

**Jörg Ewald, Andreas Rothe, Miriam Hansbauer,
Christina Schumann, Matthias Wilnhammer,
Fiona Schönfeld, Stefan Wittkopf
und Volker Zahner**

Energiewende und Waldbiodiversität



Energiewende und Waldbiodiversität

**Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben
„Energiewende und Waldbiodiversität“
(FKZ 3512 83 0700)**

**Jörg Ewald
Andreas Rothe
Miriam Hansbauer
Christina Schumann
Matthias Wilnhammer
Fiona Schönfeld
Stefan Wittkopf
Volker Zahner**

Titelfoto: Von Nutzungsberechtigten im Mittelwaldbetrieb geerntetes Scheitholz im Gerolfinger Eichenwald bei Ingolstadt (J. Ewald)

Adressen der Autorinnen und der Autoren:

Prof. Dr. Jörg Ewald	Hochschule Weihenstephan-Triesdorf
Prof. Dr. Andreas Rothe	Fakultät Wald und Forstwirtschaft
Dr. Miriam Hansbauer	Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 3
Christina Schumann	85354 Freising
Dr. Matthias Wilnhammer	Email: joerg.ewald@hswt.de
Dr. Fiona Schönfeld	
Prof. Dr. Stefan Wittkopf	
Prof. Dr. Volker Zahner	

Fachbetreuung im BfN:

Dr. Anke Höltermann II 3.1 „Agrar- und Waldbereich“

Das F+E-Vorhaben „Energiewende und Waldbiodiversität“ (FKZ 3512 83 0700) wurde vom BfN mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit gefördert.

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter http://www.bfn.de/0502_skripten.html heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
 Konstantinstr. 110
 53179 Bonn
 URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des institutionellen Herausgebers unzulässig und strafbar.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-192-4

DOI 10.19217/skr455

Bonn - Bad Godesberg 2017

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	12
2	Einleitung	15
3	Methoden	18
3.1	Methodisches Gesamtkonzept	18
3.1.1	Naturschutzbiologische Methoden	18
3.1.2	Ökonomische Methoden (Potenzialstudien).....	19
3.1.3	Sozialempirische Methoden (Akteursbefragungen)	19
3.2	Modellregionen	19
3.2.1	Bioenergieregion Bayerisches Oberland (Bayern)	20
3.2.2	Bioenergie-Region Kulturland Kreis Höxter (Nordrhein-Westfalen)	21
3.2.3	Landkreis Märkisch-Oderland (Brandenburg)	22
4	Naturschutzbiologie der Energieholznutzung	24
4.1	Wirkpfade der Energieholznutzung.....	25
4.2	Totholz und Energieholznutzung	27
4.3	Stockausschlagwälder	29
4.3.1	Niedergang des Stockausschlagbetriebs	30
4.3.2	Stockausschlagbetrieb als Naturschutzkonzept?	30
4.3.3	De-Eutrophierung durch Stockausschlagnutzung?	32
4.3.4	Moderne Formen des Stockausschlagbetriebs	35
4.4	Indikatoren für die Energieholznutzung	36
4.4.1	Indikatoren im Waldnaturschutz	36
4.4.2	Vögel als Indikator	37
4.4.3	Waldstrukturen als Indikatoren der Biodiversität	42
4.5	Wirkungen der Energieholznutzung im Spiegel von BWI und DDA-Vogelmonitoring ..	45
4.5.1	Räumliche Muster im Jahr 2012 (statische Betrachtung).....	47
4.5.2	Veränderungen von Vogelgemeinschaften und Waldstrukturen 2002 bis 2012	53
4.6	Zusammenfassende Folgerungen für Schutz und Pflege.....	56
5	Waldenergieholzpotenziale	60
5.1	Durchführung der Befragungen in den Modellgebieten	60
5.1.1	Modellregion Bayerisches Oberland	61
5.1.2	Modellregion Kulturland Kreis Höxter	61
5.1.3	Modellregion Märkisch-Oderland	62
5.2	Datengrundlagen auf Bundesebene	63
5.3	Potenzialabschätzung.....	63

5.3.1	Berechnung des theoretischen Nutzungspotenzials	63
5.3.2	Berechnung des technisch-ökologischen Potenzials	63
5.3.3	Berechnung des sozio-ökonomischen Potenzials an Energieholz	65
5.4	Energieholzpotenziale in den Modellregionen	66
5.4.1	Bioenergieregion Bayerisches Oberland	66
5.4.2	Bioenergie-Region Kulturland Kreis Höxter	69
5.4.3	Bioenergie-Region Märkisch-Oderland	71
5.4.4	Vergleichende Diskussion der Modellgebiete	73
5.5	Energieholzpotenzial auf Bundesebene	75
6	Steuerungsinstrumente	78
7	Die Waldenergieholznutzung aus Sicht der Akteure.....	83
7.1	Hintergrund	83
7.2	Methodisches Vorgehen	84
7.3	Waldenergieholznutzung aus Sicht der Waldbesitzer und Forstbehörden	85
7.3.1	Ergebnisse zu den einzelnen Fragen	86
7.3.2	Vergleichende Diskussion wesentlicher Ergebnisse	93
7.4	Waldenergieholznutzung aus Sicht des Verbandsnaturschutzes	96
7.4.1	Ergebnisse zu den einzelnen Fragen	97
7.4.2	Zusammenfassende Diskussion	100
7.5	Waldenergieholznutzung als potenzielles Konfliktfeld?	101
7.6	Zusammenfassende Folgerungen aus den Umfrageergebnissen	104
8	Synthese und Handlungsempfehlungen	106
9	Literaturverzeichnis.....	109
Anhang	125

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Konzeptionelles Modell des Wirkungsgefüges zwischen Holznutzung und Biodiversität	18
Abbildung 2: Übersicht über die 21 Bioenergieregionen (2012-2015). Rot markiert sind die für das Projekt „Energiewende und Waldbiodiversität“ ausgewählten Modellregionen. Bildquelle: http://www.bioenergie-regionen.de/bioenergie-regionen-2012-2015/ (bearbeitet).	20
Abbildung 3: Schematisches Modell eines Urwald-Ökosystems mit seinen aus lebender (grün) und toter (rot) Biomasse aufgebauten Habitatstrukturen.	26
Abbildung 4: Abwandlungen des Ökosystemmodells in Abbildung 3 durch a: Stammholznutzung (nur stoffliche Verwertung); b: Stammholznutzung mit Brennholzselbstwerbern; c: Stammholznutzung mit Naturschutzkonzept; d: intensive Vollbaumnutzung mit reduzierter Ernährung/Vitalität des Bestandes; e: Mittelwaldnutzung.....	26
Abbildung 5: Mittelausschüttung im Rahmen des bayerischen VNP-Wald (nach BAYER. STMELF 2006-2015).....	31
Abbildung 6: Modell der langfristigen Entwicklung des N-Angebots und Säurestatus von Wäldern; aus EWALD & PYTTEL (2016); grün: natürliche Entwicklung, braun: von historischer Landnutzung beeinflusste Entwicklung, blau: von industriellen Einträgen beeinflusste Entwicklung	33
Abbildung 7: Anteil von Leguminosen (<i>Fabaceae</i>) am Gesamtartenpool von süddeutschen Waldgesellschaften; Auswertung der Stetigkeitstabellen 287, 296, 309, 316 und 323 in OBERDORFER (1992)	33
Abbildung 8: Zyklische Kurzzeit-Trends der Bodeneigenschaften (oben, nach RUBIO et al. 2003, COLIN-BELGRAND et al. 1996, BRUCKMAN et al. 2011) und Pflanzenartenzusammensetzung (unten, nach BARTHA et al. 2008, CAMPETELLA et al. 2011, CANULLO et al. 2011, CATORCI et al. 2011, 2012, RADTKE et al. 2013, PITMAN et al. 2014) im Verlauf von Chronosequenzen in Stockausschlagwäldern.	35
Abbildung 9: Bundesweite regionale Beobachtungsdichten der 13 Waldvogelarten (Mittelwerte aller DDA-Plots pro Auswertungseinheit); hell: geringe Dichte, dunkel: hohe Dichte	41
Abbildung 10: Flächenanteile von Laub-, Misch- und Nadelwald in den Auswertungsregionen; hell: geringe Werte, dunkel: hohe Werte	45
Abbildung 11: Ordinationsdiagramme der Waldvogelgemeinschaften in 46 Regionen	49
Abbildung 12: Räumliche Darstellung der signifikanten Hauptkomponenten der Waldvogelgemeinschaften	49
Abbildung 13: Ordinationsdiagramme (Biplot mit Waldstrukturvariablen der BWI3, Korrelationsschwelle 0,2) der regionalen Vogelgemeinschaften, Ziffern sind Regionen; links: Achse 2 vs. 3; Mitte: Achse 1 vs. 2; rechts: Achse 1 vs. 3.....	50
Abbildung 15: Ordinationsdiagramm der RDA der Waldvogelgemeinschaften gegen Strukturkomponenten der BWI3.....	50
Abbildung 16: Boxplot der Dichteänderung in den 46 Waldregionen zwischen den Beobachtungsperioden 2005-2007 und 2011-2013.....	52
Abbildung 17:PCA-Diagramm der Waldvogelgemeinschaften zum Zeitpunkt von BWI2 und BWI3; blaue Vektoren verbinden die Ordinationswerte derselben Wuchsregion	53
Abbildung 18: Trends der Waldstrukturvariablen in den 46 Regionen zwischen BWI2 und BWI3 .	54
Abbildung 19: Ordinationsdiagramm der Waldstruktur mit Entwicklung von 2006 bis 2012	56

Abbildung 20: Zuwachs, Nutzungseinschränkungen und technisch-ökologisches Potenzial in der Modellregion Bayerisches Oberland	66
Abbildung 21: Sortimentsaushaltung in der Modellregion Bayerisches Oberland im Zeitraum 2010-2013 nach Besitzgrößenklassen	67
Abbildung 22: Durchschnittliche Sortimentsaushaltung in der Modellregion Bayerisches Oberland im Zeitraum 2010-2013	68
Abbildung 23: Energieholznutzung und -Eigenverbrauch in der Modellregion Bayerisches Oberland	68
Abbildung 24: Sozio-ökonomisches Potenzial in der Modellregion Bayerisches Oberland	69
Abbildung 25: Zuwachs, Nutzungseinschränkungen und technisch-ökologisches Potenzial im Kulturland Kreis Höxter	70
Abbildung 26: Durchschnittliche Sortimentsaushaltung in der Modellregion Kulturland Kreis Höxter im Zeitraum 2010-2013	70
Abbildung 27: Sozio-ökonomisches Potenzial im Untersuchungsgebiet Kulturland Kreis Höxter ..	71
Abbildung 28: Zuwachs, Nutzungseinschränkungen und technisch-ökologisches Potenzial in der Modellregion Märkisch-Oderland	72
Abbildung 29: Durchschnittliche Sortimentsaushaltung in Märkisch-Oderland von 2010 bis 2013	72
Abbildung 30: Sozio-ökonomisches Potenzial im Untersuchungsgebiet Märkisch-Oderland	73
Abbildung 31: Nutzungspotenzial und aktuelle Nutzung (fm/ha*a) in den drei Modellgebieten	74
Abbildung 32: Sortenverteilung in den drei Modellgebieten	74
Abbildung 33: Zuwachs, Nutzungseinschränkungen und technisch-ökologisches Potenzial auf Bundesebene	76
Abbildung 34: Durchschnittliche Sortimentsaushaltung auf Bundesebene im Jahr 2014 (STAT. BUNDESAMT 2015)	76
Abbildung 35: Sozio-ökonomisches Potenzial auf Bundesebene	77
Abbildung 36: Spezifische Auswirkungen der Energieholznutzung in Bayern	87
Abbildung 37: Spezifische Auswirkungen der Energieholznutzung in Brandenburg	87
Abbildung 38: Spezifische Auswirkungen der Energieholznutzung in NRW	88
Abbildung 39: Auswirkungen der Energieholznutzung auf waldbauliche Maßnahmen in Bayern ..	88
Abbildung 40: Auswirkungen der Energieholznutzung auf waldbauliche Maßnahmen in Brandenburg	89
Abbildung 41: Auswirkungen der Energieholznutzung auf waldbauliche Maßnahmen in NRW	89
Abbildung 42: Rückmeldungen zur Energieholznutzung in Bayern	90
Abbildung 43: Rückmeldungen zur Energieholznutzung in Brandenburg	90
Abbildung 44: Rückmeldungen zur Energieholznutzung in NRW	91
Abbildung 45: Einschränkung der Energieholznutzung durch naturschutzfachliche Restriktionen in BY	91
Abbildung 46: Einschränkung der Energieholznutzung durch naturschutzfachliche Restriktionen in BB	92

Abbildung 47: Einschränkung der Energieholznutzung durch naturschutzfachliche Restriktionen in NRW	92
Abbildung 48: Pflege-und Entwicklungsmaßnahmen, bei denen Energieholz anfällt. (Prozentualer Anteil an der Gesamtzahl der Antworten in Bayern; n=114).....	93
Abbildung 49: Pflege-und Entwicklungsmaßnahmen, bei denen Energieholz anfällt. (Prozentualer Anteil an der Gesamtzahl der Antworten in Brandenburg, n=47)	93
Abbildung 50: Pflege-und Entwicklungsmaßnahmen, bei denen Energieholz anfällt. (Prozentualer Anteil an der Gesamtzahl der Antworten in Nordrhein-Westfalen, n=38)	93
Abbildung 51: Zahl der Rückmeldungen zur Energieholznutzung in allen drei Bundesländern	95
Abbildung 52: Art der Rückmeldungen zur Energieholznutzung in allen drei Bundesländern	95
Abbildung 53: Die wichtigsten aktuellen Themen der Naturschutzverbände (jeder Befragte konnte drei Themen melden).....	98
Abbildung 54: Bedeutung der Waldenergieholznutzung aus Sicht der Naturschutzverbände.....	99
Abbildung 55: Von den Naturschutzverbänden befürchtete negative Effekte einer verstärkten Waldenergieholznutzung; „Verlust ...“: Verlust von Altholz und Biotopbäumen.	99
Abbildung 56: Art und Anzahl der Rückmeldungen zur Waldenergieholznutzung.....	100
Abbildung 57: Instrumente mit denen die Energieholznutzung geregelt wird	100
Abbildung 58: Akteure der Waldenergieholznutzung in den Bioenergieregionen	102
Abbildung 59: Relevante Themen im Bereich der Energieholznutzung in den Bioenergieregionen kategorisiert nach ökonomischen, ökologischen und sozialen Aspekten; hellblau: Nennungen mit direktem Bezug zum Waldenergieholz.	103
Abbildung 60: Ausschreibung des Ideenwettbewerbs zur Vereinbarung von Energieholznutzung und Waldnaturschutz; links: Kasten aus AFZ/Der Wald (PYTTEL et al. 2013); Mitte: Wettbewerbslogo; rechts: Herkunft der 13 Bewerbungen	125

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Themen und Befragungsebene.....	19
Tabelle 2: Gegenüberstellung von Gefährdungen, Schutzgütern, Indikatoren und Schutzmaßnahmen.....	24
Tabelle 3: Mögliche Auswirkungen der Energieholznutzung in mitteleuropäischen Wäldern	27
Tabelle 4: Fördersätze des bayerischen Vertragsnaturschutzprogramms Wald für Stockausschlagwälder (BAYER. STMELF 2015)	31
Tabelle 5: Ergebnisse von leitfadengestützten Interviews mit Akteuren in einem mittefränkischen Schwerpunkt der Mittelwaldförderung nach VNP-Wald (REBELE 2015).....	32
Tabelle 6: Anzahl von publizierten Studien zum Nährstoffhaushalt von Stockausschlagwäldern (Suche in Google Scholar) kategorisiert nach untersuchten Parametern (oben), Ländern und Waldtypen (unten).....	34
Tabelle 7: Durch Studien nachgewiesene Unterschiede im Nährstoffangebot zwischen Stockausschlagwäldern und Hochwäldern bzw. durchgewachsenen Stockausschlagwäldern (+: Zunahme, -: Abnahme, jedes Symbol steht für eine Studie, Anzahl der Studien); nach RUBIO et al. (1997, 1999), HÖLSCHER et al. (2001), PONGE & CHEVALIER (2006), VAN CALSTER et al. (2007, 2008), HÉDL & REJŠEK (2007), BAETEN et al. (2009), ŠRÁMEK et al. (2015), DEBUSSCHE (2001), DECOQ et al. (2005), BARTHA et al. (2008), HÉDL et al. (2010), GARADNAI et al. (2010), CAMPETELLA et al. (2011), KOPECKÝ et al. (2014), MÜLLEROVÁ et al. (2015)	35
Tabelle 8: Vogelarten des Teilindikators „Wälder“ des NBS-Indikators „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“, sowie die 13 Waldvogelarten, die für Aussagen zur Energieholznutzung im Wald in Verbindung mit Analysen der BWI (vgl. Kap. 4.4.3) herangezogen wurden	39
Tabelle 9: Auswahl von Strukturvariablen der BWI2 und 3, die Auswirkungen der Energiewende auf biodiversitätsrelevante Waldstrukturen approximieren	43
Tabelle 10: Auswertungseinheiten und die in ihnen enthaltenen Forstliche Wuchsgebiete; n: Anzahl von BWI-Traktecken bzw. DDA-Probeflächen.	44
Tabelle 11: Ergebnis der PCA der regionalen Vogelgemeinschaften 2012 ("statisches Modell); Korrelationen mit Waldstruktur und Kovariablen nach der Ordination (post hoc) berechnet (höchste Werte grau hinterlegt); Cum.% of Var.: kumulativer A, r: linearer Korrelationskoeffizient, r-sq: Bestimmtheitsmaß, tau: Rangkorrelations-Koeffizient.	48
Tabelle 12: Ergebnis der PCA der naturschutzfachlich bedeutsamen Waldstrukturen zum Zeitpunkt der BWI3 ("statisches Modell"); Korrelationen mit Kovariablen und Beobachtungsdichte der Vogelarten nach der Ordination (post hoc) berechnet (höchste Werte grau hinterlegt).....	51
Tabelle 13: Ergebnisse der Redundanzanalyse zur Abhängigkeit regionaler Vogelgemeinschaften von Strukturgradienten der BWI3 (höchste Korrelationen grau hinterlegt); Abkürzungen siehe Tab. 11.....	52
Tabelle 14: Ergebnis der PCA der regionalen Vogelgemeinschaften 2006-2012 ("dynamisches Modell", höchste Werte grau hinterlegt).....	53
Tabelle 15: Ergebnis der PCA der naturschutzfachlich bedeutsamen Waldstrukturen 2006-2012 ("dynamisches Modell", höchste Werte grau hinterlegt); Abkürzungen siehe Tab. 11.....	55
Tabelle 16: Waldtypenfächer mit Bewertung der Energieholznutzung hinsichtlich T: Alt- und Totholz, Biotopbäume, N: Nährstoffnachhaltigkeit, P: Pflege lichter Waldstrukturen, W: Waldschutz, A: Anreiz für Waldbesitzer.	57
Tabelle 17: Umfang der Befragung nach Größenklassen in der Modellregion Oberland	61

Tabelle 18: Umfang der Befragung nach Größenklassen in der Modellregion Kulturkreis Höxter..	62
Tabelle 19: Umfang der Befragung nach Größenklassen in der Modellregion Märkisch-Oderland	62
Tabelle 20: Grundlagen zur Herleitung der Nutzungseinschränkungen	65
Tabelle 21: Übersicht über die wichtigsten Steuerungsinstrumente im Handlungsfeld Energieholznutzung und Waldbiodiversität in den drei Schwerpunktbundesländern	79
Tabelle 22: Übersicht zur Befragung über Waldenergieholznutzung.....	84
Tabelle 23: Befragte Akteursgruppen in den drei Bundesländern BY, BB und NRW	85
Tabelle 24: Durch die Befragung erfasste Waldfläche.....	86
Tabelle 25: Befragte Akteursgruppen in den drei Bundesländern BY, BB und NRW	97
Tabelle 26: Potentielle Konfliktthemen im Bereich Waldenergieholznutzung	104
Tabelle 27: Zuordnung der 13 Bewerbungen hinsichtlich Maßnahmentyp und Eigentumsverhältnissen.....	126

Zusammenfassung

Die Verwendung von Holz als Energieträger hat in den letzten zehn Jahren und insbesondere seit der 2008 von der Bundesregierung eingeleiteten Energiewende stark zugenommen. Dadurch ergeben sich potentielle Zielkonflikte zwischen Energiepolitik und Naturschutz. Der derzeitige Wissensstand erlaubt jedoch bisher keine abschließende Bewertung der Auswirkungen der Intensivierung der Energieholznutzung auf die Biodiversität. Vor diesem Hintergrund hat das Bundesamt für Naturschutz im Jahr 2012 ein Forschungs- und Entwicklungsvorhaben vergeben, um "basierend auf einer Bewertung der aktuellen und prognostizierten Entwicklungen der Waldenergieholznachfrage und deren Auswirkungen auf die Wälder in Deutschland Empfehlungen für die "Neuausrichtung" waldbaulicher Handlungsoptionen unter der Bedingung synergistischer bzw. indifferenter Auswirkungen auf naturschutzfachliche Ziele zu geben". Das Forschungs- und Entwicklungsvorhaben wurde von einer interdisziplinären Arbeitsgruppe der Fakultät Wald und Forstwirtschaft der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf unter Leitung von Prof. Dr. J. Ewald und Prof. Dr. A. Rothe im Zeitraum September 2012 bis Dezember 2015 bearbeitet. Die Projektkoordination wurde von 1.9.2012 bis 31.12.2013 von Dr. Patrick Pyttel und von 1.02.2014 bis 31.12.2015 von Dr. Miriam Hansbauer wahrgenommen. Das vielschichtige Thema wurde in folgende Arbeitspakete unterteilt:

1. Wie wirkt sich eine verstärkte Energieholznutzung auf die Biodiversität aus?
2. Welche Energieholzmengen sind nachhaltig nutzbar, ohne die Waldbiodiversität zu beeinträchtigen?
3. Welche Steuerungsinstrumente regeln derzeit die Energieholznutzung?
4. Wie wird das Thema "Energieholznutzung und Waldbiodiversität" von den beteiligten Akteuren wahrgenommen?

Weiterhin wurde in einem bundesweiten Wettbewerb nach Praxisbeispielen gesucht, die Energieholznutzung und Biodiversität in vorbildlicher Weise kombinieren.

Das methodische Vorgehen orientierte sich am DPSIR-Schema (SMEETS & WETERINGS 1999). Naturschutzfachliche Steuerung basiert zunächst auf der Kenntnis der beteiligten Organismen als eigentliche Träger der Biodiversität (Gene, Arten, Lebensgemeinschaften). Ihre Reaktionen werden als Wirkung (Impact) aufgefasst, welche direkt vom Ökosystemzustand (State) abhängen. Diese werden durch Techniken der Waldpflege und Holzernte (Pressures) gesteuert, welche ihrerseits von ökonomischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen (Driving Forces) abhängen. Das naturschutzfachliche Indikatorsystem zielt letztendlich darauf ab gesellschaftliche Antworten (Responses) hervorzurufen, die dem Schutzgut Biodiversität zu Gute kommen. Die durch Energieholznutzung beeinflussten Arten und Ökosystemzustände, welche sich als Wirkungsindikatoren eignen, wurden mit Methoden der Naturschutzbiologie untersucht. Neben intensiven Literaturstudien wurde erstmals auch eine bundesweite Analyse des Zusammenhangs von walddökologischen Strukturparametern (nach Bundeswaldinventur) und Vogelindikatoren (Monitoringdaten des DAA) durchgeführt. Anhand von Potentialstudien wurde untersucht, welche Energieholzmengen unter Beachtung von Biodiversitätsaspekten nachhaltig nutzbar sind. Diese Potenzialstudien wurden einerseits für die drei Modellgebiete „Bayerisches Oberland“ (fichtendominiert, BY), „Märkisch Oderland“ (kieferndominiert, BB) und im Kulturland Kreis Höxter (laubholzdominiert, NRW), andererseits für das gesamte Bundesgebiet durchgeführt. Das gesellschaftliche Umfeld und die politische Steuerung wurden mit sozialempririschen Methoden untersucht. Hierzu wurde für die drei Bundesländer der Modellregionen (BY, BB, NRW) eine Analyse durchgeführt, welche Steuerungsinstrumente die Energieholznutzung beeinflussen. Die Wahrnehmung der Interaktion zwischen Waldnutzung und Biodiversität durch die beteiligten Akteure wurde mittels drei Befragungen (Waldenergieholznutzung aus Sicht der Waldbesitzer und Forstbehörden, Waldenergieholznutzung aus Sicht des Verbandsnaturschutzes, Waldenergieholznutzung als potenzielles Konfliktfeld) untersucht.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich der Zustand der Wälder in Deutschland nicht verschlechtert hat, obwohl die Energieholznutzung in den letzten zehn Jahren deutlich angestiegen ist. Nach den Ergebnissen der aktuellen Bundeswaldinventur lässt die Entwicklung der naturschutzfachlich bedeutsamen Waldstrukturen bislang keine Auswirkungen einer Nutzungsintensivierung im Allgemeinen oder einer verstärkten Energieholznutzung im Besonderen erkennen. Die Eingriffe in den Vorrat lebenden und toten Holzes werden bislang in der Mehrzahl der Regionen durch den Zuwachs überkompensiert und haben weder zu einem überregionalen Rückgang dicker, alter Bäume noch zu einer Verarmung an Baumarten geführt. Auch bei den von uns betrachteten Vogelmenschen lassen sich bisher keine negativen Auswirkungen der gesteigerten (Energie-) Holznutzung nachweisen.

Nach den Potenzialstudien wird bei der derzeitigen Einschlagshöhe das Waldenergieholzpotenzial der deutschen Wälder weitgehend ausgeschöpft. Eine weitere Steigerung der (Energieholz-) Nutzung erscheint deshalb nicht zielführend. Zwar gibt es regional vereinzelt noch zusätzliche Nutzungsmöglichkeiten, diese finden sich jedoch vorwiegend im (Klein-) Privatwald und dürften aufgrund schwieriger Bewirtschaftungsverhältnisse und fehlendem Eigentümerinteresse auch in Zukunft nicht oder nur eingeschränkt realisierbar sein. Dies bedeutet, dass eine über das jetzige Maß hinausgehende Nutzung an Waldenergieholz als Beitrag zur Energiewende nur auf Kosten der stofflichen Holznutzung und/oder der Biodiversität möglich wäre. Andererseits ist die jetzige Intensität der Energieholznutzung unseren Potenzialstudien zu Folge nachhaltig und unter Beachtung gewisser Grundregeln ohne Beeinträchtigung der Biodiversität möglich.

Allem wissenschaftlichen Monitoring von diversen Indikatoren zum Trotz können letztlich keine einheitlichen waldbaulichen Benchmarks formuliert werden, denn Biodiversität lässt sich in ihrer Komplexität nicht quantifizieren. Deshalb sind Nutzungsobergrenzen eine politische Entscheidung, die auf einer Einigung der Akteure basieren muss. Demzufolge geht es um einen gesellschaftlichen Konsens, der vor allem auf der lokalen Ebene gefunden werden muss, gestützt von oben durch entsprechende politische Steuerung. Bisher sind Energie-, Wald- und Naturschutzpolitik im Hinblick auf Energieholznutzung und Waldbiodiversität kaum abgestimmt und die notwendige Priorisierung der Ziele für eine bessere Abstimmung zwischen den einzelnen Bereichen fehlt. In den naturschutzfachlichen und, noch bemerkenswerter, in den forstlichen Steuerungsinstrumenten findet man kaum dezidierte Aussagen zur Energieholznutzung. Eine entscheidende Rolle für die Umsetzung der energie- und naturschutzpolitischen Ziele bei der Energieholznutzung kommt den Akteuren vor Ort zu. Die Waldenergieholznutzung wird auf regionaler, operationaler Ebene bisher überwiegend positiv gesehen. Negative Rückmeldungen seitens der Bevölkerung und seitens Vertretern des Naturschutzes sind selten. Naturschutzverbände befassen sich derzeit kaum mit dem Thema Waldenergieholz. Die meisten Bedenken zur Waldenergieholznutzung beziehen sich auf eine mögliche Übernutzung und damit auf ein die Forstwirtschaft insgesamt betreffendes Thema.

Bei allen Schwierigkeiten, Energieholznutzung von anderen Effekten der Holznutzung auf die Biodiversität zu trennen, lassen sich doch einige Empfehlungen für das Waldmanagement ableiten. Dabei reagieren Ökosysteme und Artengruppen so unterschiedlich, dass es keine Einheitsstrategie geben kann; stattdessen wird empfohlen nach Waldtypen zu differenzieren.

In naturnahen Wäldern des Buchen-(Tannen-Fichten-)Typs kann eine Energieholznutzung neben der normalen Stammholznutzung gut stattfinden. Die größte Gefahr einer intensivierten Energieholznutzung stellt in diesen Wäldern der Verlust von Totholz und Altholzstrukturen dar. Hier gilt es, durch geeignete Maßnahmen einen Strukturhalt sowohl auf Landschafts- wie auf Bestandsebene anzustreben und dabei die schon für die herkömmliche forstwirtschaftliche Praxis aufgestellten Empfehlungen zu beachten und umzusetzen.

In den anderen Waldtypen spielen lichte Waldstrukturen eine wichtige Rolle für die Biodiversität. Hier können viele seltene Baumarten und zahlreiche andere gefährdete Habitatspezialisten lichter Wälder durch Waldenergieholznutzung erhalten und sogar gefördert werden. Klassische Beispiele sind Wälder der traditionellen Kulturlandschaft wie Mittelwälder, die erst durch eine intensive Ener-

gieholznutzung entstanden sind und eine hohe (kulturbedingte) Biodiversität aufweisen. Moderne Konzepte der Waldrandgestaltung integrieren mittelwaldartige Komponenten in das Waldmanagement und erzeugen dabei Synergien zwischen Energieholznutzung und Biodiversität. Derartige Nutzungsformen sollten in geeignete Waldtypen und dafür geeigneten Gebieten gefördert und forciert werden. Als Beispiel sei hierfür an allererster Stelle die Mittelwaldbewirtschaftung in Eichenmischwäldern, Auwäldern und an Waldrändern genannt.

Um eine naturverträgliche Nutzung von Waldenergieholz zu realisieren, bedarf es der Mitwirkung der Akteure vor Ort. Oft ist mit Verboten, aber auch mit finanziellen Anreizen nur wenig gewonnen, denn gerade bei der Brennholznutzung sind Traditionen, Emotionen, aber auch gemeinschaftlicher Konsens nicht zu unterschätzende Faktoren. Wichtig ist deshalb, diese Menschen bei ihren Bedürfnissen abzuholen und ihnen in offener Kommunikation die potenziellen Synergieeffekte sowie die potenziellen naturschutzfachlichen Risiken der Energieholznutzung nahezubringen. Die im Rahmen des Wettbewerbs ausgezeichneten Praxisbeispiele mit einer intensiven Einbindung der Akteure vor Ort liefern auch in dieser Beziehung hervorragende Beispiele. Die bisher hohe Akzeptanz der Energieholznutzung bietet günstige Voraussetzungen, im gemeinsamen Dialog zwischen Forst, Naturschutz und Energieproduzenten Lösungen zu erarbeiten, wie Zielkonflikte bei der Energieholznutzung vermieden werden können.

1 Einleitung

In Deutschland trägt Biomasse aktuell mit rund 8,2% zum Energiebedarf bei und ist mit einem Anteil von 66% an der erneuerbaren Energieproduktion die wichtigste erneuerbare Energiequelle (FNR 2014). Insbesondere in der erneuerbaren Wärmebereitstellung, welche knapp die Hälfte des Energieverbrauchs ausmacht, spielt Bioenergie mit einem Anteil von 91% (knapp zwei Drittel hiervon ist Holz) eine herausragende Rolle (FNR 2014). Holz kann als lokale Ressource für eine erhöhte regionale Wertschöpfung sorgen und mehr Arbeitsplätze im ländlichen Raum schaffen (WEBER-BLASCHKE et al. 2015). Außerdem weist Holz im Vergleich zu fossilen Brennstoffen geringere Treibhausgasemissionen auf (BAUER 2007, JUNGBLUTH et al. 2007, WERNER et al. 2007, WILNHAMMER et al. 2015).

Die Nachfrage nach Holz als Energieträger ist in den letzten Jahren stetig gestiegen. Laut MANTAU (2012) war im Jahr 2010 die energetische Holzverwendung über alle Sortimenten hinweg (also inklusive z.B. Altholz) erstmals höher als die stoffliche Nutzung. Beispielsweise ist in Bayern die Energieholznutzung im Zeitraum 2005 bis 2013 von 3,7 auf 6,1 Mio. tatro gestiegen (BMELV et al. 2012b, GAGGERMEIER et al. 2014). In vielen Regionen hat sich die Vermarktung von Energieholz zu einem wichtigen wirtschaftlichen Standbein von Waldbesitzern entwickelt. Energieholz wird in großem Maßstab in Form von qualitativ schlechteren Holzsortimenten sowie Ernterestholz (insbesondere Kronenmaterial) aus dem Wald bereitgestellt. Neben der auch heute noch weit verbreiteten Scheitholznutzung in privaten Haushalten hat die kommerzielle Verwertung in kommunalen oder privaten Biomasseheizwerken, Hackschnitzel- und Pelletanlagen an Bedeutung gewonnen.

Für die nächsten Jahre wird mit einer weiteren Zunahme des Energieholzverbrauchs gerechnet (GAGGERMEIER et al. 2014). Das Energiekonzept der Bundesregierung (BUNDESREGIERUNG 2010) sieht im Sinne einer nachhaltigen Biomassenutzung eine verbesserte Ausschöpfung heimischer Bioenergiepotenziale unter Vermeidung von Nutzungskonkurrenzen, sowie die Steigerung der Energie- und Flächeneffizienz durch verbesserte Bewirtschaftungsformen vor. Der Biomasseaktionsplan sieht ein hohes **zusätzliches Potenzial** vor allem bei Laubholz und Waldrestholz.

Diese Einschätzung basiert insbesondere auf den Ergebnissen der Bundeswaldinventur. Laut BWI3 hat der Holzvorrat eine Höhe erreicht wie seit Jahrhunderten nicht mehr und ist in den letzten zehn Jahren um weitere 7% angestiegen (THÜNEN-INSTITUT 2016). Mit Ausnahme der Fichte (-4%) sind die Vorräte aller Baumarten angestiegen (Kiefer um +8%, Buche um +10%, Eiche um +16%, Douglasie um +47%) (THÜNEN-INSTITUT 2016). Insbesondere im Kleinprivatwald lag die Nutzung deutlich unter dem Zuwachs, dort finden sich auch die höchsten Holzvorräte. Verschiedene Bewirtschaftungshemmnisse wie unzureichende Erschließung oder starke Zersplitterung mit z.T. unklaren Besitzgrenzen können die Waldbewirtschaftung erschweren, weiterhin sind die Bewirtschaftungsziele privater Waldbesitzer sehr heterogen (SFC 2010). Schlüsselgröße für die grundsätzlich mögliche Intensivierung der Holznutzung im Kleinprivatwald ist deshalb das Verhalten der Waldbesitzer (WILNHAMMER et al. 2012).

Die Intensivierung der Energieholznutzung hat vielschichtige Auswirkungen auf die Waldökosysteme und ihre Biodiversität. Verstärkte Holznutzung unter Einbeziehung der ökologisch besonders bedeutsamen Kronen und des Totholzes stellt einen empfindlichen Eingriff in den Stoffhaushalt (STERBA 1988, JACOBSON et al. 2000, KÖLLING et al. 2008, MELLERT & EWALD 2011) und in die aus der Naturwaldforschung abgeleiteten Schlüsselstrukturen Totholz (ZAHNER 1999, BÜTLER & SCHLAEPFER 2004) sowie Alt- und Höhlenbäume (ZAHNER 1993, MÜLLER 2005) dar. Totholzvorrat und -qualität (Zersetzungsgrad, stehend/liegend) sind besonders wichtig für die Artenvielfalt im Wald (MÜLLER 2005), da in Mitteleuropa bis zu 20% aller Käferarten von Totholz abhängig und in Deutschland 56% aller im Wald vorkommenden Käferarten auf Totholz angewiesen sind (KÖHLER 2000). Weiterhin sind Auswirkungen auf den Altersaufbau und auf die Baumartenzusammensetzung zu erwarten, was sich wiederum direkt auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Wälder auswirkt (AMMER 1991, AUGUSTO et al. 2002, ROTHE & BINKLEY 2001). Dabei handelt es sich um ein weltweites Problem. Insbesondere in tropischen Wäldern trägt die intensive Brennholznutzung

erheblich zur Degradierung dieser Ökosysteme bei (z.B. SPECHT et al. 2015). Die Auswirkungen auf die Biodiversität sind komplex (Überblick siehe BOUGET et al. 2012, FERRANTI 2014), aber Fallstudien lassen in temperierten Wäldern eine verstärkte Gefährdung von Spechten (ZAHNER et al. 2012), Höhlenbrütern (KANOLD et al. 2009), xylobionten Käfern (KÖHLER 2000), Pilzen (HEILMANN-CLAUSEN et al. 2003), Mollusken (RIEGER et al. 2010) und epiphytischen Flechten (BRADTKA et al. 2010) erwarten. Durch die Energieholznutzung könnte sich also der Erhaltungszustand der an diese Strukturen gebundenen Schutzgüter verschlechtern. Darüber hinaus müssen Entschädigungen für das naturschutzorientierte Unterlassen von Energieholznutzung umso höher sein, je attraktiver letztere ökonomisch wird.

Sind die Einflüsse einer intensiven Holznutzung auf totholzbewohnende Arten der Naturwälder und davon abhängigen Nahrungsketten i.d.R. negativ, so ist vor dem Hintergrund der Nutzungsgeschichte die Wirkung verstärkter Biomassenutzung auf die Gesamt-Biodiversität der Wälder differenzierter zu beurteilen. So haben vorindustrielle Waldnutzungsformen mit intensiver Brennholznutzung gerade durch intensive Eingriffe in den Stoffhaushalt erheblich zur Entwicklung heutiger Schutzgüter (halboffene Mager- und Trockenstandorte, Eichen- und Kiefernwälder, baumartenreiche Stockausschlagwälder, darunter Flora-Fauna-Habitat-(FFH)Lebensraumtypen und nach §30 geschützte Biotope) beigetragen (BREDEMEIER 2007). Insbesondere Mittelwälder stellen die baumartenreichsten Wälder Mitteleuropas dar und beherbergen eine große Zahl von wärmeliebenden Tier- und Pflanzenarten, die auf halboffene Waldstrukturen angewiesen sind (TREIBER 2003, GULDER et al. 2005). Ein wesentlicher Teil der mitteleuropäischen Waldarten und -lebensräume (WALENTOWSKI et al. 2010) ist auf angemessene Nutzungsintensitäten und Störungsregime angewiesen (SCHÜTZ 1999, WOHLGEMUTH et al. 2002). Biomassenutzung mit heimischen Laubbäumen kann unter bestimmten Bedingungen der Eutrophierung von Wäldern (BERNHARDT-RÖMERMANN & EWALD 2006) und der biotischen Homogenisierung von Waldlandschaften (RIEK et al. 2002) entgegenwirken. Die Erhaltung und Reaktivierung historischer Waldnutzungsformen in besonderen Schutzgebieten (z.B. Schonwäldern nach § 31 LWaldG in Baden-Württemberg) durch Vertragsnaturschutz (BEER 2009) oder neue betriebliche Konzepte z.B. in Auenwäldern sind vor dem Hintergrund der Energiewende neu zu bewerten.

Der derzeitige Wissensstand erlaubt bisher keine abschließende Bewertung der Auswirkungen der verstärkten Energieholznutzung auf die Waldbiodiversität. Dies mag einer der Gründe sein, dass das Thema derzeit vorrangig auf wissenschaftlicher Ebene, weniger aber auf politischer oder praktischer Ebene vor Ort thematisiert wird (FERRANTI 2014). Dies erscheint insofern problematisch, da durchaus potentielle Zielkonflikte zwischen Energiepolitik und Naturschutz bestehen. Vor diesem Hintergrund hat das BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) im Jahr 2012 ein Forschungs- und Entwicklungsvorhaben vergeben, um *„basierend auf einer Bewertung der aktuellen und prognostizierten Entwicklungen der Waldenergieholznachfrage und deren Auswirkungen auf die Wälder in Deutschland Empfehlungen für die „Neuausrichtung“ waldbaulicher Handlungsoptionen unter der Bedingung synergistischer bzw. indifferenter Auswirkungen auf naturschutzfachliche Ziele zu geben“*. Damit leistet das Vorhaben *„einen Beitrag zur Entschärfung aktueller und potentieller Konflikte zwischen energiepolitischen Zielen und Biodiversitätszielen und fördert die Kongruenz verschiedener (teils sektoraler) Strategien der EU“*.

Das vielschichtige Thema wurde in folgende Fragestellungen unterteilt, die dann als eigene Arbeitspakte bearbeitet wurden (und entsprechend in diesem Bericht dargestellt sind):

1. Wie wirkt sich eine verstärkte Energieholznutzung auf die Biodiversität aus? (Kapitel 4)
2. Welche Energieholzmengen sind nachhaltig nutzbar, ohne die Waldbiodiversität zu beeinträchtigen? (Kapitel 5)
3. Welche Steuerungsinstrumente regeln derzeit die Energieholznutzung? (Kapitel 6)
4. Wie wird das Thema „Energieholznutzung und Waldbiodiversität“ von den beteiligten Akteuren wahrgenommen? (Kapitel 7)
6. Welche Empfehlungen lassen sich daraus ableiten? (Kapitel 8)
5. Gibt es Best-Practice-Beispiele, die Energieholznutzung und Naturschutzpakete synergistisch kombinieren? (Anhang)

2 Methoden

2.1 Methodisches Gesamtkonzept

Die Interaktion zwischen Waldnutzung und Biodiversität muss mit dem jeweiligen Komplexitätsniveau angemessenen Methoden untersucht werden. Abbildung 1 zeigt ein am DPSIR-Schema (SMEETS & WETERINGS 1999) orientiertes Modell dieses Beziehungsgefüges. Naturschutzfachliche Steuerung basiert zunächst auf der Kenntnis der beteiligten Organismen als eigentliche Träger der Biodiversität (Gene, Arten, Lebensgemeinschaften). Ihre Reaktionen werden als Wirkung (Impact) aufgefasst, welche direkt von Strukturen und Prozessen des Ökosystemzustandes (State) abhängen. Diese werden durch Techniken der Waldpflege und Holzernte (Pressures) gesteuert, welche ihrerseits von ökonomischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen (Driving Forces) abhängen. Das naturschutzfachliche Indikatorsystem zielt letztendlich darauf ab, gesellschaftliche Antworten (Responses) hervorzurufen, die dem Schutzgut Biodiversität zu Gute kommen.

Die durch Energieholznutzung beeinflussten Arten und Ökosystemzustände, welche sich als Wirkungsindikatoren eignen, wurden mit Methoden der **Naturschutzbiologie** untersucht. Der forstwirtschaftliche Druck auf die Biodiversität wurde an Hand von **Potenzialstudien** untersucht. Das gesellschaftliche Umfeld und die politische Steuerung wurden mit **sozialempirischen Methoden** untersucht.

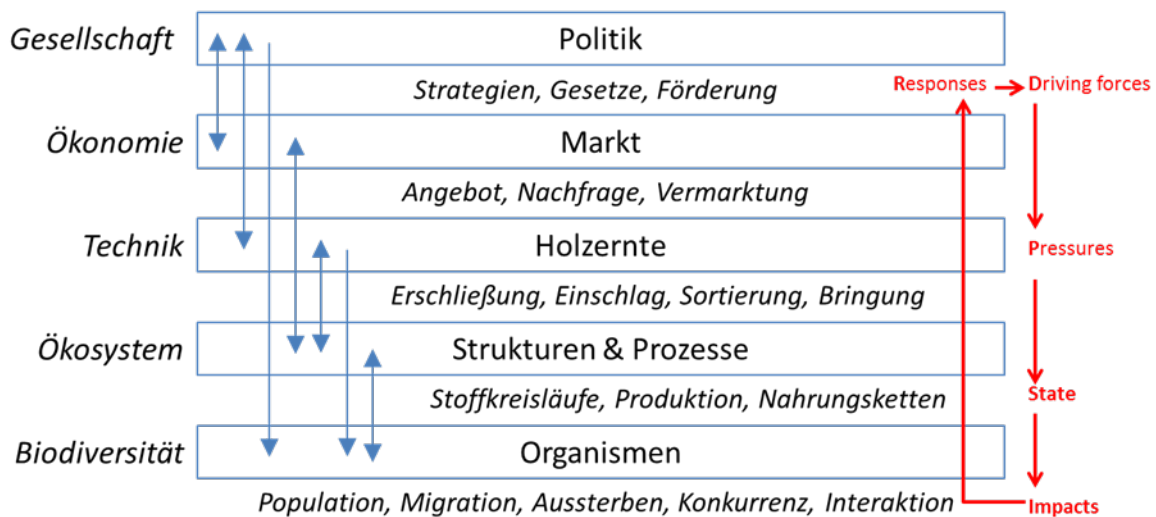


Abbildung 1: Konzeptionelles Modell des Wirkungsgefüges zwischen Holznutzung und Biodiversität

2.1.1 Naturschutzbiologische Methoden

Kern des Forschungsprojekts ist eine Bewertung der Auswirkungen unterschiedlich intensiver Energieholznutzung auf die Biodiversität. Die Fachliteratur wurde nach Belegen für die Wirkung der Holznutzung auf die Biodiversität durchsucht. Die Befunde wurden im Hinblick auf spezifische Wirkungen der Energieholznutzung ausgewertet. Die Wirkung verschiedener Systeme und Intensitäten der Energieholznutzung auf die Ökosystemstruktur wurde grafisch veranschaulicht. Bestehende Indikatorsysteme wurden an Hand der Fachliteratur auf ihre Aussagekraft und Spezifität hinsichtlich der Waldenergieholznutzung geprüft.

Zur Akzeptanz und Umsetzung des Vertragsnaturschutz in Stockausschlagwäldern wurden Leitfaden-Interviews mit Stakeholdern durchgeführt.

Die Eignung von Biomasseentzügen im Allgemeinen und von Waldenergieholznutzung als Maßnahmen gegen Eutrophierung und das Verschwinden nährstoffarmer Standorte und ihrer Habitatspezialisten wurde im Rahmen von umfassenden Literaturrecherchen geprüft.

An Hand des bundesweiten Monitorings „Vögel in der Normallandschaft“ des Dachverbands Deutscher Avifaunisten (DDA) und der Daten der Bundeswaldinventuren 2 und 3 wurden die im Zeitraum der Energiewende eingetretenen Trends von Waldvogeldichten und naturschutzfachlich relevanten Strukturmerkmalen der Wälder auf der Ebene von 46 Wuchsregionen statistisch untersucht.

2.1.2 Ökonomische Methoden (Potenzialstudien)

Im Teilprojekt Potenzialstudien wurde untersucht, welche Intensität der Energieholznutzung ohne negative Auswirkungen auf die Biodiversität möglich ist. Als Vergleichsmaß diente dabei der derzeitige Waldzustand nach den Ergebnissen der Bundeswaldinventur, d.h. die für die Biodiversität relevanten Waldstrukturen bleiben mindestens im derzeitigen Umfang erhalten. Bei einer derartigen Waldbewirtschaftung verbleibt ein Teil des Holzzuwachses im Wald, um Bodenfruchtbarkeit und Biodiversität zu erhalten und der tatsächlich nutzbare Zuwachs ist geringer als der gesamte Zuwachs an Biomasse. Wichtige Aspekte hierbei sind eine ausreichende Totholznachlieferung, keine bzw. eingeschränkte Holznutzung auf naturschutzfachlich besonders wertvollen Waldflächen sowie ein Verzicht auf Kronennutzung auf empfindlichen Böden. Die Energieholzpoteziale wurden für die drei Modellregionen (s.u.) sowie auf Bundesebene berechnet.

2.1.3 Sozialempirische Methoden (Akteursbefragungen)

Im Rahmen dieses Teilprojektes wurde untersucht, welche Steuerungsinstrumente die Energieholznutzung beeinflussen und wie die Interaktion zwischen Waldnutzung und Biodiversität von den beteiligten Akteuren wahrgenommen wird. In einem ersten Schritt wurde die einschlägige Literatur zu diesem Thema ausgewertet und für die Bundesländer der Modellregionen Bayern, Brandenburg, Nordrhein-Westfalen (BY, BB, NRW) eine Übersicht der die Energieholznutzung betreffenden Steuerungsinstrumente erstellt. Anschließend wurden Befragungen zu folgenden Themenbereichen durchgeführt:

Tabelle 1: Themen und Befragungsebene

Thema	Befragungsebene
Waldenergieholznutzung aus Sicht der Waldbesitzer und Forstbehörden	Bundesländer der Modellregionen (BY, BB, NRW)
Waldenergieholznutzung aus Sicht des Verbandsnaturschutzes	Bundesländer der Modellregionen (BY, BB, NRW)
Waldenergieholznutzung als potenzielles Konfliktfeld	Bioenergieregionen

2.2 Modellregionen

Im Rahmen des Projektes wurden drei unterschiedliche Waldregionen in Deutschland ausgewählt, um das Thema Waldbiodiversität und Energieholznutzung unter verschiedenen naturräumlichen und sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen zu untersuchen. In Absprache mit dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) und den Mitgliedern des Projektbeirats fiel die Wahl auf eine fichtendominierte Region in Bayern („Bioenergie-Region Oberland“), auf eine kieferndominierte Region in Brandenburg („Bioenergie-Region Landkreis Märkisch-Oderland“) und auf eine laubholzdominierte Region in Nordrhein-Westfalen („Bioenergie-Region Kulturland Kreis Höxter).

Aufgrund der verfügbaren Daten und bestehender Netzwerke zu vor Ort tätigen Akteuren bot sich eine Überschneidung mit den vom BMELV geförderten Bioenergieregionen an (<http://www.bioenergie-regionen.de/>). Die Bioenergieregionen wurden im Jahr 2008 im Rahmen eines nationalen „Bioenergie-Regionen-Wettbewerbs“ ausgewählt. Für drei Jahre erhielten diese Regionen finanzielle Unterstützung, um ihre Konzepte umzusetzen, ein Netzwerk aufzubauen und um Grundlagen zur Nutzung von Bioenergie zu schaffen (BMELV 2012a). 25 Regionen wurden aufgrund ihrer Regionalentwicklungskonzepte für die erste Projektphase (2009-2012) ausgewählt, welche für drei Jahre zur Umsetzung regionaler Entwicklungskonzepte finanziell unterstützt wur-

den. Ziel war, ein Netzwerk aufzubauen und Grundlagen zur Nutzung von Bioenergie zu schaffen (BMELV 2012b). 2012 wurden 21 besonders erfolgreiche Regionen ausgewählt, die für weitere drei Jahre (2012-2015) Unterstützung bei der Umsetzung der Schwerpunkte Wertschöpfung, Stoffstromeffizienz und Wissenstransfer erhielten (BMELV 2012b).

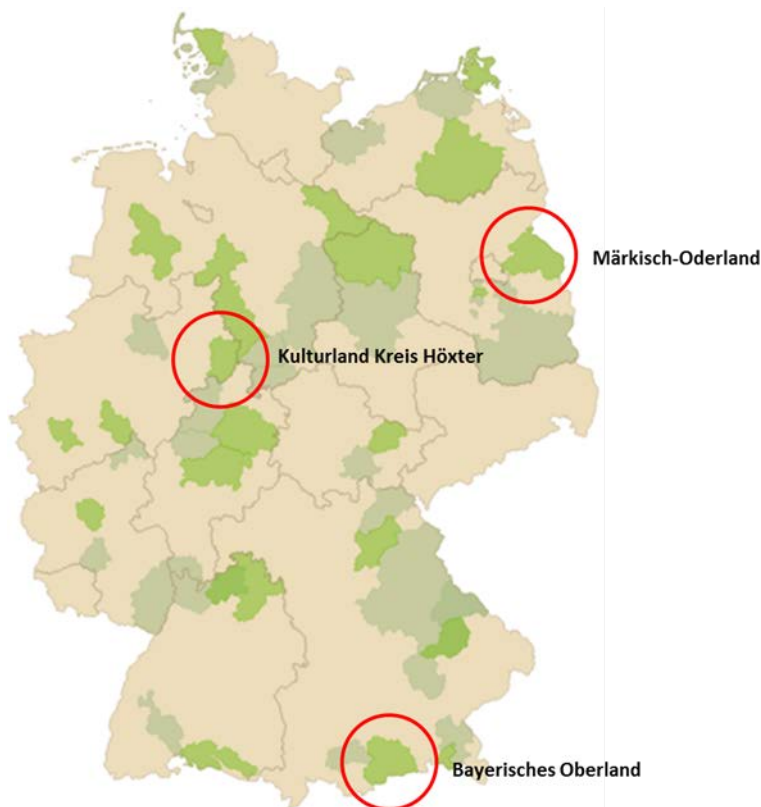


Abbildung 2: Übersicht über die 21 Bioenergieregionen (2012-2015). Rot markiert sind die für das Projekt „Energiewende und Waldbiodiversität“ ausgewählten Modellregionen. Bildquelle: <http://www.bioenergieregionen.de/bioenergie-regionen-2012-2015/> (bearbeitet).

2.2.1 Bioenergieregion Bayerisches Oberland (Bayern)

Die Bioenergieregion Bayerisches Oberland befindet sich im Regierungsbezirk Oberbayern südlich von München. Sie besteht aus den beiden Landkreisen Bad Tölz-Wolfratshausen und Miesbach. Der Landkreis Weilheim-Schongau bildet die Partnerregion. Im Forschungsprojekt wurden alle drei Landkreise untersucht. Im Folgenden ist somit unter dem Begriff „Modellregion Bayerisches Oberland“ sowohl die Bioenergie- als auch die Partnerregion zu verstehen.

Die Modellregion umfasst eine Fläche von 293.000 ha, die **Waldfläche** beträgt knapp 140.000 ha (66.000 ha in Bad Tölz-Wolfratshausen, 44.000 ha in Miesbach, 30.000 ha in Weilheim-Schongau). Es ergibt sich somit ein Waldanteil von 47%. Dieser Wert liegt deutlich über dem bundesweiten Mittelwert (32%), und oberhalb des bayerischen Durchschnitts von 36,9%. Knapp 55% der Waldfläche (rund 78.500 ha) liegt in privater Hand (BWI 2). Der Anteil des Körperschaftswaldes beträgt 4% bzw. 5.500 ha, der Anteil des Staatswaldes 41% bzw. 56.000 ha (BWI 2).

Die Modellregion liegt überwiegend im **Wuchsgebiet 14** „Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge“, sowie im Wuchsgebiet 15 „Bayerische Alpen“. Das **Klima** ist präalpid bis alpid geprägt, die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 4-8 °C. Die jährliche Niederschlagssumme beträgt 950-2.200 mm (WALENTOWSKI et al. 2006).

Die Modellregion ist durch hohe **geologische Heterogenität** gekennzeichnet. Die flächenmäßig bedeutsamsten Ausgangsgesteine sind würmeiszeitliche Jungmoräne, würmeiszeitliche Schotter,

Untere Süßwasser- und Untere Meereswassermolasse, sowie rhenodanubischer Flysch. Infolge vieler Feuchtgebiete weist das Gebiet auch einen hohen Anteil an Torfböden auf. Häufigste Bodentypen sind Braunerden und Parabraunerden, häufigste Humusform ist F-Mull (WALENTOWSKI et al. 2006).

Die **Böden** im Untersuchungsgebiet sind zwar im Oberboden teilweise versauert, weisen jedoch aufgrund des basenreichen geologischen Ausgangsmaterials eine hohe Basensättigung im Unterboden auf. Zusammen mit den hohen Niederschlägen ergeben sich gute Wuchsbedingungen. Lediglich die Moorböden weisen eine niedrigere Basensättigung und damit schlechtere Wuchsbedingungen auf.

Aus den genannten standörtlichen Eigenschaften ergeben sich im submontanen und montanen Bereich als **Potentielle Natürliche Vegetation** (PNV) überwiegend Buchenwälder mit in der Höhe zunehmenden Anteilen an Tanne und Fichte (Waldmeister-Buchenwald bzw. Waldgersten-Buchenwald, Bergmischwaldausprägung im südlichen Untersuchungsgebiet). Diese Wälder zeichnen sich nach WALENTOWSKI et al. (2006) durch sehr gute Wuchsleistungen für die Hauptbaumarten Buche, Tanne und Fichte aus. Im geringeren Maße kommen auf den wasserbeeinflussten Standorten auch krautreiche Tannenwälder, Schwarzerlenbruchwälder und Moorbüschwälder vor. In den subalpinen Lagen des südlichen Landkreises dominieren Fichtenwälder (Carbonat-Fichtenwald, Silikat-Fichtenwald). Ein ökologisch bedeutsames Beispiel für den Waldgersten-Buchenwald stellt im Untersuchungsgebiet der „Paterzeller Eibenwald“ dar. Die Ammerschlucht bei Weilheim ist ein Beispielbestand für den Carbonat-Bergmischwald der Alpen. Die PNV wurde durch menschliche Nutzung häufig in Fichtenreinbestände oder Fichten-Buchen-Mischbestände abgewandelt (WALENTOWSKI et al. 2006).

Laut BWI 2 lag der **Gesamtwuchs** in der Bioenergieregion über alle Baumarten und Besitzklassen bei 12,3 fm/ha*a. Demzufolge weist die Planungsregion günstige Wuchsbedingungen auf. Die Wälder sind fichtendominiert mit einem Nadelholzanteil von insgesamt 79%.

In der Modellregion befinden sich vier **Waldbesitzervereinigungen** (Holzkirchen, Schongau, Weilheim, Wolftratshausen) mit insgesamt 5.200 Mitgliedern. Die Waldbesitzervereinigungen (WBV) betreuen zusammen 45.000 ha. Somit sind knapp 57% der privaten Walfläche organisiert.

Die **durchschnittliche Besitzgröße** der organisierten Privatwaldbesitzer liegt bei knapp 12 ha Wald pro Mitglied. Die durchschnittliche Besitzgröße der WBV-Mitglieder ist somit deutlich höher als der bayernweite Mittelwert von knapp 2 ha. Dies erleichtert die Bewirtschaftung, da die Holzmobilisierung aus kleinem Privatwaldbesitz oft schwierig ist und größere Waldflächen ökonomischer zu bewirtschaften sind (SCHWARZBAUER et al. 2010).

2.2.2 Bioenergie-Region Kulturland Kreis Höxter (Nordrhein-Westfalen)

Die Modellregion Kulturland Kreis Höxter liegt im Nordwesten von Nordrhein-Westfalen und grenzt im Süden an Hessen, im Osten an Niedersachsen. Landschaftlich wird der Landkreis Höxter vom Weserbergland im Osten, der Warburger Börde im Süden, dem Eggegebirge im Westen und dem Lipper Bergland im Norden eingegrenzt (LACKHOFF 2014).

Die Modellregion umfasst eine **Fläche** von 119.000 ha, von denen knapp 35.000 ha Wald sind (Anteil 29%). Wegen der guten Böden der Bördelandschaft und günstiger naturräumlicher Rahmenbedingungen ist die Region stark landwirtschaftlich geprägt (KULTURLAND KREIS HÖXTER 2012). Der Wald gehört insgesamt 650 Waldbesitzern, von denen 19.500 ha Privatwald, 10.500 ha Körperschaftswald und 5.000 ha Staatswald sind (KULTURLAND KREIS HÖXTER 2012). Somit beträgt der Anteil des Staatswaldes lediglich 14%.

Die Modellregion liegt im „Wuchsgebiet Weserbergland“ (Wuchsgebiet 17), welches durch den Teutoburger Wald und der Egge im Westen, durch das Wesergebirge im Norden, durch die Diemel im Süden und dem Harz im Osten begrenzt wird (LACKHOFF 2014). **Klimatisch** ist das Wuchsgebiet Weserbergland im nordwestlichen Teil subatlantisch und im südöstlichen Teil subkontinental

einzustufen. Die Winter sind mäßig kalt und die Sommer mäßig warm. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 7 bis 9 °C bei einer Niederschlagsmenge zwischen 650 und 900 mm. Somit ergibt sich eine Vegetationszeit von 140 bis 170 Tagen (WALD UND HOLZ NRW 2015). Das Untersuchungsgebiet ist der kollinen bis submontanen Höhenstufe zuzuordnen (LACKHOFF 2014).

Geologisch ist das Weserbergland vielfältig und kleinflächig durch verschiedene Gesteine aufgebaut. Im Teutoburger Wald und Eggegebirge treten Unterkreide (basenarme Sandsteine) und Oberkreide (Kalk und Mergel) auf. Das Wesergebirge ist geprägt durch basenreiche Sand- und Tongesteine des Jura. Im gesamten Wuchsgebiet sind Gesteine des Muschelkalks und Sande, Schluffe und Tonsteine des Keupers zu finden (WALD UND HOLZ NRW 2015). Diese Gesteine sind oft von alten Verwitterungsdecken, Fließerden und Lößablagerungen bedeckt.

Laut WALD UND HOLZ NRW (2015) dominieren im Weserbergland **Buchenwälder** verschiedener Ausprägung (Waldmeister-Buchenwald, Flattergras-Buchenwald, Hainsimsen-Buchenwald, Drahtschmielen-Buchenwald). Daneben kommt in Gebieten mit hoch anstehendem basenreichen Grundwasser der Erlenbruchwald bzw. der Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald vor. In breiten Tälern ist der Stieleichen-Hainbuchenwald vorherrschend, der im Bereich der Weichholzaue großer Flüsse mit dem Silberweidenwald verzahnt ist. Der Erlen-Eschenwald säumt die kleinen Bachtäler. Schluchtwälder kommen kleinflächig in ausgeprägten Kerbtälern vor. Erwähnenswert ist das Vorkommen einiger Pflanzen mit vorwiegend (sub-)kontinentaler Verbreitung, wie der Frühlingsplatterbse (*Lathyrus vernus*) und des Leberblümchens (*Hepatica nobilis*), die östlich der Egge ihre westliche Verbreitungsgrenze haben.

Die Buche weist den größten Anteil an der **Baumartenverteilung** (47%) auf, weitere bedeutende Baumarten sind Fichte (29%), Eiche (6%), Lärche (4%) und Kiefer (2%) (LACKHOFF 2014). Jährlich werden im Kreis Höxter 210.000 Festmeter (fm) Holz eingeschlagen und verarbeitet. Insgesamt wird im Landkreis, trotz des hohen Laubholzanteils und der günstigen energetischen Eigenschaften von Laubholz, in der Modellregion lediglich ein Viertel des jährlichen Holzzuwachses energetisch genutzt bzw. im Privatwald rund ein Drittel (REINEKE 2015).

Laut Forsteinrichtungstabellen liegt der jährliche Zuwachs für die Modellregion über alle Baumarten hinweg bei 7,3 fm pro Hektar (LACKHOFF 2014, BAUR 2013). Laut BWI3 liegen die jährlichen Zuwächse in Nordrhein-Westfalen für Laubholz bei 7,1 fm pro Hektar, bei Nadelholz bei 11,7 fm pro Hektar. Die durchschnittliche **Flächengröße pro Waldbesitzer** ist ungewöhnlich hoch und beträgt 54 ha. Im Vergleich dazu beträgt die durchschnittliche Besitzgröße in NRW lediglich 3,9 ha pro Waldbesitzer bzw. 2,4 ha pro Waldbesitzer in Gesamtdeutschland (HEVENDEHL CONSULT Forstbetriebsgemeinschaften betreuen 6.068 ha bzw. sechs weitere Waldgenossenschaften betreuen 770 ha (KULTURLAND KREIS HÖXTER 2012).

2.2.3 Landkreis Märkisch-Oderland (Brandenburg)

Die Modellregion Landkreis Märkisch-Oderland (MOL) entspricht dem gleichnamigen Landkreis. Dieser liegt im östlichen Brandenburg und hat eine Fläche von 214.900 ha (LANDKREIS MÄRKISCH-ODERLAND 2010). Rund 23% (49.000 ha) der Landkreisfläche sind Wald. Knapp 60% der **Fläche** sind in privater Hand (29.000 ha), 9% sind Landeswald (4.500 ha), 15% Kommunalwald (8.000 ha) (SCHULTZE&SIEGEMUND 2012). Weitere Waldbesitzarten sind Treuhand- (13%) und Bundeswald (1%). Im Bundesland Brandenburg (BB) wurde im Lauf des letzten Jahrzehnts weiterhin Wald privatisiert. Im Laufe des letzten Inventurzeitraums wuchs die private und kommunale Waldfläche um 25.000 ha bzw. 8.400 ha, wohingegen Landes- und Bundeswald um 5.800 ha bzw. 19.800 ha abnahmen (THÜNEN-INSTITUT 2016). Insgesamt nahm die Waldfläche um knapp 8.800 ha zu, auch infolge von Wiederbewaldung.

