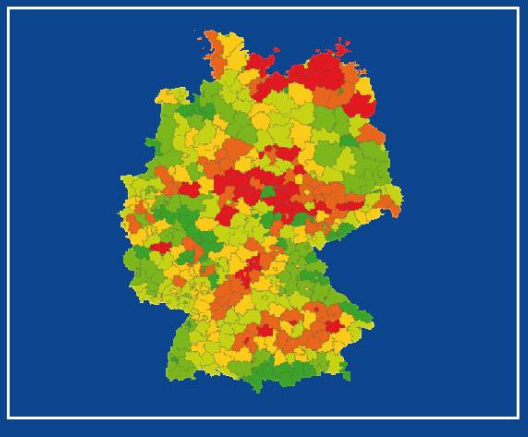
Umwelt und Raum

Band 3



Barbara Urban, Christina von Haaren, Helga Kanning, Jürgen Krahl & Axel Munack

Methode zur Bewertung der Biodiversität in Öko-bilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe

Schriftenreihe Institut für Umweltplanung
Leibniz Universität Hannover

Cuvillier Verlag Göttingen
Internationaler wissenschaftlicher Fachverlag

Umwelt und Raum Band 3

Methode zur Bewertung der Biodiversität in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe

Aussagemöglichkeiten und -grenzen für Ökobilanzen auf Bundesebene auf der Basis vorhandener Daten

Barbara Urban[1,2], Christina von Haaren[1], Helga Kanning[1], Jürgen Krahl[2] & Axel Munack[2]

[1] Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

[2] Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik, Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Gefördert durch Mittel der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG)

Schriftenreihe Institut für Umweltplanung
Leibniz Universität Hannover

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über http://dnb.ddb.de abrufbar.
1. Aufl. - Göttingen: Cuvillier, 2011

Herausgeber
Institut für Umweltplanung
Leibniz Universität Hannover
Herrenhäuser Straße 2, 30419 Hannover
www.umwelt.uni-hannover.de

Schriftleitung: Dr. Stefan Rüter

Die Verantwortung für den Inhalt liegt bei den Autoren.

Titelfotos: Institut für Umweltplanung, Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik

© CUVILLIER VERLAG, Göttingen 2011
Nonnenstieg 8, 37075 Göttingen
www.cuvillier.de

Alle Rechte vorbehalten. Ohne ausdrückliche Genehmigung des Verlages ist es nicht gestattet, das Buch oder Teile daraus auf fotomechanischem Weg (Fotokopie, Mikrokopie) zu vervielfältigen.

1. Auflage, 2011
Gedruckt auf säurefreiem Papier

ISBN 978-3-86955-697-0
ISSN 2190-7161

Umwelt und Raum	Band 3	1-210	Institut für Umweltplanung, Hannover 2011

Methode zur Bewertung der Biodiversität in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe – Aussagemöglichkeiten und -grenzen für Ökobilanzen auf Bundesebene auf der Basis vorhandener Daten

Barbara Urban, Christina von Haaren, Helga Kanning, Jürgen Krahl & Axel Munack

Inhalt

Abbildungen 4

Tabellen 6

Zusammenfassung 11

A Hintergrund, Ziele und Vorgehen

1 Relevanz und Einordnung des Themas 13

2 Ziele der Arbeit und Vorgehensweise 18

2.1 Ziele und Forschungsfragen 18

2.2 Vorgehen 21

B Entwicklung eines Methodenkonzeptes

3 Theoretische und methodische Grundlagen 24

3.1 Grundsätze der Ökobilanz 24

3.2 Methodische Grundlagen der Umweltplanung und Unterschiede zur Ökobilanz 26

3.3 Messen und Bewerten von Biodiversität sowie deren Veränderung 33

3.3.1 Interpretation von Biodiversität 33

3.3.2 Sachmodell 34

3.3.3 Wertebene 37

4 Bisherige Ansätze für die Wirkungskategorie Land Use in Ökobilanzen 43

4.1 Ökobilanzen im Bereich Biokraftstoffe und energetisch nutzbarer Biomasse ... 44
4.2 Ökobilanzen im Bereich Landwirtschaft ... 46
4.3 Methodendiskussionen zur Wirkungskategorie Land Use ... 48
5 Anforderungen an die Methodenentwicklung aus den Arbeitsschritten der Ökobilanz ... 54
5.1 Ziel und Untersuchungsrahmen ... 54
5.2 Sachbilanz ... 56
5.3 Wirkungsabschätzung ... 57
5.4 Auswertung ... 65
5.5 Schlussfolgerungen für die Entwicklung einer Wirkungsabschätzungsmethode (Charakterisierungsmethode) für Biodiversitätsveränderungen ... 66
6 Konzeptentwurf zur Wirkungsabschätzung von Biodiversitätsveränderungen ... 67
6.1 Rechnergestützte Umsetzung und Datensituation ... 67
6.1.1 Rechnergestützte Umsetzung ... 68
6.1.2 Datensituation ... 69
6.2 Übersicht über das entwickelte Methodenkonzept ... 72
C Methodenkonkretisierung und exemplarische Umsetzung
7 Kraftstoffwahl und raumbezogene Vorarbeiten ... 79
7.1 Auswahl eines Biokraftstoffs ... 79
7.2 Zusammenstellung von Modellkulturen mit statistischen Werten auf Landkreisebene ... 79
7.3 Räumlich Verknüpfung und Differenzierung ... 80
7.4 Ermittlung des Flächenbedarfs für ein Biokraftstoffziel ... 84
8 Skizzierung von Szenarien ... 84
8.1 Ist-Zustand der Landnutzungen als Ausgangspunkt und Referenzsystem ... 85
8.2 Ermittlung der zusätzlichen Weizenanteile in den Landkreisen ... 87
8.3 Verteilung der zusätzlichen Flächen innerhalb der Landkreise ... 92

8.4 Verteilung unter Berücksichtigung wertvoller Flächen 105
9 Entwicklung eines Indikatorensystems 105
9.1 Die Indikatoren in der Übersicht 105
9.2 Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen 109
9.2.1 Bedeutung des Indikators und Verortung landwirtschaftlicher Flächen 109
9.2.2 Identifikation wertvoller landwirtschaftlicher Flächen 114
9.2.3 Indikatorberechnung 123
9.3 Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten 130
9.4 Anteil an Kleinbiotopen an der landwirtschaftlichen Fläche 134
9.5 Fruchtarteneinschätzung 135
9.6 Stickstoff-Dünger 141
9.7 Pflanzenschutzmittel 148
9.8 Aggregation zu „Situationstypen“ der Landnutzungen 150
10 Integration der Indikatoren in die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz 161
11 Plausibilitätsprüfung 167
D Diskussion und Schlussfolgerungen
12 Methodische Einordnung und Erörterung des entwickelten Konzepts vor dem Hintergrund von Ökobilanz und ökologischer Planung 180
13 Einschätzung der Tragfähigkeit und Grenzen des entwickelten Konzepts sowie Hinweise für die Anwendung 182
14 Perspektiven 186
15 Datengrundlagen 189
16 Quellenverzeichnis 190

Abbildungen

Abb. 1: Vorgehen der Arbeit im Überblick 23

Abb. 2: Bewertung der Biodiversität (VON HAAREN 2004) 38

Abb. 3: Analyse von Ökobilanzen - schrittweise Erweiterung des Untersuchungsrahmens (URBAN et al. 2007) 43

Abb. 4: Entwicklung der Landqualität bei Veränderungen durch Transformation und Okkupation (LINDEJER et al. 2002; verändert von MILÀ I CANALS et al. 2007a) 50

Abb. 5: Produktionssystem Ackerfrüchte (Mais, Weizen) (GUINEÉ et al. 2006) 56

Abb. 6: Verbindliche Bestandteile der Wirkungsabschätzungsphase nach DIN EN ISO 14040 (2006, verändert) 57

Abb. 7: Prinzip der Klassifizierung und Charakterisierung in der Wirkungsabschätzung (KLÖPFFER & GRAHL 2009, verändert) 58

Abb. 8: Konzept der Wirkungsindikatoren (DIN EN ISO 14044, 2006) 59

Abb. 9: Ablauf der Ökobilanz und Einordnung der biodiversitätsrelevanten Schritte..... 67

Abb. 10: Vorgehen und Konzept zur Wirkungsabschätzung von Biodiversitätsveränderungen (URBAN 2009) 73

Abb. 11: Verwaltungsgrenzen der Landkreise Deutschlands 81

Abb. 12: Beispiele für die räumliche Zuordnung von Modellkulturen zu den Landkreisen 82

Abb. 13: Verschneidung von Corine Land Cover 2000 mit den Landkreisen 83

Abb. 14: Reale Weizenverteilung in Deutschland (2003) 86

Abb. 15: Konditionierte Annahme der Weizenverteilung als Ausgangsbedingung für die Szenarien (Worst Case und räumlich optimiert) 90

Abb. 16: Weizenzunahme in den Landkreisen für die Szenarien gegenüber der realen Weizenverteilung 91

Abb. 17: Worst Case-Szenario: Flächenverteilung für die fiktiven Landkreise A, B und C 95

Abb. 18: Räumlich optimiertes Szenario: Flächenverteilung für die Landkreise A, B und C 98

Abb. 19: Worst Case-Szenario: Anteil von Brachflächen an der Ackerfläche 100

Abb. 20: Räumlich optimiertes Szenario: Realer Anteil der Brachflächen (2003) 101

Abb. 21: Vergleich Worst Case-Szenario – räumlich optimiertes Szenario: Abnahme der Brachflächen 102

Abb. 22: Realer Anteil Grünland (2003), gleichbleibend im räumlich optimierten Szenario 103

Abb. 23: Worst Case-Szenario: Abnahme des Grünlandanteils..... 104

Abb. 24: Indikatorensystem..... 107

Abb. 25: Landwirtschaftliche Flächen (CorineLandCover 2000) 110

Abb. 26: Anteil der landwirtschaftlichen Fläche an der Gesamtfläche (Corine Land Cover 2000) 112

Abb. 27: Differenz der Flächengrößen der landwirtschaftlichen Flächen zwischen Corine Land Cover 2000 und der Agrarstatistik 2003 113

Abb. 28: Landwirtschaftliche Flächen heterogener Struktur (CorineLandCover 2000). 118

Abb. 29: Natura 2000 Gebiete 119

Abb. 30: Natura 2000 Gebiete innerhalb landwirtschaftlicher Flächen..... 120

Abb. 31: Für die Biodiversität wertvolle landwirtschaftliche Flächen 121

Abb. 32: Indikator „Für die Biodiversität wertvolle Flächen“ (realer Zustand, gleichbleibend im räumlich optimierten Szenario) 127

Abb. 33: Worst Case-Szenario: Indikator „Für die Biodiversität wertvolle Flächen” 128

Abb. 34: Worst Case-Szenario: Verschlechterung des Indikators „Für die Biodiversität wertvolle Flächen“ im Vergleich zum räumlich optimierten Szenario..... 129

Abb. 35: Niedersachsen mit ausgewählten Landkreisen..... 168

Abb. 36: Für die Biodiversität wertvolle landwirtschaftliche Flächen in Niedersachsen 169

Abb. 37: Landnutzungen im Landkreis Verden (CorineLandCover 2000)..... 170

Abb. 38: Landwirtschaftliche Flächen im Landkreis Verden (CorineLandCover 2000). 171

Abb. 39: Vergleich ermittelter wertvoller Flächen mit wertvollen Flächen der selektiven Biotopkartierung im Landkreis Verden 172

Abb. 40: Vergleich ermittelter wertvoller Flächen mit geschützten wertvollen Flächen (§§ 28a und b NNatG) im Landkreis Verden 174

Abb. 41: Vergleich ermittelter wertvoller Flächen mit Biotoptypen von sehr hoher und hoher Bedeutung des Landschaftsrahmenplans im Landkreis Verden 175

Abb. 42: Vergleich ermittelter wertvoller Flächen mit kartierten wertvollen Flächen im Landkreis Rotenburg (Wümme) 177

Abb. 43: Erfassungsgrad kartierter wertvoller Flächen der selektiven Biotopkartierung durch die ermittelten wertvollen Flächen für ganz Niedersachsen 179

Tabellen

Tab. 1: Basis-Lebenswegvergleich Weizen: Weizen-Quaderballen im Vergleich zu Heizöl EL in Heizwerk (REINHARDT & ZEMANEK 2000) 17

Tab. 2: Themeneingrenzung in der Arbeit 19

Tab. 3: Übersicht über Fragestellungen und Methoden der vorliegenden Arbeit 21

Tab. 4: Vergleich einiger Grundbegriffe in Umweltplanung und Ökobilanz 30

Tab. 5: Begriffsbeispiele nach DIN EN ISO 14044 (2006, leicht verändert) 58

Tab. 6: Übersicht Wirkungsabschätzungsmethoden in der Ökobilanz (JRC 2009) 63

Tab. 7: Für Darstellungen auf Bundesebene geeignete Daten für die Sachbilanz und Wirkungsabschätzung 71

Tab. 8: Konzeptübersicht mit Zuordnung zu den Schritten der Ökobilanz 73

Tab. 9: Landkreis- und Weizendaten für drei ausgewählte Landkreise (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2008 sowie Daten aus RAUMIS, vgl. HENRICHSMEYER et al. 1996) 80

Tab. 10: Ausgangsbedingungen in den fiktiven Landkreisen A, B und C 88

Tab. 11: Zusätzlich benötigte Weizenflächen in den fiktiven Landkreisen A, B und C 88

Tab. 12: Zusätzlich benötigte Weizenflächen differenziert nach Ackerland und Grünland in den fiktiven Landkreisen A, B und C 92

Tab. 13: Verteilung der zusätzlich benötigten Weizenflächen in den Landkreisen A, B und C im Worst Case-Szenario 93

Tab. 14: Worst Case-Szenario: Flächenverteilung für die Landkreise A, B und C 93

Tab. 15: Räumlich optimiertes Szenario: Verteilung der zusätzlich benötigten Weizenflächen in den Landkreisen A, B und C 96

Tab. 16: Räumlich optimiertes Szenario: Flächenverteilung für die Landkreise A, B und C 97

Tab. 17: Stand der Ausarbeitung der verschiedenen Indikatoren in der vorliegenden Arbeit 108

Tab. 18: Corine Land Cover (CLC) Klassifizierungsschlüssel für landwirtschaftliche Flächen, in Deutschland vorkommende Kategorien (UBA 2004) 115

Tab. 19: Wertvolle Flächen in den Landkreisen A, B und C 124

Tab. 20: Inanspruchnahme wertvoller Flächen in den Landkreisen A, B und C 125

Tab. 21: Indikator „Wertvolle Flächen pro ha landwirtschaftliche Fläche“ (landkreisbzogen) 125

Tab. 22: Indikatoren für die Vielfalt der landwirtschaftlichen Flächen (OPPERMANN et al. 2003) 130

Tab. 23: Berechnung der Differenzen der Shannon-Weaver-Indices für die Landkreise A und B 133

Tab. 24: Risiko von Auswirkungen auf die Biodiversität nach EEA 2006, 2007 und SRU 2007 135

Tab. 25: Bewertung der Erfassungsmerkmale für die Artenvielfalt in der Agrarlandschaft Baden-Württembergs (MÜLLER-SÄMANN et al. 2003) 137

Tab. 26: Bewertungsergebnisse hinsichtlich der Artenvielfalt in den Agrarlandschaften Baden-Württembergs (MÜLLER-SÄMANN et al. 2003) 137

Tab. 27: Dreistufige Skala für die Bewertung der Artenvielfalt (MÜLLER-SÄMANN et al. 2003) 137

Tab. 28: Gesamtbewertung Fruchtarten hinsichtlich der Artenvielfalt in Baden-Württemberg (MÜLLER-SÄMANN et al. 2003) 138

Tab. 29: Eigene Zusammenstellung von Fruchtartenbewertungen aufgrund der Ergebnisse von Expertenbewertungen (IFEU 2008) 138

Tab. 30: Klassifizierung der Fruchtarten nach dem Risiko für die biologische Vielfalt . 139

Tab. 31: Indikatorberechnung Fruchtarteneinschätzung für den Landkreis A 140

Tab. 32: Vorschrift zur Bewertung der N-Düngerniveaus im Acker (nach SCHUMACHER 1995b, verändert in VOGEL 2009) 142

Tab. 33: Vorschrift zur Bewertung der N-Düngungsniveaus im Grünland (nach SCHUMACHER 1995a, b, verändert in VOGEL 2009) 142

Tab. 34: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für den Ausgangs-zustand in Landkreis A 142

Tab. 35: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für ein Szenario in Landkreis A 143

Tab. 36: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für den Ausgangszustand im Landkreis Hildesheim 144

Tab. 37: Räumlich optimiertes Szenario: Berechnung der Bewertung des Stickstoff-düngerniveaus für den Landkreis Hildesheim 144

Tab. 38: Worst Case-Szenario: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für den Landkreis Hildesheim 145

Tab. 39: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für den Ausgangs-zustand im Landkreis Verden 145

Tab. 40: Räumlich optimiertes Szenario: Berechnung der Bewertung des Stickstoff-düngerniveaus für den Landkreis Verden 146

Tab. 41: Worst Case-Szenario: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für den Landkreis Verden 146

Tab. 42: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für den Ausgangs-zustand im Landkreis Rotenburg/Wümme 147

Tab. 43: Räumlich optimiertes Szenario: Berechnung der Bewertung des Stickstoff-düngerniveaus für den Landkreis Rotenburg/Wümme 147

Tab. 44: Worst Case-Szenario: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für den Landkreis Rotenburg/Wümme 148

Tab. 45: Berechnete normierte Behandlungsindizes (PSM) für Deutschland (ROßBERG et al. 2002) 149

Tab. 46: Einteilung der Fruchtarten nach PSM-Intensität gemäß den Ergebnissen von ROßBERG et al. (2002) 149

Tab. 47: Risikoindizes (PSM) für das Jahr 2000 (GUTSCHE et al. 2003) 150

Tab. 48: Zuordnung der Indikatoren zu ökologischen Gruppen der Ackerbiozönosen (WERNER et al. 2000) 151

Tab. 49: Indikatorbezogenes Biotoppotential von Ackerflächen (WERNER et al. 2000) 152

Tab. 50: Potenzielle Biotopeignung von Ackerkulturen für die ausgewählten biotischen Indikatorgruppen (WERNER et al. 2000) 153

Tab. 51: Einteilung der Fruchtarten in drei Gruppen. Eigene Einteilung nach den Ergebnissen von WERNER et al. (2000) 153

Tab. 52: Einzelmaßnahmen Unkrautbekämpfung in Abhängigkeit von Fruchtart und Anbauform (WERNER et al. 2000) 154

Tab. 53: Bewertung der Effekte von Bewirtschaftungsmaßnahmen (WERNER et al. 2000) 154

Tab. 54: Bewertung der Maßnahmengruppen auf Feldvögel im Verfahren „Winterweizen intensiv“ (WERNER et al. 2000) 155

Tab. 55: Gruppierung von aktuellen Biotopwerten (WERNER et al. 2000) 156

Tab. 56: Mittlere aktuelle Biotopwerte (MABW), Zusammenstellung der Ergebnisse nach WERNER et al. (2000) 157

Tab. 57: Einteilung der konventionell bewirtschafteten Fruchtarten nach ihren aktuellen Biotopwerten nach WERNER et al. (2000) 157

Tab. 58: Einteilung der Fruchtarten mit verschiedenen Bewirtschaftungsweisen nach WERNER et al. (2000) 157

Tab. 59: Zielerreichungsgrad (ZEG) für die Standard-Anbauverfahren (integrierter Anbau) der wichtigsten Anbaukulturen in der Modellregion Prenzlau-West (SATTLER et al. 2005). Eigene Berechnung der Mittelwerte. 159

Tab. 60: Mittlere Zielerreichungsgrade (eigene Einteilung nach den Ergebnissen von SATTLER et al. 2005) 159

Tab. 61: Ergebniswerte mit vereinfachten Zahlen für den Indikator „Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen“ 162

Tab. 62: Ergebniswerte mit vereinfachten Zahlen für die Indikatoren Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten und Stickstoff-Dünger 163

Tab. 63: Berechnung des durchschnittlichen Indikatorwertes für den Indikator Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten unter Berücksichtigung der verschiedenen Landkreisgrößen 163

Tab. 64: Berechnung des durchschnittlichen Indikatorwertes für den Indikator Stickstoff-Dünger unter Berücksichtigung der verschiedenen Landkreisgrößen 164

Tab. 65: Berechnung des durchschnittlichen Indikatorwertes für den Indikator Stickstoff-Dünger für drei Beispiellandkreise im räumlich optimierten Szenario 164

Tab. 66: Berechnung des durchschnittlichen Indikatorwertes für den Indikator Stickstoff-Dünger für drei Beispiellandkreise im Worst Case-Szenario 165

Tab. 67: Endergebnistabelle für die Indikatorenveränderungen der Szenarien jeweils gegenüber dem Ausgangszustand 165

Zusammenfassung

Für die Beurteilung potenzieller Wirkungen von Biokraftstoffen und anderen Biomasseprodukten auf die Umwelt liegt eine Vielzahl von Ökobilanzstudien vor. Die Wirkungen auf die biologische Vielfalt durch den intensiven Anbau von Energiepflanzen fehlen in den entsprechend den DIN EN ISO-Normen 14040/14044 (2006) durchgeführten Studien jedoch weitgehend aufgrund bestehender grundlegender inhaltlicher und methodischer Defizite. Diese waren Anlass zur Erarbeitung eines methodischen Ansatzes zur Abschätzung der Umweltwirkungen von Biokraftstoffen auf die Biodiversität durch das vorliegende Grundlagenprojekt.

Als zentrale Forschungsfrage galt es dabei zu klären, wie die für die Beurteilung von Biodiversitätsveränderungen zwingend erforderlichen räumlichen Bezüge in Ökobilanzen integriert werden können, die typischerweise räumlich unspezifisch angelegt sind.

Entwickelt wurde ein an die Methoden der Umweltplanung angelehntes methodisches Konzept, mit dessen Hilfe die Verursacher- (pressure) und Betroffenenseite (state/impact) so operationalisiert werden, dass in der Gesamtschau abstrakte Aussagen für Ökobilanzen auf Bundesebene getroffen werden können. Dieses Vorgehen zeichnet sich gegenüber bisherigen Arbeiten insbesondere durch folgende Merkmale aus:

- Ziel und Untersuchungsrahmen werden maßgeblich durch ein *Mengenziel* definiert.
- *Modellkulturen* bilden die Grundlage für die Operationalisierung der Verursacherseite im Rahmen der Sachbilanz *durch agrarstatistische Daten auf nationaler Ebene* (pressure-Indikatoren).
- Die Operationalisierung der Betroffenenseite im Rahmen der Wirkungsabschätzung erfolgt durch state/impact-Indikatoren für die *drei Wirkebenen Fläche, Umgebung* und funktional darüber hinausgehende Bezüge (*Landschaft*).
- Die Charakterisierung der *Wirkungsindikatoren* erfolgt unter Einbeziehung normativer *Werturteile*, ohne die die hier relevante Selektion und Einordnung des Status Quo bzw. dessen Veränderungen nicht abbildbar sind.
- Die Indikatoren werden mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems *räumlich differenziert* abgebildet.
- Mittels *Szenariotechnik* werden Veränderungen der Biodiversität gegenüber dem Status Quo in zwei Varianten abgeschätzt, die als Grundlage für ökobilanzbasierte Entscheidungen dienen können.

Der Methodenentwurf wurde am Beispiel Bioethanol aus Weizen konkretisiert und exemplarisch umgesetzt. Kernstück war dabei die Operationalisierung der Wirkungsindikatoren sowie ihre Anwendung mit den vorhandenen Datengrundlagen. Damit ist es gelungen, ein Verfahren zu entwickeln, das auf Bundesebene (Bundesrepublik Deutsch-

land) angewendet werden kann, ohne flächenkonkret vorzugehen und dennoch den für die Biodiversität notwendigen Bezug zu unterschiedlichen räumlichen Ausprägungen herstellt, indem es Wirkungen auf unterschiedlichen räumlichen Maßstabsebenen summiert. Dieses Vorgehen zeigt damit im Ansatz einen Weg auf, wie eine Transformation von räumlichem Wissen über Biodiversität in die räumlich unspezifische Ökobilanz gelingen kann. Das maßgebliche Projektziel ist damit im Sinne von „Pathfinding“ erreicht worden.

Die Ergebnisse der Anwendung lassen folgende Schlüsse zu:

- Es kann ein maximal erreichbares Biofuel-Ziel durch heimische Biomasseerzeugung auf Bundesebene nur dann ohne erhebliche Wirkungen auf die Biodiversität umgesetzt werden, wenn gleichzeitig die unteren Ebenen (Länder, Landkreise, Städte und Gemeinden) die Feinsteuerung in der Fläche optimieren (können) und das Instrumentarium dafür bereitsteht.
- Das maximal erreichbare Biofuel-Ziel wird systematisch überschätzt, wenn keine Daten der unteren Entscheidungsebenen einbezogen werden können. Dieses scheitert derzeit an uneinheitlicher Klassifizierung und Bewertung der Biotoptypen in den Ländern und dem Fehlen einer konsistenten Datengrundlage zu den Biotoptypen. Die in diesem Vorhaben verwendeten Corine Daten reichen nicht aus.
- Die räumlichen Differenzierungen auf Bundesebene lassen erkennen, dass Biofuel-Ziele ggf. regionalisiert werden sollten.

Weiterentwicklungen sind u. a. in folgenden Bereichen anzustreben: Anpassung und Erweiterung der Methode für die Anwendung auf andere Biomasseprodukte, landwirtschaftliche Produkte oder Anbauweisen, andere räumliche Bezugsebenen, Erweiterung der Indikatoren und der Datenbasis; softwaretechnische Ausgestaltung und Übertragung des Konzepts auf andere Umweltwirkungen in der Ökobilanz, die einen Raumbezug implizieren.

A Hintergrund, Ziele und Vorgehen

1 Relevanz und Einordnung des Themas

Biodiversität wird derzeit in Ökobilanzen entweder nicht oder nur sehr unzureichend berücksichtigt (URBAN et al. 2007). Ökobilanzen werden jedoch für Richtungsentscheidungen in der Energie-Umweltpolitik als eine maßgebliche Grundlage herangezogen. In der Folge werden die Aspekte der Erhaltung der Biodiversität (verstanden als von räumlichen Skalen abhängige Vielfalt, Varianz und Repräsentanz von Ökosystemen, Arten und genetischen Ressourcen) nicht in gebotenem Maße in die energiepolitische Steuerung einbezogen. Ein wichtiges Beispiel hierfür sind die Entscheidungen auf Bundesebene über die Ausgestaltung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes. Die Folgewirkungen für die Biodiversität werden hier insgesamt nur höchst unzureichend berücksichtigt, und bei der Wahl der zu fördernden Energiepfade ganz außer Acht gelassen (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN SRU 2007).

Ein Grund für die bisher mangelnde Integration der Biodiversitätsaspekte in die Ökobilanz ist die Tatsache, dass Biodiversität und ihre erwartete Veränderung durch Nutzungen für die im Naturschutz anstehenden Fragen nur im räumlichen Kontext, und hier sogar nur im Einzelfall, adäquat gemessen und bewertet werden kann. Die meisten naturschutzfachlichen Methoden (z. B. im Rahmen der Eingriffsregelung oder der UVP) wurden dementsprechend für die Beurteilung räumlich-konkreter Situationen geschaffen. Die Ökobilanz hingegen arbeitet weitgehend ohne Raumbezug. Sie fokussiert auf die Betrachtung lebenszyklusweiter Umweltwirkungen von Produktsystemen, wie es im Gegensatz zur deutschen Terminologie in der englischen Bezeichnung „Life cycle assessment“ (LCA) und auch in den meisten anderen Sprachen deutlich zum Ausdruck kommt. Deren Regeln und Vorgehen zielen darauf ab, den „ökologischen Rucksack“ eines Produkts entlang seines gesamten Lebensweges in einheitlichen Maßeinheiten darzustellen, so dass einzelne Produktpfade miteinander verglichen werden können (KANNING 2001a).

So gibt es derzeit selbst im Einzelfall und bei guter Datenlage, das heißt z. B. für die Betriebsebene oder klar abgegrenzte kleinere Räume nur wenige Ansätze, die Biodiversität in die Ökobilanz einzubeziehen (vgl. URBAN et al. 2007). Noch weniger ist dies der Fall für die ausgedünnte Datensituation und die immer komplexeren Zusammenhänge auf den höheren räumlichen Skalen. Dort wird es noch schwieriger, verlässliche Ergebnisse zu generieren, die in das Grundkonzept der Ökobilanz passen. Die großen Schwierigkeiten, den Produkten oder Produktionsweisen generell die damit verbundenen prognostizierten Verluste an Biodiversität z. B. in Arten- und Individuenzahlen zuzuordnen, weisen einerseits auf Grenzen des derzeitigen Ökobilanzansatzes hin, andererseits aber auch auf Methoden- und Wissensdefizite im Bereich der Aufbereitung des

Themas Biodiversität für politische Entscheidungen. Das von der Deutschen Forschungsgemeinschaft geförderte Forschungsvorhaben „Entwicklung einer Methode zur Bewertung der Arten- und Biotopvielfalt (Biodiversität) in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe“ hat sich dieser Problematik gestellt und sie in einem ersten explorativen Forschungsansatz für die Bundesebene und dort verfügbare Daten erkundet: Es wird untersucht, inwieweit sich auf dieser räumlichen Skala das raumbezogene Vorgehen zur Erfassung und Bewertung von Arten, Lebensgemeinschaften und Biotopen sowie deren projektierter Veränderungen mit dem nicht raumbezogenen Ansatz der Ökobilanz verbinden lässt. Neben einem in die Ökobilanz integrierbaren Methodenansatz zur Messung zumindest wichtiger Biodiversität konstituierender Faktoren, ist es dafür notwendig, im Ansatz auch die Aussagemöglichkeiten und -grenzen der Methode zu untersuchen und sie in den Zusammenhang von theoretischen Konzepten für Entscheidungen unter Unsicherheit zu stellen. Dies beinhaltet u. a. die Ergänzungsoffenheit und „Lernfähigkeit“ der Methode sowie die iterative Anwendbarkeit. Eine solcherart eingeordnete Methode kann dazu dienen, das Ziel Biodiversität auch in nicht räumlich differenzierende Entscheidungen über Energiepfade und Tendenzsteuerungsstrategien (SRU 2002) auf Bundesebene besser zu integrieren.

Einordnung in energiepolitische Ziele und das Steuerungsinstrumentarium auf Bundesebene

Die nachhaltige Erzeugung von Biokraftstoffen wird intensiv diskutiert. Neben den Fragen der Auswirkungen auf das Klima geraten dabei die Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die biologische Vielfalt (Biodiversität) in den Fokus des Interesses.

Die wichtigsten Ziele, die mit dem Einsatz von Biokraftstoffen verbunden werden, sind die Vermeidung von Treibhausgasen, die Energieversorgungssicherheit und ökonomische Vorteile, insbesondere durch Beschäftigungseffekte (JRC 2007).

In Deutschland trat 2007 das Biokraftstoffquotengesetz (BIOKRAFTQUG 2006) in Kraft. Danach besteht die Verpflichtung, Benzin und Dieselkraftstoff einen zunehmenden Anteil biogener Kraftstoffe beizumischen. Das Gesetz folgt der EU – Biokraftstoffrichtlinie (RICHTLINIE 2003/30/EG). Die Quoten wurden 2009 durch das Gesetz zur Änderung der Förderung von Biokraftstoffen reduziert. Für die Jahre 2010 bis 2014 ist eine Quote von 6,25 % (anstelle von 6,75 % bis 8 % 2015) vorgeschrieben. Ab 2015 erfolgt eine Umstellung der bis dahin energetischen Quoten auf Klimaschutzquoten, die sich auf die Reduzierung der Treibhausgasemissionen beziehen. 2015 beträgt die Klimaschutzquote 3 % und steigt auf 7 % für 2020.

Die seit 2009 gültige Erneuerbare-Energien-Richtlinie der EU (RICHTLINIE 2009/28/EG) legt Nachhaltigkeitsanforderungen für die energetische Nutzung von Biomasse fest. Dieser Rahmen wird in Deutschland durch die Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung (BIOKRAFT-NACHV 2009) und die Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung (BIOST-

NACHV 2009) in nationales Recht umgesetzt. Nach der Biokraft-NachV ist der Nachweis über eine nachhaltig erzeugte Biomasse Voraussetzung für bestimmte Vergütungen, Steuerentlastungen und die Anrechnung auf die gesetzliche Quote. Der Nachweis erfolgt auf Betriebsebene entlang der gesamten Herstellungskette. Die wichtigsten Anforderungen lauten:

- Schutz von Flächen mit hohem Naturschutzwert, mit hohem Kohlenstoffbestand und von Torfmoor,
- Nachweis der Einhaltung der guten fachlichen Praxis und von Cross-Compliance in der EU,
- Einhaltung eines Treibhausgas-Minderungspotentials von mindestens 35 % (Erhöhung ab 2017).

Ein Leitfaden der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE 2010) führt genauer aus, wie die einzelnen Punkte zu verstehen sind. Im Januar 2010 wurde „International Sustainability and Carbon Certification“ (ISCC) als erstes Biomasse-Zertifizierungssystem von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung vorläufig anerkannt. ISCC ist auf die Zertifizierung sowohl deutscher als auch ausländischer Biomasse ausgerichtet; erste Zertifizierungen haben begonnen (FNR 2010). Für den Bereich Herstellung von Biomasse (Pflanzenbau) werden Anforderungen formuliert, die für alle landwirtschaftlichen Betriebe gelten, die am ISCC-System teilnehmen (ISCC 2010).

Die geschilderte gesetzliche Entwicklung reagierte, mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung, auf einen Wandel in der Beurteilung der energetischen Biomassenutzung durch die Öffentlichkeit. So mehrten sich die Schlagzeilen zu negativen Folgen von Monokulturen, Intensivierung der Landwirtschaft oder Regenwaldabholzung durch den Anbau für die benötigte Biomasse (WÜST 2007, SCHENK et al. 2010).

Auch verschiedene wissenschaftliche Gutachten warnen vor der Euphorie (SRU 2007, WBA 2007). Nobelpreisträger Paul Crutzen berechnete, dass Biokraftstoffe dem Klima mehr schadeten als nützten (CRUTZEN et al. 2008). Diese Aussage wurde vielfach diskutiert (RFA 2008, FARGIONE et al. 2008, SEARCHINGER et al. 2008). Die tatsächliche Treibhausgasminderung hängt sehr stark vom Einzelfall ab (DEUTSCHER BUNDESTAG 2008).

Als Konsens scheint sich herauszubilden, dass Biokraftstoffe kein „Irrweg“ sind, jedoch ihre Nachhaltigkeit gewährleistet sein muss (KLEBS 2008). Letztendlich sollte eine zielgenauere Bioenergiepolitik erreicht werden (ISERMEYER 2009). Dafür ist eine differenzierte Beurteilung aller Umweltwirkungen von Biokraftstoffen unerlässlich.

Bezogen auf den Anbau von Energiepflanzen sollte diese Umweltprüfung auch auf der Betriebsebene (bei Energiepflanzenerzeugern und Nutzern) zielgerichteter stattfinden. Die derzeit festgelegten Zertifizierungsstandards spiegeln überwiegend den Stand der guten fachlichen Praxis wider (BRÜGGEMANN & NEUMANN 2010) und reichen für eine Be-

rücksichtigung der Folgen für die Biodiversität nicht aus. Überbetriebliche Wirkungen, also Summationswirkungen auf den verschiedenen räumlichen Skalen können auf der Betriebsebene ohnehin nicht dargestellt werden. Das auch auf dieser Ebene bestehende Methoden- und Wissensdefizit ist durch Forschung in den vergangenen Jahren stark vermindert worden. Es gibt verschiedene verwendbare Instrumente, z. B. die ökologische Risikoanalysen für die Beurteilung des lokalen bzw. regionalen Biomasseanbaus oder betriebliche Untersuchungssysteme (GREIFF 2010, VON HAAREN et al. 2008b, OBERHOLZER et al. 2006).

Auch im Vorfeld des Anbaus und der Nutzung, also auf der Bundes- und EU-Ebene sollten die Folgewirkungen einbezogen werden. Dort werden energiepolitische Ziele wie anzustrebende Anteile der verschiedenen Pfade am Gesamtenergieverbrauch und entsprechende Tendenzsteuerungsansätze wie z. B. Kraftstoffquoten definiert. Entscheidungen beispielsweise über die Förderwürdigkeit bestimmter Bioenergieträger werden bisher überwiegend ohne Berücksichtigung von Biodiversitätsaspekten vorbereitet bzw. getroffen. Selbst unsichere Projektionen über die Folgewirkungen der (indirekten) Förderung bestimmter Energiepflanzenkulturen auf die Biodiversität würden hier die Entscheidung anreichern. Mindestens kann der Informations- und ggf. Monitoringbedarf bezogen auf dieses Schutzgut in die Entscheidungen und die Terminierung von Instrumenten einbezogen werden. Eine für diese Entscheidungsebene geeignete Darstellung der Umweltfolgen erfolgt gemeinhin über Ökobilanzen, die Entscheidungen zu quantitativen, produktbezogenen Zielsetzungen unterstützen können. Ökobilanzen sind das zentrale Instrument bei übergeordneten Entscheidungen für und gegen bestimmte Biokraftstoffe bzw. andere Biomasseprodukte.

Stand des Wissens zur Berücksichtigung der Biodiversität in Ökobilanzen

Das standardisierte Instrument zur Abschätzung von Umweltwirkungen von Produkten ist die auf einem Lebenszyklus-Ansatz beruhende Ökobilanz nach den ISO-Normen 14040/14044 (DIN EN ISO 14040 2006, DIN EN ISO 14044 2006). Ökobilanzen dienen in erster Linie der Vorbereitung gesellschaftlicher Entscheidungen darüber, welche Produkte und Technologien erwünscht sind und weiter verfolgt werden sollen. Für die Bewertung energetisch nutzbarer Biomasse gibt es eine Vielzahl von Studien, die Ökobilanzen bzw. Teilbeiträge dafür beinhalten. In diesen - vorwiegend von technischen Disziplinen - vorgelegten Fachbeiträgen finden sich detaillierte Analysen von Energie- und Stoffflüssen (Sachbilanzen), beispielsweise werden der für die Herstellung des Produkts notwendige Ressourcenverbrauch oder Emissionsfaktoren quantitativ ermittelt. Die Emissionen beim Einsatz von Biokraftstoffen in Verbrennungskraftmaschinen werden hinsichtlich verschiedener Parameter intensiv untersucht (KRAHL et al. 2009, MUNACK et al. 2009).

Einen Einblick in ein typisches Ergebnis einer Ökobilanzstudie gibt Tab. 1 für den Lebenswegvergleich Weizen mit Heizöl.

Tab. 1: Basis-Lebenswegvergleich Weizen: Weizen-Quaderballen im Vergleich zu Heizöl EL in Heizwerk (REINHARDT & ZEMANEK 2000)

Parameter	Bionergieträger				Foss. Energieträger		Saldo
	Bezug ha*a	Produktion	Bereit-stellung	Energet. Nutzung	Foss. Vorkette	Energet. Nutzung	Bio. Minus fossil
Erschöpfl. PE	GJ	13,9	0,38	7,0	16,7	151	-146
CO_2-Äg.	kg	2741	29,2	1004	1297	11274	-8796
CO_2 fossil	kg	844	28,3	445	1240	11198	-11121
CH_4	kg	1,7	0,01	2,4	2,1	1,3	0,67
N_2O	kg	6,0	0,00	1,6	0,04	0,15	7,5
SO_2-Äquiv.	kg	20,2	0,20	37,5	6,3	6,7	44,8
SO_2	kg	1,7	0,02	11,7	4,7	3,5	5,1
NO_x	kg	4,8	0,26	32,9	2,2	4,6	31,1
HCl	g	25,1	0,04	3148	14,2	8,1	3151
NH_3	kg	8,1	0,00	0,00	0,00	0,00	8,1
N gesamt	kg	8,1	0,08	10,0	0,68	1,4	16,1
CO	kg	1,1	0,07	21,5	0,62	3,2	18,8
NMHC	g	371	33,4	3109	2088	748	677
Dieselpartikel	g	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Staub	g	637	0,45	454	196	157	738
Formaldehyd	g	22,6	2,4	72,1	11,1	11,3	74,7
Benzol	g	6,0	0,58	346	11,7	0,09	341
Benzo(a)pyren	mg	0,54	0,06	15,6	0,50	4,5	11,3
TCDD-Äquiv.	ng	286	1,4	1783	385	245	1441

Eine Analyse von Ökobilanzstudien im Bereich Biomasse ergab, dass bislang die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt weitgehend fehlen, obwohl solche Auswirkungen bei land- und forstwirtschaftlichen Erzeugnissen wie Biomasse in hohem Maße zu erwarten sind (URBAN et al. 2007). Die Studie „Assessing Biofuels“ der UNEP gibt einen Überblick über den Forschungsstand (BRINGEZU et al. 2009a) und findet bei einem repräsentativen Überblick über Ökobilanzstudien von Biokraftstoffen keine einzige, die sich mit Biodiversität auseinandersetzt. Das bedeutet, dass die häufig auf der Grundlage von Ökobilanzen getroffenen politischen Grundsatz- und Förderentscheidungen auf einer unvollständigen Basis getroffen werden. Der Grund dafür ist, dass es keine anerkannte Methode gibt, um die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt in Ökobilanzen zu berücksichtigen. Als geeignete Wirkungskategorie in Ökobilanzen für die Beurteilung von Biodiversität wird weitgehend übereinstimmend die Kategorie „Land Use“ bzw. „Na-

turraumbeanspruchung“ genannt. In der Fachwelt findet eine sehr intensive Diskussion um diese Wirkungskategorie statt und es wird vielfach auf das Methodendefizit insbesondere für Biodiversität hingewiesen. „Das wichtigste Resultat dieser auf hohem Niveau geführten Debatte ist es wohl, dass noch viel Forschung und Erfahrung in Ökobilanzen nötig sein werden, bis diese wichtige Kategorie umfassend und praktikabel in die Wirkungsabschätzung eingegliedert sein wird“ (KLÖPFER & GRAHL 2009: 250).

Die hier vorgelegte, von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) geförderte Forschungsarbeit soll dieses methodische Defizit verringern. Dabei kann nur in geringem Maße auf Vorarbeiten im Bereich Ökobilanzforschung aufgebaut werden (MILÀ I CANALS et al. 2007a, KOELLNER 2003).

2 Ziele der Arbeit und Vorgehensweise

2.1 Ziele und Forschungsfragen

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Entwicklung einer Methode zur Integration von Biodiversität in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe, um mögliche Zielkonflikte zwischen den Nachhaltigkeitszielen fundierter beurteilen zu können. Dabei soll eine Integration von Biodiversitätsaspekten in die Ökobilanz durch eine Methodenverknüpfung mit räumlichen Methoden der Umweltplanung erreicht werden. Die Arbeit ist somit als Beitrag zu einer disziplinenübergreifenden methodologischen Grundlagenforschung zu verstehen.

Zur Bilanzierung von Landnutzungen und deren Auswirkungen auf Arten und Biotope im Rahmen von Ökobilanzen stehen sich die Wissensbereiche „Ökobilanz“ und „Naturschutzfachliche Bewertungsmethoden der Umweltplanung“ bisher weitgehend unverbunden gegenüber, vermutlich weil sie aus verschiedenen Disziplinen stammen. Die Anwender von Ökobilanzen nehmen das Methodenspektrum des wissenschaftlichen Naturschutzes kaum wahr, während umgekehrt der Bedarf an geeigneten Methoden für die Ökobilanz von der Naturschutzdisziplin nicht zur Kenntnis genommen wird. Ein Grund liegt wahrscheinlich darin, dass in der Umweltplanung wesentlich über räumliche Zusammenhänge erfasst und bewertet wird, während diese Informationen in der Ökobilanz bislang keine oder höchstens eine sehr untergeordnete Rolle spielen.

Vor diesem Hintergrund werden in der hier vorgelegten Arbeit die folgenden Teilziele verfolgt:

- Aufarbeitung theoretischer Grundlagen zu Ökobilanzmethoden und den Methoden der Umwelt- und Landschaftsplanung.
- Vergleichende Methodenanalyse im Hinblick auf die leitende Fragestellung, wie Biodiversität in Ökobilanzen integriert werden kann.

- Methodenentwicklung durch Verknüpfung der Ökobilanzmethodik mit Elementen der räumlichen Umweltplanung vor dem Hintergrund des Fallbeispiels biogener Kraftstoffe; dabei geht es primär darum, naturschutzfachliche Bewertungen, die einen (natur)räumlichen Bezug implizieren, für (natur)räumlich unspezifische Bewertungen in Ökobilanzen nutzbar zu machen.
- Exemplarische Anwendung der entwickelten Methode auf einen ausgewählten Biokraftstoff.
- Erarbeitung von Hinweisen zur Validität der Methode für den angestrebten Einsatzbereich (Voraussetzungen und Rahmenbedingungen) sowie für die Übertragung auf andere Bereiche.

Im Ergebnis zielt das Vorhaben also auf wissenschaftliche Erkenntnisse auf methodischem Gebiet sowie auf einen grundlegenden Beitrag für die Bedingungen und Methoden der Anwendung von Ökobilanzen auf Bioenergieträger sowie andere landwirtschaftliche Produkte.

Als Bezugsraum wird die Bundesrepublik Deutschland gewählt, da einerseits die methodischen Schwierigkeiten auf dieser räumlichen Ebene besonders dezidiert zu Tage treten und andererseits die Ökobilanz hier für viele grundlegende Entscheidungen für oder gegen bestimmte Produktlinien sowie für Mengenzielfestlegungen herangezogen wird. Die erste Lebenszyklusphase ist für die Bilanzierung biogener Kraftstoffe die bedeutsamste Phase zur Bewertung der Auswirkungen auf die Arten- und Biotopvielfalt, weil in dieser Phase die größten Veränderungen in der Fläche auftreten. Angesichts der besonderen Bedeutung der Anbauphase werden in dem Vorhaben weder andere Wirkungskategorien noch andere Phasen des Produktlebenszyklus Gegenstand der Betrachtung sein. So können sich z. B. durch eventuelle Veränderungen aufgrund des Biomasseanbaus bei den Wirkungskategorien Ozonabbau oder Treibhauseffekt wiederum Folgewirkungen für die Biodiversität ergeben, die hier außer Betracht bleiben. Ebenso wenig werden Wirkungen anderer Phasen des Produktlebenszyklus (z. B. Emissionen der Kraftstoffe in der Gebrauchs- bzw. Nutzungsphase) für Arten und Biotope betrachtet. Zusammengefasst soll die nachstehende Tab. 2 die Themeneingrenzung verdeutlichen:

Tab. 2: Themeneingrenzung in der Arbeit

	Thema der Arbeit	**Nicht betrachtet**
Räumlicher Bezug	Deutschland	weltweite Auswirkungen
Wirkungskategorie	„Land Use“ – Teilaspekt Arten und Biotope	andere Wirkungskategorien wie z. B. Ozonabbau einschließlich deren Folgewirkungen auf die Arten- und Biotopvielfalt
Phasen des Produktlebenszyklus	1. Lebenswegphase: Anbau von Biomasse	andere Lebenswegphasen wie z. B. Gebrauch der Kraftstoffe

In der vorliegenden Arbeit geht es nicht darum, eine vollständige Ökobilanz für Biokraftstoffe durchzuführen. Es soll vielmehr eine Methode für das Themenfeld Biodiversität im Rahmen der Wirkungskategorie Land Use entwickelt und exemplarisch umgesetzt werden. Alle übrigen Schritte und Inhalte der Ökobilanz werden nur insofern behandelt, als dies für das Thema dieser Arbeit notwendig ist. Unter Ökobilanz wird die Produktökobilanz verstanden, andere Formen der Ökobilanz, wie die betriebliche Ökobilanz, bleiben außer Betracht.

Im Rahmen der Zielsetzung der Arbeit werden im Einzelnen folgende Fragestellungen bearbeitet:

- Welcher Biodiversitätsbegriff wird in der Arbeit zu Grunde gelegt und welche Aspekte der Biodiversität können derzeit mit dem Methodenspektrum der räumlichen Planung gemessen und bewertet werden? Mit welchen Indikatoren?
- Wie wird im Vergleich dazu bisher mit Arten- und Biotopvielfalt in Ökobilanzen umgegangen und warum wird dies als unzureichend angesehen?
- Welche Beiträge genau kann die Umweltplanung für Ökobilanzen leisten und sind diese in die Struktur der Ökobilanz integrierbar?
- Wie kann insbesondere eine Transformation von räumlichem Wissen über Biodiversität in die räumlich unspezifische Ökobilanz gelingen? Inwieweit stellen räumliche Informationen ein methodisches Hindernis für die Integration in die Ökobilanz dar?
- Welche grundsätzlich für das Thema nutzbaren Datengrundlagen stehen auf Bundesebene bereit? Inwieweit sind sie unter den Gesichtspunkten Datenaufbereitung, Homogenität, Flächenabdeckung etc. für die vorliegende Fragestellung verwendbar? Welche Datenbanken, Modelle oder Software (RAUMIS, SAS, Ökobilanzsoftware, GIS) sind für die Bearbeitung nutzbar?

Für eine anschließende Einschätzung des entwickelten Konzepts wurde dieses in der Bandbreite der Methoden zwischen Ökobilanz und räumlicher Planung eingeordnet beurteilt. Es war zu fragen, ob es gelungen ist, die verschiedenen methodischen Paradigmen zusammen zu führen und ob die neu entwickelte Methode den Anforderungen aus beiden Themengebieten gerecht wird. Ist die Ökobilanz als ganzheitliche Methode zur Berücksichtigung auch von Biodiversität auf Bundesebene geeignet? Oder ist dieses Themenfeld generell getrennt zu bearbeiten? Dafür ist zu fragen, wie gut die Ökobilanz Biodiversität auf Bundesebene abbilden muss bzw. ob eine adäquate Abbildung möglich ist.Wie valide sind die erzielten Ergebnisse für eine Beschreibung der Auswirkungen des Anbaus für Biokraftstoffe auf die biologische Vielfalt in der Ökobilanz auf Bundesebene? Welche Informationsvoraussetzungen müssten gegeben sein, um eine sinnvolle Integration zu gewährleisten?

2.2 Vorgehen

In Tab. 3 sind die Fragestellungen und Methoden der Arbeit in der Übersicht dargestellt und den Teilen der Arbeit zugeordnet.

Tab. 3: Übersicht über Fragestellungen und Methoden der vorliegenden Arbeit

Teile der Arbeit	Fragestellungen	Arbeitsschritte und Methoden	Materialien und Daten
Teil B Entwicklung eines Methodenkonzeptes	Welcher Biodiversitätsbegriff wird verwendet? Welche Aspekte der Biodiversität können derzeit mit dem Methodenspektrum der räumlichen Planung gemessen und bewertet werden? Welche Ansätze gibt es bereits, um Biodiversität in Ökobilanzen einzubeziehen? Welche Beiträge genau kann die Umweltplanung für Ökobilanzen leisten? Wie können sie methodisch in die Schritte der Ökobilanz integriert werden? Welche Datengrundlagen stehen auf Bundesebene zur Verfügung? Wie können die verschiedenen Bausteine zu einem Konzept integriert werden?	Literaturrecherche und -auswertung Methodenanalyse (Ökobilanz und Umweltplanung) Recherche zur Verfügbarkeit von Daten auf Bundesebene Erprobung von Datenbanken, Modellen und Software (RAUMIS, SAS, Ökobilanzsoftware, GIS) Festlegung der Software Expertengespräche Entwicklung eines Methodenkonzepts	Fachliteratur und -vorschriften Agrarstatistische Daten Digitale Geodaten (Verwaltungsgrenzen, Corine Land Cover, Biotopkartierungen etc.) Datenbanken, Modelle bzw. Software Ergebnisse der Expertengespräche
Teil C Methodenkonkretisierung und exemplarische Anwendung	Ist eine Konkretisierung und Umsetzung mit den vorhandenen Daten möglich? Welche Indikatoren können in der Anwendung umgesetzt werden? Wie können sie operationalisiert werden? Wie können z. B. Nutzungseinflüsse charakterisiert werden? Wie können die Ergebnisse in die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz integriert werden? Gelingt eine Transformation von räumlichem Wissen über Biodiversität in die Ökobilanz? Sind die Indikatorenergebnisse plausibel?	Literaturrecherche und -auswertung Auswertung von verfügbaren Daten auf Bundesebene Integration und Anpassung der Geodaten GIS- und Excel-gestützte Umsetzung des Methodenkonzepts Kartografische und textliche Darstellung der Ergebnisse Expertengespräche	Fachliteratur und -vorschriften Agrarstatistische Daten Digitale Geodaten Software: GIS, Excel, Easystat Ergebnisse der Expertengespräche Kartendarstellungen im GIS
Teil D Diskussion und Schlussfolgerungen	Wie ist das entwickelte Konzept im Methodenspektrum von Umweltplanung und Ökobilanz einzuordnen? Können die Paradigmen von räumlicher Planung und einem nicht räumlichen Instrument wie der Ökobilanz zusammengeführt werden? Wird in dem entwickelten Konzept Biodiversität adäquat abgebildet? Wo sind die Grenzen des Konzepts und der Ökobilanz (für die Bundesebene)? Welche Voraussetzungen und Informationsgrundlagen müssen für eine Integration gegeben sein? Welcher Forschungs- und Datenbedarf resultiert daraus? Welche Perspektiven sind denkbar?	Beurteilung des Methodenkonzepts Ableitung von Schlussfolgerungen, Forschungsbedarf und Perspektiven Textliche Darstellung	Ergebnisse der GIS- und Excel-Anwendungen Ergebnisse der Expertengespräche

Am Anfang dieses Grundlagenprojektes steht die Projektidee, eine Integration von Biodiversitätsaspekten in die Ökobilanz auf Bundesebene durch eine Methodenverknüpfung mit räumlichen Methoden der Umweltplanung zu erreichen. Für die Bundesebene wird bisher noch keine Landschaftsplanung oder spezielle Planung für die biologische Vielfalt erarbeitet. Da mit den Fragen der Methodenintegration sowie der Skalenebene in

zweierlei Hinsicht methodisches Neuland betreten wird, sind keine konkreten Anknüpfungspunkte für die Methodenverbindung in Hinblick auf Eignung existierender Methodenansätze und Datenverfügbarkeit vorhanden. Dementsprechend wird das Vorgehen sehr breit gewählt.

