF. Tabelle 48 fasst die in Abschnitt 3.4.2.3 beschriebenen Informationen zu den Wirkungsabschätzungsmethoden und Charakterisierungsfaktoren zusammen und zeigt die Erfüllung der Kriterien sowie die Zuordnung zu relevanten Richt- und Leitlinien auf.

Tabelle 48: Entscheidungsunterstützung für die Auswahl der Wirkungsabschätzungsmethode für die Wirkungskategorie Eutrophierung

Wirkungskategorie	Eutrophierung					
	CML 2001, Aug.2016	Seppälä et al. 2006, Posch et al. 2008	EF3.0		ReCiPe 2016 v1.1(H)	
LCIA-Methodensatz ¹⁾	BL: Heijungs et al. 1992		Struijs et al. 2009	Struijs et al. 2009	Helmes et al. 2012	Cosme et al. 2017
Wirkungsabschätzungsmethode						
Kriterien:						
geographischer Bezug der CF	generisch/global	Europa	Europa	Europa	global	global
terrestrische Wirkung	x	x	-	-	-	-
aquatische Wirkung	x	-	Frischwasser	Meerwasser	Frischwasser	Meerwasser
Berücksichtigung regionaler Sensitivität	-	x	x	x	x	x
Charakterisierungsfaktoren	EP, generic	CAE ^{Eutrophication}	FEP	MEP	FEP	MEP
Einheit je kg Emission	kg PO ₄ -eq	mol N-eq	kg P-eq	kg N-eq	kg P-eq	kg N-eq
<i>Emission</i>	<i>Kompartiment</i>					
N	Luft	0,42	0	-	-	-
	landw. Boden	0,42	-	-	-	0,13
	industr. Boden	0,42	-	-	-	-
	Frischwasser	0,42	-	1	-	0,3
	Meerwasser	0,42	-	1 ¹⁾	-	1
NH ₃	Luft	0,35	13,47	-	0,092	-
NO ₂ = NOx	Luft	0,13	4,26	-	0,389 ¹⁾	-
NO	Luft	0,2	6,53	-	0,596 ¹⁾	-
N ₂ O	Luft	0,27	-	-	-	-
Nitrat (NO ₃ ⁻)	Luft	0,1	3,16	-	0,028	-
	landw. Boden	0,1	-	-	-	0,03
	industr. Boden	0,1	-	-	-	-
	Frischwasser	0,1	-	0,226	-	0,07
	Meerwasser	0,1	-	0,226 ¹⁾	-	0,23
P	Luft	3,06	-	-	-	-
	landw. Boden	3,06	-	0,05	-	0,1
	industr. Boden	3,06	-	0,05	-	-
	Frischwasser	3,06	-	1	-	1
	Meerwasser	3,06	-	0	-	0
Phosphat (PO ₄ ³⁻)	Luft	1	-	-	-	-
	landw. Boden	1	-	0,016	-	0,033
	industr. Boden	1	-	0,016	-	-
	Frischwasser	1	-	0,33	-	0,33
	Meerwasser	1	-	0	-	0
Konform mit:	EPD-PCR	PEF-CR	PEF-CR	PEF-CR	PEF-CR	

1) implementiert in GaBi (Stand 12/2021)

BL: baseline model; CF = Charakterisierungsfaktor

EP = Eutrophication Potential, CAE = CF Accumulated Exceedance, FEP = Freshwater Eutrophication Potential, MEP = Marine Eutrophication Potential

¹⁾ Wert abweichend von Originalliteratur (ReCiPe 2008)

fett = Referenzsubstanz für CF

Daraus ergibt sich, dass für die aquatische Eutrophierung die Methoden nach **ReCiPe 2016 v1.1** verwendet werden, differenziert in Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung (rote Markierung). Optional kann ergänzend die terrestrische Eutrophierung nach EF 3.0 berücksichtigt werden. Dies ist jedoch redundant gegenüber der terrestrischen Versauerung, da damit dieselben Feldemissionen (NH₃, NO) bewertet werden.

Stratosphärischer Ozonabbau

Die ozonabbauende Wirkung von N₂O wird nur mit der Wirkungsabschätzungsmethode nach **ReCiPe 2016 v1.1** erfasst und bewertet.

Feinstaubbildung

Wenn keine Konformität mit PEF-CR erforderlich ist, wird die Wirkungsabschätzungsmethode von **ReCiPe 2016 v1.1** empfohlen, da dieser Ansatz dem aktuellen wissenschaftlichen Stand entspricht und gezielt die Wirkung der Feinstäube für die menschliche Gesundheit bewertet (anders als CML 2001).

Tabelle 49: Entscheidungsunterstützung für die Auswahl der Wirkungsabschätzungsmethode für die Wirkungskategorie Feinstaubbildung

Wirkungskategorie		Feinstaubbildung		
LCIA-Methodensatz ¹⁾		CML 2001, Aug.2016	EF3.0	ReCiPe 2016 v1.1(H)
Wirkungsabschätzungsmethode		Huijbregts 1999	UNEP 2016	van Zelm et al. 2016
Kriterien:				
geographischer Bezug der CF				global
Charakterisierungsfaktoren		HTP, infinite	PM	PMFP
Einheit je kg Emission		kg DCB-eq	Disease Incidences	kg PM _{2.5} -eq
Emission	Kompartiment			
SO ₂	Luft	0,096	8,00E-06	0,29
	Luft ^{a)}		0	
	Luft ^{b)}		9,90E-07	
	Luft ^{c)}		8,00E-06	
NH ₃	Luft	0,1	2,10E-05	0,24
	Luft ^{a)}		0	
	Luft ^{b)}		2,10E-05	
	Luft ^{c)}		1,40E-05	
NO ₂ = NO _x	Luft	1,2	1,60E-06	0,11
	Luft ^{a)}		2,10E-07	
	Luft ^{b)}		2,10E-07	
	Luft ^{c)}		1,60E-06	
NO	Luft	-	1,60E-06	0,17
PM _{2.5}	Luft	0,82	2,39E-04	1
	Luft ^{a)}		0	
	Luft ^{b)}		3,02E-06	
	Luft ^{c)}		2,39E-04	
PM ₁₀	Luft	0,82	5,49E-05	-
Konform mit:			PEF-CR	

1) implementiert in GaBi (Stand 12/2021)

CF = Charakterisierungsfaktor, HTP = Human Toxicity Potential, PM = Particulate Matter, PMFP = Fine Particulate Matter Formation Potential

DCB = 1,4-Dichlorbenzol

Subkompartimente: ^{a)} [low er stratosphere + upper troposphere]; ^{b)} [non-urban air or from high stacks]; ^{c)} [urban air close to ground]

Darüber hinaus ist sie global anwendbar und beinhaltet weniger Unsicherheiten, da die Expositionswirkung (Sterblichkeitsrate) im Charakterisierungsfaktor nicht integriert ist (anders als bei EF 3.0). Tabelle 49 gibt eine Übersicht zu den beschriebenen Wirkungsabschätzungsmethoden.

Zusammenfassend zeigt Tabelle 50 die in RekoRT verwendeten Wirkungskategorien und Wirkungsabschätzungsmethoden inklusive der damit bewerteten Feldemissionen. Wesentliches Kriterium bei der Auswahl der Kategorien ist wie oben beschrieben, dass die aufgeführten Feldemissionen regionalisierbar und somit durch regionalspezifische Vorort-Maßnahmen im Rahmen einer standorttypischen Variabilität veränderbar sind.

Tabelle 50: Wirkungskategorien, Wirkungsabschätzungsmethoden und bewertete Feldemissionen in RekoRT

Wirkungskategorie	Feldemission	Wirkungsabschätzungsmethode
Klimawandel	CO ₂ , N ₂ O	IPCC 2013, AR5 ohne cc-fb – GWP 100
Versauerung	NH ₃ , NO	ReCiPe 2016 v1.1 (H) – terrestrische Versauerung
Eutrophierung	Nitrat P, Phosphat	ReCiPe 2016 v1.1 (H) – Frischwassereutrophierung

6 Standort- und regionalspezifische Sachbilanzierung

Für die Beschreibung der standort- und regionalspezifischen Sachbilanzierung werden zunächst die landwirtschaftlichen Produktsysteme beschrieben, die die Grundlage sowohl für die ökologischen als auch für die ökonomischen Bewertungsmodelle bilden und auf die in Kapitel 4 beschriebene Datenbasis zurückgreifen. In den darauffolgenden beiden Abschnitten wird jeweils auf die ökologischen und ökonomischen Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle eingegangen.

6.1 Beschreibung der landwirtschaftlichen Produktsysteme

Die landwirtschaftlichen Produktsysteme sind charakterisiert durch die erforderlichen Arbeitsgänge für die Bewirtschaftung inklusive des dazugehörigen Bedarfs an Betriebsstoffen, Investitionsgütern sowie eingehenden Betriebsmittel und die ausgehenden Ernteprodukte. Weiterhin gehören die mit der Bewirtschaftung verbundenen Feldemissionen in die Betrachtung des landwirtschaftlichen Produktsystems. Die Festlegungen dazu sind in den folgenden drei Abschnitten dargelegt. Im abschließenden Abschnitt werden die Sachbilanzen am Beispiel des Standorts Merbitz und des BKR 107 zusammengefasst.

6.1.1 Arbeitsgänge

Die landwirtschaftlichen Produktsysteme der betrachteten Ackerkulturen werden durch eine spezifische Kombination von Arbeitsgängen charakterisiert. Die Arbeitsgänge beschreiben die Art und die technische Ausgestaltung eines Bewirtschaftungsprozesses, z. B. der Bodenbearbeitung, Aussaat, Düngung oder Ernte einschließlich der dazugehörigen Teilarbeiten wie Feldarbeit, Transport, Laden oder Festfahren. Mit den einzelnen Arbeitsgängen ist in Abhängigkeit von Betriebs- und Standortparametern ein bestimmter Bedarf an Investitionsgütern (Maschinen) und Kraftstoff verbunden. Ausgangsbasis für den Kraftstoffbedarf sind die spezifischen Anteile an den Teilzeiten u. a. für Hauptarbeit, Wenden und Rüsten sowie die Motorbelastung in der jeweiligen Teilzeit [137].

Im Folgenden wird das Vorgehen zur technischen Ausgestaltung der Arbeitsgänge und Festlegung der Standortparameter beschrieben, um u. a. die benötigten Maschinen und den Kraftstoffbedarf für die landwirtschaftlichen Produktsysteme zu ermitteln. Für die Kombination der Arbeitsgänge zum landwirtschaftlichen Produktsystem wird auf Abschnitt 6.1.4 verwiesen.

Maschinentechnik

Die eingesetzte Maschinentechnik wird nach dem Mechanisierungskonzept des KTBL für die einzelnen Arbeitsgänge festgelegt (für Beispiele siehe [137]). Dieses Mechanisierungskonzept gibt die Traktorenleistung und die Maschinen für die verschiedenen Arbeitsgänge in Abhängigkeit von der Mechanisierungsklasse, dem Anbausystem (wendend, nicht wendend) und dem Bodenbearbeitungswiderstand vor und definiert somit einen beispielhaften Maschinenpark.

Die Mechanisierungsklasse kann sich hierbei anhand der Betriebsgröße orientieren. Denn mit zunehmender Mechanisierung steigen in der Regel die fixen Kosten, sodass eine höhere Auslastung der Maschinen erforderlich ist, um die Kosten für die erbrachte Arbeitsleistung auf einem wirtschaftlichen Niveau zu halten. Eine höhere Auslastung der Maschinen wiederum ist am ehesten auf Betrieben mit einer größeren landwirtschaftlichen Fläche gegeben.

Das Anbausystem beschreibt die Art der Bodenbearbeitung zwischen der Ernte der Vorfrucht und der Aussaat. Drei Arten der Bodenbearbeitung werden praktiziert: konventionelle, wendende Bodenbearbeitung (Pflügen), konservierende, nicht-wendende Bodenbearbeitung (Grubbern, Eggen) und Direktsaatverfahren (ohne Bodenbearbeitung). Die Direktsaat weist derzeit mit 1 % der bewirtschafteten Fläche in Deutschland eine nur geringe Praxisrelevanz auf [217] und wird deswegen nicht weiter als Anbausystemvariante betrachtet. Das Anbausystem beeinflusst hierbei die Maschinenteknik, die bei der Grundbodenbearbeitung, Aussaat und Stoppelbearbeitung eingesetzt wird. Die Art des Anbausystems wird bei der standortspezifischen Bewertung der Versuchsdokumentation entnommen. Bei der regionalspezifischen Bewertung wird als Anbausystem die wendende Variante festgelegt.

Für einzelne Arbeitsgänge werden in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungswiderstand unterschiedliche Maschinen eingesetzt. Zudem beeinflusst der Bodenbearbeitungswiderstand den Leistungsaufwand für bestimmte Arbeitsgänge und wirkt sich somit auf den Kraftstoffbedarf aus. Der Bodenbearbeitungswiderstand wird gemäß des Schemas von VDLUFA (2000) [250] in die drei Gruppen leichte, mittlere und schwere Böden eingeteilt und ist mit Hilfe der erhobenen Bodenarten aus den Bodenprofilen der Bodenzustandserhebung [184] standortspezifisch darstellbar. Die Vorgehensweise ist in Abschnitt 4.2.4.1 für die regionalspezifische Auswertung des Tongehaltes und der Klasseneinteilung entsprechend der landwirtschaftlichen Bodenbezeichnungen „leicht“ (Ton < 12 %), „mittel“ (Ton 12 – 25 %) und „schwer“ (Ton > 25 %) beschrieben.

Standortparameter

Standortspezifische Parameter, die sich auf den Kraftstoffbedarf der Arbeitsgänge auswirken, sind der Bodenbearbeitungswiderstand, das Relief, die Größe und Form des Schlages sowie die zurückzulegenden Entfernungen zwischen Hof und Schlag und zwischen den Schlägen. Auf den Bodenbearbeitungswiderstand wurde bereits bei den Ausführungen zur Maschinenteknik eingegangen.

Relief und Form des Schlages sowie die Entfernungen zwischen den Schlägen werden für alle Produktionssysteme auf Basis der KTBL-Kalkulationsunterlagen bestimmt. Hierbei wird von einem ebenen Gelände mit einer Schlagform im Längenverhältnis 1:2 ausgegangen, und die Feld-Feld-Entfernungen sind jeweils konstant für eine Schlaggröße festgelegt [137].

Schlaggröße und Hof-Feld-Entfernungen werden innerhalb des RekoRT-Projektes spezifisch für die Standorte und Boden-Klima-Räume variiert. Eine georeferenzierte Datengrundlage zur regionalspezifischen Festlegung dieser Parameter ist allerdings nicht

verfügbar. Deshalb wird als Referenz für die Schlaggröße die aufgeführten Schlaggrößen der Volldruschflächen aus der Besonderen Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) [41] differenziert für die Bundesländer herangezogen (vgl. Abschnitt 4.1.4). Die Hof-Feld-Entfernungen sind aufgrund mangelnder Daten zum Wegenetz und zur betrieblichen Feldverteilung weder auf Ebene der Boden-Klima-Räume noch auf einer anderen regionalen Skala (z. B. Landkreis) ausweisbar. In einem vereinfachten Ansatz wird die Hof-Feld-Entfernung in Korrelation zur Betriebsgröße gesetzt und in Anlehnung nach Bernhardt und Weise (2001) [11] für Betriebe bis 120 ha landwirtschaftlicher Fläche mit 2 km und für Betriebe von 120 ha bis 500 ha mit 4 km festgelegt.

Bildung der Betriebscluster

Innerhalb des RekoRT-Projektes werden drei Betriebscluster gebildet, um die Modellierung der landwirtschaftlichen Produktsysteme zu vereinfachen. In den Clustern ist die Kombination von Mechanisierung, Schlaggröße und Hof-Feld-Entfernung festgelegt. Ausgangsgröße für diese Festlegung ist die Betriebsgröße. Für große Betriebe wird allgemein eine hohe Mechanisierung, große Schlaggröße und große Hof-Feld-Entfernung angenommen. Zur Bildung dieser drei Klassen werden die Betriebsgrößen aus der Regionalstatistik [215], den Schlaggrößen der Volldruschflächen aus der Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung [41] auf Bundeslandebene gegenübergestellt (siehe Tabelle 51).

Tabelle 51: Durchschnittliche Betriebsgröße und Volldruschfläche auf Bundeslandebene (ohne Stadtstaaten) [41] [215]

Bundesland	Durchschnittliche Betriebsgröße in ha	BEE-Volldruschfläche in ha
Bayern	35	3
Baden-Württemberg	35	2
Rheinland-Pfalz	40	3
Nordrhein-Westfalen	43	4
Hessen	47	3
Saarland	34	8
Niedersachsen	69	7
Schleswig-Holstein	78	16
Sachsen	139	35

Bundesland	Durchschnittliche Betriebsgröße in ha	BEE-Volldruschfläche in ha
Thüringen	216	27
Brandenburg	247	39
Sachsen-Anhalt	270	34
Mecklenburg-Vorpommern	275	46

In Kombination mit der Mechanisierung und der Hof-Feld-Entfernung ergeben sich die in Tabelle 52 dargestellten drei möglichen Cluster für die betrieblichen Parameter. Die Festlegung der Werte für die Mechanisierung, Schlaggröße und Hof-Feld-Entfernung folgt hierbei der verfügbaren Parameterauswahl der KTBL Leistungs-Kostenrechnung für den Pflanzenbau [141]. Die Kombination mit den zwei Anbausystemen und den drei Bodenbearbeitungsklassen resultiert in insgesamt 18 Maschinencluster.

Tabelle 52: Cluster der Betriebsparameter im RekoRT-Projekt

Nr.	Bezeichnung	Landwirt. Fläche in ha	Mechanisierung in kW	Schlaggröße in ha	Hof-Feld-Entfernung in km
1	kleine Betriebe	< 50	102	2	2
2	mittlere Betriebe	51 – 100	120	10	2
3	große Betriebe	> 100	200	40	4

Da der Kraftstoffbedarf einzelner Arbeitsgänge (z. B. Aussaat, Düngung und Ernte) von der Menge des umgesetzten Betriebsmittels bzw. des Ernteguts abhängt und zu einer Vielzahl an Varianten für diese Arbeitsgangmodelle führt, wird innerhalb dieser Maschinencluster die Modellierung des Dieserverbrauchs in Abhängigkeit von den umgesetzten Mengen für die Ökobilanzierung vereinfacht. Hierfür werden auf Basis der KTBL-Datenbank die Kraftstoffaufwendungen für die verschiedenen Mengen bei festgelegter Mechanisierung, Schlaggröße und Hof-Feld-Entfernung dahingehend analysiert, ob ein Mittelwert oder eine Regressionsgleichung den Dieselbedarf ausreichend genau wiedergibt. Ist der Einfluss einer variierenden Menge auf den Kraftstoffbedarf relativ gering, d. h. beträgt die Differenz zwischen dem Kraftstoffbedarf der minimalen und dem der maximalen Menge weniger als einen Liter, wird ein Mittelwert über die Spannbreiten der vorliegenden Kraftstoffbedarfe gebildet. Bei einem größeren Einfluss auf den Kraftstoffbedarf wird im Arbeitsgangmodell die Abhängigkeit zur umgesetzten Betriebsmittel- oder Erntemenge als Regressionsgleichung dargestellt.

6.1.2 Betriebsstoffe, Betriebsmittel und Erträge

Im folgenden Abschnitt sind die Festlegungen zur Verwendung von Saatgut, N-, P-, K-Düngern, Kalk, Pflanzenschutzmitteln und Investitionsgütern sowie zu Erträgen beschrieben.

Saatgut

Bei der Modellierung der Standorte geht die Menge an Saatgut aus den Versuchsdaten hervor. Für die Boden-Klima-Räume werden pro Kultur spezifische Saatgutmengen aus der Literatur verwendet (siehe Tabelle 53). Als Quellen dienen die Faustzahlen für die Landwirtschaft (2018) [136] und die KTBL Leistungs-Kostenrechnung für den Pflanzenbau (2021) [141].

Tabelle 53: Saatgutmengen verwendeter Kulturen für die regionalspezifischen Produktsysteme

Kultur	Saatgutmenge in kg ha ⁻¹	Quelle
Winterraps	3	[136]
Winterweizen	144	[136]
Wintergerste	126	[136]
Silomais	25	[136]
Zuckerhirse/Sudangras	10	[141]
Wintertriticale	160	[141]
Winterroggen: Grünroggen	160	[141]
Weidelgras	20	[141]
Senf (Zwischenfrucht)	19	[141]

N-Dünger

An den Standorten wird die durch die Versuche vorgegebene Art (Kalkammonsalpeter) und Menge des Stickstoffdüngers verwendet. Für die Boden-Klima-Räume wird ein Stickstoffdüngermix angenommen, der aus den drei häufigsten Einzelnährstoffdüngern in Deutschland besteht und sich in seiner Zusammensetzung an der Verteilung der Verkaufszahlen dieser N-Dünger in Deutschland orientiert. Nach dem Statistischem Bundesamt [218] verteilen sich die drei häufigsten Nährstoffdünger wie folgt: 61 % KAS, 22 % Harnstoff und 17 % Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung. Bei Harnstoffdünger wird angenommen, dass er entweder mit Ureaseinhibitoren versetzt ist oder unmittelbar eingearbeitet wird [65]. Die benötigte Stickstoffmenge wird durch die Düngebedarfsermittlung nach Düngeverordnung festgelegt [65]. Entgegen den Vorgaben der Düngeverordnung – sowie entgegen der guten fachlichen Praxis – werden jedoch keine Abschläge für N_{min} im Boden angerechnet. Zwar liegen auf regionaler Ebene Werte für N_{min} vor, die von Landwirten für

die Berechnung der Stickstoffdüngemenge verwendet werden können bzw. müssen. Die räumliche Ebene (Landkreise, Regierungsbezirke, ...) ist jedoch deutschlandweit nicht einheitlich vorgegeben, was eine Verschneidung der Daten mit den Boden-Klima-Räumen ausschließt. Ohne Abschläge für N_{\min} werden die Stickstoffdüngemengen überschätzt, was zur Annahme eines „Worst-Case-Szenarios“ führt.

Phosphor- und Kaliumdünger

Sowohl für die Modellierung der Standorte als auch für die BKR wird als P- und K-Düngerart Triplesuperphosphat bzw. Kaliumchlorid angenommen, die beiden in Deutschland am meisten verwendeten P- bzw. K-Einzelnährstoffdünger [116]. Die Düngermenge wird in Abhängigkeit des Entzugs durch die jeweilige Kultur und des standort- bzw. regionalspezifischen Bodenabtrags von Phosphor berechnet. Es liegen keine Informationen zu pflanzenverfügbaren Phosphorgehalten im Boden (P_{CAL}) vor, weshalb diese nicht in der Berechnung berücksichtigt werden können.

$$P - \text{Dünger} \left[\frac{\text{kg } P2O5}{\text{ha}} \right] = FM - \text{Ertrag} \left[\frac{\text{dt } FM}{\text{ha}} \right] * P - \text{Gehalt} \left[\frac{\text{kg } P2O5}{\text{dt } FM} \right] + P_{Erosion} \left[\frac{\text{kg } P2O5}{\text{ha}} \right] \div 0,2 \quad (6.1)$$

Die P-Gehalte der Ernte und Nebenernteprodukte können der Düngeverordnung sowie den Hinweisen der zuständigen Landesämter zur Düngeverordnung entnommen werden (siehe Tabelle 54).

Tabelle 54: Phosphor- und Kaliumgehalte der Kulturen

	P- bzw. K-Gehalt (Korn)	P- bzw. K-Gehalt (Stroh)	P- bzw. K-Gehalt (Korn+Stroh bzw. Ganzpflanze)	Quelle
Phosphor	kg P ₂ O ₅ (t FM Korn) ⁻¹	kg P ₂ O ₅ (t FM Stroh) ⁻¹	kg P ₂ O ₅ (t FM Korn bzw. GP) ⁻¹	
Winterraps	18	4	24,8	[65] [144] [149] [256]
Winterweizen	8	3	10,4	[65] [144] [149] [256]
Wintergerste	8	3	10,1	[65] [144] [149] [256]
Silomais (28 %TS)			1,6	[65] [144]
Silomais (32 %TS)			1,7	[144]
Silomais (35 %TS)			1,8	[65] [144]
Zuckerhirse			1,7	[149]
Sudangras			1,8	[256]
Wintertriticale			2,3	[65] [144] [149] [256]
Winterroggen: Grünroggen			1,4	[144] (Getreide, alle GP)
Weidelgras			1,6	[65] [144] [149] [256]
Senf (Zwischen- frucht)			1,4	[144] [256]
Kalium	kg K ₂ O (t FM Korn) ⁻¹	kg K ₂ O (t FM Stroh) ⁻¹	kg K ₂ O (t FM Korn bzw. GP) ⁻¹	
Winterraps	10	25	52,5	[144] [149]
Winterweizen	6	14	17,2	[144] [149]
Wintergerste	6	17	17,9	[144] [149] [256]
Silomais (28 %TS)			4,4	[144]
Silomais (32 %TS)			5,1	[144] [256]
Silomais (35 %TS)			5,5	[144]
Zuckerhirse			5,2	[149]
Sudangras			4,8	[256]
Wintertriticale			4,7	[256]
Winterroggen: Grünroggen			4	[144] (Getreide, alle GP)
Weidelgras			7,2	[256]
Senf (Zwischen- frucht)			5	[256]

Kalk

Die Kalkdüngermenge wird nach Bodengehaltsklasse nach VDLUFA (2000) [250] bestimmt, sowohl für die Bilanzierung der Standorte als auch für die Boden-Klima-Räume. Je nach Bodeneigenschaften ist es also auch möglich, dass keine Kalkung angenommen wird. Die Kalkbedarfsmengen der Standorte und des Boden-Klima-Raums in drei Jahren sind in Tabelle 55 dargestellt.

Tabelle 55: Kalkbedarf an Standorten, in Landkreisen (LK) und in Boden-Klima-Räumen (BKR) nach Bodengehaltsklasse [250]

Standort, LK bzw. BKR	Kalkbedarf der Fruchtfolge nach Produktmenge kohlen-saurer Kalk	
	Ist-Zustand in dt CaO ha ⁻¹ 3a ⁻¹	in kg ha ⁻¹ 3a ⁻¹
Ascha	14	2.947
Bornim	0	0
Dornburg	0	0
Gülzow	0	0
Hohenschulen (Mais-Projekt)	17	3.579
Hohenschulen (Raps-Projekt)	10	2.105
Ihinger Hof	17	3.579
Merbitz	17	3.579
Roggenstein	15	3.158
BKR 104	16,2	3.411
BKR 107	12,8	2.695
BKR 115	25,7	5.411

Pflanzenschutzmittel

Die Art und Menge der Pflanzenschutzmittel an den Standorten geht aus den Versuchsdaten hervor. Im BKR wird nicht in unterschiedliche Arten von Pestiziden unterschieden, sondern die allgemeine Herstellung von Pestiziden zur Modellierung verwendet [257]. Für jede Kultur und Ertragsstufe berechnet sich die gesamte Wirkstoffmenge an Pestiziden aus der Summe aus den Wirkstoffmengen von Fungizid, Herbizid, Insektizid und Wachstumsregler. Die Ertragsstufe entspricht den niedrigen, mittleren und hohen Erträgen nach KTBL Leistungs-Kostenrechnung für den Pflanzenbau (2021) [141]. Die Wirkstoffmengen der verschiedenen Pestizide werden aus dem Produkt aus der Aufwandmenge an Fungizid, Herbizid, Insektizid und Wachstumsregler [140] und dem jeweiligen Verhältnis von Wirkstoffmenge zu Aufwandmenge nach BVL (2020) [24] berechnet. Demnach ist beispielsweise im Jahr 2019 nach BVL die Menge an abgegebenen Herbiziden 41.708 t und die Wirkstoffmenge von Herbiziden 13.660 t, was zu einem durchschnittlichen Wirkstoffgehalt in Herbiziden von 327,52 g Wirkstoff je kg Herbizid führt. Auf diese Art und Weise

berechnen sich folgende kultur- und ertragsspezifischen Wirkstoffmengen an Pestiziden (vgl. Tabelle 56).

Tabelle 56: Pestizidwirkstoffmengen pro Kultur (Auswahl) und Ertragsniveau nach KTBL Leistungs-Kostenrechnung für den Pflanzenbau [141]

Kultur	Ertragsniveau niedrig in kg ha ⁻¹	Ertragsniveau mittel in kg ha ⁻¹	Ertragsniveau hoch in kg ha ⁻¹
Winterraps	2,2	4,2	4,6
Winterweizen	0,9	2,1	3,2
Wintergerste	1,1	1,2	1,9
Silomais	1,0	1,3	1,6

Die mit der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln verbundene Aufwandmenge an Leitungswasser beträgt 300 Liter pro Hektar und pro Ausbringung.

Erträge

Bei Betrachtung der Standorte werden die Erträge sowie falls vorhanden die zugehörigen Trockensubstanzgehalte den Versuchsdaten aus der Datenbank entnommen (siehe Abschnitt 4.2.1).

Die Ermittlung der Erträge für die ausgewählten Boden-Klima-Räume basiert auf der Ernte- und Betriebsberichterstattung (EBE) [219] (vgl. Tabelle 18). Hierfür werden jeweils die Mittelwerte der Erträge von Winterraps, Winterweizen und Wintergerste aus den Jahren 2011 bis 2020 gebildet (vgl. Abschnitt 4.1.4).

Investitionsgüter

Weitere Berücksichtigung finden die Investitionsgüter Maschinen, Geräte und Gebäude. Diese werden für die ökologische Bewertung aus der Ökobilanzdatenbank ecoinvent übernommen [257].

6.1.3 Feldemissionen

Wie in Kapitel 5.3 ausgeführt werden in der ökologischen Bewertung die Feldemissionen Lachgas (N₂O), Kohlenstoffdioxid (CO₂), Nitrat (NH₃⁻), Ammoniak (NH₃), Phosphor (P) und Stickstoffmonoxid (NO) berücksichtigt. Die grundsätzliche Vorgehensweise zur Berechnung der Feldemissionen orientiert sich am nationalen Treibhausgasinventar [252]. Abweichungen sind bei den jeweiligen Emissionen beschrieben.

Kohlenstoffdioxid (CO₂)

Wie im nationalen Treibhausgasinventar berichtet und in Abschnitt 3.3.5 aufgeführt, werden CO₂-Emissionen aus der Kalkung und aus Harnstoffausbringung berücksichtigt.

Die Kohlenstoffdioxidemissionen aus der Kalkung und der Ausbringung von kalkhaltigen Düngern ($E_{CO_2-C, lime}$) werden mit einem Tier-1-Verfahren nach IPCC (2006)-11.27 [132] berechnet. Wie in Formel (6.2) beschrieben, werden die Mengen an kohlenurem Kalk (m_{CaCO_3}) bzw. kalkhaltigem Dünger (m_{KAS}) mit den jeweiligen Emissionsfaktoren multipliziert ($EF_{CaCO_3} = 0,12 \text{ kg CO}_2\text{-C (kg CaCO}_3\text{)}^{-1}$ bzw. $EF_{KAS} = 0,02748 \text{ kg CO}_2\text{-C (kg KAS)}^{-1}$).

$$E_{CO_2-C, lime} = m_{CaCO_3} * EF_{CaCO_3} + m_{KAS} * EF_{KAS} \quad (6.2)$$

Die CO_2 -Emissionen aus der Ausbringung von Harnstoffdüngern ($E_{CO_2-C, urea}$) werden ebenfalls mit einem Tier-1-Verfahren nach IPCC (2006)-11.32 [132] berechnet (vgl. Formel (6.3)). Die Menge an Harnstoffdünger (m_{urea}) wird mit dem Emissionsfaktor ($EF_{urea} = 0,2 \text{ kg CO}_2\text{-C (kg urea)}^{-1}$) multipliziert. Bei Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL) muss die enthaltene Harnstoffmenge zunächst über die Menge an Gesamtstickstoff in AHL (30 %) und den Anteil des Stickstoffs in Form von Harnstoff am Gesamtstickstoff (50 %) berechnet werden. Das Molgewichtsverhältnis von 60/28 dient der Umrechnung von Harnstoff-N in Harnstoff.

$$E_{CO_2-C, urea} = \left(m_{urea} + m_{AHL} * 0,3 \left[\frac{kg N}{kg AHL} \right] * 0,5 \left[\frac{kg urea - N}{kg N} \right] * \frac{60}{28} \right) * EF_{urea} \quad (6.3)$$

Die gesamten Kohlenstoffdioxidemissionen ergeben sich aus der Summe der Emissionen aus Kalkung und Harnstoffausbringung (vgl. Formel (6.4)). Durch Multiplikation mit dem Verhältnis der Molgewichte von Kohlenstoffdioxid zu Kohlenstoff (44/12) werden die Emissionen in die Einheit $kg CO_2$ umgerechnet.

$$E_{CO_2} = \left(E_{CO_2-C, lime} + E_{CO_2-C, urea} \right) * \frac{44}{12} \quad (6.4)$$

Eine weitere Möglichkeit die CO_2 -Emissionen zu bestimmen ist die Vorgehensweise nach Edwards et al. (2017) [69]. Grundlage dieses Berechnungsansatzes ist die versauernde Wirkung der Stickstoffdünger. Zur Neutralisation wird teilweise Kalkdünger ausgebracht, wodurch wiederum CO_2 -Emissionen entstehen. Da Stickstoffdünger folglich erst der Grund sind, warum Kalk ausgebracht wird, werden nach Edwards et al. (2017) [69] die dabei entstehenden CO_2 -Emissionen auch den N-Düngern angerechnet. Die Autoren gehen davon aus, dass ein Großteil dieser CO_2 -Emissionen aufgrund von Neutralisationsreaktionen unabhängig davon entsteht, ob Kalk ausgebracht wird oder nicht. Die Neutralisationsreaktion kann auch von natürlich vorkommenden Carbonaten übernommen werden.

Aus diesem Grund werden zunächst die CO_2 -Emissionen berechnet, die durch die Neutralisation von Mineraldüngern entstehen ($E_{CO_2, Versauerung}$). Bei Edwards et al. (2017) [69]

werden für die am meisten in Europa verwendeten Stickstoffdüngemittel Harnstoff und Ammoniumnitrat die Faktoren für die Menge an emittiertem CO₂ pro ausgebrachter Düngemenge angegeben. Für die Übertragung dieser Vorgehensweise auf RekoRT wurden diese Emissionsfaktoren (EF_{CO₂,i}) für die verwendeten Düngemittel recherchiert (vgl. Tabelle 57).

Tabelle 57: CO₂-Emissionen durch Kalkbedarf verschiedener Dünger [22] [136]

Düngerart	Aufgrund des Kalkbedarfs entstehende Emissionen in kg CO ₂ (kg Dünger) ⁻¹
Kalkammonsalpeter	0,20
Harnstoff	0,36
AHL	0,24
Triplesuperphosphat	0,01

Durch Multiplikation des düngerspezifischen Emissionsfaktors mit der Menge des ausgebrachten Düngers (m_i) ergeben sich die aufgrund von Neutralisationsreaktionen entstehenden CO₂-Emissionen. Die gesamten CO₂-Emissionen ergeben sich aus der Summe der Emissionen aller verwendeten Dünger (vgl. Formel (6.5)).

$$E_{CO_2, \text{Versauerung}} = \sum_i m_i * EF_{CO_2, i} \tag{6.5}$$

Zusätzlich werden bei Edwards et al. (2017) [69] die Emissionen miteinbezogen, die durch die Kalkung entstehen (E_{CO₂,Kalkung}). Angelehnt an die Vorgehensweise bei IPCC und wie es auch im Treibhausgasinventar gemacht wird, wird die Menge an ausgebrachten CaCO₃ (m_{CaCO₃}) mit dem Emissionsfaktor (EF_{CaCO₃,pH<6,4} = 0,44 kg CO₂ (kg CaCO₃)⁻¹) multipliziert (ähnlich Formel (6.2)). Diese Annahme zur vollständigen Umsetzung des enthaltenen Kohlenstoffs in CO₂ gilt lediglich für saure Böden mit einem pH-Wert von kleiner 6,4. Für Böden mit einem höheren pH-Wert größer 6,4 wird ein deutlich niedrigerer Emissionsfaktor verwendet (EF_{CaCO₃,pH>6,4} = 0,079 kg CO₂ (kg CaCO₃)⁻¹). Bei Böden diesen pH-Werts wird davon ausgegangen, dass nur die CO₂-Emissionen entstehen, die für die Neutralisation der verwendeten N-Dünger erforderlich sind.

Bisher wurden die CO₂-Emissionen aus der Versauerung durch N-Dünger und die CO₂-Emissionen aus der Kalkung getrennt voneinander beschrieben. Da Kalkdünger allerdings vorwiegend dafür eingesetzt werden, um der Versauerung durch die N-Dünger entgegenzuwirken, würden diese Emissionen doppelt gezählt werden. Aus diesem Grund müssen die CO₂-Emissionen aus der Versauerung durch N-Dünger von den CO₂-Emissionen aus der Kalkung abgezogen werden. Die verbleibenden Emissionen, die der Kalkung zugeordnet werden, entsprechen dann den Emissionen, die durch die Neutralisationsreaktion

der bereits vorliegenden Versauerung des Bodens entstehen (vgl. Formel (6.6)). Dies ist mit einer Aufkalkung nach VDLUFA [250] vergleichbar.

$$E_{CO_2, Kalkung} = m_{CaCO_3} * EF_{CaCO_3, pH < 6,4} - E_{CO_2, Versauerung} \quad (6.6)$$

$$\text{bzw.} \quad = m_{CaCO_3} * EF_{CaCO_3, pH > 6,4} - E_{CO_2, Versauerung}$$

Sind die CO₂-Emissionen aus dem angewendeten Kalkdünger geringer als die CO₂-Emissionen, die durch die Neutralisation der N-Dünger entstehen, ergibt sich in Formel (6.6) ein negativer Wert. Dann werden für die Kalkung keine zusätzlichen CO₂-Emissionen angerechnet.

Nach dem Berechnungsansatz von Edwards et al. (2017) [69] berechnen sich die gesamten CO₂-Emissionen folglich aus der Summe von CO₂-Emissionen aus der Versauerung und aus der Kalkanwendung (vgl. Formeln (6.7) und (6.8)).

$$\text{wenn } E_{CO_2, Kalkung} > 0, \text{ dann } E_{CO_2} = E_{CO_2, Versauerung} + E_{CO_2, Kalkung} \quad (6.7)$$

$$\text{wenn } E_{CO_2, Kalkung} < 0, \text{ dann } E_{CO_2} = E_{CO_2, Versauerung} \quad (6.8)$$

Lachgas (N₂O)

Bei den Lachgasemissionen wird zwischen direkten und indirekten Emissionen unterschieden. Direkte Emissionen ergeben sich unmittelbar aus der Nutzung des Bodens: bei der Ausbringung von stickstoffhaltigen Düngern und durch Ernte- und Wurzelrückstände auf dem Feld. Indirekt entsteht Lachgas auch als Sekundärfolge: nach Deposition von reaktivem Stickstoff und infolge von Stickstoffauswaschung [252].

Als Grundlage für die Berechnung der Lachgasemissionen dient die Vorgehensweise des nationalen Treibhausgasinventars 2021 [196]. Für eine bessere Regionalisierung werden die direkten Lachgasemissionen aus mineralischen und organischen Düngern allerdings mit dem Tier-2-Verfahren Fertilizer-Induced Emission Concept (FIE) nach Stehfest und Bouwman (2006) [220] berechnet. Die Vorgehensweise des nationalen Treibhausgasinventars sieht hier derzeit lediglich das Tier-1-Verfahren nach IPCC(2006)-11.7 [132] vor.

Formel (6.9) für die Berechnung der direkten N₂O-Emissionen ($E_{N_2O-N, dir, fert}$) aus mineralischen und organischen Stickstoffquellen (F_{SN} bzw. F_{ON}) geht aus Köble (2014) [134] hervor.

$$E_{N_2O-N,dir,fert} = e^{c+0,0038*(F_{SN}+F_{ON})+\sum ev} - e^{c+\sum ev} \quad (6.9)$$

Hier steht c für einen konstanten Wert und ev für die effect values der Kategorien organischer Kohlenstoff-Gehalt im Boden, pH-Wert, Bodentextur, Klima, Vegetation und Dauer des Experiments (Tabelle 58). Eine regionalspezifische Ableitung dieser Parameter zu den ausgewählten BKR ist in Abschnitt 4.2.4.2 dargelegt.

Tabelle 58: Parameter für die Berechnung der direkten N₂O-Emissionen nach Stehfest und Bouwman (2006) [220]

Parameter	Parameterklasse oder Einheit	effect value (ev)
Konstante (c)	1,516	
Boden-Kohlenstoff-Gehalt (ev _{soc})	< 1 % 1 – 3 % > 3 %	0,0000 0,0526 0,6334
pH-Wert (ev _{pH})	> 5,5 5,5 – 7,3 > 7,3	0,0000 -0,0693 -0,4836
Bodentextur (ev _{tex})	Grob Medium Fein	0,0000 -0,1528 0,4312
Klima (ev _{clim})	Gemäßigt kontinental Gemäßigt ozeanisch	0,0000 0,0226
Vegetation (ev _{veg})	Getreide Gras Leguminose Keine Andere	0,0000 -0,3502 0,3783 0,5870 0,4420
Dauer des Experiments (ev _{expl})	1 Jahr	1,9910

Eine weitere Quelle direkter N₂O-Emissionen sind die Ernte- und Wurzelrückstände (EWR) auf dem Feld. Die Höhe der Lachgasemissionen aus EWR (E_{N₂O-N,dir,CR}) wird entsprechend des nationalen Treibhausgasinventars [252] berechnet (vgl. Formel (6.10)). Der Emissionsfaktor (EF_{N₂O-N,CR}) beträgt nach IPCC(2006)-11.11 (Tabelle 11.1) 0,01 kg N₂O-N (kg N)⁻¹ [132].

$$E_{N_2O-N,dir,CR} = \left(\sum (m_{N,AGR,i} + m_{N,BGR,i}) - m_{N,straw} \right) * EF_{N_2O-N,CR} \quad (6.10)$$

Die Stickstoffmenge aus Ernte- und Wurzelrückständen, die der Emission von Lachgas unterliegt, berechnet sich aus der Summe aus Stickstoff aus oberirdischen Rückständen ($m_{N,AGR,i}$) und unterirdischen Rückständen ($m_{N,BGR,i}$) abzüglich gegebenenfalls abgefahrenen Stickstoffs in Form von Stroh ($m_{N,straw}$). Diese berechnen sich wiederum wie folgt (Formeln (6.11)-(6.13)).

$$m_{N,AGR,i} = A_i * X_{renew,i} * X_{mow,i} * y_i * a_{above,i} * X_{N,above,i} \quad (6.11)$$

$$m_{N,BGR,i} = A_i * X_{renew,i} * X_{mow,i} * y_i * (x_{Y,DM,i} + a_{above,i} * X_{AGR,DM,i}) * a_{below,bio,i} * X_{N,below,i} \quad (6.12)$$

$$m_{N,straw} = X_{N,straw,i} * Y_{straw,i} \quad (6.13)$$

Die Beschreibung der Parameter sind in Tabelle 59 aufgeführt. Die Daten stammen entweder direkt aus den Versuchen, sind nach IPCC 2006 [117] [118] abgeleitet oder der Düngeverordnung (DüV) [65] bzw. den Spezifizierungen der Bundesländer zur Düngeverordnung [144] [149] [256] entnommen.

Tabelle 59: Beschreibung der Parameter und Faktoren, die im nationalen Treibhausgasinventar [252] für die Berechnung der Lachgasemissionen aus Ernte- und Wurzelrückständen verwendet werden

Parameter	Beschreibung	Primärquelle der Daten (bzw. Quelle des Berechnungsansatzes)
$EF_{N_2O-N,CR}$	N_2O-N Emissionsfaktor für EWR (in $kg N_2O-N (kg N_{EWR})^{-1}$)	IPCC (2006)-11.11, Tabelle 11.1 [132] (verwendet im nationalen Treibhausgasinventar [252])
A_i	Fläche der Kultur i (in ha)	Für RekoRT: Bezugsgröße 1 ha
$X_{renew,i}$	Anteil der Fläche unter Kultur i, die jährlich erneuert wird (in $ha ha^{-1}$)	Für Kulturen in RekoRT: 1

Parameter	Beschreibung	Primärquelle der Daten (bzw. Quelle des Berechnungsansatzes)
$X_{mow,i}$	1/Anzahl der Ernten der Kultur i (dimensionslos)	Für Kulturen in RekoRT: 1
y_i	Frischmasse Ertrag der Kultur i (in kg FM (ha*a) ⁻¹)	Versuchsdaten bzw. EBE [219]
$a_{above,i}$ (= HNV, Haupternteprodukt-Nebenernteprodukt-Verhältnis)	Verhältnis von oberirdischen Ernteresten zum Ertrag der Kultur i (in kg FM _{Stroh} (kg FM) ⁻¹)	DüV [65] Anlage 7, Tabelle 1; ggf. ergänzt durch Datensammlungen der Länder [144] [149] [256]
$X_{N,above,i}$ (= $X_{N,Straw,i}$, N-Gehalt (Stroh))	N-Gehalt der oberirdischen Erntereste der Kultur i (in kg N (kg FM _{Stroh}) ⁻¹)	DüV [65] Anlage 7, Tabelle 1; ggf. ergänzt durch Datensammlungen der Länder [144] [149] [256]
$X_{Y,DM,i}$ (= %TM i. d. FM (Korn bzw. GP))	TM-Gehalt des Ernteprodukts der Kultur i (in kg TM (kg FM) ⁻¹) oder %	Versuchsdaten bzw. DüV [65] Anlage 7, Tabelle 1; ggf. ergänzt durch Datensammlungen der Länder [144] [149] [256]
$X_{AGR,DM,i}$ (= %TM i. d. FM (Stroh))	TM-Gehalt der oberirdischen Erntereste der Kultur i (in kg TM _{Stroh} (kg FM _{Stroh}) ⁻¹ oder %)	DüV [65] Anlage 7, Tabelle 1; ggf. ergänzt durch Datensammlungen der Länder [144] [149] [256]
$a_{below,bio,i}$ (= RS(T))	Verhältnis von unterirdischen EWR zur oberirdischen Biomasse der Kultur i (in kg TM _{BGR} (kg TM _{AGR}) ⁻¹)	IPCC (2019)-11.17 [107]
$X_{N,below,i}$ (= N-Gehalt (Wurzeln))	N-Gehalt unterirdischer EWR der Kultur i (in kg N (kg TM _{BGR}) ⁻¹)	IPCC (2019)-11.17 [107]
$y_{straw,i}$	Strohertrag der Kultur i (in kg FM _{Stroh} (ha*a) ⁻¹)	Berechnung: $y_{straw,i} = y_i * a_{above,i}$

Im Gegensatz zu den direkten Lachgasemissionen entstehen indirekte N₂O-Emissionen als Sekundärfolge nach Deposition von reaktivem Stickstoff und infolge von Stickstoffauswaschung [252]. Nach dem nationalen Treibhausgasinventar gilt die Annahme, dass alle aufgeführten Emissionen reaktiven Stickstoffs der Deposition unterliegen. Das betrifft alle Ammoniak- und Stickstoffmonoxid-Emissionen (E_{NH3-N} bzw. E_{NO-N}) aus Düngerausbringungen (mineralisch, Wirtschaftsdünger und Gärreste) und Weidegang. In RekoRT sind lediglich die mineralische und organische Düngung relevant, da die Tierhaltung und alle damit verbundenen Prozesse nicht zum Untersuchungsrahmen gehören (siehe Kapitel 5.2). Die Berechnung der indirekten Lachgasemissionen aus Deposition (E_{N2O-N,dep}) erfolgt mit Hilfe eines Tier-1-Verfahrens (vgl. Formel (6.14)). Der Emissionsfaktor (EF_{N2O-N,dep}) beträgt 0,01 kg N₂O-N (kg N)⁻¹ [132].

$$E_{N_2O-N,dep} = (E_{NH_3-N} + E_{NO-N}) * EF_{N_2O-N,dep} \quad (6.14)$$

Die Berechnung indirekter Lachgasemission aus ausgewaschenem Stickstoff ($E_{N_2O-N,leach}$) erfolgt nach dem Tier-1-Verfahren des nationalen Treibhausgasinventars [252] (vgl. Formel (6.15)). Allerdings wird die ausgewaschene Menge an Stickstoff (m_{leach}) anders als im Treibhausgasinventar nach de Willigen (2003) [56] berechnet (siehe unten). Als Emissionsfaktor ($EF_{N_2O-N,leach}$) wird der aktualisierte Wert nach IPCC 2019 [107] von $0,011 \text{ kg N}_2\text{O-N (kg N)}^{-1}$ verwendet.

$$E_{N_2O-N,leach} = m_{leach} * EF_{N_2O-N,leach} \quad (6.15)$$

Die gesamten Lachgasemissionen (E_{N_2O}) berechnen sich aus der Summe aller direkten und indirekten N_2O -Emissionen (vgl. Formel (6.16)). Die Umrechnung in $\text{kg N}_2\text{O}$ erfolgt durch Multiplikation mit dem Molgewichtsverhältnis von N_2O zu N (44/28).

$$E_{N_2O} = (E_{N_2O-N,dir,fert} + E_{N_2O-N,dir,CR} + E_{N_2O-N,dep} + E_{N_2O-N,leach}) * \frac{44}{28} \quad (6.16)$$

Eine weitere Möglichkeit, die Höhe der direkten N_2O -Emissionen zu bestimmen, ist die Verwendung der Emissionsfaktoren nach Mathivanan et al. (2021) [161]. Der in dieser Studie bestimmte nationale Emissionsfaktor für Deutschland in der Höhe von 0,62 % liegt deutlich unter dem bis 2021 in der nationalen Berichterstattung verwendeten IPCC-Emissionsfaktor von 1 %. Neben dem gesamtdeutschen Emissionsfaktor werden bei Mathivanan et al. (2021) [161] auch noch regionalspezifischere Emissionsfaktoren angegeben, die sich zum Teil stark unterscheiden. Grob wird Deutschland in den Nordwesten, Nordosten, Südwesten und Südosten aufgeteilt. In Tabelle 60 sind die unterschiedenen Umweltzonen nach Mathivanan et al. (2021) [161] inklusive der Emissionsfaktoren und der ausgewählten betrachteten Standorte und des Boden-Klima-Raums im Projekt RekoRT aufgezählt (siehe Abschnitt 7.2.2).

Tabelle 60: Umweltzonen und Emissionsfaktoren nach Mathivanan et al. (2021) [161] mit ausgewählten Standorten und Boden-Klima-Raum aus RekoRT

Umweltzone	Emissionsfaktor	Unsicherheitsintervall	zugeordnete Stand-orte	zugeordneter Boden-Klima-Raum
Atlantic Central	0,72 %	0,37 – 1,08 %	Ihinger Hof	
Atlantic North	0,49 %	0,26 – 0,78 %		
Continental North	0,39 %	0,17 – 0,66 %	Dornburg, Merbitz	BKR 107
Continental South	0,88 %	0,38 – 1,43 %		

Zusätzlich gibt es aus den Versuchsdaten auf Standortebeine Messwerte für die direkten Lachgasemissionen. Da lediglich direkte Feldemissionen gemessen werden können, müssen die indirekten Lachgasemissionen beim Vergleich der Methoden (vgl. Abschnitt 7.2.2) nach den Tier-1-Verfahren des nationalen Treibhausgasinventars berechnet [252] werden.

Nitrat (NO₃⁻)

Für eine bessere Regionalisierung wird die Nitratauswaschung nicht nach dem Vorgehen des nationalen Treibhausgasinventars, sondern nach de Willigen (2000) [56] berechnet (vgl. Formel (6.17)). Die Umrechnung in kg Nitrat erfolgt durch das Molgewichtsverhältnis von Nitrat zu Stickstoff (62/14).

$$E_{Nitrat} = \left(21,37 + \frac{P}{c * L} * (0,0037 * S + 0,0000601 * N_{org} - 0,00362 * U) \right) * \frac{62}{14} \quad (6.17)$$

Die regionalspezifische Auflösung der einzelnen Parameter ist in Abschnitt 4.2.4.1 ausführlich dargelegt.

Bei der Berechnung der Nitratauswaschung nach Brentrup et al. (2000) [21] wird zunächst der Gesamtnitratgehalt ermittelt, der sich aus der Bilanzierung der N-Einträge (Düngung, Deposition) und der Austräge (Pflanzenaufnahme in oberirdische Biomasse, Ammoniak-Volatilisierung, Denitrifikationsverluste) ergibt. Düngung, Deposition und Pflanzenaufnahme sind dabei aus Feld- oder Literaturdaten zu entnehmen. N-Mineralisierung kommt nicht als Input vor, da angenommen wird, dass sich diese mit der N-Immobilisierung aufhebt. Der Anteil ausgewaschenen Nitrats am Gesamtnitratgehalt entspricht dem Verhältnis aus Sickerwasserspende und Feldkapazität (FK) in der effektiven Wurzelzone (eWZ). Diese ergeben sich aus Niederschlag im hydrologischen Sommer und Winter bzw. Werten für die nutzbare Feldkapazität nFK und effektive Wurzelzone eWZ, die anhand der Bodenart angenommen werden.

Die N-Verlustgröße der Nitratauswaschung soll zusätzlich durch die Modellierung mit dem komplexen Expert-N-Modell (Priesack 2006) [187] quantifiziert werden.

Das Modell Expert-N bildet neben N-Mineralisation, Nitratverlagerung und -auswaschung sowie gasförmigen N-Verlusten die pflanzliche N-Aufnahme und den Wachstumsverlauf während der Vegetationszeit ab. Außerdem enthält es jeweils ein Modul für NH_3 -Volatilisation und Denitrifikation und unterscheidet zwischen den Denitrifikationsprodukten N_2O und N_2 .

Expert-N berechnet die aktuelle und potenzielle Evaporation und die potenzielle Evapotranspiration mit der Penman-Monteith-Gleichung [170]. Für die bodenhydraulischen Parameter wurde der Ansatz von Mualem und van Genuchten [245] gewählt und die bodenhydraulischen Parameter über Pedotransferfunktionen abgeschätzt. Der Wasserfluss selbst wird von HYDRUS [210] [246] berechnet; als untere Randbedingung gilt „free drainage“, bei Erreichen des Infiltrationslimits gilt „run-off“. Der Wärmetransfer wird durch das Modell DAISY [98] berechnet. Das Pflanzenmodell GECROS [263] berechnet Pflanzenparameter wie aktuelle und potenzielle Transpiration, Biomasse-, Wurzellängen, und Bestandswachstum und N-Aufnahme. Für die Berechnung von N-Umwandlungsprozessen wie Harnstoffhydrolyse, Denitrifikation, Mineralisation und Transport wurde das Modell LeachN [115] gewählt.

Folgende Eingabeparameter werden in Expert-N eingegeben:

- Wetterdaten (als Tagesmittel- oder Summenwerte)
 - Globalstrahlung
 - Relative Luftfeuchte
 - Windgeschwindigkeit
 - Bodentemperatur in 5-, 10- und 20 cm Tiefe
 - Niederschlag (Tagessumme)
 - Lufttemperatur (Tagesmittel-, -minimal- und -maximal)
- Standortdaten
 - Koordinaten
 - Höhe
 - Hangneigung
 - Jahresdurchschnittstemperatur
- Management
 - Vorfrucht (Fruchtart, Erntedaten, Ertrag (kg ha^{-1}), Residuen)
 - Bodenbearbeitung (Datum, Gerät, Tiefe)
 - Saat (Fruchtart, Saatdatum, -dichte, -tiefe, max. Höhe, max. Wurzeltiefe,
 - Datum der Emergenz, der max. Biomasse, der max. Wurzeltiefe, Erntedatum)
 - Düngung (Datum, Dünger, Menge, NO_3^- -N-, NH_4^+ -N- und Harnstoffgehalt)
- Boden-Kennndaten (je für die Kompartimente 0 – 30, 30 – 60 und 60 – 90 cm)
 - Ton-, Schluff-, Sand-, SOM-, C_{org} - und N_{org} -Gehalt
 - Bodenart
 - Feldkapazität, gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, Welkepunkt, van-Genuchten-Parameter α und n sowie Residual- und Sättigungswassergehalt
 - Lagerungsdichte

- pH
- Startwerte für den Simulationsbeginn
 - Wassergehalt
 - Temperatur
 - NH_4^+ - und NO_3^- -Gehalt

Die genutzten Modelleingangsparameter werden detailliert in Abschnitt 4.2.4.2 ausführlich dargelegt.

Die räumliche Variabilität der Nitratemissionen auf BKR-Ebene und die Validierung einfacher Berechnungsansätze für die Nitratemissionen sollte mit EXPERT-N erfolgen. Der Ertrag, und damit die N-Entnahme, hat überproportional sensibel auf Änderungen des anfänglichen N-min Gehalts im Boden reagiert und auch die N-Verteilung in der Pflanze (N im Korn zu N in der Restbiomasse) variierte stark, was wiederum Auswirkungen auf die netto Umsetzung im Boden (Mineralisierung - Immobilisierung) nach sich zog. Die erzielten Ergebnisse hielten einer kritischen statistischen Überprüfung nicht stand. Daher konnten durch die prozessbasierte-Modellierung keine robusten Aussagen über die Nitratauswaschung auf BKR-Ebene und somit auch keine Aussagen über die Variabilität innerhalb der BKR-Ebene getroffen werden.

Ammoniak (NH_3)

Die Berechnung der Ammoniakemissionen aus der Ausbringung von Mineraldüngern ($E_{\text{NH}_3, \text{fert}}$) erfolgt entsprechend dem nationalen Treibhausgasinventar mit einem Tier-2-Verfahren (6.18). Die gedüngte Stickstoffmenge ($m_{\text{fert-N}, i}$) wird mit einem düngerspezifischen Emissionsfaktor ($EF_{\text{NH}_3\text{-N}, i}$) multipliziert [114]. Mit dem Molgewichtsverhältnis von Ammoniak zu Stickstoff (17/14) werden die Emissionen in kg NH_3 umgerechnet.

$$E_{\text{NH}_3, \text{fert}} = \sum_i (m_{\text{fert-N}, i} * EF_{\text{NH}_3\text{-N}, i}) * \frac{17}{14} \quad (6.18)$$

In Tabelle 61 sind die verwendeten Emissionsfaktoren der relevanten Dünger aufgelistet.

Tabelle 61: Ammoniak-Emissionsfaktoren für die Ausbringung von Mineraldüngern [114]

Art des Stickstoffdüngers	Emissionsfaktor in kg $\text{NH}_3\text{-N}$ (kg N) ⁻¹
Kalkammonsalpeter (KAS)	0,007
Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL)	0,081
Harnstoff	0,128
Harnstoff mit Ureaseinhibitor	0,038

Stickstoffmonoxid (NO)

Die Berechnung der Stickstoffmonoxid-Emissionen ($E_{NO,fert}$) folgt dem Tier-1-Verfahren des nationalen Treibhausgasinventars. Die gedüngte Stickstoffmenge (m_{fert-N}) wird mit dem Emissionsfaktor (EF_{NO-N}) von $0,012 \text{ kg NO-N (kg N-Dünger)}^{-1}$ multipliziert (vgl. Formel (6.19)). Mit dem Molgewichtsverhältnis von 30/14 wird von kg NO-N in kg NO umgerechnet.

$$E_{NO,fert} = (m_{fert-N} * EF_{NO-N}) * \frac{30}{14} \quad (6.19)$$

Phosphoremissionen

Für die Phosphoremissionen wird der Austrag von Phosphor durch Erosion, Oberflächenabfluss und der Austrag über das Grundwasser berücksichtigt. Hierbei wird für die **Erosion** der Ansatz nach SALCA-Phosphor angewendet [186]. Neben dem Bodenabtrag durch Wasser wurde zusätzlich der Bodenabtrag durch Wind ergänzt. Die Ermittlung des Phosphorgehalts des Oberbodens (k_p) ist in Kapitel 4.2.4.4 detailliert beschrieben. Der Anreicherungsfaktor 1,86 nach Wilke und Schaub (1996) [259] sowie der in SALCA-Phosphor vorgeschlagene Wert für den prozentualen Eintrag des Bodenmaterials ins Gewässer (20 %) wurde verwendet (vgl. (6.20)).

$$P_{Erosion} = \text{Bodenabtrag}_{(Wasser,Wind)} \left[\frac{t}{ha * a} \right] * k_p \left[\frac{mg P}{kg} \right] * 1,86 * 0,20 \quad (6.20)$$

Der P-Austrag durch **Oberflächenabfluss** wird ebenfalls nach SALCA-Phosphor ermittelt. Hierbei wurden die Faktoren Hangneigung und Düngung spezifisch ermittelt. Die weiteren Boden- und Standortkorrekturfaktoren (z. B. Hangform, Distanz zum Einleiter, Risikoklasse) konnten aufgrund fehlender Datengrundlage nicht berücksichtigt werden (vgl. Formel (6.21)).

$$P_{Oberflächenabschwemmung} = 0,175 * (1 + (1,2 - 1) * m_{P_{205}} \left[\frac{kg}{ha} \right] / 80) \quad (6.21)$$

Der Eintrag von Phosphor über das **Grundwasser** wird nach dem Berechnungsansatz von FREMSA berücksichtigt [148]. Die Berechnung erfolgt anhand der mittleren jährlichen Sickerwasserrate (SWR) (in mm a^{-1}) sowie der regionalspezifischen P-Konzentration im oberen Grundwasserleiter (vgl. Kapitel 4.2.4.4 und Formel (6.22)).

$$P_{Grundwasser} = SWR \left[\frac{mm}{a} \right] * 0,9 * 0,01 * P - \text{Konz. im Grundwasser} \left[\frac{mg}{l} \right] \quad (6.22)$$

Aufgrund der unzureichenden Datenlage wird der Eintrag über Drainagen nicht berücksichtigt (siehe Kapitel 4.2.4.4). Die P-Emissionen werden daher ohne einen Austrag über Drainage berechnet und es muss angenommen werden, dass es hierdurch zu einer Unterschätzung des tatsächlichen P-Austrags kommen kann. Die Nicht-Berücksichtigung des P-Austrages über Drainagen ist jedoch konform mit der ecoinvent-Methodik und daher deckungsgleich für bestimmte Prozesse der Vorleistung (z. B. Saatgut).

Die gesamten P-Emissionen (E_{Phosphor}) ergeben sich aus der Summe der drei oben genannten Komponenten (vgl. Formel (6.23)).

$$E_{\text{Phosphor}} = P_{\text{Erosion}} + P_{\text{Oberflächenabschwemmung}} + P_{\text{Grundwasser}} \quad (6.23)$$

6.1.4 Sachbilanzen als Eingangsparameter für die Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle

In diesem Abschnitt werden die Sachbilanzen als Eingangsparameter für die ökologischen und ökonomischen Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle aufgeführt. Diese Sachbilanzen sind eine Verschneidung der in Kapitel 4.1.4 beschriebenen Datenbasis und der in Kapitel 6.1 dargelegten Beschreibung der landwirtschaftlichen Produktionssysteme.

Grundlage für die jeweils standort- bzw. regionalspezifischen und kulturspezifischen Sachbilanzen sind die jeweiligen Standortbedingungen. In Tabelle 62 sind die Standortbedingungen am Standort Merbitz den Bedingungen im Boden-Klima-Raum 107 gegenübergestellt.

Tabelle 62: *Natürliche und produktionsbezogene Bedingungen am Standort Merbitz und im BKR 107*

		Merbitz	BKR 107
Geographische Einordnung		BKR 107; Sachsen-Anhalt; Saalekreis	60 % in Sachsen-Anhalt 25 % in Thüringen 15 % in Sachsen
Einordnung in Mechanisierungscluster	Durchschnittliche Betriebsgröße	331 ha	220 ha
	Clusterbezeichnung, -nummer	Große Betriebe, Cluster 3	Große Betriebe, Cluster 3
	Mechanisierung	200 kW	200 kW
	Schlaggröße	40 ha	40 ha
	Hof-Feld-Entfernung	4 km	4 km
Bodenparameter und Niederschlag	pH-Wert (0 – 30 cm)	6,60	6,82
	Humusgehalt (0,30 cm)	2,064 %	3,1476 %
	Kalkbedarf (VDLUFA)	17 dt CaO ha ⁻¹	12,8 dt CaO ha ⁻¹
	Tongehalt (0 – 90 cm bzw. Gesamttiefe)	15,83 %	23,68 %
	N _{total} (0 – 30 cm)	4.234 kg N ha ⁻¹	6.806 kg N ha ⁻¹
	N _{org} (0 – 30 cm)	3.769 kg N ha ⁻¹	6.066 kg N ha ⁻¹
	eff. Durchwurzelungstiefe	1,40 m	1,26 m
	Bodenart	mittel toniger Schluff (Ut 3)	71 % mittlerer Boden
Niederschlag	480 mm a ⁻¹ (Mittelwert Versuchsjahre)	499 mm a ⁻¹ (Mittelwert 2011 – 2020)	
Bodenbezeichnung und Einordnung nach GNOC	Bodentextur	medium	100 % medium
	pH-Wert	> = 5,5 und < 7,3	67 % > = 5,5 und < 7,3 31 % > 7,3 2 % < 5,5
	C _{org}	>=1 % und <3 %	100 % >=1 % und <3 %
	Klimazone	gem. kontinental	100 % gem. kontinental
Parameter für P-Emissionen	Pot. Bodenabtrag (Wasser)	1,72 t (ha*a) ⁻¹	9,83 t (ha*a) ⁻¹
	C-Faktor (Fruchtfolge)	0,14	0,11
	Pot Bodenabtrag (Wind)	0,01 t (ha*a) ⁻¹	0,28 t (ha*a) ⁻¹
	P-Gehalt im Boden (0-30 cm)	647,50 mg P kg ⁻¹	599,98 mg P kg ⁻¹
	Hangneigung > 3 %?	Nein	Nein
	mittlere jährliche Sickerwasser-rate	55 mm a ⁻¹	56 mm a ⁻¹
	P-Konzentration im Grundwasser	0,15 mg l ⁻¹	0,14 mg l ⁻¹

Beispielhaft für die Vorgehensweise in der Standortbewertung, sind für den Standort Merbitz die Arbeitsgänge für den Anbau aller Kulturen der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste in den Anbaujahren 2013 – 2015 in Tabelle 63 dargestellt.

Tabelle 63: Arbeitsgänge und Anzahl der Durchführungen beim Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste am Standort Merbitz (Anbaujahre 2013 – 2015)

	Winterraps	Winterweizen	Wintergerste
Pflügen mit Drehpflug	1	1	1
Eggen mit Saatbettkombination	1	1	1
Säen mit Sämaschine	1	1	1
Saatguttransport	/	1	1
Mineraldünger ausbringen	3	3	3
Pflanzenschutzmaßnahme	4	3	3
Mähdrusch und Korntransport	1	1	1
Bodenprobennahme (1x in 5 Jahren)	0,2	0,2	0,2
N _{min} -Probennahme (1x pro Jahr)	1	1	1
Unkrautbonitur	1	1	1
Bestandesbonitur	4	2	2
Kalk streuen, ab Feld (1x in drei Jahren)	0,33	0,33	0,33
Eggen mit Scheibenegge, schräg (30°), flach	1	1	1
Eggen mit Scheibenegge, schräg (30°), tief	1	1	1

Die Arbeitsverfahren beim Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste im Boden-Klima-Raum 107 unterscheiden sich nur geringfügig von denen am Standort Merbitz. Der einzige Unterschied liegt in der Anzahl einzelner Arbeitsgänge. Bei Raps wurden drei Pflanzenschutzmaßnahmen angenommen, beim Weizen hingegen sogar vier. Bei der Wintergerste waren es genauso wie beim Standort drei Pflanzenschutzmaßnahmen. Dementsprechend wurden die Bestandsbonituren angepasst.

Die Art und Menge der erforderlichen Betriebsmittel (z. B. Art und Menge an Mineraldüngern und Pflanzenschutzmitteln) zeigt Tabelle 64 beispielhaft für die Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste am Standort Merbitz als Mittelwerte der Anbaujahre 2013 – 2015.

Tabelle 64: *Eingangsdaten für den Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste am Standort Merbitz als Mittelwerte der Anbaujahre 2013 – 2015*

	Winterraps	Winterweizen	Wintergerste
FM-Ertrag in dt ha ⁻¹	45,97	93,08	84,92
TS-Gehalt in %	91,65	86,97	85,44
Dieselmotorkraftstoff in l ha ⁻¹	86,08	102,64	99,72
Saatgut in kg ha ⁻¹	2	144	113
Kalkammonsalpeter in kg N ha ⁻¹	180	143	112
Triplesuperphosphat in kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹	83	97	86
Kaliumchlorid in kg K ₂ O ha ⁻¹	46	160	152
Kalk in kg CaO ha ⁻¹		1.700 (1x in drei Jahren)	
Pflanzenschutzmittel in l bzw. kg ha ⁻¹	Wasser: 1.200 Stomp Aqua: 0,75 Quantum: 2 Carax: 2,4 Trebbon 30 EC: 0,2 Biscaya: 0,3 Cantus Gold: 0,5	Wasser: 900 Bacara forte: 1 CCC 720: 1 Pointer SX: 0,03 Atlantis WG: 0,5 Fandango: 0,75 Aviator XPro: 0,75 Moddus: 0,4 Radius: 1,5	Wasser: 900 Bacara forte: 1 Fandango: 0,8 Moddus: 0,6 Camposan Extra: 0,7 Gladio: 0,8
Lachgas in kg N ₂ O ha ⁻¹	3,806	2,235	2,127
Kohlenstoffdioxid in kg CO ₂ ha ⁻¹	512,411	498,728	487,035
Nitrat in kg NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	107,765	86,122	93,018
Ammoniak in kg NH ₃ ha ⁻¹	1,530	1,218	0,952
NO in kg NO ha ⁻¹	4,629	3,686	2,880
Phosphor in kg P ha ⁻¹	0,135	0,135	0,135

Entsprechend sind in Tabelle 65 die Art und Menge der Betriebsmittel und die Erträge der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste im BKR 107 ausgewiesen.

Tabelle 65: *Eingangsdaten für den Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste im BKR 107*

	Winterraps	Winterweizen	Wintergerste
FM-Ertrag in dt ha ⁻¹	35,72	73,87	70,99
TS-Gehalt in %	91	86	86
Diesekraftstoff in kg ha ⁻¹	68,60	80,90	79,20
Saatgut in kg ha ⁻¹	2,925	144	126
Kalkammonsalpeter in kg N ha ⁻¹	114	128	110
Harnstoff in kg N ha ⁻¹	41	46	40
Ammoniumnitrat-harnstofflö- sung in kg N ha ⁻¹	32	36	31
Triplesuperphosphat in kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹	68	63	60
Kaliumchlorid in kg K ₂ O ha ⁻¹	36	44	43
Kalk in kg CaO ha ⁻¹	1.280 (1x in drei Jahren)		
Pflanzenschutzmittel in l bzw. kg ha ⁻¹	Wasser: 900 gesamte Wirkstoff- menge: 4,23	Wasser: 1.200 gesamte Wirkstoff- menge: 2,14	Wasser: 900 gesamte Wirkstoff- menge: 1,22
Lachgas in kg N ₂ O ha ⁻¹	3,527	3,777	3,370
Kohlenstoffdioxid in kg CO ₂ ha ⁻¹	468,640	485,489	464,234
Nitrat in kg NO ₃ ⁻ ha ⁻¹	129,545	129,794	130,607
Ammoniak in kg NH ₃ ha ⁻¹	6,010	6,770	5,812
NO in kg NO ha ⁻¹	4,813	5,421	4,654
Phosphor in kg P ha ⁻¹	0,384	0,384	0,384

6.2 Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle der ökologischen Bewertung

Unter Verwendung der LCA-Software GaBi (Version 10.6.1.35; content version 2022.1) [211] sowie der Datenbank ecoinvent 3.7.1 (Stand: Dezember 2020) [257] wurden Ökobilanzmodelle für drei unterschiedliche Fruchtfolgen an acht verschiedenen Standorten erstellt (vgl. Tabelle 66). Die regionale Bewertung wurde anhand der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste für die Boden-Klima-Räume 104, 107 und 115 modelliert.

*Tabelle 66: Darstellung der betrachteten Fruchtfolgen in der standort- und regional-spezifischen Analyse. Mit * markierte Standorte und BKR werden in Kapitel 7.1 genauer beschrieben.*

Fruchtfolge	Standorte	Region
Winterraps-Winterweizen-Wintergerste	Bornim*	BKR 104*
	Merbitz*	BKR 107*
	Roggenstein	BKR 115*
	Hohenschulen*	
	lhinger Hof*	
Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras	Ascha	
	Dornburg	
	Gülzow	
	Hohenschulen*	
Wintertriticale-Weidelgras-Winterweizen-Senf-Mais	Ascha	
	Dornburg	
	Gülzow	
	Hohenschulen*	

Abbildung 41 zeigt einen GaBi-Plan mit einem Modell zur Winterweizenerzeugung am Beispielstandort Merbitz (Mittelwerte der Versuchsjahre 2013 – 2015). Die Modelle aller Feldfrüchte haben einen zentralen Prozess mit eindeutiger Bezeichnung: crop production *Kultur* (Boden-Klima-Raum_Standortkürzel_Projekt_Versuch_Treatment_ggf. Anlage/Spezifizierung). Der zentrale Prozess wird auf einen Hektar Anbaufläche fixiert. Die berücksichtigten Feldemissionen werden als Outputflüsse modelliert und sind am unteren Rand des Modells in der Bezugsgröße kg ha^{-1} dargestellt. Die Betriebsmittel ohne den Dieserverbrauch (Saatgut, Düngemittel, Kalkdünger, Pflanzenschutzmittel und sonstige Betriebsstoffe) fließen ebenfalls in der Bezugsgröße kg ha^{-1} als Inputs von links in den zentralen Prozess ein. Auf der rechten Seite befinden sich die berücksichtigten Arbeitsverfahren mit der Bezugsgröße $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ zusammen mit dem Dieserverbrauch in kg ha^{-1} .

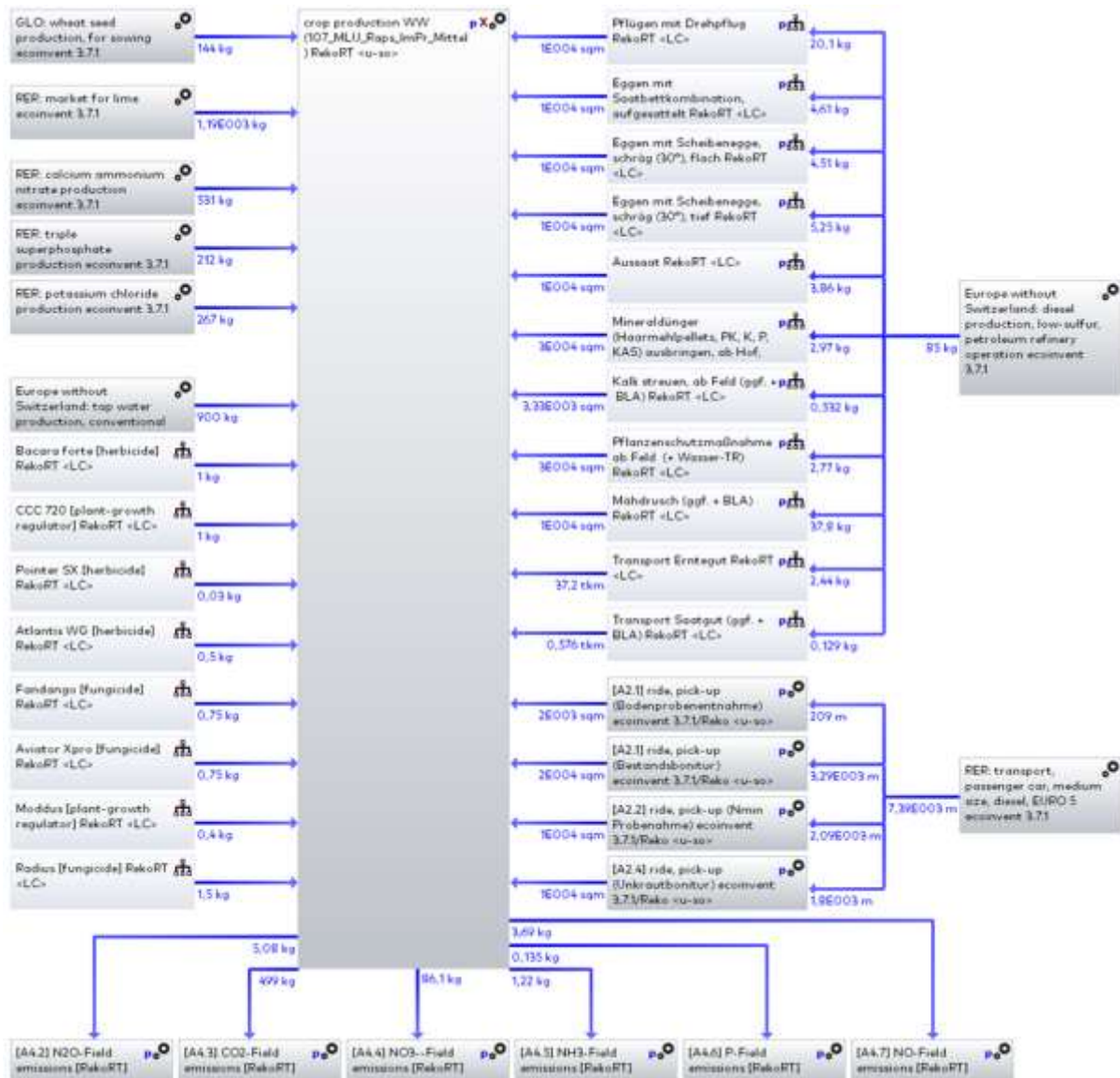


Abbildung 41: GaBi-Modell der Produktion von Winterweizen am Beispielstandort Merbitz als Mittelwert aus den Versuchswiederholungen in den Anbaujahren 2013, 2014 und 2015

Der Aufbau der Modelle der Arbeitsverfahren und die berücksichtigten Investitionsgüter (Bau/Instandhaltung von Maschinen, Geräten und Gebäude) in der Bezugsgröße kg bzw. m² ha⁻¹ sind exemplarisch für Pflügen mit Drehpflug in Abbildung 42 dargestellt.



Abbildung 42: GaBi-Modell für das Arbeitsverfahren Pflügen mit Drehpflug ([A1.1] tillage, ploughing)

In Abbildung 43 fließen die Frischmasseerträge als Output der Bilanzmodelle der drei Einzelkulturen Winterrapen, Winterweizen und Wintergerste in kg ha⁻¹ in den rechts abgebildeten Prozess der Fruchtfolge ein.



Abbildung 43: GaBi-Modell für die Fruchtfolge bestehend aus Winterrapen, Winterweizen und Wintergerste am Beispielstandort Merbitz als Mittelwert aus den Versuchswiederholungen in den Anbaujahren 2013, 2014 und 2015

Diese Vorgehensweise der Modellierung wurde sowohl für die Modelle an den Standorten als auch für die Bilanzierung innerhalb des Boden-Klima-Raums gewählt.