Rund 60% des Privatwaldes in Märkisch-Oderland gehört Waldbesitzern mit einer **Besitzgröße** von mehr als 50 ha (SCHULTZE&SIEGEMUND 2012). Der Kleinprivatwald mit weniger als 10 ha beträgt 37% der Fläche und hat im Brandenburger Vergleich eine große Bedeutung – für ganz Brandenburg entfallen 25% des Waldes auf Besitzgrößen unter 20 ha. Laut SCHULTZE & SIEGEMUND

(2012) wurde auf 3.800 ha (13% der Privatwaldflächen) in den vergangenen 20 Jahren keine Erntemaßnahme durchgeführt, zum überwiegenden Teil (55%) liegen diese Flächen im Kleinprivatwald unter 10 ha.

Das **Klima** ist kalt und gemäßigt, im Jahresdurchschnitt beträgt die Temperatur 8.9 °C und es fallen knapp 550 mm Niederschlag pro Jahr (CLIMATE DATA 2015). Die Waldflächen finden sich in den forstlichen **Wuchsgebieten** Mittelbrandenburger Talsand und Moränenland (90%) sowie Nordostbrandenburger Jungmoränenland (10%). Die Bewirtschaftungsflächen im Raum Waldsieversdorf/Buckow sind **geologisch** durch die Barnimhochfläche und den Endmoränenbogen der Frankfurter Staffel geprägt. Die überwiegend terrestrischen Waldstandorte sind zu rund drei Viertel „armer“ bzw. „ziemlich armer“ Nährkraft. Dominierende Baumart ist die Kiefer, daneben finden sich in kleinen Beimengungen Eichen, sonstige Laubbäume (Birke, Pappel, Erle, Linde, Ahorn), sowie sonstige Nadelbäume (Douglasie, Fichte und Lärche) (LANDESBETRIEB FORST BRANDENBURG 2015). Insgesamt hat der Nadelwald in Märkisch-Oderland einen Anteil von 71%, allein der Anteil der Kiefer beträgt 62% (ENERGIEBÜRO MOL 2012).

Die Zuwächse in Märkisch-Oderland dürften in einer ähnlichen Größenordnung wie im gesamten Bundesland Brandenburg liegen, für das bei der letzten BWI 10,3 Vfm/ha*a gemessen wurden (BMELV 2014). Obwohl der Totholzanteil in den vergangenen Jahren gestiegen ist, beträgt er in Brandenburg mit 11 m³/ha nur die Hälfte des Bundesdurchschnitts (MIL 2014). Im Vergleich zu anderen Gebieten ist die Nutzungsintensität in Brandenburg vergleichsweise gering und in den letzten 10 Jahren wurden nur knapp 60% des Zuwachses genutzt.

3 Naturschutzbiologie der Energieholznutzung

Unter natürlichen Bedingungen wäre Mitteleuropa überwiegend von Wald bedeckt (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Spätestens seit der Jungsteinzeit hat der Mensch die Wälder durch Holzeinschlag und landwirtschaftliche Nebennutzungen verändert und durch Grünland, Acker und Siedlungen ersetzt (KÜSTER 2010). Die heutigen Waldflächen sind letztlich vom Menschen geprägte Bestandteile der Kulturlandschaft und weisen mehr oder weniger Merkmale natürlicher Waldökosysteme auf (GRABHERR et al. 1998).

Als Biodiversität bezeichnet man die Vielfalt von Genen, Arten und Lebensgemeinschaften einschließlich der zugehörigen biologischen Strukturen und Prozesse. Da Artenzahlen an sich wenig über den naturschutzfachlichen Wert von Waldbeständen aussagen (KRAUS & KRUMM 2013), wird die Biodiversität nach dem Grad ihrer Bindung an den Lebensraum Wald und ihrer Gefährdung differenziert. So teilen SCHMIDT et al. (2011) unter den Waldpflanzen obligate Bewohner geschlossener Wälder, Bewohner der Lichtungen und Waldränder, im Wald wie im Offenland vorkommende und selten aus dem Offenland in den Wald übergreifende Arten. Vergleichbare Einteilungen der Waldbindung existieren für andere Organismengruppen (z.B. WINTER et al. 2015). Obligate Waldarten sind funktionell abhängig vom schattig-feuchten Innenklima, von der durch lebende Baumbiomasse, Streu und Holz gelieferten Nahrung oder von Strukturen der Baumbestände. Die Gefährdung von Arten und Biotopen wird auf Grund von Experteneinschätzungen in Roten Listen (LUDWIG & SCHNITTLER 1996, RIECKEN et al. 1994) festgehalten, aus denen durch Verschneidung mit Waldartenlisten die für den Waldnaturschutz besonders relevanten Arten herausgefiltert werden können (EWALD & PYTTEL 2016).

Auf die politische Agenda gelangte die Biodiversität mit der Convention on Biodiversity (UNITED NATIONS 1992). Besondere Relevanz für die Naturschutzpraxis besitzen die Vogelschutzrichtlinie (EUROP. PARLAMENT & RAT DER EUROP. UNION 2009) und die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (RAT DER EUROP. UNION 1992), welche in ihren Anhängen besonders geschützte Arten und Lebensraumtypen, darunter viele der Wälder (MÜLLER-KROEHLING et al. 2006), auflisten und die Grundlage des europäischen Schutzgebietssystems Natura 2000 bilden.

Die weltweit wirksamen Gefährdungen der Biodiversität wurden im MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005) identifiziert. Für mitteleuropäische Wälder erscheinen Habitatveränderungen, Stoffeinträge und Klimawandel als akuteste Gefährdungen, während Übernutzung und biologische Invasionen verglichen mit anderen Biomen derzeit von eher untergeordneter Bedeutung sind. Tabelle 2 stellt den Gefährdungen die betroffenen Schutzgüter, Indikatoren und Schutzmaßnahmen gegenüber.

Tabelle 2: Gegenüberstellung von Gefährdungen, Schutzgütern, Indikatoren und Schutzmaßnahmen

Gefährdungsfaktoren	Schutzgüter	Indikatoren	Schutzmaßnahmen
Habitatveränderung	Waldarten	Baumarten-	Schutzgebiete
Klimawandel	Baumarten	zusammensetzung	Naturwaldreservate
Biologische Invasionen	Bodenvegetation	Vorratsstruktur	Nationalparke
Übernutzung	Xylobionte	Altersstruktur	Biosphärengebiete
Stoffeinträge	Epiphyten	Zerschneidung	Natura 2000
	Kronenbewohner	Totholz	Naturschutzgebiete
	Brutvögel	Biotopbäume	Landschaftsschutzgebiete
	Wildtiere	Biotope	Biotopschutz/-verbund
	Edaphon	Bodenzustand	Renaturierung
	Waldlebensräume		Vertragsnaturschutz
	zonale Wälder		Forstliche Förderung
	Sonderbiotope		Betriebliche Konzepte
	Walddynamik		
	Entwicklungsstadien		
	Sukzession		
	Sonderstrukturen		

Als besondere Form des Waldmanagements übt die Energieholznutzung komplexe Einflüsse auf die Waldbiodiversität aus (vgl. BUNELL & HUGGAR 1999, HAGAN & WHITMAN 2006). Im Folgenden werden diese ökologischen Wirkungen an Hand eines konzeptionellen Modells dargestellt und mit Literaturrecherchen belegt. Abschließend wird die Energieholznutzung bezüglich der in Tabelle 2 genannten Schutzgüter bewertet.

3.1 Wirkfaden der Energieholznutzung

Die Holznutzung greift in Strukturen (Baumdimensionen/-alter, Holzvorrat, Schichtung) und Prozesse (Wachstum, Stoffflüsse) des Waldökosystems ein und verändert über das Ressourcenangebot (Licht, Wärme, Feuchte, Nährstoffe) die Lebensbedingungen der Organismen. Als nutzungs-freies Referenzmodell dient ein mitteleuropäischer Laub-Urwald, dessen Habitatstrukturen in Ab-bildung 3 schematisch dargestellt sind. Diese Ausstattung wird durch unterschiedliche Bewirtschaf-tungsregimes mehr oder weniger stark abgewandelt. Abbildung 4a-e zeigt die Wirkung unter-schiedlicher Bewirtschaftungsregime auf die Habitatausstattung von Wäldern.

Bei der früher üblichen Stammholznutzung werden Waldrestholz, Rinde und Blattmasse am Wald-boden zurückgelassen (Abbildung 4a) oder, soweit als Brennholz verwertbar, durch Selbstwerber entnommen (Abbildung 4b). In modernen Naturschutzkonzepten werden Totholz und Biotopbäume belassen (Abbildung 4c). Zustand 5d zeigt den heute weitgehend hypothetischen Fall eines Wal-des, in dem alle Biomassesortimente entnommen, die Produktivität und Vitalität des verbleibenden Waldbestandes deutlich geschwächt und der Humusvorrat abgebaut werden. Dieser „degradierte“ Zustand des Waldes war in der historischen Kulturlandschaft weit verbreitet, ging dann aber durch Nutzungswandel und Stoffeinträge stark zurück und stellt heute ein Objekt des Arten- und Bio-topschutzes dar. In Stockausschlagwäldern bilden schwache Reishölzer einen großen Teil des abgesenkten Holzvorrats, werden jedoch im Mittelwald (Abbildung 4e) ergänzt durch Überhäl-ter/Lassreitler, die heutzutage nicht selten Biotopbäume sind.

Von der „normalen“, auf stoffliche Verwertung zielenden Holznutzung unterscheidet sich die Ener-gieholznutzung vor allem durch die genutzten Biomasse-Sortimente und die Eingriffshäufigkeit (BOUGET et al. 2012, Tab. 3). In den heute üblichen Hochwäldern wird sie zusätzlich zur stofflichen Nutzung betrieben und erhöht so die Gesamtmenge an entzogener Biomasse (HALL 2002, GAN & SMITH 2006, JONSELL 2008, UPADHYAY & GREIBROKK 2014, Abb. 5b). Mit Ausnahme der Nutzung von Totholz, Alt- und Biotopbäumen (vgl. Kapitel 4.2) stehen den negativen auch denkbare, zu-mindest für bestimmte Waldarten und Lebensräume positive Auswirkungen gegenüber.

Bedenken gegen intensivere Eingriffe in Schwach- und Kronenholz bestehen unter dem Gesichts-punkt der Nährstoffnachhaltigkeit (KÖLLING et al. 2007, ACHAT et al. 2015). Die seit einigen Jahren bei der Ernte von Fichten übliche Vollbaumnutzung hat jedoch als Gefährdungsfaktor für Arten und Lebensräume allenfalls in natürlichen, montanen und subalpinen Fichtenwäldern Relevanz. In Kie-fern- und Eichenbeständen nährstoffarmer Standorte besteht sogar ein Widerstreit zwischen wirt-schaftlichen Kriterien und der naturschutzfachlichen Zielsetzung von Aufflichtung und De-Eutrophierung (EWALD & PYTTEL 2016, vgl. Abschn. 4.3.3). Eine indirekte negative Rückkopplung für die Biodiversität ist zu befürchten (REIF et al. 2014), wenn Nährstoffverluste durch Ascherück-führung, z.B. kombiniert mit Kalkung, ausgeglichen werden (AHLHAUS & HANSEN 1996, MEIWES et al. 2012).

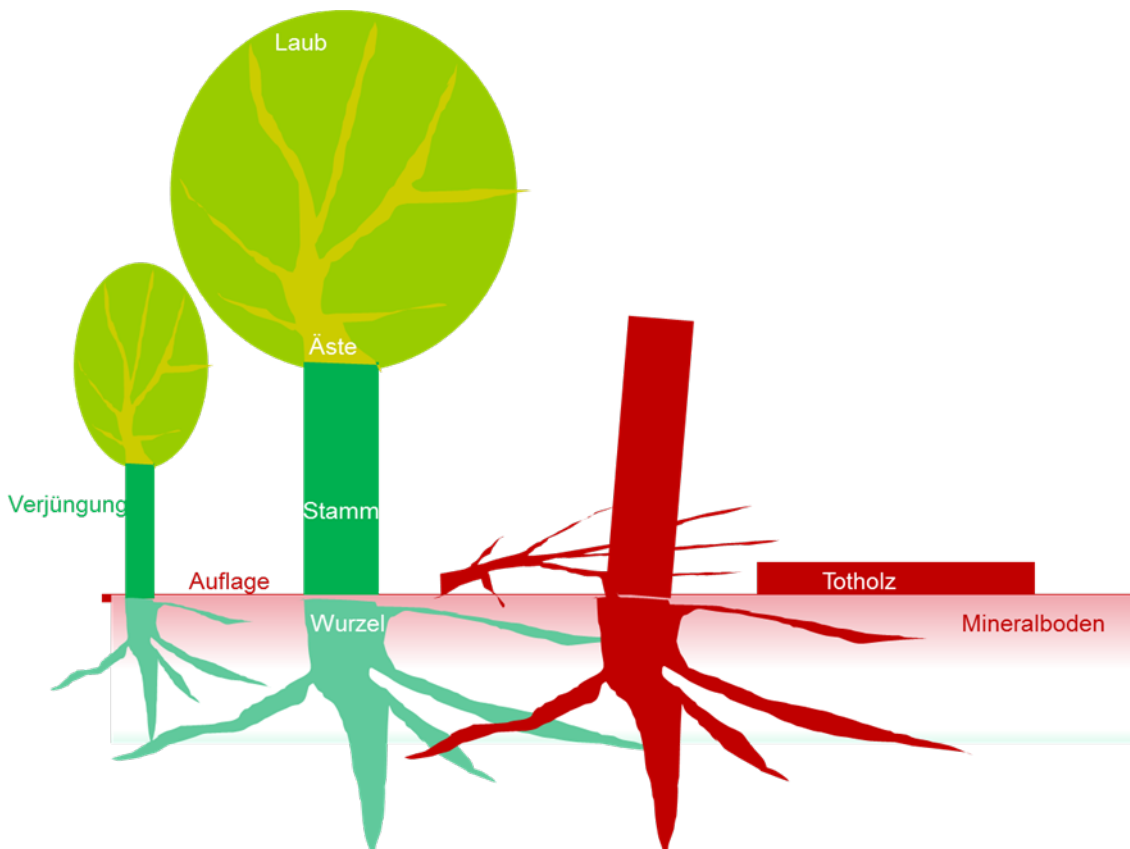


Abbildung 3: Schematisches Modell eines Urwald-Ökosystems mit seinen aus lebender (grün) und toter (rot) Biomasse aufgebauten Habitatstrukturen.

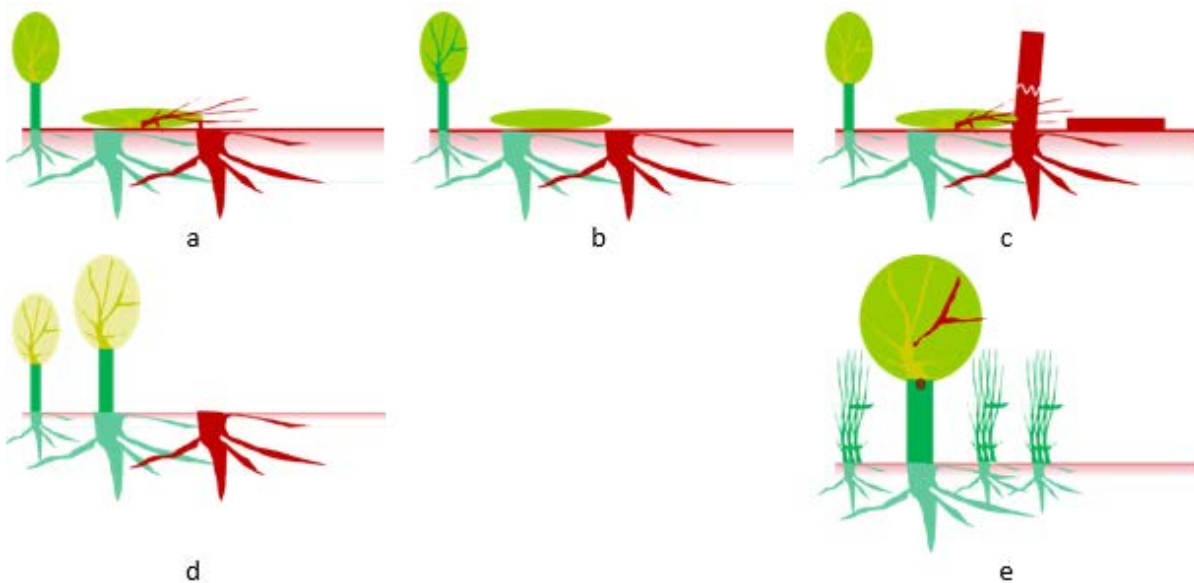


Abbildung 4: Abwandlungen des Ökosystemmodells in Abbildung 3 durch a: Stammholznutzung (nur stoffliche Verwertung); b: Stammholznutzung mit Brennholzselt-werbern; c: Stammholznutzung mit Naturschutzkonzept; d: intensive Vollbaumnutzung mit reduzierter Ernährung/Vitalität des Bestandes; e: Mittelwaldnutzung

Tabelle 3: Mögliche Auswirkungen der Energieholznutzung in mitteleuropäischen Wäldern

Art des Eingriffs	Konkrete Auswirkungen	Negative Konsequenzen	Positive Konsequenzen
Nutzung von Schwachholz (Jungbestandspflege, Durchforstung, Waldrestholz) und Kronenmaterial im Hochwald	Stammzahlreduktion Nährstoffentzug	Nährstoffentzug (Basen, P, N) Humusschwund Zuwachsrückgang auf armen Böden Abnahme Schatten-/feuchtigkeitsliebender Schwachholzbewohner „ökologische Falle“ Düngung	De-Eutrophierung Förderung starker Einzelbäume
Entnahme von Holzsortimenten minderer Qualität (Protzen, Totholz, Biotopbäume und –Anwärter)	Verminderung Totholzvorrat Reduktion von Habitatstrukturen und Biotopbäumen	Abnahme Xylobionte und Höhlenbewohner Verringerter C-Speicher	-
Häufigere Eingriffe	intensivere Erschließung Kürzere Umtriebszeit Abnahme Bestandesalter Auflichten von Waldrändern	erhöhte Zerschneidung Bodenverdichtung Störung von Brutvögeln	Förderung von Lichtwaldarten Erhaltung und Reaktivierung historischer Stockausschlagnutzung
verstärkte Laubholznutzung	frühe Entnahme von Pionierbaumarten Endnutzung von Laubholzaltbeständen verstärkter Umbau	Verlust von Pionierbaumarten und altem Laubholz	höhere Akzeptanz der Waldbesitzer für Laubholz

Plausibel, aber auf Grund der Langfristigkeit schwer quantifizierbar, ist die zunehmende Häufigkeit von Holzerntemaßnahmen, die in der Regel mit einer verbesserten (Fein-)Erschließung einhergeht (BOUGET et al. 2012). Der daraus resultierenden Beunruhigung und Habitaterschneidung, steht eine Förderung der Bodenvegetation gegenüber, die neben waldfremden Arten (inkl. Neophyten) auch die Waldarten im eigentlichen Sinne betrifft (MEYER et al. 2016). So ist „Störung“ für bestimmte Waldarten eine Gefährdung, für viele andere jedoch ein Schlüsselfaktor (WOHLGEMUTH et al. 2002). Nicht zuletzt wegen ihres Störungsregimes und ihrer kleinteiligen Erschließung gehören Mittelwälder zu den artenreichsten Waldlebensgemeinschaften.

In einer Metaanalyse fanden VERSCHUYL et al. (2011), dass sich biomasseorientierte Durchforstungen in Nordamerika positiv oder neutral auf Artenzahl und –häufigkeit auswirkten. Unterschiedliche Durchforstungsintensitäten und Ernteformen förderten die Vielfalt an Bestandsstrukturen und Arten. Bei verringerter Bestandsdichte nahmen Krautschicht und Unterwuchs zu. Reptilienarten wurden, ähnlich wie die Invertebratenfauna, positiv durch die höhere Sonneneinstrahlung beeinflusst. Der negative Einfluss intensiver Maßnahmen auf Vögel war von begrenzter Dauer, während auch diese Tiergruppe von der sich entwickelnden Strauchschicht profitierte.

Auch die Attraktivität von Laubholz als Brennmaterial (LASSAUCE et al. 2012) bringt komplexe und potenziell widersprüchliche Wirkungen mit sich. So steht der verstärkten und früheren Entnahme von Laubholzsortimenten möglicherweise eine gesteigerte Wertschätzung gegenüber, die die Baumartenwahl bzw. die Bereitschaft der Besitzer zum Waldumbau beeinflussen kann.

3.2 Totholz und Energieholznutzung

Totholz bietet Nahrung und Lebensraum für eine unbekannt große Artenzahl von Pilzen, Flechten, Moosen und Invertebraten sowie für viele Wirbeltiere (HARMON et al. 1986, MCCOMBE & LINDENMAYER 1999, HARMON 2001, WINTER 2005). Zu den saproxylichen Arten werden neben den Xylobionten i.e.S. auch die von diesen abhängigen Räuber, Parasiten und Abfallfresser gerechnet (GROVE 2002, MÜLLER & BÜTLER 2010). Entsprechend groß ist die Zahl der Arten, die mehr oder

weniger direkt von totem und altem Holz abhängen. Saproxyliche Arten gelten als eine der am stärksten gefährdeten Gilden Mitteleuropas (GROVE 2002), weil die Wälder dieser Region über viele Jahrhunderte einer intensiven Holznutzung unterlagen.

Neben der Menge spielen Qualität und Diversität des Totholzes eine entscheidende Rolle für die saproxyliche Biodiversität (GROVE 2002, BRIN et al. 2011). Jüngste Studien zeigen außerdem Wechselwirkungen mit umgebender Bestandesstruktur und Mikroklima auf (MÜLLER & BÜTLER 2010, LASSAUCE et al. 2012, MÜLLER et al. 2014). Entsprechend ist die Totholzmenge allein kein hinreichender Indikator für eine hohe Anzahl an xylobionten Arten (LASSAUCE et al. 2011). Auch scheint die Totholzmenge (v.a. ihre Dynamik und Konnektivität) auf Landschaftsebene wichtiger zu sein als auf Bestandesebene (RANIUS & FAHRIG 2006). Die Definition von landschafts- und ökosystemspezifischen Totholz-Schwellenwerten steckt deshalb noch in den Kinderschuhen (MÜLLER & BÜTLER, LASSAUCE et al. 2011).

Zahlreiche Studien aus ganz Europa belegen, dass gerade die als Energieholz genutzten Sortimente eine hohe Zahl an Insekten- und Pilzarten beherbergen (zusammengefasst in JONSELL 2008 und BOUGET et al. 2012). Besonders gut untersucht sind xylobionte Käfer (JONSELL 2007, LASSAUCE et al. 2012, MÜLLER et al. 2014), die zahlreich auf den Roten Listen vertreten sind (SEIBOLD et al. 2015). Viele Autoren befürchten, dass die steigende Nachfrage nach Energieholz für energetische Zwecke ihre Lebensgrundlagen schmälert (z.B. JONSELL 2008, VERKERK et al. 2010, RIFFEL et al. 2011, LASSAUCE et al. 2012, BOUGET et al. 2012) und ihre Gefährdung erhöht (GROVE 2009). Eine drastische Reduzierung von Waldrestholz wurde bei Ganzbaumnutzung (inkl. Baumstümpfen) in Finnland beobachtet (ERÄJÄÄ et al. 2010, BRIN et al. 2011).

Europaweit wurde unter der Annahme, dass der Einschlag leicht erhöht und Waldrestholz belassen wird, für den Zeitraum zwischen 2005 und 2030 eine Zunahme der Totholzvorräte um 6,4% modelliert. Dagegen ergab das Szenario einer konsequenten energetischen Nutzung eine Trendumkehr mit Verlusten um 5,5% (VERKERK et al. 2010). Neben den Entnahmen kann die Verkürzung der Umtriebszeit über die verringerte Nachlieferung das Totholzangebot verringern (BOUGET et al. 2012).

Die Entwicklung von Insekten wird grundsätzlich durch Wärme begünstigt. Deshalb wird besonntem Holz, Totholz auf Störungsflächen (Windwürfe, Insektenkalamitäten, Feuer, Hiebe) und in von Natur aus lichten Wäldern ein besonders hoher Stellenwert beigemessen (JONSELL 2008, MÜLLER et al. 2014). Liegendes Totholz hat dagegen besondere Bedeutung als Versteck für Wirbeltiere (ECKE et al. 2002, RIFFEL et al. 2011, SULLIVAN & SULLIVAN 2014), aber auch als Schutz der Bodenvegetation vor Austrocknung (PROE et al. 2001) und Verbiss (JONSELL 2008).

Im Wirtschaftswald wird ein erheblicher Teil des Totholzvorrats von Baumstümpfen gestellt. In Schweden und Finnland wurden schon in den 1970er Jahren Stumpf-Erntetechniken entwickelt, die inzwischen auch in England und Frankreich angewendet werden. Neben der höheren Ausbeute werden Vorteile in der Kulturvorbereitung gesehen (BOUGET et al. 2012). Aus ökologischer Sicht sind niedrige Baumstümpfe ähnlich wertvoll wie stehendes Totholz, weshalb Ganzbaumnutzung xylobionten Arten, insbesondere Moosen, Flechten und Käfern, mehr als bislang angenommen schadet (HEDGREN 2007, JONSELL & HANSSON 2011, BRIN et al. 2013, JONSELL & SCHRÖDER 2014, ANDERSSON et al. 2015). Obwohl Baumstümpfe ein eigenes Artenspektrum aufweisen (ANDERSSON et al. 2015), stellen sie für Totholzbewohner durchaus ein brauchbares Ersatzsubstrat dar. HEDGREN (2007) und BRIN et al. (2013) konnten zeigen, dass Stümpfe Prädatoren und Parasitoiden von Borkenkäfern fördern und somit zur natürlichen Schädlingskontrolle beitragen. In Deutschland werden Stümpfe im Wald belassen. Trotz steigender Nachfrage nach Energieholz sollte diese Praxis keinesfalls geändert werden.

Für einen naturverträglichen Umgang mit der Energieholznutzung gilt es im Wesentlichen die für die herkömmliche forstwirtschaftliche Praxis aufgestellten Empfehlungen zu beachten und umzusetzen. Wichtig ist dabei vorausschauendes Planen in Zeit und Raum (HARMON 2001). Totholz und

Biotopbäume brauchen unter Umständen Jahrzehnte, bis sie die Eigenschaften entwickelt haben, um bestimmten Waldarten Lebensraum zu bieten. Gerade für die Waldlandschaften Mitteleuropas ist eine Vernetzung der Waldlebensräume essentiell, die die entscheidenden Elemente wie Altbauminseln, Biotopbäume und Totholz in ihren verschiedenen Ausprägungen dynamisch und weiträumig verbindet (HARMON 2001, SIITONEN 2001).

Als Schlüsselstrukturen gelten starkes, am besten besonntes Totholz sowie alte und absterbende Laubbäume (z.B. JONSELL 2007, LASSAUCE et al. 2012, MÜLLER et al. 2014, SEIBOLD et al. 2015). Empfohlen wird eine Anreicherung von Altholzinseln mit Totholz mengen von mindestens 20-50m³/ha, die mehr Lebensraum für seltene und gefährdete Arten bieten als ein niedriger durchschnittlicher Totholzanteil über alle Bestände hinweg (MÜLLER & BÜTLER 2010). Daneben sollte auf der ganzen Fläche ein gleichmäßig verteiltes Volumen an dünnem und grobem Totholz verschiedener Baumarten im Wald verbleiben (LASSAUCE et al. 2012). Neben lokal hohen Quantitäten ist die Totholz-Diversität hinsichtlich Baumarten, Zersetzungsgrad und Besonnung entscheidend für die Vollständigkeit der Xylobiontengemeinschaften.

Um Störungen für Brutvögel zu minimieren, sollten Energieholzernte, Jungbestandspflege und Durchforstung außerhalb der Brut- und Aufzuchtzeit (1. März- 31. Juli) stattfinden (LAUTERBACH & WALENTOWSKI 2006). Es wird auch empfohlen, zur Nutzung vorgesehene Fraktionen unmittelbar nach der Holzernte zu entnehmen, damit gar nicht erst eine Besiedlung durch xylobionte Organismen stattfinden kann (HEDGREN 2007, ANDERSSON et al. 2015), welche beim Abtransport zerstört würden (ökologische Falle).

ANGELSTAM et al. (2013) fassten die mitteleuropäischen Wälder in drei sozusagen „übergeordnete“ Waldökosysteme zusammen: (1) naturnahe Wälder, (2) Wälder der traditionellen Kulturlandschaft und (3) moderne, intensiv bewirtschaftete Forstgebiete. Um eine waldbezogene Vielfalt an oben erwähnten seltenen Strukturen und Arten wirksam zu schützen, müssen die noch verbliebenen Flächen – von sowohl naturnahen Wäldern als auch Wäldern der Kulturlandschaft – davor bewahrt werden, in die dritte Gruppe, nämlich in Hochleistungs-Produktionsflächen, auf welchen der Rohstoff Holz nach ökonomischen Gesichtspunkten angebaut wird, umgewandelt zu werden (ANGELSTAM et al. 2013). BERG et al. (1994) stellten die Verbreitung und Habitatansprüche von 1.487 gefährdeten Waldarten für Schweden zusammen. Schon damals wurde eindeutig klar, dass Verbreitung und Ansprüche für die meisten dieser gefährdeten Waldarten sehr ähnlich sind und dass es eine unbestrittene Abhängigkeit dieser Arten von Strukturmerkmalen alter Wälder gibt. Die Bedeutung von Laubholz für Wirbeltiere, Wirbellose und Kryptogamen wurde von den Autoren ebenso hervorgehoben wie auf der andere Seite die Tatsache, dass Gefäßpflanzen eher abhängig sind von abiotischen Faktoren und bestandsabhängigen Faktoren wie beispielsweise Stammdichte, was wiederum die Lichtverhältnisse beeinflussen kann.

3.3 Stockausschlagwälder

In Mitteleuropa entzog der Mensch den Wäldern seit Jahrtausenden Biomasse, woran Brennholz den größten Anteil ausmachte. Vermutlich wurden zunächst das ohne Werkzeug verwendbare Reisig und Totholz genutzt, danach leicht zu fällende Sträucher und Bäume. Junge und vitale Laubbäume reagieren auf solche Hiebe mit Stockausschlag, welcher je nach Standort bereits nach einigen Jahren erneut geerntet werden kann, sofern nicht übermäßige Beschattung oder Verbiss durch Weidetiere oder Schalenwild den schnellen Aufwuchs verhindern. Regelmäßiger flächiger Stockhieb erzeugt einen buschartigen Niederwald, der permanent jung gehalten wird und fast ausschließlich Brennholz liefert. Wenig stockausschlagfähige Gehölze wie die meisten Nadelbäume und die Rot-Buche werden verdrängt. Im Niederwaldumtrieb bilden frische Kahlhiebe mit unterschiedlich alten Aufwuchsstadien ein Wald-Offenland-Mosaik mit mittlerer Störungsintensität (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Im Mittelwald wird eine bemessene Zahl von starken Bäumen (als Überhälter oder „Lassreitel“ bezeichnet) über der Schlagschicht belassen, so dass auf derselben Fläche schwaches Brennholz und starkes Bauholz geerntet werden kann. Als Überhälter eignen sich auf Grund ihrer lichten Kronen Eichen und Esche besonders gut. Mit seiner raum-zeitlichen

Nischenvielfalt bietet der Mittelwald seltenen Baumarten und licht- und wärmebedürftigen Arten der Waldgrenzökotone optimale Lebensmöglichkeiten. Seit dem ausgehenden Mittelalter wurde die Nachhaltigkeit des Mittelwaldes durch detaillierte Nutzungsordnungen geregelt, die mancherorts bis heute eingehalten werden (BÄRNTHOL 2003). Als älteste forstliche Betriebsform steht der Stockausschlagwald für die traditionelle sozio-ökonomische Bedeutung der Waldnutzung. Es ist anzunehmen, dass der Mittelwald mit seiner Kontinuität von reifen Bäumen in der historischen Kulturlandschaft vielen Waldarten das Überleben sicherte (ROSSMANN 1996).

3.3.1 Niedergang des Stockausschlagbetriebs

Seit dem frühen 19. Jahrhundert strebte die geregelte Forstwirtschaft an, Stockausschlagwälder in Hochwaldbetrieb zu überführen. Neben der Bereinigung der Eigentumsverhältnisse stand dabei die Erhöhung von Produktivität und Wertleistung im Vordergrund. Stockausschlagwälder produzieren wegen des frühen Erntealters im Durchschnitt weniger Gesamtholzmasse und deutlich weniger für die stoffliche Verwertung geeignetes Stammholz, dessen Anteil am Bedarf mit der Substitution des Brennholzes durch fossile Energie anstieg. So ist die Überführung von Nieder- und Mittelwald neben der Überwindung von Waldweide und Streunutzung als wesentliche Modernisierungsleistung im forstlichen Selbstverständnis tief verankert. In der Folge wurden Stockausschlagwälder fast vollständig durch Nadelholzreinbestände ersetzt oder allmählich, in der Regel auf Kosten von Eichen und Lichtbaumarten, in Buchen- und Edellaubbaum-reiche Hochwälder umgebaut. Die Niederwaldwirtschaft starb in weiten Gebieten Deutschlands vollständig aus und überlebte nur in manchen Flussauen als wasserwirtschaftlich motivierte Sonderform (SEIBERT 1962). Der Mittelwaldbetrieb überlebte auf wenigen 1000 ha mit Schwerpunkten in den Gäulandschaften Frankens und Thüringens. In Europa stellt sich die Situation der Stockausschlagwälder differenziert dar. Während die Betriebsform im ehemaligen Ostblock gesetzlich verboten ist, prägt sie in Italien und Frankreich bis heute vielerorts noch das Waldbild.

Nach GÜTHLER et al. (2005) war die Mittelwaldbewirtschaftung im unterfränkischen Iphofen hoch defizitär und nur durch die ortsansässigen, am Brennholz für den Eigenbedarf interessierten Rechtler durchführbar. Auch RODE et al. (2005) stellten am Beispiel des als Good-Practice-Beispiel ausgezeichneten Mittelwalds Liebenburg in Niedersachsen (HANSBAUER et al. 2015) fest, dass eine mechanisierte Bewirtschaftung aufgrund geringer Flächenausbeute und hoher Erntekosten (hydraulische Schere) der Holzernte im durchgewachsenen Hochwald wirtschaftlich deutlich unterlegen und zu Beginn der Energiewende nicht kostendeckend war. Höhere Deckungsbeiträge hätten durch Reduzierung der Erntekosten (Aufarbeitung durch Selbstwerber) erzielt werden können.

Nach BAYERISCHER WALDBESITZERVERBAND (2015) sind Stockausschlagwälder vor allem für Eigentümer und Nutzungsberechtigte interessant, die unter Einsatz der eigenen Arbeitskraft ihren Eigenbedarf an Brennholz decken, dabei Erholung und Ausgleich finden und einen Beitrag zur Artenvielfalt leisten möchten. Wenn forstliche Zusammenschlüsse oder Kommunen das Erntegut mehrerer Waldbesitzer bündeln, können Aufarbeitungskosten vermindert, eine höherwertige Veredelung (trockenes Scheitholz, Hackschnitzel für kommunale Heizwerke) erreicht und höhere Abnahmepreise erzielt werden.

3.3.2 Stockausschlagbetrieb als Naturschutzkonzept?

Wegen ihrer Artenausstattung, ihrer interessanten Waldstruktur und ihren beeindruckenden Alteen wurden bundesweit viele ehemalige Mittelwälder als Naturschutzgebiete und Naturwaldreservate gesichert, entwickelten sich jedoch allmählich zu Hochwäldern. Mit der Erkenntnis, dass Eichenmischwälder Biodiversitäts-Hotspots und bewirtschaftungsbedingte Relikte der Kulturlandschaft sind, erwachte das naturschutzfachliche Interesse an Stockausschlagwäldern bereits deutlich vor der Energiewende. So weisen GÜTHLER et al. (2005) darauf hin, dass sich Stockausschlagwälder besonders für Vertragsnaturschutz eignen, da aktives waldbauliches Handeln erforderlich ist, das durch hoheitliche Vorgaben kaum erzwungen werden kann, und nennen frühe Beispiele aus Mittelwäldern in Niedersachsen (Landkreis Göttingen, Braunschweig) und Nordbayern

(Landkreis Coburg, Kitzingen, Bad Windsheim). In Bayern wurde ein eigenes Landschaftspflegekonzept erstellt (ROSSMANN 1996), ein größeres Verbundprojekt wurde durchgeführt (GULDER et al. 2005) und Stockausschlagwälder wurden als eigener Förderschwerpunkt des Vertragsnaturschutzprogramms Wald etabliert (BEER 2009).

In Baden-Württemberg wurden nach §32 Landeswaldgesetz 368 „Schonwald“-Reservate mit dem Ziel eingerichtet, bestimmte Waldlebensräume und ihre Artenausstattung durch Pflegemaßnahmen zu erhalten, zu entwickeln oder wiederherzustellen (LANDESREGIERUNG BADEN-WÜRTTEMBERG 1995). Nach Auskunft der Forstlichen Versuchsanstalt wurden ca. 50 Schonwälder gewidmet, um durch Stockausschlagnutzung erzeugte Schutzgüter zu erhalten, in 20 Verordnungen ist die Fortführung dieser Nutzungsform im Einvernehmen mit den Waldeigentümern vorgesehen. Neben Erlösen aus dem Verkauf von Losen und Brennholz selbst ist eine Finanzierung nach Ökokonto-Verordnung (LUMN 2010) möglich. Die naturschutzfachliche Wirksamkeit der Schonwälder wurde bislang jedoch nicht wissenschaftlich untersucht.

Das bayerische Vertragsnaturschutzprogramm Wald (VNP-Wald) setzt seit 2005 Anreize für Erhalt und Wiederherstellung von Stockausschlagwäldern, die überdies mit Einmalzahlungen für die Erhaltung von Biotopbäumen und Totholz kombinierbar sind (Tab. 4).

Tabelle 4: Fördersätze des bayerischen Vertragsnaturschutzprogramms Wald für Stockausschlagwälder (BAYER. STMELF 2015)

Verzicht auf Überführung des Stockausschlagwaldes in Hochwald (jährliche Auszahlung); Verpflichtungszeitraum 5 Jahre	
Erhalt und Wiederherstellung eines Mittelwaldes mit Umtriebszeit bis einschließlich 30 Jahre	€ 80 ha ⁻¹ *Jahr ⁻¹
Erhalt und Wiederherstellung eines Mittelwaldes mit Umtriebszeit über 30 Jahre	€ 55 ha ⁻¹ *Jahr ⁻¹
Erhalt und Wiederherstellung eines Niederwaldes mit Umtriebszeit bis einschließlich 25 Jahre	€ 50 ha ⁻¹ *Jahr ⁻¹
<hr/>	
Entnahme des Unterholzes und Pflege (Einmalzahlung); ohne Zweckbindung	
Stockhieb	€ 750 ha ⁻¹
Pflegehieb (Jugendpflege)	€ 600 ha ⁻¹
<hr/>	
Mit der Förderung des Stockausschlagbetriebs kombinierbare Maßnahmen (Einmalzahlungen, Zweckbindungsfrist zwölf Jahre)	
Erhalt von Biotopbäumen	125 bis 195 € Baum ⁻¹ je nach Baumart und BHD
Belassen von Totholz (BHD mind. 40 cm, Länge mind. 3 m)	€ 90 Stück ⁻¹

Die Förderung der Mittelwaldbewirtschaftung hatte an der Gesamtausschüttung des bayerischen VNP-Wald von Beginn an einen Anteil von ca. 30%, der sich seit 2010 sogar auf 36% erhöht hat (Abbildung 6).

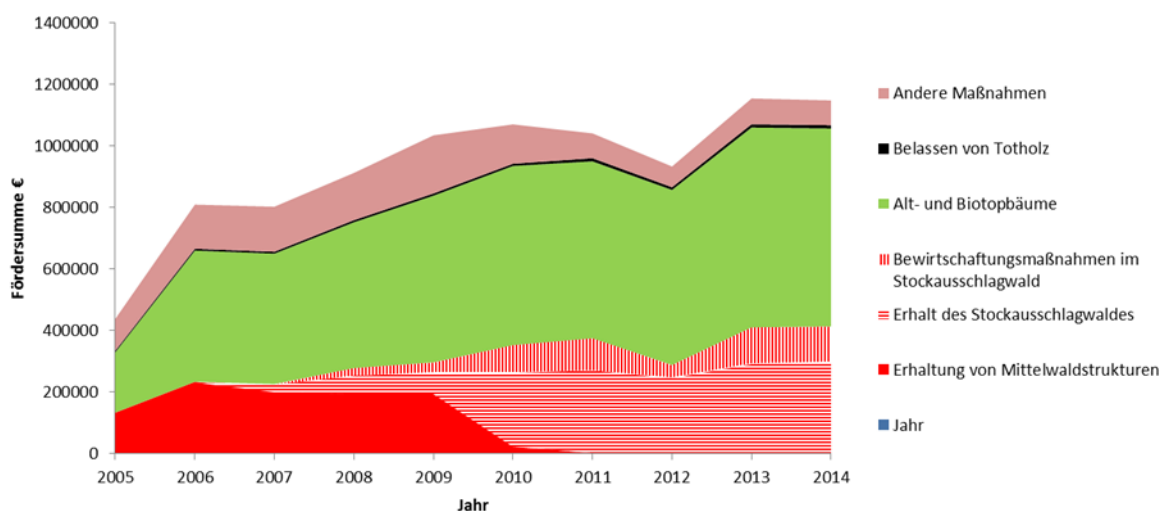


Abbildung 5: Mittelausschüttung im Rahmen des bayerischen VNP-Wald (nach BAYER. STMELF 2006-2015)

REBELE (2015) untersuchte die Akzeptanz des Programms durch Forstverwaltung, Naturschutz und Vertragsnehmer in einem Schwerpunktgebiet der Mittelwaldförderung (Neustadt/Aisch). Während sich das Programm seit seiner Einführung im Jahr 2005 insgesamt gut eingespielt hat, sehen die Akteure auch Verbesserungsbedarf. Die qualitative Inhaltsanalyse ergab Handlungsbedarf auf fünf Feldern. (Tab. 5) Unstrittig ist die Notwendigkeit mehr für die Verjüngung der Hauptbaumart Eiche zu tun. Bei allen anderen Punkten unterscheidet sich die Bewertung je nach Interessenslage deutlich, ohne dass sich daraus klare Koalitionen abzeichnen würden. So steht die Forstverwaltung mit der Forderung nach einem System permanenter Rückegassen ebenso allein wie der Naturschutz mit seiner Ablehnung der chemischen Bekämpfung von Eichenschädlingen und die Vertragsnehmer mit ihrer Ablehnung längerer Bindungsfristen und der unkritischen Haltung zur Vollbaumnutzung.

Tabelle 5: Ergebnisse von leitfadengestützten Interviews mit Akteuren in einem mitteleuropäischen Schwerpunkt der Mittelwaldförderung nach VNP-Wald (REBELE 2015)

Thema	Haltung der Forstverwaltung	Haltung der Naturschützer	Haltung der Vertragsnehmer
Befahrung	festes System nötig, da sonst der Boden flächig verdichtet wird	unproblematisch, durch Befahrung entstehen Kleinstrukturen	kein Handlungsbedarf, Bodenschäden werden auch so vermieden
Verjüngung der Eiche	Weiterbestand der Eiche muss gesichert werden, um den Charakter des Mittelwaldes zu erhalten	Eichen sollten erhalten werden, damit das Habitat monophager Arten bestehen bleibt	Eiche liefert das beste Brennholz
Chemische Bekämpfung von Schadinsekten	nötig zur Sicherung des Bestandes, schadet aber den zu schützenden Arten	sollte unbedingt vermieden werden, auch zu schützende Arten werden angegriffen	zum Schutz der Wälder ist dies im Ernstfall nicht zu vermeiden
Vollbaumnutzung	sollte weitgehend vermieden werden, speziell auf armen Standorten	generell kontra-produktiv, sowohl für den Nährstoffkreislauf, als auch für Kleinlebewesen	unterschiedliche Handhabung, spielt aber keine große Rolle
Verlängerung Bindungsfristen	längere Fristen hätten weniger Büroaufwand zur Folge	Fristenverlängerung senkt Büroaufwand und erhöht die Naturschutzwirkung	längere Fristen bedeuten größere Gefahr von Rückzahlungen

Ein im Rahmen des Projektes ausgezeichnetes Good-Practice-Beispiel ist die Wiederaufnahme der Mittelwaldwirtschaft im „Gerolfinger Eichenwald“ (HANSBAUER et al. 2015, Anhang). Im Gerolfinger Eichenwald werden Fördergelder des Vertragsnaturschutzprogramms derzeit jedoch nicht für die Stockausschlagnutzung sondern für das Belassen von 1137 Biotopbäumen auf einer Fläche von 156 ha und 35 Totholzbäume (16 ha) in Anspruch genommen.

3.3.3 De-Eutrophierung durch Stockausschlagnutzung?

Durch flächig gestaffelte, häufigere Eingriffe fördert der Stockausschlagbetrieb Lichtwaldarten, die Wärme, biomassereiche Kraut- und Strauchschichten sowie besonnte (Tot-)Holzstrukturen benötigen. Es ist jedoch umstritten, ob darüber hinaus der Entzug von Nährstoffen (insbesondere Stickstoff) gefährdete Nährstoffmangelzeiger fördert.

Aus forsthistorischer Perspektive erscheint die Stockausschlagnutzung neben Waldweide und Streunutzung als eine Triebfeder der präindustriellen „Degradierung“ (N- und P-Verarmung, Versauerung) von Waldstandorten (Abb. 6). In der Tat wiesen Vegetationsaufnahmen mitteleuropäischer Eichenmischwälder bis 1975 relativ niedrige mittlere Nährstoffzahlen auf (EWALD et al. 2013). Bodensaure und thermophile Eichenmischwälder besitzen nach einer Auswertung der Steigtigkeitstabellen in OBERDORFER (1992) eine deutlich höhere Leguminosenvielfalt als andere Waldgesellschaften, was ebenfalls auf verbreiteten N-Mangel hindeutet (Abb. 7). Mit der Ernte des Stockholzes wird häufig Biomasse entzogen, die auf Grund des hohen Rindenanteils überdurchschnittlich viele Nährstoffe enthält (PYTTEL et al. 2015). Aus demselben Grund wird die Nutzung

von Kronen als Hackschnitzel bei der Holzernte als Gefährdung der Nährstoffnachhaltigkeit betrachtet (z. B. KÖLLING et al. 2007).

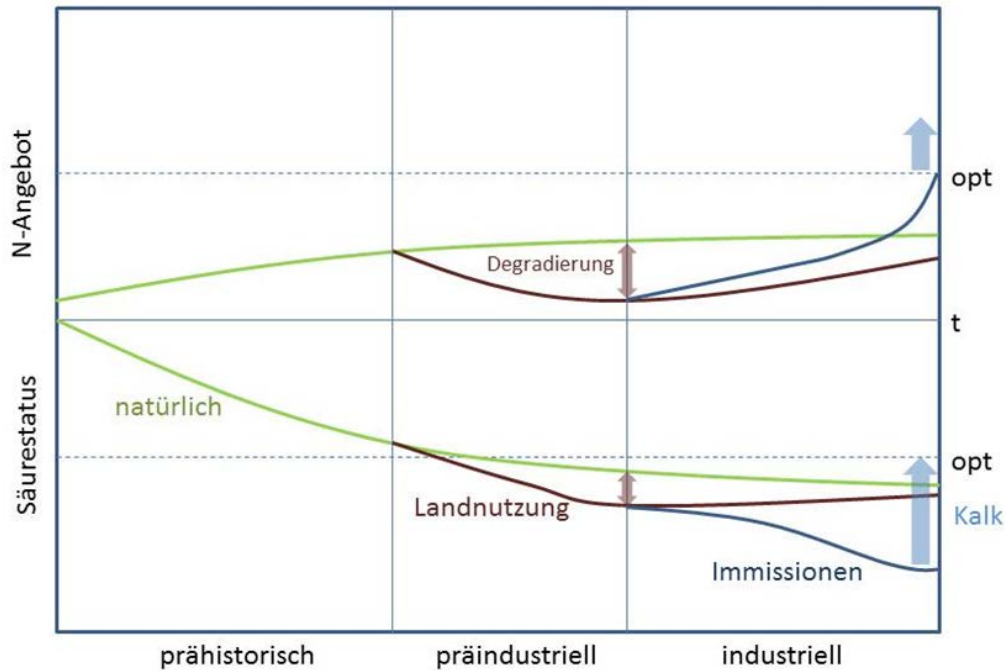


Abbildung 6: Modell der langfristigen Entwicklung des N-Angebots und Säurestatus von Wäldern; aus EWALD & PYTTEL (2016); grün: natürliche Entwicklung, braun: von historischer Landnutzung beeinflusste Entwicklung, blau: von industriellen Einträgen beeinflusste Entwicklung

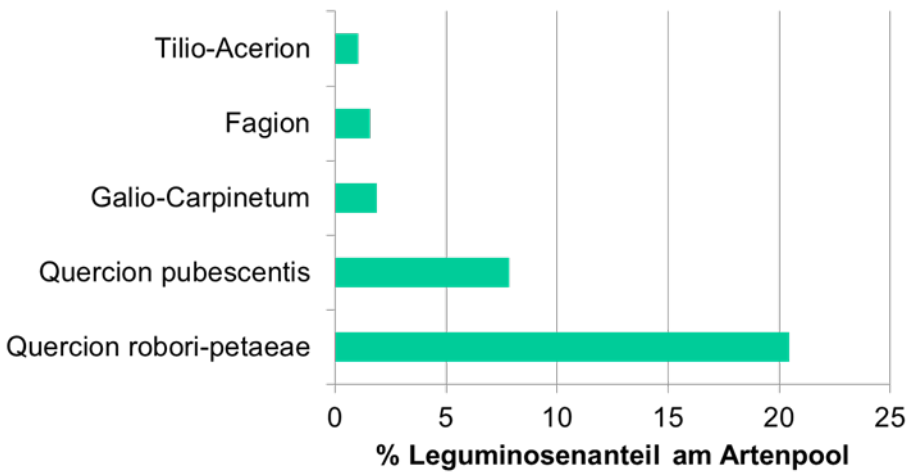


Abbildung 7: Anteil von Leguminosen (*Fabaceae*) am Gesamtartenpool von süddeutschen Waldgesellschaften; Auswertung der Stetigkeitstabellen 287, 296, 309, 316 und 323 in OBERDORFER (1992)

Im Nährstoffhaushalt von Stockausschlagwäldern überlagern sich kurzfristige Dynamik und langfristige Trends in komplexer Weise. So werden kurz nach dem Schlag Nährstoffe aus dem Oberboden freigesetzt, von der Schlagflora aufgenommen oder ausgewaschen (Überschussnitrifikation), in der anschließenden Aufwuchsphase in Gehölzbiomasse gebunden und am Ende des

Zyklus mit der Ernte entzogen. Übersteigt über den Gesamtzyklus hinweg der Entzug die Nachlieferung aus Verwitterung, biologischer Fixierung und Eintrag, so kommt es zu einer Verarmung.

Auf Grund dieser Komplexität gibt es keine repräsentativen umfassenden Nährstoffbudgets für Stockausschlagwälder. Um ihren Beitrag zur Erhaltung und Wiederherstellung nährstoffarmer Lebensräume abzuschätzen, wurde die Literatur systematisch nach Studien durchsucht, welche den Einfluss der Stockausschlagnutzung auf Nährstoffangebot und Ellenberg-Nährstoffzahlen der Vegetation belegen.

Tabelle 6: Anzahl von publizierten Studien zum Nährstoffhaushalt von Stockausschlagwäldern (Suche in Google Scholar) kategorisiert nach untersuchten Parametern (oben), Ländern und Waldtypen (unten)

Untersuchte Parameter	Bodennährstoffe							Zeigerarten		
	Aufgabe/Überführung	8						11		
Schlagzyklus (Chronosequenz)	3						7			
Wiederherstellung	0						1			
Land	IT	CZ	FR	ES	B	A	GB	D	TR	Summe
Quercus-Carpinus		4	2							6
Castanea sativa			1	4						5
Fagus sylvatica	3									3
Ostrya carpinifolia	3									3
Fraxinus-Acer					2					2
Quercus pubescens		1	1							2
Quercus cerris									1	1
Quercus petraea						1				1
Quercus robur							1			1
Quercus-Betula-Corylus								1		1
Summe	6	5	4	4	2	1	1	1	1	25

Insgesamt konnten 25 Studien aus neun europäischen Ländern und unterschiedlichen Typen von laubabwerfenden Stockausschlagwäldern ausgewertet werden (Tabelle 6). Nach Aufgabe des Stockausschlagbetriebs wurden nur selten signifikante Veränderungen der Bodennährstoffversorgung gemessen (Tabelle 7). Die Vegetation reagierte öfters mit dem Verschwinden von Licht- und Nährstoffmangelzeigern, z.T. auch Rote Liste-Arten, was insgesamt, trotz gleichzeitiger Zunahme nährstoffanspruchsvoller Arten auf Bestandes- wie auf Landschaftsebene zu einer Abnahme der Diversität führte. Über die eng an Wald gebundenen Pflanzenarten liegen widersprüchliche Befunde vor. So fanden DEBUSSCHE et al. (2001) in Südfrankreich eine Zunahme, DECOQ et al. (2005) in Nordwestfrankreich eine Abnahme der Waldspezialisten nach Einstellung des Stockausschlagbetriebs. Im Apennin fanden BARTHA et al. (2008) eine Zunahme, GARADNAI (2010) dagegen auf einer anderen Maßstabsebene eine Abnahme der Buchen-Spezialisten im Hochwald.

Chronossequenzen belegen einen Mineralisationsschub zu Beginn des Schlagzyklus, der Ruderalpflanzen für wenige Jahre eine Nische bietet. In dieser Phase verengt sich das C/N-Verhältnis, Humus wird umgewandelt ohne seinen Gesamtvorrat deutlich zu verändern (Abbildung 8). In der anschließenden Aufwuchsphase nehmen Kräuter mit klonaler Vermehrung allmählich zu und es werden Nährstoffe akkumuliert.

Die Auswertung der Studien ergibt keine belastbaren Belege dafür, dass Böden durch die Stockausschlagnutzung an Nährstoffen verarmt sind und entsprechend als Lebensräume für gefährdete Nährstoffmangelzeiger fungieren. Mehrere Studien zeigen sogar, dass die höhere Vielfalt an Bauarten mit leicht zersetzlicher Streu das Nährstoffangebot im Stockausschlagwald verbessern kann (vgl. HOPKINS et al. 2007). Durch starke Lieferung relativ schwer zersetzlicher Streu fördert die Zunahme der Rot-Buche in Überführungswäldern Humusaufgaben und Oberbodenversauerung.

Die Eutrophierung wird von der dichtebedingten Verdunklung der Hochwälder überlagert (VERHEYEN et al. 2012).

Tabelle 7: Durch Studien nachgewiesene Unterschiede im Nährstoffangebot zwischen Stockausschlagwäldern und Hochwäldern bzw. durchgewachsenen Stockausschlagwäldern (+: Zunahme, -: Abnahme, jedes Symbol steht für eine Studie, Anzahl der Studien); nach RUBIO et al. (1997, 1999), HÖLSCHER et al. (2001), PONGE & CHEVALIER (2006), VAN CALSTER et al. (2007, 2008), HÉDL & REJŠEK (2007), BAETEN et al. (2009), ŠRÁMEK et al. (2015), DEBUSSCHE (2001), DECOQ et al. (2005), BARTHA et al. (2008), HÉDL et al. (2010), GARADNAI et al. (2010), CAMPETELLA et al. (2011), KOPECKÝ et al. (2014), MÜLLEROVÁ et al. (2015)

	Bodennährstoffe	Zeigerarten
Aufgabe Stockausschlagbetrieb/ Überführung in Hochwald	1+ pH ----5 Stickstoff -2 Nährstoffe -1 2++ Humusauflage	2++ Waldarten --2 heliophile Arten --2 oligotrophente Arten --2 Rote-Liste-Arten -1 Artenvielfalt --2 2++ Nährstoffzahl 1+ Reaktionszahl Beta-Diversität -2

Nährstoffentzug durch Wiederaufnahme der Stockausschlagnutzung ist also keine realistische naturschutzfachliche Zielsetzung. Die Erhaltung, Förderung und Wiederansiedlung von oligotraphenten Arten der Säume, Magerrasen und Streuwiesen ist allenfalls auf von Natur aus besonders nährstoffarmen Standorten möglich und erfordert stärkere Eingriffe in den Nährstoffhaushalt der Wälder (z. B. Entnahme von krautiger Vegetation, Streu oder Humus), die mit der Zielsetzung der Energieholzgewinnung kaum vereinbar sind (EWALD & PYTEL 2016).

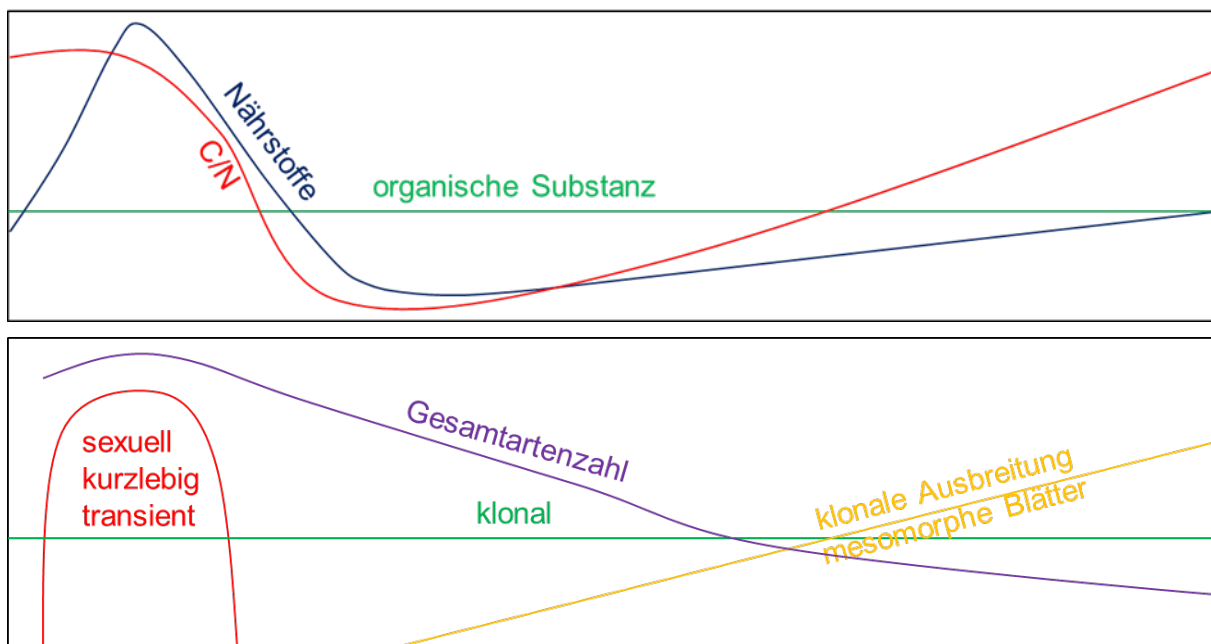


Abbildung 8: Zyklische Kurzzeit-Trends der Bodeneigenschaften (oben, nach RUBIO et al. 2003, COLIN-BELGRAND et al. 1996, BRUCKMAN et al. 2011) und Pflanzenartenzusammensetzung (unten, nach BARTHA et al. 2008, CAMPETELLA et al. 2011, CANULLO et al. 2011, CATORCI et al. 2011, 2012, RADTKE et al. 2013, PITMAN et al. 2014) im Verlauf von Chronosequenzen in Stockausschlagwäldern.

Moderne Formen des Stockausschlagbetriebs

Neben der durch Vertragsnaturschutz gestützten Fortführung traditioneller Nutzungssysteme bietet die moderne Kulturlandschaft mehrere „Nischen“ für Stockausschlagwälder. So stellen Niederwälder eine pflegeextensive und ökonomisch wie ökologisch attraktive Bestockung von Stromleitungstrassen dar (COCH et al. 2005, RODE et al. 2006). Von der Möglichkeit moderne Niederwälder als

Kurzumtriebsplantagen mit heimischen Gehölzarten auf landwirtschaftlichen Flächen zu etablieren wurde aus Gründen der Wirtschaftlichkeit bislang kaum Gebrauch gemacht (JENNEMANN et al. 2012) – es bleibt abzuwarten, ob die Anrechenbarkeit als ökologische Vorrangfläche daran etwas zu ändern vermag.

Relativ große Beachtung findet das von H. A. Gockel im Kulturland Höxter (NRW) entwickelte Verfahren der „Mittelwaldähnlichen Waldrandgestaltung“ (BEINLICH & GOCKEL 2014), das im Rahmen des Projektes als Good Practice-Beispiel ausgezeichnet wurde (HANSBAUER et al. 2015, vgl. Anhang).

3.4 Indikatoren für die Energieholznutzung

3.4.1 Indikatoren im Waldnaturschutz

Ein Indikator ist ein „Hilfsmittel, das die Verfolgung intransparenter Abläufe ermöglicht, indem es das Erreichen oder Verlassen bestimmter Zustände anzeigt“ (wiktionary.org 2015). Speziell ökologische Indikatoren können dazu genutzt werden, die Bedingungen und Veränderungen der Umwelt anzuzeigen, und somit als Warnsignal zu fungieren, bevor eine Verschlechterung zu gravierend wird für Natur und Mensch. Allerdings werden Wirksamkeit und Genauigkeit derartiger Bioindikatoren oft diskutiert (z.B. LANDRES et al. 1988, NOSS 1990, BARBATI et al. 2014). Eine der größten Herausforderungen bei den Indikatoren ist die Balance zwischen Komplexität und Erfassungsdichte sowie -Häufigkeit. Der Indikator sollte also leicht messbar sein, aber sensibel und vorhersehbar auf den Stressor seines Systems reagieren. Dafür sollte ein Indikator strukturelle und funktionelle Elemente enthalten (NOSS 1990) und für die verschiedenen räumlichen Skalenebenen sollen Aussagen möglich sein (ROBERGE & ANGELSTAM 2006). Bestenfalls sollte ein entsprechend geschickt ausgewähltes Set an Indikatoren diejenigen Veränderungen anzeigen, die durch Managementmaßnahmen aufgehoben oder verbessert werden können (DALE & BEYELER 2001).

Auch im Wald ist es sinnvoll, ein Set an Indikatoren zu haben, das die Grundlage für ein langfristiges Monitoring bietet. Die forstwirtschaftliche Nutzung beeinflusst sowohl das Waldmosaik auf der Landschaftsebene als auch die lokalen Lebensraumbedingungen auf Bestandsebene. Deshalb sind Indikatoren für beide Skalen wichtig (KNEESHAW et al. 2000). Der Wald ist ein komplexes Ökosystem mit großer raum-zeitlicher Ausdehnung und folglich unzähligen Lebensraumnischen. Indikatoren zu finden, die die gesamte Bandbreite abdecken und v.a. negative Veränderungen deutlich anzeigen, ist ein seit langem diskutiertes Thema (SAETERSDAL et al. 1993, FERRIS & HUMPHREY 1999, BRÄNDLI et al. 2007). Moderne Forstwirtschaft, die klare Bewirtschaftungs- und Naturschutzziele für sich definiert hat, benötigt verlässliche Informationen über den Zustand des jeweiligen Waldlebensraumes; dazu bedarf es praxisrelevanter Indikatoren, die eine direkte Aussage ermöglichen (NOSS 1999, FERRIS & HUMPHREY 1999). Entsprechend sollten diese Indikatoren die Schlüsselkomponenten der Waldbiodiversität repräsentieren können.