In diesem Rahmen werden zunächst die Grundlagen der Ökobilanz, Umweltplanung und Biodiversität (Kap. 3) sowie der bisherigen Behandlung von Biodiversität in Ökobilanzen als Teil der Wirkungskategorie Land Use (Kap. 4) erarbeitet (Teil B). Die Methodenentwicklung benutzt auf der Basis dieser Grundlagen die Arbeitsschritte der Ökobilanz als „roten Faden“ für das Vorgehen (Kap. 5).

Entlang der Arbeitsschritte der Ökobilanz werden die zentralen Vorgaben der Normen und die sich daraus ergebenen Anforderungen an einen neuen Methodenansatz für Biodiversität dargestellt. Für jeden Schritt wird der notwendige Inhalt herausgearbeitet, um Aussagen für den Bereich Biodiversität zu ermöglichen.

Dabei wird zunächst in Form einer Stoffsammlung vorgegangen, wobei Machbarkeit bzw. Datenverfügbarkeit im ersten Schritt noch nicht berücksichtigt werden. So können in der Folge Defizite in der Validität der Ergebnisse, die aufgrund einer mangelnden Verfügbarkeit räumlicher Daten auftreten, identifiziert und hinsichtlich ihrer Relevanz beurteilt werden.

Aus dieser Stoffsammlung wird ein Konzept für eine durchführbare und für sich stehende Wirkungsabschätzungsmethode für Biodiversität extrahiert (Teil B, Kap. 6). Entsprechend dem Ziel der Arbeit liegt der Schwerpunkt auf der Wirkungsabschätzung. Die einzelnen Arbeitsschritte der Ökobilanz werden nicht umfassend dargestellt, sondern es werden gezielt die für die Bewertung der Biodiversität wichtigen Punkte herausgestellt. Umfassende Darstellungen aller Schritte für Ökobilanzen von Biokraftstoffen liegen in der Literatur vor (BRINGEZU et al. 2009a, ZAH et al. 2007, BERNESSON 2004, KALTSCHMITT & REINHARDT 1997).

Als weitere Grundlage der Methodenentwicklung werden die vorhandenen Datengrundlagen auf Bundesebene geprüft: Sind die benötigten Daten vorhanden bzw. können sie leicht erhoben werden? Das Problem fehlender oder unzureichender Daten wird in verschiedenen Untersuchungszusammenhängen thematisiert. Es wird jeweils im inhaltlichen Zusammenhang analysiert, welche Daten idealerweise benötigt würden und mit welchen real vorhandenen Daten jedoch nur gearbeitet werden kann. Die Datenprobleme werden weiterhin im Rückblick auf die einzelnen Schritte der Methodengenese zusammengefasst und als eine Grundlage für die Einschätzung der Tragfähigkeit des Methodenansatzes herangezogen. Weiterhin wird die Eignung verschiedener Datenbanken, Modelle und Software (RAUMIS, SAS, Ökobilanzsoftware, GIS) für die Datenbearbeitung untersucht.

Das vorgeschlagene Methodenkonzept entsteht iterativ als Synthese der Methoden- und Datenanalysen in einer Kombination aus top down-Ansatz (theoretische Anforderungen) und bottom up-Ansatz (Welche Daten existieren?), ein solches Vorgehen wird u. a. von WETTERICH & KÖPKE (2003) angeregt.

Der entwickelte Methodenansatz wird konkretisiert und exemplarisch am Beispiel Bioethanol umgesetzt (Teil C). Dabei stehen insbesondere die Indikatoren im Mittelpunkt, die die Auswirkungen verschiedener räumlicher und qualitativer Ausprägungen des Energiepflanzenanbaus auf die Biodiversität auf Bundesebene darstellen sollen. Die Umsetzung und Darstellung der Ergebnisse erfolgt mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems (GIS).

Als erster Schritt einer Einschätzung der Validität der Ergebnisse wird ein eingeschränkter Sensitivitätstest durchgeführt. Es werden dazu in mehreren Stichprobenräumen (drei niedersächsische Landkreise und Niedersachsen insgesamt) Daten, die in Deutschland lediglich auf der regionalen bzw. lokalen Ebene vorliegen für eine regionale Erfassung und Bewertung der projizierten Folgen des Energiepflanzenanbaus herangezogen. Die Ergebnisse der beiden Methodendurchläufe werden verglichen.

Abschließend wird eine Einordnung und Beurteilung des Methodenkonzeptes vorgenommen (Teil D). Diese Diskussion wird in der vorliegenden Arbeit zusammengefasst und in der Dissertation von URBAN (in Vorb.) vertieft dargestellt.

Das erarbeitete Konzept und seine erste Anwendung wurden in einem breiten Expertenkreis diskutiert. Es wurden Zwischenstände veröffentlicht und mehrfach auf Tagungen vorgestellt und erörtert. Aufgrund der Anmerkungen, Nach- und Anfragen lässt sich auf eine generelle Zustimmung zu dem Konzept schließen.

Abb. 1 zeigt zusammenfassend die Arbeitsschritte im Überblick.

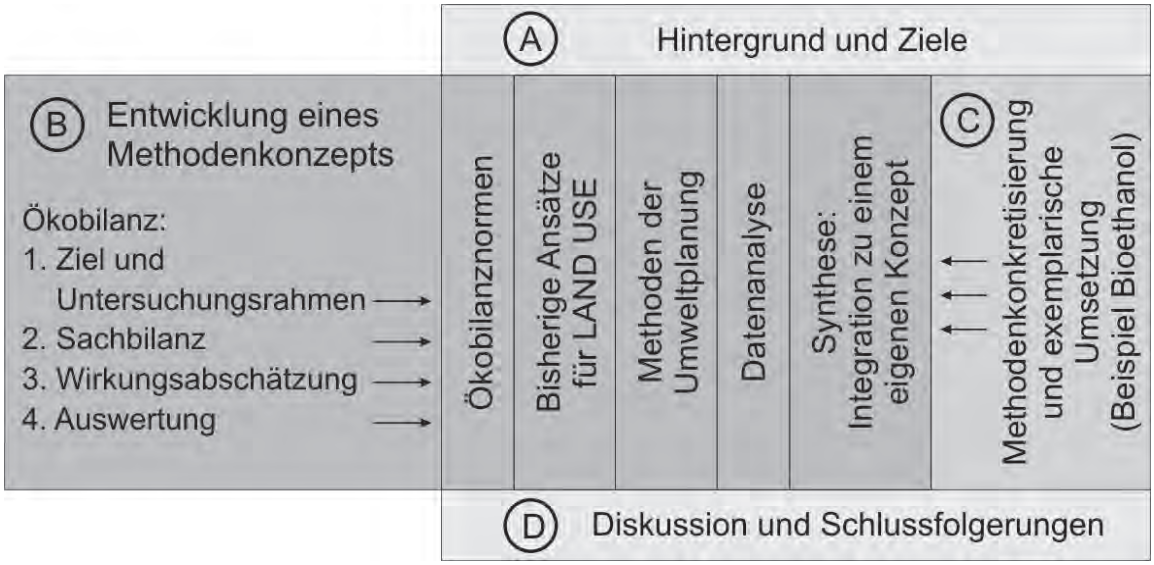


Abb. 1: Vorgehen der Arbeit im Überblick

B Entwicklung eines Methodenkonzeptes

3 Theoretische und methodische Grundlagen

3.1 Grundsätze der Ökobilanz

An dieser Stelle werden zunächst die Grundlagen und der Aufbau der Ökobilanz vorgestellt. Detailfragen der einzelnen Arbeitsschritte der Ökobilanz werden in Kap. 5 im Zusammenhang mit der Methodenentwicklung erörtert.

Die Ökobilanz ist eine Methode zur Abschätzung der mit einem Produkt möglicherweise verbundenen Umweltauswirkungen und beruht auf einem Lebenszyklus-Ansatz. Damit werden die potenziellen Umweltauswirkungen eines Produktes „von der Wiege bis zur Bahre“ abgeschätzt und beurteilt. Die Lebenszyklusanalyse oder Ökobilanz entstammt den 70er Jahren des letzten Jahrhunderts, die erste „moderne“ Lebenszyklusanalyse fand im Auftrag von Coca-Cola für Getränkeverpackungen statt (SCHEBEK & BRÄUTIGAM 2007). Die internationale Normungsinstitution International Standard Organisation (ISO) hat die Vorgehensweise mit den Normen ISO 14040 und 14044 weltweit standardisiert. Diese sind von den europäischen und nationalen Spiegelgremien in europäische bzw. nationale Normen überführt worden (DIN EN ISO 14040 und 14044, 2006; im Folgenden kurz DIN genannt). Die Ökobilanz lässt sich nach den internationalen Normen in vier Phasen unterteilen:

- Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens: Die Zieldefinition enthält u. a. die Beschreibung des Untersuchungsgegenstandes, der so genannten funktionellen Einheit. Zudem werden die Umweltaspekte definiert, die berücksichtigt werden sollen. Der Untersuchungsrahmen wird abgesteckt, indem die für ein Produkt entscheidenden Prozesse bestimmt und beschrieben werden. Die Ökobilanz modelliert den Lebensweg eines Produktes mit Hilfe von Prozessmodulen.
- Sachbilanz: Die Sachbilanz ist „der Bestandteil der Ökobilanz, der die Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines gegebenen Produkts im Verlauf seines Lebensweges umfasst“ (DIN EN ISO 14040: 7). Diese Daten werden in Bezug gesetzt zur funktionellen Einheit.
- Wirkungsabschätzung: Hier wird die Umweltrelevanz der Ergebnisse der Sachbilanz abgeschätzt. Dazu werden in einem ersten Schritt die maßgeblichen Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Modelle ausgewählt. Dabei versteht man unter den Wirkungskategorien die für das betrachtete Produktsystem relevanten Umweltthemen, die mit quantifizierbaren Wirkungsindikatoren dargestellt werden. Wissenschaftliche Modelle dienen der Beschreibung der Umweltwirkungsmechanismen zwischen den erfassten Sachbilanzdaten und den Wirkungsindikatoren. In dem zweiten Schritt der Klassifizierung werden die Sachbilanzergebnisse den verschiedenen Wir-

kungskategorien zugeordnet. Im dritten Schritt der Charakterisierung werden die Wirkungsindikatorergebnisse schließlich für jede Wirkungskategorie berechnet. Die Bilanzen beziehen sich auf mögliche Umweltwirkungen und dienen nicht der Prognose von absoluten oder genauen Wirkungen. Gebräuchliche Wirkungskategorien sind z. B. Land Use (Naturraumbeanspruchung), Klimaänderung, Versauerung und Eutrophierung (KLÖPFFER et al. 2001). Geleitet von der Zielsetzung, eine möglichst objektive Methodik zu entwickeln, werden diese drei genannten verbindlichen Schritte der Wirkungsabschätzung in der Ökobilanz als weitgehend wertfrei betrachtet (KANNING 2008). Sie sind von den optionalen Schritten der Wirkungsabschätzung, Normierung, Ordnung und Gewichtung zu unterscheiden. Insbesondere die Gewichtung enthält den bewertenden Teil der Ökobilanz, in dem die Ergebnisse aus den einzelnen Wirkungskategorien untereinander gewichtet werden.

- Auswertung: In dieser Endphase werden die Resultate der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung zusammengefasst und bewertet. Es werden Fehlerbetrachtungen und Sensitivitätsüberprüfungen vorgenommen. Abschließend werden Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen formuliert.

Die Ökobilanz unterscheidet sich von vielen anderen Methoden, wie z. B. der Umweltleistungsbewertung, der Umweltverträglichkeitsprüfung und Risikoabschätzung, dadurch, dass sie ein relativer Ansatz auf der Grundlage einer funktionellen Einheit ist. Die DIN-Norm (DIN EN ISO 14040: 24) gibt für das Verständnis der funktionellen Einheit folgendes Beispiel vor: „Für die Funktion des Händeabtrocknens werden sowohl Papierhandtücher als auch ein Lufttrocknungssystem untersucht. Die ausgewählte funktionelle Einheit kann als Anzahl der getrockneten Handpaare ausgedrückt werden, die für beide Systeme identisch ist. Für jedes System besteht die Möglichkeit, den Referenzfluss zu bestimmen, d. h. die mittlere Masse des Papiers bzw. das mittlere Volumen heißer Luft, die für eine Händetrocknung notwendig sind. Für beide Systeme ist es möglich, eine Sachbilanz der Inputs und Outputs auf der Grundlage der Referenzflüsse zu erstellen“. Die Ökobilanz ist eine iterative Methode, d. h. in den einzelnen Phasen der Ökobilanz werden jeweils die Resultate anderer Phasen genutzt. Das kann z. B. dazu führen, dass im Verlauf der Datensammlung verschiedene Aspekte des Untersuchungsrahmens eine Veränderung erfordern.

Die Ökobilanznormen beinhalten keine rezeptartigen Vorgehensweisen, es gibt daher diverse Handbücher zu Ökobilanzen in der Literatur (z. B. GUINEÉ et al. 2002, UDO DE HAES et al. 2002, JRC 2009). Die Normen geben in vielen Bereichen keine detaillierten Durchführungsregeln, sondern nur einen Rahmen vor, der vom Anwender auszufüllen ist. Für die einzelnen Schritte der Ökobilanz werden keine speziellen Methoden vorgegeben. Die Methodik der Ökobilanz ist ausdrücklich offen für neue wissenschaftliche Erkenntnisse und Verbesserungen ihres Entwicklungsstandes, es wird betont, dass es nicht nur eine Methode zur Erstellung von Ökobilanzen gibt. Die Möglichkeit neue Wir-

kungskategorien, Wirkungsindikatoren oder Charakterisierungsfaktoren festzulegen, wird speziell erwähnt (DIN EN ISO 14044). Die Entwicklung einer neuen Methode für das Themenfeld Biodiversität ist also prinzipiell in dem vorgegebenen Rahmen der ISO-Normen möglich und stellt gleichzeitig eine Herausforderung dar, weil Ökobilanzstudien prioritär auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen aufbauen sollen. Erst wenn das nicht möglich ist, dürfen andere wissenschaftliche Methoden angewendet oder darf Bezug auf internationale Übereinkommen genommen werden, die ggf. auf Werthaltungen basieren.

3.2 Methodische Grundlagen der Umweltplanung und Unterschiede zur Ökobilanz

Unter Planung versteht man allgemein eine Entscheidungsvorbereitung durch „die gedankliche Vorwegnahme des Handelns“ (FÜRST & SCHOLLES 2008). Entscheiden ist nur dann möglich, wenn es mehrere Möglichkeiten gibt. Aufgabe der Planung ist es, dementsprechend Alternativen zu suchen und zu bewerten und damit für die Entscheidung aufzubereiten (FÜRST 2008). Gegenstand der Umweltplanung ist die menschliche Umwelt, die natürliche und anthropogene Elemente und Prozesse umfasst. Die nicht rechtlich gefasste Umweltplanung ist ein Oberbegriff zu allen mit der Umwelt befassten Planungen. Viele der hier verwendeten methodischen Grundlagen sind in einem Teilbereich der Umweltplanung, der Landschaftsplanung entstanden, die für die Biodiversität besonders relevant sind. Landschaft als Gegenstand der Landschaftsplanung wird verstanden als “an area, as perceived by people, whose character is the result of the action and interaction of natural and/or human factors” (ELC 2000, Chapter I Article 1). Die Landschaftsplanung zielt auf die Verhinderung und Sanierung von Belastungen sowie die Erhaltung, Pflege und Wiederherstellung der Schutzgüter des Bundesnaturschutzgesetzes ab (u. a. biologische Vielfalt, s. §1 BNatSchG).

Hinsichtlich der grundlegenden Zielsetzung besteht eine deutliche Parallele zwischen Umweltplanung und Ökobilanz, die ebenfalls alternative Lösungen für eine Entscheidung bewertet. Generelle Methodenübersichten im Bereich Umweltplanung geben neben FÜRST & SCHOLLES (2008) VON HAAREN et al. (2004), JESSEL & TOBIAS (2002) sowie PLACHTER et al. (2002).

Trotz großer Vielfalt in der Planung haben planungstheoretische Arbeiten gemeinsame Grundstrukturen herausgearbeitet. Das idealtypische Modell eines Planungsablaufs beinhaltet nach BECHMANN (1981) die folgenden Schritte: Problemwahrnehmung, Problemdefinition, Bestandsaufnahme (Beschreibung und Prognose), Zielformulierung, Alternativenentwicklung und Prognose der Wirkungen der Alternativen, Bewertung der Alternativen anhand der Ziele, Auswahl einer Alternative und Entscheidung, Vollzug sowie Erfolgskontrolle.

Planungsmethoden lassen sich entsprechend in Analysemethoden, Bewertungsmethoden, Prognosemethoden usw. einteilen (BECHMANN 1981). Die genauere Einteilung der Methoden variiert von Autor zu Autor, die vorstehend genannte Grundstruktur von Planung und die grundlegende Einteilung der Methoden entlang der Arbeitsschritte von Planungen ähnelt sich jedoch weitgehend.

Sinnvolle methodische Neuentwicklungen sind nur mit dem Wissen um diese Grundmuster denkbar. Denn die taugliche Methode „an sich" kann es nicht geben, sondern es muss geklärt sein, für die Lösung welches Planungsproblems eine Methode geeignet sein soll. Das Ziel einer Methode ist die Lösung des gestellten Problems. Generell bezeichnet man als Methode ein „System von Regeln" bzw. unterschiedlich intensiv operationalisierten „Handlungsanweisungen", die zur Erreichung des Ziels führen (BECHMANN 1981). Der Grad der Operationalisierung kann von einfachem systematischem Vorgehen bis zu schematisierten Arbeitsschritten reichen.

Viele der Methoden kommen in der Umweltplanung wiederum in verschiedenen, z. T. gesetzlich definierten Verfahren zum Einsatz, die sich teilweise einer bestimmten Zusammenstellung dieser Methoden bedienen, aber andererseits auch eigene Vorgehensweisen entwickelt haben. Hierzu gehören insbesondere Vorgehensweisen der Eingriffsregelung, der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) sowie der Landschaftsplanung. Der Formalisierungsgrad der Methode richtet sich dabei vor allem danach, ob die Ergebnisse verschiedener Anwendungen vergleichbar sein müssen, wie dies z. B. beim Variantenvergleich in der UVP oder der Ableitung von Kompensationserfordernissen in verschiedenen Fällen in der Eingriffsregelung der Fall sein muss (VON HAAREN 2004).

Es gibt somit eine Vielfalt von Methoden bzw. von Methodenkombinationen in der Umweltplanung, die entweder nach ihrer Stellung im Planungsprozess (Analyse, Bewertung, Prognose…) oder ihrer Zugehörigkeit zu bestimmten Planungsinstrumenten (Eingriffsregelung, UVP…) eingeteilt werden können. Neue Methoden sollten darauf Bezug nehmen, um ihre Einordnung in den Methodenkanon zu ermöglichen.

Einige methodische Grundbegriffe, die für das Verständnis von bestehenden und die Entwicklung von neuen Bewertungsmethoden essentiell sind, sollen im Folgenden erläutert werden.

Planungsmethoden beinhalten immer eine Bewertung, denn eine Entscheidung zwischen Alternativen kann nur getroffen werden, wenn diese in irgendeiner Form bewertet werden (BECHMANN 1981). Eine Bewertung setzt dabei grundsätzlich ein bewertendes Subjekt und ein zu bewertendes Objekt, den Wertträger voraus (BECHMANN 1989). „Bewertungsmethoden sind regelhafte Verknüpfungen von Sachinformation und Wertmaßstäben zu einem Werturteil" und bestehen grundsätzlich aus (FÜRST & SCHOLLES 2008):

a. einem Sachmodell,

b. einem Ziel- oder Wertesystem sowie

c. Zuordnungs- und Aggregationsregeln.

a. Sachmodell

Die Realität ist im Allgemeinen zu komplex, um sie als Ganzes fassen zu können. Außerdem ist für spezifische Fragestellungen eine Selektion der verfügbaren Informationen notwendig. Das Sachmodell soll dafür die Wirklichkeit angemessen abbilden. Dabei bedeutet angemessen nicht so genau wie möglich, sondern dem Planungsmaßstab und dem Ziel der Bewertung entsprechend genau genug. Denn detaillierte Modelle können mehr Fehler enthalten und damit nur eine größere Scheingenauigkeit vorspiegeln, als für den Zweck der Bewertung genügende gröbere Modelle (FÜRST & SCHOLLES 2008).

Das bedeutet für die Umweltplanung, dass das Sachmodell bereits - dem gesetzlichen Auftrag der Planung entsprechend - auch basierend auf Werten selektiert, was erfasst wird. Wenn die Umweltplanung das Ziel verfolgt - wie z. B. in der Landschaftsplanung die Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes bzw. der Landschaft für die menschlichen Ansprüche zu erhalten (ecosystem goods and services) dann müssen die dafür relevanten Informationen auch schon im Sachmodell (Landschaftsanalyse) enthalten sein (VON HAAREN 2004). Im Gegensatz dazu wird in Modellen der Ökologie nicht auf Basis grundlegender Werte selektiert, vielmehr werden Ökosystembestandteile, Prozesse und Zusammenhänge beschrieben. Solche Forschungsergebnisse der Ökologie müssen wiederum in die Sachmodelle der Umweltplanung, z. B. für Prognosen, einbezogen werden.

Viele Zusammenhänge im Umweltbereich sind so vielschichtig, dass sie sich einer direkten Messung und direkten Algorithmisierung entziehen und eine Abbildung über Indikatoren erfolgt (FÜRST & SCHOLLES 2008). Indikatoren ermöglichen über Hilfsgrößen eine indirekte Messung der relevanten Eigenschaften der Umwelt. Soll das Sachmodell in eine Bewertung münden, wie dies aufgrund der Prioritätensetzungen in der Umweltplanung regelmäßig der Fall ist (VON HAAREN 2004), so müssen bereits im Sachmodell diejenigen Sachinformationen gemessen bzw. über Indikatoren abgebildet werden, die in Hinsicht auf das verwendete Wertesystem relevant sind. JESSEL & TOBIAS (2002) sprechen in diesem Zusammenhang von Ziel- bzw. Bewertungsindikatoren, um zu verdeutlichen, dass es um eine Beschreibung von Objekten im Hinblick auf zu bewertende Eigenschaften geht.

b. Ziel- oder Wertesystem

Als normative Basis der Bewertung ist ein Ziel- oder Wertesystem notwendig, da aus reinen Sachaussagen keine Wertungsmaßstäbe entwickelt werden können (FÜRST & SCHOLLES 2008). Wenn die angestrebte Bewertung keine individuelle Meinung, sondern ein intersubjektiv gültiges Werturteil darstellen soll, muss sie auf ein allgemein aner-

kanntes Wertesystem rückführbar sein (BECHMANN 1989). Dieses sollte in allen staatlichen Planungen, Prüfungen etc. - also auch staatlicher Ökobilanzen - der Fall sein, die zu Konsequenzen für einzelne Bürger führen können. In Europa und Deutschland wird das grundlegende Wertsystem gemeinhin durch rechtliche Vorgaben umschrieben, die in demokratisch legitimierten Prozessen entstanden sind. Für die Beurteilung umweltrelevanter Fragen sind dies die Ziele und Grundsätze der Umweltgesetzgebung sowie untergesetzliche Richtlinien. Des Weiteren können internationale und nationale Abkommen und Strategien als generelle Wertmaßstäbe herangezogen werden. In vielen Fällen ist eine Operationalisierung der Bewertungskriterien notwendig, die auf den konkreten Fall anwendbar sind (VON HAAREN 2004).

c. Zuordnungs- und Aggregationsregeln

Im Bewertungsverfahren werden die Sachaussagen mit den Wertmaßstäben zu einem Werturteil verknüpft. Vom Wertesystem aus betrachtet müssen die Ziele soweit operationalisiert werden, dass sie sich auf abprüfbare Elemente des Wertträgers beziehen. Vom Wertträger aus betrachtet, müssen die Indikatoren im Sachmodell diejenigen Eigenschaften des Wertträgers abbilden, die ihn in Hinblick auf das Wertesystem angemessen darstellen (BECHMANN 1989).

Die genaue Art und Weise, wie die Verbindung von der Sachinformation mit dem Wertesystem erfolgen soll, wird durch Bewertungsregeln festgelegt. Diese lassen sich in Zuordnungs- und Aggregationsregeln unterscheiden:

Mit Hilfe von Zuordnungsregeln werden das Bewertungsobjekt bzw. die Indikatoren, die das Objekt im Modell abbilden, auf einer Skala eingeordnet. Die Zuordnungsregeln enthalten dementsprechend Vorschriften, wie die Zuordnung erfolgen soll. Je nach Informationsgehalt sind verschiedene Skalenniveaus zu unterscheiden. Nominalskalen nehmen lediglich eine Einteilung in Kategorien ohne eine Reihenfolge vor, z. B. Zuordnung zu Biotoptypen. Ordinalskalen spiegeln über diese reine Klassifizierung hinaus einen Gütevergleich wider, d.h. für zwei Objekte kann entschieden werden, ob sie gleichwertig oder eines höherwertiger als das andere ist. Eine Aussage über quantitative Unterschiede kann jedoch nicht getroffen werden. Viele Kriterien im Umweltbereich sind ordinal skaliert, Beispiele sind rote Listen oder Gewässergüteklassen. Die rote Liste bietet eine wertende Reihung (2 = stark gefährdet oder nur 4 = potenziell gefährdet), aber Arten, die unter 2 eingeordnet werden, sind nicht um einen bestimmten Faktor gefährdeter als die bei 4 eingeordneten. Solche Aussagen wären nur mit kardinalen Skalen möglich, die, wie bei der Temperaturmessung in Grad Celsius, quantitativ definierte Abstände bieten (FÜRST & SCHOLLES 2008). Auch (prognostizierte) Belastungen bzw. Beeinträchtigungen können quantitativ auf Skalen dargestellt und bewertet werden.

Die Zusammenführung unterschiedlicher Mess- und/oder Bewertungsergebnisse zu einer bzw. wenigen Gesamtaussagen nennt man Aggregation. Aggregationsregeln müs-

sen demgemäß angeben, wie die einzelnen Ergebnisse zueinander gewichtet werden sollen sowie ob und wie Verrechnungen erfolgen sollen (FÜRST & SCHOLLES 2008).

Bei dem gesamten Vorgehen sind einige essentielle Anforderungen an Messungen und Bewertungen zu beachten, die nachstehend aufgeführt werden (BECHMANN 1989):

- Intersubjektivität: Möglichst große Unabhängigkeit der Bewertungsergebnisse von der bewertenden Person.
- Reliabilität: Unter gleichen Rahmenbedingungen sollten bei Wiederholungen gleiche Ergebnisse erzielt werden.
- Validität: Die Werturteile sollten die Prioritäten des zugrunde liegenden Wertesystems tatsächlich wiedergeben. Für die Validität der Messungen im Sachmodell müssen die relevanten Eigenschaften der Realität so abgebildet werden, dass die Realität für die Beantwortung der jeweiligen Frage ausreichend beschrieben bzw. Entwicklungen mit ausreichender bzw. höchstmöglicher Sicherheit projiziert werden können.

Tab. 4: Vergleich einiger Grundbegriffe in Umweltplanung und Ökobilanz (KLÖPFFER & GRAHL 2009, FÜRST & SCHOLLES 2008, VON HAAREN 2004, DIN EN ISO 14040/14044)

Thema / Begriff	Umweltplanung	Ökobilanz
Indikator	Hilfsgröße, wenn nicht direkt gemessen werden kann. Begriff wird in der Sach- und Wertebene benutzt.	Wirkungskategorie-Indikator (kurz Wirkungsindikator): „quantifizierbare Darstellung einer Wirkungskategorie“ (DIN EN ISO 14040: 13). In der Sachbilanz wird nicht von Indikatoren, sondern von Daten bzw. In- und Outputs gesprochen.
Sachebene	Sachmodell, jedoch bereits wertende Selektion insbesondere in Bezug auf gesetzliche Aufgaben.	Sachbilanz: wird als rein objektive Datenerhebung verstanden. Allerdings ebenfalls Selektion aufgrund der Festlegungen in Ziel und Untersuchungsrahmen. Wirkungsabschätzung: Klassifizierung und Charakterisierung werden als weitgehend wertfreie Schritte verstanden
Wertebene	Bewertungsmaßstäbe, wie gesetzliche Vorgaben, Fachurteile, Grenzwerte, Umweltqualitätsziele etc. Werturteile als Resultate aus der Verknüpfung des Sachmodells mit dem Wertsystem	Vor allem in der Gewichtung der Wirkungskategorien untereinander im Rahmen verschiedener Wirkungsabschätzungsmethoden
Klassifizierung und Charakterisierung	Klassifizierung: Aggregation von Merkmalen zu einer Klasse, Voraussetzung für die Anwendung von Bewertungsmethoden Charakterisierung: Hervorheben von Grundformen, Mustern und Gemeinsamkeiten einer Vielzahl individueller Erscheinungen	Klassifizierung: Zuordnung von Sachbilanzposten zu Wirkungskategorien Charakterisierung: Überführung der klassifizierten Daten in Wirkungsindikatorwerte anhand von festgelegten Charakterisierungsfaktoren; schließt die Umwandlung der Sachbilanzergebnisse in gemeinsame Einheiten und die Zusammenfassung dieser Ergebnisse innerhalb derselben Wirkungskategorie ein
Bewertung	Bewertung als expliziter Teil des gesamten Vorgehens	Bewertung erst in den optionalen Schritten der Wirkungsabschätzung, vor allem als Gewichtung der Wirkungskategorien untereinander. Zusammenfassende Beurteilung in der Auswertungsphase.

Im Vergleich dieser methodischen Grundlagen der Umweltplanung mit der Ökobilanz wird deutlich, dass gleiche oder ähnliche Begriffe in der Umweltplanung und der Ökobilanz z. T. etwas anders verwendet werden bzw. mit engeren oder weiteren Bedeutungen gefüllt sind. Für einige Begriffe soll die Tabelle 4 zusammenfassend einen Einblick geben.

Ökologische Risikoanalyse

Die Ökologische Risikoanalyse wird als entscheidend für die Methodenentwicklung im Zusammenhang mit der Ökobilanz angesehen. Diese ursprünglich von BACHFISCHER (1978) entwickelte Methodik gehört heute in verschiedenen Abwandlungen zu den Standardmethoden der Umweltplanung. Ziel dieser Methode ist die Bewertung der ökologischen Nutzungsverträglichkeit bei eingeschränkter Information.

Mit Hilfe von ökologischen Risikoanalysen werden typischerweise Bewertungen von Auswirkungen auf die Biodiversität in der Umweltplanung vorgenommen. Dazu werden der Ursache-Betroffenen-/Wirkungszusammenhang über Indikatoren operationalisiert und für die Bewertung verknüpft: Auf der Betroffenenseite des Naturhaushaltes wird die Beeinträchtigungsempfindlichkeit bzw. Schutzwürdigkeit häufig unter Verwendung von Indikatoren für den untersuchten Raum beurteilt. Auf der Verursacherseite wird, ebenfalls mit Hilfe von Indikatoren, die vorhandene oder geplante Belastungsintensität abgeschätzt - z. B. die Stärke einer Lärmbelastung - und auf einer i.d.R. ordinalen Skala dargestellt. Die Risikoermittlung erfolgt schließlich über eine Matrix durch die Kombination der beiden Größen Empfindlichkeit und Belastungs- (auch Beeinträchtigungs-)-intensität (SCHOLLES 2008). Die Verwendung des Begriffes Risiko anstelle des früher verwendeten Begriffs Wirkungsanalyse soll die Aussagen hinsichtlich ihres Absolutheitsanspruches einschränken und auf die Unsicherheit der Angaben hinweisen (VON HAAREN 2004). Bewertungen von Auswirkungen auf die Biodiversität werden in der Umweltplanung typischerweise mit Hilfe von ökologischen Risikoanalysen vorgenommen. Der Bezug auf einen Raum, dessen Empfindlichkeit und Schutzwürdigkeit, ist ein elementarer Bestandteil des Vorgehens.

Die ökologische Risikoanalyse ist teilweise deckungsgleich mit der Analyse nach dem DPSIR-Modell, nachdem in Driving forces (Verursacher), Pressure (Belastung), State (Zustand), Impact (Wirkung) und Response (Antwort) klassifiziert wird (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 2000). Sie unterscheidet sich insofern als sie einerseits kürzer greift, da sie i.d.R. erst bei den Belastungsfaktoren (Pressure) ansetzt und die Treiber (Driver z. B. ökonomische oder gesellschaftliche Ursachen von Problemen) außen vor lässt. Auf der anderen Seite geht sie differenzierter vor als das DPSIR-Modell indem neben Pressure auch Wert und Empfindlichkeiten der Landschaftsfunktionen einbezogen werden. Durch die Kombination von Nutzungseinflüssen (bewertet z. B. Belastungen) mit Empfindlichkeiten lassen sich Veränderungen der Umwelt vorhersagen und

in ihrer Relevanz für die Veränderung der betroffenen Funktionsfähigkeit der Umwelt bewerten (Beeinträchtigungen).

Aus den Aufgaben und Ansätzen der Umweltplanung resultierende Unterschiede zur Ökobilanz

Im Unterschied zur raumunspezifischen Ökobilanz ist die Umweltplanung immer auf einen bestimmten Raum bzw. eine bestimmte Entscheidungsebene bezogen: Landschaftsprogramme oder Strategische Umweltprüfungen für ein ganzes Bundesland bis hin zu detailreichen Planungen für einzelne Schutzgebiete. Sie wenden sich auch immer an Entscheidungsträger auf einer bestimmten politischen Ebene mit festgelegten ebenenspezifischen Kompetenzen und Verantwortlichkeiten. In der Konsequenz bemüht sich die Umweltplanung darum, vor allem die jeweils für diese Entscheidungsebene relevanten Wirkungen und Handlungsbedarfe zu behandeln. Ziele von übergeordneten Ebenen werden entweder nachrichtlich übernommen oder, falls notwendig, für den Handlungsraum konkretisiert. Dadurch kann Umweltplanung abschichten und Komplexität einschränken. Lediglich lokal wichtige Belange müssen beispielsweise nicht auch auf der Landesebene berücksichtigt werden.

In der Ökobilanz ist dies anders. Wenn die lebenszyklusweiten Umweltaspekte eines Produktes ermittelt werden sollen, so können diese auf verschiedenen Ebenen auf die Umwelt einwirken, folglich sind Umweltqualitäten oder betroffene Landschaftsfunktionen/ Ökosystemdienstleistungen von landesweiter bis lokaler Relevanz zu berücksichtigen. Die Umweltplanung verfügt zwar über das methodische Rüstzeug, um dieses zu tun. Im planerischen Normalfall befasst sie sich jedoch nicht mit den „aufsummierten“ Werten bzw. Wirkungen auf allen Planungsebenen.

Aus dem normativen Ansatz sowie dem räumlichen Betrachtungsobjekt der Umweltplanung – der Landschaft – ergeben sich zudem weitere Unterschiede:

- Nutzungswirkungen werden in der Umweltplanung immer flächenspezifisch erfasst und bewertet. In der Ökobilanz wird bisher auf die Messung von Belastungen gesetzt, ohne spezifische, unterschiedliche Reaktionen von betroffenen Schutzgütern im räumlichen Zusammenhang zu berücksichtigen.
- Die Bewertung spielt, wie schon erwähnt, in der Umweltplanung eine größere Rolle, sie erfolgt transparent und ist schon bei der Analyse in der „Sachbilanz“ selektierend wirksam; in der Ökobilanz hingegen wird - zumindest explizit -keine Bewertung im Rahmen der obligaten Schritte der Wirkungsabschätzung vorgenommen. Bewertet werden kann erst in deren optionalen Schritten.

- Erfassung und Bewertung sind abhängig von räumlichen Skalen, die politischen Entscheidungsräumen gleichgesetzt werden können. Die Ökobilanz hingegen bezieht sich auf Produkte und Ergebnisse (lebenszyklusweite bzw. phasenübergreifende Betrachtungen), räumliche Skalen spielen methodisch allenfalls als unvermeidliche Außengrenzen der Bilanzierung eine Rolle.

3.3 Messen und Bewerten von Biodiversität sowie deren Veränderung

3.3.1 Interpretation von Biodiversität

Der Begriff Biodiversität wird in verschiedenen Themenzusammenhängen und Fachdisziplinen (Naturwissenschaften, Ökologie, Ökonomie, Natur- und Umweltschutz, Politik) mit unterschiedlichen, teilweise voneinander abweichenden Inhalten benutzt.

Eigentlich ist Biodiversität ein deskriptiver Begriff: Bios steht für das Leben (griechisch), diversitas für die Vielfalt oder Verschiedenheit (lateinisch). Unter Biodiversität wird die Mannigfaltigkeit und Varianz/Variabilität zwischen lebenden Organismen einschließlich ihrer Komposition, Strukturen und Prozesse verstanden; dies umfasst die Hierarchie-Ebenen der Diversität innerhalb und zwischen Arten, Lebensgemeinschaften und Ökosystemen/Ökosystemkomplexen (nach CBD 1992 sowie WALDTHARDT & OTTE 2000). Die Umdeutung des ursprünglich deskriptiven Begriffes zu einem Wertbegriff wurde schon bei MACARTHUR & WILSON (1967) angelegt (s. dazu auch HABER 2008) und mit dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity CBD 1992) zu einem legitimierten Ziel der globalen Staatengemeinschaft erhoben. Die Ziele des Übereinkommens erstrecken sich insbesondere auf die Erhaltung der biologischen Vielfalt und die nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile. Soweit möglich sollen z. B. Schutzgebiete eingerichtet werden, in denen besondere Maßnahmen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt getroffen werden können. Weiterhin sollen z. B. der Schutz von Ökosystemen, natürlichen Lebensräumen sowie lebensfähige Populationen von Arten gefördert werden und beeinträchtigte Ökosysteme saniert werden (CBD 1992).

Mit der Biodiversitätskonvention wurde der Startschuss gegeben für eine weltweite „Konjunktur“ des Begriffes. Da der Begriff einen politischen Hintergrund hat, liegt ihm kein einheitliches wissenschaftliches Konzept zu Grunde (JESSEL 2009). Während Biodiversität als Begriff, der für das Ziel steht, die Vielfalt der Arten, Lebensräume und unterartlichen Varianten *global* zu erhalten noch eine orientierende Funktion hat, kann er bei der Anwendung als Ziel im konkreten Fall Verwirrung hervorrufen, da es im Arten- und Biotopschutz nicht um Vielfalt als oberstes Gebot in jedem Fall gehen kann. Biodiversität als Zielbegriff bedarf also der Konkretisierung.

Auf die europäische Biodiversitätsstrategie folgend hat auch Deutschland eine Biodiversitätsstrategie aufgestellt (BMU 2007), die mit dem Schutz der Biodiversität eine Vielzahl von Zielen und Maßnahmen verbindet. In der Strategie werden ökologische, ökonomi-

sche und soziale Aspekte im Sinne des Leitprinzips Nachhaltigkeit berücksichtigt. Unter dem Oberziel Erhaltung der Biodiversität werden eine Fülle von Einzelzielen genannt. Eine solche sehr breite Auffassung passt nicht in das Konzept der Ökobilanz, da dort viele der in der deutschen Biodiversitätsstrategie genannten Belange, die ökosystemare Verknüpfungen ansprechen, in anderen Zusammenhängen als dem Thema Biodiversität behandelt werden. Z. B. werden in der Ökobilanz säurebedingte Schadwirkungen auf Ökosysteme in der Wirkungskategorie Versauerung oder toxizitätsbezogene Wirkungen auf die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen in der Wirkungskategorie Ökotoxizität ausgeführt. Biodiversität wird dagegen als Teil der Wirkungskategorie Land Use verstanden, die allgemein alle Umweltwirkungen durch Flächenbeanspruchung zusammenfassen soll (KLÖPFFER & GRAHL 2009). Da aber in der Wirkungskategorie Ökotoxizität kein Konzept vorhanden ist, wie Wirkungen auf die Biodiversität zu berücksichtigen sind, ergeben sich mit dem Thema Biodiversität grundlegende Strukturierungsprobleme für die Ökobilanz.

Auch in Deutschland beginnt der Begriff Biodiversität bzw. Biodiversitätsschutz das bisher übliche Begriffsduo Arten- und Biotopschutz abzulösen. Das neue Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG 2010) stellt nun den Begriff biologische Vielfalt stärker in den Vordergrund, verstanden als „Vielfalt der Tier- und Pflanzenarten einschließlich der innerartlichen Vielfalt sowie die Vielfalt an Formen von Lebensgemeinschaften und Biotopen“ (§ 7 (1)1 BNatSchG).

Um Überschneidungen mit anderen Bereichen der Ökobilanz zu vermeiden und den Betrachtungsgegenstand für die methodische Bearbeitung gut abzugrenzen, wird hier ferner die Biodiversität auf Biotope, Tier- und Pflanzenarten sowie unterartliche Ebenen (Subspezies, geographische, genetische Varianten) beschränkt, und es werden keine indirekten Auswirkungen auf andere Landschaftsfunktionen unter dem Oberbegriff Biodiversität betrachtet, wie dies vielleicht durch die Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung nahegelegt werden könnte. In der Methodenimplementation kommt hinzu, dass nur die Biodiversitätsaspekte einbezogen werden können, über die ausreichend Wissen vorhanden ist. Da über die unterartliche, insbesondere genetische biologische Vielfalt bisher wenig bekannt ist, muss sie vorerst ebenfalls weitgehend unberücksichtigt bleiben.

3.3.2 Sachmodell

Die Beschreibung verschiedener Landschaftsfunktionen und damit auch der biologischen Vielfalt erfolgt zum einen flächenkonkret sowie immer innerhalb eines Anwendungsraumes; in der Landschaftsplanung ist dieser Raum identisch mit politischen Entscheidungsräumen. Zum anderen geschieht die Bestandserhebung selektiv und in Hinblick darauf, dass die für die Bewertung notwendigen Informationsgrundlagen bereitgestellt werden. Das Sachmodell kann Veränderungen im Prinzip so erfassen, wie dies für

die Ökobilanz benötigt wird, es selektiert jedoch bereits nach solchen Wirkungen, die unter den Gesichtspunkten der in gesellschaftlich legitimierten Prozessen beschlossenen Ziele und Werte des Natur- und Umweltschutzes relevant sind: Wirkungen auf individuelle Interessen bzw. bereits durch kommerzielle Märkte in Wert gesetzte Güter werden nicht erfasst. Die nachhaltige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit oder der Grundwasserneubildungskapazität wären zum Beispiel öffentlichen Ansprüche, die in der Umweltplanung im Fokus stehen, die Beeinträchtigung der Möglichkeit, eine ansonsten nicht standortgemäße Kultur zu bewässern, gehört nicht dazu. In der Ökobilanz findet durch die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens eine Selektion dessen statt, was in der Sachbilanz zu erfassen ist.

Die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes wird über verschiedene Landschaftsfunktionen abgebildet. Diese Funktionen werden bezüglich der Erfüllung gesetzlich definierter Ansprüche und hinsichtlich verschiedener Eigenschaften wie Empfindlichkeit gegen bestimmte Belastungen *charakterisiert* (VON HAAREN 2004). Die „Arten- und Biotopfunktion“ bildet die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes als Lebensraum für Pflanzen und Tiere ab, wobei nur wildwachsende Pflanzen bzw. wildlebende Tiere berücksichtigt werden (KIRSCH-STRACKE & REICH 2004). Die Erfassung der Funktionen erfolgt entweder durch direkte Messung oder als indirekter Schluss mit Hilfe von Indikatoren. Die begriffliche Übereinstimmung mit der „*Charakterisierungsmethode*“ (Terminologie Ökobilanz) deutet hier auf eine Übereinstimmung mit dem grundsätzlichen Vorgehen in der Ökobilanz hin. Während die relevanten Parameter der Luftqualität relativ überschaubar sind, und in der Regel direkt gemessen werden, ist die biologische Vielfalt noch komplexer, situations- und standortabhängig und „ungleich schwieriger zu bestimmen“ (BAFU 2009). Flora und Vegetation lassen sich noch recht gut mit detaillierten Kartierungen verorten und damit auch mit räumlichen Auswirkungen von Belastungen verschneiden. Jedoch fehlt es auch hier an räumlichen Daten sowie z. T. an ausreichend abgesichertem Grundlagenwissen über Details der Standortansprüche und Reaktionen, die für sichere Prognosen über die zu erwartenden Beeinträchtigungen von multiplen Belastungen notwendig wären. Die Erfassung und Vorhersage von Wirkungen auf die Fauna ist ein noch größeres Problem und im Prinzip nur einzelfallbezogen auf die jeweilige Population zu bewältigen. Zum einen sind Tierarten mehr oder weniger biotopübergreifend mobil, wodurch eine stellvertretende Abbildung von Wirkungen auf die Fauna durch die Feststellung der Biotopveränderungen (als Indikator) nur eingeschränkt möglich ist. Zum anderen gibt es bisher kein akzeptiertes Konzept für Schirmarten, die mit ihren Habitatansprüchen stellvertretend für andere stehen könnten (z. B. ZEHLIUS-ECKERT 2001, ZEHLIUS-ECKERT 2005).

Die gängige Praxis in Umweltverträglichkeitsstudien, in FFH- Verträglichkeitsuntersuchungen oder der Landschaftsplanung beschränkt die Erfassung der Biodiversität und ihrer Belastungen auf Biotoptypen einschließlich der Standorte sowie die Ausprägungen

und Struktur der Bestände vor Ort - selektiv - auf Vegetation und Flora sowie einzelne Zielarten der Fauna, also in der Regel geschützte oder ansonsten seltene und gefährdete Arten. Biotoptypen werden dabei in der Umweltplanung als räumliche Einheiten aufgefasst, die hinsichtlich Standort, Morphologie, Vegetation und Nutzung als homogener Typ klassifiziert werden (VON DRACHENFELS 2010). Welche Arten und Lebensgemeinschaften an einem bestimmten Ort im Einzelnen tatsächlich vorkommen, hängt von den individuellen Standortbedingungen, aktuellen Nutzungen und historischen Gegebenheiten ab. Damit wird gleichfalls eine wertende Selektion bereits in der Phase der Bestandserhebung vorgenommen.

Arten- und Lebensraumfunktionen werden sowohl bezüglich der aktuellen Funktionen als auch des Potentials erfasst, um sowohl die augenblickliche Ausstattung als auch die standortbedingten Entwicklungsbedingungen (Optionen) einbeziehen zu können (BRAHMS et al. 1989, JESSEL & TOBIAS 2002). Unter Umständen kann auch das Standortpotential als ein Indikator neben anderen herangezogen werden, um auf das Vorhandensein bestimmter Biotope zu schließen.

Nutzungswirkungen werden mit Hilfe der ökologischen Risikoanalyse indirekt aus den Indikatoren „Belastungsintensität“ (z. B. Maß der Düngung) und „Empfindlichkeit des Schutzgutes“ geschlossen. Grundlagen für Risikoeinschätzungen sind dabei Informationen über Wirkungen aus untersuchten Fällen, die im Analogieschluss auf die aktuell zu beurteilenden möglichen Wirkungen übertragen werden. Informationen über vorhandene Nutzungseinflüsse sind Boden- oder Landnutzungskartierungen, sowie auch nicht räumlich zugeordneten Statistiken zu entnehmen (VON HAAREN 2004). In jüngerer Zeit werden in Einzelfällen (bei besonderer Entscheidungsrelevanz der Ergebnisse, z. B. bei streng geschützten Arten oder besonders guten Informationsvoraussetzungen) zunehmend auch populationsökologische Modelle zur Projektion von Wirkungen eingesetzt (z. B. GOTTSCHALK 1995, REICH & GRIMM 1996, KINDVALL 2000, DORMANN et al. 2004, JUST 2005, RIEDL et al. 2005, REICH 2006, RÜTER 2008, TAEGER 2008).

Grundsätzlich können sich Nutzungsänderungen unterschiedlich auf die Biodiversität auswirken, je nachdem wo sie stattfinden, welches Ausmaß sie haben und wie weit ihre Wirkungen reichen, also für welche räumlichen Skalen sie relevant sind. Die Auswirkungen sind davon abhängig, wie viele Landwirte an welchen Orten unter Inanspruchnahme welcher Biotope oder Habitate Veränderungen vornehmen. Auch in einer Ökobilanz, die als Grundlage von Entscheidungen auf Bundesebene ausgelegt sein soll, müssen deshalb die räumlichen Ebenen Schlag, direkte Umgebung des Schlages (Benachbarungen) sowie die Landschaftsebene einbezogen werden.

3.3.3 Wertebene

Durch die Verknüpfung der Ökobilanzmethode mit umweltplanerischen Arbeitsweisen wird in der vorliegenden Arbeit ein Methodenansatz entwickelt, der - soweit möglich - auf anerkannte Bewertungsmethoden und Indikatoren für die biologische Vielfalt zurückgreift (s. insbes. PLACHTER et al. 2002). Deshalb sollen zunächst als Basis der Methodenentwicklung Grundsätze dargestellt werden, wie Biodiversität für umweltpolitische Ziele und damit auch für die Ökobilanz bewertbar gemacht werden kann.

Das öffentliche Interesse an unterschiedlichen Biotopen, Arten, Populationen etc. muss aufgrund legitimierter Normsetzungen differenziert werden. Andernfalls nähme der Naturschutz im Falle mangelnder Prioritätensetzung eine grundsätzliche Verweigerungshaltung ein (kein Individuum darf zerstört werden) und bei fehlender Legitimation gäbe es keine Berechtigung, um bestimmte Handlungen von einzelnen Menschen einzuschränken. Das Bundesnaturschutzgesetz trägt diesem Umstand mit der Spezifizierung der konkret zu erhaltenden biologischen Vielfalt Rechnung (§ 1 BNatSchG). Es lässt keinen Zweifel daran, dass mit dem Anspruch nach Erhaltung der biologischen Vielfalt nicht irgendeine oder die immer höchstmögliche Vielfalt gemeint ist. Vielmehr spezifiziert das BNatSchG den damit verbundenen Schutzanspruch in den Grundsätzen als „dauerhafte Sicherung der biologischen Vielfalt entsprechend dem jeweiligen Gefährdungsgrad (Hervorhebung durch Verfasser) wie folgt:

1. lebensfähige Populationen wild lebender Tiere und Pflanzen einschließlich ihrer Lebensstätten zu erhalten und der Austausch zwischen den Populationen sowie Wanderungen und Wiederbesiedelungen zu ermöglichen,
2. Gefährdungen von natürlich vorkommenden Ökosystemen, Biotopen und Arten entgegenzuwirken,
3. Lebensgemeinschaften und Biotope mit ihren strukturellen und geografischen Eigenheiten in einer repräsentativen Verteilung zu erhalten; bestimmte Landschaftsteile sollen der natürlichen Dynamik überlassen bleiben“ (§ 1 (2) BNatSchG).

Damit stehen nach wie vor - auch in der Umweltplanung - die Hauptbewertungskriterien für den Bestand an Arten und Biotopen, also ihre Seltenheit bzw. Gefährdung als charakteristische Einheiten sowie das Kriterium Natürlichkeit (natürliche Dynamik) im Vordergrund (KIRSCH-STRACKE & REICH 2004). Die Vielfalt wird im BNatSchG also nicht unkonditioniert normativ aufgeladen und zum Schutzgut erklärt. Dieser Ausfassung folgt auch die die hier vorgelegte Studie.