6.3 Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle der ökonomischen Bewertung

Die ökonomische Bewertung der Produktsysteme wird anhand der Plan-Leistungs-Kostenrechnung vorgenommen. Die Produktsysteme werden hierfür auf Basis der Oracle-Datenbank des KTBL modelliert, indem für jedes Produktsystem die erforderlichen Arbeitsganggruppen sowie die benötigten Betriebsmittelmengen und erzielten Ertragsmengen angelegt werden. Für jeden Arbeitsgang sind in Abhängigkeit von den in Abschnitt 4.2.1 vorgegebenen Basisparametern die kostenbestimmenden Faktoren hinterlegt und können auf Ebene des einzelnen Arbeitsgangs und des gesamten Produktsystems abgerufen werden. Für eine Darstellung der Kosten auf Prozessebene werden die Ausgabewerte für die einzelnen Arbeitsgänge mit dem Bezug auf einen Hektar aggregiert.

Für die Plan-Leistungs-Kostenrechnung der zu untersuchenden Produktsysteme werden die Leistungen und Kosten gegenübergestellt. Nach Schroers und Sauer (2011) [205] sind die Kosten aufteilbar in Direktkosten, Arbeitserledigungskosten, Gebäudekosten, Flächenkosten, Rechtekosten und allgemeine Kosten. In der ökonomischen Bewertung der Produktsysteme werden lediglich die Kosten berücksichtigt, die den definierten Systemgrenzen zuzuordnen sind. Ausgenommen sind die Flächenkosten, da diese nach KTBL (2020) [137] eher vom regionalen Pachtmarkt und vertraglichen Rahmenbedingungen abhängen als direkt vom Produktsystem. Als zentrale ökonomische Kenngröße für die Bewertung dient die Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung (DAKfL), d. h. die Leistung abzüglich der Direkt- und Arbeitserledigungskosten (siehe Formel (6.24)).

$$DAKfL = L - K.d - K.ae \quad (6.24)$$

mit:

<i>DAKfL</i>	=	<i>Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung</i>
<i>L</i>	=	<i>Leistung</i>
<i>K.d</i>	=	<i>Direktkosten</i>
<i>K.ae</i>	=	<i>Arbeitserledigungskosten</i>

Die Leistung entspricht dem Wert der erzeugten Güter und setzt sich aus der Menge eines Produktes mit einer bestimmten Qualität und dem Produktpreis zusammen. Fallen neben dem Hauptprodukt auch Nebenprodukte an, wird deren Leistung ebenfalls berücksichtigt. Formel (6.25) stellt diesen Zusammenhang dar.

$$L = q.HP * p.HP + q.NP_1 * p.NP_1 + \dots + q.NP_n * p.NP_n \quad (6.25)$$

mit

<i>L</i>	=	<i>Leistung</i>
<i>q.HP</i>	=	<i>Menge des Hauptprodukts</i>
<i>p.HP</i>	=	<i>Preis des Hauptprodukts</i>
<i>q.NP₁</i>	=	<i>Menge des Nebenprodukts 1</i>
<i>p.NP₁</i>	=	<i>Preis des Nebenprodukts 1</i>
<i>q.NP_n</i>	=	<i>Menge des Nebenprodukts n</i>
<i>p.NP_n</i>	=	<i>Preis des Nebenprodukts n</i>

Innerhalb dieses Projektes werden die Direktkosten separat für Saatgut, N-Düngemittel, sonstige Düngemittel und Pflanzenschutzmittel erfasst. Wasser und Ausgaben für die Hagelversicherung werden als sonstige Direktkosten geführt. Die Kosten für die Hagelversicherung werden sowohl kultur- also auch bundeslandspezifisch differenziert (vgl. KTBL (2020) [137]). Die Zinskosten sind hierbei individuell für die einzelnen Posten eingepreist.

$$k.d = k.d (\text{Saatgut}) + k.d (N - \text{Düngemittel}) + k.d (\text{sonstige Düngemittel}) + k.d (\text{Pflanzenschutzmittel}) + k.d (\text{Wasser, Hagelversicherung}) \quad (6.26)$$

Bei den Arbeitserledigungskosten werden die Kraftstoffkosten separat ausgewiesen. Die übrigen variablen und fixen Arbeitserledigungskosten werden aggregiert dargestellt. Die variablen Kosten umfassen hierbei Reparaturkosten, sonstige Betriebsstoffkosten, Dienstleistungen und die dazugehörigen Zinskosten. Die fixen Kosten beinhalten die Kosten für den Kapitalverbrauch der Maschinen (Abschreibung), die Zinskosten für das gebundene Kapital der Maschinen, Lohnkosten sowie Kosten für Versicherung, technische Überwachung, Wartung, Kfz-Steuer und Unterbringung. Die Datengrundlage für die Maschinenkosten ist in KTBL (2020) [137] beschrieben. Die Kosten für den Kapitalverbrauch der Maschinen beinhalten hierbei die zeitabhängige Abschreibung bei einer Auslastung an der Auslastungsschwelle und einem Restwert von 20 % des Anschaffungspreises.

$$K.ae = K.krst + K.rep + K.bst + k.dienst + k.ak + K.zins + K.kv + K.zinsK + K.sonst \quad (6.27)$$

mit

$K.ae$	=	Arbeitserledigungskosten
$K.krst$	=	Kraftstoffkosten
$K.rep$	=	Reparaturkosten
$K.bst$	=	sonstige Betriebsstoffkosten
$K.dienst$	=	Kosten für Dienstleistungen
$K.ak$	=	Kosten für Arbeitskräfte
$K.zins$	=	Zinskosten für Betriebsstoffe, Reparaturen, Dienstleistungen
$K.kv$	=	Kosten für den Kapitalverbrauch der Maschinen (Abschreibung)
$K.zinsK$	=	Zinskosten für das gebundene Kapital der Maschinen
$K.sonst$	=	Kosten für Versicherung, technische Überwachung, Wartung, Unterbringung und Kfz-Steuer

Die in die Leistungs-Kostenrechnung eingehenden Preise für Produkte, Betriebsmittel und Betriebsstoffe sowie Lohnkosten basieren auf den Annahmen in KTBL (2020) [137]. Die Preisangaben beziehen sich hierbei auf Netto-Marktpreise und bilden in der Regel den Durchschnitt der drei Kalenderjahre 2019 – 2021 ab. Eine Ausnahme bilden die Preise für die spezifischen Pflanzenschutzmittel, welche auf den Versuchsstandorten eingesetzt wurden. Hierfür dient als Datenquelle ein Datenbankauszug des Julius-Kühn-Instituts, welcher die jahresspezifischen Preise individueller Pflanzenschutzmittelpräparate umfasst [123]. Tabelle 67 gibt eine Zusammenfassung der Kalkulationswerte wesentlicher Produktionsfaktoren wieder.

Tabelle 67: Kalkulationswerte für ausgewählte Betriebsmittel und Betriebsstoffe sowie Lohnarbeit [139]

Produktionsfaktor	Kalkulationswert	Einheit
Kalkammonsalpeter (27 % N), lose	219	€ t ⁻¹
Kali-Dünger (60 % K ₂ O), lose	324	€ t ⁻¹
Triple Superphosphat (45 % P ₂ O ₅), lose	346	€ t ⁻¹
Kohlensaurer Kalk	54,5	€ t ⁻¹
Wasser, öffentliche Versorgung, ohne Abwassergebühr	1,9	€ m ⁻³
Diesel (inkl. Agrardieselvergütung)	0,85	€ l ⁻¹
ständig beschäftigte Arbeitskräfte	21,5	€ Akh ⁻¹
Zinsen	3	%

7 Ergebnisse und Diskussion

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der ökologischen und ökonomischen Bewertung für die in Kapitel 4 ausgewählten Standorte und Boden-Klima-Räume auf Basis der in den Kapiteln 5 und 6 getroffenen Annahmen dargestellt und diskutiert. Weiterhin wird der Einfluss der in Kapitel 5 beschriebenen methodischen Festlegungen zur Abschätzung der Feldemissionen erörtert. Hierbei stehen die wesentlichen Feldemissionen Lachgas, Nitrat, Gesamt-Stickstoff und Kohlenstoffdioxid im Fokus.

7.1 Ökologische und ökonomische Bewertung - Status Quo

In den folgenden Abschnitten sind ausgewählte standort- sowie regionalspezifische Ergebnisse der ökologischen und ökonomischen Bewertung dargestellt. Die standortspezifischen Ergebnisse werden beispielhaft für die Standorte Hohenschulen, Ihinger Hof und Bornim aufgezeigt (vgl. Tabelle 66). Anschließend werden die standortspezifischen Ergebnisse mit den regionalspezifischen auf Basis der zugehörigen Boden-Klima-Räume verglichen. Abschließend erfolgt ein Vergleich der Ergebnisse von drei verschiedenen Boden-Klima-Räumen miteinander. Darüber hinaus sind im Anhang die Auswertungen aller weiteren in Kapitel 4 bis 6 dargelegten Standorte aufgeführt.

7.1.1 Standortspezifische Ergebnisse

Die standortspezifische Bewertung erfolgt anhand einer Gegenüberstellung verschiedener Fruchtfolgen an einem Standort sowie einer Fruchtfolge an verschiedenen Standorten. Auf diese Weise sollen sowohl Einflüsse der Fruchtfolgegestaltung als auch standortspezifische Einflüsse auf die Ergebnisse der Bewertungen herausgearbeitet werden. Des Weiteren wird die Dominanz der verschiedenen Prozesse an der jeweils untersuchten Kenngröße analysiert.

Für die ökologische und ökonomische Bewertung werden im Wesentlichen die dreijährigen Fruchtfolgen Winterraps-Winterweizen-Wintergerste (Raps-FF), Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras (Mais-FF 1) und Wintertriticale-Winterweizen-Senf-Mais (Mais-FF 2) näher betrachtet und für verschiedene Standorte ausgewertet.

Fruchtfolgen am Standort Hohenschulen

Für den Standort Hohenschulen liegen Daten zu den drei Fruchtfolgen vor, sodass ein standortbezogener Vergleich der verschiedenen Fruchtfolgen miteinander vorgenommen werden kann. Dieser Vergleich soll Schlussfolgerungen über die Gestaltung von Fruchtfolgen ermöglichen. Die Ergebnisse der ökologischen und ökonomischen Bewertung werden mit Bezug auf den Produktionsfaktor landwirtschaftliche Bodenfläche sowie auf das Produktmerkmal der Getreideeinheit aufgezeigt (siehe Abschnitt 5.2.3).

Abbildung 44 zeigt den **Treibhauseffekt** der drei Fruchtfolgen am Standort Hohenschulen bezogen auf die Fläche (pro Hektar, links) und den Ertrag (pro Getreideeinheit, rechts).

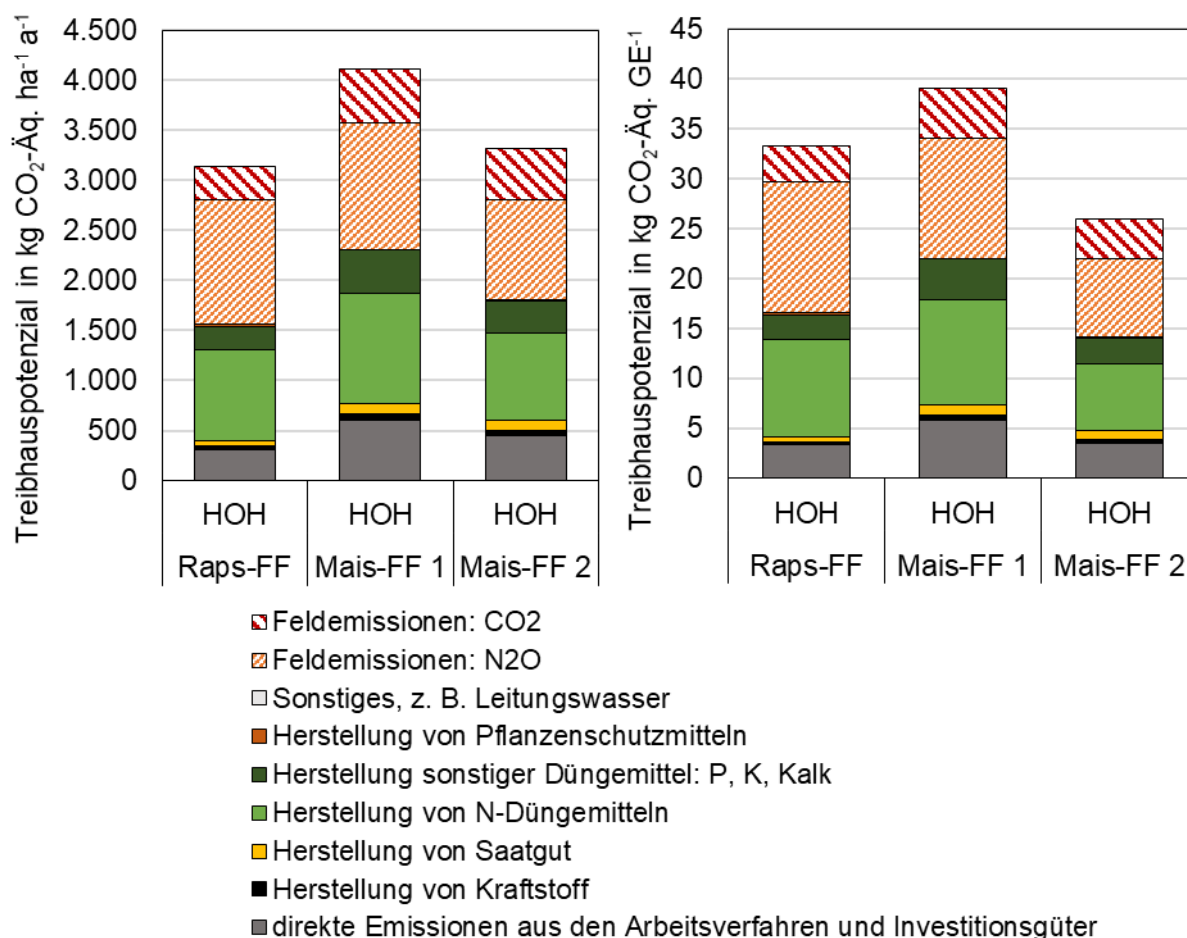


Abbildung 44: Treibhauseffekt pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolgen Winterrapswinterweizenwintergerste (Raps-FF), Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras (Mais-FF 1) und Wintertriticale-Winterweizen-Senf-Mais (Mais-FF 2) am Standort Hohenschulen (HOH) in den Erntejahren 2013–2015 (Raps-FF) bzw. 2012–2014 (Mais-FF)

Unabhängig von der Bezugsgröße nehmen bei allen drei Fruchtfolgen den größten Anteil am Treibhauseffekt die Herstellung von Stickstoffdüngemitteln (26 – 29 %) und die N_2O -Emissionen (30 – 39 %) ein. Weiterhin fällt auf, dass bei den Mais-FF den Arbeitsverfahren, der Kraftstoffherstellung und der Saatgutproduktion eine größere Bedeutung zukommt. Dies ist auf den zusätzlichen Anbau von Zwischenfrüchten zurückzuführen, die in den Mais-FF im Vergleich zur Raps-FF integriert sind. Bezogen auf den Hektar ist der Treibhauseffekt in der Fruchtfolge Winterrapswinterweizenwintergerste mit $3.134 \text{ kg CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ am geringsten. Mit Bezug auf die Getreideeinheit weist die Fruchtfolge Wintertriticale-Winterweizen-Senf-Mais mit $26 \text{ kg CO}_2\text{-Äq. GE}^{-1}$ den geringsten Treibhauseffekt pro Getreideeinheit auf. Grund hierfür ist, dass den Mais-FF Ganzpflanzenerträge zugrunde liegen, wohingegen in den Raps-FF nur das Korn bzw. die Saat geerntet wird und damit geringere Gesamterträge vom Feld geholt werden. Trotzdem hat die Mais-FF 1 auch pro Getreideeinheit einen höheren Treibhauseffekt als die Raps-FF. Dies ist vor allem auf die Erträge des Winterweizens in dieser Fruchtfolge zurückzuführen,

denen eine Missernte zugrunde liegt (29 dt FM ha⁻¹ im Vergleich zu 92,5 dt FM ha⁻¹ im Durchschnitt im Landkreis im Jahr 2021 [216]). Damit wird ebenfalls verdeutlicht, welchen Einfluss ein stabiler Ertrag auf die Höhe der produktbezogenen THG-Emissionen einer Fruchtfolge haben kann.

Der Ertrag je Hektar Anbaufläche ist auch für die **Leistungs-Kostenrechnung** von entscheidender Bedeutung. Die ein- und ausgehenden Beiträge der Leistungs-Kostenrechnung sind für den Produktionsfaktor Bodenfläche und die Getreideeinheit in Abbildung 45 dargestellt.

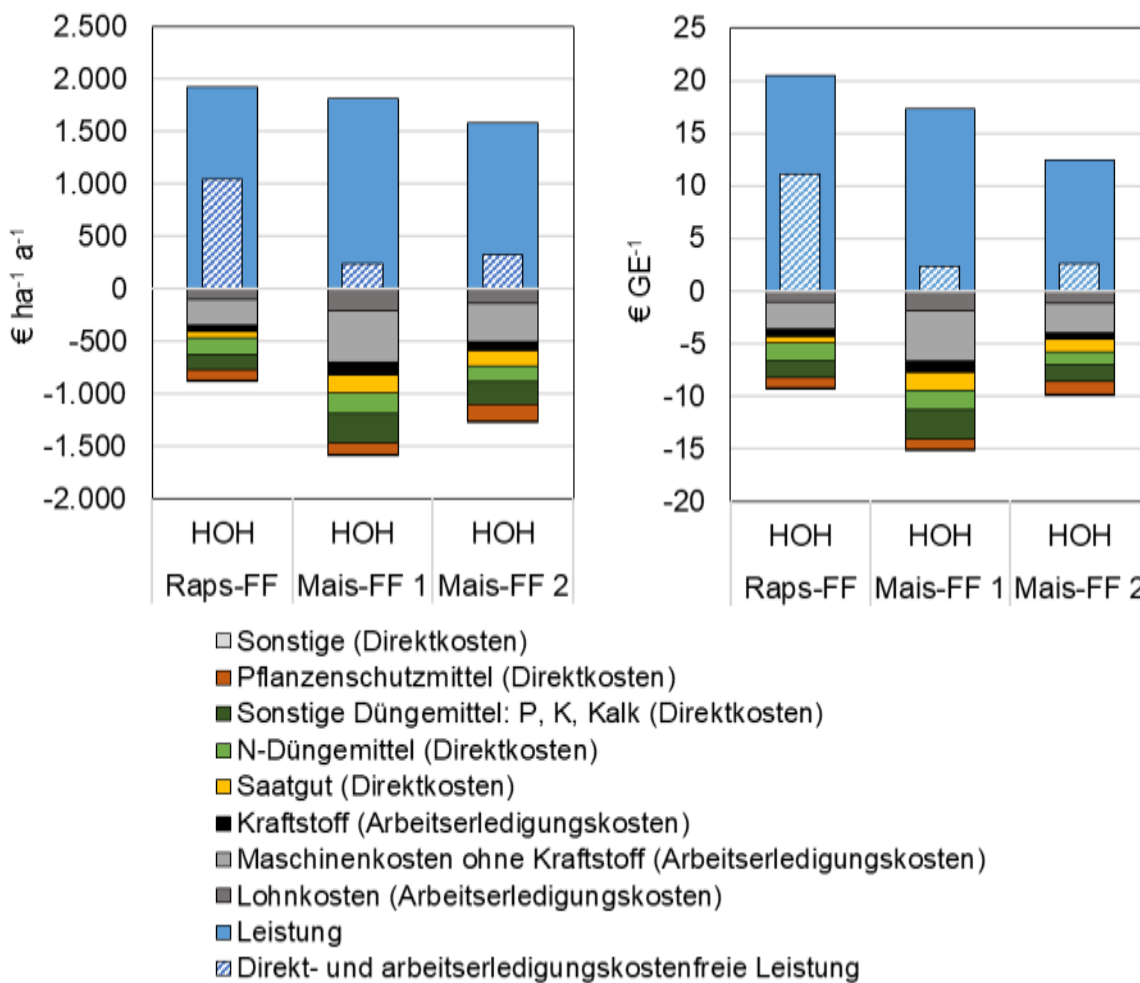


Abbildung 45: Leistungs-Kostenrechnung pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolgen Winterraps-Winterweizen-Wintergerste (Raps-FF), Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudan-gras (Mais-FF 1) und Wintertriticale-Winterweizen-Senf-Mais (Mais-FF 2) am Standort Hohenschulen (HOH) in den Erntejahren 2013 – 2015 (Raps-Fruchtfolge) bzw. 2012 – 2014 (Mais-Fruchtfolge)

Alle betrachteten drei Fruchtfolgen in Hohenschulen verzeichnen positive Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistungen (DAKfL), wobei die Raps-FF mit $1.045 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ den höchsten Beitrag aufweist. Bei den Mais-FF ist bezüglich der DAKfL mit $329 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ die Mais-FF 2 etwas vorteilhafter zu bewerten, wofür die geringeren Kosten für die Arbeitserledigung und für die sonstigen Düngemittel maßgeblich sind.

Unter den vorgegebenen Versuchsbedingungen erzielte die Raps-FF die höchste Leistung mit $1.929 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, die Mais-FF 1 erhielt 106 € und Mais-FF 2 342 € weniger. Die drei Kulturen Winterraps, Winterweizen und Wintergerste der Raps-FF erzielten durchgehend hohe Erträge und Leistungen. Die Kulturen Winterweizen, Mais, Winterroggen und Sudangras der Mais-FF 1 unterbieten diese Flächenleistung leicht, wobei Winterweizen nur mit einem relativ geringen Ertrag von 29 dt FM ha^{-1} zur Gesamtleistung beitragen konnte. Die Leistungen der einzelnen Kulturen Wintertriticale, Winterweizen und Silomais der Mais-FF 2 waren zwar jeweils relativ hoch, reichten jedoch aggregiert nicht an die Leistungen der anderen beiden Fruchtfolgen heran.

Ausschlaggebend für die höhere DAKfL der Raps-FF gegenüber der Mais-FF sind deren geringere Kosten sowohl für die Arbeitserledigung als auch für die Betriebsmittel. Auf der Kostenseite nehmen die Ausgaben für die Arbeitserledigung (Investitionsgüter, Lohn und Kraftstoff) einen dominierenden Anteil von 46% (Raps-FF) bis 52% (Mais-FF 1) ein. Die Düngung leistet mit Anteilen von 29% (Mais-FF 2) bis 35% (Raps-FF) einen weiteren relevanten Beitrag an den Kosten. Die restlichen Anteile an den Kosten werden hauptsächlich von den Ausgaben für den Pflanzenschutz und das Saatgut mit jeweils einem durchschnittlichen Anteil von rund 10% gebildet.

Pro Getreideeinheit ist mit der Raps-FF sowohl die höchste Leistung ($20,45 \text{ € GE}^{-1}$) als auch unter Einbezug der Kosten die höchste DAKfL ($11,08 \text{ € GE}^{-1}$) verbunden. In der Raps-FF wirkt sich insbesondere Winterraps mit einem relativ hohen Preis pro Getreideeinheit ($31,46 \text{ € GE}^{-1}$) positiv auf die Leistung aus. Die auf die Getreideeinheit bezogenen Leistungen der beiden Mais-FF unterscheiden sich zwar um $4,91 \text{ € GE}^{-1}$, bei Einbezug der Kosten ergibt sich jedoch mit $2,33$ (Mais-FF 1) bzw. $2,58$ (Mais-FF 2) € GE^{-1} eine annähernd gleiche DAKfL.

Bei Konzentration auf die Bereitstellungskosten pro Getreideeinheit schneiden die Raps-FF und die Mais-FF 2 (Wintertriticale-Winterweizen-Senf-Silomais) mit $9,37$ bzw. $9,87 \text{ € GE}^{-1}$ gleichermaßen günstig ab. Die Mais-FF 1 (Winterweizen-Senf-Silomais-Winterroggen-Sudangras) ist mit 50% höheren Bereitstellungskosten verbunden.

Die Relationen der Kostengruppen der jeweiligen Fruchtfolgen zueinander ist identisch zu den Ergebnissen mit Bezug auf den Produktionsfaktor Bodenfläche (siehe oben).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die unterschiedlichen Versuchsbedingungen (z. B. Witterung) die Vergleichbarkeit der Fruchtfolgen bzw. das Herausstellen der Vorteilhaftigkeit einer einzelnen Fruchtfolge einschränken. Gleichzeitig verdeutlichen sie aber auch den hohen Einfluss eines stabilen Ertrags auf die Ergebnisse der ökologischen und ökonomischen Bewertung. Dies zeigt sich sowohl bei der Bewertung des Treibhauseffekts als auch bei der Direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistung. Die mit dem Anbau

und der Bereitstellung des Winterweizens verbundenen Emissionen und Kosten werden aufgrund einer Missernte in der Mais-FF 2 über einen deutlich geringeren Ertrag umgelegt. Damit führt die Mais-FF 2 zum größten Treibhauseffekt und zur geringsten Direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistung.

Bezüglich des Produktionsfaktors Fläche weist die Raps-FF eindeutig Vorteile mit Hinblick auf die Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung auf. Grund hierfür ist der hohe Erlös für Rapssaat je Dezitonne im Vergleich zu den Erlösen der Ganzpflanzen wie beispielsweise Mais. Dagegen zeigt die Raps-FF nur ein gering besseres und bezüglich der Getreideeinheit sogar ein schlechteres Treibhausgaspotenzial als die Mais-FF 2. Anders als bei der ökologischen Bewertung ist neben dem Flächenertrag für die ökonomische Bewertung auch der Erlös pro Tonne Erntegut von entscheidender Bedeutung.

Bezogen auf die Getreideeinheit zeigt die Mais-FF 2 den geringsten Treibhauseffekt und damit einen Vorteil für eine Ausweitung der Fruchtfolgen. Dieser Aspekt wird in Kapitel 8.4 Diversifizierung von Fruchtfolgen näher untersucht.

Raps-Fruchtfolgen am Ihinger Hof und in Bornim

Ergebnisse, bei denen die gleiche Fruchtfolge an unterschiedlichen Standorten gegenübergestellt wurde, zeigen, dass die Gegebenheiten am Standort sehr hohen Einfluss auf den Treibhauseffekt und die Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung haben können. Dies soll für die Standorte Ihinger Hof und Bornim am Beispiel der Raps-FF Winterraps-Winterweizen-Wintergerste aufgezeigt werden. Ihinger Hof liegt in Süddeutschland im BKR 123 und ist ein Standort mit kleineren Schlägen, geringer Hof-Feld-Entfernung, und geringer Mechanisierung. Der Boden ist stark toniger Schluff und die Klimazone ist gemäßigt ozeanisch. Bornim (BKR 104) dagegen zeichnet sich durch große Schläge mit großen Hof-Feld-Entfernungen und hoher Mechanisierung aus. Der mittel schluffige Sandboden und die gemäßigt kontinentale Klimazone stehen zusätzlich im Gegensatz zu den Gegebenheiten am Standort Ihinger Hof.

Abbildung 46 zeigt den **Treibhauseffekt** bezogen auf den Produktionsfaktor Fläche pro Hektar und Jahr (links) und die Getreideeinheit (rechts). In Bornim ist der Treibhauseffekt um 24 % (pro Hektar und Jahr) bzw. um 21 % (pro Getreideeinheit) geringer als am Ihinger Hof. Die Ergebnisse pro Fläche bzw. pro Getreideeinheit unterscheiden sich nur gering voneinander, da beide Standorte sehr ähnliche Getreideeinheiten in der Fruchtfolge aufweisen. Mit 258 GE ha⁻¹ in der gesamten Fruchtfolge liegt der Ihinger Hof leicht über Bornim mit 248 GE ha⁻¹.

Die Emissionen aus den Arbeitsverfahren und Investitionsgüter, aus der Herstellung von Kraftstoff, Saatgut, Phosphor-, Kalium- und Kalkdüngemittel und Pflanzenschutzmitteln bewegen sich bei beiden Standorten in einem ähnlichen Bereich. Größere Unterschiede sind bei den Stickstoffdüngern und den CO₂-Feldemissionen zu erkennen. Am Ihinger Hof wurde eine größere Menge an N-Dünger gedüngt, was zu höheren Emissionen durch die Bereitstellung der Dünger führt. Die Lachgasemissionen sind trotz höherer N-Menge am Ihinger Hof an beiden Standorten nahezu gleich hoch. Dies ist zum Teil auf die Strohabfuhr am Standort Bornim zurückzuführen, wodurch die direkten Lachgasemissionen aus Ernte-

und Wurzelrückständen deutlich verringert werden. Zu einem nicht unwesentlichen Teil ist das jedoch auch auf die Vorgehensweise nach Stehfest und Bouwman (2006) [220] zurückzuführen, nach der auch effect values für verschiedene Standortparameter wie organischer Kohlenstoff-Gehalt im Boden, pH-Wert, Bodentextur oder Klima in die Berechnung der Lachgasemissionen einfließen (vgl. Abschnitt 6.1.3). Durch den sandigen Boden und damit die grobe Bodentextur in Bornim wird mit einem ungünstigeren effect value gerechnet als am Ihinger Hof, was zu höheren Lachgaswerten pro kg N in Bornim führt. Dadurch werden die Unterschiede durch die N-Düngung nahezu ausgeglichen.

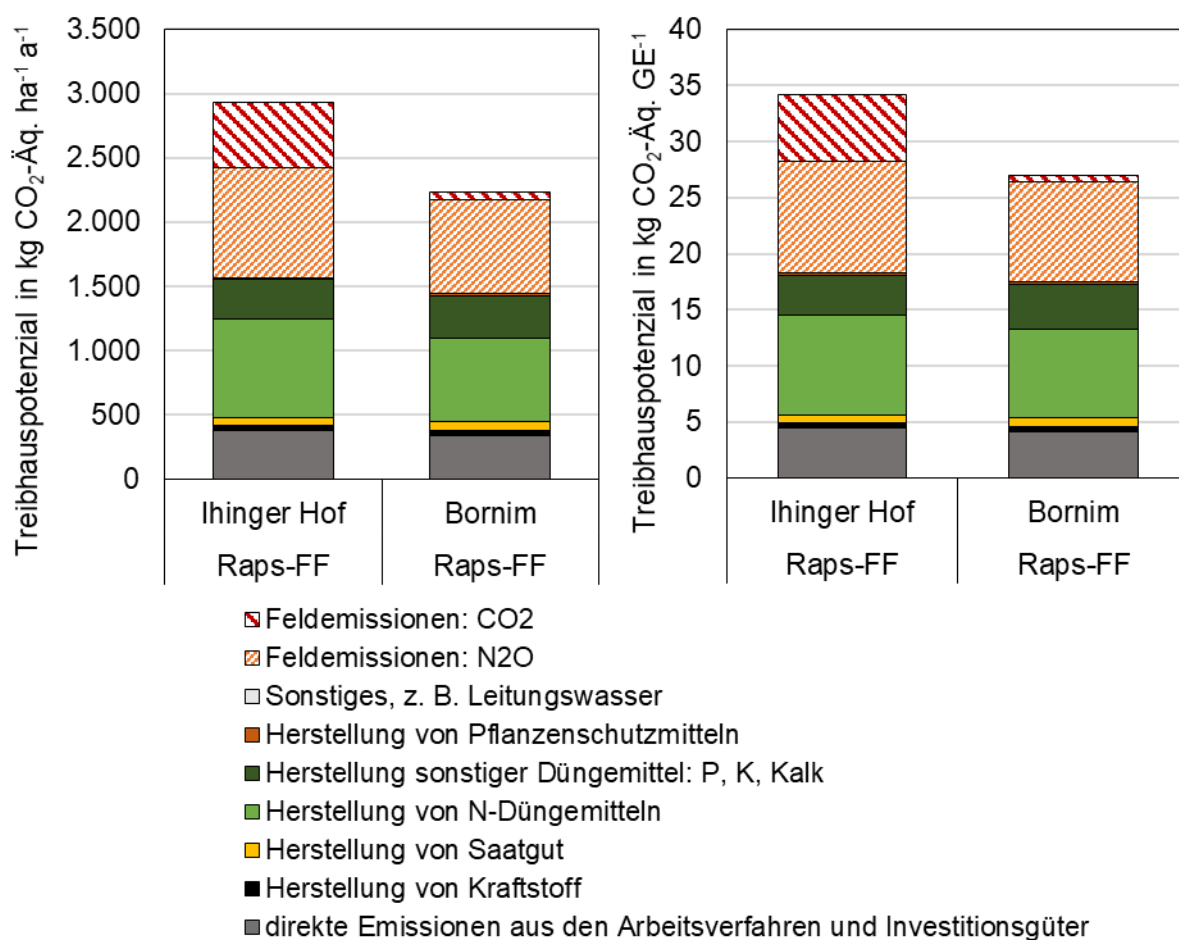


Abbildung 46: Treibhauseffekt pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterrapswinterweizen-Wintergerste (Raps-FF) an den Standorten Ihinger Hof und Bornim in den Erntejahren 2013–2015

Der deutlichste Unterschied zwischen den Standorten Bornim und Ihinger Hof besteht in den CO₂-Feldemissionen. Zu einem kleinen Teil bestehen diese aus den Emissionen, die durch die Düngung des kalkhaltigen Düngers KAS entstehen. Den weit größeren Teil bilden die Emissionen aus der Ausbringung von Kalkdünger zur Erhöhung des pH-Wertes im Boden. Für die einzelnen Standorte wurde anhand von Boden-pH-Wert, Humusgehalt und Bodenart die pH-Klasse nach VDLUFA (vgl. Abschnitt 6.1.2) bestimmt und der

jeweilige standortspezifische Kalkbedarf ermittelt. Für den Standort Bornim wurde auf diese Weise kein Kalkbedarf ermittelt, weshalb auch keine CO₂-Emissionen aus der Kalkung berechnet wurden. Allerdings muss damit gerechnet werden, dass der pH-Wert im Boden im Laufe der Zeit sinkt, u. a. durch Ausbringung stickstoffhaltiger Dünger, was dazu führt, dass Kalk ausgebracht werden muss. Die Darstellung der Emissionen, wie hier am Standort Bornim aufgezeigt, ist somit mehr eine Momentaufnahme für den zu dem betrachteten Zeitpunkt vorliegenden Bodenzustand.

Im Allgemeinen ist die absolute Höhe der CO₂-Emissionen auffällig. Sowohl bei dem Vergleich der Fruchtfolgen in Abbildung 44 als auch für die Raps-FF am Standort Ihinger Hof (siehe Abbildung 46) sind die CO₂-Feldemissionen relativ hoch. Mit ca. 507 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ bilden sie 17 % des gesamten Treibhauseffekts am Standort Ihinger Hof. Grund dafür ist einerseits die Höhe der berechneten Kalkmenge und andererseits die zugrunde gelegte Berechnungsmethode für die CO₂-Emissionen aus der Kalkung (siehe Abschnitt 6.1.3). Eine detaillierte Bewertung der Auswirkungen der gewählten Methode zur Ermittlung des Kalkbedarfs sowie zur Bestimmung der CO₂-Emissionen folgt unter Abschnitt 7.2.1.

Dies verdeutlicht, dass die Gegebenheiten an den Standorten einen hohen Einfluss auf die Ergebnisse des Treibhauseffekts haben können, insbesondere die aus der Kalkung und Stickstoffdüngung resultierenden CO₂- bzw. N₂O-Feldemissionen. Die Arbeitsverfahren und Kraftstoffverbräuche werden in Bezug auf das jeweilige Mechanisierungscluster zwar ebenfalls von den Standortgegebenheiten beeinflusst, haben aber nur einen geringen Einfluss auf den Treibhauseffekt der Fruchtfolge.

Wie oben erwähnt, unterscheiden sich die beiden Standorte Ihinger Hof und Bornim in erster Linie hinsichtlich des Biomasseertrags bzw. der Getreideeinheit nur unwesentlich voneinander ab. Dies wirkt sich auch auf die **Leistungs- und Kostenrechnung** dahingehend aus, dass die erzielten Leistungen mit 1.646 € ha⁻¹ a⁻¹ in Bornim und 1.696 € ha⁻¹ a⁻¹ am Ihinger Hof ebenfalls nicht sehr voneinander abweichen (siehe Abbildung 47). Die Unterschiede bezüglich des Mechanisierungsclusters, der Schlaggröße und der Hof-Feld-Entfernung sowie der eingesetzten Düngermenge für Stickstoff und Kalk zeigen sich dagegen bei den standortspezifischen Gesamtkosten. So werden für den Standort Bornim Gesamtkosten in Höhe von 913 € ha⁻¹ a⁻¹ ermittelt. Der Ihinger Hof liegt im Vergleich bei 1.263 € ha⁻¹ a⁻¹.

Während der Standort Ihinger Hof dem Cluster 1 mit einer geringen Mechanisierung und kleiner Schlaggröße zugeordnet ist, wird für den Standort Bornim das Cluster 3 mit der höchsten Mechanisierung und den größeren Schlägen angenommen. Diese verschiedenen Cluster wirken sich vor allem auf die Lohnkosten und die fixen Maschinenkosten aus. Aufgrund der höheren Mechanisierung und der größeren Schläge am Standort Bornim werden die erforderlichen Arbeiten zeitlich effizienter verrichtet, was sich in den im Vergleich geringeren Lohn-, Maschinen- und Kraftstoffkosten niederschlägt. Neben der Arbeitserledigung zeigen sich für den Standort Bornim auch niedrigere Aufwendungen bei den Dünge- und Pflanzenschutzmitteln. Dieser Unterschied auf der Kostenseite zeigt sich auch – gering kompensiert durch die etwas höhere Leistung auf dem Standort Ihinger Hof

– bei der flächenbezogenen Direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistung, die am Standort Bornim 733 € ha⁻¹ a⁻¹ und am Ihinger Hof 433 € ha⁻¹ a⁻¹ beträgt.

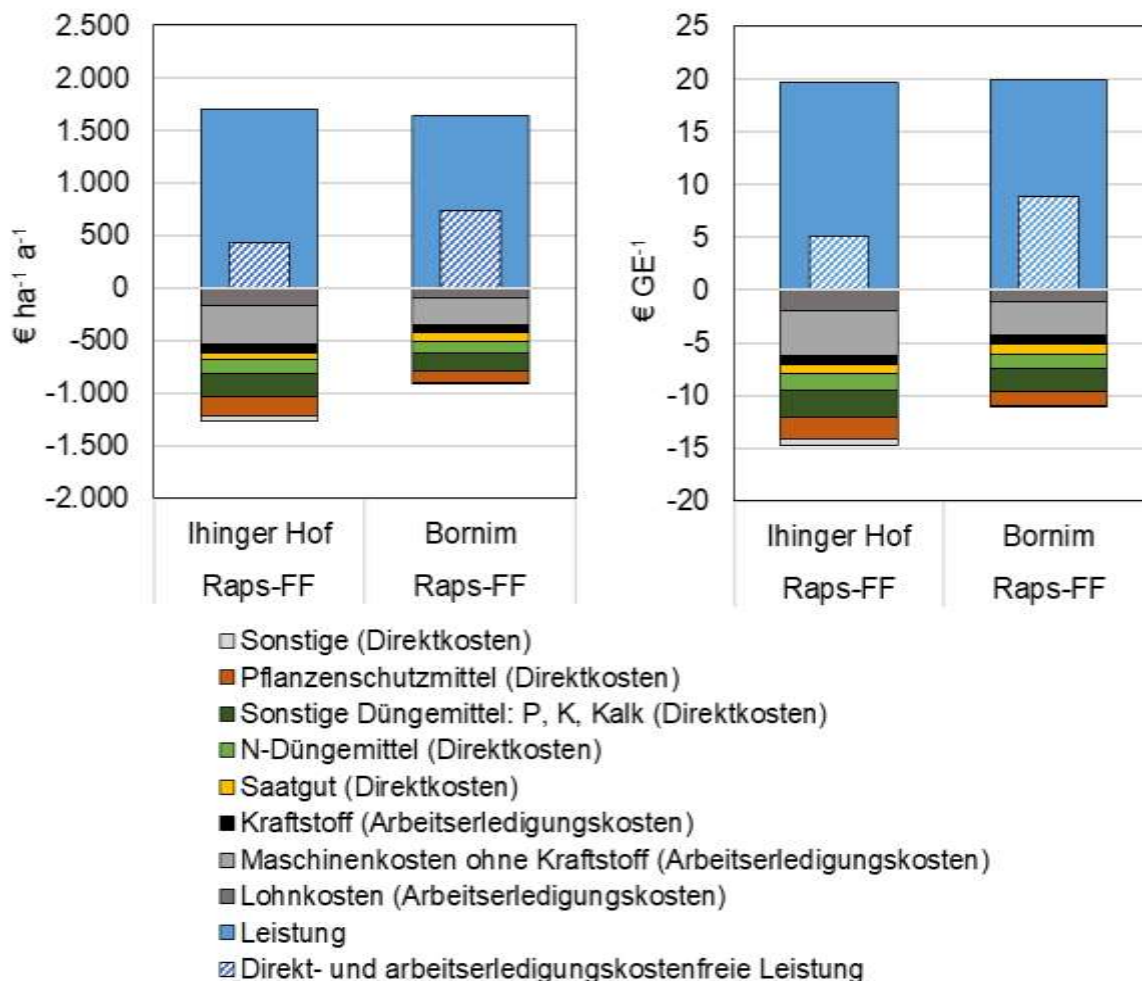


Abbildung 47: Leistungs-Kostenrechnung pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste (Raps-FF) an den Standorten Ihinger Hof und Bornim in den Erntejahren 2013 – 2015

Die Gegenüberstellung der Leistungs-Kostenrechnung für die beiden Standorte bezogen auf die Getreideeinheit ergibt im Prinzip ein ähnliches Bild der Ergebnisse wie bei der flächenbezogenen Darstellung. Die Bereitstellungskosten pro Getreideeinheit sind aus den bereits oben beschriebenen Gründen beim Standort Bornim günstiger zu bewerten. Auch bei der Getreideeinheit zeigt sich die höhere Clusterklasse vorteilhaft bei den Kosten der Arbeitserledigung.

Bezüglich der Leistung ist am Standort Bornim der im Vergleich höhere Ertrag von Winterraps mit dem relativ hohen Preis pro Getreideeinheit zu vermerken, der sich günstig auf die erzielbare Leistung pro Getreideeinheit auswirkt. Wie auch bei der flächenbezogenen Gegenüberstellung weisen die Leistungen der beiden Standorte für die Raps-FF bezogen auf die Getreideeinheit mit 1 % nur einen geringen Unterschied auf.

7.1.2 Regionalspezifische Ergebnisse

Im ersten Teil der regionalspezifischen Ergebnisse werden der Treibhauseffekt sowie die Leistungs-Kostenrechnung für die Raps-FF am Standort Merbitz mit den Ergebnissen für den zugehörigen Boden-Klima-Raum 107 verglichen. Durch diese Gegenüberstellung können die Auswirkungen der hinterlegten Methoden zur Ermittlung der Eingangsdaten aufgezeigt werden. Anschließend werden die Ergebnisse der drei Boden-Klima-Räume 104, 107 und 115 einander gegenübergestellt, um den Einfluss regionalspezifischer Faktoren auf die ökologische und ökonomische Bewertung zu verdeutlichen.

Gegenüberstellung des Standortes Merbitz und des zugehörigen BKR 107

In Abbildung 48 ist erkennbar, dass der flächenbezogene **Treibhauseffekt** pro Hektar und Jahr sowie dessen Verteilung im Standort Merbitz sowie im Boden-Klima-Raum 107 vergleichbar sind. Wesentliche Unterschiede sind bei der Bereitstellung des erforderlichen N-Mineraldüngers sowie in den Lachgasemissionen zu finden. Während am Standort mit $668 \text{ kg CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ etwa 25 % des Treibhauseffekts auf die Herstellung von Stickstoffdüngemitteln zurückzuführen sind, sind es im BKR mit $792 \text{ kg CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und damit 28 % etwas mehr. Die Lachgasemissionen nehmen jeweils den größten Anteil mit 28 % bzw. 33 % ein und sind im BKR ebenfalls höher als am Standort. Vor allem diese beiden Emissionsquellen sind der Grund dafür, dass im Boden-Klima-Raum mit $2.846 \text{ kg CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ein höherer Treibhauseffekt pro Hektar und Jahr vorliegt. Die größere Menge an N-Düngern im BKR ist zu einem großen Teil auf die Berechnungsmethode zurückzuführen. Hierbei gilt die Annahme, dass N_{\min} gleich null ist, wodurch sich im Vergleich zum Standort ein höherer N-Bedarf ergibt (siehe Abschnitt 6.1.2). Neben der Menge unterscheidet sich auch die Art der N-Dünger. Während am Standort mit KAS gedüngt wurde, wurde für den Boden-Klima-Raum der N-Dünger-Mix der in Deutschland am meisten verbreiteten Düngerarten angenommen (vgl. Abschnitt 6.1.2). Auch dies führt zu unterschiedlichen Treibhausgasemissionen bei der Herstellung der Düngemittel. Im Gegensatz zu den N-Düngern, ist die berechnete Menge an Phosphor- und Kalium-Dünger im BKR geringer als am Standort. Die Menge der P- und K-Dünger berechnet sich mit Hilfe des Ertrags der Kulturen (siehe Abschnitt 6.1.2). Da dieser bezogen auf die Getreideeinheit mit 194 GE ha^{-1} im BKR geringer ist als am Standort Merbitz mit 242 GE ha^{-1} , fällt auch der Düngebedarf geringer aus. Folglich führen die Unterschiede in den Erträgen auch zu einem unterschiedlichen Treibhauseffekt pro Getreideeinheit. In Merbitz liegt der Treibhauseffekt bei $33 \text{ kg CO}_2 \text{ GE}^{-1}$, wohingegen es im BKR 107 aufgrund des geringeren Ertrags mit $44 \text{ kg CO}_2 \text{ GE}^{-1}$ deutlich höher ausfällt.

Zusammenfassend scheint Merbitz ein repräsentativer Standort für den Boden-Klima-Raum 107 zu sein. Nicht nur zahlreiche Boden- und Klimaeigenschaften in Merbitz entsprechen dem gesamten BKR, sondern auch die aus dem Rohstoffpflanzenanbau resultierenden flächenbezogenen Treibhausgasemissionen pro Hektar und Jahr liegen in der gleichen Größenordnung. Einzig die Erträge am Standort Merbitz fallen etwas höher aus als die für den BKR aus statistischen Daten ermittelten Erträge. Allerdings wurde bereits bestätigt, dass die Erträge der Versuchsdaten für den Landkreis plausibel sind [81]. Dies unterstreicht, dass sich die Biomasseerträge trotz ähnlicher Boden- und Klimaeigenschaften unterscheiden können.

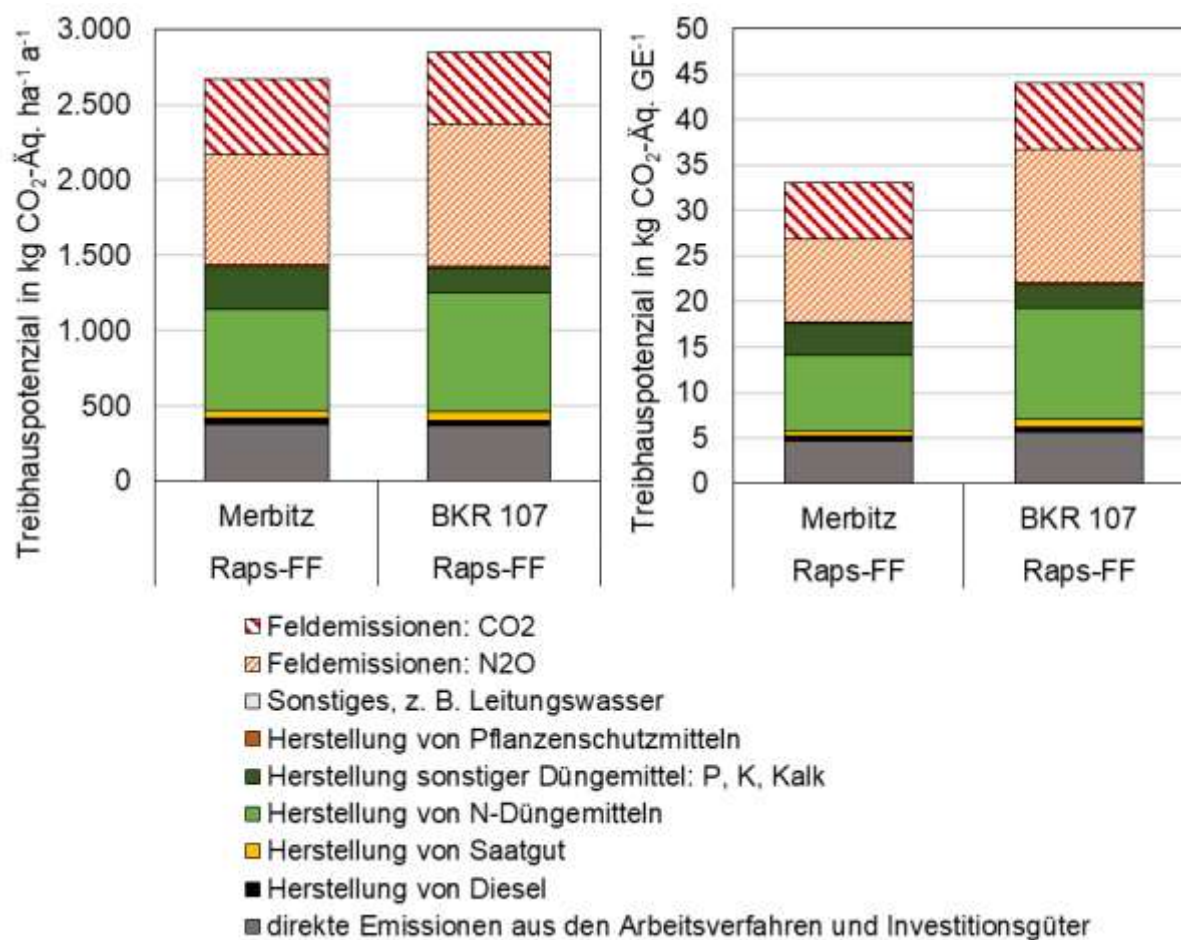


Abbildung 48: Treibhauseffekt pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterrapswinterweizen-wintergerste (Raps-FF) am Standort Merbitz (Erntejahre 2013–2015) und im BKR 107

In der **Leistungs-Kostenrechnung** werden die unterschiedlichen Erträge und Mengen an Betriebsmitteln sowohl in der Leistung als auch in den Direktkosten abgebildet (siehe Abbildung 49). Die in den beiden Produktionssystemen hinterlegte Maschinen- und Agrarstruktur (Mechanisierung und Schlaggröße) sind gleich, so dass sich bei den Arbeitserledigungskosten keine relevanten Unterschiede zeigen. Die in Merbitz angesetzten Erträge, die die Werte für die einzelnen Kulturen im BKR 107 im Durchschnitt um den Faktor 1,25 übersteigen, führen entsprechend zu einer um diesen Faktor (entsprechend 333 € ha⁻¹ a⁻¹) höheren Leistung.

Auf der Kostenseite unterscheiden sich die beiden Produktionssysteme in erster Linie bei den Direktkosten. Die Kosten für die Pflanzenschutzmittel sind für den Standort Merbitz um 27 % höher angesetzt als für den zugehörigen BKR. Da der im BKR hinterlegte Ansatz die Pflanzenschutzmenge pauschal in Abhängigkeit vom Ertragsniveau auf Basis generalisierter Kosten ermittelt, dienen diese Kosten lediglich zur Orientierung und können eine standortspezifische Analyse des Pflanzenschutzmittelbedarfs nicht ersetzen. Dies wird in dieser Gegenüberstellung deutlich.

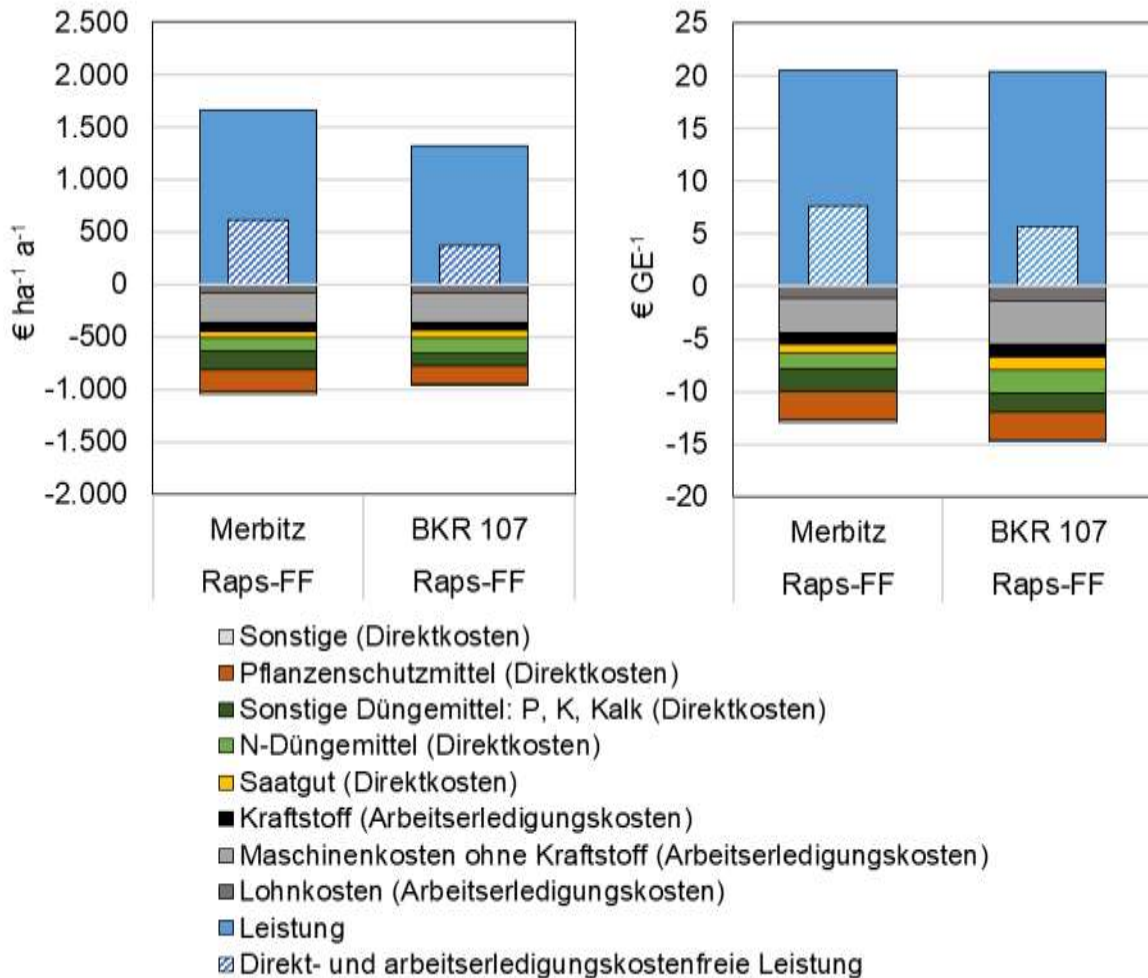


Abbildung 49: Leistungs-Kostenrechnung pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterrapswinterweizen-Wintergerste (Raps-FF) am Standort Merbitz (Erntejahre 2013–2015) und im BKR 107

Für die Düngemittel sind in Summe die Ausgaben am Standort Merbitz um 42 € höher angesetzt, wobei die Mehrkosten nur bei den sonstigen Düngemitteln bestehen. Die Stickstoffgaben waren am Versuchsstandort Merbitz trotz des höheren erzielten Ertrages geringer als die nach der Düngerverordnung berechneten Gaben für den BKR 107. Die Methode zur Ermittlung der erforderlichen Kalium- und Phosphormenge ist jedoch in beiden Produktionssystemen gleich, sodass die aufgrund der Ertragserwartung höher angesetzten Düngermengen für Kalium und Phosphor zu Mehrkosten am Standort Merbitz führen.

Die in Abbildung 49 links dargestellten Ergebnisse zeigen, dass auf Grundlage des Produktionssystems für den Standort Merbitz die flächenbezogenen Kosten sowie die dazugehörige Leistung für den BKR 107 unterschätzt werden würden. Aggregiert in der Direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistung ergäbe sich für den BKR 107 im Vergleich zum Standort Merbitz ein zu erwartender Gewinnbeitrag, der um 46 % niedriger wäre.

Die Ergebnisse der Leistungs-Kostenrechnung auf Basis der Getreideeinheit sind in Abbildung 49 rechts dargestellt. Der relative Unterschied der einzelnen Beträge zwischen den beiden Produktionssystemen ist geringer als beim flächenbezogenen Vergleich. Die Leistung pro Getreideeinheit ist bei beiden Produktionssystemen mit 20,53 bzw. 20,47 € GE⁻¹ sogar nahezu identisch. Diese vergleichbare Leistung der Produktionssysteme liegt in dem Anbau der gleichen Fruchtfolge (Winterraps, Winterweizen und Wintergerste) und darin begründet, dass das Verhältnis der spezifischen Erträge sowohl am Standort Merbitz als auch für den BKR 107 für Winterraps/Winterweizen/Wintergerste 1:2:2 beträgt. Die Bereitstellungskosten pro Getreideeinheit werden für den Standort Merbitz um 13 % niedriger als für den BKR 107 berechnet und können durch den am Standort Merbitz günstiger ausfallenden Ertrag erklärt werden. Zusammengefasst in den DAKfL zeigt sich ebenso bei wie bei der flächenbezogenen Betrachtung für den Standort Merbitz im Vergleich zum BKR 107 ein höherer Betrag. Bei Verwendung des Produktionssystems vom BKR 107 zur Modellierung des Standorts Merbitz könnte also auch der erzielbare Gewinnbeitrag pro Getreideeinheit unterschätzt werden.

Zusammenfassend entsprechen zwar zahlreiche Boden- und Klimateigenschaften des Standorts Merbitz denen des gesamten BKR, eine vollständige Übertragbarkeit des Standorts auf den BKR ist jedoch nicht gegeben. Dies wird vor allem bei der Betrachtung des produktbezogenen Treibhauseffekts pro Getreideeinheit aufgrund unterschiedlicher Erträge deutlich. Auch bei der Leistungs-Kostenrechnung würde eine Übertragung des Standorts Merbitz auf den BKR 107 die tatsächlich erzielbaren Gewinnbeiträge überschätzen. Im Umkehrschluss können die regionalspezifischen Maßnahmen auch nicht vollständig auf einzelne Standorte übertragen werden, Auch dabei kann es zu einer Über- bzw. Unterschätzung der Ergebnisse kommen. Gleichzeitig verdeutlichen die Extremwetterereignisse und dabei insbesondere die Trockenheit einzelner Standorte, dass die Variabilität der Erträge deutlich mehr von einzelnen lokalen Witterungserscheinungen abhängig ist als von den vorliegenden Boden- oder Klimagegebenheiten. Dies erschwert die Übertragung regionaler Ergebnisse auf lokale Gegebenheiten zusätzlich.

Gegenüberstellung verschiedener Boden-Klima-Räume

Die Gegenüberstellung der modellierten Produktionssysteme für die Boden-Klima-Räume 104, 107 und 115 verdeutlichen die Auswirkungen der regionalspezifischen Unterschiede auf die ökologische und ökonomische Bewertung. Die ausgewählten BKR 104, 107 und 115 sind relativ unterschiedlich ausgeprägt. BKR 104 liegt im Osten Deutschlands, zum größten Teil in Brandenburg und Sachsen. Er zeichnet sich durch einen sandigen, leichten Boden aus. Der mittlere jährliche Niederschlag lag in den Jahren 2011 bis 2020 bei ca. 545 mm. Die Region ist von großen Betriebsstrukturen, hoher Mechanisierung und großen Schlägen geprägt. Ähnliche Strukturen weist der Boden-Klima-Raum 107 auf. Ebenfalls in Ostdeutschland gelegen erstreckt er sich über Sachsen-Anhalt, Thüringen und Sachsen. Die mittleren jährlichen Niederschläge liegen mit nur knapp 500 mm noch unter den Niederschlägen in BKR 104. Die Böden sind jedoch weniger sandig und schwerer. Der von ozeanischem Klima geprägte BKR 115 unterscheidet sich deutlich von den anderen beiden. Er erstreckt sich über Bayern und Baden-Württemberg und ist von hohen Niederschlägen (814 mm a⁻¹ im Mittel von 2011 bis 2020) geprägt. Die Böden sind eher schwach

sandige Lehme. Die Betriebe sind im Gegensatz zu den anderen BKR eher kleinstrukturiert mit geringerem Mechanisierungsgrad und kleineren Schlägen.

Der Vergleich des flächenbezogenen **Treibhauseffekts** pro Hektar und Jahr (siehe Abbildung 50, links) zeigt regionale Unterschiede zwischen den Boden-Klima-Räumen 104 und 107 im Vergleich zu 115 auf, wohingegen sich der produktbezogene Treibhauseffekt pro Getreideeinheit (siehe Abbildung 50, rechts) zwischen allen Boden-Klima-Räumen unterscheidet.

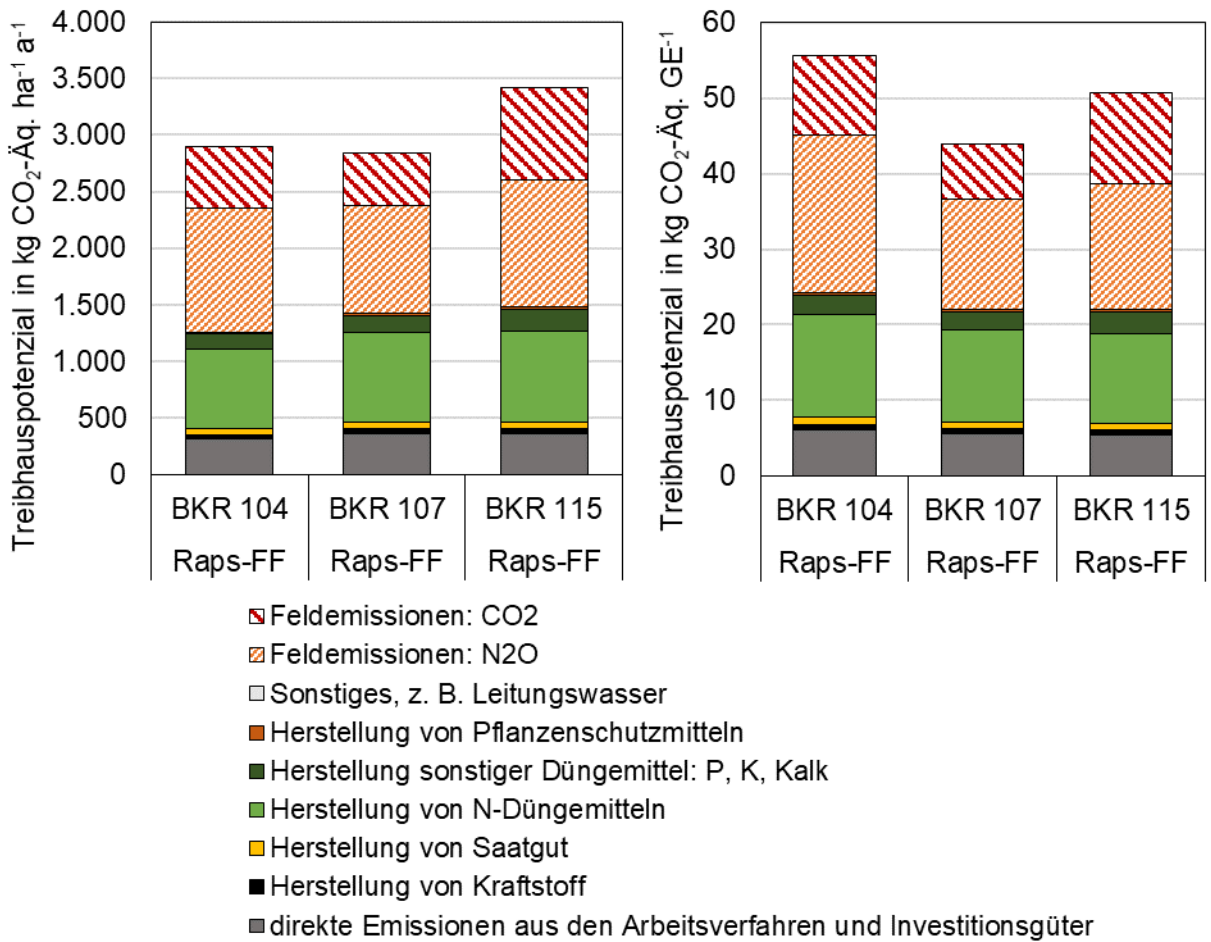


Abbildung 50: Treibhauseffekt pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterrapswinterweizenwintergerste (Raps-FF) in den Boden-Klima-Räumen 104, 107 und 115

Der flächenbezogene Treibhauseffekt in Boden-Klima-Raum 115 ist mit 3.419 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ um 18 % bzw. 20 % höher als in den BKR 104 bzw. 107. Zum einen liegt dem BKR 115 die höchste N-Düngermenge zugrunde, was auch zu den größten N₂O-Emissionen führt. Zum anderen sind auch die CO₂-Emissionen in diesem BKR mit 813 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ sehr hoch. Sie tragen fast ein Viertel zum gesamten Treibhauseffekt bei. Grund für die hohen CO₂-Emissionen sind die regionalen Gegebenheiten im BKR 115. Die Kombination aus hohen Ton- und Schluffgehalten und niedrigen pH-

Werten führt zu einem hohen, errechnetem Kalkbedarf, der wiederum den größten Teil der CO₂-Feldemissionen bestimmt.

Dahingegen ähneln sich die flächenbezogenen Treibhauseffekte der BKR 104 und 107 mehr. Mit 2.896 bzw. 2.846 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ unterscheidet sich der Treibhauseffekt lediglich um 2 %. Unterschiede fallen allerdings bei der Zusammensetzung der Emissionen auf. Aufgrund des leichten Bodens sind die Dieselverbräuche in BKR 104 und damit sowohl die Herstellung des Kraftstoffs als auch die direkten Emissionen aus den Arbeitsverfahren geringer als in BKR 107. Dagegen gibt es im BKR 107 höhere Emissionen aus der Herstellung von N-Düngern aber auch von anderen Düngemitteln. Grund hierfür sind die höheren zu erwartenden Erträge im BKR, die zu einem größeren berechneten Düngbedarf führen. Weiterhin ist auffällig, dass trotz der niedrigeren N-Düngemenge im BKR 104 die Lachgasemissionen deutlich über denen im BKR 107 liegen. Dies ist zum einen auf die Berechnung der direkten N₂O-Emissionen aus Düngern zurückzuführen. Wie in Abschnitt 6.1.3 beschrieben werden bei der Vorgehensweise nach Stehfest und Bouwman (2006) [220] Regionaldaten in Form von effect values mit in die Berechnung einbezogen. Im BKR 104 sind die niedrigen pH-Werte sowie die sandigen, groben Böden für größere effect values und damit für größere Lachgasemissionen pro kg N verantwortlich. Aber auch die indirekten N₂O-Emissionen aus der Auswaschung von Nitrat tragen zu einem großen Teil zu den hohen Lachgasemissionen im BKR 104 bei. In diesem BKR sind die Nitratemissionen - und damit auch die indirekten Lachgasemissionen aus diesen Nitratemissionen - aufgrund von relativ hohen Niederschlägen sowie niedrigen Tongehalten, geringer effektiver Durchwurzelungstiefe und geringer Stickstoffaufnahme während der Anbauphase sehr hoch. Auch die CO₂-Emissionen sind im BKR 104 größer als im BKR 107. Dieser Unterschied ist auf die unterschiedlichen Standorteigenschaften zurückzuführen. Niedrigere pH-Werte in BKR 104 führen im Vergleich zu höheren Kalkbedarfen, was aufgrund der in Abschnitt 6.1.3 beschriebenen Berechnungsmethode auch höhere CO₂-Emissionen zur Folge hat.

Bezogen auf die Getreideeinheit weist der Boden-Klima-Raum 104 mit 55 kg CO₂-Äq. GE⁻¹ der höchste Treibhauseffekt auf. Das liegt vor allem an den niedrigen durchschnittlichen Erträgen. Die Getreideeinheit über die gesamte Fruchtfolge liegt nur bei 156 GE ha⁻¹. In den BKR 107 und 115 dagegen sind es 194 bzw. 202 GE ha⁻¹, weshalb für den BKR 107 sowohl der geringste produkt- als auch flächenbezogene Treibhauseffekt ermittelt wurde.

Die Stickstoffdüngung ist gut erkennbar der wichtigste Parameter und damit die größte Stellschraube. Eine Möglichkeit die Emissionen aus der Herstellung zu reduzieren, ist eine partielle Substitution durch organische Dünger. Diese Maßnahme wird in Kapitel 8.2 bewertet. Auch Dieselherstellung und die Arbeitsverfahren können von Bedeutung sein. Diese Bedeutung ist in BKR mit mittleren und schweren Böden höher als in BKR mit leichten Böden, wie BKR 104.

Für eine ganzheitliche Bewertung ist es nicht ausreichend, lediglich die Wirkungskategorie Treibhauseffekt zu betrachten. Die Berücksichtigung weiterer Wirkungskategorien ist notwendig, um ein möglichst umfassendes Bild zu den Umweltwirkungen zu erhalten. Wie

unter Abschnitt 5.3 beschrieben, wurden die Kernwirkungskategorien Klimawandel, Versauerung und Eutrophierung festgelegt, wodurch die Wirkung aller relevanten Feldemissionen in mindestens einer Wirkungskategorie abgebildet werden kann. Nachdem bereits die Treibhauseffekte der BKR 104, 107 und 115 dargestellt wurden, werden im Folgenden die terrestrische Versauerung, die Frischwassereutrophierung sowie die marine Eutrophierung beschrieben.

Bei der **terrestrischen Versauerung** kommt den Ammoniakemissionen in allen BKR die größte Bedeutung zu (vgl. Abbildung 51). Sie tragen zu 46 – 47 % zur gesamten terrestrischen Versauerung bei. Es folgen die Herstellung sonstiger Düngemittel (18 – 21 %), die Herstellung von Stickstoffdüngern (11 %) sowie die Emission von NO (10 – 11 %).

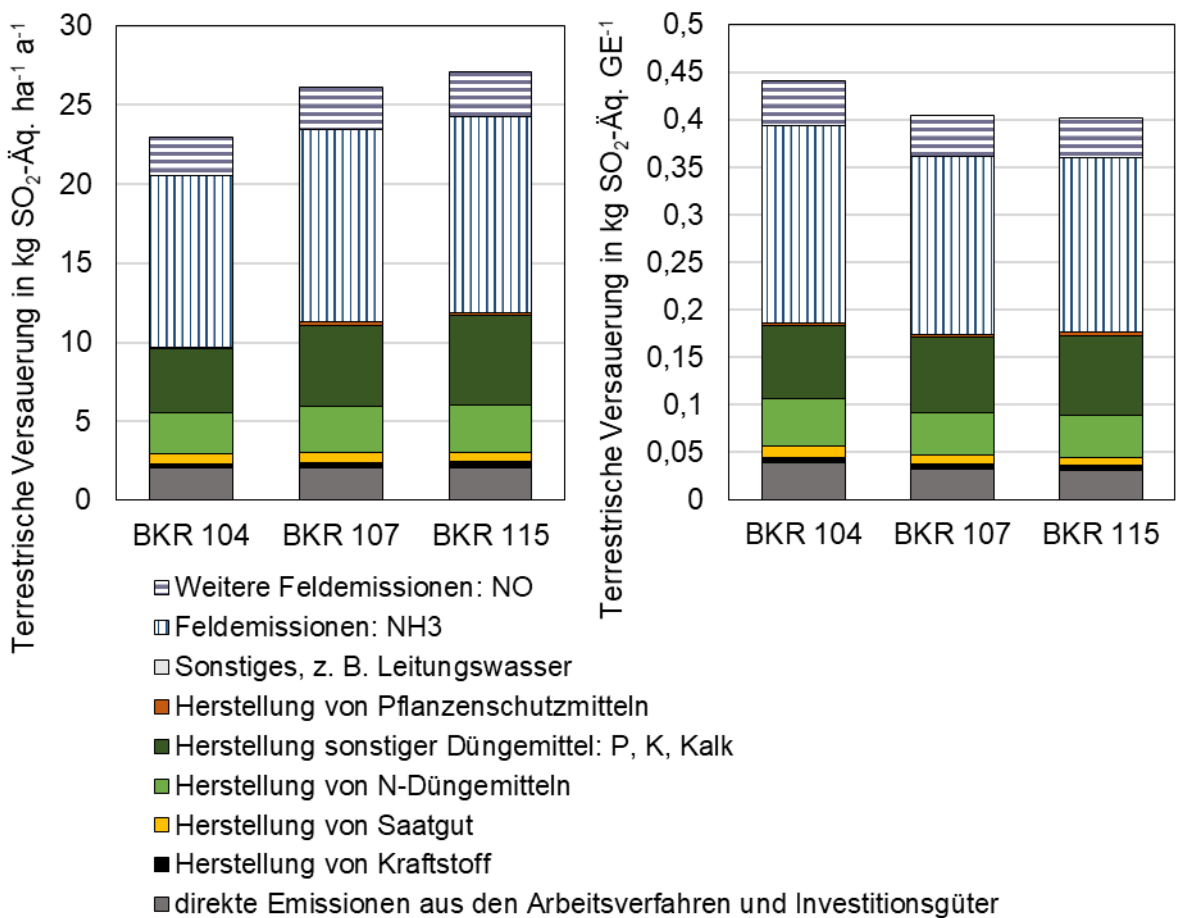


Abbildung 51: Terrestrische Versauerung pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste in den Boden-Klima-Räumen 104, 107 und 115

Der BKR 104 weist mit 0,44 kg SO₂-Äq. GE⁻¹ die höchste terrestrische Versauerung pro Getreideeinheit auf. Die BKR 107 und 115 liegen mit jeweils 0,40 kg SO₂-Äq. GE⁻¹ um ca. 9 % darunter. Bezogen auf die Fläche zeigt sich ein anderes Bild. Hier ist die terrestrische Versauerung pro Hektar und Jahr im BKR 104 am niedrigsten (vgl. Abbildung 51, links). Grund hierfür sind vor allem eine geringere N-Düngermenge und die damit direkt

verbundenen geringeren Ammoniakemissionen als in den Boden-Klima-Räumen 107 und 115. Vor allem der geringe Flächenertrag und die damit verbundene niedrige Getreideeinheit führen dazu, dass der BKR 104 beim Produktbezug die größte terrestrische Versauerung pro Getreideeinheit zeigt.

In allen Boden-Klima-Räumen ist der größte Teil der **Frischwassereutrophierung** auf die Emission von Phosphor zurückzuführen (vgl. Abbildung 52). Mit 0,010 kg P-Äq. GE⁻¹ ist die produktbezogene Frischwassereutrophierung im BKR 104 jedoch um 54 % kleiner als im BKR 115 mit 0,021 kg P-Äq. GE⁻¹.

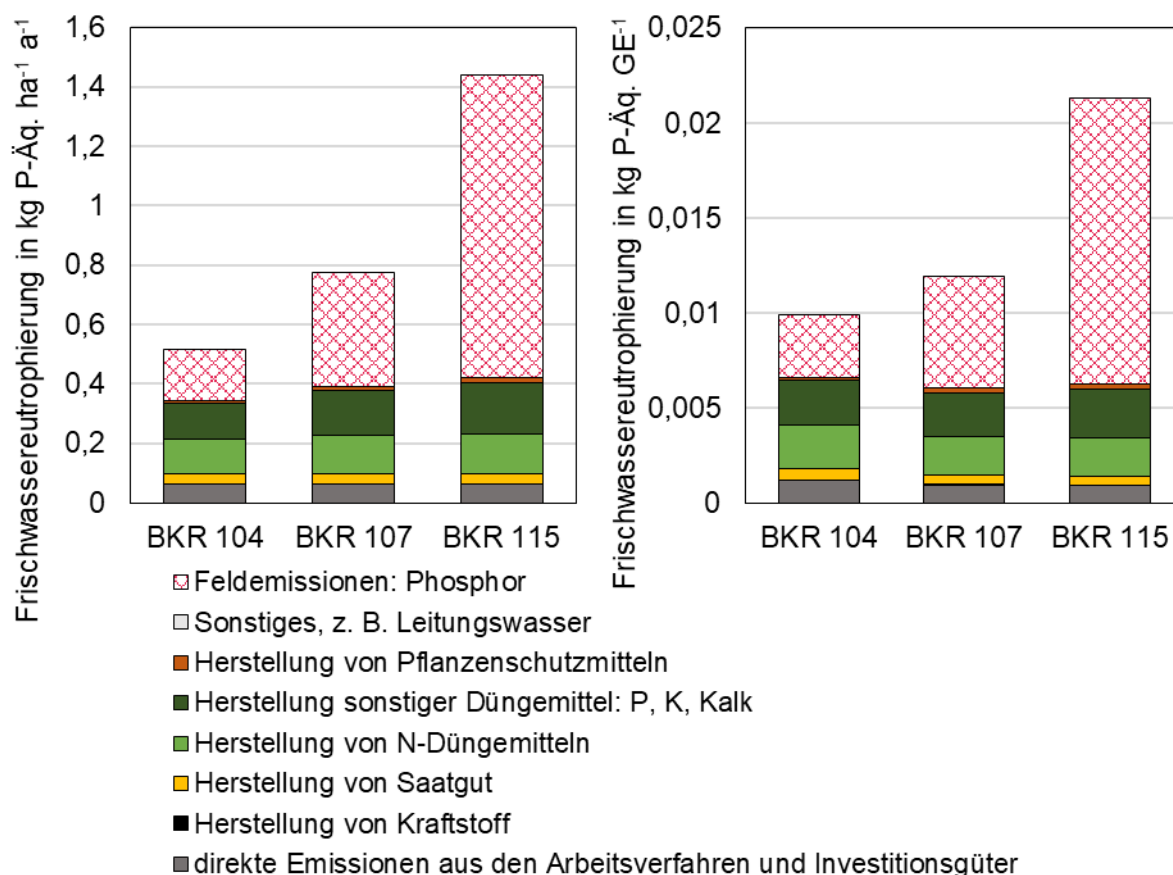


Abbildung 52: Frischwassereutrophierung pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste in den Boden-Klima-Räumen 104, 107 und 115

Dass die Frischwassereutrophierung pro Getreideeinheit im BKR 104 so viel geringer ist als im BKR 115, obwohl der BKR 104 eine deutlich geringere Getreideeinheit aufweist (156 GE ha⁻¹ vs. 202 GE ha⁻¹), ist darauf zurückzuführen, dass die flächenbezogenen Frischwassereutrophierung im BKR 115 um ein Vielfaches größer sind und durch den höheren Ertrag nicht kompensiert werden können. Mit 1,44 kg P-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ ist die Frischwassereutrophierung in BKR 115 fast dreimal so hoch wie in BKR 104 mit 0,51 kg P-Äq. ha⁻¹ a⁻¹. Die bei weitem größten Unterschiede liegen in den Phosphoremissionen. Dabei spielen mehrere Faktoren eine Rolle. Beispielsweise führen der potenzielle

Bodenabtrag durch Wasser, der Phosphorgehalt im Boden und die mittlere Sickerwasser-
rate zu den vergleichsweise sehr hohen P-Emissionen im BKR 115. In Regionen wie die-
sen muss besonders auf die Reduktion des P-Austrags geachtet werden und die Phos-
phordüngung auf ein Minimum reduziert werden. Dies ist vor allem in viehstarken Gebieten
mit einem hohen Anteil von Wirtschaftsdüngern an der Gesamtdüngung von Bedeutung.