In der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS; BMU 2007) wurden für das Ökosystem Wald etliche Ziele formuliert, die es auch bei verstärktem Energieholzbedarf anzustreben gilt. Beispielsweise sind die Bedingungen für die in Wäldern typischen Lebensgemeinschaften (Vielfalt der Strukturen und Dynamik) weiter zu verbessern, wozu v.a. eine weitere Anreicherung von Alt- und Totholz bis zu ausreichenden Mengen und Qualität zählt. Aber auch historische Waldnutzungsformen, wie Mittel-, Nieder- und Hutewald mit ihrem hohen Naturschutz- und Erholungspotenzial sollen weitergeführt und nach Möglichkeit ausgebaut werden. Die NBS stellt hohe Anforderungen an ein entsprechendes Indikatorensystem: Die Ergebnisse sollen von verlässlichen Daten aus dauerhaft abgesicherten Monitoringprogrammen abgeleitet werden. Sie sollen bundesweit klare Aussagen liefern über die Veränderung bzw. den Zustand von Lebensräumen, die für die Information der Öffentlichkeit gleichermaßen wie für eine zielführende Politikberatung genutzt werden können. Dafür wurde der Biodiversitätsindikator "Artenvielfalt und Landschaftsqualität" entwickelt, der unter anderem den Teilindikator "Wälder" umfasst (siehe unten).

Das weltweit vermutlich umfassendste Monitoring von Biodiversitätsindikatoren wird seit 2001 in der Schweiz durchgeführt (KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014). Insgesamt werden 32 Indikatoren (14 Einfluss-, 12 Zustands- und 6 Maßnahmenindikatoren) erfasst (BUNDESAMT FÜR UMWELT 2015). Einfluss- und Maßnahmenindikatoren werden aus vorhandenen Daten zu Landschaftsstruktur, Landnutzung und Schutzstatus abgeleitet, darunter Florenfremde Waldfläche (E8), Jungwaldfläche mit künstlicher Verjüngung (E9) und Totholz (E10) als forstliche Indikatoren. So wurde im Vergleich der Zeiträume 1993-1995 und 2004-2006 in allen Waldtypen ein deutlicher Anstieg der Totholzvorräte um durchschnittlich 8 m³ nachgewiesen. Die Zustandsindikatoren kennzeichnen genetische, Arten- und Lebensraumvielfalt auf der Basis landesweiter Erhebungen. Aus methodischen Gründen wird die Gesamt-Artenvielfalt (Z3) von Säugetieren, Vögeln, Reptilien, Amphibien, Fischen, Libellen, Schmetterlingen und Heuschrecken berücksichtigt. Gesondert beobachtet werden mit dem Indikator Z4 gemäß IUCN weltweit gefährdete Arten (8 Fische, 5 Mollusken, 6 Schmetterlinge, 4 Käfer, 1 Heuschrecke, 1 Spinne, 27 Gefäßpflanzen und 2 Moose). Indikator Z5 bilanziert die Entwicklung der Roten Listen, Z6 die Bestandesgrößen ausgewählter charismatischer Arten. Die landschaftsbezogene Artenvielfalt (Z7) von Gefäßpflanzen, Brutvögeln und Tagfaltern wird in 1 km² Probeflächen erhoben. Von häufigen Vertretern derselben Artengruppen (Arten der „Normallandschaft“) werden Bestandesdichten gemessen (Z8). Z9 misst die Artenvielfalt der Gefäßpflanzen, Moose, Mollusken und Gewässerinsekten in den Lebensraumtypen Siedlung, Wald, Acker, Grünland, Almweiden, Gebirge und Gewässer. Z10 misst die Flächenveränderung der eigens inventarisierten Biotoptypen Moore, Auen und Trockengrünland, Z11 die Qualität ihrer Ausprägung. Z12 misst die Homogenisierung von Gefäßpflanzen-, Tagfalter- und Vogelgemeinschaften an Hand des Arten-Turnovers (Beta-Diversität) innerhalb bestimmter Nutzungstypen und Regionen. Bemerkenswert war ein Trend zur Homogenisierung, der auch Wälder betraf. BRÄNDLI et al. (2007) setzten die Ergebnisse des BDM in Beziehung zu Standort- und Strukturvariablen des mit der BWI vergleichbaren Schweizerischen Landesforstinventars (LFI) und schlossen aus den geringen Korrelationen, dass die Messung von Strukturen die direkte Beobachtung von Gefäßpflanzen, Moosen und Mollusken nicht ersetzen kann. Dagegen vermuten MOLLET et al. (2009) einen ursächlichen Zusammenhang zwischen dem Anstieg von Spechten und höhlenbewohnenden Waldvögeln mit dem zeitgleichen Anstieg der Totholzvorräte von 1990 bis 2008. ZELLWEGER et al. (2015) zeigten, dass die Molluskenvielfalt von Waldbeständen mit einer Kombination von Klima, Topographie und Strukturgrößen des Landesforstinventars relativ gut, die von Gefäßpflanzen dagegen weniger gut, die von Moosen gar nicht vorhergesagt werden kann.

In Deutschland gibt es kein vergleichbares Monitoringsystem. Lediglich in Nordrhein-Westfalen wurde die Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS) eingeführt (KÖNIG & WERKING-RADTKE 2010). Die ÖFS ist ein Biodiversitätsmonitoring, das jährlich aktuelle landesweite Daten zum Zustand der (Normal)-Landschaft liefert. Auf 191 zufällig ausgewählten Untersuchungsflächen in einer Größe von je 100 Hektar zuzüglich 29 Referenzgebieten werden seit 1997 verschiedene biodiversitätsrelevante Parameter erfasst. Unter anderem werden alle Biotop- und Nutzungstypen mit biotoptypspezifischen Strukturparametern, alle Pflanzengesellschaften und ausgewählte Faunengruppen erfasst, sowie sämtliche Brutvögel kartiert (LANUV 2015).

3.4.2 Vögel als Indikator

Vögel stellen wohl die am besten untersuchte taxonomische Gruppe dar. Die grundlegenden Kenntnisse über ihre Biologie und Ökologie sind in der Literatur für keine andere Gruppe ausführlicher beschrieben worden (ROBERGE & ANGELSTAM 2006, HAGAN & MEEHAM 2002). Insbesondere für die mitteleuropäischen Vogelarten tragen Ornithologen (Dachverband Deutscher Avifaunisten, DDA) seit Jahrzehnten Daten zu Verbreitung, Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen zusammen und werten diese laufend aus. Änderungen in Bestandsdichten und Verbreitungsmustern können folglich rasch erkannt und interpretiert werden (z.B. ANDRÉN 1994), wodurch Vögel geeignet sind, stellvertretend für viele Artengruppen, die Qualität ihrer Lebensräume und die Nachhaltigkeit der Flächennutzung abzubilden (ACHTZIGER et al. 2003).

Teilindikator Wälder

Der Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ - bestehend aus 51 ausgewählten Vogelarten - wurde als Schlüsselindikator für die Nachhaltigkeit von Landnutzungen im Rahmen der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie (BUNDESREGIERUNG 2002) entwickelt und in die NBS übernommen. Er wird aktuell auch im Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie berichtet (STATISTISCHES BUNDESAMT 2014). Einer der sechs Teilindikatoren, die die wichtigsten Landschafts- und Lebensraumtypen beschreiben, ist der "Teilindikator Wälder". Er besteht aus elf Waldvogelarten (Tabelle 8), die gut an die komplexen Zusammenhänge ihres Lebensraumes angepasst sind und entsprechend sensibel auf Strukturveränderungen reagieren, die auf den unterschiedlichen Skalenebenen auftreten können. Die Datengrundlage dazu liefert das Vogelmonitoring des DDA. Seit den 1970er Jahren werden Brutvogelarten erfasst und die Methode wurde kontinuierlich verbessert. Seit 2004 wurde mit dem Programm „Monitoring häufiger Brutvögel“ ein neuer Standard gesetzt (SUDFELDT et al. 2012). Die Daten für den Teilindikator Wälder sowie für die Vogelarten, die im Rahmen des vorliegenden Projektes für die Bewertung der Energieholznutzung ausgewählt wurden (siehe unten), stammen alle aus diesem Programm.

Vogelarten als Indikatoren für Energieholznutzung

Im Zuge der Energiewende werden verlässliche Umweltindikatoren immer wichtiger. Nicht nur auf landwirtschaftlichen Flächen sorgt der Anbau von Energiepflanzen für massive Änderungen von Lebensraumstrukturen und Nahrungsverfügbarkeiten ackerbewohnender Arten. Auch im Wald gibt es Anzeichen, dass eine vermehrte Nutzung von Energieholz Strukturveränderungen und -verluste im Wald mit sich bringen könnte, wie es zum Teil in anderen Ländern (z.B. Schweden, USA) bereits nachgewiesen wurde (vgl. Kapitel 4.2). Inwiefern dies messbare Auswirkungen auf die Biodiversität hat, wird sich erst nach Jahren zeigen, da die Prozesse im Wald relativ langsam ablaufen. Deshalb ist es wichtig, von vornherein ein Monitoring zu starten, dessen Indikatoren Veränderungen durch eine erhöhte Energieholznutzung zuverlässig und sensibel anzeigen. Experten diskutieren, welche Art von Planungsindikatorsystemen am besten die Auswirkungen der Energieholznutzung auf die Bodenfruchtbarkeit abbilden können, um so eine nachhaltige forstwirtschaftliche Produktion zu gewährleisten (THIFFAULT et al. 2014). Es ist jedoch fraglich, ob derartige Indikatoren Einflüsse durch die Energieholznutzung auf die Artenvielfalt aufzeigen können. Biodiversitäts-Indikatoren sollten für den jeweiligen Waldlebensraumtyp aussagekräftig sein und verlässlich alle veränderten Bedingungen in diesem Lebensraum anzeigen.

Wie in Kapitel 4.1 behandelt, werden überwiegend minderwertige Sortimente wie Waldrestholz, Schwachholz und Kronenmaterial sowie auch Totholz und Biotopbäume als Energieholz genutzt (HALL 2002, GAN & SMITH 2006, JONSELL 2008, UPADHYAY & GREIBROKK 2014). Es ist deshalb denkbar, dass diese Strukturen im Zuge der Energiewende (seit 2008) abgenommen haben könnten. Von einer Abnahme dieser Ressourcen wären am unmittelbarsten xylobionte und epiphytische Organismen betroffen, welche nahe liegende Indikatorarten darstellen. Gerade die (xylobionten) Arthropoden dominieren die tierische Biomasse im Wald, und Zu- oder Abnahme können Hinweise darauf geben, ob ausreichend Substrat für die Reproduktion vorhanden ist. Jedoch sind Arthropoden auch stark von anderen Umweltfaktoren beeinflusst, weshalb Populationsdichten räumlich und zeitlich stark variieren können. Auf einer bundesweiten Skala können sie somit nicht als Indikator dienen, bestenfalls noch auf einer regionalen Skala (GOSSNER et al. 2014). Auch sollten Indikatoren für ein regelmäßiges Monitoring geeignet sein, was für xylobionte Arthropoden, Pilze oder Flechten ein sehr großer, kostenaufwändiger Prozess wäre, der bundesweit schwer zu realisieren ist. Darüber hinaus spielt die Biomasse xylobionter Invertebraten eine bedeutende Rolle als Nahrungsquelle für größere Tiere wie z. B. Vögel, die die interessierenden Energieholzsortimente zusätzlich als Bruthabitat und als Ansitz für die Kommunikation nutzen (FLADE 1994, WINTER 2005, RIFFELL et al. 2011). Andererseits könnten höhere Nutzungsfrequenzen und kürzere Umtriebszeiten in Zusammenhang mit der Energieholznutzung den Bruterfolg beeinträchtigen. Eine verstärkte Nutzung von Totholz und Biotopbäumen würde also die Habitatqualität für viele Waldvogelarten

verschlechtern, weshalb sie als Indikator geeignet erscheinen (ACHTZIGER et al. 2004, LAUTERBACH 2009).

Im Rahmen dieses Projektes haben wir uns weitgehend am „Teilindikator Wälder“ (ACHTZIGER et al. 2004) orientiert, aber die Artauswahl an die vermuteten Auswirkungen der Energieholznutzung angepasst (Tabelle 1). Neben den fünf bundesweit verbreiteten Spechtarten wurden acht weitere Waldvogelarten in die Analysen einbezogen, von welchen fünf auch im Teilindikator verwendet werden (Kleiber, Sumpf-, Tannen-, Weidenmeise und Waldlaubsänger) und drei (Hohltaube, Weidenmeise, Baumpieper) ergänzend aufgenommen wurden. Schreiadler und Schwarzstorch wurden weggelassen, da ihre Habitatansprüche keine spezifische Reaktion auf die Energieholznutzung erwarten lassen.

Spechte gelten wegen ihrer stammkletternden Lebensweise als besonders geeignet, um hochwertige Waldstrukturen und Requisiten wie unterschiedliche Zerfallsphasen anzuzeigen (FLADE 1994, SCHERZINGER 1998, MARTIKAINEN et al. 1998, MIKUSINSKI et al. 2001, ROBERGE & ANGELSTAM 2006, VIRKKALA 2006, DREVER et al. 2008). Als residente Invertebratenjäger (Standvögel) sind sie gerade im Winter auf ausreichende Mengen an Tot- und Faulholzstrukturen mit entsprechenden Bewohnern als zentrale Nahrungsquelle angewiesen.

Tabelle 8: Vogelarten des Teilindikators „Wälder“ des NBS-Indikators „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“, sowie die 13 Waldvogelarten, die für Aussagen zur Energieholznutzung im Wald in Verbindung mit Analysen der BWI (vgl. Kap. 4.4.3) herangezogen wurden

Teilindikator „Wälder“	Indikator Energieholznutzung	Beobachtungsdichte (pro 100 ha) in 46 Waldregionen 2011-2013 (Mittel +/- Standardabweichung)
Grauspecht	Grauspecht	0,05 +/- 0,06
Kleiber	Kleiber	1,63 +/- 0,75
Kleinspecht	Kleinspecht	0,07 +/- 0,06
Mittelspecht	Mittelspecht	0,07 +/- 0,09
Schwarzspecht	Schwarzspecht	0,19 +/- 0,1
Sumpfmeise	Sumpfmeise	0,63 +/- 0,39
Tannenmeise	Tannenmeise	1,61 +/- 1,58
Waldlaubsänger	Waldlaubsänger	0,59 +/- 0,5
Weidenmeise	Weidenmeise	0,23 +/- 0,18
Schreiadler		
Schwarzstorch		
	Baumpieper	0,53 +/- 0,6
	Buntspecht	1,73 +/- 0,8
	Haubenmeise	0,51 +/- 0,45
	Hohltaube	0,23 +/- 0,2

Im Prinzip bevorzugen alle Arten mehr oder weniger vorgeschädigtes Holz, überwiegend von Laubbäumen. Das genutzte Spektrum wird maßgeblich von der Körpergröße der Art und dem Angebot an potenziellen Höhlenbäumen bestimmt. Je kleiner der Schnabel und je schwächer der Specht, umso weicher muss das Holzsubstrat sein, an dem er jagt oder seine Bruthöhle zimmert. Geeignete Substrate müssen auf Ebene des Spechtreviers entsprechend häufig vorkommen. Durch die Bandbreite an heimischen Spechtarten von sperlingsgroß (Kleinspecht) bis krähengroß (Schwarzspecht) spiegeln sie auch das Spektrum an Nahrungs- und Brutnischen wieder, die in einem Wald vorkommen müssen, damit alle Arten sympatrisch (gemeinsam) auftreten. Durch diese Einnischung spiegeln Spechte auch das Vorkommen und die Abundanz von xylobionten Lebensformen wieder. Im Frühjahr nutzen alle Spechte mehr oder weniger stark Faulholzstrukturen, um ihre Bruthöhlen anzulegen (ZAHNER et al. 2012). Die Brutplatzwahl ist meist ein Kompromiss zwischen Arbeitsaufwand beim Höhlenbau und Sicherheitsbedürfnis. Ist die Höhle leicht zu bearbeiten, weil der Baum stark zersetzt ist, kostet es wenig Energie, aber die Gefahr dass der Baum bricht oder dass das Gelege ausgeraubt wird, ist hoch (WIMMER & ZAHNER 2010). Durch ihre Abhängigkeit von größeren Waldgebieten geben Spechte auch Auskunft über Strukturen auf größere

ren Skalenebenen, weshalb ihnen Eigenschaften als Schirmarten zugesprochen werden (MARTIKAINEN et al. 1998, WOOD et al. 2004). So zeigten Studien in Skandinavien und Mitteleuropa (ROBERGE & ANGELSTAM 2006, MIKUSINSKI 2001) eine positive Korrelation zwischen Spechtartenreichtum und Vogelreichtum auf Landschaftsebene, was sie mit zu den besten Indikatoren macht. Dies gilt ebenso auf der Bestandesebene, wo die eigentlichen Strukturveränderungen durch die Holzernte stattfinden (DREVER et al. 2007). Eine gegenläufige Korrelation zeigten Spechte lediglich bei Insektenkalamitäten, wo ihre Dichte zunahm, während die restliche Vogelartenzahl sank. Nicht zuletzt spielen Spechte durch ihren Höhlenbau auch eine erhebliche Rolle als „Keystone species“ (Schlüsselarten), die durch ihre Tätigkeit die Artenvielfalt auf Bestandes- und Landschaftsebene erhöhen. Selbst häufige Arten wie der Buntspecht lassen wichtige Schlüsse über die ökologische Wertigkeit von Waldbeständen zu. Während diese Spechtart in nadelholzdominierten Wäldern lediglich Brutdichten von einem Paar pro 50 bis 60 Hektar aufweist, kann sie in parkähnlichen Landschaften mit hohem Laubholzanteil ein Brutpaar pro Hektar erreichen.

Die acht heimischen (echten) Spechte teilt man grob auf Basis ihrer Nahrung und ihrer Habitatansprüche in Omnivore, Myrmekophage und spezialisierte Waldinsektenfresser ein (MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997; 1998). Typisch omnivor ist der **Buntspecht** (MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997, HERTEL 2003), der auf Grund seiner plastischen Ernährungsweise (Baumsamen, Futterstellen, Baumsaft, Insekten) erklärlicherweise der häufigste Specht ist, der entsprechend in allen Wäldern vorkommt. Auch Buntspechte benötigen das Totholz und bevorzugen im Frühjahr sogar liegende Fraktionen mit 76% des Zeitbudgets. Der Nahrungserwerb erfolgt überwiegend hackend, wodurch er tiefer in das Substrat eindringen kann (HERTEL 2003). Auch in seiner Brutplatzwahl ist dieser Specht besonders plastisch. Er bevorzugt zwar totes und anbrüchiges Holz beim Höhlenbau, braucht es aber deutlich weniger als der nächstkleinere Verwandte, der Mittelspecht (PASINELLI 2007). Beide Arten haben trotz einer großen Bandbreite an Baumarten eine signifikante Vorliebe für Eichen (PASINELLI 2007).

Zu den Ameisenfressern zählen die Erdspechte Grauspecht, Grünspecht und Schwarzspecht. Alle drei besitzen einen Kropf und können damit größere Nahrungsmengen über längere Strecken zu ihrer Bruthöhle transportieren. Der Grünspecht ist auf Wiesenameisen spezialisiert und damit eine Offenland- bzw. Saumart mit wenig Aussagekraft für den Wald, weshalb er hier als Indikatorart herausfällt. Der **Grauspecht** ist eine Art des Innensaums. Als Jäger xylobionter Ameisen sucht er bevorzugt liegendes Totholz ab, nimmt aber auch Schmetterlingsraupen, Heuschrecken und Holz bewohnende Käferlarven auf, die er besonders an stehendem, starkem Totholz findet. Wegen der vielseitigeren Ernährung ist seine Zunge verglichen mit der seines nahen Verwandten kürzer und breiter. Sie dient zum flächigen Aufsammeln von schwärmenden Ameisen, aber auch zum Herausholen von Beute aus Spalten und morschem Holz (GORMAN 2004). Der **Schwarzspecht** dagegen ist ein typischer Waldspecht. Er sucht einen erheblichen Teil der Nahrung im Stockbereich, gerne von Nadelholz – entweder nach Ameisen oder nach Stock bewohnende Insektenlarven, oft von Bockkäfern. Sein Brutbaum ist in Mitteleuropa zu rund 90% die Buche, gefolgt von der Kiefer. Neben der stärkeren Dimension spielt auch die Fäule im Brutbaum eine signifikante Rolle (ZAHNER et al. 2012).

Der **Mittelspecht** zählt zu den spezialisierten Waldinsektenjägern. Als Stocherspecht sucht er äußerlich in grober Borke und an Totholzstrukturen nach Insekten und anderen Invertebraten. Totholz bzw. absterbende Baumteile spielen dabei eine überragende Rolle (SPÜHLER et al. 2015), im Herbst sogar zu über 90% (HERTEL 2003). Starke Eichen sind dabei häufig die Schlüsselressource für den Mittelspecht, u. a. für die Nahrungssuche (PASINELLI 2007, ROBLES et al. 2007). Der Diversitätsindex rindenbewohnender Arthropoden liegt bei der Stieleiche etwa doppelt so hoch, wie bei der glattrindigen Buche. Seine Höhle zimmert er in weicherem, vorgeschädigtem Holz, oft in unmittelbarer Nähe von einem Pilzfruchtkörper. Auch wenn der Mittelspecht in 20 verschiedenen Baumarten brütet, hat er auch hier eine besondere Neigung zu Eichen, vor allem zu dickeren (PASINELLI 2007). Zu der gleichen Gruppe wie der Mittelspecht zählt auch der in hohem Maße insektivore **Kleinspecht**. Es sind vor allem kleine baumbewohnende Insekten, wie Läuse, Raupen, kleine Kä-

fer und Spinnen, die er im Sommer von der Oberfläche abliest. Er furagiert in höheren Straten als alle anderen Spechtarten. Durch sein geringes Gewicht und seine besondere Wendigkeit kann er sich die Baumperipherie stärker erschließen. Im Winter dagegen spielen auch Holzbewohner wie xylobionte Käfer eine Rolle, die er oberflächennah aus dem weichen Holz heraus präpariert oder absammelt. Weiches, leicht zu bearbeitendes Totholz ist für diese Spechtart eine Schlüsselresource als Winternahrung und zum Höhlenbau (GORMAN 2004, HÖNTSCH 2005).

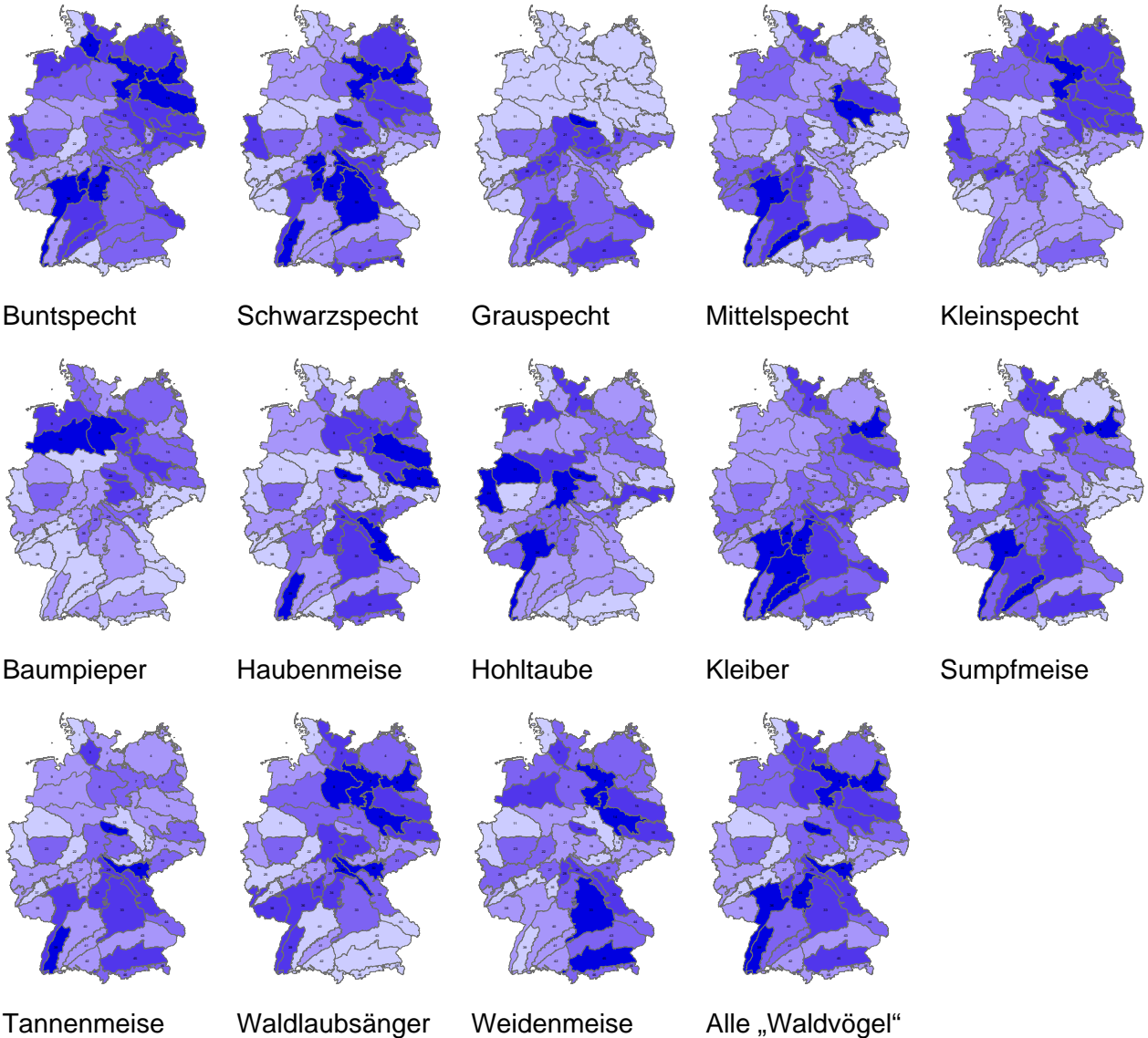


Abbildung 9: Bundesweite regionale Beobachtungsdichten der 13 Waldvogelarten (Mittelwerte aller DDA-Plots pro Auswertungseinheit); hell: geringe Dichte, dunkel: hohe Dichte

Der **Kleiber** hat als typische Laubwaldart eine enge Bindung an Eiche und Buche. In Fichten- und Kiefernbeständen kommt er nur vor, wenn auch Laubholz eingestreut ist (GEDEON et al. 2015). Er benötigt schon vorhandene Baumhöhlen zum Brüten, die er gegebenenfalls an seine Bedürfnisse anpasst. Die **Hohltaube**, die zum Brüten vor allem auf Schwarzspechthöhlen angewiesen ist, kommt überwiegend in alten Wäldern vor; sowohl in alten Buchen- als auch in alten Kiefernwäldern (GEDEON et al. 2015). Der **Waldlaubsänger** bevorzugt Wälder mit hoher Stammzahl und dichtem Kronenschluss, aber dennoch genügend Freiraum unterhalb der Krone für den Singflug, den er von Singwarten aus startet (GEDEON et al. 2015). Das optimale Bruthabitat des Waldlaubsängers enthält eine mehrschichtige Bestandsstruktur, sowie Strukturen am Boden – z.B. eine Krautschicht

und liegendes Totholz. Da eine Strauchschicht störend wirkt, sind forstliche Maßnahmen, die zur Verjüngung im Bestand führen, eher nachteilig für diese Art (GERBER 2011). Als Höhlenbrüter und Baumbewohner stellen Meisen eine wichtige Gruppe von Waldvögeln dar. Die **Sumpfmeise** ist ebenfalls schwerpunktmäßig in alten strukturreichen Laubwäldern, v.a. Buchen- Eichen- und Erlenwäldern zu finden. In Kiefernbeständen kommt sie ebenfalls als Brutvogel vor, sofern auch hier Laubholz mit geeigneten Baumhöhlen eingestreut ist (BEZZEL et al. 2005). Nadelwälder hingegen sind im Winter ein wichtiges Nahrungshabitat (GEDEON et al. 2015). Die **Weidenmeise** braucht morsches Holz für die Nahrungssuche und zum Höhlenbau, wobei relativ schwaches (Weich-)Laubholz schon ausreichen kann (BEZZEL et al. 2005). Deshalb kommt sie zum einen in Auen- und Bruchwäldern vor, zum anderen aber auch in Nadelwaldbeständen (GEDEON et al. 2015), v.a. wenn diese an feuchten Standorten stocken (BEZZEL et al. 2005). Die **Tannenmeise** kommt überwiegend in Nadelwäldern vor. Bergfichtenwälder sind ihr ursprüngliches Habitat, aber durch den Anbau von Nadelholz im Tiefland hat die Art ihr Areal in Deutschland stark ausdehnen können (GEDEON et al. 2015). Die **Haubenmeise** bevorzugt strukturreiche Nadelwälder mit alten Fichten bzw. Kiefern sowie mit Totholzvorkommen, dennoch werden Brutplätze oft in biotopbaumwürdigen Laubgehölzen angelegt (BEZZEL et al. 2005). Der **Baumpieper** ist eine Zeigerart für halboffene Lebensräume wie lichte Kiefernwälder, Windwurfflächen, Heiden und Moore (GEDEON et al. 2015). Als Bodenbrüter nutzt er die Krautschicht als Deckung; die einzelnen Bäume dienen ihm als Ausgangsort für seinen Singflug.

Alle in Tabelle 8 genannten Zeigerarten benötigen an Totholz oder Biotopbäume gebundene Strukturen, die durch eine verstärkte Energieholznutzung reduziert werden könnten. Veränderungen ihrer Abundanz können mithin als Indikator für die ökologische Wirkung der Energieholznutzung herangezogen werden.

3.4.3 Waldstrukturen als Indikatoren der Biodiversität

Waldvögel sind eine relativ einfach erfassbare Indikatorengruppe, die stellvertretend für viele andere Waldarten steht. Eine alternative bzw. komplementäre Herangehensweise stellt die direkte Messung und Bewertung der Waldstrukturen als Proxies (Surrogate) der biologischen Vielfalt dar (ACKERMANN et al. 2013, KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014). Im schweizerischen Biodiversitätsmonitoring werden Strukturvariablen als „Einflussindikatoren“ bezeichnet (BUNDESAMT FÜR UMWELT 2015). Als besonders wichtige Strukturvariablen gelten Totholz, Strukturvielfalt (Durchmesserspreitung, Schichtung, Lückigkeit), Baum- und Bestandesalter, Naturnähe der Baumartenzusammensetzung und das Vorkommen von Biotopbäumen. MONING et al. (2010) leiteten für mitteleuropäische Bergmischwälder quantitative Grenzwerte für das Vorkommen vollständiger Lebensgemeinschaften ab.

Viele Experten schlagen Menge und Qualität von Totholz als Indikator vor, da diese die Ressourcenverfügbarkeit für und den Artenreichtum von holzbewohnenden Organismen widerspiegeln (z.B. FERRIS & HUMPHREY 1999, WINTER 2005, HAGAN & WHITMAN 2006, JONSELL 2007, LONSDALE et al. 2008). Es wird angenommen, dass eine steigende Intensität der forstliche Nutzung das Totholzangebot vermindert (GOSSNER et al. 2013).

Für ein bundesweites Monitoring steht in Deutschland mit der gemäß §41a BWaldG durchgeführten Bundeswaldinventur eine flächenrepräsentative Stichprobe zur Verfügung, in der neben wirtschaftlichen Kenngrößen auch eine Reihe von ökologischen Zustandsvariablen erfasst wird. Das BWaldG stellt in Satz (1) explizit fest, dass „auf die Verwertbarkeit der Grunddaten auch im Rahmen der Beobachtung nach § 6 Bundesnaturschutzgesetz zu achten“ ist. Bislang stehen drei Inventurdurchgänge aus den Jahren 1989 (BWI1), 2003 (BWI2) und 2012 (BWI3) zur Verfügung, wobei der Umfang der ökologischen Parameter mit der BWI2 deutlich erweitert wurde (KÄNDLER 2006), so dass die ersten Auswertungen naturschutzfachlicher Trends vorliegen. So verglichen KROIHER & BOLTE (2015) die Ergebnisse von BWI2 und 3 hinsichtlich Baumartenzusammensetzung und –vielfalt (Altbestand, Verjüngung), Naturnähe, Vorkommen fremdländischer Baumarten,

Alters- und Dimensionsverteilung, Schichtung, Vorkommen von Specht- und Höhlenbäumen und Schutzgebietsstatus.

Für die vorliegende Studie wurden aus den Erhebungsvariablen der BWI2 und 3 solche ausgewählt, die für beide Zeitpunkte als vergleichbare Zahlenwerte vorliegen, mutmaßlich mehr oder weniger direkt durch die Energieholznutzung beeinflusst werden und eine Bedeutung für die Biodiversität haben.

Tabelle 9: Auswahl von Strukturvariablen der BWI2 und 3, die Auswirkungen der Energiewende auf biodiversitätsrelevante Waldstrukturen approximieren

Kurzform	Variable	Mittel +/- Standardabw. (BWI3)
n_ba_7	Anzahl Baumarten >7cm BHD	1,88 +/- 0,27
n_ba	Anzahl Baumarten gesamt	2,67 +/- 0,4
Vfm_ha	Holzvorrat m ³ *ha ⁻¹	338,48 +/- 48,72
biom_ha	Bestandesbiomasse t*ha ⁻¹	210506,18 +/- 27553,09
G_ha	Bestandesgrundfläche m ² *ha ⁻¹	30,63 +/- 2,68
N_ha	Stammzahl >7cm BHD Anzahl*ha ⁻¹	687,22 +/- 108,55
dg_cm	Durchmesser Grundflächenmittelstamm cm	29,25 +/- 2,32
bhd_min	BHD Minimum cm	21,35 +/- 1,58
bhd_max	BHD Maximum cm	47,85 +/- 4,89
bhd_spw	BHD-Spreitung cm	26,5 +/- 3,74
SDI	Stand Density Index	603,39 +/- 50,88
Alt_min	Alter Minimum Jahre	61,93 +/- 7,58
Alt_max	Alter Maximum Jahre	85,13 +/- 12,18
Alt_spw	Altersspreitung	23,13 +/- 7,11
Spechtb	Spechtbäume Anzahl*ha ⁻¹	2,17 +/- 1,3
Pilzb	Pilzbäume Anzahl*ha ⁻¹	1,41 +/- 1,92
Tot_ges	Totholzvorrat >7cm gesamt m ³ *ha ⁻¹	21,52 +/- 8,37
Tot_20	Totholzvorrat >20cm m ³ *ha ⁻¹	7,78 +/- 4,32
Tot_steh	Totholzvorrat >7cm stehend m ³ *ha ⁻¹	4,76 +/- 2,71
Tot_lieg	Totholzvorrat >7cm liegend m ³ *ha ⁻¹	11,09 +/- 4,69
Tot_zg1	Totholzvorrat >7cm Zersetzungsgrad 1 m ³ *ha ⁻¹	2,83 +/- 1,75
Tot_zg2	Totholzvorrat >7cm Zersetzungsgrad 2 m ³ *ha ⁻¹	7,86 +/- 3,66
Tot_zg3	Totholzvorrat >7cm Zersetzungsgrad 3 m ³ *ha ⁻¹	7,2 +/- 3,32
Tot_zg4	Totholzvorrat >7cm Zersetzungsgrad 4 m ³ *ha ⁻¹	3,64 +/- 2,19

Tabelle 10: Auswertungseinheiten und die in ihnen enthaltenen Forstliche Wuchsgebiete; n: Anzahl von BWI-Traktecken bzw. DDA-Probeflächen.

Nr	Enthaltene Wuchsgebiete & Bezeichnung	Fläche km ²	Waldanteil%	n BWI	n DDA
1	1 Schleswig-Holstein NW	4823	4,0	103	22
2	2 Jungmoränenlandschaft SW-Holstein E/NW-Mecklenburg	8848	9,0	475	37
3	3 Schleswig-Holstein SW	3927	11,0	191	39
4	4-8 Mecklenburg-Vorpommer'sche Küste und Jungmoräne	18974	15,4	1467	38
5	9 NE-Brandenburger Jungmoränenland	4334	14,0	55	23
6	10 E-Mecklenburg-N-Brandenburger Jungmoränenland	6286	31,0	202	40
7	11-12 E-nieders.-SE-holsteinisch-SW-mecklenb. Altmoränenland	8961	15,0	452	33
8	13 E-niedersächsisches Tiefland	10365	0,0	353	42
9	14 Niedersächsischer Küstenraum	11686	6,0	236	49
10	15 Mittel-W-niedersächsisches Tiefland	15110	14,0	551	52
11	16 Westfälische Bucht	11275	15,0	202	16
12	17-18 Weserbergland/NW-dt. Berglandschwelle	11727	24,4	250	20
13	19-21 Harzvorländer/sachsen-anhaltinische Lössebene	7319	5,5	56	29
14	22-23 Mittleres NE-dt. Altmoränenland/Hoher Fläming	9097	28,5	233	59
15	24 Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland	11861	30,0	331	88
16	25 Düben-Niederlausitzer Altmoränenland	7851	39,0	364	36
17	26-31 Lausitz/Zittauer-/Elbsandstein-Gebirge/sächs.-thüring. Löss-Hügelland	7954	11,7	251	31
18	32-33 Leipziger Sandlössebene/Thüringer Becken	4274	24,9	170	17
19	34-35 Thüringisches Trias-Hügelland	5500	12,3	104	15
20	36 Harz	2470	78,0	136	11
21	37 Mitteldt. Trias-Berg- u. Hügelland	7977	41,0	315	21
22	38-39 NW-hess. Bergland/N-hess. Schiefergebirge	5708	38,9	187	15
23	40-41 Sauerland/Bergisches Land	9199	48,4	458	22
24	42-43 Niederrheinisches Tiefland/Bucht	7223	12,1	86	10
25	44-47 Eifel/Mittelrheintal/Westerwald	9151	42,0	1092	12
26	48-49 Taunus/Wetterau und Giessener Becken	3785	41,6	182	15
27	50 Vogelsberg und angrenzende Sandsteingebiete	3290	41,0	111	13
28	51 Rhön	2412	44,0	96	11
29	52 S-thüring.-oberfränk. Trias-Hügelland	3216	40,0	168	13
30	53-54 Thüring. Gebirge/Vogtland	4550	31,4	255	11
31	55-56 Erzbegirge mit Vorland	5029	30,8	281	18
32	57-59 Frankenwald, Fichtelgebirge und Steinwald/Oberpfälzer Wald/Opf. Becken- und Hügelland	7325	48,1	308	17
33	60-61 Frankenalb-Opf. Jura/Fränk. Keuper und Albvorland	12912	51,5	874	30
34	62 Fränkische Platte	9639	12,7	182	33
35	63 Spessart/Odenwald	5808	24,9	108	31
36	64-65 Oberrhein. Tiefland und Rhein-Main-Ebene	4932	71,5	741	11
37	66 Hunsrück	9655	17,5	506	39
38	67-72 Moseltal/Gutland/Saar-Nahe Bergland/Westricher Moorniederung/Pfälzerwald	10574	35,5	1052	12
39	73 Schwarzwald	5921	69,0	1180	19
40	74-75 Baar-Wutach/Neckarland	13262	33,0	1416	53
41	76 Schwäbische Alb	4914	47,0	756	16
42	77 SW-dt. Alpenvorland	5616	31,0	594	15
43	78 Tertiäres Hügelland	14365	24,0	424	41
44	79 Bayer. Wald	5849	41,5	205	25
45	80-81 Schwäb.-bayer. Schotterplatten- und Altmoränenlandschaft/Jungmoräne und Molassevorberge	12716	25,6	372	42
46	82 Bayer. Alpen	4649	69,0	261	22

3.5 Wirkungen der Energieholznutzung im Spiegel von BWI und DDA-Vogelmonitoring

Für ein bundesweites Monitoring stehen in Deutschland Strukturindikatoren der Bundeswaldinventur und Indikatoren des vom DDA durchgeführten „Monitoring häufiger Brutvögel“ zur Verfügung. Wünschenswert ist eine Verbindung beider Indikatorsysteme, um die Entwicklung der Waldökosysteme als Ganzes bewerten zu können (KNEESHAW 2000).

Da die beiden Monitoringsysteme nicht aufeinander abgestimmt sind, können die Messungen an einzelnen Inventurpunkten nicht direkt in Beziehung gesetzt werden. Daher mussten zunächst ein geeigneter Beobachtungszeitraum und eine auswertbare räumliche Auflösung definiert werden. Es trifft sich gut, dass der Zeitraum zwischen BWI2 (2002) und 3 (2012) den Beginn der Energiewende im Jahr 2008 einschließt. Vogeldaten stehen ab 2005 zur Verfügung. Um zufällige interannuelle Schwankungen zu reduzieren, wurden die Vogeldaten auf die Dreijahreszeiträume 2005-2007 und 2011-2013 zusammengefasst, was den Beginn der Energiewende ebenfalls einschließt.



Abbildung 10: Karte der Auswertungseinheiten mit Lage der verwendeten DDA-Plots mit Vorkommen von Waldvögeln.

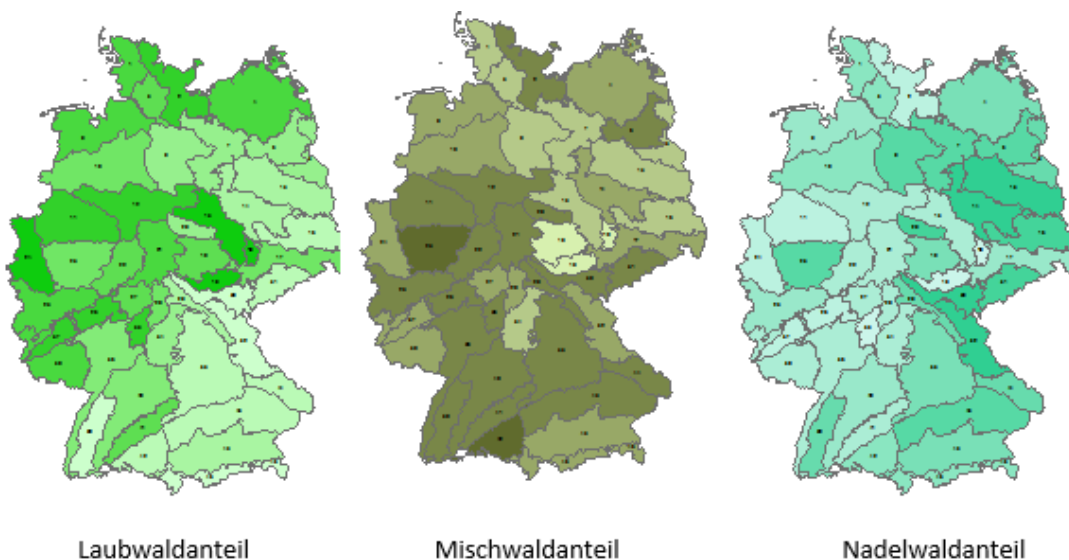


Abbildung 10: Flächenanteile von Laub-, Misch- und Nadelwald in den Auswertungsregionen; hell: geringe Werte, dunkel: hohe Werte

Da BWI-Trakte und DDA-Plots nicht auf identischen Flächen liegen, erfolgte zunächst eine Zusammenfassung der Daten in 46 auf der Forstlichen Wuchsgebietsgliederung aufbauenden Regionen mit mehr oder weniger einheitlichen naturräumlichen Voraussetzungen (Tabelle 10).

). Eine an ökologischen Wuchsräumen orientierte Auswertung der BWI war bereits von KÄNDLER (2006) ins Auge gefasst, aus technischen Gründen jedoch nicht realisiert worden.

Mittlerweile liegt eine Zuordnung der BWI-Traktecken zu den forstlichen Wuchsregionen nach GAUER & ALDINGER (2005) vor. Die DDA-Monitoringplots wurden dem Wuchsgebiet zugeordnet, welches im GIS die größte Überschneidung aufweist. Wuchsgebiete, welche weniger als zehn DDA-Plots enthielten, wurden gutachtlich zu insgesamt 46 naturräumlich möglichst homogenen Auswertungs-Einheiten zusammengefasst (Tabelle 10, Abbildung 10). Alle Indikatorvariablen wurden auf der Ebene von Auswertungs-Regionen und Aufnahmezeitpunkten arithmetisch gemittelt. Änderungstrends wurden als einfache Differenz der arithmetischen Mittel von späterem (nach) und früherem Aufnahmezeitpunkt (vor Energiewende) berechnet.

Die statistische Auswertung vergleicht sowohl die räumlichen Muster („statische Betrachtung“) zum Zeitpunkt der BWI2 (2011-2013) als auch die zeitlichen Trends („dynamische Betrachtung“) von Waldstrukturen und Vogelmgemeinschaften auf der Ebene der 46 Auswertungs-Regionen. Die Verwendung der multivariaten Analyseverfahren richtet sich nach LEYER & WESCHE (2007). Berechnungen wurden mit der Software PC-Ord 6.0 (MCCUNE & MEFFORD 2011) durchgeführt.

3.5.1 Räumliche Muster im Jahr 2012 (statische Betrachtung)

Die **regionalen Vogelmgemeinschaften** zum Zeitpunkt der BWI3 (2012) werden durch eine Matrix der mittleren Populationsdichte von 13 ausgewählten Waldvogelarten in 46 Regionen repräsentiert. Eine Detrended Correspondence Analysis (DCA) dieser Matrix ergab kurze Gradienten (Achse 1: 1,612, Achse 2: 1,172 Standardabweichungen), was die Annahme vorwiegender linearer Gradienten und Verwendung der Principal Component Analysis (PCA) nahelegte (LEYER & WESCHE 2007).

Die PCA wurde auf Basis der Variablenkorrelationen berechnet und ergab laut Randomisierungstest drei signifikante Hauptkomponenten, die jeweils >10% der Varianz auf sich vereinigen (Tabelle 11, Abbildung 11 und Abbildung 12):

Entlang **PCA-Achse 1** nehmen die Dichten aller Waldvogelarten mit Ausnahme des Grauspechts, insbesondere aber die von Waldlaubsänger, Schwarzspecht, Buntspecht und Haubenmeise ab. Gleichsinnig ist laut BWI3 eine Zunahme des Anteils reiner Laubwaldbestände und eine Abnahme des Anteils reiner Nadelholzbestände in den Regionen zu verzeichnen. Strukturell ist eine gewisse Abnahme der Stammzahl und eine Zunahme der Baumartenvielfalt entlang dieser Achse zu verzeichnen. Die Pole dieses Gefälles bilden die Regionen 11-12 E-niedersächsisch-SE-holsteinisch-SW-mecklenburgisches Altmoränenland (höchste) und 1 Schleswig-Holstein NW (geringste Reivierdichte). Zusammenfassend kann diese Hauptkomponente als „**Dichtegradient der Waldvogelmgemeinschaft**“ bezeichnet werden.

Entlang **PCA-Achse 2** nehmen Kleiber, Mittelspecht und Sumpfmeise ab, gegenläufig die Dichte des Baumpiepers zu. Die Achse korreliert negativ mit Biomasse, Holzvorrat, maximalem BHD und Totholzvorrat (insgesamt also mit der Struktur-Hauptkomponente 1/“Alt -> Jung-Gradient“). Auch nehmen entlang Achse 2 die Anteile der Laubmischwälder ab, die der Nadelwälder zu. Hohe Werte erreichen auf dieser Achse die Regionen 8 E-niedersächsisches Tiefland, 7 E-niedersächsisch-SE-holsteinisch-SW-mecklenburgisches Altmoränenland und 16 Düben-Niederlausitzer Altmoränenland, niedrige 36 Spessart/Odenwald, 41 Schwäbische Alb und 40 Baar-Wutach/Neckarland. Zusammenfassend kann man festhalten, dass bei geringen Werten der Achse Vogelarten des alten Laubholzes dominieren, bei hohen dagegen Arten des jungen, licht bestockten Waldes. Die Achse erscheint demnach als Gefälle zwischen „**Vogelmgemeinschaften geschlossener -> offener Waldbestände**“.

Entlang **Achse 3** nehmen Tannenmeise und Grauspecht ab, während gegenläufig Kleinspecht und Buntspecht zunehmen. Entlang der Achse nimmt der Totholzvorrat, insbesondere der des schwach zersetzten Totholzes ab (was gegenläufig zur Struktur-Hauptkomponente 2/“Laub -> Nadelholz-Gradient“ läuft). Entlang der Achse nimmt der Waldanteil der Regionen ab. Niedrige Achsenwerte erreichen die Regionen 20 Harz, 39 Schwarzwald und 46 Bayer. Alpen, am oberen Ende liegen die norddeutschen Regionen 2 Jungmoränenlandschaft Schleswig-Holstein E/NW-Mecklenburg, 13 Harzvorländer/sachsen-anhaltinische Lössebene, 7 E-niedersächsisch-SE-holsteinisch-SW-mecklenburgisches Altmoränenland und 6 E-Mecklenburg-N-Brandenburger Jungmoränenland. Bei niedrigen Werten der Achse finden wir Nadel- bzw. Bergwaldbewohner, bei hohen dagegen Tieflandbewohner wie den Mittel- oder Kleinspecht. Die Achse erscheint demnach als „**Gebirge-> Tiefland-Gefälle der Waldvogelmgemeinschaft**“.

Tabelle 11: Ergebnis der PCA der regionalen Vogelmischungen 2012 ("statisches Modell"); Korrelationen mit Waldstruktur und Kovariablen nach der Ordination (post hoc) berechnet (höchste Werte grau hinterlegt); Cum.% of Var.: kumulativer A, r: linearer Korrelationskoeffizient, r-sq: Bestimmtheitsmaß, tau: Rangkorrelations-Koeffizient.

AXIS	Eigenvalue	% of Variance	Cum.% of Var.	Broken-stick		
				Eigenvalue		
1	4.103	31.563	31.563	3.180		
2	2.379	18.301	49.864	2.180		
3	2.089	16.069	65.933	1.680		

variable	Eigenvector					
	1	2	3	4	5	6
BuntSpe	-0.7655	-0.0710	0.4676	0.0080	0.1148	0.2319
SchwSpe	-0.7667	0.0284	-0.3768	-0.0965	0.2402	0.2089
GrauSpe	0.0073	-0.5399	-0.5885	-0.1102	-0.2639	0.4502
MittSpe	-0.3109	-0.6219	0.4162	0.0363	-0.2513	-0.1023
KleiSpe	-0.5599	0.4151	0.4967	-0.0366	0.0856	0.3156
BaumPiep	-0.3563	0.5772	0.0806	-0.3688	-0.4472	-0.0777
HaubMeis	-0.7336	0.2698	-0.4726	0.1715	0.1050	-0.0379
HohlTaub	-0.1943	-0.3479	-0.0733	-0.8554	0.0759	-0.0369
Kleiber	-0.5698	-0.6553	0.1976	0.3301	0.0241	0.0344
SumpMeis	-0.5838	-0.5810	0.1121	-0.0168	-0.2033	-0.2555
TannMeis	-0.5042	-0.0963	-0.7331	0.0440	0.1796	-0.2567
WaLauSän	-0.7791	0.2657	0.2467	-0.0930	0.1558	-0.2173
WeidMeis	-0.5380	0.3860	-0.2775	0.2230	-0.5264	0.0218

Axis:	1			2			3		
	r	r-sq	tau	r	r-sq	tau	r	r-sq	tau
Waldstruktur									
n_ba_7	.382	.146	.215	-.388	.151	-.292	.245	.060	.157
n_ba	.121	.015	.028	-.083	.007	-.042	.355	.126	.195
Vfm_ha	-.003	.000	-.015	-.448	.201	-.336	-.384	.147	-.282
biom_ha	.118	.014	.071	-.659	.434	-.484	-.118	.014	-.119
G_ha	-.187	.035	-.149	-.120	.014	-.110	-.367	.135	-.250
N_ha	-.446	.199	-.299	.322	.103	.197	.100	.010	.032
dg_cm	.285	.081	.191	-.422	.178	-.275	.063	.004	.083
bhd_min	.272	.074	.184	-.396	.157	-.264	.097	.009	.079
bhd_max	.329	.108	.221	-.440	.193	-.329	.045	.002	.060
bhd_spw	.317	.101	.198	-.406	.165	-.353	.021	.000	.017
SDI	-.329	.108	-.277	.036	.001	.030	-.288	.083	-.170
Alt_min	.011	.000	-.057	-.313	.098	-.224	-.146	.021	-.073
Alt_max	.078	.006	.009	-.387	.150	-.375	-.144	.021	-.070
Alt_spw	.115	.013	.052	-.325	.106	-.317	-.085	.007	-.007
Spechtb	.230	.053	.162	-.199	.040	-.140	.261	.068	.212
Pilzb	-.002	.000	-.023	.248	.061	.188	.135	.018	.106
Tot_ges	.198	.039	.164	-.430	.185	-.422	-.559	.312	-.287
Tot_20	.127	.016	.135	-.304	.092	-.346	-.507	.257	-.176
Tot_steh	-.070	.005	-.086	-.112	.013	-.236	-.552	.305	-.181
Tot_lieg	.207	.043	.160	-.369	.136	-.318	-.314	.098	-.170
Tot_zg1	-.079	.006	-.006	-.256	.065	-.205	-.594	.353	-.258
Tot_zg2	.095	.009	.051	-.430	.185	-.313	-.363	.131	-.181
Tot_zg3	.208	.043	.164	-.401	.161	-.389	-.450	.203	-.216
Tot_zg4	.347	.120	.273	-.079	.006	-.152	-.337	.114	-.236
Kovariablen									
LMischW%	.261	.068	.225	-.572	.327	-.405	.208	.043	.121
LaubW%	.459	.211	.281	-.127	.016	-.114	.439	.193	.339
NadelW%	-.484	.234	-.325	.423	.179	.325	-.326	.106	-.236
Waldant%	-.178	.032	-.091	-.412	.170	-.217	-.586	.344	-.331
DalleArt	-.947	.897	-.842	-.111	.012	-.020	-.204	.041	.001

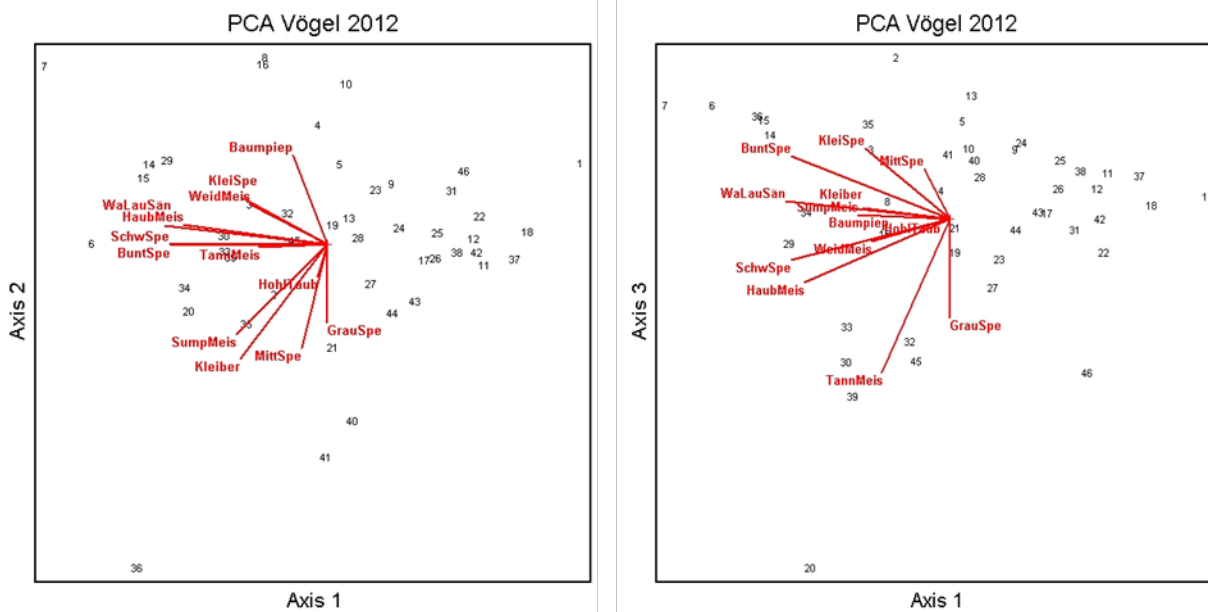


Abbildung 11: Ordinationsdiagramme der Waldvogelgemeinschaften in 46 Regionen

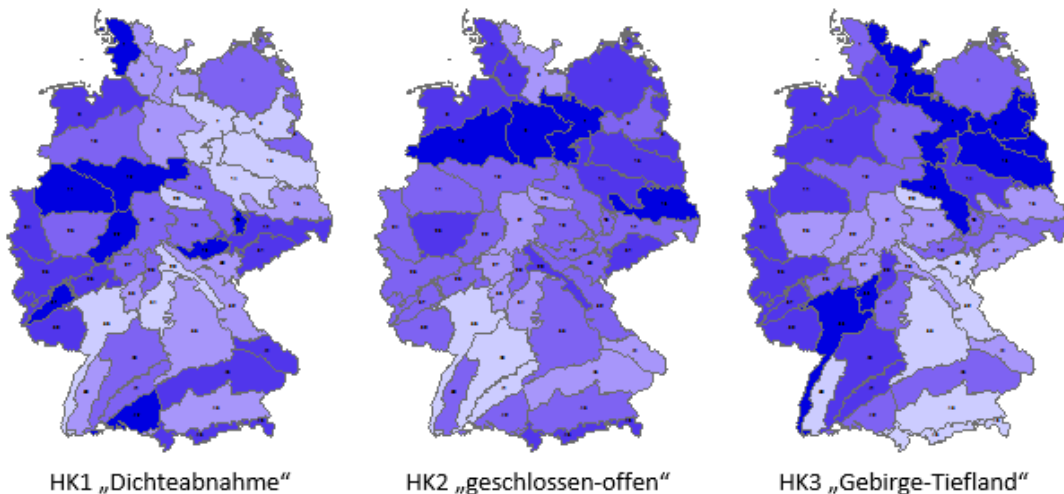


Abbildung 12: Räumliche Darstellung der signifikanten Hauptkomponenten der Waldvogelgemeinschaften

Die PCA der BWI3-Daten ergab drei signifikante **waldstrukturelle Hauptkomponenten** (Abbildung 14, Tabelle 12), die zusammen 69% der Varianz abbilden:

Entlang **Achse 1** nehmen Totholzvorrat, Baumdimensionen und Alter sowie auch Holz- und Biomassevorräte ab. Tendenziell nimmt entlang dieser Achse der regionale Nadelwaldanteil zu, der von Laubmischwäldern dagegen ab („**hoher-geringer Vorrat-Gradient**“).

Entlang **Achse 2** nimmt die Baumartenvielfalt ab, gegenläufig nehmen Bestandesdichte, stehendes Totholz und Bestandesgrundfläche zu. Entlang dieser Achse nehmen sehr deutlich die Nadelholzanteile der Regionen zu, die Laubholzanteile ab („**Laubmischwald-Nadelwald-Gradient**“).

Auch entlang **Achse 3** nehmen Dichte und Grundfläche zu, hier jedoch gekoppelt mit einer Zunahme der Vorräte, des schwach zersetzten Totholzes und der Baumartenvielfalt. Entlang dieser Achse nimmt der Anteil der Nadelmischwälder sehr deutlich zu („**Dichte-Gradient**“).

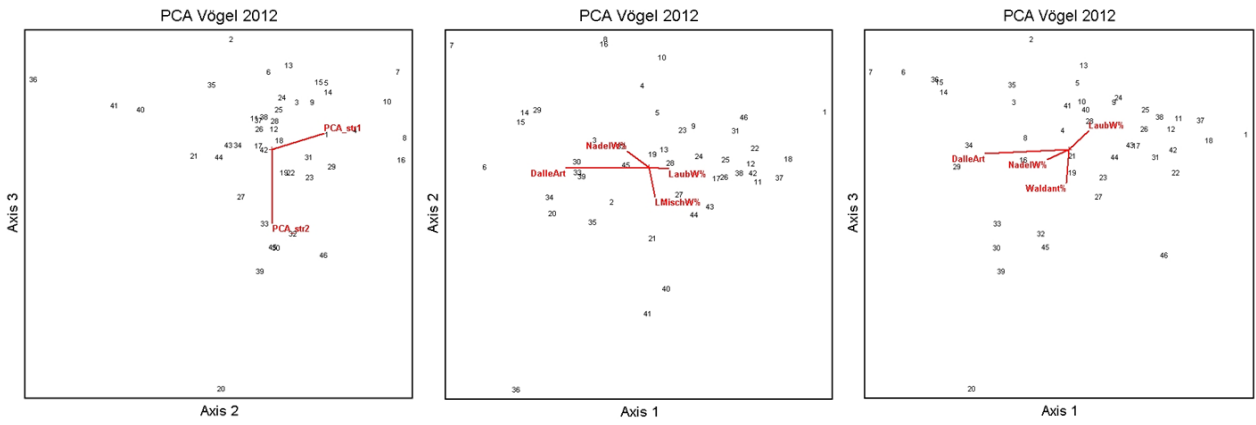


Abbildung 13: Ordinationsdiagramme (Biplot mit Waldstrukturvariablen der BWI3, Korrelationsschwelle 0,2) der regionalen Vogelgemeinschaften, Ziffern sind Regionen; links: Achse 2 vs. 3; Mitte: Achse 1 vs. 2; rechts: Achse 1 vs. 3.

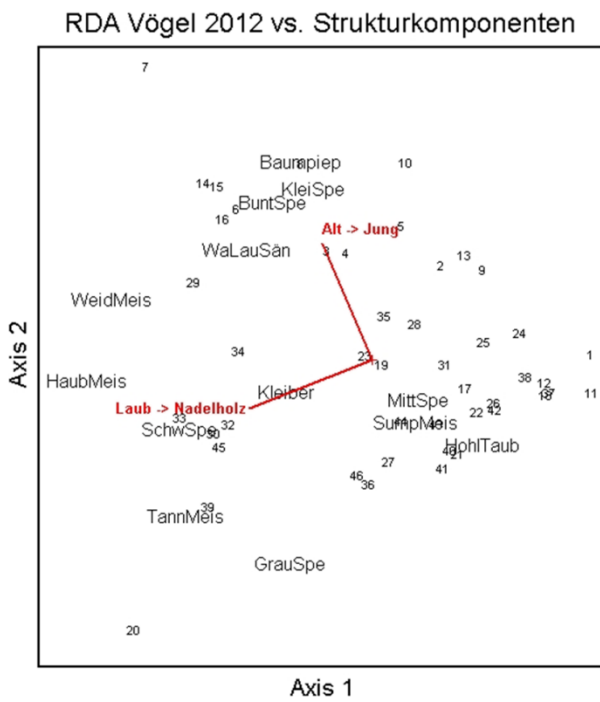


Abbildung 14: Ordinationsdiagramm der RDA der Waldvogelgemeinschaften gegen Strukturkomponenten der BWI3

Tabelle 12: Ergebnis der PCA der naturschutzfachlich bedeutsamen Waldstrukturen zum Zeitpunkt der BWI3 ("statisches Modell"); Korrelationen mit Kovariablen und Beobachtungsdichte der Vogelarten nach der Ordination (post hoc) berechnet (höchste Werte grau hinterlegt)

AXIS	Eigenvalue	% of Variance	Cum.% of Var.	p		
1	9.492	39.551	39.551	0.001		
2	3.890	16.210	55.761	0.001		
3	3.263	13.595	69.355	0.001		

variable	1	2	3	4	5	6
n_ba_7	-0.4593	-0.6837	0.3529	-0.0013	0.1982	0.1541
n_ba	-0.0511	-0.5786	0.5105	-0.1449	0.2787	0.3300
Vfm_ha	-0.6125	0.3493	0.6065	0.1179	-0.2109	-0.1727
biom_ha	-0.7180	0.0389	0.4175	0.2210	0.0349	-0.1527
G_ha	-0.2417	0.5313	0.7367	0.0918	-0.2015	-0.1299
N_ha	0.6603	0.4393	0.2973	0.2620	0.2901	0.0143
dg_cm	-0.8012	-0.3921	-0.0776	0.0074	-0.3169	-0.1916
bhd_min	-0.7154	-0.3681	-0.2791	-0.0164	-0.3740	-0.2524
bhd_max	-0.8236	-0.4453	0.1148	-0.0853	-0.1967	-0.0592
bhd_spw	-0.7742	-0.4304	0.2665	-0.1039	-0.0986	0.0308
SDI	0.0560	0.6053	0.7380	0.1802	-0.0669	-0.0852
Alt_min	-0.6296	0.1102	-0.1149	0.5766	0.1616	-0.0846
Alt_max	-0.8266	-0.0769	0.1138	0.3625	0.2281	0.1570
Alt_spw	-0.7404	-0.2472	0.3340	0.0085	0.2046	0.3558
Spechtb	-0.1774	-0.3719	-0.1666	0.3799	0.6040	-0.4008
Pilzb	0.4023	0.0568	0.1205	-0.4420	0.4393	-0.4139
Tot_ges	-0.8345	0.4373	-0.1939	-0.1762	0.0827	-0.0269
Tot_20	-0.7513	0.4315	-0.3187	-0.1963	0.1980	0.1472
Tot_steh	-0.5120	0.5982	-0.0639	-0.1549	0.0669	0.3679
Tot_lieg	-0.7848	0.1140	-0.4261	-0.0453	0.2432	-0.1145
Tot_zg1	-0.2768	0.4463	-0.5379	0.2666	-0.0812	0.2012
Tot_zg2	-0.7363	0.3279	-0.3495	0.1312	0.0325	-0.0021
Tot_zg3	-0.7490	0.3142	-0.0133	-0.3968	0.0730	-0.1278
Tot_zg4	-0.5648	0.2755	0.2740	-0.5018	0.2195	-0.1019

Axis:	1			2			3		
	r	r-sq	tau	r	r-sq	tau	r	r-sq	tau
Kovariablen									
LMischW%	-.509	.259	-.426	-.351	.123	-.223	-.013	.000	.005
NMischW%	-.249	.062	-.036	.400	.160	.247	.673	.454	.537
LaubW%	-.170	.029	-.192	-.766	.587	-.606	-.393	.154	-.277
NadelW%	.519	.269	.410	.695	.483	.528	.029	.001	.124
Waldant%	-.499	.249	-.302	.622	.387	.420	-.175	.031	-.112
Beobachtungsdichte Vogelarten									
BuntSpe	.396	.157	.273	-.088	-.008	-.048	.162	.026	.101
SchwSpe	-.023	.001	.002	.354	.125	.201	.011	.000	.062
GrauSpe	-.415	.172	-.339	.329	.108	.156	-.170	.029	.023
MittSpe	-.136	.019	-.064	-.090	.008	-.131	-.010	.000	-.090
KleiSpe	.394	.155	.242	-.141	.020	-.119	.005	.000	.032
Baumpiep	.521	.272	.333	-.026	.001	-.015	-.108	.012	-.048
HaubMeis	.237	.056	.224	.649	.421	.511	.052	.003	.071
HohlTaub	-.200	.040	-.113	-.112	.012	-.265	-.409	.167	-.234
Kleiber	-.067	.004	-.072	.056	.003	.099	.333	.111	.232
SumpMeis	-.144	.021	-.164	.050	.002	.088	.158	.025	.133
TannMeis	-.174	.030	.030	.550	.303	.455	.056	.003	.231
WaLauSän	.370	.137	.169	.036	.001	.016	-.063	.004	-.069
WeidMeis	.365	.133	.312	.579	.336	.464	.112	.012	.124

Tabelle 13: Ergebnisse der Redundanzanalyse zur Abhängigkeit regionaler Vogelgemeinschaften von Strukturgradienten der BWI3 (höchste Korrelationen grau hinterlegt); Abkürzungen siehe Tab. 11.