Grundsätzlich benötigt eine Bewertung konkrete Anhaltspunkte für unterschiedliche Wertigkeiten, die Priorisierungen zulassen. Auch Bewertungsverfahren sind ihrer Form nach Messverfahren. Der eigentliche Bewertungsvorgang ist eine standardisierte, aus Normen abgeleitete Wertzuweisung (VON HAAREN 2004). Aus der Verbindung sehr gene-

reller normativer Vorgaben mit dem Bewertungsgegenstand (hier: Biodiversität) können Bewertungsmaßstäbe abgeleitet werden (VON HAAREN 1988).

Unterschiedlicher Konkretisierungsgrad der Bewertungsvorgaben

Im Hintergrund von verpflichtenden Normen, die als Bewertungsmaßstab herangezogen werden können, stehen weit akzeptierte Begründungen und Motive für den Erhalt der Biodiversität (Leitprinzipien, Motive s. z. B. SRU 2002). Die Hauptbewertungskriterien Seltenheit bzw. Gefährdung von Arten und Naturnähe (vgl. Abb. 2) leiten sich aus grundlegenden menschlichen Ansprüchen an die Biodiversität ab, die auch deren Nützlichkeit als Genpool oder ethische Begründungen wie die Übergabe des Naturkapitals an die nachfolgenden Generationen umfassen (SRU 2002).

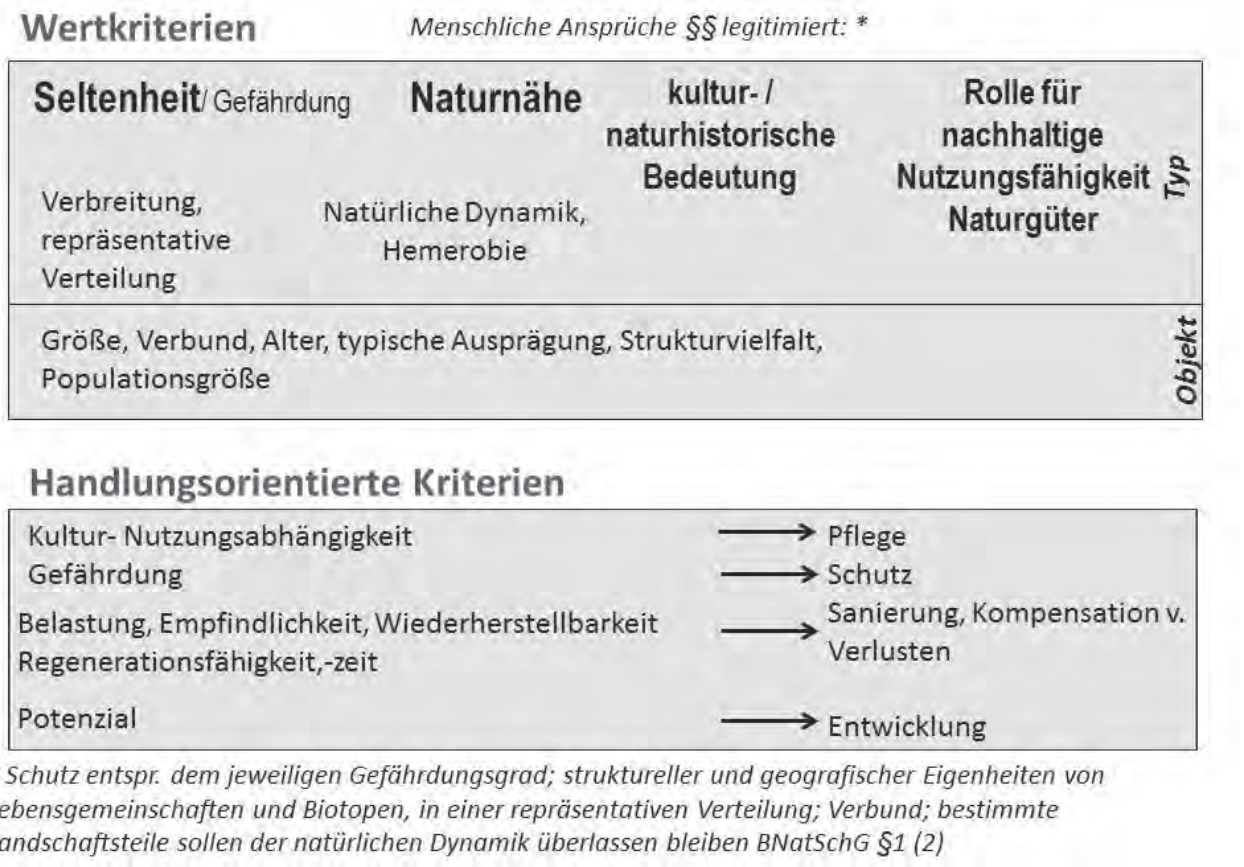


Abb. 2: Bewertung der Biodiversität (VON HAAREN 2004)

Diese Grundkriterien können im konkreten Fall zur Bewertung herangezogen werden. In Deutschland sind sie allerdings bereits in einer Vielzahl von konkreten Standards, die im Einzelfall die Bewertung vorgeben, operationalisiert (Biotopwertlisten der Bundesländer, geschützte Arten oder die in den Roten Listen abgebildeten Seltenheiten und Gefährdungsgrade). Vielfach, wie im Falle der gebietsspezifisch bereits abgegrenzten FFH-Lebensraumtypen, ist die Bewertung sogar schon flächenspezifisch angegeben.

Konkrete Bewertungsstandards in Form von Umweltstandards (US) und Umweltqualitätszielen (UQS), die raumunabhängig und mindestens nominal skaliert formuliert sind, finden sich für die EU-Ebene mit der Vogelschutzrichtlinie sowie den in den Anhängen der FFH-Richtlinie aufgeführten Arten und Habitaten. Für Deutschland enthalten das Bundesnaturschutzgesetz sowie die Ländergesetze, neben allgemeinen Grundsätzen, auch konkrete Standards wie die Nennung besonders wertvoller Biotoptypen und der Hinweis auf geschützte (besonders seltene oder gefährdete) Arten (untergesetzlich in der Bundesartenschutzverordnung). Auch die deutsche Biodiversitätsstrategie umfasst rund 330 konkrete Ziele, die zwar keine eigene rechtliche Bindungswirkung aufweisen, als Regierungsbeschlüsse aber eine gewisse Legitimation haben und ebenfalls als Bewertungsstandards herangezogen werden können. So gibt es Belastungsgrenzen für landwirtschaftliche Inputs oder Zielgrößen für Flächenanteile: Z. B. soll bis 2015 der Flächenanteil naturschutzfachlich wertvoller Agrarbiotope um mindestens 10 % gegenüber 2005 zunehmen (BMU 2007). Neben den offiziellen Standardsetzungen der Länder existieren darüber hinaus eine Vielzahl fachlicher Bewertungskriterien und -standards für unterschiedliche Bezugsebenen.

Neben den überall anwendbaren Umweltqualitätsstandards sind in flächenkonkreten Planungen -namentlich der Landschaftsplanung - bereits konkrete Bewertungen und Umweltqualitätsziele niedergelegt. Für eine bundesweit einheitliche Bewertung eignen sich diese Darstellungen allerdings nur bedingt, da die Länder voneinander abweichende Bewertungsmaßstäbe anlegen. Bundesweit liegen Darstellungen zum Biotopverbund (FUCHS et al. 2007) und zu europäisch geschützten Biotopen flächenkonkret (s. Datengrundlagen: BFN 2009) vor.

Die verschiedenen fachlichen und gesetzlichen Vorgaben können für die Bewältigung des Themas Biodiversität in der Ökobilanz herangezogen werden.

Skalenbezug der Bewertung

Insbesondere das Wertkriterium Seltenheit/Gefährdung wird abhängig vom Maßstab des Bezugraumes operationalisiert. Dabei bleibt die Gültigkeit einer auf der höheren Ebene zugewiesenen Bewertung auch auf unteren Ebenen bestehen. Sie wird durch die Einschätzung der Seltenheit und entsprechende Bewertungen auf den regionalen oder lokalen Skalen lediglich ergänzt. Weltweit gefährdete Arten erhalten überall einen höheren Wert als Arten mit einem großen Verbreitungsgebiet, die aber lokal selten oder gefährdet sind und denen dann nur dort Beachtung zukommt. Ein Beispiel dafür, dass hohe Bewertungen auf übergeordneten Ebenen auch für die untergeordneten Ebenen Gültigkeit haben müssen, ist die Einstufung von Buchenwäldern auf der europäischen Ebene als selten und gefährdet, da sie insgesamt in Europa nur eine relativ geringe Verbreitung aufweisen. In den meisten Naturräumen in Deutschland sind Buchenwälder hingegen

recht weit verbreitet und würden ohne die europäische Perspektive keinen besonders hohen Wert zugewiesen bekommen.

Mit der skalenbezogenen Bewertung von Arten und Biotopen ist nicht verbunden, dass überall ein Höchstmaß an Arten- oder Biotopvielfalt als besonders wertvoll angesehen wird. Die typische - wenn auch artenarme - Ausprägung von Biotopen kann dazu beitragen, die Biodiversität auf der nächsthöheren Skalenebene durch hohe landschaftliche Heterogenität zu vergrößern. Auf der Landschaftsebene und auf den darüber liegenden Ebenen wird die diverse Zusammensetzung der Landschaft mit verschiedenen Lebensraumtypen inklusive ihrer jeweiligen Arteninventare angestrebt (s. auch ZEHLIUS-ECKERT 2007). Der seltene Biotoptyp Hochmoor wird z. B. nicht wertvoller, wenn man dort die Artenzahl erhöhen würde. Im Gegenteil, die moortypische Artenzusammensetzung würde dadurch verfälscht.

Auf der globalen Ebene wird die Erhaltung aller Arten in überlebensfähigen Populationen (in ihren Natur- sowie Ersatzlebensräumen) angestrebt. Die weltweite Seltenheit/Verbreitung oder Gefährdung wird als operationalisiertes Kriterium zu Grunde gelegt. Der globale Anspruch hat seine Grenze lediglich bei unlösbaren normativen Zielkonflikten. Ein drastisches Beispiel ist der Konflikt zwischen dem Anspruch nach Erhaltung der Biodiversität und dem nach menschlicher Gesundheit im Falle des Pesterregers. Dieser wird nicht als wertvoll eingestuft und geschützt, selbst wenn er selten ist und seine Erhaltung zur globalen Biodiversität beitragen würde.

Für die Bewertung von Biodiversität auf den unteren Skalenebenen wird zwischen „Landscape level“, „Farm level“ und „Field level“, mit jeweils spezifischen Indikatoren auf jeder Skalenebene unterschieden (STACHOW et al. 2003). Auf der Landschaftsebene werden z. B. der Anteil und die Vernetzung von wertvolleren Lebensräumen (KIRSCH-STRACKE & REICH 2004, KAULE 1991), die Dichte von Landschaftselementen (PLACHTER et al. 2005) sowie die Nutzungsdiversität (KAULE 1991) als geeignete Bewertungsindikatoren genannt.

Die Betriebs- oder Schlagebene haben den großen Vorteil, dass bei einer betriebsindividuellen Bewertung aufgrund des Maßstabes im Prinzip auch Informationen über die Ausprägung der Biotope zur Verfügung stehen. Für die Ökobilanz nutzbare, für die Betriebsebene differenzierte Bewertungsstandards für Biotope sowie deren Verbund finden sich z. B. in OPPERMANN et al. (2003), WETTERICH & KÖPKE (2003) und VON HAAREN et al. (2008b). Bei einer Bewertung auf Betriebsebene wird auf einer sehr guten Informationsgrundlage bewertet. Die Bewertungsmaßstäbe beziehen sich überwiegend ebenfalls auf übergeordnete Vorgaben, denn auch hier kann und wird der Beitrag des Betriebes zur Erhaltung der Biodiversität auf der Landschafts- bzw. Regionsebene bis zur globalen Ebene gemessen. Darüber hinaus kann der Betrieb aber auch noch eigene Bewertun-

gen vornehmen und betriebsindividuelle Ziele setzen, die die Präferenzen des Betriebsleiters sowie die von Anwohnern oder Landschaftsnutzern widerspiegeln.

Im Gegensatz zur Umweltplanung müssen in die Ökobilanz - auch wenn sie auf Bundesebene stattfindet - alle skalenabhängigen Informationen und Bewertungen einfließen. Mit der Ökobilanz wird nicht angestrebt, wie dies eine Planung auf Bundesebene tun würde, nur die europäisch oder deutschlandweit bedeutsamen Arten und Biotope sowie deren Beziehungen zueinander zu erhalten respektive Beeinträchtigungen zu erfassen. Die Ökobilanz soll stattdessen die Summation der Wirkungen auf allen Skalenebenen darstellen. In der vorliegenden Arbeit müssen dementsprechend, obwohl sie sich auf eine Ökobilanz für Entscheidungen auf Bundesebene richtet, alle Skalen- und Wertebenen berücksichtigt werden.

Würde eine bundesweite Ökobilanz also bottom up unter Hinzuziehung von Informationen aus den Energiepflanzen anbauenden Betrieben aufgebaut werden können, und würden darüber hinaus noch die Wirkungen und Wertungen auf den höheren räumliche Ebenen einbezogen, würde dies eine fundierte Bewertung der betroffenen Schutzgüter in der Ökobilanz erlauben. Die Bewertung auf landschaftlicher Ebene und übergeordneten Ebenen wird auch durch die Summation aller Wirkungen auf Betriebs- oder Schlagebene nicht überflüssig, da auf Betriebsebene nicht alle Bezüge - wie z. B. ein regionaler Biotopverbund - abgebildet werden können (s. VON HAAREN et al. 2008b). Betriebesindividuelle Bewertungsmaßstäbe hingegen müssen nicht zwingend für die Ökobilanz relevant sein.

Vorgegebene Bewertungsstandards auf den Skalenebenen

Betrachtet man die Bewertungsgrundlagen auf den unterschiedlichen Skalenebenen im Zusammenhang, so fallen unterschiedliche Lücken hinsichtlich der US und der UQZ auf, die für eine Bewertung im Rahmen einer Ökobilanz auf Bundesebene relevant sind. So besteht einerseits ein Mangel an operationalisierten Standards für die Bewertung des Biotopverbunds unterhalb der Ebene des bundesweiten Biotopverbunds. Andererseits liegt für Deutschland keine in Form von UQZ räumlich konkretisierte Bewertung der Biotope, Artenvorkommen und Populationen aus Bundessicht vor. Lediglich fachliche Standards in Form von roten Listen sind verfügbar. Diese müssten noch auf den Raum angewendet werden. Des Weiteren fehlt es auf der regionalen Ebene an Angaben, welche Arten und Biotope von regionaler oder lokaler Bedeutung sind, also zwar ansonsten möglicherweise weit verbreitet, aber in der Region selten sind. Vorhandene Darstellungen in der Landschaftsplanung beruhen i.d.R. nicht auf einer regionalen Analyse der Seltenheit und Verbreitung. Auch die Erhaltung der regional bedeutsamen Bestände sollte für eine Ökobilanz auf Bundesebene relevant sein. Dem letztgenannten Missstand könnte in Bezug auf die Biotope durch eine flächendeckende quantitative Auswertung der Landschafts- und Landschaftsrahmenpläne begegnet werden. Diese scheitert der-

zeit nicht nur an der Datenverfügbarkeit, sondern auch daran, dass viele Pläne veraltet sind. Für die Arten ist die Informationssituation ebenfalls unvollständig. Ebenso steht die wissenschaftliche Entwicklung bezogen auf innerartliche Variationen noch am Anfang.

Schlussfolgerungen hinsichtlich Bewertungsmethoden

Die Methodenentwicklung für die Ökobilanz soll darauf abzielen, die Auswirkungen des Anbaus von Biokraftstoffen auf die biologische Vielfalt zu erfassen und zu bewerten. Die Vorbereitung politischer Entscheidungen auf Bundesebene durch die Ökobilanz muss dazu die summativen Wirkungen eines Energiepfades bzw. von direkten und indirekten Zielen für den Anteil bestimmter Energiepflanzen auf allen Betrachtungs- und Zielebenen mit einbeziehen. Die Methoden und Daten der Umweltplanung können prinzipiell gut dazu beitragen, die Wirkungen auf die Biodiversität in der Ökobilanz abzubilden. Dazu muss allerdings die ebenenspezifische Herangehensweise der Umweltplanung, die gleichzeitig auch eine Informationsabschichtung bewirkt, überwunden werden. Ferner ist es wichtig, dass die Betonung und transparente Aufbereitung der Bewertungsschritte in der Umweltplanung in die Ökobilanz übernommen werden kann. Nicht nur ist die wertbasierte Selektion der relevanten Informationen im Sachmodell wichtig für die Bewältigung von Komplexität. Auch ist der Schritt einer Bewertung der Umweltauswirkungen auf die Biodiversität in der Wirkungsabschätzung essentiell, da

a) ansonsten nicht zwischen erwünschten und unerwünschten Veränderungen unterschieden werden kann,

b) damit die Stärke der projizierten Wirkungen von neuen Nutzungseinflüssen unter Einbeziehung der Empfindlichkeit sowie des Wertes der betroffenen Schutzgüter berücksichtigt werden kann,

c) dem Raumbezug von Biodiversität Rechnung getragen werden kann: Empfindlichkeit und Wert sind beide nur raumbezogen ermittelbar, dabei addieren sich die Bewertungen auf den verschiedenen Skalenebenen (die mangelnde lokale Bedeutung eines Biotoptyps ändert nichts daran, dass dieser ggf. auf europäischer Ebene von Bedeutung ist).

Damit kann mit den Methoden der Umweltplanung prinzipiell eine Differenzierung der Methoden der Ökobilanz für den Themenbereich der Biodiversität erreicht werden.

Für die summative Bewertung wäre eine homogene Informationsgrundlage optimal, die über den Bestand sowie die räumliche Verteilung an Arten und Biotopen flächendeckend vorliegt und skalenbezogen bewertet ist. Dieses ist nicht der Fall. Die vorliegende Landschaftsplanung ist inhomogen; sie wird in den Bundesländern auf unterschiedlichen Planungsebenen und auf Bundesebene gar nicht durchgeführt. Für Informationen über den Status Quo der Nutzungseinflüsse gilt ähnliches. Bewertungsstandards (zur Differenzierung des Wertes der Arten und Biotopbestände) sind zwar teilwei-

se lückenhaft, bilden jedoch eine im Großen und Ganzen nutzbare Grundlage. Auch für die Bewertung des landwirtschaftlichen Einflusses existieren viele nutzbare Ansätze bezüglich Empfindlichkeit der Arten und Biotope, als auch Intensität der Belastungsfaktoren. Es gilt diese an spezifische Eigenschaften von Bioenergiepflanzen und ihrer Verbreitung anzupassen oder zu ergänzen. Insgesamt muss die Bewertungsmethode auf dem Stand des Wissens konzipiert, jedoch dann auf die vorhandenen Rauminformationen auf allen relevanten Skalenebenen - von der Schlagebene bis zur europäischen Ebene- eingestellt werden. Entscheidend für die Methodenentwicklung ist deshalb eine problem- und maßstabsbezogene Auswahl von Indikatoren für die Abbildung der Biodiversität und der Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus sowie eine skalenbezogene differenzierte Bewertung.

4 Bisherige Ansätze für die Wirkungskategorie Land Use in Ökobilanzen

Existierende Ökobilanzstudien und -methoden bieten erste Ansatzpunkte für die Berücksichtigung der Biodiversität in Ökobilanzen als Teil der Wirkungskategorie Land Use, an welche die Methodenentwicklung anknüpfen kann. Bezogen auf das Beispiel biogener Kraftstoffe wird im Folgenden zunächst der Diskussionsstand - speziell bezogen auf das Themenfeld Biokraftstoffe und energetisch nutzbare Biomasse - erörtert. Der Betrachtungsrahmen wird dann auf den Bereich Landwirtschaft sowie allgemein auf methodische Diskussionen zur Einschätzung der Wirkungskategorie Land Use erweitert (Abb. 3).

Abb. 3: Analyse von Ökobilanzen - schrittweise Erweiterung des Untersuchungsrahmens (URBAN et al. 2007)

4.1 Ökobilanzen im Bereich Biokraftstoffe und energetisch nutzbarer Biomasse

Obwohl es zum Thema Biokraftstoffe und energetisch nutzbare Biomasse eine Vielzahl von Studien gibt, versuchen nur wenige Beiträge Biodiversitätsaspekte in die Ökobilanzierung zu integrieren. Eine Studie des IFEU-Instituts (QUIRIN et al. 2004) vergleicht Veröffentlichungen zu Ökobilanzen von Biokraftstoffen. Im Vordergrund der ausgewerteten Publikationen stehen danach Energie- und Treibhausgasbilanzen, daneben gibt es Untersuchungen zu Versauerung, Eutrophierung, Fotosmog und Ozonabbau. Biodiversitätsaspekte werden lediglich unter der Überschrift „Forschungsbedarf“ erwähnt.

Die Umweltwirkungen Energieeinsparung, Treibhauseffekt, Versauerung, Nährstoffeintrag, Fotosmog, Ozonabbau und Humantoxizität werden in einer weiteren Studie des IFEU-Instituts (REINHARDT et al. 2006) zu BTL-Kraftstoffen untersucht. Auch hier wird Biodiversität nicht erwähnt.

Eine Studie aus der Schweiz (ZAH et al. 2007) zur Ökobilanzierung von Biokraftstoffen bezieht die Landnutzung unter Zuhilfenahme einer Methode von KOELLNER & SCHOLZ (2007, 2008) mit ein, mit der die Flächen- bzw. Landnutzungsanteile der eingesetzten Biomasserohstoffe berechnet und verglichen werden Für Biodiversität werden keine differenzierten Aussagen getroffen. Zudem ist diese Studie international nicht unumstritten. So weisen z. B. SCHARLEMANN & LAURANCE (2008) darauf hin, dass indirekte Effekte ausgeklammert werden und die vorgenommenen Aggregierungen sehr riskant seien. Auch in einer Untersuchung des Umweltbundesamtes zur nachhaltigen Flächennutzung durch nachwachsende Rohstoffe werden zwar verschiedene Szenarien der Nutzung mit dem Fokus Treibhauseffekt und Energieverbrauch verglichen (BRINGEZU et al. 2009b); eine fundierte Einbeziehung von Biodiversität fehlt jedoch.

Das BMU-Forschungsprojekt „Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse“ (FRITSCHE et al. 2004) stellt Bilanzen für unterschiedliche Szenarien auf, um erschließbare Biomassepotentiale unter verschiedenen Bedingungen auszuloten. Da durch den Bedarf an Anbauflächen für Energiepflanzen Flächenkonkurrenzen zwischen Naturschutz und Biomasseanbau entstehen können, steht in diesem Projekt die Abschätzung von Flächenansprüchen des Naturschutzes, die das Potential der nutzbaren Biomasse verringern könnten, im Mittelpunkt. Der Flächenbedarf des Naturschutzes wird dabei aufgrund gesetzlich oder naturschutzfachlich definierter Flächenziele des Naturschutzes, wie beispielsweise Flächenbedarfen nach § 3 BNatSchG für den Biotopverbund, abgeleitet. Je nach gewähltem Szenario werden die Flächenansprüche des Naturschutzes minimal (Szenario „Biomasse“) bis maximal (Szenario „Umwelt“) erfüllt. Ohne eine qualitative, inhaltliche Bewertung vorzunehmen, wird in diesem Projekt lediglich der quantitative Aspekt der Flächeninanspruchnahme betrachtet. Neben dieser Abschätzung von Flächenrestriktionen für den Naturschutz wird eine Risikomatrix entworfen, die eine erste qualitative Einschätzung des Risikos des

Biomasseanbaus für Natur und Landschaft zeigt. Aufgrund fehlender methodischer Grundlagen einer solchen naturschutzfachlichen Beurteilung wird eine Einordnung in einer Ordinalskala in den Stufen A bis E (geringes bis hohes Risiko für Natur und Landschaft) aufgrund einer Expertenumfrage vorgenommen. Dadurch gelingt eine erste allgemeine Einschätzung von Risiken des Biomasseanbaus für Natur und Landschaft.

Weitergehende Ansätze finden sich bei KALTSCHMITT & REINHARDT (1997), die sich bereits früher mit der ökologischen Bilanzierung von nachwachsenden Energieträgern beschäftigt haben (s. auch REINHARDT & ZEMANEK 2000 sowie HARTMANN & KALTSCHMITT 2002). Ziel der Untersuchung von KALTSCHMITT & REINHARDT (1997) war es, den Lebensweg von Bioenergieträgern anhand unterschiedlicher ökologischer Parameter unter jeweils gleichen bilanztechnischen Rahmenbedingungen zu analysieren. Ausgehend von dem festgestellten methodischen Defizit zur Bewertung von Auswirkungen auf die Biodiversität im Rahmen von Ökobilanzen haben sie in ihrer Studie neben ihrem Schwerpunkt eines allgemeinen Lebenswegevergleichs der Bioenergieträger, einen ersten Versuch der Bilanzierung von Biodiversität als methodische Neuentwicklung unternommen. Dafür wird jeweils der Anbau von Energiepflanzen mit dem Referenzsystem Brache verglichen. Die Artenvielfalt wird mit Hilfe von Indikatorgruppen dargestellt und deren Empfindlichkeit gegenüber bestimmten Wirkfaktoren auf der Grundlage von Literaturauswertungen charakterisiert. Die potenzielle Wirkung des Energieträgeranbaus wird aus der Verschneidung der im Rahmen der Nutzungsänderung auftretenden Wirkfaktoren mit der Empfindlichkeit der Indikatorgruppen abgeleitet. Der skizzierte Ansatz führt zu einer ersten Übersicht der potenziellen Wirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Biodiversität im Rahmen einer Ökobilanz. Dieser pauschale Ansatz kann regionale Gegebenheiten der Landschaftsausstattung allerdings nicht berücksichtigen, sondern nur grundsätzliche Anregungen aus Sicht des Arten- und Biotopschutzes geben. Es wird die Notwendigkeit betont, die wissenschaftlichen Grundlagen für standortabhängige Betrachtungen zu verbessern, da abschließende Bewertungen nicht ausschließlich auf der Basis standortunabhängiger Betrachtungen erfolgen können (KALTSCHMITT & REINHARDT 1997).

Die Studie „Assessing Biofuels“ der UNEP gibt einen Überblick über den aktuellen Forschungsstand (BRINGEZU et al. 2009a). In der untersuchten repräsentativen Auswahl von Biofuel-Ökobilanzen (LCA) wurde neben Wirkungen wie Versauerung und Eutrophierung vor allem durchgängig die Wirkung auf die Biodiversität vernachlässigt. Es wird postuliert, dass die Ökobilanz aufgrund der Interaktionen im Raum und der raumspezifischen Wirkungen um räumliche Parameter und andere Umweltbewertungstools erweitert werden solle. In Bezug auf die Möglichkeit, Biodiversität in Ökobilanzen aufzunehmen, verweist die Studie in erster Linie auf einen Beitrag von SALA et al. (2009) im International SCOPE Biofuels Project. Danach ist der Habitatverlust die wichtigste Ursache für den Verlust an biologischer Vielfalt. Weitere wichtige Ursachen sind der Einsatz von

Düngern und Pestiziden. Vorhersagen und Bewertungen für den Verlust an Biodiversität sind skalen- und regionsabhängig (SALA et al. 2000). Allerdings geben SALA et al. (2009) keine Hinweise dafür, wie ihre Anregungen methodisch in die Ökobilanz integriert werden könnten.

Neben der Feststellung von Forschungsbedarf liefern einige Studien erste Ansätze zur Thematik. Die Aussagen bleiben jedoch sehr allgemein und unterscheiden sich erheblich von der Aussageschärfe bei anderen Wirkungskategorien der Ökobilanz, wie z. B. Treibhauseffekt oder Versauerung.

4.2 Ökobilanzen im Bereich Landwirtschaft

In den letzten Jahren sind einige Veröffentlichungen zur Anwendung der Ökobilanzmethode in der Landwirtschaft erschienen, die sich u. a. mit speziellen Fragen der Arten- und Biotopvielfalt in diesem Bereich beschäftigen. Dabei lassen sich grundsätzlich zwei verschiedene Konzepte unterscheiden. Zum einen gibt es Vorschläge, räumlich-konkrete Flächenuntersuchungen in Ökobilanzen einzuführen (die Ökobilanz als betriebliches Bewertungsverfahren); zum anderen wurden Vorgehensweisen entwickelt, die räumlich übergreifende Bewertungen ermöglichen können.
Ausführlich beschäftigt sich GEIER (1999) mit der Anwendung von Ökobilanzen in der Landwirtschaft. Nach der Herausarbeitung von Besonderheiten der Landwirtschaft in der Umweltbewertung (vor allem Höhe und Qualität der Flächenbeanspruchung) schlägt er eine Reihe von Änderungen in der Ökobilanz-Methodik vor, die diesen Besonderheiten Rechnung tragen sollen. Als wesentliche Punkte hebt GEIER (1999) den Einbezug der Arten- und Biotopvielfalt in die Ökobilanz und die Problematik des Ortsbezugs hervor. Er unterscheidet zwischen nicht-qualitativen Wirkungen (Treibhauseffekt, Versauerung), die keinem bestimmten Ort zugeordnet werden, und qualitativen Wirkungen (Arten- und Biotopvielfalt, Tiergerechtigkeit) mit Standortbezug. Im Ergebnis schlägt GEIER (1999) eine Trennung der genannten Umweltwirkungen in der Ökobilanz vor. Nicht-qualitative Umweltwirkungen sind wie bisher zu berücksichtigen, qualitative Umweltwirkungen sollen auf die konkrete Fläche bezogen erfasst werden. In der Konsequenz wäre ein Einbezug der Biodiversität in die Ökobilanz nur möglich, wenn ein konkreter Ort bewertet werden soll, dessen spezifische Standortqualitäten dann untersucht werden können.

In eine ähnliche Richtung geht die von WETTERICH & HAAS (2000) vorgestellte Ökobilanz von 18 Allgäuer Grünlandbetrieben. Die Biotop- und Artenvielfalt wird als Kategorie in die Ökobilanz aufgenommen und durch konkrete Kartierungen mit anschließender Bewertung einbezogen.

Beide beschriebenen Ansätze benennen für die Bewertung der Arten- und Biotopvielfalt in Ökobilanzen konkrete Standorte, die auf ihre besonderen Eigenschaften hin untersucht und bewertet werden können. Diese Vorgehensweise hat den Vorteil, dass die

etablierten naturschutzfachlichen Bewertungsmethoden anwendbar werden. Die besondere Eigenart der Ökobilanz, räumlich übergreifende und vergleichende Aussagen über die Umweltwirkungen von verschiedenen Produkten machen zu können, geht jedoch verloren. Im Rahmen der vorgestellten Konzepte würde zunächst eine generelle Ökobilanz zum Vergleich verschiedener Biokraftstoffe ohne Biodiversitätsaspekte erfolgen müssen. Erst in einem später erfolgenden Schritt, der bereits die Kenntnis konkreter Anbaustandorte der Energiepflanzen voraussetzt, könnte eine Beurteilung hinsichtlich der Arten- und Biotopvielfalt erfolgen.

BRENTRUP et al. (2002) schlagen vor, den Grad von Umweltschäden, die verschiedene Landnutzungstypen verursachen, anhand von Hemerobiestufen abzuschätzen, die das Ausmaß des menschlichen Einflusses erfassen. Dabei werden für Ackernutzungen elf Untertypen vom Reisfeld bis zum Olivenhain unterschieden und mit einem bestimmten Hemerobiefaktor belegt. Die ursprüngliche Idee, das Hemerobiekonzept in Ökobilanzen zu verwenden, geht auf KLÖPFFER & RENNER (1994) zurück. In der Methode des Umweltbundesamtes zur Wirkungsabschätzung (SCHMITZ & PAULINI 1999) wird dieses Vorgehen genutzt, um übergreifende Aussagen zu ermöglichen. Da jedoch bei Ackerland lediglich eine Unterteilung in intensive oder extensive Bewirtschaftung vorgenommen wird, ist das Konzept in der vorliegenden Form für eine Anwendung zum Vergleich von Biokraftstoffen nicht geeignet zumal hier eine differenziertere Einteilung unerlässlich ist. Zudem wird mit der Hemerobie nur die Naturnähe als eines der beiden Hauptkriterien der Bewertung von den Funktionen der Landschaft für die Biodiversität abgebildet. Das Kriterium Seltenheit/Gefährdung bleibt unberücksichtigt.

Einen neuen Weg beschreiten MÜLLER-WENK et al. (2004) in ihrer Studie „Landnutzung in potenziellen Fließgewässerauen – Artengefährdung und Ökobilanzen“ für das Bundesamt für Umwelt, Wald und Luft (BUWAL) der Schweiz. Auf der Grundlage von hochgerechneten Stichprobenresultaten werden quantitative Aussagen über Artenrückgänge in der Ökobilanz getroffen werden. Die ermittelten Werte sind dabei ohne genaue Flächenzuordnung für die ganze Schweiz gültig.

Die Studie „Ökobilanzierung von Anbausystemen im Schweizerischen Acker- und Futterbau“ der Forschungsanstalt Agroscope FAL Reckenholz (NEMECEK et al. 2005) beschäftigt sich ausführlich mit Bilanzierungen in der Landwirtschaft. Angewendet wurde die Methode SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) der genannten Institution mit den üblichen Wirkungskategorien der Ökobilanz. Die Untersuchungen wurden anhand zweier Anbauversuche in der Schweiz sowie von Modellkulturen im Acker- und Futterbau durchgeführt. Dafür wurden 18 Ackerkulturen anhand von Statistiken und Befragungen abgeleitet (Winterweizen, Sommerweizen, Winterroggen, Wintergerste, Sommergerste, Winterraps, Sonnenblumen, Kartoffeln/früh, Kartoffeln/Lager, Silomais, Körnermais, Zuckerrüben, Futterrüben, Eiweißerbsen, Soja, Ackerbohnen, Karotten und Kohl). Diese Kulturen wurden jeweils nach Landbauform (konventionell, integriert, biolo-

gisch), Intensität des Pflanzenschutzes (intensiv und extensiv) und Produktionsregion (Tal, Hügel, Berg) unterschieden. Die Bilanzierungsergebnisse wurden unter Verwendung der Datenbank ecoinvent (www.ecoinvent.ch) errechnet. Der in der Schweiz verwendete methodische Ansatz wurde als eine Grundlage für den hier vorgestellten Ansatz berücksichtigt.

Von Interesse ist zudem die innerhalb der vorgestellten Studie neu entwickelte Methode, die auch Abschätzungen der potenziellen Wirkung der landwirtschaftlichen Produktion auf die Biodiversität erlauben soll. Dafür wurden elf Indikator-Artengruppen definiert (Segetalflora, Graslandflora, Vögel, Kleinsäuger, Amphibien, Mollusken, Spinnen, Laufkäfer, Tagfalter, Bienen und Heuschrecken). Es wird sowohl die gesamte Artenvielfalt als auch das Vorkommen von seltenen Arten für den Biotoptyp bewertet. Dazu werden die typischen Bewirtschaftungsweisen der Habitate aufgelistet und für jede Indikatorartengruppe in den Stufen 0 bis 5 bewertet. Aus der Bewertung aller landwirtschaftlichen Aktivitäten wird für jeden Habitattyp ein Mittelwert gebildet und so eine bestimmte Anzahl an Biodiversitätspunkten vergeben. Dadurch sollen die Wirkungen landwirtschaftlicher Aktivitäten auf die Biodiversität quantitativ im gleichen Bewertungskontext wie die üblichen Wirkungskategorien in einer Ökobilanz abgeschätzt werden. Für die Einschätzung der von der Energiepflanzenerzeugung ausgehenden Umwelteinflüsse (Pressure) können Elemente dieses Ansatzes verwendet werden. Der auf die Betriebsebene zugeschnittene Datenbedarf entspricht jedoch nicht den Datenbedingungen auf Bundesebene. Außerdem wird der Biotop als Teil der Biodiversität vielleicht etwas zu stark ausschließlich über die Artenvorkommen bewertet.

4.3 Methodendiskussionen zur Wirkungskategorie Land Use

Als geeignete Wirkungskategorie für die Bewertung von Landnutzungen in Ökobilanzen wird weitgehend übereinstimmend die Kategorie „Land Use“ bzw. „Naturraumbeanspruchung“ genannt. Diese Wirkungskategorie ist besonders relevant für die Ökobilanz von nachwachsenden Rohstoffen, da bei deren Anbau die Flächenauswirkungen regelmäßig eine große Rolle spielen (SCHWEINLE 2007). Neben der direkten Flächenbeanspruchung soll sie die Wirkbereiche Naturschutz, Artenvielfalt, Bodenschutz und Erosion abdecken. Die stoffstromorientierte Herangehensweise vieler Studien führt bisher allerdings meist zu einer reinen Flächenbilanzierung, in der Räume über ihre Grundfläche austauschbar sind (KARAFYLLIS 2000). Grundsätzlich sollten potenzielle Schäden berücksichtigt werden, die über die toxischen Effekte von Emissionen hinausgehen, denn diese sind Gegenstand der Wirkungskategorien Ökotoxikologie, Versauerung und Eutrophierung (KLÖPFFER et al. 2001). Allerdings gibt es für diese Wirkungskategorie noch keine anerkannte Methodik; es wird auf die verschiedenen Diskussionsbeiträge in der Literatur verwiesen (GUINEÉ et al. 2002, UDO DE HAES et al. 2002, JCR 2009).

Auf internationaler Ebene ist in diesem Zusammenhang in den letzten Jahren eine zunehmende Anzahl von Veröffentlichungen zu verzeichnen, die sich mit der Integration von Land Use als Wirkungskategorie in Ökobilanzen befassen. Dabei geht es neben Aspekten wie Bodenfruchtbarkeit oder Erosion auch um Auswirkungen der Landnutzungen auf die Biodiversität. Bedeutsame Punkte für die neue Methodenentwicklung der einschlägigen Publikationen werden nachfolgend zusammengefasst.

Wichtige Akteure bei den Entwicklungen international anerkannter Methoden der Ökobilanzierung sind die SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry), die u. a. die „Guidelines for Life-Cycle Assessment: A Code of Practice“ veröffentlichte (CONSOLI et al. 1993), und die Vertreter des UNEP (United Nations Environment Programme). Eine Arbeitsgruppe der UNEP-SETAC Life Cycle Initiative bemüht sich um die Integration der Wirkungskategorie Land Use. Eine gemeinsame Festlegung, wie diese Kategorie in der Ökobilanz zu behandeln ist, liegt jedoch noch nicht vor. MÜLLER-WENK fasste 2005 als Mitglied der Arbeitsgruppe den Stand der Forschung von SETAC zusammen. Generell ist danach die Betrachtung von Land Use auf zwei verschiedenen Stufen möglich: Zum einen könnten die Nutzungsarten (Land Use types) als Ganzes berücksichtigt werden, zum anderen könnten Einzelaktivitäten der Nutzungen - wie z. B. Pflügen und Bewässern - (elementary activities of Land Use) aufgeführt werden. Abschließende Listen liegen für beide Ebenen bisher nicht vor. Ein zentrales Element für die Bewertung ist weiterhin die Unterscheidung von Okkupation bzw. Transformation von Land. Im ersten Fall wird lediglich die Belegung der Flächen mit einer bestimmten Nutzung für einen bestimmten Zeitraum betrachtet, während im zweiten Fall die vorgeschaltete Veränderung von Flächen für bestimmte Nutzungen (Landnutzungswandel), z. B. durch Trockenlegung, im Mittelpunkt steht. Mit Hilfe von Satellitendaten könnte zudem eine grobe Differenzierung nach geografischen Regionen vorgenommen werden, um schließlich zu einer quantitativen Beurteilung der Reduktion von Biodiversität durch die betrachtete Nutzung zu kommen. Die entscheidenden Aspekte sind die Flächeninanspruchnahme selbst und die Qualität der Landnutzungen (COWELL et al. 1999).

Im Januar 2007 erschien ein Themenheft „Land Use“ des International Journal of Life Cycle Assessment, das sich ausführlich dem Thema widmet. Der zentrale Artikel der Arbeitsgruppe „Land Use“ der UNEP-SETAC Life Cycle Initiative (MILÀ I CANALS et al. 2007a) versucht zumindest einen grundsätzlichen Rahmen für eine derartige Methodik zur Bewertung der Biodiversität in Ökobilanzen vorzuschlagen. In diesem Ansatz werden ebenfalls die bereits erwähnten Prozesse der Okkupation und Transformation (elementary flows oder interventions), die in die Sachbilanz einfließen sollen, unterschieden. Okkupation wird in ha/a und Transformation in ha gemessen.

Neben diesen Werten benötigt die Sachbilanz eine quantitative Beschreibung dieser Prozesse, um die Landqualität vor, während und nach der Landnutzung quantifizieren und mit einer Referenzsituation vergleichen zu können. Abb. 4 zeigt die genannten As-

pekte im Zusammenhang. Die Ereignisse werden im zeitlichen Verlauf dargestellt. In der Zeit vor t_0 hat die Landqualität einen bestimmten historischen Wert Q_{his}. Zum Zeitpunkt t_0 findet der Transformationsprozess (z. B. Grünlandumbruch) statt und die Landqualität verändert sich schlagartig auf $Q_{0,}$ die nicht zwangsläufig, wie in der Abbildung vereinfachend angenommen, schlechter sein muss als der Anfangswert. Im Zeitraum von $t_0$bis t_{fin} wird das Land für die betrachtete Nutzung okkupiert und die Landqualität entwickelt sich unter dem neuen Gebrauch von Q_0 zu Q_{fin}, wobei hier ebenfalls nicht zwangsläufig eine Verschlechterung eintreten muss. Nach Ende der Nutzung wird im Zeitbereich von t_{fin} bis t_{rel} eine natürliche Erholungsphase ohne menschliche Einwirkungen angenommen, in der sich die Flächenqualität von Q_{fin} auf Q_{rel} verändert. Nach dem Zeitpunkt t_{rel} wird eine stabile neue Landqualität angenommen, die sich von der Ausgangsqualität unterscheidet. Des Weiteren wird für die Phase nach dem betrachteten Gebrauch auch die Möglichkeit einer kontinuierlichen Landnutzung besprochen. Außerdem wird das Problem einer geeigneten Referenzsituation aufgezeigt und eine dynamische Referenzsituation vorgeschlagen, die je nach Zweck der Ökobilanz eine natürliche Erholung oder eine Alternativnutzung sein kann. Für die Beurteilung von Biodiversitätsveränderungen durch Energiepflanzenanbau ist der Ansatz bezogen auf die Einbeziehung von zeitlichen Aspekten interessant. Er greift insgesamt jedoch zu kurz, da eine Landnutzungsveränderung an sich noch keine relevanten Biodiversitätsveränderungen nach sich ziehen muss.

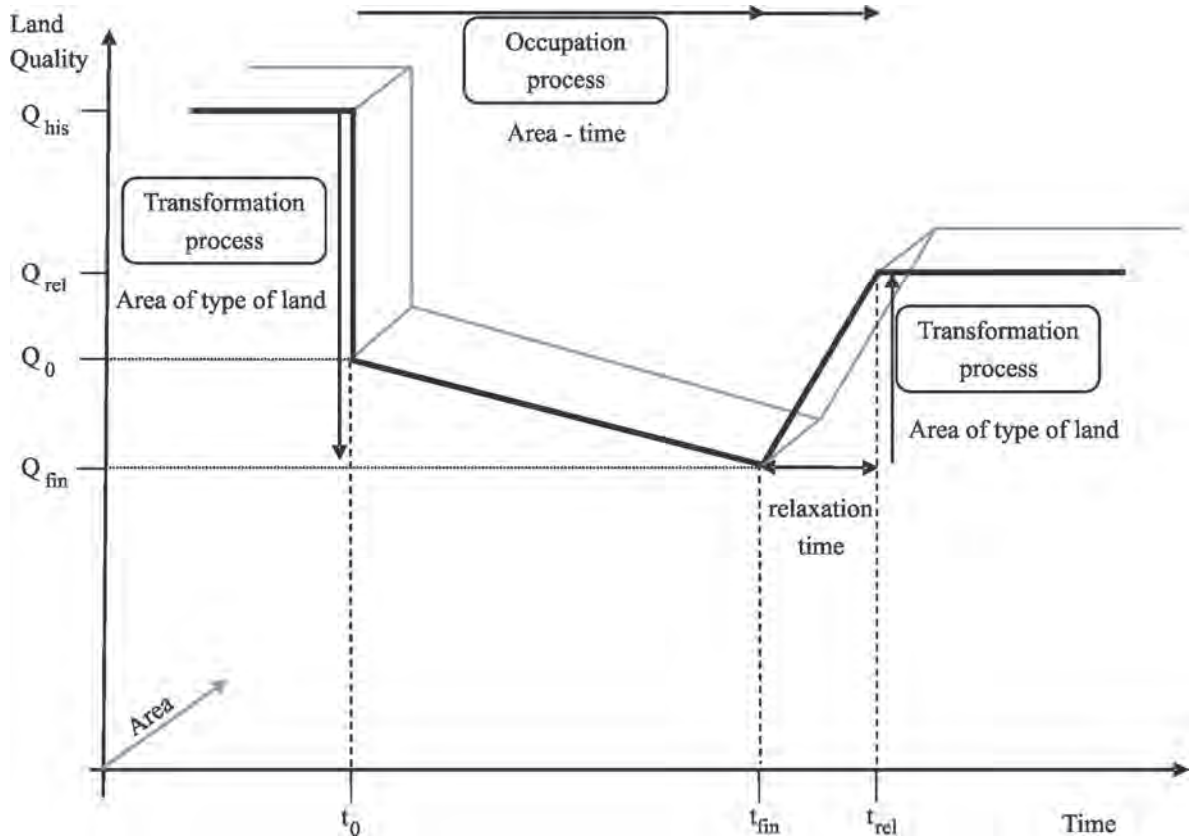


Abb. 4: Entwicklung der Landqualität bei Veränderungen durch Transformation und Okkupation (LINDEJER et al. 2002; verändert von MILÀ I CANALS et al. 2007a)

Eine sehr ausführliche Arbeit von GUINEÉ et al. (2006) beschäftigt sich mit „Life cycle approaches for Conservation Agriculture". Die Autoren beschreiben darin die einzelnen Phasen einer Ökobilanz aus einem agrarspezifischen Blickwinkel. Als funktionelle Einheit, auf die sich Vergleichssysteme beziehen könnten, wird 1 kg der getrockneten Ernte genannt. Geeignete Prozesse können die bereits dargestellten Transformationen und Okkupationen sein. Für Feldfrüchte wie Weizen und Mais werden relevante Parameter für die Sachbilanz in Flussdiagrammen qualitativ dargestellt. Im Ergebnis wird auch hier auf mangelnde Methoden für Biodiversität und Datenmangel hingewiesen.

KOELLNER (2003, 2002, 2000) hat am Beispiel der Schweiz Schadenspotentiale für Landnutzungsklassen bestimmt, die auf einer möglichen Verringerung der Artenvielfalt beruhen. Die daraus abgeleiteten methodischen Empfehlungen sind in den Eco-Indicator 99 eingeflossen (GOEDKOOP & SPRIENSMA 2001). Danach wird als einziges Sachbilanzmerkmal der reine Flächenbedarf pro funktioneller Einheit erhoben (weiter zum Eco-Indicator 99 Kap. 5.3).

Eine im Jahr 2008 eingerichtete Arbeitsgruppe des UNEP entwickelt auf dieser Basis Charakterisierungsfaktoren für alle Landnutzungsauswirkungen. Als Ziel der Arbeitsgruppe um Koellner sollen weltweit alle Landnutzungen in der Einteilung von Corine Land Cover mit jeweils charakteristischen Artenzahlen von Gefäßpflanzen der jeweiligen biogeografischen Region belegt werden. Die daraus entwickelten Faktoren für verschiedene Flächentypen sollen dann in den typischen Datenbanken von Basisdatensätzen zur Ökobilanzierung Verwendung finden (LIFE CYCLE INITIATIVE 2010).

Als alleiniger Maßstab für die Bewertung von Biodiversitätsänderungen ist die Artenzahl jedoch nur sehr bedingt geeignet. Untersuchungen belegen, dass eine Florennivellierung bei Rückgang indigener Arten und Zunahme von Neophyten und Generalisten feststellbar ist (KRETSCHMER et al. 1997), so dass eine reine Artenzahl wenig Aussagekraft über die Qualität der biologischen Vielfalt hat. Nach JULIUS (2005) sind verallgemeinerte, bundesweite Ziel- oder Grenzwerte für Artenzahlen weder angemessen noch praktikabel.

Darüber hinaus geht es bei Koellner nicht um landwirtschaftliche Nutzungen, sondern ganz allgemein um Flächennutzungen. Unterschiede zwischen verschiedenen Feldfrüchten werden nicht erfasst. Außerdem werden die für Biodiversitätsbewertungen wichtigen räumlichen Ebenen der Landschaft und der Umgebung der Flächen bei dem Vorgehen nicht berücksichtigt. Die Grundidee ist mit der Bewertung anderer Wirkungskategorien vergleichbar. So werden zur Beurteilung des Treibhauseffektes die verschiedenen Gase mit jeweiligen Faktorwerten zu CO_2-Äquivalenten multipliziert, die das Treibhauspotential für jedes Treibhausgas relativ zu CO_2 repräsentieren. Insofern liegt es nahe, die Flächengröße mit einem Faktor zu multiplizieren, um Biodiversitätsäqui-

valente bzw. Landnutzungsäquivalente zu berechnen. Ein solches Vorgehen kann dem komplexen Thema Biodiversität jedoch nicht gerecht werden.

Die Situation für die Wirkungskategorie Land Use wird in der Literatur weitgehend übereinstimmend als sehr unbefriedigend wahrgenommen. Viele Aspekte werden kontrovers diskutiert. Schon die grundsätzliche Einschätzung, ob Auswirkungen auf Landnutzungen überhaupt mit Hilfe von Ökobilanzen beurteilbar sind, ist nicht unumstritten. GUINEÉ et al. (2006) unterscheiden allgemein drei Typen von Auswirkungen: Solche, die im traditionellen Rahmen der Ökobilanzen prüfbar sind, Auswirkungen, die Spezialmethoden einer landwirtschaftlichen Ökobilanz bedürfen sowie Auswirkungen, die im Rahmen von Ökobilanzen nicht prüfbar sind. Es fehlt indes eine Differenzierung, welche Auswirkungen zu welcher Kategorie gehören sollen. UDO DE HAES (2006) betont die spezielle Struktur von Ökobilanzen, die integrierbaren Aspekten klare Grenzen setzt. Insbesondere bezweifelt er, dass einmalige Ereignisse ohne flow-character – wie z. B. Transformationen - Produkten zugerechnet werden können. Er hält es nicht für sinnvoll, nicht passende Gesichtspunkte mathematisch in den Ökobilanzrahmen zu zwingen. Indessen betonen MILÀ I CANALS et al. (2007b) in diesem Zusammenhang die klare Notwendigkeit, auch biotische Prozesse in Ökobilanzen zu integrieren, da sonst viele Produkte lückenhaft und somit eigentlich gar nicht mit Ökobilanzen vergleichbar sind. Als Beispiel wird der Produktvergleich von Baumwollhemden mit synthetisch hergestellten Hemden angeführt. Würden die Folgen der Baumwollproduktion nicht berücksichtigt, wäre ein Vergleich der Produkte völlig verfälscht. Die Autoren gehen weiterhin davon aus, dass auch einmalige, vorbereitende Prozesse bilanziert werden können. Dies werde bei anderen Produktionsprozessen (z. B. Metall) nicht bezweifelt. MILÀ I CANALS et al. (2007b) sehen aber auch die Grenzen der Ökobilanz und erwähnen, dass andere Methoden Landnutzungen differenzierter analysieren können. Jedoch würden nur mit der Ökobilanz umfassende Lebenszyklusbetrachtungen als Unterstützung für komplexe Entscheidungen durchgeführt und da dürften die Auswirkungen der Landnutzung nicht fehlen.

Völlig offen ist das Problem geeigneter Indikatoren für Landnutzungen im Allgemeinen und für Auswirkungen auf die Arten- und Biotopvielfalt im Speziellen. Als Indikatoren im Bereich Biodiversität werden z. B. die Vollständigkeit von Artenvorkommen und Umweltfunktionen innerhalb bestimmter Ökosysteme (MILÀ I CANALS et al. 2006) oder das Vorkommen von Schlüssel- oder Rote-Liste-Arten (MILÀ I CANALS et al. 2007a) diskutiert.