Noch deutlicher als es bei der Frischwassereutrophierung der Fall ist, ist die **marine Eu-
trophierung** auf eine dominierende Größe zurückzuführen: die Feldemission Nitrat (vgl.
Abbildung 53).

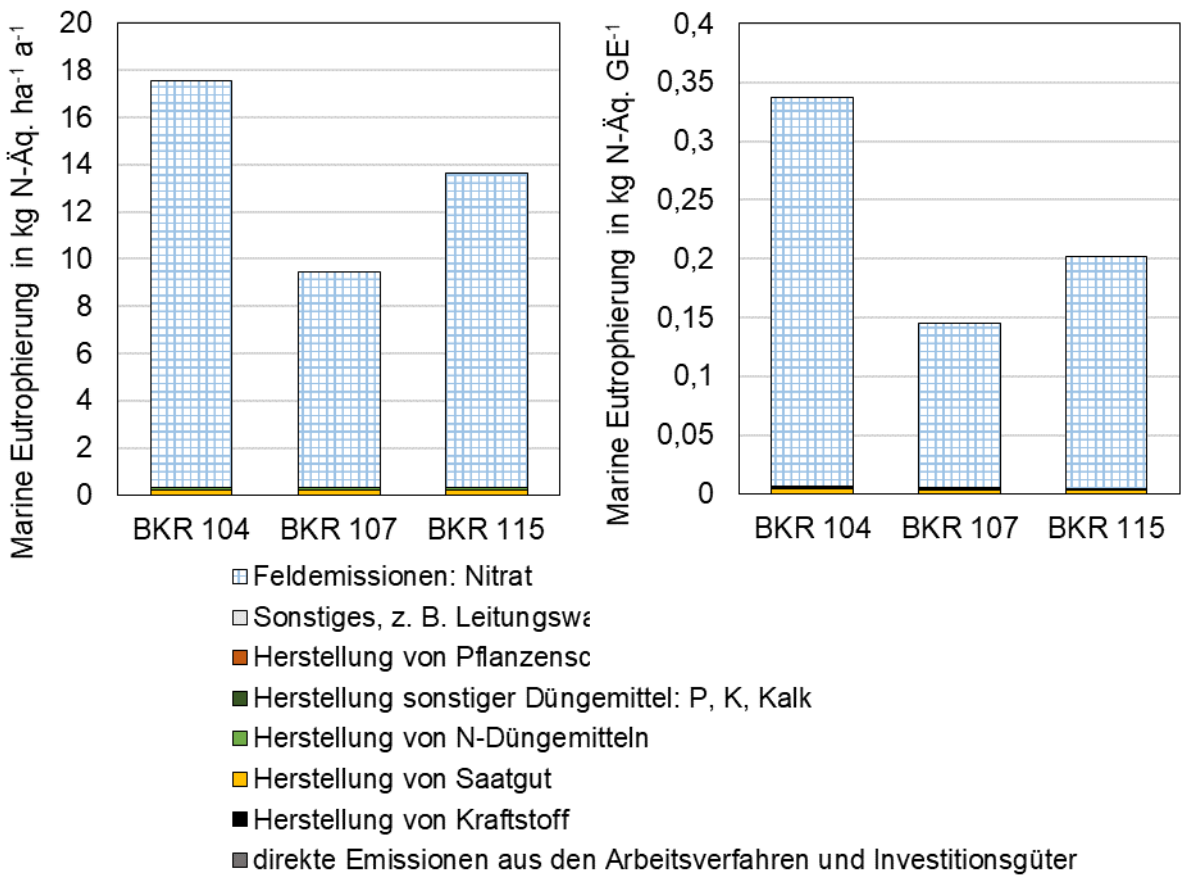


Abbildung 53: Marine Eutrophierung pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste in den Boden-Klima-Räumen 104, 107 und 115

In allen drei BKR sind 96 – 98 % der marinen Eutrophierung auf die Nitratemissionen zurückzuführen. Die Höhe der marinen Eutrophierung variiert zwischen den drei untersuchten BKR jedoch deutlich. Während sie in BKR 107 mit 0,15 kg N-Äq. GE⁻¹ gering ausfällt, ist sie mit 0,34 kg N-Äq. GE⁻¹ in BKR 104 über doppelt so groß. Die 0,20 kg N-Äq. GE⁻¹ in BKR 115 ordnen sich dazwischen ein. Die flächenbezogene marine Eutrophierung ist ähnlich verteilt. Auch bei der marinen Eutrophierung pro Hektar und Jahr liegt der BKR 104 deutlich vor BKR 115. In BKR 107 ist sie am geringsten. Dies liegt vor allem daran, dass die Nitratemissionen in BKR 104 sehr hoch sind, was vor allem auf die

sandigen Böden zurückzuführen ist. Niedrig ist die Nitratauswaschung hingegen im BKR 107. Hier führen die niedrigen Niederschläge, der hohe Tongehalt sowie die effektive Tiefe der Durchwurzelung zu einer geringeren Nitratauswaschung.

Abbildung 54 stellt die Ergebnisse der **Leistungs-Kostenrechnung** mit Bezug auf die Fläche (links) und die Getreideeinheit (rechts) dar. Die in den Boden-Klima-Räumen unterschiedlich hinterlegten Erträge zeigen sich deutlich in der Leistung der Produktionsverfahren.

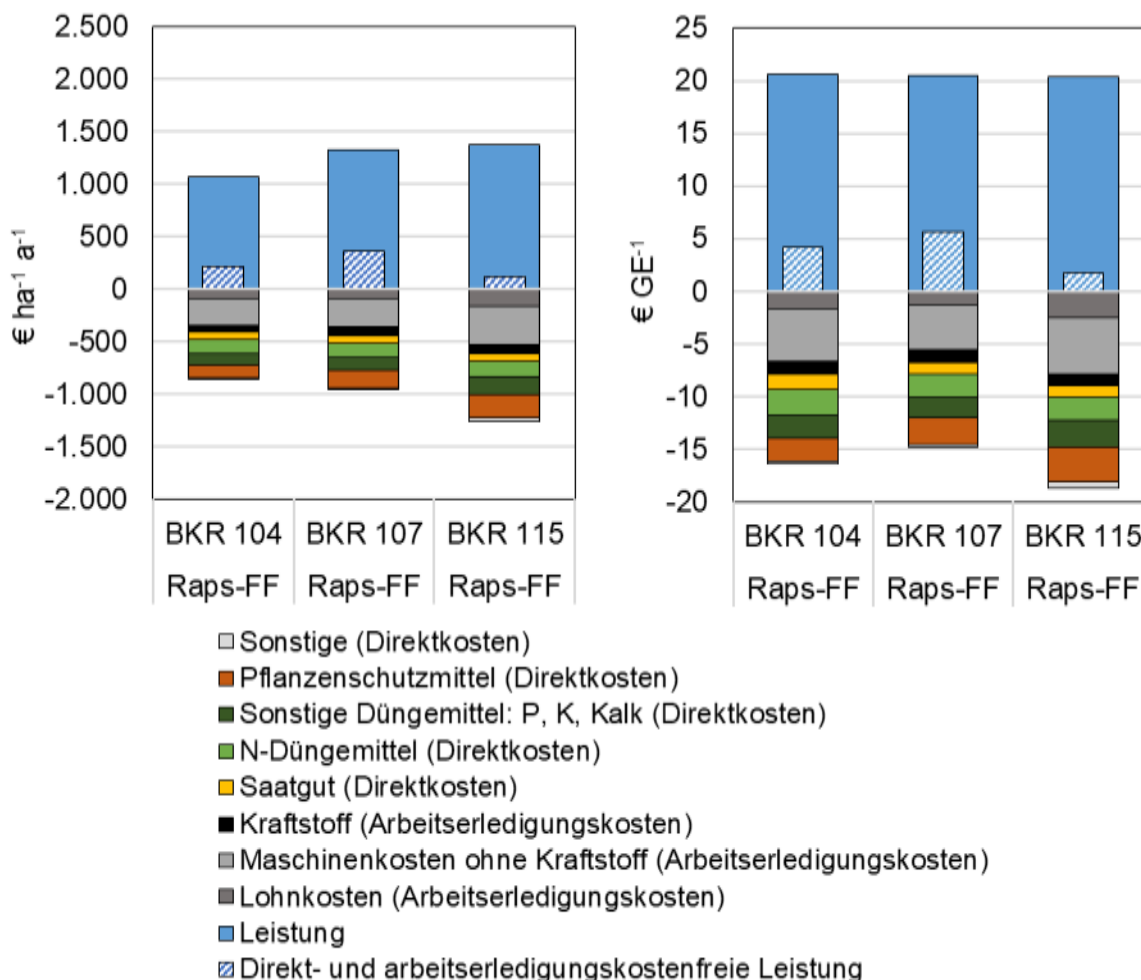


Abbildung 54: Leistungs-Kostenrechnung pro Hektar und Jahr (links) und pro Getreideeinheit (rechts) des Anbaus der Fruchtfolge Winterrapswinterweizen-Wintergerste (Raps-FF) in den Boden-Klima-Räumen 104, 107 und 115

Für alle drei Ackerkulturen sind in diesem Vergleich die höchsten Erträge und Leistungen im BKR 115 (im Fruchtfolgen-Mittel: 1.376 € ha⁻¹ a⁻¹) und die niedrigsten für den BKR 104 (im Fruchtfolgen-Mittel: 1.070 € ha⁻¹ a⁻¹) zu verzeichnen. Die Direktkosten für Dünge- und Pflanzenschutzmittel werden wie bei der ökologischen Bewertung in Abhängigkeit von den Erträgen gebildet. Die Ertragsunterschiede wirken sich in erster Linie bei den Kosten für

Pflanzenschutzmittel aus. Der Einfluss des Ertrags auf die Pflanzenschutzmittelmenge zeigt sich deutlich beim BKR 115, weil hier der Ertrag zu einer höheren Einstufung des Ertragsniveaus und damit zu einer höheren Pflanzenschutzmittelmenge führt. Diese Grenze zwischen den Ertragsniveaus liegt genau zwischen den beiden Erträgen von BKR 107 und 115. Bei der Düngung wird der Effekt der Ertragsunterschiede von der erforderlichen standortabhängigen Kalkung und den damit verbundenen Kosten überlagert. Die Kosten für die vom erwarteten Ertrag berechneten Düngemittelmengen von P und K sind sich hier weniger dominant. Die in den Regionen unterschiedliche Annahme für das Mechanisierungscluster zeigt sich hier bei den Arbeiterledigungskosten. Das hohe Cluster 3 in BKR 104 und 107 bewirkt aufgrund der effizienteren Arbeiterledigung im Vergleich zum Cluster 1 im BKR 115 geringere Kosten um 170 – 199 € ha⁻¹ a⁻¹.

Bei Bezug auf den Produkt-Output in Form der Getreideeinheit sind die ausschließlich ertragsabhängigen Komponenten der Leistungs-Kostenrechnung nivelliert. Bei der Leistung der gesamten Fruchtfolge ist somit auch nur ein maximaler Unterschied von 0,16 € GE⁻¹ festzustellen, weil die Ertragsverhältnisse der einzelnen Kulturen mit ihren spezifischen Getreideeinheiten und Preisen untereinander in allen Boden-Klima-Räumen annähernd gleich sind. Die sonstigen Düngemittelkosten sind aufgrund der oben erwähnten Kalkung nicht vollständig allein von der Ertragserwartung abhängig. Insgesamt sind für den BKR 107 aufgrund der relativ niedrigen Arbeiterledigungskosten und den vergleichsweise hohen Erträgen die Bereitstellungskosten mit 15 € GE⁻¹ am geringsten. Beim BKR 115 wirken sich die Arbeiterledigungskosten, die durch die Einordnung in das Cluster 1 geprägt sind, und die höheren Pflanzenschutzkosten negativ auf die Bereitstellungskosten (in Summe 19 € GE⁻¹) und somit auch auf die Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung aus.

7.1.3 Schlussfolgerung

Die oben dargestellten und diskutierten Ergebnisse der ökologischen und ökonomischen Analyse zeigen, dass die betrachteten Wirkungskategorien Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung sowie Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung und die Leistungs-Kostenrechnung von zum Teil unterschiedlichen Parametern dominiert werden. Der Parameter Ertrag nimmt dagegen sowohl bei der ökologischen als auch bei der ökonomischen Analyse eine zentrale Rolle ein.

Die (Stickstoff-)Düngemittelmenge ist insbesondere in der ökologischen Analyse ein dominanter Treiber und ist auch in der ökonomischen Bewertung ein bedeutender Kostenfaktor. Eine Steigerung der Stickstoffeffizienz bietet somit einen Ansatz zur kosteneffizienten Minderung von Treibhausgasemissionen. Da besonders die Herstellung mineralischer N-Dünger einen wesentlichen Faktor beim Treibhauseffekt darstellt, kann die teilweise Substitution durch organische Dünger die Höhe der Treibhausgasemissionen verringern. Dieser Aspekt ist als mögliche Maßnahme in Kapitel 8.2 näher beschrieben sowie ökologisch und ökonomisch bewertet. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Phosphordüngung v. a. in viehstarken Gebieten mit hohen Anteilen an Wirtschaftsdüngern reduziert werden muss, um den P-Austrag möglichst gering zu halten. In diesen Gebieten reagiert die

Wirkungskategorie der Frischwassereutrophierung besonders sensibel auf höhere P-Emissionen.

Während bei der ökologischen Bewertung mehr die Prozesse der Düngerherstellung und die Feldemissionen von Bedeutung sind, zeigt die ökonomische Bewertung der untersuchten Produktionssysteme, dass die Arbeitserledigungskosten einen dominanten Anteil einnehmen. Die mit der Maschinenbereitstellung und -arbeit verbundenen Kosten können fast 50 % an den Gesamtkosten ausmachen. Diese Kosten sind stark von der hinterlegten Maschinen- und Betriebsstruktur abhängig und somit relativ unsicher in den generalisierten Produktionssystemen abzubilden. Damit verbundene Maßnahmen zur kosteneffizienten Reduktion von Treibhausgasemissionen können im Rahmen dieser Studie nur eingeschränkt abgeleitet werden. Über den Standarddeckungsbeitrag, der auf die Leistung lediglich die variablen Kosten (Direktkosten sowie variable Maschinen- und Lohnkosten) anrechnet, könnte unter Umständen eine bessere Orientierung zur Vorzüglichkeit einer Fruchtfolge bzw. eines Produktionssystems gegeben werden.

Der Pflanzenschutz kommt in der ökonomischen Analyse deutlicher zum Tragen als bei den betrachteten Wirkungskategorien der ökologischen Analyse und bietet somit einen Ansatzpunkt für Maßnahmen zur Steigerung der Kosteneffizienz. Ansätze zur Reduktion des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln durch die Erweiterung der Fruchtfolge und deren Auswirkungen auf die Ergebnisse der ökologischen und ökonomischen Analyse sind ebenfalls in Kapitel 8.4 dargelegt. Zusätzlich kann durch verbesserte Feldhygiene (Nachzerkleinerung von Erntereststoffe und deren optimierte Verteilung) der Einsatz von Herbiziden und Fungiziden reduziert werden [23].

Der Vergleich unterschiedlicher Fruchtfolgen zeigt, dass bei einer um Zwischenfrüchte erweiterten Fruchtfolge der Treibhauseffekt pro Getreideeinheit geringer ausfallen kann, als es bei einer Standardfruchtfolge wie der Raps-FF der Fall ist. Die Leistungs-Kostenrechnung schreibt den um Zwischenfrüchte erweiterten Fruchtfolgen (Mais-FF 1 und 2) jedoch deutlich höhere Kosten und niedrigere Leistungen zu. Eine pauschale Aussage über die Vorteilhaftigkeit von Zwischenfrüchten zur kosteneffizienten Minderung von Treibhausgasen ist an dieser Stelle nicht möglich. Kapitel 8.4 behandelt die Ansätze zur Diversifizierung von Fruchtfolgen als mögliche Maßnahme. In diesem Zusammenhang werden die Fruchtfolgeeffekte und die daraus resultierenden Konsequenzen für die Flächeneffizienz beschrieben und analysiert.

Wie bei allen Modellierungen wird deutlich, dass die hier dargestellten Berechnungen zur Abschätzung der Umweltwirkungen sowie der Leistungs-Kostenrechnung mit Unsicherheiten behaftet sind. Dennoch geben sie die Möglichkeit Tendenzen zu erkennen, diese zu deuten und für die Ableitung möglicher Handlungsempfehlungen zu nutzen.

Die Unsicherheit der hier exemplarisch aufgestellten Leistungs-Kostenrechnungen mit den hinterlegten absoluten Preisen wird durch die derzeitige wirtschaftliche und geopolitische Situation deutlich. Sowohl die Preise für die Betriebsmittel und -kosten als auch für die Produkte sind stark von den Schwankungen auf dem Markt und individuellen Vertragsverhandlungen abhängig. Über die durchgeführten Modellrechnungen sollte jedoch vor allem

eine relative Vorzüglichkeit der hier betrachteten Produktionssysteme abgeleitet werden. Weiterhin erschweren schwankende lokale Gegebenheiten, wie Witterung und Extremwetterereignisse die Übertragung der standortspezifischen Ergebnisse auf einen Boden-Klima-Raum. Dies konnte vor allem an den Erträgen und deren Einfluss auf die Bilanzergebnisse zwischen dem Standort Merbitz und dem BKR 107 verdeutlicht werden.

Folglich können Standorteigenschaften einen wesentlichen Einfluss auf die Ergebnisse der ökologischen sowie der ökonomischen Bewertung haben. Bei der ökologischen Bewertung ist besonders die Auswirkung von Klima- und Bodeneigenschaften auf die berechneten Feldemissionen von Bedeutung. Da hier vor allem die verwendete Methodik eine Rolle spielt, erfolgt in Kapitel 7.2 eine Untersuchung möglicher Unsicherheiten bei der Berechnung verschiedener Feldemissionen. Hier wird die Auswirkung der Methodenwahl genauer untersucht. Zusätzlich wird die Plausibilität der Ermittlung des Kalkbedarfs geprüft.

7.2 Einfluss der Methodenwahl zur Berechnung von Feldemissionen

Im Folgenden werden ausgewählte Festlegungen und Methoden zur Abschätzung der relevanten Feldemissionen genauer untersucht. Zunächst wird die Plausibilität der Kalkmenge sowie die Berechnung der daraus resultierenden CO₂-Emissionen geprüft und diskutiert. Für die Bestimmung der N₂O-Emissionen wird die für die durchgeführten Analysen zum Status quo gewählte Methode mit anderen Vorgehensweisen verglichen und deren Auswirkung auf den gesamten Treibhauseffekt dargestellt. Ebenso wird die nach der festgelegten Vorgehensweise berechnete Nitratauswaschung komplexeren Modellen gegenübergestellt. Abschließend wird die gesamte N-Bilanz mit unterschiedlichen faktoriellen Modellen berechnet und mit Messwerten verglichen. Im Folgenden wird die im RekoRT-Projekt festgelegte Vorgehensweise verkürzt als RekoRT-Standard bezeichnet. Diese Vorgehensweise ist für die einzelnen Feldemissionen im Abschnitt 6.1.3 beschrieben und orientiert sich weitestgehend an nationale Richtlinien wie der Emissionsberichterstattung.

7.2.1 Auswirkungen der gewählten Methode zur Abschätzung des Kalkbedarfs und der daraus resultierenden CO₂-Emissionen

Wie in der Ergebnisdiskussion in Abschnitt 7.1.1 verdeutlicht, sind die CO₂-Emissionen für die Treibhausgasbilanz von großer Bedeutung. Bei den oben vorgestellten standort- und regionalspezifischen Ergebnissen haben sie einen Anteil von 10 % bis maximal 24 % am Treibhauseffekt der jeweiligen Fruchtfolge. Dafür gibt es mehrere Gründe. Einerseits ist die berechnete Kalkmenge, auf deren Basis die CO₂-Emissionen berechnet werden, relativ hoch (vgl. Abschnitt 6.1.2). Andererseits geht die Berechnungsmethode für die CO₂-Emissionen auf Grundlage des nationalen Treibhausgasinventars von einer Überschätzung der Emissionen aus. Beide Aspekte werden nachfolgend diskutiert.

Für die in RekoRT untersuchten Standorte und Regionen (vgl. Tabelle 66) schwankt der nach VDLUFA [250] bestimmte Kalkbedarf nach Ist-Zustand zwischen 0 und

567 kg CaO ha⁻¹ a⁻¹. In Fall von BKR 115 liegt er sogar bei 857 kg CaO ha⁻¹ a⁻¹ (vgl. Abschnitt 6.1.2) und ist durch den dortigen niedrigen pH-Wert und die sonstigen Bodengegebenheiten begründet. In der Literatur unterscheiden sich die Angaben zum Kalkbedarf teilweise sehr stark. Während laut BEK Handbuch [3] mit einem Kalkbedarf von 200 kg CaO ha⁻¹ a⁻¹ gerechnet wird, ist bei der KTBL Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau [141] eine Kalkmenge von ca. 475 kg CaO ha⁻¹ a⁻¹ hinterlegt. Dazwischen ordnen sich Edwards et al. (2017) [69] ein, die einen Kalkbedarf von knapp 270 kg CaO ha⁻¹ a⁻¹ angeben. Eine größere Spanne für den Kalkbedarf von 300 – 700 kg CaO ha⁻¹ a⁻¹ gibt der Hersteller Rheinkalk KDI GmbH & Co. KG in einer Informationsbroschüre an [192]. Die für RekoRT ermittelten Kalkdüngemengen ordnen sich aufgrund von hohen Schwankungen in eine ähnliche Größenordnung ein und sind nur teilweise größer als in den genannten Studien. Wesentliche Schwachstelle der zugrunde gelegten Vorgehensweise ist, dass der Kalkbedarf nach Ablauf einer Fruchtfolge erneut zu überprüfen ist. Je nach vorliegender Gehaltsklasse ist davon auszugehen, dass dann die benötigte Kalkmenge geringer oder höher wäre. So wäre nach einer erfolgreichen Aufkalkung lediglich eine Kalkung zur Erhaltung des pH-Wertes nötig. Dies gilt umgekehrt auch für Gegenden, bei denen aktuell keine Erhaltungskalkung nötig ist. Nach einer bestimmten Zeit kann sich der pH-Wert ändern und absinken, dann wird auch an solchen Standorten zumindest eine Erhaltungskalkung notwendig.

Neben der Kalkmenge trägt auch die gewählte Berechnungsmethode nach nationalem Treibhausgasinventar [252] dazu bei, dass die CO₂-Feldemissionen aus der Kalkung auffällig hoch sind. Der im nationalen Treibhausgasinventar [252] verwendete Emissionsfaktor von 0,12 kg CO₂-C (kg CaCO₃)⁻¹ nach IPCC (2006) [132] geht von einer vollständigen Umsetzung des im Kalkstein enthaltenen Kohlenstoffs in CO₂ aus. Dies bildet ein Worst-Case-Szenario ab, das, wie auch im Treibhausgasinventar erwähnt wird, in vielen Fällen unwahrscheinlich ist. Für die USA wurde beispielsweise ein halb so hoher Emissionsfaktor bestimmt [258]. Da es keine vergleichbaren Studien für Mitteleuropa gibt, verwendet beispielsweise auch der BEK die Angaben des Treibhausgasinventars als Berechnungsgrundlage [3].

In Edwards et al. (2017) [69] wird ebenfalls der Emissionsfaktor von 0,12 kg CO₂-C (kg CaCO₃)⁻¹ verwendet, jedoch lediglich für Böden mit einem pH-Wert kleiner als 6,4 (vgl. Abschnitt 6.1.3). Es wird davon ausgegangen, dass die ausgebrachte Kalkmenge vollständig zur Neutralisation des Bodens umgesetzt wird. Bei größeren pH-Werten finden diese Neutralisationsprozesse nicht vollumfänglich statt, sodass von einer geringeren Umsetzung von 0,022 kg CO₂-C (kg CaCO₃)⁻¹ ausgegangen wird. Allerdings beruht die Berechnung CO₂-Emissionen, wie in Abschnitt 6.1.3 ausführlich dargelegt, zusätzlich auf der versauernden Wirkung durch die Stickstoffdünger, weshalb auch bei höheren pH-Werten des Bodens nennenswerte CO₂-Emissionen entstehen können.

Abbildung 55 zeigt die CO₂-Emissionen für die unter Kapitel 7.1 betrachteten Standorte und Regionen berechnet nach der RekoRT-Standard Methode im Vergleich zum Berechnungsansatz nach Edwards et al. (2017) [69]. Die zugrunde gelegten Kalkmengen entsprechen der im Projekt RekoRT festgelegten Vorgehensweise nach VDLUFA [250] (siehe Abschnitt 6.1.2).

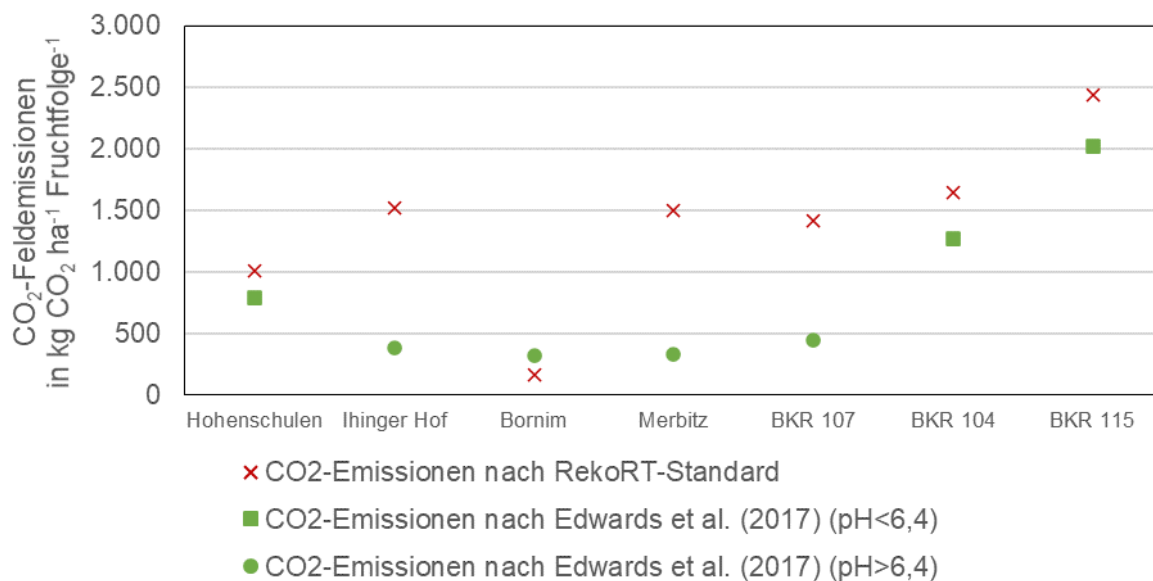


Abbildung 55: CO₂-Feldemissionen beim Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste in ausgewählten Standorten und Regionen mit unterschiedlichen Methoden: Berechnung nach RekoRT-Standard und nach Edwards et al. (2017) [69]

Aus der Abbildung geht hervor, dass die CO₂-Emissionen nach Edwards et al. (2017) [69] mit Ausnahme des Standorts Bornim niedriger als nach dem RekoRT-Standard sind. Bei Standorten und Regionen mit einem pH-Wert kleiner als 6,4 (Hohenschulen, BKR 104 und BKR 115) liegen die nach Edwards et al. (2017) berechneten CO₂-Emissionen um 17 – 22 % unterhalb der nach RekoRT-Standard berechneten Emissionen. Die Unterschiede liegen darin, dass nach RekoRT-Standard zusätzlich zu den Emissionen, die durch den Kalkdünger entstehen, auch noch die „worst-case“ CO₂-Emissionen aus weiteren kalkhaltigen Düngern (KAS) und harnstoffhaltigen Düngern (Harnstoff und Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung) addiert werden. Denn wie unter Abschnitt 6.1.3 beschrieben, wird auch für diese kohlenstoffhaltigen Verbindungen angenommen, dass der gesamte enthaltene Kohlenstoff in CO₂ umgewandelt wird.

An den Standorten Ihinger Hof, Merbitz und im BKR 107 mit höheren pH-Werten sind die nach Edwards et al. (2017) [69] berechneten CO₂-Emissionen sogar um 69 – 78 % geringer als nach RekoRT-Standard. Grund hierfür ist, dass bei dieser Methode für Böden mit einem pH-Wert >6,4 lediglich die CO₂-Emissionen berücksichtigt werden, die durch die Neutralisationsreaktion der versauernd wirkenden Dünger entstehen. Durch eine zusätzliche Kalkung werden nach diesem Berechnungsansatz keine weiteren CO₂-Emissionen freigesetzt. Damit liegen die Werte deutlich unter den berechneten CO₂-Emissionen, die nach RekoRT-Standard aus kalk- und harnstoffhaltigen Düngern anfallen.

Einzige Ausnahme unter den Standorten mit höheren pH-Wert als 6,4 bildet der Standort Bornim. Da hier aufgrund der Standorteigenschaften im betrachteten Zeitraum keine Düngung von Kalk vorgesehen ist, sind die CO₂-Emissionen nach RekoRT-Standard sehr

gering. Hier ergibt die Berechnung der CO₂-Emissionen nach Edwards et al. (2017) [69] anhand der dort zugrunde gelegten versauernden Wirkung der N-Dünger eher geringfügige Unterschiede.

Bei Betrachtung des gesamten Treibhauseffekts sind die Unterschiede in den CO₂-Feldemissionen nicht mehr ganz so deutlich (vgl. Abbildung 56). Am Ihinger Hof führt der Unterschied in den CO₂-Emissionen von 75 % zu einer Reduktion des Treibhauseffekts von 13 %. Die Zunahme der CO₂-Emissionen in Bornim um 103 % führen dagegen lediglich zu einer Erhöhung des gesamten Treibhauseffekts um 2 %.

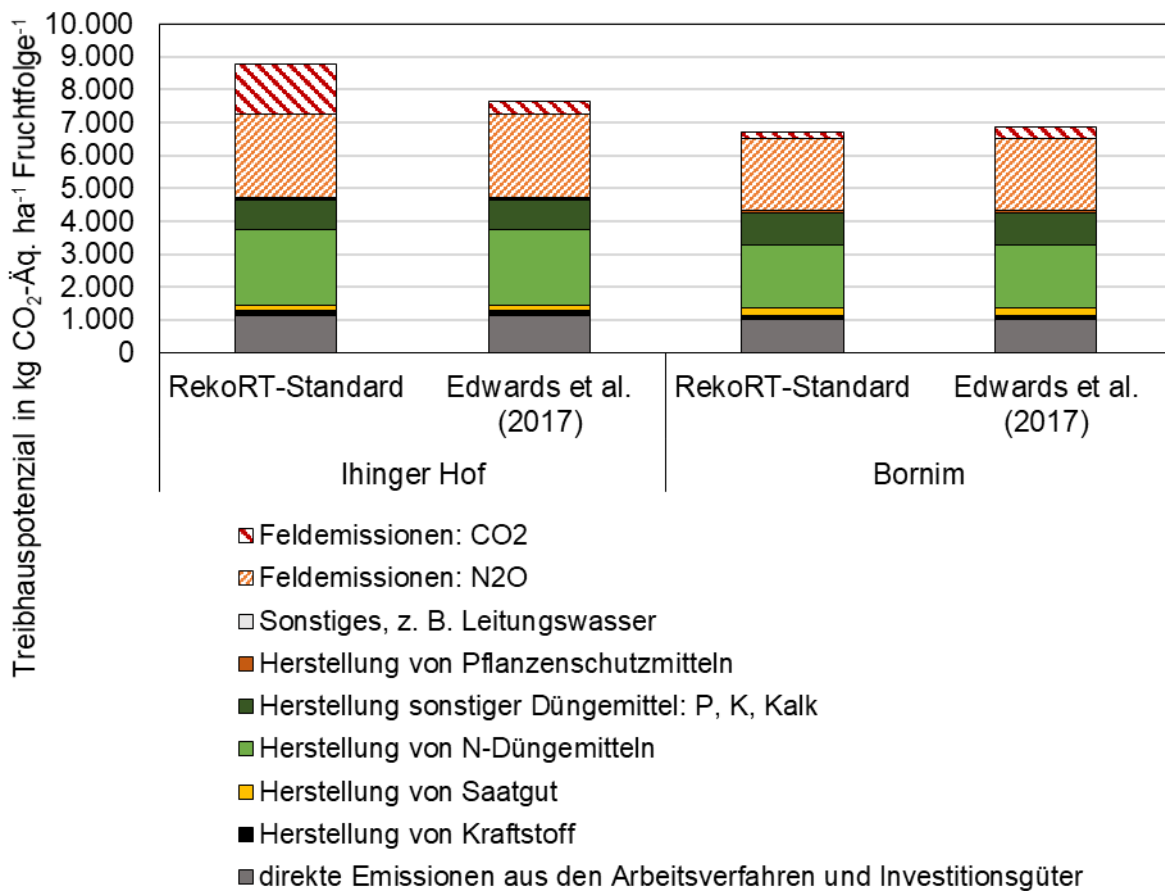


Abbildung 56: Treibhauseffekt pro Hektar der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste an den Standorten Ihinger Hof und Bornim. CO₂-Emissionen wurden jeweils nach der RekoRT-Standardmethode oder nach Edwards et al. (2017) berechnet [69].

Es ist erkennbar, dass sich durch die Berechnungsmethode nach Edwards et al. (2017) [69] die Unterschiede im gesamten Treibhauseffekt zwischen den beiden Standorten von 24 % auf 10 % reduzieren. Das liegt vor allem daran, dass die hohen CO₂-Emissionen nach RekoRT-Standard am Standort Ihinger Hof im Vergleich zum Standort Bornim ohne eine Kalkung, der wesentliche Faktor für die Unterschiede im Treibhauseffekt sind.

Wie auch im nationalen Treibhausgasinventar [252] angemerkt, handelt es sich bei der RekoRT-Standard Methode, die sich an das Treibhausgasinventar anlehnt, um eine Betrachtung des „Worst case“. Eine vollständige Umwandlung des gesamten in kalk- und harnstoffhaltigen Düngern enthaltenen Kohlenstoffs ist in der Regel eher unwahrscheinlich, bei stark versauerten Böden jedoch möglich. Dieser Berechnungsansatz verdeutlicht, dass Feldemissionen mit einer hohen versauernden Wirkung einen indirekten Einfluss auf die Höhe des Treibhauseffekts haben können.

Die komplexere Methode nach Edwards et al. (2017) [69] berücksichtigt sowohl die oben angemerkte hohe Kalkmenge als auch die jeweiligen Standortfaktoren, wobei insbesondere der pH-Wert des Bodens eine entscheidende Rolle über die Höhe der CO₂-Emissionen spielt. Zudem wird die Art und die Menge der mineralischen Düngemittel mit in die Betrachtung einbezogen.

Im Allgemeinen beeinflussen die Standort-, Klima- und Bodeneigenschaften die Höhe der CO₂-Emissionen. Allerdings wird in den hier gezeigten Ergebnissen deutlich, dass die Wahl der Methode ebenfalls eine wesentliche Rolle spielt. Die Methode RekoRT-Standard führt in den hier gezeigten Ergebnissen zu höheren CO₂-Emissionen, als die Methode nach Edwards et al. (2017) [69] und aufgrund der des gewähltem Berechnungsansatzes nach nationalem Treibhausgasinventar [252] ist von einer Überschätzung der CO₂-Emissionen auszugehen.

7.2.2 Auswirkungen der gewählten Methode zur Abschätzung der Lachgasemissionen

Einen entscheidenden Anteil an der Höhe der THG-Emissionen nehmen die Lachgasemissionen ein. Die Methodik zur Abschätzung der N₂O-Emissionen kann die Höhe der ermittelten THG-Emissionen somit stark beeinflussen. Die RekoRT-Standard-Berechnungsmethode wie unter Abschnitt 6.1.3 beschrieben, sieht für die direkten N₂O-Emissionen aus Düngemitteln das Tier-2-Verfahren nach GNOC vor. Für die direkten N₂O-Emissionen aus Ernte- und Wurzelrückständen wird der IPCC-Emissionsfaktor verwendet. Auch die indirekten N₂O-Emissionen werden mit dem Tier-1-Verfahren nach IPCC berechnet. Eine weitere Möglichkeit zur Berechnung der direkten Lachgasemissionen aus Düngung sowie Ernte- und Wurzelrückständen ist die Verwendung der neuen Emissionsfaktoren nach Mathivanan et al. (2021) [161], wie sie erstmalig für die Erstellung des nationalen Treibhausgasinventars im Jahr 2022 verwendet werden [252]. Wie in Abschnitt 6.1.3 beschrieben gibt es die Möglichkeit, den durchschnittlichen nationalen Emissionsfaktor von 0,62 % zu verwenden oder regional differenzierter zwischen den vier Umweltzonen zu unterscheiden (siehe Tabelle 60).

Für den Boden-Klima-Raum 107 wurde der Einfluss der Berechnungsmethode der direkten Lachgasemissionen auf den Treibhauseffekt beim Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste verglichen (siehe Abbildung 57). Dabei wurden die N₂O-Emissionen sowohl nach dem RekoRT-Standard als auch mit dem neuen nationalen sowie mit dem neuen regionalspezifischen Emissionsfaktor der Umweltzone „Continental North“ nach Mathivanan et al. (2021) [161] errechnet.

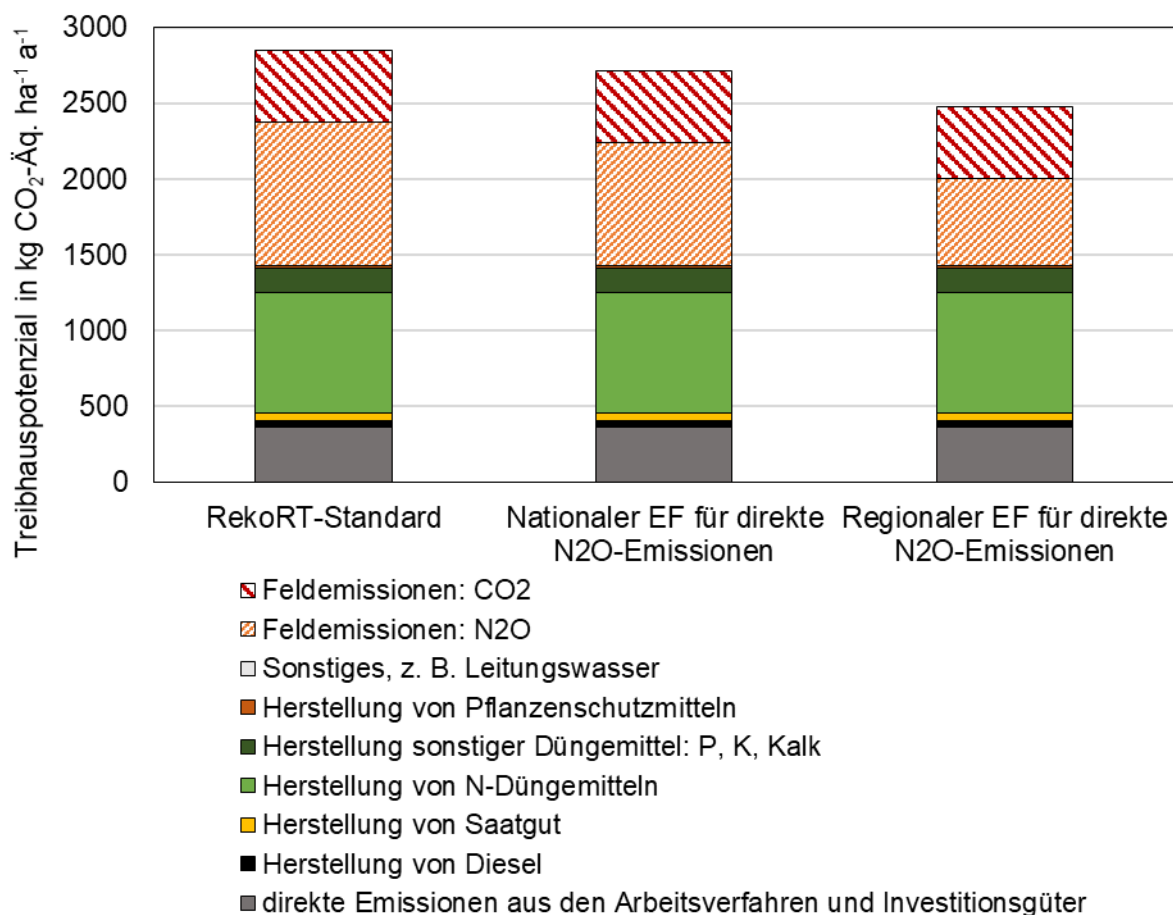


Abbildung 57: Treibhauseffekt beim Anbau der Fruchtfolge Winterrapswinterweizen-Wintergerste im BKR 107 mit unterschiedlichen Methoden zur Berechnung der direkten N₂O-Emissionen: RekoRT-Standard, Verwendung des neuen nationalen Emissionsfaktors und eines umweltzonenspezifischen Emissionsfaktors [161]

Das RekoRT-Standard-Vorgehen nach GNOC zur Berechnung der direkten N₂O-Emissionen ergibt eine THG-Emission in Höhe von 2.846 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹. Bei Anwendung des neuen nationalen Emissionsfaktors sind die THG-Emissionen der gesamten Fruchtfolge mit 2.715 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ um 5 % geringer und bei Anwendung des spezifischen regionalen Emissionsfaktors liegen sie mit 2.475 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ sogar um 13 % darunter. Dies verdeutlicht, dass die Berechnung der direkten N₂O-Emissionen nach dem GNOC-Ansatz die THG-Emissionen der gesamten Fruchtfolge gegenüber den anderen Methoden überschätzt und der Anteil an den Gesamt-THG-Emissionen geringer ausfällt. Hierdurch kommt anderen Stellschrauben, wie der Herstellung von N-Mineraldüngern, den kalkabhängigen CO₂-Feldemissionen oder den direkten Emissionen aus den Arbeitsverfahren sowie aus der Herstellung der Investitionsgüter eine höhere Bedeutung zur Reduktion der THG-Emissionen innerhalb der Fruchtfolge zu.

Ein Vergleich der verschiedenen Ansätze zur Bestimmung der direkten N₂O-Emissionen auf Ebene der Standorte ermöglicht einen zusätzlichen Vergleich der Berechnungsmethoden mit den tatsächlich auf dem Feld gemessenen Werten. Dies wird am Standort Merbitz

verdeutlicht. In Abbildung 58 sind die THG-Emissionen der Fruchtfolge Winterrapss-Winterweizen-Wintergerste dargestellt. Der Unterschied in der Höhe der Emissionen ist ausschließlich auf die unterschiedliche Bestimmung der direkten N₂O-Emissionen zurückzuführen.

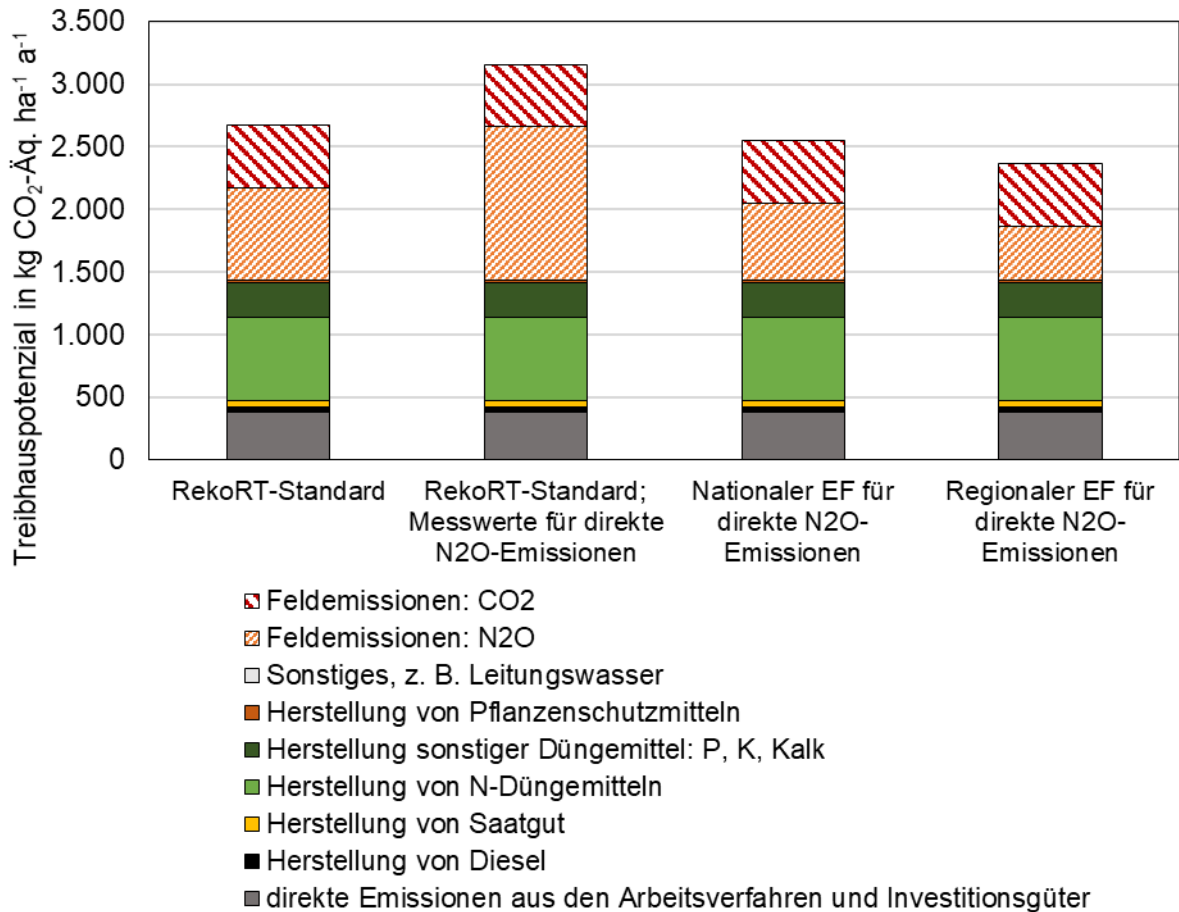


Abbildung 58: Treibhauseffekt beim Anbau der Fruchtfolge Winterrapss-Winterweizen-Wintergerste am Standort Merbitz als Mittelwert der Anbaujahre 2013 – 2015 mit unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung der direkten N₂O-Emissionen: RekoRT-Standard, Messwerte, Verwendung des neuen nationalen Emissionsfaktors und eines umweltzonenspezifischen Emissionsfaktors [161]

Die direkten N₂O-Emissionen wurden sowohl mit dem RekoRT-Standard-Vorgehen als auch nach Mathivanan et al. (2021) [161] mit dem neuen nationalen Emissionsfaktor (0,62 % des gedüngten Stickstoffs) sowie mit dem regionalspezifischen Emissionsfaktor der Region „Continental North“ (0,39 %) berechnet und den tatsächlich gemessenen direkten N₂O-Emissionen gegenübergestellt.

Ein Vergleich der unterschiedlichen Berechnungsansätze zeigt das gleiche Bild wie im Boden-Klima-Raum 107, in dem Merbitz liegt. Der Treibhauseffekt der gesamten Fruchtfolge ist nach der RekoRT-Standard-Berechnung mit 2.673 kg CO₂-Äq.

ha⁻¹ a⁻¹ größer als unter Verwendung der neuen Emissionsfaktoren. Bei Verwendung des nationalen Emissionsfaktors ergibt sich ein um 5 % geringerer Treibhauseffekt (2.549 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹), beim regionalen Emissionsfaktor ist es sogar um 12 % geringer (2.363 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹). Auffallend ist hier jedoch der Vergleich der Berechnungen mit den Messwerten für direkte Lachgasemissionen. Mit 3.159 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ liegt der Treibhauseffekt um 18 % über dem nach RekoRT-Standard. Die deutlich höheren direkten N₂O-Emissionen am Standort Merbitz lassen sich durch ein Starkregenereignis direkt nach der Düngung erklären. Aus diesem Grund sind die Messwerte des Standorts Merbitz nur bedingt mit den Ergebnissen vergleichbar, die auf Basis der unterschiedlichen Berechnungsansätze ermittelt wurden.

Eine größere Vergleichbarkeit liefert die Betrachtung der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste am Ihinger Hof (siehe Abbildung 59). Nach RekoRT-Standard liegen die THG-Emissionen der gesamten Fruchtfolge bei 2.932 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹. Bei Verwendung des regionalen Emissionsfaktors der hier vorliegenden Umweltzone „Atlantic Central“ von 0,72 % liegen die THG-Emissionen der Fruchtfolge mit 2.862 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ lediglich um 2 % darunter. Auch bei Verwendung des deutschlandweiten Emissionsfaktors sind die Unterschiede zu RekoRT-Standard mit 5 % relativ gering. Die Messwerte weisen die geringsten Lachgasemissionen und somit der geringste Treibhauseffekt aus. Mit insgesamt 2.685 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ liegt es um 8 % unter der RekoRT-Standard-Methode.

Vergleicht man lediglich die N₂O-Emissionen miteinander, liegen die mit dem regionalen Emissionsfaktor bestimmten N₂O-Emissionen um 8 % unterhalb der mit RekoRT-Standard berechneten Lachgasemissionen. Die mit dem nationalen Emissionsfaktor berechneten N₂O-Emissionen liegen 19 % unter RekoRT-Standard, die Messwerte sogar 29 %. Dies verdeutlicht eine Überschätzung der N₂O-Emissionen bei Berechnung mit dem RekoRT-Standard am Standort Ihinger Hof. Insgesamt sind am Standort Ihinger Hof nur geringe Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den Berechnungsansätzen untereinander sowie mit den gemessenen Werten festzustellen. Allerdings war es in den Untersuchungsjahren vergleichsweise trocken, wodurch die Messwerte auch unterdurchschnittlich niedrig ausgefallen sein könnten.

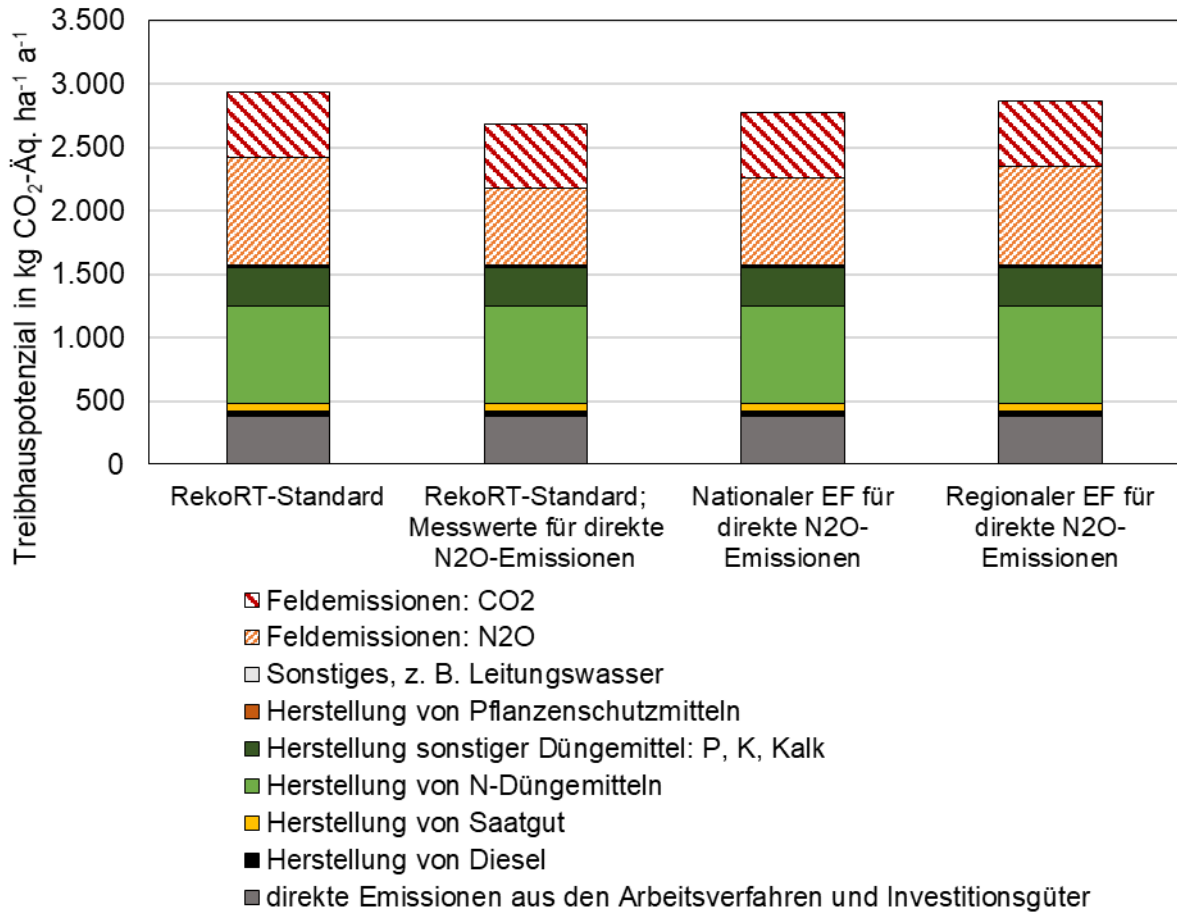


Abbildung 59: Treibhauseffekt beim Anbau der Fruchtfolge Winterrapswinterweizen-Wintergerste am Standort Ihinger Hof als Mittelwert der Anbaujahre 2013–2015 mit unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung der direkten N₂O-Emissionen: RekoRT-Standard, Messwerte, Verwendung des neuen nationalen Emissionsfaktors und eines umweltzonen-spezifischen Emissionsfaktors [161]

Beispielhaft für den Standort Dornburg, der wie Merbitz im Boden-Klima-Raum 107 und damit in der Umweltzone „Continental North“ liegt, wurden die Methoden zur Berechnung der direkten N₂O-Emissionen an der Fruchtfolge Wintertriticale-Weidelgras-Winterweizen-Senf-Mais miteinander sowie mit den tatsächlich gemessenen Werten verglichen (siehe Abbildung 60). Mit der RekoRT-Standard-Methode wurde der größte Treibhauseffekt berechnet (2.699 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹). Bei Verwendung des neuen nationalen Emissionsfaktors liegt der Treibhauseffekt nur 6 % darunter mit 2.533 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹. Der für die vorliegende Umweltzone geringere Emissionsfaktor führt zu einem Treibhauseffekt von 2.328 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹, das sogar um 14 % geringer ist als nach RekoRT-Standard. Noch größer ist der Unterschied zu den gemessenen direkten N₂O-Emissionen. Hier ist der Treibhauseffekt mit 2.285 kg CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ um 15 % geringer als mit der Berechnung nach RekoRT-Standard.

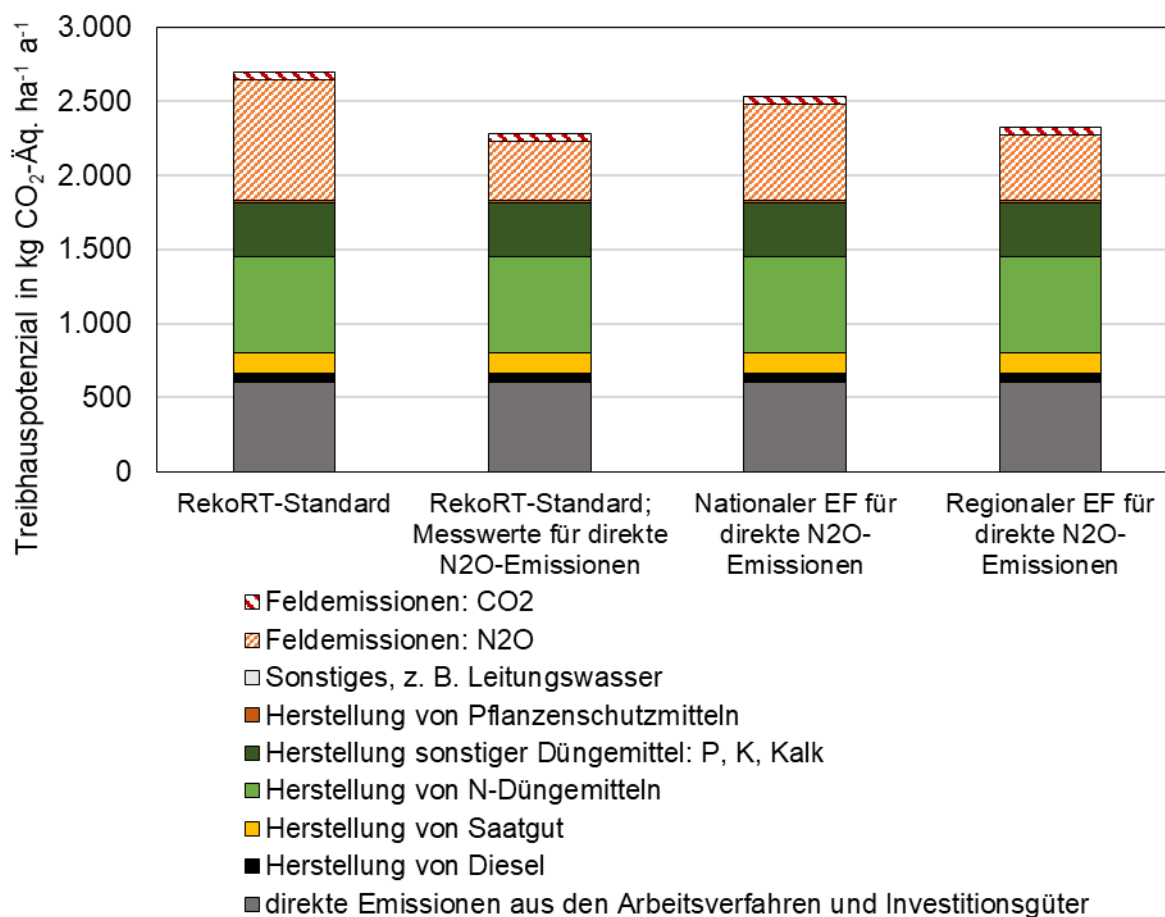


Abbildung 60: Treibhauseffekt beim Anbau der Fruchtfolge Wintertriticale-Weidelgras-Winterweizen-Senf-Mais am Standort Dornburg in den Erntejahren 2012 – 2014 mit unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung der direkten N_2O -Emissionen: RekoRT-Standard, Messwerte, Verwendung des neuen nationalen Emissionsfaktors und eines umweltzonenspezifischen Emissionsfaktors [161]

An fast allen betrachteten Standorten sind die Lachgasemissionen, die mit der RekoRT-Standard-Methode bestimmt wurden, am höchsten. Eine Ausnahme bilden lediglich die außergewöhnlich hohen N_2O -Messwerte am Standort Merbitz, die sich wie oben beschrieben durch ein Starkregenereignis erklären lassen.

Durch den Vergleich mit dem nationalen, aber vor allem den regionalen Emissionsfaktoren nach Mathivanan et al. (2021) [161] zeigt sich, dass die RekoRT-Standard-Methode die Lachgasemissionen überschätzt. Diese Erkenntnis muss jedoch noch für weitere Standorte und Boden-Klima-Räume besonders auch in den anderen Umweltzonen nach Mathivanan et al. (2021) [161] verifiziert werden.

Zu dem Zeitpunkt als das Standardvorgehen für RekoRT festgelegt wurde, waren die Emissionsfaktoren nach Mathivanan et al. (2021) [161] noch nicht veröffentlicht. Ein Vorteil, der für die Verwendung der GNOC-Methode zur Berechnung der direkten N_2O -Emissionen aus Düngern gesprochen hat, ist, dass hier viele Standortparameter wie pH-Wert

im Boden, Bodentextur und Klima berücksichtigt werden. Jedoch wird für die Berechnung der direkten Emissionen aus Ernte- und Wurzelrückständen lediglich ein generischer Emissionsfaktor von $0,01 \text{ kg N}_2\text{O-N (kg N)}^{-1}$ [117] zugrunde gelegt. Die Emissionsfaktoren nach Mathivanan et al. (2021) [161] ermöglichen eine regionale Differenzierung der direkten N_2O -Emissionen sowohl aus Düngern als auch aus EWR.

Wenn die regionalspezifischen N_2O -Emissionsfaktoren geringere Lachgasemissionen ausweisen, ist der gesamte Einfluss der N_2O -Emissionen auf den Treibhauseffekt geringer. Dadurch steigt die Bedeutung anderer Emissionsquellen wie die Herstellung von N-Mineraldüngern, die CO_2 -Feldemissionen oder die direkten Emissionen aus den Arbeitsverfahren und der Herstellung von Investitionsgütern. Das gilt für Regionen mit einem geringeren Lachgasbildungspotenzial, z. B. in Umweltzone „Continental North“ nach Mathivanan et al. (2021) [161], in der sich auch der untersuchte BKR 107 befindet. In Regionen mit einem hohen Lachgasbildungspotenzial bleibt die oberste Prämisse jedoch die Reduktion der N-Inputs und damit die Senkung der N_2O -Emissionen.

7.2.3 Auswirkungen der gewählten Methode zur Abschätzung der Nitratauswaschung

In einem theoretischen Modellvergleich wurden zunächst grundsätzliche Charakteristika unterschiedlicher Modellkategorien konzeptionell miteinander verglichen, ohne konkrete Modelle zu betrachten. Ergebnis hiervon war die Erkenntnis, dass erklärende Modelle (deterministische Prozessansätze) durch ihre hohe Datenanforderung in Form von Messreihen (teilweise Tageswerte) standortspezifisch sind (siehe Tabelle 68).

Tabelle 68: Vergleich der Modellkategorien hinsichtlich der in der Vorhabensbeschreibung genannten Kriterien

	Datenanforderung	Regionalisierbarkeit	Nutzerfreundlichkeit	Robustheit der Ergebnisse
Faktorielle Modelle	Gering	Generisch	Einfach	Gering
Empirische Modelle	Mittel	Kompromiss	Einfach	Mittel
Deterministische Modelle	Hoch	Spezifische	Komplex	Hoch

Dadurch erzielen sie eine hohe Genauigkeit der Ergebnisse und sind in der Anwendung zeitaufwändiger als andere Kategorien. Faktorielle Modelle erzielen aufgrund des geringen Umfangs an Eingabeparametern generische Ergebnisse und bieten keine oder nur eine sehr eingeschränkte räumliche Auflösung. Empirische Ansätze bieten durch mäßige Anzahl an erforderlichen Eingabeparametern eine regionale Auflösung, die für die Anforderungen des Projekts grundsätzlich als geeignet angesehen werden kann.

Auf BKR-Ebene ermittelt der RekoRT-Standard-Ansatz von de Willigen (2000) [56] für eine WR-WW-WG-Fruchtfolge im BKR 107 eine durchschnittliche jährliche Auswaschung von knapp 30 kg N ha^{-1} (siehe Tabelle 69). Der Alternativansatz von Brentrup et al. (2000) [21] ermittelt mit $16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gut die Hälfte davon und weicht damit deutlich von dem RekoRT-Standard-Ansatz ab.

Auf Standortebene ermittelt der RekoRT-Standard für Merbitz eine N-Auswaschung von 74 kg N ha^{-1} während der gesamten Fruchtfolge, was einem geringeren durchschnittlichen Jahresaustrag als auf BKR-Ebene entspricht (vgl. Tabelle 69). Nach dem Alternativansatz von Brentrup et al. (2000) [21] ist das Rechenergebnis für die N-Auswaschung während des Anbaus von Winterweizen sogar negativ. Dies ist der Fall, wenn in einem Bilanzansatz wie diesem die Systemausträge (gasförmige Emissionen und hohe Pflanzenaufnahme) die Systemeinträge (Deposition und geringe Düngung) übersteigen. Während des Anbaus von Winterweizen ist der pflanzliche N-Entzug höher als die N-Dünger-Zufuhr, sodass die Auswaschung während der gesamten Fruchtfolge rechnerisch negativ ist. Durch Addieren der auf dem Feld verbleibenden Rapsstroh-N-Menge ergibt sich für die N-Auswaschung während des Anbaus von Winterweizen ein nur schwach negativer Wert, sodass eine dreijährige Gesamtauswaschung von 32 kg N ha^{-1} ermittelt werden würde. Dies ist ebenfalls weniger als die Hälfte des Wertes nach RekoRT-Standard.

Wie auf BKR-Ebene sind auch die Abweichungen in der Standortanalyse signifikant. Die ermittelte N-Auswaschung hängt also stark vom verwendeten Ansatz ab, genauso wie bei der Berechnung der N_2O -Emissionen (vgl. Abschnitt 7.2.1). Daher kann – abhängig von der Berechnungsmethode – den anderen Parametern, die zur marinen Eutrophierung beitragen, eine deutlich höhere Gewichtung zukommen.

Tabelle 69: Modellvergleich für die durchschnittliche jährliche Nitratauswaschung in $\text{kg N (ha}^ \text{a)}^{-1}$ im BKR 107 und am Standort Merbitz (MLU) mit beschreibenden Modellen von Brentrup et al. (2000) [21] und de Willigen (2000) [56] während der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste von 2012 – 2015, zeitliche Systemgrenze Bodenbearbeitung bis Bodenbearbeitung*

	BKR 107	MLU (Auswaschung während WR + WW + WG = 3 Jahre)						
de Willigen (2000) [56]	29,3	25,5	+	21,8	+	26,6	=	73,9
Brentrup et al. (2000) [21]	16,0	32,7	+	-46,6	+	5,1	=	-8,8

Sensitivitätsanalyse

Für die Ermittlung der Variabilität des Nitrataustrags nach de Willigen (2000) [56] auf BKR-Ebene wurde eine Parametersensitivitätsanalyse durchgeführt. Damit wurden sowohl die räumliche Variabilität von Modelleingangsparametern als auch die der Modellergebnisse erfasst.

Dies geschah mit Hilfe der Monte-Carlo-Methode. Dabei wird für jeden Eingangsparameter der de Willigen Gleichung (de Willigen, 2000 [56]) ein Wertebereich definiert. Die Gleichung wird daraufhin n-mal ausgeführt, wobei für jede Ausführung jeder Parameter einen zufälligen Wert innerhalb seines zuvor definierten Wertebereichs annimmt. Dabei werden Korrelationen zwischen den einzelnen Parametern nicht berücksichtigt [164].

Für die Anwendung des Monte-Carlo-Prinzips wurden zunächst Zufallszahlen der Parameter der Gleichung von de Willigen (2000) [56] für die BKR 101 und 107 generiert. Hierfür wurden die Daten von Tabelle 14 bis Tabelle 18 als Mittelwerte verwendet und eine Normalverteilung gemäß Standardabweichung für die Parameter angenommen. Auf dieser Verteilungsgrundlage der Eingangsparameter wurde die Gleichung von de Willigen n-mal ausgeführt, jeweils mit anderer Zufallskonstellation der Parameter. Die entstehende Verteilung der Zielgröße kann dann als verlässlich gemäß der BKR-typischen Verteilung der Eingangsgrößen angesehen werden. Nach mehrmaliger Wiederholung von jeweils n Ausführungen stellt sich heraus, dass sich bei $n < 10^4$ die Verteilungen jeder Wiederholung noch recht deutlich unterscheiden.

Hierbei wurde BKR 107 mit dem sandigeren BKR 101 verglichen. Für beide BKR wurden jeweils vier Wiederholungen mit jeweils $n = 10^4$ Durchläufen durchgeführt.

Die auf diese Weise ermittelte Variabilität der Nitratauswaschung in BKR 101 ist deutlich höher als die in BKR 107 (vgl. Tabelle 70 und Abbildung 61). Der Median selbst lag in allen vier Wiederholungen für BKR 101 bei ca. $45,7 \text{ kg N ha}^{-1}$, was eine Abweichung um ca. 0,5 bis 1 % gegenüber dem Ergebnis einer einmaligen Ausführung der Gleichung bedeutet ($46,1 \text{ kg N ha}^{-1}$, Berechnung basierend auf 4.2.4.1). Der Median für BKR 107 lag in allen vier Wiederholungen bei ca. $29,4 \text{ kg N ha}^{-1}$ und entspricht damit dem Ergebnis einer einmaligen Ausführung (vgl. Tabelle 69). Die Mediane beider BKR schwankten zwischen den vier Wiederholungen in ähnlichem Maße um weniger als 1 %.

Als Hauptgrund für die höhere Variabilität der N-Auswaschung (vgl. Abbildung 61) in BKR 101 wurde der geringere Tongehalt (bei ähnlicher relativer Standardabweichung) identifiziert. Daher kann geschlussfolgert werden, dass in grobkörnigen Substraten die Auswaschungsgefahr nicht nur höher ist, sondern auch variabler.

Tabelle 70: Mediane der Nitratauswaschung in kg N ha^{-1} nach de Willigen (2000) [56] für eine WR-WW-WG-Fruchtfolge in den BKR 101 und 107 jeweils nach $n = 10^4$ Ausführungen der Gleichung. Es wurden die Eingangswerte aus Tabelle 14 bis Tabelle 18 verwendet.

BKR-Nr.	Median 1	Median 2	Median 3	Median 4
BKR 101	45,61	45,66	45,79	45,86
BKR 107	29,33	29,34	29,38	29,43

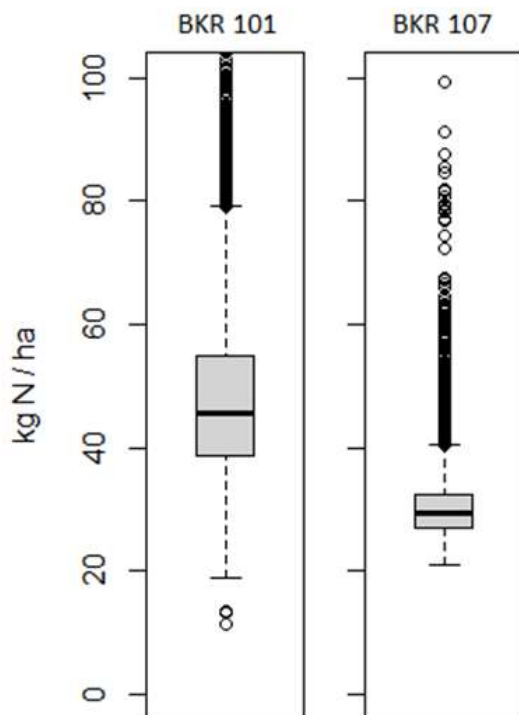


Abbildung 61: Variabilität des Nitrataustrags nach de Willigen (2000) [56] in kg N ha^{-1} für die BKR 101 (links) und 107 (rechts), ermittelt mit der Monte-Carlo-Methode, pro BKR eine Wiederholung von $n = 104$ Durchläufen. Die Box stellt jeweils den Interquartilsabstand dar, die Whisker den 1,5-fachen Interquartilsabstand

7.2.4 Auswirkungen der gewählten Methode zur Abschätzung der gesamten N-Bilanz

Es wurde ein Modellvergleich mit realen Daten von den Versuchsstandorten Dedelow und Merbitz durchgeführt. Der Vergleich bezieht sich auf die Berechnung der relevanten N-Verlustspezies. Im Folgenden wird beispielhaft der Standort Dedelow gezeigt (siehe Tabelle 71).

Es wurden NH_3 - und N_2O -Ergebnisse verschiedener faktorieller Ansätze (Brentrup et al. (2000) [21], Nemecek und Kägi (2007), [175] und Faist Emmenegger et al. (2009) [77]) miteinander verglichen. Die N_2O -Ergebnisse wurden zudem mit gemessenen Emissionen verglichen. An allen zur Verfügung stehenden Messstandorten lagen Messdaten zu N-Verlusten bei KAS- (und Harnstoff-) Düngung nur für Lachgas vor. Für eine vollständige Bilanzierung müssen jedoch alle N-Verlustgrößen aufgelistet werden.

Bei allen hier betrachteten faktoriellen Ansätzen ist die pflanzliche N-Aufnahme eine Eingangsgröße. Für den Ansatz von Brentrup et al. (2000) [21] sind dabei Korn- und Strohertrag sowie deren N-Gehalt nötig. Für den Standort Dedelow liegt nur der Kornertrag vor; hingegen fehlen Felddaten zu Strohertrag und Korn- und Stroh-N-Gehalt. Der Kornertrag war im Erntejahr 2014 um ca. 9 % geringer als der in Merbitz, wo die Erntedaten

vollständig erhoben wurden. Daher wurde für Dedelow mit gerundeten 180 kg N ha⁻¹ ein entsprechend geringerer Wert als in Merbitz (192 kg N ha⁻¹) als Annahme für die pflanzliche N-Aufnahme für den Ansatz von Brentrup et al. (2000) [21] gewählt (Verhältnis Ertragsänderung / Veränderung der N-Aufnahme = etwa 1 / 0,8 (Richner et al. (2014) [193]).

Tabelle 71: Modellvergleich der faktoriellen Modelle von Brentrup et al. (2000) [21], Nemecek und Kägi (2007) [175] und Faist Emmenegger et al. (2009) [77] mit Messergebnissen für den Standort Dedelow, Saison 2013/14, Frucht Winterweizen, Düngung 46 kg Harnstoff-N + 190 kg KAS-N, atmosphärische Deposition 12 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (UBA [238], als Input nur für Brentrup et al. (2000) [21]), pH > 7, gemessene Korn-TM 8.700 – 9.700 kg ha⁻¹.

	Brentrup et al. (2000) [21]	Nemecek und Kägi (2007) [175]	Faist Emmenegger et al. (2009) [77]	Messwerte
NH ₃ in kg N ha ⁻¹	14,9	10,7	10,7	-
N ₂ O in kg N ha ⁻¹	2,8	4,03 (dir.) ¹ 0,24 (indir.)	3,23 (dir.) ¹	ca. 0,2
Gesamt-denitrifikation in kg N ha ⁻¹	22	33,3 ²	22,8 ³	-
Gesamtverlust in kg N ha ⁻¹	66	49	81	-

¹ als N aus Ernteresiduen wurde Winterweizenstroh aus dem Erntejahr 2015 (N-Düngung 160 kg) verwendet, da für das hier betrachtete Erntejahr 2014 (N-Düngung 236 kg) zum Strohertrag und N-Gehalt keine Daten vorlagen.

² inkl. 6 kg NO_x-N

³ inkl. 1 kg NO_x-N

Nemecek und Kägi (2007) [175] schlagen kulturartspezifische Standardaufnahmen nach Richner et al. (2006) [193] vor, jedoch wird nicht spezifiziert, ob es sich dabei um die N-Aufnahme nur in die Ernteprodukte oder die gesamte Biomasse handelt. Im Ansatz von Faist Emmenegger et al. (2009) [77] wird die N-Aufnahme von Ernteprodukt plus -residuen benötigt. Für einige Feldfrüchte werden typische Werte angegeben, nicht jedoch für Winterweizen.

Für Ammoniak verwenden Nemecek und Kägi (2007) [175] und Faist Emmenegger et al. (2009) [77] die gleichen Emissionsfaktoren, sodass gleiche Werte für die Ammoniak-Volatilisierung berechnet werden, welche in etwa dem Ergebnis von Brentrup et al. (2000) [21] entsprechen.

Die N₂O-Emissionen wurden von den faktoriellen Modellen höher angegeben als die Messwerte (vgl. Beispiel Dedelow in Tabelle 71). Brentrup et al. (2000) [21] verwenden einen pauschalen Faktor (1,25 %) des Dünger-N abzüglich des bereits emittierten NH₃-N. Nemecek and Kägi (2007) [175] und Faist Emmenegger et al. (2009) [77] unterscheiden direkte und indirekte Lachgasemissionen und betrachten für die direkten Emissionen statt Dünger-N den gesamten verfügbaren Stickstoff, zuzüglich N aus Ernteresten (vgl. Abschnitt 3.3.1). Die Ergebnisse von allen drei faktoriellen Modellen sind ähnlich.

Für die Gesamtdenitrifikation verwenden Brentrup et al. (2000) [21] einen pauschalen Faktor (10 %) des Dünger-N abzüglich des bereits emittierten $\text{NH}_3\text{-N}$, während Nemecek and Kägi (2007) [175] und Faist Emmenegger et al. (2009) [77] keine Verluste durch Gesamtdenitrifikation betrachten. Durch Einsatz eines Faktors ist es jedoch möglich, aus der Lachgasemission auf die Gesamtdenitrifikation zu schließen. Rösemann et al. (2017) [195] nehmen ein $\text{N}_2 / \text{N}_2\text{O-N}$ – Verhältnis von 7 an. Daraus folgt für die Gesamtdenitrifikation $\text{N}_2 + \text{N}_2\text{O-N} = 8 * \text{N}_2\text{O-N}$, was letztendlich dem Ansatz von Brentrup et al. (2000) [21] entspricht. Demensprechend sind die Verluste durch Gesamtdenitrifikation proportional zu denen durch Lachgasemission.

Für die Ermittlung des NO_3^- -Austragspotenzials bilanzieren Brentrup et al. (2000) [21] N-Ein- und Austräge. Das tatsächlich ausgewaschene Nitrat ergibt sich aus der N-Differenz in Abhängigkeit von der Sickerwasserspende und der Feldkapazität (FK). Nemecek and Kägi (2007) [175] ermitteln den Nitrataustrag ebenfalls durch Bilanzierung von N-Einträgen (N-Mineralisierungspotenzial und Düngung) und N-Austrägen (pflanzliche N-Aufnahme), wobei sie dabei viele Annahmen treffen (vgl. Abschnitt 3.3.2). Die Ergebnisse zum Nitrataustrag der verwendeten Modelle unterscheiden sich erheblich voneinander.

8 Ableitung und Bewertung von Maßnahmen

Mit der ökologischen und ökonomischen Analyse zum Status quo (siehe Kapitel 7) konnten Stellschrauben identifiziert werden und Maßnahmen zur kosteneffizienten Reduktion von Treibhausgasen und anderen Umweltwirkungen abgeleitet werden. Diese werden nachfolgend mit den relevanten Handlungsempfehlungen aus politischen Maßnahmenprogrammen und Strategien abgeglichen und gegebenenfalls ergänzt (siehe Abschnitt 8.1). Der Einsatz von Wirtschaftsdüngern (siehe Abschnitt 8.2), die Verwendung von Nitrifikationsinhibitoren (siehe Abschnitt 8.3) sowie die Diversifizierung von Fruchtfolgen (siehe Abschnitt 8.4) werden als konkrete Einzelmaßnahmen in den nachfolgenden Kapiteln ökologisch und ökonomisch bewertet.