	Axis 1	Axis 2	Axis 3			
Eigenvalue	1.685	1.190	0.482			
Variance in species data						
% of variance explained	13.0	9.2	3.7			
Cumulative% explained	13.0	22.1	25.8			
Pearson Corr., Response-Pred.*	0.744	0.728	0.449			
Kendall Corr., Response-Pred.	0.521	0.527	0.333			

Variable	Correlations*			Biplot Scores		
	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 1	Axis 2	Axis 3
1 PCA_str1	-0.326	0.917	-0.151	-0.669	1.580	-0.165
2 PCA_str2	-0.817	-0.381	-0.281	-1.676	-0.657	-0.309
3 PCA_str3	-0.166	0.094	0.404	-0.340	0.163	0.444

Axis:	1			2			3		
	r	r-sq	tau	r	r-sq	tau	r	r-sq	tau
BuntSpe	-.455	.207	-.327	.524	.274	.313	.728	.530	.517
SchwSpe	-.796	.633	-.596	.000	.000	.000	.296	.088	.230
GrauSpe	-.117	.014	-.071	-.732	.536	-.585	.015	.000	.050
MittSpe	.006	.000	.008	-.042	.002	.028	.730	.533	.470
KleiSpe	-.360	.130	-.238	.764	.583	.482	.350	.122	.319
Baumpiep	-.332	.110	-.271	.601	.361	.447	-.245	.060	-.083
HaubMeis	-.926	.857	-.722	.091	.008	.013	.088	.008	.109
HohlTaub	.033	.001	.020	-.233	.054	.005	.186	.034	.177
Kleiber	-.327	.107	-.257	-.108	.012	-.072	.880	.775	.650
SumpMeis	-.312	.098	-.270	-.119	.014	-.154	.726	.528	.444
TannMeis	-.704	.496	-.625	-.399	.159	-.140	.026	.001	.152
WaLausän	-.589	.347	-.423	.580	.336	.343	.424	.180	.312
WeidMeis	-.739	.547	-.557	.269	.072	.149	-.054	.003	-.029

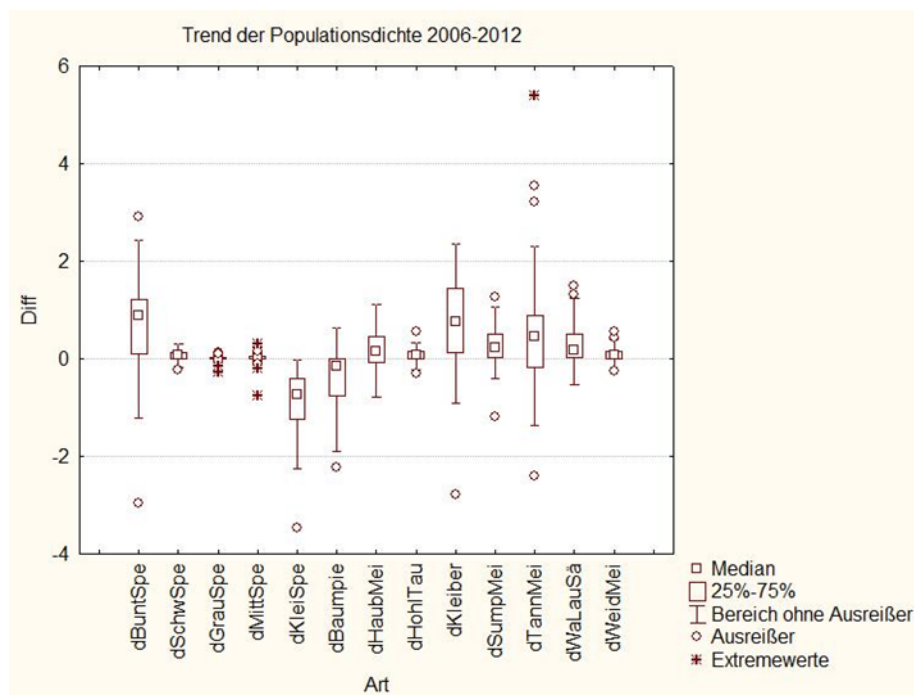


Abbildung 15: Boxplot der Dichteänderung in den 46 Waldregionen zwischen den Beobachtungsperioden 2005-2007 und 2011-2013

3.5.2 Veränderungen von Vogelgemeinschaften und Waldstrukturen 2006 bis 2012

Die regionalen Trends in den Revierdichten der Waldvogelarten sind in Abbildung 15 dargestellt. Bei allen Waldvogelarten außer Kleinspecht und Baumpieper wurden 2011-2013 in der Mehrzahl der Regionen Zunahmen der Revierdichte verzeichnet. Bei Buntspecht und Kleiber waren diese Zunahmen stark, bei Tannenmeise, Sumpfmeise und Waldlaubsänger deutlich. Die Revierdichten des Kleinspechts nahmen überall, die des Baumpiepers in drei Viertel der Waldregionen ab.

Tabelle 14: Ergebnis der PCA der regionalen Vogelgemeinschaften 2006-2012 ("dynamisches Modell", höchste Werte grau hinterlegt)

AXIS	Eigenvalue	% of Variance	Cum.% of Var.	Eigenvalue		
1	6.655	51.195	51.195	3.180		
2	1.347	10.364	61.559	2.180		
3	1.207	9.286	70.845	1.680		

variable	1	2	3	4	5	6
BuntSpe	-0.8547	0.0188	-0.3866	0.0718	0.0306	0.0148
SchwSpe	-0.7777	0.2123	0.3112	0.0143	0.1319	-0.1491
GrauSpe	-0.3264	-0.4382	0.3623	-0.5688	-0.0763	0.1410
MittSpe	-0.5094	-0.2652	-0.4822	-0.3316	-0.2314	-0.2527
KleiSpe	-0.4896	0.3756	-0.5642	-0.0133	0.1829	-0.0177
BaumPiep	0.1267	0.8030	-0.1383	-0.2242	0.0076	0.0010
HaubMeis	-0.6434	0.4172	0.4629	0.1313	-0.1582	-0.1788
HohlTaub	-0.4899	-0.0860	0.0998	-0.1119	0.7970	0.1594
Kleiber	-0.8139	-0.4112	-0.1482	-0.0014	-0.1918	-0.0290
SumpMeis	-0.7647	-0.3519	-0.0850	-0.1296	0.0312	-0.0110
TannMeis	-0.5517	0.1175	0.7264	-0.0030	-0.0683	-0.1396
WalauSän	-0.7082	0.4400	-0.1463	0.2686	-0.1054	-0.0652
WeidMeis	-0.1834	0.5397	0.0074	-0.5498	-0.1983	0.4783
Zeitpunk	-0.4787	-0.1737	0.0309	0.5077	-0.1718	0.6251

PCA der Vogelgemeinschaften 2006-2012

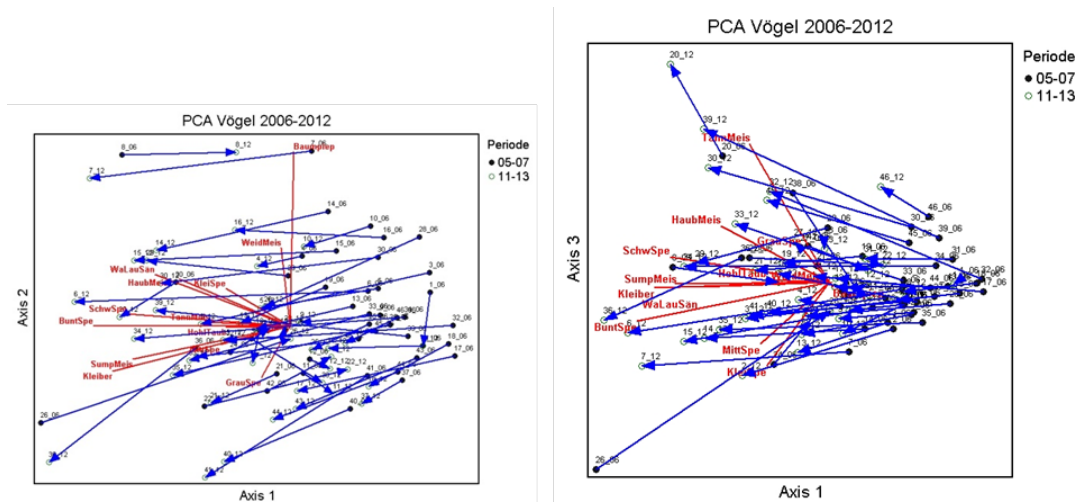


Abbildung 16: PCA-Diagramm der Waldvogelgemeinschaften zum Zeitpunkt von BWI2 und BWI3; blaue Vektoren verbinden die Ordinationswerte derselben Wuchsregion

Die gemeinsame PCA-Ordination der regionalen Waldvogelgemeinschaften vor der Energiewende (2006=2005-2007) und zum Zeitpunkt der BWI3 (2012=2011-2013) erlaubt die Identifikation von überregionalen Trends in den Revierdichten. Die Analyse ergab drei hochsignifikante Komponenten, die zusammen 71% der Varianz in den Waldvogeldichten repräsentieren.

Im Ordinationsdiagramm wird am gleichsinnigen Verlauf der Änderungsvektoren von rechts nach links deutlich, dass Achse 1 die Zunahme der Revierdichten der meisten Vogelarten repräsentiert (vgl. auch PCA-Achse 1 im statischen Modell und Abbildung 11). Hauptkomponente 2 repräsentiert in erster Linie die Abnahme der Baumpieper-Dichten, was an tendenziell nach unten gerichteten Vektoren abzulesen ist. Hauptkomponente 3 wird am stärksten durch unterschiedlich hohe Dichten der Tannenmeise bestimmt, welche jedoch keinen überregionalen zeitlichen Trend zeigen.

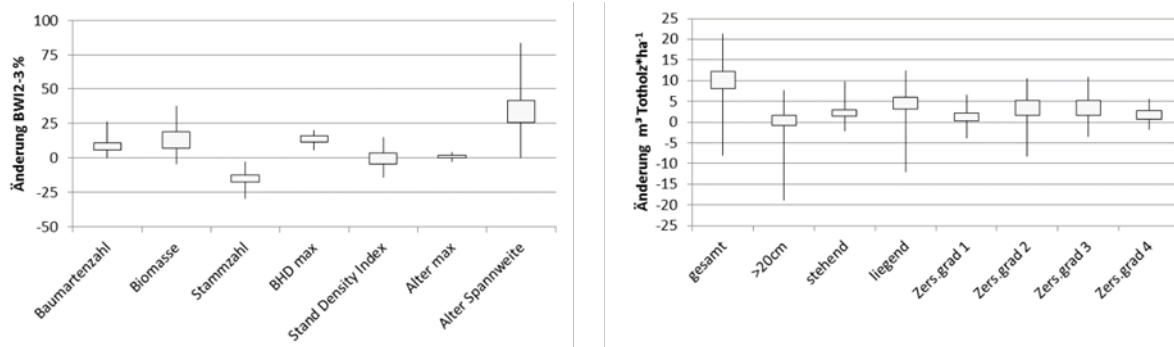


Abbildung 17: Trends der Waldstrukturvariablen in den 46 Regionen zwischen BWI2 und BWI3

Laut BWI haben zwischen 2002 und 2012 in den meisten Regionen deutliche **Veränderungen der Waldstruktur** stattgefunden, die für zahlreiche Variablen im Bundesgebiet gleichgerichtet waren (Abbildung 17). So haben Baumartenzahl, BHD der dicksten Bäume und Alterspanne in allen, Biomasse- und Totholzvorräte in der Mehrzahl der Regionen zu-, die Stammzahl der Wälder dagegen überall abgenommen. Bezüglich des starken Totholzes und der Bestandesdichteindex SDI sind keine einheitlichen Trends erkennbar.

PCA der Waldstrukturen 2006-2012

Die gerichtete Änderung der Waldstruktur ist aus der gemeinsamen PCA der Daten aus BWI2 und BWI3 deutlich ablesbar. Die ersten drei Achsen sind signifikant und bilden 69,6% der Strukturvarianz ab. Komponente 1 bildet die gleichsinnige Zunahme der Mehrzahl der Strukturvariablen insbesondere des Totholzes zwischen den beiden Inventurperioden ab. Lediglich die Stammzahl verhält sich gegenläufig. Entlang dieses Gefälles nimmt die Dichte des Baumpiepers deutlich ab, die des Grauspechts tendenziell zu. Komponente 2, entlang derer die Baumartenzahl deutlich zunimmt, zeigt keinen deutlichen zeitlichen Trend. In den Regionen mit baumartenarmen Beständen erreichen die Nadelwaldbewohner Haubenmeise und Tannenmeise ihre höchsten Dichten. Strukturkomponente 3 bildet die Bestandesdichte ab und korreliert schwach negativ mit der Dichte von Hohltaubenrevieren. Diese Art besiedelt also bevorzugt ältere und damit lichtere Buchenaltbestände.

Interpretation der Zeitvergleiche

Wie das bekannte Beispiel der Beziehung zwischen Storchdichte und Geburtenrate zeigt, kann aus einer Koinzidenz von zwei Trends nicht einfach auf kausale Zusammenhänge geschlossen werden. Die Frage, ob zwischen den beobachteten Struktur Trends und den Trends der Waldvogelgemeinschaften ein ursächlicher Zusammenhang besteht, wurde an Hand der Korrelation zwischen den jeweiligen Änderungsbeträgen geprüft. Dieses Vorgehen beruht auf der Annahme, dass in Regionen mit starker Strukturveränderung der Trend der Vogelgemeinschaften stärker als in Regionen mit geringer Strukturänderung sein sollte.

Tabelle 15: Ergebnis der PCA der naturschutzfachlich bedeutsamen Waldstrukturen 2006-2012 ("dynamisches Modell", höchste Werte grau hinterlegt); Abkürzungen siehe Tab. 11.

AXIS	Broken-Stick-EV% of Variance	Cum.% of Var.	Eigenvalue							
1	8.114	47.729	47.729	3.440						
2	2.087	12.275	60.004	2.440						
3	1.634	9.614	69.618	1.940						

variable	Eigenvector					
	1	2	3	4	5	6
Alt_max	-0.2422	0.1897	0.2023	0.0920	0.2326	-0.0815
Alt_spw	-0.2589	0.3044	0.1699	-0.0485	0.1502	0.1382
bhd_max_	-0.2880	0.3058	-0.0300	0.0488	-0.0158	0.1725
biom_ha	-0.2441	0.1693	0.3712	0.0825	-0.2737	0.0189
n_ba_7	-0.1879	0.5215	0.0281	-0.0028	0.0435	0.1340
N_ha	0.2459	-0.1938	0.3122	-0.2135	-0.0236	-0.2456
Pilz_n-h	0.0770	0.0175	-0.1040	-0.7804	0.0687	0.4914
SDI	-0.0041	-0.1453	0.7137	-0.1087	0.2417	-0.0039
Spe_n-ha	-0.0921	0.2704	-0.2562	-0.3713	-0.5567	-0.4951
Tot_m3_2	-0.2599	-0.2931	-0.0888	0.0301	0.3275	-0.0305
Tot_m3_g	-0.3314	-0.1931	-0.0225	-0.0649	-0.0525	-0.0523
Tot_m3_l	-0.3070	-0.1474	-0.2131	-0.0291	0.0243	-0.2116
Tot_m3_s	-0.2560	-0.2633	0.0788	-0.1214	-0.0394	0.2421
Tot_m3_z	-0.1867	-0.2662	-0.1151	0.2000	-0.5348	0.4383
Tot_m3_z	-0.3070	-0.1706	-0.0772	0.0666	-0.0815	-0.0819
Tot_m3_z	-0.2986	-0.1535	-0.0394	-0.1784	0.0454	-0.1360
Tot_m3_z	-0.2572	-0.0857	0.1632	-0.2805	0.2563	-0.2342

Axis:	1			2			3		
	r	r-sq	tau	r	r-sq	tau	r	r-sq	tau
BuntSpe	-.009	.000	-.075	.083	.007	.064	-.106	.011	-.042
SchwSpe	-.146	.021	-.094	-.214	.046	-.104	-.016	.000	.039
GrauSpe	-.347	.120	-.327	-.190	.036	-.034	-.046	.002	.037
MittSpe	-.106	.011	-.101	.147	.022	.138	-.038	.001	-.083
KleiSpe	.251	.063	.161	.103	.011	.112	-.118	.014	-.033
Baumpiep	.541	.293	.351	-.110	.012	-.019	-.113	.013	-.062
HaubMeis	-.056	.003	.010	-.506	.256	-.356	.166	.027	.153
HohlTaub	-.151	.023	-.104	-.032	.001	.146	-.397	.158	-.249
Kleiber	-.308	.095	-.292	.106	.011	.048	.104	.011	.102
SumpMeis	-.272	.074	-.246	.082	.007	.069	-.047	.002	-.005
TannMeis	-.288	.083	-.124	-.459	.210	-.265	.074	.006	.154
WaLauSän	.085	.007	.002	-.072	.005	-.010	-.090	.008	-.039
WeidMeis	.137	.019	.128	-.219	.048	-.169	-.093	.009	-.111

Signifikante Korrelationen zwischen den Änderungsbeträgen bestehen ausschließlich zwischen Vogel-Hauptkomponente 3 und Struktur-Komponente 1 bzw. der euklidischen Distanz bzgl. Strukturkomponenten 1-3. Da Vogel-Komponente 3 jedoch keinen deutlichen zeitlichen Trend aufweist, ist dieser Befund schwer interpretierbar. Unsere Untersuchung ergibt folglich auf Ebene der Wuchsregionen keine zwingenden Hinweise auf einen ursächlichen Zusammenhang zwischen Strukturänderung und Änderung der Vogeldichten.

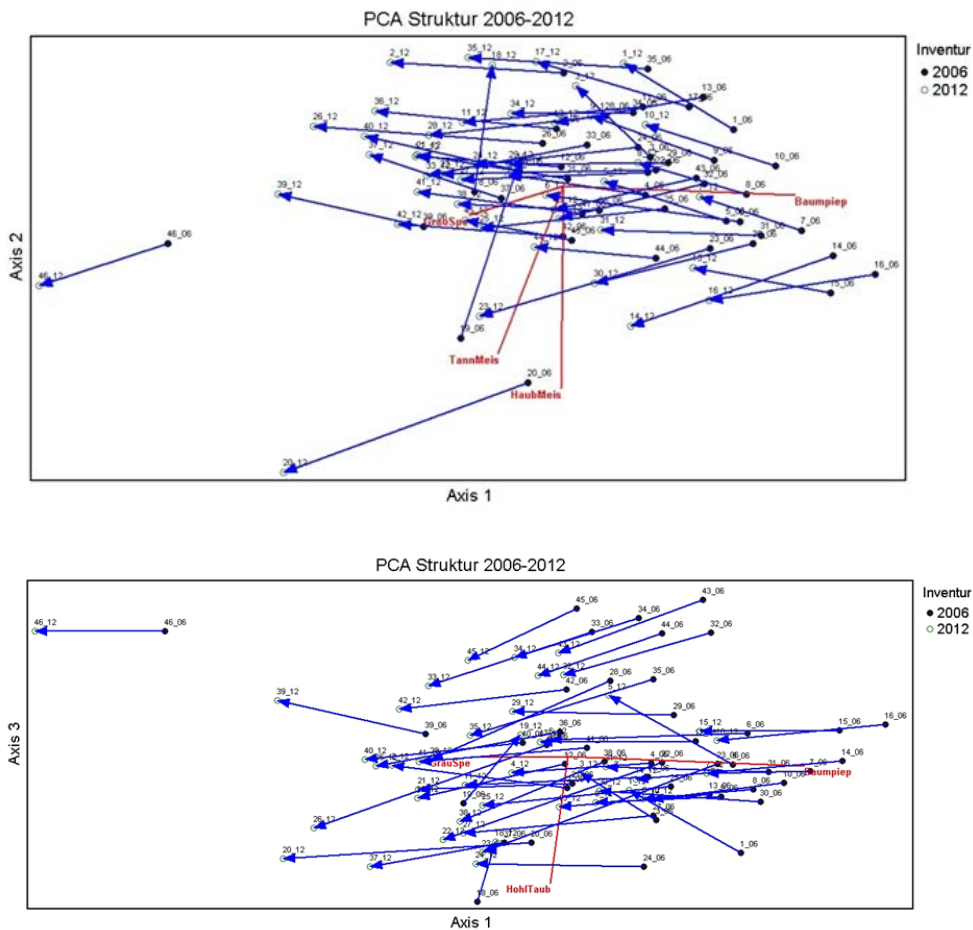


Abbildung 18: Ordinationsdiagramm der Waldstruktur mit Entwicklung von 2006 bis 2012

Zusammenfassung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

An Hand der langjährigen Inventurdaten von BWI und DDA-Vogelmonitoring wurden Waldstruktur und Vogelgemeinschaften erstmals in einer bundesweiten Analyse zusammengeführt. Erwartungsgemäß gibt es statistische Beziehungen zwischen den beiden Inventuren, die jedoch zu lose sind, um sie im Sinne einer direkten Ursache-Wirkungskette zu interpretieren. Die Entwicklung der naturschutzfachlich bedeutsamen Waldstrukturen lässt bislang im betrachteten Maßstab keine Auswirkungen einer Nutzungsintensivierung im Allgemeinen oder einer verstärkten Energieholznutzung im Besonderen erkennen. Die Eingriffe in den Vorrat lebenden und toten Holzes werden bislang in der Mehrzahl der Regionen durch den Zuwachs überkompensiert und haben weder zu einem überregionalen Rückgang dicker, alter Bäume noch zu einer Verarmung an Baumarten geführt. Die parallel dazu beobachtete Dichtezunahme einiger Waldvogelarten kann, muss jedoch nicht durch die günstige Entwicklung der Strukturen bedingt sein. Sie fand unabhängig vom regionalen Ausmaß der Strukturanreicherung in großen Teilen der Bundesrepublik statt.

Aussagen mit größerer räumlicher und analytischer Trennschärfe könnten vermutlich an Hand einer flächengleichen Erhebung von Struktur- und Vogeldaten erzielt werden.

3.6 Zusammenfassende Folgerungen für Schutz und Pflege

Bei allen Schwierigkeiten, Energieholznutzung von anderen Effekten des Waldmanagements auf die Biodiversität zu trennen, lassen sich folgende Empfehlungen für angepasste Schutz- und Pflegekonzepte sowie für die zugehörigen Erfolgskontrollen ableiten. Ökosysteme und Artengruppen reagieren so unterschiedlich auf Störungen und Stoffentzüge durch Energieholznutzung, dass es

keine Einheitsstrategie geben kann. Stattdessen wird empfohlen nach den in Tabelle 16 unterschiedenen Waldtypen zu differenzieren.

Tabelle 16: Waldtypenfächer mit Bewertung der Energieholznutzung hinsichtlich T: Alt- und Totholz, Biotopbäume, N: Nährstoffnachhaltigkeit, P: Pflege lichter Waldstrukturen, W: Waldschutz, A: Anreiz für Waldbesitzer.

Waldtyp	Ökologische Bedingungen	Sukzessionsstadium	Energieholznutzung					
			T	N	P	W	A	
Buchenwald	kühl-feucht-dunkel	spät	x					x
Eichenmischwald	warm-trocken-nährstoffarm-halbschattig	mittel	x		x			x
Kiefernwald	warm-trocken-nährstoffarm-licht	früh	x	x	(x)			
Fichtenwald	kalt-feucht-nährstoffarm-halbschattig	mittel	x	x	(x)	x		
Auen- und Edellaubwald	warm-feucht-nährstoffreich-halbschattig	mittel	x		x			x
Pionierwald	Licht	früh	x					x

Klimaxwälder werden in Mitteleuropa vorwiegend von der **Rot-Buche**, in Gebirgslagen auch in Mischung mit der ähnlich schattentoleranten **Weiß-Tanne**, gebildet. Buchenwälder auf produktiven Standorten mit ausgeglichenem Wasser- und Nährstoffangebot stellen folglich für den weitaus größten Teil der Waldfläche die naturschutzfachliche Referenz dar. Diese Wälder sind von Natur aus schattig und arm an anderen Baumarten, Begleitpflanzen und licht- und wärmeliebenden Tierarten. Ihre Leit- und Zielarten sind Totholzbewohner (Käfer, Pilze), Epiphyten (Flechten, Moose) und Höhlenbewohner (Schwarzspecht, Hohltaube). Diese Arten benötigen ausreichend große Flächen mit naturnaher Bestockung, auf denen die Ausbildung aller Waldentwicklungsphasen mit ihren typischen Habitatrequisiten zugelassen wird. Die Energieholznutzung gefährdet diese Ziele unmittelbar durch die verstärkte Verwertung von minderwertigen Holzsortimenten und mittelbar durch eine denkbare Absenkung der Umtriebszeiten. Langfristig könnte allenfalls eine gesteigerte Wertschätzung des energetisch hochwertigen Buchenholzes die Akzeptanz für den ökologischen Waldumbau erhöhen und die Neigung Nadelbäume anzupflanzen verringern. Strategien zur Erhaltung und Wiederherstellung sind integrierte Totholz-, Alt- und Biotopbaumkonzepte (im Privat- und Körperschaftswald über Vertragsnaturschutz), Flächen mit natürlicher Waldentwicklung bzw. Nutzungsextensivierung (Altholzinseln, Naturwaldreservate, Kernzonen) und Waldumbau.

Aus den langlebigen Lichtbaumarten **Trauben- und Stieleiche** aufgebaute Wälder kommen von Natur aus auf kleinflächigen trockenen Sonderstandorten vor, wurden jedoch darüber hinaus in der historischen Kulturlandschaft durch wenig bodenschonende Vielfachnutzungen und gezielten Anbau gefördert. Sie bieten vielen spezialisierten Pflanzen- (darunter die Mehrzahl der seltenen Baum- und Straucharten) und licht- und wärmeliebenden Tierarten Lebensraum. Ihre Ziel- und Leitarten sind wärmeliebende Gehölze (allen voran die Eichen selbst) und Bodenpflanzen, Schmetterlinge, thermophile Totholzbewohner und spezialisierte Höhlenbrüter (Mittelspecht). Diese Arten benötigen, wie die Verjüngung der Hauptbaumarten, offene Bestandesstrukturen. Dieser Waldtyp ist durch Umwandlung in produktivere Nadelholzkulturen oder Buchen- und Edellaubholzhochwald, aber auch durch natürliche Sukzession nach Nutzungsaufgabe gefährdet. Eine langfristige Gefährdung für die Baumartenvielfalt stellen überhöhte Schalenwildbestände dar. Energieholznutzung trägt als Stockausschlagnutzung (Nieder- und Mittelwald), aber auch als häufige und starke Durchforstung zur Lebensraumerhaltung bei. Geeignete Strategien für die Erhaltung sind traditionelle Nutzungsformen (Stockausschlagwald, Furniereichenwirtschaft) und Waldrandpflege.

Die Lichtbaumart **Wald-Kiefer** besiedelt in Mitteleuropa von Natur aus frühe Stadien von Primärsukzessionen auf nährstoffarmen und trockenen Böden. Außerdem tritt sie auf nährstoffarmen Böden gemeinsam mit den Pionierbaumarten auf größeren Störflächen auf. Anders als Letztere bildet sie jedoch auf Grund ihres hohen Lebensalters Reinbestände und wurde so häufig angebaut, dass sie in Deutschland die zweithäufigste Baumart ist (BMEL 2014). Nährstoffarme, trocken-warme Kiefernwälder bieten Lebensraum für hoch spezialisierte Arten (Vögel, Gefäßpflanzen, Moose, Flechten), die auf den Roten Listen Spitzenplätze einnehmen. Diese Arten sind auf

offene Baumbestände und extrem magere Böden angewiesen. Unterbau mit Laubbäumen (Waldumbau), Nährstoffeintrag und Sukzession haben sie auf winzige Restflächen zurückgedrängt (FISCHER et al. 2015). Die Bewertung der Energieholznutzung in der Kiefer erfordert ein hohes Maß an Differenzierung. Auf Reliktstandorten mit Biotopcharakter ist neben Eingriffen in den Oberboden (Streu- und Plaggennutzung) die Vollbaumnutzung (Kronen als Energieholz) naturschutzfachlich vorteilhaft. Darüber hinaus sollte im Umfeld solcher Standorte die Habitatqualität für Ziegenmelker und Heidelerche durch Kahlschläge gesichert werden. Ähnlich wie im Eichenmischwald handelt es sich hier also um die Fortführung bzw. Nachahmung der historischen Waldnutzung, die auch eine energetische Verwertung des Kronenmaterials einschließt. Kiefernwälder ohne besondere Biotopfunktion können unter Beachtung der Nährstoffnachhaltigkeit, d.h. Belassen der Kronen, bewirtschaftet und in standortgerechte Mischwälder umgebaut werden.

In Auen und an Steilhängen verhindern natürliche Störungen die Entwicklung von Klimaxwäldern. Das reiche Wasser- und Nährstoffangebot wird von **Edellaubbäumen** (Esche, Ahorne, Ulmen, Linden, Erlen, Stieleiche) genutzt, welche baumartenreiche, produktive und halbschattige Wälder mit reichhaltigem Unterwuchs und artenreichem Epiphytenbehang bilden. Wertbestimmende Merkmale sind Baum- und Gehölzartenreichtum mit reicher vertikaler Schichtung, Alt-, Stark- und Totholz und das Zulassen natürlicher Überflutungs- und Hangdynamik (z.B. durch Biberaktivität). Temporäre Lichtungen und Waldränder bieten spezialisierten Schmetterlingen, Wasseraustritte Amphibien Lebensraum. Gefährdungen ergeben sich durch Flussverbauung und Hangbefestigung sowie Umwandlung in Nadelholz-, Pappel- oder Ahornkulturen, langfristig auch durch überhöhten Wildverbiss. Energieholznutzung (Lichtwuchsdurchforstung, Stockhieb im Mittelwald, lokal auch Niederwald) erhöht in diesem produktiven Waldtyp vertikale und laterale Heterogenität und Artenreichtum, solange Alt- und Biotopbäume respektiert und Feuchtböden und Quellen schonend behandelt werden. Strategien zur Erhaltung sind Renaturierung und Revitalisierung von Auen, eine konsequente Anwendung des Biotopschutzes (§ 30), Totholzkonzepte, historische Nutzungsformen und Nutzungsverzicht.

Pionier- bzw. Vorwälder mit kurzlebigen **Weiden, Pappeln und Birke** entwickeln sich nach Windwurf, Borkenkäferbefall oder Kahlschlägen im Zuge von Sekundärsukzessionen oder als frühe Stadien von Primärsukzessionen auf Rohböden in Flussauen, an Rutschhängen oder auf Abbauf Flächen und Halden. Neben den Eichen beherbergen diese Baumarten die artenreichsten Zönosen monophager Insekten und eine kraut- und blütenreiche Begleitflora, die von Schmetterlingen und Bockkäfern genutzt wird. Gefährdet sind sie durch das Bestreben der Forstwirtschaft, Störungsflächen möglichst rasch und dicht mit Forstbäumen zu bestocken, wobei Vorwaldarten im Rahmen der Kultur- und Jungbestandespflege eliminiert werden. Wo Vorwälder als Energieholz genutzt werden - Birke bildet dabei ein durchaus gefragtes Scheitholzsortiment –, geht das direkt auf Kosten der spezialisierten Phytophagen und Totholzbewohner (z.B. auch Kleinspecht). Andererseits erhöhen die Absatzmöglichkeiten für diese Holzsortimente indirekt die Bereitschaft von Waldbesitzern, auf die frühe Mischungsregulierung zu verzichten. Pionierwälder profitieren vom „Benign Neglect“, d.h. von der Bereitschaft Störungsflächen sich selbst zu überlassen (MÜLLER et al. 2010). Bei der Ernte des Vorwaldes zur Energieholzgewinnung sollten nach dem Vorbild finnischer Naturschutzkonzepte einzelne kräftige Bäume als Biotopbaumanwärter belassen werden. Entlang von Flüssen und Bächen sollten heimische Weiden und Pappeln belassen werden. Auf Abbauf Flächen, Halden und Straßenböschungen sollte natürlicher Anflug von Pionierbaumarten zugelassen und übernommen werden.

Die **Fichte** verdankt ihre Häufigkeit in Deutschland dem Anbau weit über ihre natürlichen Verbreitungsgrenzen hinaus. Auf sehr kleinen Flächen in den Hochlagen der Mittelgebirge, unterhalb der alpinen Waldgrenze und auf Hochmooren bildet sie jedoch naturschutzfachlich bedeutende Waldbestände mit hochgradig spezialisierten Pflanzen und Tieren wie Dreizehenspecht, Weißrückenspecht, Auerhuhn und zahlreichen totholzbewohnenden Pilzen und Käfern (ALBRECHT et al. 1988). In natürlichen Fichtenwäldern sollte auf Energieholznutzung zu Gunsten von Totholz, das u.a. große Bedeutung für die Naturverjüngung hat, und Nährstoffnachhaltigkeit verzichtet werden. Sie

kann allenfalls bei der Pflege von Auerhuhnbiotopen (lichte Waldbestände mit beerstrauchreichem Unterwuchs) sinnvoll sein. Dagegen bilden die wuchskräftigen Bergmischwälder und Fichtenforste tieferer Lagen einen Schwerpunkt der Kronennutzung, mit der man das Risiko der Borkenkäfervermehrung reduziert und durch energetische Verwertung Deckungsbeiträge erzielt. Diese Praxis stellt zwar keine Gefährdung der Biodiversität dar, sollte aber im Sinne eines nachhaltigen Nährstoffmanagements auf gut nährstoffversorgte Standorten beschränkt werden (KÖLLING et al. 2007, MELLERT & EWALD 2011).

4 Waldenergieholzpotenziale

Die Intensivierung der Energieholznutzung kann Waldökosysteme und ihre Biodiversität beeinflussen. Obwohl sich bisher keine negativen Auswirkungen nachweisen lassen (vgl. Kapitel 4) würde sich eine verstärkte Entnahme von bisher wirtschaftlich unattraktiven – aber aus ökologischer Sicht bedeutenden – Bäumen oder die Nutzung von Totholz längerfristig zwangsläufig negativ auf die davon abhängigen Lebensgemeinschaften auswirken. Andererseits verringern Nutzungseinschränkungen u. a. auch durch den Naturschutz den möglichen Beitrag von Holz als erneuerbarer Energieträger.

Laut BWI3 (BMELV 2014) sind rund 200.000 ha Wald nicht begehbar, auf 450.000 ha ist die Holznutzung nicht zu erwarten oder nicht erlaubt, auf weiteren 490 000 ha ist die Holznutzung eingeschränkt, sodass insgesamt auf rund 10% der Waldfläche Nutzungseinschränkungen vorliegen. Auch auf der Restfläche werden laut BWI3 rund 10% des Zuwachses nicht genutzt (sogenannter „Abgang unverwertet“) und verbleiben als Totholz auf der Fläche.

Plastisch ausgedrückt bedeutet dies, dass ein Baum entweder als Biotopbaum/Totholz zur Förderung der Biodiversität im Wald verbleiben oder als Energieträger zur Förderung der Energiewende genutzt werden kann, nicht aber beides möglich ist. In leichter Abwandlung eines englischen Sprichwortes: „You can´t have your tree and burn it“.

Vor diesem Hintergrund ist es wichtig, nachhaltige Nutzungspotenziale für Energieholz, die sowohl die Belange der Energieholznutzung als auch der Waldbiodiversität berücksichtigen, zu kennen. Im folgenden Abschnitt werden derartige Potenziale auf Bundesebene und für die Modellregionen auf Basis der aktuell praktizierten Waldbewirtschaftung hergeleitet. Die Herleitung der Energieholzpotenziale erfolgte für das gesamte Bundesgebiet auf Basis der BWI3 sowie weiterer Datenquellen wie z.B. der Holzeinschlagsanalyse. Eigene Datenerhebungen wurden auf Bundesebene nicht durchgeführt. Für die Modellgebiete wurden die Energieholzpotenziale nur für den Privat- und Kommunalwald hergeleitet, da im Staatswald die bestehenden Nutzungsmöglichkeiten weitgehend ausgeschöpft sind und für die großen Staatsforstbetriebe Konzepte für Naturschutz und Energieholznutzung vorliegen. Zudem sind die Holzvorräte im (Klein-)Privatwald am höchsten, gleichzeitig bestehen hier aber aufgrund schlechterer Datenlage größere Unsicherheiten bezüglich der tatsächlichen Nutzungsmöglichkeit. Ein entscheidender Faktor ist hierbei das Verhalten der Waldbesitzer. Zur Gewinnung der benötigten Eingangsdaten für die Potenzialstudien in den Modellgebieten wurden deshalb umfangreiche Befragungen durchgeführt.

4.1 Durchführung der Befragungen in den Modellgebieten

Insgesamt wurden in den drei Modellregionen 520 private und kommunale Waldbesitzer von Juni 2010 bis Mai 2015 befragt. Es wurden jeweils 3-Jahreswerte in diesem Zeitraum erfasst. Im Bayerischen Oberland bezogen sich die Befragungszeiträume auf die Jahre 2008-2010 bzw. auf 2011-2013. In Höxter und Märkisch-Oderland bezogen sich die Befragungen auf die Jahre 2011-2013. Die Befragung wurde als stratifizierte Zufallsstichprobe durchgeführt, d.h. innerhalb der Besitzgrößenklassen wurden die zu befragenden Waldbesitzer zufällig ausgewählt. Erfasst wurden nur die in einer Forstbetriebgemeinschaft organisierten Waldbesitzer, da nur für diese Kontaktdaten vorlagen. Mit dem Ziel einen repräsentativen Anteil der Waldbesitzer und der von einer Waldbesitzervereinigung oder Forstbetriebgemeinschaft betreuten Fläche zu erfassen, wurden Mitglieder verstreut über die jeweilige Modellregion ausgewählt. Die Waldbesitzer wurden entsprechend einer von der bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft verwendeten Gliederung in sieben Größenklassen (<1 ha, 1-5ha, 5-10 ha, 10-20 ha, 20-50 ha, 50-100 ha, > 100 ha) unterteilt (Beck&Perschl 2006). Die Anzahl der zu befragenden Waldbesitzer je Größenklasse wurde im Anhalt an den Flächenanteil der Größenklassen an der Gesamtfläche der WBV abgeleitet. Die Befragung erfolgte in einem persönlichen oder telefonischen Gespräch. Für Waldbesitzer, die nicht an der Befragung teilnehmen wollten, wurde jeweils der nächste Kandidat der jeweiligen Waldbesitzerliste, welche von den Vereinigungen selbst oder den örtlichen Forstbehörden zur Verfügung

gestellt wurde, befragt. Die durchschnittlichen Befragungsergebnisse je Größenklasse wurden auf die organisierte Privatwald-Gesamtfläche, entsprechend dem Anteil der jeweiligen Größenklassen, hochgerechnet.

Der Fragebogen beinhaltete Fragen zu Besitzverhältnissen und zum Nutzungsverhalten:

- Besitzgröße
- Baumartenanteile
- Alter und Geschlecht der Waldbesitzer
- Erwerbstätigkeit (Landwirt im Vollerwerb, Nicht-Landwirt, Landwirt in Teilzeit)
- Liefervertrag mit der WBV; Vermarktungsgewohnheiten
- Einschlagsintensität
- Technisierungsgrad der Holzernte
- Umgang mit Nährstoffnachhaltigkeit
- Sortimentsaushaltung und Eigenverbrauch

Aus den Ergebnissen der Fragebögen wurden dann die Eingangsgrößen für die Potenzialrechnungen (z.B. Einschlagshöhe, Sortenstruktur oder Anteil der erschlossenen Gebiete) hergeleitet.

4.1.1 Modellregion Bayerisches Oberland

Insgesamt wurden 224 private und kommunale Waldbesitzer aus vier Waldbesitzervereinigungen in den Landkreisen Bad Tölz-Wolfratshausen, Miesbach und Weilheim-Schongau befragt (Tabelle 17). Die Befragung bezog sich auf die Jahre 2010-2013. Mit der Befragung wurde eine Fläche von 8.790 ha Wald erfasst. Dies entspricht 11,2% der gesamten Privat- und Kommunalwaldfläche bzw. rund 30% der organisierten Privatwaldfläche in der Modellregion (ca. 24.000 ha). Die 224 befragten Waldbesitzer entsprechen 7% aller organisierten Waldbesitzer (ca. 3.400 Mitglieder) in der Modellregion.

Tabelle 17: Umfang der Befragung nach Größenklassen in der Modellregion Oberland

Größenklasse	Anteil der Größenklassen an der Gesamtfläche (%)	Anzahl der befragten Waldbesitzer
<4,9 ha	10	41
5-9,9 ha	17	45
10-19,9 ha	24	56
20-49,9 ha	23	50
50-99,9 ha	10	19
>100 ha	17	13
Gesamt	100	224

4.1.2 Modellregion Kulturland Kreis Höxter

Die Datenerhebungen im Landkreis Höxter fanden bei den vier Forstbetriebsgemeinschaften Diemel-Nethe, Egge-Nethe, Nethe-Weser und Nieheim-Steinheim-Marienmünster im Laufe des Jahres 2014 statt. Die Datenabfrage wurde in Zusammenarbeit mit der örtlichen Forstverwaltung (Regionalforstamt Hochstift) und den entsprechenden Forstbetriebsgemeinschaften durchgeführt, welche über die benötigten Daten zum Nutzungsverhalten der Waldbesitzer verfügten. In Nordrhein-Westfalen haben 85% aller Zusammenschlüsse eine sog. Holzverkaufshilfe vertraglich vereinbart (BAUR 2014). Dadurch geben die Waldbesitzer die forstliche Bewirtschaftung in die Hände des örtlichen Forstamts und weisen somit eher geringen Bezug zu ihrem Wald auf. Andererseits werden die Bewirtschaftungsdaten von den zuständigen Revierleitern verwaltet, sodass die Daten direkt von der Forstbehörde bezogen werden konnten.

Es wurden Daten von 201 Waldbesitzern erhoben, dies entspricht 100% der in diesen Forstbetriebsgemeinschaften organisierten Waldbesitzer bzw. 31% aller 650 Privat- und Kommunalwald-

besitzer in der Modellregion. Mit der Befragung wurden 6.400 ha Wald erfasst, entsprechend 21% der gesamten bzw. 23% der organisierten Privat- und Kommunalwaldfläche in der Modellregion. Insgesamt sind laut BAUR (2014) und LACKHOFF (2014) nur knapp 2.900 ha Privatwald in der Modellregion nicht organisiert.

Tabelle 18: Umfang der Befragung nach Größenklassen in der Modellregion Kulturkreis Hörter

Größenklasse	Anteil der Größenklassen an der Gesamtfläche (%)	Anzahl der befragten Waldbesitzer
<1 ha	5	128
1-4,9 ha		
5-9,9 ha	5	29
10-19,9 ha	6	18
20-49,9 ha	5	6
50-99,9 ha	15	8
>100 ha	64	12
Gesamt	100	201

Tabelle 19: Umfang der Befragung nach Größenklassen in der Modellregion Märkisch-Oderland

Größenklasse	Anteil der Größenklassen an der Gesamtfläche (%)*	Anzahl der befragten Waldbesitzer
<1 ha	7	7
1-9,9 ha	27	38
5-9,9 ha		14
10-19,9 ha	4	12
20-49,9 ha		9
50-99,9 ha	6	6
>100 ha	55	9
Gesamt	100	95

* Quelle: Schultze & Siegemund 2012

4.1.3 Modellregion Märkisch-Oderland

Die Befragungen in Märkisch-Oderland wurden von Sommer 2014 bis Frühjahr 2015 durchgeführt. Die Datenabfrage erfolgte in Zusammenarbeit mit der HNE Eberswalde, sowie der örtlichen Forstverwaltung, welche die Kontakte zu den Forstbetriebsgemeinschaften bzw. zu den Waldbesitzern herstellte. Es wurden insgesamt 95 Waldbesitzer befragt (siehe Tabelle 19). Davon waren 46 nicht organisierte Waldbesitzer, für welche die Forstbehörde Daten zur Verfügung stellte bzw. welche im Rahmen einer Fortbildungsveranstaltung der regionalen Waldbauernschule kontaktiert und befragt wurden. 49 Waldbesitzer waren in FBGs organisiert. Damit wurden 2% von insgesamt 5.900 Waldbesitzern bzw. 3% aller organisierten Waldbesitzer befragt (MOL 2012). Mit der Befragung wurden 4.220 ha Wald erfasst, entsprechend 14% der gesamten (29.000 ha) Privat- und Kommunalwaldfläche Privatwaldfläche in der Modellregion bzw. 23% des in Forstbetriebsgemeinschaften organisierten Waldes. In der Modellregion gibt es 24 Forstbetriebsgemeinschaften mit einer Fläche von 6.952 ha im Landkreis (MOL 2012). Die Ansprechpartner der einzelnen Forstbetriebsgemeinschaften waren teils ehrenamtlich oder nebenberuflich tätig, und teils schwer erreichbar. Die Befragungssituation wurde vor allem durch Datenschutzbedenken und die leider unumgängliche indirekte Befragungssituation deutlich erschwert. Die Kontaktmöglichkeit zu den Mitgliedern war ausschließlich über die Forstbetriebsgemeinschafts-Vorstände möglich. Die direkte Beantwortung der Fragebögen durch die Waldbesitzer war leider nicht möglich, insbesondere aufgrund datenschutzrechtlicher Bedenken, Zeitmangel, fehlender Kontaktdaten zu den Mitgliedern, oder Desinteresse an der Studie. Deshalb wurden überwiegend (80%) indirekte Befragungen bei den Forstbetriebs-

gemeinschafts-Vorständen oder den örtlichen Revierförstern des Landesbetriebs Forst Brandenburg durchgeführt. Die Befragungen wurden zum Großteil per Telefon vorbereitet, später zumeist im persönlichen Gespräch durchgeführt.

4.2 Datengrundlagen auf Bundesebene

Die Abschätzungen auf Bundesebene basieren im Wesentlichen auf den Daten der aktuellen Bundeswaldinventur sowie der offiziellen Holzeinschlagsstatistik (DeStatis-Daten, STAT. BUNDESAMT 2015). Laut BWI3 ist die Waldfläche in Deutschland seit 2002 leicht gestiegen und beträgt aktuell rund 11,4 Mio. ha (32% der Gesamtfläche Deutschlands). Hiervon sind 98,2% begehbar. Etwa ein Viertel der Waldfläche liegt in Nationalparks, Naturschutzgebieten, Biosphärenreservaten und Natura 2000-Flächen (Kroiher und Bolte 2015). Rund 48% der Waldfläche ist in privatem, 19% in kommunalem und 33% in staatlichem Besitz. Der Holzvorrat beträgt rund 336 m³/ha bzw. der bundesweite Holzvorrat 3,7 Mrd. m³. Jährlich wachsen rund 121,6 Mio. m³ Holz zu, von denen im letzten Inventurzeitraum 106 Mio. m³/a genutzt wurden (Holzernte und Abgang unverwertet). Insbesondere im Privatwald wurde mehr Holz genutzt als im vorangegangenen Inventurzeitraum, so dass das Einschlagsniveau nunmehr im Mittel ähnlich hoch ist wie im Staatswald. Die häufigsten Baumarten sind Fichte (25%), Kiefer (22%), Buche (15%) und Eiche (10%), wobei der Laubholzanteil gestiegen ist. Der mittlere Totholzvorrat beträgt 20,6 m³/ha – das sind 18% mehr als vor zehn Jahren.

4.3 Potenzialabschätzung

Die Abschätzung der Waldenergieholzpotenziale erfolgte unabhängig von den unterschiedlichen Datenquellen für die Modellgebiete und auf Bundesebene in gleicher Weise und orientiert sich an der in WILNHAMMER et al. (2012) beschriebenen Methodik. Dabei handelt es sich um ein dreistufiges Verfahren: Ausgehend vom Gesamtzuwachs an oberirdischer Biomasse („theoretisches Potenzial“) werden alle Nutzungseinschränkungen technischer oder ökologischer Natur berücksichtigt. Daraus resultiert der tatsächlich nutzbare Zuwachs („technisch-ökologisches Potenzial“). Welcher Anteil davon als Energieholz genutzt wird, hängt vom Verhalten der Waldbesitzer ab, das wiederum von ökonomischen Faktoren mitbestimmt wird. Daraus resultiert dann das tatsächlich verfügbare Energieholzpotenzial („sozio-ökonomische Potenzial“). In anderen Studien wurde ein ähnliches Vorgehen angewandt (Überblick siehe FERRANTI 2014), wobei die Benennung der jeweiligen Potenziale nicht einheitlich ist. Im Folgenden werden die einzelnen Schritte detaillierter beschrieben.

4.3.1 Berechnung des theoretischen Nutzungspotenzials

Die Abschätzung des Zuwachses an oberirdischer Biomasse in den Modellgebieten erfolgte über die im Rahmen der Befragung hergeleiteten Anteile an Nadel- und Laubholz sowie den Zuwachswerten für Derbholz der BWI für den Gesamtwald (über alle Eigentumsarten gemittelter Wert) der Modellregionen. Für Deutschland gesamt wurden die Derbholzzuwächse der BWI3 verwendet. Um die Nicht-Derbholzmasse zu erfassen, wurde mittels eines Biomasseexpansionsfaktors von 1,15 entsprechend WILNHAMMER et al. (2012) auf die oberirdische Gesamtholzbiomasse hochgerechnet.

4.3.2 Berechnung des technisch-ökologischen Potenzials

Folgende Nutzungseinschränkungen aufgrund technischer oder ökologischer Faktoren wurden berücksichtigt:

Nicht erschlossene Gebiete (Gebiete ohne Nutzungen aufgrund fehlender Bringungsmöglichkeiten):

In den Modellgebieten wurde der Anteil der Fläche, die nicht erschlossen ist, mittels Waldbesitzer-Interviews abgefragt ("Welcher Anteil Ihres Privatwaldes ist schlepperbefahrbar?"). Es wurde angenommen, dass Flächen, die ganzjährig nicht Schlepperbefahrbar sind für die Holznutzung nicht

zur Verfügung stehen. Seilkranbringung ist in den Privatwäldern der Modellgebiete kaum verbreitet, weshalb diese Flächen nicht berücksichtigt wurden.

Auf Bundesebene wurden angenommen, dass die nicht begehbare Waldfläche laut BWI3 für eine Nutzung nicht zur Verfügung steht.

Schutzgebiete, Waldbiotope und sonstige (teilweise) Nutzungseinschränkungen:

Nach Kroiher und Bolte (2015) ist die Holznutzung auf 4,1% der begehbaren Holzbodenfläche Deutschlands nicht zu erwarten, auf weiteren 4,4% der Holzbodenfläche ist die Holznutzung teilweise eingeschränkt. Auf einem Drittel dieser Fläche sind gesetzliche Naturschutzregelungen ursächlich für die Nutzungseinschränkungen. Weitere wichtige Ursachen für Nutzungseinschränkungen sind Geländeeigenschaften (Nassstandorte), Schutzwald sowie „sonstige“ (insbesondere Schutzflächen in Eigenbindung).

In der vorliegenden Untersuchung wurden diese Kategorien vereinfachend zusammengefasst. Es wurde angenommen, dass sie mengenmäßig dadurch abgebildet werden, dass in Naturschutzgebieten nur 50% der regulären Holznutzung, in gesetzlich geschützte Biotope nach §30 BNatSchG sowie in den Kernzonen von Nationalparks keine Holznutzung unterstellt wird. Für FFH-Gebiete wurde keine Einschränkung der Holznutzung angenommen. In den Modellgebieten wurden die Flächen, die einer Schutzkategorie nach Naturschutzrecht unterliegen mittels GIS-Analysen und Literaturrecherche identifiziert. Für Deutschland wurden die in der BWI3 ausgewiesenen Flächenanteile verwendet.

Totholz:

Für die Abschätzung der Biomassepotenziale unter den derzeit aktuellen Nutzungseinschränkungen wurde angenommen, dass die aktuell vorhandene Totholzmenge konstant gehalten wird.

Für die Modellgebiete wurden die Totholz mengen > 10 cm Durchmesser aus der BWI3 für die Privatwälder der entsprechenden Bundesländer unterstellt. Für Deutschland wurden die in der BWI3 erhobenen Totholz mengen > 10 cm Durchmesser verwendet. Eine Korrektur auf Derbholz wurde wegen der geringeren ökologischen Bedeutung schwächeren Totholzes nicht durchgeführt.

Der benötigte Frischholz-Input für die Totholzneubildung (Nachlieferungsraten) an Totholz wurde anhand der Totholzersetzungsrate je Hektar und Jahr abgeschätzt. In den Modellgebieten wurden nach ROCK et al. (2008) die baumartenweise Werte von 0.067 für Buche, 0.0575 für Kiefer und 0.0525 für Fichte verwendet, für Deutschland gesamt ein Durchschnittswert von 0,054 (KROIHER & OEHMICHEN 2008) verwendet.

Nährstoffnachhaltigkeit:

Mit Entnahme von Ästen und Kronen werden überproportional viele Nährstoffe entzogen, da Feinreisig und Nadeln deutlich höhere Nährstoffgehalte aufweisen als das reine Stammholz (KÖLLING et al. 2007). Insbesondere auf nährstoffarmen Standorten ist die Entnahme von Kronenmaterial kritisch und wirkt sich negativ auf die Bodenfruchtbarkeit aus. Es wurde deshalb angenommen, dass auf nährstoffarmen Standorten keine Kronennutzung stattfindet. Nachdem keine allgemeingültige Definition existiert, welche Standorte im Sinne einer Biomassenutzung als nährstoffarm gelten wurde im Rahmen dieses Projektes folgendermaßen verfahren:

In den Modellgebieten erfolgte die Abschätzung des Anteils der betroffenen Flächen anhand der Flächenanteile der einzelnen Standortseinheiten laut Standortskarte. Im Modellgebiet Bayerisches Oberland wurden zusätzlich für die wichtigsten Standortseinheiten für die Elemente Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und Kalium (K) Nährstoffbilanzen unter Berücksichtigung des Nährstoffeintrages (Verwitterung, atmosphärischer Eintrag) sowie des Nährstoffaustrages (Sickerwasser, Holzernte) berechnet und mit den austauschbaren Vorräten im Boden verglichen. Beim Element Stickstoff (N) wurde angenommen, dass der atmosphärische Eintrag ausreicht, um die Nährstoffentzüge vollständig zu kompensieren. Beim Element Phosphor (P) ist die Datenlage derzeit nicht ausreichend,

um eine brauchbare Abschätzung durchführen zu können. Das Vorgehen orientiert sich an einem Entwicklungsvorhaben, bei dem für die bayerischen Staatswaldflächen derartige Bilanzen hergeleitet wurden (WEIS et al. 2008). Für Deutschland erfolgte eine grobe Abschätzung anhand der Ergebnisse der Bodenzustandserhebung I (BMELF 1997). Der Flächenanteil der nährstoffarmen Substratgruppen 5 (Verwitterungs- und Decklehme über quarzreichen Ausgangsgesteinen sowie quarzreiche Ausgangsgesteine, z.B. Buntsandstein, paläozoische Sandsteine, Quarzite, sonstige Sandsteine) und 6 (Arme pleistozäne Sande) beträgt 34%. Der Anteil der schlechteren Humusformen Rohhumus oder rohhumusartiger Moder beträgt 28%. Im Sinne einer vorsichtigen Abschätzung wurde daraus abgeleitet, dass auf einem Drittel der Standorte in Deutschland keine Vollbaumnutzung erfolgt.

Ernteverluste:

Gemäß den forstlichen Ertragstafeln beträgt der Ernteverlust (maschinell bedingter Holzverlust, Rinde, nicht verwertetes Derbholz) je nach Holzart 17- 21% (STMELF 1990). Ein Teil dieses theoretischen Ernteverlustes wird jedoch gerade bei der Energieholzaushaltung regelmäßig genutzt, insbesondere betrifft dies die Rinde, die je nach Baumart 40-50% des Ernteverlustes umfasst. Es wurde deshalb vereinfacht angenommen, dass 50% des Ernteverlustes energetisch genutzt wird und der Rest im Wald verbleibt. Daraus errechnet sich ein gewichteter Ernteverlust von 10%.

In Tabelle 20 sind die Grundlagen für die Herleitung des technisch-ökologischen Potenzials unter den derzeit aktuellen Nutzungseinschränkungen zusammenfasst.

Tabelle 20: Grundlagen zur Herleitung der Nutzungseinschränkungen

Nutzungseinschränkung	Unterstellten Berechnungsgrundlagen
Nicht erschlossene Gebiete	Nicht schlepperfahrbar laut Befragung (Modellgebiete) Nicht begehbare Waldflächen laut BWI (Bundesebene)
Schutzgebiete, Waldbiotope und sonstige (teilweise) Nutzungseinschränkungen	Einschränkungen in Schutzgebieten, auf Nasstandorten, Schutzwald und Schutzflächen in Eigenbindung werden mengenmäßig abgebildet durch Annahme: 50% der regulären Nutzung in Naturschutzgebieten, keine Nutzung in Waldbiotope §30 BNatSchG und Kernzone Nationalpark
Nährstoffnachhaltigkeit - Verzicht auf Kronennutzung	standortabhängig (keine Kronennutzung auf nährstoffarmen Standorten)
Totholz / Biotopbäume	Aktuelles Niveau laut BWI
Ernteverlust	Ernteverlust von 10% auf eingeschlagenes Holz

4.3.3 Berechnung des sozio-ökonomischen Potenzials an Energieholz

Darunter versteht man diejenige Holzmenge, die aufgrund des Nutzungs- und Sortierverhaltens der Waldbesitzer als Energieholz zur Verfügung steht. Zur Herleitung des sozio-ökonomischen Potenzials wurde das technisch-ökologische Potenzial anhand des Sortierungsverhaltens der Waldbesitzer auf die einzelnen Holzsortimente verteilt.

Für die Modellgebiete wurden die Energieholzanteile sowie die Anteile des Eigenverbrauchs am Energieholz aus den Befragungsergebnissen abgeleitet.

Für Deutschland wurden die Ergebnisse der Holzeinschlagsanalyse verwendet. Demnach beträgt der Stammholzanteil beim Einschlag aktuell 54,6%, der Industrieholzanteil 23,8% und der Energieholzanteil 21,6% (STAT. BUNDESAMT 2015).

Bei der Herleitung des sozio-ökonomischen Potenzials ist zu berücksichtigen, dass sich das Nutzungsverhalten in Abhängigkeit von Holzpreisen, allgemeinen Nachfrageschwankungen und individuellen Bewirtschaftungszielen der Waldbesitzer verändern kann und sich hierdurch erhebliche Auswirkungen auf die Energieholzmenge ergeben können.

4.4 Energieholzpotenziale in den Modellregionen

4.4.1 Bioenergieregion Bayerisches Oberland

Theoretisches Potenzial:

Nach den Ergebnissen der BWI, einem Nadelholzanteil von 80% entsprechend der Umfrage und dem Biomasseexpansionsfaktor von 1,15 errechnet sich ein Gesamtzuwachs an oberirdischer Biomasse von 14,1 m³/ha*a.

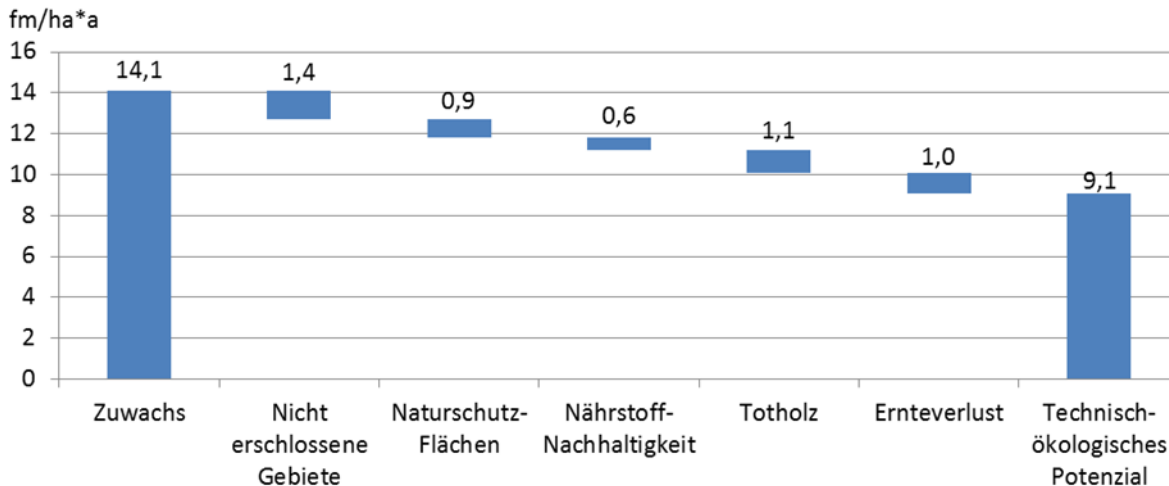


Abbildung 19: Zuwachs, Nutzungseinschränkungen und technisch-ökologisches Potenzial in der Modellregion Bayerisches Oberland

Technisch-ökologisches Potenzial:

- **Nicht erschlossene Gebiete:** Im Befragungsgebiet sind 89% der Fläche erschlossen, 11% der Fläche ist ganzjährig nicht schlepperbefahrbar. Daraus errechnet sich eine Nutzungseinschränkung von 1,4 fm/ha*a. Somit verringert sich das Nutzungspotenzial auf jährlich **12,7 fm/ha*a**.