Die Frage, ob eine biogeografische Differenzierung in Ökobilanzen möglich ist, wird einerseits mit dem Argument verneint, dass Ökobilanzen generell raumunabhängig seien und für alle Regionen der Welt gelten müssten (UDO DE HAES 2006). Regionsspezifische Werte seien in der Ökobilanz nicht verarbeitbar. Andererseits halten MILÀ I CANALS et al. (2007a: 12) dem entgegen: „There is a growing body of evidence that the site-dependency of environmental impacts needs to be incorporated in the normal LCA practice if we are to provide meaningful results". Eine Möglichkeit dazu bestünde darin, Ver-

änderungen zu georeferenzieren und mit globalen Karten (Klima, Vegetation, Boden) zu verbinden. Von denselben Autoren wird an anderer Stelle darauf hingewiesen, dass auch in weiteren Wirkungskategorien bereits raumabhängige Charakterisierungsfaktoren benutzt werden. So wurde z. B. für SO_2-Emissionen zwischen Nord- und Südschweden differenziert (MILÀ I CANALS et al. 2007b). KOELLNER & SCHOLZ (2007) schlagen vor zwischen zwei verschiedenen Typen von Entscheidungen zu differenzieren: Bei der Nutzung von räumlich bekannten Flächen gäbe es bewährte Methoden, wie z. B. die UVP, die benutzt werden könnten. Seien dagegen Entscheidungen wie z. B. in der Nahrungsmittelindustrie zu treffen, bei denen keine Rauminformationen vorlägen, müsse eine Ökobilanz mit einer raumunabhängigen Prüfung von Auswirkungen der Landnutzung erfolgen. Die Diskussion um räumliche Differenzierungen in Ökobilanzen wird auf grundsätzlicher Ebene fast von den Anfängen dieses Instruments an geführt (POTTING & HAUSCHILD 2006). So wird seit Jahren darüber diskutiert, dass für ortsabhängige Parameter wie Biodiversität eine örtlich differenzierte Analyse in die Ökobilanz einfließen müsste und dafür GIS-Anwendungen geeignet sein könnten (COWELL et al. 1999). Bisher ist dafür jedoch kein Weg gefunden worden und es ist keine Methode verfügbar. MILÀ I CANALS (2003) beleuchtet in seiner Dissertation den Weg zur „agricultural LCA“ und betont, dass die Zusammenhänge zur Ortsabhängigkeit bisher noch nicht richtig verstanden seien. Durch die Diskussionen um die Nutzung von Biomasse wird das Erfordernis nach regional differenzierten Ökobilanzen besonders deutlich (FEIFEL et al. 2010).

Zusammenfassend lässt sich mit KLÖPFFER & GRAHL (2009: 250) vereinfacht feststellen: „Das wichtigste Resultat dieser auf hohem Niveau geführten Debatte ist es wohl, dass noch viel Forschung und Erfahrung in Ökobilanzen nötig sein werden, bis diese wichtige Kategorie umfassend und praktikabel in die Wirkungsabschätzung eingegliedert sein wird“.

Festgehalten werden kann, dass es einige erfolgversprechende Ansätze gibt (MILÀ I CANALS et al. 2007a, GUINEÉ et al. 2006, KOELLNER 2003), aber keine differenzierte Methode, mit deren Hilfe insbesondere unterschiedliche Biokraftstoffe hinsichtlich ihrer Wirkungen auf die Biodiversität in Ökobilanzen befriedigend bilanziert werden können. Eine Aussage, wie verschiedene Varianten des Ausbaus von Energiepflanzen für biogene Kraftstoffe hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Biodiversität zu beurteilen sind, ist mit den bestehenden Methoden im Rahmen von Ökobilanzen derzeit nicht möglich.

Von der skizzierten Diskussion ist die Debatte unter dem Stichwort „Landnutzungsänderungen“ oder „Land Use Changes“ zu unterscheiden, die Auswirkungen dieser Änderungen durch den Anbau für Biokraftstoffe erörtert. Es geht bei dieser Debatte jedoch meist nicht um die Wirkungen auf die biologische Vielfalt, sondern um die Auswirkungen der verschiedenen Landnutzungen auf den Treibhauseffekt (KLØVERPRIS et al. 2008).

5 Anforderungen an die Methodenentwicklung aus den Arbeitsschritten der Ökobilanz

5.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Als erster Arbeitsschritt der Ökobilanz sind Ziel und Untersuchungsrahmen eindeutig festzulegen und auf die beabsichtigte Anwendung abzustimmen. Übliches Ziel bei Ökobilanzen von Bioenergieträgern ist es, unter jeweils gleichen bilanztechnischen Rahmenbedingungen die Produkte auf der Basis von Lebenswegvergleichen untereinander oder mit dem erschöpflichen Energieträger unter ökologischen Gesichtspunkten zu vergleichen (KALTSCHMITT & REINHARDT 1997).

Ziel der zu entwickelnden Methode ist es, in diesem Rahmen die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt einzubeziehen (Themeneingrenzung wie in Kap. 2.1 beschrieben). Anwendungen könnten darin bestehen, Beiträge für bundesweite Entscheidungen über die Förderwürdigkeit von Biokraftstoffen oder auch über Mengenziele für den Anteil des Energieträgers Biokraftstoffe am Gesamtenergieverbrauch zu liefern. Demgemäß muss die zu entwickelnde Methodik für diese Ziele einsatzfähig sein; sie muss bundesweite Vergleiche erlauben. Für kleinräumige Beurteilungen auf lokaler Ebene oder Betriebsebene soll die Methodik dagegen nicht eingesetzt werden.

Bei der *Festlegung des Untersuchungsrahmens* müssen verschiedene Punkte berücksichtigt und eindeutig beschrieben werden: Die funktionelle Einheit, das zu untersuchende Produktsystem, Systemgrenzen, Allokationsverfahren, Methoden zur Wirkungsabschätzung und Auswertung usw. Die *funktionelle Einheit* legt die Quantifizierung der betrachteten Funktionen (im Sinne von Zwecken oder Einsatzbereichen) fest (Kap. 3.1). Übliche Bezugsgrößen bei landwirtschaftlichen Produkten sind die Erträge in Kilogramm der getrockneten Ernte pro Flächeneinheit oder ein Hektar landwirtschaftliche Fläche. Hinsichtlich der hier betrachteten Fragestellung, welche Umweltbelastung mit dem Einsatz verschiedener Biokraftstoffe verbunden ist, wäre z. B. auch die Transportleistung in Personenkilometern (bei mittlerem Kraftstoffverbrauch) pro Hektar Anbaufläche pro Jahr eine geeignete funktionelle Einheit. Zur Methodenentwicklung wird im Folgenden jedoch ein Hektar landwirtschaftliche Fläche als funktionelle Einheit gewählt, da alle anderen verwendeten Einheiten im landwirtschaftlichen Bereich leicht darauf umrechenbar sind.

Das zu untersuchende *Produktionssystem* ist festzulegen und in Prozessmodule zu unterteilen, für die jeweils In- und Outputdaten erhoben werden. Eine Beschreibung von Lebenswegen für nachwachsende Energieträger, auf die in Ökobilanzen zurückgegriffen werden kann, findet sich beispielsweise bei KALTSCHMITT & REINHARDT (1997). Dabei werden die Lebenswegabschnitte Pflanzenproduktion, Bereitstellung und Nutzung unterschieden. Ein Beispiel wäre der Lebensweg „Winterweizen-Ganzpflanze“ für den Vergleich von Wärmebereitstellungen in einem Heizkraftwerk durch verschiedene Energie-

träger. Für alle Lebenswegschritte werden typische Daten zusammengestellt, die in die Bilanzierung einfließen. Dazu gehören beispielsweise verschiedene Arbeitsgänge in der Pflanzenproduktion, ein durchschnittliches Ertragsniveau, ein typischer LKW beim Transport usw. Alle Daten zusammen bilden die Sachbilanz für das betrachtete Produktionssystem.

Für die hier zu untersuchende Frage (Auswirkungen der Anbauphase für den Biokraftstoff auf die biologische Vielfalt) wird nur der Lebenswegabschnitt Biomasseproduktion betrachtet. Alle weiteren Phasen, wie z. B. die Nutzung der Energiepflanzen, bleiben ausgeblendet. Dementsprechend sind nur für die Biodiversität relevante Parameter der landwirtschaftlichen Produktion zu ermitteln. Um den erwähnten notwendigen Raumbezug für die Biodiversitätsbewertung zu integrieren, sollen dafür räumlich differenzierte Modellkulturen mit statistischen Werten zusammengestellt werden. Weiterhin ist die Definition eines geeigneten Referenzsystems von Bedeutung, um aufzudecken, welcher Anteil von Umweltwirkungen überhaupt dem Produkt zuzuordnen ist. Als Referenzsystem wird dabei eine mögliche alternative Flächenbelegung bezeichnet (JUNGK & REINHARDT 2000). Im vorliegenden Fall wird der Ist-Zustand der Landnutzungen als *Referenzsystem* gewählt; die Veränderungen durch den Energiepflanzenanbau können diesem dann im Vergleich zugerechnet werden.

Unter *Systemgrenzen* verstehen die DIN-Normen 14040, 14044 einen Satz von Kriterien zur Festlegung, welche Prozessmodule Teil eines Produktionssystems sind, die bei der Modellierung des Lebensweges berechnet werden. Weiterhin sind die *geografischen Grenzen* zu bestimmen (NETZWERK LEBENSZYKLUSDATEN 2008). Dieser Aspekt ist für den Einbezug von Biodiversität wichtig, da für diesen Umweltbereich eine differenzierte räumliche Vorgehensweise notwendig ist (Kap. 3). In der Wirkungsabschätzung können nach KLÖPFFER & GRAHL (2009) Wirkungskategorien mit globalen Wirkungen (z. B. Treibhauseffekt) von Wirkungskategorien mit regionalen und lokalen Wirkungen (z. B. Eutrophierungspotential) unterschieden werden. Sobald ein Punkt im Lebenszyklus (z. B. Anbauregion in der Landwirtschaft) geografisch eindeutig zugeordnet werden kann, können die geografischen Grenzen darauf zugeschnitten werden (KLÖPFFER & GRAHL 2009). Prinzipiell können im Untersuchungsrahmen einer Ökobilanz als räumliche Grenzen alle möglichen Bezugspunkte, von der lokalen Einheit; über einzelne Staaten bis zur weltweiten Betrachtung, angegeben werden (WEIDEMA 1997). Als räumlicher Bezugsrahmen für die Methodenentwicklung wurde in diesem Projekt die Bundesrepublik Deutschland festgelegt; eine weitere räumliche Untergliederung ist nach dem vorstehend Gesagten in der Ökobilanz möglich und für eine Wirkungsabschätzung im Bereich Biodiversität auch notwendig. Als *zeitliche Systemgrenze* ist ein Bezugszeitraum für die Datenerhebung erforderlich (KLÖPFFER & GRAHL 2009). Als Bezugsjahr dient in der vorliegenden Arbeit, soweit es die Datengrundlagen zulassen, das Jahr 2003.

Je nach Zielsetzung einer speziellen Ökobilanzstudie wird festgelegt, welche Kategorien in die Wirkungsabschätzung aufzunehmen sind. So können z. B. eher „Chemie-ferne“ Produkte ohne die Prüfung der Kategorie Ökotoxizität auskommen, während bei Prüfungen von Produkten wie Wasch- oder Lösungsmitteln diese Kategorie zwingend behandelt werden müsste (KLÖPFFER & GRAHL 2009). Für landwirtschaftliche Produkte wie Biokraftstoffe sind die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt offenkundig und die Prüfung der Biodiversität sollte in einer Ökobilanz von diesen Kraftstoffen nicht fehlen (Kap. 4).

5.2 Sachbilanz

In der Sachbilanz, dem zweiten Schritt der Ökobilanz, werden durch Messung, Berechnung oder Schätzung Daten zusammengestellt, um die In- und Outputs der verschiedenen Prozessmodule des zu untersuchenden Produktionsprozesses zu quantifizieren. In der Praxis wird häufig mit generischen Datensätzen gearbeitet. Das heißt, es werden Mittelwerte benutzt, da z. B. genaue Produktionsstandorte nicht nachzuverfolgen sind. Gängige Ökobilanzsoftware ist meist direkt mit Datenbanken solcher generischer Datensätze gekoppelt (KLÖPFFER & GRAHL 2009). Umfangreiche Darstellungen der Sachbilanzen von Biokraftstoffen können der Literatur entnommen werden (Kap. 4.1). Abb. 5 zeigt ein von GUINEÉ et al. (2006) entworfenes Produktionssystem für Ackerfrüchte (Weizen, Mais).

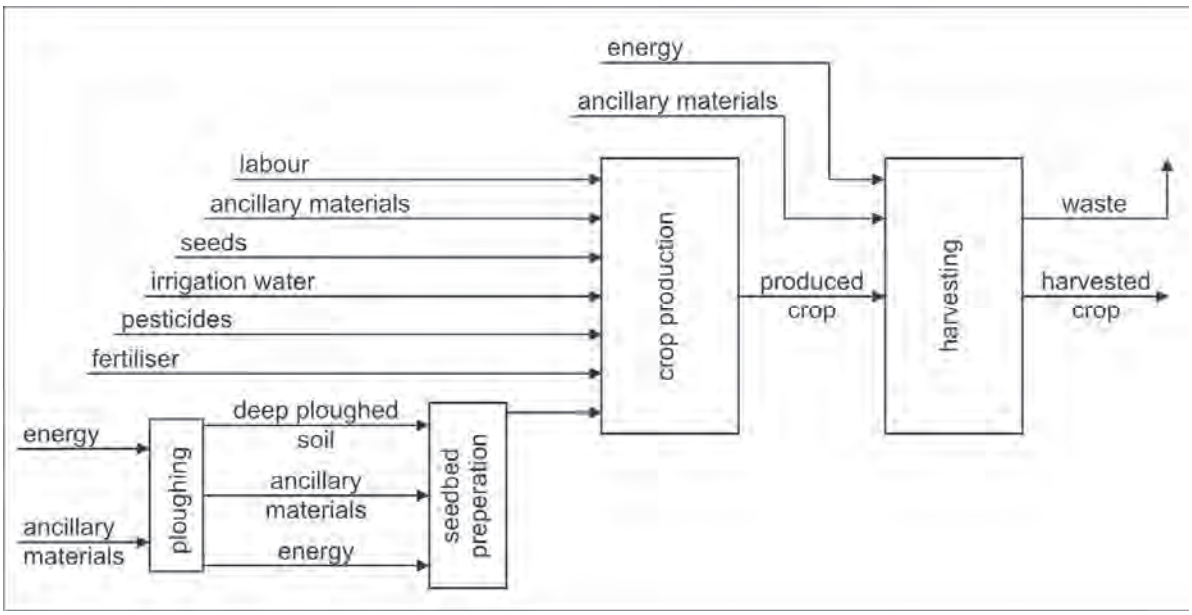


Abb. 5: Produktionssystem Ackerfrüchte (Mais, Weizen) (GUINEÉ et al. 2006, verändert)

Bei der Frage, welche Daten für die zu entwickelnde Methode in Betracht kommen, können prinzipiell drei Datentypen unterschieden werden:

- Durchschnittswerte (z. B. für Naturnähe oder Bedeutung für Segetalarten)
- Daten aus bundesweiten räumlichen Erhebungen (z. B. agrarstatistische Erhebungen oder Monitoringdaten)
- Daten aus Einzelerhebungen, aus denen bundesweit anwendbare Aussagen abgeleitet werden können.

Für die Bewertung der Folgen landwirtschaftlicher Flächennutzung auf die biologische Vielfalt ist die Wahl des Produktionsortes von größerer Bedeutung als die Wahl des Produktionssystems (COWELL et al. 1999). Idealerweise würden für jeden Standort Deutschlands separate Bewertungen der Wirkungen verschiedener Anbausysteme auf verschiedene Artengruppen und für jeden Naturraum Wirkungen auf den gesamten Landschaftsraum und seine Kompartimente vorliegen. Solche Daten könnten in die Sachbilanz parallel zum modellierten Lebensweg aufgenommen werden. Je nach Verteilung der Flächen für den Anbau von Energiepflanzen für Biokraftstoffe könnten dann differenzierte räumliche Beurteilungen in der Wirkungsabschätzung erfolgen, die zu Aussagen für ganz Deutschland unter Beachtung der räumlichen Verteilungsmuster aggregiert werden könnten.

In der Sachbilanz müssen die für den Themenbereich Biodiversität notwendigen Daten erhoben werden. Diese ergeben sich aus der entwickelten Wirkungsabschätzungsmethode (Kap. 5.3, Kap. 6 sowie Teil C).

5.3 Wirkungsabschätzung

Vorgaben der DIN-Normen 14040, 14044

In der Wirkungsabschätzung werden die Sachbilanzdaten mit spezifischen Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren verbunden, um die sich ergebenden potenziellen Wirkungen einzuschätzen. Die verbindlichen Bestandteile einer Wirkungsabschätzung zeigt Abb. 6.

Abb. 6: Verbindliche Bestandteile der Wirkungsabschätzungsphase nach DIN EN ISO 14040 (2006, verändert)

Tab. 5 gibt zur Erläuterung Begriffsbeispiele für die Wirkungskategorie Klimaänderung, die in der DIN-Norm vorgegeben sind.

Tab. 5: Begriffsbeispiele nach DIN EN ISO 14044 (2006, verändert)

Begriff	Beispiel
Wirkungskategorie	Klimaänderung
Sachbilanzergebnisse	Menge an Treibhausgas je funktioneller Einheit
Charakterisierungsmodell	Szenario „Baseline“ über 100 Jahre des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen
Wirkungsindikator	Verstärkung der Infrarotstrahlung (W/m²)
Charakterisierungsfaktor	Treibhauspotential für jedes Treibhausgas (kg CO2-Äquivalente je funktionelle Einheit/kg Gas
Wirkungsindikatorwert	Kilogramm der CO2-Äquivalente je funktionelle Einheit
Wirkungsendpunkte	Korallenriffe, Wälder, Ernten
Umweltrelevanz	Die Verstärkung der Infrarotstrahlung steht stellvertretend für mögliche Wirkungen auf das Klima, die durch Emissionen hervorgerufen werden.

In Abb. 7 wird das Vorgehen der Klassifizierung und Charakterisierung in der Wirkungsabschätzung nach KLÖPFFER & GRAHL (2009) im Ablauf dargestellt. Ergebnis dieser verbindlichen Schritte der Wirkungsabschätzung sind die berechneten Wirkungsindikatorwerte (mit Hilfe eines Charakterisierungs- bzw. Indikatormodells), jeweils nach Wirkungskategorien getrennt. Die Charakterisierung, also die Berechnung der Indikatorwerte innerhalb der einzelnen Kategorien, ist das „Kernstück der Wirkungsabschätzung“ (KLÖPFFER & GRAHL 2009: 206).

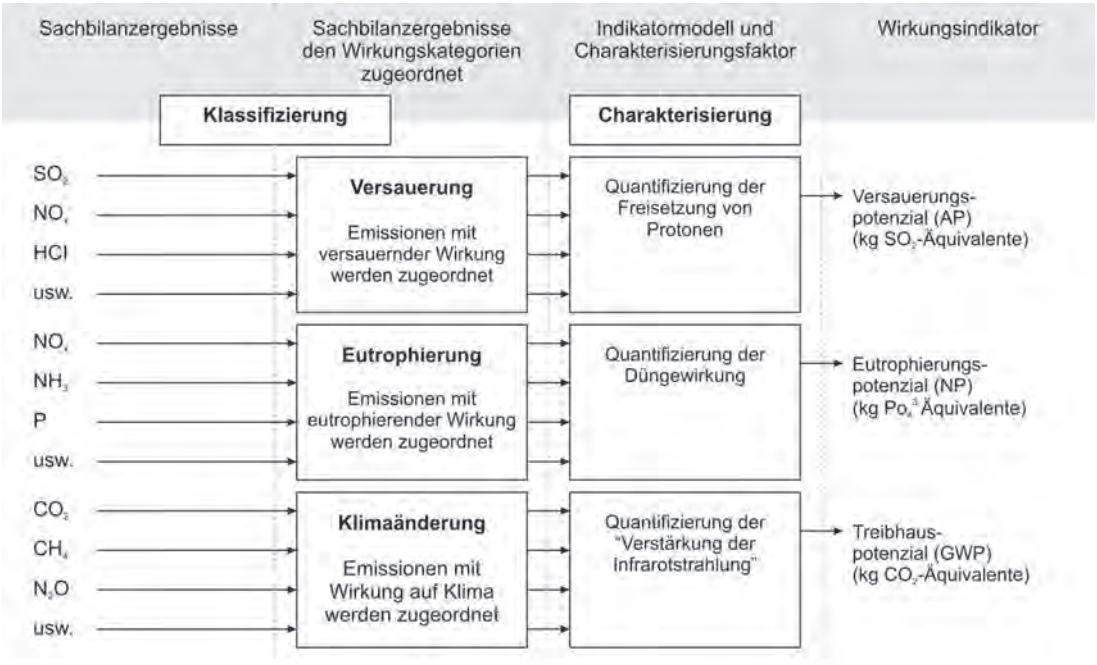


Abb. 7: Prinzip der Klassifizierung und Charakterisierung in der Wirkungsabschätzung (KLÖPFFER & GRAHL 2009, verändert)

Meist werden bereits vorhandene Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren oder Charakterisierungsmodelle, die in verschiedenen Methoden zur Wirkungsabschätzung integriert sind (s. u.), in Ökobilanz-Studien verwendet. Sind diese jedoch nicht ausreichend, um das festgelegte Ziel und den Untersuchungsrahmen zu erfüllen, können nach den Rahmenvorgaben der DIN-Normen weitere entwickelt werden. Für die hier angestrebte Integration von Biodiversitätsbewertungen der Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus wird in der Literatur die Wirkungskategorie „Land Use“ genannt (Kap. 4).

Abb. 8 zeigt das in den DIN-Normen 14040, 14044 vorgesehene Konzept für Wirkungsindikatoren am Beispiel der Wirkungskategorie Versauerung. Der Wirkungsindikator kann entlang des gesamten Umweltwirkungsmechanismus von den Sachbilanzergebnissen bis zu den Wirkungsendpunkten gewählt werden. Wichtig ist die Eignung des Wirkungsindikators, die Wirkungen für den oder die Wirkungsendpunkt(e) mindestens qualitativ wiederzugeben. Dabei muss die Kausalkette nicht im Detail bekannt sein (KLÖPFFER & GRAHL 2009). Die Berechnung der Wirkungsindikatorwerte (Charakterisierung) schließt die Umwandlung der Sachbilanzergebnisse in gemeinsame Einheiten mit Hilfe von Charakterisierungsfaktoren ein.

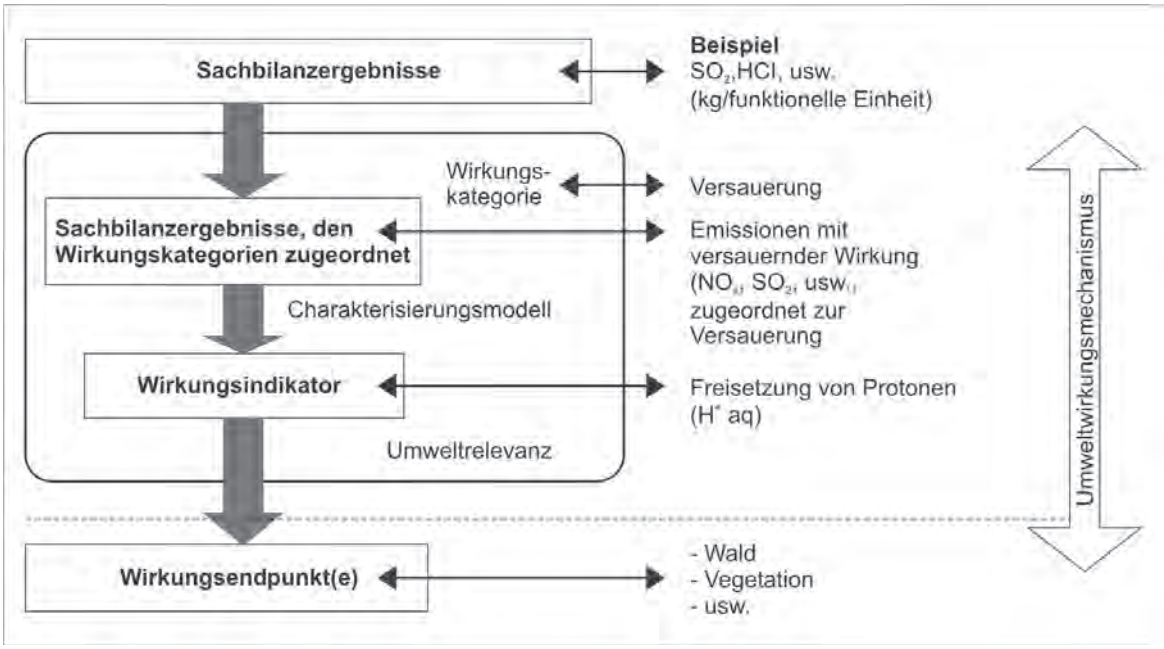


Abb. 8: Konzept der Wirkungsindikatoren (DIN EN ISO 14044, 2006)

Fakultative Bestandteile der Wirkungsabschätzung sind nach den DIN-Normen 14040, 14044 Normierung, Ordnung und Gewichtung. Normierung ist die Berechnung der Größenordnung der Wirkungsindikatorwerte in Bezug auf Referenzdaten. Als Referenzwerte kommen insbesondere nationale und internationale Referenzdaten in Betracht. Z. B. kann der ermittelte Wirkungsindikatorwert in CO2-Äquivalenten für ein Produkt durch die jährliche Emission in Deutschland dividiert werden, um den „spezifischen Beitrag“ an der Gesamtbelastung zu ermitteln. Für die Normierung des Wirkungsindikators Naturraumbeanspruchung kann der Bezug zu den jeweiligen Gesamtflächen Deutschlands bzw.

Europas herangezogen werden (KLÖPFFER & GRAHL 2009). Ordnung ist die Einordnung und eventuelle Rangbildung der Wirkungskategorien. Die Gewichtung ist laut DIN-Norm 14044 (43) „ein Verfahren zur Umwandlung der Indikatorwerte verschiedener Wirkungskategorien unter Verwendung numerischer Faktoren, die auf Werthaltungen beruhen. Sie kann die Zusammenfassung der gewichteten Indikatorwerte einschließen. Damit wird die Möglichkeit von Ökopunkten und ähnlichen Verfahren angedeutet, ohne dass darauf weiter eingegangen wird (KLÖPFFER & GRAHL 2009). Letztendlich soll mit der Gewichtung ein Grundproblem der Wirkungsabschätzung gelöst werden, das die folgende Frage aufzeigt: „Was stellt eine größere Umweltbelastung dar, die Abgabe von CO2 in die Atmosphäre oder die Verschmutzung des Grundwassers mit Nitraten“ (PRITUZHALOVA 2006: 37).
Der bisherige Überblick stellt die zentralen Vorgaben der DIN zur Wirkungsabschätzung dar. Die Normen geben damit einen Rahmen für Wirkungsabschätzungen vor, der vom Anwender bzw. von für die Anwendung entwickelten Methoden ausgefüllt werden kann.

Bewertung in Ökobilanzen

Das Thema Bewertung in Ökobilanzen ist in den DIN-Normen 14040, 14044 nicht ausdrücklich geklärt. Es führt dort lediglich ein „Schattendasein“ als Gewichtung und damit als optionaler Bestandteil der Wirkungsabschätzung (KLÖPFFER & GRAHL 2009: XI). STAHL (1998) betrachtet Bewertungen in Ökobilanzen im Zeitverlauf und stellt fest, dass zunächst die Meinung vorherrschte, dass die Daten der Sachbilanz aussagekräftig genug seien und damit bewertungsfreie Aussagen möglich seien bzw. eine objektive Bewertung erreichbar sei. Da das nicht durchführbar war, entstanden im Laufe der Jahre viele Bewertungsverfahren. So werden bei STAHL (1998) fünfzehn verschiedene Bewertungsmethoden für Ökobilanzen verglichen (u. a. Eco-Indicator, UBA-Methode, CML-Methoden) und festgestellt, dass es sich weit überwiegend um Methoden der Gesamtbewertung handelt, in denen Methoden zur Aggregierung und Gewichtung der verschiedenen Wirkungskategorien bereit gestellt werden. Wertungen würden allerdings häufig nicht offen gelegt, sondern hinter formalen Rechenwegen verborgen. Vor dieser Gesamtbewertung steht die Beurteilung innerhalb der einzelnen Wirkungskategorien. Dafür werden nach der Klassifizierung (Zuordnung der Ergebnisse der Sachbilanz zu den Wirkungskategorien) die Ergebnisse für jede Wirkungskategorie einzeln errechnet (Charakterisierung).

Es sind also die obligatorischen „weitgehend wertfreien Schritte“ der Wirkungsabschätzung - Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Modellen, Klassifizierung und Charakterisierung - von solchen, den eigentlichen Bewertungsschritt beinhaltenden fakultativen weiteren Schritten, insbesondere der Gewichtung, zu unterscheiden. Für diesen wertenden Teil besteht ein Methodenpluralismus, der in den Normen offen gehalten wird (KANNING 2001b).

Für das Verständnis der vorhandenen Wirkungsabschätzungsmethoden ist eine grundsätzliche Differenzierung von großer Bedeutung. Es ist zwischen übergreifenden Wirkungsabschätzungsmethoden, deren Schwerpunkt das Zusammenspiel der verschiedenen Wirkungskategorien sowie ihrer Gewichtung untereinander betrifft, und dem Vorgehen innerhalb der einzelnen Wirkungskategorien mit Hilfe von sog. Charakterisierungsmethoden zu unterscheiden (BAUMANN & TILLMAN 2004). Die Charakterisierungsmethoden für die einzelnen Wirkungskategorien werden üblicherweise von den jeweiligen Fachwissenschaften entwickelt (KLÖPFFER & GRAHL 2009).

Charakterisierungsmethoden

Charakterisierung ist die „Calculation of the extent of the environmental impact per category" (BAUMANN & TILLMAN 2004). Die „Chemie-lastige" Ökobilanz (KLÖPFFER 2009 mdl.) versteht darunter die Berechnung der Wirkungsindikatorenwerte mittels Charakterisierungsfaktoren; diese stellen meist Äquivalenzfaktoren für verschiedene Emissionen dar. Für die verschiedenen Wirkungskategorien sind unterschiedliche Charakterisierungsmethoden aus den Fachbereichen heraus entwickelt worden. Sie basieren auf den wissenschaftlichen Methoden der einzelnen Gebiete wie z. B. der Chemie oder Toxikologie. Sie werden häufig als naturwissenschaftlich wertfrei dargestellt. Allerdings implizieren auch Charakterisierungsmethoden Werturteile, die der herrschenden Meinung der jeweiligen Fachdisziplin entsprechen (GUINEÉ et al. 2002). Auch in der DIN-Norm 14044 (39) wird unter der Überschrift „Berechnung der Wirkungsindikatorwerte (Charakterisierung)" unkommentiert mit folgendem Satz beschrieben: „Das Verfahren zur Berechnung der Indikatorwerte muss identifiziert und einschließlich der angewendeten Werthaltungen und Annahmen dokumentiert werden". Damit wird deutlich, dass Werthaltungen in der Charakterisierung nicht ausgeschlossen werden.

Für einige Wirkungskategorien sind ausgereifte Charakterisierungsmethoden vorhanden, die in den übergreifenden Wirkungsabschätzungsmethoden weitgehend übereinstimmend benannt sind. Dies ist unter anderem bei der Wirkungskategorie Klimaänderung der Fall; das Vorgehen für die Charakterisierung innerhalb dieser Kategorie wird in den DIN-Normen als Beispiel ausgeführt dargestellt (vgl. die vorstehende Tab. 5 mit den Begriffsbeispielen zur Charakterisierung der Wirkungskategorie Klimaänderung). Für andere Wirkungskategorien (u. a. Land Use, vgl. Kap. 4) ist dagegen der Entwicklungsprozess noch in vollem Gang; das Erscheinungsbild ist sehr uneinheitlich (BAUMANN & TILLMAN 2004). Demgemäß wird das Thema in den übergreifenden Methoden entweder weggelassen oder es werden verschiedene Vorschläge favorisiert (Kap. 4.3). SCHWEINLE (2008) mahnt in einem Vorwort zu einem Artikel über Ökobilanzen von Ethanol an, dass es eine Herausforderung für die Ökobilanzmethodik sei, aus den Fachdisziplinen heraus entwickelte Ergebnisse in die Methodik zu integrieren und fragt nach Effekten auf die Biodiversität.

Übergreifende Wirkungsabschätzungsmethoden

FRISCHKNECHT (2005) vergleicht verschiedene Bewertungsmethoden in Ökobilanzen und ordnet sie unterschiedlichen Konzepten zu. Die Methoden unterscheiden sich u. a. darin, welche Umwelteffekte überhaupt berücksichtigt werden oder welche Gewichtungsprinzipien (z. B. „Distance to target“, Experten Panel usw.) zur Geltung kommen (FRISCHKNECHT 2005). Die Berechnungen innerhalb einzelner Wirkungskategorien unterscheiden sich dagegen bei den etablierten Wirkungskategorien relativ wenig, da diese meist aus den jeweiligen Wissenschaftszweigen heraus entwickelt wurden. KLÖPFFER & RENNER (1994) differenzieren in ihrem Bericht zwischen den Methoden zur übergreifenden Wirkungsabschätzung und „Vorschlägen zur Operationalisierung der Wirkungskategorien“, wo für jeweils einzelne Wirkungskategorien Empfehlungen zum methodischen Vorgehen gegeben werden. Die übergreifenden Methoden unterscheiden sich darin, welche Wirkungskategorien überhaupt untersucht werden und wie die Kategorien insbesondere zueinander gewichtet werden. Der Anwender in der Praxis benutzt diese übergreifenden Methoden häufig als „Ready-made“ Systeme (BAUMANN & TILLMAN 2004), die in der gängigen Ökobilanzsoftware integriert sind. Damit wird dann mit den vom Anwender eingefügten Daten (oder generalisierten Daten) sowohl die Charakterisierung innerhalb der einzelnen Wirkungskategorien als auch die Bewertung im Vergleich aller Wirkungskategorien automatisch errechnet. Der Anwender muss sich mit den einzelnen Schritten der Wirkungsabschätzung nicht mehr befassen.

Nach SCHMIDT & HÄUSLEIN (1997) werden in der Ökobilanz verschiedene Umweltmedien mit unterschiedlichen Umweltwirkungen gegeneinander abgewogen bzw. bewertet. Die Ergebnisse haben entsprechend den jeweiligen Umweltmedien verschiedene Maßeinheiten, es existiert keine einheitliche Metrik. Die Bewertungsschritte der Ökobilanz sind in der Projektion dieser Ergebnisse enthalten, bis hin zu eindimensionalen Skalen, wie z. B. Ökopunkten. In diese Projektion gehen Erfahrungen aus der Wirkungsforschung (z. B. Wirkungsgrenzwerte) und Prioritätensetzungen der Gesellschaft (z. B. Umweltqualitätsziele) ein (SCHMIDT & HÄUSLEIN 1997).

WURBS (2005) unterscheidet bei den übergreifenden Wirkungsabschätzungsmethoden wiederum zwischen sehr umfassenden Methoden, die eine Vielzahl von Wirkungskategorien berücksichtigen (Eco-Indicator 99, Methode des Umweltbundesamtes), und eingeschränkten Wirkungsabschätzungsmethoden, die sich an so genannten Leitparametern orientieren. Zu letzteren gehören die Methode des kumulierten Energieaufwandes KEA sowie die unter dem Stichwort „ökologischer Rucksack“ bekannt gewordene Methode der Materialintensitätsanalyse MIPS. MIPS (Material-Input pro Serviceeinheit) misst den Energie- und Rohstoffverbrauch für ein bestimmtes Produkt (SCHMIDT-BLEEK et al. 2004).

Der „ökologische Fußabdruck“ ist eine ebenfalls in der Wirkungsabschätzung von Ökobilanzen benutzte Methode (STOEGLEHNER & NARODOSLAWSKY 2007). Mit Hilfe der anschaulichen Metapher des Fußabdrucks werden die verschiedenen Material- und Energieflüsse in Flächenmaße umgerechnet (JÄGER & KARGER 2006). Es handelt sich um einen hochaggregierten Indikator, der aus Sicht des Umweltbundesamtes allerdings für eine Reihe von Nachhaltigkeitsthemen, u. a. Biodiversität, ungeeignet ist (GILJUM et al. 2007). Dennoch wurde mit Hilfe eines modifizierten ökologischen Fußabdrucks die Nachhaltigkeit von Biokraftstoffen untersucht (STOEGLEHNER & NARODOSLAWSKY 2009). Dafür wurde der benötigte Flächenbedarf verschiedener Kraftstoffe in den ökologischen Fußabdruck einbezogen.

Eine Übersicht über die wichtigsten übergreifenden Wirkungsabschätzungsmethoden nach JRC (2009) gibt Tab. 6.

Tab. 6: Übersicht Wirkungsabschätzungsmethoden in der Ökobilanz (JRC 2009)

Methode	Entwickelt von	Land
CML2002	CML	Niederlande
Eco-Indicator 99	Pré	Niederlande
EDIP97 – EDIP2003	DTU	Dänemark
EPS 2000	IVL	Schweden
Impact 2002+	EPFL	Schweiz
LIME	AIST	Japan
LUCAS	CIRAIG	Kanada
MEEuP	VhK	Niederlande
ReCiPe	RAN+Pré+CML+RIVM	Niederlande
Swiss Ecoscarcity 07	E2+ESU-services	Schweiz
TRACI	US EPA	USA

Beispiel für das Vorgehen bei der Wirkungsabschätzung

Um das generelle Vorgehen der Wirkungsabschätzung und das Zusammenspiel aus Charakterisierungsmethoden und übergreifenden Wirkungsabschätzungsmethoden zusammenfassend zu veranschaulichen, sei ein kurzes vereinfachendes Beispiel beschrieben.

Für die Wirkungskategorie Klimaänderung werden sämtliche CO_2-Emissionen aus der Sachbilanz (aus Transporten, Produktion, Verbrennung usw. für den ganzen Lebensweg) aufsummiert. Die Daten können aus tatsächlichen Prozessinformationen, verschiedenen Datenbanken, Pilotanlagen oder übertragenen anderen Prozessen stammen (GROSS 2008). Auch andere Emissionen, die einen Einfluss auf den Treibhauseffekt haben, werden dieser Wirkungskategorie zugeordnet (Klassifizierung). Bei der Charakterisierung (Berechnung der Wirkungsindikatorwerte) werden alle weiteren er-

fassten Gase, die einen Einfluss auf die Klimaänderung haben, in CO_2-Äquivalente umgerechnet. Als Ergebnis der Wirkungsabschätzung für diese Wirkungskategorie (Charakterisierung) steht der Wirkungsindikatorwert in Kilogramm der CO_2-Äquivalente je funktionelle Einheit. Dieser Wert wird im Rahmen einer Charakterisierungsmethode für die Wirkungskategorie Klimaänderung ermittelt (vgl. auch Abb. 8 Prinzip der Klassifizierung und Charakterisierung). Bis zu diesem Punkt unterscheidet sich das Vorgehen auch innerhalb der wesentlichen übergreifenden Wirkungsabschätzungsmethoden nicht, da die Charakterisierungsmethode für diese Wirkungskategorie etabliert ist. Das weitere Vorgehen unterscheidet sich je nach übergreifender Wirkungsabschätzungsmethode dagegen erheblich.

Bei der übergreifenden Wirkungsabschätzungsmethode Eco-Indicator 99 (GOEDKOOP & SPRIENSMA 2001) würde dieser Wert mit Ergebnissen aus anderen Wirkungskategorien zu Schadenseinheiten zusammengefasst. Dafür werden die drei Schadensarten menschliche Gesundheit, Qualität von Ökosystemen und Schäden an Ressourcen festgelegt. Die Indikatorergebnisse werden durch Normierungsfaktoren dividiert. Diese beziehen sich auf den entstehenden potenziellen Schaden pro Einwohner und Jahr für jede der drei Schadensarten (Normierung). Die normierten Ergebnisse werden mit Gewichtungsfaktoren multipliziert. Diese geben die Gewichtung der drei Schadensarten untereinander an und wurden in einer Panelbefragung ermittelt. Die Gewichtung beträgt 40 % für menschliche Gesundheit, 40 % für Ökosystemqualität und 20 % für Ressourcen (Gewichtung). Das Ergebnis wird in der Einheit Ecopoints (Ept) angegeben. Als Charakterisierungsmethode für die Wirkungskategorie Land Use benutzt der Eco-Indicator 99 die Methode nach KOELLNER (2000, 2002, 2003; vgl. Kap. 4.3). Dementsprechend wird als einziges Sachbilanzmerkmal der reine Flächenbedarf pro funktionelle Einheit erhoben. Die Fläche wird mit dem Faktor der Landnutzung (bei landwirtschaftlichem Anbau also Acker) multipliziert. Dieser Faktor stellt die durchschnittlich potenziell verschwundenen Arten von Gefäßpflanzen in Abhängigkeit der Landnutzung dar (PDF = Potentially Disappeared Fraction) und kann einer Liste mit allen Flächennutzungen nach Corine Land Cover entnommen werden. Das CLC-Programm stellt europaweit einheitliche Daten der Bodenbedeckung im Maßstab 1:100.000 zur Verfügung. Dabei wird insgesamt zwischen 44 Bodenbedeckungs- und Landnutzungsklassen unterschieden, die den Hauptkategorien „bebaute Flächen“, „landwirtschaftliche Flächen“, „Wälder und naturnahe Flächen“ sowie „Feuchtflächen“ und „Wasserflächen“ zugeordnet werden.

Unter der PDF ist dementsprechend nicht die absolute Bedrohung des gesamten Bestandes gemeint, sondern das zeitweilige Verschwinden bestimmter Arten auf bestimmten Flächen. Die Rechnung für die Charakterisierung nach Eco-Indicator 99 lautet demgemäß: PDF * m^2 * a. Das Ergebnis fließt in die Schadenskategorie Ökosystemqualität ein.

5.4 Auswertung

In dem letzten Arbeitsschritt der Ökobilanz, der abschließenden Auswertung, werden die Resultate zusammengefasst und dienen der Ableitung von Schlussfolgerungen und Empfehlungen. Ergebnis der vorliegenden Arbeit sind die Resultate für die Einschätzung von Biodiversitätsveränderungen im Rahmen der Wirkungskategorie Land Use oder einer eigenen Kategorie Biodiversität. Um diese Ergebnisse in der Zusammenschau mit den Ergebnissen anderer Wirkungskategorien zu beurteilen, können verschiedene übergreifende Wirkungsabschätzungsmethoden benutzt werden (Kap. 5.3). Dieser Schritt geht jedoch über das Themengebiet der vorliegenden Arbeit hinaus. Hinweise zur Beurteilung der erzielten Ergebnisse für Biodiversität werden im Teil D - Diskussion und Schlussfolgerungen - gegeben.

Ein wichtiger Punkt, der jedoch auch bei der Entwicklung einer Charakterisierungsmethode zu beachten ist, ist die Beurteilung der Ergebnisse mit Hilfe von Sensitivitätsüberprüfungen. Nach den DIN-Normen 14040, 14044 ist der Zweck der Sensitivitätsprüfung die Einschätzung der Zuverlässigkeit der Endergebnisse und Schlussfolgerungen. Mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen sind die möglichen Bandbreiten der Wirkungen und Datenunsicherheiten aufzuzeigen (KALTSCHMITT & REINHARDT 1997). Meist werden Szenarien untersucht, um den Einfluss verschiedener Parameter und Annahmen feststellen zu können (KLÖPFFER & GRAHL 2009). Dementsprechend sollten in einer Charakterisierungsmethode für Biodiversität zumindest Hinweise für die Durchführung solcher Prüfungen enthalten sein. In der vorliegenden Arbeit werden raumbezogene Szenarien entwickelt, um die Bandbreite der möglichen Wirkungen aufzuzeigen. Eine Plausibilitätsprüfung soll die Zuverlässigkeit der Ergebnisse betrachten.

5.5 Schlussfolgerungen für die Entwicklung einer Wirkungsabschätzungsmethode (Charakterisierungsmethode) für Biodiversitätsveränderungen

Aus der bisherigen Analyse ergeben sich für die Schritte der Wirkungsabschätzung folgende Kernaussagen für die Methodenentwicklung dieser Arbeit:

1. Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodellen

Die Wirkungskategorie Land Use wird unter dem Teilaspekt Biodiversität betrachtet. Da es bisher keine befriedigende Charakterisierungsmethode mit entsprechenden Wirkungsindikatoren und einem Charakterisierungsmodell gibt, soll eine solche Methode entwickelt werden. Sie muss einerseits die genannten Vorgaben der Ökobilanzmethodik aufnehmen und anderseits den Erfordernissen des Themas Biodiversität gerecht werden.

2. Zuordnung der Sachbilanzergebnisse (Klassifizierung)

In diesem Schritt werden die Sachbilanzergebnisse den verschiedenen Wirkungskategorien zugeordnet. Da nur eine Wirkungskategorie betrachtet wird (Land Use/Biodiversitätsveränderungen), für die Daten zusammengetragen werden müssen, kann dieser Schritt bei der Methodenentwicklung unberücksichtigt bleiben. Hinweise zu den in der Sachbilanz zu erhebenden Daten werden an geeigneten Stellen im Text genannt.

3. Berechnung der Wirkungsindikatoren (Charakterisierung)

Die Entwicklung einer Charakterisierungsmethode für Biodiversität innerhalb der Wirkungskategorie Land Use ist der Kern der Methodenentwicklung. Die Methode ist aus der Fachdisziplin heraus zu entwickeln. Dafür sind geeignete Wirkungsindikatoren auszuwählen bzw. zu entwickeln, die im Zusammenhang ein geeignetes Charakterisierungsmodell (Indikatormodell) darstellen. Im Ergebnis müssen Wirkungsindikatorwerte pro funktionelle Einheit berechnet werden können. Die neue Methode muss die bisherigen Ansätze der Ökobilanz ergänzen und differenzieren. Es müssen insbesondere Raumbezüge und Wertungen integriert werden.

4. Optionale Bestandteile der Wirkungsabschätzung

Da es sich bei diesen optionalen Bestandteilen in erster Linie um über einzelne Wirkungskategorien hinausreichende Schritte handelt (insbesondere Gewichtung der Kategorien zueinander), werden dafür nur einige Hinweise in der Diskussion gegeben. Die Entwicklung einer Charakterisierungsmethode muss jedoch mit der Berechnung der Wirkungsindikatorwerte enden, die prinzipiell auch eine weitere Aggregation oder Gewichtung in Bezug zu anderen Wirkungskategorien nicht ausschließen.

Zusammenfassend zeigt die folgende Abb. 9 den Ablauf der Ökobilanz und eine Einordnung der biodiversitätsrelevanten Schritte.

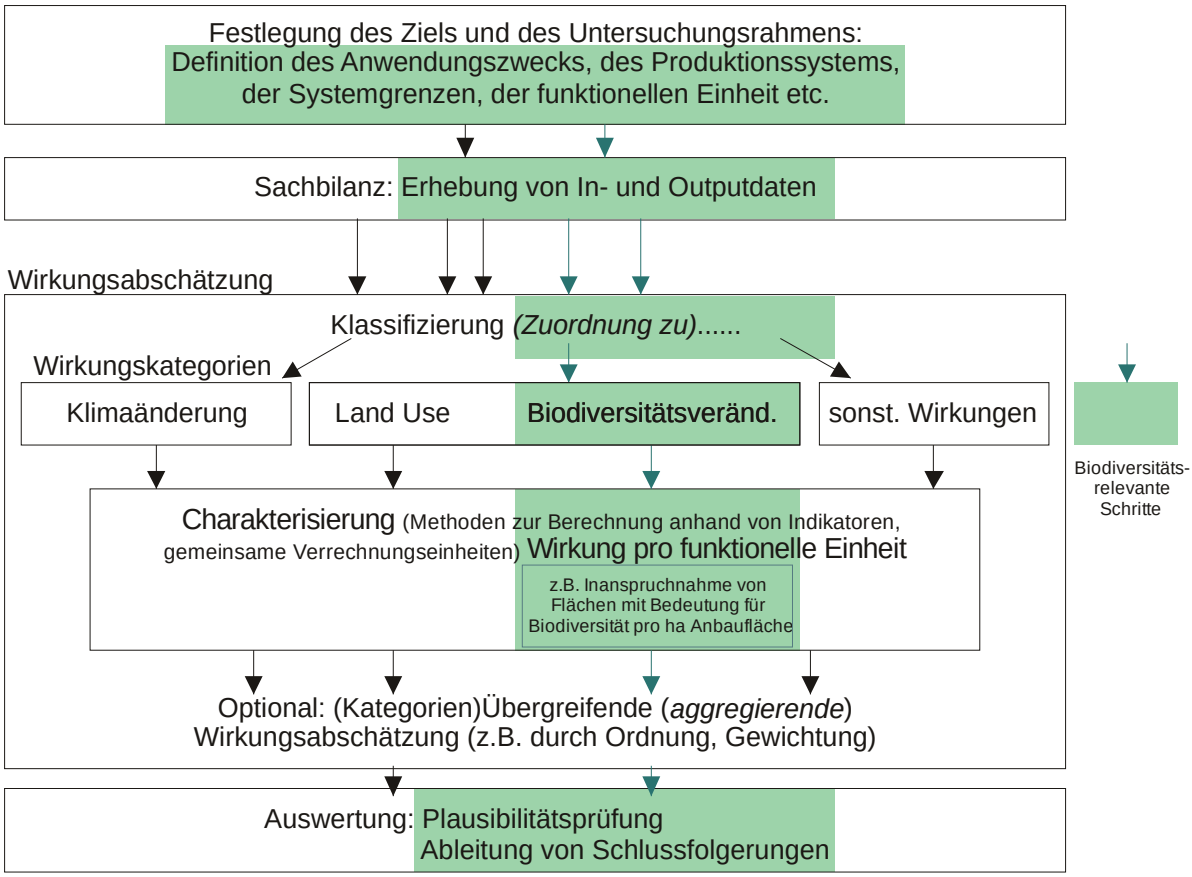


Abb. 9: Ablauf der Ökobilanz und Einordnung der biodiversitätsrelevanten Schritte

6 Konzeptentwurf zur Wirkungsabschätzung von Biodiversitäts-veränderungen

6.1 Rechnergestützte Umsetzung und Datensituation

Die Entwicklung einer anwendbaren Methode für die Abschätzung von Biodiversitäts-veränderungen auf Basis der zuvor beschriebenen theoretischen und methodischen Grundlagen hängt ganz wesentlich von verfügbaren und für Deutschland in weitgehend homogener Form vorliegenden Daten ab. Komplementär zur Erarbeitung des Methodenkonzepts ist daher die Datenlage auf Bundesebene und die Eignung vorhandener Informationssysteme geprüft worden. Die Methodenentwicklung ist schließlich aus einer Kombination aus top down- (theoretische Anforderungen) und bottom up-Ansatz (Welche Daten existieren, die genutzt werden können?) erfolgt (vgl. Kap. 2.2).

6.1.1 Rechnergestützte Umsetzung

Für eine rechnergestützte Umsetzung war zunächst der Einsatz des im von Thünen-Institut vorhandenen Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem RAUMIS vorgesehen. Hauptintention der Entwicklung von RAUMIS war es, ein Agrarsektormodell zu bilden, mit dem die Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Umwelt flächendeckend für Deutschland abgebildet und analysiert werden können. Grundlage für die räumliche Differenzierung sind die Landkreise, für die agrarstatistische Werte flächendeckend vorliegen. Mit Hilfe verschiedener Module (Ertragsfunktionsmodul, Gülletechnologiemodul usw.) können verschiedene Analysen (potenzielle Nitratbelastung des Grundwassers usw.) berechnet werden (HENRICHSMEYER et al. 1996). Für die sich durch das entwickelte Konzept ergebenden dv-technischen Anforderungen erwies sich RAUMIS jedoch als ungeeignet und muss für die Biodiversitätsbewertungen als nicht zielführend bezeichnet werden. Insbesondere können räumliche Daten nicht in notwendigem Umfang verarbeitet werden, da lediglich eine Beziehung von Daten zu Landkreisen hergestellt werden kann. Eine Verortung beispielsweise von Landnutzungen nach Corine Land Cover oder geschützten Gebieten ist nicht möglich. Bei der Entwicklung eines Umweltbewertungsverfahrens für eine bundesweit flächendeckende Abbildung des agrarischen Umwelteinflusses ist JULIUS bereits 2005 zu der Erkenntnis gelangt, dass RAUMIS für die Berücksichtigung der Arten- und Biotopvielfalt nicht geeignet ist. Für das vorliegende Forschungsvorhaben wird RAUMIS dementsprechend als Datengeber, nicht aber als Analyse- und Bewertungsinstrument genutzt. Denkbar für die Zukunft wäre eine Integration von Modellierungen der Landnutzungsveränderungen in die in der vorliegenden Arbeit entwickelte Methodik.

Auch der Einsatz des Statistikprogramms SAS und eine Überprüfung gängiger Ökobilanzsoftware führten inhaltlich zum gleichen Ergebnis; eine Verarbeitung umfangreicher räumlicher Daten ist mit diesen Softwareprogrammen nicht möglich.