8.1 Auswahl weiterer relevanter Handlungsempfehlungen

Die mit den Status quo Analysen identifizierten Stellschrauben (siehe Kapitel 7.1) und daraus abgeleiteten Maßnahmen werden u. a. durch die folgenden (politischen) Maßnahmenprogrammen, Strategien und Berichten bestätigt und ergänzt:

- Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung [46]
- Farm-to-Fork-Strategie der Europäischen Kommission [71]
- Abschlussbericht der Zukunftskommission Landwirtschaft [267]
- Eiweißpflanzenstrategie der Bundesregierung [33]

Mit dem Klimaschutzprogramm 2030 hat die Bundesregierung im Jahr 2019 konkrete Maßnahmen zur Minderung der Treibhausgase in allen Wirtschaftszweigen definiert, so auch für den Sektor Landwirtschaft. Mit Hilfe dieser Maßnahmen sollen die im nationalen Klimaschutzgesetz festgelegten Minderungsziele bis 2030 erreicht werden. Für den Sektor Landwirtschaft bedeutet dies eine Reduktion der Treibhausgase bis 2030 um 36 % im Vergleich zu 1990. Das zu diesem Zweck entwickelte Maßnahmenpaket hat unter anderem die Minderung der N-Überschüsse der damit verbundenen Lachgasemissionen im Fokus [47].

Eine nachhaltige Lebensmittelerzeugung „vom Hof auf den Tisch“ ist ein wesentliches Ziel der Farm-to-Fork-Strategie der Europäischen Kommission [71]. Konkret bedeutet dies, die Verluste der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff um 50 % bis 2030 zu mindern. Hierfür soll unter anderem der Einsatz von Mineraldünger um 20 % gesenkt werden. Weiterhin ist zur Steigerung der Biodiversität die Verwendung schädlicher Pflanzenschutzmittel um 50 % zu senken.

Die Erweiterung der Fruchtfolgen in Deutschland und Europa wird in der nationalen Eiweißpflanzenstrategie als wichtigen Baustein für eine nachhaltigere Landwirtschaft gesehen. Unter dem Motto „Leguminosenanbau fördern - Ressourcenschutz verbessern“ verfolgt diese Strategie das Ziel, „den in den vergangenen Jahren deutlich zurückgegangenen Leguminosenanbau in Deutschland zu fördern und die Anbaufläche auszudehnen“ [33]. Durch den zusätzlichen Anbau von Leguminosen wie Futtererbsen oder Sojabohnen

sollen Getreide- und Ölsaatenfruchtfolgen aufgelockert, der Einsatz von Stickstoffdüngern reduziert und die positiven phytosanitären Effekte einer Fruchtfolgegestaltung gesteigert werden. Diese Effekte der Fruchtfolgegestaltung führen zu positiven Auswirkungen auf die THG-Emissionen und Biodiversität der Fruchtfolge.

Ein Abgleich dieser genannten Maßnahmen mit der in Kapitel 4 und 6 beschriebenen regionalspezifischen Datenbasis sowie den in Kapitel 7 identifizierten Stellschrauben ergeben folgende Einzelmaßnahmen:

- Einsatz von Wirtschaftsdüngern (vgl. Kapitel 8.2)
- Einsatz von Urease- und Nitrifikationshemmern (vgl. Abschnitt 8.3)
- Diversifizierung von Fruchtfolgen durch den Anbau von Leguminosen und legumer Zwischenfrüchten (vgl. Abschnitt 8.4)

Durch die in den nachfolgenden Unterkapiteln regionalspezifische Bewertung dieser Einzelmaßnahmen soll verdeutlicht werden, dass je nach Region und Umweltziel die verschiedenen Maßnahmen eine unterschiedliche Bedeutung haben können.

8.2 Einsatz von Wirtschaftsdüngern

Sowohl die Ergebnisse der ökologischen als auch die der ökonomischen Analyse weisen auf den relativ hohen Beitrag der Bereitstellung von mineralischen Düngemitteln hin. Aus diesem Grund wird in diesem Abschnitt der alternative Einsatz von flüssigen Wirtschaftsdüngern als kosteneffiziente Minderungsmaßnahme zur Reduktion von Treibhausgasemissionen näher betrachtet. Im folgenden Abschnitt wird zunächst eine regionalspezifische Einordnung mit einer Skizzierung der Rahmenbedingungen vorgenommen. Anhand dieser zugrunde gelegten Annahmen wird anschließend der Substitutionseffekt der Wirtschaftsdünger anhand ökologischer und ökonomischer Kennwerte analysiert. Darüber hinaus wird in Abschnitt 8.2.3 der Einfluss der Ausbringtechnik und in Abschnitt 8.2.4 der Transportleistung untersucht.

8.2.1 Regionalspezifische Einordnung

Wirtschaftsdünger und Kompost sind neben dem Anbau von Leguminosen in der ökologischen Landwirtschaft eine der verbreitetsten Möglichkeiten, landwirtschaftlich genutzten Flächen gezielt Nährstoffe zuzuführen. Die Verfügbarkeit von Wirtschaftsdüngern ist mit der Nutztierhaltung gekoppelt, sodass dessen Einsatz im Pflanzenbau nicht von dieser losgelöst betrachtet werden kann.

In Regionen, in denen eine große Anzahl an Nutztieren gehalten wird, fallen Nährstoffmengen mit Wirtschaftsdüngern an, die regional nicht mehr effizient pflanzenbaulich verwertet werden können und zu stark positiven N- und P-Düngesalden führen [150]. Ein relativ großer Besatz an Nutztieren pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche ist insbesondere für die Regionen im Nord-Westen von Niedersachsen und von Nordrhein-Westfalen sowie im Süden Bayerns zu verzeichnen (siehe Abbildung 62). In diesen ist

Wirtschaftsdünger in der Regel kostengünstig vorhanden und wird daher bereits so weit wie möglich eingesetzt. Ein zusätzliches Potenzial für den Ersatz von Mineraldüngern durch Wirtschaftsdünger ist somit in diesen Regionen nicht gegeben.

Andere Regionen haben hingegen eine deutlich geringere Tierbesatzdichte, insbesondere in den östlichen Bundesländern (siehe Abbildung 62). In diesen fallen viel geringere Nährstoffmengen mit Wirtschaftsdüngern an. Für die nachfolgende Analyse wird davon ausgegangen, dass diese regional anfallenden Wirtschaftsdünger bereits effizient eingesetzt werden. Ein Potenzial zur Verminderung des regionalen Mineraldüngereinsatzes und somit der THG-Emissionen durch den Einsatz von Wirtschaftsdünger besteht daher nur, wenn dieser aus einer Region importiert wird, in der er in einer Menge anfällt, in denen er nicht effizient verwertet werden kann. Dies ist in den oben beschriebenen Regionen mit großen Tierbesatzdichten der Fall.

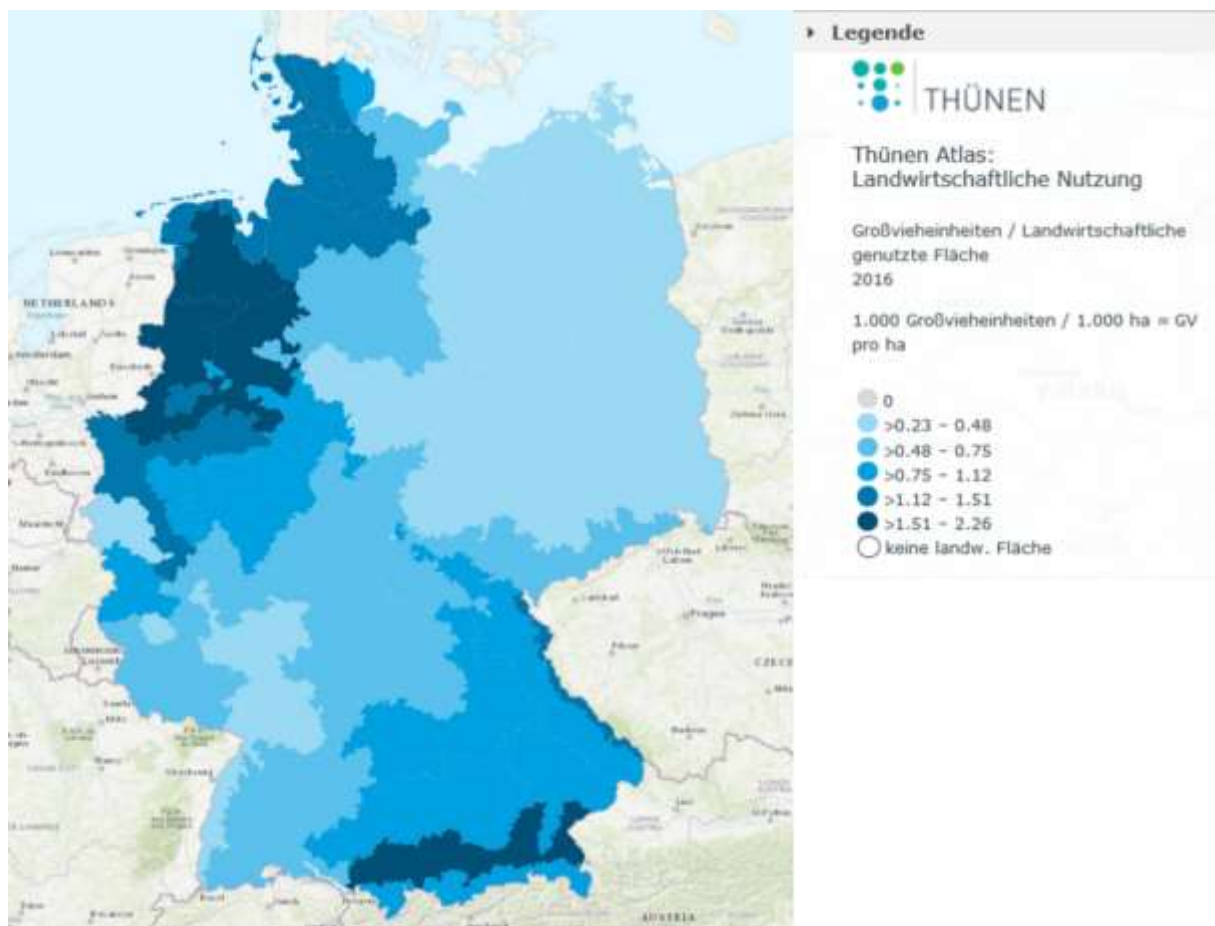


Abbildung 62: Verhältnis Großvieheinheiten zur landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland im Jahr 2016 mit der Einheit GV ha^{-1} [90]

Aus diesen Überlegungen heraus wird der Einsatz von Wirtschaftsdüngern hier unter folgenden Rahmenbedingungen für eine Region mit geringem Wirtschaftsdünger-Anfall am Beispiel des BKR 107 betrachtet:

- Transport von flüssigem Wirtschaftsdünger aus einer Region mit hohem Anfall ($>1,5 \text{ GV ha}^{-1}$) mit einer Transportdistanz von 200 km
- Ausbringung auf bestelltem Acker am Beispiel der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste
- Ausbringung auf bestelltem und unbestelltem Acker am Beispiel der Leitkulturen Winterraps und Silomais

8.2.2 Substitutionseffekt von Wirtschaftsdüngern

Die Herstellung mineralischer Dünger wurde als ein wesentlicher Treiber für den Treibhauseffekt beim Rohstoffpflanzenanbau identifiziert. Eine Maßnahme zur Minderung der Umweltwirkungen beim Anbau der Rohstoffpflanzen könnte daher unter den oben genannten regionalen Einschränkungen der (teilweise) Ersatz von mineralischen Düngemitteln durch Wirtschaftsdünger wie Gülle oder Gärreste sein, die in Regionen mit Nährstoffüberschüssen in der Tierhaltung bzw. Biogasproduktion anfallen und aus diesen bezogen werden.

Unter diesen Rahmenbedingungen kann der Einsatz von Wirtschaftsdüngern als Teil-Substitution von synthetischen N-, P- und K-Mineraldüngern unter Beachtung der Vorgaben der Düngeverordnung [65] berücksichtigt werden. Da Wirtschaftsdünger wie Gülle und Gärreste als Reststoffe bei der Tierhaltung bzw. Biogasproduktion anfallen, gehen sie im Basisszenario lastenfrei, d. h. ohne Herstellungsaufwand in das System ein. Die Emissionen aus dem Gülle- bzw. Gärrestlager werden nicht in die Systemgrenze einbezogen, da die Lagerung betriebswirtschaftlich noch zum entsendenden Produktsystem gehört. Da davon ausgegangen wird, dass der Wirtschaftsdünger nur in Regionen mit geringer Tierbesatzdichte einen Substitutionseffekt hat und nur für Wirtschaftsdünger vorhanden ist, der aus Überschussregionen stammt, wird im Basisszenario eine Transportentfernung von 200 km angenommen, mit entsprechenden Emissionen aus dem Transport. Die Sensitivität der Transportentfernung auf die Umweltwirkungen und die Kosten wird getrennt betrachtet (siehe Abschnitt 8.2.4). Die ökologische und ökonomische Bewertung der Maßnahme der Teil-Substitution mit Wirtschaftsdüngern beruht auf einem Vergleich mit dem ausschließlich mineralisch gedüngten Referenzsystem. Grundlage für die Vergleichbarkeit ist derselbe erzielte Ertrag.

Für den N-Mineraldünger wird ein Stickstoffdüngermix (61 % KAS, 22 % Harnstoff, 17 % AHL), für die P- und K-Mineraldünger Tripelsuperphosphat und Kaliumchlorid angenommen, wie unter Abschnitt 6.1.2 festgelegt und beschrieben. Für den Wirtschaftsdünger werden beispielhaft Vertreter für eine „Rindergülle“, eine „Schweinegülle“ und einen durchschnittlichen „Gärrest“ ausgewählt. Die Nährstoffzusammensetzung von Wirtschaftsdüngern ist in der Praxis sehr variabel und hängt bei Gülle z. B. von der Tierart und der Fütterung ab, bei Gärresten z. B. vom Ausgangssubstrat und der Anlagentechnik. Die hier gewählten Nährstoffzusammensetzungen basieren bei den Güllen auf Daten von LfL (2021) [8] und beim Gärrest auf Daten von Möller et al. (2019) [168]. Sie repräsentieren Vertreter für Wirtschaftsdünger mit unterschiedlichen Trockensubstanzgehalten („Schweinegülle“ <

„Rindergülle“ \approx „Gärrest“), Ammoniumgehalten („Rindergülle“ < „Schweinegülle“) und Phosphatgehalten („Gärrest“ < „Gülle“) (siehe Tabelle 72).

Tabelle 72: Exemplarische Nährstoffzusammensetzung für ausgewählte Vertreter von Wirtschaftsdüngern

Wirtschaftsdüngertyp	TS % FM	N _t kg N m ⁻³	NH ₄ -N kg N m ⁻³	P kg P ₂ O ₅ m ⁻³	K kg K ₂ O m ⁻³	NH ₄ -N-Gehalt NH ₄ -N:N _t	N-Mind. (DÜV) % N _t	P ₂ O ₅ -Gehalt P ₂ O ₅ :N _t
„Rindergülle“	7,5	4,1	2,05	1,9	4,0	50 %	60	46 %
„Schweinegülle“	5,0	5,7	3,42	3,0	3,5	60 %	70	53 %
„Gärrest“	7,0	5,3	3,4	1,6	4,4	65 %	60	30 %

Die Berechnung der Düngebedarfe und der auszubringenden Düngemittelmengen wird durch die Vorgaben der Düngeverordnung [65] festgelegt, wobei wie bei den standort- und regionalspezifischen Bewertungen auch hier der zu berücksichtigende N_{min} mit Null angesetzt wird (vgl. Abschnitt 6.1.2). Dazu zählen die Anrechnung der angegebenen N-Mindestwirksamkeit oder mindestens des ermittelten Ammoniumgehalts für die Ausnutzung des Stickstoffs im Jahr der Ausbringung, die Einhaltung einer absoluten Stickstoff-(N)-Obergrenze (170 kg N_t ha⁻¹ a⁻¹) für Wirtschaftsdünger und einer kulturabhängigen Phosphor-(P)-Obergrenze für die Ausbringmenge. Da in diesem Szenario nicht von einer einmaligen organischen Düngung, sondern von einer langfristigen Umstellung der Düngestrategie ausgegangen wird, wird auch Stickstoffnachlieferung aus organischer Düngung im Vorjahr (10 % von N_t) angerechnet. Der NH₄-N-Gehalt bzw. die N-Mindestwirksamkeit nach DüV bildet die Basis für die Berechnung der NH₃-Emissionen bei der Wirtschaftsdüngerausbringung. Dagegen werden die N₂O- und NO-Emissionen sowie die Nitratausträge auf Basis des Gesamtstickstoffs (N_t) berechnet und dem Pflanzenanbau zugerechnet.

Die vergleichende ökologische und ökonomische Bewertung wird beispielhaft für die Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste im BKR 107 durchgeführt. Für die Ausbringungstechnik wird unter Beachtung der Vorgaben der Düngeverordnung das gängige Schleppschlauch-Verfahren ausgewählt. Bei Winterungen erfolgt die organische Düngung im Frühjahr bei kurzer Vegetation. In Anlehnung an das nationale Treibhausgasinventar werden unter kurzer Vegetation niedrige Bestände mit nur wenigen Zentimetern verstanden. Für dieses Beispiel werden die N-, P- und K-Düngebedarfe und Ausbringmengen für die gesamte Fruchtfolge ermittelt, die für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor in Abbildung 63 und Abbildung 64 als jährliche Mittelwerte dargestellt sind.



Abbildung 63: Stickstoff-Düngebedarf und ausgebrachte N-Mengen durch Mineraldünger (N_{MIN}) und organische Dünger (NH_4-N_{ORG} + N_{org_ORG}) wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) als jährliche Mittelwerte für die Fruchtfolge Winterraps (WRaps)-Winterweizen (WW)-Wintergerste (WG) im BKR 107

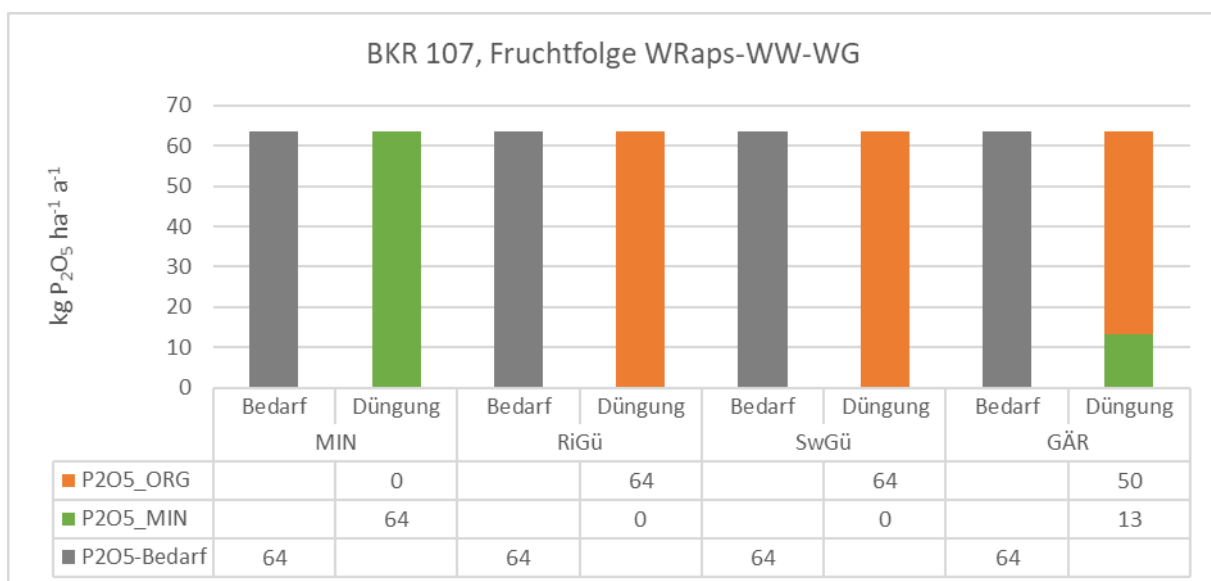


Abbildung 64: Phosphor-Düngebedarf und ausgebrachte P_2O_5 -Mengen durch Mineraldünger ($P_2O_5_{MIN}$) und organische Dünger ($P_2O_5_{ORG}$) wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) als jährliche Mittelwerte für die Fruchtfolge Winterraps (WRaps)-Winterweizen (WW)-Wintergerste (WG) im BKR 107

Zu erkennen ist dabei, dass der N-Bedarf beim Einsatz organischer Düngemittel gegenüber der rein mineralisch gedüngten Referenz abnimmt, da die N-Nachlieferung aus dem Vorjahr angerechnet wird. Bei den Varianten für „Rindergülle“ und „Schweinegülle“ ist hier

die P-Obergrenze limitierend. Beim „Gärrest“ – als einem Vertreter für Wirtschaftsdünger mit geringem Phosphatgehalt – ist die N-Obergrenze für die Menge an eingesetztem Wirtschaftsdünger limitierend, so dass hier noch eine mineralische P-Ergänzungsdüngung erforderlich ist, sofern die nach DüV erforderlichen Bodenuntersuchungsergebnisse das zulassen. Eine mineralische N-Ergänzungsdüngung muss stets erfolgen. Gleichzeitig wird durch den Einsatz von Wirtschaftsdüngern ein Überschuss an organisch gebundenem Stickstoff (N_{org}) im System erzeugt, der höher ist als die zu berücksichtigende N-Nachlieferung aus dem Vorjahr. In diesem Beispiel (Fruchtfolge mit ausschließlicher Körnernte) wird der K-Bedarf beim Einsatz der organischen Düngemittel immer weit überschritten.

Ökologische Bewertung des Einsatzes von organischen Düngern

Die Ergebnisse der ökologischen Bewertung der gesamten Raps-Fruchtfolge im BKR 107 sind für die Wirkungskategorien Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwasserereutrophierung und marine Eutrophierung im Folgenden als jährliche Mittelwerte dargestellt (siehe Abbildung 65 bis Abbildung 68).

Der Einsatz organischer Düngemittel, die bis auf den Transportaufwand lastenfrei in das System eingehen und die erforderlichen N-, P- und K-Mineraldünger teilweise oder ganz substituieren, weist im untersuchten Beispiel beim Treibhauseffekt nur für „Schweinegülle“ (SwGü) einen leichten Minderungseffekt gegenüber der Referenz (MIN) auf (vergleiche Abbildung 65). Deutlich wird in allen Fällen die Abnahme des Beitrags aus der Herstellung von N- und P-/K-Mineraldüngern und die gleichzeitige Zunahme durch den Transport der Wirtschaftsdünger. Zudem nehmen die N_2O -Emissionen zu, und zwar in dem Maße, wie ein N_{org} -Überschuss beim N-Input zu verzeichnen ist (vergleiche Abbildung 63).

Zusätzlich werden die Aufwendungen bei den Arbeitsverfahren höher, da der Dieserverbrauch bei der Ausbringung mit Schleppschlauch höher ist als beim Schleuderstreuer für den Mineraldünger. Insgesamt ergibt sich bei einer berücksichtigten Transportentfernung von 200 km eine Netto-Zunahme des Treibhauseffekts bei der „Rindergülle“ und dem „Gärrest“ von 13 % bzw. 10 % gegenüber der rein mineralisch gedüngten Referenz. Nur mit der „Schweinegülle“, die eine hohe Düngewirksamkeit (70 % von N_t) und eine geringere Ausbringmenge (ca. $21 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gegenüber ca. $33 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für Rindergülle oder Gärrest) hat, wird eine leichte Netto-Minderung des Treibhauseffekts um 1 % erreicht. Würde der Transport nicht in die Systemgrenze einbezogen werden, würde stets eine Netto-Minderung des Treibhauseffekts gegenüber der Referenz resultieren, hier um 7 – 14 %. Dies verdeutlicht die besondere Bedeutung der Transportentfernung für das Ergebnis der Treibhausgasbilanz.

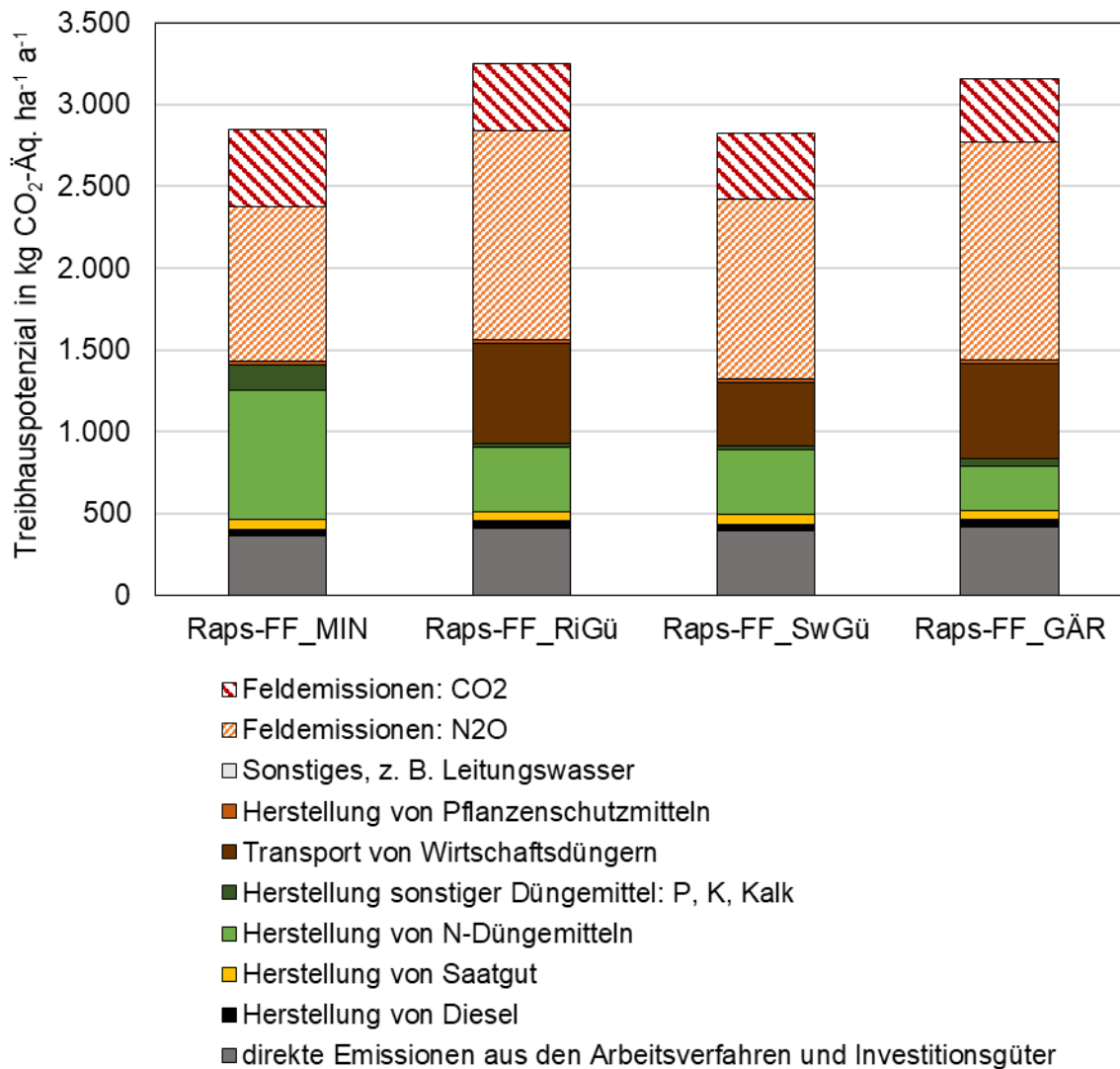


Abbildung 65: Treibhauseffekt beim Anbau der Fruchtfolge (FF) Winterraps-Winterweizen-Wintergerste im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation und einer Transportentfernung von 200 km, jährliche Mittelwerte

Anders als beim Treibhauseffekt ist der Netto-Effekt für die terrestrische Versauerung immer negativ (vergleiche Abbildung 66), da diese Wirkungskategorie durch die NH₃-Emissionen bei der Düngerausbringung dominiert wird. Zwar nimmt auch hier der Beitrag aus der Herstellung der mineralischen Düngemittel ab, der Anteil der NH₃-Feldemissionen nimmt jedoch überproportional zu. Die Emissionen aus dem Transport der Wirtschaftsdünger spielen in dieser Wirkungskategorie keine bedeutende Rolle. Da Schweinegülle, die dünnflüssiger ist als Rindergülle oder Gärreste, schneller in den Boden infiltriert, werden ihr geringere NH₃-N-Emissionsfaktoren zugewiesen. Bei ihr ist die Zunahme der Versauerung am geringsten. Der Einsatz von Gärresten mit geringem Phosphat-Gehalt führt zur stärksten Zunahme der Versauerung, da hier nicht P für die Ausbringmenge limitierend ist

und daher mit ihnen größere Mengen an $\text{NH}_4\text{-N}$ ausgebracht werden können – bei gleich großem $\text{NH}_3\text{-N}$ -Emissionsfaktor wie Rindergülle.

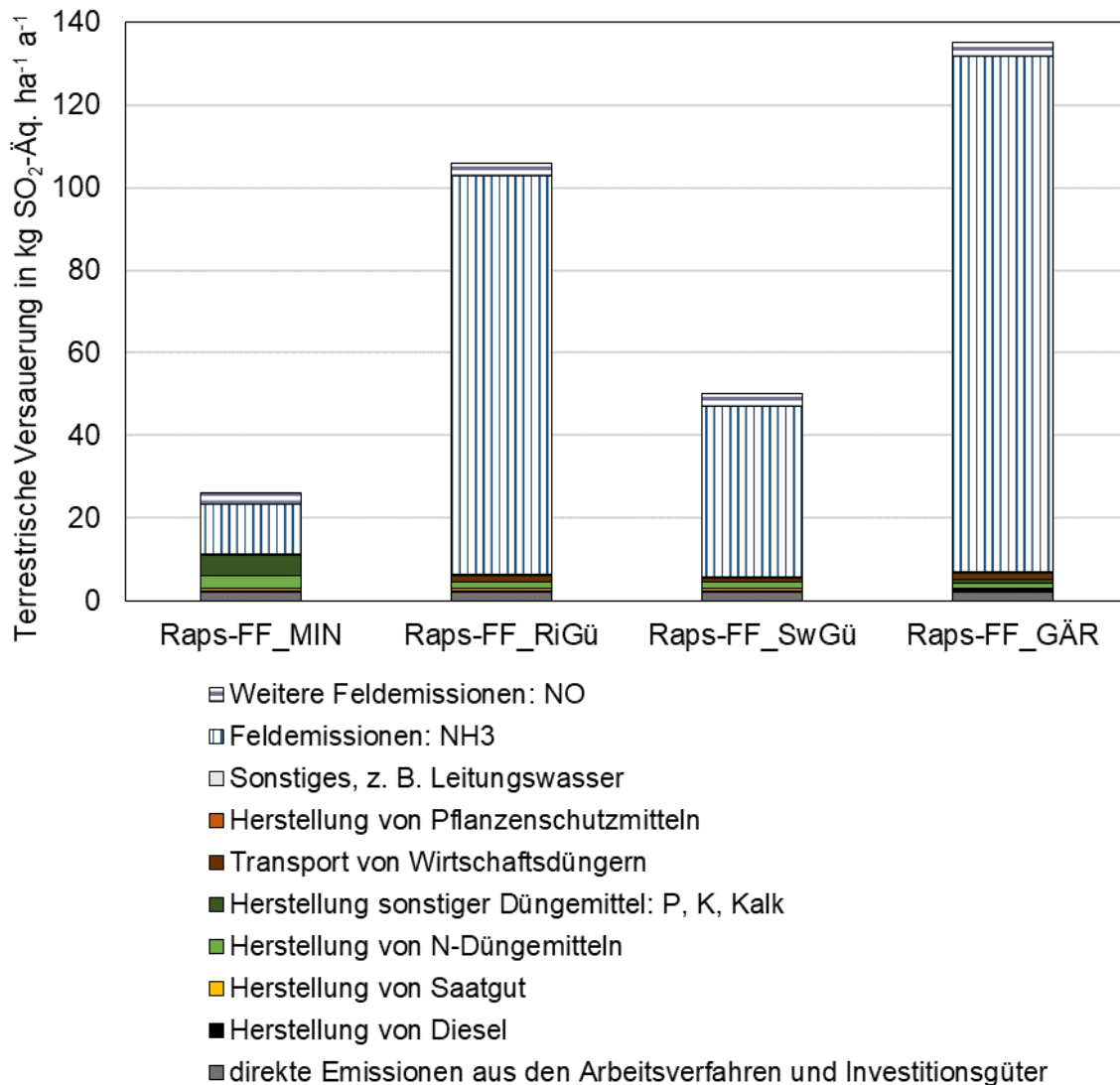


Abbildung 66: Terrestrische Versauerung beim Anbau der Fruchtfolge (FF) Winterraps-Winterweizen-Wintergerste im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation und einer Transportentfernung von 200 km, jährliche Mittelwerte

Bei der Frischwassereutrophierung bewirkt der teilweise Einsatz von Wirtschaftsdüngern in allen Fällen eine Minderung (vergleiche Abbildung 67), da vor allem die Herstellung mineralischer Düngemittel vermindert oder bei P-/K-Düngern zum Teil sogar vermieden wird. Die eutrophierend wirkenden Phosphoremissionen aus dem Transport, die den Wirtschaftsdüngern zugewiesen werden, fallen bei der Frischwassereutrophierung weniger ins Gewicht als beim Treibhauseffekt. Der absolute Beitrag aus den Phosphor-Emissionen auf

dem Feld bleibt für alle Optionen konstant. Insgesamt wird stets eine Netto-Minderung der Frischwassereutrophierung durch P um 19 – 22 % gegenüber der mineralisch gedüngten Referenz erreicht.

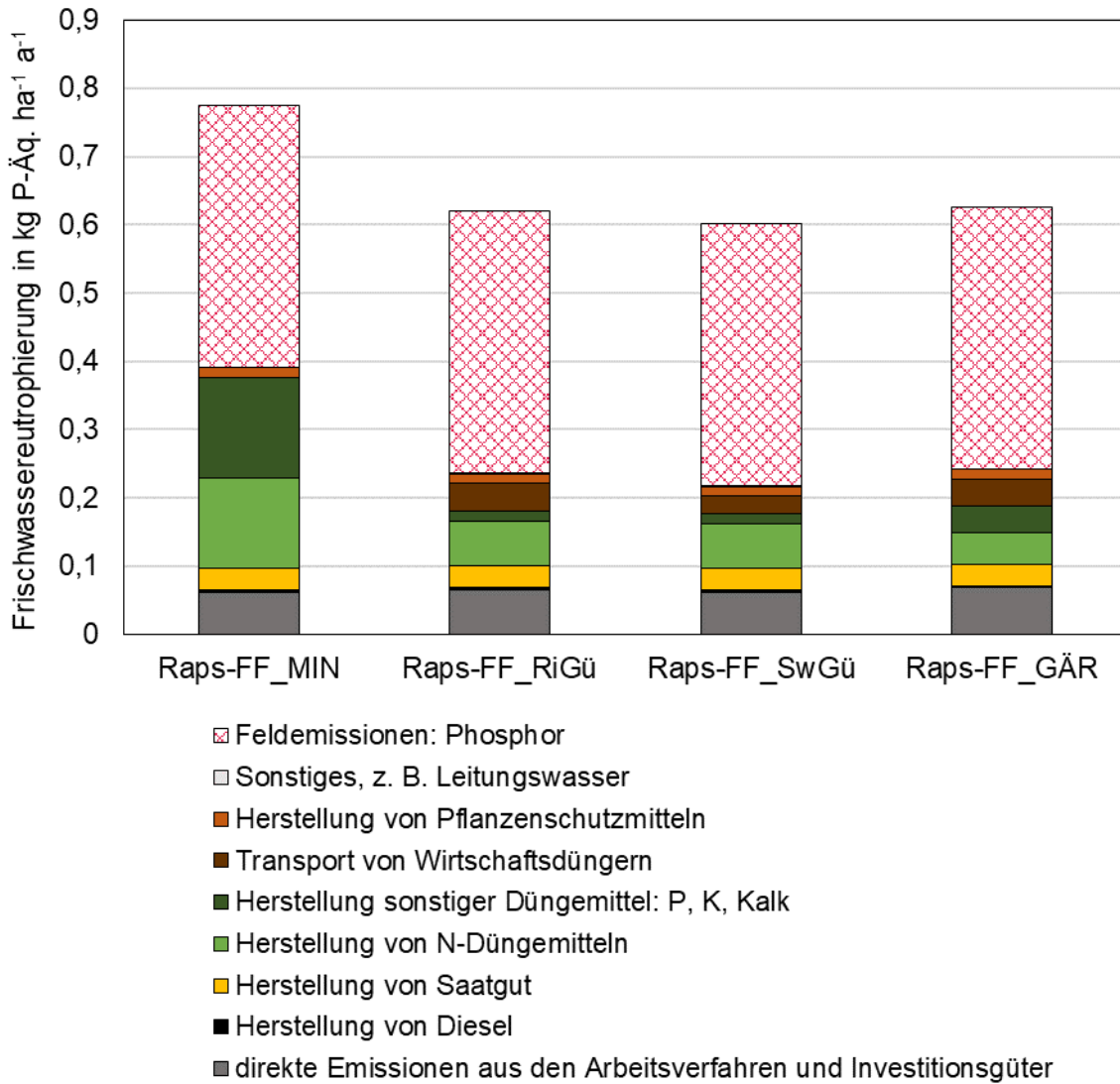


Abbildung 67: Frischwassereutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge (FF) Winterraps-Winterweizen-Wintergerste im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation und einer Transportentfernung von 200 km, jährliche Mittelwerte

Dagegen nimmt die marine Eutrophierung bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln zu (vergleiche Abbildung 68). Grund dafür ist der generell weit überwiegende Anteil (>95 %) der Nitrat-Feldemissionen an der gesamten marinen Eutrophierung. Beiträge aus dem Transport der Wirtschaftsdünger sind hier vernachlässigbar. Die Berechnung des Nitrat-Austrags nach de Willigen (2000) [56] wiederum basiert auf dem Gesamt-

N-Input, der bei der organischen Düngung höher ist als bei der mineralisch gedüngten Referenz, wie in Abbildung 63 dargelegt. Die Netto-Zunahme der so ermittelten marinen Eutrophierung beträgt 4 – 8 % gegenüber der ausschließlich mineralisch gedüngten Referenz.

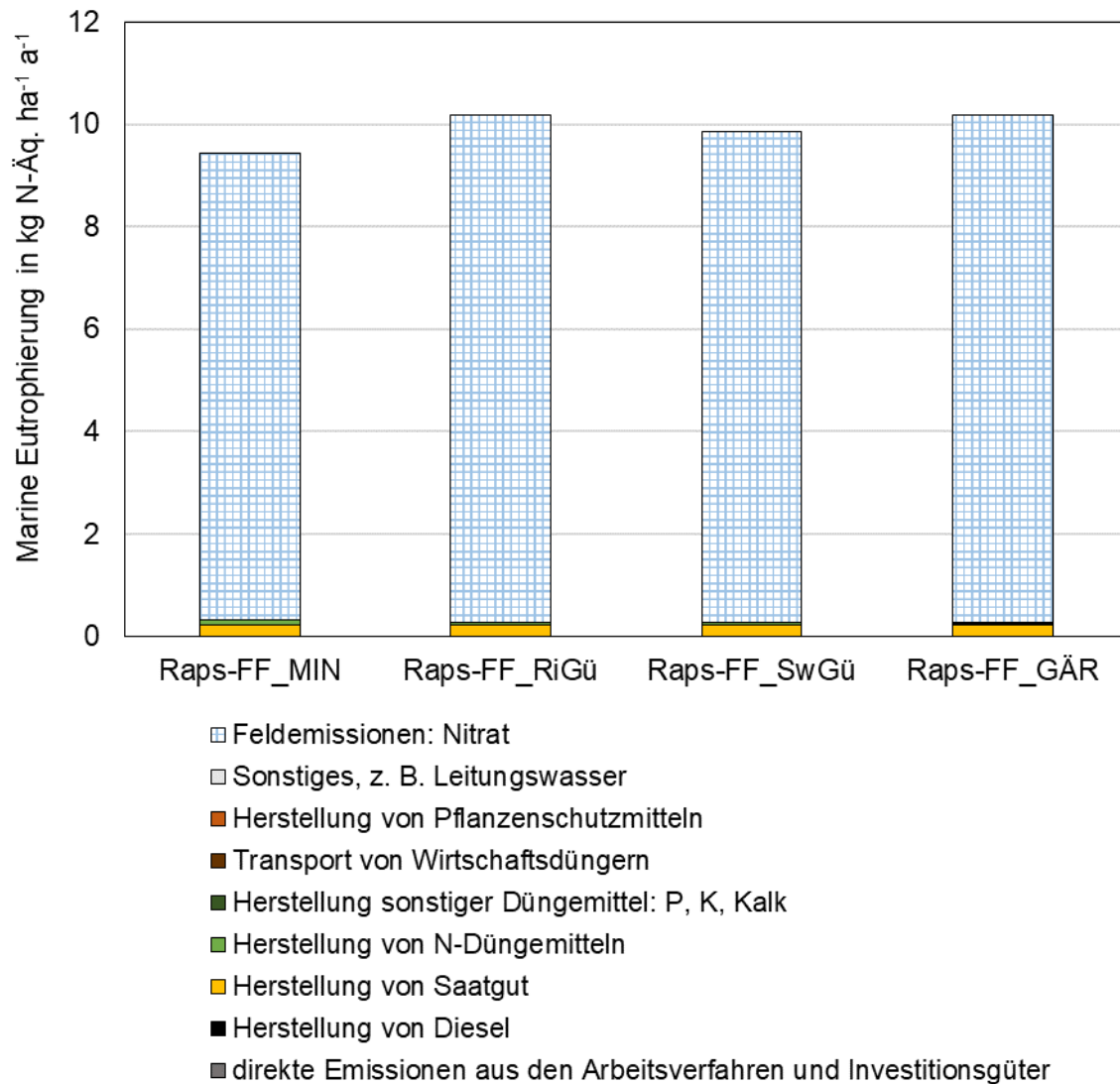


Abbildung 68: Marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge (FF) Winterweizen-Wintergerste im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation und einer Transportentfernung von 200 km, jährliche Mittelwerte

Zusammenfassend lässt sich an dem Beispiel für die Raps-Fruchtfolge im BKR 107 erkennen, dass der Effekt durch die Maßnahme einer teilweisen Substitution mineralischer Düngemittel durch Wirtschaftsdünger (Gülle, Gärrest) bis zum Erreichen der P-Obergrenze (bei „Rindergülle“ und „Schweinegülle“) oder der N-Obergrenze (bei „Gärrest“)

beim Treibhauseffekt wesentlich durch den Transport des Wirtschaftsdüngers beeinflusst wird und nur für begrenzte Transportentfernungen bzw. -frachten ein Minderungspotenzial erreicht werden kann. Grund dafür ist die im Vergleich zu Mineraldüngern sehr hohe Ausbringungsmenge. Untersuchungen zur ökologischen und ökonomischen Rentabilität in Abhängigkeit von der Transportleistung folgen in Abschnitt 8.2.4. Die Frischwassereutrophierung wird auch bei einer Transportentfernung von 200 km durch die Substitution der Mineraldünger beim Anbau der Raps-Fruchtfolge stets gemindert. Gleichzeitig resultiert aber eine Zunahme der terrestrischen Versauerung und ggf. der marinen Eutrophierung. Daher wird im Abschnitt 8.2.3 der Effekt der gewählten Ausbringtechnik insbesondere auf die terrestrische Versauerung untersucht.

Ökonomische Bewertung des Einsatzes von organischen Düngern

Für die ökonomische Bewertung des Einsatzes von Wirtschaftsdüngern sind zusätzlich zu den bisherigen Eingangsdaten Kostendaten zum Transport und zur Ausbringung der Wirtschaftsdünger erforderlich. Die Kosten für diese Arbeitsvorgänge werden auf Basis der Maschinendaten der KTBL-Oracle-Datenbank abgeleitet. Beim Transport mit Sattelaufleger wird von einer Durchschnittsgeschwindigkeit von 50 km h^{-1} ausgegangen.

Die Ergebnisse der Leistungs-Kostenrechnung sind am Beispiel der Raps-Fruchtfolge im BKR 107 in Abbildung 69 dargestellt.

Durch die Düngung mit Rindergülle, Schweinegülle oder Gärrest erhöhen sich die Arbeits erledigungskosten von $435 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ der Standard-Fruchtfolge mit alleiniger mineralischer Düngung (Raps-FF_MIN) auf $511 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Raps-FF_SwGü), $538 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Raps-FF_Gär) bzw. $540 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Raps-FF_RiGü), also um 17 – 24 %. Die Bereitstellungskosten für die mineralischen Düngemittel sinken dagegen von der Standardvariante Raps-FF_MIN mit $262 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf $107 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für die Variante Raps-FF_Gär bzw. auf $120 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für die Varianten Raps-FF_RiGü und Raps-FF_SwGü. In den hier definierten Produktionssystemen ist auf der Kostenseite zusätzlich der Transport des Wirtschaftsdüngers über die Distanz von 200 km berücksichtigt, der mit 236 bis $373 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berechnet wird und ein dominierender Kostenaspekt ist. Dies führt dazu, dass in allen hier berechneten Varianten mit Einsatz von flüssigen Wirtschaftsdüngern die Direkt- und arbeits erledigungskostenfreie Leistung geringer ausfällt als in den Standardvarianten Raps_FF_MIN. Als einzige Variante mit Einsatz von flüssigen Wirtschaftsdüngern weist das Produktionsverfahren mit der Düngung von Schweinegülle eine positive Direkt- und arbeits erledigungskostenfreie Leistung auf. Allerdings fällt auch diese um 46 % geringer aus als die der Standardvariante Raps-FF_MIN. Gemäß Kapitel 6.3 finden in diesen Varianten für Mineraldünger die Durchschnittspreise der letzten drei Jahre Anwendung. Unter der Verwendung aktueller, im Vergleich höherer Düngemittelpreise würde sich der Unterschied zwischen den Produktionssystemen zugunsten der Wirtschaftsdüngervarianten verschieben.

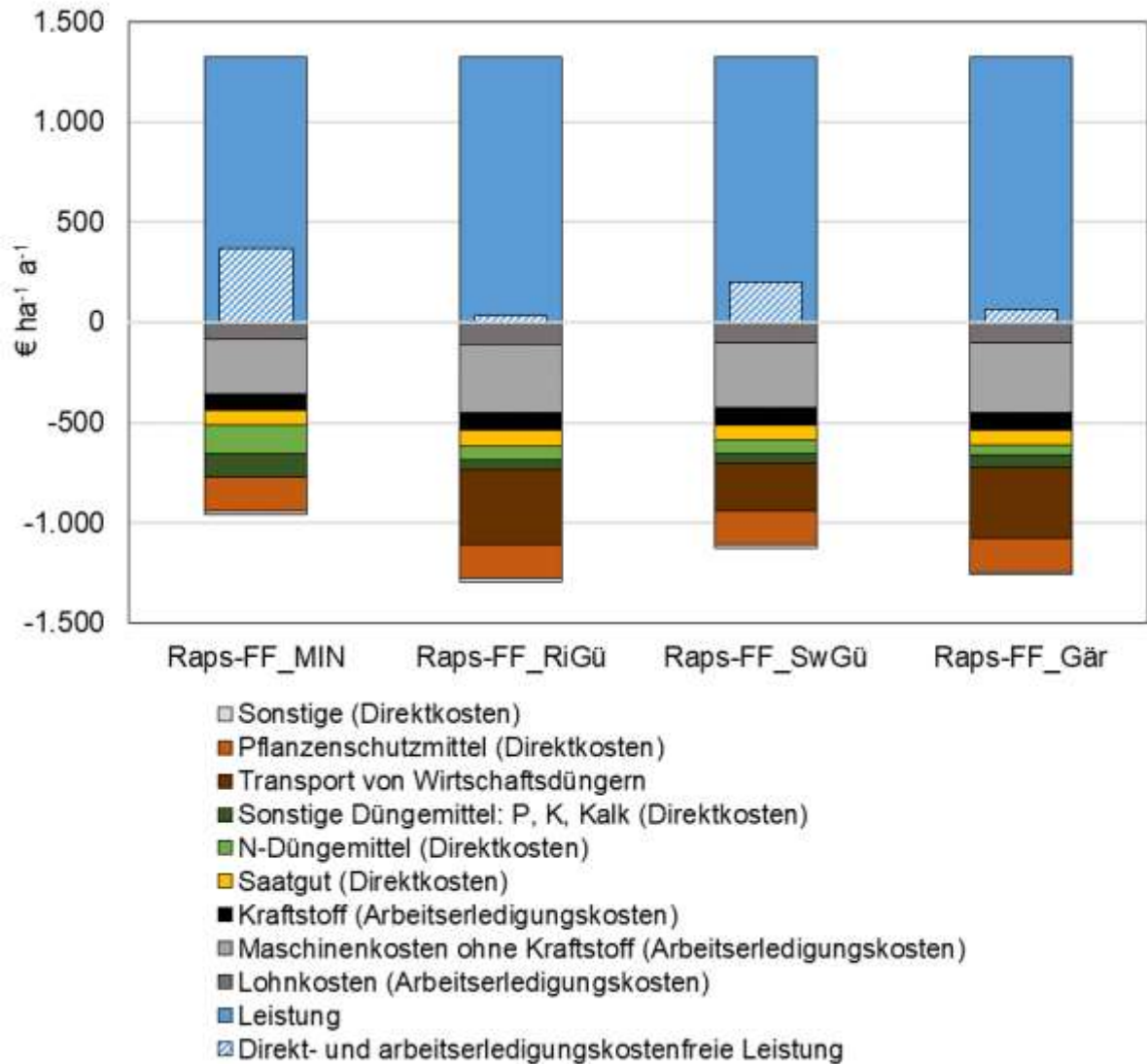


Abbildung 69: Leistungs-Kostenrechnung für die Fruchtfolge (FF) Winterraps-Winterweizen-Wintergerste im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation und einer Transportentfernung von 200 km, jährliche Mittelwerte

Die Leistungs-Kostenrechnung für diese exemplarischen Produktionssysteme zeigt, dass wesentlich von den Transportkosten abhängt, ob die Düngung mit Wirtschaftsdünger lukrativ sein kann. Unter den hier getroffenen Annahmen bezüglich der Transport- und Ausbringkosten ist eine Substitution von Mineraldüngern durch flüssige Wirtschaftsdünger aus Regionen mit Nährstoffüberschüssen wirtschaftlich nicht sinnvoll. Bis zu welcher maximalen Transportentfernung die hier betrachteten Produktionssysteme zu einem gewinnbringenden Ergebnis führen würden, wird in Abschnitt 8.2.4 dargelegt.

8.2.3 Ausbringtechnik

Mit der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sind unweigerlich Stickstoffverluste in Form von NH_3 -Emissionen verbunden, deren Ausmaß unter anderem von der Kontaktfläche und -zeit zwischen dem organischen Dünger und der Umgebungsluft abhängt. Weitere wichtige Faktoren sind dabei die Witterung (Temperatur, Windgeschwindigkeit, Niederschlag) während und nach der Ausbringung, die Eigenschaften der Gülle bzw. des Gärrests (Ammoniumgehalt, TS-Gehalt, pH-Wert) und nicht zuletzt die Applikationstechnik. Daher sind nach der Düngeverordnung [65] flüssige organische Dünger auf unbestelltem Ackerland unverzüglich (< 4 Stunden, ab 1.2.2025 < 1 Stunde) einzuarbeiten und auf bestelltem Ackerland nur streifenförmig aufzubringen oder direkt in den Boden einzubringen. In der landwirtschaftlichen Praxis stehen dafür verschiedene Applikationstechniken zur Verfügung. Ein Breitverteiler, der einst standardmäßig eingesetzt wurde, ist auf bestelltem Ackerland nicht mehr erlaubt und auf unbestelltem Ackerland nur mit sofortiger Einarbeitung. Eine zielgenauere, streifenförmige Aufbringung ist mit dem Schleppschlauch- und dem Schleppschuhverfahren möglich. Injektions-/Schlitzverfahren entsprechen einer direkten Einbringung in den Boden und können die NH_3 -Emissionen noch stärker mindern. Aufgrund des Bodeneingriffs haben sie aber eine geringere Arbeitsbreite. Mit dem Güllegrubber wird der flüssige organische Dünger direkt in den Boden eingearbeitet und erspart dadurch einen Arbeitsgang. Dieses sehr effektive Verfahren kann jedoch nur auf unbestelltem Ackerland, z. B. vor Aussaat einer Sommerung (wie z. B. Mais) eingesetzt werden.

Die NH_3 -N-Emissionsfaktoren für Wirtschaftsdünger sind nach Vos et al. (2022) [252] spezifisch für die Tierkategorie, Düngerart und die Ausbringtechnik inklusive Einarbeitungszeit angegeben (vergleiche Tabelle 73). Da für die Ausbringung der Gärreste keine eigenen Emissionsfaktoren vorliegen, werden im nationalen Emissionsbericht aufgrund vergleichbarer Viskositäten die NH_3 -N-Emissionsfaktoren von unvergorener Rindergülle verwendet. Für Schweinegülle sind generell geringere Emissionsfaktoren angegeben als für Rindergülle bzw. Gärreste, was auf den geringeren Trockensubstanzgehalt in der Schweinegülle und damit die bessere Infiltration in den Boden zurückgeführt werden kann. Die Werte für Schleppschlauch in die kurze Vegetation beruhen auf einer Experteneinschätzung und entsprechen den Werten für Schleppschlauch ohne Einarbeitung. Ebenso gehen die Emissionsfaktoren für den Güllegrubber nach einer Experteneinschätzung auf den Vergleich mit dem Schleppschlauchverfahren inklusive Einarbeitung innerhalb einer Stunde zurück.

Tabelle 73: NH₃-N-Emissionsfaktoren für die Ausbringung von Gülle und Gärrest bezogen auf die verfügbare Ammoniummenge (total ammoniacal nitrogen, TAN) [252]

Ausbringtechnik	Rindergülle kg NH ₃ -N (kg TAN) ⁻¹	Schweinegülle kg NH ₃ -N (kg TAN) ⁻¹	Gärrest kg NH ₃ -N (kg TAN) ⁻¹
Schleppschlauch, Einarbeitung < 1 h	0,04	0,02	0,04
Schleppschlauch, Einarbeitung < 4 h	0,15	0,06	0,15
Schleppschlauch, kurze Vegetation	0,46	0,175	0,46
Injektions-/Schlitzver- fahren	0,24	0,06	0,24
Güllegrubber	0,04	0,02	0,04

Welche Ausbringtechnik zum Einsatz kommt, hängt von der Ackerkultur und dem Düngezeitpunkt ab. Denn das Schleppschlauchverfahren mit Einarbeitung und der Güllegrubber können nur auf unbestelltem Ackerland eingesetzt werden und eignen sich somit vor allem für Sommerungen wie Mais. Das Schleppschlauchverfahren ohne Einarbeitung in die bestehende Vegetation und das Injektions-/Schlitzverfahren werden hingegen auf bestelltem Ackerland eingesetzt. Dies betrifft vor allem Winterungen mit einer organischen Düngung im Frühjahr. Daher wird der Einfluss der Ausbringtechnik auf die Umweltwirkungen und Kosten beim Anbau der Rohstoffpflanzen am Beispiel der Leitkulturen Winterraps (Winterung mit organischer Frühjahrsdüngung auf bestelltes Ackerland) und Silomais (Sommerung mit organischer Düngung vor der Aussaat auf unbestelltes Ackerland) für den BKR 107 mit wendender Bodenbearbeitung untersucht. Für Winterraps werden die Applikationstechniken Schleppschlauch in kurze Vegetation und Injektions-/Schlitzverfahren verglichen. Für Silomais wird das Schleppschlauchverfahren mit Einarbeitung innerhalb von vier Stunden der Ausbringtechnik Güllegrubber gegenübergestellt. Die für die Sachbilanz berechneten Stickstoff- und Phosphor-Bedarfe und -Ausbringmengen liegen für Silomais in der gleichen Größenordnung wie bei Winterraps. Dagegen kann der Kaliumbedarf aufgrund des höheren Kaliumentzugs durch die Ganzpflanzenernte von Silomais nicht durch die organische Düngung gedeckt werden, so dass – anders als bei Raps – eine mineralische K-Ergänzungsdüngung erforderlich ist. Die Ausbringmengen für die einzelnen Varianten der hier betrachteten Wirtschaftsdünger („Rindergülle“, „Schweinegülle“, „Gärrest“) nehmen mit steigendem Gesamt-N-Gehalt und steigender N-Verfügbarkeit ab (vergleiche Tabelle 72).

Eine besondere Variante zur Minderung der NH₃-Verluste bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern ist die zusätzliche Ansäuerung von Gülle, um mit der Senkung des pH-Wertes das Gleichgewicht zwischen Ammonium (NH₄⁺) und Ammoniak (NH₃) zu verschieben. In Dänemark ist dieses Verfahren seit mehr als zehn Jahren etabliert [236]. Die Ansäuerung kann entweder im Stall oder im Güllelager oder direkt bei der Ausbringung erfolgen. Hier soll nur die letzte Variante betrachtet werden, bei der die Ansäuerung der

Gülle unmittelbar während der Ausbringung in Kombination mit dem Schleppschlauchverfahren verwendet wird. Am häufigsten wird konzentrierte Schwefelsäure eingesetzt. Ihre Handhabung bedarf besonderer Fachkenntnisse und Sicherheitsvorkehrungen. Die eingesetzte Menge richtet sich nach dem Ziel-pH-Wert (bei Ausbringung i. d. R. pH 6,0 – 6,4) und den Puffer-Eigenschaften der Wirtschaftsdünger sowie dem Schwefelbedarf der Kulturen. In der Literatur angegebenen mittlere Werte sind daher mit einer hohen Streubreite behaftet [109]. Um ein Absinken des Boden-pH-Wertes durch den Eintrag der angesäuerten Wirtschaftsdünger zu vermeiden, ist eine zusätzliche Kalkung erforderlich. Mit der Ansäuerung der Gülle bei der Ausbringung werden im Mittel NH_3 -Emissionminderungen von 40 – 70 % gegenüber einer streifenförmigen, oberflächigen Ausbringung unbehandelter Gülle erzielt [236]. Das Verfahren der Ansäuerung bei der Ausbringung wird hier anhand eines Szenarios für das Beispiel des Winterrapsanbaus im BKR 107 mit Ausbringung auf bestelltes Ackerland untersucht. Dabei werden folgende Festlegungen getroffen: Die Ausbringtechnik entspricht dem Schleppschlauchverfahren in die kurze Vegetation inklusive spezieller Vorrichtungen (Säuretank, Dosiereinrichtung etc.) für die direkte Säurezufuhr während der Gülleausbringung. Für den zusätzlichen Materialaufwand wird ein Aufschlag von 5 % der Geräteherstellung eingerechnet. Für die benötigte Menge an konzentrierter Schwefelsäure wird auf die Angaben in der dänischen „Verordnung über den Einsatz von Düngemitteln“ [167] zurückgegriffen (3,0 kg H_2SO_4 je m^3 Rindergülle und 2,9 kg H_2SO_4 je m^3 Schweinegülle). Für Gärreste wird ein mittlerer Wert nach Höcherl et al. (2020) [109] von $3,5 \text{ l } \text{H}_2\text{SO}_4 \text{ m}^{-3}$ (= $6,4 \text{ kg } \text{m}^{-3}$) angenommen. Daraus lässt sich anhand der Molmassen ein Kalkbedarf von 3,1 bzw. 3,0 bzw. 6,5 kg CaCO_3 pro m^3 Gülle berechnen (vergleiche [126] [135]). Die ausgebrachten Güllemengen betragen im Szenario für Rindergülle rund $36 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Schweinegülle $23 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für Gärrest $32 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die NH_3 -Emissionsminderung durch die Gülle-Ansäuerung bei der Ausbringung wird als vergleichbar mit der Reduktion durch das Injektionsverfahren beschrieben [126]. Das ist mit den Ergebnissen von VERA (2012) [251] für Rindergülle vergleichbar (Minderung um 49 % vs. 48 % bei Injektion nach Vos et al. (2022) [252]). Birkmose und Vestergaard (2013) [13] geben eine mittlere NH_3 -Minderung von 50 % an, ohne den Gülletyp zu spezifizieren. Für das zu untersuchende Szenario wird dementsprechend eine NH_3 -Minderung von 50 % für alle drei Varianten der Wirtschaftsdünger angenommen. Weitere mögliche positive Potenziale der Gülle-Ansäuerung, wie eine verbesserte Düngewirkung oder eine Einsparung an Schwefel-Dünger für bestimmte Kulturen, sind in diesem Szenario nicht berücksichtigt.

Ökologische Bewertung der Ausbringtechnik

Die unterschiedlichen Applikationstechniken haben insbesondere Einfluss auf die NH_3 -Emissionen und damit auf die **terrestrische Versauerung**. Die Ergebnisse sind in den folgenden Abbildungen für den Anbau von Winterraps (Vergleich Schleppschlauch in die kurze Vegetation vs. Schleppschlauch inklusive Ansäuerung der Gülle vs. Injektions-/Schlitzverfahren) und für den Anbau von Mais (Vergleich Schleppschlauch + Einarbeitung < 4 Stunden vs. Güllegrubber) dargestellt (siehe Abbildung 70 und Abbildung 71). Gegenüber dem konventionellen Schleppschlauchverfahren lässt sich mit den alternativen Ausbringtechniken stets eine deutliche Minderung der Versauerung erzielen. Grund dafür sind die geringeren zugrunde liegenden NH_3 -N-Emissionsfaktoren (vergleiche Tabelle 73). Da die Emissionsfaktoren für Ausbringtechniken mit sofortiger Einarbeitung (Eignung für

unbestelltes Ackerland) deutlich niedriger sind als für Verfahren in den Pflanzenbestand, ist das gesamte Versauerungsniveau für die organische Düngung bei der Leitkultur Silomais deutlich geringer als bei der Leitkultur Winterraps. Gegenüber der mineralisch gedüngten Referenz ergeben sich somit unterschiedliche Potenziale, ob der Referenzwert durch den Einsatz von Wirtschaftsdüngern über- oder unterschritten wird.

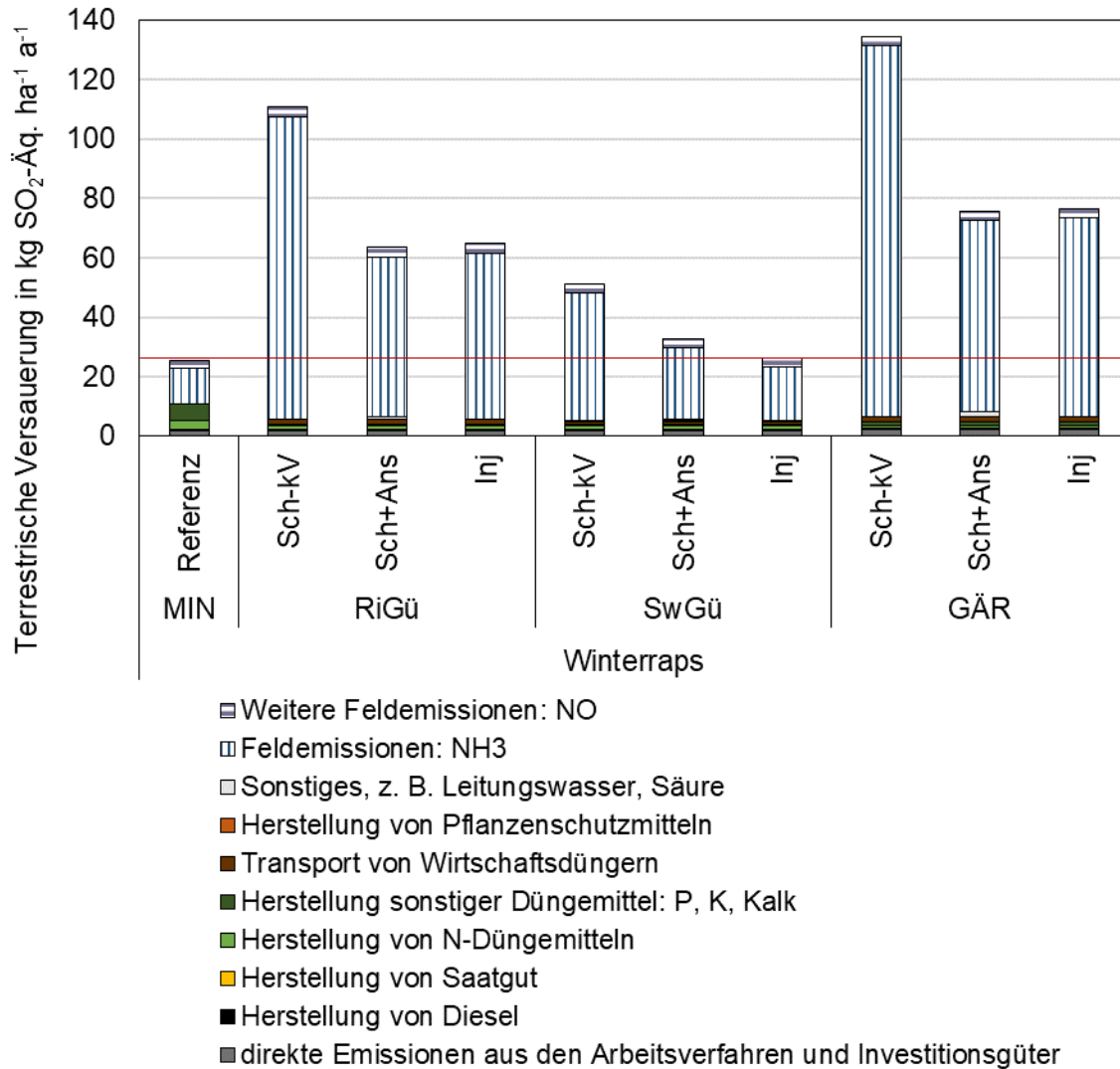


Abbildung 70: Terrestrische Versauerung beim Anbau von Winterraps im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung in das bestellte Ackerland mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation (Sch-kV), Schleppschlauch + Ansäuerung der Gülle (Sch+Ans), Injektions-/Schlitzverfahren (Inj)

Bei der Ausbringung mit Schleppschlauch im Frühjahr in die kurze Vegetation wird beim Rapsanbau stets eine höhere terrestrische Versauerung als bei der mineralisch gedüngten Referenz verursacht (Zunahme um rund 100 – 400 %). Dagegen lässt sich mit dem

Injektions-/Schlitzverfahren und beim Einsatz der dünnflüssigeren Schweinegülle die Versauerung auf dasselbe Niveau wie bei der mineralisch gedüngten Referenz senken (vergleiche Abbildung 70). Nur in dieser Kombination werden die gegenüber der Referenz höheren NH_3 -Emissionen durch die Einsparung der Emissionen bei der Mineraldüngerherstellung gerade kompensiert. Mit Rindergülle und Gärrest wird aufgrund ihrer höheren NH_3 -N-Emissionsfaktoren der Referenzwert auch mit dem Injektions-/Schlitzverfahren stets überschritten (Zunahme um rund 150 bzw. 200 %).

Gegenüber dem konventionellen Schleppschlauchverfahren führen sowohl die Ansäuerung als auch die Injektion zu einer deutlichen Minderung um 36 – 48 %. Die Gülle-Ansäuerung während der Ausbringung mit Schleppschlauch führt bei der terrestrischen Versauerung zu vergleichbaren Werten wie das Injektions-/Schlitzverfahren, da hier ähnliche NH_3 -N-Emissionsfaktoren angenommen werden, die nur für Schweinegülle etwas höher sind (Rindergülle, Gärrest: 0,23 vs. 0,24; Schweinegülle 0,23 vs. 0,175). Bei Annahme identischer Emissionsfaktoren für Ansäuerung und Injektion würde das Verfahren der Gülle-Ansäuerung bei Ausbringung zu 1 – 2 % höheren Werten führen. Diese Differenz geht auf die unterschiedlichen Bedarfe an Investitionsgütern, Diesel, Kalk und Schwefelsäure zurück.

Bei der Sommerung Mais kann die organische Düngung bereits vor der Aussaat in das unbestellte Feld erfolgen. Wird das konventionelle Schleppschlauchverfahren verwendet, ist eine Einarbeitung des organischen Düngers innerhalb von vier Stunden erforderlich. Damit können, anders als bei der Winterung Raps mit Ausbringung des Wirtschaftsdüngers in das bestellte Ackerland, die NH_3 -Emissionen so weit gesenkt werden, dass bei der Teilsubstitution mit Schweinegülle bereits die gleiche Netto-Versauerung wie bei der mineralischen Referenz erzielt werden kann. Mit der emissionsärmeren Ausbringtechnik Güllegrubber und der zusätzlichen Einsparung eines Arbeitsgangs vor der Aussaat (hier Eggen mit Saatbettbereitung) kann eine Minderung der terrestrischen Versauerung für alle drei betrachteten Varianten organischer Dünger („Rindergülle“, „Schweinegülle“ und „Gärrest“) um 6 – 33 % gegenüber der mineralischen Referenz erreicht werden (vergleiche Abbildung 71). Im Vergleich zum Schleppschlauch mit Einarbeitung bewirkt der Güllegrubber eine Reduzierung der Versauerung um 35 – 54 %.

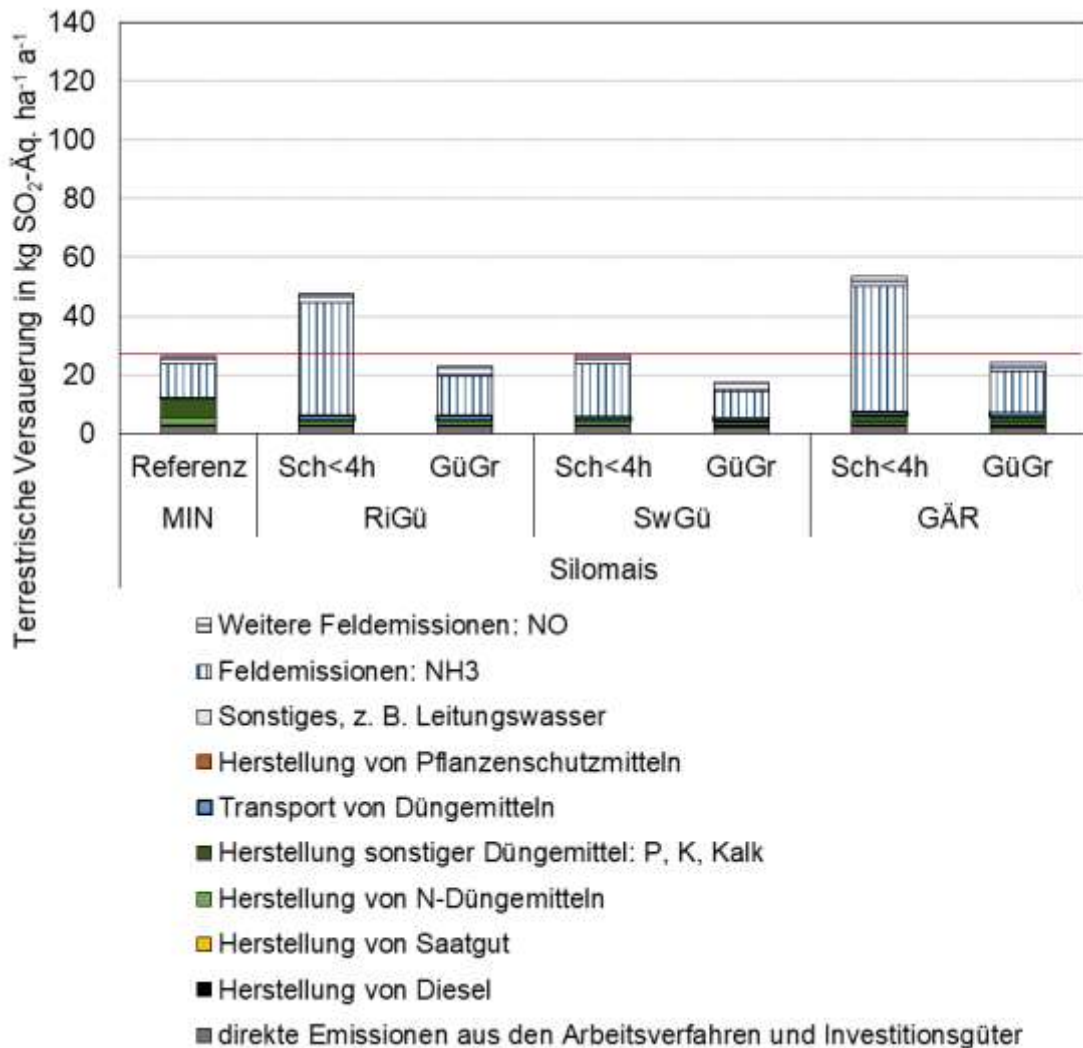


Abbildung 71: Terrestrische Versauerung beim Anbau von Silomais im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung in das unbestellte Ackerland mit Schleppschauch inklusive Einarbeitung < 4 Stunden (Sch<4h) und Güllegrubber (GüGr)

Beim **Treibhauseffekt** wirken sich die reduzierten NH₃-Emissionen auf die indirekten N₂O-Emissionen aus, die bei der Deposition des Ammoniaks und nachfolgender Denitrifikation entstehen. Je emissionsärmer eine Ausbringtechnik ist, umso geringer wird der Beitrag aus den indirekten N₂O-Emissionen. Weitere Unterschiede zwischen den Ausbringtechniken ergeben sich aus dem jeweiligen Bedarf an Diesel und Investitionsgütern sowie dem zusätzlichen Einsatz von Schwefelsäure und Kalk beim Verfahren der Gülle-Ansäuerung. Der gesamte Effekt durch die verschiedenen Ausbringtechniken sind vergleichend für den Rapsanbau (auf bestellten Acker) und den Maisanbau (auf unbestelltem Acker) in Abbildung 72 und Abbildung 73 dargestellt.

Die Unterschiede zwischen den einzelnen Ausbringetechniken sind, wie erwartet, beim Treibhauseffekt geringer als bei der terrestrischen Versauerung. Eine Netto-Minderung ist hier maximal um 3 % gegenüber dem jeweiligen konventionellen Schleppschlauchverfahren erkennbar.

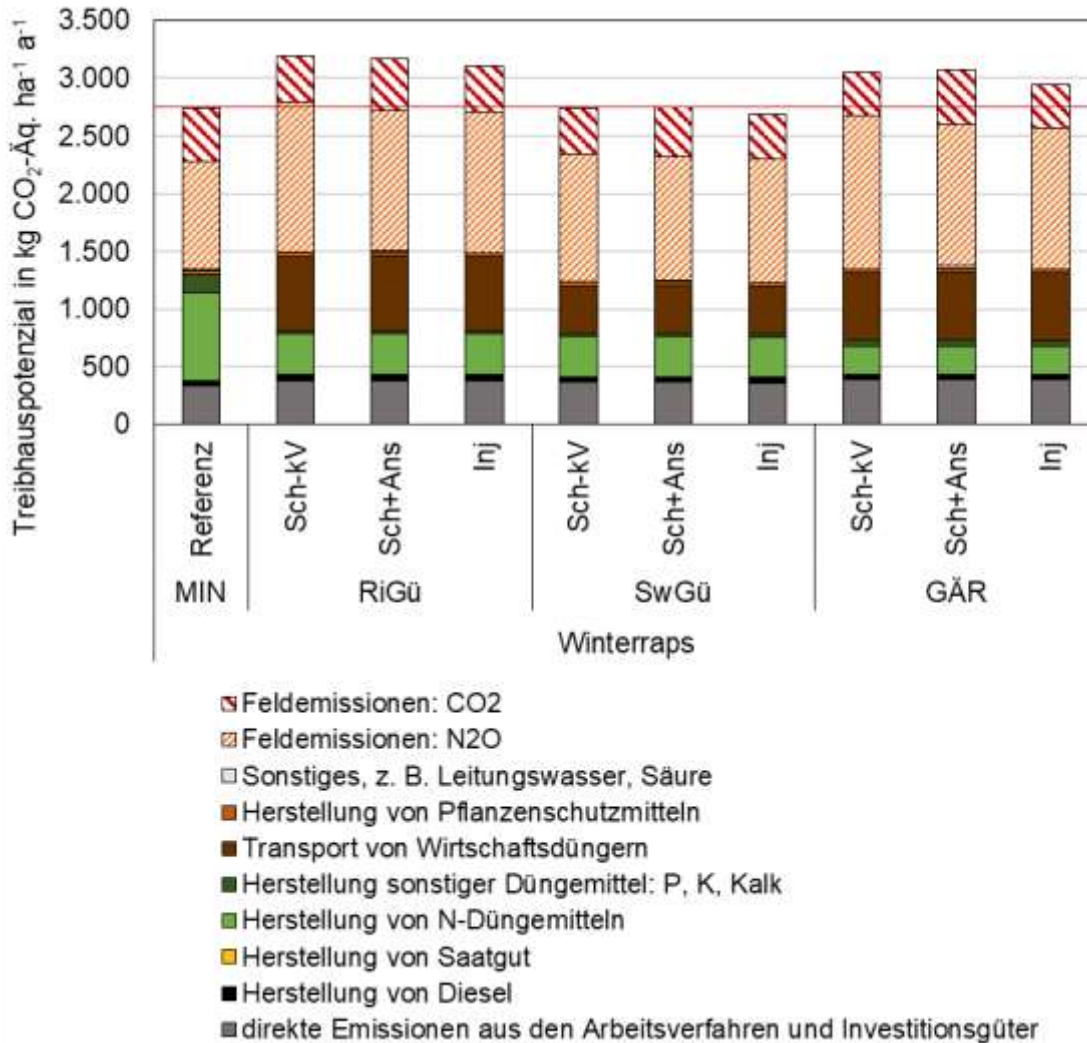


Abbildung 72: Treibhauseffekt beim Anbau von Winterraps im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung in das bestellte Ackerland mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation (Sch-kV), Schleppschlauch + Ansäuerung der Gülle (Sch+Ans), Injektions-/Schlitzverfahren (Inj)

Beim Vergleich der Ausbringetechniken in bestelltes Ackerland (Beispiel Winterraps) ist zu erkennen, dass das Injektionsverfahren gegenüber dem konventionellen Schleppschlauch Einsatz und auch gegenüber der Gülle-Ansäuerung stets zu einem geringeren Treibhauseffekt führt. Dagegen ist die Wirkung der Gülle-Ansäuerung gegenüber der Schleppschlauchausbringung von unbehandelter Gülle nicht so eindeutig. Während das

Injektionsverfahren im Vergleich zum konventionellen Schleppschlaucheinsatz vorteilhafter sowohl bei den indirekten N_2O -Emissionen als auch bei den Arbeitsverfahren (Investitionsgüter und Dieselverbrauch) ist, stehen bei der Gülle-Ansäuerung die Einsparungen bei den indirekten N_2O -Emissionen die zusätzlichen Aufwendungen für Investitionsgüter, Schwefelsäure und Kalk sowie damit verbundene CO_2 -Emissionen gegenüber. Daraus ergeben sich für die betrachteten Varianten der Wirtschaftsdünger („Rindergülle“, Schweinegülle“, „Gärrest“) unterschiedliche Tendenzen – je nach Nährstoffzusammensetzung, die die Ausbringungsmenge bestimmt, und Schwefelsäurebedarf pro m^3 Wirtschaftsdünger (Gärrest > Rinder-/Schweingülle).