- **Schutzgebiete, Waldbiotope und sonstige (teilweise) Nutzungseinschränkungen:** Eine GIS-Analyse mittels Daten des Bayerischen Fachinformationssystems Naturschutz (FIS) des Landesamts für Umwelt (LfU) ergab, dass 11.550 ha Wald Naturschutzgebiete und 330 ha Waldbiotope (§30 BNatSchG) sind. Daraus errechnet sich eine Einschränkung der Holznutzung um 0,9 fm/ha*a, das nutzbare Potenzial verringert sich auf **11,8 fm/ha*a**.

- **Bodenfruchtbarkeit und Nährstoffnachhaltigkeit:** Aufgrund der guten Nährstoffausstattung der Böden insbesondere hinsichtlich Ca, Mg und K errechnet sich nur auf einem Viertel der Fläche ein Verzicht auf Kronennutzung. Unter der Annahme, dass die Krone rund 15% der Baummasse ausmacht, ergibt sich als Gesamteinschränkung ein Wert von 4%. Dies entspricht 0,6 fm/ha*a. Das nutzbare Potenzial reduziert sich auf **11,2 fm/ha*a**.

- **Totholz:** Als aktueller Totholzvorrat wurden 16,5 fm/ha entsprechend dem Durchschnittswert für Privatwälder in Bayern angenommen (BWI3). Bei einer Zersetzungsrate von 0,05 für fichtendominierte Wälder würden dann im Untersuchungsgebiet jährlich 1,1 fm/ha Totholz im Wald verbleiben. Demnach reduziert sich die verfügbare Holzmenge nach Abzug des Totholzanteils auf **10,1 fm/ha*a**.

- **Ernteverlust:** Bei einem Ernteverlust von 10% errechnet sich ein Abzug von 1,0 fm/ha.

Insgesamt ergibt sich ein technisch-ökologisches Potenzial von **9,1 fm/ha*a** (Abbildung 19).

Sozio-ökonomisches Potenzial

Holzeinschlag und Sortimentsaushaltung

Im Betrachtungszeitraum 2010-2013 wurden über alle Besitzklassen 8,3 fm/ha*a eingeschlagen. Davon war mehr als die Hälfte Stammholz (4,9 fm/ha*a), der Rest Scheitholz (2,1 fm/ha*a), Hackschnitzel (0,9 fm/ha*a) oder Industrieholz (0,4 fm/ha*a). Somit wird in untersuchten Privat- und Kommunalwäldern rund ein Drittel des Holzeinschlags für energetische Zwecke genutzt (Abbildung 20). Die Einschlagsmenge ist insgesamt als hoch zu bezeichnen. Die Energieholznutzung nimmt mit zunehmender Besitzgröße ab, gleichzeitig steigt der Anteil der Hackschnitzel an der Energieholznutzung (WITTKOPF 2005). Die Gesamtnutzung ist in den einzelnen Besitzklassen ähnlich, lediglich in den Wäldern > 100 ha lag die aus den Befragungen ermittelte Einschlagshöhe niedriger.

Eigenverbrauch beim Energieholz

Ein erheblicher Anteil des Energieholzes wird von den Waldbesitzern nicht vermarktet, sondern geht in den Eigenverbrauch. Nach den Befragungsergebnissen lag der Energieholz-Eigenbedarf im Betrachtungszeitraum bei 2,1 fm/ha*a (1,5 fm/ha*a Scheitholz, 0,6 fm/ha*a Hackschnitzel). Somit werden ein Viertel des insgesamt eingeschlagenen Holzes bzw. zwei Drittel der Energieholzsortimente für den Eigenbedarf genutzt und nicht vermarktet (Abbildung 22).

Von 2010 bis 2013 wurden im Mittel im Privatwald der Untersuchungsregion rund 91% (8,3 fm/ha*a) des technisch-ökologischen Potenzials (9,1 fm/ha*a) genutzt. Damit besteht unter den aktuellen Nutzungsbedingungen ein zusätzliches Nutzungspotenzial von 0,8 fm/ha*a (Abbildung 23).

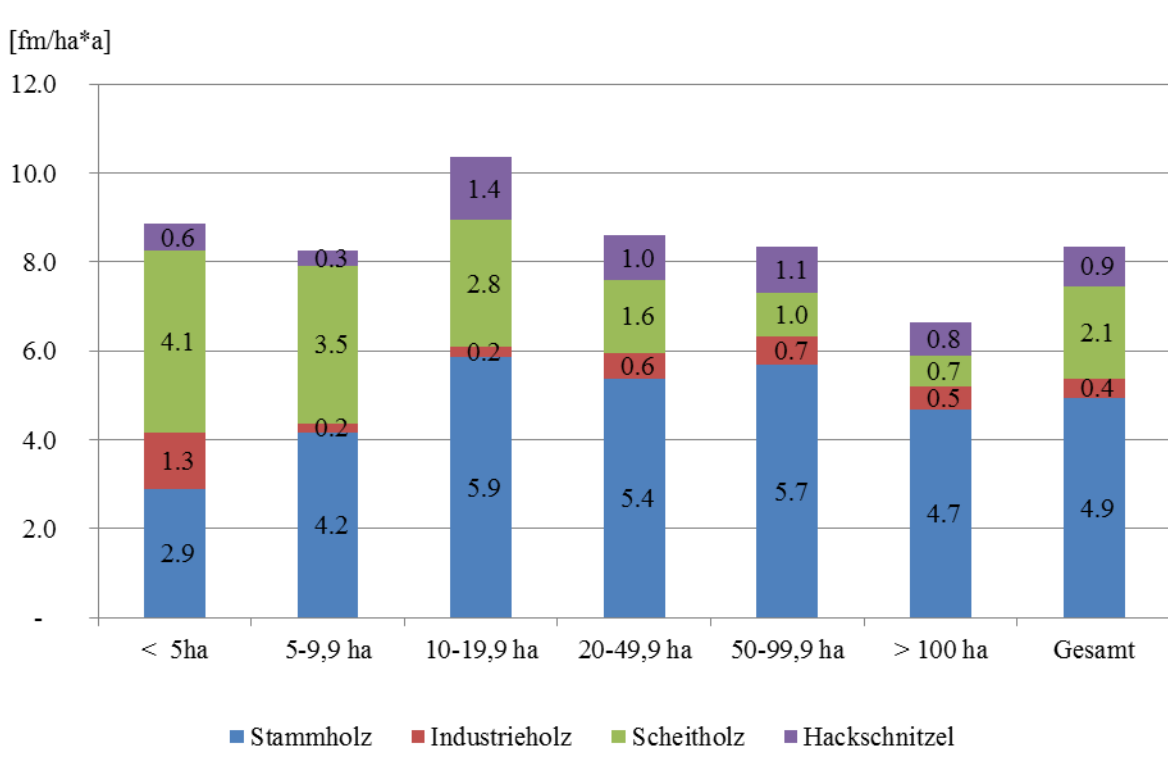


Abbildung 20: Sortimentsaushaltung in der Modellregion Bayerisches Oberland im Zeitraum 2010-2013 nach Besitzgrößenklassen

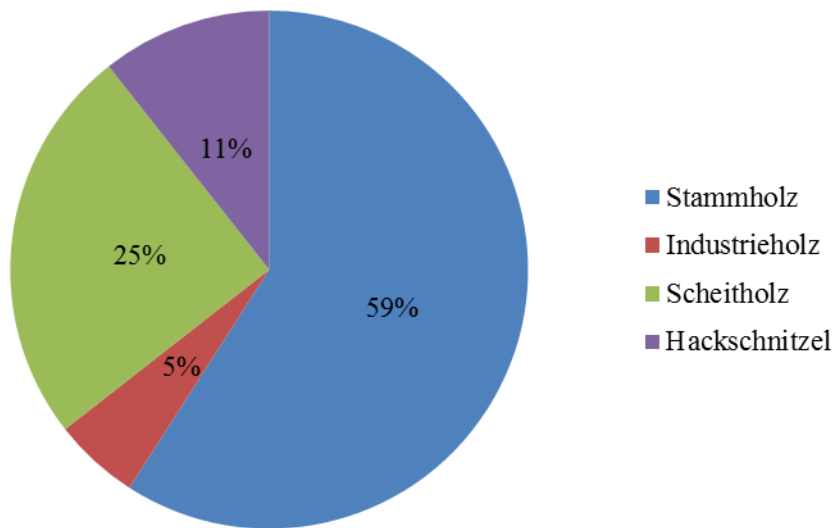


Abbildung 21: Durchschnittliche Sortimentsaushaltung in der Modellregion Bayerisches Oberland im Zeitraum 2010-2013

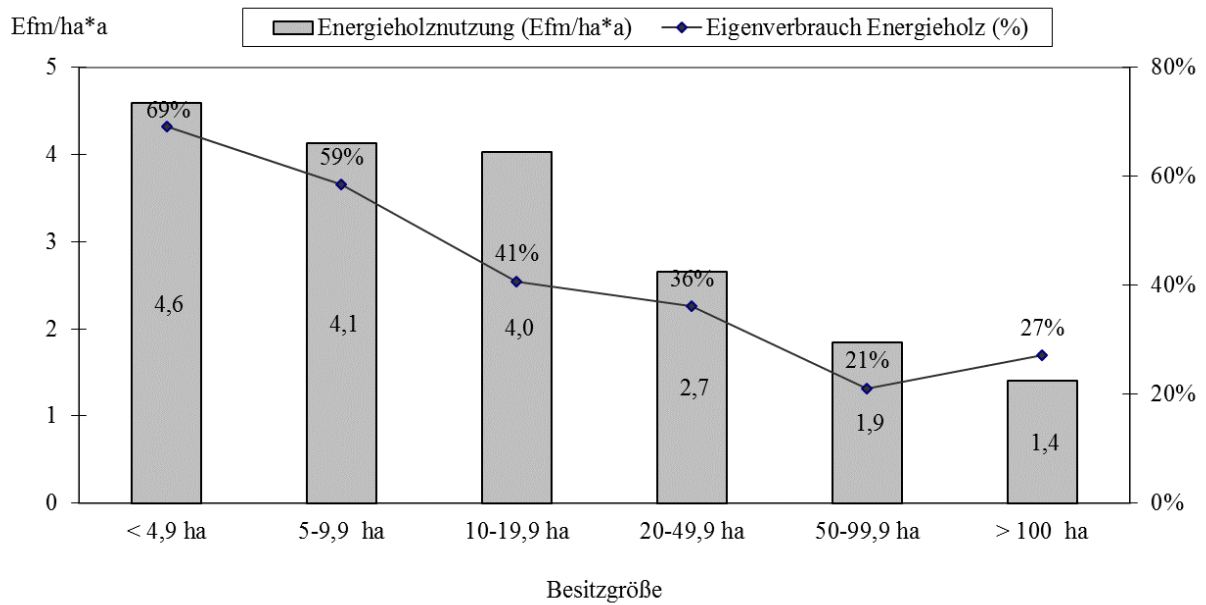


Abbildung 22: Energieholznutzung und -Eigenverbrauch in der Modellregion Bayerisches Oberland

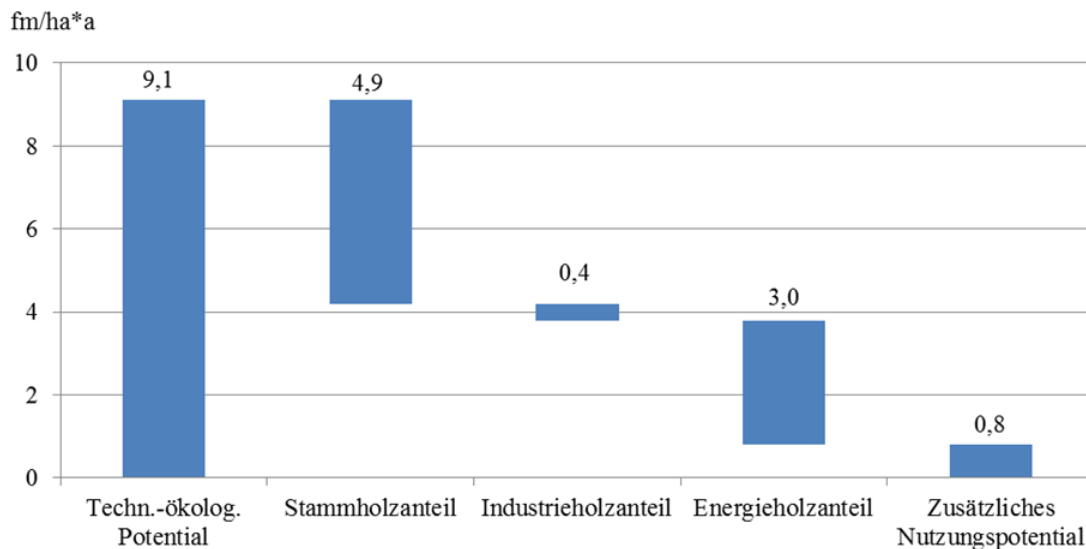


Abbildung 23: Sozio-ökonomisches Potenzial in der Modellregion Bayerisches Oberland

4.4.2 Bioenergie-Region Kulturland Kreis Höxter

Theoretisches Potenzial:

Nach den Ergebnissen der BWI, einem Nadelholzanteil von 35% entsprechend der Umfrage und dem Biomasseexpansionsfaktor von 1,15 errechnet sich ein Gesamtzuwachs an oberirdischer Biomasse von 11,7 m³/ha*a.

Technisch-ökologisches Potenzial

- **Nicht erschlossene Gebiete:** Nach den Befragungen sind 93% der Fläche erschlossen. Rund 7% der Fläche ist ganzjährig nicht schlepperbefahrbar. Gewichtet auf das gesamte Untersuchungsgebiet ergibt sich infolge der Erschließungssituation eine Nutzungseinschränkung von 0,6 fm/ha*a. Somit verringert sich das Nutzungspotenzial auf jährlich **10,9 fm/ha*a**.

- **Schutzgebiete, Waldbiotope und sonstige (teilweise) Nutzungseinschränkungen:** 116 ha entsprechend 1,8% der Gesamtfläche sind „Sonderwirtschaftswald“ bzw. Kalk-Halbtrockenrasen mit seltenen Orchideen-Arten, welche nach §30 NatschG geschützt sind. Es errechnet sich hieraus eine Einschränkung von 0,2 fm/ha*a und die die nutzbare Holzmenge sinkt auf **10,7 fm/ha*a**.

- **Bodenfruchtbarkeit und Nährstoffnachhaltigkeit:** Die Böden im Untersuchungsgebiet sind überwiegend nährstoffreich, lediglich auf einem Drittel der Fläche ist aufgrund nährstoffärmerer Böden von einer Vollbaumnutzung abzuraten (BAUR 2014, LACKHOFF 2014). Für diese Flächen wird ein Nutzungsverzicht von 15% der Biomasse berechnet. Daraus ergibt sich ein Nutzungsverzicht 0,6 fm/ha*a und das nutzbare Potenzial reduziert sich auf **10,9 fm/ha*a**.

- **Totholz:** Der durchschnittliche Totholzvorrat im Privat- und Körperschaftswald in Nordrhein-Westfalen liegt bei 23 m³/ha. Bei einer durchschnittlichen Zersetzungsrate von 0,6 (gewichteter Mittelwert bei 65% Laubholz nach ROCK et al. 2008) müssten dann im Untersuchungsgebiet jährlich 1,4 fm/ha Totholz im Wald verbleiben. Demnach reduziert sich die verfügbare Holzmenge nach Abzug des Totholzanteils auf **8,7 fm/ha*a**.

- **Ernteverlust:** Daraus errechnet sich ein gewichteter Ernteverlust von 10% bzw. ein Abzug von 0,9 fm/ha.

Insgesamt ergibt sich ein technisch-ökologisches Potenzial von **7,8 fm/ha*a** (Abbildung 24).

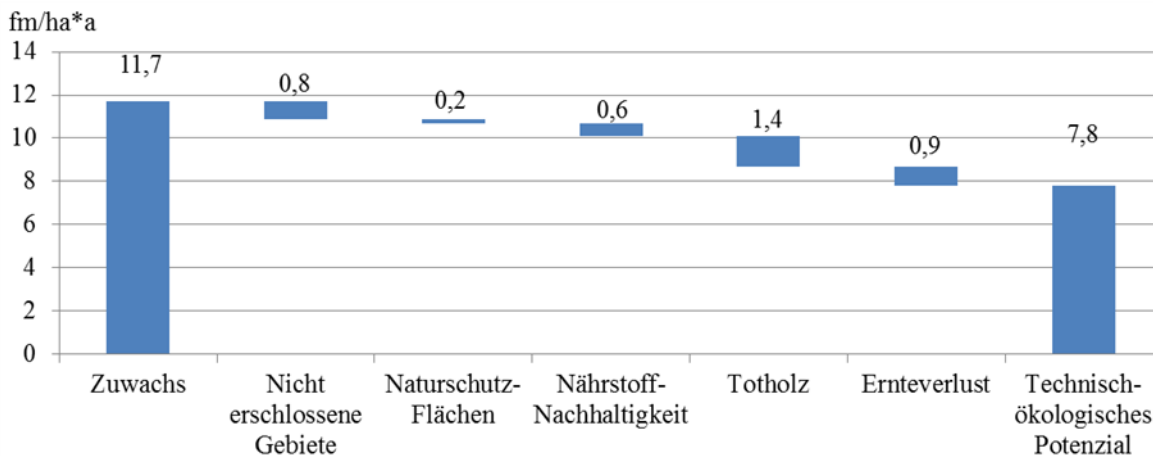


Abbildung 24: Zuwachs, Nutzungseinschränkungen und technisch-ökologisches Potenzial im Kulturland Kreis Höxter

Sozio-ökonomisches Potenzial

Holzeinschlag und Sortimentsaushaltung

Im Betrachtungszeitraum 2010-2013 wurden im Privat- und Körperschaftswald 6,6 fm/ha*a eingeschlagen. Knapp die Hälfte (45%) wurde als Stammholz (3,0 fm/ha*a) genutzt, knapp ein Viertel (27%) als Energieholz (Scheitholz 1,6 fm/ha*a und Hackschnitzel 0,1 fm/ha*a), und 28% als Industrielholz (1,8 fm/ha*a) (Abbildung 25).

Eigenverbrauch beim Energieholz

Die Energieholznutzung nimmt trotz des hohen Laubholzanteils nur einen geringen Anteil ein. Ein wesentlicher Grund dürfte die direkte Beförderung durch das Forstamt Hochstift sein. Der Eigenverbrauch spielt bei der Energieholznutzung in der Modellregion mit insgesamt 5% nur eine untergeordnete Rolle. Damit unterscheiden sich der Kulturland Kreis Höxter deutlich von der Region Bayerisches Oberland.

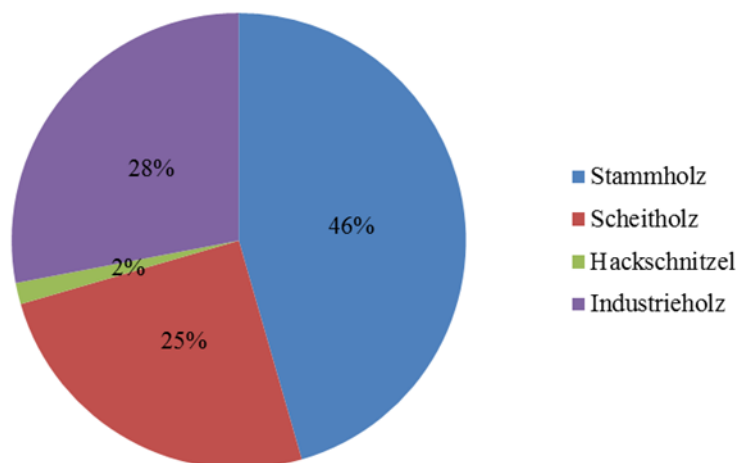


Abbildung 25: Durchschnittliche Sortimentsaushaltung in der Modellregion Kulturland Kreis Höxter im Zeitraum 2010-2013

Von 2010 bis 2013 wurden im Mittel im Privat- und Körperschaftswald der Untersuchungsregion rund 85% (6,6 fm/ha*a) des technisch-ökologischen Potenzials (7,8 fm/ha*a) genutzt. Damit besteht unter den aktuellen Nutzungsbedingungen ein zusätzliches Nutzungspotenzial von **1,2 fm/ha*a** (Abbildung 26).

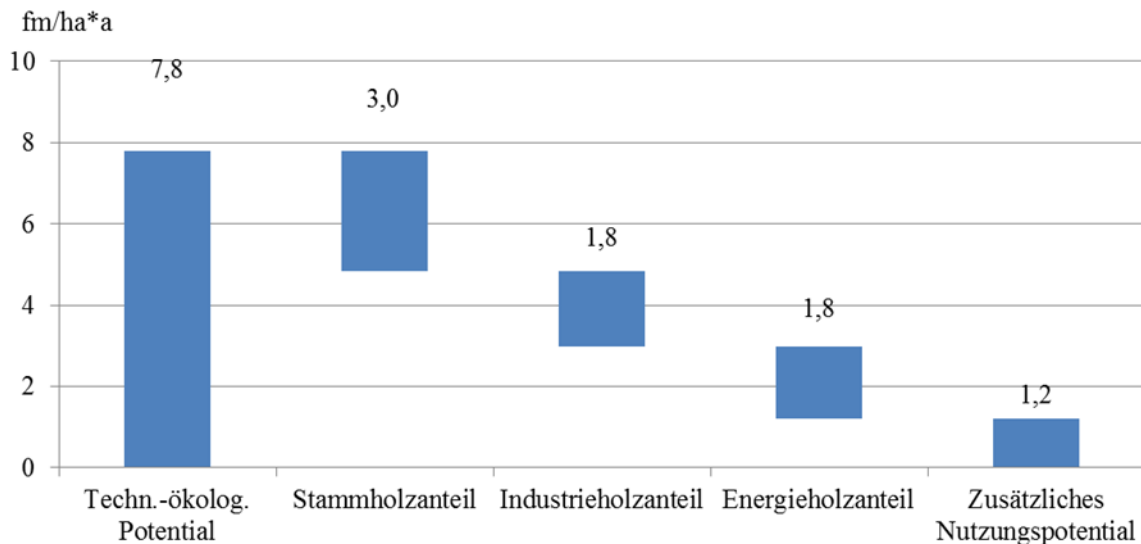


Abbildung 26: Sozio-ökonomisches Potenzial im Untersuchungsgebiet Kulturland Kreis Höxter

4.4.3 Bioenergie-Region Märkisch-Oderland

Theoretisches Potenzial:

Nach den Ergebnissen der BWI und einem Biomasseexpansionsfaktor von 1,15 errechnet sich für das kieferndominierte Modellgebiet ein Gesamtzuwachs an oberirdischer Biomasse von 11,7 m³/ha*a.

Technisch-ökologisches Potenzial

- **Nicht erschlossene Gebiete:** Den Befragungen zufolge sind im Untersuchungsgebiet 97% der Fläche erschlossen. Rund 3% der Fläche sind ganzjährig nicht schlepperbefahrbar. Gewichtet auf das gesamte Untersuchungsgebiet ergibt sich infolge der Erschließungssituation eine Nutzungseinschränkung von 0,4 fm/ha*a. Somit verringert sich das Nutzungspotenzial auf jährlich **11,3 fm/ha*a**.

- **Schutzgebiete, Waldbiotope und sonstige (teilweise) Nutzungseinschränkungen:** Laut BWI3-Auswertung sind im Modellgebiet rund 2.275 ha (7,8%) des Waldes geschützte Biotope nach § 30 BNatSchG und 1.081 ha (3,7%) des Waldes sind Naturschutzgebiete. Es ergibt sich hieraus eine Einschränkung von 1,1 fm/ha*a und die nutzbare Holzmenge sinkt auf **10,2 fm/ha*a**.

- **Bodenfruchtbarkeit und Nährstoffnachhaltigkeit:** Der Anteil „armer“ bzw. „ziemlich armer“ Kiefernwälder liegt bei 72%. Auf diesen Flächen ist von einer Vollbaumnutzung abzuraten und es wird ein Nutzungsverzicht von 15% der Biomasse angenommen. Daraus errechnet sich eine Nutzungseinschränkung von 1,1 fm/ha*a und das nutzbare Potenzial reduziert sich auf **9,1 fm/ha*a**.

- **Totholz:** Im Privatwald des Bundeslands Brandenburg beträgt die Totholzmenge gemäß BWI3 aktuell 9,4 fm/ha Totholz (BMELV 2014). Bei einer durchschnittlichen Zersetzungszeit des Totholzes von 0,58 (Kiefer-Zersetzungsrate nach KROIHER & OEHMICHEN 2008) müssten dann im Untersuchungsgebiet jährlich 0,7 fm/ha Totholz im Wald verbleiben. Demnach reduziert sich die verfügbare Holzmenge nach Abzug des Totholzanteils auf **8,4 fm/ha*a**.

- **Ernteverlust:** Daraus errechnet sich ein gewichteter Ernteverlust von 10% bzw. ein Abzug von 0,8 fm/ha.

Insgesamt ergibt sich ein technisch-ökologisches Potenzial von **7,6 fm/ha*a** (Abbildung 27).

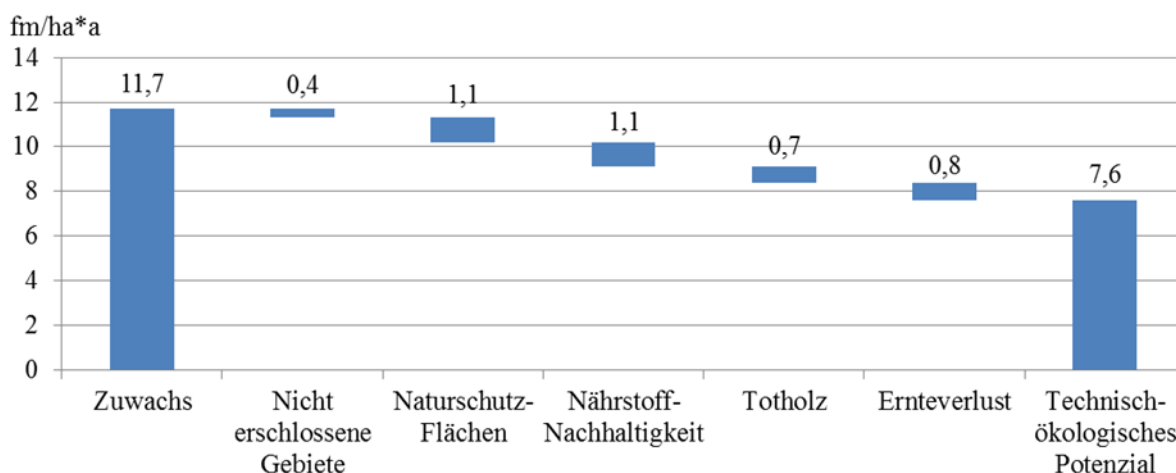


Abbildung 27: Zuwachs, Nutzungseinschränkungen und technisch-ökologisches Potenzial in der Modellregion Märkisch-Oderland

Sozio-ökonomisches Potenzial

Holzeinschlag und Sortimentsaushaltung

Im Betrachtungszeitraum 2010-2013 wurden über alle Besitzklassen 5,1 fm/ha*a eingeschlagen. Ein Drittel des Holzes wurde als Stammholz (1,7 fm/ha*a) genutzt, 16% als Energieholz (Scheitholz 0,5 fm/ha*a und Hackschnitzel 0,3 fm/ha*a), und 50% als Industrieholz (2,6 fm/ha*a) (Abbildung 28). Erstaunlich sind der geringe Stammholz- und Energieholzanteil und der aufgrund nahe gelegener Papier- und Holzwerkstoffwerke sehr hohe Industrieholzanteil. Dies verdeutlicht die geringe Bedeutung der Energieholznutzung in der Modellregion.

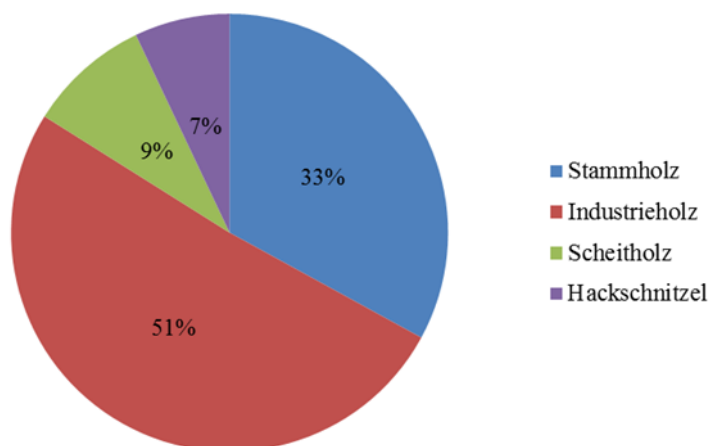


Abbildung 28: Durchschnittliche Sortimentsaushaltung in Märkisch-Oderland von 2010 bis 2013

Eigenverbrauch beim Energieholz

Der Eigenverbrauch spielt bei der Energieholznutzung in der Modellregion mit insgesamt 0,1 fm/ha*a Scheitholz nur eine untergeordnete Rolle, 0,7 fm/ha*a des Energieholzes werden vermarktet. Von 2010 bis 2013 wurden im Mittel im Privatwald der Untersuchungsregion 62% (5,1 fm/ha*a) des technisch-ökologischen Potenzials (7,6 fm/ha*a) genutzt. Damit verbleibt ein zusätzliches Nutzungspotenzial von **2,5 fm/ha*a** (Abbildung 29).

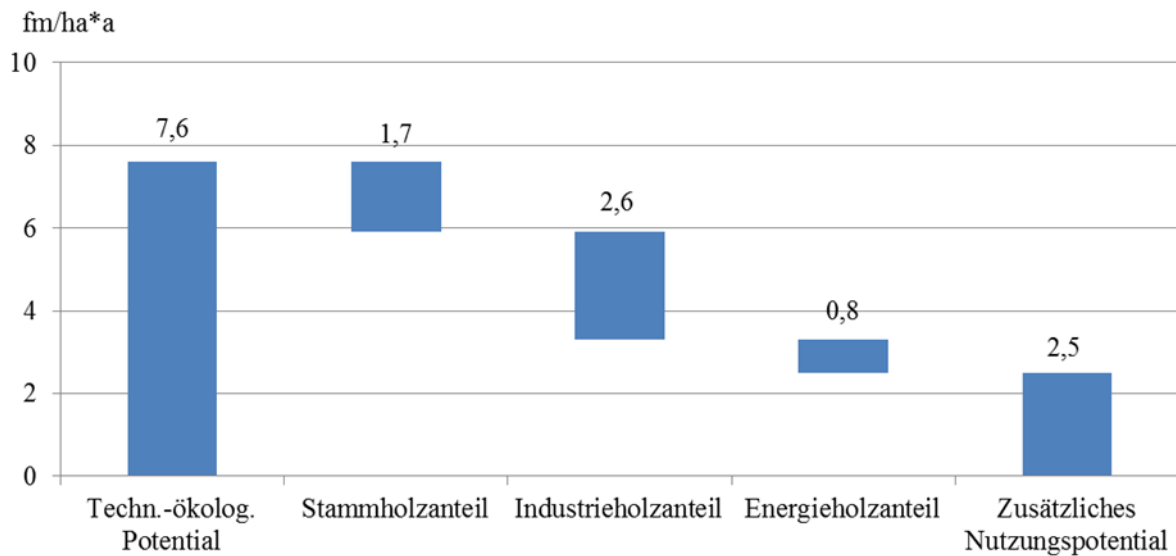


Abbildung 29: Sozio-ökonomisches Potenzial im Untersuchungsgebiet Märkisch-Oderland

4.4.4 Vergleichende Diskussion der Modellgebiete

Der Waldanteil (51% in Oberland, 29% in Höxter, 23% in Märkisch-Oderland) als auch die vorherrschenden Baumarten (Oberland: Fichte, Höxter: Buche, MOL: Kiefer) unterscheidet sich deutlich in den drei Modellgebieten. Entsprechend dem hohen Fichtenanteil liegt auch der Zuwachs im Bayerischen Oberland höher als in den beiden anderen Gebieten (Abbildung 30). In diesem Gebiet sind auch die Nutzungseinschränkungen aufgrund fehlender Erschließung, Totholzvorgaben und schützenswerter Gebiete besonders hoch. Hier wirkt sich auch der Anteil von Gebirgswäldern (Alpenraum, Wuchsgebiet 15) aus. Trotz der höheren Nutzungseinschränkungen bleibt aber das technisch ökologische Potenzial im Bayerischen Oberland höher als in den beiden anderen Gebieten, die nahezu identische Potenziale aufweisen.

Ein deutlicher Unterschied zeigt sich bei der Höhe des Holzeinschlags (Abbildung 30), der vom Bayerischen Oberland über Höxter zu Märkisch-Oderland abnimmt. Im Bayerischen Oberland und in Höxter schöpft die Nutzung das Potenzial weitgehend aus, weshalb hier das zusätzliche Potenzial vergleichsweise gering ist. Berücksichtigt man, dass kleinere Privatwälder aufgrund ungünstiger Besitzstrukturen sowie geringem Eigentümerinteresse häufig nur sehr extensiv bewirtschaftet werden, dürfte der derzeitige Holzeinschlag in etwa den tatsächlich realisierbaren Nutzungen entsprechen. Anders ist die Situation in Märkisch-Oderland, wo die Nutzung deutlich unter dem möglichen Potenzial liegt. Damit ist die Region MOL ein typisches Beispiel für die Situation in ganz Brandenburg, wo die Holznutzung in den letzten Jahren deutlich unter dem Zuwachs lag. Die Gründe hierfür sind vielfältig wie z.B. das fehlende Interesse vieler Besitzer an ihrem Wald, wenig leistungsfähige Forstbetriebsgemeinschaften oder betriebswirtschaftliche Nachteile der Kiefernwirtschaft (SCHULTZE & SIEGEMUND 2012).

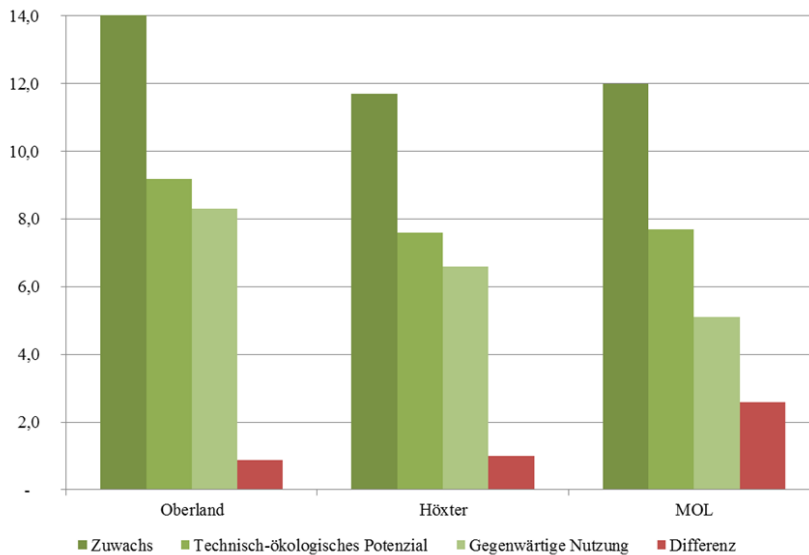


Abbildung 30: Nutzungspotenzial und aktuelle Nutzung (fm/ha*a) in den drei Modellgebieten

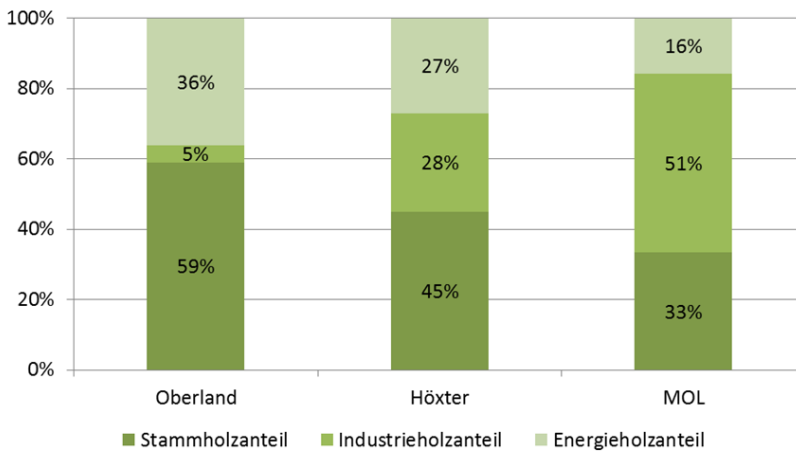


Abbildung 31: Sortenverteilung in den drei Modellgebieten

Neben der Einschlagshöhe zeigen sich auch deutliche Unterschiede in Bezug auf die **Sortenverteilung** (Abbildung 31).

Energieholz spielt im Bayerischen Oberland eine deutlich größere Rolle (30% des Einschlags) als in Höxter (27%) oder Brandenburg (16%). Dagegen dominiert in MOL das Industrieholz mit einem Anteil von 51%. Hintergrund für die Unterschiede ist, dass in der Modellregion Bayerisches Oberland Holz traditionell eine wichtige Rolle für die Wärmeversorgung von Haushalten spielt. Entsprechend hoch ist der Eigenverbrauch der Region (knapp zwei Drittel des Energieholzes werden von den Waldbesitzern selbst verheizt). Demgegenüber ist aufgrund der Waldbesitzerstrukturen und der direkten Beförderung der privaten und kommunalen Waldgebiete in der Region Höxter (sog. Holzverkaufshilfe), sowie der Großprivatwaldstrukturen der Eigenbedarf an Energieholz vergleichsweise gering. Ebenso gering ist der Eigenbedarf an Energieholz und die Energieholznutzung insgesamt in Märkisch-Oderland, da dort viele Heizungsanlagen in Haushalten im Zuge der Wiedervereinigung bereits in den 1990er und 2000er Jahren - vor der Renaissance der Holzheizungen - renoviert wurden und somit momentan vergleichsweise geringer Energieholzbedarf besteht. Weiterhin ist Industrieholz aufgrund der regional ansässigen Holzwerkstoffindustrie ein wirtschaftlich wichtiges Sortiment, sodass die Stoffströme hier anders strukturiert sind als im Bayerischen Oberland.

4.5 Energieholzpotenzial auf Bundesebene

Theoretisches Potenzial:

Nach den Ergebnissen der BWI3 lag der Derbholzzuwachs im Zeitraum 2002-2012 bei 11,2 Vfm/ha*a. Bei einem Biomasseexpansionsfaktor von 1,15 errechnet sich somit ein Gesamtzuwachs an oberirdischer Biomasse von 12,9 m³/ha*a.

Technisch-ökologisches Potenzial:

- **Nicht erschlossene Gebiete:** Den Ergebnissen zufolge sind in Deutschland 98,2% der Fläche erschlossen ("Begehbare Fläche"). Daraus errechnet sich eine Nutzungseinschränkung infolge der Erschließungssituation von 0,2 fm/ha*a. Somit verringert sich das Nutzungspotenzial auf jährlich **12,7 fm/ha*a**.

- **Schutzgebiete, Waldbiotope und sonstige (teilweise) Nutzungseinschränkungen:** Laut BWI3-Auswertung sind rund 0,6 Mio. ha (5%) des Waldes geschützte Biotope nach § 30 BNatSchG i. V. m. § 18 BrgNatSchG, der überwiegende Anteil Bruch, Sumpf- oder Auwälder. 0,5 Mio. ha Wald liegen in Naturschutzgebieten, davon rund 0,1 Mio ha gesetzliche geschützte Biotope. Unter den vereinfachenden Annahmen (siehe 5.3.2), die mengenmäßig auch Schutzflächen in Eigenbindung, Schutzwald und Nassflächen umfassen, errechnet sich daraus eine Einschränkung der Nutzungsmöglichkeiten von 1,0 fm/ha*a. Die nutzbare Holzmenge sinkt dadurch auf **11,7 fm/ha*a**.

- **Bodenfruchtbarkeit und Nährstoffnachhaltigkeit:** Laut Bodenzustandserhebung 1 (BMELF 1997) liegt der Anteil an nährstoffarmen Standorten (Anteil der Substratgruppe 5 "Verwitterungs- und Decklehme über quarzreichen Ausgangsgesteinen sowie quarzreiche Ausgangsgesteine" und 6 "Arme pleistozäne Sande") bei 34%. Für diese Flächen wird ein Nutzungsverzicht von 15% der Biomasse angenommen. Daraus errechnet sich eine Nutzungseinschränkung von 0,6 fm/ha*a, sodass sich das nutzbare Potenzial auf **11,1 fm/ha*a** reduziert.

- **Totholz:** Auf Bundesebene beträgt die Totholzmenge gemäß BWI3 aktuell 20,6 fm/ha Totholz (BMELV 2014). Bei einer nach Baumartenanteilen gewichteten Zersetzungskonstante von 0,054 (KROIHER & OEHMICHEN 2008) müssten jährlich 1,1 fm/ha Totholz im Wald verbleiben. Demnach reduziert sich die verfügbare Holzmenge nach Abzug des Totholzanteils auf **10,0 fm/ha*a**.

- **Ernteverlust:** Bei dem unterstellten Ernteverlust von 10% errechnet sich ein Abzug von 1,0 fm/ha.

Insgesamt summieren sich die Einschränkungen auf Bundesebene auf 4,0 fm/ha*a. Das technisch-ökologische Potenzial beträgt damit rund **9,0 fm/ha*a** entsprechend 70% des theoretischen Nutzungspotenzials.

Sozio-ökonomisches Potenzial

Holzeinschlag und Sortimentsaushaltung

Laut Destatis (STAT. BUNDESAMT 2015) entfielen im Jahr 2014 insgesamt knapp 74% des Holzeinschlags auf Nadelholz. Rund 44% des Einschlags erfolgte im Privatwald, gut ein Drittel (33%) im Landeswald, sowie 23% im Kommunalwald. Destatis (2015) zufolge wurde das eingeschlagene Holz überwiegend als Stammholz (54,6%) ausgehalten, der Rest als Energieholz (21,6%) und Industrieholz (23,8%) (Abbildung 33). Der Großteil des Stammholzes (89%) stammt von Nadelhölzern, wohingegen etwas mehr als die Hälfte des Energieholzes (54%) von Laubbäumen stammt. Somit nimmt Laubholz einen überproportional hohen Stellenwert bei der Energieholzversorgung ein. Insgesamt wurden rund 20% (11,1 Mio. m³) des Holzeinschlags als Energieholz genutzt - im Vergleich zum Jahr 2005 (5,9 Mio. m³) bedeutet dies einen Anstieg von 87% in den vergangenen 10 Jahren.

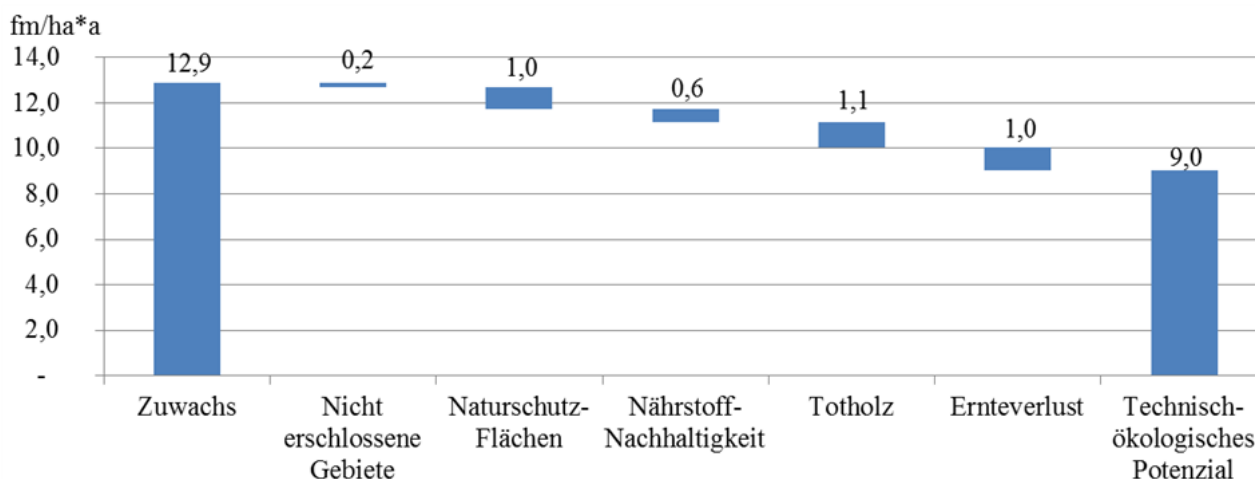


Abbildung 32: Zuwachs, Nutzungseinschränkungen und technisch-ökologisches Potenzial auf Bundesebene

Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die offizielle Holzeinschlagsstatistik den Holzeinschlag nicht vollständig erfasst. Nach Jochem et al. (2015) sowie den Ergebnissen der Bundeswaldinventur liegt die tatsächliche Nutzung rund 20% über der offiziell ausgewiesenen Menge. Wichtige Gründe für diese Abweichung sind einerseits die unzureichende Erfassung der Holzernte im Privatwald, andererseits die unvollständige Berücksichtigung von Nichtderbholzsortimenten wie Hackschnitzel. Im Rahmen dieser Untersuchung wurde deshalb die Holzeinschlagsstatistik nur für die relative Sortenverteilung verwendet, bei der absoluten Höhe des Holzeinschlags wurde auf die Daten der BWI zurückgegriffen.

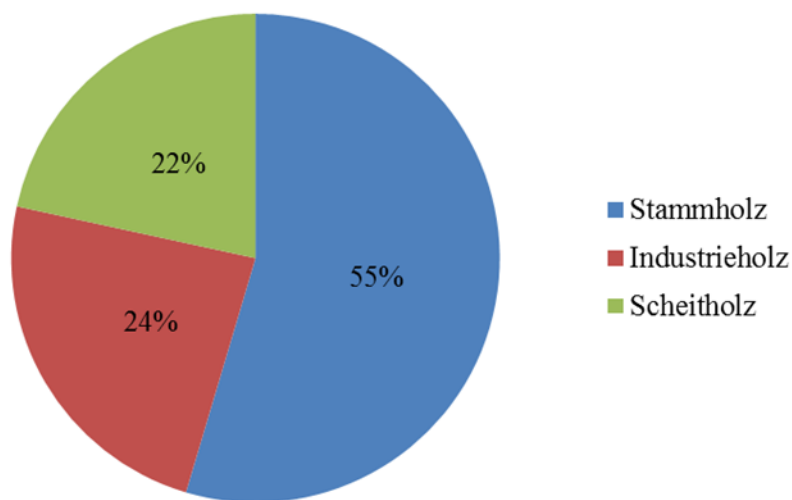


Abbildung 33: Durchschnittliche Sortimentsaushaltung auf Bundesebene im Jahr 2014 (STAT. BUNDESAMT 2015).

Gemäß den Daten der Bundeswaldinventur lag der Holzeinschlag in den Jahren 2002-2012 bei 8,9 Vorratsfestmeter/ha*a. Unter der Annahme eines Ernteverlustes von 10% errechnet sich daraus ein Holzeinschlag von 8,0 Erntefestmeter mit Rinde/ ha*a. Hinzu kommt das genutzte Nichtderbholz, das im Rahmen der Bundeswaldinventur nicht erfasst wird. Leider gibt es keine exakten Zahlen zur Nichtderbholznutzung und die wenigen bundesweiten Zahlen zur Hackschnitzelnutzung unterscheiden nicht, ob es sich beim Ausgangsmaterial um Derbholz oder Nichtderbholz handelt. In Anhalt an JOCHEM et al. wurde deshalb eine Nichtderbholznutzung von 0,5 fm/ha*a angenommen. Dies entspricht rechnerisch einer Nutzung von knapp einem Drittel des jährlich nachwachsenden Nichtderbholzes (1,7 fm/ha*a). Dieser Wert erscheint plausibel, da bereits bei einer voll-

ständigen Nutzung rund ein Drittel des Materials in Form von abgebrochenen Ästen, Reststücken etc. im Wald verbleibt. Insgesamt liegt damit die Nutzung an oberirdischer Biomasse in einer Größenordnung von 8,5 fm/ha*a.

Von 2002 bis 2012 wurde somit 95% des technisch-ökologischen Potenzials (9,0 fm/ha*a) genutzt (Abb. 36). Damit ist das vorhandene Nutzungspotenzial bereits weitgehend ausgeschöpft. Das geringe zusätzliche Nutzungspotenzial von 0,5 fm/ha*a dürfte sich praktisch ausschließlich im Privatwald befinden. Nach den Daten der BWI3 lag die Nutzung im Kleinprivatwald bereits bisher deutlich unter dem Zuwachs. Aufgrund der oftmals ungünstigen Besitzstruktur, schlechte Erschließung als auch einem fehlenden Eigentümerinteresse dürften diese Flächen aber auch in Zukunft für eine zusätzliche Nutzung nur eingeschränkt zur Verfügung stehen.

Nach diesen Ergebnissen wird das aktuelle Nutzungspotenzial in Deutschland weitgehend ausgeschöpft und eine weitere Steigerung der (Energieholz-) Nutzung wäre nicht zielführend. Diese Einschätzung deckt sich mit den Ergebnissen der „Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung“ (WEHAM), in der für die nächsten 40 Jahre im Basisszenario praktisch gleichbleibende Nutzungen bei einem leichten Anstieg der Holzvorräte (der auch hier im Kleinprivatwald stattfinden dürfte) prognostiziert werden (THÜNEN-Institut 2016). Dies bedeutet, dass eine über das jetzige Maß hinausgehende Nutzung an Waldenergieholz als Beitrag zur Energiewende nur auf Kosten der stofflichen Holznutzung (insbesondere energetische Nutzung von Industrieholz) und/oder der Biodiversität (insbesondere verstärkte Nutzung von Totholz oder Biotopbäumen) möglich wäre. Andererseits würden erhöhte naturschutzfachliche Anforderungen auf nennenswerter Fläche zwangsläufig zu einer Verringerung der (Energieholz-) Nutzung führen.

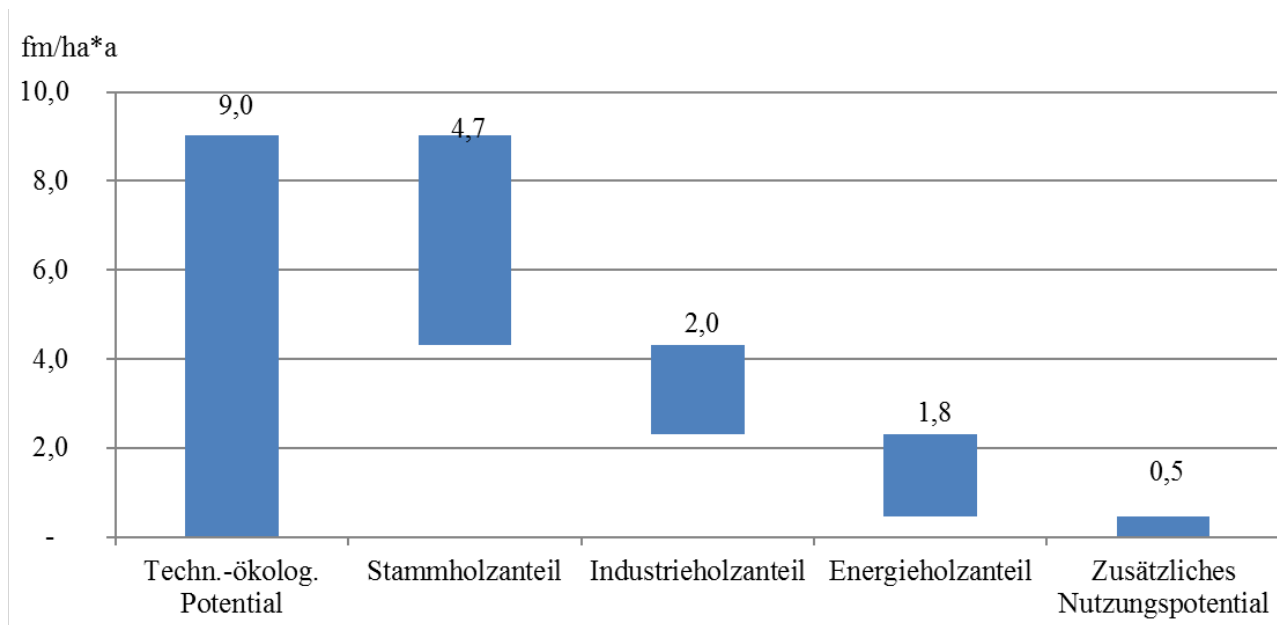


Abbildung 34: Sozio-ökonomisches Potenzial auf Bundesebene

5 Steuerungsinstrumente

Auf Energieholznutzung und Biodiversität wirkt eine Vielzahl von Faktoren direkt oder indirekt ein. Das DPSIR-Modell (SMEETS & WETERINGS 1999) unterscheidet politische und ökonomische Triebkräfte („driving forces“) und technische Maßnahmen („pressures“), die zu bestimmten Ökosystemzuständen („state“) und Reaktionen der organismischen Schutzgüter („impacts“) führen (Abbildung 1). Erkenntnisse über unerwünschte Umweltfolgen rufen Reaktionen („responses“) hervor, die versuchen das Geschehen positiv zu beeinflussen. Die Versuche der Gesellschaft auf die Ursachenkette regelnd einzuwirken, bezeichnen wir im Folgenden als Steuerungsinstrumente. Sie beeinflussen demnach, wieviel, mit welchen Methoden und wo Energieholz im Wald genutzt wird und ob dabei auf Schutzgüter Rücksicht genommen wird.

Die Definition und Bewertung von Steuerungsinstrumenten ist mit Unschärfen verbunden. So erfolgt relevante Steuerung in den mehr oder weniger getrennten Sektoren Naturschutz, Forst und Energie. Dabei sind nach MENGEL et al. (2010) nach ihrer Wirkungsweise regulativ-ordnungsrechtliche, ökonomisch-anreizorientierte und persuasiv-informatorische Instrumente zu unterscheiden. Steuerung erfolgt auf unterschiedlichen institutionellen Maßstabsebenen. Die Abschätzung der Effektivität von Steuerung steckt mangels spezifischer Indikatoren (Kapitel 4.4) in den Kinderschuhen. Um diese Unschärfen überschaubar zu halten, werden die Steuerungsinstrumente nach einer kurzen bundesweiten Betrachtung im Folgenden exemplarisch für die Schwerpunkt-Länder Bayern, Nordrhein-Westfalen und Brandenburg analysiert.

Drei Strategien der Bundesregierung kennzeichnen die politische Herangehensweise an den Themenkomplex. Die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 2007) strebt u.a. ausreichende Alt- und Totholzanteile, die Ausweisung nutzungsfreier Wälder auf 5% der Waldfläche, die Erhaltung bzw. den Ausbau historischer Waldnutzungsformen, den Ausbau des Vertragsnaturschutzes und die gesetzliche Konkretisierung der Grundsätze einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung an. Nachhaltige und naturschutzkonforme Energiebereitstellung soll durch kooperative Konzepte, Nutzung von Synergien (z.B. naturnahe Renaturierung von Abbauflächen) und verbessertes Monitoring sichergestellt werden. Explizite Aussagen zur Energieholznutzung werden aber nicht gemacht. Der Nationale Biomasseaktionsplan für Deutschland (BMU & BMVEL 2010) sieht vor, Potenziale für eine intensivere Energieholznutzung unter Berücksichtigung von Bodenschutz und Biodiversität zu prüfen. Auch die Waldstrategie 2020 (BMVEL 2011) macht, jenseits von Appellen zur Ressourceneffizienz (Kraft-Wärme-Kopplung, Kaskadennutzung), nur wenige Aussagen zur Energieholznutzung. Sie fordert Fehlanreize in der Konkurrenz zwischen stofflicher und energetischer Nutzung zu vermeiden, Vorwälder und Rückegassen stärker für die Energieholzproduktion zu nutzen und Vorrangstandorte für eine Intensivierung der Nutzung zu kartieren.

Eine bundesweite Beurteilung der Steuerung haben MENGEL et al. (2010) vorgenommen. Das Erneuerbare Energien-Gesetz (EEG) schafft durchaus ökonomische Anreize Energieholz aus dem Wald zu nutzen, allerdings mit gegenüber Kurzumtriebsplantagen und Landschaftspflegeflächen verminderten Zusatzvergütungen. Anreize für eine angepasste Nutzung aus dem Vertragsnaturschutz (vgl. Kapitel 4.3.2) entfalten im Wald bislang auf Grund geringer Mittelausstattung und komplizierter Zuständigkeiten eine geringe Flächenwirkung. Als regulative Instrumente in der Forstwirtschaft werden Schutzgebiete und Biotopschutz genannt. Naturwaldreservate schließen Holznutzung aus, haben jedoch bislang mit bundesweit 35.000 ha (0,3% der Waldfläche) geringe Flächenwirksamkeit. Das gleiche gilt für Kernzonen von Nationalparks und Biosphärenreservaten sowie für bestimmte Flächen des Nationalen Naturerbes. WILDMANN et al. (2014) ermittelten die Gesamtfläche dauerhaft nutzungsfreier Wälder mit 213.145 ha (1,9% der Waldfläche). Schutz gegenüber intensiver „Handlungen, die zu einer Zerstörung (...) führen können“ genießen auch nach § 30 BNatSchG geschützte Waldbiotope auf Sonderstandorten - zumindest in jenen Bundesländern, wo sie flächenscharf kartiert sind (nach BMEL 2016 593.000 ha, 5% der Waldfläche). Naturschutzgebiete, Landschaftsschutzgebiete und Naturparks haben auf Grund der Landwirtschaftsklauseln in der Regel geringe Steuerwirkung auf die Holznutzung. Auch das Verschlechterungs-

verbot in den großflächigen Natura 2000-Gebieten (ca. 3,3 Mio ha, 28,6% der Waldfläche) hat auf Grund fehlender Verbindlichkeit gegenüber privaten Waldeigentümern bislang keine auf der Fläche messbare Steuerung der forstlichen Nutzung entfaltet. Im Gegensatz zur Landwirtschaft existiert keine gesetzliche Definition der guten fachlichen Praxis (GfP) für die Forstwirtschaft (vgl. aber Vorschläge von WINKEL & VOLZ 2003), die es ermöglichen würde Förderungen an naturschutzfachliche Mindeststandards zu knüpfen oder Forstwirtschafts-Klauseln in Schutzgebietsverordnungen zu konkretisieren. JESSEL et al. (2009) betrachten die mit dem Fehlen der GfP im Wald verbundene Rechtsunsicherheit auch als Hemmschuh für die Honorierung von über die Sozialpflichtigkeit hinaus erbrachten Leistungen durch Vertragsnaturschutz und ökologischen Ausgleich. Zu ergänzen wäre die von MENGEL et al. (2010) nicht genannte Zertifizierung durch den Forest Stewardship Council (FSC 2012, Abschn. 6.4) und Naturland (NATURLAND 2014), welche größere staatliche und kommunale Mitgliedsbetriebe zur Ausweisung nutzungsfreier Referenzflächen verpflichtet.

Alle drei im Projekt näher untersuchten Bundesländer verfügen über aktuelle Biodiversitätsstrategien, in denen jedoch keine direkten Aussagen zur Energieholznutzung im Wald zu finden sind. Indirekt wird sie v.a. durch die Ziele für natürliche Waldentwicklung beschränkt. NRW verfolgt das Ziel der natürlichen Waldentwicklung durch Ausweisung von „Wildnis“ in seinem Landesbetrieb (MIN. FÜR KLIMASCHUTZ NRW 2015a), Brandenburg profitiert von der großzügigen Ausweisung von Flächen des Nationalen Naturerbes auf bundeseigenem Land (MIN. FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG BRANDENBURG 2014). Eine Besonderheit stellt die bayerische Biodiversitätsstrategie (BAYER. STAATSREGIERUNG 2008) dar, welche in bewusster Abweichung von der Bundespolitik an Stelle eines Ausbaus nutzungsfreier Waldschutzgebiete naturnahe „Trittsteine“ auf ganzer Fläche sichern möchte, wobei der Umsetzung das Naturschutzkonzepts für den Staatswald (BAYER. STAATSFORSTEN 2009) in den Forstbetrieben besondere Bedeutung zukommt (MERGNER 2015). Die Strategie von NRW sieht landesweite Konzepte für Niederwald und mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung (vgl. Kap. 6) vor.

Den Naturschutzstrategien stehen energiepolitische Strategien auf Landesebene gegenüber. Die vor der Energiewende erstellte Biomassestrategie von NRW (LANUV 2007) sah unter Berücksichtigung der damaligen Ziele für natürliche Waldentwicklung vor, die Holzernte nachhaltig von 4 auf 7,5 Mio EFm/a u.a. durch verstärkte Mobilisierung von Holzernteresten (X-Holz) und Schwachholz und bessere Organisation des Privatwaldes zu erhöhen – auch der Anbau von leistungsstarken Gastbaumarten wie Douglasie wurde nicht ausgeschlossen. In Bayern werden eine Förderung von Holzpellettheizungen und eine Steigerung der Energieholzmenge um 15% durch Mobilisierung im Kleinprivatwald angestrebt (BAYER. STAATSREGIERUNG 2011), wobei die Konkurrenz mit der stofflichen Verwertung, nicht jedoch ökologische Bedenken erwähnt werden. In Brandenburg konzentrieren sich Ausbauziele angesichts der erwarteten Halbierung des Holzerntepotenzials bis 2026 (MUGV BRANDENBURG 2010) auf landwirtschaftlich erzeugte Biomasse. Trotzdem wird, ohne Erwähnung naturschutzfachlicher Grenzen, der Ausbau von privaten Kleinf Feuerungsanlagen begrüßt und die Ausschöpfung von Holzreserven im Privatwald gefordert. Bezeichnender Weise enthält die Energiestrategie dieses Landes aus dem Jahr 2012 nur einen einzigen Satz zur Holzbiomasse. Zusammenfassend ist festzuhalten, dass Waldbiodiversität in den energiepolitischen Strategien nicht vorkommt.

Ein eigenes **Landeswaldprogramm** existiert derzeit nur in Brandenburg (MIL BRANDENBURG 2011). Neben allgemeinen Leitsätzen des „Guten fachlichen Handelns“ wird allen Waldbesitzern die Orientierung an den Waldbaugrundsätzen des Staatswaldes und die Zertifizierung empfohlen. Spezifisch werden die verstärkte energetische Verwendung von Waldrestholz und der verbesserte Absatz von Laubholz gefordert. Als Errungenschaften des Waldnaturschutzes werden Ausweisung von nutzungsfreien Naturwäldern, Naturnähe der Wirtschaftswälder und die Erarbeitung von Managementplänen in Kooperation mit Naturschutzbund und Waldbesitzern hervorgehoben. Entzüge von Totholz und Nährstoffen mit dem Energieholz werden nicht eigens thematisiert.

Tabelle 21: Übersicht über die wichtigsten Steuerungsinstrumente im Handlungsfeld Energieholznutzung und Waldbiodiversität in den drei Schwerpunktbundesländern

	Bayern	NRW	Brandenburg
Nachhaltigkeitsstrategie	2013	2015 (Entwurf)	2014
Biodiversitätsstrategie	2008	2015	2014 (Maßnahmenprogramm)
Energiestrategie	2011 (Energie innovativ)	2007 (Biomassestrategie)	2010 (Biomassestrategie)
Waldstrategie	-	- (in Arbeit)	2014 (Waldprogramm)
§12(4) Waldgesetz	BayWaldG	Landesforstgesetz	BbgWaldG
Naturwaldreservate	Art 12a 7141 ha (n=159)	§49(5) (Naturwaldzellen) 1669 ha (n=75)	§12 (Naturwälder) 800 ha (n=28)
Naturschutzgesetz		(Landschaftsgesetz)	
Nationalparke	Bayer. Wald Berchtesgaden	Eifel	Unteres Odertal
Biosphärenreservate	Berchtesgaden Rhön	-	Spreewald Schorfheide-Chorin
§30 Waldbiotop	Art. 23 (nicht kartiert)	§62	§32
Waldbaurichtlinien	(Grundsätze für den Staatswald)	1994 Waldnutzung und Wald- erneuerung im Staats- wald (Runderlass)	2004 („Grüner Ordner“)
Naturschutzkonzept Staats- wald	2009	-	-
Vertragsnaturschutz Wald	VNP-Wald	Warburger Vereinbarung	-

In Bayern werden forstpolitische Ziele im Privat- und Körperschaftswald derzeit mit den regionalen Programmen „Bergwaldoffensive“, „Waldinitiative Ostbayern“ und „Initiative Zukunftswald“ verfolgt. Dabei werden Beratungsaufgaben an den Forstämtern gebündelt und durch befristet beschäftigtes Personal verstärkt, was u.a. partizipative Planungsansätze ermöglicht (ARZBERGER 2014). Im Mittelpunkt stehen Waldumbau und Holzmobilisierung (Organisation, Erschließung) im Privatwald, wobei Naturschutz ein nebenrangiges und Energieholz kein eigenes Handlungsfeld bildet (BAYER. STMELF 2013). In Bayern und NRW können sich Waldbesitzer die Waldrandgestaltung fördern lassen (BAYER. STMELF 2015b, MIN. FÜR KLIMASCHUTZ NRW 2015b). Während in Bayern von dieser Möglichkeit nur geringer Gebrauch gemacht wird, könnte diese Fördermöglichkeit in NRW zur Erreichung des entsprechenden Ziels der Biodiversitätsstrategie vermehrt genutzt werden.