Als Lösung erwies sich der Einsatz eines Geografischen Informationssystems (GIS). Generell dient ein Geografisches Informationssystem der Verarbeitung von raumbezogenen bzw. Geo-Daten. Diese Daten bestehen aus dem geometrischen Objekt in einem definierten Koordinatensystem auf der Erde und ihrer Beschreibung durch Attribute (Sachdaten). Mit Geoinformationssystemen kann der Anwender Sach- und Geometriedaten in ihren komplexen Zusammenhängen erfassen, verwalten sowie über raumbezogene Analysemethoden neue Informationen generieren. Ebenso sind verschiedene Berechnungen anhand dieser Sachdaten möglich (LIEBIG & MUMMENTHEY 2005a, LIEBIG & MUMMENTHEY 2005b). Entsprechend wurde für den im Folgenden beschriebenen Methodenentwurf eine GIS-Anwendung entwickelt, inklusive der Beschaffung und Integration aller benötigten Daten sowie der Neuentwicklung von Algorithmen. Die datentechnische Realisierung erfolgte mit folgenden Programmen:

- ArcGIS 9.3 von ESRI,
- Excel 2003 von Microsoft,
- EASYSTAT des Landesamtes für Datenverarbeitung und Statistik, NRW.

6.1.2 Datensituation

Idealerweise müssten für die Bundesebene für alle Skalen mit ihren spezifischen Wirkungen und Wertungen homogene Daten flächendeckend verfügbar sein, die für die Ökobilanz aufsummiert werden könnten (vgl. Kap. 3.3.3). Leider stehen diese jedoch nicht zur Verfügung. Generell problematisch ist dabei auch die Zersplitterung in der deutschen Umweltbeobachtung, die zu einer unübersichtlichen und lückenhaften Datenlage führt (SRU 2004). Bisher gibt es in Deutschland noch kein bundesweites Messprogramm zur Artenvielfalt in Acker- und Grünland (OPPERMANN et al. 2009). Sehr hilfreich wäre in diesem Zusammenhang beispielsweise eine bundesweit durchgeführte „ökologische Flächenstichprobe“ (DRÖSCHMEISTER 2001). Eine derartige Methode für ein deutschlandweites Naturschutzmonitoring in der „Normallandschaft“ wurde in Zusammenarbeit des Bundesamtes für Naturschutz mit dem Statistischen Bundesamt entwickelt. Mit diesem Verfahren, das auf einer Stichprobenerhebung aufbaut, könnten bei vollständiger Implementierung bundesweit repräsentative Aussagen zur Auswirkung von Nutzungsänderungen auf den Naturschutz getroffen werden (KÖNIG 2007). Mit Hilfe der ökologischen Flächenstichprobe sollen statistisch ermittelte Werte zur Biodiversität auch in die umweltökonomischen Gesamtrechnungen Eingang finden (HOFFMANN-KROLL et al. 1999). Diese Methode findet bisher jedoch lediglich in Nordrhein-Westfalen Anwendung.

Im Prinzip existieren bundesweit detaillierte Daten zumindest über den Biotopbestand im regionalen Maßstab in der nahezu flächendeckend vorliegenden Landschaftsrahmenplanung. Leider ist die Nutzung dieses Datenbestandes durch die inhomogenen Klassifizierungen der Biotoptypen in den verschiedenen Bundesländern, durch z. T. veraltete Pläne, durch das teils noch analoge Datenformat sowie durch die mangelnde Zusammenführung in Umweltinformationssystemen auf Länder- oder Bundesebene behindert. Ähnliches gilt für die selektiven Biotopkartierungen der Länder. Die Daten einer Studie zur Identifizierung der nationalen und internationalen Verbundnetze (F+E-Vorhaben des BfN „Biotopverbundachsen im Europäischen Kontext“, FUCHS et al. 2007) waren mit Abschluss des vorliegenden Vorhabens noch nicht verwendbar, könnten jedoch vermutlich für weiterführende Arbeiten genutzt werden.

Da über die Biotopausstattung und -qualität sowie über Größe und Verbreitung der Populationen wildlebender Arten in der „normalen“ agrarisch genutzten Kulturlandschaft keine homogenen Daten mit ausreichendem Detaillierungsgrad auf Bundesebene existieren (z. B. WETTERICH & KÖPKE 2003), muss auf ein Mosaik von verschiedenen Infor-

mationsquellen zurückgegriffen werden, um eine Annäherung an die gewünschten Informationen zu erreichen.

Räumlich differenzierte Datensätze liegen für einige landwirtschaftliche Daten auf Landkreisebene durch die Agrarstatistik vor (STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER 2008 sowie Daten aus RAUMIS 1999 und 2003). Für die Abbildung der Nutzungseinflüsse auf der naturräumlichen Ebene und der Betriebsebene können diese Verwaltungseinheiten behelfsmäßig als räumliche Bezugsebene verwendet werden. Die räumliche Verortung der Verwaltungsgrenzen der Landkreise erfolgt mit den entsprechenden Daten des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (BKG 2007). Für die regionalisierte Betrachtung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln existieren Daten des „Netzwerks zur Ermittlung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in unterschiedlichen, landwirtschaftlich relevanten Naturräumen Deutschlands (NEPTUN)“ (ROßBERG et al. 2002).

Als Ersatz für homogene georeferenzierte Daten über die Biodiversität und landwirtschaftliche Flächen auf der Landschaftsebene und der Biotopebene (einschließlich des Schlages) muss mit den Daten der Bodenbedeckung aus Corine Land Cover 2000 gearbeitet werden (UMWELTBUNDESAMT UBA 2004). Als Alternative wären die Daten des digitalen Landschaftsmodells DLM 250 im Maßstab 1:250.000 denkbar (BKG 2008a). DLM 250 enthält die sechs Objektbereiche Siedlung, Verkehr, Vegetation, Gewässer, Relief und Gebiete. Der Objektbereich Vegetation ist unterteilt in Heide, Moor/Moos, Sumpf/Ried, Wald/Forst, Sonderkultur, nasser Boden und vegetationslose Fläche. Eine Abgrenzung und Differenzierung landwirtschaftlicher Flächen ist damit jedoch nicht möglich. Das digitale Basis-Landschaftsmodell (BKG 2008b) kann ebenfalls nicht genutzt werden, da der Maßstab 1:25.000 für die vorgesehene bundesweite Bewertung im vorliegenden Forschungsvorhaben nicht bearbeitbar ist. Als Datenbasis wurde indessen Corine Land Cover 2000 gewählt, da diese Daten die einzigen homogenen, flächendeckenden und georeferenzierten Daten sind, mit denen zumindest eine Verortung der landwirtschaftlichen Flächen bundesweit möglich ist. Eine einheitliche Datengrundlage für Deutschland, die die landwirtschaftliche Fläche räumlich differenziert verortet und gleichzeitig fruchtartenspezifische Daten vorhält, existiert derzeit nicht. Daher müssen die Daten der Agrarstatistik auf Landkreisebene mit den Daten aus Corine Land Cover verschnitten werden, um eine Ausgangsbasis für eine bundesweite Zusammenführung von Daten zu ermöglichen. Weiterhin liegen europaweit seltene bzw. gefährdete Gebiete über das Netz Natura 2000 flächenkonkret und in verwendbaren Datenqualitäten vor (BFN 2009). Natura 2000 ist die Bezeichnung für ein kohärentes Netz besonderer Schutzgebiete, das in der Europäischen Gemeinschaft nach den Vorgaben der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (RICHTLINIE 92/43/EWG, FFH-Richtlinie) sowie der Vogelschutzrichtlinie eingerichtet wird. Das Schutzgebietsnetz bildet eine wesentliche Grundlage für das politische Ziel, den Verlust der biologischen Vielfalt bis 2010 anzuhalten; Deutsch-

land hat 14,1 % seiner Landesfläche dafür ausgewiesen (BFN 2008). Entsprechend der Anhänge der FFH-Richtlinie sind dies Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse (Anhang 1) bzw. Schutzgebiete für spezielle Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse (Anhang 2). Es soll ein günstiger Erhaltungszustand dieser Lebensraumtypen bzw. dieser Habitate der Arten erhalten oder wiederhergestellt werden (RICHTLINIE 92/43/EWG).

Als weitere Datengrundlage für regionalisierte Kleinstrukturen der Landschaft kann zudem ein Verzeichnis des Julius Kühn Instituts (JKI 2004) verwendet werden, das flächendeckend für die Bundesrepublik den Anteil an Kleinbiotopen an der landwirtschaftlichen Fläche verzeichnet.

Die Datengrundlagen der vorliegenden Arbeit sind in der folgenden Tabelle 7 in einer Übersicht zusammengestellt.

Tab. 7: Für Darstellungen auf Bundesebene geeignete Daten für die Sachbilanz und Wirkungsabschätzung

Datenart, Format	**Datenquelle**	**In der exemplarischen Anwendung genutzt: X** **In der Operationalisierung zur Nutzung vorgesehen: (X)** **Bisher noch nicht in der Operationalisierung vorgesehen: -**
Bundesweiter Biotopverbund	BfN: In Bearbeitung	-
Corine Land Cover 2000, ArcInfo Exchange-Format	UBA (Umweltbundesamt), 2004	X
Daten zur Stickstoffdüngung, Tabellen	RAUMIS (Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem für Deutschland), 1999	X
Digitale Bodenübersichtskarten, digitale Karten Ackerböden, geologische Karten	BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe)	-
FFH-Gebiete 2008, Vogelschutzgebiete (SPA) 2008, ArcInfo-Shape	BfN (Bundesamt für Naturschutz), 2009	X
Neptun 2000: Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel, Tabellen	JKI, 2002	(X)
Selektive Biotopkartierungen der Länder, Biotopkartierung der Landschaftsrahmenpläne	Landesämter, Landesministerien	Niedersächsische Daten für die Plausibilitätsprüfung genutzt
Statistische Agrardaten auf Landkreisebene, EasyStat	Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2008	X
Verzeichnis regionalisierter Kleinstrukturen, Tabellen	JKI (Julius Kühn-Institut), 2004	(X)
VG 250 – Verwaltungsgrenzen Landkreise, ArcInfo-Shape	BKG (Bundesamt für Kartografie und Geodäsie), 2007	X

6.2 Übersicht über das entwickelte Methodenkonzept

Die methodische Innovation des im Folgenden beschriebenen Methodenkonzepts besteht in der Verknüpfung methodischer Vorgehensweisen der räumlichen Umweltplanung mit der Ökobilanzmethodik (URBAN et al. 2008). Dies gelingt durch die Einführung räumlich-statistischer Verfahren in die Ökobilanz. Das Konzept leitet sich aus dem methodischen Wissen zur Bewertung von Biodiversität (Kap. 3.3), der Nutzung von vorhandenen Methoden für die Wirkungskategorie Land Use (Kap. 4) sowie den Erfordernissen der Ökobilanzmethode (Kap. 5) unter Berücksichtigung der Datensituation (Kap. 6.1) ab.

In der Übersicht lässt sich das entwickelte Methodenkonzept folgendermaßen beschreiben:

Regional differenzierte Bewertungen werden

- durch Verknüpfung agrarstatistischer Daten,
- mit Biodiversitätsindikatoren,
- durch Analysen mit einem Geografischen Informationssystem (GIS),
- durch Ermittlung des Flächenbedarfs für ein Biokraftstoffziel,
- in die Ökobilanz auf Bundesebene integriert.

Kern ist die Entwicklung einer Wirkungsabschätzungsmethode (Charakterisierungsmethode) für den Bereich Biodiversität (Kap. 5.5). Für alle übrigen Schritte der Ökobilanz wird angegeben, was dafür jeweils benötigt wird. Dadurch entsteht ein Doppelcharakter des in dieser Arbeit entwickelten Konzepts sowohl als Charakterisierungsmethode innerhalb von Ökobilanzen als auch als eigenständig durchführbare Bewertungsmethode. Einerseits soll eine eigenständige Durchführung, unabhängig von einer vollständig realisierten Ökobilanz mit weiteren Wirkungskategorien, ermöglicht werden. Dafür ist das entwickelte zusammenhängende Konzept gedacht, das im Folgenden in der Übersicht beschrieben sowie in Teil C konkretisiert und exemplarisch umgesetzt wird. Bei der Durchführung einer kompletten Ökobilanz hingegen würden die einzelnen Punkte jeweils im Rahmen der Arbeitsschritte der umfassenden Ökobilanz durchgeführt werden. Die folgende Tabelle 8 zeigt die Arbeitsschritte des entwickelten Konzepts und ihre Zuordnung zu den Schritten der Ökobilanz. Hauptpunkte der Methode sind die Flächenverteilung in den Szenarien in der Sachbilanz (so nun auch GEYER et al. 2010) sowie die Entwicklung des Indikatorensystems und dessen Integration in die Wirkungsabschätzung.

Tab. 8: Konzeptübersicht mit Zuordnung zu den Schritten der Ökobilanz

Konzept	Zugehörigkeit zum Arbeitsschritt der Ökobilanz
1. Auswahl eines Biokraftstoffes (und Definition des Untersuchungsziels)	1. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens
2. Zusammenstellung von Modellkulturen mit statistischen Werten auf Landkreisebene	2. Sachbilanz
3. Räumliche Verknüpfung und Differenzierung	
4. Ermittlung des Flächenbedarfs für ein Biokraftstoffziel	
5. Skizzierung von Szenarien	
6. Entwicklung eines Indikatorensystems	3. Wirkungsabschätzung
7. Integration der Indikatoren in die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz	
8. Plausibilitätsprüfung (5. Szenarien auch Teil der Plausibilitätsprüfung)	4. Auswertung

Abb. 10 zeigt eine grafische Darstellung des Vorgehens und im Folgenden im Überblick beschriebenen Konzepts inklusive der verwendeten Indikatoren (URBAN 2009). Die Konkretisierung und eine exemplarische Umsetzung erfolgen in Teil C.

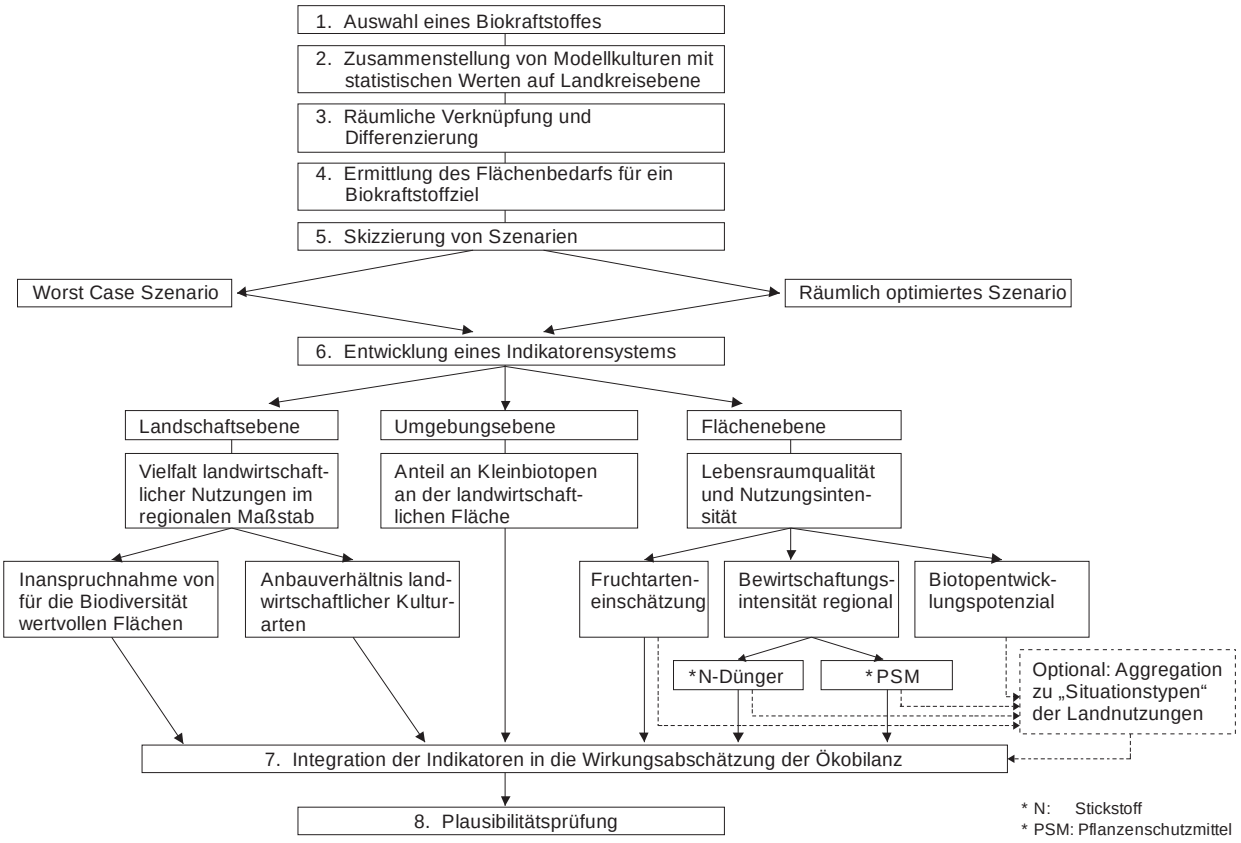


Abb. 10: Vorgehen und Konzept zur Wirkungsabschätzung von Biodiversitätsveränderungen (URBAN 2009)

1. Auswahl eines Biokraftstoffs

In einem ersten Schritt wird der zu bilanzierende Biokraftstoff ausgewählt; in diesem Fall Ethanol, hergestellt aus Weizen.

2. Zusammenstellung von Modellkulturen mit statistischen Werten auf Landkreisebene

Auf der Grundlage statistischer Daten werden von den Hauptackerfrüchten und Grünland auf Landkreisebene die relevanten Daten für Modellkulturen zusammengestellt (Flächenanteile, Flächengrößen, Erträge, Dünge- und Pflanzenschutzmitteleinsatz). Für die Sachbilanz werden diese Daten von allen landwirtschaftlichen Hauptnutzungen benötigt, um auch Auswirkungen von Verschiebungen zwischen den Kulturen durch den Biomasseanbau abbilden zu können.

3. Räumliche Verknüpfung und Differenzierung

Die Modellkulturen in den Landkreisen werden mit räumlichen Daten im Geografischen Informationssystem (GIS) verknüpft. Dadurch können je nach dem Bedarf im Indikatorensystem verschiedene Raumdifferenzierungen im GIS vorgenommen werden.

4. Ermittlung des Flächenbedarfs für ein Biokraftstoffziel

Um eine Abschätzung der Auswirkungen des Anbaus für einen bestimmten Biokraftstoff vornehmen zu können, wird angenommen, eine gewünschte Menge an Biokraftstoffen würde durch diesen bestimmten Kraftstoff gedeckt werden. Der dafür benötigte Flächenbedarf für den landwirtschaftlichen Anbau kann deutschlandbezogen ermittelt werden.

5. Skizzierung von Szenarien

Um die Auswirkungen des Landnutzungswandels durch den Energiepflanzenanbau in dem ermittelten Flächenumfang abschätzen zu können, werden zwei verschiedene raumbezogene Szenarien entworfen. In dem Szenario „räumlich optimiert“ wird z. B. auf großflächigen Grünlandumbruch verzichtet und die benötigten Flächen werden, soweit das auf dieser Maßstabsebene möglich ist, räumlich optimiert verteilt. Für die biologische Vielfalt wichtige Bereiche werden in diesem Szenario von einer möglichen Nutzung für den Energiepflanzenanbau ausgenommen. In einem Szenario „Worst Case“ werden dagegen die benötigten Flächen mit einer für die biologische Vielfalt ungünstigen Flächenauswahl vergeben.

6. Indikatorensystem

Mit Hilfe eines Indikatorensystems werden die Wirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die biologische Vielfalt innerhalb der zwei Szenarienoptionen abgebildet und bewertet. Mit Unterstützung eines Geografischen Informationssystems werden für den gesamten Flächenumfang regionalisierte Bewertungen vorgenommen. Aufgrund dieses großen Flächenausmaßes besteht die Notwendigkeit einer hohen Formalisierung der Bewer-

tung. Es wird davon ausgegangen, dass die Wertskalen der Biotoptypen in der Bewertung die Wertigkeit (Knappheit) der Biotoptypen auf den verschiedenen räumlichen Skalen abbilden. Auswirkungen auf die Biodiversität werden auf drei Maßstabsebenen betrachtet: auf der Landschaftsebene, in der direkten Umgebung der Nutzflächen und auf den Nutzflächen selbst. Die Methodenentwicklung erfolgt für die Bundesebene. Für Beiträge zu Ökobilanzen auf Bundesebene werden die Wirkungen auf diesen verschiedenen räumlichen Ebenen berücksichtigt. Bewertungsobjekte sind die einzelnen Landkreise. Diese bilden soweit möglich die darunter liegenden Skalenebenen ab. Die Methoden und Daten der Umweltplanung können prinzipiell gut dazu beitragen, die Wirkungen auf die Biodiversität in der Ökobilanz abzubilden. Dazu muss allerdings die ebenenspezifische Herangehensweise der Umweltplanung, die gleichzeitig auch eine Informationsabschichtung bewirkt, bzw. nur auf der lokalen Umsetzungsebene alle Informationen auch von den übergeordneten Ebenen übernimmt, überwunden werden. Die Ökobilanz muss stattdessen summativ die Wirkungen auf allen Skalenebenen darstellen.

a. Wirkungen auf der Landschaftsebene

Die Landschaftsebene steht hier für alle überlokalen Wirkungen, die über den Schlag (einheitlich bewirtschaftetes Flurstück) bzw. den Biotop und seine unmittelbare Umgebung hinausgehen. Erst auf der Landschaftsebene bzw. den darüber liegenden Skalen werden auch Wirkungen sichtbar, die auf Schlag- oder Betriebsebene ggf. quantitativ vernachlässigbar sind. Beispielsweise können Kulturartenveränderungen, die - isoliert betrachtet - keine erheblichen Auswirkungen haben, zur Homogenisierung der Anbaustrukturen auf der Landschaftsebene mit negativen Wirkungen auf die Biodiversität führen. Auf der großräumigen Landschaftsebene sind die umfassendsten Wirkungen auf die Biodiversität zu erwarten. Als besonders gravierend wird dabei die Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen genannt (SRU 2007, DAUBER et al. 2010, EEA 2007, WULF et al. 2007), insbesondere weil hier nicht nur intensive Landwirtschaft modifiziert wird, sondern der Anbau von Energiepflanzen zur Intensivierung bisher nicht oder extensiv genutzter Flächen mit hoher Lebensraumqualität führen kann. Diese Landschaftsveränderungen haben erhebliche Auswirkungen auf die Biodiversität. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 2007) führt in seinem Sondergutachten „Klimaschutz durch Biomasse“ insbesondere zusätzliche Monokulturen, Grünlandumbruch, Entwässerung von Moorböden, Wiederbewirtschaftung von Stilllegungsflächen, Aufgabe von im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen geförderten extensiven Wirtschaftsweisen sowie Veränderungen in geschützten Gebieten als mögliche Ursachen an. In diesem Zusammenhang wird ein Vorteil des Vorgehens mit bundesweiten räumlichen Daten deutlich, weil damit Auswirkungen auf der Landschaftsebene und auch auf darüber liegenden räumlichen Skalen stattfindende Veränderungen und Wertminderungen durch Abnahme der landschaftlichen Vielfalt (z. B. bundesländerübergreifender Rückgang von Grünland oder bundesweit seltenen Biotoptypen sowie Verengung

von Fruchtfolgen) abbildbar werden. Eine Vorgehensweise, die sich auf die Bilanzierung von Einzelflächen beschränkt, könnte diese wichtigen Ebenen nicht berücksichtigen.

Weiterhin wurde auf dieser Wirkebene ein Indikator identifiziert und operationalisiert, der die Veränderungen des Anteils und der Verteilung der verschiedenen Nutzungstypen abbildet. Für eine weitere Umsetzung ist die Verwendung eines modifizierten Shannon-Weaver-Index[1] vorgesehen, mit dem das Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten dargestellt werden soll (in Anlehnung an WETTERICH & KÖPKE 2003, s. auch Kap. 9.3). Der Bewertungsmaßstab ist dabei grundsätzlich die Vielfalt von Kulturarten im landwirtschaftlichen Anbau. Dabei wird eine hohe Anzahl von verschiedenen landwirtschaftlichen Nutzungen positiv bewertet und es wird prinzipiell davon ausgegangen, dass eine Homogenisierung im Landschaftsmaßstab negativ für die Biodiversität ist (HABER 2008, s. auch Kap. 3.3.2). Mit dem Shannon-Weaver-Index würde zunächst die Veränderung der Vielfalt der landwirtschaftlichen Nutzungen in den beiden Szenarien im Vergleich zum Ausgangszustand ermittelt werden. Damit kann jedoch grundsätzlich keine Bewertung verbunden werden, so dass eine möglichst hohe Anzahl und Gleichverteilung von landwirtschaftlichen Nutzungen pro Landkreis nicht den idealen Maßstab darstellen kann (s. Kap. 3.3.3). Sonst könnte unter Umständen z. B. der Grünlandumbruch in einem grünlanddominierten Landkreis positiv bewertet werden. Zur Problemlösung wird ein regionalisierter Maßstab eingeführt. Die einfachste Möglichkeit dafür besteht darin, die derzeit bestehende Flächenverteilung pro Landkreis als Maßstab zu nutzen (Status Quo) und die Veränderungen in den Szenarien landkreisbezogen mittels GIS zu ermitteln.

b. Wirkungen auf die direkte Umgebung der Nutzflächen

In der direkten Umgebung der Nutzflächen kommen insbesondere Kleinstrukturen und Randbiotope in Frage, die vom Biomasseanbau betroffen sein könnten. Kleinstrukturen und -biotopen wie kleinen Feldgehölzen, Hecken oder Säumen kommt in der Agrarlandschaft unter Biodiversitätsgesichtspunkten eine besondere Bedeutung zu (JEDICKE 1994, JEDICKE et al. 1996, VOGEL 2009). Als Bewertungsmaßstab für etwaige negative Änderungen der Kleinstrukturausstattung durch den Energiepflanzenanbau können z. B. Boniturnoten für Kleinstrukturen (WETTERICH & HAAS 2000), Zieldaten für ökologisch angestrebte Strukturen in verschiedenen Landschaftstypen (KNAUER 1993) oder Sollwerte für Kleinstrukturen, die sich nach der regionalen Anbauintensität richten (JKI 2004) dienen. Als Datengrundlage kann das Verzeichnis regionalisierter Kleinstrukturen des Julius Kühn Instituts (JKI 2004) verwendet werden, das flächendeckend für die Bundesrepublik den Anteil an Kleinbiotopen an der landwirtschaftlichen Fläche landkreisbezogen ver-

[1] Berechnung Shannon-Weaver-Index: $H = -\sum_{i=1}^{s} p_i \cdot \ln p_i$

mit s = Anzahl der Fruchtarten, p_i = Anteil der i-ten Fruchtart

zeichnet. Über die veränderten Flächennutzungen in den Szenarien können mittels GIS die sich verändernden Anteile der Kleinstrukturen abgeschätzt werden. Nicht berücksichtigt werden dabei jedoch die Empfindlichkeiten benachbarter Biotope gegenüber Schadstoffeinträgen oder genetischen Emissionen.

c. Wirkungen auf den Nutzflächen

Auf den Nutzflächen selbst ist entscheidend, ob die Lebensraumqualität durch den Anbau verändert wird. Dazu kann als Indikator zunächst eine standortunabhängige Bewertung der Fruchtarten aufgrund ihrer jeweils typischen Auswirkungen eingesetzt werden. Eine solche allgemeine Einschätzung der Fruchtarten für das Risiko von Auswirkungen auf die Biodiversität kann der Literatur entnommen werden. Eine wichtige Aussage über die Lebensraumqualität landwirtschaftlicher Nutzflächen kann aus der Bewirtschaftungsintensität abgeleitet werden. Einigkeit besteht darüber, dass die Intensivierung der landwirtschaftlichen Bodennutzung, insbesondere durch Düngung und den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, zu starken Rückgängen der typischen Pflanzen- und Tierarten der Agrarökosysteme führt (HABER et al. 1997, GEIER et al. 1999). Prinzipiell lässt sich sagen, je höher die Bewirtschaftungsintensität, desto stärker die Beeinträchtigung der Biodiversität. Daten über den Einsatz von Stickstoff-Dünger liegen für alle Landkreise fruchtartenspezifisch vor (RAUMIS 1999, vgl. HENRICHSMEYER et al. 1996). Für die regionalisierte Betrachtung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln können Daten des „Netzwerk(s) zur Ermittlung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in unterschiedlichen, landwirtschaftlich relevanten Naturräumen Deutschlands (NEPTUN)“ verwendet werden (ROßBERG et al. 2002).

Optional ergänzend zur Bewertung der Fruchtarten und der Bewirtschaftungsintensität könnte eine Aggregation dieser Indikatoren in Verbindung mit Standortparametern vorgenommen werden, um die unterschiedlichen Empfindlichkeiten und Wertigkeiten der Ackerbiotope als Lebensraum einzubeziehen. Eine solche Bewertung auf den Nutzflächen könnte ggf. durch die Generierung von „Situationstypen“ erfolgen. Ein solcher Situationstyp ist durch eine Kombination von Standort, Fruchtart, naturräumlicher Situation und Bewirtschaftungsintensität gekennzeichnet. Es können dann prozentual auf Landkreisebene Paarungen gebildet werden, die angeben, welche Nutzung durch den Energiepflanzenanbau ersetzt wird. Auf dieser Ebene wurden bisher kaum geeignete Indikatoren für die biologische Vielfalt entwickelt. Letztendlich muss eine Aussage über die Eignung der landwirtschaftlichen Nutzung für die Förderung der Biodiversität entsprechend der naturräumlichen Situation getroffen werden. Ein möglicher Bewertungsmaßstab ist die Habitateignung der Flächennutzungen. WETTERICH & KÖPKE (2003) schlagen ein Verfahren nach Bachinger vor, das auf den von der OECD entwickelten Habitat-Matrix-Indikator zurückgeht. Sehr verkürzt wiedergegeben können danach über standörtliche Differenzierungen und regionale Bewirtschaftungsintensitäten Biotopwerte der verschiedenen Landnutzungen ermittelt werden. Eine solche Auswertung ist über die auf

Landkreisebene vorhandenen Daten mittels GIS jeweils für einzelne Landkreise möglich. Es wäre also auf der Typusebene eine regional differenzierte Klassifizierung der landwirtschaftlichen Nutzungen in Bezug auf die biologische Vielfalt vorzunehmen.

7. Integration der Indikatoren in die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz

Im Ergebnis liegen für alle Landkreise die Indikatorergebnisse für den Ausgangszustand im Vergleich mit den Szenarien vor. Durch den Bezug zu der zusätzlichen Anbaufläche für den Biokraftstoff, die für die Veränderungen ursächlich ist, ist eine Umrechnung auf einen hektar-bezogenen Wert möglich: Pro Hektar Anbaufläche für den Biokraftstoff verändert sich unter den gegebenen Annahmen der Indikatorwert um einen bestimmten Betrag. Im Resultat können somit die für eine Charakterisierungsmethode notwendigen Wirkungsindikatorwerte pro funktionelle Einheit ermittelt werden, die einen für den Betrachtungsgegenstand Biodiversität notwendigen raumbezogenen Hintergrund haben.

8. Plausibilitätsprüfung

Mit Hilfe einer Plausibilitätsprüfung ist die Zuverlässigkeit der Ergebnisse zu überprüfen. Dazu dienen einerseits die Szenarien, die die Bandbreite der möglichen Ergebnisse aufzeigen. Je nach Verteilung der zusätzlichen Anbauflächen fallen die Indikatorergebnisse unterschiedlich aus. Andererseits sind die bundesweit erzielten Ergebnisse zumindest stichprobenartig mit genaueren Daten zu kontrollieren, die auf der lokalen oder regionalen Ebene z. T. vorhanden sind, jedoch bundesweit nicht homogen vorliegen.

C Methodenkonkretisierung und exemplarische Umsetzung

7 Kraftstoffwahl und raumbezogene Vorarbeiten

7.1 Auswahl eines Biokraftstoffs

Da im vorliegenden Projekt die Methodenentwicklung im Mittelpunkt steht, erfolgt die beispielhafte Anwendung mit einer gängigen Kultur, für die landwirtschaftliche Grundlagendaten problemlos verfügbar sind. Die Ethanol-Herstellung aus Weizen erfüllt diese Bedingung und soll deshalb als Anwendungsbeispiel dienen.

Bioethanol ist eine Alternative zu Ottokraftstoffen (wie Biodiesel zu Dieselkraftstoffen). Während reines Ethanol Spezialmotoren erfordert, sind Zumischungen auch bei Serien-Ottomotoren möglich. Außerdem ist die Weiterverarbeitung zu ETBE (Ethyl-Tertiär-Butyl-Ether) als Ersatz für das Additiv MTBE (Methyl-Tertiär-Butyl-Ether) möglich (GRUNERT 2003). Bioethanol kann aus zucker-, stärke- und cellulosehaltigen Pflanzen hergestellt werden. In Deutschland wird bisher überwiegend Getreide genutzt (ZIMMER et al. 2008). Da sich die Anbauweise und die Anforderungen an Ethanolgetreide nur geringfügig von denen an herkömmliches Getreide unterscheiden (MENTZ 2006), können die gebräuchlichen Daten zugrunde gelegt werden. Während der tatsächliche Absatz von Bioethanol in Deutschland bislang eine marginale Rolle spielte, wird in naher Zukunft eine enorme Steigerung der Produktionskapazität auf 1,47 Mio. Tonnen pro Jahr in Deutschland erwartet (BRINGEZU et al. 2009b).

7.2 Zusammenstellung von Modellkulturen mit statistischen Werten auf Landkreisebene

Für alle Hauptackernutzungen (Weizen, Roggen, Wintergerste, Sommergerste, Hafer, Triticale, Kartoffeln, Zuckerrübe, Winterraps, Silomais) und Grünland werden für sämtliche 437 Landkreise (Begriff vereinfachend gebraucht für Landkreise, kreisfreie Städte und die beiden Bundesländer Berlin und Hamburg) Modellkulturen zusammengestellt. Diese repräsentieren mit landkreisspezifischen Durchschnittswerten die Eigenschaften der jeweils typischen (Weizen-, Gersten- usw.) Kulturen für diesen Landkreis. Das Arbeiten mit generischen Datensätzen ist in der Ökobilanzierung weit verbreitet (Kap. 5). Hier werden räumlich differenzierte generische Datensätze auf Landkreisebene verwendet. Die nachstehende Tabelle 9 zeigt die (Weizen-) Daten für drei ausgewählte Landkreise in Niedersachsen. Die Bandbreite reicht von einem grünlandgeprägten Landkreis mit wenig Weizenanbau (Rotenburg/Wümme) über „mittlere“ Bedingungen (Verden) bis hin zu einem Landkreis, dessen halbe Ackerfläche von Weizen eingenommen wird (Hildesheim).

Tab. 9: Landkreis- und Weizendaten für drei ausgewählte Landkreise (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2008 sowie Daten aus RAUMIS, vgl. HENRICHSMEYER et al. 1996)

LK = Landkreis, HI = Hildesheim, VER = Verden, ROW = Rotenburg (Wümme), LF = Landwirtschaftliche Fläche, GF = Grünlandfläche, AF = Ackerfläche, W = Weizen, N = Stickstoff, RN = Reinnährstoff

LK	Fläche (ha)	LF (ha)	GF (ha)	GF (% der LF)	AF (ha)	AF (% der LF)	Weizen (ha)	W-Anteil an der AF (%)	W-Ertrag (dt/ha)	N-Dünger für W (kg RN/ha)
HI	120573	68709	3798	6	64664	94	34859	54	91	197
VER	78770	48012	15562	32	32095	67	6937	22	81	167
ROW	206995	127261	51399	40	75658	60	4493	6	68	151

7.3 Räumlich Verknüpfung und Differenzierung

Die Agrardaten werden im GIS mit den räumlichen Daten der Verwaltungsgrenzen der Landkreise verknüpft. Abbildung 11 zeigt die Verwaltungsgrenzen und hebt beispielhaft die genannten Landkreise und einige weitere Landkreise zur Illustration hervor. Abbildung 12 stellt, nach der räumlichen Verbindung der Landkreise mit den Modellkulturen, für drei Beispiellandkreise die Verteilung der landwirtschaftlichen Nutzungen im Prozentanteil an der landwirtschaftlichen Fläche (LF) dar.Die entstandene Karte wird im GIS mit den räumlichen Daten von Corine Land Cover 2000 (UBA 2004) verbunden, um die verschiedenen Landnutzungen räumlich darstellen zu können (Abb. 13).

Weitere benötigte räumliche Differenzierungen und Abgrenzungen werden nachstehend jeweils im inhaltlichen Zusammenhang erläutert (insbesondere Kap. 9.2; zur Einordnung der Darstellungsgenauigkeit vgl. auch Abbildung 37 für den Landkreis Verden).

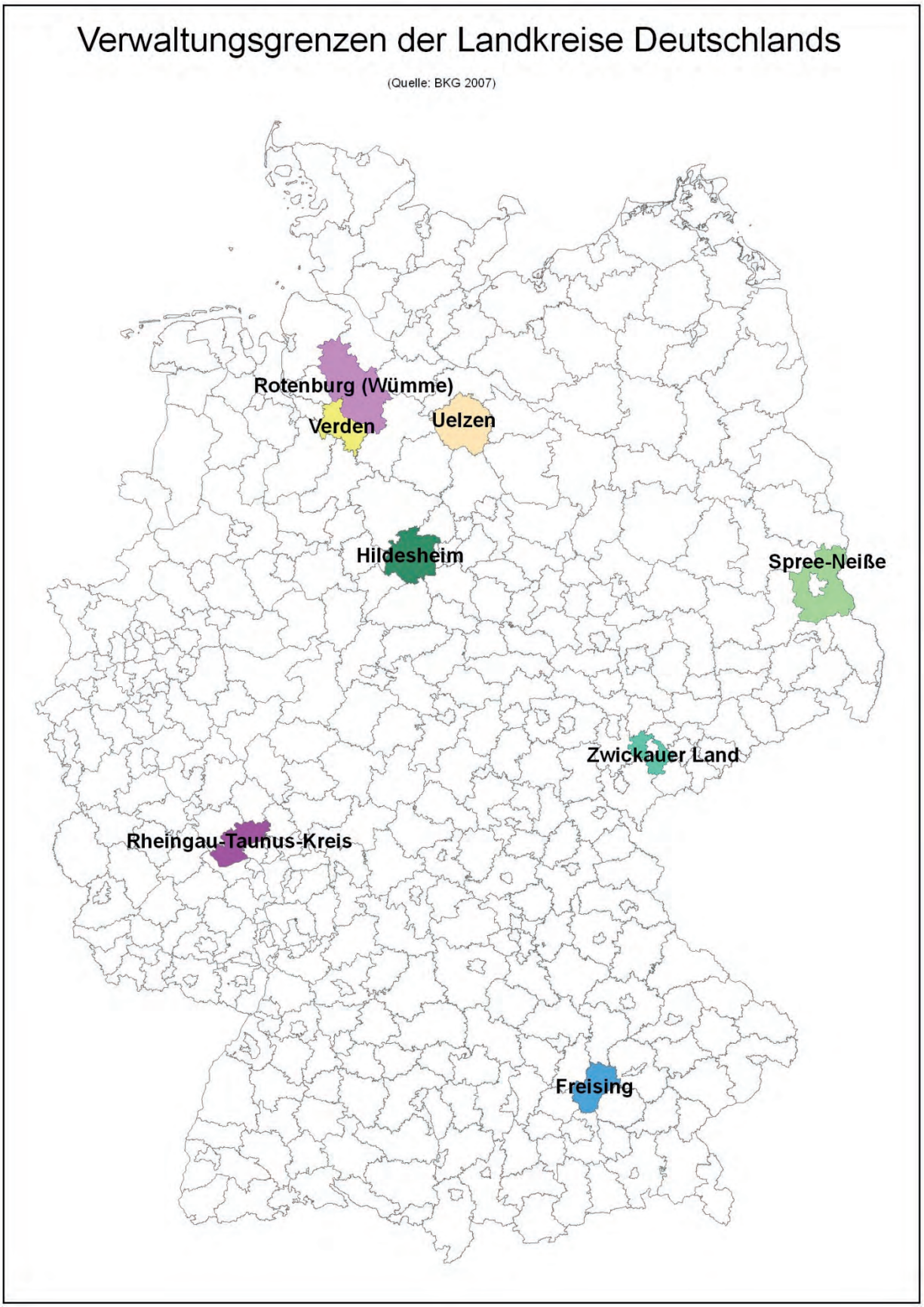


Abb. 11: Verwaltungsgrenzen der Landkreise Deutschlands

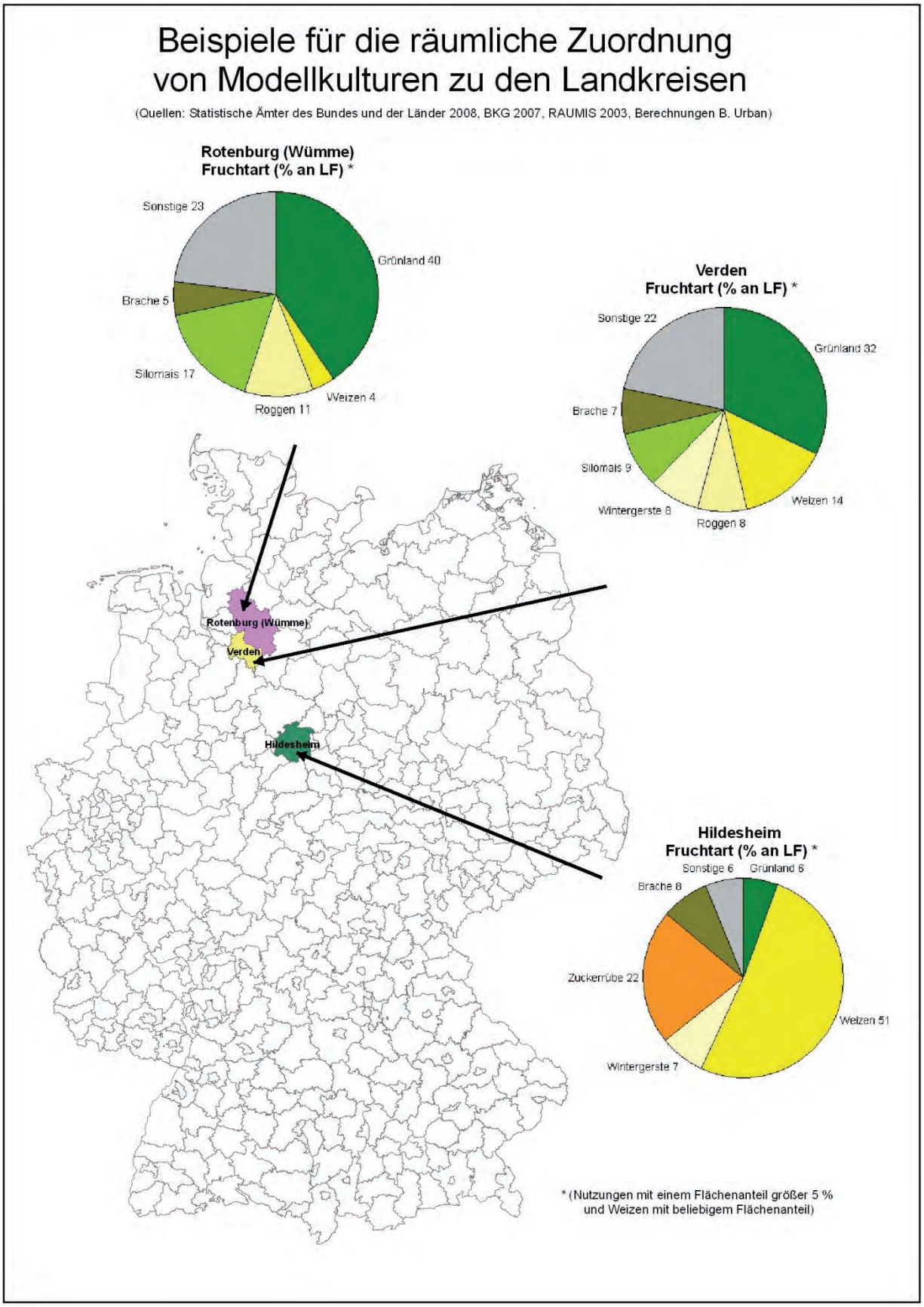


Abb. 12: Beispiele für die räumliche Zuordnung von Modellkulturen zu den Landkreisen

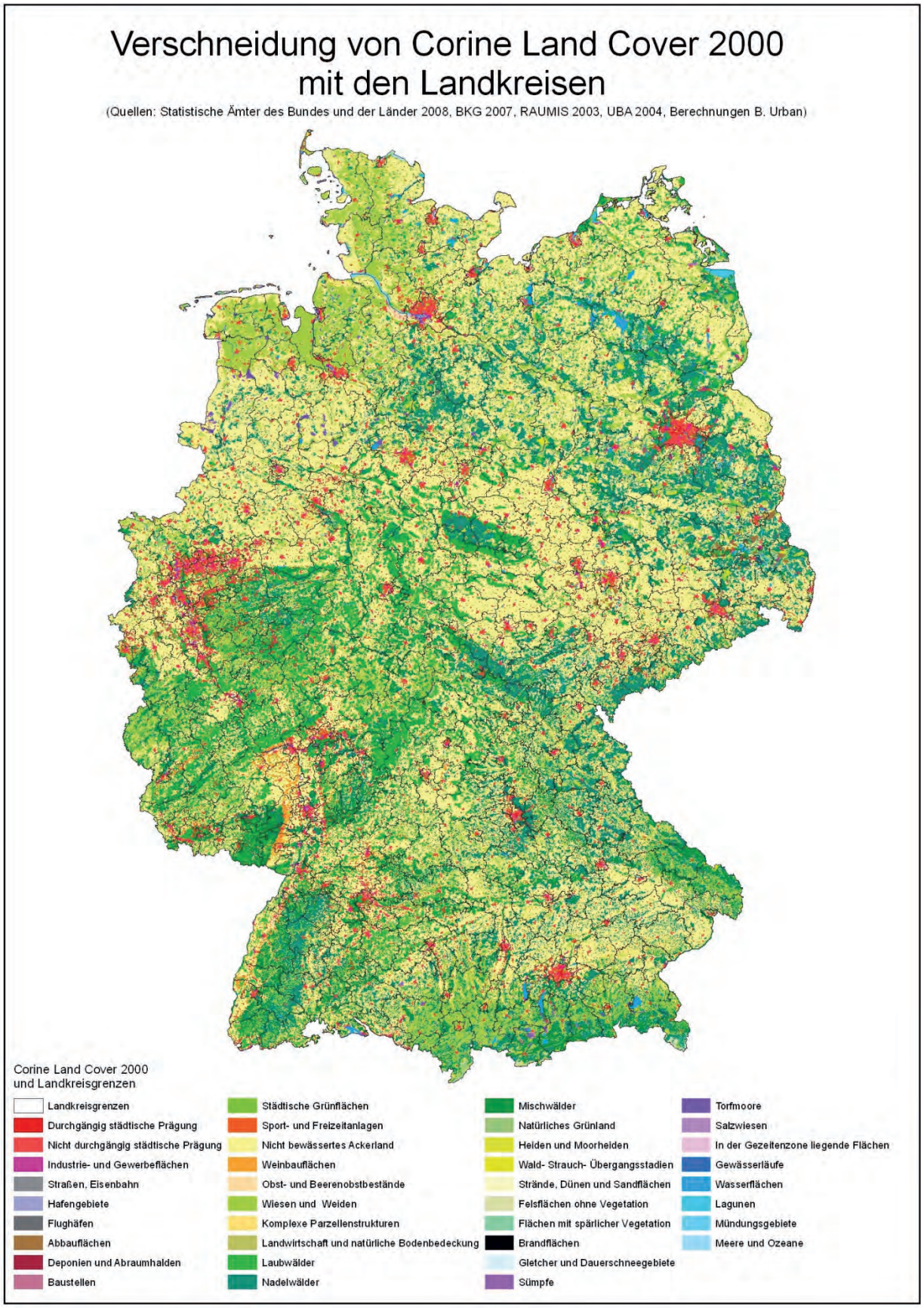


Abb. 13: Verschneidung von Corine Land Cover 2000 mit den Landkreisen

7.4 Ermittlung des Flächenbedarfs für ein Biokraftstoffziel

Als Beispiel dient ein Biokraftstoffziel von 5,75 % Anteil Bioethanol am Benzinabsatz in Deutschland (Ziel der EU Biokraftstoff-Richtlinie für 2010). Dieses Ziel wurde als Bezugspunkt für die vorliegende Arbeit festgelegt, aktuelle Änderungen der politischen oder gesetzlichen Zielsetzungen bleiben außer Betracht.

Für dieses Ziel werden benötigt:

- ca. 1,8 Mio. t Bioethanol, das entspricht
- ca. 7 Mio. t Weizen, das entspricht
- ca. 1 Mio. ha Flächenbedarf (ca. 6 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche Deutschlands)

(FNR 2006, SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 2005). Demgemäß ist mit rund 2 t Bioethanol pro Hektar bzw. knapp 3.000 Litern Bioethanol pro Hektar zu rechnen (BDBE 2009), nach anderer Quelle eher mit 2.500 Liter pro Hektar (IGELSPACHER 2003). Für die Zukunft wäre es für die Ermittlung des Flächenbedarfs auch möglich, statt des durchschnittlichen Wertes die unterschiedlichen Ertragswerte für Weizen in den einzelnen Landkreisen zu Grunde zu legen.

KRAHL & MUNACK (2008) gehen in ihren Potentialbetrachtungen für Biokraftstoffe in Deutschland von einem Anbau auf 2 Mio. ha der landwirtschaftlichen Nutzfläche aus, so dass eine prinzipielle Flächenverfügbarkeit von einer Mio. ha für Bioethanol als realistisch angesehen werden kann.

8 Skizzierung von Szenarien

Um die Wirkungen auf die Biodiversität durch den Anbau in dem genannten Flächenumfang abschätzen zu können, werden zwei unterschiedliche raumbezogene Szenarien entworfen. Dabei erfolgt die angenommene Verteilung der zusätzlichen Weizenflächen nach folgenden Kriterien: bisheriger Weizenanteil, Flächenverschiebungen innerhalb der Landkreise je nach Flächenpotential, Verdrängung von Grünland und Brachen, Belegung von wertvollen Bereichen.

In dem Szenario „räumlich optimiert“ werden - soweit das auf dieser Maßstabsebene möglich ist - nur solche Flächen belegt, die für die Biodiversität weniger bedeutsam sind, insbesondere wird auf die Belegung von Brachen und Grünland verzichtet.

Im „Worst Case“-Szenario werden dagegen die zusätzlichen Flächen mit einer für die biologische Vielfalt ungünstigen Flächenauswahl angenommen, wie z. B. die Beanspruchung von Brachen oder Grünland.

Die Verteilung der zusätzlichen Weizenflächen in den Szenarien erfolgt in drei aufeinander folgenden Schritten:

a. Grundsätzliche Verteilung auf die Landkreise nach bisherigem Weizenanteil; für beide Szenarien gleich (Kap. 8.2),
b. Verteilung innerhalb der Landkreise durch Verdrängung anderer Nutzungen; Unterschiede in den Szenarien bei Brachen und Grünland, die für die Biodiversität bedeutsam sind (Kap. 8.3),
c. Verteilung innerhalb der Landkreise unter Beachtung von für die Biodiversität wertvollen Flächen; je nach Szenario werden diese Flächen in Anspruch genommen oder nicht (Kap. 8.4).

Die Szenarien unterscheiden sich in der Inanspruchnahme von Brachen und Grünland (Kap. 8.3) sowie in der Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen (Kap. 8.4). Im räumlich optimierten Szenario bleiben die genannten Flächenkategorien unberührt, während sie im Worst Case Szenario beansprucht werden.

8.1 Ist-Zustand der Landnutzungen als Ausgangspunkt und Referenzsystem

Als Ausgangspunkt dient der tatsächliche Weizenanteil in den Landkreisen.