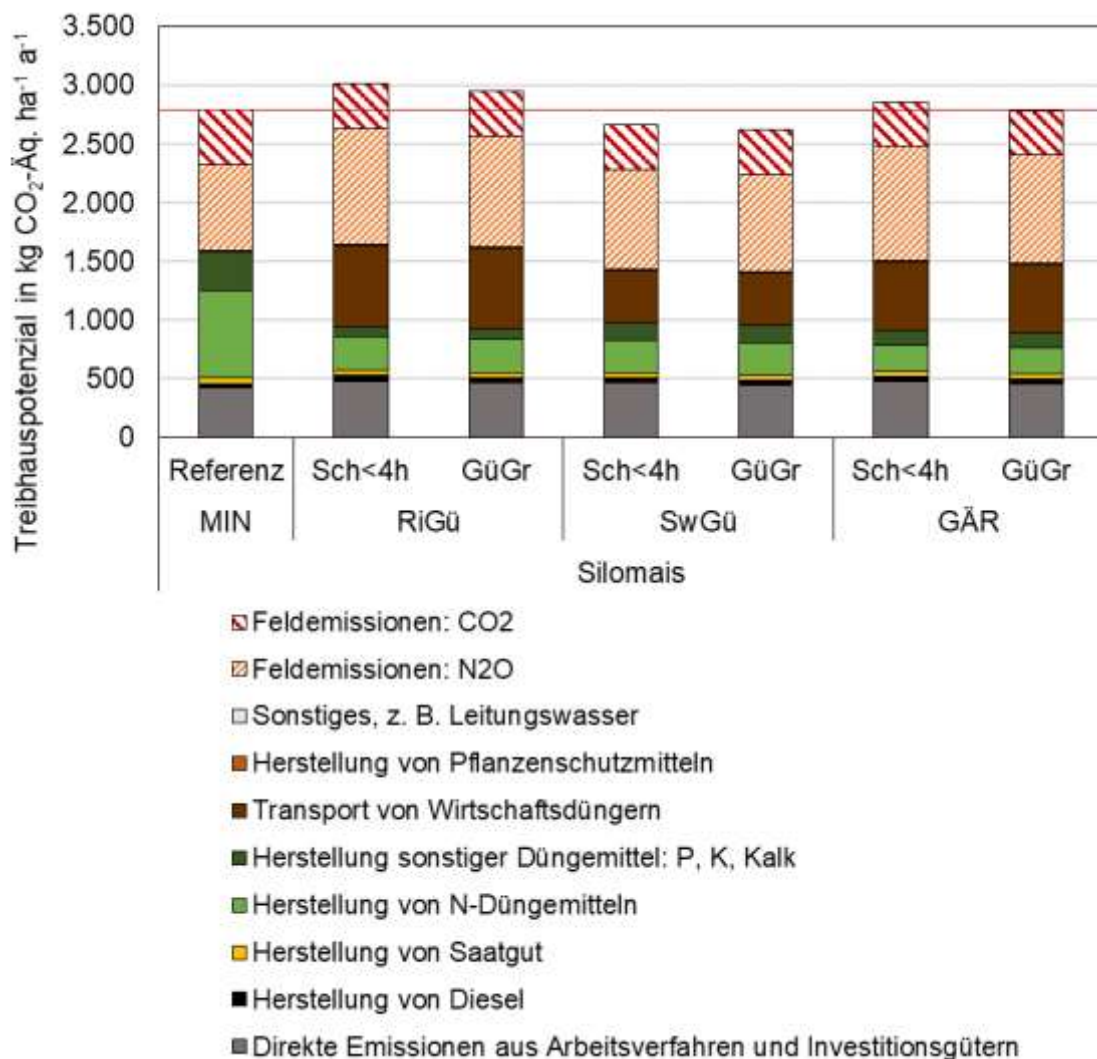


Abbildung 73: Treibhauseffekt beim Anbau von Silomais im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung in das unbestellte Ackerland mit Schleppschlauch inklusive Einarbeitung < 4 Stunden (Sch<4h) und Güllegrubber (GüGr)

Beim Vergleich der Ausbringtechniken in unbestelltes Ackerland (Beispiel Silomais) führt der Güllegrubber beim Treibhauseffekt – wie bei der terrestrischen Versauerung – zu einer Verbesserung gegenüber dem Schleppschlauchverfahren mit Einarbeitung innerhalb von vier Stunden. Beim Einsatz des Güllegrubbers ergeben sich – wie beim Injektionsverfahren im Rapsanbau – sowohl Vorteile durch die Minderung der indirekten N_2O -Emissionen als auch durch einen geringeren Bedarf an Investitionsgütern und Diesel gegenüber dem konventionellen Schleppschlauchverfahren.

Der Vergleich emissionsarmer Ausbringtechniken macht die Begrenzungen des gewählten Berechnungsansatzes für N_2O nach GNOC deutlich, der auf der eingebrachten N -Menge basiert, ungeachtet der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Verluste bei der Ausbringung. Dieses Vorgehen ist konsistent mit IPCC (2019) [107], welches die N_2O -Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden proportional zur ausgebrachten Gesamt-N-Menge berechnet und zwischen Mineraldünger und Wirtschaftsdünger nicht unterscheidet. Daher wird es auch so in der nationalen Emissionsberichterstattung [252] umgesetzt, obwohl es an dieser Stelle eine Abweichung von dem dort verwendeten N-Fluss-Prinzip darstellt. Mit diesem Berechnungsansatz kann daher der Effekt emissionsärmerer Ausbringtechniken nicht vollständig erfasst werden. Denn die vermiedenen NH_3 -Verluste bedeuten, dass im Boden-N-Pool mehr Stickstoff verbleibt. Damit wird die eigentliche Düngewirkung des organischen Düngers erhöht. Dem kann Rechnung getragen werden, indem die mineralische N-Ergänzungsdüngung reduziert wird.

Basierend auf diesem Gedankenansatz werden in einem vereinfachten Szenario die Auswirkungen der eingesparten Mineraldüngerherstellung bewertet, die proportional zum vermiedenen NH_3 -Verlust ist. Folgeeffekte durch die damit verbundenen CO_2 -Feldemissionen werden hier nicht berücksichtigt, wodurch der Gesamteffekt eher unterschätzt wird. Das Szenario beruht auf den oben beschriebenen Beispielen für den Anbau von Winterrops und Silomais mit den jeweiligen Ausbringtechniken. Dabei soll der Effekt durch eine emissionsärmere Ausbringtechnik im Verhältnis zum jeweiligen Standard bewertet werden, der hier durch die jeweiligen konventionellen Schleppschlauchverfahren repräsentiert wird. Dafür wird die Differenz der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Emissionen zwischen den jeweiligen Verfahren und dem Standard ermittelt und der eingesparten N-Menge an Mineraldünger gleichgesetzt. Der im Beispiel zugrunde gelegte mineralische N-Mix (61 % KAS, 22 % Harnstoff, 17 % AHL) hat einen Treibhauseffekt von 1,242 kg $\text{CO}_2\text{-Äq.}$ pro kg ausgebrachter Düngemenge bzw. 4,1 kg $\text{CO}_2\text{-Äq.}$ pro kg N-Menge. Mit Differenzen von 8 – 25 kg N $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ für Winterrops und 4 – 12 kg N $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ für Silomais ergeben sich damit für die emissionsärmeren Ausbringtechniken Einsparungen beim Treibhauseffekt von 32 – 104 kg $\text{CO}_2\text{-Äq.}$ $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ bzw. 16 – 50 kg $\text{CO}_2\text{-Äq.}$ $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Dadurch wird der Treibhauseffekt mit diesen Ausbringtechniken stärker gemindert als bei dem zuvor verwendeten Berechnungsansatz ohne Berücksichtigung der technik-spezifischen NH_3 -Verluste bei der Ausbringung. Im Fall von Winterrops (in bestelltes Ackerland) ergibt sich dadurch nun für alle Varianten der Wirtschaftsdünger (Rindergülle, Schweinegülle, Gärrest) einheitlich ein Vorteil für die Gülle-Ansäuerung gegenüber dem konventionellen Schleppschlauchverfahren.

Auf die **Frischwassereutrophierung** und die **marine Eutrophierung** hat die gewählte Applikationstechnik keinen wesentlichen Einfluss. Gegenüber der mineralisch gedüngten

Referenz wird beim Einsatz von organischen Düngemitteln bei allen betrachteten Ausbringtechniken die Frischwassereutrophierung gemindert (beim Anbau von Raps um 18 – 25 %, beim Anbau von Mais um 21 – 26 %). Die vom Nitrataustrag dominierte marine Eutrophierung wird bei beiden Kulturen mit allen betrachteten Ausbringverfahren um 5 – 9 % erhöht, wenn die Berechnung des Nitrataustrags auf dem Ansatz von de Willigen (2000) [56] beruht.

Zusammenfassend konnte anhand der Beispiele gezeigt werden, dass emissionsarme Applikationstechniken ein wesentliches Minderungspotenzial für die terrestrische Versauerung haben und ebenso positiv auf den Treibhauseffekt wirken. Das größte Minderungspotenzial ergibt sich, wenn der Wirtschaftsdünger im unbestellten Ackerland direkt eingearbeitet werden kann. Ein weiterer Faktor ist ein geringer Trockensubstanzgehalt des Wirtschaftsdüngers, der das Fließverhalten und damit die Infiltration in den Boden begünstigt.

Um den jeweiligen technik-spezifischen Effekt emissionsarmer Ausbringtechniken auf die Umweltwirkungen adäquat zu berücksichtigen und untereinander vergleichen zu können, sollten weitere Bewertungsansätze identifiziert und untersucht werden.

Ökonomische Bewertung der Ausbringtechnik

Analog zur ökologischen Bewertung werden die definierten Varianten zur Ausbringtechnik auch ökonomisch auf Basis der Leistungs-Kostenrechnung bewertet. Als Referenz wird auch hier die Variante der rein mineralischen Düngung gewählt.

Im Gegensatz zu den übrigen Ausbringtechniken liegen dem KTBL für die Ansäuerung der Gülle noch keine validierte Datengrundlage zur Berechnung des Arbeitsvorgangs vor. Aus diesem Grund konnten die Kosten für diese Variante lediglich über vereinfachende Annahmen berechnet werden. Eine Unterschätzung der Kosten kann somit nicht ausgeschlossen werden. Grundlage der Berechnung bilden die Eingangsdaten zur benötigten Schwefelsäure- und Kalkmenge sowie Maschinenkosten, die von Latacz-Lohmann et al. (2019) [152] abgeleitet wurden.

Abbildung 74 zeigt die Ergebnisse der **Leistungs-Kostenrechnung** am Beispiel der Kultur Winterraps mit den verschiedenen Arten der Wirtschaftsdünger und Ausbringtechniken. Keine der Varianten mit Wirtschaftsdünger erreichen hierbei die Direkt- und arbeits erledigungskostenfreie Leistung der Referenz mit rein mineralischer Düngung. Unter den Wirtschaftsdüngern sind die Varianten mit Schweinegülle günstiger zu bewerten als diejenigen mit Rindergülle und Gärrest. Aufgrund der höheren Nährstoffkonzentration der Schweinegülle sind geringere Mengen an Schweinegülle als an Rindergülle erforderlich, was sich hier positiv auf die Kosten für Transport und Ausbringung auswirkt. Bezüglich der Ausbringtechnik ist die Schleppschlauch-Variante aufgrund der Maschinenkosten hinsichtlich der Arbeitserledigungskosten etwas günstiger als die Injektionstechnik. Die zusätzlichen Kosten für die Betriebsmittel Schwefelsäure und Kalk sowie die höheren Maschinenkosten führen gegenüber der reinen Schleppschlauchvariante zu höheren Ausgaben zwischen 2 % für die Schweinegülle-Variante und 5 % für die Gärrest-Variante. Bezogen auf die Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung wirken sich diese Mehrkosten aber

deutlicher aus und führen zu einer Reduktion um 11 % bei der Schweinegülle bis 53 % bei der Rindergülle.

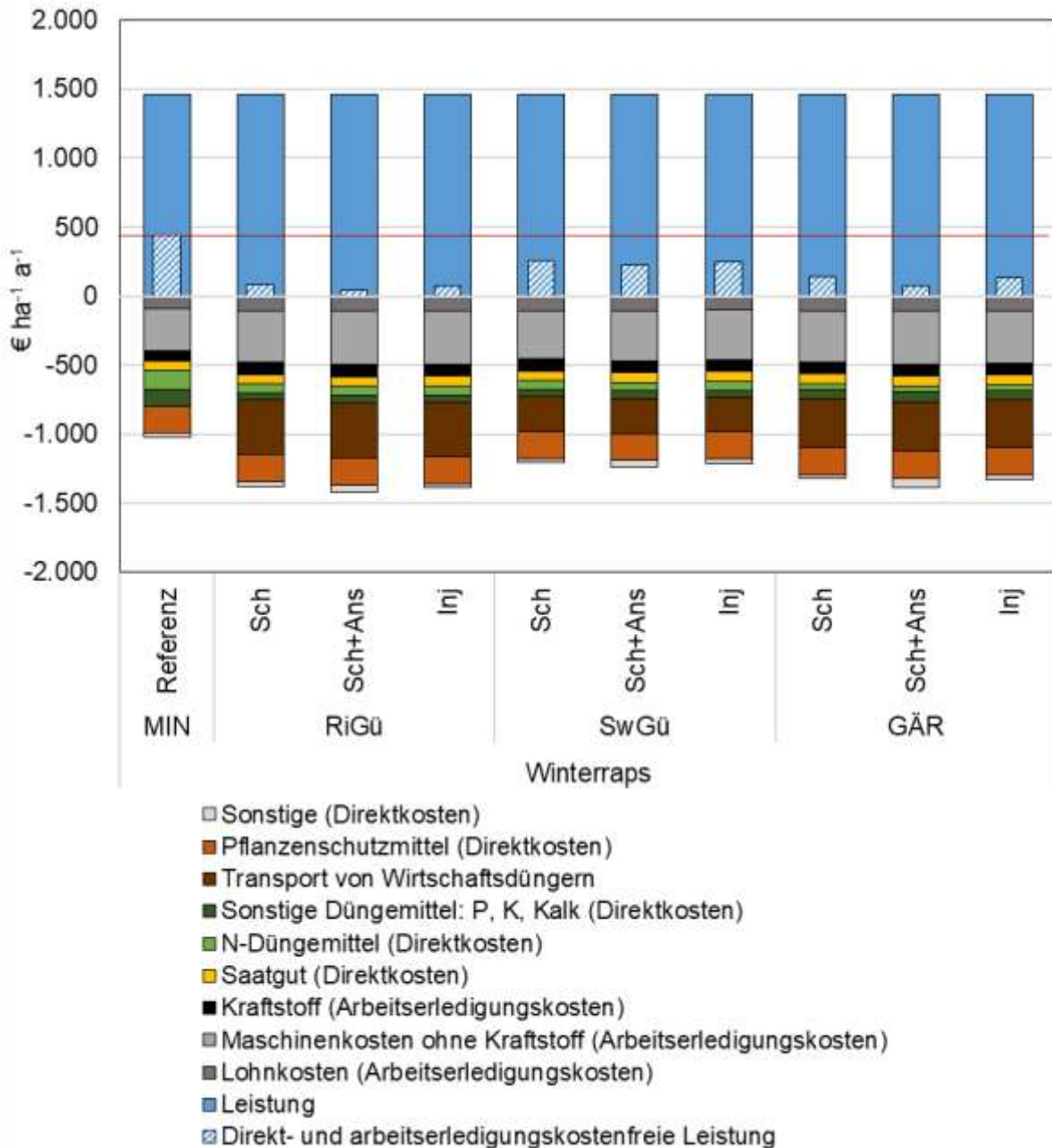


Abbildung 74: Leistungs-Kostenrechnung des Anbaus von Winterraps im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung in das bestellte Ackerland mit Schleppschauch (Sch), Schleppschauch + Ansäuerung der Gülle (Sch+Ans), Injektions-/Schlitzverfahren (Inj)

Bei der Gegenüberstellung der Ausbringtechniken Schleppschauch und Güllegrubber für die Sommerung Silomais in Abbildung 75 zeigen sich geringere Differenzen bei den Direkt-

und arbeitserledigungskostenfreien Leistungen zwischen den Wirtschaftsdünger-Varianten zur Mineraldünger-Referenz als bei der zuvor betrachteten Kultur Wintertraps.

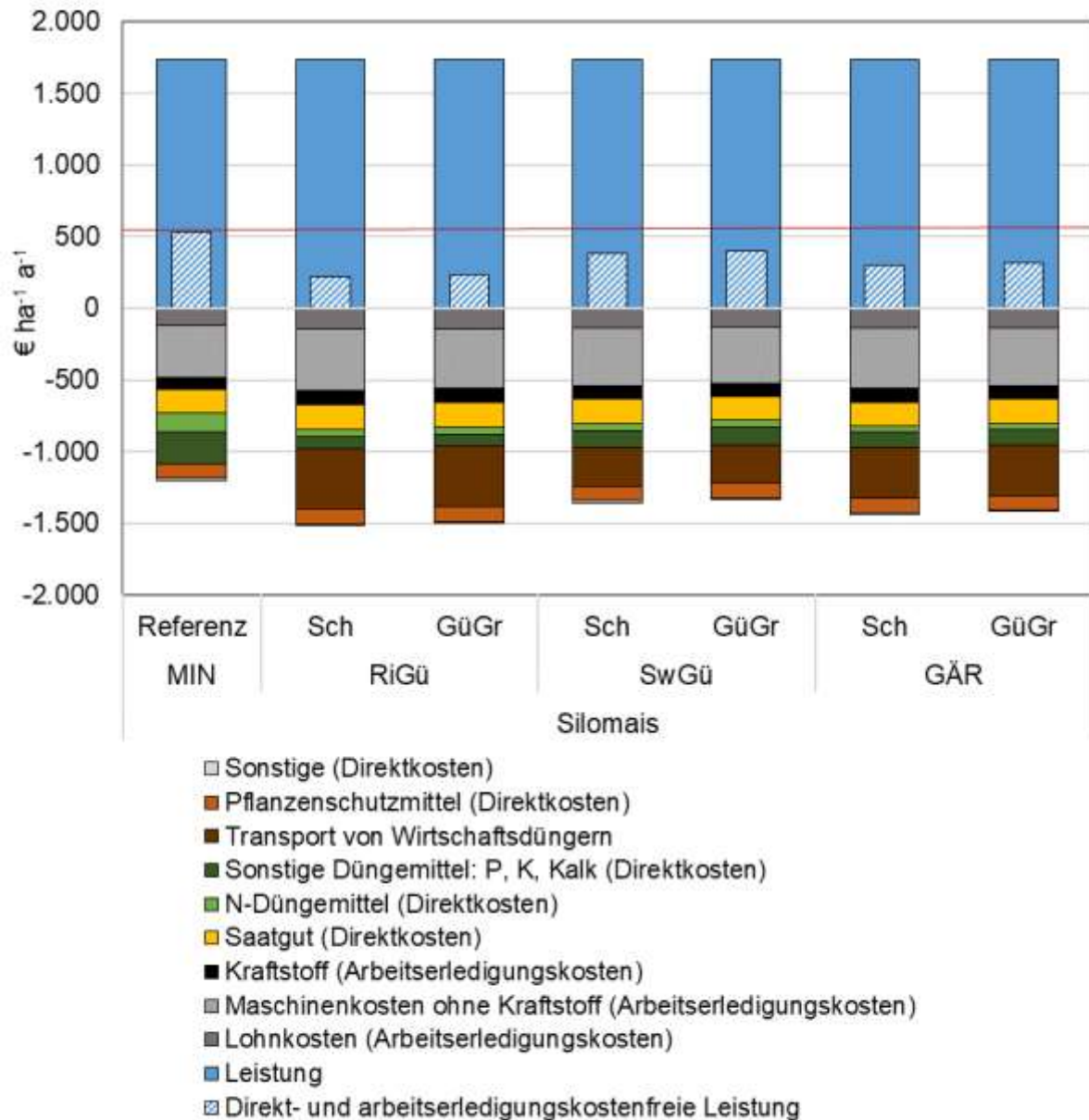


Abbildung 75: Leistungs-Kostenrechnung des Anbaus von Silomais im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (RiGü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung in das unbestellte Ackerland mit Schleppschauch inklusive Einarbeitung < 4 Stunden (Sch<4h) und Güllegrubber (GüGr)

In diesem Vergleich schneidet die Variante mit der Ausbringung von Schweinegülle mit Güllegrubber am besten ab. Die dazugehörige Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung erreicht 75 % des Wertes der Mineraldüngerreferenz. Das geringere Volumen

der Schweinegülle im Vergleich zu Rindergülle und Gärrest sowie die im Vergleich zum Schleppschlauch geringeren Arbeitserledigungskosten auf dem Feld wirken sich hier positiv auf die Kosten und somit auch auf den zu erwartenden Gewinnbeitrag aus. Die mit dem erforderlichen Transport verbundenen Kosten verhindern allerdings in diesem Fall, dass diese Variante gegenüber der Mineraldünger-Referenz insgesamt einen Vorteil aufweist.

Wie auch bei der ökologischen Bewertung wird ergänzend untersucht, wie sich eine Einsparung von Mineraldünger aufgrund der vermiedenen NH_3 -Emissionen potenziell auf die Bewertungsergebnisse auswirkt. Pro kg Mineraldünger-N sind mit dem hinterlegten Mix (61 % KAS, 22 % Harnstoff, 17 % AHL) Kosten in Höhe von $0,73 \text{ € kg}^{-1} \text{ N}$ verbunden. Die Kosten im Produktionssystem Winterraps reduzieren sich bei 8 – 25 kg weniger ausgebrachten Mineraldünger-N um 6 – 19 € ha^{-1} . Bei der Sommerung Silomais könnten bei den Bereitstellungskosten in Höhe von 3 – 9 € ha^{-1} eingespart werden. Im Gegensatz zum Treibhauseffekt führen diese Einsparungen nicht zu einer geänderten Rangfolge der betrachteten Varianten. Für Winterraps ist die Ansäuerung im Vergleich zum konventionellen Schleppschlauchverfahren weiterhin mit höheren Kosten verbunden.

8.2.4 Sensitivitätsanalyse zur Transportentfernung

Die Bewertung des Einsatzes von organischen Düngern als Maßnahme zur Minderung von Umweltwirkungen beruht auf der Grundüberlegung, dass nur in Regionen mit geringer Viehbesatzdichte ein zusätzliches Potenzial zur Substitution von Mineraldüngern durch organische Düngung besteht. Zudem kann davon ausgegangen werden, dass nur Wirtschaftsdünger aus Regionen mit einer hohen Viehbesatzdichte und somit einem Überschuss an Wirtschaftsdüngern nicht bereits Effizienz verwertet werden und somit ein erschließbares Substitutionspotenzial besitzen. Für den Import der flüssigen Wirtschaftsdünger wurde im Basisszenario eine mittlere Transportentfernung von 200 km angenommen. Diese Transportleistung, die sowohl von der Transportdistanz als auch von der Menge und dem Gewicht des Transportguts abhängt, hat einen wesentlichen Einfluss auf den Treibhauseffekt (vergleiche z. B. Abbildung 65) und die Kosten. Daher soll in dieser Sensitivitätsanalyse der Break-even für die ökologische und ökonomische Rentabilität ermittelt werden.

Dies wird beispielhaft für den Anbau der Leitkulturen Winterraps und Silomais im BKR 107 durchgeführt. Als Transportmittel wird aus der Inventardatenbank ecoinvent 3.7.1 ein Lastkraftwagen (lorry >32 t, EURO 5) gewählt, der einen durchschnittlichen Dieserverbrauch von rund 0,02 l pro tkm hat. Die Einheit Tonnen-Kilometer (tkm) besagt, dass sich die Transportleistung auf 1 t Transportgut bezieht, die über eine Distanz von 1 km transportiert wird.

Für die ökologische Bewertung liegt der Fokus auf dem **Treibhauseffekt**. Würde die Transportleistung nicht einbezogen werden (Transportentfernung = 0 km), ergäben sich für die organische Düngung stets geringere Treibhauseffekte als für die mineralisch gedüngte Referenz, wie sich aus Abbildung 72 und Abbildung 73 ableiten lässt. Um den Break-even zu ermitteln, wird die Transportentfernung gesucht, bei der der

Treibhauseffekt der organisch gedüngten Variante und der mineralisch gedüngten Referenz gleich sind. Dies wird beispielhaft gezeigt für eine Variante mit einem geringen und mit einem hohen THG-Minderungspotenzial gegenüber der Referenz. Damit kann der potenziell rentable Bereich für die Transportdistanz abgeschätzt werden. Daher wird für den Anbau von Winterraps die Variante mit Einsatz von Rindergülle ($35,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und Ausbringung mit Schleppschauch in die kurze Vegetation (= Beispiel für geringes THG-Minderungspotenzial) und für den Anbau von Silomais die Variante mit Einsatz von Schweinegülle ($24,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und Ausbringung mit Güllegrubber (= Beispiel für hohes THG-Minderungspotenzial) gewählt. Das Ergebnis ist in Abbildung 76 dargestellt.

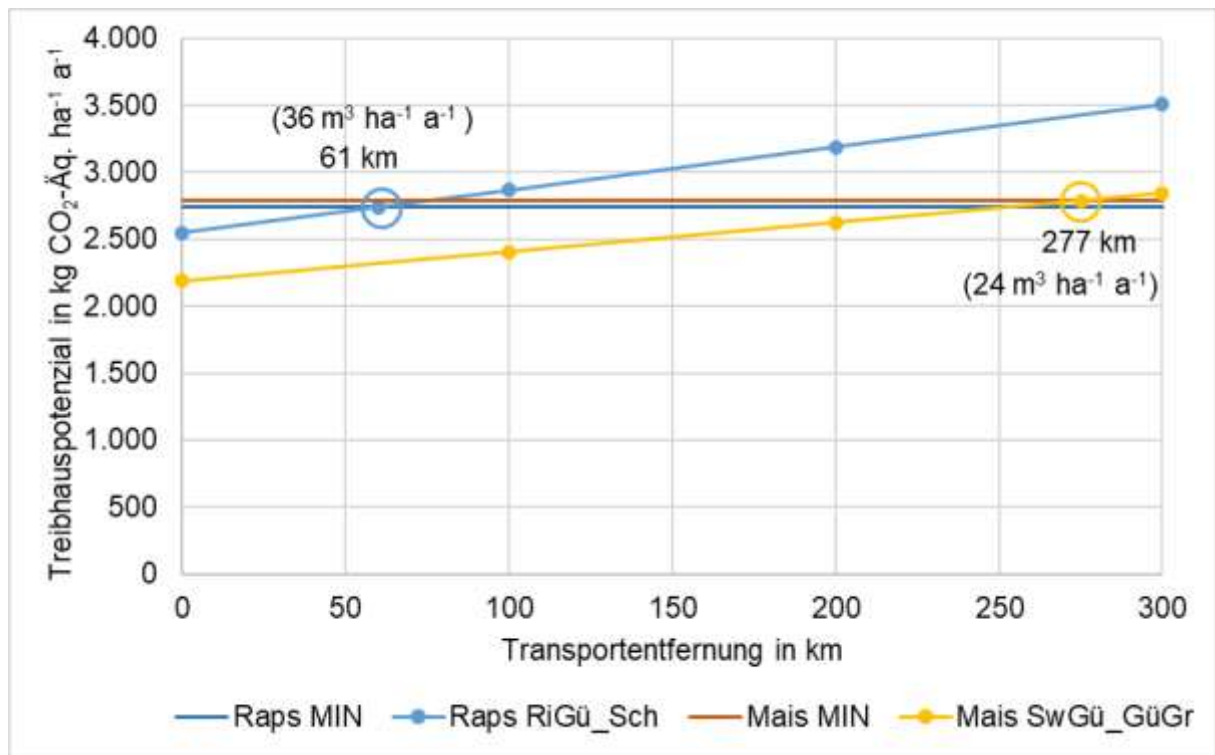


Abbildung 76: Break-even der Transportdistanz für den Treibhauseffekt am Beispiel für den Anbau von Winterraps mit Einsatz von Rindergülle (RiGü) und Schleppschauch (Sch) sowie für den Anbau von Silomais mit Einsatz von Schweinegülle (SwGü) und Güllegrubber (GüGr) im Vergleich zur jeweils mineralisch gedüngten Referenz (MIN) im BKR 107

Zu erkennen ist, dass im Beispiel des Raps- und Maisanbaus im BKR 107 die ökologisch rentable Transportentfernung auf einen Radius von maximal 61 km für Rindergülle bei Ausbringung mit dem Schleppschauch bzw. maximal 277 km für Schweinegülle bei einer Ausbringung mit dem Güllegrubber begrenzt ist. Je geringer der Treibhauseffekt gegenüber der mineralischen Referenz ohne Berücksichtigung des Transports ist (siehe Achsenabschnitt in Abbildung 76) und je geringer die Ausbringmenge ist (entspricht Steigung der Geraden), desto weiter wird der ökologisch rentable Radius. Aus Abbildung 76 wird auch deutlich, dass bei der im Basisszenario angenommenen Transportentfernung von 200 km der Treibhauseffekt für die organische Düngung gegenüber dem Referenzwert nur

aufgrund der berücksichtigten Transportleistung einmal über- und einmal unterschritten wird.

Da für das Beispiel des Anbaus von Silomais mit Einsatz von Schweinegülle und Ausbringung mit Güllegrubber nicht nur beim Treibhauseffekt, sondern auch bei der **terrestrischen Versauerung** ein Minderungspotenzial gegenüber der mineralisch gedüngten Referenz erzielt werden kann (vergleiche Abbildung 71), wurde auch der Break-even in Bezug auf die terrestrische Versauerung ermittelt (siehe Abbildung 77). Beim Beispiel des Rapsanbaus mit Einsatz von Rindergülle und Schleppschlauchverfahren wird der Referenzwert für die terrestrische Versauerung immer weit überschritten, auch ohne Berücksichtigung des Transports. In diesem Fall kann kein Break-even ermittelt werden, so dass die Werte für Raps mit Einsatz von Rindergülle nicht im Diagramm aufgenommen sind.

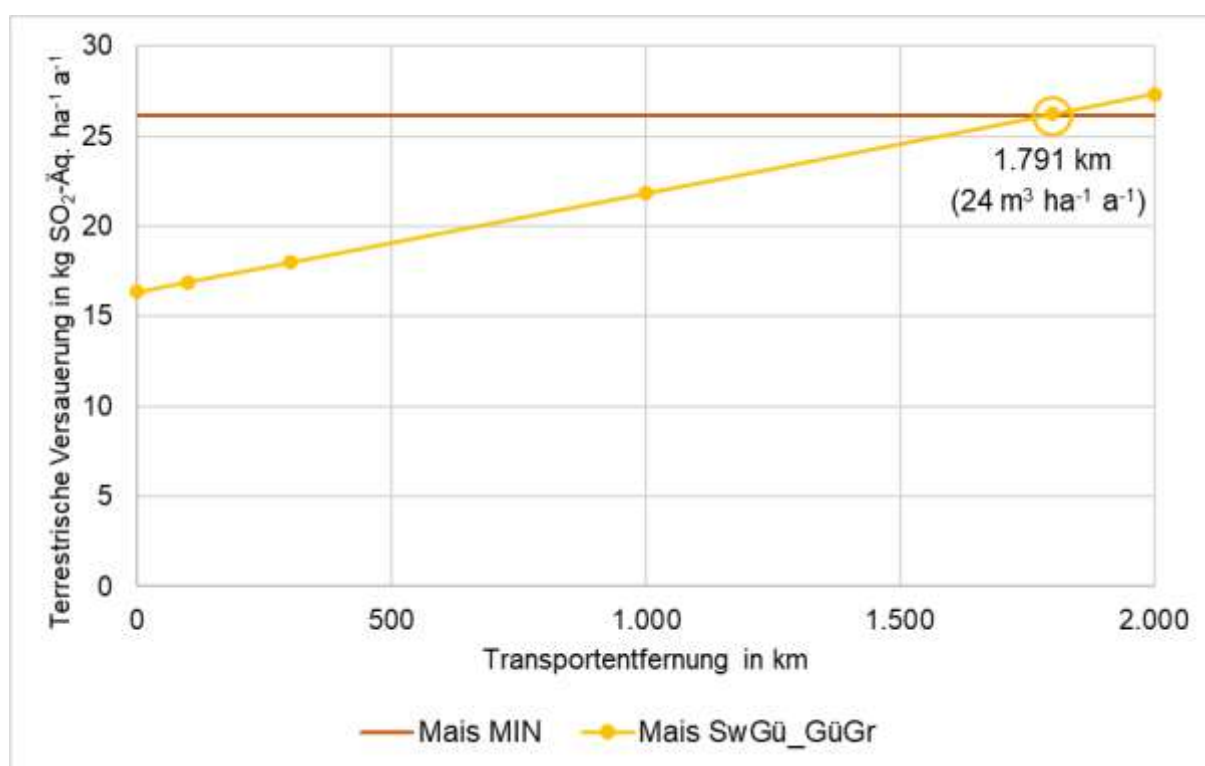


Abbildung 77: Break-even der Transportdistanz für die terrestrische Versauerung am Beispiel für den Anbau von Silomais mit Einsatz von Schweinegülle (SwGü) und Güllegrubber (GüGr) im Vergleich zur mineralisch gedüngten Referenz (MIN) im BKR 107

Für den Einsatz von Schweinegülle mit Güllegrubber beim Anbau von Silomais im BKR 107 konnte ein Break-even bei einer Transportdistanz von 1.791 km für die terrestrische Versauerung ermittelt werden. Dabei wird nochmals deutlich, dass eine ökologisch noch rentable Transportentfernung umso größer sein kann, je stärker die Umweltwirkungsminde- rung ohne Transport gegenüber der Referenz ist (siehe Achsenabschnitt in Abbildung 77). Zusammen mit den Ergebnissen für den Treibhauseffekt (vergleiche Abbildung 76) kann somit auch ein möglicher Zielkonflikt hinsichtlich dieser beiden Wirkungskategorien

vermieden werden, wenn der jeweils begrenzende Import-Radius des Wirtschaftsdüngers eingehalten wird. Im dargestellten Beispiel für die Verwendung von Schweinegülle beim Maisanbau im BKR 107 beträgt diese Transportdistanz 277 km für den Einsatz des Güllegrubbers (Treibhauseffekt limitierend).

Der ökonomische Break-even der Transportdistanz wird in Abbildung 78 veranschaulicht. Bis zu einer Transportdistanz von 50 km ist die Düngung mit Rindergülle über Schleppschlauch gegenüber der mineralischen Referenz vorteilhafter. Die Ausbringung von Schweinegülle über den Güllegrubber in Silomais ist bis zu einer Transportdistanz von 79 km im Vergleich zur Referenz wirtschaftlich lohnend.

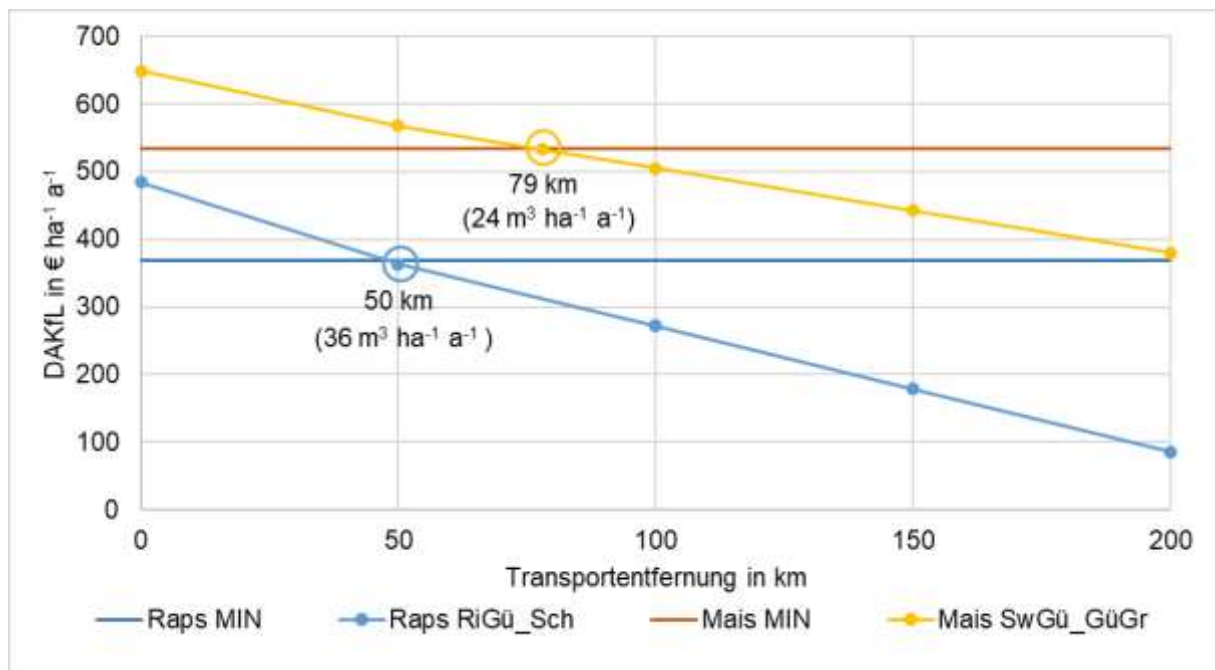


Abbildung 78: Break-even der Transportdistanz für die Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung (DAKfL) am Beispiel für den Anbau von Winterrapss mit Einsatz von Rindergülle (RiGü) und Schleppschlauch (Sch) sowie für den Anbau von Silomais mit Einsatz von Schweinegülle (SwGü) und Güllegrubber (GüGr) im Vergleich zur jeweils mineralisch gedüngten Referenz (MIN) im BKR 107

Für die beiden Kriterien Treibhauseffekt und Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung stellt die Wirtschaftlichkeit die limitierende Größe dar. Für das betrachtete Beispiel beim Einsatz von Schweinegülle in Silomais über Güllegrubber kann ein maximaler Transport von rund 80 km empfohlen werden. Bei der Ausbringung von Rindergülle mit Schleppschlauch beim Anbau von Winterrapss sind es lediglich 50 km. Aus ökologischen Gesichtspunkten wäre noch eine weitere Transportdistanz bis rund 280 bzw. 60 km lohnenswert. Diese Betrachtung gilt für den Fall, dass die Gülle von dem tierhaltenden Betrieb ab Hof ohne Kosten und Leistungen abgegeben wird. In Regionen mit intensiver Tierhaltung fallen Nährstoffe jedoch z. T. auch in Mengen an, die eine Verwertung außerhalb des

Betriebs oder der Region zwingend erforderlich machen. In diesen Fällen besteht häufig eine Zahlungsbereitschaft der abgebenden Betriebe, die dazu führt, dass Transporte auch über weitere Distanzen wirtschaftlich sind.

Die bisherige Betrachtung geht davon aus, dass die Wirtschaftsdünger ohne weitere Behandlung in den Vertrieb kommen. Aus den Darstellungen in Abbildung 76 und Abbildung 78 wird aber auch deutlich, dass eine Reduzierung der Transportlast die ökologisch und ökonomisch rentable Transportentfernung erhöhen würde. Verfahren z. B. zur Separierung von Gärresten in eine flüssige und eine feste Phase könnten hierfür ein Ansatzpunkt sein.

8.3 Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren

Sogenannte Stickstoffstabilisatoren wie Nitrifikations- (NI) und Ureaseinhibitoren (UI) haben seit einigen Jahren einen nennenswerten Stellenwert als Emissionsminderungsmaßnahme erlangt [59]. Ihre Verwendung ist in der Düngemittelverordnung (DüMV) [64] geregelt und die in Deutschland zugelassenen Verbindungen, die als Anwendungshilfsmittel bezeichnet werden, sind dort aufgeführt.

Ureasehemmstoffe werden bei der Anwendung von Harnstoffdüngern eingesetzt, um die NH_3 -Verluste, die durch die Hydrolyse von Harnstoff während der Ausbringung entstehen, zu reduzieren. Nach Düngerverordnung [65] ist die Zugabe von UI zu Harnstoff vorgeschrieben, sofern eine sofortige Einarbeitung dieses Düngers nicht angewendet wird. Der obligatorische Einsatz von UI stellt somit keine Minderungsmaßnahme dar und wird im Folgenden nicht näher ausgeführt.

Nitrifikationsinhibitoren haben das Ziel, insbesondere die klimarelevanten N_2O -Emissionen zu reduzieren, aber auch Nitrat-Konzentrationen im Boden temporär zu senken, um zum einen das Auswaschungsrisiko zum Schutz von Gewässern zu mindern und zum anderen die Stickstoff-Nutzungseffizienz zu verbessern. Idealerweise verzögern sie z. B. im Mais die Mineralisierung um einige Woche, bis dieser dann seinen höchsten N-Bedarf hat. Sie besitzen daher ein breites Potenzial zur Emissionsminderung beim Einsatz von ammoniumhaltigen oder -bildenden Mineral- und Wirtschaftsdüngern.

Wirkungsweise von Nitrifikationsinhibitoren

Nitrifikationsinhibitoren hemmen über einen bestimmten Zeitraum die Wirkung von Bakterien, die für den ersten Schritt der Nitrifikation, d. h. der Oxidation von Ammonium (NH_4^+) zu Nitrit (NO_2^-) benötigt werden. Dadurch wird der Stickstoff über eine längere Zeitperiode in der Ammoniumform im Boden gehalten, wo er an Tonmineralen adsorbiert werden kann und zur Pflanzenaufnahme zur Verfügung steht. Gleichzeitig wird der zweite Schritt der Nitrifikation, d. h. die Oxidation von Nitrit zu Nitrat (NO_3^-) temporär unterdrückt, wodurch die Nitratkonzentration im Oberboden gesenkt wird und weniger Substrat für die Denitrifikation zur Verfügung steht. Dadurch wird die Bildung von N_2O und NO über den Hauptpfad der Denitrifikation reduziert. Das N_2O -Reduktionspotenzial ist dabei von diversen Faktoren abhängig, z. B. Standortbedingungen, Management, Effektivität und der Wirkungsdauer

des NI. Darüber hinaus führt das durch den Einsatz von NI verminderte Nitratangebot dazu, dass weniger Nitrat potenziell ausgewaschen werden kann und somit auch weniger indirekte N_2O -Emissionen entstehen können. Neben diesen positiven Effekten von Nitrifikationsinhibitoren besteht allerdings auch die Möglichkeit, dass durch die Zurückhaltung des Ammoniums im Boden das NH_3 -Verlustrisiko zunimmt. Das NH_3 -Verlustpotenzial wird dabei durch die Standorteigenschaften, die Ausbringtechnik und Witterung in der Düngephase bestimmt.

Ruser und Schulz (2015) [201] geben verschiedene Mechanismen für die Inhibierung der Nitrifikation an. Der häufigste ist die Blockierung des kupferhaltigen Enzyms Ammoniak-Monooxygenase (AMO), das in die Membran der Ammoniak-oxidierenden Bakterien (z. B. Nitrosomans) eingebunden und für die katalytische Wirkung bei der Nitrifikation verantwortlich ist. Diese Blockierung entsteht durch Chelatkomplex-Bildung des Nitrifikationsinhibitors (z. B. DCD, DMPP, Nitrapyrin) mit dem Zentralatom Kupfer des Enzyms.

Arten von Nitrifikationsinhibitoren

Nach der Düngemittelverordnung (DüMV) [64] sind in Deutschland acht Nitrifikationshemmstoffe zugelassen, davon vier Einzelsubstanzen (DCD, DMPP, MPA und Nitrapyrin) und vier Gemische mit festgelegten Mischungsverhältnissen. Der vorgegebene Mindestanteil bezogen auf den Gesamtgehalt an Ammonium-, Carbamid- und Cyanamidstickstoff reicht von 0,05 % für MPA bis 10 % für DCD.

Die Effizienz von Nitrifikationsinhibitoren ist höher, wenn sie nah am Düngemittel bleiben, z. B. durch Aufsprühen auf feste Mineraldünger-Granulate oder durch Vermischung mit flüssigen Düngern [201]. Umweltfaktoren wie die Temperatur verändern die Effektivität der Nitrifikationsinhibitoren auf dem Feld [2], da die Bodentemperatur ein wichtiger Faktor für die NI-Stabilität und Inhibierungsdauer ist [201]. Auch NI-Eigenschaften wie Wasserlöslichkeit und Volatilität beeinflussen ihre Effektivität. Je spezifischer ihre Nitrifikationshemmung ist, desto geringer ist ihre Applikationsrate (z. B. DMPP gegenüber DCD) [2].

N_2O -Reduktionspotenziale und weitere Effekte durch Nitrifikationsinhibitoren

Die Meta-Analyse von Akiyama et al. (2010) [2] mit 113 Datensätzen aus 35 Studien bis zum Jahr 2008 zeigt, dass die verwendeten Nitrifikationsinhibitoren (DCD, Nitrapyrin, Ca-Carbid, DMPP, Thiosulfat, Neem) sowohl N_2O -Emissionen als auch NO-Emissionen signifikant reduzieren. Im Mittel über alle NI-Typen beträgt die N_2O -Reduktion 38 % (31 – 44 %) gegenüber den nicht-inhibierten Düngern. Die NO-Reduktion beträgt 46 % (35 – 65 %). Die Ergebnisse für den Effekt von DCD und DMPP gelten auch für den Einsatz mit organischen Düngern. Für Grünland wurden höhere N_2O -Reduktionspotenziale festgestellt als für Ackerland (im Mittel 54 %, 43 – 60 %).

Ruser und Schulz (2015) [201] bestätigen mit ihrem um 55 Felddatensätze aus den Jahren 2010 – 2013 erweiterten Review diese Ergebnisse. Auch sie ermittelten eine mittlere N_2O -Reduktion um 35 % für alle NI-Typen. Neu hinzugekommen ist z. B. das NI-Gemisch aus 1H-1,2,4-Triazol und 3-Methylpyrazol, welches auch unter dem Handelsnamen PIADIN bekannt ist. Es zeigte beim Einsatz mit Harnstoff (2 Datensätze) eine höhere

durchschnittliche N₂O-Reduktion im Vergleich zu den am häufigsten eingesetzten NI-Typen (DCD (79 Datensätze) und DMPP (17 Datensätze)) (ca. 55 % vs. ca. 38 %).

Kesenheimer et al. (2021) [127] haben die Versuchsergebnisse aus dem Raps-Projekt aufgenommen und in Bezug auf den Effekt der Gärrest-Düngung (mit und ohne PIADIN) beim Rapsanbau in den Jahren 2013 – 2015 ausgewertet. Im Mittel über die fünf Standorte in Deutschland und den je drei Versuchsjahren konnten auch sie eine mittlere N₂O-Reduktion um 36 % feststellen. Das absolute jährliche N₂O-Emissionsniveau und die absolute N₂O-Reduktion durch NI-Zugabe hängen jedoch stark von den Bodeneigenschaften, dem Management und der Witterung ab. Auf dieser Betrachtungsebene ergab sich für die einzelnen Standorte und Jahre allerdings nur in drei von 15 Fällen eine statistisch signifikante Reduktion der jährlichen N₂O-Emissionen. Diese Diskrepanz zur signifikanten mittleren ganzjährigen N₂O-Reduktion lässt sich zwar dadurch erklären, dass die für den Rapsanbau typisch hohen Nachernte-Emissionen den positiven Effekt durch NI-Zugabe in der Düngephase überdecken. Eine generelle Empfehlung für den Einsatz von NI beim Rapsanbau lässt sich auf dieser Datenbasis jedoch nicht ohne weiteres ableiten. Kesenheimer et al. (2021) [127] unterstreichen damit die Wichtigkeit von ganzjährigen Messungen.

Auch im Mais-Projekt zeigte sich der hohe Einfluss der Standortbedingungen und der zusätzliche Einfluss durch Witterungsereignisse auf das N₂O-Reduktionspotenzial beim Einsatz von NI. Beim Maisanbau mit Gärrest-Düngung (mit und ohne PIADIN) wurde zwar im Mittel über fünf Standorte und drei Versuchsjahre (2011 – 2013) auch eine relative N₂O-Reduktion von 31 % ermittelt. Die Spannweite für die einzelnen Standorte reicht jedoch von einer Reduktion um 76 % bis hin zu einer leichten Zunahme von 4 %. Im Mais-Projekt wurden, anders als in den zuvor betrachteten Studien, auch die NH₃-Emissionen bei der Gärrest-Düngung gemessen und ausgewertet. Im Mittel über alle Standorte und Jahre ergab sich durch den Einsatz von NI eine leichte Zunahme der NH₃-Emissionen um 3 %. Die Spannweite an den einzelnen Standorten reichte jedoch von einer NH₃-Minderung um 36 % bis hin zu einer NH₃-Zunahme von 54 %, so dass kein eindeutiger Effekt ableitbar ist.

Kim et al. (2012) [129] haben mit ihrer Meta-Analyse den Fokus auf die NH₃-Emissionen beim Einsatz von NI gelegt. Auf Basis von 21 Studien mit 46 Datensätzen wurde der Effekt der Nitrifikationsinhibitoren auf die NH₃-Verluste in Relation zum N-Input in drei Gruppen eingeteilt: erhöht, unverändert und gemindert. Die größte Gruppe zeigt erhöhte NH₃-Emissionen bei NI-Zugabe und wird vor allem durch einen hohen Boden-pH (> pH 7,6) oder oberflächlich ausgebrachte hohe Mengen an Harnstoff oder Ammonium begründet. Die kleinste Gruppe stellt diejenige mit geminderten NH₃-Emissionen bei NI-Zugabe dar. Hier spielt eine hohe Kationenaustauschkapazität des Bodens und ein damit korrelierender hoher Anteil an Ton und organischem Material im Boden die wichtigste Rolle. Ebenso hat der Einsatz von flüssigen Düngern oder die Einbringung des Düngers unter die Bodenoberfläche eine positive Wirkung zur Reduzierung der NH₃-Verluste.

Lam et al. (2017) [142] haben speziell den Konflikt zwischen einer N₂O-Reduktion und einer potenziellen NH₃-Zunahme untersucht und auf den Einfluss der NH₃-Emissionen für

die indirekten N₂O-Emissionen hingewiesen. Sie beziehen sich auf 18 Datensätze aus sieben Studien für Weide- und Ackerland, die gleichzeitig N₂O und NH₃ gemessen haben. Sie konnten zeigen, dass stets eine N₂O-Reduktion bei Zugabe von NI vorlag (0,2 – 4,5 kg N₂O-N ha⁻¹) und meist eine NH₃-Zunahme (0,2 – 18,7 kg NH₃-N ha⁻¹) (Ausnahme in drei Fällen bei niedrigem NH₃-Emissionsniveau). Mit dem Standardemissionsfaktor nach IPCC 2006 [132] von 1 % für direkte N₂O-N-Emissionen aus NH₃-Verflüchtigung und Deposition wurde auf dieser Datenbasis eine Netto-N₂O-N-Reduktion von 0,1 – 4,5 kg N ha⁻¹ gegenüber dem Düngereinsatz ohne NI berechnet. Wird jedoch der obere Bereich für den Emissionsfaktor mit 5 % angenommen, so liegt eine Netto-N₂O-N-Änderung gegenüber dem nicht-inhibierten Düngereinsatz vor, die von einer Netto-N₂O-N-Reduktion (4,4 kg N ha⁻¹) bis zu einer Netto-N₂O-N-Zunahme (0,5 kg N ha⁻¹) reicht.

Zusammenfassend zeigen die Studien, dass mit dem Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren sowohl für mineralische als auch für organische Düngemittel potenziell eine mittlere N₂O-Emissionsminderung von ca. 35 % erreicht werden kann. Jedoch ist eine eindeutige regional-spezifische Differenzierung noch nicht ableitbar. Der gegenläufige Effekt einer potenziellen Zunahme der NH₃-Emissionen durch die höhere Verweilzeit von Ammonium im Boden zeigt eine starke Korrelation mit den Bodeneigenschaften (Kationenaustauschkapazität, Gehalt an Ton und organischem Material). Zusätzliche generelle Maßnahmen wie eine schnelle Einarbeitung des Düngers können diesem Zielkonflikt effektiv entgegenwirken. Lam et al. (2017) [142] weisen darüber hinaus auf die Option einer Doppelinhibierung von Harnstoff (mit Nitrifikations- und Ureaseinhibitor) oder den Einsatz von Additiven zur Bindung von Ammonium (z. B. Zeolith, Lignit für Gülle) hin, um die NH₃-Emissionen zusätzlich zu senken. Für NO konnte ebenfalls ein Reduktionspotenzial durch einen NI-Einsatz aufgezeigt werden. Weitere Studien (z. B. Qiao et al. 2015 [188]) belegen dies auch für Nitrat. Eine umfassende ökologische und ökonomische Bewertung des Einsatzes von NI muss darüber hinaus noch die Emissionen und Ressourcenverbräuche aus den Herstellungsprozessen der Nitrifikationsinhibitoren sowie die dazugehörigen Kosten berücksichtigen. Die dafür erforderlichen Daten liegen derzeit allerdings nicht in der benötigten Genauigkeit vor. Forschungsbedarf besteht noch zu den Langzeiteffekten von Nitrifikationsinhibitoren auf die Boden-Mikroorganismen.

8.4 Diversifizierung von Fruchtfolgen

Die Diversifizierung von engen Fruchtfolgen, wie beispielsweise Getreide- und Ölsaatenfruchtfolgen wird als wichtiger Baustein für eine nachhaltige Landwirtschaft gesehen (siehe Abschnitt 8.1). Die Etablierung von Zwischenfrüchten und Leguminosen in erweiterten Fruchtfolgen hat nachweislich positive Effekte auf die gesamte Fruchtfolge. Gleichzeitig haben insbesondere Körnerleguminosen aber einen geringeren Ertrag im Vergleich zum Getreide und Ölsaatenanbau. Diese Aspekte werden in den nachfolgenden Abschnitten näher betrachtet. Nach einer Darlegung der grundsätzlichen Annahmen zur Diversifizierung (siehe Abschnitt 8.4.1) werden die Einflüsse der Fruchtfolgegestaltung und Fruchtfolgeeffekte am Beispiel der diversifizierten Fruchtfolgen ökologisch und ökonomisch

analysiert (siehe Abschnitt 8.4.2). Weiterhin erfolgt eine Bewertung der Flächeneffizienz dieser Fruchtfolgen (siehe Abschnitt 8.4.3).

8.4.1 Grundsätzliche Annahmen zur Diversifizierung

Die Bewertung der Fruchtfolgeeffekte (siehe Abschnitt 8.4.2) wie auch die Bewertung der Flächeneffizienz (siehe Abschnitt 8.4.3) wird beispielhaft für zwei unterschiedliche Regionen durchgeführt. Der regionale Bezug der Analysen wird durch die Abbildung jeweils eines Hohertrags- und Niedrigertragsstandorts auf Basis der in diesem Projekt betrachteten Versuchsstandorte gewährleistet. Die geographische Ausdehnung der Region orientiert sich an den Verwaltungseinheiten der Landkreise. Die Landkreisebene ist die kleinste räumliche Einheit, für die differenzierte statistische Daten zu Erträgen vorliegen und die eine Aggregation zu Boden-Klima-Räumen erlaubt bzw. nicht ausschließt. Die Datengrundlage für die Auswahl der Landkreise ist die Datenbank zur Regionalstatistik für die Bereiche „41141 Agrarstrukturerhebung“ [213] und „41241 Ernte- und Betriebsberichterstattungen“ [214]. Wesentliches Kriterium für die Auswahl ist die Ertragshöhe, welche für die einzelnen Ackerkulturen jedes Landkreises als Mittelwert der Jahre 2016 – 2020 herangezogen wird und relativ zum maximalen Ertrag über alle Landkreise in Bezug gesetzt wird. Der Mittelwert dieser relativen Erträge für die Kulturen dient als Zielkriterium zur Bestimmung möglicher Niedrigertragsstandorte (Minimierung) und Hohertragsstandorte (Maximierung). Als Landkreis mit einem hohen relativen Ertragsziel wird Fürstentfeldbruck (FFB) ausgewählt. Als Stellvertreter für einen Niedrigertragsstandort wird der Landkreis Uckermark (UM) herangezogen. Die relevanten regionalspezifischen Informationen und Eingangsparameter dieser beiden Landkreise sind in Tabelle 74 aufgeführt.

Tabelle 74: Informationen und Eingangsparameter für die Landkreise (LK) Uckermark und Fürstentfeldbruck

	LK Uckermark	LK Fürstentfeldbruck
Bundesland	Brandenburg	Bayern
Ertragspotenzial	Niedrig	Hoch
Ackerzahl	52,3	69,4
Durchschn. Betriebsgröße in ha	352	40
Bodenart (nach VDLUFA (2000) [250])	Leicht ¹	Mittel
Tongehalt in %	11	20
Schluffgehalt in %	22	36
Sandgehalt in %	66	43
Durchschn. Jahresniederschlag in mm a ⁻¹ (2016 – 2020)	518	877

¹ Bodenart nicht homogen: 60 % leicht; 33 % mittel

Zur Bewertung der Fruchtfolgeeffekte und der Flächeneffizienz werden für eine typische Fruchtfolge in diesen Landkreisen zwei Diversifizierungsstufen entwickelt, die sich hinsichtlich der Länge der Fruchtfolge, der angebauten Kulturen sowie ihrer Annahmen bezüglich der eingesetzten Mengen an Pflanzenschutzmitteln unterscheiden. Die Annahmen basieren auf einer Synthese verschiedener Literaturquellen (siehe Kapitel 3.2).

Die regionaltypischen Basisfruchtfolgen sind durch die Leitkulturen Winterraps, Winterweizen und Wintergerste definiert. Die Abfolge der Kulturen ist in Tabelle 75 aufgezeigt. Die Fruchtfolgen werden anhand der folgenden Kriterien diversifiziert:

- Die Kulturen werden anhand Anbaupausen und Anbaueignung nach Steinbrenner und Liste (1982) aufeinander abgestimmt [221]
- Zwischen humuszehrenden und humusmehrenden Kulturen wird möglichst konsequent gewechselt.
- Für eine ausreichend hohe Rentabilität der gesamten Fruchtfolge bilden marktrelevante Früchte die Mehrheit der angebauten Kulturen.
- Die Zwischenfrüchte werden nach möglichst positiven phytosanitären Effekten sowie produktionstechnisch möglicher Anbaueignung ausgewählt.
- Klima- und standortabhängige Wahl der Leguminose: Für Standorte mit einer niedrigen Ackerzahl (z. B. im Landkreis Uckermark) eignet sich die Körnererbse, ebenso aufgrund der klimatischen Bedingungen in den westlichen und nördlichen Regionen Deutschlands. Im Süden Deutschlands ist dagegen auf Ackerböden mit einer hohen Ackerzahl (z. B. Fürstfeldbruck) die Sojabohne anbauwürdig.

Das **Diversifizierungsszenario 1 (D1-R)** ist eine fünfjährige Fruchtfolge mit einer Zwischenfrucht und zwei Leguminose: WR – WW – (Phacelia) – Soja – WW/Rotklee – WG (siehe auch Tabelle 75). Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln ist um 25 % geringer als bei der zugehörigen Standardfruchtfolge. Aufgrund der Literaturlauswertung (Kapitel 3.2) werden keine Ertragsreduktionen erwartet.

Das **Diversifizierungsszenario 2 (D2-R)** ist eine sechsjährige Fruchtfolge mit einer Zwischenfrucht und drei Leguminosen: Klee gras – WG – WR/Hornklee – WW – (Phacelia) – Soja – WW (siehe auch Tabelle 75). Die erste Frucht ist Klee gras, welches zur energetischen Nutzung verwertet wird. Die Stickstoffdüngergaben berücksichtigen den Anbau von Leguminosen und sind entsprechend angepasst. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln ist im Vergleich zu der zugehörigen Standardfruchtfolge in Anlehnung an die Literaturlauswertung in Abschnitt 3.2 um 50 % reduziert. Aufgrund der Auflockerung der Fruchtfolge sowie des Einsatzes von Klee gras werden keine Ertragsreduktionen der einzelnen Kulturen erwartet [55].

Die Diversifizierung hat weiterhin folgende Auswirkungen auf die Eingangsgrößen in der Sachbilanz:

- Produktionssystem: Das Produktionssystem unter D1-R und D2-R wird als nicht-wendend angenommen. Die Bodenbearbeitung ist Teil der Fruchtfolgegestaltung.

Aufgrund des geänderten Unkrautdrucks durch einen Wechsel von Sommerungen und Winterungen hat die diversifizierte Fruchtfolge mehr Möglichkeiten für eine nicht-wendende Bodenbearbeitung.

- **N-Düngung:** Die N-Düngungsgabe wird beeinflusst durch die geänderte Vorfruchtstellung. Beispiel: WG in D1-R erhält durch die Vorfrucht WW+Untersaat (Rotklee) (= nicht-abfrierende Zwischenfrucht) 40 kg N ha⁻¹ weniger als die WG in der Standardfruchtfolge. Kulturen, die Körnerleguminosen als Vorfrucht haben, erhalten einen Abzug von 10 kg N ha⁻¹, nach Klee- oder Klee gras muss ein Abschlag von 20 kg N ha⁻¹ erfolgen (gemäß DüV [65]).
- **P-Düngung:** Die P-Düngergabe ändert sich geringfügig, da die diversifizierte Fruchtfolge den Bodenabtrag durch Erosion beeinflusst. Der C-Faktor als Eingangsparameter für die Berechnung des Bodenabtrags ist abhängig von den angebauten Kulturen und der Bodenbearbeitung und in D1-R und D2-R entsprechend niedriger als in der Standardfruchtfolge S-R.
- **Pflanzenschutz:** Die Pflanzenschutzmittelmengen sind um 25 % (D1-R) bzw. 50 % (D2-R) reduziert. Dies begründet sich sowohl auf die Litaturauswertung in Kapitel 3.2 als auch auf die Auflockerung der Fruchtfolge. In D2-R wird zusätzlich die Anzahl der Fahrten pauschal um 50 % reduziert und eine mechanische Unkrautbekämpfung (Striegeln) aufgenommen.

Tabelle 75: Abfolge der Kulturen der Standardfruchtfolgen mit den Leitkulturen Winterraps, Winterweizen, Wintergerste sowie den zugehörigen Diversifizierungsszenarien D1-R und D2-R

S-R: Standardfruchtfolge mit den Leitkulturen Winterraps, Winterweizen und Wintergerste

Jahr 1	Jahr 2	Jahr 3
WR	WW	WG

D1-R: Diversifizierung Stufe 1 der Standardfruchtfolge mit der Leitkultur Winterraps

Jahr 1	Jahr 2	Jahr 3	Jahr 4	Jahr 5
WR	WW	ZF Phacelia SB/KE	WW, US Rotklee	WG

D2-R: Diversifizierung Stufe 2 der Standardfruchtfolge mit der Leitkultur Winterraps

Jahr 1	Jahr 2	Jahr 3	Jahr 4	Jahr 5	Jahr 6
KG	WG	WR, US Rotklee	WW	ZF Phacelia SB/KE	WW

WR = Winterraps; WW = Winterweizen; WG = Wintergerste; KG = Klee gras; SB = Sojabohne; KE = Körnererbse; ZF = Zwischenfrucht; US = Untersaat

8.4.2 Bewertung von Fruchtfolgen und Fruchtfolgeeffekten am Beispiel der Diversifizierung von Fruchtfolgen

Fruchtfolgeeffekte können je nach Standort und Bewirtschaftung sehr unterschiedlich ausfallen. Nachfolgend werden die in Abschnitt 8.4.1 beschriebenen diversifizierten Fruchtfolgen (D1-R und D2-R) im Vergleich zur Standardfruchtfolge (S-R) für den Hohertragsstandort Fürstenfeldbruck (FFB) und den Niedrigertragsstandort (UM) ökologisch und ökonomisch bewertet. Hierbei werden die Auswirkungen der drei Fruchtfolgeeffekte

- Nährstofftransfer,
- phytosanitäre Effekte und
- Auswirkungen des Produktionsverfahrens

auf die THG-Emissionen, die versauernd wirkenden Emissionen, die marine Eutrophierung und die Leistungs-Kostenrechnung dargelegt. Eine Aufteilung der Effekte auf einzelne Kulturen ist vor allem bei den phytosanitären Effekten und den Auswirkungen des Produktionsverfahrens nicht möglich. Sie stehen in Wechselwirkung zur gesamten Fruchtfolge und werden somit auch nur in Bezug auf die diversifizierten Fruchtfolgen (D1-R und D2-R) im Vergleich zur Standardfruchtfolge (S-R) ausgewertet. Gleiches gilt für die durch den Nährstofftransfer angepasste Düngung innerhalb der Fruchtfolgegestaltung.

Die Bewertung des **Nährstofftransfers** bezieht sich auf den N-Mineraldüngerbedarf je Fruchtfolge. Durch die in Abschnitt 8.4.1 dargelegte optimierte Fruchtfolgegestaltung mit Zwischenfrüchten und Leguminosen ist es möglich bei D1-R im Vergleich zu S-R den Bedarf an N-Mineraldüngern pro Hektar und Jahr um 25 % zu reduzieren. Im LK FFB entspricht dies 50 kg N pro Hektar und Jahr, im LK UM 42 kg ha⁻¹ a⁻¹. In D2-R lässt sich der Bedarf an N-Mineraldüngern um 48 kg N ha⁻¹ a⁻¹ im LK FFB bzw. 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹ im LK UM reduzieren. Allerdings beruht die Diversifizierung auf der Integration von Zwischenfrüchten wie Phacelia oder Rotklee, die nicht geerntet werden. Weiterhin wurde der Anbau von Körnerleguminosen (Soja, Körnererbse) integriert, für die in Deutschland gemäß DüV eine Stickstoffdüngung nicht zulässig ist und die im Vergleich zu den intensiven Marktkulturen Winterraps, Winterweizen und Wintergerste zu geringeren Erträgen je Getreideeinheit führen. Über die gesamte Fruchtfolge wird jedoch am Hohertragsstandort FFB für D1-R und D2-R eine ähnliche Ertragsleistung erzielt wie für S-R. Bezogen auf die Getreideeinheit wird in der Standardfruchtfolge ein Ertrag von 71 GE ha⁻¹ a⁻¹ geerntet. In den diversifizierten Fruchtfolgen liegt der Ertrag bei 67 GE ha⁻¹ a⁻¹ (D1-R) bzw. 73 GE ha⁻¹ a⁻¹ (D2-R). Damit kann im LK FFB durch die optimierte Fruchtfolgegestaltung auch eine Reduktion des Nährstoffbedarfs je Getreideeinheit (um 18 % in D1-R und um 25 % in D2-R) erreicht werden. Für die Fruchtfolgen am Niedrigertragsstandort Uckermark zeigt sich ein anderes Bild. Während in der Standardfruchtfolge 61 GE ha⁻¹ a⁻¹ geerntet werden, erreichen die diversifizierten Fruchtfolgen nur Erträge in Höhe von 56 GE ha⁻¹ a⁻¹ (D1-R) bzw. 55 GE ha⁻¹ a⁻¹ (D2-R). Dennoch ist der Nährstoffbedarf je Getreideeinheit für die diversifizierten Fruchtfolgen auch im LK UM um 16 % (D1-R) bzw. 19 % (D2-R) geringer im Vergleich zur Standardfruchtfolge.

Eine weitere Größe, die durch die Diversifizierung der Fruchtfolgen beeinflusst wird, ist der Dieserverbrauch. Dieser ist abhängig vom zugrunde gelegten **Produktionsverfahren** der

jeweiligen Fruchtfolge. Während sich die Standardfruchtfolge S-R durch eine wendende Bodenbearbeitung auszeichnet, sind die Produktionsverfahren der diversifizierten Fruchtfolgen D1-R und D2-R pfluglos. Dies hat einen unmittelbaren Einfluss auf den Unkrautdruck. Durch die Auflockerung der Fruchtfolge z. B. durch einen Wechsel von Sommerung zu Winterung ist jedoch Wechsel von wendender auf pflugloser Bodenbearbeitung möglich (siehe Abschnitt 8.4.1). Gleichzeitig erhöht sich aber der Dieselbedarf von D1-R und D2-R durch die zusätzlichen Arbeitsgänge, die für den Anbau von Zwischenfrüchten und Klee-gras.

Der Einfluss der Fruchtfolgegestaltung auf die **phytosanitären Effekte** wird, wie in Abschnitt 8.4.1 beschrieben, im Modell pauschal durch die Reduktion des PSM-Einsatzes in D1-R um 25 % und in D2-R um 50 % umgesetzt. Dadurch sind in D2-R auch weniger Arbeitsgänge für Pflanzenschutzmaßnahmen erforderlich, was sich wiederum auf das Produktionsverfahren auswirkt. Ein Einfluss auf den Dieselbedarf zeigt sich nur in geringem Umfang, da die Reduktion des Pflanzenschutzmittelbedarfs eine zusätzliche mechanische kraftstoffintensivere Unkrautregulierung erforderlich macht.

Nachfolgend wird der Einfluss dieser Fruchtfolgeeffekte auf den Treibhauseffekt, die versauernd wirkenden Emissionen, die marine Eutrophierung und abschließend auf die Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung dargelegt.

In Abbildung 79 ist der flächen- und produktbezogene **Treibhauseffekt** der Standardfruchtfolge im Vergleich zu den diversifizierten Fruchtfolgen D1-R und D2-R an den Standorten Fürstenfeldbruck (oben) und Uckermark (unten) dargestellt. Wie in Kapitel 7.1 aufgezeigt, haben die Bereitstellung der N-Mineraldünger und die Lachgasemissionen den größten Einfluss auf den Treibhauseffekt. Da für in beiden Diversifizierungsstufen (D1-R und D2-R) der Bedarf an Stickstoffdüngern geringer ist, führt die Diversifizierung der Standardfruchtfolge sowohl am Standort FFB als auch am Standort UM zu geringeren flächenbezogenen THG-Emissionen (FFB: -7 % in D1-R und -3% in D2-R). Die diversifizierte Fruchtfolge D2-R ist im Vergleich zu D1-R jedoch mit einem höheren Treibhauseffekt verbunden. Grund dafür ist, dass das Produktionsverfahren an beiden Standorten aufwändiger und der Dieselbedarf für D2-R (77 l ha⁻¹ a⁻¹ in UM; 101 l ha⁻¹ a⁻¹ in FFB) höher ist als in D1-R (69 l ha⁻¹ a⁻¹ in UM; 89 l ha⁻¹ a⁻¹ in FFB). Weiterhin zeichnet sich D2-R durch einen höheren Bedarf an Phosphor- und Kaliumdünger aus, was vorwiegend auf den Anbau von Klee-gras zurückzuführen ist, da dieses eine hohe Flächenleistung und damit einen hohen Kaliumbedarf hat.

Wie oben beschrieben hat die Diversifizierung einen großen Einfluss auf den Einsatz der Pflanzenschutzmittel. Da die Bereitstellung der Pflanzenschutzmittel lediglich einen geringen Anteil an den Gesamt-THG-Emissionen hat (vgl. Kapitel 7.1), führt dieser Effekt der Diversifizierung sowohl in D1-R als auch in D2-R zu einer vernachlässigbaren Minderung des Treibhauseffekts.

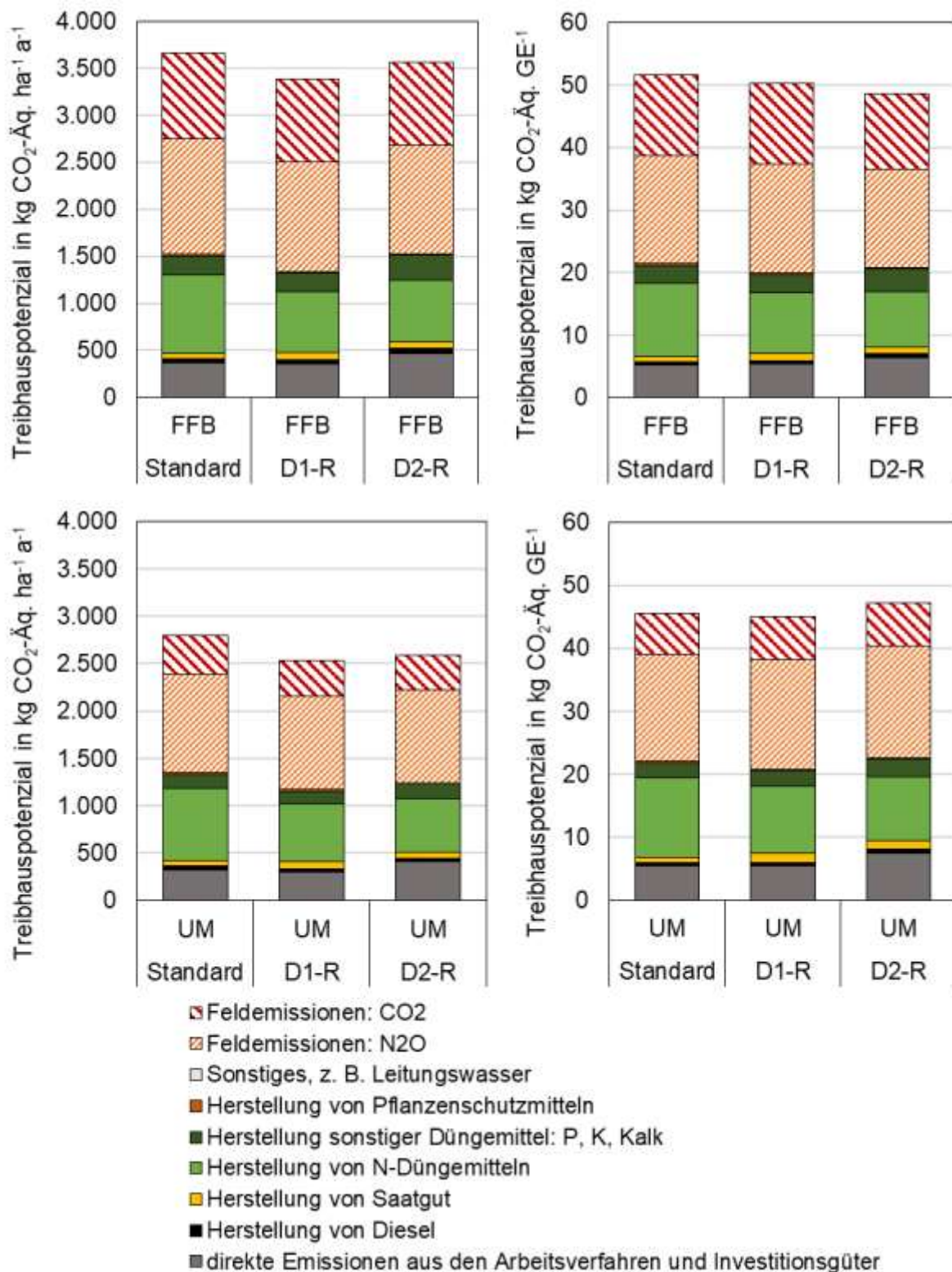


Abbildung 79: Treibhauseffekt pro Hektar und Jahr (links) sowie pro Getreideeinheit (rechts) der Standardfruchtfolge (S-R) im Vergleich zu den diversifizierten Fruchtfolgen D1-R und D2-R an den Standorten Fürstenfeldbruck (FFB) (oben) und Uckermark (UM) (unten)

Bezogen auf die Getreideeinheit führt die Diversifizierung der Fruchtfolgen (D1-R und D2-R) im LK Fürstfeldbruck zu einer marginalen Minderung des Treibhauseffekts im Vergleich zur Standardfruchtfolge (siehe Abbildung 79 oben rechts). So sind die Treibhauseffekte pro Getreideeinheit im LK FFB bei D1-R um 2 % niedriger und bei D2-R um 6 % niedriger als in der Standardfruchtfolge. Im LK Uckermark kann durch die diversifizierte Fruchtfolge D1-R nur eine marginale Minderung des Treibhauseffekts je Getreideeinheit erreicht werden (1 %), während bei D2-R der Treibhauseffekt sogar um 3 % höher ist als bei der Standardfruchtfolge. Dies ist auf die oben dargelegte geringere Ertragsleistung der extensiveren Fruchtfolgen D1-R und D2-R zurückzuführen. Folglich hat die Diversifizierung im LK Uckermark mit den damit verbundenen Fruchtfolgeeffekten zwar einen positiven Einfluss auf den flächenbezogenen Treibhauseffekt, zeigt jedoch einen leicht negativen Einfluss auf den Treibhauseffekt je Getreideeinheit.

Vergleicht man den Treibhauseffekt des Hohertragsstandorts (LK FFB) mit dem des Niedrigertragsstandorts (LK UM), so wird deutlich, dass sowohl das flächenbezogene als auch der produktbezogene Treibhauseffekt für die Fruchtfolgen Standard, D1-R und D2-R im LK UM geringer ausfällt. Grund hierfür ist der höhere Kalkbedarf des LK FFB und die daraus resultierenden CO₂-Emissionen. Dies wird insbesondere aus dem Vergleich des produktbezogenen Treibhauseffekts je Getreideeinheit deutlich.

Die **terrestrische Versauerung** der Standardfruchtfolge und der diversifizierten Fruchtfolgen D1-R und D2-R ist in Abbildung 80 sowohl für den LK FFB (oben) und den LK UM (unten) dargestellt. Für den LK FFB zeigt sich ein ähnliches Bild wie beim Treibhauseffekt. Während die Fruchtfolge D1-R zu einer Minderung der flächenbezogenen terrestrischen Versauerung um 16 % führt, kann die Fruchtfolge D2-R nur noch eine Minderung von 11 % erreichen. Dies ist wie beim Treibhauseffekt auf den steigenden Kaliumbedarf und den höheren Produktionsaufwand in der Fruchtfolge D2-R zurückzuführen. Die produktbezogene terrestrische Versauerung je Getreideeinheit zeigt mit zunehmender Diversifizierung von Standard über D1-R bis hin zu D2-R eine kontinuierliche Minderung um 11 % (D1-R) bzw. 16 % (D2-R). Auch hier kann die Reduktion der N-Mineraldüngung als Ursache für die Minderung identifiziert werden, da sich die Düngermenge unmittelbar auf die Höhe der NH₃- und NO-Emissionen auswirkt und die genannten Feldemissionen wesentlicher Treiber der terrestrischen Versauerung sind. Zudem führt die hohe Ertragsleistung des Standorts zu hohen Flächenerträgen (insbesondere beim Klee gras), weshalb die produktbezogene im Vergleich zur flächenbezogenen Versauerung weiter abnimmt.

Im LK UM führt die Diversifizierung zu einer steigenden Abnahme der flächenbezogenen terrestrischen Versauerung von Standard über D1-R (16 %) zu D2-R (18%). Bezogen auf die Getreideeinheit kann durch D1-R nur eine Minderung der terrestrischen Versauerung um 9 % und durch D2-R um 8 % erzielt werden. Dies ist auf den geringeren Flächenertrag im LK UM zurückzuführen. Während die flächenbezogene Versauerung am Hohertragsstandort LK FFB höher ausfällt als im LK UM, zeigt der Niedrigertragsstandort LK UM eine höhere produktbezogene Versauerung.