Eine direkte und verbindliche Beschränkung der Holznutzung stellen **Naturwaldreservate**, Naturwaldzellen bzw. Naturwälder dar, in welchen nach den Landeswaldgesetzen jegliche Holzernte ausgeschlossen ist. Mit 0,27% nach Waldgesetz streng geschützter Waldfläche liegt Bayern etwas unter dem Bundesdurchschnitt (0,31%), während in NRW (0,18%) und Brandenburg (0,06%) deutlich weniger Gebrauch von dieser Schutzkategorie gemacht wird (Daten nach BLE 2016, BMEL 2014). Die Ausweisung neuer Naturwaldreservate spielt in keinem der drei Länder derzeit eine nennenswerte Rolle.

Nach Naturschutzrecht sind **Kernzonen** von **Nationalparks** ebenfalls der Holznutzung entzogen. In Bayern sind das 14.046 ha im NP Bayerischer Wald und 13.939 ha im NP Berchtesgaden, in NRW 614 ha im NP Eifel und in Brandenburg 2.217 ha im NP Unteres Odertal, wobei unbekannte Offenlandanteile eingerechnet sind (SCHERFOSE 2014). Dazu kommen bewaldete Kernzonen unbekannter Größe in den **Biosphärenreservaten** Rhön (Bayern), Spreewald und Schorfheide-Chorin (Brandenburg). Während Bayern eine Erweiterung der Kernzonenfläche derzeit ablehnt, streben NRW und Brandenburg zur Umsetzung der Biodiversitätsstrategie neue rechtlich gesicherte Schutzgebiete an.

Nach § 30(2) BNatSchG sind in bestimmten **Waldbiotopen** (Bruch-, Sumpf- und Auenwälder, Schlucht-, Blockhalden- und Hangschuttwälder, subalpine Lärchen- und Lärchen-Arvenwälder)

„Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung“ führen, verboten. Mit ca. 5% der Waldfläche (BMEL 2016) stellen Waldbiotope ein wesentliches Element für den Waldnaturschutz dar. Umso erstaunlicher ist es, dass geschützte Waldbiotope jenseits von Kartieranleitungen (z.B. BAYER. LFU 2012) und Hochglanzbroschüren (KÖLLING et al. 2005) bislang kaum auf ihre naturschutzfachliche Steuerungswirkung untersucht worden sind. In den von STRAUßBERGER & UHDE (2009) sowie UHDE & STRAUßBERGER (2016) dargestellten „Sündenregistern“ werden der § 30 gar nicht und Eingriffe in Sonderbiotope nur vereinzelt erwähnt. Eine Steuerungswirkung, wie sie in Kap. 45 unterstellt wird, ist insbesondere ohne die in Absatz (7) geforderte Registrierung kaum bzw. nur in besonders eklatanten Fällen zu erwarten. In den betrachteten Ländern sind § 30-Biotope im Flurkartenmaßstab kartiert und in webbasierten Kartenanwendungen recherchierbar. In Bayern wurden Waldbiotope jedoch auf Grund forstpolitischer Widerstände nur in Ausnahmefällen (z. B. in der Alpenbiotopkartierung) amtlich kartiert, so dass ihre Vorkommen und Abgrenzungen unzureichend bekannt sind. Lediglich im Staatswald des Freistaats werden in den letzten Jahren die geschützten Waldbiotope im Rahmen der Forsteinrichtung erfasst, ihre Behandlung wird in betrieblichen Naturschutzkonzepten geregelt und Nutzungseinschränkungen werden im Hiebsatz berücksichtigt (BAYSF 2009).

Waldbaurichtlinien für den Staatswald existieren in allen drei untersuchten Ländern. Neben der direkten Steuerung der Bewirtschaftung haben sie nach Waldgesetz Vorbildcharakter für andere Besitzarten.

Die Waldbaugrundsätze der Bayerischen Staatsforsten (BAYSF o. J.) enthalten keine Angaben zur Energieholznutzung, verpflichten das Unternehmen jedoch auf weit reichende Biodiversitätsziele, die in einem eigenen Naturschutzkonzept (BAYSF 2009) konkretisiert werden. In Letzterem wird der Zielkonflikt zwischen steigender Brennholznachfrage und Lebensraumverbesserung explizit erwähnt. Die Einteilung in naturschutzfachliche Bestandesklassen soll auf der Gesamtbetriebsfläche Altholz und Zerfallsphasen sichern. So werden alte naturnahe (Buche >180, Eiche >300, Fichte >180 Jahre) und seltene Waldbestände (z.B. Relikte historischer Nutzungsformen) als Klasse 1 in Hiebsruhe gestellt. Diese „natürliche Waldentwicklung auf Zeit“ wird in Forsteinrichtung und betrieblichem Naturschutzkonzept, nicht jedoch durch formelle Ausweisung von Reservaten festgelegt. In naturnahen Wäldern, die sich dieser Schwelle nähern (Klasse 2), werden binnen 20-30 Jahren Totholzvorräte von 40, in Klasse 3 20 Vfm pro ha vorgesehen und die Produktion von Totholz in der Forsteinrichtung entsprechend verbucht. In den Klasse 2 und 3 sollen 10 Biotopbäume pro ha vorhanden sein. Selbst in den naturfernen Klasse 4-Wäldern werden Totholz und Biotopbäume aus standortheimischen Baumarten rekrutiert. Eine Nutzung von Uraltbäumen („Methusalem“ mit BHD >80 bzw. 100cm) unterbleibt auf der ganzen Betriebsfläche.

Auch der Runderlass zur Waldnutzung in NRW (MIN. F. UMWELT 2016) macht keine Aussagen zur Energieholznutzung, formuliert jedoch die Grundsätze einer Totholzstrategie. Genannt werden hierzu verlängerte Umtriebszeiten, Belassen von Schlagabraum und Biotopbäumen, Ausweisung Naturwaldzellen und Hiebsruhe in Sonderbiotopen. Im Behandlungskonzept für die Buche (AG „BUCHE“ 2006) gibt der damalige Minister andererseits eine Verkürzung der Umtriebszeit (Vermeidung des Rotkerns) und eine verstärkte Verwertung des Energieholzes (Scheitholz, Durchforstungsholz, Erntereste) vor, während zum Totholz keine konkreten Benchmarks formuliert werden. Biotopbäume und Sonderbiotope werden in diesem auffallend wirtschaftlich orientierten Konzept nicht erwähnt.

Der „Grüne Ordner“ des MIL BRANDENBURG (2004) enthält außer dem Hinweis, dass die historische Stockausschlagnutzung in Erlenwäldern aus wirtschaftlichen Gründen abzulösen und nur auf kleinen Flächen exemplarisch zu erhalten sei, keine Aussagen zur Energieholznutzung. An laubholzreichen Waldrändern werden Stockhiebe im 10-20jährigen Turnus empfohlen. Das Belassen von Totholz und Biotopbäumen ist in >100jährigen Altbuchenbeständen vorgesehen. In Naturschutzgebieten soll „im Bedarfsfall“ die Forstwirtschaftsklausel so eingeschränkt werden, dass vom Gesamtholzvorrat 5% als Totholz und 10% als „Altholz“ erhalten bleiben. In >100jährigen Eichen-

sowie in Erlenbeständen sollen fünf qualitativ minderwertige Biotopbäume pro ha belassen werden. Auch in Kiefernbeständen wird Totholz- und Höhlenbäumen ein „funktioneller Wert“ zugestanden, der ein Belassen rechtfertigt. Die Umsetzung der Ziele erfolgt über das „Methusalem-Projekt“, im Rahmen dessen 2004-2011 ca. 100.000 Biotopbäume ausgewiesen und mit einer Plakette markiert wurden (FORST BRANDENBURG 2011).

Außerhalb des Staatswaldes kann der Vertragsnaturschutz zur biodiversitätsorientierten Steuerung der Waldbewirtschaftung beitragen. Auf die naturschutzfachlich motivierte Förderung der Stockausschlagnutzung wurde bereits in Kapitel 4.3.2 eingegangen. Darüber hinaus honoriert das bayerische VNP-Wald bei einer Zweckbindungsfrist von 12 Jahren vollständigen Nutzungsverzicht (1.200–2.300 €/ha), Belassen von Totholz (90 €/St.) und Erhalt von Biotopbäumen (125-195 €/St.), wobei für letztere Maßnahme der größte Anteil der Fördermittel ausgereicht wird (BAYER. STMELF 2006-2015). Mit 1-2 Mio. € pro Jahr macht das VNP-Wald indessen nur ca. 5% des Vertragsnaturschutzes (27,5 Mio. € inkl. EU-Kofinanzierung, BAYER. LFU 2016) aus. Die aus dem Jahre 1994 datierende Warburger Vereinbarung zum Vertragsnaturschutz im Wald des Landes NRW sichert privaten und kommunalen Besitzern Ausgleich bei der Ausweisung von Naturwaldzellen zu, enthält darüber hinaus jedoch keine Fördermaßnahmen, die die Energieholznutzung steuern könnten. In Brandenburg existiert kein Vertragsnaturschutz im Wald.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass Energie-, Wald- und Naturschutzpolitik im Hinblick auf Energieholznutzung und Waldbiodiversität kaum abgestimmt sind. In den naturschutzfachlichen und, noch bemerkenswerter, in den forstlichen Steuerungsinstrumenten findet man nur vereinzelt dezidierte Aussagen zur Energieholznutzung. Eine Begrenzung der Nutzung im Hinblick auf Biodiversität erfolgt durch Ausweisung nutzungsfreier Schutzgebiete, über selbstverpflichtende Naturschutzkonzepte des Staatswaldes und in bescheidenem, regionalem Umfang über Vertragsnaturschutz. Dabei bestehen deutliche Unterschiede zwischen den Ländern. Während NRW die natürliche Waldentwicklung in seinem Landeswald unter der modernen Flagge des „Wildniswaldes“ forciert, möchte Brandenburg diese Ziele auf bundeseigenen Flächen erreichen und Bayern setzt auf ein ehrgeiziges Naturschutzkonzept ohne weitere Flächen ohne forstwirtschaftliche Nutzung.

6 Die Waldenergieholznutzung aus Sicht der Akteure

6.1 Hintergrund

Konflikte um die Nutzung der Wälder sind nicht neu und reichen von lokaler und regionaler über die nationale bis zur internationalen Ebene (ECKERBERG & SANDSTRÖM 2013, HELLSTRÖM 2001, BUIJS & LAWRENCE 2013). Der Review zu Konflikten um die Nutzung von Wäldern von ECKERBERG & SANDSTRÖM (2013) zeigt, dass diese Konflikte auf verschiedenen räumlichen Ebenen mit unterschiedlichen Intensitäten stattfinden. Die Gründe liegen in den vielfältigen Funktionen, die unsere Wälder erfüllen. Dabei ergeben sich die sogenannten Waldfunktionen nicht aus sich selbst heraus, sondern aus der Spiegelung gesellschaftlicher Anforderungen bzw. Interessen und demnach aus den Bedürfnissen verschiedener Akteure und Akteursgruppen (WINKEL 2007a).

Auch in Deutschland gibt es eine intensive Debatte um die "richtige" Behandlung von Wäldern. Ein Kernpunkt hierbei ist der politische Kampf um Nationalparks und andere Flächen ohne forstwirtschaftliche Nutzung bzw. um die Frage "nützen oder schützen?" (SUDA & SCHAFFNER 2013, MILAD et al. 2012, DOBLER 2015). Trotz individuell unterschiedlicher Interessen am Wald lassen sich die beteiligten Akteure zwei Koalitionen zuordnen, deren stabile Glaubenssysteme sich nur schwer verändern lassen: der Naturschutzkoalition und der Forstwirtschaftskoalition (SUDA & SCHAFFNER 2013, WINKEL 2007b, DOBLER 2015). Der Streit um die Bewirtschaftung bzw. Nicht-Bewirtschaftung des Waldes in Deutschland wird seit etwa drei Jahrzehnten maßgeblich durch diese zwei Gruppen bestimmt, deren Positionen zum Wald oftmals konträr sind (MILAD et al. 2012).

Neu in der Arena der forst- bzw. waldnaturschutzpolitisch relevanten Themen ist die Zunahme der Diskussionen über die Waldenergieholznutzung, getrieben durch die Energiewende und die damit verbundene Intensivierung der energetischen Nutzung von Waldbiomasse. So ist die Zahl der Publikationen zu diesem Thema in den letzten Jahren deutlich angestiegen (PEDROLI et al. 2013). PETERS et al. (2015) untersuchten in ihrer Studie die Wahrnehmung bestehender und zukünftiger Zielkonflikte sowie Synergien zwischen der Bereitstellung und Nutzung von Energieholz und anderen Ökosystemdienstleistungen durch Vertreter von sechs verschiedenen Akteursgruppen in fünf europäischen Ländern. Zielkonflikte werden insbesondere bezogen auf den Schutz der Waldbiodiversität gesehen. In Deutschland wird zudem eine mögliche Nutzungsintensivierung hinsichtlich der Einhaltung von Nachhaltigkeitsstandards kritisch bewertet. Die bekannten Debatten um "Schützen-vs.-Nutzen" werden somit auch in dem Kontext der Energieholznutzung weitergeführt. Trotz bestehender Interessens- und Wertkonflikten zwischen konkurrierenden Absichten (Energiewende vs. natürliche Waldentwicklung) wird die Diskussion über Biodiversität und Energieholznutzung aber derzeit praktisch ausschließlich auf wissenschaftlicher Ebene geführt und erscheint nicht als eigenständiges Thema in der forstpolitischen Diskussion (FERRANTI 2014).

Demgegenüber wird das Thema zusätzliche Mobilisierung von Energieholz auch intensiv in der forstlichen Praxis diskutiert. Da die Nutzungspotenziale im öffentlichen Wald weitgehend ausgeschöpft sind, konzentriert sich die Mobilisierungsdebatte insbesondere auf den (Klein-) Privatwald. Dabei wird zunehmend deutlich, dass das Verhalten bzw. die Motive der Waldbesitzer den entscheidenden Faktor für die Bereitstellung von Energieholz im Privatwald darstellen (BOHLIN & ROOS 2001, SCHNURR 2007, BLENNOW et al. 2014, HASTREITER 2015). Somit zeigt sich auch in diesem Kontext, dass die Interessen und Sichtweisen der Akteure bei politischen Entscheidungen unbedingt berücksichtigt werden müssen (PETERS et al. 2015).

Bis heute werden naturwissenschaftliche Systeme meist isoliert von ihrem sozialen Kontext untersucht (MATTHES et al. 2014). Auch im Rahmen dieses Forschungsprojektes lag der Schwerpunkt auf einer naturwissenschaftlichen Analyse des Zusammenhangs zwischen Energieholznutzung und Waldbiodiversität. Dabei handelt es sich um ein komplexes Themenfeld und Ursache-Wirkungsbeziehungen können i.d.R. nur qualitativ, nicht aber quantitativ beschrieben werden (vgl. Kapitel 4). Vor diesem "unscharfen" naturwissenschaftlichen Hintergrund hängt die Bewertung der Situation (und die daraus abgeleiteten Entscheidungen) stark von den Interessen und Wertvorstel-

lung der beteiligten Akteure ab. Eine nachhaltige Nutzung von Energieholz, die sowohl die Aspekte der Energiewende als auch der Biodiversität berücksichtigt, muss deshalb die Sichtweisen verschiedener Akteure in die Gestaltung von Politik sowie in die Bewirtschaftung des Waldes einbeziehen (PETERS et al. 2014).

Im Rahmen des Projektes wurden deshalb ergänzend zu den naturwissenschaftlichen und ökonomischen Untersuchungen auch sozialempirische Erhebungen zur Sichtweise von Akteuren auf die Waldenergieholznutzung durchgeführt. Nachdem sowohl die Integration von Biodiversitätszielen in die Waldbewirtschaftung als auch die Bereitstellung von Energieholz überwiegend auf lokaler bzw. regionaler Ebene stattfindet (FERRANTI 2014, BORRASS 2014), fanden die Befragungen schwerpunktmäßig in den Bundesländern der Modellregionen statt. Im Vordergrund standen dabei folgende Fragen:

Wie ist die Sichtweise von Waldbesitzern und Forstbehörden?

Wie ist die Sichtweise von Naturschutzverbänden?

Wird die Waldenergieholznutzung überhaupt als Konfliktfeld wahrgenommen?

6.2 Methodisches Vorgehen

Die Datenerhebung erfolgte über schriftliche und mündliche Befragungen auf der Basis von halb-quantitativen, anonymisierten Fragebögen. Die vorliegende Studie erhebt nicht den Anspruch, repräsentative Ergebnisse über die Einstellungen und Sichtweisen der gesamten Akteursgruppen zu liefern, sondern besitzt einen explorativen, informatorischen Charakter (KONRAD 2011). Die Auswahl der befragten Gruppen richtete sich nach dem in JACOB et al. (2013) beschriebenen Verfahren der "nicht-zufälligen Auswahl (Bewusste Auswahl)" und konzentrierte sich auf Akteure des Forstbereiches, des Naturschutzes sowie die Ansprechpartner der Bioenergieregionen. Die Erkenntnisse wurden im Verlauf des Projektes unter aktuellen Verhältnissen generiert und liefern demzufolge eine Momentaufnahme. Aus dem Datenmaterial lasen sich die derzeit vorherrschende Sichtweisen in Bezug auf die Thematik Waldenergieholz/Naturschutz aufzeigen. Die Ergebnisse spiegeln die Sichtweisen und Einschätzungen von Akteuren der Waldenergieholznutzung auf regionaler Ebene wider, auf der letztlich politische Entscheidungen in die Praxis umgesetzt werden. Folgende Erhebungen wurden durchgeführt:

Tabelle 22: Übersicht zur Befragung über Waldenergieholznutzung

Thema	Inhalt
Waldenergieholznutzung aus Sicht der Waldbesitzer und Forstbehörden	Befragung der Geschäftsführungsebene forstlicher Institutionen (n = 199) Datenaufnahme anhand eines strukturierten, halbstandardisierten online-Fragebogens bzw. schriftlichem Versand per Post/Email Ebene: Bundesland/Regionen (Bayern, Brandenburg, Nordrhein-Westfalen)
Waldenergieholznutzung aus Sicht des Verbandsnaturschutzes	Befragung der Landesgeschäftsstellen sowie Bezirks-/Regionalgeschäftsstellen des „Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland“ (BUND) bzw. des „Bund Naturschutz Bayern“ (BN Bayern) und des „Naturschutzbund Deutschland“ (NABU) bzw. „Landesbund für Vogelschutz in Bayern“ (LBV) (n = 29) Datenaufnahme anhand eines strukturierten, halbstandardisierten Fragebogens als telefonisches Einzelinterview Ebene: Bundesland/Regionen (Bayern, Brandenburg, Nordrhein-Westfalen)
Waldenergieholznutzung als potenzielles Konfliktfeld?	Befragung der Ansprechpartner der Bioenergieregionen (n = 18) Datenaufnahme anhand eines strukturierten, halb-standardisierten Fragebogens als telefonisches Einzelinterview Ebene: Bioenergieregionen, deutschlandweit

Die Auswertung erfolgte mittels einer Kombination quantitativer und qualitativer Methoden deskriptiv durch Darstellung von Häufigkeiten. Die Antworten auf die offenen Fragen der Erhebungen wurden kategorisiert und anschließend in Anlehnung an die bei MAYRING (2010) beschriebene qualitative Technik der Zusammenfassung quantifiziert. Die Kategorien wurden deduktiv aus dem Material heraus entwickelt und aus vorhandenen Studien induktiv ergänzt. Ergänzend zu den ei-

genen Erhebungen wurde eine Literaturrecherche durchgeführt. Dabei wurden neben wissenschaftlichen Schriften insbesondere auch Veröffentlichungen der befragten Gruppen (Positionspapiere, Studien etc.) berücksichtigt.

6.3 Waldenergieholznutzung aus Sicht der Waldbesitzer und Forstbehörden

Waldbesitzer und Forstbehörden sind wichtige Akteure der Forstpolitik (WINKEL 2007a). Im Bereich Energiewende und Waldbiodiversität beeinflussen Sie durch ihr Verhalten einerseits Art und Menge des Waldenergieholzes, andererseits auch die für die Biodiversität relevanten Waldstrukturen. Im Rahmen der Umfrage wurden die Positionen und Sichtweisen der Waldbesitzer und Forstbehörden zum Thema „Waldenergieholznutzung und Waldbiodiversität“ in drei Bundesländern (Bayern, Brandenburg und Nordrhein-Westfalen) auf regionaler Ebene mittels eines Fragebogens erhoben. Forschungsleitende Fragen waren:

- 1) Wie hat sich die Waldbewirtschaftung durch die Energieholznutzung geändert? Bestehen Synergien bzw. Konflikte mit Naturschutzzielsetzungen?
- 2) Wird die (Wald-)Energieholznutzung als eigenständiger Einflussfaktor auf den Wald und die Artenvielfalt wahrgenommen?
- 3) Wie wird die Energieholznutzung im Wald gesteuert?

Befragt wurden die Geschäftsführer/Betriebsleiter folgender Gruppen (Tabelle 23):

Tabelle 23: Befragte Akteursgruppen in den drei Bundesländern BY, BB und NRW

Beteiligte Akteure	angeschrieben (N)	Rücklauf (N)	Rücklauf (%)
Bayern			
Bayer. Staatsforsten	41	12	29%
Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Kommunalwald + Privatwald)	47	31	66%
Kommunalwald (>1000ha, eigener Betrieb)	20	9	45%
Forstbetriebsgemeinschaft	126	47	37%
Großprivatwald (>1000ha)	35	14	40%
Brandenburg			
Landesbetrieb Oberförsterei	30	24	80%
Landesbetrieb Landeswaldoberförsterei	14	9	64%
Forstbetriebsgemeinschaft (30 größte)	31	12	39%
Nordrhein-Westfalen			
Regionalforstamt (Staatswald+ Privatwald)	14	11	79%
Kommunalwald (>1000ha)	33	15	45%
Großprivatwald (>500ha)	68	8	12%

Über alle drei Bundesländer wurden 520 Personen in leitender Funktion angeschrieben, 199 Fragebögen konnten ausgewertet werden und gingen in die Auswertung ein. Dies entspricht einem Gesamtrücklauf von rund 38%. Entsprechend der Waldfläche wurden in Bayern die meisten Befragungen durchgeführt. In Nordrhein-Westfalen war die Beteiligung des Großprivatwaldes gering, wozu vermutlich die aktuelle forstpolitische Diskussion beigetragen hat. Der Rücklauf von Forstbetriebsgemeinschaften war in diesem Bundesland zu gering für eine Auswertung, weshalb diese Kategorie nicht eigens dargestellt ist. Die hohe Beteiligung in Brandenburg erklärt sich durch die starke Unterstützung durch den Landesbetrieb Forst Brandenburg. Der Kommunalwald sowie der Großprivatwald beteiligten sich in diesem Bundesland leider nicht an der Befragung. In Bayern und Brandenburg wurden auch Betriebe der Bundesforstverwaltung befragt. Aufgrund der geringen Anzahl der Betriebe (fünf angeschrieben, zwei Rückmeldungen) wurde diese nicht gesondert ausgewertet sondern ggfs. im Text beschrieben.

Die Antworten der Befragten richteten sich jeweils auf die gesamte von ihnen bewirtschaftete bzw. betreute/im Zuständigkeitsgebiet liegende Fläche. Die Umfrage umfasst eine Waldfläche von 2.412.668 ha, dies entspricht einem Anteil von 52% der Gesamtwaldfläche der drei Bundesländer (Tabelle 24):

Tabelle 24: Durch die Befragung erfasste Waldfläche

Bundesland	Erfasste Waldfläche (ha)	Gesamtwaldfläche (ha)*
Bayern	1.217.207	2.605.563
Brandenburg	722.278	1.130.847**
Nordrhein-Westfalen	473.183	909.511
Gesamt	2.412.668	4.645.921

*Gesamtwaldfläche (BMEL 2014); **Brandenburg + Berlin

6.3.1 Ergebnisse zu den einzelnen Fragen

Anteile der Waldenergieholznutzung und zeitliche Entwicklung

Bayern

Zwei Drittel der bayerischen Betriebe nutzen 10-40% des Einschlages als Energieholz. Bei den AELFs und WBV/FBG mit einem hohen Anteil an (Klein-)Privatwald liegt der Anteil an Energieholz noch höher. Der Anteil an Hackschnitzeln am Energieholz streut stark. Bei einem knappen Drittel der Befragten lag der Anteil unter 10%; gleichzeitig liegt er aber bei knapp einem Fünftel der Befragten über 40%. In fast allen Regionen und bei allen Waldbesitzarten hat die Energieholznutzung (stark) zugenommen. Als Gründe wurden überwiegend ökonomische Aspekte wie eine gestiegene Nachfrage und bessere Preise für Energieholz genannt.

Brandenburg

In Brandenburg ist die Energieholznutzung deutlich niedriger als in den beiden anderen Bundesländern. Bei mehr als der Hälfte der Befragten lag die Energieholznutzung (Scheitholz plus Hackschnitzel, nicht beachtet wurde hier das neu etablierte Sortiment „Industrieholz als Energieholz“) bei weniger als 10% des Einschlages. Wie in Bayern streut der Hackschnitzelanteil am Energieholz in einem weiten Bereich von unter 10% bis über 40%. Wie in Bayern hat die Energieholznutzung in den letzten 10 Jahren über alle erfassten Waldbesitzarten ökonomisch bedingt stark zugenommen.

Nordrhein-Westfalen

Ähnlich der Situation in Bayern lag der Anteil von Energieholz am Einschlag bei zwei Drittel der Befragten zwischen 10-40%. Der Anteil von Hackschnitzel ist vergleichsweise gering, rund drei Viertel der Befragten (n = 20) nutzen weniger als 10% des Energieholzes für Hackschnitzel. Auch in Nordrhein-Westfalen hat die Energieholznutzung in den letzten 10 Jahren über alle erfassten Waldbesitzarten zugenommen.

Spezifische Auswirkungen der Energieholznutzung

Bayern

58% der Umfrageteilnehmer in Bayern sehen in ihrem Zuständigkeitsgebiet keine spezifischen Auswirkungen der Energieholznutzung, die über die Auswirkungen der normalen Stammholznutzung hinausgehen. Besonders deutlich ist dies bei den bayerischen Staatsforsten, dem Kommunalwald und dem Großprivatwald. 23% gaben an, dass der Einschlag durch die Energieholznutzung zugenommen hat und 19% der Befragten nehmen spezifische Auswirkungen der Energieholznutzung wahr. Als spezifische negative Auswirkungen werden insbesondere Nährstoffverluste und der Verlust an Totholz angegeben, als positive Auswirkung wird die Waldschutzsituation genannt.

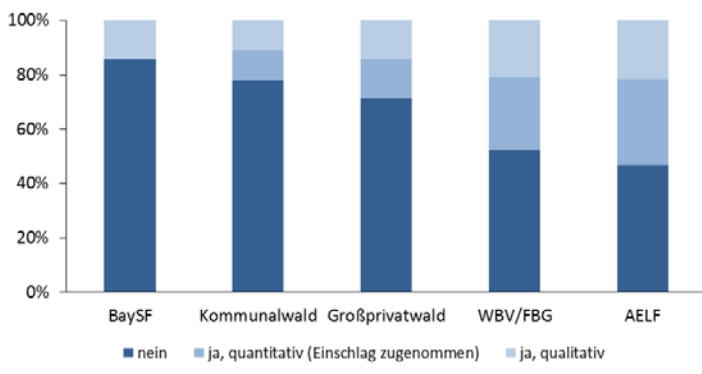


Abbildung 35: Spezifische Auswirkungen der Energieholznutzung in Bayern

Brandenburg

In Brandenburg sehen 39% der Befragten keine Auswirkungen der Energieholznutzung, 45% eine Erhöhung des Einschlags und 16% spezifische Auswirkungen durch die Energieholznutzung. Der Anteil der Befragten, die Auswirkungen sehen ist bei den Landeswaldoberförstereien deutlich höher als bei den Forstbetriebsgemeinschaften, wo 55% mit "keine Auswirkungen" antworteten. Als spezifische Effekte wurden wie in Bayern Nährstoffverluste und Totholz bzw. Vorteile in Bezug auf Waldschutz genannt.

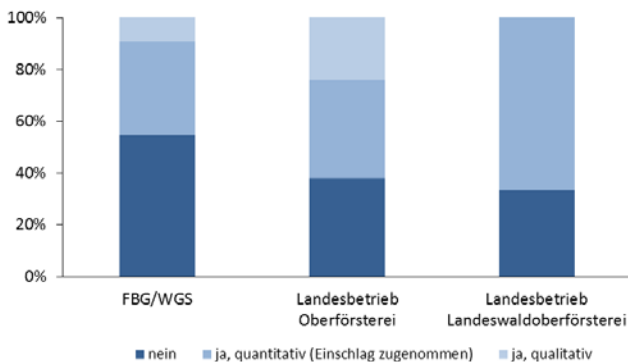


Abbildung 36: Spezifische Auswirkungen der Energieholznutzung in Brandenburg

Nordrhein-Westfalen

In NRW sehen Dreiviertel der befragten Personen keine spezifischen Auswirkungen der Energieholznutzung im Vergleich zur normalen Stammholznutzung. Alle Kommunalwaldvertreter und fast alle Großprivatwaldbewirtschafteter sehen keine spezifischen Auswirkungen. Dagegen sieht rund die Hälfte der befragten Regionalforstämter eine Zunahme des Einschlags. Weitere spezifische Auswirkungen wurden in NRW mit einer Ausnahme nicht genannt.

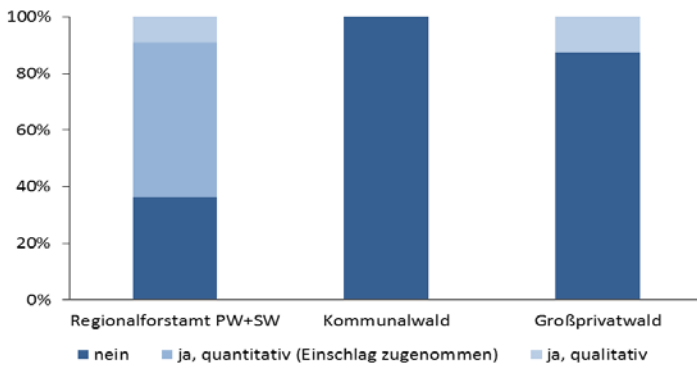


Abbildung 37: Spezifische Auswirkungen der Energieholznutzung in NRW

Auswirkungen der Energieholznutzung auf waldbauliche Maßnahmen

Bayern

Die Auswirkungen der Energieholznutzung auf waldbauliche Maßnahmen sind nach Aussage der Befragten vergleichsweise gering (Abbildung 38). Lediglich im Bereich der Kronenderbholznutzung scheint sich die Energieholznutzung etwas stärker auszuwirken: Rund ein Fünftel der Befragten nehmen eine (sehr) starke Zunahme am Einschlag alter Wälder wahr, wobei die Nennungen vorwiegend aus den Forstbetriebsgemeinschaften stammen. Für die Zukunft prognostizieren die Befragten lediglich geringfügige Veränderungen.

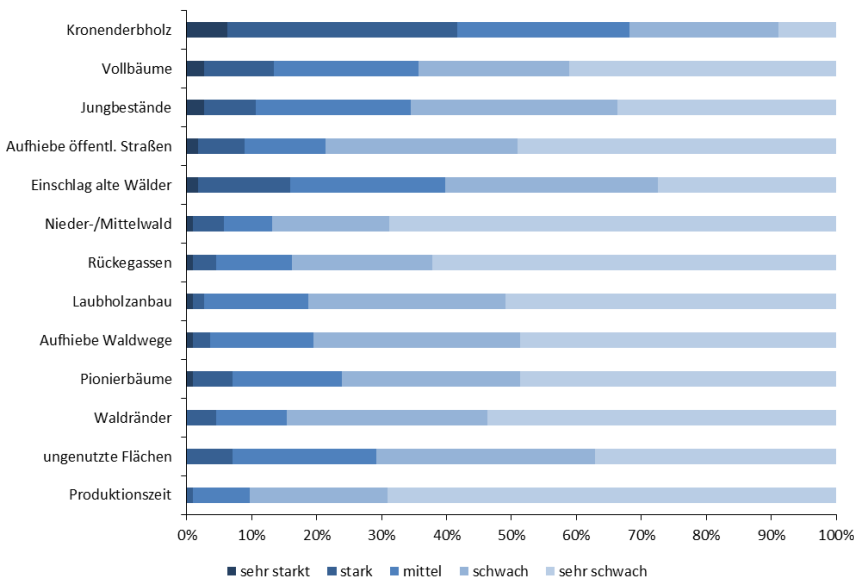


Abbildung 38: Auswirkungen der Energieholznutzung auf waldbauliche Maßnahmen in Bayern

Brandenburg

Die Ergebnisse in Brandenburg sind vergleichbar mit Bayern. Die Auswirkungen der Energieholznutzung auf waldbauliche Maßnahmen werden als gering bewertet, lediglich bei der Kronenderbholznutzung scheint sich die Energieholznutzung stärker auszuwirken.

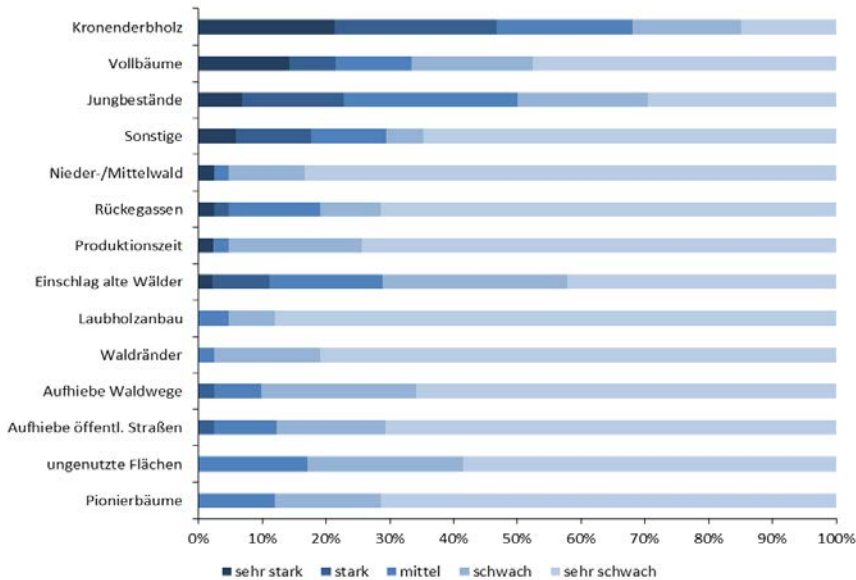


Abbildung 39: Auswirkungen der Energieholznutzung auf waldbauliche Maßnahmen in Brandenburg

Nordrhein-Westfalen

Auch in NRW dominieren die Rückmeldungen (sehr) schwache Auswirkungen. Die stärksten Auswirkungen wurden zur Kronenderbholznutzung gemeldet, daneben wurden auch Aufhiebe öffentlicher Straßen vergleichsweise häufig genannt.

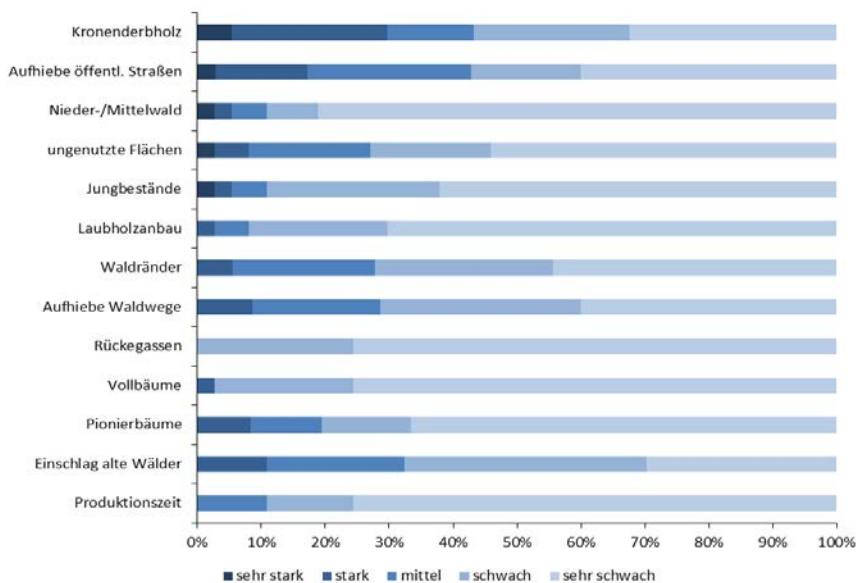


Abbildung 40: Auswirkungen der Energieholznutzung auf waldbauliche Maßnahmen in NRW

Rückmeldungen zur Energieholznutzung

Bayern

Insgesamt wurden von Befragten in Bayern 225 positive und 86 negative Rückmeldungen zum Thema Energieholznutzung gemeldet. Überwiegend positive Rückmeldungen erhielten die Befragten von den Akteuren der Forstwirtschaft (Innerbetrieblich, FBG/WBV, Waldbesitzer, Forstverwaltung). Auch seitens der Bevölkerung überwiegen noch die positiven Rückmeldungen, wogegen von den Naturschutzverbänden sowie der Naturschutzverwaltung negative Rückmeldungen über-

wiegen. Allerdings stammen nur vergleichsweise wenige Rückmeldungen (38 von insgesamt 311) von Naturschutzverbänden und Naturschutzverwaltung.

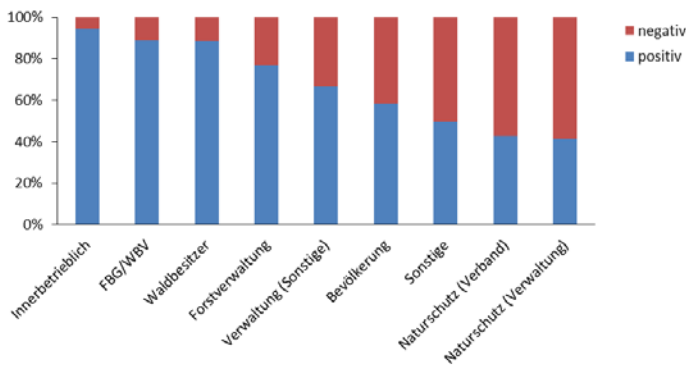


Abbildung 41: Rückmeldungen zur Energieholznutzung in Bayern

Brandenburg

In Brandenburg wurden insgesamt 74 positive und 33 negative Rückmeldungen von verschiedenen Akteursgruppen gemeldet. Das Verhalten der einzelnen Gruppen ist nahezu identisch mit Bayern. Überwiegend positive Rückmeldungen stammen von den Akteuren der Forstwirtschaft und auch das Feedback der Bevölkerung ist mehrheitlich positiv. Bei Naturschutzverbänden bzw. Naturschutzverwaltung überwiegen negative Rückmeldungen, allerdings ist die Zahl der Rückmeldungen dieser Gruppen vergleichsweise gering (16 von insgesamt 107).

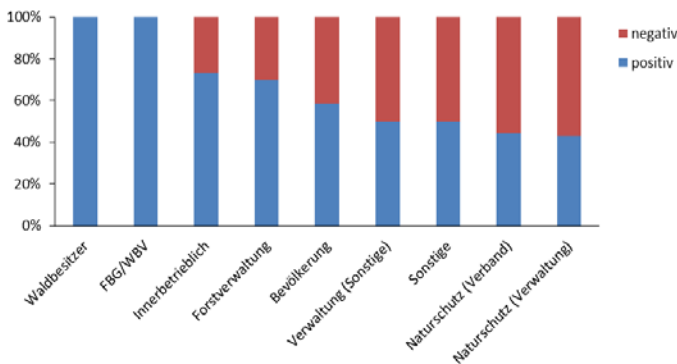


Abbildung 42: Rückmeldungen zur Energieholznutzung in Brandenburg

Nordrhein-Westfalen

Das Feedback in NRW ist weit überwiegend positiv. Negative Rückmeldungen kommen vereinzelt von der Bevölkerung sowie von Naturschutzverbänden bzw. Naturschutzverwaltung. Bei den Naturschutzverbänden bzw. Naturschutzverwaltung ist zu beachten, dass insgesamt nur 5 Rückmeldungen (davon 4 negative) gemeldet wurden.

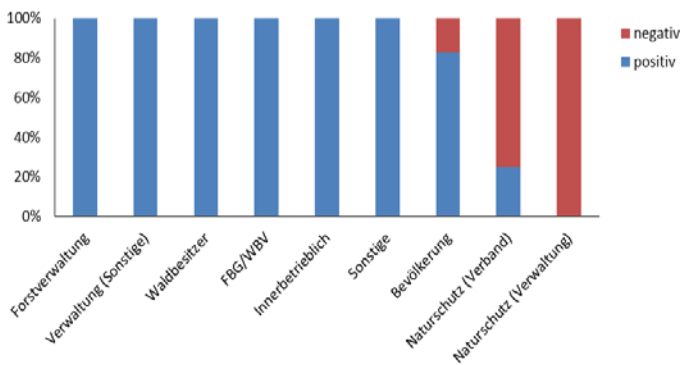


Abbildung 43: Rückmeldungen zur Energieholznutzung in NRW

Einschränkung der Energieholznutzung durch naturschutzfachliche Restriktionen (Frage 8) und Art der Regelung

Bayern

Bei der Bewertung der Auswirkungen von naturschutzfachlichen Restriktionen auf die Energieholznutzung zeigt sich bei den bayerischen Befragten eine klare Differenzierung zwischen Privatwald und öffentlichen Wald (Abbildung 44). Im Privatwald sehen 90% der Befragten keine bzw. nur geringe Einschränkungen während im öffentlichen Wald rund ein Drittel der Befragten mittlere Einschränkungen angibt. Starke Einschränkungen wurden nicht gemeldet. Hauptursache für die Einschränkung sind die Förderung von Biotopbäumen und Totholz sowie der Verzicht auf den Anbau bestimmter Baumarten und die verstärkte Beteiligung alter Wälder.

Die am häufigsten genannten Regelungen für die Einschränkungen sind betriebliche Konzepte, daneben Managementplanung/Natura2000 und naturschutzrechtliche Regelungen. Die mengenmäßige Bedeutung der Regelungen für die Energieholznutzung wird in Übereinstimmung mit der allgemeinen Bewertung als vergleichsweise gering eingeschätzt. Rund 90% der Rückmeldungen betreffen keine bzw. nur schwache Auswirkungen.

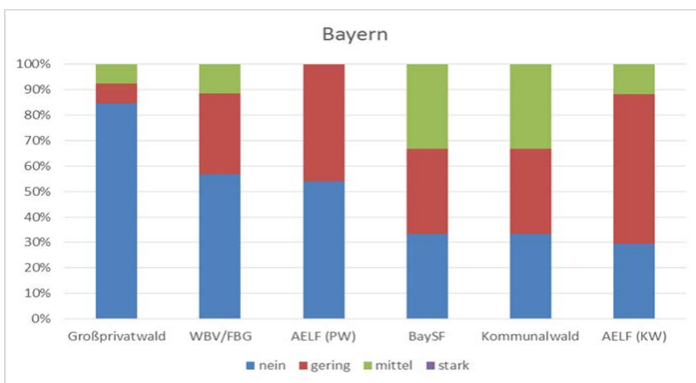


Abbildung 44: Einschränkung der Energieholznutzung durch naturschutzfachliche Restriktionen in BY

Brandenburg

In Brandenburg werden die Einschränkungen der Energieholznutzung durch naturschutzfachliche Restriktionen etwas stärker wahrgenommen als in Bayern. Rund 20% der Befragten melden mittlere Einschränkungen, rund 10% der Befragten starke Einschränkungen. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Gruppen sind vergleichsweise gering. Die wichtigsten Gründe für die Einschränkungen sind der Verzicht auf den Anbau bestimmter Baumarten, die Förderung von Biotopbäumen/Totholz und die Nutzungseinstellung.

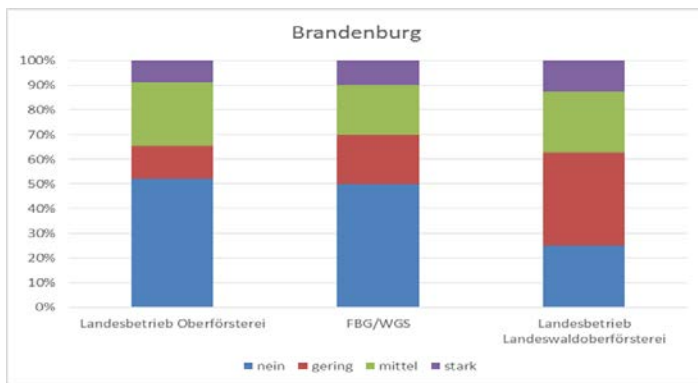


Abbildung 45: Einschränkung der Energieholznutzung durch naturschutzfachliche Restriktionen in BB

Die am häufigsten genannten Regelungen für die Einschränkungen sind Managementplanung/Natura2000, Naturschutzrechtliche Regelungen und Schutzgebiete. Die mengenmäßige Bedeutung der Regelungen für die Energieholznutzung wird deutlich höher als in Bayern eingeschätzt und jede sechste Rückmeldung betrifft (sehr) starke Einschränkungen.

Nordrhein-Westfalen

Auch in NRW werden die Einschränkungen der Energieholznutzung durch naturschutzfachliche Restriktionen stärker wahrgenommen als in Bayern (Abbildung 46). Im Großprivatwald melden rund ein Viertel der Befragten mittlere Einschränkungen, von den Regionalforstämtern berichten fast 50% von mittleren oder starken Einschränkungen. Als Gründe für die Einschränkungen werden mit nahezu identischer Bedeutung der Verzicht auf den Anbau bestimmter Baumarten, die Förderung von Biotopbäumen/ Totholz und Nutzungseinstellung genannt. Die am häufigsten genannten Einschränkungen sind naturschutzrechtliche Regelungen, Schutzgebiete und Managementplanung/Natura2000 sowie betriebliche Konzepte. Die mengenmäßige Bedeutung der Regelungen wird ähnlich wie in Brandenburg eingeschätzt. Jede sechste Rückmeldung nennt (sehr) starke Einschränkungen.

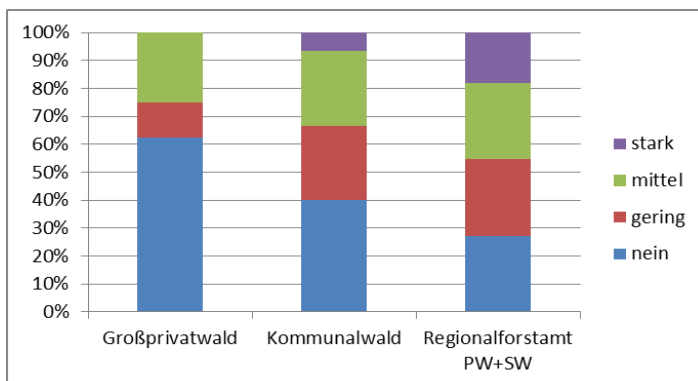


Abbildung 46: Einschränkung der Energieholznutzung durch naturschutzfachliche Restriktionen in NRW

Energieholzproduktion durch naturschutzorientierte Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen

Bayern

Rund ein Drittel der Befragten in Bayern gaben an, entsprechende Maßnahmen durchzuführen. Die meisten Nennungen bezüglich durchgeführter Maßnahmen (93 von 114 Rückmeldungen) kamen von den Forstbetriebsgemeinschaften. Die wichtigsten Maßnahmen sind die Förderung von seltene Lebensräumen, Sonderstandorten oder Waldrändern sowie die Förderung von Lichtbaumarten/lichten Wäldern, die oftmals in Form von Entbuschungen durchgeführt werden (Abbildung 47). Diese Maßnahmen werden oftmals großflächig durchgeführt.

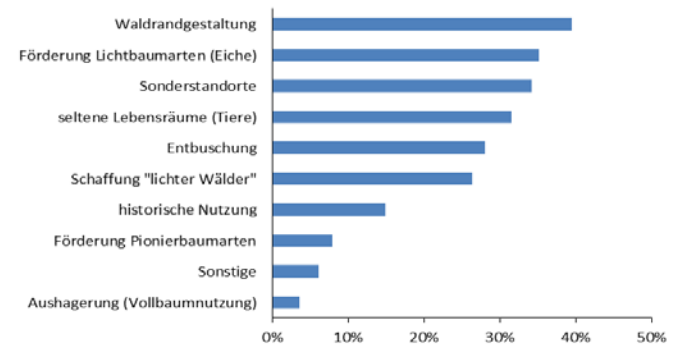


Abbildung 47: Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen, bei denen Energieholz anfällt. (Prozentualer Anteil an der Gesamtzahl der Antworten in Bayern; n=114)

Brandenburg

Rund 30% der Befragten in Brandenburg gab an, entsprechende Maßnahmen durchzuführen. Die wichtigsten Maßnahmen sind nahezu identisch zu Bayern die Förderung von seltenen Lebensräumen, Sonderstandorten oder Waldrändern sowie die Förderung von Lichtbaumarten / lichten Wäldern.



Abbildung 48: Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen, bei denen Energieholz anfällt. (Prozentualer Anteil an der Gesamtzahl der Antworten in Brandenburg, n=47)

Nordrhein-Westfalen

Auch in NRW führen rund 30% der Befragten Pflegemaßnahmen durch bei denen Energieholz anfällt. Schwerpunkt sind die Pflege von Sonderstandorten und die Förderung seltener Lebensräume sowie die Förderung von Lichtbaumarten/Schaffung „lichter“ Wälder.

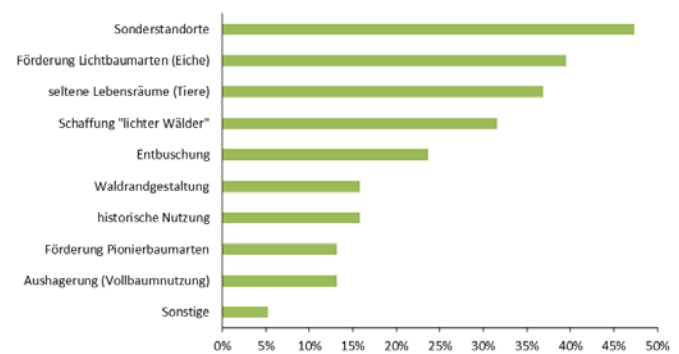


Abbildung 49: Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen, bei denen Energieholz anfällt. (Prozentualer Anteil an der Gesamtzahl der Antworten in Nordrhein-Westfalen, n=38)

6.3.2 Vergleichende Diskussion wesentlicher Ergebnisse

Ein direkter Vergleich der einzelnen Bundesländer ist nur eingeschränkt möglich. Zum einen sind die naturräumlichen Gegebenheiten verschieden, zum anderen die Rechts- und Organisationsform der Forstbetriebe /-verwaltungen sowie die Verbandsstrukturen der Länder. So ist in Bayern der Staatsforst als rechtlich eigenständiger Betrieb getrennt von der Forstverwaltung organisiert, wohingegen in Nordrhein-Westfalen eine Einheitsforstverwaltung besteht, bei der Regionalforstämter für Forstbetrieb, Hoheit und Dienstleistung zuständig sind. Nachdem nicht alle Regionalforstämter einen eigenen Ansprechpartner zu jedem Bereich haben, war die getrennte Erfassung nach Besitzarten z.T. schwierig. Hinzu kommt, dass nicht in allen drei Bundesländern alle Besitzarten erfasst werden konnten. Auch dadurch können sich Verzerrungen ergeben, da bei einzelnen Fragen klare Unterschiede zwischen privaten und öffentlichen Waldbesitz erkennbar waren. Im Folgenden sollen deshalb nur einige wesentliche Ergebnisse im Vergleich der Bundesländer diskutiert werden.

In allen drei Bundesländern hat die Energieholznutzung in den letzten zehn Jahren deutlich zugenommen. In Übereinstimmung mit den Potenzialstudien (vgl. Kapitel 4) spielt die Energieholznutzung in Brandenburg aufgrund anderer Privatwaldstrukturen und großer Industrieholzabnehmer (MIL 2013) eine deutlich geringere Rolle als in den beiden anderen Bundesländern. In allen drei Bundesländern sehen nur wenige Akteure der Forstwirtschaft **spezifische Effekte der Waldenergieholznutzung** (in Bayern 19%, in NRW 5% der Befragten). Nach den Rückmeldungen hat die Energieholznutzung aktuell sowie zukünftig nur geringe Auswirkungen auf die durchgeführten waldbaulichen Maßnahmen. Lediglich die Kronenderbholznutzung scheint sich mengenmäßig stärker auszuwirken. Dies zeigt, dass Auswirkungen der Energieholznutzung auf die Arten- und Strukturvielfalt bei den Akteuren der Forstwirtschaft nicht als bedeutsames eigenständiges Thema wahrgenommen werden. Hierzu passt, dass in Positionspapieren der Forstwirtschaft (z.B. Positionspapier Waldnaturschutz 2015 in Bayern, wbv-nrw.de, waldbauernverband.de) auf Wechselwirkungen zwischen Waldenergieholznutzung und Naturschutz kaum eingegangen wird. Andererseits gibt eine bedeutsame Anzahl der Befragten an (in BB fast jeder Zweite, in den anderen beiden Bundesländern jeder Vierte), dass die Energieholznutzung sich auf die Einschlagshöhe auswirkt. Dabei melden die für Privat- und Kommunalwald Zuständigen in allen drei untersuchten Bundesländern öfter Auswirkungen als die Vertreter der anderen Waldbesitzarten. Dies deutet darauf hin, dass Energieholz vorwiegend als Nebenprodukt der normalen Waldbewirtschaftung genutzt (PETERS et al. 2015, BLENNOW et al. 2014) und somit das Thema Energieholznutzung und Waldbiodiversität unter dem Thema "Nutzungsintensität" (Einschlagsmenge) subsumiert wird.

Die von den Befragten registrierten **Rückmeldungen zur Energieholznutzung** unterscheiden sich nur geringfügig zwischen den Bundesländern und sind in Abbildung 50 und Abbildung 51 zusammengefasst. Die meisten Rückmeldungen stammen aus der Bevölkerung sowie von Waldbesitzern, wogegen Rückmeldungen von Naturschützern vergleichsweise selten sind. Von den Akteursgruppen mit forstlichem Bezug (Privatwaldbesitzer, Forstbetriebsgemeinschaften, Forstverwaltung sowie innerbetrieblich) erhielten die Befragten nahezu ausschließlich positive Rückmeldungen zur Energieholznutzung. Die Bevölkerung äußert sich in allen drei Ländern mehrheitlich positiv zur Energieholznutzung, allerdings gibt es schon mehr als ein Drittel negative Rückmeldungen. Sowohl vom verbandlichen wie amtlichen Naturschutz kommen mehrheitlich negative Rückmeldungen.

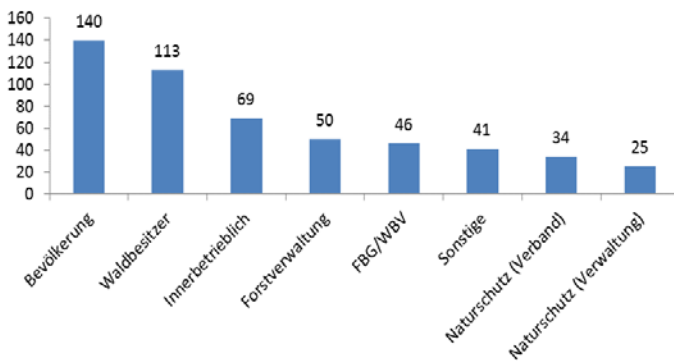


Abbildung 50: Zahl der Rückmeldungen zur Energieholznutzung in allen drei Bundesländern

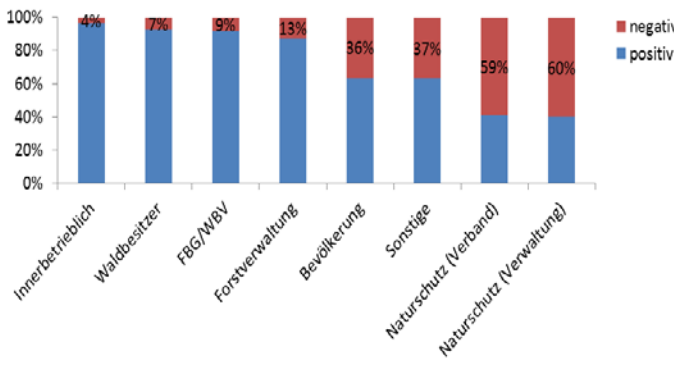


Abbildung 51: Art der Rückmeldungen zur Energieholznutzung in allen drei Bundesländern

Der mit Abstand am häufigsten genannte positive Aspekt der Energieholznutzung ist der finanzielle Anreiz – Energieholz als zusätzliche Einnahmequelle. Weitere häufig genannte positive Aspekte sind der gestiegene Anreiz, den Wald zu pflegen, Waldschutzgründe und der durch die verstärkte Nutzung von Schlagabraum "aufgeräumte, sauber wirkende Wald". Die Energiewende sowie eine positive Wirkung auf Arten- und Strukturvielfalt werden vergleichsweise selten angeführt. Bei den negativen Rückmeldungen wird die Übernutzung am häufigsten genannt, daneben spielen die gestiegene Nutzung von Alt- und Habitatbäumen, Verschlechterung der Biotopqualität und erhöhte Nährstoffentzüge eine Rolle.

Insgesamt sind die Rückmeldungen der Bevölkerung zur Energieholznutzung grundsätzlich positiv. Kommt es jedoch zu einer Intensivierung des Holzeinschlages, der zum großen Teil wohl nicht konkret der Energieholznutzung bzw. der normalen Stammholznutzung zugeordnet werden kann, werden kritische Äußerungen der Bevölkerung laut. In den offenen Kommentaren wurde oft vermerkt, dass sich negative Äußerungen der Bevölkerung in vielen Fällen nicht explizit auf die Energieholznutzung, sondern auf die Holznutzung im Wald insgesamt beziehen. Dies deckt sich mit einer Bevölkerungsumfrage des BMUB und BfN zu Natur und biologischer Vielfalt, nach der die Bevölkerung der Energiewende an sich noch mehrheitlich positiv gegenübersteht. Eine klare Mehrheit (65%) ist jedoch gegen einen vermehrten Holzeinschlag in deutschen Wäldern zur Deckung des Energiebedarfs (BMUB & BfN 2013). Zwar schätzen die Deutschen den Werkstoff Holz, „das Fällen von Bäumen wird jedoch als negativ empfunden“ (KLEINHÜCKELKOTTEN et al. 2009). Totholz und abgestorbene Bäume gehören zudem für 80% der Deutschen in den Wald (BMUB & BfN 2013).

Naturschutzorientierte Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen werden in allen drei Bundesländern in bedeutsamem Umfang durchgeführt. Dabei anfallendes Energieholz wird genutzt. Obwohl die Einzelmaßnahmen z.T. auch großflächig durchgeführt werden, ist die dabei anfallende Energieholzmenge insgesamt gering, da in allen drei Bundesländern derartige Maßnahmen unter 0,5%

der Waldfläche betreffen. Die gemeldete Fläche (und damit Energieholzmenge) historischer Nutzungsformen (Nieder- und Mittelwald) ist sehr gering. Nach den Rückmeldungen unserer Umfrage wird speziell wegen der Energieholznutzung keine verstärkte Durchführung naturschutzfachlicher Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen betrieben. Positive Synergieeffekte der Energieholznutzung zum Naturschutz scheinen insgesamt also keine Motivation zur verstärkten Durchführung naturschutzfachlicher Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen zu sein.

6.4 Waldenergieholznutzung aus Sicht des Verbandsnaturschutzes

Naturschutzorganisationen in Deutschland sind im Bereich Biodiversität sowohl auf politischer und strategischer als auch auf konkreter Handlungsebene aktiv. Seit den 1980er Jahren fand eine Öffnung der bis dato durch einen relativ kleinen und geschlossenen Kreis von „forstlichen“ Akteuren geprägten Forstpolitik statt (WINKEL 2007b). Seitdem sind die Naturschutzverbände immer mehr auch mit walddatenschutzpolitischen Themen und damit auch mit der Arten- und Strukturvielfalt im Wald befasst. Im Kontext klima-, energie- und naturschutzrelevanter Diskussionen haben Naturschutzverbände auch bei bioenergiepolitischen Fragen an Bedeutung gewonnen. So nehmen beispielsweise BUND (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V.) und NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.) auf nationaler Ebene Stellung zur energetischen Nutzung von Waldholz. Unter Beachtung der Grenzen der Nachhaltigkeit bekennen sich NABU und BUND grundsätzlich zu einer ökologisch vertretbaren Holznutzung. Gefordert werden jedoch u.a. die Begrenzung der Waldrestholznutzung anhand verbindlicher Kenngrößen sowie die Kaskadennutzung, bei der die stoffliche Nutzung Vorrang vor der energetischen Nutzung erhält (BUND & NABU 2011). In einem Positionspapier zur energetischen Nutzung von Biomasse weist der BUND darauf hin, dass ökologisch wertvolle Totholzreste dem Intensivanbau nicht geopfert werden dürfen. Auch dürfen bisher nicht wirtschaftlich zu verwertende (Altholz-) Bestände nicht übernutzt und so in ihrer ökologischen Bedeutung geschädigt werden (BUND 2010). Sowohl BUND als auch NABU sehen die derzeitige Entwicklung kritisch und machen auf konkrete Verstöße aufmerksam (NABU 2008, STRAUSSBERGER & UHDE 2009). Der DEPV (Deutscher Energie-Pellet-Verband e.V.) und der NABU verständigten sich im Jahr 2009 auf gemeinsame Leitlinien für eine nachhaltige Energieholzgewinnung im Wald, in der sie u.a. den Verzicht der Vollbaumnutzung und den Erhalt ökologisch wertvoller Strukturen fordern: *„Eine erhöhte Nachfrage nach Energieholz darf nicht dazu führen, dass die Wälder „leer“ geräumt werden, da damit negative Folgen für das Ökosystem wie Nährstoffmangel und Bodenversauerung oder der Verlust ihrer Funktionen als Lebens- und Rückzugsraum verbunden sind“* (DEPV & NABU 2009).

Im Rahmen der Umfrage wurde untersucht, wie zwei Naturschutzverbände (NABU bzw. LBV Bayern und BUND bzw. BN Bayern) die Waldenergieholznutzung und deren mögliche Auswirkungen auf die Struktur- und Artenvielfalt der Wälder wahrnehmen. Die Umfrage wurde auf Ebene der Bundesländer Bayern, Brandenburg und Nordrhein-Westfalen und auf regionaler Ebene mittels eines Fragebogens erhoben. Forschungsleitende Fragen waren:

- 1) *Welche Rolle spielt das Thema Waldenergieholznutzung für die Verbandsgeschäftsstellen auf regionaler- und Landesebene?*
- 2) *Wird die (Wald-)Energieholznutzung als eigenständiger Einflussfaktor auf den Wald und die Artenvielfalt wahrgenommen?*

Befragt wurden die Geschäftsstellenleiter – bzw. deren Vertreter – der Landesgeschäftsstellen sowie Bezirks-/Regionalgeschäftsstellen des „Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland“ (BUND) bzw. des „Bund Naturschutz Bayern“ (BN Bayern) und des „Naturschutzbund Deutschland“ (NABU) bzw. „Landesbund für Vogelschutz in Bayern“ (LBV) (Tabelle 25). Über alle drei Bundesländer wurde insgesamt zu sechs Landesgeschäftsstellen und 42 Bezirks-/Regionalgeschäftsstellen Kontakt aufgenommen. Alle sechs Landesgeschäftsstellen (100%) sowie 23 der 42 kontaktierten Bezirks-/Regionalgeschäftsstellen (55%) beteiligten sich an der Umfra-

ge. Orts- und Kreisgruppen wurden nicht in die Befragung einbezogen. Die Daten für Bayern wurden im Rahmen einer Bachelorarbeit (Makosch 2015) erhoben.