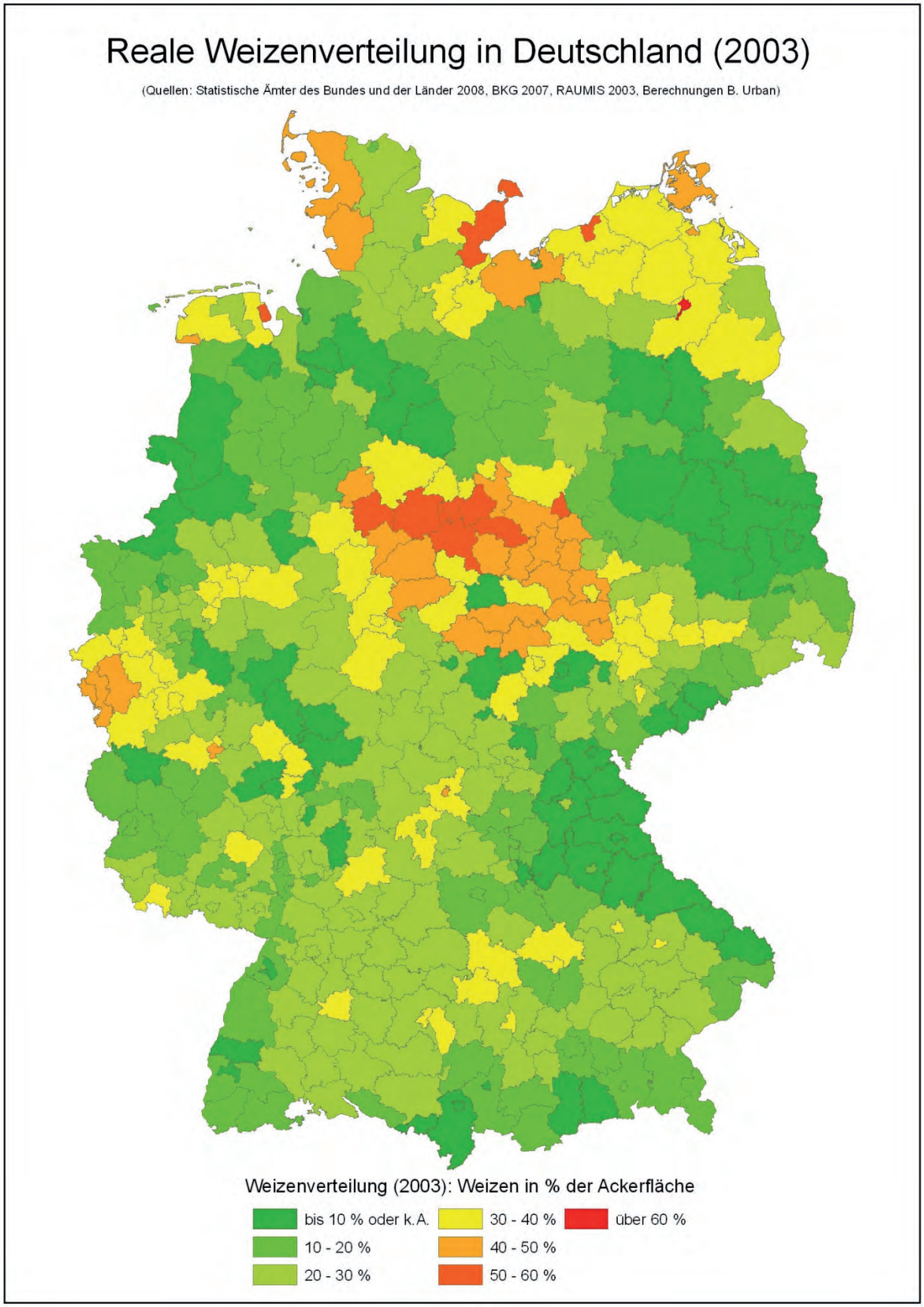


Abb. 14: Reale Weizenverteilung in Deutschland (2003)

8.2 Ermittlung der zusätzlichen Weizenanteile in den Landkreisen

Die zusätzlich benötigten Weizenflächen für die Ethanolproduktion (1 Mio. ha) werden in den Szenarien anteilig der bisherigen Weizenverteilung aufgeteilt. Da die reale Weizenverteilung den jeweiligen ackerbaulichen Potentialen entspricht, wird dadurch unkompliziert eine ackerbaulich sinnvolle Aufteilung angenommen. Grundsätzlich stellt Weizen hohe Ansprüche an den Standort, insbesondere wird ein hohes Nährstoffnachlieferungsvermögen des Bodens verlangt. Typische Weizenböden sind Löss-Lehm-Böden, kalkreiche Böden der Flussauen und Marschen sowie bessere Verwitterungsböden (DIEPENBROCK et al. 2005). Die unterschiedliche Verteilung von Weizen in den Landkreisen ist maßgeblich von den unterschiedlichen Standortpotentialen geprägt (vgl. Abbildung 14). Landkreise mit bereits hohem Weizenanteil haben im Durchschnitt auch ein Standortpotential für anspruchsvollere Kulturarten und bieten damit auch das Potential, mehr Weizen zu produzieren als z. B. ein grünlanddominierter Landkreis, der dieses Standortpotential im bundesdeutschen Querschnitt betrachtet nicht besitzt (SCHUCHARDT 2009 mdl., BRUNOTTE 2009 mdl.). Einzellandkreise, auf die dies aufgrund ihrer geografischen Lage nicht zutrifft (z. B. Kreise an der Grenze von Börde und Geest) bleiben außer Betracht, da eine durchschnittliche Betrachtung vorgenommen wird. Diese grundsätzliche Verteilung wird für beide Szenarien gleich angenommen.

Da auf Landkreisebene gearbeitet wird, ist es nicht erforderlich, im Einzelnen zu beschreiben, welche Nutzungen jeweils durch den zusätzlichen Weizen ersetzt werden. Es werden Flächenverschiebungen innerhalb der Landkreise angenommen, die den Flächenpotentialen entsprechen. Z. B. könnte Weizen auf bisherigen Wintergerstenflächen angebaut werden, Wintergerste könnte auf bisheriges Grünland ausweichen (wenn man im Worst Case einen Umbruch annimmt) usw. (BRUNOTTE 2009 mdl.).

Die Frage, ob besser einzelne Kulturen oder Fruchtfolgen betrachtet werden sollten, hängt von der Zieldefinition der Ökobilanz ab (COWELL et al. 1999). Die Fruchtfolge bleibt im vorliegenden Projekt außer Betracht, da keine Ökobilanz für die Betriebsebene erarbeitet werden soll. Die betrieblichen Veränderungen der Fruchtfolgen wären in den Fruchtartenzusammensetzungen der Aggregationsebene Landkreis bereits enthalten. Auf die zeitliche Abfolge kommt es nicht an. Auf Landkreisebene bleibt die Fruchtartenzusammensetzung gleich, die einzelnen Flächen wechseln.

Die Verteilung der zusätzlichen Weizenflächen erhebt nicht den Anspruch, die wahrscheinlichste Möglichkeit darzustellen. Dazu müssten noch viele andere, zum Beispiel ökonomische Parameter berücksichtigt werden. Hier läge für die Zukunft ein Ansatzpunkt der Kopplung mit agrarökonomischen Modellen. In dem hier vorgelegten Konzept geht es zunächst lediglich darum, eine ackerbaulich realistische Anfangsaufteilung für die 437 Landkreise vorzunehmen, um eine Basis für die exemplarische Anwendung in den Szenarien zu haben.

Für jeden der 437 Landkreise wird die zusätzlich benötigte Weizenfläche ermittelt. Ein Rechenbeispiel mit vereinfachten Zahlen für drei hypothetische Landkreise A, B und C verdeutlicht das Vorgehen. Dabei werden Rundungsfehler der einfachen Darstellung halber in Kauf genommen. Die Ausgangsbedingungen in den gedachten Landkreisen A, B und C seien wie in der folgenden Tabelle 10 beschrieben:

Tab. 10: Ausgangsbedingungen in den fiktiven Landkreisen A, B und C

(LK = Landkreis, LF = Landwirtschaftliche Fläche, GF = Grünlandfläche, AF = Ackerfläche)

LK	**LF (ha)**	**GF (ha)**	**GF (% LF)**	**AF (ha)**	**AF (% LF)**	**Weizenfläche (ha)**	**Weizenanteil an der AF (%)**	**% der Gesamtweizen-fläche von550 ha**
A	1000	300	30	700	70	350	50	**64**
B	1000	400	40	600	60	180	30	**33**
C	1000	800	80	200	20	20	10	**4**
Summe	**3000**					**550**		100

Der zusätzliche Flächenbedarf für Weizen beträgt 6 % der landwirtschaftlichen Fläche (vgl. Kap. 7.4), in dem vereinfachten Beispiel ergibt das 180 ha (6 % der gesamten landwirtschaftlichen Fläche von 3000 ha, vgl. Tab. 11). Diese 180 ha wären entsprechend dem bisherigen Weizenanteil (64 % für Landkreis A, 33 % für Landkreis B und 4 % für Landkreis C) auf die Landkreise zu verteilen. Das führt zu dem ackerbaulich wahrscheinlichen Fall, dass der grünlanddominierte Landkreis C wesentlich weniger zusätzliche Weizenfläche aufweisen würde als der schon weizendominierte Landkreis A.

Tab. 11: Zusätzlich benötigte Weizenflächen in den fiktiven Landkreisen A, B und C

LK	**Zusätzlich benötigte Weizenfläche (%)**	**Zusätzlich benötigte Weizenfläche (ha)**
A	64	115
B	33	59
C	4	7
Summe	100	180

Die maximale Anbaukonzentration für Weizen beträgt bei günstigen Standortbedingungen (und nur dann erhalten nach beiden Szenarien Landkreise sehr hohe Weizenanteile) 66 % der Ackerfläche (Fruchtfolge z. B. Weizen – Weizen – Raps) (KTBL 2005). Dieser Wert wird als Höchstgrenze implementiert; bei der Umsetzung mit den realen Zahlen wird er in 13 Einzelkreisen in den Szenarien überschritten. Diese die Höchstgrenze überschreitenden Flächen werden erneut anteilig auf die Landkreise verteilt. Abbildung 15 zeigt die nach dem dargestellten Schema errechnete Weizenverteilung auf die Landkreise nach den realen statistischen ackerbaulichen Daten. Im Vergleich zu Abbildung 14 ist erkennbar, dass der Weizenanteil entsprechend der obigen Berechnungsmethode

in den bereits weizenreichen Landkreisen stark zunehmen würde (gut erkennbar ist die Hildesheimer Börde). In Abbildung 16 ist die jeweilige Weizenzunahme in den Landkreisen erkennbar.

Die gesamte Weizenfläche in der Bundesrepublik Deutschland betrug im Jahr 2003 2.881.906 ha und damit rund 24 % an der Ackerfläche (STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER 2008). Durch eine zusätzliche Weizenfläche von 1 Mio. ha würde dieser Anteil an der Ackerfläche auf rund 32 % ansteigen.

Bis zu diesem Punkt ist die Anfangsverteilung des Weizens für beide Szenarien gleich. Die Szenarien unterscheiden sich in der Folge lediglich in der Verteilung der zusätzlichen Flächen innerhalb der Landkreise.

Es wäre möglich gewesen, bereits diese Anfangsverteilung auf die Landkreise bei den beiden Szenarien unterschiedlich anzunehmen. Man könnte beispielsweise für das räumlich optimierte Szenario einen maximalen Weizenanteil von 33 % festlegen, um eine dreigliedrige Fruchtfolge zu gewährleisten. Vermutlich hätte man unter dieser Voraussetzung die gesamte erforderliche Fläche nicht verteilen können. Das würde bedeuten, dass das vorgegebene Mengenziel in einer für die Biodiversität optimierten Form nicht erreichbar wäre. Da jedoch bei der vorliegenden Arbeit die Szenarienentwicklung nicht im Mittelpunkt steht, wurde aus Vereinfachungsgründen auf entsprechende Differenzierungen verzichtet.

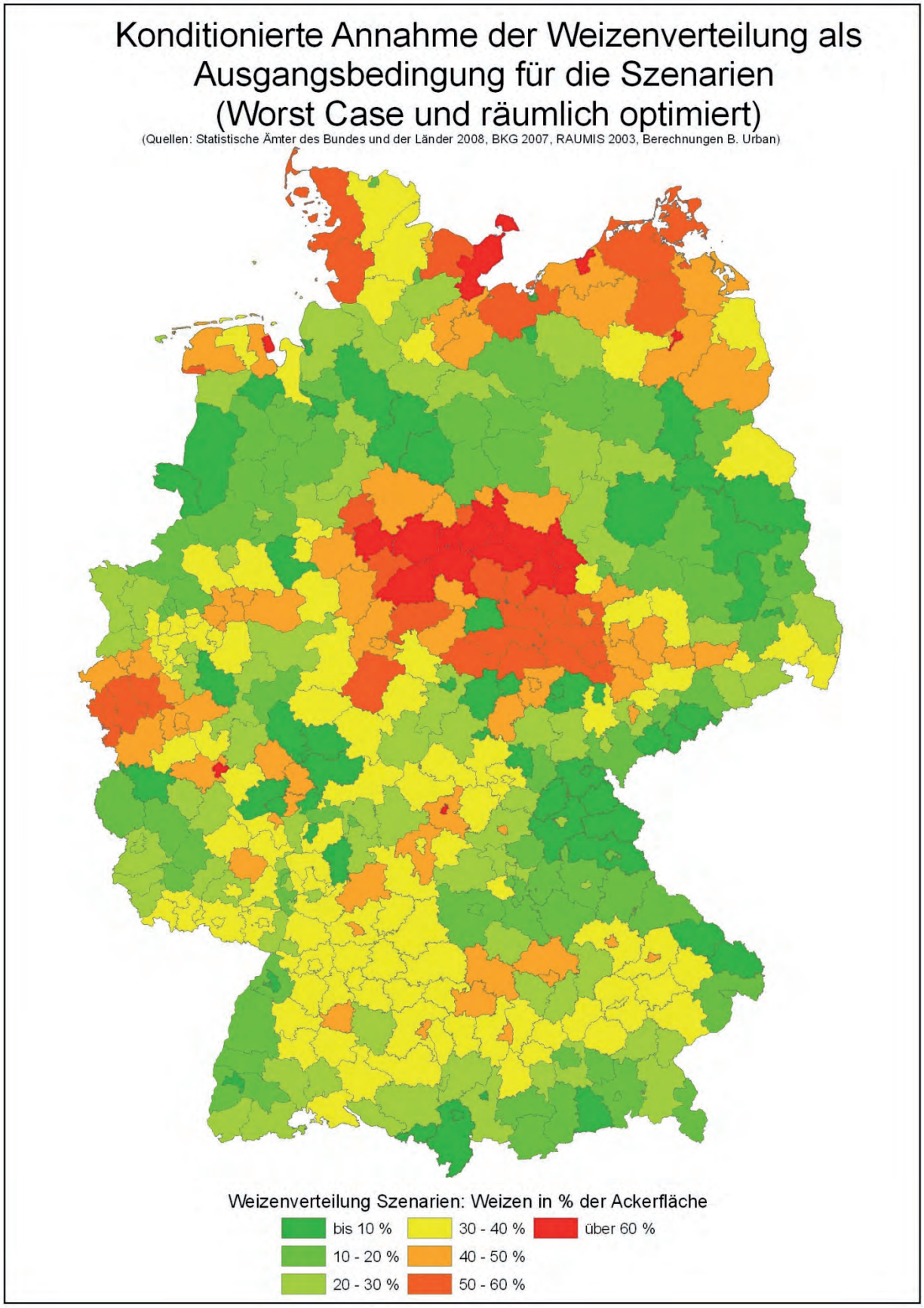


Abb. 15: Konditionierte Annahme der Weizenverteilung als Ausgangsbedingung für die Szenarien (Worst Case und räumlich optimiert)

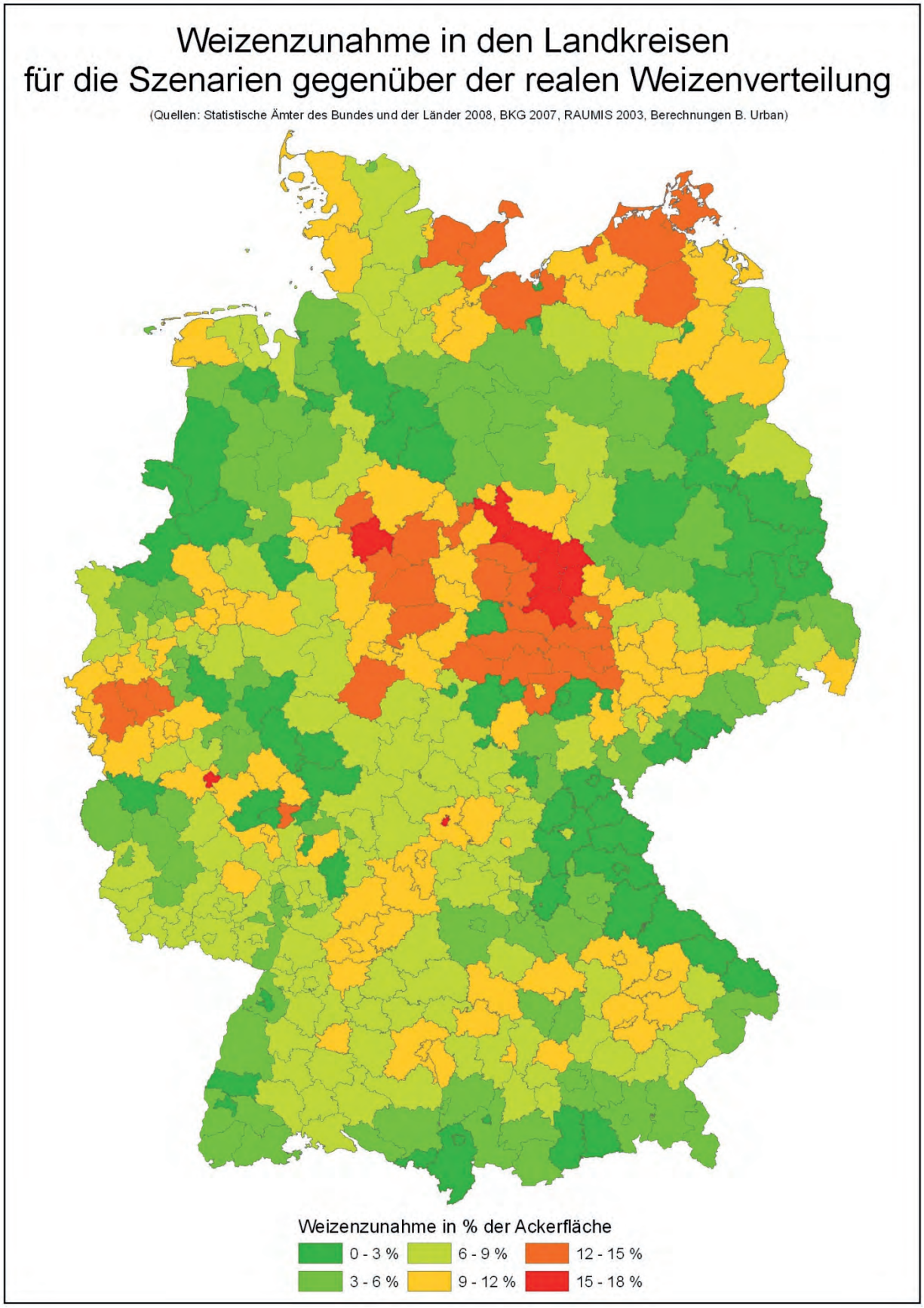


Abb. 16: Weizenzunahme in den Landkreisen für die Szenarien gegenüber der realen Weizenverteilung

8.3 Verteilung der zusätzlichen Flächen innerhalb der Landkreise

Das Worst Case-Szenario soll den ungünstigsten noch realistischen Fall simulieren. Die zusätzlichen Weizenflächen verdrängen andere Flächennutzungen, dabei wird im Worst Case-Szenario von Flächenverschiebungen innerhalb der Landkreise ausgegangen, die auch zu Grünlandumbruch führen. Dabei wird unterstellt, dass die zusätzlichen Weizenflächen entsprechend dem im Landkreis vorliegenden Verhältnis von Ackerland zu Grünland auf diese Nutzungen verteilt werden (vgl. Tab. 12). D. h., in einem grünlanddominierten Landkreis, wie im Beispiel C, würde nur auf wenig zusätzlichen Flächen Weizen angebaut, gleichzeitig jedoch verhältnismäßig viel Grünland umgebrochen werden.

Tab. 12: Zusätzlich benötigte Weizenflächen differenziert nach Ackerland und Grünland in den fiktiven Landkreisen A, B und C

LK	Zusätzlich benötigte Weizenfläche (ha)	Bisheriges Verhältnis Ackerfläche zu Grünlandfläche	Zusätzliche Weizenfläche auf vorheriger Ackerfläche (ha)	Zusätzliche Weizenfläche auf vorheriger Grünlandfläche (ha)
A	115	70 : 30	**80**	34
B	59	60 : 40	35	24
C	7	20 : 80	1	5
Summe	180		117	63

Bei den zusätzlichen Weizenflächen auf bisheriger Ackerfläche wird davon ausgegangen, dass die Hälfte der Brach- und Stilllegungsflächen mit Weizenanbau belegt werden (diese Flächen haben sich 2008 gegenüber 2007 tatsächlich halbiert, STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER 2008). Die weitere Verteilung erfolgt anteilig gemäß der bisherigen Verteilung der Feldfrüchte. Die folgende Tabelle 13 zeigt die Verteilung der ermittelten 80 ha auf bisheriger Ackerfläche für Landkreis A.

Zunächst werden die Brachflächen zur Hälfte belegt (3,5 von 7 ha, gerundet 4 ha), anschließend werden die verbliebenen Flächen von 76 ha anteilig auf die Flächen der anderen Feldfrüchte verteilt. Auf der bisherigen Zuckerrübenfläche würden dementsprechend ca. 39 ha zusätzliche Fläche für Weizenanbau in Anspruch genommen werden:

$$\frac{(80-4)\cdot 175}{350-7} \approx 39\,\text{ha}$$ zusätzliche Weizenfläche

Tab. 13: Verteilung der zusätzlich benötigten Weizenflächen in den Landkreisen A, B und C im Worst Case-Szenario

LK A	Anteil an der Ackerfläche (außer Weizen), (ha)	Anteil an der Ackerfläche (außer Weizen), (%)	Anteilige Verteilung der 80 ha zusätzliche Weizenfläche (ha)
Zuckerrübe	175	50	**39**
Raps	105	30	23
Mais	63	18	14
Brache	7	2	**4**
Summe	350	100	**80**

LK B	Anteil an der Ackerfläche (außer Weizen), (ha)	Anteil an der Ackerfläche (außer Weizen), (%)	Anteilige Verteilung der 35 ha zusätzliche Weizenfläche (ha)
Zuckerrübe	126	30	8
Raps	168	40	10
Mais	105	25	7
Brache	21	5	11
Summe	420	100	**35**

LK C	Anteil an der Ackerfläche (außer Weizen), (ha)	Anteil an der Ackerfläche (außer Weizen), (%)	Anteilige Verteilung der 1 ha zusätzliche Weizenfläche (ha)
Zuckerrübe	108	60	0,5
Raps	45	25	0,2
Mais	26	14,4	0,1
Brache	1	0,6	0,5
Summe	180	100	**1**

Die Ergebnisse der Flächenverteilung für das Worst Case-Szenario zeigen Tab. 14 und Abb. 17.

Tab. 14: Worst Case-Szenario: Flächenverteilung für die Landkreise A, B und C

LK A	Ausgangs-situation (ha)	Ausgangs-situation (% an LF)	Szenario (ha)	Szenario (% LF)	Differenz (ha)	Differenz (%)	Szenario (% an neuer AF)
Grünland	300	**30**	266	**27**	-34	-3	
Weizen	350	**35**	465	**46**	115	11	**63**
Zuckerrübe	175	**18**	136	**14**	-39	-4	19
Raps	105	**11**	82	**8**	-23	-2	11
Mais	63	**6**	49	**5**	-14	-1	7
Brache	7	**1**	4	**0,4**	-4	-0,4	0
Summe	1000	100	1000	100	0	0	100

LK B	Ausgangs-situation (ha)	Ausgangs-situation (% an LF)	Szenario (ha)	Szenario (%LF)	Differenz (ha)	Differenz (%)	Szenario (% an neuer AF)
Grünland	400	**40**	376	**38**	-24	-2	
Weizen	180	**18**	239	**24**	59	6	**38**
Zuckerrübe	126	**13**	118	**12**	-8	-1	19
Raps	168	**17**	158	**16**	-10	-1	25
Mais	105	**11**	98	**10**	-7	-1	16
Brache	21	**2**	11	**1**	-11	-1	2
Summe	1000	100	1000	100	0	0	100

LK C	Ausgangs-situation (ha)	Ausgangs-situation (% an LF)	Szenario (ha)	Szenario (% LF)	Differenz (ha)	Differenz (%)	Szenario (% an neuer AF)
Grünland	800	**80**	795	**79,5**	-5,2	-0,52	
Weizen	20	**2**	27	**2,7**	6,5	0,65	**13**
Zuckerrübe	108	**10,8**	108	**10,8**	-0,5	-0,05	52
Raps	45	**4,5**	45	**4,5**	-0,2	-0,02	22
Mais	26	**2,6**	26	**2,6**	-0,1	-0,01	13
Brache	1	**0,1**	1	**0,1**	-1	-0,05	0,2
Summe	1000	100	1000	100	0	0	100

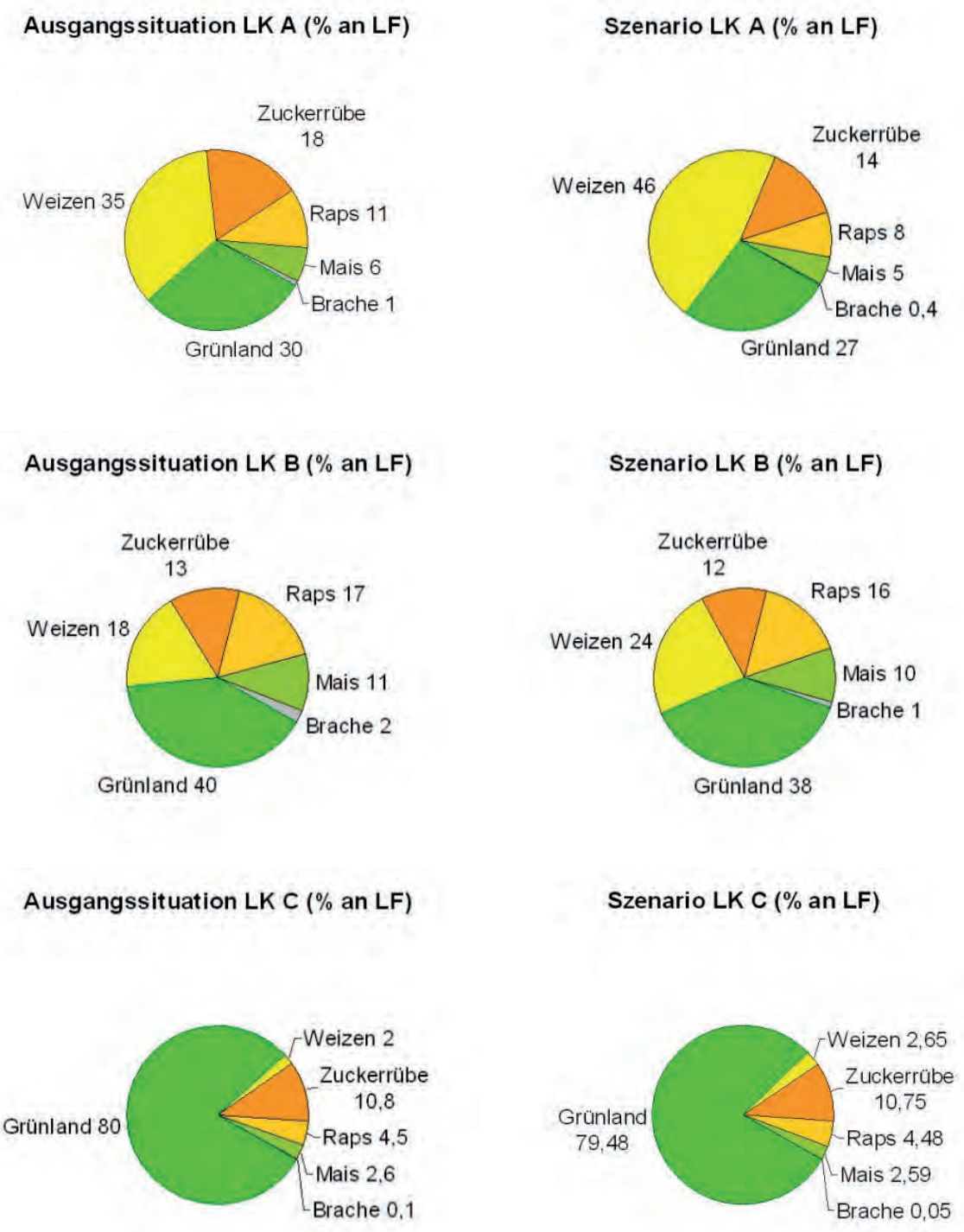


Abb. 17: Worst Case-Szenario: Flächenverteilung für die fiktiven Landkreise A, B und C

Im räumlich optimierten Szenario wird von Flächenverschiebungen innerhalb der Landkreise ausgegangen, die nicht zu Grünlandumbruch oder zur Inanspruchnahme von bisherigen Brachen führen (im Gegensatz zum Worst Case-Szenario). Grünland und Brachen bleiben also unverändert erhalten. Die Verteilung innerhalb der Landkreise erfolgt anteilig gemäß der bisherigen Verteilung der Feldfrüchte (Es werden, wie vorstehend beschrieben, Flächenverschiebungen innerhalb der Landkreise angenommen.). Dabei

kann aus ökonomischen Gründen mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass Weizen als einträglichste Fruchtart erhalten bleibt und der Weizen für Ethanol zusätzlich angebaut wird, soweit dies unter Fruchtfolgeaspekten möglich ist. Deswegen wird die zusätzliche Fläche für Energieweizen nicht von der Fläche für Brotweizen abgezogen. Ein anderes Szenario wäre hier jedoch möglich. Letztendlich müsste eine Anbindung an ein Marktmodell erfolgen, um eine wahrscheinliche neue Verteilung zu entwerfen. Die folgende Tabelle 15 für das räumlich optimierte Szenario wurde analog zum Worst Case-Szenario, jedoch ohne Grünland- oder Bracheninanspruchnahme, berechnet.

Tab. 15: Räumlich optimiertes Szenario: Verteilung der zusätzlich benötigten Weizenflächen in den Landkreisen A, B und C

	Anteil an der Ackerfläche (außer Weizen), LK A (ha)	**Anteil an der Ackerfläche (außer Weizen), LK A (%)**	**Anteilige Verteilung der 115 ha zusätzliche Weizenfläche (ha)**
Zuckerrübe	175	50	58
Raps	105	30	35
Mais	63	18	21
Brache	7	2	0
Summe	350	100	**115**

	Anteil an der Ackerfläche (außer Weizen), LK B (ha)	**Anteil an der Ackerfläche (außer Weizen), LK B (%)**	**Anteilige Verteilung der 59 ha zusätzliche Weizenfläche (ha)**
Zuckerrübe	126	30	19
Raps	168	40	25
Mais	105	25	16
Brache	21	5	0
Summe	420	100	**59**

	Anteil an der Ackerfläche (außer Weizen), LK C (ha)	**Anteil an der Ackerfläche (außer Weizen), LK C (%)**	**Anteilige Verteilung der 7 ha zusätzliche Weizenfläche (ha)**
Zuckerrübe	108	60	3,9
Raps	45	25	1,6
Mais	26	14	1,0
Brache	1	1	0
Summe	180	100	**7**

Die Ergebnisse der Flächenverteilung zeigen die folgende Tab. 16 und Abb. 18:

Tab. 16: Räumlich optimiertes Szenario: Flächenverteilung für die Landkreise A, B und C

	Ausgangs-situation LK A (ha)	**Ausgangs-situation LK A (%)**	**Szenario LK A (ha)**	**Szenario LK A (%)**	**Differenz (ha)**	**Differenz (%)**	**Szenario LK A (%AF)**
Grünland	300	**30**	300	**30**	0	0	
Weizen	350	**35**	465	**46**	115	11	66
Zuckerrübe	175	**18**	117	**12**	-58	-6	17
Raps	105	**11**	70	**7**	-35	-4	10
Mais	63	**6**	42	**4**	-21	-2	6
Brache	7	**1**	7	**1**	0	0	1
Summe	1000	100	1000	**100**	0	0	100

	Ausgangs-situation LK B (ha)	**Ausgangs-situation LK B (%)**	**Szenario LK B (ha)**	**Szenario LK B (%)**	**Differenz (ha)**	**Differenz (%)**	**Szenario LK B (%AF)**
Grünland	400	**40**	400	**40**	0	0	
Weizen	180	**18**	239	**24**	59	6	40
Zuckerrübe	126	**13**	107	**11**	-19	-2	18
Raps	168	**17**	143	**14**	-25	-2	24
Mais	105	**11**	89	**9**	-16	-2	15
Brache	21	**2**	21	**2**	0	0	4
Summe	1000	100	1000	**100**	0	0	100

	Ausgangs-situation LK C (ha)	**Ausgangs-situation LK C (%)**	**Szenario LK C (ha)**	**Szenario LK C (%)**	**Differenz (ha)**	**Differenz (%)**	**Szenario LK C (%AF)**
Grünland	800	**80**	800	**80,00**	0	0	
Weizen	20	**2**	27	**2,65**	6,5	0,65	13
Zuckerrübe	108	**10,8**	104	**10,41**	-3,9	-0,39	52
Raps	45	**4,5**	43	**4,34**	-1,6	-0,16	22
Mais	26	**2,6**	25	**2,50**	-1,0	-0,10	13
Brache	1	**0,1**	1,0	**0,10**	0	0	0,5
Summe	1000	100	1000	**100**	0	0	100

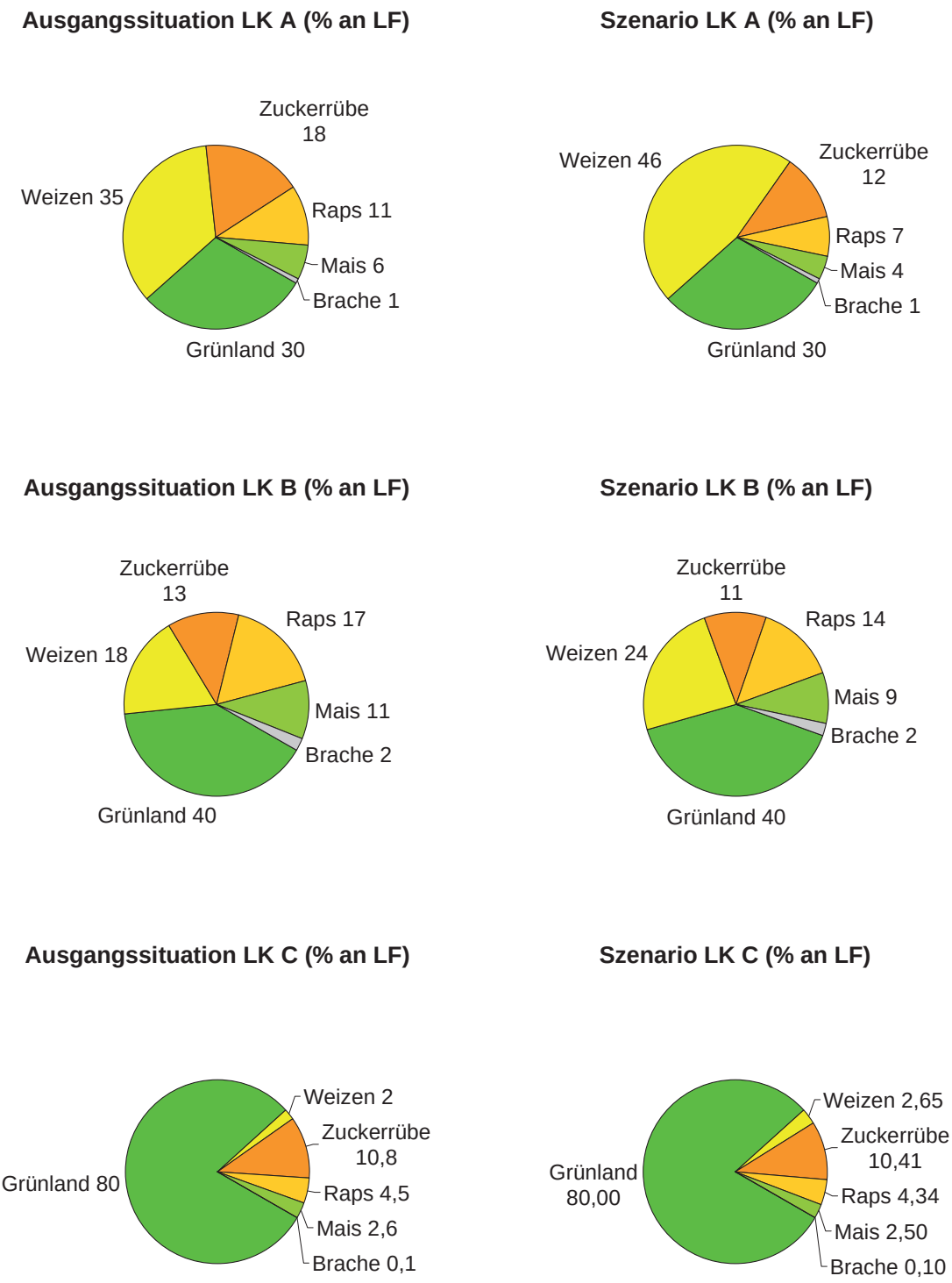


Abb. 18: Räumlich optimiertes Szenario: Flächenverteilung für die Landkreise A, B und C

Die Abbildungen 19 bis 23 zeigen die nach dem beschriebenen Vorgehen errechneten Werte für die unterschiedliche Verteilung auf Brachen und Grünland im Vergleich mit den realen statistischen ackerbaulichen Daten. Abbildung 19 bildet den Anteil an Brachen im Worst Case-Szenario ab. Abbildung 20 zeigt im Vergleich dazu den Anteil an Brachen, der im räumlich optimierten Szenario erhalten bleiben würde. Die jeweilige Dif-

ferenz in den verschiedenen Landkreisen ist in Abbildung 21 als Abnahme der Brachen im Worst Case-Fall abzulesen. Im Ergebnis würden die Brachen von 938.287 ha (STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER 2008) im Worst Case-Szenario auf 568.087 ha abnehmen; letzteres entspräche einem Anteil von 60,5 %. Die Brachen würden also um 39,5 % abnehmen.

Den realen Anteil an Grünland, der im räumlich optimierten Fall erhalten bleibt, zeigt Abbildung 22. Die Abnahme im Worst Case-Szenario ist Abbildung 23 zu entnehmen. In der Bilanz würde das Grünland von 4.965.371 ha (STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER 2008) auf 4.750.966 ha im Worst Case-Szenario abnehmen, was einer Abnahme um 4,3 % entspräche.

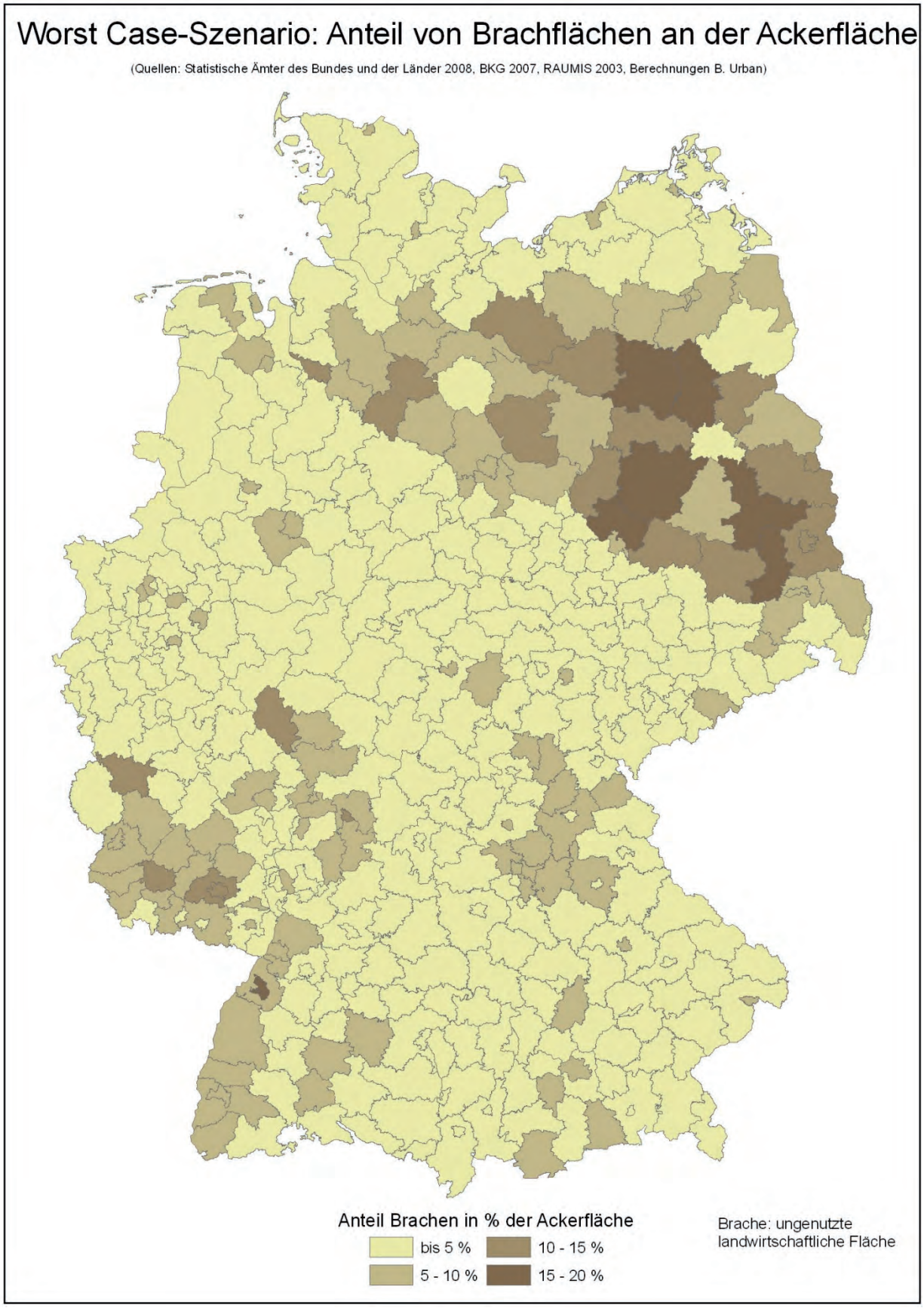


Abb. 19: Worst Case-Szenario: Anteil von Brachflächen an der Ackerfläche

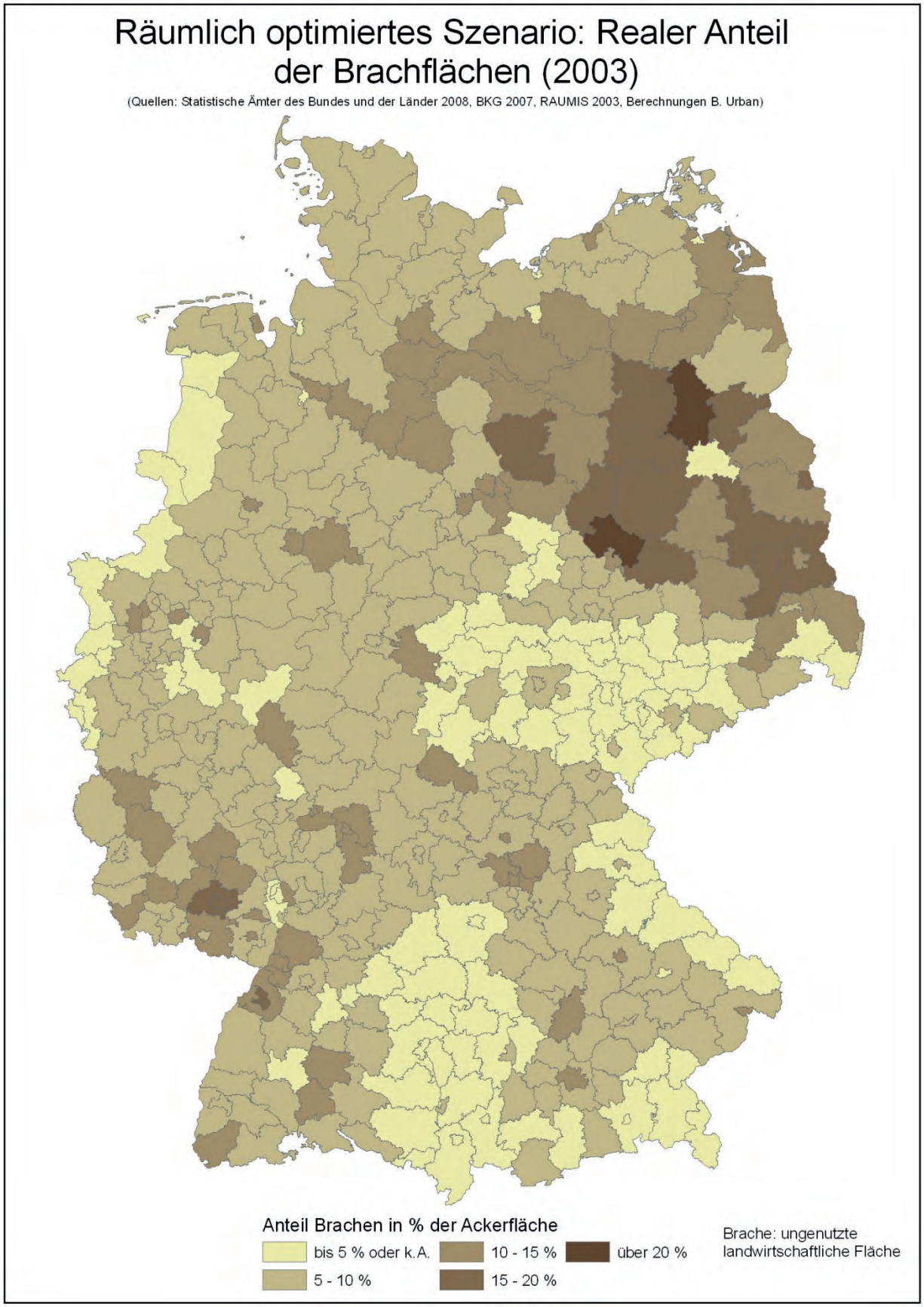


Abb. 20: Räumlich optimiertes Szenario: Realer Anteil der Brachflächen (2003)

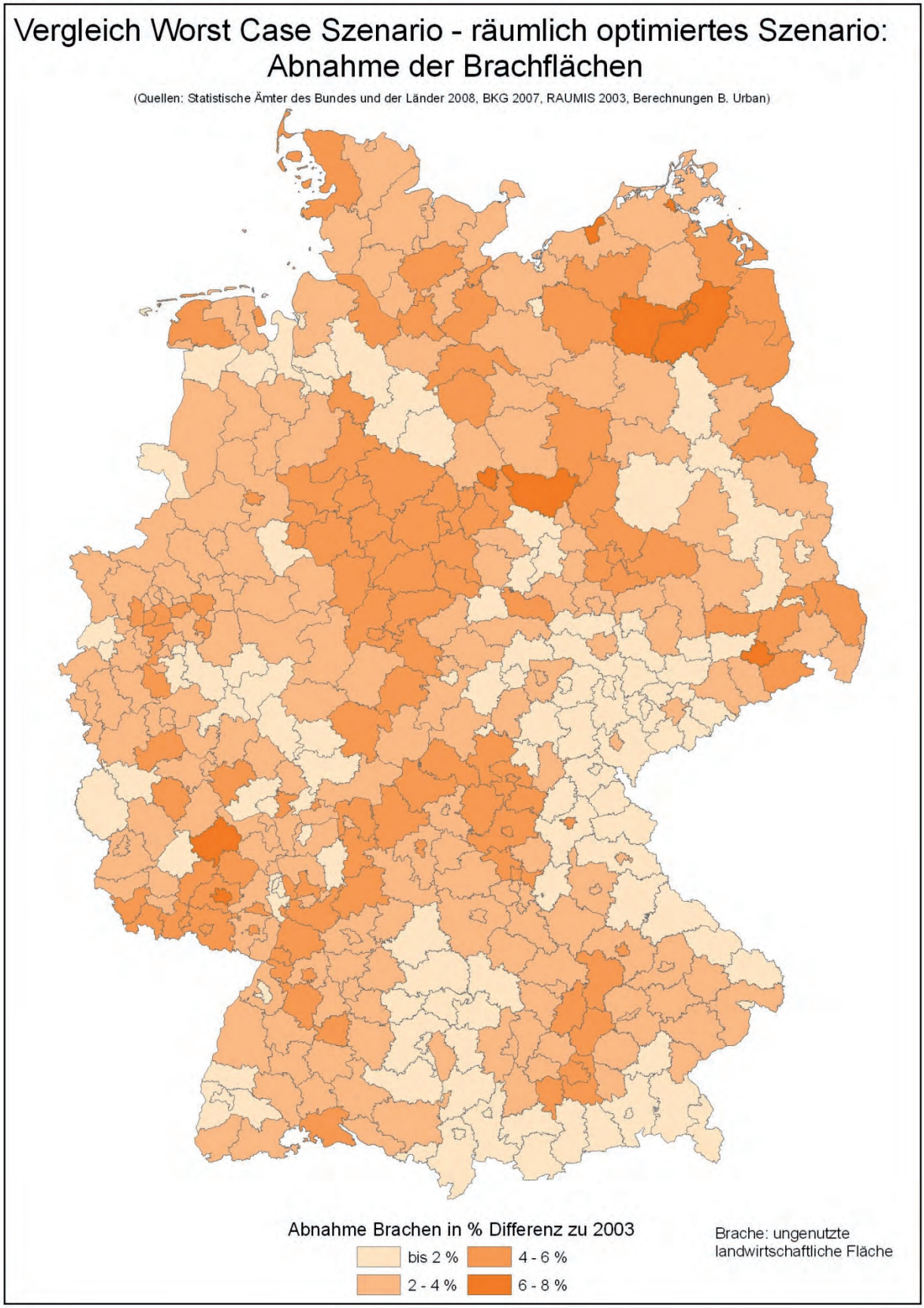


Abb. 21: Vergleich Worst Case-Szenario - räumlich optimiertes Szenario: Abnahme der Brachflächen

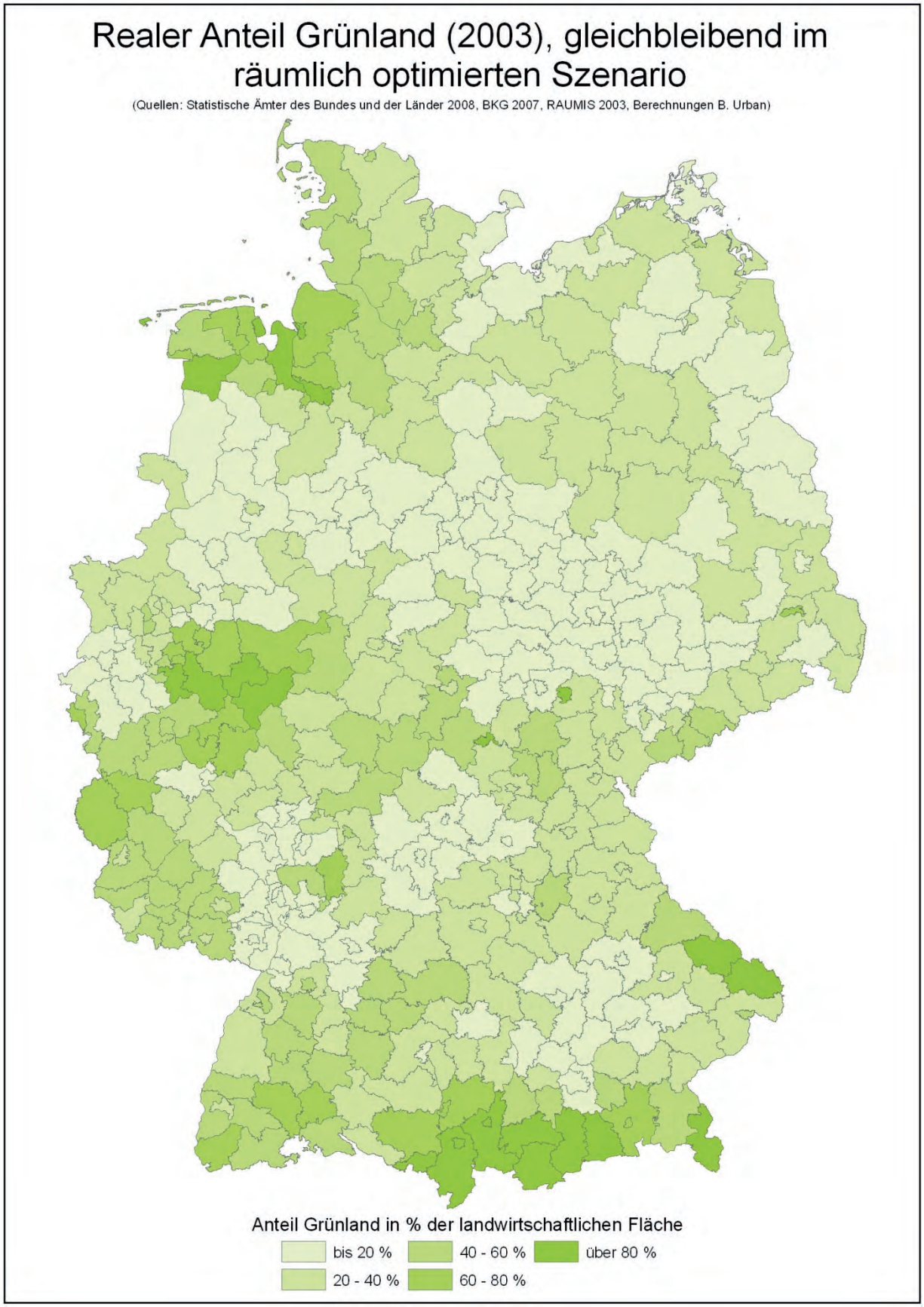


Abb. 22: Realer Anteil Grünland (2003), gleichbleibend im räumlich optimierten Szenario

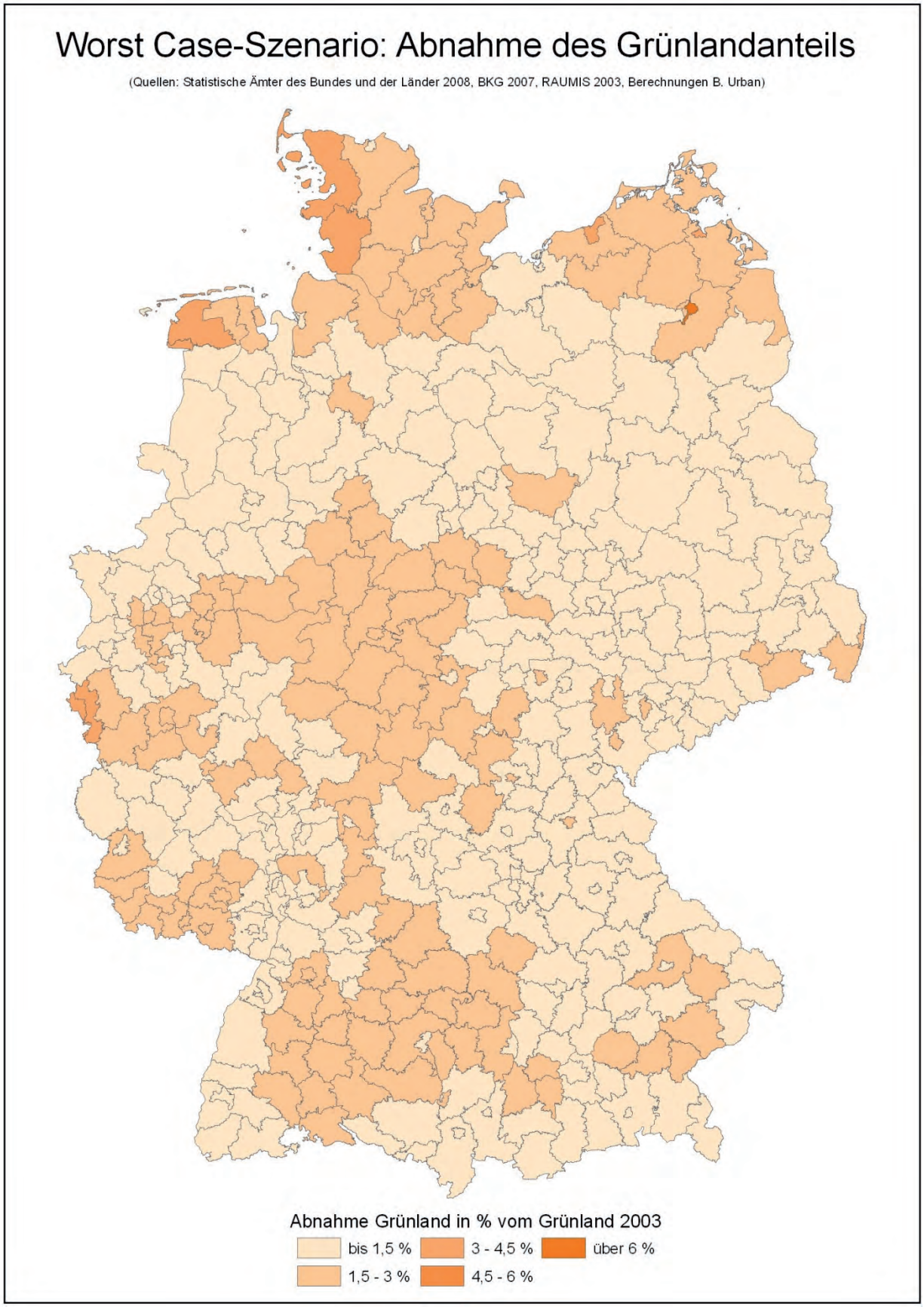


Abb. 23: Worst Case-Szenario: Abnahme des Grünlandanteils

Bis zu diesem Punkt unterscheiden sich die beiden Szenarien darin, ob die zusätzlichen Weizenflächen auch auf Grünland und Brachen verteilt werden (Worst Case) oder nicht (räumlich optimiertes Szenario. Im Folgenden werden die Szenarien um das Kriterium „wertvolle Flächen“ in den Landkreisen weitergeführt.