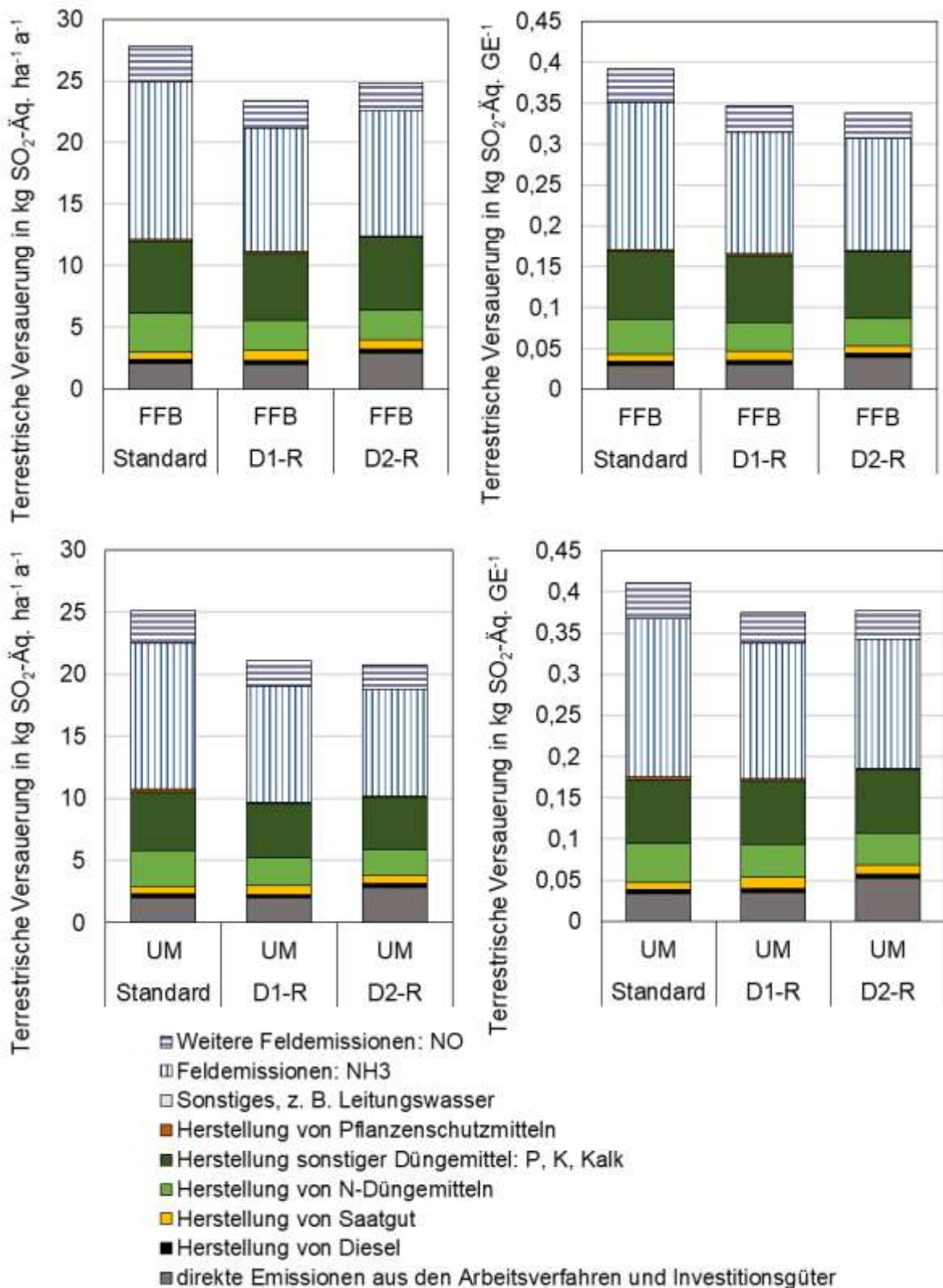


Abbildung 80: Flächen- und produktbezogene versauernd wirkende Emissionen der Standardfruchtfolge im Vergleich zu den diversifizierten Fruchtfolgen D1-R und D2-R an den Standorten Fürstenfeldbruck (FFB) und Uckermark (UM)

Die Ergebnisse der Wirkungskategorie **marine Eutrophierung** sind für die Landkreise FFB und UM in Abbildung 81 dargestellt. Auch hier ist die flächenbezogene marine Eutrophierung des Hohertragsstandorts LK FFB höher und die produktbezogene marine Eutrophierung je Getreideeinheit niedriger als im LK UM. Darüber hinaus ist an beiden Standorten eine deutliche Abnahme der Nitratemissionen in den diversifizierten Fruchtfolgen D1-R und D2-R im Vergleich zur Standardfruchtfolge zu beobachten. Wie in Abschnitt 7.1.2 dargelegt, stellen die Nitratemissionen mit einem Anteil von mehr als 90 % die dominierende Größe in dieser Wirkungskategorie dar. Somit ist die Reduktion der Nitratemissionen auch ausschlaggebend für die Reduktion der marinen Eutrophierung. Am Hohertragsstandort FFB kann die flächenbezogene marine Eutrophierung mit D1-R um 28 % und mit D2-R um 38 % im Vergleich zur Standardfruchtfolge gemindert werden. Am Niedrigertragsstandort UM liegt die Reduktion der flächenbezogenen marinen Eutrophierung bei 30 % (D1-R) bzw. 34 % (D2-R) und ist in der 2. Stufe der Diversifizierung nicht mehr ganz so deutlich wie im LK FFB. Dies ist insbesondere auf die geringere Ertragsleistung und die damit verbundene geringere Stickstoffaufnahme des Kleegrases im LK UM im Vergleich zum LK FFB zurückzuführen. Demzufolge kann im LK FFB mehr Stickstoff gebunden werden, weshalb die marine Eutrophierung stärker reduziert werden kann. Im LK FFB liegt die produktbezogene marine Eutrophierung für D1-R um 24 % und für D2-R um 40 % unterhalb der Standardfruchtfolge. Im LK UM unterscheiden sich die Ergebnisse der beiden Diversifizierungsstufen kaum voneinander. Durch D1-R wird eine Minderung um 24 % und durch D2-R um 26 % im Vergleich zur Standardfruchtfolge erreicht.

Im Vergleich zu den anderen betrachteten Wirkungskategorien hat die Erweiterung der engen Getreide-Ölsaaten-Fruchtfolge (S-R) um Leguminosen und Zwischenfrüchte (D1-R und D2-R) einen wesentlich größeren Einfluss auf die Höhe der marinen Eutrophierung. Ein Grund hierfür ist der in Abschnitt 4.2.4.1 und 6.1.3 aufgezeigte Berechnungsansatz der Nitratemissionen nach de Willigen (2000) [56]. Entsprechend der Berechnungsformel fließt in die Bewertung der Nitratemissionen die Menge an Stickstoff ein, die aus einer mineralischen und organischen Düngung zugeführt wird, sowie der Gehalt an organischem Stickstoff im Boden. Dem gegenüber gestellt wird nur die Stickstoffaufnahme durch die Gesamtpflanzen, das heißt, der Stickstoff, der durch die Gesamtpflanze aufgenommen wird, kann nicht ausgewaschen werden. Damit wird jedoch nur die Vegetationszeit der Pflanzen bis zur Ernte betrachtet. Der Stickstoffgehalt von Ernterückständen wie Stroh, das auf dem Feld verbleibt und eingearbeitet wird, oder von ungeernteten Zwischenfrüchten, bleibt hierbei unberücksichtigt. Insbesondere bei Leguminosen, die keine Stickstoffzufuhr durch Dünger erhalten, wird dem Boden über die Erntereste Stickstoff zugeführt, der über die Knöllchenbakterien der Leguminose aus der Bodenluft gebunden wurde. Da diese Stickstoffmenge keine Berücksichtigung findet, führt der Ansatz nach de Willigen (2000) [56] zu einer Unterschätzung der Nitratemissionen bei Leguminosen. Allerdings werden die Stickstoffgehalte der Erntereste (z. B. Getreide und Rapsstroh) bei der Berechnung der Nitratemissionen generell nicht berücksichtigt. Folglich ist davon auszugehen, dass auch bei der Standardfruchtfolge die Berechnung der Nitratemissionen mit dem Ansatz nach de Willigen unterschätzt werden. Die Nitratauswaschung nach de Willigen (2000) [56] sollte somit nur für eine grobe Einschätzung der Nitratemissionen verwendet

werden. Eine genaue Bewertung der Nitratauswaschung, die für politische Entscheidungen und rechtliche Verfahren benötigt wird, ist damit nicht möglich.

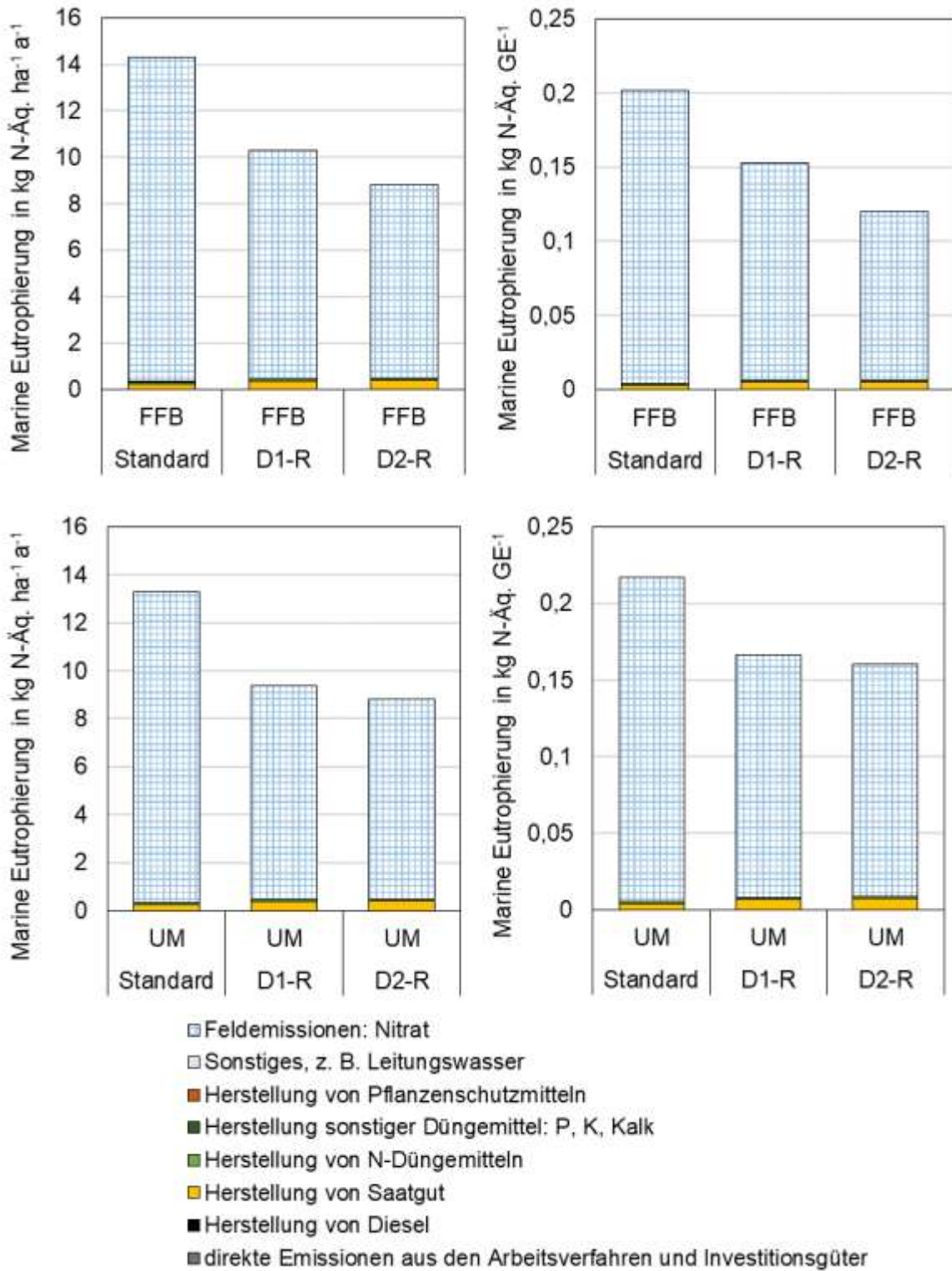


Abbildung 81: Flächen- und produktbezogene marine Eutrophierung der Standardfruchtfolge im Vergleich zu den diversifizierten Fruchtfolgen D1-R und D2-R an den Standorten Fürstenfeldbruck (FFB) und Uckermark (UM)

Die Aussage, dass die Diversifizierung der Fruchtfolge durch Integration von Zwischenfrüchten einerseits und Leguminosen andererseits zu einer deutlichen Minderung von Nitratemissionen führen kann, bleibt dennoch bestehen. So wird beispielsweise der nach einer Getreideernte noch im Boden verfügbare N_{\min} von der Zwischenfrucht aufgenommen [119]. Der in der Zwischenfrucht gespeicherte Stickstoff steht dann im Frühjahr der Folgekultur zu Verfügung, was den Input an Mineraldüngern zusätzlich reduziert. Weiterhin kann durch die Integration von Leguminosen, der Input an Mineraldüngern reduziert werden. Dies konnte unter anderem durch Untersuchungen von Stichnothe et al. (2020) nachgewiesen werden [223]. Da Leguminosen wie Sojabohnen und Futtererbsen in Deutschland nicht gedüngt werden dürfen, binden diese Kulturen zunächst das im Boden frei verfügbare Nitrat und anschließend die für das Pflanzenwachstum erforderliche Menge an Stickstoff aus der Bodenluft. Ein Stickstoffüberschuss resultierend aus der N-Düngung, der bei Kulturen wie Raps oder Weizen zu einem zusätzlichen Risiko der Nitratauswaschung führt, kann bei Leguminosen nicht vorliegen.

Die Ergebnisse der **Leistungs-Kostenrechnung** in Abbildung 82 zeigen, dass die definierten Produktionssysteme zur Diversifizierung gegenüber der Standardfruchtfolge bezüglich der Direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistung sowohl mit Bezug zur Fläche je Hektar als auch zum Produkt je Getreideeinheit im LK FFB vorteilhafter sind.

Die Fruchtfolgen D1-R und D2-R weisen an diesem Standort im Vergleich zur Standardfruchtfolge einen um den Faktor 1,3 bzw. 2,4 höheren Gewinnbeitrag mit Bezug zur Fläche auf. Die bessere Wirtschaftlichkeit der diversifizierten Fruchtfolgen liegt bei D1-R in den geringeren Kosten je Hektar und Jahr begründet. Bei der Bereitstellung von Wintererbsen, Winterweizen und Wintergerste innerhalb der Fruchtfolge D1-R werden vor allem die Kosten für den Pflanzenschutz (verringerte Menge Pflanzenschutzmittel) und die Bodenbearbeitung (nicht-wendend statt wendend) reduziert. Dieses Ersparnis übersteigt ökonomisch die finanziellen Nachteile durch den Anbau der Zwischenfrucht in Kombination mit Soja sowie durch die Mehrkosten für das Saatgut und führt in Summe zu dem um 41 € höheren Betrag der direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistung.

Bei D2-R ist die wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit in erster Linie durch die relativ hohe erbrachte Leistung zu erklären, zu der Kleeertrag mit fast 30 % dominant beiträgt. Die Bereitstellungskosten sind annähernd gleich hoch wie die der Standardfruchtfolge. Zwar sind Einsparungen beim Pflanzenschutz anzurechnen. Diese werden aber durch die Mehraufwendungen beim Maschinen- und Kali-Düngereinsatz, die auf den Anbau von Kleeertrag zurückzuführen sind, kompensiert.

Bei Bezug der finanziellen Größen auf die Getreideeinheit bleibt die Tendenz zwischen den Varianten im LK FFB bestehen: Insgesamt sind die diversifizierten Fruchtfolgen gegenüber der Standardfruchtfolge bei der Direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistung vorteilhafter zu beurteilen. Die Fruchtfolge D2-R weist im Vergleich den höchsten Ertrag an Getreideeinheiten und erzielt auf Basis der eingehenden Produktpreise den höchsten Gewinnbeitrag je Getreideeinheit. Zudem sind bei dieser Fruchtfolge auch die Bereitstellungskosten je Getreideeinheit am niedrigsten.

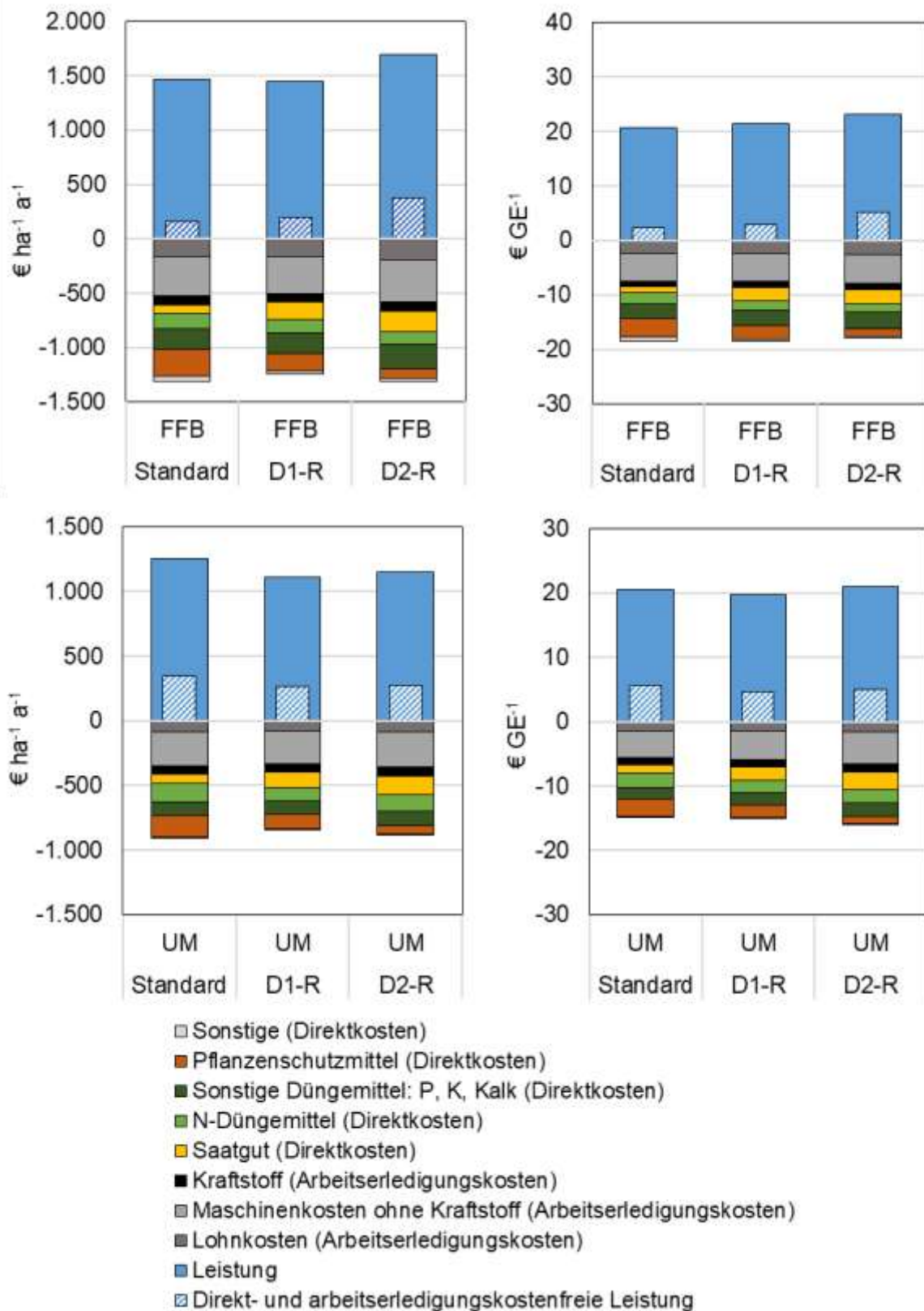


Abbildung 82: Leistungs-Kostenrechnung pro Hektar und Jahr (links) sowie pro Getreideeinheit (rechts) der Standardfruchtfolge (S-R) im Vergleich zu den diversifizierten Fruchtfolgen D1-R und D2-R an den Standorten Fürstentfeldbruck (FFB) (oben) und Uckermark (UM) (unten)

Für den Landkreis Uckermark mit den relativ niedrigen Erträgen ist eine Diversifizierung unter den angesetzten Annahmen aus ökonomischer Sicht nicht gewinnbringend (siehe untere Diagramme in Abbildung 82). Die Fruchtfolgen D1-R und D2-R führen im Vergleich zur Standardfruchtfolge zu einer Verringerung des flächenbezogenen Gewinnbeitrags um 23 bzw. 21 %. Die in die Fruchtfolge integrierte Erbse reicht nicht an das Leistungsniveau der substituierten Kultur heran. Die Kostenersparnisse durch den verringerten Pflanzenschutz- und Düngemiteleininsatz können diese Leistungsminderung nicht kompensieren. Bezüglich der Nahrungsenergie kann die Erbse ebenfalls keinen adäquaten Ertrag erbringen, so dass die diversifizierten Fruchtfolgen je bereitgestellter Getreideeinheit wirtschaftlich nicht vorteilhafter als die Standardfruchtfolge einzuordnen sind.

Zusammenfassend sind für die Hochertragsregion am Beispiel des Landkreises Fürstentfeldbruck sowohl bei der ökologischen als auch bei der ökonomischen Bewertung die diversifizierten Fruchtfolgen vorteilhaft. Die einzelnen Komponenten der Diversifizierung und die daraus resultierenden Effekte wirken sich allerdings unterschiedlich auf die ökologischen und ökonomischen Kenngrößen aus. In Bezug auf die phytosanitären Effekte kommt die Reduktion des Pflanzenschutzmitteleinsatzes im Gegensatz zu den betrachteten Wirkungskategorien der ökologischen Bewertung in der Leistungs-Kostenrechnung deutlich zum Tragen. Auf die Ergebnisse der betrachteten ökologischen Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Versauerung und marine Eutrophierung haben die positiven phytosanitären Effekte der Fruchtfolgegestaltung nur einen marginalen Einfluss. Eine wesentlich größere Bedeutung wäre für den reduzierten Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in Bezug auf die Biodiversität zu erwarten. Eine Bewertung der Biodiversität wurde in diesem Projekt allerdings nicht vorgenommen. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass die Bewertung auf einer pauschalen Reduktion der Pflanzenschutzmittel auf Basis einer Literaturauswertung basiert. Eine Validierung dieser Annahmen für die dargestellten Fruchtfolgen durch Praxisversuche ist zu empfehlen. Darüber hinaus ist zu beachten, dass die Pflanzenschutzmaßnahmen nicht nur von der Gestaltung der Fruchtfolge, sondern auch von den Witterungsbedingungen der Vegetationsperiode abhängen können. Dennoch zeigen die Ergebnisse, dass eine Reduktion der Pflanzenschutzmittel zu einer deutlichen Kostenersparnis führen kann.

Die reduzierte Stickstoffdüngung innerhalb der diversifizierten Fruchtfolgen sind auf den Nährstofftransfer durch die Integration von Zwischenfrüchten und Leguminosen zurückzuführen. Diese Minderung führt in der ökologischen Bewertung zu einer deutlichen Priorisierung der diversifizierten Fruchtfolgen, insbesondere in den Wirkungskategorien der Eutrophierung und Versauerung sowie im Kontext der verschiedenen (politischen) Maßnahmenprogrammen, Strategien und Berichten zur Reduktion der N-Überschüsse sowie Einhaltung der in der NEC-Richtlinie und Nitratrichtlinie geforderten Grenzwerte. In Bezug auf den Treibhauseffekt zeigt sich jedoch nur ein geringer Effekt. Auch in der Leistungs-Kostenrechnung ist die N-Düngung weniger entscheidungsrelevant bei der Beurteilung der einzelnen Varianten.

Die gemeinsame Betrachtung der ökologischen und ökonomischen Bewertung verdeutlicht nochmals, dass sich der Nährstofftransfer, der Einfluss durch das gewählte

Produktionsverfahren und die phytosanitären Effekte kaum auf einzelne Kulturen herunterbrechen lassen, sondern immer in Bezug zur gesamten Fruchtfolge betrachtet werden sollten.

8.4.3 Bewertung der Flächeneffizienz am Beispiel der Diversifizierung von Fruchtfolgen

Mit der Farm-to-Fork-Strategie wird eine Verringerung des Mineraldüngereinsatzes um 50 % sowie eine Halbierung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes gefordert. Gleichzeitig sieht die Eiweißpflanzenstrategie der Bundesregierung die Erweiterung von Fruchtfolgen in Deutschland und Europa um Leguminosen Haupt- und Zwischenfrüchte als wichtigen Baustein für eine nachhaltigere Landwirtschaft (siehe Abschnitt 8.1). Die oben beschriebene Diversifizierung von Fruchtfolgen berücksichtigt diese geforderten Extensivierungsmaßnahmen (siehe Abschnitt 8.4.1) und hat zum Ziel, die THG-Emissionen in der landwirtschaftlichen Produktion unter Berücksichtigung anderer Umweltwirkungen zu reduzieren. Gleichzeitig kann sie jedoch zu einer Reduktion der Ertragsleistung je Hektar und damit zu einem höheren Flächenverbrauch bei gleichbleibender Rohstoffnachfrage führen. Dieser Zielkonflikt soll in diesem Abschnitt über die Flächeneffizienz behandelt werden, indem die Flächenbedarfe je Produkteinheit für die sechs betrachteten Varianten – eine Standard-Raps-Fruchtfolge und zwei alternative, diversifizierte Fruchtfolgen je Hoch- und Niedrigertragsregion – gegenübergestellt werden. Darüber hinaus werden die Zusammenhänge zwischen Bewirtschaftungsintensität, Treibhausgasemissionen und Wirtschaftlichkeit aufgezeigt. Im Rahmen der Bewirtschaftungsintensität wird sich in den im Abschnitt 8.1 beschriebenen Fruchtfolgen auf die Kulturartenvariabilität konzentriert, die wiederum auch Auswirkungen auf den Mineraldünger- und Pflanzenschutzmitteleinsatz sowie die Bodenbearbeitung hat.

Für die Gegenüberstellung der Flächenbedarfe je Produkteinheit wird als gemeinsame Basis die Ertragsleistung von 1.000 Getreideeinheiten (GE) gewählt. Wie zu erwarten ist, wird für die Bereitstellung von 1.000 GE auf dem Hohertragsstandort Fürstenfeldbruck mit 14 – 15 ha weniger Fläche beansprucht als auf dem Niedrigertragsstandort Uckermark mit 16 – 18 ha. In Fürstenfeldbruck liegt der Unterschied zwischen den Fruchtfolgealternativen bei 1 ha, wobei die Standardfruchtfolge und die diversifizierte Fruchtfolge D2-R mit 14 ha einen gleich hohen Flächenbedarf aufweisen. In Uckermark beansprucht die Standardfruchtfolge für die Bereitstellung von 1.000 GE 16 ha Ackerland, die diversifizierten Fruchtfolgen benötigen für die gleiche Leistung zusätzlich 2 ha. Hieraus ist zu schließen, dass auf Hohertragsstandorten durchaus eine Diversifizierung der Fruchtfolgen umgesetzt werden kann, ohne zwangsläufig für die gleiche Ertragsleistung mehr Fläche zu benötigen. Auf dem Niedrigertragsstandort geht eine Erhöhung der Kulturartenvielfalt in dem beschriebenen Fruchtfolgebeispiel mit einem größeren Flächenbedarf einher. Im Hinblick auf eine zukünftige angestrebte Reduktion des Tierbestands und der damit verbundenen Freisetzung von Ackerflächen, die derzeit für Futtermittel genutzt werden, muss dieser Mehrbedarf allerdings nicht unbedingt immer nachteilig sein. Zudem kann die regionaltypische Anpassung der Hauptfrüchte ebenfalls zu einer Stabilisierung der Flächenerträge führen.

Für eine genauere Analyse werden die betrachteten Fruchtfolgen mit den dazugehörigen Treibhausgasemissionen und Gewinnbeiträgen in Form der Direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistung gegenübergestellt. Die Diversifizierung der Fruchtfolgen ist für den Hohertragsstandort Fürstenfeldbruck unter den Gesichtspunkten des Klimaschutzes und der Wirtschaftlichkeit lohnenswert, da in beiden betrachteten Alternativen die flächen- und produktbezogenen Treibhausgasemissionen reduziert und auf der anderen Seite die Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung erhöht werden (siehe Abbildung 83).

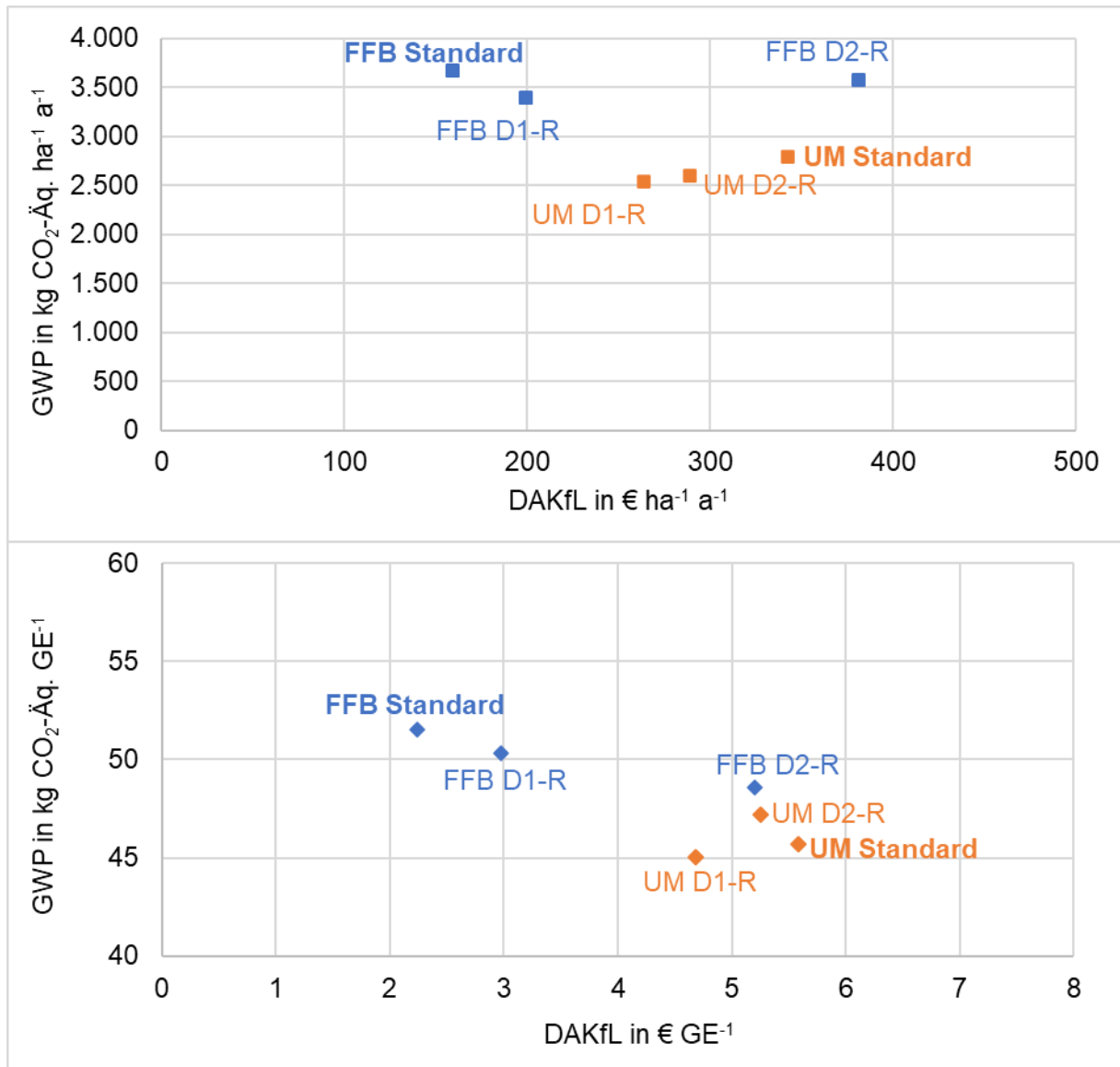


Abbildung 83: Gegenüberstellung der flächen- und produktbezogenen Treibhausgasemissionen und Direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistung (DAKfL) der Fruchtfolgen Standard (fett gedruckt), D1-R und D2-R für die Landkreise Uckermark (UM, orangefarbene Markierung) und Fürstenfeldbruck (FFB, blaufarbene Markierung)

Bezüglich der Wirtschaftlichkeit kann in der Hohertragsregion eine deutlich höhere Leistung erbracht werden, die allerdings auch mit höheren Betriebsmittelkosten verbunden ist. Des Weiteren wirkt sich die in der Hohertragsregion hinterlegte geringere Mechanisierung und Schlaggröße nachteilig auf die Arbeitserledigungskosten und damit auch auf die Wirtschaftlichkeit aus. Die hohe Ertragsleistung in dieser Region kann den mit der Diversifizierung verbundenen Mehraufwand allerdings kompensieren, sodass sowohl die Fruchtfolgen D1-R als auch D2-R zu einem höheren Gewinn führen als die Standardfruchtfolge. Den Einfluss der hohen Ertragsleistung verdeutlicht auch der Vergleich der flächenbezogenen Treibhausgasemissionen mit den produktbezogenen. Während bei den flächenbezogenen Emissionen von D1-R zu D2-R ein leichter Anstieg zu beobachten ist, sinken die produktbezogenen Emissionen von D1-R zu D2-R.

Für den Niedrigertragsstandort Uckermark sieht die Beurteilung nicht so eindeutig aus. Zwar können die Menge der flächenbezogenen Treibhausemissionen durch die Diversifizierung der Fruchtfolgen verringert werden. Damit geht allerdings ein geringerer Gewinnbeitrag in Form der Direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistung einher, der auch bei Bezug auf die Getreideeinheit festzustellen ist. Die produktbezogenen Treibhausgasemissionen werden lediglich bei der Variante D1-R gemindert und steigen in D2-R über die der Standardfruchtfolge.

Die Beurteilung der diversifizierten Fruchtfolgen bezüglich der Flächeneffizienz unterscheidet sich für die beiden Regionen. Bei der Niedrigertragsregion führt die Diversifizierung bezogen auf die Fläche zu einer Verringerung der Treibhausgasemissionen. Werden diese auf die Bereitstellung von Getreideeinheiten bezogen, gilt dies jedoch nur für die erste Diversifizierungsstufe. Die Wirtschaftlichkeit der diversifizierten Fruchtfolgen stellt sich für beide Diversifizierungsstufen etwas schlechter dar als die der Standard-Fruchtfolge. Für die Hohertragsregion kann bei allen Gegenüberstellungen ein Mehrwert der Diversifizierung und somit eine eindeutige Verbesserung der Flächeneffizienz ermittelt werden: Die diversifizierten Fruchtfolgen der Hohertragsregion führen zu einer Minderung der Treibhausgasemissionen und zu einer Erhöhung der Wirtschaftlichkeit sowohl mit Bezug zur Fläche als auch zur Getreideeinheit.

9 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Für den Sektor Landwirtschaft gelten ambitionierte Klima- und Umweltschutzzvorgaben. Das nationale Klimaschutzgesetz sieht eine Minderung der Treibhausgasemissionen auf maximal 56 Mio. t CO₂-Äq. (Millionen Tonnen Kohlenstoffdioxid-Äquivalente) bis 2030 vor. Dies entspricht einer prozentualen Minderung von etwa 36 % im Vergleich zu 1990. Dem Sektor Landwirtschaft werden allerdings noch weitere Umweltziele zugeordnet, für die es ambitionierte Vorgaben gibt. So hat die EU-Nitratrichtlinie zum Ziel die Verunreinigung von Oberflächen- und Fließgewässern mit Nitrat aus der Landwirtschaft, insbesondere aus der Düngung zu verringern. Für Deutschland bedeutet dies, eine Überschreitung des Grenzwertes für Nitrat von 50 Milligramm pro Liter an allen Grundwassermessstellen zu verhindern. Weiterhin sind mit der NEC-Richtlinie (Richtlinie 2001/81/EG über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe) Grenzwerte für Ammoniak zu erfüllen. Zur Erhöhung der Biodiversität schreibt die Farm-to-Fork-Strategie eine Reduktion des Pflanzenschutzmitteleinsatzes um 50 % vor.

Um die hoch gesteckten nationalen sowie internationalen Klima- und Umweltschutzziele für den Primärsektor Landwirtschaft in der noch verbleibenden Zeitspanne bis spätestens 2030 zu erreichen, ist dringender Handlungsbedarf gegeben. Für Empfehlungen für eine optimierte Produktion von Agrarrohstoffen unter Beachtung der damit verbundenen Treibhausgasemissionen sowie den damit verbundenen Zielkonflikten in Bezug auf die weiteren Umweltziele sind regionalspezifische Kenntnisse zur Qualität und Quantität der Umweltwirkungen sowie zu betriebswirtschaftlichen Kennzahlen erforderlich.

Regionalspezifische Datenbasis

Für die erforderliche Regionalisierung der Maßnahmen wurden Ergebnisse und Erkenntnisse aus Vorgängerprojekten durch Daten und Erkenntnisse aus der Literatur ergänzt und verschiedenen nach Roßberg et al. (2007) [197] definierten Boden-Klima-Räumen zugeordnet. Weiterhin wurden die gesichteten Daten in Anlehnung an die ExpResBio-Methoden [62] harmonisiert, analysiert und ausgewertet. In einem nächsten Schritt wurden die zum größten Teil standort- und betriebsspezifischen Informationen mit Hilfe von generischen Daten auf die jeweiligen Boden-Klima-Räume übertragen. Die Daten aus insgesamt sechs Projekten (Mais-, Raps-, StaPlaRes-, EVA-, ExpResBio- und RegioTHGRaps-Projekt) sind in 45 Tabellen in der relationalen Datenbank „RekoRT-DB-Thuenen“ zusammengeführt und gespeichert. Damit enthält die RekoRT-Datenbank sowohl Emissionsdaten als auch agronomische Messgrößen sowie Managementmaßnahmen, die an den Feldversuchsstandorten in Deutschland erhoben wurden. Die multivariablen Daten bestehen aus Gasflüssen (N₂O, CH₄ und NH₃), Ertragsdaten (Pflanzenentwicklung, oberirdische Biomasse, Korn- und Strohertrag, Stickstoffgehalt, etc.), Bodenparametern (NH₄-N, NO₃-N etc.), kontinuierlich gemessenen Wetterdaten (Luft- und Bodentemperatur, Strahlung, Niederschlag etc.), Managementmaßnahmen (Aussaat, Ernte, Bodenbearbeitung, Düngung etc.) und den dazugehörigen Metadaten (Methoden, weiterführende Informationen zu den Messgrößen etc.). Neben den Versuchs- und Betriebsdaten aus den benannten Projekten umfasst die Datenbank regionale Daten und Informationen (z. B. zu der

Bodenzustandserhebung (BZE), statistischen Erträgen, den Boden-Klima-Räumen), die für die Ableitung der regionalspezifischen Datenbasis erforderlich sind.

Durch die harmonisierte Datenerfassung in der Datenbank „RekoRT-DB-Thuenen“ wird sichergestellt, dass die Daten vergleichbar und transparent sind sowie einheitlich dargestellt werden. Dabei wurde vor allem festgestellt, dass anstelle einer Untersuchung von einzelnen Kulturen innerhalb der Fruchtfolge die Untersuchung vollständiger Fruchtfolgen sinnvoll ist. So wurden für die Status Quo Analysen aus dem umfangreichen Datenpool verschiedene Fruchtfolgen an acht unterschiedlichen Standorten extrahiert. Die Übertragung dieser Daten auf die regionalspezifische Ebene fand für eine vollständige Fruchtfolge in drei Boden-Klima-Räumen statt, die aufgrund ihrer unterschiedlichen Eigenschaften bezüglich des Bodens, der Mechanisierung und des Klimas ausgewählt wurden (siehe Abbildung 84).

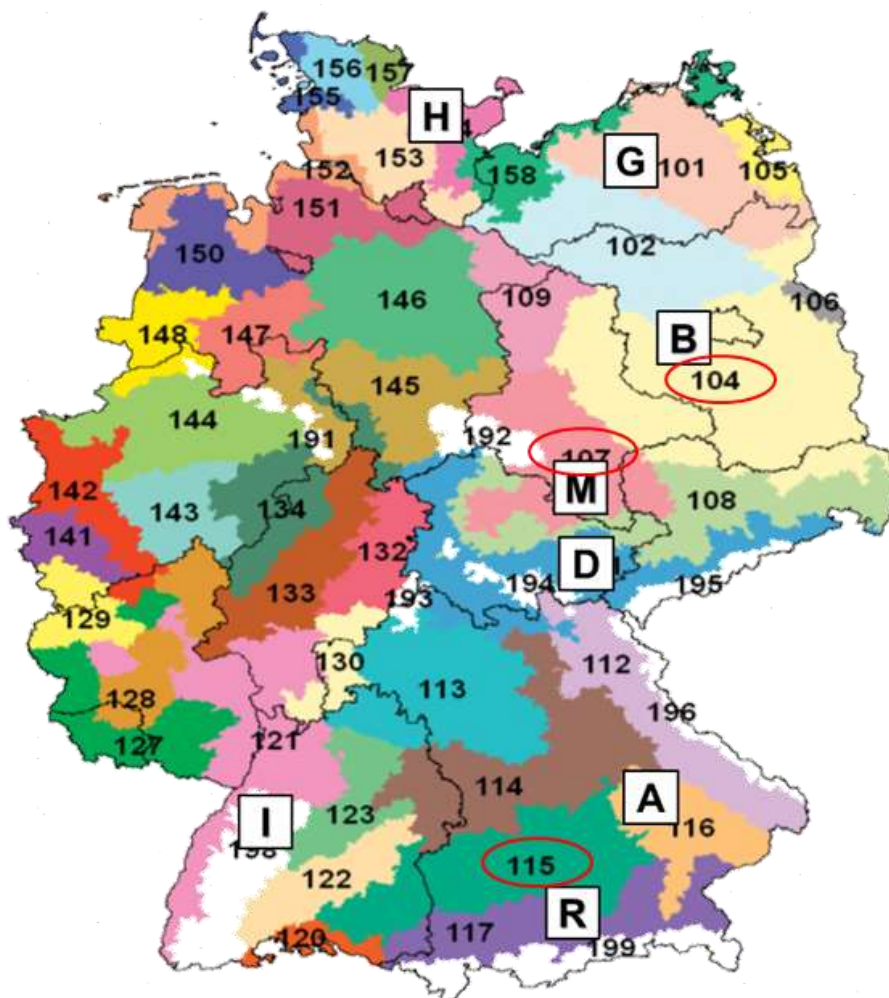


Abbildung 84: Auswahl der Standorte und Boden-Klima-Räume für die ökologischen und ökonomischen Analysen

Für die Versuchsstandorte Hohenschulen (H), Gülzow (G), Bornim (B), Merbitz (M), Dornburg (D), Ascha (A), Roggenstein (R) und Ihinger Hof (I) wurden eine Raps-Fruchtfolge (Winterraps-Winterweizen-Wintergerste) und zwei Mais-Fruchtfolgen (Winterweizen-Senf-

Mais-Winterroggen-Sudangras und Wintertriticale-Weidelgras-Winterweizen-Senf-Mais) untersucht. Die Analysen zu den Boden-Klima-Räumen 104, 107 und 115 konzentrierten sich auf die Raps-Fruchtfolge.

Harmonisierung der Bilanzierungs- und Bewertungsmethodik

In Vorarbeit für die ökologischen und ökonomischen Analysen wurde die methodische Vorgehensweise harmonisiert, um vergleichbare und transparente Ergebnisse zu erhalten. Hierzu zählt die Auswahl der regionalisierbaren Feldemissionen sowie die getroffenen Annahmen zu deren Berechnung. Für den Ackerbau als besonders relevante und vor allem regionalisierbare Feldemissionen wurden Kohlenstoffdioxid (CO₂), Lachgas (N₂O), Nitrat (NO₃⁻), Ammoniak (NH₃), Stickstoffmonoxid (NO) und Phosphor (P) identifiziert. Weiterhin wurden folgende Berechnungsmethoden festgelegt:

- CO₂-Emissionen: Berechnung nach nationalem Treibhausgasinventar [252] bzw. Tier-1-Verfahren nach IPCC (2006) [132]
- N₂O-Emissionen: Berechnung der direkten N₂O-Emissionen aus Düngern nach Köble (2014) [134] bzw. Stehfest und Bouwman (2006) [220]; Berechnung der direkten N₂O-Emissionen aus Ernte- und Wurzelrückständen sowie der indirekten N₂O-Emissionen nach nationalem Treibhausgasinventar [252] bzw. IPCC (2006) [132] und IPCC (2019) [107]
- NO₃⁻-Emissionen: Berechnung nach de Willigen (2000) [56]
- NH₃-Emissionen: Berechnung nach nationalem Treibhausgasinventar [252]
- NO-Emissionen: Berechnung nach nationalem Treibhausgasinventar [252]
- P-Emissionen: Berechnung der Erosion und des Oberflächenabflusses nach SALCA-Phosphor [186]; Berechnung des Eintrags von Phosphor über das Grundwasser nach FREMSA [148]

Ökologische und Ökonomische Analysen:

Die ökologische Analyse erfolgte unter Verwendung der LCA-Software GaBi ergänzt durch die Datenbank ecoinvent 3.7.1 für die Wirkungskategorien Treibhauseffekt (IPCC 2013, AR5 ohne cc-fb – GWP 100), Versauerung (ReCiPe 2016 v1.1 (H) – terrestrische Versauerung) und Eutrophierung (ReCiPe 2016 v1.1 (H) – Frischwassereutrophierung, marine Eutrophierung). Die ökonomische Analyse wurde anhand von Kennwerten aus der Leistungs-Kostenrechnung durchgeführt. Hierfür wurden die ausgewählten Produktsysteme mit Hilfe der Arbeitsgänge und der damit verbundenen Kosten aus der KTBL-Datenbank definiert. Preise der Betriebsmittel und -stoffe sowie des Ernteguts wurden ebenfalls der KTBL-Datenbank mit Stand 2021 entnommen. Kennwerte der ökonomischen Analyse waren die Direkt- und Arbeiterledigungskosten, die Leistung sowie die aus diesen beiden Parametern verrechnete Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung.

Aus den Ergebnissen der ökonomischen und ökologischen Analysen zum Status quo lassen sich folgende Kernaussagen ableiten:

- Die Wirkungskategorien Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung sowie Frischwasserereutrophierung und marine Eutrophierung und die Leistungs-Kostenrechnung werden von zum Teil unterschiedlichen Parametern dominiert. Der Parameter Ertrag nimmt dagegen sowohl bei der ökologischen als auch bei der ökonomischen Analyse eine zentrale Rolle ein. Die (Stickstoff-)Düngemittelmenge ist insbesondere in der ökologischen Analyse ein dominanter Treiber, kann aber auch in der ökonomischen Bewertung ein bedeutender Kostenfaktor sein. Eine Steigerung der Stickstoffeffizienz bietet somit einen bedeutenden Ansatz zur kosteneffizienten Minderung von Treibhausgasemissionen. Auch die teilweise Substitution mineralischer Düngemittel durch organische Dünger kann die Höhe der Treibhausgasemissionen maßgeblich verringern.
- Die Standorteigenschaften wie Klima und Boden haben einen wesentlichen Einfluss auf die Ergebnisse der ökologischen sowie der ökonomischen Bewertung im Allgemeinen und auf die Höhe der berechneten Feldemissionen im Speziellen. Gleichzeitig wurden die Feldemissionen als wesentliche Treiber verschiedener Wirkungskategorien identifiziert.

Ableitung und Bewertung von Maßnahmen für eine THG-optimierte und umweltverträgliche Produktion von Rohstoffpflanzen

Ein Abgleich der bei den Status quo Analysen identifizierten Stellschrauben mit bereits aus politischen Strategien und Programmen hervorgehenden Maßnahmen ergeben folgende Handlungsempfehlungen zur THG-optimierten und umweltverträglichen Produktion von Rohstoffpflanzen:

- Einsatz von Wirtschaftsdüngern
- Einsatz von Urease- und Nitrifikationshemmern
- Diversifizierung von Fruchtfolgen durch den Anbau von Leguminosen und legumer Zwischenfrüchten

1. Einsatz organischer Dünger als Mineraldüngersubstitut

Wie in den Status quo Analysen identifiziert wurde, hat die Bereitstellung mineralischer Düngemittel einen wesentlichen Anteil an der Höhe des Treibhauseffekts und der Bereitstellungskosten. Da organische Dünger ohne ökologischen und ökonomischen Rucksack in die Bewertung einfließen, kann durch die anteilige Substitution von Mineraldüngern eine Minderung der THG-Emissionen und Kosten erreicht werden. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass diese anteilige Substitution **nur in Regionen, in denen organische Dünger lediglich in einem geringen Umfang verfügbar sind**, als Minderungsmaßnahme bewertet werden kann. Das bedeutet, dass organische Dünger von einer stark viehhaltenden Region mit einem Überangebot in Regionen mit geringer Verfügbarkeit von Wirtschaftsdüngern gebracht werden müssen. Somit sind bei der Bewertung dieser Minderungsmaßnahme die Distanzen, die der organische Dünger maximal transportiert werden kann, mit einzubeziehen. Die durchgeführte ökologische und ökonomische Analyse zeigt, dass der positive Effekt auf den Treibhauseffekt und die Bereitstellungskosten wesentlich durch den Transport des Wirtschaftsdüngers beeinflusst wird und **nur für begrenzte Transportentfernungen bzw. -frachten** ein Minderungspotenzial erreicht werden kann. Grund dafür ist der sehr geringe Trockenmassegehalt des organischen Düngers und die damit

verbundene deutlich höhere Ausbringungsmenge im Vergleich zu Mineraldüngern. Auch die Leistungs-Kostenrechnung für diese exemplarischen Produktionssysteme zeigt, dass es wesentlich von den Transportkosten abhängt, ob die Düngung mit Wirtschaftsdünger lukrativ sein kann.

Eine Untersuchung zur **Sensitivität der Transportentfernung** auf den Treibhauseffekt zeigt, dass die ökologisch rentable Entfernung umso größer ist, je höher die Nährstoffkonzentration im Wirtschaftsdünger ist. Denn in Folge einer höheren Nährstoffkonzentration ist die zu transportierende und auszubringende Wirtschaftsdünger-Menge bei gleichbleibenden Nährstoffbedarf geringer. Des Weiteren wirkt sich ein höheres THG-Einsparpotenzial gegenüber der mineralischen Referenz (ohne Berücksichtigung des Transports) positiv auf die maximal ökologisch rentable Transportentfernung aus.

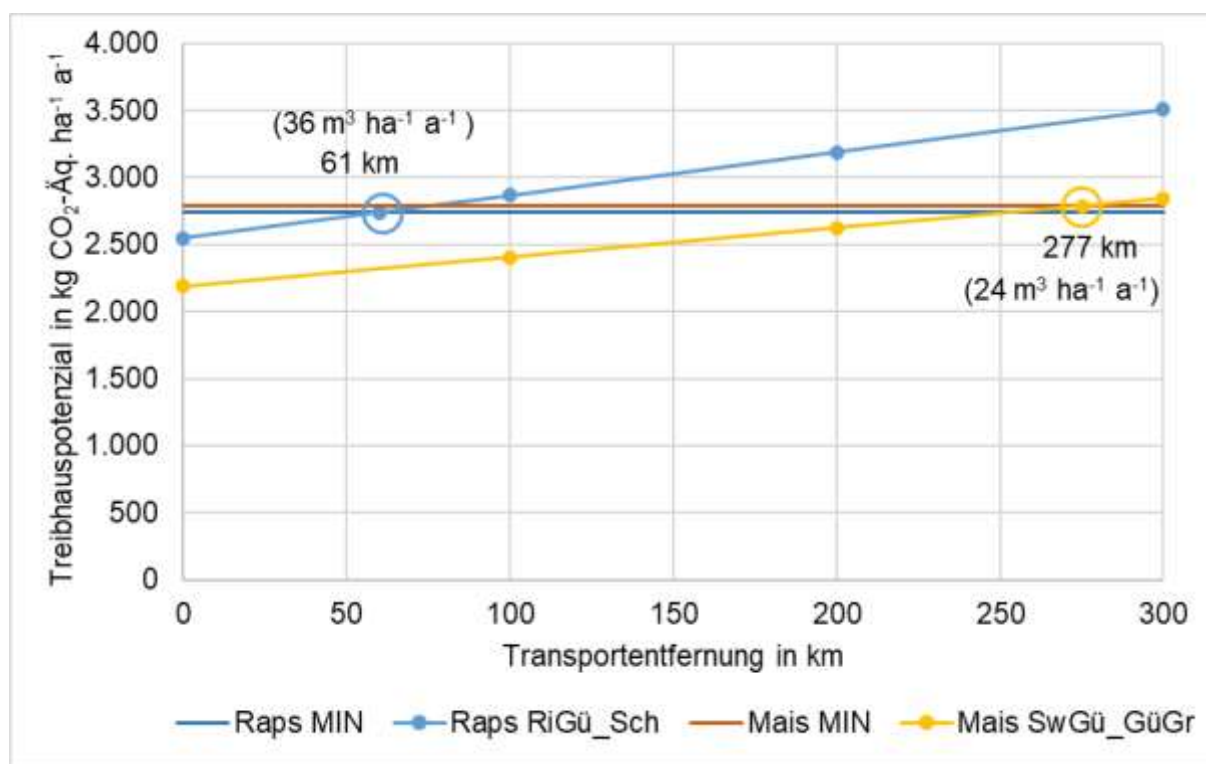


Abbildung 85: Break-even der Transportdistanz für den Treibhauseffekt am Beispiel für den Anbau von Winterraps mit Einsatz von Rindergülle (RiGü) und Schleppschlauch (Sch) sowie für den Anbau von Silomais mit Einsatz von Schweinegülle (SwGü) und Güllegrubber (GüGr) im Vergleich zur jeweils mineralisch gedüngten Referenz (MIN) im BKR 107

Für die Ausbringung von Rindergülle ($36 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; 7,5 % TS i. d. FM) mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation von Winterraps wurde im Vergleich zur mineralischen Düngung unter den hier getroffenen Annahmen zu Kraftstoff- und Mineraldüngerkosten eine rentable Transportdistanz bezüglich des Treibhauseffekts von 61 km ermittelt. Für eine Ausbringung von Schweinegülle ($24 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; 5,0 % TS i. d. FM) mit Güllegrubber beim Anbau von Silomais beträgt diese sogar 277 km (siehe Abbildung 85).

Aus ökonomischer Sicht ist bis zu einer Transportdistanz von 50 km die Düngung mit Rindergülle über Schleppschauch in Winterraps gegenüber der mineralischen Referenz vorteilhafter. Die Ausbringung von Schweinegülle über den Güllegrubber in Silomais ist bis zu einer Transportdistanz von 79 km im Vergleich zur Referenz wirtschaftlich lohnend (siehe Abbildung 86). Somit stellt die Wirtschaftlichkeit die limitierende Größe dar. Aus ökologischer Sicht wären noch weitere Transportentfernungen rentabel. Diese Transportdistanzen könnten unter Berücksichtigung des stark gestiegenen Düngemittelpreises in den letzten Monaten allerdings deutlich höher ausfallen.

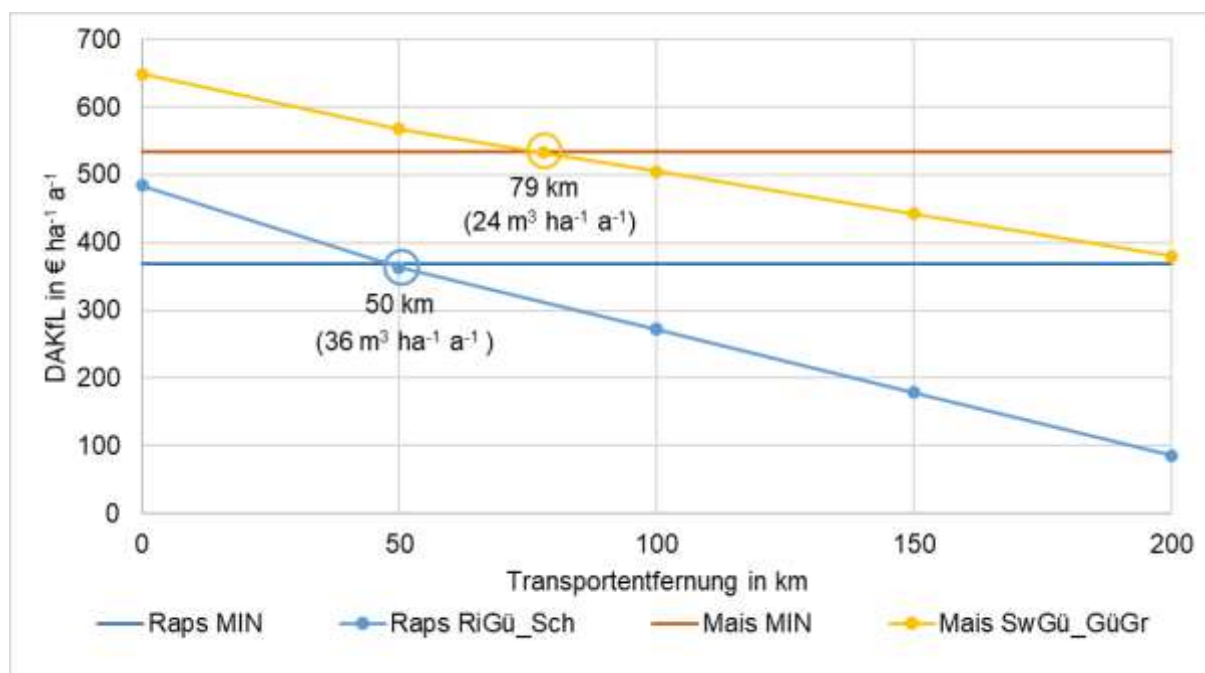


Abbildung 86: Break-even der Transportdistanz für die Direkt- und arbeitserledigungs-kostenfreie Leistung (DAKfL) am Beispiel für den Anbau von Winterraps mit Einsatz von Rindergülle (RiGü) und Schleppschauch (Sch) sowie für den Anbau von Silomais mit Einsatz von Schweinegülle (SwGü) und Güllegrubber (GüGr) im Vergleich zur jeweils mineralisch gedüngten Referenz (MIN) im BKR 107

Weiterhin gilt es die **Zielkonflikte** dieser Minderungsmaßnahme insbesondere **in Bezug auf die Reduktion von N-Verlusten** zu beachten, da bei der Ausbringung organischer Dünger je nach Ausbringtechnik höhere NH_3 -Emissionen freigesetzt werden als bei der Verwendung organischer Dünger. Welche Ausbringtechnik zum Einsatz kommt, hängt von der Ackerkultur und dem Düngezeitpunkt ab. Denn das Schleppschauchverfahren mit Einarbeitung und der Güllegrubber können nur auf unbestelltem Ackerland eingesetzt werden und eignen sich somit vor allem für Sommerungen wie Mais. Das Schleppschauchverfahren ohne Einarbeitung in die bestehende Vegetation und das Injektions-/Schlitzverfahren werden hingegen auf bestelltem Ackerland eingesetzt. Dies betrifft vor allem Winterungen mit einer organischen Düngung im Frühjahr. Daher wird der Einfluss der Ausbringtechnik auf die Umweltwirkungen und Kosten beim Anbau der Rohstoffpflanzen am Beispiel der

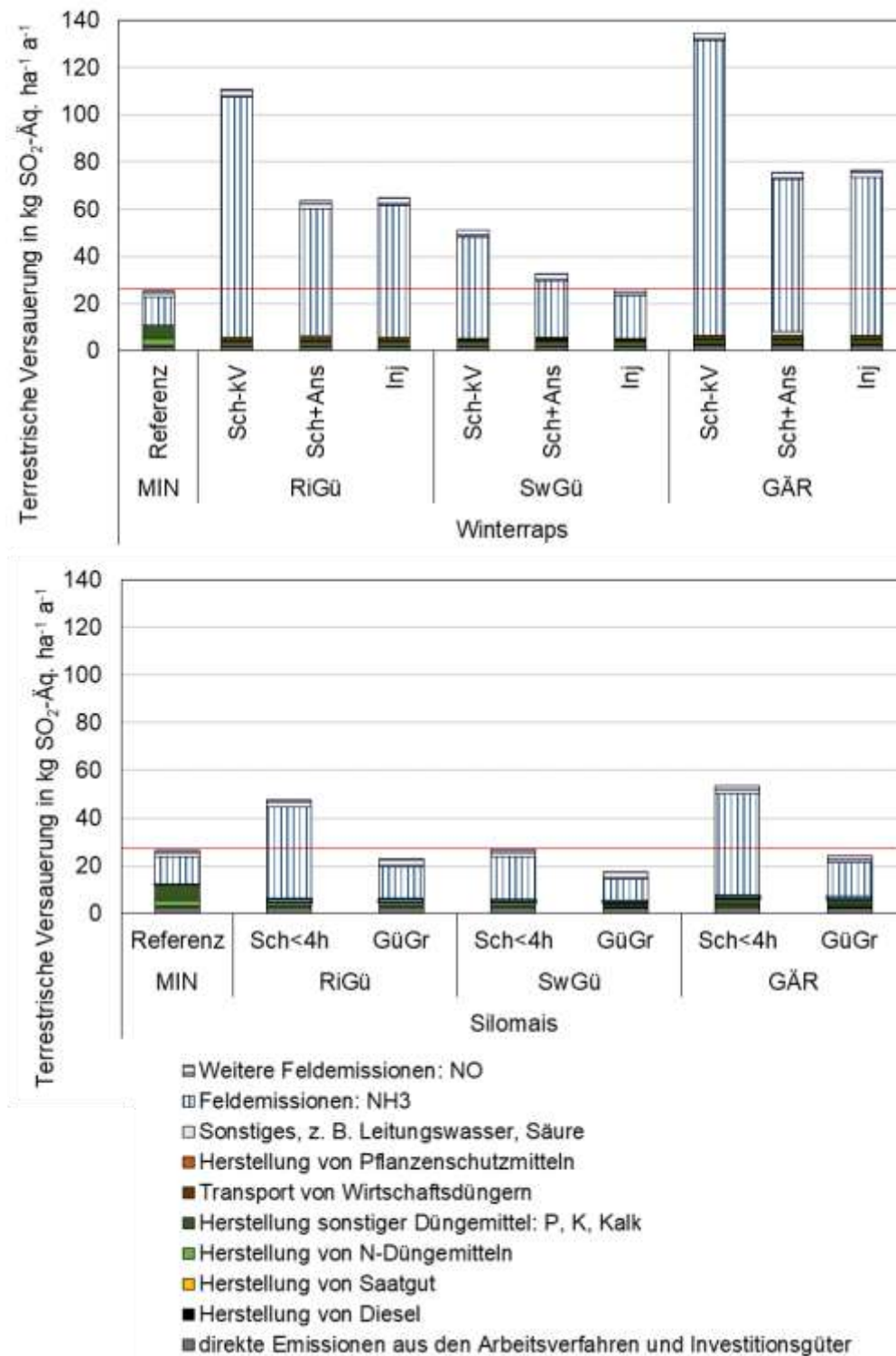


Abbildung 87: Terrestrische Versauerung beim Anbau von Wintertraps und Silomais im BKR 107 beim Einsatz ausschließlich mineralischer N-, P-, K-Dünger (MIN) und bei der teilweisen Substitution mit organischen Düngemitteln wie „Rindergülle“ (Ri-Gü), „Schweinegülle“ (SwGü) und „Gärrest“ (GÄR) bei Ausbringung in das bestellte Ackerland mit Schleppschlauch in die kurze Vegetation (Sch-kV), Schleppschlauch + Ansäuerung der Gülle (Sch+Ans), Injektions-/Schlitzverfahren (Inj) bzw. in das unbestellte Ackerland mit Schleppschlauch inklusive Einarbeitung < 4 Stunden (Sch<4h) und Güllegrubber (GüGr)

Leitkulturen Winterraps (Winterung mit organischer Frühjahrsdüngung auf bestelltes Ackerland) und Silomais (Sommerung mit organischer Düngung vor der Aussaat auf unbestelltes Ackerland) für den BKR 107 untersucht. Die Ergebnisse der ökologischen Analyse zeigen, dass emissionsarme Applikationstechniken ein wesentliches Minderungspotenzial für die terrestrische Versauerung haben und ebenso positiv auf den Treibhauseffekt wirken. Dies ist auf die Reduktion der NH_3 -Emissionen zurückzuführen, die sich maßgeblich auf die Höhe der terrestrischen Versauerung als auch auf die Höhe der indirekten Lachgasemissionen auswirken. Das größte NH_3 -Minderungspotenzial ergibt sich, wenn der Wirtschaftsdünger im unbestellten Ackerland direkt eingearbeitet werden kann (z. B. mittels Güllegrubber). Für eine Frühjahrsdüngung in niedrige Bestände (kurze Vegetation (kV)) zeichnen sich das Injektionsverfahren sowie die Ansäuerung der Gülle bei Ausbringung mit Schleppschlauch durch eine hohe NH_3 -Minderung aus (siehe Abbildung 87).

Bezüglich der Direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistung erreicht keine der Wirtschaftsdüngervarianten und Ausbringtechniken unter Einbezug des Transports die mineralisch gedüngte Referenz weder beim Anbau von Winterraps noch beim Anbau von Silomais. Am besten schneidet die Ausbringung von Schweinegülle ab, da hier aufgrund höherer Nährstoffkonzentrationen geringere Ausbringmengen notwendig sind. Trotzdem liegt die Leistung deutlich unterhalb der mineralisch gedüngten Referenz.

2. Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren

Als weitere Einzelmaßnahme wurde der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren über eine Literaturrecherche untersucht. Aus verschiedenen Studien wird deutlich, dass damit sowohl für mineralische als auch für organische Düngemittel potenziell eine mittlere N_2O -Emissionsminderung von ca. 35 % erreicht werden kann. Der gegenläufige Effekt einer potenziellen Zunahme der NH_3 -Emissionen durch die höhere Verweilzeit von Ammonium im Boden zeigt eine starke Korrelation mit den Bodeneigenschaften. Zusätzliche generelle Maßnahmen wie eine schnelle Einarbeitung des Düngers können diesem Zielkonflikt effektiv entgegenwirken.

3. Diversifizierung von Fruchtfolgen

Die Diversifizierung von engen Fruchtfolgen, wie beispielsweise Getreide- und Ölsaatenfruchtfolgen wird als wichtiger Baustein für eine nachhaltige Landwirtschaft gesehen. Die Etablierung von Zwischenfrüchten und Leguminosen in erweiterten Fruchtfolgen hat nachweislich positive Effekte auf die gesamte Fruchtfolge, wobei dies gleichzeitig zu einer Reduktion der Ertragsleistung je Hektar und damit zu einem höheren Flächenverbrauch bei gleichbleibender Rohstoffnachfrage führen kann.

Für die Gestaltung dieser diversifizierten Fruchtfolgen wurde die Bewirtschaftungsintensität über zwei Ansatzpunkte extensiviert: nicht-wendende Bodenbearbeitung und Verringerung der Pflanzenschutzmaßnahmen aufgrund des verringerten Schädlings- und Erregerdrucks. Darüber hinaus wurde die Fruchtfolge verlängert sowie Kulturartenvielfalt und damit auch die Biodiversität in der Fruchtfolge erhöht. So wurden zwei abgestufte, regionalisierte Fruchtfolge-Varianten entworfen, die mit der konventionellen Raps-Fruchtfolge verglichen wurden. Der Vergleich erfolgte für einen ausgewählten Hohertragsstandort

(Landkreis Fürstfeldbruck) und einen Niedrigertragsstandort (Landkreis Uckermark) (siehe Tabelle 75).

Für den Hohertragsstandort Fürstfeldbruck sind die diversifizierte Fruchtfolgen sowohl bezüglich der ökologischen als auch der ökonomischen Bewertung vorteilhaft. Die reduzierte Stickstoffdüngung der diversifizierten Fruchtfolgen aufgrund des Nährstofftransfers durch die Integration von Zwischenfrüchten und Leguminosen führt zu einer deutlichen Verringerung der N-Emissionen und damit der Umweltwirkungen Eutrophierung (vgl. Abbildung 88) und Versauerung.

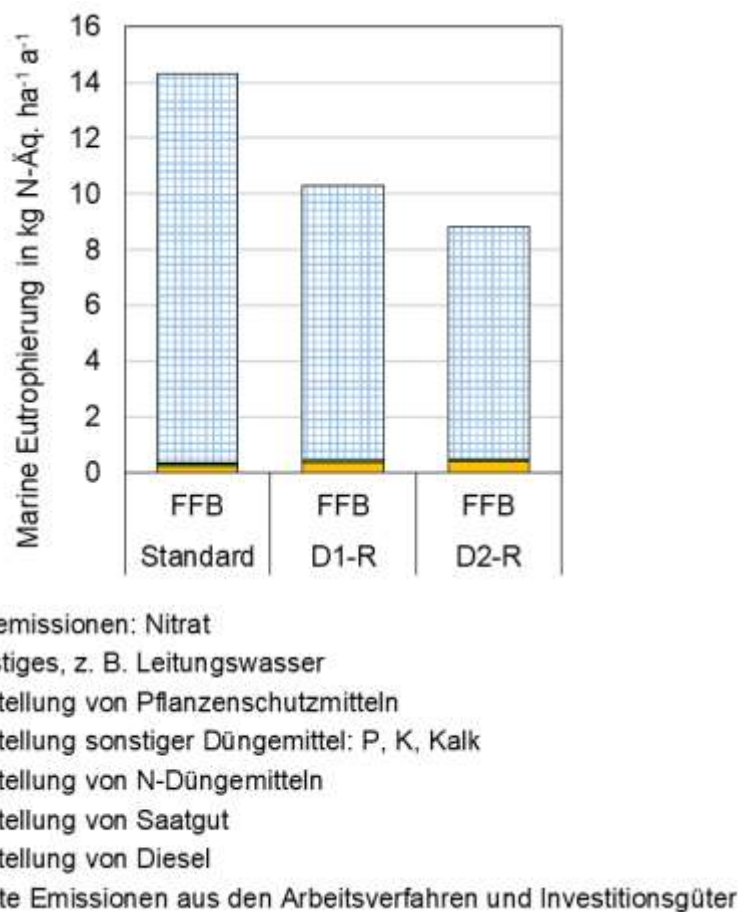


Abbildung 88: Flächenbezogene marine Eutrophierung der Standardfruchtfolge im Vergleich zu den diversifizierten Fruchtfolgen D1-R und D2-R am Standort Fürstfeldbruck (FFB)

So kann der Anbau von Zwischenfrüchten die Stickstoffüberschüsse innerhalb einer Fruchtfolge reduzieren und damit zu einer Verringerung des Nitratauswaschungsrisikos führen (vgl. Abbildung 88). In Bezug auf den Treibhauseffekt sowie auf die Leistungs-Kostenrechnung zeigt sich durch die niedrigere Stickstoffdüngung nur ein geringerer Effekt. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass bei den Analysen durchschnittliche Düngepreise von 2019 – 2021 zugrunde gelegt wurden. Bei den aktuellen Düngepreisen könnte

auch die Stickstoffdüngung einen Einfluss auf die Leistungs-Kostenrechnung nehmen. Dennoch schlagen sich die phytosanitären Effekte in Form einer Reduktion des Pflanzenschutzmitteleinsatzes bei den betrachteten diversifizierten Fruchtfolgen in der Leistungs-Kostenrechnung deutlich nieder. Weniger kommen diese Effekte bei den ausgewählten ökologischen Wirkungskategorien zu tragen.

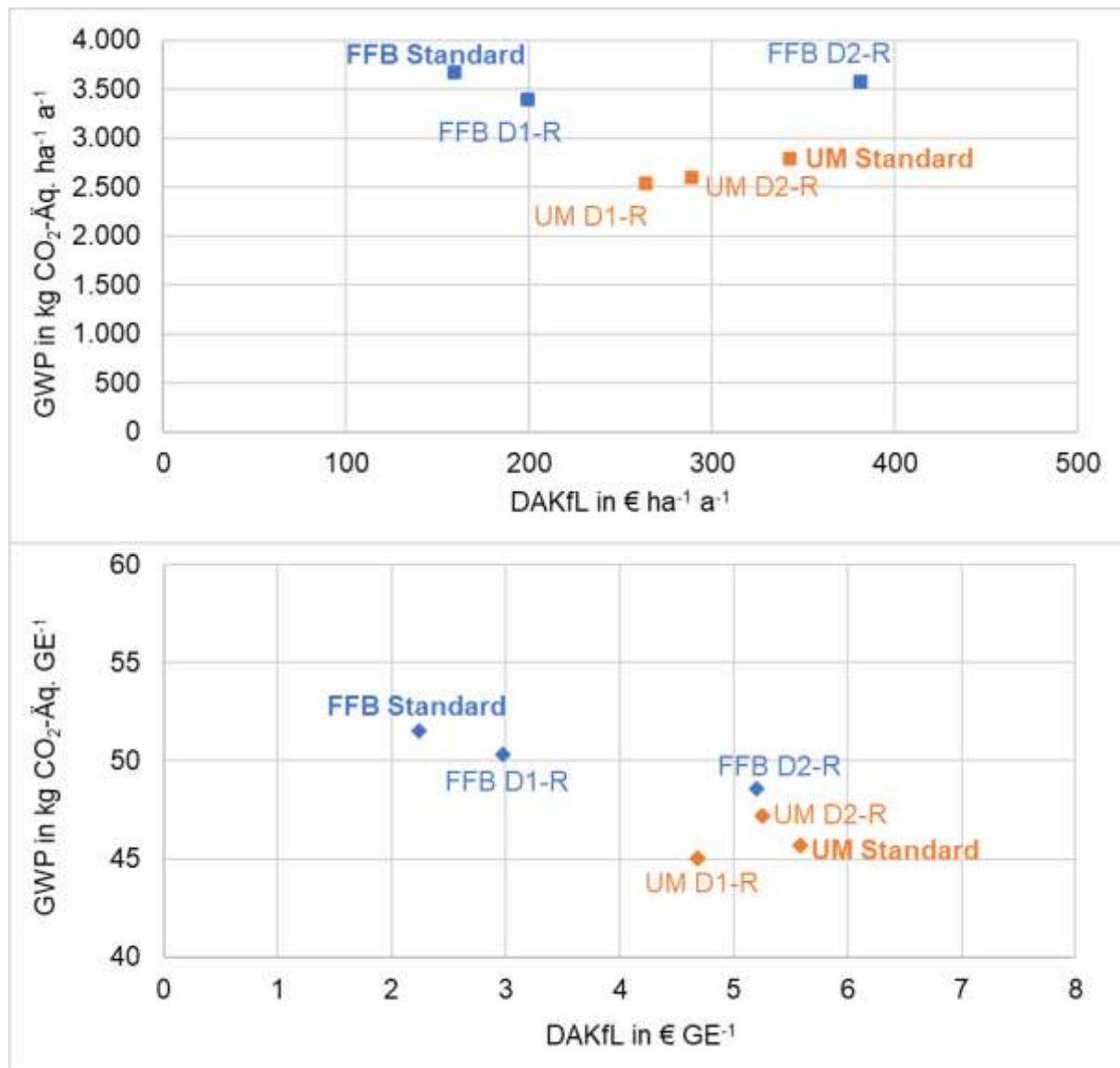


Abbildung 89: Gegenüberstellung der flächen- und produktbezogenen Treibhausgasemissionen und Direkt- und arbeitserledigungskostenfreien Leistung (DAKfL) der Fruchtfolgen Standard (fett gedruckt), D1-R und D2-R für die Landkreise Uckermark (UM, orangefarbene Markierung) und Fürstenfeldbruck (FFB, blaufarbene Markierung)

Um den Zielkonflikt der Minderung von Treibhausgasen und dem Nitratauswaschungsrisiko durch erweiterte Fruchtfolgen und der verringerten Ertragsleistung je Hektar abzubilden, wurde die Flächeneffizienz betrachtet. Hierfür wurden die Flächenbedarfe je

Produkteinheit für die sechs betrachteten Varianten – eine Standard-Raps-Fruchtfolge und zwei alternative, diversifizierte Fruchtfolgen je Hoch- und Niedrigertragsregion – gegenübergestellt (siehe Abbildung 89). Die Diversifizierung der Fruchtfolgen ist für den Hochertragsstandort Fürstenfeldbruck unter den Gesichtspunkten des Klimaschutzes und der Wirtschaftlichkeit lohnenswert, da in beiden betrachteten Alternativen die flächen- und produktbezogenen Treibhausgasemissionen reduziert und auf der anderen Seite die Direkt- und arbeitsersparungskostenfreie Leistung erhöht werden.

Für den Niedrigertragsstandort Uckermark sieht die Beurteilung nicht so eindeutig aus. Zwar können die Menge der flächenbezogenen Treibhausgasemissionen durch die Diversifizierung der Fruchtfolgen verringert werden. Damit geht allerdings ein geringerer Gewinnbeitrag in Form der Direkt- und arbeitsersparungskostenfreien Leistung einher, der auch bei Bezug auf die Getreideeinheit festzustellen ist. Die produktbezogenen Treibhausgasemissionen werden lediglich bei der Variante D1-R gemindert.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Grundsätzlich konnte aufgezeigt werden, dass sowohl die anteilige Substitution von Mineraldüngern durch organische Dünger als auch die Diversifizierung von Fruchtfolgen regionalspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Treibhausgasemissionen und anderen Umweltproblemen darstellen können. Allerdings können beide Maßnahmen im Zielkonflikt mit der Ökonomie einerseits und anderen Umweltzielen andererseits stehen.

Insbesondere bei einer anteiligen organischen Düngung können die verminderten THG-Emissionen höhere Ammoniakemissionen sowie ein erhöhtes Nitratauswaschungsrisiko nach sich ziehen. Gleichzeitig verdeutlichen die Ergebnisse der ökonomischen Analyse, dass die Diversifizierung und damit eine Verlängerung von engen Getreidefruchtfolgen insbesondere in ertragsschwächeren Regionen mit ökologisch-ökonomischen Zielkonflikten verbunden sein kann, obwohl sie nachweislich zu einer Reduktion des Pflanzenschutzmitteleinsatzes und der Stickstoffüberschüsse führt.

Die ökologisch-ökonomischen Zielkonflikte können sich durch veränderte (politische) Rahmenbedingungen wie beispielsweise eine Flexibilisierung des Zwischenfruchtbaus als Greening-Maßnahme und/oder eine angemessene Förderung teilweise lösen lassen. Im Falle der ökologischen Zielkonflikte ist das nicht immer möglich. So führt der Einsatz von Wirtschaftsdüngern zu reduzierten THG-Emissionen für die Düngerherstellung und schont nicht erneuerbare Ressourcen wie beispielsweise Phosphor, welches seit 2017 als kritischer Rohstoff in Europa eingestuft ist. Gleichzeitig führt die organische Düngung aber auch zu erhöhten Ammoniak-Emissionen und zu einem regional-spezifischen erhöhten Risiko der Nitratauswaschung. In solchen Fällen ist es hilfreich die Maßnahmen gegeneinander abwägen zu können. Eine Option dafür wäre die Gewichtung anhand des politischen Handlungsbedarfs, der sich an erwünschten Zielen wie der Farm-to-Fork-Strategie sowie bereits vertraglich zugesicherten Umweltzielen orientieren kann. Weiterhin sollten bei der Bewertung von Maßnahmen regionalspezifische Aspekte berücksichtigt werden (siehe Tabelle 76).