Tabelle 25: Befragte Akteursgruppen in den drei Bundesländern BY, BB und NRW

Beteiligte Akteure	Anzahl Befragungen	Anzahl Geschäftsstellen gesamt
Bayern		
BN Landesgeschäftsstelle	1	1
BN Bezirksgruppen	4	7
LBV Landesgeschäftsstelle	1	1
LBV Bezirksgruppen	4	7
Brandenburg		
BUND Landesgeschäftsstelle	1	1
BUND Regional-/Kreisverbände	3	6
NABU Landesgeschäftsstelle	1	1
NABU Regional-/Kreisverbände	6	12
Nordrhein-Westfalen		
BUND Landesgeschäftsstelle	1	1
BUND Regionalgruppen	3	5
NABU Landesgeschäftsstelle	1	1
NABU Regionalstellen	3	5

6.4.1 Ergebnisse zu den einzelnen Fragen

Wichtigste aktuelle und zukünftige Themen

Biodiversitäts- und Artenschutzaspekte wurden von 18 der 28 befragten Geschäftsstellen als den drei wichtigsten Themen zugehörig genannt (Abbildung 52). Unter dem Begriff Artenschutz wurde überwiegend auf spezielle Arten wie z.B. Fledermaus und Biber eingegangen. Als weitere wichtige aktuelle Themen wurden Natur- und Landschaftspflege (u.a. Moorschutz, Grünlandumbruch), Energiewende/Energieträger (v.a. Atompolitik, Fracking, Braunkohle) sowie Infrastrukturthemen (v.a. Flächenverbrauch durch Siedlung und Verkehr) genannt. Ein Zusammenhang zum Wald bzw. zum Energieholz war bei den erfassten Antworten nicht erkennbar. Die Landesgeschäftsstellen befassen sich eher mit übergeordneten politischen Themen wie Atompolitik, Energiewende und Biodiversität, während die Regional-/Bezirksgeschäftsstellen teilweise konkreter auf bestimmte Themen, wie den Biber oder Beweidungskonzepte für bestimmte Gebiete eingingen. Der Klimawandel wurde nur einmal von einer Landesgeschäftsstelle angesprochen. Zwischen den Bundesländern sind klare Unterschiede erkennbar. Während in Brandenburg die Themen Artenschutz und Natur- und Landschaftspflege klar dominieren, sind in Bayern Energiewende/Energieträger und Infrastruktur (insbesondere dritte Startbahn des Münchner Flughafens) die wichtigsten Themen.

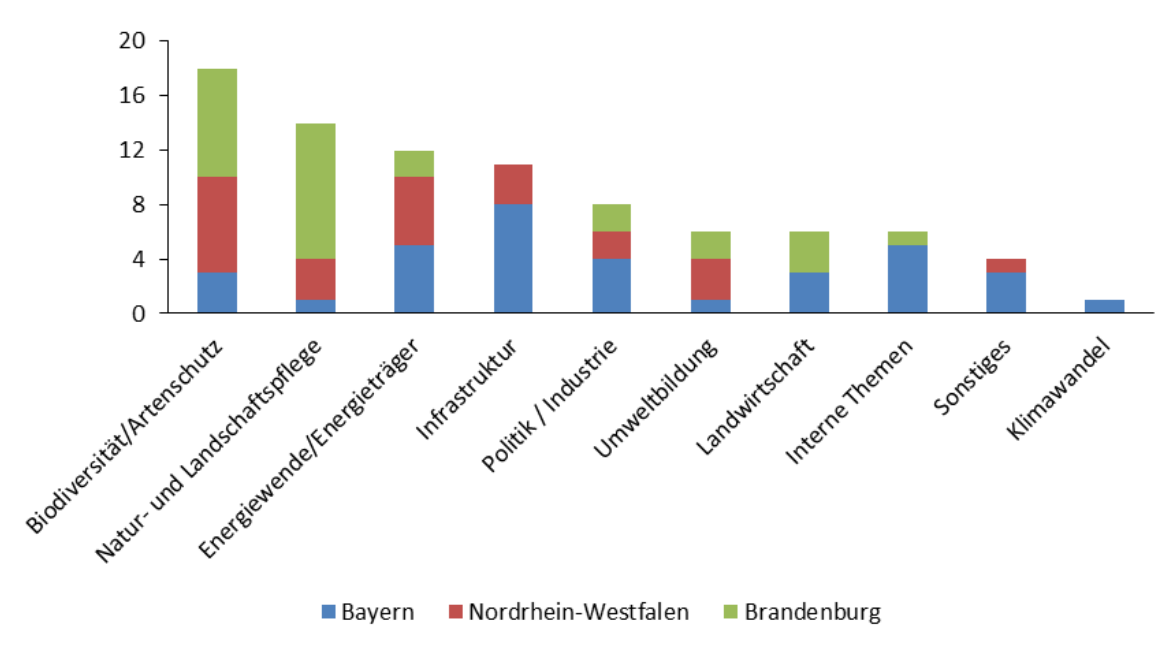


Abbildung 52: Die wichtigsten aktuellen Themen der Naturschutzverbände (jeder Befragte konnte drei Themen melden)

Beim Blick in die Zukunft (Bezugsjahr 2025) bleiben Biodiversität und Artenschutz das wichtigste Thema. Die größte Bedeutungszunahme wird beim Klimawandel erwartet, der als zweitwichtigstes Thema im Jahr 2025 aufsteht.

Auf die Frage nach den wichtigsten waldbezogenen Themen wurde in allen drei Ländern naturnaher Wald bzw. Waldumbau am häufigsten (n=14) genannt. Mit deutlicher Abstufung wurde in Bayern das Thema Nationalpark, in NRW Waldbiodiversität und in Brandenburg die Holzindustrie genannt (je sechs Nennungen). Das Thema Waldenergieholz wurde kein einziges Mal erwähnt. Beim Blick in die Zukunft zeigen sich kaum Veränderungen. Naturnaher Wald bzw. Waldumbau bleibt mit Abstand das wichtigste Thema. Waldenergieholz taucht im Gegensatz zu Windenergie im Wald auch bei den erwarteten Zukunftsthemen nicht auf.

Rolle der Waldenergieholznutzung

Rund 90% aller befragten Geschäftsstellen gehen davon aus, dass die Waldenergieholznutzung in dem in ihren Geschäftsstellenbereich fallenden Gebiet zugenommen bzw. stark zugenommen hat. Als Gründe werden vor allem ökonomische und technische Aspekte gesehen.

Für mehr als die Hälfte der befragten Geschäftsstellen spielt die Waldenergieholznutzung bei der Arbeit wenig bis keine Rolle, für knapp 40% spielt sie "eine Rolle". Eine große Rolle spielt das Thema nur bei zwei Landesgeschäftsstellen (Abbildung 53). Besonders ausgeprägt ist die geringe Bedeutung in Brandenburg, wo 90% der Befragten "wenig bis keine Rolle" antworteten. In Nordrhein-Westfalen und Bayern überwiegt der Anteil der Geschäftsstellen, in denen die Waldenergieholznutzung in bestimmtem Umfang eine Rolle spielt.

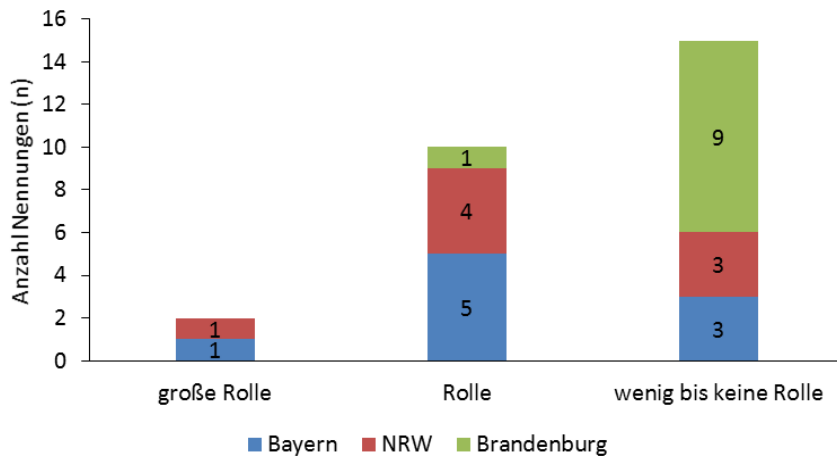


Abbildung 53: Bedeutung der Waldenergieholznutzung aus Sicht der Naturschutzverbände

Positive und negative Effekte der Waldenergieholznutzung

Alle Befragten (n = 28) können sich vorstellen, dass sich eine verstärkte Nutzung von Energieholz negativ auf den Naturschutz auswirkt. Bis auf zwei Geschäftsstellenleiter konnten alle mindestens eine negative Auswirkung konkret benennen (Abbildung 54). Insgesamt wurden 52-mal mögliche negative Effekte angesprochen. Am häufigsten wird ein Verlust der Biodiversität (n = 13) befürchtet, gefolgt von einem Verlust an Totholz/Biotopbäumen (n = 10).

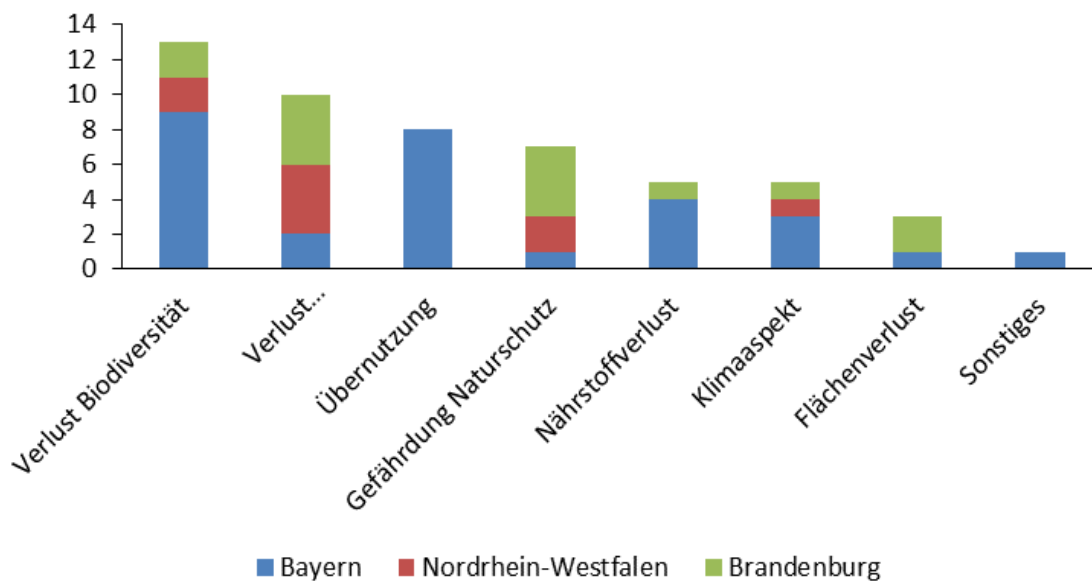


Abbildung 54: Von den Naturschutzverbänden befürchtete negative Effekte einer verstärkten Waldenergieholznutzung; „Verlust ...“: Verlust von Altholz und Biotopbäumen.

Dreiviertel der Befragten (n = 21) können sich auch positive Effekte einer verstärkten Energieholznutzung im Wald vorstellen. Jeder der Geschäftsstellenleiter nannte einen möglichen positiven Effekt. Die meisten Nennungen beziehen sich auf Flächen-/Biomassenutzung zur Biotoppflege (z.B. Entbuschung) gefolgt vom Beitrag zur Versorgung mit erneuerbaren Energien.

Rückmeldungen weiterer Akteure zur Waldenergieholznutzung

Von den 28 befragten Geschäftsstellenleitern berichten 15 von Rückmeldungen zum Thema Waldenergieholznutzung. Insgesamt wurden 18 positive und 29 negative Aussagen zur Energie-

holznutzung erfasst (Abbildung 55), davon entfielen bereits neun Angaben (vier positive, fünf negative) auf eine Landesgeschäftsstelle in NRW. Der größte Teil des Feedbacks stammte von den Naturschutzverbänden selbst bzw. deren Mitgliedern. Am zweithäufigsten wurden die Waldbesucher (Bevölkerung) genannt. Bei beiden Gruppen überwiegt das negative Feedback. Rückmeldungen aus dem Forstbereich oder Energieholznutzern sind selten und mehrheitlich positiv.

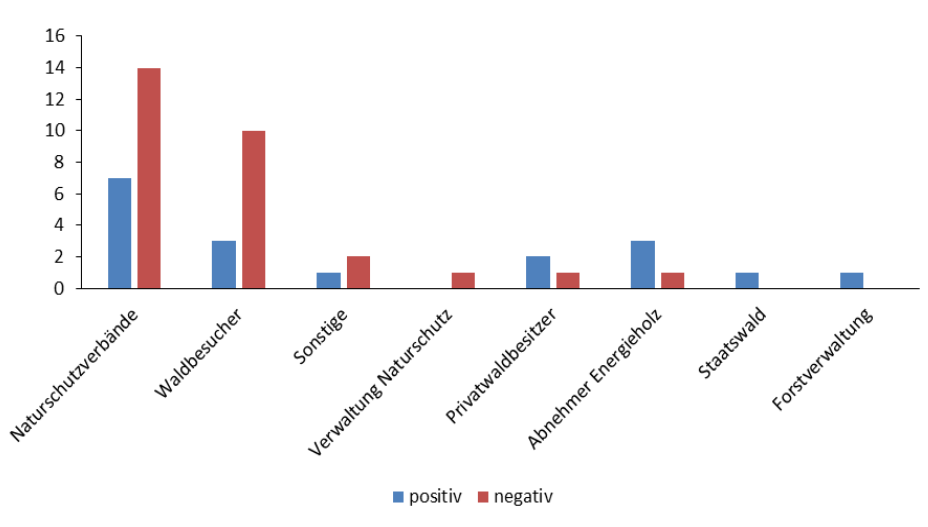


Abbildung 55: Art und Anzahl der Rückmeldungen zur Waldenergieholznutzung

Steuerungsinstrumente für die Energieholznutzung (Frage 12)

Bei der Frage nach den Steuerungsinstrumenten dominieren die naturschutzbezogenen Regelungen (Schutzgebiete, naturschutzrechtlichen Regelungen, Natura 2000, VNP Wald). Waldgesetzliche Regelungen und betriebliche Konzepte umfassen insgesamt rund ein Drittel der Antworten.

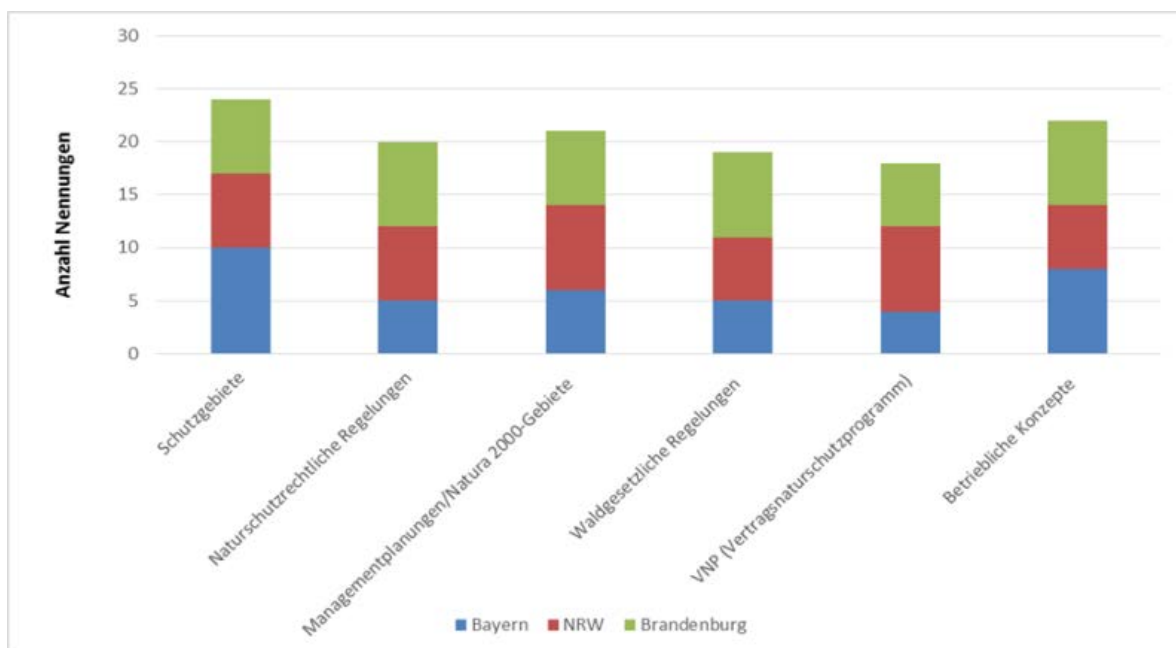


Abbildung 56: Instrumente mit denen die Energieholznutzung geregelt wird

6.4.2 Zusammenfassende Diskussion

Für die befragten Naturschutzverbände ist die Waldenergieholznutzung in allen drei Bundesländern aktuell **kein vorrangiges Thema**, obwohl 90% aller Befragten davon ausgehen, dass die

Waldenergieholznutzung in ihrem Bereich zugenommen oder stark zugenommen hat. Auch für die Zukunft wird keine zunehmende Bedeutung gesehen. Bei Waldthemen liegt der Fokus auf den Themen Waldumbau und naturnaher Wald, bei dem Thema Energiewende spielen vor allem die Atompolitik und Braunkohle eine Rolle. Dennoch geben in Bayern und Nordrhein-Westfalen auf konkrete Nachfrage mehr als die Hälfte der Befragten an, dass die Energieholznutzung zumindest "eine Rolle" spielt, und in Bayern auch Teil vieler Diskussionen sei. Möglicherweise wird die Energieholznutzung im Zuge anderer Themen wie naturnaher Wald oder Biodiversität "mitbehandelt", steht jedoch offensichtlich nicht im Vordergrund. Die geringe Bedeutung des Themas bei den brandenburgischen Naturschutzverbänden deckt sich mit der geringeren Intensität der Energieholznutzung (vgl. Abschnitt 5.4.3). Obwohl die Energieholznutzung nicht schwerpunktmäßig diskutiert wird, gehen alle Befragten davon aus, dass sich negative Effekte durch die Wald-Energieholznutzung ergeben können – insbesondere werden Gefahren durch Übernutzung und für die Biodiversität gesehen. Dreiviertel der Befragten können sich auch positive Effekte vorstellen, wobei die Vorstellungen über die konkreten Effekte vergleichsweise vage sind.

Die **eingegangenen Rückmeldungen** von Akteuren aus dem Naturschutz sind ähnlich wie bei der Befragung von Waldbesitzern und Forstbehörden überwiegend negativ. Dies entspricht auch den Ergebnissen der Studie zur Wahrnehmung von Synergien und Zielkonflikten zwischen der Produktion von Energieholz und weiteren Ökosystemdienstleistungen von PETERS et al. (2015). Überwiegend positive Rückmeldungen stammen von Waldbesitzern und Forstleuten, allerdings ist die Zahl der Meldungen hier extrem gering was auf wenig intensive Kontakte zwischen diesen Gruppen hindeutet. Während Waldbesitzer und Forstbehörden von der Bevölkerung noch mehrheitlich positives Feedback zur Energieholznutzung erhielten, verhält es sich bei der Befragung der Vertreter des Verbandsnaturschutzes umgekehrt. Dies deutet darauf hin, dass die beiden Gruppen mit verschiedenen Bevölkerungsgruppen in Kontakt stehen. Die hier erfassten Vorbehalte der Bevölkerung gegenüber der Energieholznutzung stimmen mit den Ergebnissen einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage des BMUB und BfN im Jahr 2013 zu Natur und biologischer Vielfalt überein: hier wurde ermittelt, dass eine Mehrheit der Bevölkerung (65%) gegen einen steigenden Holzeinschlag in deutschen Wäldern zur Deckung des Energiebedarfs ist (BMUB 2013). Insgesamt ist die absolute Zahl der Rückmeldungen jedoch gering, was wiederum darauf hindeutet, dass die Waldenergieholznutzung ein Randthema ist bzw. unter anderen Themen subsumiert wird.

Grundsätzlich scheint das Thema Energieholznutzung bei den befragten Verbänden auf Bundesebene noch vorsichtig positiv beurteilt zu werden. Uneinigkeit besteht über die zur Verfügung stehenden Potenziale und über die Art und Weise der Nutzung. Bei einer zunehmenden Nutzung wird ein Verlust der Arten- und Strukturvielfalt befürchtet (BUND & NABU 2011, NABU 2008, STRAUSSBERGER & UHDE 2009). Ähnlich verhält es sich auf Landesebene, wenn auch die Waldenergieholznutzung bisher lediglich ein Randthema zu sein scheint. Bei den Diskussionen um Energieholz stehen bisher meist die Kurzumtriebsplantagen im Fokus und auf die Waldenergieholznutzung wird selten eingegangen. Auf Ebene der Regionen/Bezirke spielt das Thema Wald-Energieholznutzung so gut wie keine Rolle. Hierbei könnte bedeutsam sein, dass die Energieholznutzung außerhalb der Städte weit verbreitet ist und hier auch Akteure des Naturschutzes oftmals mit Holz heizen (z. B. NEUMANN 2014).

6.5 Waldenergieholznutzung als potenzielles Konfliktfeld?

Ergänzend zu den Umfragen bei Forstbehörden, Waldbesitzern und Naturschutzverbänden wurde eine deutschlandweite Befragung der Ansprechpartner der Bioenergieregionen durchgeführt. In dieser Teilstudie sollte insbesondere das Themenfeld „Konflikte Waldenergieholz/Naturschutz“ erfasst werden. Folgende Forschungsfragen standen im Vordergrund:

- 1) *Wer sind die Akteure im Bereich der Waldenergieholznutzung in den Bioenergieregionen?*
- 2) *Welche Konflikte gibt es im Bereich der Waldenergieholznutzung in den Bioenergieregionen?*

Die Bioenergieregionen wurden als räumliche Untersuchungseinheiten gewählt, da sowohl der Ausbau der Biomassenutzung (und damit auch Waldenergieholz) als auch die Entschärfung von damit zusammenhängenden Konflikten explizite Förderziele sind (BMELV 2010, FNR 2014). Interviewt wurden die Manager der jeweiligen Bioenergieregion, da diese als Netzwerker einen guten Überblick über die Situation in den Regionen haben und die relevanten Akteure kennen. Von den 21 Bioenergieregionen der zweiten Förderphase (2012-2015) wurden 18 Regionen befragt. Zwei Regionen konnten keine Aussage zur Energieholznutzung machen, in einer Region konnte kein Kontakt zu den Ansprechpartnern hergestellt werden. Die Fragen wurden offen formuliert, um die Aussagen der Interviewpartner nicht zu beeinflussen. Dem Interviewer lag eine vorstrukturierte Auswahl an Antwortmöglichkeiten vor, um die Erfassung der Antworten zu erleichtern. Die Kategorisierung der Antworten nach MAYRING (2010) erfolgte im Verlauf der Datenauswertung.

Akteure im Bereich Waldenergieholznutzung

Als wichtigste Akteure im Bereich der Waldenergieholznutzung werden die Energieholzproduzenten (n = 27) genannt, die sich aus Forstbetrieben, Waldbesitzern und Forstbetriebsgemeinschaften/Waldbesitzervereinigungen zusammensetzen, gefolgt von den Forstverwaltungen (Abbildung 57). Im Mittelfeld liegen die Verarbeiter, Verbraucher und die Bevölkerung. Auf den Naturschutz – sowohl verbandlich als auch behördlich – entfallen nur je zwei Nennungen.

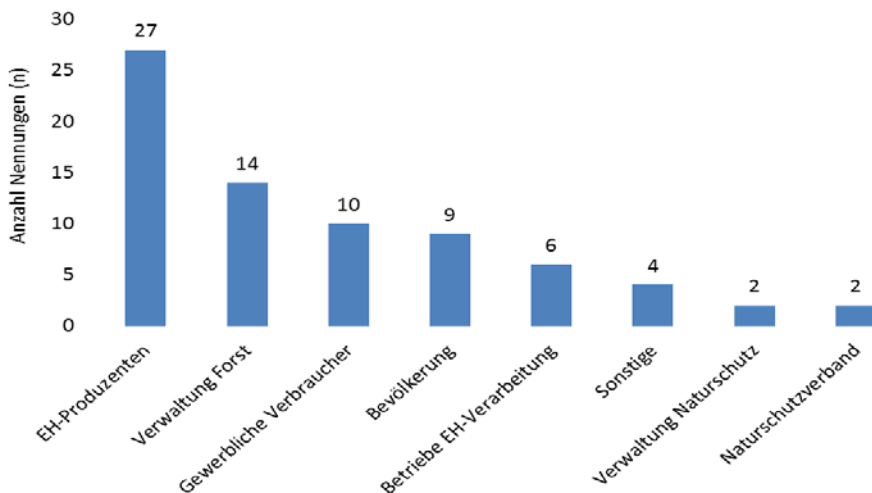


Abbildung 57: Akteure der Waldenergieholznutzung in den Bioenergieregionen

Damit finden sich in unserer Umfrage bei den Bioenergieregionen, also auf regionaler Ebene, dieselben Akteure, die SELTER et al. (2011) in ihrer „Politikfeldanalyse Holzenergie für Rheinland-Pfalz“ beschrieben haben. Die in den Bioenergieregionen genannten Akteure entsprechen denjenigen, die auch in den Umfragen bei Waldbesitzern, Forstbehörden und Naturschutzverbänden genannt wurden (s.o). Auch bei diesen Umfragen entfielen nur vergleichsweise wenige Rückmeldungen auf den Naturschutzbereich. Auch hier spiegelt sich wider, dass sowohl der verbandliche als auch der behördliche Naturschutz innerhalb der Akteure der Waldenergieholznutzung eine „Randgruppe“ darstellen. Auffällig ist, dass die Bevölkerung immer wieder als Akteur auftaucht.

Relevanz der Waldenergieholznutzung als Diskussionsthema

Mit der Frage „*Welches sind die relevanten Themen im Bereich der Energieholznutzung, über die in Ihrer Region diskutiert wird?*“ wurde erfragt, ob die Waldenergieholznutzung ein relevantes Diskussionsthema in der Region darstellt. In einem ersten Schritt wurde allgemein nach „Energieholznutzung“ ohne konkreten Waldbezug gefragt, im zweiten Schritt wurden die genannten Themen explizit der Waldenergieholznutzung zugeordnet.

Die Antworten wurden nach „ökonomischen“ (inkl. Rechtliches und Zertifizierung), „ökologischen“ und „sozialen“ Aspekten kategorisiert. Insgesamt wurden 46 „relevante Themen“ genannt, wobei ökonomische Aspekte klar dominieren (Abbildung 58). Das zentrale Thema ist die Verfügbarkeit und Mobilisierung von Holzbiomasse mit 28 Nennungen. Nur 16 der 43 Nennungen beziehen sich eindeutig auf die Waldenergieholznutzung mit einem Schwerpunkt Mobilisierung von Energieholz (v.a. Privatwald). Daneben wurden Potenziale, Zertifizierung und technische Aspekte genannt. Die drei Nennungen zur Ökologie beziehen sich alle auf das Thema Nachhaltigkeit, als soziales Thema wurde Landschaftsästhetik einmal genannt.

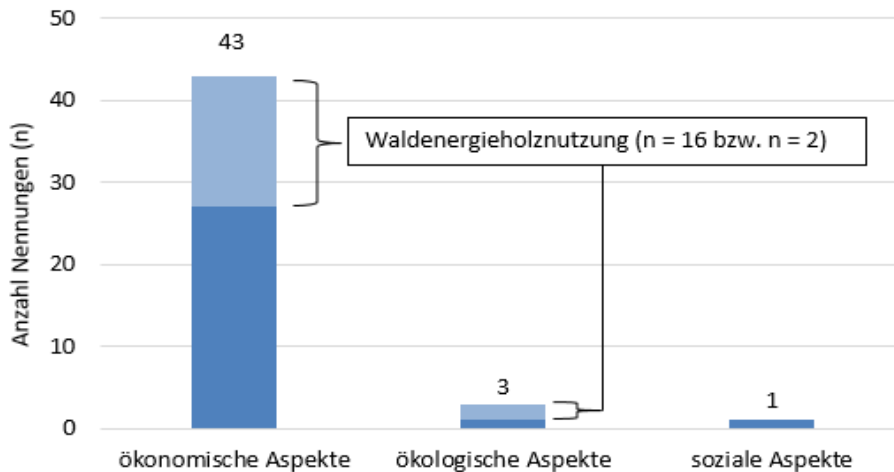


Abbildung 58: Relevante Themen im Bereich der Energieholznutzung in den Bioenergieregionen kategorisiert nach ökonomischen, ökologischen und sozialen Aspekten; hellblau: Nennungen mit direktem Bezug zum Waldenergieholz.

Die Nutzung von Energieholz ist praktisch in vielen Bioenergieregionen ein wichtiges Thema und dementsprechend auch Gegenstand von Diskussionen. Nur rund die Hälfte der Antworten zum Thema Energieholz beziehen sich direkt auf die Waldenergieholznutzung, die anderen Antworten sind entweder allgemein oder beziehen sich auf andere Holzquellen wie Industrierestholz oder Landschaftspflegeholz. Die Diskussion konzentriert sich nahezu vollständig auf ökonomische Aspekte, ökologische oder soziale Aspekte spielen nur eine untergeordnete Rolle. Das Thema Waldenergieholz und Biodiversität wird bisher auf der Ebene der Bioenergiemanager kaum wahrgenommen.

Konflikte bei der Waldenergieholznutzung

Auf die Frage „Was gibt es für Konflikte bezogen auf die Waldenergieholznutzung“ betonten 13 der 18 Befragten explizit, dass es im Bereich der Energieholznutzung aus dem Wald keine Konflikte auf regionaler Ebene gibt. In je einer Region wurden „Verzicht auf forstwirtschaftliche Nutzung“ und „Nachhaltigkeit“ als Konfliktthemen genannt, jedoch ohne konkreten Bezug zur Energieholznutzung. Nur in drei Regionen wurden konkrete Probleme der Energieholznutzung angesprochen: Neben der Übernutzung wurden negative Effekte für Tot- und Biotopholz sowie die Landschaftsästhetik als Streitthema genannt. „Streitparteien“ sind in allen Regionen mit Problemen die Bevölkerung, die „keinen Zugang zum Wald mehr hat und nicht versteht, was da im Wald vor sich geht“ (Aussage eines Interviewteilnehmers) sowie der Naturschutz. Es gilt jedoch zu berücksichtigen, dass es sich keineswegs um akute oder eskalierte Konflikte handelt. Ein Befragter merkte an, dass „Konflikte eher auf politischer Ebene vorhanden“ seien.

Bei der Frage, welche Konfliktthemen in Zukunft eine Rolle spielen, dominiert klar die Übernutzung (Tabelle 26), meist in Zusammenhang mit der Bevölkerung, die sich negativ über Holzernthemaßnahmen im Wald äußert: „Die Bevölkerung empfindet die Kettensäge als Feind“ (Aussage eines

Interviewteilnehmers). In drei Regionen wurde auch die Nutzungskonkurrenz (stofflich vs. energetische Nutzung) als potentielles Konfliktthema genannt.

Nach Einschätzung der Bioenergieregionsmanager bestehen keine aktuellen Konflikte zwischen Energieholznutzung und Naturschutz. Naturschutzfachliche Themen scheinen in der Diskussion vor Ort keine Rolle zu spielen. Diese Erkenntnis deckt sich mit der Analyse des Themenfeldes „Konflikte/Akzeptanz Bioenergie“, die im Rahmen der politisch-gesellschaftlichen Begleitforschung der Prozesse in den Bioenergieregionen durchgeführt wurde (FNR 2014). Diese Studie befasste sich mit dem gesamten Spektrum der Bioenergie und analysierte dabei u.a. die regionalen Entwicklungskonzepte der Bioenergieregionen. Danach gibt es in den Regionen kaum akute Konflikte und es besteht eine hohe Akzeptanz in Bezug auf die Nutzung von Restholz. Teilweise wurden latente – möglicherweise in der Zukunft auftretende – Konflikte zwischen Bioenergienutzung und Umwelt- und Naturschutz antizipiert. Diese betreffen vorwiegend „Maisanbau“, Konflikte innerhalb der Forstwirtschaft wurden nur selten genannt.

Tabelle 26: Potentielle Konfliktthemen im Bereich Waldenergieholznutzung

Thema	Anzahl Nennungen (n)*
Übernutzung	10
Nutzungskonkurrenz	3
Brennholzverfügbarkeit	1
Landschaftsästhetik	1

*Entspricht der Anzahl Regionen, in denen das Thema genannt wurde

Damit stellt sich die Frage, warum naturschutzfachliche Aspekte der Waldenergieholznutzung kaum thematisiert werden? Möglicherweise werden derzeit einfach keine Effekte wahrgenommen. Da die Energieholznutzung Bestandteil der Konzepte der Bioenergieregionen ist, dürfte das Thema in diesen Regionen auch grundsätzlich positiv belegt sein. Zudem finden in den Bioenergieregionen frühzeitig Maßnahmen zur Konfliktvorbeugung wie Öffentlichkeitsarbeit und Partizipation statt. Diese Maßnahmen könnten dazu beitragen, dass es speziell in den untersuchten Regionen zu weniger Konflikten auch im Bereich der Waldenergieholznutzung kommt.

6.6 Zusammenfassende Folgerungen aus den Umfrageergebnissen

Zusammenfassend lassen sich aus den Umfragen bei Waldbesitzern/Forstbehörden, Naturschutzverwaltungen/-verbänden und Bioenergieregionsmanagern folgende Kernaussagen ableiten:

- Auf regionaler, operationaler Ebene wird die Waldenergieholznutzung überwiegend positiv gesehen. Negative Rückmeldungen sind selten und kommen aus der Bevölkerung, insbesondere von Vertretern des Naturschutzes. Naturschutzverbände befassen sich derzeit kaum mit dem Thema Waldenergieholz.
- Sowohl bei der Bewirtschaftung als auch in der Wahrnehmung durch die Akteure lässt sich kaum zwischen Energieholznutzung und anderer forstlicher Nutzung trennen. Unterschiede in den Auswirkungen verschiedener Nutzungstypen werden nicht wahrgenommen. Die meisten Bedenken zur Waldenergieholznutzung beziehen sich auf eine mögliche Übernutzung und damit auf ein die Forstwirtschaft insgesamt betreffendes Thema.
- Derzeit scheint es auf regionaler Ebene keine nennenswerten Konflikte zwischen walddatenschutzpolitischen Akteuren und Waldbewirtschaftern wegen der Energieholznutzung zu geben. Es herrscht allerdings Uneinigkeit darüber, wie viel Holz (auch für energetische Zwecke) genutzt werden soll. Damit könnte es auch auf regionaler Ebene Konflikten beim Thema „Übernutzung“ geben, falls es zu einer Intensivierung der Holznutzung in Folge von Energieholznutzung kommt. Streitparteien wären in diesem Fall –wie in derzeit bestehenden Konflikten- vor allem die Akteure des Naturschutzes sowie die Bevölkerung vs. Akteure der Forstwirtschaft.

Walddatenschutzpolitisch erregen seit Jahrzehnten die Auseinandersetzungen zwischen Naturschutz- und Forstakteuren die größte Aufmerksamkeit (WINKEL 2007a). Obwohl es derzeit auf re-

gionaler Ebene keine spezifischen Konflikte im Bereich der Waldenergieholznutzung gibt, zeichnet sich ein gewisses Konfliktpotenzial beim Thema „Übernutzung“ ab. Die schon seit langem bestehenden Diskussionen zwischen der Holzproduktion und dem Waldnaturschutz könnten also durch einen Anstieg der Nachfrage nach Energieholz verstärkt werden (PETERS et al. 2015). Das Thema Waldenergieholznutzung erscheint somit nicht als eigenständiges Konfliktthema, sondern wird unter dem großen allgemeinen forstpolitischen Konfliktthema „Übernutzung“ subsumiert und als Argument in bestehenden „Schützer-Nutzer-Diskursen“ verwendet.

Während auf regionaler Ebene das Thema Energieholznutzung und Biodiversität kaum in Erscheinung tritt, wird es auf wissenschaftlicher Ebene zunehmend thematisiert (Überblick siehe FERRANTI 2014). Vergleichbar mit der Klimawandeldebatte (vgl. MILAD et al. 2012) wird derzeit jedoch v.a. national und international auf politischer und wissenschaftlicher Ebene diskutiert. Laut SÖDERBERG & ECKERBERG (2013) ist die Biodiversität zudem eines der Hauptkonfliktthemen in Bezug auf die Bioenergiepolitik auf EU-Ebene. An den Diskussionen um die nationale Biodiversitätsstrategie sowie die – geplanten oder bereits offiziellen – Strategien der Länder lässt sich erkennen, dass die Biodiversität auf Länderebene ebenfalls ein bedeutsames Thema ist. Dass Nutzung von Waldenergieholz auch in der Gesellschaft an Relevanz zunimmt, zeigt sich an der zunehmenden Thematisierung in den Medien. „Die Welt“ (2015) titelt: „Die Deutschen sägen sich in einen Holz-Rausch“. Und „Der Spiegel“ (2014) schreibt: „So setzt nun ausgerechnet die ökologisch motivierte Energiewende den Wald weiter unter Verwertungsdruck“ (DWORSCHAK 2014). Das Thema ist in den Medien angekommen und wird künftig möglicherweise stärker in der Bevölkerung diskutiert werden.

7 Synthese und Handlungsempfehlungen

Die Nutzung von Waldholz zur energetischen Verwertung ist ein wichtiger Bestandteil im Zusammenwirken der Erneuerbaren Energien. Obwohl die Energieholznutzung in den letzten 10 Jahren deutlich angestiegen ist, sind die Wälder in Deutschland nach den Ergebnissen der aktuellen Bundeswaldinventur in einem guten Zustand. Die Entwicklung der naturschutzfachlich bedeutsamen Waldstrukturen lässt bislang keine Auswirkungen einer Nutzungsintensivierung im Allgemeinen oder einer verstärkten Energieholznutzung im Besonderen erkennen. Die Eingriffe in den Vorrat lebenden und toten Holzes werden bislang in der Mehrzahl der Regionen durch den Zuwachs überkompensiert und haben weder zu einem überregionalen Rückgang dicker, alter Bäume noch zu einer Verarmung an Baumarten geführt. Auch bei den von uns betrachteten Vogelmenschen lassen sich bisher keine negativen Auswirkungen der gesteigerten (Energie-)Holznutzung nachweisen.

Die von uns durchgeführten Potenzialstudien zeigen, dass bei der derzeitigen Einschlagshöhe das Waldenergieholzpotenzial der deutschen Wälder weitgehend ausgeschöpft wird und eine weitere Steigerung der (Energieholz-) Nutzung nicht zielführend ist. Zwar gibt es regional vereinzelt noch zusätzliche Nutzungsmöglichkeiten, diese finden sich jedoch vorwiegend im (Klein-) Privatwald und dürften aufgrund schwieriger Bewirtschaftungsverhältnisse und fehlenden Eigentümerinteresse auch in Zukunft nicht oder nur eingeschränkt realisierbar sein. Dies bedeutet, dass eine über das jetzige Maß hinausgehende Nutzung an Waldenergieholz als Beitrag zur Energiewende nur auf Kosten der stofflichen Holznutzung und/oder der Biodiversität möglich wäre. Andererseits ist die jetzige Intensität der Energieholznutzung nach unseren Potenzialstudien nachhaltig und unter Beachtung gewisser Grundregeln ohne Beeinträchtigung der Biodiversität möglich.

Konkrete **Empfehlungen für Waldmanagement, Indikatoren und Monitoring** können nur differenziert nach Waldtypen gegeben werden (vgl. Tabelle 16, Kapitel 4.6):

In naturnahen **Buchen-(Tannen-)wäldern** kann eine Energieholznutzung neben der normalen Stammholznutzung gut stattfinden. Die größte Gefahr einer intensivierten Energieholznutzung stellt in diesen Wäldern der Verlust von Totholz und Altholzstrukturen dar. Hier gilt es durch geeignete Maßnahmen einen Strukturerehalt sowohl auf Landschafts- wie auf Bestandsebene anzustreben und dabei die schon für die herkömmliche forstwirtschaftliche Praxis aufgestellten Empfehlungen zu beachten und umzusetzen. Hierfür benötigen Planer und Umsetzer ausreichend große Flächen und lange Zeiträume. Totholz und andere vielfältige Strukturen brauchen unter Umständen Jahrzehnte, bis sie die Eigenschaften entwickelt haben, um bestimmten Organismen Lebensraum zu bieten. Auf der räumlichen Skalenebene ist es besonders für die Landschaften in Mitteleuropa essentiell, dass eine Vernetzung der Waldlebensräume erhalten bleibt, indem die entscheidenden Elemente wie Laubbäume mit mehr als 50 cm Brusthöhendurchmesser, Altbauminseln, Biotopbäume und Totholz in seinen verschiedenen Ausprägungen dynamisch und weiträumig vorhanden bleiben und auch vermehrt werden (HARMON 2001, SIITONEN 2001). Diese Elemente sollten auch von der (Energieholz)Nutzung ausgenommen werden, was durch Umsetzung der Naturschutzkonzepte im Staatswald und durch einen ausreichend ausgestatteten Vertragsnaturschutz im Privat- und Körperschaftswald gelingen kann.

In den Waldtypen mit **Eiche** und **Kiefer** sowie in **Auen- und Hangmischwäldern** spielen lichte Waldstrukturen eine wichtige Rolle für die Biodiversität. Hier können viele seltene Baumarten, sowie gefährdete Gebüsche, Saum-, Feucht- und Magerwiesen durch eine intensive Waldenergieholznutzung erhalten und sogar gefördert werden. Klassische Beispiele sind Wälder der traditionellen Kulturlandschaft wie Mittelwälder, die erst durch eine intensive Energieholznutzung entstanden sind und eine hohe (kulturbedingte) Biodiversität aufweisen. Moderne Konzepte der Waldrandgestaltung, die auch als Leuchtturm ausgezeichnet wurden, integrieren mittelwaldartige Komponenten in das Waldmanagement und erzeugen dabei Synergien zwischen Energieholznutzung und Biodiversität. Derartige Nutzungsformen sollten in geeignete Waldtypen und dafür geeigneten Gebieten im Rahmen von staatlichen Konzepten und durch Vertragsnaturschutz gefördert und forciert

werden. Als Beispiel sei hierfür an allererster Stelle die Mittelwaldbewirtschaftung in Eichenmischwäldern, Auwäldern und an Waldrändern genannt. Dabei ist allerdings zu beachten, dass es sich hierbei nur um kleine Flächen handelt. Auch wenn diese Wälder wichtige Hotspots für die Biodiversität und lokal wichtige Brennholzproduzenten darstellen ist die mengenmäßige Bedeutung für die Energieholzproduktion auf Bundesebene vergleichsweise gering.

Eine **Vollbaumnutzung** zur Gewinnung von Hackschnitzeln für Heizkraftwerke ist in **Nadelholzbeständen** unter Biodiversitätsgesichtspunkten i.d.R. unbedenklich, v.a. wenn es sich um den Kronenmaterial von Fichten handelt. Dennoch ist natürlich zu prüfen, ob und wie sich die Kronennutzung auf die Bodenfruchtbarkeit (Nährstoffnachhaltigkeit) auswirkt. Die in Skandinavien teilweise praktizierte Nutzung der Nadelholz-Stöcke ist in Deutschland unüblich und sollte weiter unterbleiben, da es sich hierbei meist um das einzig verbleibende Totholz auf einer Nadelholzhiabsfläche handelt. Eine Vollbaumnutzung im Laubholz dagegen sollte auch unter Biodiversitätsaspekten zurückhaltender betrieben werden. Kronen und Reisig beispielsweise von Eichen und Buchen sind Entwicklungsstätte für eine Vielzahl teilweise seltener Arthropoden-, Pilz- und Flechtenarten. Des Weiteren sollte die Sukzession von Weichhölzern gefördert werden, indem die natürliche Sukzession von heimischen Vorwaldarten zugelassen wird. Durch eine gesteuerte Energieholznutzung in diesen Gebieten können sich entsprechend auch ökonomische Synergien ergeben.

Obwohl sich bisher keine negativen Auswirkungen der Energieholznutzung auf großer Fläche nachweisen lassen, müssen die in der Fachliteratur geäußerten Befürchtungen hinsichtlich einer Intensivierung der Forstwirtschaft ernst genommen und an Hand geeigneter Indikatoren beobachtet werden. Diese sollen so einfach sein, dass Politikberatung und Information der Öffentlichkeit damit möglich sind; aber sie sollen auch wissenschaftlichem Anspruch genügen und bundesweit genaue Informationen über den Zustand des Lebensraums Wald geben können. Für diese hohen Ansprüche geeignet sind in erster Linie **Strukturindikatoren**. Auf Bestandsebene sind dies verschiedene Totholz-Parameter, nämlich Menge, Größe / Dimension, Zerfallsstadium, sowie Lage und Standort des Totholzes. Auf Landschaftsebene sind die besten Indikatoren die Anteile der Waldfläche mit Bäumen der Altersklasse > 140 Jahren (vgl. Klasse I Wälder), sowie Anteile der Waldfläche mit a) speziell Alten Buchenwäldern, b) Eichen und c) Weichlaubgehölzen. Eine Abnahme dieser Indikatoren wäre ein Hinweis, dass die (Energie)Holznutzung in diesen Bereichen womöglich reduziert werden sollte.

Als Abgleich zu den Strukturindikatoren ist der NBS-Teilindikator "Wälder" sinnvoll, denn stellvertretend für viele andere Taxa zeigen die darin enthaltenen **Vogelarten** die Qualität ihrer Lebensräume an. Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden erste Versuche unternommen, die Daten der BWI und die Daten des Vogelmonitorings zusammenzubringen, um Aussagen bezüglich der Energieholznutzung treffen zu können. Die Ergebnisse sind vielversprechend, aber es wäre sinnvoll, die beiden Systeme besser aufeinander abzustimmen und eine flächenmäßige sowie zeitliche Abgleichung zumindest in repräsentativen Stichproben anzustreben. Ein aufeinander abgestimmtes Erfassungssystem würde vergleichbare Daten generieren, mit welchen sich deutlichere Aussagen über den Einfluss der (Energie)Holznutzung auf die Waldbiodiversität treffen lassen würden. Ein gutes Beispiel hierfür ist die Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS) in Nordrhein-Westfalen. Dieses Biodiversitätsmonitoring, basierend auf einem repräsentativen Netz von zufällig ausgewählten Untersuchungsflächen, ermöglicht z. B. auch Auswertungen auf der Ebene von Waldlandschaften.

Da sich Biodiversität in ihrer Komplexität nur bedingt quantifizieren lässt, sind Nutzungsobergrenzen eine politische Entscheidung, die auf einer **Einigung der Akteure** basieren muss. Demzufolge geht es um einen gesellschaftlichen Konsens, der vor allem auf der lokalen Ebene gefunden werden muss, gestützt durch eine entsprechende politische Steuerung. Bisher sind Energie-, Wald- und Naturschutzpolitik im Hinblick auf Energieholznutzung und Waldbiodiversität kaum abgestimmt. In den naturschutzfachlichen und, noch bemerkenswerter, in den forstlichen Steuerungsinstrumenten findet man fast keine dezidierten Aussagen zur Energieholznutzung. Im Zuge des Kli-

maschutzes und der Energiewende werden auf den oberen politischen Ebenen vermehrt finanzielle Förderinstrumente geschaffen, die die Nutzung nachwachsender Rohstoffe forcieren. Dadurch wird entsprechend auch im Wald eine erhöhte Energieholznutzung angestoßen. Nachdem das Nutzungspotenzial bereits weitgehend ausgeschöpft ist, können sich zusätzliche Anreize negativ auf die Einhaltung naturschutzfachlicher Vorgaben auswirken, obwohl sich in fast jedem dieser Instrumente sinngemäß der Passus finden lässt: "die Biodiversität soll erhalten werden". Nur wenn eine **Priorisierung der Ziele** stattfindet und die Steuerungsinstrumente dahingehend abgeglichen werden, können Energieholznutzung und Schutz der Biodiversität im Wald sinnvoll kombiniert werden. Hierzu bedarf es weniger neuer Instrumente, sondern vielmehr einer Konkretisierung von Richtlinien und der konsequenten Umsetzung existierender Gesetze und Konzepte. Des Weiteren ist es unabdingbar für einen konsequenten Waldnaturschutz, dass die finanzielle Förderung entsprechender Maßnahmen im Privatwald angemessen erhöht wird.

Den Akteuren vor Ort kommt eine entscheidende Rolle für die Umsetzung der energie- und naturschutzpolitischen Ziele bei der Energieholznutzung zu. Als Grundlage für Entscheidungen sollte deren Einstellung auf lokaler Ebene geklärt werden. Neben großen, ökonomisch orientierten Betrieben, für die die Bereitstellung von Waldbiomasse zu energetischen Zwecken finanziell attraktiv ist, gibt es Kleinprivatwaldbesitzer und Brennholzwerber, die für den privaten Gebrauch Scheitholz nutzen. Die **unterschiedlichen Motivationen**, Energieholz zu nutzen, sollten beachtet werden und auf dieser Grundlage entsprechende Regelungen, aber auch Förderungen festgelegt werden. Wissenschaftlich gilt es die Lücke zwischen naturwissenschaftlicher und sozialwissenschaftlicher Forschung in bisher primär naturwissenschaftlich untersuchten Themenfeldern zu schließen.

Auf regionaler, operationaler Ebene wird die Waldenergieholznutzung bisher überwiegend positiv gesehen. Negative Rückmeldungen seitens der Bevölkerung und seitens Vertretern des Naturschutzes sind selten. Naturschutzverbände befassen sich derzeit kaum mit dem Thema Waldenergieholz. Die meisten **Bedenken zur Waldenergieholznutzung** beziehen sich auf eine mögliche Übernutzung und damit ein die Forstwirtschaft insgesamt betreffendes Thema. Damit bestehen günstige Voraussetzungen, im gemeinsamen Dialog Lösungen zu erarbeiten, wie Zielkonflikte bei der Energieholznutzung vermieden werden können. Es sollte eine offene, transparente Diskussion geführt werden um zu verhindern, dass der z.T. festgefahrene forstpolitische Streit zwischen „Schützern und Nutzern“ auf das Energieholzthema ausgeweitet wird. Es wäre wünschenswert, eine von allen Akteuren unterstützte Form der Waldenergieholznutzung zu finden – auch wenn dies bei Betrachtung der seit Jahrzehnten währenden Streitigkeiten der Koalitionen kaum möglich erscheint. Ist es Zufall, dass das Wort „trade-off“ neben „Zielkonflikt“ auch mit „Kompromiss“ und „Ausgleich“ übersetzt wird? Hier könnte die Lösung liegen.

In diesem Zusammenhang gilt es, Waldbesitzer und Forstbetriebe für mögliche negative Effekte der Waldenergieholznutzung zu sensibilisieren. Denn was letztlich auf der Fläche passiert hängt stark mit den Einstellungen und Werten der den Wald bewirtschaftenden Einzelpersonen zusammen. „Ob ein Eigentümer etwas tut und welche Aktivität er ergreift, das hängt von seinen individuellen Zielen, seinen persönlichen Erfahrungen und seinen eigenen Wertmaßstäben ab“ (SCHURR 2007, BLENNOW et al. 2014). Um eine naturverträgliche Nutzung von Waldenergieholz zu realisieren, bedarf es somit der Mitwirkung der Waldbesitzer und Brennholznutzer. Oft ist mit Verboten, aber auch mit finanziellen Anreizen nur wenig gewonnen, denn gerade bei der Brennholznutzung sind Traditionen, Emotionen, aber auch gemeinschaftlicher Konsens nicht zu unterschätzende Faktoren. Wichtig ist deshalb, diese Menschen bei ihren Bedürfnissen abzuholen und ihnen in offener **Kommunikation** die potenziellen **Synergieeffekte** sowie die potenziellen **naturschutzfachlichen Risiken** der Energieholznutzung nahezubringen. Diese Aufklärung sollte sowohl von Forstseite als auch von Naturschutzseite stattfinden. Am ehesten werden sich Erfolge einstellen, wenn beide Seiten sich weiter aufeinander zubewegen und die Kommunikation auf Sachebene vertiefen.

8 Literaturverzeichnis

- ACHAT, D.L.; DELEUZE, C.; LANDMANN, G.; POUSSE, N.; RANGER, J.; AUGUSTO, L. (2015): Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 348: 124-141.
- AHLHAUS, M.; HANSEN, H. (1996): Logistik von Biomasse. *Landtechnik* 51: 38-39.
- AMMER, U. (1991): Konsequenzen aus den Ergebnissen der Tothholzforschung für die forstliche Praxis. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110: 149-157.
- ANDERSSON, J.; HJÄLTÉN, J.; DYNESIUS, M. (2015): Wood-inhabiting beetles in low stumps, high stumps and logs on boreal clear-cuts: implications for dead wood management. *PLoS one* 10: e0118896.
- ANGELSTAM, P., ELBAKIDZE M., LOHMUS A. (2013): Conservation and management of specialised species: sustaining legacies of natural forests and cultural landscapes. In: KRAUS, D., KRUMM, F. (Hrsg.) 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity, S. 124-133. European Forest Institute.
- ARZBERGER, M. (2014): Participation in mountain forest management of Bavarian forest administration. Changed governance in the shadow of a strong symbol. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 185: 235–248.
- AUGUSTO, L.; RANGER, J.; BINKLEY, D.; ROTHE, A. (2002): Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science* 59: 233-254.
- BÄRNTHOL, R. (2003): Nieder- und Mittelwald in Franken. Bad Windsheim: Fränkisches Freilandmuseum.
- BAETEN, L.; BAUWENS, B.; DE SCHRIJVER, A.; DE KEERSMAEKER, L.; VAN CALSTER, H.; VANDEKERKHOVE, K. ET AL. (2009): Herb layer changes (1954-2000) related to the conversion of coppice-with-standards forest and soil acidification. *Applied Vegetation Science* 12: 187-197.
- BARTHA, S.; MEROLLI, A.; CAMPETELLA, G.; CANULLO, R. (2008): Changes of vascular plant diversity along a chronosequence of beech coppice stands, central Apennines, Italy. *Plant Biosystems* 142: 572-583.
- BAUER, C. (2007): HOLZENERGIE, IN: R. DONES, BAER R., BOLLIGER R, BURGER R., FAUST EMMENEGGER M, FRISCHKNECHT R., ET AL. (EDS.): Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Final report ecoinvent data v2.0, No. 6-IX, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- BAUER, FRANZ (1994): Interessante Käferfunde im "Gerolfinger Eichenwald" 1993. *facetta Berichte der Entomologischen Gesellschaft Ingolstadt e. V.* 8: 1-9.
- BAUR, P. (2013): Energieholzpotenzial des Privat- und Kommunalwaldes im Gebiet der FBG Nethe-Weser und Nieheim-Steinheim-Marienmünster. Bachelorarbeit an der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf. Fakultät Wald und Forstwirtschaft. 49 S.
- BAYERISCHE STAATSFORSTEN AÖR (O. J.): Waldbaupraxis der Bayerischen Staatsforsten. Online verfügbar unter http://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/waldbau/dateien/waldbaupraxis_der_bayerischen_staatsforsten.pdf, zuletzt gesehen 1/3/2016.
- BAYERISCHE STAATSFORSTEN AÖR (2009): Naturschutzkonzept der Bayerischen Staatsforsten. Regensburg.

- BAYERISCHE STAATSREGIERUNG (2008): Strategie zum Erhalt der Biologischen Vielfalt in Bayern (Bayerische Biodiversitätsstrategie). Bayer. Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit, München.
- BAYERISCHE STAATSREGIERUNG (2011): Bayerisches Energiekonzept „Energie innovativ“. Bayerisches Staatsministerium für Wirtschaft und Medien, Energie und Technologie, München.
- BAYERISCHER WALDBESITZERVERBAND (2015): Nieder- und Mittelwald. Waldtypen und Waldbewirtschaftung Infoblatt 2.1. Online verfügbar unter www.holz-von-hier.de/waldbesitzer-info/Nieder-Mittelwald_lr.pdf, zuletzt gesehen 12/2/2015.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LFU) (2012): Bestimmungsschlüssel für Flächen nach § 30 BNatSchG / Art. 23 BayNatSchG (§ 30-Schlüssel). Unter Mitarb. Von Institut für Vegetationskunde und Landschaftsökologie - IVL. Augsburg.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2016): Förderprogramme des Naturschutzes: Landschaftspflege, Vertragsnaturschutz.
http://www.lfu.bayern.de/natur/landschaftspflege_erfolgskontrollen/index.htm, zuletzt gesehen 1/3/2016.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (StMELF) (2013): Staatsminister Helmut Brunner informiert: Fitnessprogramm für Bayerns Wälder. Klimamaßnahmen der Forstverwaltung – Zwischenbilanz und Ausblick. München.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (StMELF) (2015a): 7910-U Richtlinie über Zuwendungen nach dem Bayerischen Vertragsnaturschutzprogramm Wald. VNPWaldR2015, vom 20.10.2015 Az.: 64i-U8633-2014/7-12 und F2-7752.4-1/39. Online verfügbar unter www.stmelf.bayern.de/mam/cms01/wald/waldbesitzer/dateien/vnpwaldr_2015, zuletzt gesehen 12/2/2015.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (StMELF) (2015b): 7904-L Richtlinie für Zuwendungen zu waldbaulichen Maßnahmen im Rahmen eines forstlichen Förderprogramms (WALDFÖPR 2015). Bekanntmachung vom 30. April 2015 Az.: F2-7752.1-1/86. Online verfügbar unter <https://www.verkuendung-bayern.de/allmbl/jahrgang:2015/heftnummer:5/seite:289>, zuletzt gesehen am 29/2/2016.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2006-2015): Jahresberichte 2005-2014. Bayerische Forstverwaltung. München. Online verfügbar unter <http://www.stmelf.bayern.de/wald/forstverwaltung/jahresbericht/>, zuletzt gesehen 12/3/2015.
- BEER, A. (2009): Mittel für Natur- und Artenschutz im Wald. LWF aktuell 69/2009: 40–41.
- BEINLICH B, GOCKEL H, HEINZ A UND GRAWE F. (2014): Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung – Ökonomie und Ökologie im Einklang. ANLiegen Natur 36: 61–65. Waldrandgestaltung – Ökonomie und Ökologie im Einklang. In ANLiegen Natur 36: 61–65.
- BEINLICH B & GRAWE F. 2013. Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung und Waldrandnutzung. Natur in NRW 2/2013: 19-23.
- BERG, A.; EHNSTRÖM, B.; JONSELL, M. ET AL. (1994): Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. Conservation Biology, S. 718–731, zuletzt geprüft am 01.09.2015.
- BERNHARDT-RÖMERMANN, M.; EWALD, J. (2006): Einst zu wenig, heute zu viel: Stickstoff in Waldlebensgemeinschaften. Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft 66: 261-266.
- BEZZEL, E.; GEIERSBERG, I.; VON LOSSOW, G.; PFEIFER, R. (2005): Brutvögel in Bayern: Verbreitung 1996 bis 1999. Ulmer, Stuttgart.

- BLENNOW, K.; PERSSON, E.; LINDNER, M.; PACHECO FAIAS, S.; HANEWINKEL, M. (2014): Forest owner motivations and attitudes towards supplying biomass for energy in Europe. *Biomass Bioenergy* 67:223–230.
- BMELV (2012A): Bioenergie in Regionen: Ein Ratgeber – basierend auf den Ergebnissen des Wettbewerbs Bioenergie-Regionen. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Internet (letzter Zugriff: 24.05.14): http://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples/b/r/brosch_regionalbroschuere.web.pdf
- BMELV (2012B): Bioenergie-Regionen: Förderphase 2012–2015. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Internet (letzter Zugriff am 24.05.14): <http://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples/w/e/wettbewerb-bioenergieregionen-web.pdf>.
- BOHLIN, F.; ROOS, A. (2001): Wood fuel supply as a function of forest owner preferences and management styles. *Biomass and Bioenergy* 22: 237-249.
- BORRASS, L. (2014): Varying practices of implementing the Habitats Directive in German and British forests. *Forest Policy and Economics* 38: 151-160.
- BOUGET, C.; LASSAUCE, A.; JONSELL, M. (2012): Effects of fuelwood harvesting on biodiversity - a review focused on the situation in Europe. *Canadian Journal of Forest Research* 42: 1421-1432.
- BRADTKA, J.; BÄSSLER, C.; MONING, C. (2010): Baumbewohnende Flechten als Zeiger für Prozessschutz und ökologische Kontinuität im Nationalpark Bayerischer Wald. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 9: 49-63.
- BREDEMEIER, M. (2007): Landnutzungswandel als Treiber von Biotopwandel und Veränderungen des landschaftlichen Stoffhaushaltes. In HERRMANN, B. (Hrsg.): Beiträge zum Göttinger Umwelthistorischen Kolloquium. Göttingen, Universitätsverlag Göttingen: 177-187.
- BRIN, A.; BOUGET, C.; BRUSTEL, H.; JACTEL, H. (2011): Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests. *J. Insect Conserv.* 15: 653–669.
- BRIN, A.; BOUGET, C.; VALLADARES, L.; BRUSTEL, H. (2013): Are stumps important for the conservation of saproxylic beetles in managed forests? - Insights from a comparison of assemblages on logs and stumps in oak-dominated forests and pine plantations. *Insect Conservation and Diversity* 6: 255–264.
- BRUCKMAN, V. J.; YAN, S.; HOCHBICHLER, E.; GLATZEL, G. (2011): Carbon pools and temporal dynamics along a rotation period in Quercus dominated high forest and coppice with standards stands. *Forest Ecology and Management* 262: 1853-1862.
- BUIJS A., LAWRENCE A. (2013): Emotional conflicts in rational forestry: Towards a research agenda for understanding emotions in environmental conflicts. *Forest Policy and Economics* 33: 104-111.
- BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND E.V. (BUND) (2010): Energetische Nutzung von Biomasse. Positionspapier. Berlin.
- BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND E.V. (BUND); NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND E.V. (NABU) (2011): Fünf-Punkte-Plan für den Wald der Zukunft - Forderungen für eine naturverträgliche Waldpolitik bis 2020. 6 S. http://www.bund.net/fileadmin/bundnet/publikationen/naturschutz/20110311_naturschutz_wald_5_punkte_plan.pdf

- BUNDESAMT FÜR UMWELT (2015): Biodiversitätsmonitoring Schweiz. Available online at <http://www.biodiversitymonitoring.ch>, gesehen am 12/18/2015.
- BUNDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND ERNÄHRUNG (BLE) (2016): Übersichten über die Flächen der NWR - Stand: 11.03.2015. http://www.naturwaelder.de/index.php?tpl=nwr_flaechen, zuletzt gesehen 23/6/2016.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2014): Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Berlin.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2016): Besonders geschützte Biotop – fünf Prozent der Waldfläche. www.bundeswaldinventur.de/index.php?id=588, zuletzt gesehen 22/2/2016.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMELV) (2010): 25 Bioenergie-Regionen im Porträt. Gewinner des Bundeswettbewerbs - Vorbilder in Sachen Bioenergie, Berlin.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMELV) (2011): Waldstrategie 2020. Nachhaltige Waldbewirtschaftung – eine gesellschaftliche Chance und Herausforderung. Bonn.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT (BMUB); BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) (2013): Naturbewusstsein 2013 - Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt. Bonn.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) & Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) (2010): Nationaler Biomasseaktionsplan für Deutschland - Beitrag der Biomasse für eine nachhaltige Energieversorgung. Berlin.
- BUNDESREGIERUNG (2010): Energiekonzept für eine umweltschonende, zuverlässige und bezahlbare Energieversorgung. Internet (Letzter Zugriff am 23.07.2015): http://www.bundesregierung.de/ContentArchiv/DE/Archiv17/_Anlagen/2012/02/energiekonzept-final.pdf?__blob=publicationFile&v=5
- BUNELL, F.; HUGGARD, D.J. (1999): Biodiversity across spatial and temporal scales: problems and opportunities. *Forest Ecology and Management* 115: 113-126.
- BUßLER, H. (1994): Die xylobionte Käferfauna im Stadtgebiet Ingolstadt: "Gerolfinger Eichenwald" - Teil I - Grundlagen und Zustandserfassung. Stadt Ingolstadt.
- BUßLER, H. (2010): Hotspot-Gebiete xylobionter Urwaldreliktarten aus dem Reich der Käfer. *LWF aktuell* 76/2010: 10-12.
- BÜTLER, R.; SCHLAEPFER, R. (2004): Wie viel Totholz braucht der Wald? *Schweiz. Z. Forstwes.* 155: 31-37
- CAMPETELLA, G.; BOTTA-DUKÁT, Z.; WELLSTEIN, C.; CANULLO, R.; GATTO, S.; CHELLI, S. et al. (2011): Patterns of plant trait–environment relationships along a forest succession chronosequence. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 145: 38–48.
- CANULLO, R.; CAMPETELLA, G.; MUCINA, L.; CHELLI, S.; WELLSTEIN, C.; BARTHA, S. (2011): Patterns of Clonal Growth Modes Along a Chronosequence of Post-Coppice Forest Regeneration in Beech Forests of Central Italy. *Folia Geobot* 46: 271–288.
- CATORCI, A.; VITANZI, A.; TARDELLA, F.; HRSAK, V. (2011): Regeneration of *Ostrya carpinifolia* Scop. forest after coppicing : modelling of changes in species diversity and composition. *Polish Journal of Ecology* 59: 483–494.