8.4 Verteilung unter Berücksichtigung wertvoller Flächen

Im Szenario „räumlich optimiert“ werden die zusätzlich benötigten Flächen, soweit das auf dieser Maßstabsebene möglich ist, räumlich optimiert verteilt. Es sind folglich Flächen zu identifizieren, die für die biologische Vielfalt wertvoll sind und deren großflächige Belegung aufgrund des zusätzlichen Weizenanbaus negativ zu bewerten wäre. Diese Flächen sollen dementsprechend im räumlich optimierten Szenario unverändert erhalten bleiben. Im Worst Case-Szenario werden diese Flächen dagegen bevorzugt belegt. Dabei wird nicht davon ausgegangen, dass der Weizenanbau direkt auf den wertvollen Flächen stattfinden müsste. Vielmehr wird, wie vorstehend beschrieben, von Flächenverschiebungen innerhalb der Landkreise ausgegangen, die letztendlich zu einer Belegung wertvoller Flächen führen (Worst Case) bzw. nicht führen (räumlich optimiert). So können z. B. genügsamere Kulturen, vom Weizen verdrängt, auf wertvollere Biotopflächen verschoben werden, sodass der Weizenanbau ursächlich für diesen Anbau wäre.

Um welche Flächen es sich dabei handelt, wird mit Hilfe des Indikators „Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen“ operationalisiert, so dass auch die weitere Beschreibung und Darstellung der Szenarien-Ergebnisse im Zusammenhang mit dem genannten Indikator in Kap. 9.2 erfolgt.

9 Entwicklung eines Indikatorensystems

9.1 Die Indikatoren in der Übersicht

Die Entwicklung des Indikatorensystems ist das Kernstück der Methodenentwicklung. Die Wirkungsindikatoren stellen in der Summe ein Charakterisierungsmodell (Indikatormodell) dar, das die Wirkungen des zusätzlichen Anbaus auf die Biodiversität abschätzen soll (Kap. 5.5). Für alle Indikatoren soll der Wert der Ausgangssituation mit den Szenarien verglichen werden, um die Auswirkungen des zusätzlichen Weizenanbaus für Ethanol beurteilen zu können.

In Bezug auf existierende Agrarumweltindikatoren kann prinzipiell zwischen einzelbetrieblichen Indikatorensystemen (Beispiele REPRO oder KUL, für die Abbildung von Biodiversität MANUELA, vgl. VON HAAREN et al. 2008b) und nationalen bzw. regionalen Indikatoren unterschieden werden. Letztere verwenden kleinmaßstäbig vorliegende aggregierte Daten, um zu Aussagen über überbetriebliche Entwicklungen zu gelangen. Viele

Indikatoren können auf verschiedenen Skalenebenen verwendet werden (BERGSCHMIDT 2004). Für den hier angestrebten Zweck kommen Indikatoren von der betrieblichen bis zur nationalen Ebene in Frage, da die Ökobilanz auf Bundesebene die (summierten) Effekte auf allen Skalenebenen bzw. flächenkonkreten Ebenen berücksichtigen muss.

Für die Methodenentwicklung auf Bundesebene werden die Landkreise als Bewertungsobjekte herangezogen. Letztere bilden, soweit möglich, darunter liegende Skalenebenen ab. Mit den Indikatoren, die für die Landkreisebene bewertet werden können, sollen alle räumlichen Wirkebenen (Nutzflächen, Umgebung der Nutzflächen und Landschaft) der Veränderungen durch den zusätzlichen Weizenanbau für Bioethanol abgebildet werden. Erst in der Gesamtschau ermöglichen die Indikatoren eine Aussage darüber, wie der zusätzliche Weizenanbau für den betrachteten Landkreis aus Sicht der biologischen Vielfalt zu bewerten ist. Durch den Bezug auf die Landkreisebene und die Verwendung von Modellkulturen werden die Wirkungen auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen zusammengeführt.

Zur Charakterisierung der unterschiedlichen Wirkungsindikatoren nach dem Ursache-Wirkungszusammenhang werden die international eingeführten Benennungen nach dem DPSIR-Modell verwendet und um die Betroffenenseite (Wert und Empfindlichkeit der Landschaftsfunktionen entsprechend der ökologischen Risikoanalyse) erweitert (Kap. 3.2).

Folgende Indikatoren, deren Auswahl in den folgenden Kapiteln begründet und erläutert wird, wurden verwendet:

1. Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen (Einzelflächen, Anteil an der Landkreisfläche, Kap. 9.2),
2. Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten in den Landkreisen (Kap. 9.3),
3. Anteil an Kleinbiotopen an der landwirtschaftlichen Fläche (Datengrundlage auf Gemeindeebene, hier bezogen auf Landkreisebene, Kap. 9.4),
4. Fruchtarteneinschätzung auf Landkreisebene (Kap. 9.5),
5. Stickstoffdünger-Einsatz in den Landkreisen (Kap. 9.6),
6. Pflanzenschutzmittel-Einsatz in den Landkreisen (Kap. 9.7),
7. optionale Aggregation zu „Situationstypen“ der Landnutzungen (Kap. 9.8).

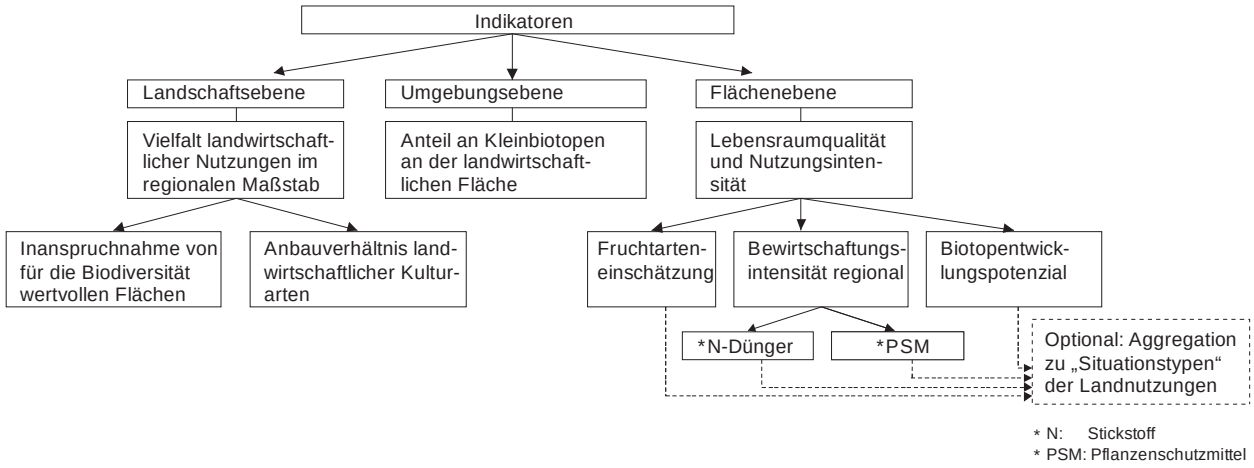


Abb. 24: Indikatorensystem

Die folgende Tabelle 17 zeigt den jeweiligen Bearbeitungsstand der Indikatoren für das vorliegende Projekt sowie ihre Einordnung als Belastungs- (Pressure-) bzw. Wirkungs- (State-/Impact-) Indikatoren.

In den folgenden Kapiteln werden jeweils die Bedeutung des Indikators, die Datenlage und das Vorgehen bei der Indikatorenentwicklung erläutert.

Grundlage für die Bewertung sind die realen statistischen ackerbaulichen Daten für das Bezugsjahr 2003 (soweit vorhanden, ansonsten wird auf andere Jahre ausgewichen) im Vergleich zur jeweiligen Situation in den beschriebenen Szenarien. Bewirtschaftungsstandards, die eigentlich eingehalten werden müssten, z. B. eine dreigliedrige Fruchtfolge oder maximale Düngermengen nach Cross Compliance, werden nicht berücksichtigt. Für eine Bilanzierung sind die tatsächlichen Bedingungen ausschlaggebend.

Tab. 17: Stand der Ausarbeitung der verschiedenen Indikatoren in der vorliegenden Arbeit

Wirkungsebene, **Verursacherseite: Belastungs-(Pressure-) Indikatoren** **Betroffenenseite: Wirkungs-(State/Impact) Indikatoren**	**Bearbeitungstiefe im Projekt**			
	Prinzipielles Vorgehen entwickelt	**Datenlage geklärt**	**Charakterisierungsmodell ausgearbeitet**	**Indikator vollständig umgesetzt: x** **Indikator beispielhaft umgesetzt: (x)**
Landschaftsebene **(Habitatdiversität und Biotopwert)**				
Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen	x	BfN, UBA, BKG, statistische Ämter, Literatur	x	x
Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten	x	Statistische Ämter, Literatur	x	
Umgebungsebene **(Wirkung auf Landschaftsstrukturen)**				
Anteil von Kleinbiotopen an der landwirtschaftlichen Fläche	x	JKI, statistische Ämter, Literatur		
Indikator für Pressure s. Flächenebene sowie Anbauverhältnis				
Flächenebene **(Lebensraumqualität der landwirtschaftlichen Fläche)**				
Fruchtarteneinschätzung Klassifizierung aufgrund Literaturauswertungen	x	Literatur	x	
Bewirtschaftungsintensität				
Stickstoff-Dünger	x	RAUMIS	x	(x)
Pflanzenschutzmittel	x	JKI		
Biotopqualität der Fläche differenziert nach Wertigkeit - Indikator: Lage wertvoller Agrarbiotope		Landesämter und -ministerien		
Optional: Aggregation zu „Situationstypen“ der Landnutzungen	x	Biotopentwicklungspotential für Nds.: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie		
Fruchtarteneinschätzung, Bewirtschaftungsintensität / Biotopentwicklungspotential				

Legende: Tabellenfelder grün: Betroffenenseite; rot: Verursacherseite

9.2 Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen

9.2.1 Bedeutung des Indikators und Verortung landwirtschaftlicher Flächen

Als wohl gravierendste Auswirkung des Biomasseanbaus auf die Biodiversität wird in der Literatur die Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen genannt (s. Kap. 6.2). Zusammenfassend stellt eine vom WWF herausgegebene Studie fest, dass es dabei ausschlaggebend ist, welche Flächen vom Energiepflanzenanbau beansprucht werden. Solange intensiv genutzte Flächen betroffen sind, können die Effekte negativ, neutral oder sogar positiv sein. Werden dagegen naturnahe Ökosysteme in Mitleidenschaft gezogen, sind gravierende negative Effekte zu erwarten (FRITSCHE et al. 2006). Zur Abbildung von Biodiversitätsveränderungen wird daher als erster Schritt ein Indikator in die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz integriert, der die Inanspruchnahme dieser wertvollen Flächen abbildet.

Um eine räumliche Verteilung der Weizenflächen unter Berücksichtigung von für die Biodiversität wertvollen landwirtschaftlichen Flächen vornehmen zu können, müssen zunächst mittels GIS die landwirtschaftlichen Flächen identifiziert werden. Vorausgesetzt wird, dass landwirtschaftlicher Energiepflanzenanbau grundsätzlich auf der derzeit als „landwirtschaftliche Fläche“ (LF) klassifizierten Fläche stattfindet.

Die Daten der Agrarstatistik beziehen sich zwar auf die einzelnen Landkreise, sind aber ansonsten nicht räumlich verortet, so dass nicht definiert ist, wo die landwirtschaftlichen Flächen im jeweiligen Landkreis liegen. Diese Daten der Agrarstatistik konnten somit zwar für die Zusammenstellung der Modellkulturen auf Landkreisebene genutzt werden, ein Übergang auf einen anderen Datenbestand mit differenzierter räumlicher Verortung war jedoch notwendig. Als Datengrundlage werden dafür die Satellitendaten aus Corine Land Cover 2000 (UBA 2004) verwendet. Eine räumliche Verknüpfung mit den Corine-Daten ist bereits bei den raumbezogenen Vorarbeiten erfolgt (s. Kap. 7.3). Abbildung 25 zeigt die selektierten landwirtschaftlichen Flächen aus Corine Land Cover 2000 (vgl. auch Abbildung 38 mit den landwirtschaftlichen Flächen des Landkreises Verden).

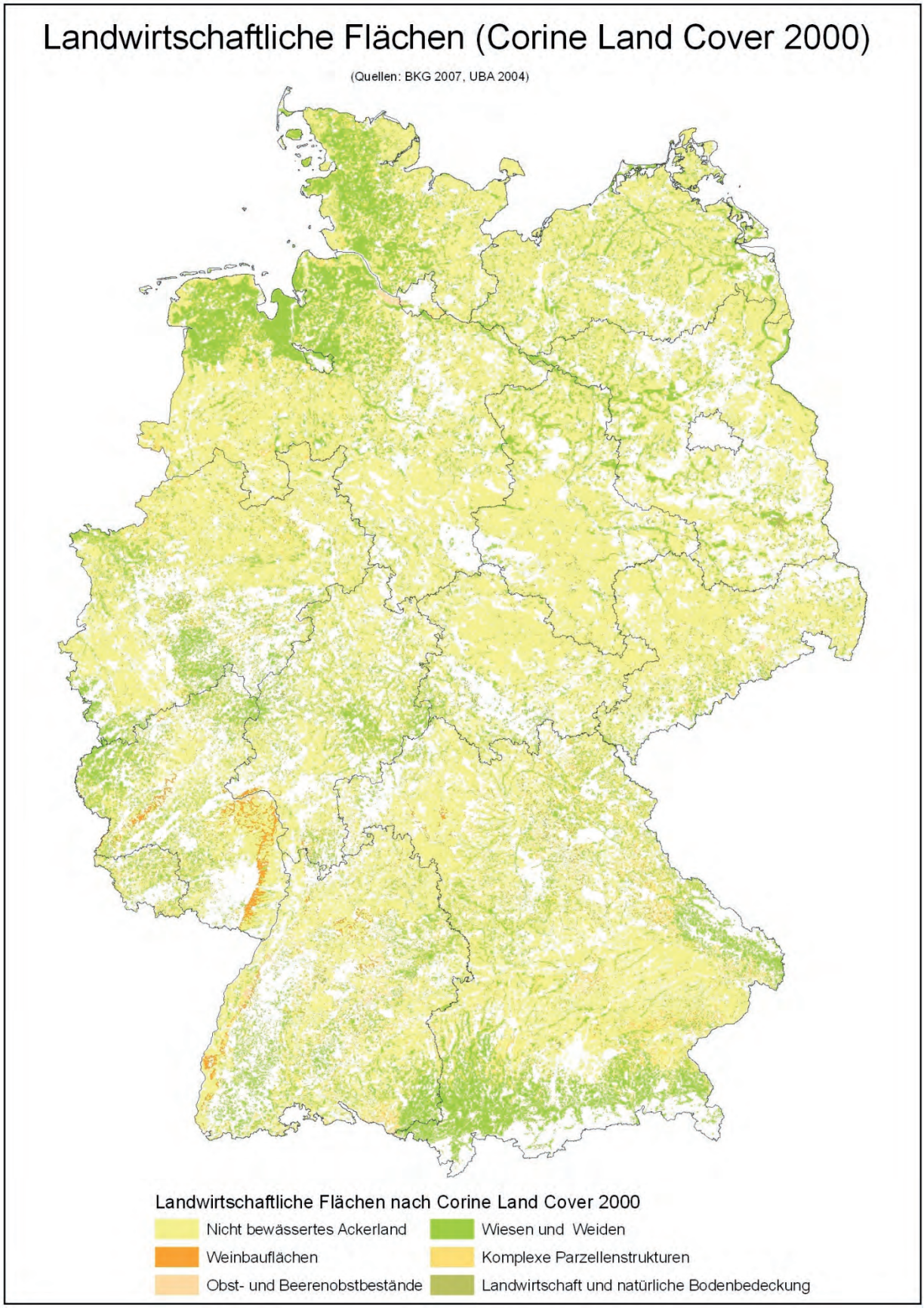


Abb. 25: Landwirtschaftliche Flächen (Corine Land Cover 2000)

Äußerst problematisch ist die fehlende Übereinstimmung der Daten der Agrarstatistik mit den Daten aus Corine Land Cover 2000. Nach der Agrarstatistik für das Jahr 2003 (STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER 2008) sind von der Gesamtfläche Deutschlands (insgesamt rund 35,7 Mio. ha) 17.007.977 ha bzw. rund 48 % landwirtschaftliche Fläche. Nach Corine Land Cover 2000 (UBA 2004) beträgt die landwirtschaftliche Fläche jedoch 21.418.114 ha bzw. rund 60 % der Gesamtfläche. Dabei wird jeweils die Datengeber-Definition des Begriffs „landwirtschaftliche Fläche“ zugrunde gelegt. In Abbildung 26 ist der Anteil landwirtschaftlicher Flächen an der Gesamtfläche nach Corine Land Cover landkreisbezogen dargestellt. Abbildung 27 zeigt die jeweiligen Differenzen zu den Angaben aus der Agrarstatistik. In sehr wenigen, hier grün hinterlegten Landkreisen, sind die landwirtschaftlichen Flächen nach der Agrarstatistik größer. In fast allen Landkreisen sind jedoch die landwirtschaftlichen Flächen nach Corine Land Cover sehr viel ausgedehnter als in der Agrarstatistik angegeben.

Dieser Unterschied ist zwar erklärbar, jedoch für jede Weiterverarbeitung der Daten sehr unbefriedigend. Die augenscheinliche Haupterklärung liegt in den verschiedenen Erfassungsweisen der Daten. Während in der Agrarstatistik die amtlich gemeldeten Daten kumuliert werden, wertet Corine Land Cover Satellitenbilder aus. Die Mindestflächengröße beträgt dabei 25 Hektar, kleinere Flächen werden einer Nachbarfläche mit entsprechender Größe und Priorität zugeschlagen (BOSSARD et al. 2000: Technical guide Corine Land Cover). Corine Land Cover bezieht demgemäß viele Kleinstrukturen in die landwirtschaftliche Fläche mit ein, die nach der Agrarstatistik nicht als landwirtschaftliche Fläche gemeldet sind. Ein gleichartiges Problem stellen MEINEL et al. (2007) bei der Ermittlung von Siedlungs- und Verkehrsflächen fest. Bei einem Vergleich der Daten aus der Statistik (Liegenschaftskataster) mit den Daten aus Corine Land Cover 2000 wurden erhebliche Differenzen deutlich: Bei den Siedlungs- und Verkehrsflächen kommt es zu einer Unterschätzung bei Corine Land Cover im Vergleich zur Statistik. Vermutlich werden kleinere bebaute Flächen von Corine nicht erkannt, während die Liegenschaftsstatistik ganze Flurstücke zur bebauten Fläche rechnet (weiter zu Corine Land Cover Kap. 9.2.2). Neben dieser Haupterklärung der vorstehend gezeigten Abweichungen sind die Datenquellen mit verschiedenen Ungenauigkeiten behaftet, z. B. stimmen für fünf Landkreise die Angaben für die Größen der Ackerflächen in verschiedenen Tabellen der gleichen Agrarstatistik für 2003 nicht überein.

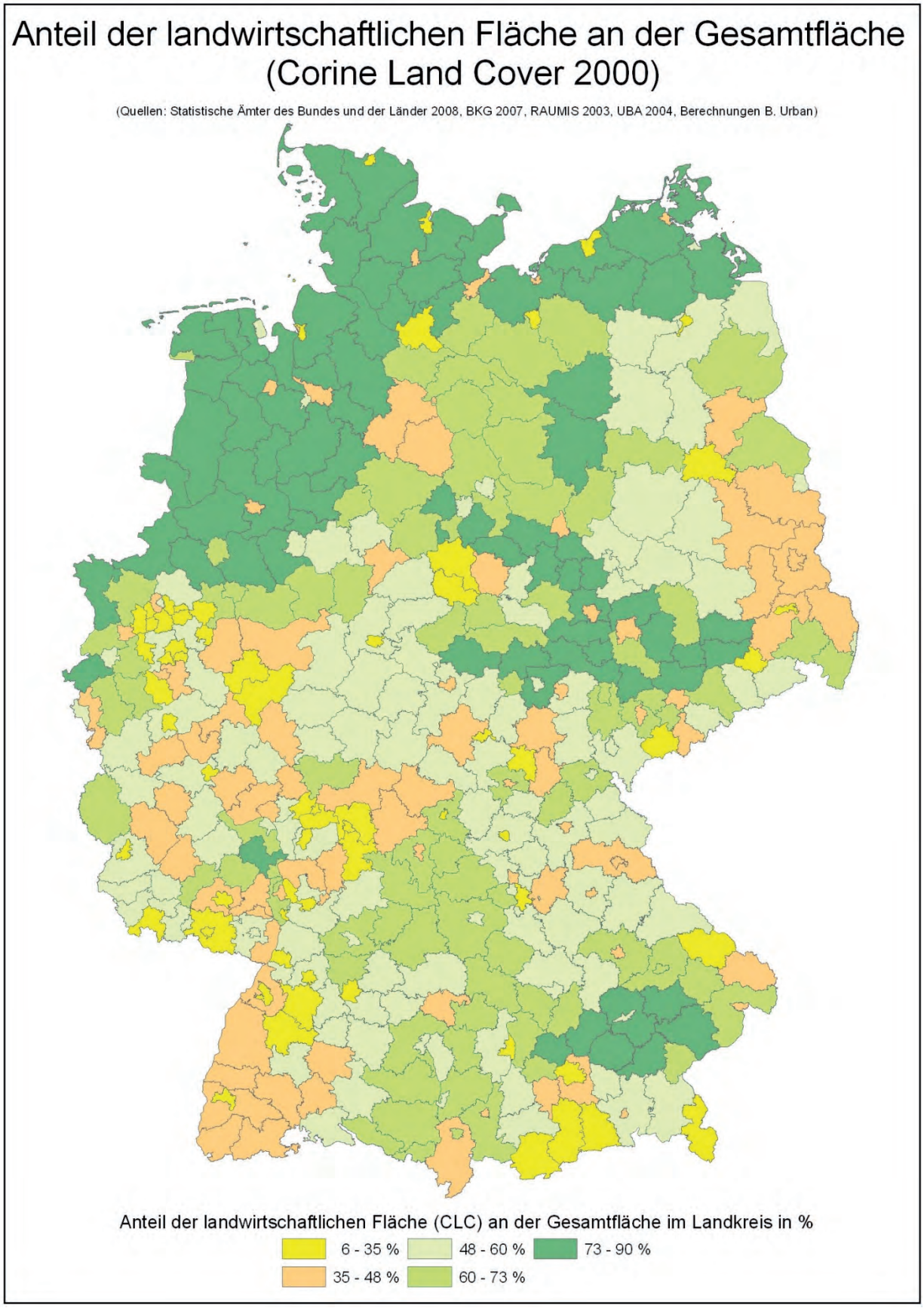


Abb. 26: Anteil der landwirtschaftlichen Fläche an der Gesamtfläche (Corine Land Cover 2000)

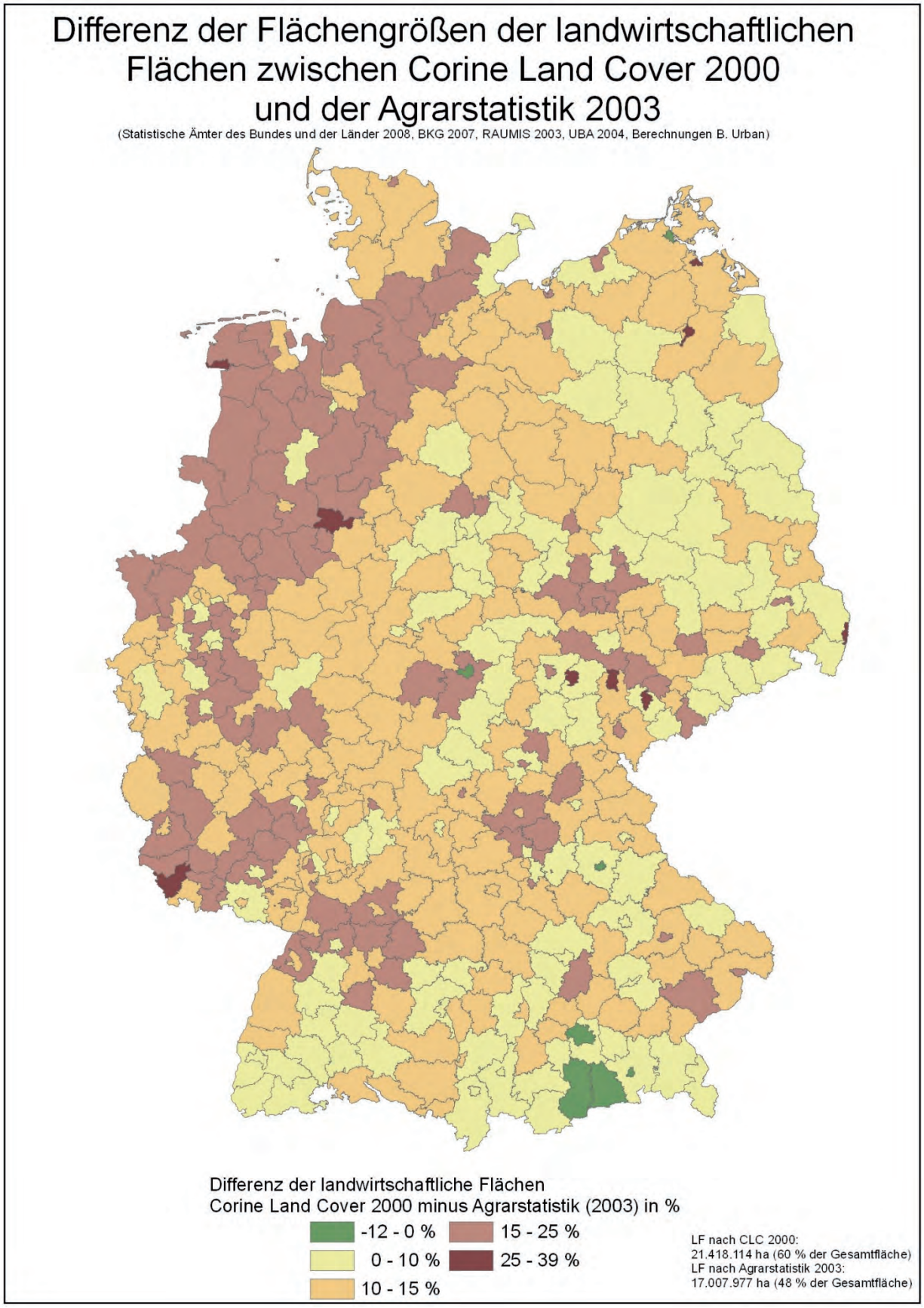


Abb. 27: Differenz der Flächengrößen der landwirtschaftlichen Flächen zwischen Corine Land Cover 2000 und der Agrarstatistik 2003

Trotz der in den Corine-Daten enthaltenen Unsicherheiten, stellt diese Grundlage derzeit die einzige räumlich konkrete verfügbare Datenbasis dar. Eine einheitliche Datengrundlage für Deutschland, die die landwirtschaftliche Fläche räumlich differenziert verortet und gleichzeitig fruchtartenspezifische Daten vorhält, existiert derzeit nicht. Der Übergang von einer Datengrundlage zur anderen ist dadurch nicht zu vermeiden. Aus diesem Grund wird Corine Land Cover an dieser Stelle unter Vorbehalt weiterverwendet.

9.2.2 Identifikation wertvoller landwirtschaftlicher Flächen

Um für die Ökobilanz naturschutzfachlich wertvolle landwirtschaftliche Flächen auf Grundlage von Corine Daten zu identifizieren, wird in Anlehnung an den „High nature value farmland-Indikator“ (HNV-Indikator) vorgegangen (EEA 2004). „Das Herz des High Value Farmland-Konzepts ist die Verbindung von landwirtschaftlichen Lebensräumen und der biologischen Vielfalt“ (BARTEL & SCHWARZL 2008: 5). Der IRENA (Indicator Reporting on the Integration of Environmental Concerns into Agriculture Policy) Report benennt die “High nature value farmland areas” als Indikator für die Auswirkungen auf die Biodiversität im Agrarbereich (EEA 2005). Diese Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert werden definiert als (EEA 2004):

- Landwirtschaftsflächen mit einem hohen Anteil an halb-natürlicher Vegetation,
- Landwirtschaftsflächen mit geringer Nutzungsintensität oder aus einem Mosaik aus halb-natürlichen und genutzten Flächen sowie Landschaftselementen bzw. Kleinstrukturen,
- Landwirtschaftsflächen, die seltene Arten oder einen hohen Anteil an europäischen oder weltweiten Populationen unterstützen.

In Zukunft können Daten des HNV zumindest für Teile einer Plausibilisierung und eines Monitorings der Entwicklung der Bioenergieflächen und der Biodiversitätsentwicklung herangezogen werden. Die Definition des HNV-Indikators war jedoch zum Zeitpunkt der Bearbeitung noch nicht abschließend geklärt; die Parameter sind bisher nicht endgültig operationalisiert. Daher bestanden in Europa noch keine abschließenden Vorschläge zur Flächenausweisung (BARTEL & SCHWARZL 2008). In Deutschland läuft ein Forschungsvorhaben des Bundesamtes für Naturschutz, das sich mit der Datengrundlage und der Umsetzung des HNV-Indikators befasst. Zur Identifizierung der Gebietskulisse werden dort Corine Land Cover-Klassen, agrarökonomische Daten sowie Natura 2000-Flächen benutzt (BFN 2009).

In dem vorliegenden Vorhaben werden in Anlehnung an den HNV-Indikator die folgenden Bereiche als „für die Biodiversität wertvolle Flächen“ definiert:

- CLC-Klasse 242: Komplexe Parzellenstrukturen,
- CLC-Klasse 243: Landwirtschaft und natürliche Bodenbedeckung,
- Natura 2000-Flächen, die innerhalb der landwirtschaftlichen Fläche liegen.

Bei einem Expertentreffen der Europäischen Umweltagentur (EEA) wird den beiden genannten Landnutzungsklassen 242 und 243 bescheinigt: „These classes have a good overlap with preliminary HNV maps“ (HOOGEVEN et al. 2002: 10).

Unter der Leitung der EEA werden mit dem europaweiten Programm Corine Land Cover (CLC) einheitliche Daten der Bodenbedeckung für Europa mit dem Anwendungsschwerpunkt Umwelt bereitgestellt. Die Daten beruhen auf Aufnahmen der Erdbeobachtungssatelliten Landsat-5 und Landsat-7, die nach einer einheitlichen Methodik interpretiert werden. Die Aufnahmen stammen überwiegend aus dem Jahr 2000, einige aufgrund von Bewölkung aus den Jahren 1999 und 2001. Die Kartierung erfolgt im Maßstab 1:100.000, die Erfassungsuntergrenze für flächenhafte Elemente liegt bei 25 ha (KEIL et al. 2005). Das Klassifikationssystem unterscheidet 44 Landnutzungsklassen in drei Hierarchieebenen; in Deutschland kommen davon 37 Klassen vor. Die fünf Hauptkategorien sind:

- Bebaute Flächen
- Landwirtschaftliche Flächen
- Wälder und naturnahe Flächen
- Feuchtflächen
- Wasserflächen

Die folgende Tabelle 18 zeigt die in Deutschland vorkommenden Klassen der landwirtschaftlichen Flächen in den drei Hierarchieebenen.

Tab. 18: Corine Land Cover (CLC) Klassifizierungsschlüssel für landwirtschaftliche Flächen, in Deutschland vorkommende Kategorien (UBA 2004)

CLC-Code	Ebene 1	CLC-Code	Ebene 2	CLC-Code	Ebene 3
2	Landwirtschaftliche Flächen	21	Ackerflächen	211	Nicht bewässertes Ackerland
		22	Dauerkulturen	221	Weinbauflächen
				222	Obst- und Beerenobstbestände
		23	Grünland	231	Wiesen und Weiden
		24	Landwirtschaftliche Flächen heterogener Struktur	242	Komplexe Parzellenstrukturen
				243	Landwirtschaft und natürliche Bodenbedeckung

Die Interpretationsvorschriften, welche Objekte in welche Klasse aufzunehmen sind, sind im Detail im Corine Land Cover Technical Guide - Addendum 2000 (BOSSARD et al. 2000) nachzulesen, die folgenden Ausführungen beruhen darauf. Demzufolge sind Ackerflächen regelmäßig gepflügte, meist im Fruchtwechsel bewirtschaftete Flächen. In Deutschland gibt es lediglich eine dazu gehörende Landnutzungsklasse, das nicht bewässerte Ackerland (in Deutschland nicht vorkommende Klassen sind regelmäßig bewässertes Ackerland sowie Reisfelder). Zum nicht bewässerten Ackerland gehören Flächen zum Anbau von Getreide, Gemüse, Futterpflanzen, Industriepflanzen und Hackfrüchten, einschließlich Blumen- und Baumkulturen sowie Flächen zum Anbau von Arznei-, Aroma- und Gewürzpflanzen. Nicht dazu gehören Wiesen- und Weideflächen. Temporär brachliegende Flächen unter drei Jahren fallen ebenfalls in diese Kategorie. Brachliegende Flächen von mindestens drei Jahren werden dagegen in eine der folgenden Kategorien eingeordnet: 231 (Wiesen und Weiden) oder 32x (Strauch- und Krautvegetation) mit den Unterkategorien 321 (natürliches Grünland), 322 (Heiden und Moorheiden) oder 324 (Wald-Strauch-Übergangsstadien). Aufgrund dieser Einordnung in verschiedene Klassen ist eine räumliche Identifizierung von Dauerbrachen mit Corine Land Cover nicht möglich.

Dauerkulturen sind Kulturen, die in bestimmten Zeitintervallen abgeerntet werden und die Flächen über einen verhältnismäßig langen Zeitraum beanspruchen, bevor sie neu angelegt werden. Zu dieser Kategorie gehören in Deutschland die Weinbauflächen sowie die Obst- und Beerenobstbestände (eine in Deutschland nicht vorkommende Klasse sind zusätzlich die Olivenhaine).

Grünland hat lediglich die Unterkategorie der Wiesen und Weiden (auch außerhalb Deutschlands). Dazu gehören Flächen, die sich nicht im Fruchtwechsel befinden, die mit dichtem Grasbewuchs, durchsetzt mit Blütenpflanzen, aber überwiegend mit Gräsern bewachsen sind. Es handelt sich überwiegend um Weideflächen, jedoch auch um Flächen, auf denen das Futtergras mechanisch geerntet wird. Eingeschlossen sind Dauer- und Wechselweiden einschließlich Bereichen mit Hecken. Temporäres Grünland mit einem typischen Arteninventar (wie *Taraxacum officinale*, *Ranunculus* spp., *Chrisanthemum leucantemmum*, *Knautia arvensis*, *Achilla millefolium*, *Salvia* spp. etc.) gehört nach fünf Jahren ohne Pflugbearbeitung ebenfalls zu dieser Landnutzungsklasse. Nicht unter die Kategorie Grünland fallen hingegen Salzwiesen der Küsten sowie die drei bereits bei Ackerland aufgeführten drei Unterkategorien der Strauch- und Krautvegetation. Insbesondere das dazu gehörende „Natürliche Grünland“ zählt nicht zu den landwirtschaftlichen Flächen. Hierbei handelt es sich um häufig mit Gestrüpp, Fels- und Heideflächen durchsetztes ertragsarmes Grünland, oft in hügeligem Gelände.

Von besonderem Interesse für die vorliegende Arbeit sind die landwirtschaftlichen Flächen heterogener Struktur. Die dazu zählenden Landnutzungsklassen setzen sich aus Bodenbedeckungseinheiten zusammen, die zwar jeweils die Erfassungsuntergrenze von

25 ha unterschreiten, jedoch ein charakteristisches Bedeckungsmuster aufweisen. In Deutschland fallen die beiden als bedeutsam ausgewählten Klassen CLC-Klasse 242 und CLC-Klasse 243 unter diese Kategorie.

Die Klasse „Komplexe Parzellenstrukturen“ besteht aus einem Nebeneinander kleiner Parzellen verschiedener Prägung. Es gibt Anteile von Ackerflächen, Dauerkulturen und Grünland oder zwei Anteile der genannten Flächen. Dabei darf keiner der Flächenanteile 75 % oder mehr einnehmen, da dann eine Einordnung des Polygons in diese dominierende Flächennutzung (z. B. Ackerflächen) erfolgen würde.

Die Klasse „Landwirtschaft mit natürlicher Bodenbedeckung“ besteht überwiegend aus landwirtschaftlich genutzter Fläche, die jedoch durch Teilflächen (< 25 ha) natürlicher Vegetation von signifikanter Größe unterbrochen wird. Dazu zählen beispielsweise Waldstücke oder Feuchtgebiete. Alle Teilflächen (auch die Ackerfläche) unterschreiten 25 ha, da sonst eine Einordnung in der entsprechenden Flächenkategorie erfolgen würde. Diese Klasse wurde definiert, um „naturnähere Landwirtschaftsflächen“ abgrenzen zu können (KEIL et al. 2005). Mit den beiden Flächenkategorien „Komplexe Parzellenstrukturen“ und „Landwirtschaft mit natürlicher Bodenbedeckung“ können naturnähere, kleinteilig strukturierte, landwirtschaftliche Flächen abgegrenzt werden. Abbildung 28 zeigt die mittels GIS selektierten landwirtschaftlichen Flächen heterogener Struktur aus Corine Land Cover 2000. Auffällig ist die Konzentration der selektierten Flächen auf West- und Süddeutschland, während in Ostdeutschland wesentlich weniger dieser Areale vorkommen.

Die Auswahl der bedeutsamen Flächen wird um weitere naturschutzfachlich wertvolle Natura 2000-Gebiete ergänzt. Es entstehen damit Flächen in Anlehnung an den „High-nature-value-farmland-indicator“ (BFN 2009), deren großflächige Belegung durch zusätzliche Weizenflächen negativ zu bewerten wäre. Der Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen in terrestrischen Natura 2000-Gebieten liegt in Deutschland bei rund 40 %, dazu gehören z. B. artenreiche Mähwiesen oder Auengrünland (BFN 2008). Abbildung 29 zeigt die Natura 2000-Gebiete Deutschlands. Diese Flächen werden mittels GIS mit der landwirtschaftlichen Fläche aus Corine Land Cover verschnitten, um die Natura 2000-Flächen zu isolieren, die innerhalb dieser landwirtschaftlichen Flächen liegen. Abbildung 30 enthält die Natura 2000 Gebiete innerhalb landwirtschaftlicher Flächen.

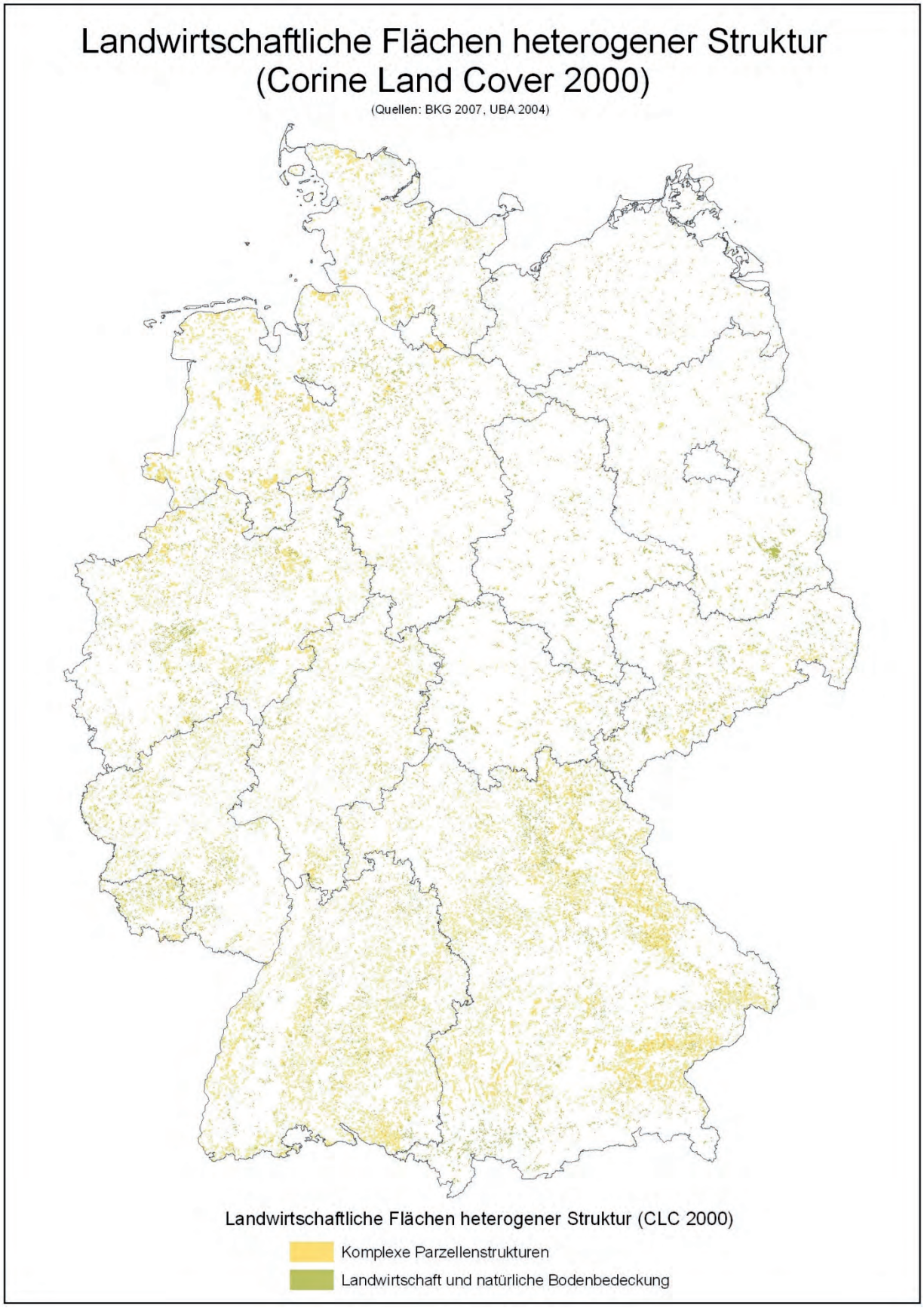


Abb. 28: Landwirtschaftliche Flächen heterogener Struktur (Corine Land Cover 2000)

Abb. 29: Natura 2000 Gebiete

Abb. 30: Natura 2000 Gebiete innerhalb landwirtschaftlicher Flächen

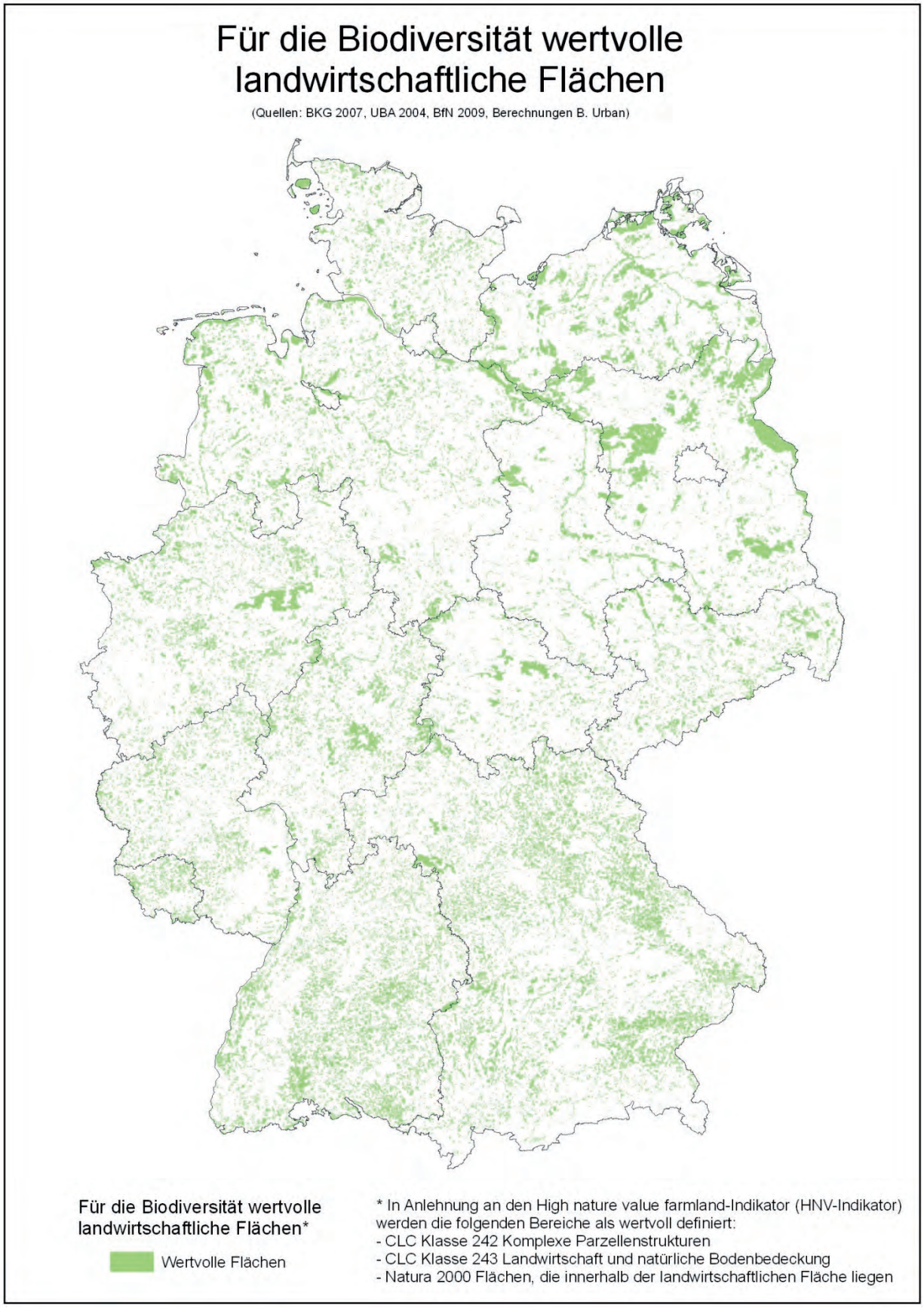


Abb. 31: Für die Biodiversität wertvolle landwirtschaftliche Flächen

Auffällig ist eine Konzentration dieser Flächen in Ostdeutschland, womit sich eine offensichtlich gute Kombinationsmöglichkeit mit den Flächen heterogener Struktur ergibt, die ihren Schwerpunkt in West- und Süddeutschland haben.

Abbildung 31 zeigt die mittels GIS zusammengeführten Flächen aus den Abbildungen 28 und 30, die damit als Resultat die für die Biodiversität als wertvoll definierten Flächen darstellt. Im Ergebnis werden für Deutschland 4.976.219 ha wertvolle landwirtschaftliche Fläche ermittelt, das entspricht 23,2 % der landwirtschaftlichen Fläche nach Corine Land Cover (vgl. auch Abbildung 36 für die wertvollen Flächen in Niedersachsen sowie Abbildung 39 für die ermittelten wertvollen Flächen im Landkreis Verden).

Für methodische Weiterentwicklungen sei an dieser Stelle erwähnt, dass um die wertvollen Flächen mit Hilfe des GIS Pufferbereiche gebildet werden könnten, für die im räumlich optimierten Szenario Nutzungseinflüsse ausgeschlossen werden könnten. Aus zeitlichen Gründen wird diese Möglichkeit in der vorliegenden Arbeit nicht weiterverfolgt.

Für die weitere Entwicklung wäre darüber hinaus die Integration der Anregungen von SALA et al. (2009) in den Indikator erwägenswert. Danach kommt es u. a. darauf an, ob im Raum viele oder wenig geschützte Flächen vorhanden sind. Beim Vorhandensein von nur wenigen geschützten Flächen steigt der Artenverlust bei Flächenverlust steil an. Analog zu SALA et al. (2009) könnte der Flächenverlust umso höher gewichtet werden, je geringer die Zahl und Ausdehnung wertvoller Flächen im jeweiligen Landkreis sind.