Tabelle 76: Einordnung der Maßnahmen bezüglich ihrer abbildbaren Regionalisierbarkeit, ihres Beitrags zu Zielen und ihrer Zielkonflikte (ökologisch sowie ökonomisch)

Maßnahmenbeschreibung	Regionalisierbarkeit	Beitrag zu Klimaziel(en)	zu Zielkonflikt mit anderen ökologischen Zielen	mit Zielkonflikt mit ökonomischen Zielen
phytosanitäre Effekte	**	**	-	***
Verlängerung der Fruchtfolge	**	***	-	**
Ersatz von Mineraldüngern durch Wirtschaftsdünger ¹	***	***	***	*
emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdüngern	*	***	*	*(*)
Zugabe von Inhibitoren bei der Düngung	*	***	-	*

- trifft nicht zu; * trifft etwas zu; ** trifft zu; *** trifft vollständig zu

¹ Der Ersatz von Mineraldüngern durch Wirtschaftsdünger ist keine Minderungsmaßnahme für regional vorhandene und bereits eingesetzte Wirtschaftsdünger, bzw. wenn in Regionen mit einem hohen Wirtschaftsdüngeranfall zusätzliche organische Dünger eingeführt werden

Das nationale Klimaschutzgesetz schreibt feste Minderungsziele zur Reduktion von Treibhausgasen vor. Insgesamt über alle Sektoren liegt die Minderung bei -65 % bis 2030 im Vergleich zu 1990. Für den Sektor Landwirtschaft bedeutet dies eine Reduktion der Treibhausgase bis 2030 auf 56. Mio. Tonnen CO₂-Emissionen bzw. 36 % im Vergleich zu 1990. Gleichzeitig verursacht der Sektor Landwirtschaft nur 5 – 10 % der nationalen Treibhausgase. Runtergebrochen auf den Ackerbau beträgt der Anteil sogar nur 2 – 4%, da nur 40 % der Treibhausgase in der Landwirtschaft dem Ackerbau zuzuordnen sind.

Zur Verminderung der Nitratbelastung im Oberflächen- und Grundwasser wurde mit der EU-Nitratrichtlinie die Einhaltung des Nitrat-Grenzwertes von 50 mg l⁻¹ an allen Grundwassermessstellen vorgeschrieben. Von den Grundwassermessstellen, die diesen Nitratgrenzwert überschreiten, werden zu 89 % der Landwirtschaft zugeordnet. Auch von den Messstellen, die im Bereich 25 – 50 mg l⁻¹ liegen, d. h. ein erhöhtes Risiko der Grenzwertüberschreitung aufweisen, entfielen 75 % auf die Landwirtschaft. Deutschland ist mittels Klage durch die EU verpflichtet die N-Überschüsse und das damit verbundene Nitrat auswaschungsrisiko massiv zu senken, um den geforderten Grenzwert einzuhalten. Andernfalls drohen Strafzahlungen in Höhe von mindestens elf Millionen Euro Pauschalbetrag sowie ein Zwangsgeld von bis zu 800.000 Euro täglich – rückwirkend ab dem ersten Urteil von 2018.

Die mit der NEC-Richtlinie regulierten Ammoniakemissionen sind in Deutschland zu mehr als 95 % der Landwirtschaft zuzuordnen. Davon fallen 40 % auf den Ackerbau und stehen im Zusammenhang mit der Ausbringung organischer und mineralischer Stickstoffdünger.

Mit der Farm-to-Fork-Strategie wird angestrebt den Einsatz von gefährlichen Pflanzenschutzmitteln um 50 % bis 2030 zu reduzieren und damit das Artensterben einzudämmen und die Biodiversität bei der Landnutzung zu stärken. Dieses Ziel kann nur durch veränderte Bedingungen im Ackerbau erreicht werden, wie beispielsweise durch eine Verlängerung und Diversifizierung von Fruchtfolgen. Hierfür ist eine regional und an den Klimawandel angepasste mindestens fünfgliedrige Fruchtfolge empfehlenswert.

Wenn man die genannten nationalen Emissionsreduktionsziele zugrunde legt und diese als gleichwertig ansieht, ergeben sich daraus für Maßnahmen im Ackerbau folgende Hierarchie und Empfehlungen:

1. Maßnahmen zur Reduktion von Pflanzenschutzmitteln, da Pflanzenschutzmittel nur im Acker- und Gartenbau nennenswert reduziert werden können.
Basierend auf den Ergebnissen der durchgeführten Analysen wird eine Verlängerung und Diversifizierung der Fruchtfolge empfohlen. Durch eine optimale Fruchtfolgegestaltung lässt sich der Schädlings- und Unkrautdruck und damit der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln um bis zu 50 % reduzieren. Bei Integration von Futter- und Körnerleguminosen lässt sich zusätzlich der Stickstoffdüngerbedarf reduzieren. Dies führt zu einer Reduktion des Nitratauswaschungsrisikos und einer Minderung von Treibhausgasen. Diese Maßnahmen sind jedoch von regionalen Gegebenheiten abhängig und benötigen insbesondere in Regionen mit geringerem Ertragspotenzial ein hinreichendes nationales Fördersystem.
2. Maßnahmen zur Reduktion der Gewässerbelastung, insbesondere in Regionen in denen bereits Nitratüberschreitungen im Grundwasser auftreten, da zwei Drittel der Grenzwertüberschreitungen dem Sektor Landwirtschaft zuzuordnen sind. Gleichzeitig kann die Überschreitung der Grenzwerte zu hohen Strafzahlungen an die EU führen (Pauschalbetrag von mindestens elf Millionen Euro und ein Zwangsgeld von bis zu 800.000 Euro täglich – rückwirkend ab dem ersten Urteil von 2018).
Hier werden Maßnahmen zur Reduktion von N-Überschüssen, wie beispielsweise der Anbau von Zwischenfrüchten, empfohlen. Zu berücksichtigen ist, dass das Nitratauswaschungsrisiko neben dem Stickstoffgehalt im Boden und der Durchwurzelungstiefe der Kultur auch maßgeblich vom Tongehalt des Bodens und dem Niederschlag beeinflusst wird. Daher sollten die Bodeneigenschaften und die regional unterschiedlichen niederschlagsreichen Phasen zwingend bei Maßnahmenplanung berücksichtigt werden.
3. Maßnahmen zur Reduzierung von Ammoniakemissionen, die im Ackerbau im Zusammenhang mit der Ausbringung organischer und mineralischer Düngemittel stehen.
Der Einsatz organischer Dünger ist regionalspezifisch als Maßnahme zur Reduktion der Treibhausgase aus der Mineraldüngerproduktion sowie zum Ressourcenschutz (z. B. von Phosphor) zu empfehlen. Dies gilt vorwiegend in Ackerbauregionen, da in viehstarken Regionen der Wirtschaftsdünger bereits verwendet wird (Status quo). Dabei können die stark angestiegenen Mineraldüngerpreise zu einer höheren Nachfrage an Wirtschaftsdüngern aus reinen Ackerbauregionen führen. Bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sollten zwingend stark emissionsmindernde Techniken wie

die Gülleinjektion oder der Güllegrubber verwendet werden, um die Ammoniakemissionen so gering wie möglich zu halten. Andernfalls würde diese Maßnahme zum Klima- und Ressourcenschutz im Zielkonflikt mit der Einhaltung der Grenzwerte für Ammoniak stehen.

4. Maßnahmen zur Reduktion von Treibhausgasen, da diese im direkten Zusammenhang mit den oben genannten Maßnahmen stehen. Eine Minderung der N-Überschüsse führt indirekt auch zu einer Minderung von Treibhausgasen, aufgrund des geringeren Mineraldüngereinsatzes und der geringeren N-induzierten Lachgasemissionen. Zusätzlich wäre der Einsatz alternativer Kraftstoffe bei der Feldarbeit eine denkbar einfach umsetzbare Minderungsmaßnahme, da diese nicht zu Veränderungen in den ackerbaulichen Produktionsverfahren führt.

10 Literaturverzeichnis

- [1] AGRI-FOOTPRINT (2019): Agri-footprint 5.0. Part 2: Description of data, 134 Seiten
- [2] AKIYAMA, H.; YAN, X.; YAGI, K. (2010): Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N₂O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. *Global change biology*, Bd. 16, Nr. 6, S. 1837–1846
- [3] ARBEITSGRUPPE BEK (2021): Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) in der Landwirtschaft. Handbuch. 2. Aufl. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hrsg.). Darmstadt, 50 Seiten
- [4] ASMAN, W. A. H.: Ammonia Emissions in Europe. Updated emission and emission variations. National Institute of Public Health and Environmental Protection (Hrsg.). Bilthoven, Niederlande. Report 228471008
- [5] AUDSLEY, E.; ALBER, S.; CLIFT, R.; COWELL, S.; CRETZAZ, P.; GAILLARD, G.; HAUSHEER, J.; JOLLIETT, O.; KLEIJN, R.; MORTENSEN, B.; PEARCE, D.; ROGER, E.; TEULON, H.; WEIDEMA, B.; VAN ZEIJTS, H. (1997): Harmonisation of environmental Life Cycle Assessment for Agriculture. Final Report. Concerted Action AIR3-CT94-2028. EUROPEAN COMMISSION DG VI AGRICULTURE (Hrsg.). COMMUNITY RESEARCH AND TECHNOLOGICAL DEVELOPMENT PROGRAMME IN THE FIELD OF "AGRICULTURE AND AGRO-INDUSTRY, INCLUDING FISHERIES" AIR 3, 107 SEITEN
- [6] BACH, V.; FINKBEINER, M. (2017): Approach to qualify decision support maturity of new versus established impact assessment methods—demonstrated for the categories acidification and eutrophication. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Bd. 22, Nr. 3, S. 387–397
- [7] BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2007): Zentralbericht Unkrautbekämpfung in Ackerbau und Grünland - Bayern 2006. INSTITUT FÜR PFLANZENSCHUTZ, 195 SEITEN
- [8] BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2021): Basisdaten Düngung und Nährstoffflüsse - Bas21_Internet_10.12.2021. Nährstoffgehalte organischer Dünger zum Zeitpunkt der Ausbringung, nach Berücksichtigung der anrechenbaren Stall- und Lagerverluste. (Stand: Dezember 2021). URL: https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/basisdaten22_tabelle_5a_20211210.pdf
- [9] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2018): Ortho-Phosphat im Grundwasser. Höchstwert an Messstellen im Jahr 2017. URL: https://www.lfu.bayern.de/wasser/grundwasserbeschaffenheit/doc/gw_phosphat.pdf, (Stand: 04.01.2022)
- [10] BEISELEN (2021): Einkaufsbedingungen für Getreide- und Rapsabrechnungen mit dem Erzeuger/Lieferanten. Magdeburg
- [11] BERNHARDT, H.; WEISE, G. (2001): Transportmengen in der Landwirtschaft. *Landtechnik*, Bd. 56, Nr. 1, S. 16–17

- [12] BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (2002): Im Langzeitversuch bewiesen: Halbe Dosis von Pflanzenschutzmitteln möglich! BBA Presse Information. URL: www.bba.de
- [13] BIRKMOSE, T.; VESTERGAARD, A. (2013): Acidification of slurry in barns, stores and during application: review of Danish research, trials and experience. In: VALLEZ, G.; CAMBIER, P.; BACHELEY, H.; CHEVIRON, N.; FORMISANO, S.; LEPEUPLE, A. S.; REVAL-LIER, A.; HOUOT, S.: 15th RAMIRAN International Conference: Recycling of organic residues in agriculture: from waste management to ecosystem services (15ème Conférence internationale RAMIRAN : Recyclage des résidus organiques pour l'agriculture: de la gestion des déchets aux services écosystémiques). Versailles (France), 03.-05.06.2013, ISBN 978-2-7380-1337-8
- [14] BLENGINI, G. A.; BRIZIO, E.; CIBRARIO, M.; GENON, G. (2011): LCA of bioenergy chains in Piedmont (Italy). A case study to support public decision makers towards sustainability. *Resources, Conservation and Recycling*, Bd. 57, S. 36–47
- [15] BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G. W.; HORN, R.; KANDELER, E.; KÖGEL-KNABNER, I.; KRETZSCHMAR, R.; STAHR, K.; WILKE, B.-M. (2016): Scheffer/Schachtschabel. Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage (Nachdruck). Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum, 569 Seiten, ISBN 9783662499603
- [16] BÖRJESSON, P.; TUFVESSON, L.M. (2011): Agricultural crop-based biofuels—resource efficiency and environmental performance including direct land use changes. *Journal of Cleaner Production*, Bd. 19, Nr. 2, S. 108–120
- [17] BORRELLI, P.; LUGATO, E.; MONTANARELLA, L.; PANAGOS, P. (2017): A new assessment of soil loss due to wind erosion in European agricultural soils using a quantitative spatially distributed modelling approach. *Land Degradation & Development*, Bd. 28, Nr. 1, S. 335–344
- [18] BOUCHARD, C.; VALANTIN-MORISON, M.; GRANDEAU, G. (2011): itinéraires techniques intégrés du colza d'hiver : comment concilier environnement et économie. INRA - AgroParisTech (Hrsg.). Thiverval-Grignon. UNITÉ D'AGRONOMIE UMR 211, 16 SEITEN
- [19] BOUCHER, O.; FRIEDLINGSTEIN, P.; COLLINS, B.; SHINE, K. P. (2009): The indirect global warming potential and global temperature change potential due to methane oxidation. *Environmental Research Letters*, Bd. 4, Nr. 4, S. 44007
- [20] BRANKATSCHK, G.; FINKBEINER, M. (2014): Application of the Cereal Unit in a new allocation procedure for agricultural life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production*, Bd. 73, S. 72–79
- [21] BRENTRUP, F.; KÜSTERS, J.; LAMMEL, J.; KUHLMANN, H. (2000): Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Bd. 5, Nr. 6, S. 349–357
- [22] BRENTRUP, F.; PAILLÈRE, C. (2014): Energy Efficiency and Greenhouse Gas Emissions. In *European Nitrogen Fertilizer Production and Use*. Fertilizers Europe (Hrsg.)

- [23] BRUNOTTE, J.; SCHMIDT, W. A.; BRANDHUBER, R.; BUSCH, M.; HONECKER, H.; BUG, J.; EBACH, C.; SCHRADER, S.; WEYER, T.; VORDERBRÜGGE, T. (2014): Gute Fachliche Praxis - Bodenbewirtschaftung und Bodenschutz. Bad Godesberg: AID-Infodienst Verbraucherschutz, Ernährung, Landwirtschaft, ISBN 978-3-8308-1166-4
- [24] BUNDESAMT FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ UND LEBENSMITTELSICHERHEIT (2020): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland. Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2019. URL: www.bvl.bund.de/psmstatistiken, 20 Seiten
- [25] BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE: BOART1000OB. Hannover
- [26] BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2014): BGL5000 V3.0. Hannover
- [27] BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR) (2003): SWR1000_250 [Datensatz]. Hannover
- [28] BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR) (2013): SQR1000 V1.0 [Datensatz]. Hannover
- [29] BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR) (2014): PEGWASSER1000 V1.0 [Datensatz]. Hannover
- [30] BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR) (2015): We1000_250 V1.0 [Datensatz]. Hannover
- [31] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT: Anbau, Ertrag und Ernte der Feldfrüchte. SJT-3072200-0000. STATISTISCHES BUNDESAMT. URL: <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/tabellen-zur-landwirtschaft>
- [32] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT: Nährstoffbilanz insgesamt von 1990 bis 2020 - in kg N/ha. MBT-0111260-0000. INSTITUT FÜR PFLANZENBAU UND BODENKUNDE, JULIUS-KÜHN-INSTITUT; INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE UND RESSOURCENMANAGEMENT (ILR), UNIVERSITÄT GIEßEN. URL: <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/tabellen-zur-landwirtschaft>
- [33] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2020): Ackerbohne, Erbse & Co. Die Eiweißpflanzenstrategie des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft zur Förderung des Leguminosenanbaus in Deutschland. Berlin
- [34] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2021): Getreideeinheitenschlüssel. URL: <https://www.bmel-statistik.de/>, (Stand: 15.12.2021), (Stand: 01.12.2021)
- [35] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2014): Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) 2013. Berlin. Reihe: Datenanalysen
- [36] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2015): Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) 2014. Berlin. Reihe: Datenanalysen

- [37] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2016): Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) 2015. Berlin. Reihe: Datenanalysen
- [38] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2017): Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) 2016. Berlin. Reihe: Datenanalysen
- [39] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2018): Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) 2017. Berlin. Reihe: Datenanalysen
- [40] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2019): Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) 2018. Berlin. Reihe: Datenanalysen
- [41] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2020): Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) 2019. Berlin. Reihe: Datenanalysen
- [42] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2009): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2009. Landwirtschaftsverlag (Hrsg.). Bonn
- [43] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2011): Berichte über Landwirtschaft. Zeitschriften für Agrarpolitik und Landwirtschaft. 2. Aufl 89: Kohlhammer, 179 Seiten
- [44] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMELV) (2012): Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) 2011. Berlin. Reihe: Datenanalysen
- [45] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMELV) (2013): Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) 2012. Berlin. Reihe: Datenanalysen
- [46] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT (2019): Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050. Stand: 8.10.2019. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (Hrsg.). Berlin, 173 Seiten
- [47] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT (2021): Klimaschutz in Zahlen. Fakten, Trends und Impulse deutscher Klimapolitik. Ausgabe 2021. 1. Auflage. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (Hrsg.). Berlin, 68 Seiten
- [48] BUNDESSORTENAMT (2021): Beschreibende Sortenliste. Getreide, Mais; Öl- und Faserpflanzen; Leguminosen; Rüben; Zwischenfrüchte. Hannover, 367 Seiten
- [49] BUTAULT, J.-P.; DEDRYVER, C.-A.; GARY, C.; GUICHARD, L.; JACQUET, F.; MEYNARD, J.-M.; SAUPHANOR, P.; SAVINI, I.; VOLAY, T. (2010): Synthèse du rapport de l'étude. Écophyto R&D: quelles voies pour réduire l'usage des pesticides? INRA (Hrsg.)
- [50] CEDERBERG, C.; STADIG, M. (2003): System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. Int J LCA, Bd. 8, Nr. 6, S. 350–356
- [51] COSME, N.; HAUSCHILD, M. Z. (2017): Characterization of waterborne nitrogen emissions for marine eutrophication modelling in life cycle impact assessment at the

- damage level and global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Bd. 22, Nr. 10, S. 1558–1570
- [52] CRUTZEN, P. J. (1981): Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen including nitrous oxide. Denitrification, nitrification and atmospheric nitrous oxide. Delwiche, C. C. (Hrsg.). New York: John Wiley and Sons, 1981, S. 17–44
- [53] DACHBRODT-SAADEH, S.; SELLMANN, J.; STRASSEMAYER, J.; SCHWARZ, J.; KLOCKE, B.; KRENGEL, S.; KEHLENBECK, H. (2021): Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz. Jahresbericht 2017. Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2017. Julius Kühn-Institut (Hrsg.). (Mitarb.): Herzer, A.; Schlage, B.; Müller-Ebendorf, U.; Schober, A., 146 Seiten
- [54] DACHVERBAND WISSENSCHAFTLICHER GESELLSCHAFTEN DER AGRAR-, FORST-, ERNÄHRUNGS-, VETERINÄR- UND UMWELTFORSCHUNG E.V. (2019): agrarspectrum. Phosphoreinsatz in der Landwirtschaft zwischen Knappheit und Überschuss. Wissenschaftliche Tagung des Dachverbandes Agrarforschung (DAF) e.V., Berlin 52, 86 Seiten
- [55] DAVIS, A. S.; HILL, J. D.; CHASE, C. A.; JOHANNIS, A. M.; LIEBMAN, M. (2012): Increasing cropping system diversity balances productivity, profitability and environmental health. *PloS one*, Bd. 7, Nr. 10, S. e47149
- [56] DE WILLIGEN, P. (2000): An analysis of the calculation of leaching and denitrification losses as practised in the NUTMON approach. Wageningen. PLANT RESEARCH INTERNATIONAL B.V. REPORT, NR. 18
- [57] DERWENT, R. G.; JENKIN, M. E.; PASSANT, N. R.; PILLING, M. J. (2007): Reactivity-based strategies for photochemical ozone control in Europe. *Environmental science & policy*, Bd. 10, Nr. 5, S. 445–453
- [58] DETER, A. (2019): Bei Weizensorten auf den Proteingehalt achten. top agrar online,
- [59] DEUTSCHER BUNDESTAG (2017): Zulassung von Düngemitteln mit Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren. Wissenschaftliche Dienste, WD 5 - 3000 - 116/16, 38 Seiten
- [60] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (2021): DIN EN ISO 14044: Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2021-02): Beuth, 70 Seiten
- [61] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (2021): DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006 + Amd 1:2020). Berlin: Beuth, 36 Seiten
- [62] DRESSLER, D.; ENGELMANN, K.; BOSCH, F.; BÖSWIRTH, T.; BRYZINSKI, T.; EFFENBERGER, M.; HAAS, R.; HIJAZI, O.; HÜLSBERGEN, K.-J.; JORISSEN, T.; KLEIN, D.; MAZE, M.; RICHTER, K.; RÖDER, H.; SCHULZ, C.; SERDJUK, M.; STRIMITZER, L.; WIDMANN, B.; TIEMANN, A.; WEBER-BLASCHKE, G.; WOLF, C.; ZERLE, P.; REMMELE, E. (2016): ExpResBio - Ergebnisse. Analyse und Bewertung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen. Abschlussbericht - Langfassung. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ) (Hrsg.). Straubing, 748 Seiten

- [63] DRESSLER, D.; HAAS, R.; REMMELE, E. (2018): Regionalspezifische Treibhausgasemissionen der Rapszerzeugung in Bayern. Berichte aus dem TFZ 59. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), 140 Seiten, ISSN 1614-1008
- [64] DüMV: Düngemittelverordnung vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), die zuletzt durch Artikel 3 der Verordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305) geändert worden ist, 116 Seiten
- [65] DüV: Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305), die durch Artikel 1 der Verordnung vom 28. April 2020 (BGBl. I S. 846) geändert worden ist, 46 Seiten
- [66] DWD CLIMATE DATA CENTER (CDC) (2021): Jahressumme der Raster der monatlichen Niederschlagshöhe für Deutschland unter Berücksichtigung der Klimatologie, Version v1
- [67] EBERLE, U.; SMETANA, S.; BOS, U. (2020): Proceedings 12th International conference on Life Cycle Assessment of Food (LCAFood2020). 13-16 October 2020, Berlin Virtually, Germany. Quakenbrück: DIL, ISBN 978-3-00-067604-8
- [68] ECKELMANN, W.; AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. KA5. (Mitarb.): Sponagel, H.; Grottenthaler, W.; Hartmann, K.-J.; Hartwich, R.; Janetzko, P.; Joisten, H.; Kühn, D.; Sabel, K.-J.; Traidl, R. 5. verbesserte und erweiterte Auflage. BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE; STAATLICHE GEOLOGISCHE DIENSTE. Hannover: Schweizerbart, 438 Seiten, ISBN 978-3-510-95920-4
- [69] EDWARDS, R.; PADELLA, M.; GIUNTOLI, J.; KOEBLE, R.; O'CONNELL, A.; BULGHERONI, C.; MARELLI, L. (2017): Definition of input data to assess GHG default emissions from biofuels in EU legislation. EUR 28349 EN. Luxembourg. PUBLICATIONS OFFICE OF THE EUROPEAN UNION. JRC SCIENCE FOR POLICY REPORT, NR. JRC104483, 314 SEITEN
- [70] EPD (2020): Product Category Rules. Arable and vegetable crops. Produkt category classification: UN CPC 011, 012, 014, 017, 0191. PCR 2020:07 Version 1.0, 30 Seiten
- [71] EUROPÄISCHE KOMMISSION (2020): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. „Vom Hof auf den Tisch“ - eine Strategie für ein faires, gesundes und umweltfreundliches Lebensmittelsystem. COM(2020) 381 final. Brüssel. URL: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:ea0f9f73-9ab2-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0003.02/DOC_1&format=PDF, 25 Seiten
- [72] EUROPÄISCHES PARLAMENT; EUROPÄISCHER RAT (2000): RICHTLINIE 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, S. 1–72
- [73] EUROPÄISCHES PARLAMENT; EUROPÄISCHER RAT (2018): Richtlinie (EU) 2018/2001 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Dezember 2018 zur

- Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (Neufassung).
Amtsblatt der Europäischen Union, Bd. 61, Nr. L 328, S. 82–209
- [74] EUROPEAN COMMISSION (2017): Mitteilung der Kommission an das europäische Parlament, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen über die Liste kritischer Rohstoffe für die EU 2017, S. 1–8
- [75] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2019): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. Technical Guidance to prepare national emission inventories. Luxembourg. PUBLICATIONS OFFICE OF THE EUROPEAN UNION
- [76] EYSHOLDT, M.; KUNKEL, R.; RÖSEMANN, C.; WENDLAND, F.; WOLTERS, T.; ZINNBAUER, M.; FUß, R. (2022): A model-based estimate of nitrate leaching in Germany for GHG reporting. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, S. 1–14
- [77] FAIST EMMENEGGER, M.; REINHARD, J.; ZAH, R. (2009): Sustainability Quick Check for Biofuels - intermediate background report. (Mitarb.): Ziep, T.; Weichbrodt, R.; Wohlgemuth, V.; Roches, A.; Freiermuth Knuchel, R.; Gaillard, G. Dübendorf
- [78] FAO (2016): Environmental performance of animal feeds supply chains. Guidelines for assessment. FAO (Hrsg.). Rome, Italy. LIVESTOCK ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND PERFORMANCE PARTNERSHIP, 184 SEITEN
- [79] FAZIO, S.; CASTELLANI, V.; SALA, S.; SCHAU, E.; SECCHI, M.; ZAMPORI, L.; DIACONU, E. (2018): Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods: New methods and differences with ILCD. EUR 28888 EN. Publications Office of the European Union (Hrsg.). Luxembourg. JRC109369
- [80] FLESSA, H.; GREEF, J. M.; HOFMEIER, M.; DITTERT, K.; RUSER, R.; OSTERBURG, B.; PODDEY, E.; WULF, S.; PACHOLSKI, A. (2014): Minderung von Stickstoff-Emissionen aus der Landwirtschaft. Empfehlungen für die Praxis und aktuelle Fragen an die Wissenschaft. Senat der Bundesforschungsinstitute des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.). *ForschungThemenheft*, Nr. 1, 2014
- [81] FLESSA, H.; FUß, R.; ANDRES, M.; CHRISTEN, O.; DITTERT, K.; HEGEWALD, H.; HEILMANN, H.; HUTH, V.; KAGE, H.; KERN, J.; KESENHEIMER, K.; KNIEß, A.; KÖBKE, S.; LEWANDOWSKI, I.; MALLAST, J.; MOFFAT, A.; MÜHLING, K. H.; ÖHLSCHLÄGER, G.; PAHLMANN, I.; PROCHNOW, A.; RÄBIGER, T.; RUSER, R.; STICHNOTHE, H.; SUÁREZ-QUINONES, T.; WEISER, C. (2017): Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung. Thünen-Institut für Agrarklimaschutz (Hrsg.), 174 Seiten
- [82] FRANKO, U.; OELSCHLÄGEL, B.; SCHENK, S. (1995): Simulation of temperature-, water- and nitrogen dynamics using the model CANDY. *Ecological Modelling*, Bd. 81, Nr. 1, S. 213–222
- [83] FRANKO, U.; KOLBE, H.; THIEL, E.; LIEß, E. (2011): Multi-site validation of a soil organic matter model for arable fields based on generally available input data. *Geoderma*, Bd. 166, Nr. 1, S. 119–134

- [84] FRANKO, U.; MERBACH, I. (2017): Modelling soil organic matter dynamics on a bare fallow Chernozem soil in Central Germany. *Geoderma*, Bd. 303, S. 93–98
- [85] FREYER, B.; ELLSEL, P. (2019): Vielfalt auf dem Acker. Ansätze für eine nachhaltige Landwirtschaft in Deutschland. WWF Deutschland (Hrsg.), 156 Seiten
- [86] GEOBASIS-DE / BKG 2018 (DATEN VERÄNDERT) (2020): Bundesländer 2016 mit Einwohnerzahl. URL: <https://opendata-esri-de.opendata.arcgis.com/datasets/esri-de-content::bundesl%C3%A4nder-2016-mit-einwohnerzahl/about>, (Stand: 04.01.2022)
- [87] GEOBASIS-DE / BKG 2019 (DATEN VERÄNDERT) (2020): Kreisgrenzen 2017 mit Einwohnerzahl. URL: <https://hub.arcgis.com/datasets/esri-de-content::kreisgrenzen-2017-mit-einwohnerzahl/about>, (Stand: 04.01.2022)
- [88] GETREIDE AG (2021): Einkaufs-, Qualitäts- und Aufkaufbedingungen der Getreide AG. Hamburg
- [89] GNANSOUNOU, E.; DAURIAT, A.; VILLEGAS, J.; PANICHELLI, L. (2009): Life cycle assessment of biofuels. Energy and greenhouse gas balances. *Bioresource technology*, Bd. 100, Nr. 21, S. 4919–4930
- [90] GOCHT, A.; RÖDER, N.; MEYER-BORSTEL, H. (2014): Thünen Atlas: Landwirtschaftliche Nutzung (1999-2010). URL: <https://www.thuenen.de/de/infrastruktur/thuenen-atlas-und-geoinformation/thuenen-atlas/aussagekraeftig-auswertung-auf-boden-klima-raeumen/>, (Stand: 04.01.2022)
- [91] GOCHT, A.; RÖDER, N. (2014): Using a Bayesian estimator to combine information from a cluster analysis and remote sensing data to estimate high-resolution data for agricultural production in Germany. *International Journal of Geographical Information Science*, Bd. 28, Nr. 9, S. 1744–1764
- [92] GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; SCHRYVER, A. D.; STRUIJS, J.; VAN ZELM, R. (2009): ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level
- [93] GOGLIO, P.; GRANT, B. B.; SMITH, W. N.; DESJARDINS, R. L.; WORTH, D. E.; ZENTNER, R.; MALHI, S. S. (2014): Impact of management strategies on the global warming potential at the cropping system level. *The Science of the total environment*, Bd. 490, S. 921–933
- [94] GUINÉE, J. B.; LINDEIJER, E. (2002): Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards: Springer Science & Business Media, ISBN 1402002289
- [95] GÜNTHER, D., (UMWELTBUNDESAMT (UBA)) (2021): Berechnungsgrundlage Klimainventar. schriftliche Mitteilung an Empfänger: Daniela Dressler, (Technologie- und Förderzentrum (TFZ)), (Stand: 20.07.2021)
- [96] HALBFAß, S.; GEBEL, M.; FRIESE, H.; GRUNEWALD, K.; MANNSFELD, K. (2010): Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.). Dresden, 83 Seiten

- [97] HALBLEIB, J. (2019): Bodenerosion und ihre Modellierung auf Grundlage der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG)-Erosionsabschätzung mittels AVErosion im Untersuchungsgebiet Biosphärenreservat Rhön. UNIVERSITÄT WÜRZBURG
- [98] HANSEN, S.; JENSEN, H. E.; NIELSEN, N. E.; SVENDSEN, H. (1991): Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. Fertilizer research, Bd. 27, Nr. 2, S. 245–259
- [99] HARRIS, D. C. (2014): Lehrbuch der Quantitativen Analyse. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum, ISBN 978-3-642-37787-7
- [100] HARTMANN, H. (2016): 8.2 Halmgutartige Biomasse. 8.2.1 Mähgut, 8.2.2 Häckselgut, 8.2.3 Ballen, 8.2.4 Pellets. In: KALTSCHMITT, M.; HARTMANN, H.; HOFBAUER, H.: Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren. 3., aktual. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer Vieweg, S. 400–409, ISBN 978-3-662-47437-2
- [101] HAUSCHILD, M.; GOEDKOOP, M.; GUINEE, J.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; JOLLIET, O.; MARGNI, M.; SCHRYVER, A. de; PENNINGTON, D.; PANT, R.; SALA, S.; BRANDAO, M.; WOLF, M. (2011): Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context - based on existing environmental impact assessment models and factors (International Reference Life Cycle Data System - ILCD handbook). EUR 24571 EN. Luxembourg. PUBLICATIONS OFFICE OF THE EUROPEAN UNION. JRC61049
- [102] HAUSCHILD, M. Z.; WENZEL, H. (1998): Environmental Assessment of Products, Volume 2: Scientific Background. London: Chapman and Hall, 565 Seiten
- [103] HEIDECKE, C.; HIRT, U.; KREIS, P.; KUHR, P.; KUNKEL, R.; MAHNKOPF, J.; SCHOTT, M.; TETZLAFF, B.; VENOHR, M.; WAGNER, A.; WENDLAND, F. (2014): „Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser“. AGRUM-WESER, 376 Seiten
- [104] HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J. B.; HUPPES, G.; LANKREIJER, R. M.; UDO DE HAES, H. A.; WEGENER SLEESWIJK, A.; ANSEMS, A. M.M.; EGGELS, P. G.; VAN DUIN, R.; GOEDE, H. P. de (1992): Environmental life cycle assessment of products. Guide and backgrounds (part 1)
- [105] HELBIG, H.; MÖLLER, M.; SCHMIDT, G.; BUNDESVERBAND BODEN (BVB) E. V. (2010): Bodenerosion durch Wasser in Sachsen-Anhalt. BUNDESVERBAND BODEN (BVB) E. V. BVB-Materialien 15. Berlin: Erich Schmidt Verlag GmbH & Co, 106 Seiten, ISBN 9783503124985
- [106] HELMES, R. J. K.; HUIJBREGTS, M. A. J.; HENDERSON, A. D.; JOLLIET, O. (2012): Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the global scale. The International Journal of Life Cycle Assessment, Bd. 17, Nr. 5, S. 646–654
- [107] HERGOUALC'H, K.; AKIYAMA, H.; BERNOUX, M.; CHIRINDA, N.; DEL PRADO, A.; KASIMIR, Å.; MACDONALD, J. D.; OGLE, S. M.; REGINA, K.; VAN DER WEERDEN, TONY JOHN (2019): Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. In: IPCC: 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Schweiz

- [108] HIJAZI, O.; MUNRO, S.; ZERHUSEN, B.; EFFENBERGER, M. (2016): Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Bd. 54, S. 1291–1300
- [109] HÖCHERL, S.; DANDIKAS, V.; BARTH, J.; HENKELMANN, G.; DECKER, M.; HILBIG, H. (2020): Bewertung von pH-Wert senkenden Systemen durch Ansäuerung zur Verringerung der Ammoniakemissionen in Stall und Feld. Freising. BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT
- [110] HOLSTEN, B.; PFANNERSTILL, M.; TREPPEL, M. (2016): Phosphor in der Landschaft. Management eines begrenzt verfügbaren Nährstoffes. Institut für Ökosystemforschung, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (Hrsg.). (Mitarb.): Schrautzer, J.; Witt, B.; Sander, R. Kiel, 52 Seiten
- [111] HORLACHER, D.; MARSCHNER, H. (1990): Schätzrahmen zur Beurteilung von Ammoniakverlusten nach Ausbringung von Rinderflüssigmist. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, Bd. 153, Nr. 2, S. 107–115
- [112] HUIJBREGTS, M. (1999): Life-cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA
- [113] HUIJBREGTS, M. A.J.; STEINMANN, Z. J.N.; ELSHOUT, P. M.F.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M. D.M.; VAN ZELM, R. (2017): ReCiPe 2016 v1. 1. A Harmonized Life Cycle Impact Assessment Method at Midpoint and Endpoint Level. Report I: Characterization, S. 1–40
- [114] HUTCHINGS, N.; WEBB, J.; AMON, B. (2019): 3.D Crop production and agricultural soils. In: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. Technical Guidance to prepare national emission inventories. Luxembourg: Publications Office of the European Union. URL: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019#additional-files>
- [115] HUTSON, J. L.; WAGENET, R. J. (1992): LEACHM. Leaching Estimation and Chemistry Model: A process based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in unsaturated zone. Version 3. Ithaca, NY. DEP. OF AGRONOMY, CORNELL UNIVERSITY
- [116] INTERNATIONAL FERTILIZER ASSOCIATION (2021): Düngerstatistik. URL: <https://www.ifastat.org/databases/plant-nutrition>, (Stand: 15.12.2021)
- [117] IPCC (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. (Mitarb.): Eggleston, H. S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K. INSTITUTE FOR GLOBAL ENVIRONMENTAL STRATEGIES (IGES). Japan
- [118] IPCC (2019): 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. (Mitarb.): Calvo Buendia, E.; Tanabe, K.; Kranjc, A.; Baasansuren, J.; Fukuda, M.; Ngarize, S.; Osako, A.; Pyrozhenko, Y.; Shermanau, P.; Federici, S. IPCC. Schweiz

- [119] JÄGER, N. (2022): Zwischenfrucht senkt den Herbst-Nmin. Bayerisches Landwirtschaftliches Wochenblatt, Bd. 212, Nr. 15, S. 45
- [120] JENKIN, M. E.; HAYMAN, G. D. (1999): Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds. Sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters. Atmospheric environment, Bd. 33, Nr. 8, S. 1275–1293
- [121] JÖRß, W.; FÖRSTER, H.; HARTHAN, R.; MOOSMANN, L.; SIEMONS, A. (2020): Der Transparenzrahmen unter dem Übereinkommen von Paris - Konsequenzen für die nationale Berichterstattung zum Klimaschutz. Endbericht zum Vorhaben UFOPLAN 3717 18 104 0 „Konzeptionierung eines gemeinsamen Transparenz-systems unter dem Übereinkommen von Paris. Analyse des Verhandlungsprozesses und Projektierung der Auswirkungen auf die Informationsbereitstellung“. Umweltbundesamt (Hrsg.). Texte 77/2020, 78 Seiten
- [122] JULIUS KÜHN-INSTITUT, BUNDESFORSCHUNGSINSTITUT FÜR KULTURPFLANZEN (2014): 26. Deutsche Arbeitsbesprechung über Fragen der Unkrautbiologie und -bekämpfung. Tagungsband, Braunschweig, 11. bis 13.03.2014
- [123] JULIUS-KÜHN-INSTITUT (2020): Preise Pflanzenschutzmittel, Datenbankauszug. schriftliche Mitteilung an Empfänger: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. unveröffentlicht, (Stand: 20.08.2020)
- [124] KALTSCHMITT, M.; HARTMANN, H.; HOFBAUER, H. (2016): Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren. 3., aktual. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer Vieweg, 1755 Seiten, ISBN 978-3-662-47437-2
- [125] KATZ, P. E. (1996): Ammoniakemissionen nach der Gülleanwendung auf Grünland. ETH ZÜRICH
- [126] KAUPENJOHANN, M.; SCHNUG, E.; HANEKLAUS, S.; DÖHLER, H. G.; NEBELSIECK, R.; FOCK, K. (2019): Gutachten zur Anwendung von Minderungs-techniken für Ammoniak durch „Ansäuerung von Gülle“ und anderen Wirkungen auf Boden und Umwelt. Umweltbundesamt (Hrsg.). Texte 148/2019, 65 Seiten
- [127] KESENHEIMER, K.; AUGUSTIN, J.; HEGEWALD, H.; KÖBKE, S.; DITTERT, K.; RÄBIGER, T.; QUIÑONES, T. S.; PROCHNOW, A.; HARTUNG, J.; FUß, R. (2021): Nitrification inhibitors reduce N₂O emissions induced by application of biogas digestate to oilseed rape. Nutrient Cycling in Agroecosystems, Bd. 120, Nr. 1, S. 99–118
- [128] KILLICHES, F. (2013): Phosphat: Mineralischer Rohstoff und unverzichtbarer Nährstoff für die Ernährungssicherheit weltweit. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.). (Mitarb.): Gebauer, H.-P.; Franken, G.; Röhling, S.; Schulz, P.; Müller, H. W., 32 Seiten
- [129] KIM, D.-G.; SAGGAR, S.; ROUDIER, P. (2012): The effect of nitrification inhibitors on soil ammonia emissions in nitrogen managed soils: a meta-analysis. Nutrient Cycling in Agroecosystems, Bd. 93, Nr. 1, S. 51–64
- [130] KIM, S.; DALE, B. E. (2002): Allocation procedure in ethanol production system from corn grain i. system expansion. Int J LCA, Bd. 7, Nr. 4, S. 237–344

- [131] KLAPP, C.; THEUVSEN, L. (2011): In the scenario for using cereal straw for electricity generation, a conversion efficiency of 30% was taken for the combustion Bilanzierung der Versorgung mit landwirtschaftlichen Produkten: Internationaler Vergleich und Entwicklungsbedarf. In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz: Berichte über Landwirtschaft. Zeitschriften für Agrarpolitik und Landwirtschaft 89. 2nd ed.: Kohlhammer, S. 306-330
- [132] KLEIN, C. de; NOVOA, R. S. A.; OGLE, S.; SMITH, K. A.; ROCHETTE, P.; WIRTH, T. C. (2006): Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. In: IPCC: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Japan
- [133] KLÖPFFER, W.; GRAHL, B. (2009): Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim: Wiley-VCH, 426 Seiten, ISBN 978-3-527-32043-1
- [134] KÖBLE, R. (2014): The Global Nitrous Oxide Calculator - GNOC. Online Tool Manual. EUROPEAN COMMISSION, JOINT RESEARCH CENTRE. URL: <https://gnoc.jrc.ec.europa.eu/>, 40 Seiten
- [135] KUPPER, T. (2017): Beurteilung der Ansäuerung von Gülle als Massnahme zur Reduktion von Ammoniakemissionen in der Schweiz - Aktueller Stand. Bern. BERNER FACHHOCHSCHULE
- [136] KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E. V. (2018): Faustzahlen für die Landwirtschaft. 25. Aufl. Darmstadt
- [137] KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E. V. (2020): Betriebsplanung Landwirtschaft 2020/21. KTBL-Datensammlung. 27. Aufl. Darmstadt, ISBN 3-540-40160-1
- [138] KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E. V. (2021): Aktuelle Marktpreise von Weizenkorn und -stroh. an Empfänger: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), (Stand: 2021)
- [139] KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E. V. (2021): KTBL-Produktivdatenbank. Unveröffentlicht
- [140] KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E. V. (2021): KTBL-Produktivdatenbank: KTBL-Stoffliste. Stand: 31.01.2021. Unveröffentlicht. (Zugriff am 05.05.2021). abgeleitet von LfL Bayern (2014): Pflanzenschutz-Merkblatt: Anwendungshinweise und Wirkungseinstufung der Präparate, <https://www.lfl.bayern.de/ips/pflanzenschutz/027325/index.php>.
- [141] KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E. V. (2021): Leistungs-Kostenrechnung für den Pflanzenbau. Darmstadt
- [142] LAM, S. K.; SUTER, H.; MOSIER, A. R.; CHEN, D. (2017): Using nitrification inhibitors to mitigate agricultural N₂O emission. A double-edged sword? Global change biology, Bd. 23, Nr. 2, S. 485–489

- [143] LANDESAMT FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FLURNEUORDNUNG (2021): Hinweise zur Düngebedarfsermittlung bei Phosphat/Phosphor. LANDESAMT FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FLURNEUORDNUNG - LAND BRANDENBURG. URL: <https://lelf.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Duengebedarfsermittlung-Phosphor.pdf>, (Stand: 21.11.2021)
- [144] LANDESAMT FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FLURNEUORDNUNG BRANDENBURG (2020): Richtwertsammlung Düngerecht. abgestimmt mit den Ländern Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen, 93 Seiten
- [145] LANDESAMT FÜR UMWELT BRANDENBURG (2015): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit im Land Brandenburg 2006 - 2012. Potsdam
- [146] LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (LUNG) (2015): Das Landesmessnetz zur Güteüberwachung des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Untersuchungsergebnisse 2007-2013 und Bewertung des chemischen Zustandes gemäß Grundwasserverordnung (GrwV). Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) (Hrsg.)
- [147] LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2005): FREMSA (Fracht Emission Sachsen-Anhalt). Darstellung einer Methodik zur Ermittlung stoffspezifischer Frachtemissionen in Gewässer. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.). FACHBEREICH 2, 25 SEITEN
- [148] LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2005): FREMSA (Fracht Emission Sachsen-Anhalt). Darstellung einer Methodik zur Ermittlung stoffspezifischer Frachtemissionen in Gewässer. Fachinformation des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Nr. 2/2005,
- [149] LANDWIRTSCHAFTLICHES TECHNOLOGIEZENTRUM AUGUSTENBERG (2021): Stammdatensammlung: Düngung BW. URL: <https://ltz.landwirtschaft-bw.de/pb/,Lde/Startseite/Arbeitsfelder/Duengung>, (Stand: 18.08.2021), 51 Seiten
- [150] LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2021): Nährstoffgehalte in organischen Düngern. Stand 11.01.2021. URL: <https://www.duengebehoerde-niedersachsen.de/services/download.cfm?file=30432>
- [151] LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2021): Landessortenversuche 2020: Winterweizen Qualitäten, Weizen. URL: <https://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/pflanze/nav/322/article/36064.html>, (Stand: 13.08.2021), (Stand: 13.08.2021)
- [152] LATACZ-LOHMANN, U.; NOHRDEN, M.; THIERMANN, I. (2019): Was bringen neue Verfahren? Ammoniakemissionen durch Gülleansäuerung reduzieren. Bauernblatt (16.03.2019), S. 41–47
- [153] LECHENET, M.; DESSAINT, F.; PY, G.; MAKOWSKI, D.; MUNIER-JOLAIN, N. (2017): Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. *Nature plants*, Bd. 3, S. 17008

- [154] LORENZ, M.; FÜRST, C.; THIEL, E. (2013): A methodological approach for deriving regional crop rotations as basis for the assessment of the impact of agricultural strategies using soil erosion as example. *Journal of environmental management*, Bd. 127, S. S37-S47
- [155] MACKENZIE, S. G.; LEINONEN, I.; KYRIAZAKIS, I. (2017): The need for co-product allocation in the life cycle assessment of agricultural systems—is “biophysical” allocation progress? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Bd. 22, Nr. 2, S. 128–137
- [156] MALCA, J.; FREIRE, F. (2006): Renewability and life-cycle energy efficiency of bioethanol and bio-ethyl tertiary butyl ether (bioETBE): assessing the implications of allocation. *Energy*, Bd. 31, Nr. 15, S. 3362–3380
- [157] MALLAST, J.; STICHNOTHE, H.; FLESSA, H.; FUß, R.; LUCAS-MOFFAT, A.; PETERSEN-SCHLAPKOHL, U.; AUGUSTIN, J.; HAGEMANN, U.; KESENHEIMER, K.; RUSER, R.; SUÁREZ QUIÑONES, T.; PROCHNOW, A.; DITTERT, K.; HUTH, V.; GLATZEL, S. (2018): GHG-DB-Thuenen - Multi-variable experimental data set of agronomic data and gaseous soil emissions of energy crop cultivation at eight sites in Germany. *Forschungsdaten*. Göttingen: Open Agrar Repositorium. URL: https://www.openagrar.de/receive/openagrar_mods_00036149
- [158] MALLAST, J.; STICHNOTHE, H.; FLESSA, H.; FUß, R.; LUCAS-MOFFAT, A. M.; PETERSEN-SCHLAPKOHL, U.; AUGUSTIN, J.; HAGEMANN, U.; KESENHEIMER, K.; RUSER, R.; SUÁREZ QUIÑONES, T.; PROCHNOW, A.; DITTERT, K.; HUTH, V.; GLATZEL, S. (2021): Multi-variable experimental data set of agronomic data and gaseous soil emissions from maize, oilseed rape and other energy crops at eight sites in Germany. *Open Data Journal for Agricultural Research*, Bd. 7, S. 11–19
- [159] MALLAST, J.; STICHNOTHE, H.; ÖHLSCHLÄGER, G. (2021): StaPlaRes-DB-Thuenen - Three-year data set on gaseous field emissions and agronomic data in a urea fertilised rapeseed-winter wheat-winter barley crop sequence using inhibitors and sub-surface placement at three sites in Germany. *Forschungsdaten*. Göttingen: Open Agrar Repositorium. URL: https://www.openagrar.de/receive/openagrar_mods_00069821
- [160] MALLAST, J.; STICHNOTHE, H.; KREUTER, T.; THIEL, E.; POMMER, C.; DÖHLER, J.; EISSNER, F.; KÜHLING, I.; RÜCKNAGEL, J.; PAMPERIN, H.; AUGUSTIN, J.; HOFFMANN, M.; SIMON, A.; HÜLSBERGEN, K.-J.; MAIDL, F.-X.; TAUCHNITZ, N.; BISCHOFF, J.; BÖTTCHER, F. (2022): A three-year data set of gaseous field emissions from crop sequence at three sites in Germany. *Scientific Data*, Bd. 9, S. 415
- [161] MATHIVANAN, G. P.; EYSHOLDT, M.; ZINNBAUER, M.; RÖSEMANN, C.; FUß, R. (2021): New N₂O emission factors for crop residues and fertiliser inputs to agricultural soils in Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Bd. 322, Nr. 6, S. 107640
- [162] McLAREN, S.; BERARDY, A.; HENDERSON, A.; HOLDEN, N.; HUPPERTZ, T.; JOLLIET, O.; CAMILLIS, C. de; RENOUF, M.; RUGANI, B.; SAARINEN, M.; VAN DER POLS, J.; VÁZQUEZ-ROWE, I.; ANTÓN VALLEJO, A.; BIANCHI, M.; CHAUDHARY, A.; CHEN, C.; COOREMAN-

- ALGOED, M.; DONG, H.; GRANT, T.; GREEN, A.; HALLSTRÖM, E.; HOANG, H. M.; LEIP, A.; LYNCH, J.; MCAULIFFE, G.; RIDOUTT, B.; SAGET, S.; SCHERER, L.; TUOMISTO, H.; TYEDMERS, P.; VAN ZANTEN, H. (2021): Integration of environment and nutrition in life cycle assessment of food items: opportunities and challenges. Rom. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 161 SEITEN
- [163] MENZI, H.; FRICK, R.; KAUFMANN, R. (1997): Ammoniak-Emissionen in der Schweiz. Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials = Emissions d'ammoniac en Suisse : amplitude et évaluation technique du potential de réduction. Schriftenreihe der FAL 26. Zürich: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, 1 Band (mehrere Zählungen), ISBN 3905608170
- [164] METROPOLIS, N.; ULAM, S. (1949): The monte carlo method. Journal of the American statistical association, Bd. 44, Nr. 247, S. 335–341
- [165] MEYER, D.; GRANDNER, N.; KOLBE, H. (2019): Optimierung von Kohlenstoff- und Stickstoffkreisläufen. Strategien zur Optimierung betrieblicher Kohlenstoff- und Stickstoffkreisläufe von landwirtschaftlichen Anbausystemen in Sachsen. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.). Schriftenreihe des LfULG, Heft 15/2019
- [166] MEYER, M. (2000): Entwicklung und Modellierung von Planungsszenarien für die Landnutzung im Gebiet der Bornhöveder Seenkette. Dissertation. Kiel
- [167] MINISTERIET FOR FODEVARER, LANDBURG OG FISKERI (2021): Bekendtgørelse om anvendelse af godning. BEK nr 1551 af 02/07/2021. j.nr. 2020-757.
- [168] MÖLLER, K.; SCHULTHEISS, U.; WULF, S.; SCHIMMELPFENNIG, S. (2019): Düngung mit Gärresten. Eigenschaften - Ausbringung - Kosten. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (Hrsg.). Darmstadt. KTBL-Heft, Nr. 126
- [169] MÖNKING, S. S. (2013): Berechnung von Getreide- und Vieheinheiten als Aggregationschlüssel in der Agrarwirtschaft. Dissertation. Göttingen, 394 Seiten
- [170] MONTEITH, J. L. (1981): Evaporation and surface temperature. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, Bd. 107, Nr. 451, S. 1–27
- [171] MORI, A.; HOJITO, M. (2007): Grassland renovation increases N₂O emission from a volcanic grassland soil in Nasu, Japan. Soil Science and Plant Nutrition, Bd. 53, Nr. 6, S. 812–818
- [172] MUÑOZ, M. Á.; ZORNOZA, R. (2018): Soil Management and Climate Change: Academic Press, ISBN 978-0-12-812128-3
- [173] NACHTERGAELE, F.; VELTHUIZEN, H. V.; VERELST, L.; WIBERG, D. (2009): Harmonized World Soil Database (HWSD). Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome,
- [174] NASA SHUTTLE RADAR TOPOGRAPHY MISSION (SRTM) (2013): Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) Global. Distributed by OpenTopography. Rasterkarte. URL: <https://portal.opentopography.org/datasetMetadata?otCollectionID=OT.042013.4326.1>, (Stand: 05.07.2021)

- [175] NEMECEK, T.; KÄGI, T. (2007): Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems. Final report ecoinvent V2.0 No. 15a. Zürich und Dübendorf, CH. AGROSCOPE RECKENHOLZ-TÄNIKON RESEARCH STATION ART; SWISS CENTRE FOR LIFE CYCLE INVENTORIES
- [176] NEMES, A.; WÖSTEN, J. H.M.; LILLY, A.; VOSHAAR, J. O. (1999): Evaluation of different procedures to interpolate particle-size distributions to achieve compatibility within soil databases. *Geoderma*, Bd. 90, Nr. 3-4, S. 187–202
- [177] NGUYEN, T. L. T.; HERMANSEN, J. E.; MOGENSEN, L. (2013): Environmental performance of crop residues as an energy source for electricity production. The case of wheat straw in Denmark. *Applied Energy*, Bd. 104, Nr. 4, S. 633–641
- [178] NIEDER, R.; KÖSTER, W.; DAUCK, H.-P. (2010): Beitrag der Landwirtschaft zu diffusen Phosphateinträgen in die Hydrosphäre. *WasserWirtschaft*, Bd. 100, Nr. 5, S. 20–25
- [179] NIEDER, R. (2021): Anteil in Tonmineralien fixierten Ammoniumstickstoffs in grobkörnigen Böden. persönliche Mitteilung (mündlich) an Empfänger: Stefan Prinz, (Stand: März 2021)
- [180] NILSSON, A. T.; LUNDKVIST, A.; VERWIJST, T.; GILBERTSSON, M.; ALGERBO, P.-A.; HANSSON, D.; ANDERSSON, A.; STAHL, P.; STERNBERG, M. (2014): Integrated control of annual weeds by inter-row hoeing and intra-row herbicide treatment in spring oilseed rape. In: Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen: 26. Deutsche Arbeitsbesprechung über Fragen der Unkrautbiologie und -bekämpfung. Tagungsband. Braunschweig, 11. bis 13.03.2014, S. 746–750
- [181] OLFS, H.-W. (2019): Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung: Modifizierte Richtwerte für die P-Gehaltsklassen im Boden. In: Dachverband wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e.V.: agrarspectrum. Phosphoreinsatz in der Landwirtschaft zwischen Knappheit und Überschuss. Wissenschaftliche Tagung des Dachverbandes Agrarforschung (DAF) e.V. Berlin, Nr. 52, S. 14–28
- [182] PERNER, J. (2011): Möglichkeiten und Grenzen von betriebsbezogenen Analysen und Maßnahmen zum Erosionsschutz. Thüringer Ackerbauforum 2011. Göhren. URL: http://www.tll.de/www/daten/veranstaltungen/materialien/ackerbauforum/abf11_04f.pdf, (Stand: 03.01.2022)
- [183] PETER, C.; SPECKA, X.; AURBACHER, J.; KORNATZ, P.; HERRMANN, C.; HEIERMANN, M.; MÜLLER, J.; NENDEL, C. (2017): The MiLA tool. Modeling greenhouse gas emissions and cumulative energy demand of energy crop cultivation in rotation. *Agricultural Systems*, Bd. 152, S. 67–79
- [184] POEPLAU, C.; DON, A.; FLESSA, H. (2020): Erste Bodenzustandserhebung Landwirtschaft - Kerndatensatz. Göttingen. OPEN AGRAR REPOSITORY
- [185] POSCH, M.; SEPPÄLÄ, J.; HETTELINGH, J.-P.; JOHANSSON, M.; MARGNI, M.; JOLLIET, O. (2008): The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in

- LCIA. The International Journal of Life Cycle Assessment, Bd. 13, Nr. 6, S. 477–486
- [186] PRASUHN, V. (2006): Erfassung der PO₄-Austräge für die Ökobilanzierung. SALCA-Phosphor. agroscope (Hrsg.), 22 Seiten
- [187] PRIESACK, E. (2006): Expert-N Dokumentation der Modellbibliothek. Zugl.: Göttingen, Univ., Habil.-Schr., 2006. FAM-Bericht 60. München: Hieronymus, 298 Seiten, ISBN 3897913623
- [188] QIAO, C.; LIU, L.; HU, S.; COMPTON, J. E.; GREAVES, T. L.; LI, Q. (2015): How inhibiting nitrification affects nitrogen cycle and reduces environmental impacts of anthropogenic nitrogen input. *Global change biology*, Bd. 21, Nr. 3, S. 1249–1257
- [189] RANDENIYA, L. K.; VOHRALIK, P. F.; PLUMB, I. C. (2002): Stratospheric ozone depletion at northern mid latitudes in the 21st century. The importance of future concentrations of greenhouse gases nitrous oxide and methane. *Geophysical Research Letters*, Bd. 29, Nr. 4, S. 10-1-10-4
- [190] REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG, LANDESAMT FÜR GEOLOGIE, ROHSTOFFE UND BERGBAU (2021): LGRB-Kartenviewer. URL: <https://maps.lgrb-bw.de>, (Stand: 08.09.2021)
- [191] REIMANN, C.; BIRKE, M.; DEMETRIADES, A.; FILZMOSER, P.; O'CONNOR, P. (2014): Chemistry of Europe's Agricultural Soils, Part A. Methodology and Interpretation of the GEMAS Data Set. Stuttgart: Schweizerbart Science Publishers, ISBN 9783510968466
- [192] RHEINKALK KDI GMBH & Co. KG (2013): Die Bedeutung von Kalk und Kalkdüngung in der pflanzlichen Produktion. Hinweise zur Bedeutung und zum Einsatz von Naturkalken und Konverterkalken in der Landwirtschaft. Wülfrath
- [193] RICHTNER, W.; OBERHOLZER, H.-R.; FREIERMUTH KNUCHEL, R.; HUGUENIN, O.; OTT, S.; NEMECEK, T.; WALTHER, U. (2014): Modell zur Beurteilung der Nitratauswaschung in Ökobilanzen – SALCA-NO₃. Unter Berücksichtigung der Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, N-Düngung), der mikrobiellen Nitratbildung im Boden, der Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen und verschiedener Bodeneigenschaften. *Agroscope Science*, Bd. 5, S. 1–28
- [194] ROSA-SCHLEICH, J.; LOOS, J.; MUßHOFF, O.; TSCHARNTKE, T. (2019): Ecological-economic trade-offs of Diversified Farming Systems – A review. *Ecological Economics*, Bd. 160, Nr. 4, S. 251–263
- [195] RÖSEMANN, C.; HAENEL, H.-D.; DÄMMGEN, U.; FREIBAUER, A.; DÖRING, U.; WULF, S.; EURICH-MENDEN, B.; DÖHLER, H.; SCHREINER, C.; OSTERBURG, B. (2017): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2015. Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2017. Johann Heinrich von Thünen-Institut (Hrsg.). Braunschweig. Thünen Report, Nr. 46, 427 Seiten

- [196] RÖSEMANN, C.; HAENEL, H.-D.; VOS, C.; DÄMMGEN, U.; DÖRING, U.; WULF, S.; EURICH-MENDEN, B.; FREIBAUER, A.; DÖHLER, H.; SCHREINER, C.; OSTERBURG, B.; FUß, R. (2021): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2019. Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2021. Johann Heinrich von Thünen-Institut (Hrsg.). Braunschweig. Thünen Report, Nr. 84, 454 Seiten
- [197] ROßBERG, D.; MICHEL, V.; GRAF, R.; NEUKAMPF, R. (2007): Definition von Boden-Klima-Räumen für die Bundesrepublik Deutschland. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, Bd. 59, Nr. 7, S. 155–161
- [198] ROUNDTABLE ON SUSTAINABLE BIOMATERIALS (RSB) (2017): RSB GHG Calculation Methodology. Version 2.3. RSB reference code: RSB-STD-01-003-01. Switzerland
- [199] ROY, P.-O.; AZEVEDO, L. B.; MARGNI, M.; VAN ZELM, R.; DESCHÊNES, L.; HUIJBREGTS, M. A. J. (2014): Characterization factors for terrestrial acidification at the global scale. A systematic analysis of spatial variability and uncertainty. *Science of the Total Environment*, Bd. 500, S. 270–276
- [200] ROY, R. N.; MISRA, R. V.; LESSCHEN, J. P.; SMALING, E. M. A. (2003): Assessment of soil nutrient balance. Approaches and methodologies. FAO fertilizer and plant nutrition bulletin 14. Rom: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 87 Seiten, ISBN 9251050384
- [201] RUSER, R.; SCHULZ, R. (2015): The effect of nitrification inhibitors on the nitrous oxide (N₂O) release from agricultural soils—a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Bd. 178, Nr. 2, S. 171–188
- [202] SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2004): Umweltgutachten 2004 -Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern, 668 Seiten
- [203] SALTZMANN, J.; KEHLENBECK, H. (2018): Wirtschaftlichkeitsbewertung von Pflanzenschutzstrategien in E- und A-Weizen anhand eines Feldversuches in Brandenburg mit sechsgliedriger Fruchtfolge in den Jahren 2004 bis 2016. *Gesunde Pflanzen*, Bd. 70, Nr. 3, S. 129–138
- [204] SCHMID, M.; NEFTEL, A.; FUHRER, J. (2000): Lachgasemissionen aus der Schweizer Landwirtschaft. Schriftenreihe der FAL / Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau Zürich-Reckenholz, Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft Liebefeld-Bern 33. Zürich-Reckenholz: FAL, 131 Seiten
- [205] SCHROERS, J. O.; SAUER, N. (2011): Die Leistungs-Kostenrechnung in der landwirtschaftlichen Betriebsplanung. Darmstadt. KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E. V. KTBL-SCHRIFT, NR. 486, 98 SEITEN
- [206] SCHWARZ, J.; KLOCKE, B.; WAGNER, C.; KRENGEL, S. (2018): Untersuchungen zum notwendigen Maß bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Winterweizen in den Jahren 2004 bis 2016. *Gesunde Pflanzen*, Bd. 70, Nr. 3, S. 119–127
- [207] 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 (14 pp). The International Journal of Life Cycle Assessment, Bd. 11, Nr. 6, S. 403–416
- [208] SHAPOURI, H.; DUFFIELD, J. A.; WANG, M. (2002): The Energy Balance of Corn Ethanol. An Update. 813. Aufl. Agricultural Economic Report (Hrsg.). U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE, OFFICE OF THE CHIEF ECONOMIST, OFFICE OF ENERGY POLICY AND NEW USES, 20 SEITEN
- [209] SIELING, K.; KAGE, H. (2010): Efficient N management using winter oilseed rape. A review. Agronomy for Sustainable Development, S. 271–279
- [210] SIMUNEK, J.; HUANG, K.; VAN GENUCHTEN, M. T. (1998): The HYDRUS code for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. US Salinity Laboratory Research Report, Bd. 144,
- [211] SPHERA SOLUTIONS GMBH (2021): GaBi Software System and Database for Life Cycle Engineering. Leinfelden-Echterdingen: Sphera Solutions GmbH, (Stand: Dezember 2015)
- [212] SPIEGEL, H.; SANDÉN, T.; DERSCH, G.; BAUMGARTEN, A.; GRÜNDLING, R.; FRANKO, U. (2018): Soil Organic Matter and Nutrient Dynamics Following Different Management of Crop Residues at Two Sites in Austria. In: MUÑOZ, MARÍA ÁNGELES; ZORNOZA, RAÚL: Soil Management and Climate Change: Academic Press, S. 253–265, ISBN 978-0-12-812128-3
- [213] STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (2016): 41141 Agrarstrukturhebung / Landwirtschaftszählung. URL: <https://www.regionalstatistik.de/genesis/online>, (Stand: 15.12.2021), (Stand: 2016)
- [214] STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (2020): 41241 Ernte- und Betriebsberichterstattungen (EBE). URL: <https://www.regionalstatistik.de/genesis/online>, (Stand: 15.12.2021), (Stand: 2020)
- [215] STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (2021): Landwirtschaftliche Betriebe und deren landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) nach Größenklassen der LF - Jahr - regionale Tiefe: Kreise und krfr. Städte. URL: <https://www.regionalstatistik.de/genesis//online?operation=table&code=41141-05-01-4&bypass=true&levelindex=1&levelid=1616431263515>, (Stand: 22.03.2021)
- [216] STATISTISCHES AMT FÜR HAMBURG UND SCHLESWIG-HOLSTEIN (2022): Bodennutzung und Ernte in Schleswig-Holstein 2021. Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein (Hrsg.). Hamburg. Statistische Berichte, Nr. C I/C II - j 21 SH
- [217] STATISTISCHES BUNDESAMT (2017): Bodenbearbeitungsverfahren landwirtschaftlicher Betriebe auf Ackerflächen im Wirtschaftsjahr 2015/2016. URL: <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Produktionsmethoden/Tabellen/bodenbearbeitungsverfahren-landwirtschaftliche-betriebe.html>, (Stand: 15.03.2021), (Stand: 2017)
- [218] STATISTISCHES BUNDESAMT (2020): Düngemittelversorgung. Wirtschaftsjahr 2019/2020

- [219] STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2021): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei; Wachstum und Ernte – Feldfrüchte 2020, Fachserie 3 Reihe 3.2.1. Statistisches Bundesamt (Destatis) (Hrsg.)
- [220] 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*, Bd. 74, Nr. 3, S. 207–228
- [221] STEINBRENNER, K.; LISTE, H.-J. (1982): Regeln und Richtwerte für die Fruchtfolgegestaltung. Redaktionsschluß: Juli 1982. 1., veränd. Nachaufl. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Landwirtschaftsausstellung der DDR (Hrsg.). (Mitarb.): Herbst, S. Markkleeberg. *Agra Buch - Empfehlungen für die Praxis*, 64 Seiten
- [222] STEININGER, M.; HELBIG, H.; HARTMANN, K.-J.; MÖLLER, M.; WURBS, D. (2010): Prognose der Erosionsgefährdung auf der Basis von Relief, Boden, Klima und Bewirtschaftung. In: HELBIG, HENRIK; MÖLLER, MARKUS; SCHMIDT, GERD; Bundesverband Boden (BVB) e. V.: *Bodenerosion durch Wasser in Sachsen-Anhalt*. BVB-Materialien 15. Berlin: Erich Schmidt Verlag GmbH & Co, ISBN 9783503124985
- [223] STICHNOTHE, H.; AMTHAUER-GALLARDO, D.; NOTZ, I. (2020): Comparison of two crop sequences with and without legumes in Bulgaria. In: EBERLE, ULRIKE; SMETANA, SERGIY; BOS, ULRIKE: *Proceedings 12th International conference on Life Cycle Assessment of Food (LCAFood2020)*. 13-16 October 2020, Berlin Virtually, Germany. Quakenbrück: DIL, S. 513–518, ISBN 978-3-00-067604-8
- [224] STOORVOGEL, J. J.; SMALING, E. M. A. (1990): Assessment of soil nutrient depletion in Sub-Saharan Africa: 1983-2000. Volume III: Literature review and description of Land Use Systems. The WINAND STARING CENTRE for Integrated Land Soil and Water Research Wageningen (Hrsg.). Wageningen. Report 28
- [225] STRUIJS, J.; BEUSEN, A.; VAN JAARSVELD, H.; HUIJBREGTS, M. A.J. (2009): Chapter 6: Eutrophication. In: GOEDKOOP, MARK; HEIJUNGS, REINOUT; HUIJBREGTS, MARK; SCHRYVER, AN DE; STRUIJS, JAAP; VAN ZELM, ROSALIE: *ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*
- [226] SZABÓ, B.; GYURKÓ, D.; WEYNANTS, M.; WEBER, T. K. D. (2019): Web interface for European hydraulic pedotransfer functions (euptfv2)
- [227] TETZLAFF, B. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen. Bundesministerium für Bildung und Forschung, Förderkennzeichen 0330038. Zugl.: Diss., Hannover, Univ., 2006. Forschungszentrum Jülich GmbH (Hrsg.). Jülich. *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment*, Nr. 65, 287 Seiten, ISBN 3-89336-447-1, ISBN 978-3-89336-447-3, ISSN 1433-5530
- [228] TETZLAFF, B.; WENDLAND, F. (2008): Flächendifferenzierte Modellierung von mehrjährigen mittleren Phosphateinträgen in die Oberflächengewässer über Dränagen

- und Möglichkeiten zur Verbesserung der Gewässergüte. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Bd. 52, Nr. 5, S. 258–269
- [229] TETZLAFF, B.; KRAUSE, D.; MAROWSKY, K.; BOCK, A. (2015): Eutrophierungsprobleme im Altmühlsee als Folge diffuser und punktförmiger P-Einträge. Modellierung und Ergebnisse. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Bd. 59, Nr. 1, S. 23–33
- [230] TETZLAFF, B.; KELLER, L.; KUHR, P.; KREINS, P.; KUNKEL, R.; WENDLAND, F. (2017): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer Schleswig-Holsteins unter Anwendung der Modellkombination RAUMIS-GROWA-WEKU-MEPhos. Endbericht. FORSCHUNGSZENTRUM JÜLICH, 237 SEITEN
- [231] TETZLAFF, B.; TA, P. (2020): Modellierung des Phosphor-Eintrags aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Hessens. Forschungszentrum Jülich (Hrsg.). (Mitarb.): Zang, C.; Michaelis, B.; Zacharias, M. INSTITUT FÜR BIO- UND GEOWISSENSCHAFTEN, 71 SEITEN
- [232] THOMASSEN, M. A.; DALGAARD, R.; HEIJUNGS, R.; BOER, I. de (2008): Attributional and consequential LCA of milk production. The International Journal of Life Cycle Assessment, Bd. 13, Nr. 4, S. 339–349
- [233] THÜRINGER LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND LÄNDLICHEN RAUM (TLLLR): Gewässerschutz. Landwirtschaft und Gewässerschutz in Thüringen. URL: <https://tlllr.thueringen.de/landwirtschaft/agraroekologie/wasser>, (Stand: 04.01.2022)
- [234] TRABUCCO, A.; ZOMER, R. J. (2019): Global Aridity Index and Potential Evapotranspiration (ET₀) Climate Database v2. figshare. Fileset. URL: https://figshare.com/articles/dataset/Global_Aridity_Index_and_Potential_Evapotranspiration_ET0_Climate_Database_v2/7504448/3, (Stand: 04.01.2022)
- [235] UMWELTBUNDESAMT (2018): Umwelt und Landwirtschaft. Daten zur Umwelt. Umweltbundesamt (Hrsg.). FACHGEBIET I 1.5, 158 SEITEN
- [236] UMWELTBUNDESAMT (2019): Gutachten zur Anwendung von Minderungstechniken für Ammoniak durch "Ansäuerung von Gülle" und deren Wirkungen auf Boden und Umwelt. Dessau-Roßlau. Texte, Nr. 145/2019, 64 Seiten
- [237] UMWELTBUNDESAMT (2020): Indikator: Eutrophierung von Flüssen durch Phosphor. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-eutrophierung-von-fluessen-durch-phosphor>, (Stand: 15.12.2021)
- [238] UMWELTBUNDESAMT (2020): Kartendienst Stickstoffdeposition in Deutschland. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/wirkungen-von-luftschadstoffen/wirkungen-auf-oekosysteme/kartendienst-stickstoffdeposition-in-deutschland>, (Stand: 23.06.2020)
- [239] UMWELTBUNDESAMT (2021): Indikator: Nitrat im Grundwasser. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-nitrat-im-grundwasser#die-wichtigsten-fakten>, (Stand: 12.08.2022), (Stand: 12.08.2022)

- [240] UMWELTBUNDESAMT (2022): Ammoniak-Emissionen. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland/ammoniak-emissionen#entwicklung-seit-1990>, (Stand: 12.07.2022), (Stand: 12.07.2022)
- [241] UMWELTBUNDESAMT (2022): Beitrag der Landwirtschaft zu den Treibhausgas-Emissionen. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/beitrag-der-landwirtschaft-zu-den-treibhausgas#treibhausgas-emissionen-aus-der-landwirtschaft>, (Stand: 26.07.2022), (Stand: 26.07.2022)
- [242] UMWELTBUNDESAMT (2022): Distickstoffoxid-Emissionen. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/treibhausgas-emissionen-in-deutschland/distickstoffoxid-emissionen>, (Stand: 12.08.2022), (Stand: 12.08.2022)
- [243] UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP)/SETAC LIFE CYCLE INITIATIVE (2016): Global guidance for life cycle impact assessment indicators. Volume 1
- [244] VALLEZ, G.; CAMBIER, P.; BACHELEY, H.; CHEVIRON, N.; FORMISANO, S.; LEPEUPLE, A. S.; REVALIER, A.; HOUOT, S. (2013): 15th RAMIRAN International Conference: Recycling of organic residues in agriculture: from waste management to ecosystem services (15ème Conférence internationale RAMIRAN : Recyclage des résidus organiques pour l'agriculture: de la gestion des déchets aux services écosystémiques), Versailles (France), 03.-05.06.2013. INRA / VEOLIA RECHERCHE & INNOVATION, 920 SEITEN, ISBN 978-2-7380-1337-8
- [245] VAN GENUCHTEN, M. T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil science society of America journal, Bd. 44, Nr. 5, S. 892–898
- [246] VAN GENUCHTEN, M. T. (1982): A comparison of numerical solutions of the one-dimensional unsaturated—saturated flow and mass transport equations. Advances in Water Resources, Bd. 5, Nr. 1, S. 47–55
- [247] VAN ZELM, R.; HUIJBREGTS, M. A. J.; DEN HOLLANDER, H. A.; VAN JAARVELD, H. A.; SAUTER, F. J.; STRUIJS, J.; VAN WIJNEN, H. J.; VAN DE MEENT, D. (2008): European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. Atmospheric environment, Bd. 42, Nr. 3, S. 441–453
- [248] VAN ZELM, R.; PREISS, P.; VAN GOETHEM, T.; VAN DINGENEN, R.; HUIJBREGTS, M. (2016): Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale. Damage to human health and vegetation. Atmospheric environment, Bd. 134, S. 129–137
- [249] VASILEIADIS, V. P.; OTTO, S.; VAN DIJK, W.; UREK, G.; LESKOVŠEK, R.; VERSCHWELE, A.; FURLAN, L.; SATTIN, M. (2015): On-farm evaluation of integrated weed management tools for maize production in three different agro-environments in Europe. Agronomic efficacy, herbicide use reduction, and economic sustainability. European Journal of Agronomy, Bd. 63, S. 71–78
- [250] VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (2000): Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden. Darmstadt. Standpunkt des VDLUFA, 8 Seiten

- [251] VERIFICATION OF ENVIRONMENTAL TECHNOLOGIES FOR AGRICULTURAL PRODUCTION (2012): Vera verification statement for the technology SyreN. Charlottenlund, Dänemark
- [252] VOS, C.; RÖSEMANN, C.; HAENEL, H.-D.; DÄMMGEN, U.; DÖRING, U.; WULF, S.; EURICH-MENDEN, B.; FREIBAUER, A.; DÖHLER, H.; SCHREINER, C.; OSTERBURG, B.; FUß, R. (2022): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2020. Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2022. Johann Heinrich von Thünen-Institut (Hrsg.). Braunschweig. Thünen-Report, Nr. 91, 454 Seiten
- [253] WENDLAND, F.; KREINS, P.; KUHR, P.; KUNKEL, R.; TETZLAFF, B.; VEREECKEN, H. (2010): Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen. Jülich. FORSCHUNGSZENTRUM JÜLICH GMBH, INSTITUT FÜR CHEMIE UND DYNAMIK DER GEOSPHERE (ICG), AGROSPHERE. SCHRIFTEN DES FORSCHUNGSZENTRUMS JÜLICH, REIHE ENERGIE & UMWELT, NR. 88, 231 SEITEN
- [254] WENDLAND, F.; KREINS, P.; KUHR, P.; KUNKEL, R.; TETZLAFF, B.; VEREECKEN, H. (2010): Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen. Forschungszentrum Jülich (Hrsg.). INSTITUT FÜR BIO- UND GEOWISSENSCHAFTEN. SCHRIFTEN DES FORSCHUNGSZENTRUMS JÜLICH REIHE ENERGIE & UMWELT / ENERGY & ENVIRONMENT, NR. 88, 231 SEITEN
- [255] WENDLAND, F.; KELLER, L.; KUHR, P.; KUNKEL, R.; TETZLAFF, B. (2015): Regional differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter Anwendung der Modellkombination GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos. Endbericht. Forschungszentrum Jülich (Hrsg.). INSTITUT FÜR BIO- UND GEOWISSENSCHAFTEN, 233 SEITEN
- [256] WENDLAND, M.; DIEPOLDER, M.; OFFENBERGER, K.; RASCHBACHER, S. (2018): Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland. Stand: Januar 2018. 14. Aufl. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.). Freising-Weihenstephan. INSTITUT FÜR ÖKOLOGISCHEN LANDBAU (IFÖL), BODENKULTUR UND RESSOURCENSCHUTZ. LFL-INFORMATION; GELBES HEFT, 98 SEITEN
- [257] WERNET, G.; BAUER, C.; STEUBING, B.; REINHARD, J.; MORENO-RUIZ, E.; WEIDEMA, B. (2016): The ecoinvent database version 3 (part I). Overview and methodology. The International Journal of Life Cycle Assessment, Bd. 21, Nr. 9, S. 1218–1230
- [258] WEST, T. O.; MCBRIDE, A. C. (2005): The contribution of agricultural lime to carbon dioxide emissions in the United States: dissolution, transport, and net emissions. Agriculture, Ecosystems & Environment, Bd. 108, Nr. 2, 2005, S. 145–154
- [259] WILKE, S.; SCHAUB, D. (1996): Phosphatanreicherung bei Bodenerosion. Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch., Nr. 79, S. 435–438
- [260] WITING, F.; FRANKO, U.; GEBEL, M. (2016): Regionale Humus- und Nährstoffdynamik. Dynamische Bilanzierung von Humushaushalt und Nährstoffaustrag im regionalen