- CATORCI, ANDREA; VITANZI, ALESSANDRA; TARDELLA, FEDERICO MARIA; HRŠAK, VLADIMIR (2012): Trait variations along a regenerative chronosequence in the herb layer of submediterranean forests. *Acta Oecologica* 43: 29–41.
- CLIMATE DATA (2015): Klima: Waldsieversdorf. Internet (letzter Zugriff: 10.06.2015): <http://de.climate-data.org/location/163756/>
- COCH, T.; GERHARDS, I.; KONOLD, W. (2005): Schnittachsen oder Verbundlinien? Energiefreileitungen in der Landschaft. In *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society* 14: 139-143.
- COLIN-BELGRAND, M.; RANGER, J.; BOUCHON, J. (1996): Internal Nutrient Translocation in Chestnut Tree Stemwood: III. Dynamics Across an Age Series of *Castanea sativa* (Miller). *Annals of Botany* 78: 729-740.
- DEBUSSCHE, M.; DEBUSSCHE, G.; LEPART, J. (2001): Changes in the vegetation of *Quercus pubescens* woodland after cessation of coppicing and grazing. *Journal of Vegetation Science* 12: 81-92.
- DECOQ, G.; AUBERT, M.; DUPONT, F.; BARDAT, J.; WATTEZ-FRANGER, A.; SAGUEZ, R. et al. (2005): Silviculture-driven vegetation change in European temperate deciduous forest. *Annales des Sciences Forestières* 62: 313-323.
- DOBLER, G. (2015): Streit ohne Ende. Warum Waldwirtschaft immer ein Konfliktfeld bleiben wird und wie man kommunikativ damit umgeht. *LWF aktuell* 107: 4-8.
- DREVER, M. C.; AITKEN, K. E.H.; NORRIS, A. R.; MARTIN, K. (2008): Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation* 141: 624-634.
- DEUTSCHER ENERGIE-PELLET-VERBAND E.V. (DEPV); NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND E.V. (NABU) (2009): Leitlinien für eine nachhaltige Energieholzgewinnung im Wald. http://www.depv.de/uploads/media/Leitlinien_NABU-DEPV_02.pdf
- ECKE, F.; LÖFGREN, O.; SÖRLIN D. (2002): Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. *Journal of Applied Ecology* 39: 781-792.
- ECKERBERG, K.; SANDSTRÖM, C. (2013): Forest conflicts: A growing research field. *Forest Policy and Economics* 33: 3-7.
- ELLENBERG, H.; LEUSCHNER, C. (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 6. Aufl. Stuttgart: Ulmer.
- ENERGIEBÜRO MOL (2012): Regionales Entwicklungskonzept der Bioenergie-Region Märkisch-Oderland für den Förderzeitraum 1.8.2012 bis 31.7.2015. Energiebüro MOL c/o STIC Wirtschaftsfördergesellschaft Märkisch-Oderland mbH. Strausberg, März 2012.
- ERÄJÄÄ, S.; HALME, P.; KOTIAHO, J.; MARKKANEN, A.; TOIVANEN, T. (2010): The volume and composition of dead wood on traditional and forest fuel harvested clear-cuts. *Silva Fennica* 44: 203-211.
- EUROPÄISCHES PARLAMENT; RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (9/30/2009): Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. Amtsblatt der Europäischen Union L 20: 1–25. Available online at <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0147&from=EN>, gesehen am 2/10/2013.
- EUROPÄISCHES PARLAMENT; RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (9/30/2009): Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. Amtsblatt der Europäischen Union L 20: 1–25. Available online

at <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0147&from=EN>,
gesehen am 2/10/2013.

- EWALD, J., HENNEKENS, S., CONRAD, S., WOHLGEMUTH, T., JANSEN, F., JENSSEN, M., CORNELIS, J., MICHIELS, H.-G., KAYSER, J., CHYTRÝ, M., GÉGOUT, J.-C., BREUER, M., ABS, C., WALENTOWSKI, H., STARLINGER, F.; GODEFROID, S. (2013): Spatial and temporal patterns of Ellenberg nutrient values in forests of Germany and adjacent regions - a survey based on phytosociological databases. *Tuexenia* 33: 93-109.
- EWALD, J.; Pyttel, P. (2016): Leitbilder, Möglichkeiten und Grenzen der De-Eutrophierung von Wäldern in Mitteleuropa. *Natur und Landschaft* 91: 210-217.
- FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. (FNR) (2014): Netzwerke in Bioenergieregionen: Politisch-gesellschaftliche Begleitforschung zum Bundeswettbewerb. Schriftenreihe Nachhaltigkeitsforschung Band 33, Rostock.
- FERRANTI, F. (2014): Energy wood: a challenge for European forests. Potentials, environmental implications, policy integration and related conflicts. Eur. Forest Inst. Tech. Rep.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Eching: IHW-Verlag.
- FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V. (FNR) (2014): Netzwerke in Bioenergieregionen: Politisch-gesellschaftliche Begleitforschung zum Bundeswettbewerb. Schriftenreihe Nachhaltigkeitsforschung Band 33, Rostock.
- FORST BRANDENBURG LANDESBETRIEB (2011): Das Methusalem-Projekt. Online verfügbar unter http://forst.brandenburg.de/media_fast/4055/Methusalem_web.pdf, zuletzt gesehen 1/3/2016.
- FSC ARBEITSGRUPPE DEUTSCHLAND E. V. (2012): Deutscher FSC-Standard. Deutsche übersetzte Fassung Version 2.3 vom 01.07.2012. Freiburg.
- GAGGERMEIER, A.; FRIEDRICH, S.; HIENDLMEIER, S.; ZETTINIG, C. (2014): Energieholzmarkt Bayern 2012. Untersuchung des Energieholzmarktes in Bayern hinsichtlich Aufkommen und Verbrauch. LWF, Freising und C.A.R.M.E.N. e.V. Straubing. Abschlussbericht.
- GAN, J.; SMITH, C.T. (2006): Availability of logging residues and potential for electricity production and carbon displacement in the USA. *Biomass and Bioenergy* 30: 1011-1020.
- GARADNAI, J.; GIMONA, A.; ANGELINI, E.; CERVellini, M.; CAMPETELLA, G.; CANULLO, R. (2010): Scales and diversity responses to management in beech coppices of Central Appenines (Marches, Italy): from floristic relevés to functional groups. *Braun-Blanquetia* 46: 271-277.
- GAUER, J.; ALDINGER, E.; (Hrsg.) (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands - Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke - mit Karte 1. 1000000. Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung 43: 1-324.
- GEDEON, K.; GRÜNEBERG, C.; MITSCHKE, A.; SUDFELDT (2015): Atlas deutscher Brutvogelarten. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- GERBER, M. (2011): Territory choice of the Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix* in Switzerland in relation to habitatstructure and rodent density. Master Thesis, University of Zurich.
- GIGON, A.; LANGENAUER, R. (2000): Blaue Listen als Bilanzierungsinstrument bei der Förderung bedrohter Tier- und Pflanzenarten. In *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society* 9: 25-29.
- GOCKEL, H. (2012): Ökonomie, Ökologie und Erholungswert im Einklang. Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung. *AFZ-DerWald* 15/2012: 24-26.

- GORMAN, G. (2004): Woodpeckers of Europe: a study of the European Picidae. Bruce Coleman Ltd, Chalfont St. Peter.
- GRABHERR, G.; KOCH, G.; KIRCHMEIR, H.; REITER, K. (1998): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Veröff. Österreich. MaB-Programms 17.
- GROVE, S. J. (2002): Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33: 1-23.
- GROVE, S. (2009): Beetles and fuelwood harvesting: a retrospective study from Tasmania's southern forests. *Tasforests*: 77–99.
- GULDER, H.-J.; MÜLLER, J.; SIMON, U.; BUßLER, H.; HACKER, H.; MÜLLER-KROEHLING, S. (2005): Waldökologischer Vergleich von Eichenmischwäldern und Mittelwäldern. Forschungsvorhaben der bayerischen Staatsforstverwaltung (V56), Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft.
- GÜTHLER, W.; MARKET, R.; HÄUSLER, A.; DOLEK, M. (2005): Vertragsnaturschutz im Wald - Bundesweite Bestandsaufnahme und Auswertung. BfN-Skripten 146, Bonn-Bad Godesberg.
- HAGAN, J. M.; MEEHAN, A. L. (2002): The Effectiveness of Stand-Level and Landscape-Level Variables for Explaining Bird Occurrence in an Industrial Forest. *Forest Science* 48: 231-242.
- HAGAN, J.M.; WHITMAN, A.A. (2006): Biodiversity Indicators for Sustainable Forestry: simplifying complexity. *Journal of Forestry* 104: 203-210.
- HALL, P. (2002): Sustainable production of forest biomass for energy. *The Forestry Chronicle* 78: 391-396.
- HANSBAUER, M.; COLLING, M.; BUßLER, H.; DOLEK, M.; KOLBECK, H.; WOLF, W. (2011): Kartierungen in Nieder- und Auwaldstandorten am Lech. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU), Augsburg.
- HANSBAUER, M.; MÄGEL, C.; PYTTEL, P.; ROTHE, A.; EWALD, J. (2015): Leuchttürme gefunden! *AFZ/Der Wald* 18/2015: 38–41.
- HASTREITER H. (2015): Holzeinschlag im Privatwald – Wieviel und warum? Holzeinschlagsanalyse der LWF erfasst Motive der Waldbesitzer für den Holzeinschlag. *LWF aktuell* 104: 45-47.
- HARMON, M.E. (2001): Moving towards a new paradigm for woody detritus management. *Ecological Bulletins* 49: 269-278.
- HARMON, M.E.; FRANKLIN, J.F.; SWANSON, F.J.; SOLLINS, P.; GREGORY, S.V.; LATTIN, J.D.; ANDERSON, N.H.; CLINE, S.P.; AUMEN, N.G.; SEDELL, J.R.; LIENKAEMPER, G.W.; CROMACK, K.; CUMMINS, K.W. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302.
- HEDGREN, P.O. (2007): Early arriving saproxylic beetles (Coleoptera) and parasitoids (Hymenoptera) in low and high stumps of Norway spruce. *Forest Ecology and Management* 241: 155-161.
- HEDIN, J.; ISACSSON, G.; JONSELL, M.; KOMONEN, A. (2008): Forest fuel piles as ecological traps for saproxylic beetles in oak. In *Scandinavian Journal of Forest Research* 23: 348-357.
- HÉDL, R.; REJŠEK, K. (2007): Soil changes after forty years of succession in an abandoned coppice in the Czech Republic. *Acta Agronomica Hungarica* 55: 453-474.
- HÉDL, RADIM; KOPECKÝ, MARTIN; KOMÁREK, JOSEF (2010): Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions* 16: 267-276.

- HEILMANN-CLAUSEN, J.; CHRISTENSEN, M. (2003): Fungal diversity on decaying beech logs – implications for sustainable forestry. *Biodiversity Conservation* 12: 953–973.
- HELLSTRÖM, E. (2001): Conflict cultures — qualitative comparative analysis of environmental conflicts in forestry. *Silva Fennica Monographs* 2.
- HERTEL, F. (2003): Habitatnutzung und Nahrungserwerb von Buntspecht *Picoides major*, Mittelspecht *Picoides medius* und Kleiber *Sitta europaea* in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenwäldern des nordostdeutschen Tieflandes. *Vogelwelt* 124: 111-132.
- HEVENDEHL CONSULT (2012): Clusterstudie Forst- und Holzwirtschaft im Kreis Hörter. Hevendehl Consult, Halver.
- HÖLSCHER, D.; SCHADE, E.; LEUSCHNER, C. (2001): Effects of coppicing in temperate deciduous forests on ecosystem nutrient pools and soil fertility. *Basic Appl. Ecol.* 2: 155-164.
- HÖNTSCH, K. (2005): Der Kleinspecht (*Picoides minor*). Autökologie einer bestandesbedrohten Vogelart im hessischen Vordertaunus. Schmitz-Verlag, Kerkheim.
- HOPKINS, J. J.; KIRBY, K. J. (2007): Ecological change in British broadleaved woodland since 1947. *Ibis* 149 (Supplement 2): 29-40.
- JACOB, R.; HEINZ, A.; DÉCIEUX, J. P. (2013): Umfrage - Einführung in die Methoden der Umfrageforschung, Oldenbourg Verlag, München.
- JACOBSON, S.; KUKKOLAB, M.; MÄLKÖNEN, E.; TVEITE, B. (2000): Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. *Forest Ecology and Management* 129: 41-51.
- JESSEL, B.; RÖHLING, M.; KLUTTIG, H. (2009): Welchen Wald braucht der Naturschutz? – Schutz und Nutzung gemeinsam voranbringen. In *Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research Sonderheft* 327: 53-63.
- JONSELL, M. (2007): Effects on biodiversity of forest fuel extraction, governed by processes working on a large scale. *Biomass and Bioenergy* 31: 726-732.
- JONSELL, M. (2008): The effects of forest biomass harvesting on biodiversity. In: D. Röser et al. (Hrsg.): *Sustainable use of forest biomass for energy: A synthesis with focus on the Baltic and Nordic region*, S. 129 – 154. Springer Science+Business Media B.V.
- JONSELL, M.; HANSSON, J. (2011): Logs and stumps in clearcuts support similar saproxylic beetle diversity: implications for bioenergy harvest. *Silva Fennica* 45: 1053-1064.
- JONSELL, M.; SCHROEDER, M. (2014): Proportions of saproxylic beetle populations that utilise clear-cut stumps in a boreal landscape – Biodiversity implications for stump harvest. *Forest Ecology and Management* 334: 313–320.
- KÄNDLER, G. (2006): Abschlussbericht zum Vorhaben "Vertiefende Analyse der BWI2-Daten unter den Aspekten Naturnähe und Biodiversität". (Kurzbezeichnung: BWI2 Biodiversitätsauswertung) Forschungsauftrag 04HS062. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Available online at <http://download.ble.de/04HS062.pdf>, gesehen am 12/22/2015.
- KANOLD, A.; ROHRMANN, N.; MÜLLER, J. (2009): Einflussfaktoren auf das Baumhöhlenangebot und dessen Auswirkungen auf die Arten und Dichten von Höhlenbrütern in Bergwäldern. *Ornithologischer Anzeiger* 47: 116-129.
- KLEINHÜCKELKOTTEN, S.; CALMBACH, M.; GLAHE, J.; NEITZKE, H.-P.; STÖCKER, R.; WIPPERMANN, C.; WIPPERMANN, K. (2009): Kommunikation für eine nachhaltige Waldwirtschaft. *Forschungsverbund Mensch & Wald, M&W-Bericht* 09/01, Hannover.

- KÖHLER, F. (2000): Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlandes. Vergleichende Studien zur Totholzkäferfauna Deutschlands und deutschen Naturwaldforschung. Landesamt für Agrarordnung NRW.
- KÖLLING, C., MÜLLER-KROEHLING, S., WALENTOWSKI, H. (2005): Gesetzlich geschützte Waldbiotope. Sonderheft von Pirsch, Niedersächs. Jäger, Unsere Jagd, AFZ-Der Wald und LWF. Deutscher Landwirtschaftsverlag, München.
- KÖLLING, C.; GÖTTLEIN, A.; ROTHE, A. (2007): Energieholz nachhaltig nutzen. LWF aktuell 61: 32-36.
- KÖNIG, H.; WERKING-RADTKE, J. (2010): Biodiversitätsmonitoring NRW. Biotopmonitoring (BM)/Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS). Landesamt für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW. Recklinghausen. Available online at <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/methoden/web/babel/media/kartieranleitung2010.pdf>.
- KONRAD, K. (2011): Mündliche und schriftliche Befragung - Ein Lehrbuch. Landau: Verlag Empirische Pädagogik.
- KOORDINATIONSSTELLE BDM (2014): Biodiversitätsmonitoring Schweiz BDM. Beschreibung der Methoden und Indikatoren. Bundesamt für Umwelt, Bern (Umwelt-Wissen, 1410).
- KOPECKÝ, M.; HÉDL, R.; SZABÓ, P.; HOOFTMAN, D. (2013): Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. J. Appl. Ecol. 50: 79-87.
- KRAUS, D., KRUMM, F. (Hrsg.) (2013): Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute.
- KROIHER, F.; BOLTE, A. (2015): Naturschutz und Biodiversität im Spiegel der BWI 2012. AFZ/Der Wald 21/2015: 23-27.
- KULTURLAND KREIS HÖXTER (2012): Regionalentwicklungskonzept 2.0 für die Bioenergieregion.
- KÜSTER, H. (2010): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. 4. Auflage. München: C. H. Beck.
- LACKHOFF, P. (2014): Energieholzpotenzial des Privat- und Kommunalwaldes im Gebiet des FBGs Diemel-Nethe und Egge-Nethe. Bachelorarbeit Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Freising.
- LANDESAMT FÜR NATUR-, UMWELT- UND VERBRAUCHERSCHUTZ (LANUV) (2007): Biomassestrategie NRW. Biomasse – Entwicklungspotenziale für Erneuerbare Energien. http://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/klima/Bilder_pdf/biomassestrategie.pdf, letzter Zugriff 23/2/2016.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ (LUMN) (2010): Ökokonto-Verordnung. Online verfügbar unter http://drs.baden-wuerttemberg.de/Download.dll/file?AK_ID=6020, gesehen am 1/8/2016.
- LANDESBETRIEB FORST BRANDENBURG (2015): Informationen zur Landeswaldoberförsterei Hangelberg. <http://forst.brandenburg.de/sixcms/detail.php/674921> (Letzter Zugriff: 10.09.15)
- LANDESREGIERUNG BADEN-WÜRTTEMBERG (1995): Waldgesetz für Baden-Württemberg (Landeswaldgesetz - LWaldG) in der Fassung vom 31. August 1995. Online verfügbar unter <http://www.landesrecht-bw.de/jportal/?quelle=jlink&query=WaldG%20BW&max=true&aiz=true>.
- LANDKREIS MÄRKISCH-ODERLAND (2010): Demografiebericht des Landkreises Märkisch-Oderland. Internet (letzter Download am 21.07.2015): http://maerkisch-oderland.de/cms/front_content.php?idart=1482

- LASSAUCE, A.; LIEUTIER, F.; BOUGET, C. (2012): Woodfuel harvesting and biodiversity conservation in temperate forests: Effects of logging residue characteristics on saproxytic beetle assemblages. *Biological conservation* 147: 204-212.
- LASSAUCE, A.; PAILLET, Y.; JACTEL, H.; BOUGET, C. (2011): Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11: 1027-1039.
- LAUTERBACH, M. (2009): Vögel als Indikatoren für die Nachhaltigkeit. Viele Vogelarten zeigen uns zentrale Strukturen in Wäldern an. In *LWF aktuell* 69/2009: 36-39.
- LEYER, I.; WESCHE, C. (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- LUDWIG, G.; SCHNITTLER, M. (1996): *Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands*. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28, Bonn-Bad Godesberg.
- MANTAU, U. (2012): *Holzrohstoffbilanz Deutschland*. Entwicklungen und Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung von 1987 bis 2015. Hamburg.
- MARTIKAINEN, P.; KAILA, L.; HAILA, Y. (1998): Threatened Beetles in White-Backed Woodpecker Habitats. *Conservation Biology* 12: 293-301.
- MCCOMBE, W.; LINDENMAYER, D. (1999): Dead, dying, and down trees. - In: Hunter, M. L. (ed.), *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, S. 335-372. Cambridge Univ. Press.
- MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. (2011): *PC-ORD*. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6.0. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- MATTHES, U.; BIELING, C.; REEG, T.; OELKE, M.; KONOLD, W. (2013): Wie bewerten Akteure der Forst- und Holzwirtschaft den Klimawandel? Eine Untersuchung am Beispiel von Rheinland-Pfalz. *Allg. Forst- und Jagdzeitung*, 185: 59-70.
- MAYRING, P. (2010): *Qualitative Inhaltsanalyse: Grundlagen und Techniken*. Beltz Verlag. Weinheim und Basel.
- MEIWES, K.J.; RUMPF, S.; AHRENDTS, B.; RADEMACHER, P.; NAGEL, J. (2012): Nährstoffexporte bei Vollbaumnutzung in Nordwestdeutschland – Einflussfaktoren und standörtliche Bewertung. *Freiburger Forstliche Forschung Berichte* 94: 99-108.
- MELLERT, K.-H.; EWALD, J. (2011): Wieviel Biomassennutzung verträgt der Bergwald? *AFZ-Der Wald* 24/2011: 19-21.
- MENGEL, A.; REIB, A.; THÖMMES, A.; HAHNE, U.; VON KAMPEN, S.; KLEMENT, M. (2010): Steuerungspotenziale im Kontext naturschutzrelevanter Auswirkungen erneuerbarer Energien. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 97, Bonn-Bad Godesberg.
- MERGNER, U. (2015): Waldtrittsteine statt Großschutzgebiete. *AFZ/Der Wald* 21/2015: 18-22.
- MEYER, P.; BLASCHKE, M.; SCHMIDT, M.; SUNDERMANN, M.; SCHULTE, U. (2016): Wie entwickeln sich Buchen- und Eichen-FFH-Lebensraumtypen in Naturwaldreservaten? Eine Bewertung anhand von Zeitreihenanalysen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48: 5-14.
- MEYER, P.; SCHMIDT, M.; SPELLMANN, H.; BEDARFF, U.; BAUHUS, J.; REIF, A.; SPÄTH, V. (2011): Aufbau eines Systems nutzungsfreier Wälder in Deutschland. *Natur und Landschaft* 86: 243-249.
- MIKUSIŃSKI, G.; ANGELSTAM, P. (1997): European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. *Vogelwelt* 118: 277-283.
- MIKUSIŃSKI, G.; ANGELSTAM, P. (1998): Economic Geography, Forest Distribution, and Woodpecker Diversity in Central Europe. *Conservation Biology* 12: 200-208.

- MIKUSIŃSKI, G.; GROMADZKI, M.; CHYLARECKI, P. (2001): Woodpeckers as Indicators of Forest Bird Diversity. *Conservation Biology* 15: 208-217.
- MILAD, M.; STORCH, S.; HORN, R.; STADELMANN, E.; SCHAICH, H.; WINKEL, G.; KONOLD, W. (2012): Waldnaturschutz und Klimawandel Hinweise für Politik und Management. Freiburg i. Br.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute. Washington D. C.
- MINISTERIUM FÜR INFRASTRUKTUR UND LANDWIRTSCHAFT BRANDENBURG (MIL) (2011): Waldprogramm 2011 Gemeinsames Handeln zum Schutz und Nutzen ländlicher Naturräume. Potsdam.
- MINISTERIUM FÜR INFRASTRUKTUR UND LANDWIRTSCHAFT BRANDENBURG (MIL) (2014): Ergebnisse der 3. Bundeswaldinventur in der Region Berlin-Brandenburg.
- MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (2015A): Für die Vielfalt in der Natur. Die Biodiversitätsstrategie des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf.
- MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (2015B): 79023 Richtlinien über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung forstlicher Maßnahmen im Privatwald. RdErl. III - 3 40-00-00.30 v. 20.7.2015. Online verfügbar unter https://recht.nrw.de/lmi/owa/br_vbl_detail_text?anw_nr=7&vd_id=15160&ver=8&val=15160&sg=0&menu=1&vd_back=N, zuletzt gesehen 29/2/2016.
- MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES BRANDENBURG (2014): Maßnahmenprogramm Biologische Vielfalt Brandenburg. Potsdam.
- MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELTSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG (2004): Waldbau-Richtlinie 2004 „Grüner Ordner“ der Landesforstverwaltung Brandenburg. Potsdam.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES BRANDENBURG (2010): Biomassestrategie des Landes Brandenburg. Potsdam.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT NORDRHEIN-WESTFALEN (2016): Waldnutzung und Walderneuerung im Staatswald des Landes NRW. RdErl. - III A 2 31-10-00.00 - v. 27.10.1994. Online verfügbar unter https://recht.nrw.de/lmi/owa/br_bes_text?anw_nr=1&gld_nr=7&ugl_nr=79031&bes_id=2897&val=2897&ver=7&sg=&aufgehoben=N&menu=1, zuletzt gesehen 1/3/2016.
- MÜLLER, J. (2005): Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Dissertation Technische Universität München.
- MÜLLER, J.; BRUSTEL, H.; BRIN, A.; BUSSLER, H.; BOUGET, C.; OBERMAIER, E. ET AL. (2014): Increasing temperature may compensate for lower amounts of dead wood in driving richness of saproxylic beetles. *Ecography* 38: 499-509.
- MÜLLER, J.; BÜTLER, R. (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129: 981-992.
- MÜLLER-KROEHLING, S.; FRANZ, C.; BINNER, V.; MÜLLER, J.; PECHACEK, P.; ZAHNER, V. (2006): Artenhandbuch der für den Wald relevanten Tier- und Pflanzenarten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie in Bayern. (4., aktualisierte Fassung, Juni 2006). Freising.

- MÜLLEROVÁ, J.; HÉDL, R.; SZABÓ, P. (2015): Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *Forest Ecology and Management* 343: 88–100.
- NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND E.V. (NABU) (2008): *Waldwirtschaft 2020. Perspektiven und Anforderungen aus Sicht des Naturschutzes*. Berlin.
- NEUMANN, W. (2014): Holz verfeuern? Richtig heizen. *BUNDmagazin* 4-14: 24.
- OBERDORFER, E. (1992): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil IV. Wälder und Gebüsche*, 2. Auflage, Band 2 Tabellen. Stuttgart: G. Fischer.
- PASINELLI, G. (2007): Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers *Dendrocopos medius* & *D. major*: implications for forest management and conservation. *Biodiversity and Conservation* 16: 1283-1298.
- PEDROLI, B.; ELBERSEN, B.; FREDERIKSEN, P.; GRANDIN, U.; HEIKKILÄ, R.; KROGH HENNING, P.; IZAKOVICOVA, Z.; JOHANSEN, A.; MEIRESONNE, L.; SPIJKER, J. (2013): Is energy cropping in Europe compatible with biodiversity? Opportunities and threats to biodiversity from land-based production of biomass for bioenergy purposes. *Forest Policy and Economics* 55: 73-86.
- PETERS, D.-M.; WIRTH, K.; BÖHR, B.; FERRANTI, F.; GÓRRIZ-MIFSUD, E.; KÄRKKÄINEN, L.; KRČ, J.; KURTTILA, M.; LEBAN, V.; LINDSTAD, B. H.; PEZDEVŠEK MALOVRH, S.; PISTORIUS, T.; RHODIUS, R.; SOLBERG, B.; ZADNIK STIRN, L. (2015) : Energy wood from forests - stakeholder perceptions in five European countries. *Energy, Sustainability and Society* 5: 17-29.
- PITMAN, R.; BENHAM, S.; POOLE, J. (2014): A chronosequence study of soil nutrient status under oak and Corsican pine with Ellenberg assessed ground vegetation changes. *Forestry* 87: 287-300.
- PONGE, J.-F.; CHEVALIER, R. (2006): Humus Index as an indicator of forest stand and soil properties. *Forest Ecology and Management* 233: 165-175.
- PROE, M.F; GRIFFITHS, J.H; MCKAY, H.M (2001): Effect of whole-tree harvesting on microclimate during establishment of second rotation forestry. *Agricultural and Forest Meteorology* 110: 141-154.
- PYTTEL, P. L.; KÖHN, M.; BAUHUS, J. (2015): Effects of different harvesting intensities on the macro nutrient pools in aged oak coppice forests. *Forest Ecology and Management* 349: 94-105.
- PYTTEL, P.; WILNHAMMER, M.; SCHIEßL, A.; WITTKOPF, S.; ZAHNER, V.; ROTHE, A.; EWALD, J. (2013): Energiewende und Waldbiodiversität. Forschungsprojekt gestartet. *AFZ-Der Wald* 8/2013: 20-21.
- RADTKE, A.; AMBRAß, S.; ZERBE, S.; TONON, G.; FONTANA, V.; AMMER, C. (2013): Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 291: 308-317.
- RANIUS, T.; FAHRIG, L. (2006): Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 201–208.
- RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Pflanzen und Tiere. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* L 206: 8-50. Available online at <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:31992L0043&from=EN>, gesehen am 2/10/2016.
- REBELE, J. (2015): *Wahrnehmung des Vertragsnaturschutz im Mittelwald durch die Beteiligten*. Bachelorarbeit Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Freising.
- REIF, A.; SCHULZE, E.-D.; EWALD, J.; ROTHE, A. (2014): Waldkalkung - Bodenschutz contra Naturschutz? In *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 14: 5–29.

- REINEKE, M. (2015): Regionalforstamt Hochstift, Landesbetrieb Wald und Holz NRW. Schriftliche Mitteilung vom 29.01.15
- RIECKEN, U.; RIES, U.; SSYMANK, A. (1994): Rote Liste gefährdeter Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe Landschaftspf. und Natursch. 41, Bonn-Bad Godesberg.
- RIEGER, A.; SCHMIDBERGER, G.; STELZ, V.; MÜLLER, J.; STRÄTZ, C. (2010): Ökologische Analyse der Molluskenfauna im Nationalpark Bayerischer Wald. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 9: 65–78.
- RIEK, W.; WOLFF, B.; BOLTE, A. (2002): Angleichung von Standortseigenschaften und ihre Auswirkung auf die Waldvegetation. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landschaftsökol.* 36: 65-68.
- RIFFELL, S.; VERSCHUYL, J.; MILLER, D.; BENTLY WIGLEY, T. (2011): Biofuel harvests, coarse woody debris, and biodiversity – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 261: 878-887.
- ROBERGE, J.-M.; ANGELSTAM, P. (2006): Indicator species among resident forest birds – A cross-regional evaluation in northern Europe. *Biological Conservation* 130: 134-147.
- ROBLES, H.; CIUDAD, C.; VERA, R.; OLEA, P. P.; PURROY, F. J.; MATTHYSEN, E. (2007): Sylvopastoral management and conservation of the middle spotted woodpecker at the south-western edge of its distribution range. *Forest Ecology and Management* 242: 343-352.
- RODE, M.; SCHNEIDER, C.; KETELHAKE, G.; REIßHAUER, D. (2005): Naturschutzverträgliche Erzeugung und Nutzung von Biomasse zur Wärme- und Stromgewinnung. BfN-Skripten 136, Bonn-Bad Godesberg.
- ROSSMANN, D. (1996): Landschaftspflegekonzept Bayern Band II.13 Lebensraumtyp Nieder- und Mittelwälder. München.
- ROTHE, A.; BINKLEY, D. (2001): Nutritional interactions in mixed species forests. a synthesis. *Can. J. For. Res.* 31: 1855–1870.
- RUBIO, A.; ESCUDERO, A.; GANDULLO, J. M. (1997): Sweet chestnut silviculture in an ecological extreme of its range in the west of Spain (Extremadura). *Ann. For. Sci.* 54: 667-690.
- RUBIO, A.; ESCUDERO, A. (2003): Clear-cut effects on chestnut forest soils under stressful conditions: lengthening of time-rotation. *Forest Ecology and Management* 183: 195-204.
- RUBIO, A.; GAVILÁN, R.; ESCUDERO, A. (1999): Are soil characteristics and understorey composition controlled by forest management? *Forest Ecology and Management* 113: 191-200.
- SANDS, R.J. (2013): Effect of woodstack structure on invertebrate abundance and diversity. *Bioscience Horizons* 6: 1-8.
- SCHERFOSE, V. (HRSG.) (2014): Nationalparkmanagement in Deutschland. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 136, Münster.
- SCHERZINGER, W. (1996): *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung.* Ulmer, Stuttgart.
- SCHMIDT, M.; KRIEBITZSCH, W.-H.; EWALD, J. (Hrsg.) (2011): *Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands.* BfN-Skripten, 299, Bonn-Bad Godesberg.
- SCHURR, C. (2007): Vor dem Holz kommt der Mensch – Nutzungsmotive privater Waldbesitzer. *Forst und Holz* 62: 28-31.
- SCHULTZE, M.; SIEGEMUND, S. (2012): Ermittlung der Holzressourcen für die Energieholznutzung und der Energieholzströme in der Bioenergieregion MOL. Projektbericht für die Bioenergieregion Märkisch Oderland. Wildau.

- SCHUSTER, K. (2003): Image und Akzeptanz von Naturschutz in der Gesellschaft. Schriften-Reihe des Deutschen Rates für Landschaftspflege 75: 80–89.
- SCHÜTZ, J.-P. (1999): Close-to-nature silviculture: is this concept compatible with species diversity? *Forestry* 72: 359-366.
- SCHWARZBAUER, P.; HUBER, W.; WEISS, G. (2010): Prospects for the market supply of wood and other forest products from areas with fragmented forest-ownership structures e case study Austria. Brussels: Commission of the European Communities.
- SEIBERT, P. (1962): Die Auenvvegetation an der Isar nördlich von München. *Landschaftspflege und Vegetationskunde* 3, München.
- SEIBOLD, S.; BRANDL, R.; BUSE, J.; HOTHORN, T.; SCHMIDL, J.; THORN, S.; MÜLLER, J. (2015): Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology* 29: 382-390.
- SELTER, A.; SOTIROV, M.; VOLZ, K.-R.; HAUBER, J.; WEIMAR, H. (2011): Holzenergienutzung in Rheinland-Pfalz – Sozioökonomische Bedeutung und politische Implikationen. Arbeitsbericht 03/2011. Freiburg.
- SÖDERBERG, C.; ECKERBERG, K. (2013): Rising policy conflicts in Europe over bioenergy and forestry. *Forest Policy and Economics* 33:112–119.
- STANDING FORESTRY COMMITTEE (SFC) (2010): Prospects for the market supply of wood and other forest products from areas with fragmented forest-ownership structures. Executive Summary. Wien, Oktober 2010.
- SMEETS, E.; WETERINGS, R. (1999): Environmental indicators: Typology and overview. European Environment Agency. Copenhagen. Available online at http://www.eea.europa.eu/publications/TEC25/at_download/file.
- SPECHT, M. J.; PINTO, S. R. R.; ALBUQUEQUE, U. P.; TABARELLI, M.; MELO, F. P. L. (2015): Burning biodiversity: Fuelwood harvesting causes forest degradation in human-dominated tropical landscapes. *Global Ecology and Conservation* 3: 200-209.
- SPÜHLER, L.; KRÜSI, B. O.; PASINELLI, G. (2015): Do Oaks *Quercus* spp., dead wood and fruiting Common Ivy *Hedera helix* affect habitat selection of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius*? *Bird Study* 62: 115-119.
- ŠRÁMEK, M.; VOLAŘÍK, D.; ERTAS, A.; MATULA, R. (2015): The effect of coppice management on the structure, tree growth and soil nutrients in temperate Turkey. *Journal of Forest Science* 61: 27-34.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2015): Wald und Holz - Holzeinschlag nach Holzartengruppen bzw. Holzsorten und ausgewählten Besitzarten - Jahresabschluss 2014. <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/WaldundHolz/Tabellen/HolzeinschlagDeutschland.html> (letzter Zugriff 22.03.2015).
- STERBA, H. (1988): Increment Losses by Full-Tree Harvesting in Norway Spruce (*Picea abies*). *Forest Ecology and Management* 24: 283-292.
- STRAUSSBERGER, R.; UHDE, N. (2009): Deutschlands Forstwirtschaft auf dem Holzweg. BUNDSchwarzbuch Wald. Berlin: Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e. V.
- SUDA, M.; SCHAFFNER, S. (2013): Das Phänomen meinungs- und mehrheitsbildender Bevölkerungsumfragen als Instrument zur Legitimierung von Interessen im politischen Raum- Sozialempirische Befragungstechnik zwischen Stimmungsmache und Erkenntnisgewinn. "Greenpeace" und "Aktionsbündnis zur Holzvermarktung in Bayern" - Zwei forsa-Umfragen mit unterschiedlichen Ergebnissen. *Forstarchiv* 84: 152-161.

- SULLIVAN, T.; SULLIVAN, D. (2014): Diversifying clearcuts with green-tree retention and woody debris structures: conservation of mammals across forest ecological zones. *Silva Fennica* 48.
- THÜNEN-INSTITUT (2016): Dritte Bundeswaldinventur (2012). [HTTPS://BWI.INFO/](https://BWI.INFO/), zuletzt geprüft am 14.03.2016.
- TREIBER, R. (2002): Mittelwaldnutzung - Grundlage der Vegetationsdynamik und Artenvielfalt in Wäldern der südsächsischen Hardt. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34: 334-345.
- UHDE, N.; STRAUSSBERGER, R. (2016): BUND-Waldreport 2016. Schatten & Licht - 20 Fallbeispiele. Berlin: Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e. V. (BUND).
- UNITED NATIONS (1992): Convention on biological diversity. CBD. Available online at <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>.
- VAN CALSTER, H.; BAETEN, L.; SCHRIJVER, A. DE; DE KEERSMAEKER, L. (2007): Management driven changes (1967–2005) in soil acidity and the understorey plant community following conversion of a coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management* 241: 258-271.
- VAN CALSTER, H.; BAETEN, L.; VERHEYEN, K.; KEERSMAEKER, L. DE; DEKEYSER, S.; REGISTER, J. E.; HERMY, M. (2008): Diverging effects of overstorey conversion scenarios on the understorey vegetation in a former coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management* 256: 519-528.
- VERHEYEN, K.; BAETEN, L.; FRENNE, P. DE; BERNHARDT-RÖMERMANN, M.; BRUNET, J.; CORNELIS, J. ET AL. (2012): Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. *Journal of Ecology* 100: 352-365.
- VERKERK, H.; LINDNER, M.; ANTTILA, P.; ASIKAINEN, A. (2010): The realistic supply of biomass from forests. In: Mantau, U. et al. (eds.) *EUwood - Final report*, S. 56-79. Hamburg.
- VERSCHUYL, J.; RIFFEL, S.; MILLER, D.; BENTLY WIGLEY, T.; (2011): Biodiversity response to intensive biomass production from forest thinning in North America forests – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 261: 221-232.
- VILD, O.; ROLEČEK, J.; HÉDL, R.; KOPECKÝ, M.; UTINEK, D. (2013): Experimental restoration of coppice-with-standards: Response of understorey vegetation from the conservation perspective. *Forest Ecology and Management* 310: 234-241.
- VIRKKALA, R. (2006): Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Annales Zoologici Fennici* 43: 82-85.
- WALD UND HOLZ NRW (2015): Wuchsgebiet 17: Weserbergland. Zahlen und Fakten zum Wuchsgebiet. Internet: <http://www.wald-und-holz.nrw.de/wald-und-holz-nrw/wald-in-nrw/wuchsgebiete-in-nordrhein-westfalen/wuchsgebiet-17-weserbergland.html> (Zugriff am 09.06.2015).
- WALENTOWSKI, H.; BUßLER, H.; BERGMEIER, E.; BLASCHKE, M.; FINKELDEY, R.; GOSSNER, M. M.; LITT, T.; MÜLLER-KROEHLING, S.; PHILIPPI, G.; POP, V. V.; REIF, A.; SCHULZE, E.-D.; STRÄTZ, C.; WIRTH, V. (2010): Sind die deutschen Waldnaturschutzkonzepte adäquat für die Erhaltung der buchenwaldtypischen Flora und Fauna? Eine kritische Bewertung basierend auf der Herkunft der Waldarten des mitteleuropäischen Tief- und Hügellandes. *Forstarchiv* 81: 195-217.
- WALENTOWSKI, H.; EWALD, J.; FISCHER, A.; KÖLLING, C.; TÜRK, W. (2006): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. Ein auf geobotanischer Grundlage entwickelter Leitfaden für die Praxis in Forstwirtschaft und Naturschutz. 2. überarb. Auflage: Freising: Geobotanica.
- WEBER-BLASCHKE, G. RICHTER, K.; LUBENAU, C.; KNOKE, T.; HÄRTL, F.; BORCHERT, H.; FRIEDRICH, S.; WITTKOPF, S.; WILNHAMMER, M. (2015): Projekt G33 (StMELF) bzw. 22009411 (FNR) Konkurrenz um Holz: Ökologische, soziale und ökonomische Effekte der stofflichen und energetischen Verwertung von Holz. Teil B: Abschlussbericht (Langfassung).

- WEIS, W.; DIETZ, E.; GÖTTLEIN, A.; HÄUSLER, W.; KÖLLING, C.; MELLERT, K.H. (2008): Erstellung von Nährstoffbilanzen für die Staatswaldflächen in Bayern als Grundlage einer nachhaltigen Biomassenutzung. Abschlußbericht.
- WERNER, F.; ALTHAUS, H.J.; KÜNNIGER, T.; RICHTER, K.; JUNGBLUTH, N. (2007): Life Cycle Inventories of Wood as Fuel and Construction Material. Data v2.0, ecoinvent report No. 9, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Duebendorf.
- WESSELY, H; ROßMANN, D; SCHWAB, U; KORNPORST, M; REINHARDT, S. (1996): Geplantes Naturschutzgebiet Gerolfinger Eichenwald. Zustandserfassung mit Pflegehinweisen - Endbericht. Unveröffentlichtes Gutachten für die Regierung von Oberbayern.
- WILDMANN, S.; ENGEL, F.; MEYER, P.; SPELLMANN, H.; SCHULTZE, J.; GÄRTNER, S. et al. (2014): Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland. Definition und Flächen. In AFZ/Der Wald 2/2014: 28-30.
- WILNHAMMER M, ROTHE A, WEIS W, WITTKOPF S. (2012): Estimating forest biomass supply from private forest owners: a case study from Southern Germany. Biomass and Bioenergy 47:177-87.
- WILNHAMMER, M.; LUBENAU, C.; RICHTER, K; WITTKOPF, S.; WEBER-BLASCHKE, G. (2015): Effects of increased wood energy consumption on global warming potential, primary energy demand and particulate matter emissions on regional level based on the case study area Bavaria (Southeast Germany). Biomass and Bioenergy 81: 190-201.
- WINKEL, G. (2007a): VIII-7.2 Forstpolitik. In: KONOLD, W.; BÖCKER, R.; HAMPICKE, U. (2007): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege – 21. Erg.Lfg. 12/07, S. 1-23.
- WINKEL, G. (2007b): Waldnaturschutzpolitik in Deutschland. Bestandsaufnahme, Analysen und Entwurf einer Story-Line. Freiburger Schriftenreihe zur Forst- und Umweltpolitik Nr. 9. Remagen-Oberwinter: Dr. Kessel
- WINTER, M.-B.; AMMER, C.; BAIER, R.; DONATO, D. C.; SEIBOLD, S.; MÜLLER, J. (2015): Multi-taxon alpha diversity following bark beetle disturbance: Evaluating multi-decade persistence of a diverse early-seral phase. Forest Ecology and Management 338: 32-45.
- WINTER, S. (2005): Ermittlung von Struktur- Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwälder. Dissertation Technische Universität Dresden.
- WITTKOPF, S. (2005): Bereitstellung von Hackgut zur thermischen Verwertung durch Forstbetriebe in Bayern. Forstliche Forschungsberichte München 200, Freising.
- WOHLGEMUTH, T.; BÜRGI, M.; SCHEIDEGGER, C.; SCHÜTZ, M. (2002): Dominance reduction of species through disturbance - a proposed management principle for central European forests. Forest Ecology and Management 166: 1-15.
- ZAHNER, V. (1993): Höhlenbäume und Forstwirtschaft. AFZ 13: 538-540.
- ZAHNER, V. (1999): Biologische Vielfalt durch Totholz. Zeitgeist oder Notwendigkeit? LWF aktuell 18: 14-17.
- ZAHNER, V.; SIKORA, L.; PASINELLI, G. (2012): Heart rot as a key factor for cavity tree selection in the black woodpecker. Forest Ecology and Management 271: 98-103.
- ZELLWEGER, F.; BRAUNISCH, V.; MORSDORF, F.; BALTENSWEILER, A.; ABEGG, M.; ROTH, T. et al. (2015): Disentangling the effects of climate, topography, soil and vegetation on stand-scale species richness in temperate forests. Forest Ecology and Management 349: 36-44.

Anhang

Good-Practice: Verbindung von Energieholznutzung und Naturschutz

Naturschutz wird in der Öffentlichkeit oft an Hand von negativen Meldungen wahrgenommen, was zu einer Abstumpfung der Wahrnehmung oder gar zu einem Negativimage führen kann (GIGON & LANGENAUER 2000, SCHUSTER 2003). Die Analyse der Gefährdungen der Biodiversität durch die Energieholznutzung wurde deswegen ergänzt durch die Suche nach Beispielen für eine gelungene Versöhnung beider gesellschaftlicher Zielsetzungen.

Im Rahmen des Projekts wurde 2013 der Ideenwettbewerb "Leuchttürme gesucht!" ausgelobt, um forstliche Bewirtschaftungskonzepte zu identifizieren, die Naturschutz im Wald gezielt fördern und gleichzeitig energetisch nutzbare Biomasse gewinnen (PYTTEL et al. 2013, Abbildung 59)

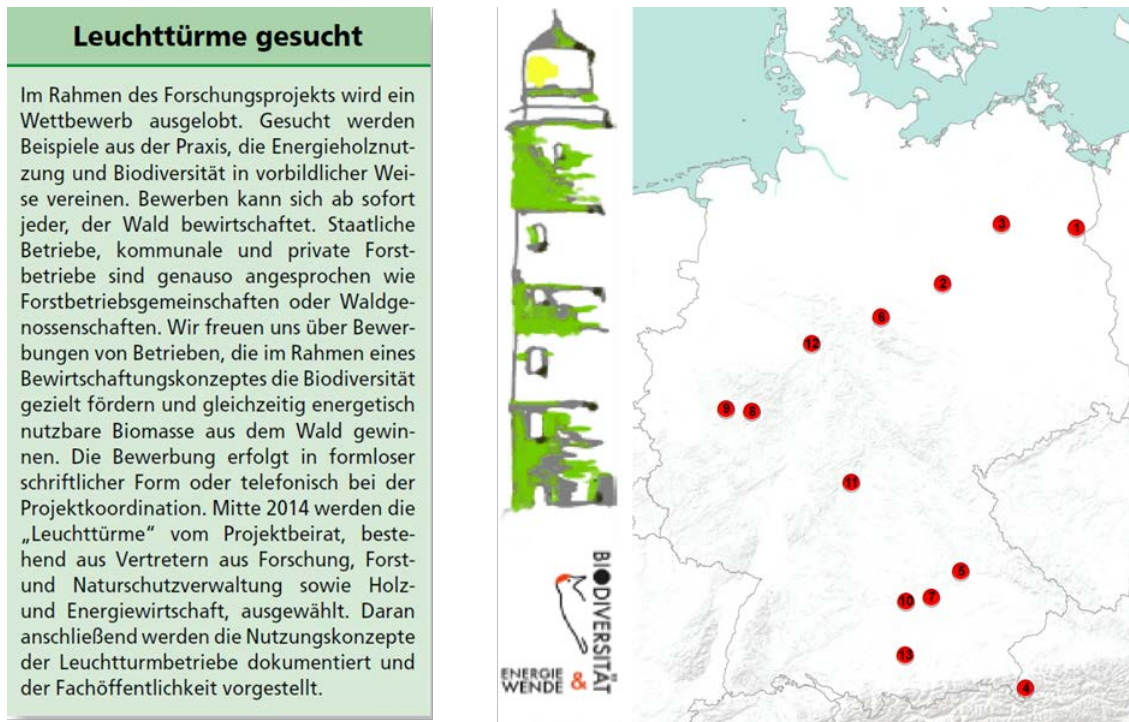


Abbildung 59: Ausschreibung des Ideenwettbewerbs zur Vereinbarung von Energieholznutzung und Waldnaturschutz; links: Kasten aus AFZ/Der Wald (PYTTEL et al. 2013); Mitte: Wettbewerbslogo; rechts: Herkunft der 13 Bewerbungen

Waldbewirtschafter in staatlichen, kommunalen und privaten Forstbetriebe, sowie Waldbesitzer, Forstbetriebsgemeinschaften oder Waldgenossenschaften waren aufgerufen ihre Projekte unter besonderer Berücksichtigung des Mehrwertes für die Energieholznutzung und den Waldnaturschutz und Angabe der Besitz- und Bestockungsverhältnisse auf einer Seite zu beschreiben.

Aus dem gesamten Bundesgebiet gingen 13 Bewerbungen ein (HANSBAUER et al. 2015, Tabelle 27). Die Wettbewerbsteilnehmer spiegeln die Besitzverhältnisse breit wider. Die Bewerbungen kamen aus Bayern, Nordrhein-Westfalen, Brandenburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein (Abbildung 59 rechts).

Bei fast allen Projekten geht es um Verbesserungen der Biotopqualität; oftmals werden wertvolle Lebensräume für seltene und gefährdete Tier- und Pflanzenarten erhalten oder sogar erweitert, wobei die Wirksamkeit dieser Maßnahmen deutlich seltener durch Begleituntersuchungen geprüft wird. Oft werden Bürger als Brennholz-Selbsterwerber in den Prozess einbezogen und somit eine Identifikation mit dem Waldgebiet gefördert. Einige Projekte sind der klassischen Mittelwaldbewirtschaftung zuzuordnen, bzw. gestalten die Waldränder durch eine mittelwaldähnliche Bewirtschaftung

tung. Manche Bewerbungen, darunter so unterschiedliche wie die Pflege von Offenlandlebensräumen, naturnahe Hochwaldbewirtschaftung und eine moderne Kurzumtriebsplantage deckten eher Randgebiete des Themas ab.

Tabelle 27: Zuordnung der 13 Bewerbungen hinsichtlich Maßnahmentyp und Eigentumsverhältnissen

	Kriterium	Anzahl Bewerbungen
Maßnahmen	Verbesserung der Biotopqualität / Schaffung und Erhalt von wertvollen Lebensräumen	10
	Integration von Selbstwerbern	5
	Mittelwaldbewirtschaftung	4
	Naturkundliche Begleituntersuchungen	4
	Waldumbau	3
	Erhalt und Wiederherstellung speziell von Offenlandbiotopen	2
	Naturnahe Hochwaldbewirtschaftung	1
	Kurzumtriebsplantage	1
	Lokales Biomassekraftwerk	1
Eigentumsverhältnis	Körperschafts-/ Kommunalwald	4
	Bundesforst	3
	Staatswald	2
	Waldgenossenschaft	2
	Privatwald	2

Die aus der projektbegleitenden Arbeitsgruppe und den Projektleitern bestehende Jury bewerte die Projekte nach folgenden Kriterien:

1. Thematische Eignung: Passt die eingegangene Bewerbung zum übergeordneten Thema „Energieholznutzung und Biodiversität“?
2. Naturschutzfachliche Qualität: Werden naturschutzfachliche Ziele verfolgt und gibt es einen naturschutzfachlichen Mehrwert im Vergleich zur sonstigen forstlichen Nutzung?
3. Energieholznutzung: Gibt es eine Wertschöpfung? Werden zusätzliche Holzmenen für die energetische Nutzung durch das vorgestellte Bewirtschaftungskonzept bereitgestellt?
4. Wirksamkeit auf der Fläche: Hat das Bewirtschaftungskonzept eine gewisse Flächenrelevanz? Ist es auf andere Regionen oder Forstbetriebe übertragbar?
5. Öffentlichkeitsarbeit: Werden Akteure vor Ort mit in das Projekt einbezogen? Wird (bzw. wie wird) das Bewirtschaftungskonzept von der (lokalen) Öffentlichkeit wahrgenommen?
6. Originalität: Werden innovative Maßnahmen angewendet?

Aus der Vielzahl der Bewerbungen wurden vier Leuchttürme gekürt, die im folgenden Abschnitt genauer vorgestellt werden.

Die Verleihung der Leuchttürme wurde im Rahmen der Projekt-Abschlussveranstaltung am 10. November 2015 in Weihenstephan vorgenommen. Die vier Preisträger erhielten einen stilisierten Leuchtturm aus gedrechseltem Ahorn- und Nussbaumholz und wurden durch eine kurze Laudatio gewürdigt. Das Ergebnis des Wettbewerbs wurde in AFZ/Der Wald veröffentlicht (HANSBAUER et al. 2015).

Das Projekt „**Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung des Regionalforstamtes Hochstift (NRW)**“ wurde aufgrund seiner Qualität und Originalität ausgewählt. Es vereint die lokale Verwertung des gewonnenen Energieholzes, eine nachweisliche Förderung der Biodiversität (GOCKEL 2012, BEINLICH & GRAWE 2013, BEINLICH et al. 2014) und Verkehrssicherung in einem großräumigen Verbund. Ziel dieses Projektes ist es, die Waldränder im Kulturlandkreis Höxter (Weserbergland) zu stabilisieren, indem diese mittelwaldähnlich bewirtschaftet werden. Der Waldrand wird auf eine Tiefe von etwa 15 bis 20 m aufgelichtet und der Bestockungsgrad auf durchschnittlich 0,3 reduziert, wobei die Randbäume bis auf einige vollkronige, vitale Einzelstämme entnommen wer-

den. Damit werden die ökologischen Gradienten erweitert und neue Nischen für konkurrenzschwache Baum- und Straucharten sowie lichtliebende Arten der Krautschicht geschaffen. Jüngere Zwischenstände werden erhalten und gefördert. Der Unterstand, der auf den Stock gesetzt wird, wird als Energieholz genutzt, die Überhälter dienen der Wertholzproduktion. Pro 100 m Waldrand liefern die Altbestände etwa 100 fm Derbholz. Die Entnahme des Energieholzes an den befahrbaren Waldsäumen erfolgt rationell mit modernen Erntemaschinen und die Vermarktung erfolgt weitgehend regional. Liegendes Totholz wird im Bestand belassen; außerdem wird zusätzlich zwischen dem 20 m breiten Mittelwaldsaum und dem Bereich mit normaler Bewirtschaftung gezielt ein "Totholzkorridor" gefördert: Alt- und Totholz wird stehen gelassen, wodurch der Biotopverbund gefördert wird ohne die Verkehrssicherheit zu gefährden.

Der **Mittelwald Liebenburg (Niedersachsen)** stellt mit 28 Jahren Laufzeit ein ausgesprochen erfolgreiches Vorreiter-Projekt der modernen Mittelwaldnutzung dar. Der 200 ha große edellaubholzreiche Eichen-Hainbuchen-Mittelwald wird zum größeren Teil von den Niedersächsischen Landesforsten, zu kleinen Teilen von den Genossenschaftsforsten Immenrode und Weddingen bewirtschaftet. Im Oberholz werden Eichen, Hainbuchen, Buchen und Edellaubhölzer, wie beispielsweise Bergahorn, Elsbeere oder Wildobst gefördert. Durch die Entnahme des Unterstandes im etwa 20-jährigen Umtrieb und die gleichzeitige Pflege qualitativ hochwertiger Kernwüchse werden vielfältige Habitatstrukturen in kleinräumigem Wechsel geschaffen. Somit wird nicht nur die Vielfalt der Baumarten, sondern auch die Artenvielfalt von Tieren und krautigen Pflanzen gefördert. Nachgewiesen sind über 70 Gefäßpflanzenarten pro Hektar, darunter Türkenbundlilie, Langblättriges Hasenohr und Stattliches Knabenkraut – weitere vegetationskundliche Untersuchungen werden derzeit im Rahmen einer Dissertation durchgeführt. Die großkronigen und grobborkigen alten Eichen sowie das, entgegen den ursprünglichen Nutzungsgrundsätzen im Mittelwald, reichlich auf der Fläche belassene Totholz bieten eine große Lebensraumvielfalt, insbesondere für Insekten. Genaue entomologische Untersuchungen stehen noch aus, aber zahlreiche nachgewiesene Schmetterlingsarten (darunter Kaisermantel, Kleiner Eisvogel und Perlmutterfalter) deuten die Hochwertigkeit des Lebensraumes bereits an. Ebenso bietet der Mittelwald optimale Bedingungen für den Mittelspecht sowie sechs verschiedene Fledermausarten (Breitflügel-Fledermaus, Große Bartfledermaus, Kleine Bartfledermaus, Abendsegler, Zwergfledermaus und Rauhhautfledermaus). Aus der großen Strukturvielfalt ergibt sich eine hohe Dichte an Beutetieren, von der sowohl Uhu als auch Wildkatze profitieren. Darüber hinaus wurde das Vorkommen seltener und z.T. bedrohter Amphibien wie Feuersalamander, Berg- und Fadenmolch sowie Geburtshelferkröte nachgewiesen. Gleichzeitig dient die Nutzung des Unterstandes der Brennholzversorgung der lokalen Bevölkerung. Aufgrund der gestiegenen Preise für Brennholz bzw. Hackschnitzel können die Kosten dieser aufwändigen Bewirtschaftungsform im Wesentlichen aus Erlösen des Energieholzes getragen werden.

Die **Mittelwaldbewirtschaftung im Gerolfinger Eichenwald (Bayern)** ist ein Beispiel für ein Bewirtschaftungskonzept, das auf großer Fläche umgesetzt wird und bei dem zahlreiche Bürger der Stadt Ingolstadt aktiv beteiligt sind, indem sie für den Eigenbedarf Scheitholz nutzen. Der Gerolfinger Eichenwald, der größtenteils vom städtischen Forstamt Ingolstadt betreut wird, ist Teil von zwei Natura-2000-Gebieten: zum einen gehört er zum Schutzgebiet nach der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-Gebiet) „Donauauen mit Gerolfinger Eichenwald“ und zum anderen zum Schutzgebiet nach der Vogelschutzrichtlinie (SPA-Gebiet) „Donauauen zwischen Lechmünden und Ingolstadt“. Es herrschen dort optimale Wuchsbedingungen für die Laubholzarten der Hartholzaue. Ein Gutachten der Regierung von Oberbayern (WESSELY et al. 1996) bescheinigt den ehemaligen Mittelwaldflächen mit ihren Alteichen - neben ihrer herausragenden Bedeutung für das Landschaftsbild - einen hohen naturschutzfachlichen Wert. Das Gebiet ist seit den Untersuchungen von BUßLER (1994) und BAUER (1994) als Hotspot der Xylobiontenfauna bekannt (BUßLER 2010). Es konnten 247 xylobionte Käferarten, davon 51 Arten der Roten Listen der BRD, nachgewiesen werden (BUßLER 1994). Der Mittelspecht hat mit gut 30 Revieren den größten Bestand in Südbayern und der Halsbandschnäpper kommt mit etwa 200 Brutpaaren vor. Nach Aufgabe von historischer

Mittelwaldnutzung und Beweidung hatten sich die einstmaligen offenen Waldbestände zunehmend geschlossen, was eine Verschlechterung der Biotopqualität zur Folge hatte. Im Jahr 2000 wurden deshalb die ehemaligen Mittelwaldflächen wieder reaktiviert. Wegen der zunehmenden Nachfrage nach Brennholz und der positiven Entwicklung der Schlagflächen entschloss sich die Stadt im Jahr 2004 dazu, alle geeigneten Flächen in das Mittelwaldkonzept zu integrieren. Insgesamt werden jetzt rund 170 ha als Mittelwald mit einer Umtriebszeit von etwa 25 Jahren und einer jährlichen Hiebsfläche von rund 7 ha bewirtschaftet. Beim Hieb werden die Hasel und die im Gebiet heimische Kornelkirsche flächig auf den Stock gesetzt und ein Teil des Oberholzes entnommen. Speziell die Stieleiche sowie seltene Baumarten (z.B. Feld- und Flatterulme, Wildapfel, Wildbirne oder Feldahorn) werden gefördert und Höhlenbäume und Totholz angereichert. In der Oberschicht finden sich 15 Baum-, in der Unterschicht 17 Straucharten. Die historische Form der Mittelwaldbewirtschaftung und das daraus resultierende Landschaftsbild werden für die heutigen Generationen erlebbar. Dadurch dass das Brennholz an einheimische Selbstwerber vergeben wird, identifiziert sich die örtliche Bevölkerung stark mit "ihrem" Wald, was die Akzeptanz von Bewirtschaftung und Naturschutz in diesem Gebiet gleichermaßen fördert.

Das Projekt „**Nachhaltige Energie und Artenvielfalt im Landsberger Lechrain des Forstrevieres Kaufering (Bayern)**“ beeindruckt durch die Beteiligung mehrerer Gemeinden und die Vielfalt der waldbaulichen Ansätze. Die neun Gemeinden Scheuring, Penzing, Weil, Apfeldorf, Vilgertshofen, Kaufering, Igling, Obermeitingen und Fuchstal im Landkreis Landsberg am Lech haben sich zusammengeschlossen und bewirtschaften ihre naturschutzfachlich besonders wertvollen Wälder entlang des Lechrains (oftmals Auwälder oder Hangleitenwälder) mit einer gemeinsamen Zielsetzung. Dabei sollen die verschiedenen Funktionen wie Erholung oder Trinkwasser- und Bodenschutz bestmöglich erfüllt, die Biodiversität gefördert und gleichzeitig eine nachhaltige Holznutzung und die Versorgung der lokalen Bevölkerung mit Brennholz gesichert werden. Die Maßnahmen zur Erreichung dieser anspruchsvollen Zielsetzung sind vielfältig. So wird beispielsweise bereits seit vielen Jahren ein gezielter Waldumbau von nicht standortgemäßen Nadelholzbeständen in klimatolerante, laubholzreiche Mischbestände betrieben. Erstaufforstungen, die nach der Flurbereinigung im Jahr 2000 begonnen wurden, sind arten- und überwiegend laubholzreich bestockt. In Grauerlenbeständen der Weichholzaue wurde die Niederwaldbewirtschaftung reaktiviert. Ein Gutachten des Bayerischen Landesamtes für Umwelt belegt, dass diese kleinräumigen Niederwaldhiebe unterschiedliche Lebensräume für eine Vielzahl von Arten wirbelloser Tiere schaffen (HANSBAUER et al. 2011). Aus Sicht der Jury ist es wünschenswert, auch für die anderen Maßnahmen die Auswirkungen auf die Biodiversität genauer zu untersuchen und weiter zu optimieren. Das Energieholz, das bei der Ernte von wertvollem Stammholz zusätzlich anfällt, wird mit geringen Transportdistanzen zu den lokalen Heizwerken gebracht und versorgt u.a. öffentliche Verwaltungsgebäude in Penzing oder Weil. Jungbestandspflege und Erstdurchforstung werden sehr häufig an Brennholzseltwerber vergeben. Dadurch ergibt sich eine "Win-Win-Situation" für alle Beteiligten, denn die Gemeinden müssen kaum Kosten für die Bestandspflege aufwenden, und die Bürger kommen günstig an Brennholz.

Die vielfältigen Leuchtturmbewerbungen zeigen, dass Energieholznutzung nicht zwangsläufig zu einer Gefährdung der Biodiversität führen muss und dass unter geeigneten Rahmenbedingungen und Bewirtschaftungskonzepten („Good Practice“) Synergien zwischen Energieholznutzung und Naturschutz im Wald möglich sind. Besonders die historischen Nutzungsformen geben dafür gute Beispiele ab. Gleichzeitig wurde deutlich, dass die vorgeschlagenen Projekte meist nur relativ kleine Flächen betreffen und sich oftmals auf Wälder an warmtrockenen oder feuchten Sonderstandorten mit relativ lichten Waldstrukturen beziehen. Die Förderung der Biodiversität findet hier gezielt statt und wird auf betriebliche und ökonomische Erfordernisse abgestimmt. Sie erfolgt somit keineswegs nebenbei im Kielwasser der normalen Holznutzung, sondern erfordert eine gewisse ökonomische Verbindlichkeit, also die Bereitschaft der Waldbesitzer auf eine Gewinnmaximierung zu verzichten. Dies kann und sollte durch staatliche Förderanreize gestützt werden, die bislang v.a. von Kommunen in Anspruch genommen wird.