- Maßstab im Kontext von Landnutzungs- und Klimawandel. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.). Schriftenreihe des LfULG, Heft 20/2016
- [261] WOLF, C.; DRESSLER, D.; ENGELMANN, K.; KLEIN, D.; 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 (ExpResBio methods). Methoden zur Analyse und Bewertung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (Hrsg.). Berichte aus dem TFZ, Nr. 45
- [262] WURBS, D.; STEININGER, M. (2011): Wirkungen der Klimaänderungen auf die Böden. Untersuchungen zu Auswirkungen des Klimawandels auf die Bodenerosion durch Wasser. Umweltbundesamt (Hrsg.). Texte 16/2011, 225 Seiten
- [263] YIN, X.; STRUIK, P. C. (2010): Modelling the crop: from system dynamics to systems biology. *Journal of Experimental Botany*, Bd. 61, Nr. 8, S. 2171–2183
- [264] ZAMPORI, L.; PANT, R. (2019): Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method. Luxembourg. PUBLICATIONS OFFICE OF THE EUROPEAN UNION. JRC-TECHNICAL REPORT, NR. JRC115959 - EUR 29682 EN, 248 SEITEN, ISBN 978-92-76-00654-1, ISSN 1831-9424
- [265] ZEGADA-LIZARAZU, W.; MONTI, A. (2011): Energy crops in rotation. A review. *Biomass and Bioenergy*, Bd. 35, Nr. 1, S. 12–25
- [266] ZELLER, V.; THRÄN, D.; ZEYMER, M.; BÜRZLE, B.; ADLER, P.; PONITKA, J.; POSTEL, J.; MÜLLER-LANGER, F.; RÖNSCH, S.; GRÖNGRÖFT, A.; KIRSTEN, C.; WELLER, N.; SCHENKER, M.; WEDWITSCHKA, H.; WAGNER, B.; DEUMELANDT, P.; REINICKE, F.; VETTER, A.; WEISER, C.; HENNEBERG, K.; WIEGMANN, K. (2012): Basisinformationen für eine nachhaltige Nutzung von landwirtschaftlichen Reststoffen zur Bioenergiebereitstellung. DBFZ Report, Nr. 13, 230 Seiten
- [267] ZUKUNFTSKOMMISSION LANDWIRTSCHAFT (2021): Zukunft Landwirtschaft. Eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe. Empfehlungen der Zukunftskommission Landwirtschaft. Die vorliegende Fassung stellt den am 29. Juni 2021 von der ZKL beschlossenen Abschlussbericht dar. Stand: Juli 2021. Zukunftskommission Landwirtschaft Geschäftsstelle (Hrsg.). Rangsdorf, 187 Seiten

Anhang

Tabelle 77: Gegenüberstellung empfohlener bzw. verwendeter LCIA-Methoden für emissionsbezogene Wirkungskategorien

Wirkungskategorien	Wirkungsabschätzungsmethoden							
	Empfehlung EC	Gängige LCIA-Methodensätze			Richt- und Leitlinien			
	ILCD	CML 2001	ReCiPe 2016	EF 3.0	RED II	PEF-CR	EPD-CR	FAO-LEAP
	2011	2016	2017	2019	2018	2018	2020	2016
Indikator (Abk.), [Einheit], Modell/Autor								
Klimawandel	GWP 100 (I) [kg CO ₂ -eq] IPCC Baseline	GWP 100 [kg CO ₂ -eq] IPCC 2013, AR5, ohne cc-fb,	GWP 100 [kg CO ₂ -eq] IPCC 2013, AR5, mit cc-fb	GWP 100 [kg CO ₂ -eq] IPCC 2013, AR5, mit cc-fb, + Adapt.	GWP 100 [kg CO ₂ -eq] IPCC 2007, AR4	GWP 100 [kg CO ₂ -eq] IPCC 2013, AR5, mit cc-fb, + Adapt.	GWP 100 [kg CO ₂ -eq] CML 2001, BL = AR5, ohne cc-fb	GWP 100 [kg CO ₂ -eq] IPCC 2007, AR4; inkl. LUC
Versauerung, terrestrisch	AE (II) [mol H ⁺ -eq] Seppälä et al. 2006, Posch et al. 2008	BL: AP av.EU [kg SO ₂ -eq] Huijbregts 1999	TAP [kg SO ₂ -eq] Roy et al. 2014	AE [mol H ⁺ -eq] Seppälä et al. 2006, Posch et al. 2008	-	AE [mol H ⁺ -eq] Seppälä et al. 2006, Posch et al. 2008	AP, generic [kg SO ₂ -eq] Hauschild und Wen- zel 1998 (=CML 2001, NBL)	keine spezifi- sche Vorgabe
Versauerung, aquatisch	-	NBL: AP gen. [kg SO ₂ -eq] Hausch. 1998	-	-	-	-	-	-
Eutrophierung, terrestrisch	AE (II) [mol N-eq] Seppälä et al. 2006, Posch et al. 2008	BL: EP gen. [kg PO ₄ eq] Heijungs 1992	-	AE [mol N-eq] Seppälä et al. 2006, Posch et al. 2008	-	AE [mol N-eq] Seppälä et al. 2006, Posch et al. 2008	EP, generic [kg PO ₄ eq] Heijungs 1992 (= CML 2001, BL)	keine spezifi- sche Vorgabe
Eutrophierung, aquatisch	Frac.N/P (II) [kg P-eq], [kg N-eq] EUTREND Struijs et al. 2009 (= ReCiPe 2008)	NBL: EP av.EU [kg NOx eq] Huijbregts 1999	FEP [kg P-eq] Helmes et al. 2012	P-Anteil, FW [kg P-eq] Struijs et al. 2009 (=ReCiPe 2008)	-	P-Anteil in FW [kg P _{FW} -eq] EUTREND Struijs 2009 (=Re- CiPe 2008)	Zusätzlich: MEP [kg N-eq] Struijs et al. 2009 (= ReCiPe 2008)	keine spezifi- sche Vorgabe
			MEP [kg N-eq] Cosme et al. 2017	N-Anteil, MW [kg N-eq] Struijs et al. 2009 (= ReCiPe 2008)		N-Anteil in MW [kg N _{FW} -eq] EUTREND Struijs 2009 (= ReCiPe 2008)		

Wirkungs- kategorien	Wirkungsabschätzungsmethoden							
	Empfehlung EC	Gängige LCIA-Methodensätze			Richt- und Leitlinien			
	ILCD	CML 2001	ReCiPe 2016	EF 3.0	RED II	PEF-CR	EPD-CR	FAO-LEAP
	2011	2016	2017	2019	2018	2018	2020	2016
Indikator (Abk.), [Einheit], Modell/Autor								
Stratosphär. Ozonabbau	ODP (I) [kg CFC-11-eq] WMO (1999)	ODP steady st. [kg CFC-11-eq] WMO 2003	ODP [kg CFC-11-eq] WMO 2011	ODP [kg CFC-11 eq] WMO ?	-	ODP steady st. [kg CFC-11 eq] (WMO 2014, +int.)	-	-
Feinstaub- bildung	Frac.PM-Inhal. (I) [kg PM _{2.5} -eq] RiskPoll model (Rabl/Spadaro 2014)	(HTP inf. [kg 1,4-DCB] Huijbregts 2000)	PMFP [kg PM _{2.5} -eq] Van Zelm et 2016	PM [Disease incid.] (UNEP 2016)	-	PM (HH) [Disease incid.] (UNEP 2016)	-	-
Photochem. Ozonbildung	O3-Konz.zun. (II) [kg NMVOC-eq] LOTOS-EUROS Van Zelm et al. 2008 (= ReCiPe 2008)	POCP,highNO _x [kg Ethylen eq] Jenkin/Hayman 1999, Derwent et al 1998	EOFP, HOFP [kg NO _x -eq] Van Zelm et 2016	POF-HH [kg NMVOCeq] LOTOS-EUROS Van Zelm et 2008 (= ReCiPe 2008)	-	O3-Konz.zun. [kg NMVOC-eq] LOTOS-EUROS Van Zelm et al 2008 (= ReCiPe 2008)	POFP [kg NMVOCeq] LOTOS-EUROS Van Zelm et 2008 (= ReCiPe 2008)	-
<p><i>Empfehlungsstufen: (I): recommended and satisfactory, (II): recommended but in need of some improvements, (III): recommended, but to be applied with caution</i></p> <p><i>BL: Base Line, NBL: Non Base Line, cc-fb: climate carbon feedback; FW: Frischwasser, MW: Meereswasser</i></p> <p><i>GWP: Global Warming Potential, AE: Accumulated Exceedance, TAP: Terrestrial Acidification Potential, EP: Eutrophication Potential, Frac N/P: fraction of nutrients reaching end compartment, FEP: Freshwater Eutrophication Potential, MEP: Marine Eutrophication Potential, ODP: Ozone Depletion Potential, Frac PM-Inhal.: Intake fraction for fine particles, PM: Particulate Matter, PMFP: Fine Particulate Matter Formation, HTP: Human Toxicity Potential, POF-HH: Photochemical Ozone Formation for Human Health, EOFP: Ecosystem Ozone Formation Potential, HOFP: Human Health Ozone Formation Potential, POCP: Photochemical Ozone Creation Potential, POFP: Photochemical Ozone Formation Potential, SOM: Soil Organic Matter, WSF: Water Scarcity Footprint, ADP: Abiotic Resource Depletion Potential</i></p>								

Tabelle 78: Gegenüberstellung empfohlener bzw. verwendeter LCIA-Methoden für ressourcenbezogene Wirkungskategorien

Wirkungskategorien	Wirkungsabschätzungsmethoden							
	Empfehlung EC	Gängige LCIA-Methodensätze			Richt- und Leitlinien			
	ILCD	CML 2001	ReCiPe 2016	EF 3.0	RED II	PEF-CR	EPD-CR	FAO-LEAP
	2011	2016	2017	2019	2018	2018	2020	2016
Indikator (Abk.), [Einheit], Modell/Autor								
Landnutzung	SOM (III) [kg SOM-Defizit] Mila i Canals et 2007	-	Land use [an. crop-eq*y] Elshout et al. 2014	Land use [pt] LANCA Beck2010/Bos2016	-	SoilQualityIndex [points] LANCA Beck2010, Bos2016	Zusätzlich: SOM [kg C-Defizit] Mila i Canals 2007	Landnutzung [m ² *yr] (Inventardaten)
Nutzung bzw. Ressourcenverbrauch, Wasser	Verbrauch (III) [m ³ Wasser-eq] Frischknecht et 2008 (= Swiss Ecoscarcity)	-	Frischwasser- verbrauch [m ³ FW] Pfister et al. 2009	Water use [m ³ world-eq] AWARE UNEP 2016	-	Wassermangel [m ³ world-eq] AWARE UNEP 2016	WSF [m ³ H ₂ O-eq] AWARE Boulay et al. 2017	-
Ressourcenverbrauch, abiotisch	Verknappung (II) [kg Sb-eq] Guinée et al.2002 (= CML 2001)	ADP _{elements} [kg Sb-eq] Van Oers et 2002	Metal depletion [kg Cu-eq] Vieira et al. 2012	Resource use, mineral/ metals [kg Sb-eq] Guinée et al.2002 (= CML 2001)	-	ADP _{ultimate reserves} [kg Sb-eq] Guinée et al.2002 (= CML 2001) Van Oers et al.2002	ADP _{elements} [kg Sb-eq] Van Oers et 2002 (= CML 2001, BL)	-
		ADP _{fossil} [MJ] Guinée et al.2002 Van Oers et 2002	Fossil depletion [kg oil-eq] Ponsioen et 2014	Resource use, fossils [MJ] Guinée et al.2002 (= CML 2001)		ADP _{fossil} [MJ] Guinée et al.2002 (= CML 2001) Van Oers et al.2002	ADP _{fossil fuels} [MJ _{LHV}] Van Oers et 2002 (= CML 2001, BL)	Energie fossil [MJ _{HHV}] z.B. nach Guinée et al. 2002 (= CML 2001); ReCiPe 2016

Empfehlungsstufen: (I): recommended and satisfactory, (II): recommended but in need of some improvements, (III): recommended, but to be applied with caution

BL: Base Line, NBL: Non Base Line, cc-fb: climate carbon feedback; FW: Frischwasser, MW: Meereswasser

GWP: Global Warming Potential, AE: Accumulated Exceedance, TAP: Terrestrial Acidification Potential, EP: Eutrophication Potential, Frac N/P: fraction of nutrients reaching end compartment, FEP: Freshwater Eutrophication Potential, MEP: Marine Eutrophication Potential, ODP: Ozone Depletion Potential, Frac PM-Inhal.: Intake fraction for fine particles, PM: Particulate Matter, PMFP: Fine Particulate Matter Formation, HTP: Human Toxicity Potential, POF-HH: Photochemical Ozone Formation for Human Health, EOFP: Ecosystem Ozone Formation Potential, HOF: Human Health Ozone Formation Potential, POCP: Photochemical Ozone Creation Potential, POFP: Photochemical Ozone Formation Potential, SOM: Soil Organic Matter, WSF: Water Scarcity Footprint, ADP: Abiotic Resource Depletion Potential

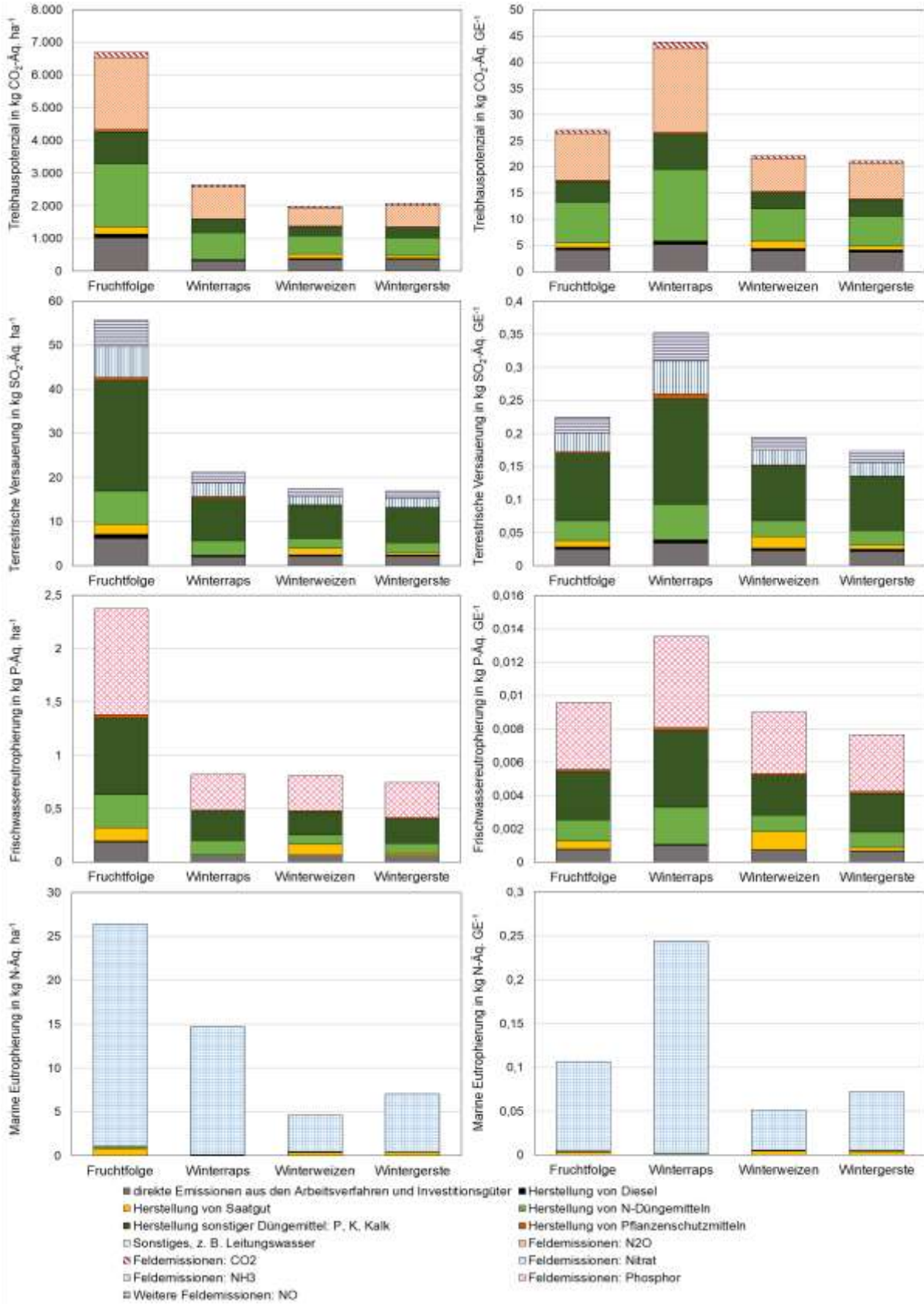


Abbildung 90: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchfolge Winterrap-Winterweizen-Wintergerste und der einzelnen Kulturen am Standort Bornim für die Erntejahre 2013–2015

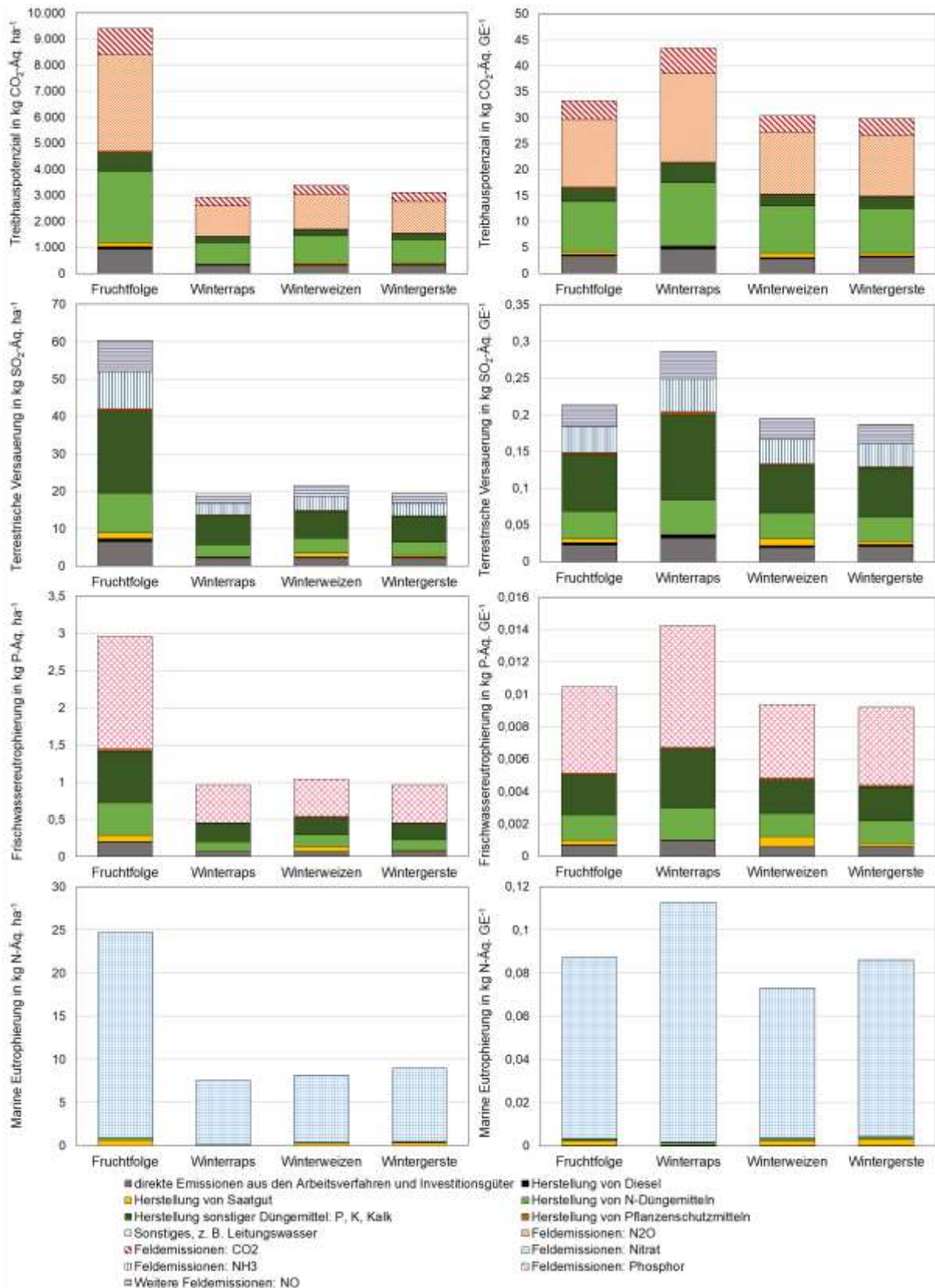


Abbildung 91: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Winterweizen-Wintergerste und der einzelnen Kulturen am Standort Hohen Schulen für die Erntejahre 2013–2015

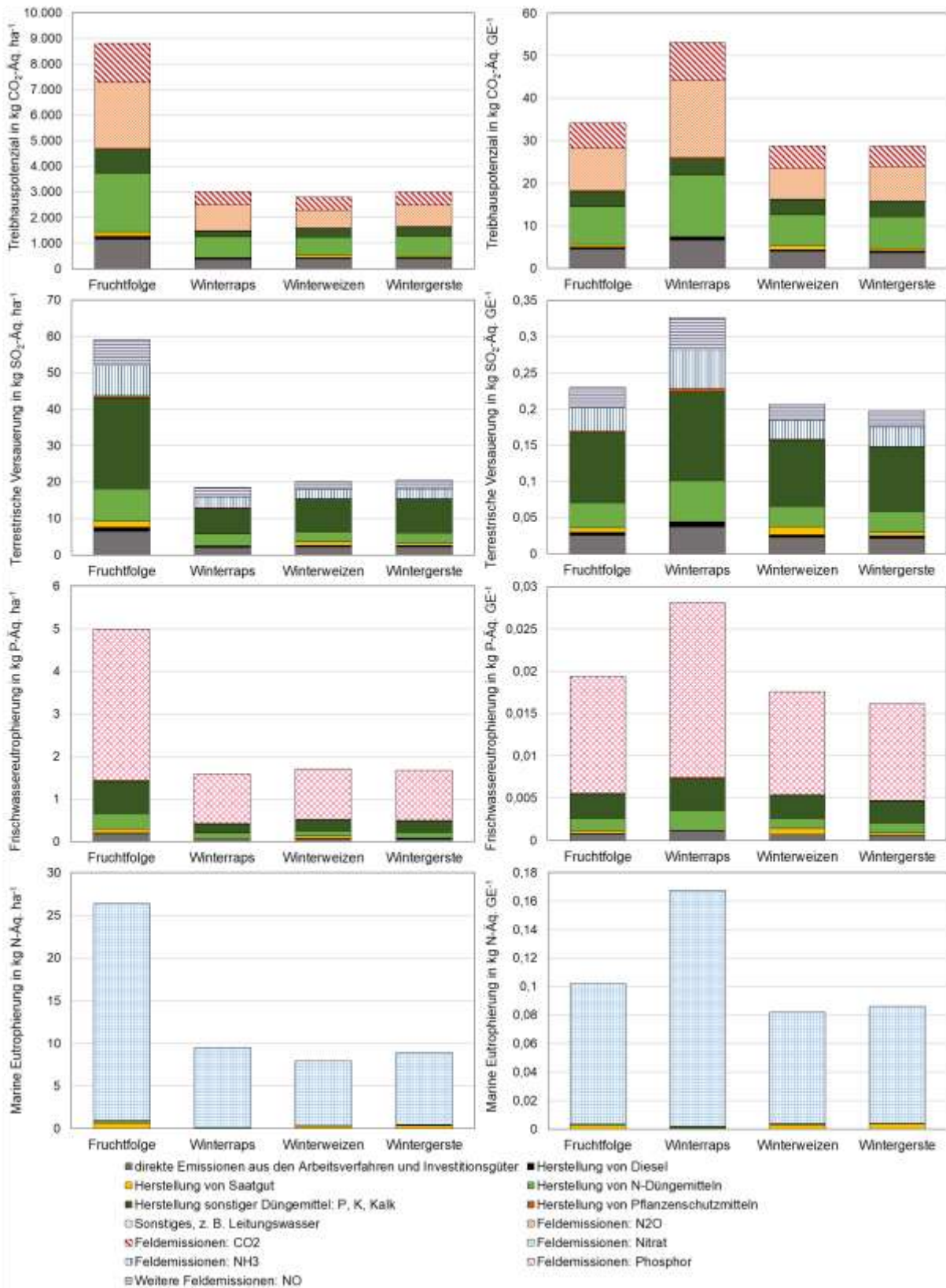


Abbildung 92: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Winterweizen-Wintergerste und der einzelnen Kulturen am Standort Ihinger Hof für die Erntejahre 2013–2015

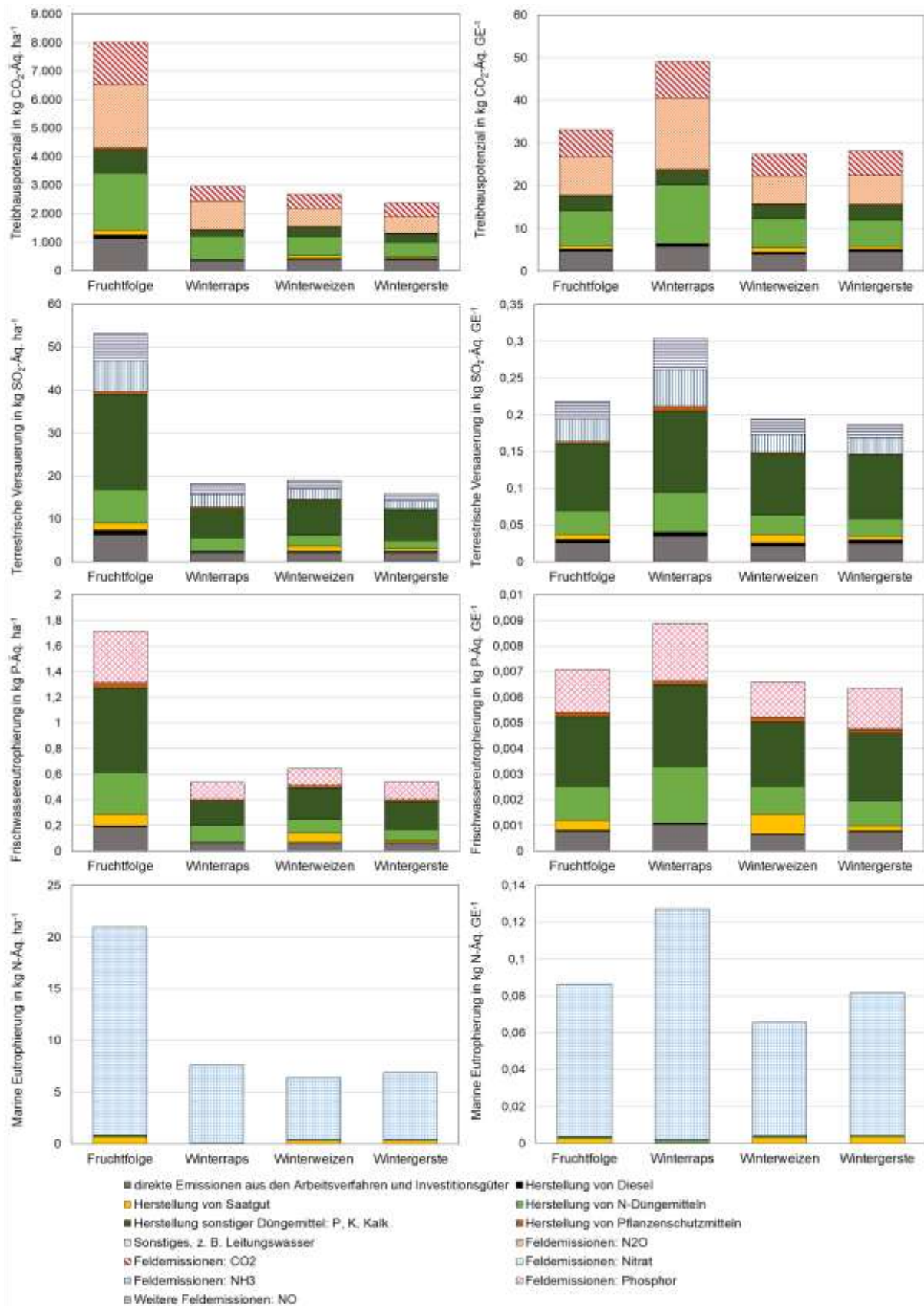


Abbildung 93: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Wintertraps-Winterweizen-Wintergerste und der einzelnen Kulturen am Standort Merbitz für die Erntejahre 2013–2015

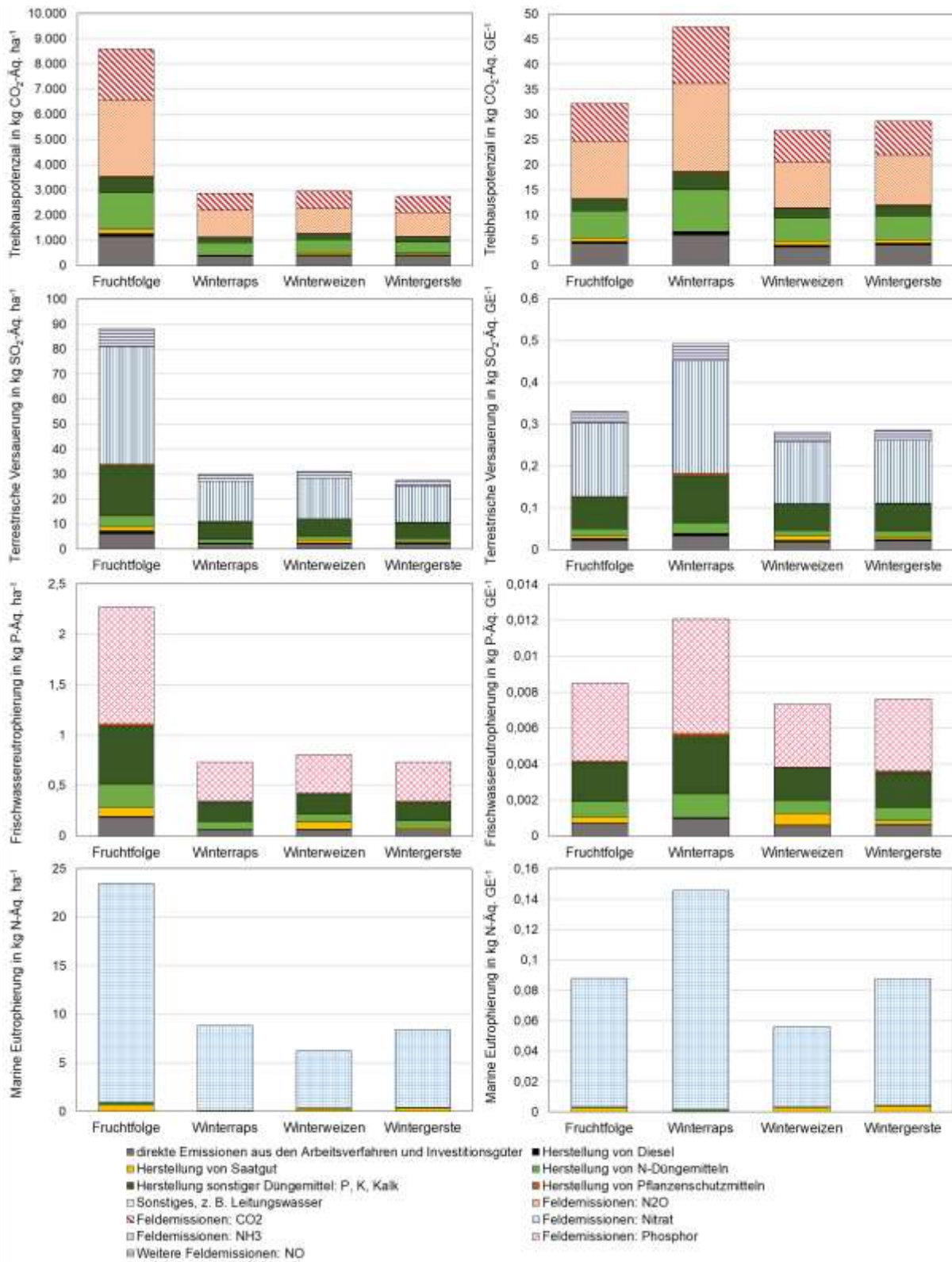


Abbildung 94: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste und der einzelnen Kulturen am Standort Roggenstein für die Erntejahre 2013 – 2015

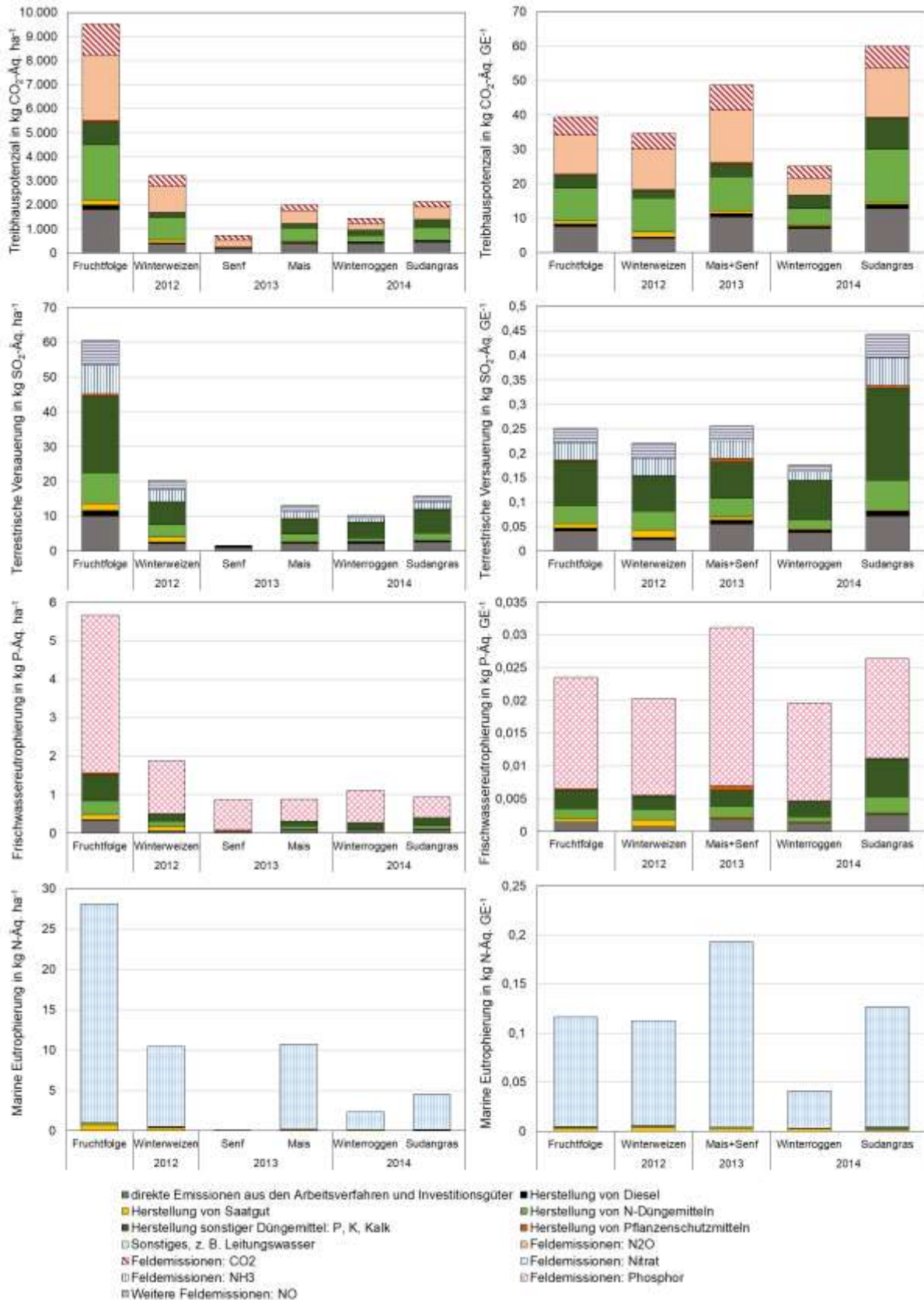


Abbildung 95: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras und der einzelnen Kulturen am Standort Ascha für die Erntejahre 2012 – 2014

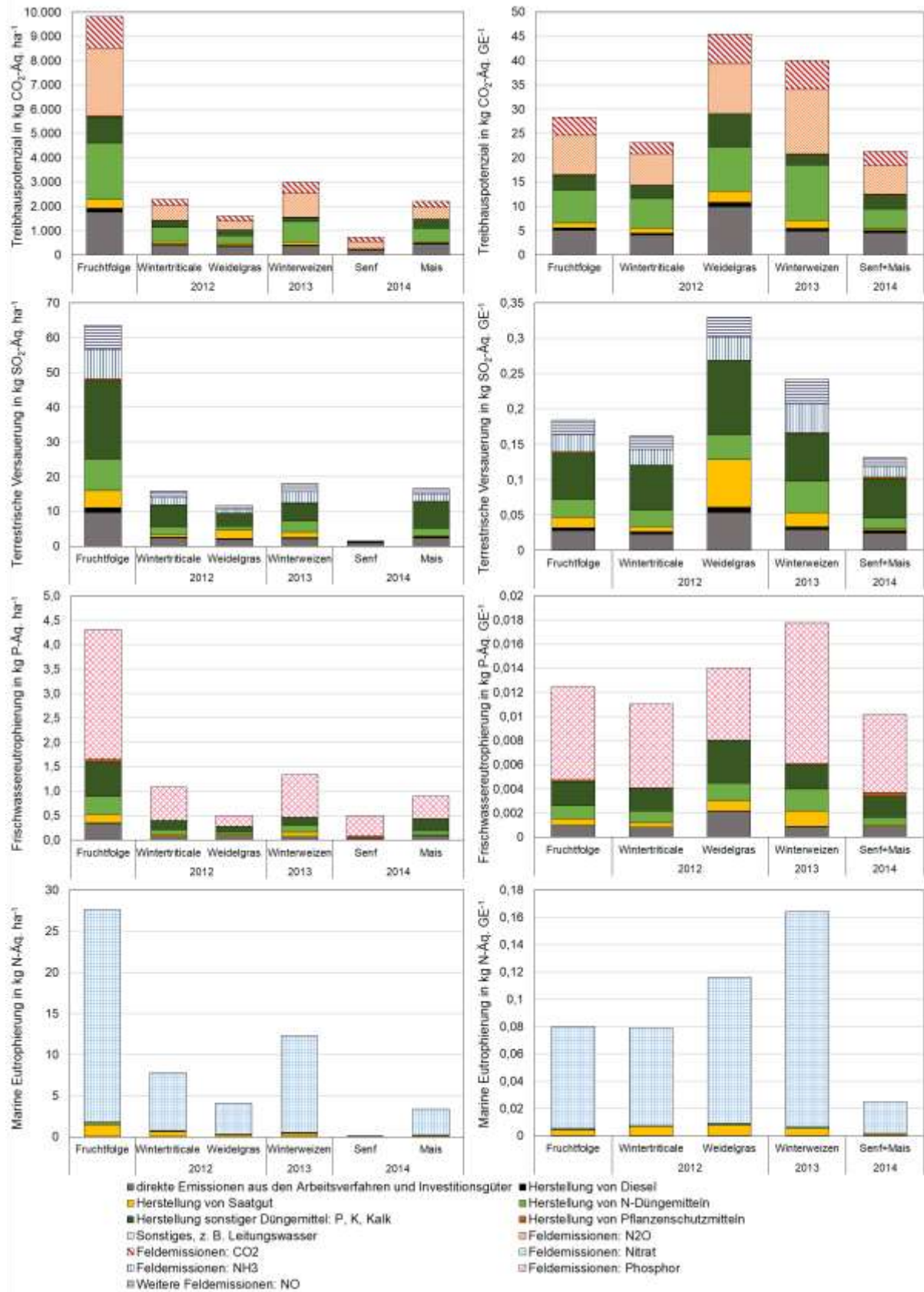


Abbildung 96: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Wintertriticale-Weidelgras-Winterweizen-Senf-Mais und der einzelnen Kulturen am Standort Ascha für die Erntejahre 2012 – 2014

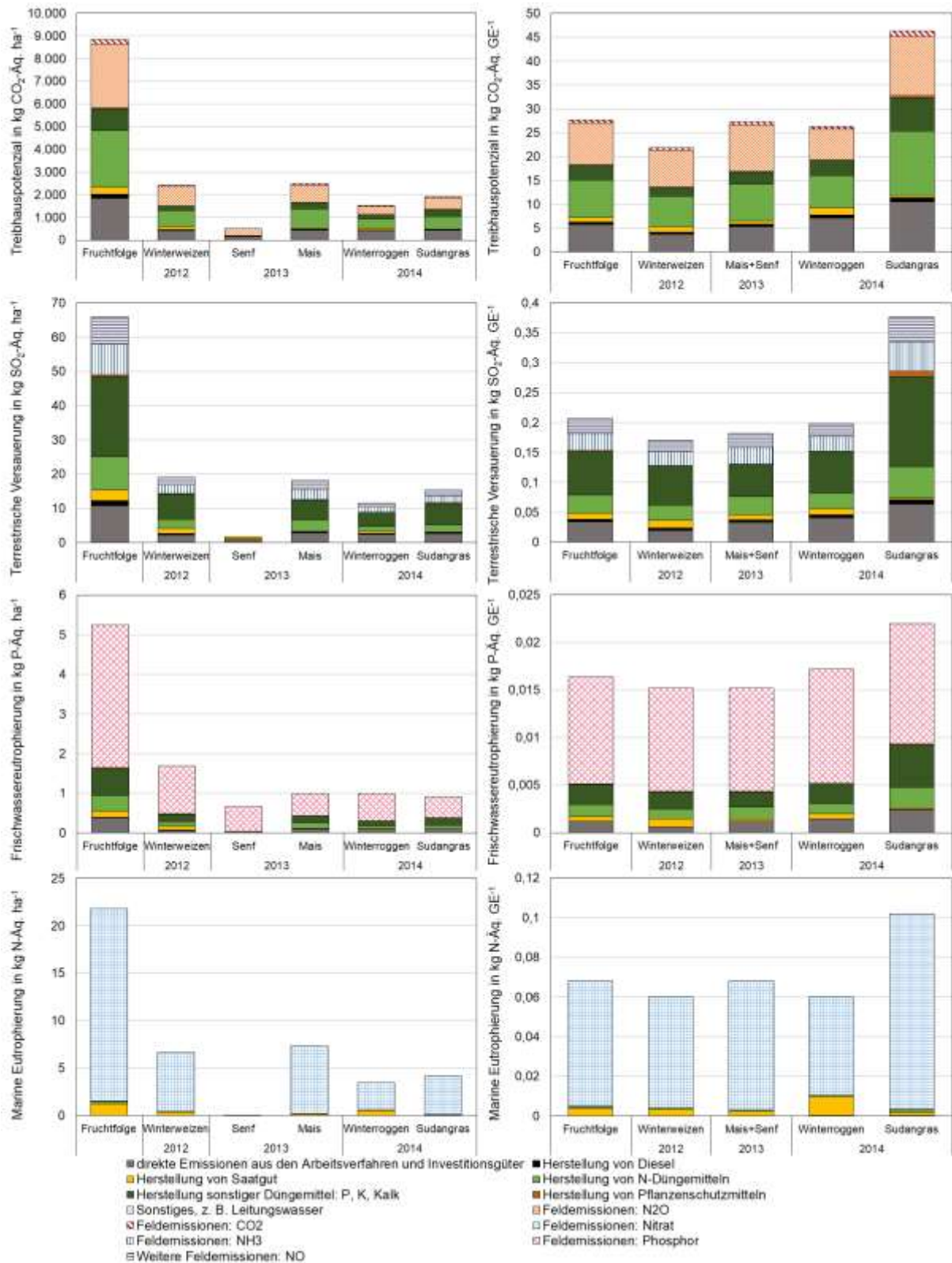


Abbildung 97: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras und der einzelnen Kulturen am Standort Dornburg für die Erntejahre 2012 – 2014

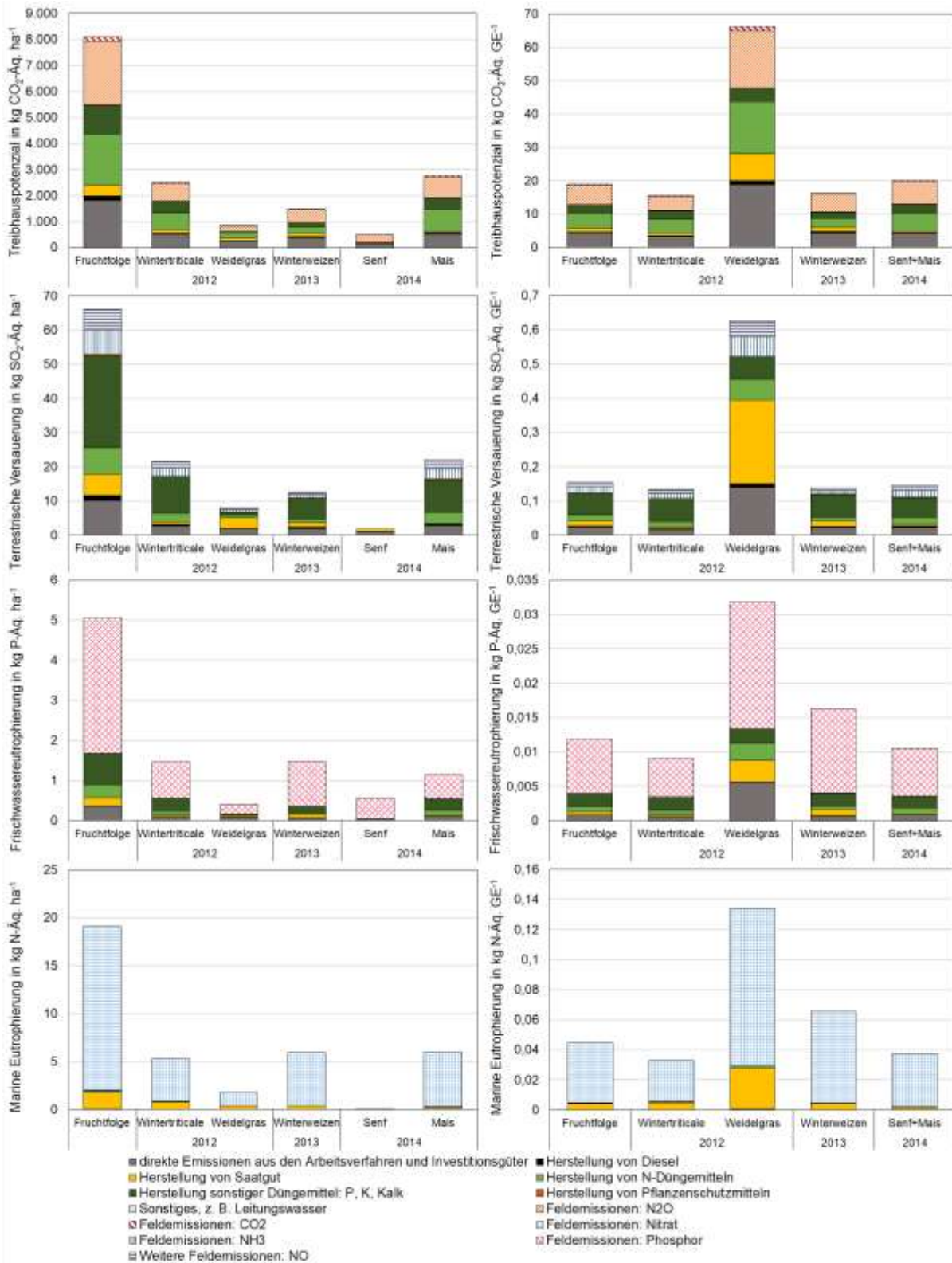


Abbildung 98: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Wintertriticale-Weidelgras-Winterweizen-Senf-Mais und der einzelnen Kulturen am Standort Dornburg für die Erntejahre 2012 – 2014

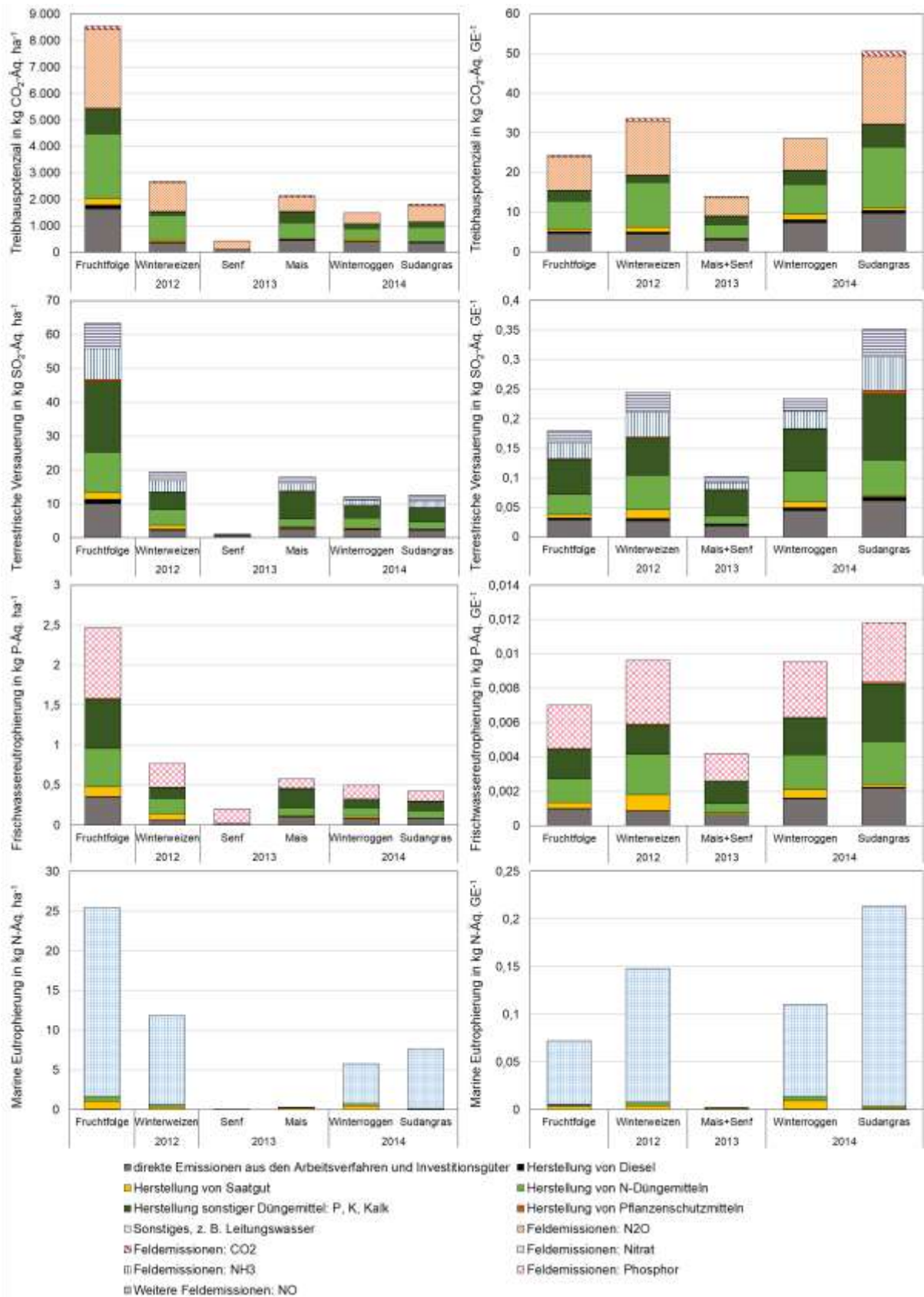


Abbildung 99: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras und der einzelnen Kulturen am Standort Gülzow für die Erntejahre 2012 – 2014

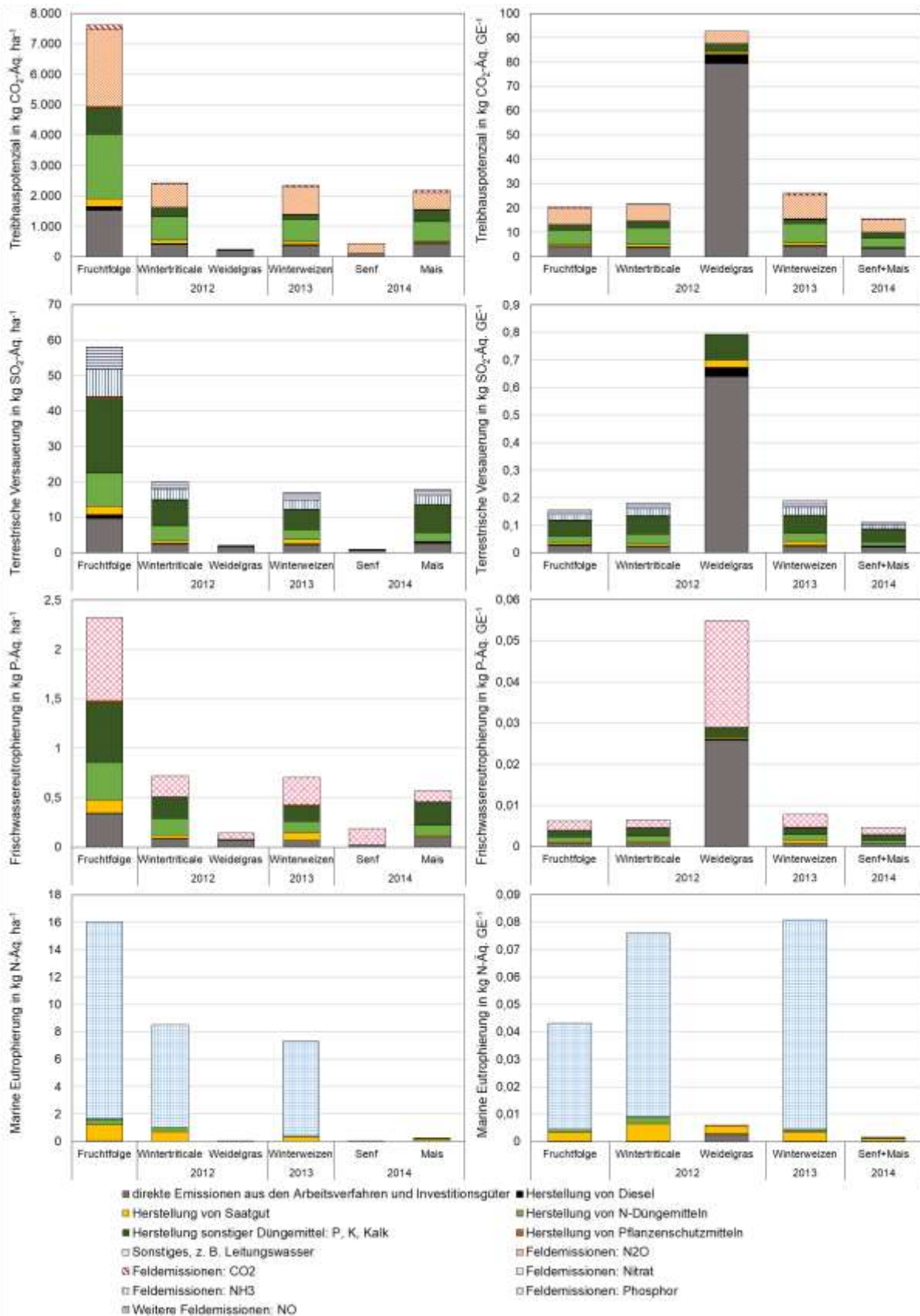


Abbildung 100: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Wintertriticale-Weidelgras-Winterweizen-Senf-Mais und der einzelnen Kulturen am Standort Gülzow für die Erntejahre 2012 – 2014

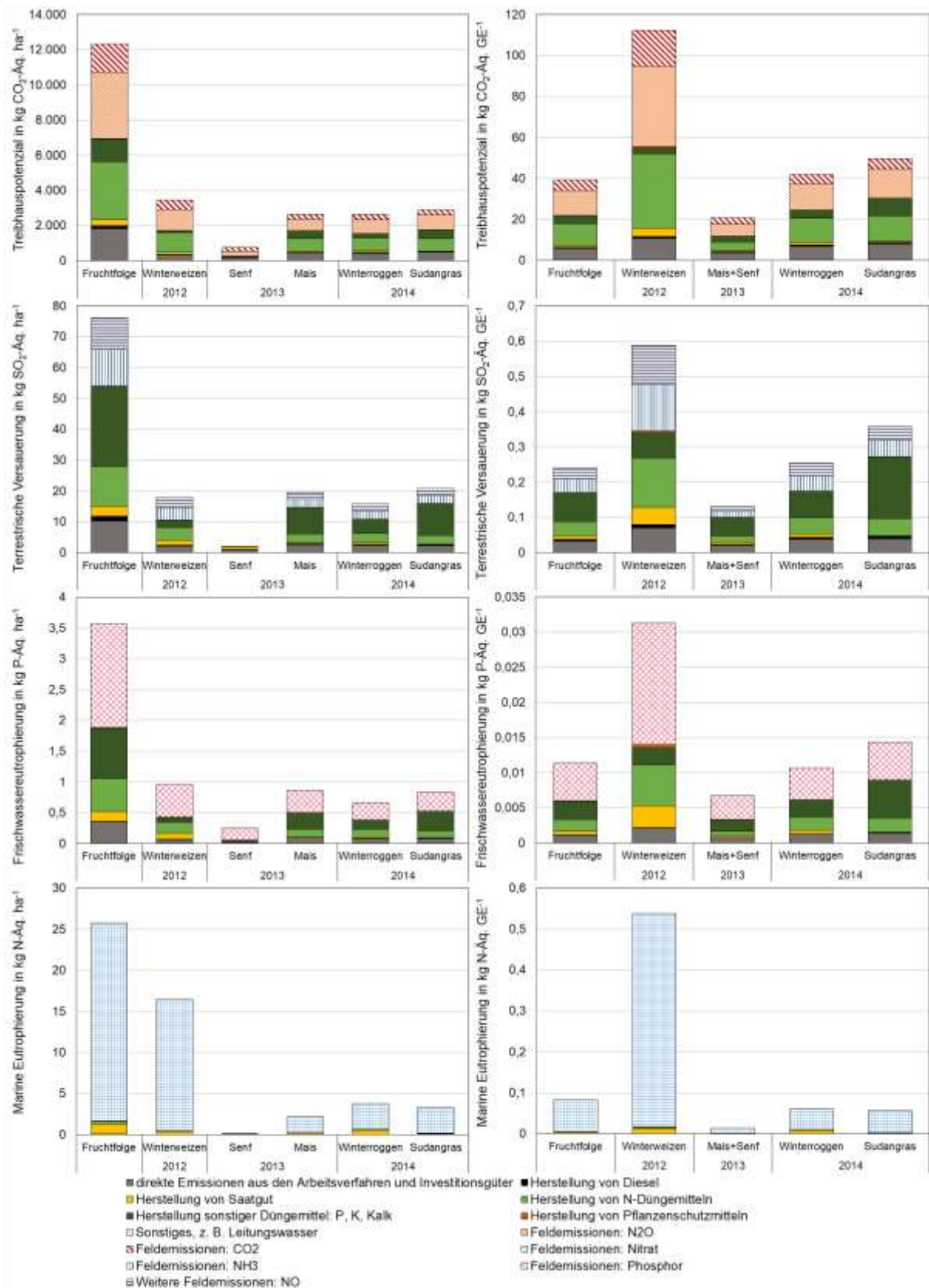


Abbildung 101: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras und der einzelnen Kulturen am Standort Hohenschulen für die Erntejahre 2012 – 2014

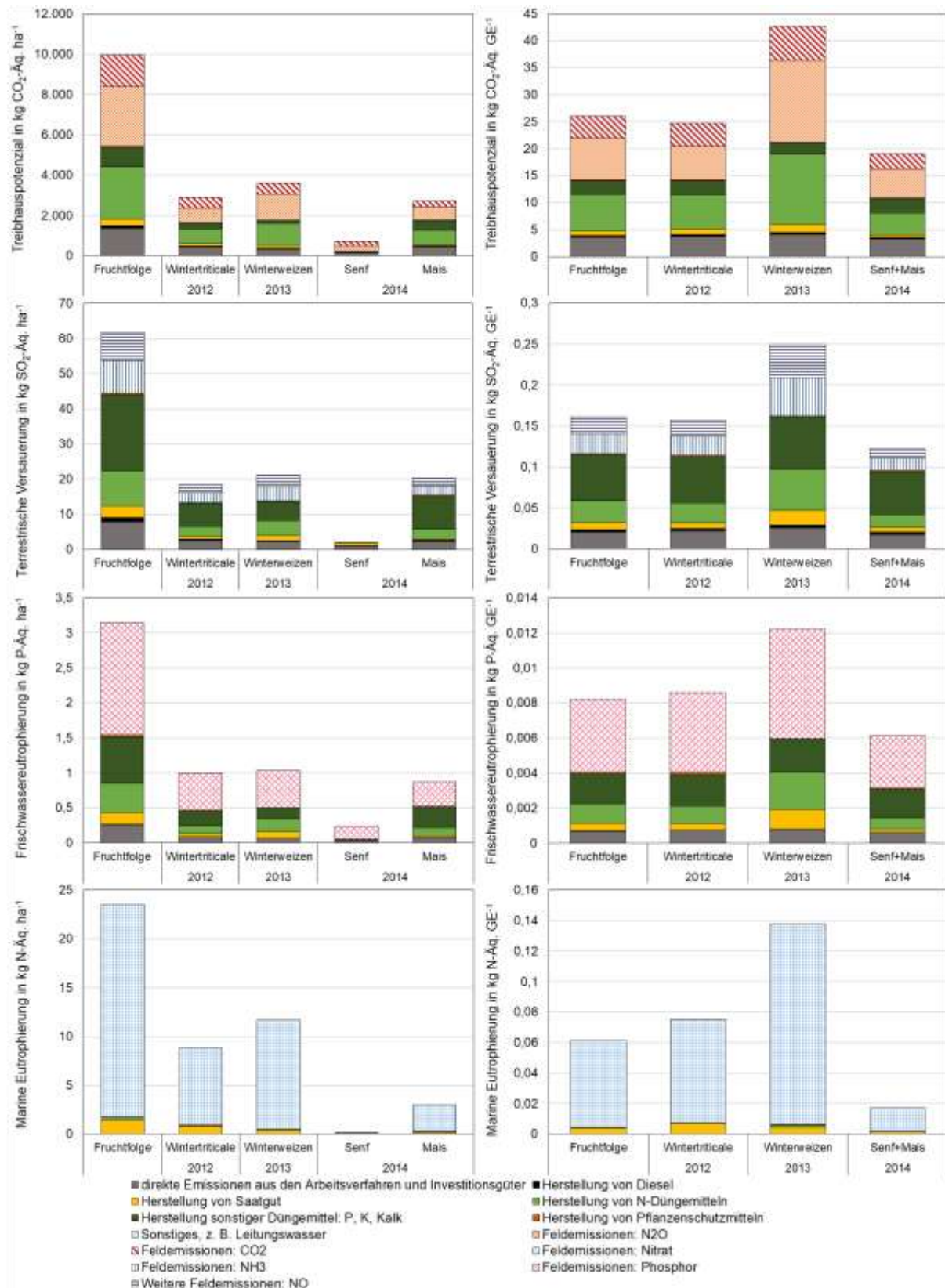


Abbildung 102: Treibhauseffekt, terrestrische Versauerung, Frischwassereutrophierung und marine Eutrophierung beim Anbau der Fruchtfolge Wintertriticale-Winterweizen-Senf-Mais und der einzelnen Kulturen am Standort Hohen-schulen für die Erntejahre 2012 – 2014

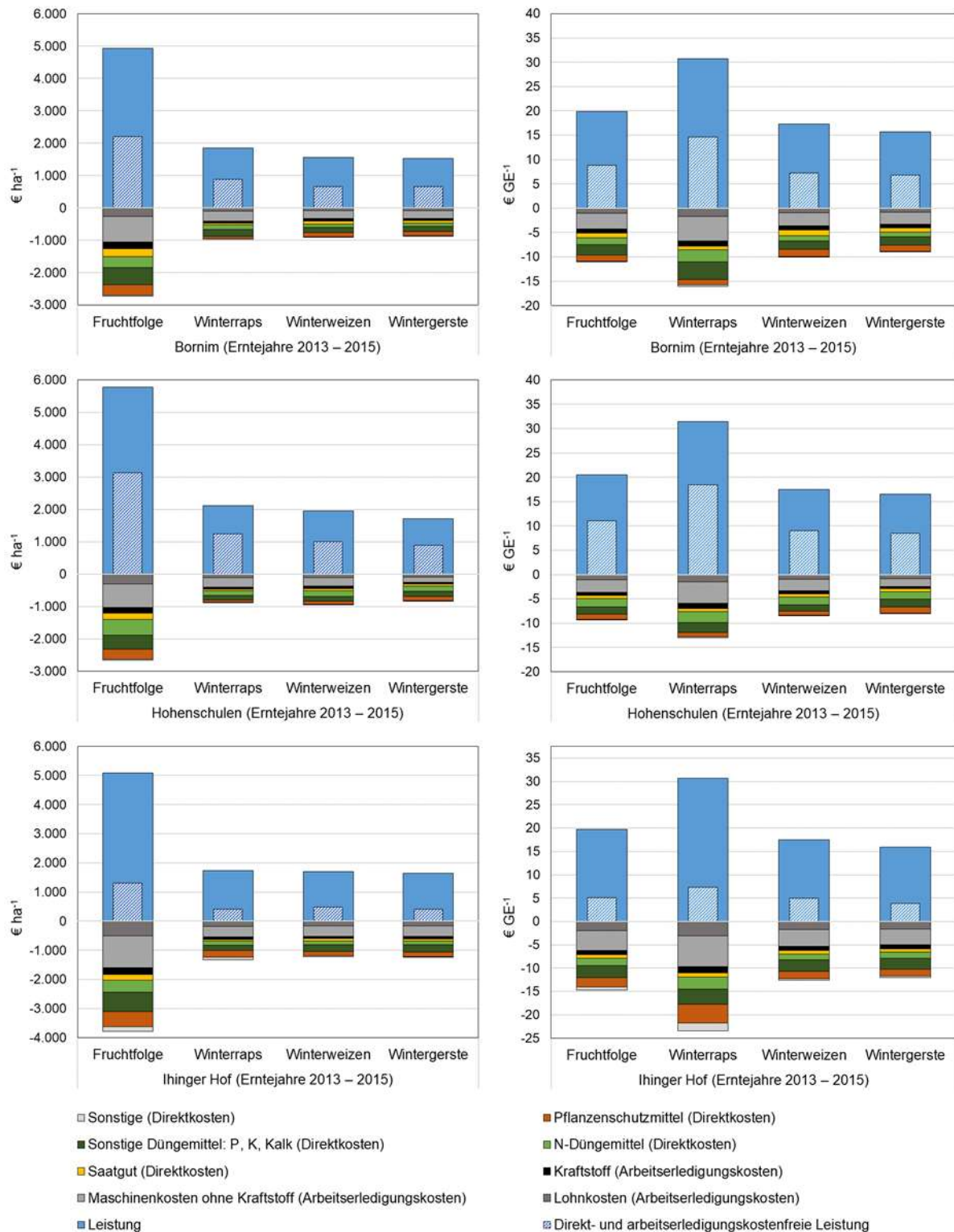


Abbildung 103: Leistungs-Kostenrechnung für den Anbau der Fruchtfolge Winterrraps-Winterweizen-Wintergerste und der einzelnen Kulturen an den Standorten Bornim, Hohenschulen und Ihinger Hof für die Erntejahre 2013–2015

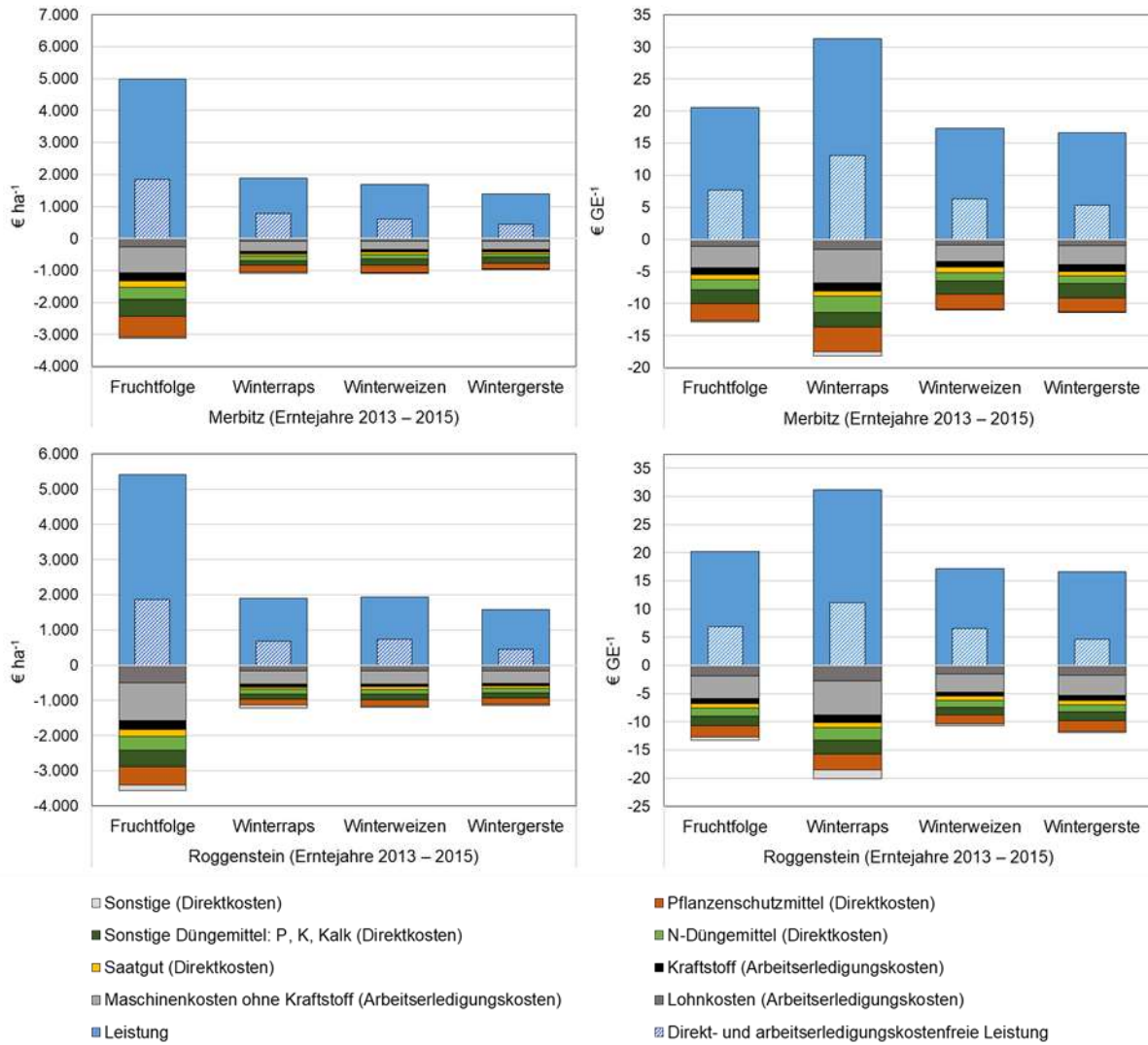


Abbildung 104: Leistungs-Kostenrechnung für den Anbau der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste und der einzelnen Kulturen an den Standorten Merbitz und Roggenstein für die Erntejahre 2013 – 2015

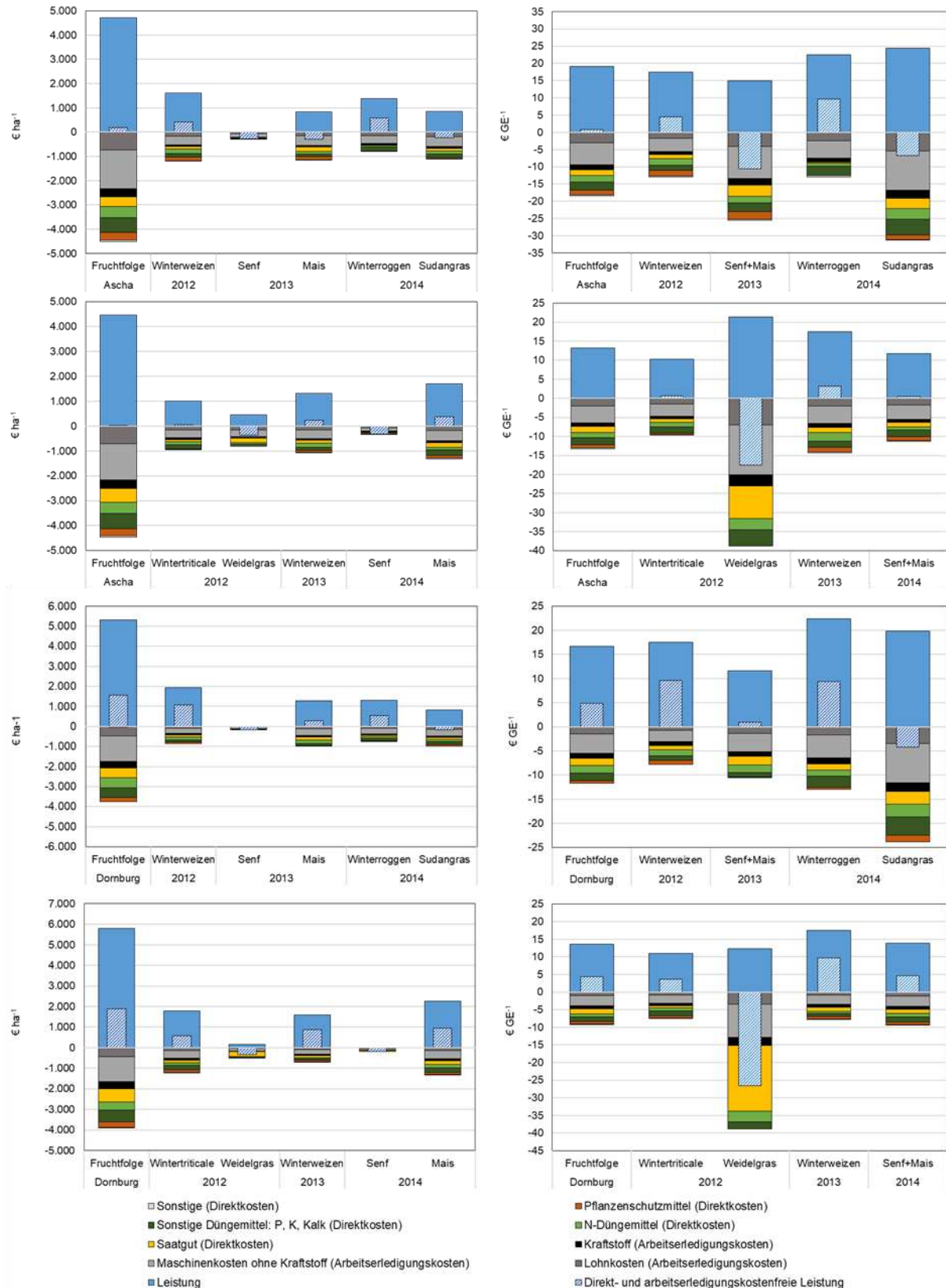


Abbildung 105: Leistungs-Kostenrechnung für den Anbau der Fruchtfolgen Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras sowie Wintertriticale-Weidelgras-Winterweizen-Senf-Mais und der einzelnen Kulturen an den Standorten Ascha und Dornburg für die Erntejahre 2012 – 2014

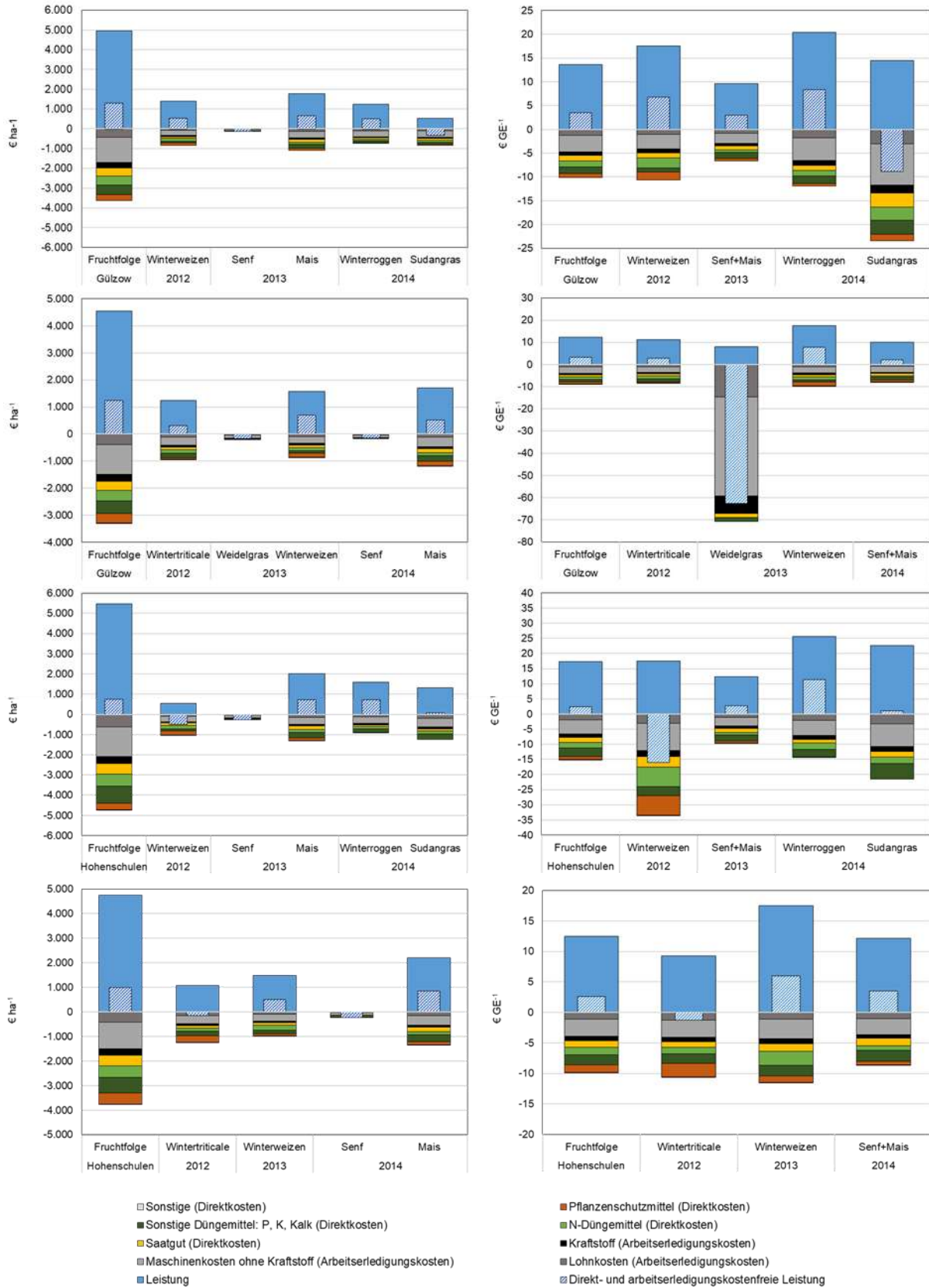


Abbildung 106: Leistungs-Kostenrechnung für den Anbau der Fruchtfolgen Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras sowie Wintertriticale-Weidelgras-Winterweizen-Senf-Mais und der einzelnen Kulturen an den Standorten Gülzow und Hohenschulen für die Erntejahre 2012 – 2014