Im Worst Case-Szenario wäre es darüber hinaus denkbar, auch solche Flächen einzubeziehen, die bisher nicht landwirtschaftlich genutzt werden. In Frage kämen prinzipiell folgende Klassen, die entsprechend der Klassifizierung von Corine Land Cover nicht zur landwirtschaftlichen Fläche gehören:

- 321 Natürliches Grünland,
- 322 Heiden und Moorheiden,
- 333 Flächen mit spärlicher Vegetation,
- 334 Brandflächen,
- 411 Sümpfe,
- 412 Torfmoore,
- 421 Salzwiesen.

Allerdings könnten diese Flächen nicht ohne zusätzlichen Rechenaufwand den bisher ausgesuchten wertvollen Flächen hinzugefügt werden, da sich die bisher dargestellte Verteilung der Weizenanbauflächen in den Szenarien auf die landwirtschaftliche Fläche Deutschlands bezieht. Sollen darüber hinausgehende Flächen in die Bewertung einbezogen werden, müssten diese zunächst in der Gesamtsumme ermittelt und zur landwirtschaftlichen Fläche hinzu addiert werden. Auf dieser Grundlage müsste die gesamte

Verteilung auf die Landkreise neu berechnet werden. Weiterhin müsste für jeden einzelnen Landkreis die neu zur Verfügung stehende Fläche mittels GIS ermittelt werden. Erst dann könnte die Verteilung unter Berücksichtigung der neuen Gegebenheiten durchgeführt werden. Generell müsste wegen der genannten Berechnungen bei Hinzunahme weiterer „wertvoller Flächen“ beachtet werden, ob sie innerhalb oder außerhalb der landwirtschaftlichen Flächen liegen. Dies ist im GIS zu prüfen. Innerhalb der landwirtschaftlichen Fläche liegende Zusatzflächen könnten zu den „wertvollen Flächen“ addiert werden, außerhalb liegende Flächen müssten neu berechnet werden. Bei sowohl innerhalb als auch außerhalb liegenden Flächen könnten erstere mittels GIS isoliert werden. Letzteres Vorgehen wurde durch die vorstehend geschilderte Behandlung der Natura 2000-Gebiete gewählt: Im Worst Case-Szenario wird angenommen, dass diejenigen Natura 2000-Flächen, die innerhalb der landwirtschaftlichen Flächen liegen, durch den zusätzlichen Weizenanbau und die daraus folgenden Flächenverschiebungen in Anspruch genommen werden.

Für ein plausibles Vorgehen bei Belegungen von nicht landwirtschaftlichen Flächen wäre weiterhin ein Verfahren zu entwickeln, welches anhand von Standortparametern prinzipiell landwirtschaftlich nutzbares Land ermittelt. Standorte ohne ein solches Potential müssten ausgeschlossen werden. Denn die Szenarien erheben zwar nicht den Anspruch, die ackerbaulich wahrscheinlichste Möglichkeit darzustellen, aber es sollen landbaulich plausible Varianten berechnet werden. Da in den Szenarien von Flächenverschiebungen innerhalb der Landkreise ausgegangen wird, müssen die betrachteten Flächen nur ein Mindestmaß an landwirtschaftlicher Eignung erfüllen. Eine grundsätzliche Brauchbarkeit für anspruchslose Kulturen oder Grünland würde dafür ausreichen. Es könnten wertvolle nicht landwirtschaftliche Flächen mit Bodenkarten verbunden werden, um diese Eignung zu ermitteln.

Darüber hinaus können weitere Flächentypen als „wertvolle Flächen“ eingeordnet und von der Belegung ausgenommen werden (z. B. „bedeutsame Flächen für den Biotopverbund“ (FUCHS et al. 2007)). Diese Möglichkeiten werden im Rahmen des vorliegenden Projektes jedoch nicht berechnet, da die Daten noch nicht ausreichend präzise vorlagen und hier überdies das Aufzeigen eines grundsätzlichen Weges zur Integration des raumbezogenen Indikators in die Ökobilanz im Vordergrund steht. Die Plausibilitätsprüfung beschäftigt sich mit der Frage, in welchem Umfang mit der hier benutzten sehr vereinfachenden Flächenauswahl tatsächlich die wertvollen Flächen gefunden werden können.

9.2.3 Indikatorberechnung

Als Ergebnis der beschriebenen Arbeitsschritte liegen die landwirtschaftlich nutzbaren Flächen im GIS vor, die für die Biodiversität als wertvoll definiert wurden. Da bereits eine Verknüpfung mit den Verwaltungsgrenzen der Landkreise im GIS besteht (vgl. Kap. 7.3),

können diese Flächen für jeden Landkreis gesondert, in absoluten und relativen Größen, berechnet und der jeweils benötigten zusätzlichen Fläche für Weizen gegenübergestellt werden. Im Folgenden wird die in der vorliegenden Arbeit entwickelte Indikatorberechnung beschrieben (Operationalisierung bzw. Charakterisierung); eine Darstellung mit vereinfachten Zahlen verdeutlicht zudem das Vorgehen. Dafür sind in Tabelle 19 entsprechende Werte für drei fiktive Landkreise A, B und C zusammengestellt.

Tab. 19: Wertvolle Flächen in den Landkreisen A, B und C

LK	LF (ha)	Zusätzliche Weizenfläche (ha)	Wertvolle Flächen (ha)	Wertvolle Flächen (% LF)	Worst Case Belegung (ha)	Räumlich optimierte Belegung (ha)
A	1000	115	50	5	50	0
B	1000	59	70	7	59	0
C	1000	7	30	3	7	0

Wie in der Tabelle exemplarisch dargestellt, werden im Worst Case-Szenario bevorzugt die wertvollen landwirtschaftlichen Flächen belegt. In Landkreis A werden aufgrund des zusätzlichen Weizenanbaus für Ethanol 115 ha zusätzliche landwirtschaftliche Fläche benötigt. In diesem Landkreis existieren 50 ha wertvolle landwirtschaftliche Flächen, die im Rahmen von Flächenverschiebungen innerhalb des Landkreises im Worst Case-Fall voll in Anspruch genommen werden. Im räumlich optimierten Szenario werden diese Flächen dagegen in ihrem für die Biodiversität wertvollen Status belassen. In Landkreis C werden lediglich 7 ha Zusatzfläche benötigt, diese werden im Worst Case-Fall komplett von den wertvollen Flächen abgezogen. Da jedoch weniger Fläche benötigt wird, bleibt bei Landkreis C auch im Worst Case-Fall noch wertvolle Fläche von der zusätzlichen Nutzung ausgenommen (23 ha verbleiben in ihrem wertvollen Status). Zusammengefasst unterscheidet sich die Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen in den Szenarien also wie folgt:

- Worst Case-Szenario: Komplette Belegung der wertvollen landwirtschaftlichen Flächen. Sollte die zusätzlich benötigte Fläche kleiner sein als die bestehenden wertvollen Flächen, wird so viel wertvolle Fläche beansprucht, wie Zusatzfläche benötigt wird. Nur in diesem Fall bleibt wertvolle Agrarfläche bestehen.
- Räumlich optimiertes Szenario: Keine Beanspruchung der wertvollen landwirtschaftlichen Flächen; der wertvolle Status bleibt erhalten.

Durch die Berechnung dieser beiden Extremmöglichkeiten wird ein Rahmen aufgespannt, in dem sich die zukünftige Realität bewegen könnte. Der Indikator für die Inanspruchnahme von wertvollen Flächen soll diese Beanspruchung abbilden. Bewertet wird der Anteil von im Landkreis beanspruchten wertvollen Flächen (vgl. Tab. 20).

Tab. 20: Inanspruchnahme wertvoller Flächen in den Landkreisen A, B und C

LK	LF (ha)	Wertvolle Flächen (ha)	Wertvolle Flächen (% LF)	Worst Case Belegung (ha)	Worst Case-Erhaltung (ha)	Worst Case: % an belegten wertvollen Flächen im LK	Räumlich optimierte Belegung	Räumlich optimiert: % an erhaltenen wertvollen Flächen im LK
A	1000	50	5	50	0	100	0	100
B	1000	70	7	59	11	84	0	100
C	1000	30	3	7	23	23	0	100

Für jeden Landkreis kann die Worst Case-Belegung mit der räumlich optimierten Belegung verglichen werden. Der Indikator zeigt die vorhandenen wertvollen Flächen pro Landkreis pro ha landwirtschaftlicher Fläche in beiden Szenarien (vgl. Tab. 21).

Tab. 21: Indikator „Wertvolle Flächen pro ha landwirtschaftliche Fläche“ (landkreisbezogen)

LK	LF (ha)	Wertvolle Fläche (ha)	Räumlich optimiert: Indikator wertvolle Fläche pro ha LF	Worst Case: Indikator wertvolle Fläche pro ha LF
A	1000	50	0,05	0
B	1000	70	0,07	0,011
C	1000	30	0,03	0,023
Gesamt	3000		0,05	0,0113

Im Falle des räumlich optimierten Szenarios bleibt der Status Quo an wertvollen Flächen erhalten und entspricht damit dem Ausgangszustand. Dies wird als der bestmögliche Fall festgelegt, da eine Verbesserung durch den zusätzlichen Weizenanbau nicht denkbar ist. Mit Hilfe des Indikators kann die relative Verschlechterung im Worst Case-Fall aufgezeigt werden. In dem vereinfachten Rechenbeispiel treten im Worst Case-Szenario demzufolge die folgenden Verschlechterungen ein:

LK A: 0,05

LK B: 0,059

LK C: 0,007

Die Einzelwerte entstehen durch die Differenzbildung zwischen den Indikatorergebnissen in jedem Landkreis. In Landkreis A beträgt die relative Verschlechterung beispielsweise 0,05, da die komplette wertvolle landwirtschaftliche Fläche des Landkreises von 5 % eingebüßt wird. Ein Gesamtwert für alle Landkreise kann durch Mittelwertbildung errechnet werden. Im Rechenbeispiel beträgt der Indikatorwert im räumlich optimierten Fall 0,05 (5 % der landwirtschaftlichen Fläche werden als wertvoll eingestuft und bleiben in ihrem Status erhalten) und im Worst Case-Fall 0,0113 (nur 1,13 % der landwirtschaftlichen Fläche bleiben in ihrem wertvollen Status erhalten). Die gesamte Verschlechterung über alle Landkreise im Worst Case-Szenario beträgt damit 0,0387, d.h. 3,87 % der

wertvollen landwirtschaftlichen Fläche gehen verloren. Unterschiedliche Landkreisgrößen gehen über eine gewichtete Mittelwertbildung in die Rechnung ein.
Da für jeden Landkreis die wertvolle landwirtschaftliche Fläche bekannt ist, könnte zusätzlich ein maximaler Belegungswert ermittelt werden, der im räumlich optimierten Fall erreichbar ist. Bei einer Überschreitung dieser Flächenmenge würde die Schädigung der biologischen Vielfalt steil ansteigen, da empfindliche Flächen in Anspruch genommen werden müssten.

Die Abbildungen 32 und 33 zeigen die mit dem dargestellten Rechenweg ermittelten Ergebnisse mit den realen Daten.

Abbildung 32 enthält die landkreisbezogenen Werte für das räumlich optimierte Szenario. Diese sind, wie erläutert, mit den realen Gegebenheiten identisch. Die rot hinterlegten Landkreise besitzen anteilsmäßig am wenigsten wertvolle Flächen, nämlich zwischen 2 und 6 % der landwirtschaftlichen Fläche. Der Indikatorwert pro ha landwirtschaftliche Fläche liegt dementsprechend zwischen 0,02 und 0,06. Die dunkelblau gekennzeichneten Landkreise weisen den größten Anteil an wertvollen Flächen auf; die Indikatorwerte reichen bis 0,76, entsprechen also 76 % wertvoller landwirtschaftlicher Fläche im Kreis. Der Mittelwert über alle Kreise beträgt 0,232, entsprechend 23,2 % wertvoller Fläche.

Abbildung 33 präsentiert die ermittelten Ergebnisse für das Worst Case-Szenario. Die wertvollen Flächen werden gemäß dem beschriebenen Weg belegt, dementsprechend ist bereits bei einem optischen Vergleich der Abbildungen 32 und 33 leicht erkennbar, dass die Anzahl der Landkreise mit einem geringen Anteil von für die Biodiversität wertvollen Flächen an der landwirtschaftlichen Fläche im mitteldeutschen Raum, in Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen, sowie an den norddeutschen Küstenbereichen, in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern, und in Teilen Nordrhein-Westfalens zunimmt. Der Mittelwert im Worst Case-Fall beträgt 0,189, entsprechend 18,9 % wertvoller Flächen. Die gesamte wertvolle Fläche nimmt von 23,2 % auf 18,9 %, also um 4,3 Prozentpunkte, entsprechend 925.108 ha, ab. Diese Abnahme entspräche 18,5 %.

Abbildung 34 zeigt die jeweiligen Verschlechterungen des Indikators vom räumlich optimierten Szenario (entsprechend dem Ausgangszustand) zum Worst Case-Szenario für die einzelnen Landkreise auf. In Kapitel 10 wird auf die Integration des Indikators in die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz eingegangen.

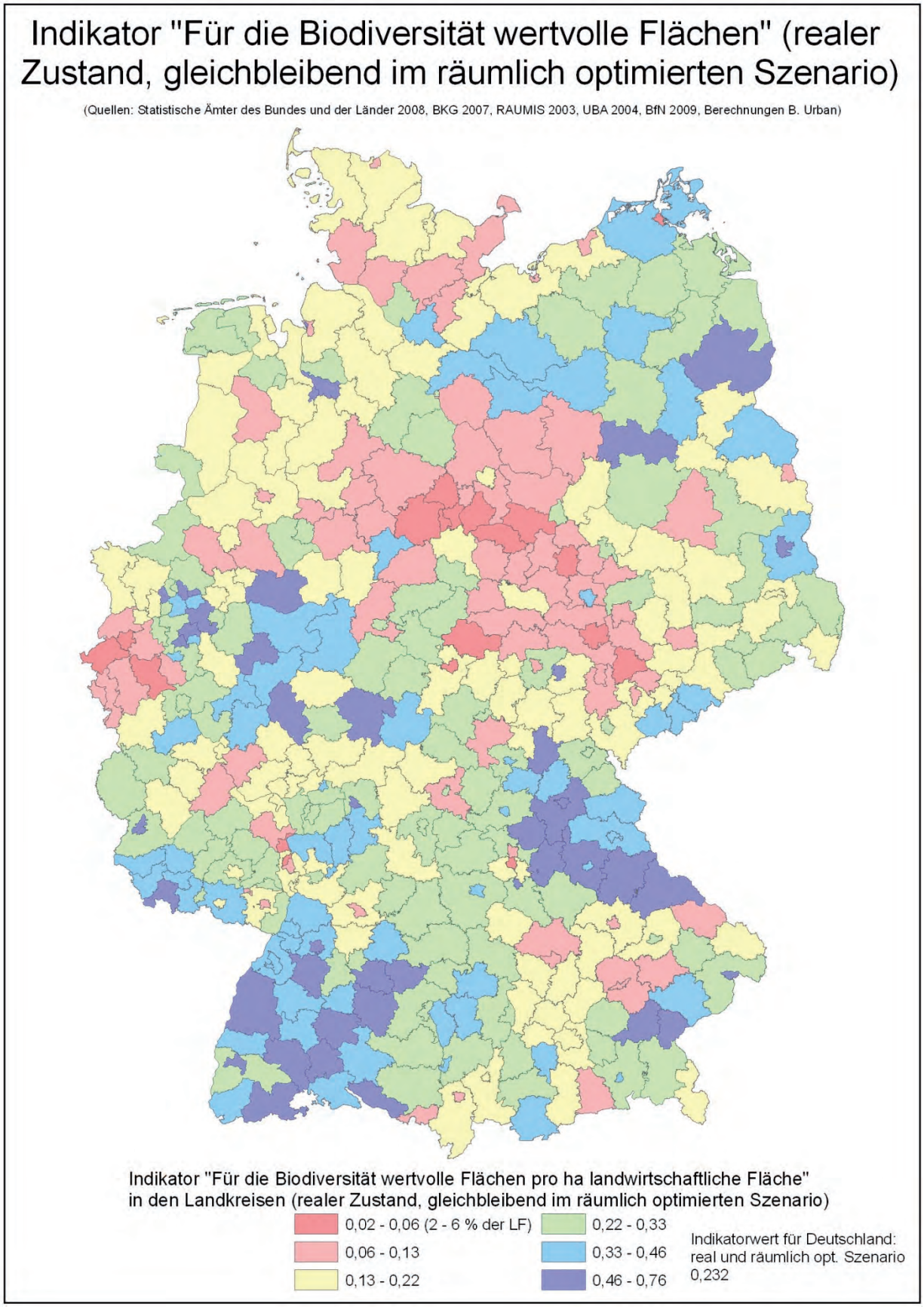


Abb. 32: Indikator „Für die Biodiversität wertvolle Flächen“ (realer Zustand, gleichbleibend im räumlich optimierten Szenario)

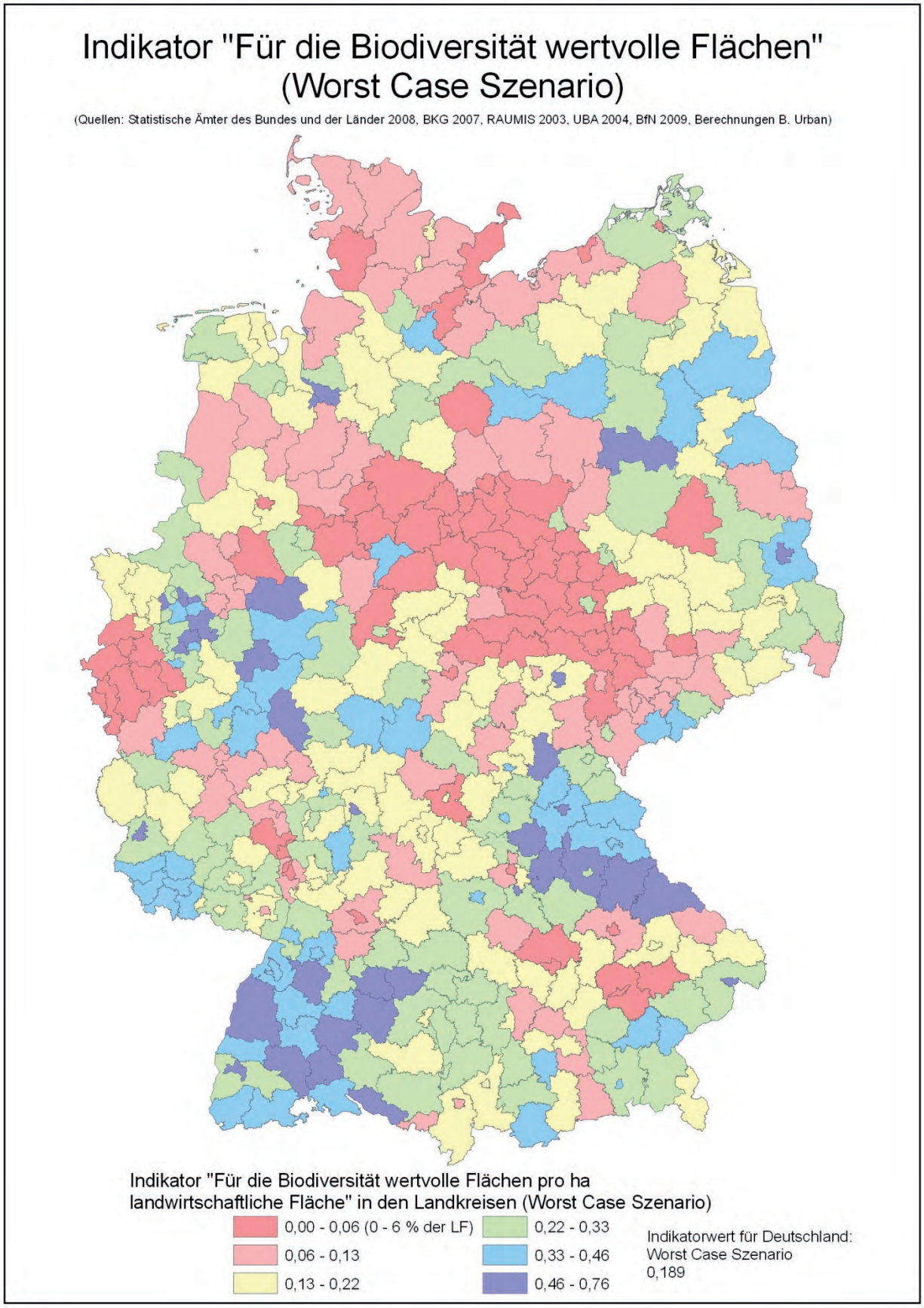


Abb. 33: Worst Case-Szenario: Indikator „Für die Biodiversität wertvolle Flächen“

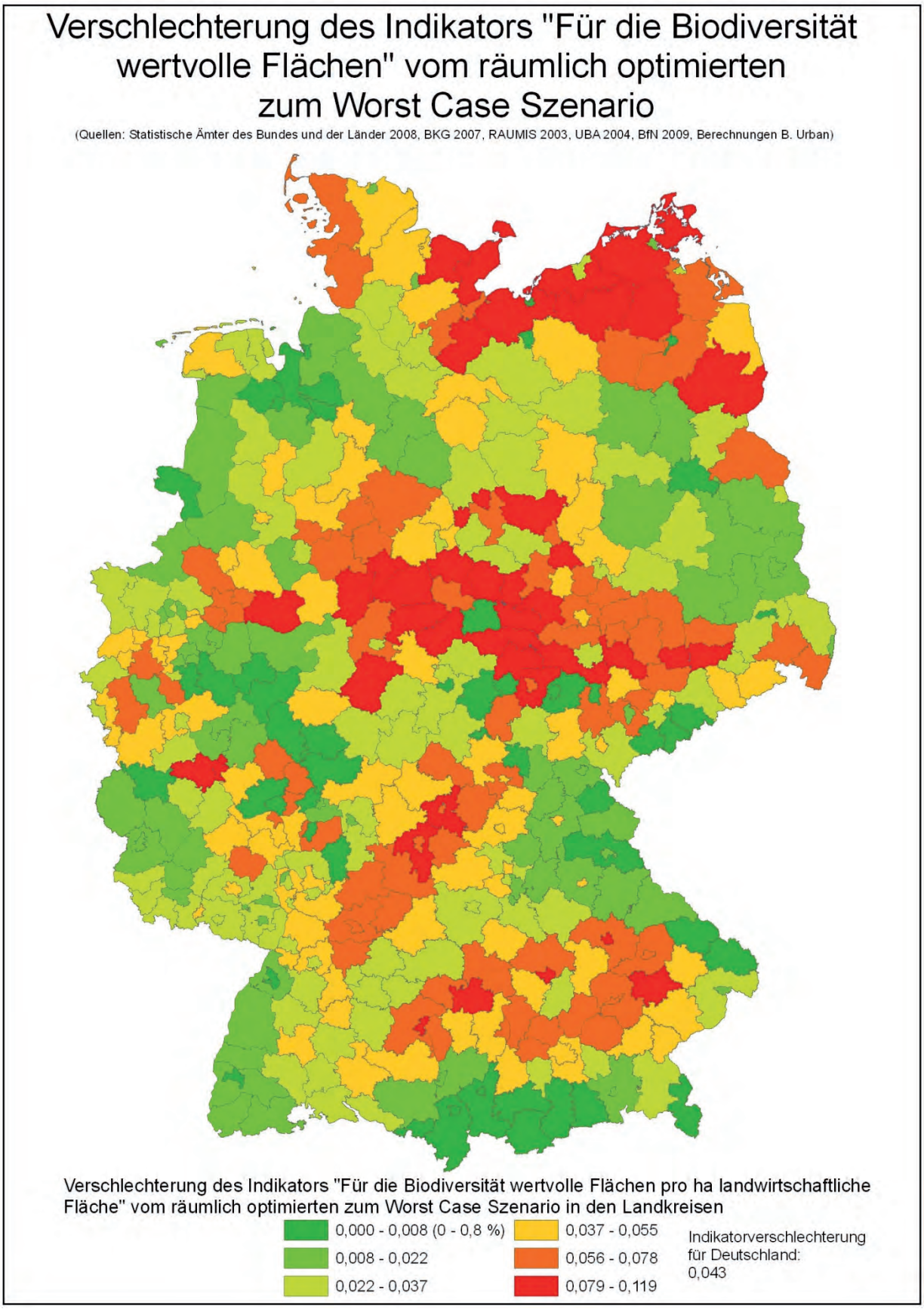


Abb. 34: Worst Case-Szenario: Verschlechterung des Indikators „Für die Biodiversität wertvolle Flächen“ im Vergleich zum räumlich optimierten Szenario

9.3 Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten

Vielfältigere Lebensbedingungen durch vielfältigere Nutzungen erhöhen die Chance für das Vorkommen von mehr Tier- und Pflanzenarten in einem betrachteten Raum. Eine abwechslungsreiche Fruchtfolge bietet unterschiedliche Habitatbedingungen und hat damit erwiesenermaßen diversitätsfördernde Effekte für die Artenvielfalt (GLEMNITZ et al. 2008b). Historisch betrachtet hat sich die Anzahl von verschiedenen Kulturpflanzen in der Zeit von 1950 bis 1980 erheblich verringert; diese Verarmung hat sich negativ auf die vergesellschafteten wildwachsenden Pflanzenarten ausgewirkt (KNAUER 1995). Vielfältige Fruchtfolgen wirken sich positiv auf die Lebensbedingungen von wirbellosen Tieren in der Agrarlandschaft aus (SCHINDLER & SCHUMACHER 2007). Ein signifikanter Einfluss des Fruchtartenspektrums auf den Artenrückgang ist nachgewiesen (GLEMNITZ et al. 2008a). Die Kulturartenvielfalt wird häufig als Indikator für die potenzielle Biodiversität in der Agrarlandschaft genutzt, auch wenn er ohne flächenkonkrete Untersuchungen lediglich eine Annäherung an die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen bieten kann (WIEHE et al. 2009) und nur zusammen mit dem vorstehend behandelten Verlust wertvoller Flächen in die Ökobilanz eingehen sollte. So kann es z. B. zu Fehlaussagen führen, wenn der Grünlandumbruch für den intensiven Anbau einer Feldfrucht in einem grünlanddominierten Gebiet als Erhöhung der Anbauvielfalt positiv bewertet würde.

Die Vielfalt der landwirtschaftlichen Flächen ergibt sich nach OPPERMANN et al. (2003) aus der Nutzungstypenvielfalt (vgl. Tabelle Indikator Nr. 4), der Nutzungsintensität (vgl. Tabelle Indikator Nr. 5) und der Strukturierung der Landschaft. Dafür schlagen OPPERMANN et al. (2003) folgende Indikatoren vor (vgl. Tab. 22):

Tab. 22: Indikatoren für die Vielfalt der landwirtschaftlichen Flächen (OPPERMANN et al. 2003)

	Indikatorbereiche/ Indikatoren	**Bemerkung**	**Quantifizierbar**	**Bewertbar**
A	*Nutzungs- und Flächenvielfalt:*			
1	Anzahl Kulturpflanzenarten Ackerbau	Zusammenfassung zu Kernindikator Nr. 4	x	
2	Dito für weitere Kulturen (Obstbau, Weinbau, Gemüse, etc.)	Zusammenfassung zu Kernindikator Nr. 4	x	
3	Anzahl Grünland-Nutzungstypen	Zusammenfassung zu Kernindikator Nr. 4	x	
4	Anzahl Kulturpflanzenarten/ Nutzungstypen > 5 % Anteil LF	Kernindikator	x	x
B	*Extensivnutzungsflächen:* *(Indikator Nutzungsintensität)*			
5	Anteil der Extensivnutzungsflächen an der LF	Kernindikator	x	x

BRABAND (2006) benutzt als Indikator ebenso wie OPPERMANN et al. (2003) die Anzahl Kulturpflanzen / Nutzungstypen mit mehr als 5 % Anteil an der landwirtschaftlichen Fläche. Sie stellt nach einer Literaturauswertung für diesen Bereich zusammenfassend fest, dass die Flächennutzungsvielfalt durch die Anzahl und Verteilung der landwirtschaftlichen Kulturen und durch die Nutzungsintensität der Flächen bestimmt werden sollte (BRABAND 2006).

BREITSCHUH et al. (2000) berechnen für Bewertungen der Landschafts- und Artenvielfalt die Kulturartenvielfalt mit Hilfe des Shannon-Weaver-Index (s .u.). Als anzustrebenden Richtwert auf Betriebsebene wird ein Index größer als 2,2 angegeben. Als tolerierbar wird ein Index von mindestens 1,25 angeführt (ECKERT & BREITSCHUH 1997): Optimum > 1,8; unerwünschte Situation < 1,2 – 1,8). Dieser Ansatz wird hier nicht weiter verfolgt.

Die Vielfalt nach WETTERICH & KÖPKE (2003) lässt sich über den Indikator „Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten“ abbilden, der die verschiedenen Anbauflächen der Kulturen einbezieht. Dafür eignet sich der Diversitätsindex nach Shannon-Weaver, der sowohl die Anzahl unterschiedlicher Fruchtarten als auch deren jeweiligen relativen Flächenumfang berücksichtigt.

Dementsprechend soll der Shannon-Weaver-Index in der vorliegenden Arbeit als Indikator für die Anbauvielfalt genutzt werden. Während er auf der Ebene konkreter Flächen nur unter großem Vorbehalt und in Abhängigkeit vom Biotoptyp zur Messung der Biodiversität eingesetzt werden kann (s. Kap. 3.3.3), wird er auf Kreisebene als Indikator für Lebensraumvielfalt auf der Ackerfläche in Kombination mit HNV und FFH als vertretbar angesehen. Hier spielen Kriterien wie die typische Artenzusammensetzung (s. Kap. 3.3.2) eine untergeordnete Rolle.

Berechnung des Shannon-Weaver-Index:

$$H = -\sum_{i=1}^{s} p_i \cdot \ln p_i$$

H = Shannon-Weaver-Index

s = Anzahl der Fruchtarten

p_i = Anteil der i-ten Fruchtart

Der Wert des Index steigt einerseits mit zunehmender Anzahl der Kulturen, andererseits mit deren zunehmender Gleichverteilung. Der ebenfalls verwendete Evenness-Wert setzt den tatsächlich erreichten Shannon-Weaver-Wert ins Verhältnis zum Maximalwert.

Damit wird angezeigt, wie viel Prozent der maximal möglichen Diversität erreicht werden.

$$E = \frac{H}{\ln s} \cdot 100\%$$

E = Evenness (Gleichmäßigkeit)

Die folgenden Beispiele sollen die Indikatoren veranschaulichen. Es werden mehrere Beispiele mit verschiedenen Mengen und Anteilen von Fruchtarten gegeben, um die jeweiligen Abhängigkeiten der Indikatoren aufzuzeigen.

Bsp. 1: 25 % Weizen, 25 % Gerste, 25 % Mais, 25 % Zuckerrübe.

H = - (0,25 x ln 0,25) x 4

H = 1,4

E = 100 %

Bsp. 2: 60 % Weizen, 20 % Gerste, 10 % Mais, 10 % Zuckerrübe.

H = - (0,6 x ln 0,6 + 0,2 x ln 0,2 + 0,1 x ln 0,1 + 0,1 x ln 0,1) = 1,08

H = 1,08

E = 77,7 %

Bsp. 3: 80 % Weizen, 10 % Gerste, 5 % Mais, 5 % Zuckerrübe

H = 0,71

E = 51 %

Bsp. 4: 10 Fruchtarten jeweils 10 %

H = - (0,1 x ln 0,1) x 10

H = 2,3

E = 100 %

Bsp. 5: 60 % Weizen, Gerste 8 %, 8 Fruchtarten jeweils 4 %

H = 1,54

E = 77 %

WETTERICH & KÖPKE (2003) diskutieren die Anwendung beider Indikatoren für die Bewertung des Anbauverhältnisses landwirtschaftlicher Kulturarten. Sie halten den Evenness-Indikator für nur bedingt geeignet, weil er gleich große Anbauflächen (unabhängig von ihrer Anzahl) am höchsten bewertet. Die Vielfalt im Anbau, wie sie durch den Shannon-Weaver-Index ausgedrückt wird, wird dagegen uneingeschränkt positiv bewertet. Daher wird im Zusammenhang mit der Anbauvielfalt der Shannon-Weaver-Index von WETTERICH & KÖPKE (2003) als wertgebendes Kriterium empfohlen.

PIORR & LEHMANN(2003) haben für 17 Hauptkulturarten den Shannon-Weaver-Index mit Daten auf Landkreisebene für ganz Deutschland berechnet. Danach erreicht der Index einen maximalen Wert von 2,83 auf Landkreisebene.

Vorgehen bei der Umsetzung des Indikators

Für jeden Landkreis wird der Shannon-Weaver-Index des Ausgangszustands ermittelt. Auf diese Art und Weise wird die regional unterschiedliche Diversitätsverteilung bereits berücksichtigt. Diesem Wert wird der entsprechende Wert des Worst Case-Szenarios bzw. des räumlich optimierten Szenarios gegenübergestellt. Die Differenz zeigt die relative Veränderung des Indikators im Landkreis durch den zusätzlichen Weizenanbau an (vgl. Tab. 23). Der Evenness-Wert wird ebenfalls dargestellt. Als Beispiel sollen vereinfachte Zahlen der fiktiven Landkreise A und B dienen, für die im Vergleich von Ausgangssituation und Szenario die Ergebnisse errechnet werden.

Tab. 23: Berechnung der Differenzen der Shannon-Weaver-Indices für die Landkreise A und B

LK A	Ausgangs-situation (%)	Szenario (%)	Differenz (%)	H Ausgangs-situation	H Szenario	Differenz H	E Ausgangs-situation	E Szenario
Grünland	30	27	-3					
Weizen	35	46	11					
Zuckerrübe	18	14	-4					
Raps	11	8	-2	1,5	1,36	**- 0,14**	83,8 %	75 %
Mais	6	5	-1					
Brache	1	0,4	-0,4					
Summe	100	100	0					

LK B	Ausgangs-situation (%)	Szenario (%)	Differenz (%)	H Ausgangs-situation	H Szenario	Differenz H	E Ausgangs-situation	E Szenario
Grünland	40	38	-2					
Weizen	18	24	6					
Zuckerrübe	13	12	-1					
Raps	17	16	-1	1,56	1,53	**- 0,03**	87,2 %	85,5 %
Mais	11	10	-1					
Brache	2	1	-1					
Summe	100	100	0					

Der Indikator zeigt an, dass in Landkreis A die Nutzungsvielfalt deutlich abgenommen hat (- 0,14), da der Anteil der Hauptfrucht Weizen vergrößert wurde. In Landkreis B zeigt sich dagegen nur eine geringe Abnahme der Nutzungsdiversität.

9.4 Anteil an Kleinbiotopen an der landwirtschaftlichen Fläche

In der direkten Umgebung der Nutzflächen kommen insbesondere Kleinstrukturen und Randbiotope in Frage, die vom Biomasseanbau betroffen sein können. Kleinstrukturen und Biotopen, wie z. B. kleinen Feldgehölzen, Hecken oder Säumen, kommt unter Biodiversitätsgesichtspunkten eine besondere Bedeutung zu. Durch das als Grenz- oder Randeffekt bezeichnete Phänomen sind diese Randbereiche durch hohe Artenzahlen und – mit zunehmender Breite – vielfältige Gesellschaftsabfolgen gekennzeichnet (DIERSCHKE 2000). Als Bewertungsmaßstab für etwaige negative Änderungen der Kleinstrukturausstattung durch den Energiepflanzenanbau können Boniturnoten für Kleinstrukturen (WETTERICH & HAAS 2000), Zieldaten für ökologisch angestrebte Strukturen in verschiedenen Landschaftstypen (KNAUER 1993) oder Sollwerte für Kleinstrukturen, die sich nach der regionalen Anbauintensität richten (JKI 2004), dienen. Als Datengrundlage für den Ist-Zustand kann das Verzeichnis regionalisierter Kleinstrukturen des Julius Kühn Instituts (JKI 2004) verwendet werden, das flächendeckend für die Bundesrepublik den Anteil an Kleinbiotopen an der landwirtschaftlichen Fläche, bezogen auf die Gemeindeebene, verzeichnet. Mit Hilfe dieser Daten können regionale Strukturdichten ermittelt werden (MÜLLER et al. 2008).

Die Indikatorentwicklung kann sich an das unter Kap. 9.3 entwickelte Verfahren für das Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten anlehnen. Über die veränderten Flächennutzungen in den Szenarien im Vergleich zum Ausgangszustand können auf Landkreisebene die sich verändernden Anteile der Kleinstrukturen abgeschätzt und bewertet werden.

9.5 Fruchtarteneinschätzung

Im Folgenden wird geprüft, ob eine standortunabhängige allgemeine Klassifizierung der Hauptfruchtarten bezüglich ihres Risikos für die biologische Vielfalt vorgenommen werden kann, um daraus einen Indikator für die Ökobilanz zu entwickeln. Dafür können verschiedene Ansätze herangezogen werden.

Die Europäische Umweltagentur hat im Rahmen ihrer Gutachten zur Abschätzung der Umweltwirkungen von Biomasseanbau (EEA 2006, 2007) eine Risikomatrix für ausgewählte Anbaupflanzen in Europa entworfen. Es findet u. a. eine allgemeine Einschätzung des Risikos der Kulturarten in Bezug auf Biodiversität statt, die auf Literaturauswertungen beruht (vgl. Tab. 24). Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 2007) übernimmt diese Bewertungen in seinem Sondergutachten „Klimaschutz durch Biomasse“.

Tab. 24: Risiko von Auswirkungen auf die Biodiversität nach EEA 2006, 2007 und SRU 2007

(A = geringes Risiko, B = mittleres Risiko, C = hohes Risiko)

Risiko A	**Risiko B**	**Risiko B / C**
Dauergrünland	Roggen	Weizen
	Hafer	Zuckerrübe
	Triticale	Raps
	anderes Getreide	Kartoffeln
		Mais

Bezüglich Mais und Zuckerrübe bestehen unterschiedliche Einstufungen. Mais wird mit Risiko C (EEA 2006, SRU 2007) und mit Risiko B/C (EEA 2007) eingestuft. Zuckerrübe wird mit Risiko B (EEA 2006, SRU 2007) bzw. Risiko B/C (EEA 2007) eingestuft. Die Tabelle stellt jeweils die neuesten Werte dar.

Für die Einzelbegründung werden folgende Aspekte hervorgehoben (EEA 2006, 2007):

Dauergrünland: Wenig oder kein Chemikalieneinsatz, älteres Grünland oft sehr artenreich, intensiveres Grünland hat weniger floristische Vielfalt, jedoch wichtige Habitate für Vögel;

Roggen, Hafer, Triticale und anderes Getreide: Wenig bis mittlerer Einsatz von Pestiziden und Stickstoffdünger, kann offene Struktur anbieten, Nisthabitate bei Sommergetreide;

Weizen: Mittlerer bis hoher Einsatz von Pestiziden und Stickstoffdünger, dichte Anbaufrucht, eingeschränkte Nistmöglichkeiten, Unterschlupfmöglichkeiten, kein Unkraut;

Zuckerrübe: Hoher Einsatz von Pestiziden und Stickstoffdünger, kann Nisthabitate bereitstellen, Unterschlupf im Herbst;

Raps: Hoher Einsatz von Pestiziden und Stickstoffdünger, Blütenangebot, sehr dichte Frucht, kein Raum für Unterschlupf oder Unkraut;

Kartoffeln: Hoher Pestizideinsatz, intensiv bewirtschaftet, Unterschlupf im Herbst;

Mais: Hoher Pestizideinsatz, Unterschlupf im Herbst.

Im Rahmen des Forschungsprojekts „Nachwachsende Rohstoffe in Baden-Württemberg: Identifizierung vorteilhafter Produktlinien zur stofflichen Nutzung unter besonderer Berücksichtigung umweltgerechter Anbauverfahren“ (MÜLLER-SÄMANN et al. 2003) wird festgestellt, dass die „klassische ökobilanzielle Betrachtung“ für die Bewertung nachwachsender Rohstoffe nicht ausreicht. Deshalb findet eine Erweiterung durch Indikatoren zur Qualität der Landnutzung statt. Als schwierig wird die dafür erforderliche „standortunabhängige Bewertung biologisch geprägter Naturschutzziele“ eingeschätzt, wobei das Vorgehen nach Meinung der Autoren durch den Kenntnismangel an Zusammenhängen zwischen Landnutzung und biotischen Faktoren erschwert wird. Dennoch wird eine Bewertung im ökobilanziellen Kontext u. a. für die Artenvielfalt für vertretbar gehalten und vorgenommen. Dabei handelt es sich um relative Vergleiche der Produktionsverfahren aufgrund von standortunabhängigen Charakterisierungen. Damit können potenzielle Risiken und Gefährdungspotentiale losgelöst vom Einzelfall angegeben werden. In diesem Zusammenhang zeigt sich der Vorteil des in der vorliegenden Arbeit gewählten Ansatzes. Es wird ebenfalls ohne individuellen Standort bewertet, jedoch durch die Verwendung landkreisspezifischer Agrardaten und räumlicher Zuordnungen eine räumliche Differenzierung vorgenommen. Durch die Aggregierung der Werte auf eine höhere räumliche Ebene werden Aussagen auf nationaler Stufe ermöglicht.

Die Benotung der Artenvielfalt erfolgt bei MÜLLER-SÄMANN et al. (2003) mit Hilfe einer Punktbewertung aus 11 Kriterien. Es wird von einer Modellackerfläche von 2 ha Größe unter ackerbaulichen Verhältnissen in Baden-Württemberg ausgegangen, der landschaftliche Bezug bleibt außer Betracht. Leitbild ist „eine extensiv bewirtschaftete Getreidefruchtfolge mit artenreicher Ackerbegleitflora und möglichst vielen ackertypischen Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen“ (MÜLLER-SÄMANN et al. 2003: 171). Leitarten sind die Kornblume, das spießblättrige Tännel-Leinkraut (Leitarten Pflanzen), die Feldlerche und das Rebhuhn (Leitarten Tiere). Die folgende Tabelle 25 zeigt die für die Bewertung verwendete Kriterienliste.

Tab. 25: Bewertung der Erfassungsmerkmale für die Artenvielfalt in der Agrarlandschaft Baden-Württembergs (MÜLLER-SÄMANN et al. 2003)

Erfassungsmerkmal	Punktzahl
a. Kulturart mit insektenverwertbarem Angebot an Pollen und/oder Nektar	1
b. (Teil-) Lebensraum für eine Leitart oder wichtige, im Folgenden nicht aufgeführte funktionale Bedeutung für eine Leitart (Pflanzen)	2
c. (Teil-) Lebensraum für eine Leitart oder wichtige, im Folgenden nicht aufgeführte funktionale Bedeutung für eine Leitart (Tiere)	2
d. Potenzieller Lebensraum für landes- bzw. bundesweit verschollene oder ausgestorbene Ackerwildkrautarten	1
e. Kein Einsatz von Herbiziden	2
f. Kein Einsatz von Insektiziden	2
g. Reduzierter Einsatz von Dünger (bis maximal 40 kg N/ha*Jahr)	2
h. Potenzieller Stoppelacker als Winterstruktur/-standort	1
i. Wintergetreide oder andere Kulturarten als Winterstruktur	1
j. Fruchtfolge: vier oder mehr landschaftscharakteristische bzw. historische Kulturen in sechs Jahren	1
k. Bedeutung der Kulturart für die Artenvielfalt innerhalb der angebauten Kulturarten (Referenzjahr 1959)	1

Die Wertermittlung erfolgt über die Addition der Einzelwerte. Die nachstehende Tabelle 26 zeigt die Ergebnisse für einige Fruchtarten.

Tab. 26: Bewertungsergebnisse hinsichtlich der Artenvielfalt in den Agrarlandschaften Baden-Württembergs (MÜLLER-SÄMANN et al. 2003)

Bezeichnungen a bis k: siehe vorige Tabelle

	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	Summe
Körnermais	0	0	2	0	0	0	0	1	0	1	0	4
Winterraps	1	0	2	0	0	0	0	1	1	1	0	6
Winterweizen	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1	0	4
Wintergerste	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1	0	4
Sommergerste	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	3
Hafer	0	0	2	0	0	0	0	1	0	1	0	4

Für die abschließende Bewertung werden die Ergebnisse auf eine dreistufige Skala bezogen (vgl. Tab. 27):

Tab. 27: Dreistufige Skala für die Bewertung der Artenvielfalt (MÜLLER-SÄMANN et al. 2003)

Bewertungsklasse	Übereinstimmung mit dem Leitbild	Gesamtbewertung
0-5	gering	I
6-10	mittel	II
11-15	hoch	III

Dementsprechend wären die genannten Fruchtarten wie folgt einzuordnen (vgl. Tab. 28):

Tab. 28: Gesamtbewertung Fruchtarten hinsichtlich der Artenvielfalt in Baden-Württemberg (MÜLLER-SÄMANN et al. 2003)

Fruchtart	Gesamtbewertung
Körnermais	I
Winterraps	II
Winterweizen	I
Wintergerste	I
Sommergerste	I
Hafer	I

Im Rahmen des Verbundprojekts „Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland“ haben PETERS & KÖPPEL (IFEU 2008) eine naturschutzfachliche Bewertung von Anbaufrüchten vorgenommen. Sie stellen zunächst fest, dass es „nur wenige wissenschaftliche Untersuchungen zu den Auswirkungen einzelner Anbaukulturen (gibt), die einen wertenden Vergleich der einzelnen Anbaufrüchte zulassen“ (IFEU 2008: 2). Aufgrund einer Expertenumfrage wird die folgende Einteilung möglich (vgl. Tab. 29).

Tab. 29: Eigene Zusammenstellung von Fruchtartenbewertungen aufgrund der Ergebnisse von Expertenbewertungen (IFEU 2008)

Positivere Wirkungen auf Flora und Fauna als Winterroggen	Vergleichbare Wirkungen auf Flora und Fauna wie Winterroggen	Negativere Wirkungen auf Flora und Fauna als Winterroggen
Dauergrünland	Winterroggen	Mais
	Weizen	Raps
	Gerste	

Weitere Studien, die sich mit der Bewertung von Fruchtarten beschäftigen, werden in anderen Zusammenhängen in dieser Arbeit erläutert (WERNER et al. 2000 und SATTLER 2008 in Kap. 9.8 sowie GUTSCHE et al. 2009 in Kap. 9.7). Stilllegungsflächen bzw. Brachen werden in den benannten Studien meist nicht aufgeführt, da es in erster Linie um die Bewertung von Ackerfrüchten ging. Die positive Wirkung von Stilllegungsflächen bzw. Brachen ist allgemein anerkannt (FLADE et al. 2003). Nach den genannten Quellen kann die folgende Tabelle 30 zusammengestellt werden (im Ergebnis ähnlich auch GREIFF 2010).

Tab. 30: Klassifizierung der Fruchtarten nach dem Risiko für die biologische Vielfalt (eigene Zusammenstellung auf Grundlage von WERNER et al. 2000, FLADE et al. 2003, MÜLLER-SÄMANN et al. 2003, EEA 2006, EEA 2007, SRU 2007, IFEU 2008, SATTLER 2008, GUTSCHE et al. 2009)

Geringes Risiko **Wertstufe 1**	**Mittleres Risiko** **Wertstufe 2**	**Hohes Risiko** **Wertstufe 3**
Stilllegung	Wintergerste	Mais
Grünland	Hafer	Winterweizen
Triticale	Sommergerste	Raps
Winterroggen		Zuckerrübe
		Kartoffel

Für die Fruchtarteneinschätzung ergab sich ein Problem daraus, dass Einzelindikatoren, die in der vorliegenden Arbeit genutzt werden, auch in ebenfalls benutzte Fruchtarteneinschätzungen anderer Studien aggregiert einfließen. Fast alle genannten Studien führen Stickstoffdüngung und Pflanzenschutzmitteleinsatz als entscheidende Kriterien für die Einschätzung des Risikos von Fruchtarten für die Biodiversität auf. Die Anwendung der Einzelindikatoren Stickstoffdünger und Pflanzenschutzmittel sind dann genauer, da dort landkreisspezifische Daten genutzt werden können. Allerdings dürfte dann bei der Nutzung des Einzelindikators „Fruchtarteneinschätzung“ der Einsatz von Stickstoffdünger und Pflanzenschutzmitteln nicht gewertet werden, da er sonst doppelt einfließt. Ein Herausrechnen ist jedoch aufgrund der gezeigten Struktur der Klassifizierungen nicht möglich.

Es ist generell nicht unstrittig, ob eine situations- und standortunabhängige grobe Klassifizierung überhaupt zulässig ist. Einige befragte Experten (REICH 2008 mdl., STACHOW 2009 mdl.) halten sie wegen zu großer Verallgemeinerung für nicht vertretbar. Die Nutzungsformen seien zu verschieden und individuell (Art der Bewirtschaftung, mit oder ohne Untersaaten, standortabhängig usw.), je nach Einzelfall könne immer der Anbau einer Fruchtart günstiger sein, als der einer anderen. Nach den genannten Studien und weiteren Experten (BACHINGER 2009 mdl., BRUNOTTE 2009 mdl.) wird dennoch für bestimmte Einsatzzwecke mit allgemeinen Klassifizierungen gearbeitet, da trotz abweichender Einzelfälle eine durchschnittliche Einordnung möglich sei. Bei einer durchschnittlichen Einschätzung sind Widersprüche in Einzelfällen irrelevant.

Ob eine allgemeine Fruchtartenbewertung sinnvoll ist, hängt vom Anwendungszweck ab. Wie vorstehend erwähnt, werden Stickstoff-Düngung und Pflanzenschutzmitteleinsatz als entscheidende Kriterien für die Risikoeinschätzung von Fruchtarten im Hinblick auf Biodiversität angesehen. Da hierfür landkreisbezogen tatsächliche Daten im Projekt verwendet werden, soll die allgemeine Fruchtarteneinschätzung lediglich als zusätzliches Indiz verwendet werden. Eine Excelanwendung könnte so gestaltet werden,

dass Landkreise, in denen diese drei Werte nicht im Einklang stehen, für eine Einzelüberprüfung gesondert ausgewiesen werden. Da die Einschätzung also nicht für sich steht und lediglich als ein Indiz benutzt wird, wird die Fruchtartenbewertung in diesem Fall als sinnvoll angesehen. Denkbar wäre außerdem eine Aggregierung der Einzelindikatoren Fruchtarteneinschätzung, Stickstoffdünger und Pflanzenschutzmittel mit Standortparametern zu „Situationstypen“ der Landnutzungen in Anlehnung an WETTERICH & KÖPKE (2003). Eine weitere sinnvolle Kombination wäre die Verbindung der Indikatoren Fruchtarteneinschätzung und Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten. Es müsste ein Verfahren dafür entwickelt werden, zunächst die Kulturarten mit ihren Wertstufen zu multiplizieren und erst dann einen modifizierten Shannon-Weaver-Index für die jeweiligen Landkreise zu ermitteln, der die Wertstufen integriert. Ein solches Verfahren hätte gegenüber der bisherigen Berechnung den Vorteil, nicht nur die reinen Mengenverhältnisse zu betrachten, sondern auch den unterschiedlichen Wert der Fruchtarten einzubeziehen. Ein solches Verfahren wurde jedoch in der vorliegenden Arbeit nicht entworfen und bleibt weiteren Forschungsarbeiten vorbehalten.

Indikatorberechnung

Die Fruchtartenbewertung kann als Indikator auf Landkreisebene, wie im Folgenden am fiktiven Landkreis A gezeigt, umgesetzt werden (vgl. Tab. 31).

Tab. 31: Indikatorberechnung Fruchtarteneinschätzung für den Landkreis A

LK A	Ausgangssituation (ha)	Fruchtarten-wertstufe	Fläche x Wertstufe
Grünland	300	1	300
Weizen	350	3	1050
Zuckerrübe	175	3	525
Raps	105	3	315
Mais	63	3	189
Brache	7	1	7
Summe	1000		2386

Die Division des Rechenwertes durch die Gesamthektarzahl des Landkreises ergibt die Durchschnittswertstufe des Ausgangszustandes:

2386 : 1000 = 2,386 Durchschnittswertstufe pro ha.

Der Vergleich mit einem Szenariowert und der weitere Rechenweg können genau wie im Falle des Stickstoffindikators (s. Kap. 9.6) erfolgen.

9.6 Stickstoff-Dünger

Die Kenntnisse über die Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlichen Nutzungen und ihren biotischen Auswirkungen werden insgesamt als unzureichend betrachtet (FLADE et al. 2003). Einigkeit besteht darin, dass die Intensivierung der landwirtschaftlichen Bodennutzung, insbesondere durch Düngung und den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, zu starken Rückgängen der typischen Pflanzen- und Tierarten der Agrarökosysteme führt (z. B. HABER et al. 1997, GEIER et al. 1999). Prinzipiell lässt sich daher als Ausgangspunkt für den Indikator sagen: Je höher die Bewirtschaftungsintensität (ausgedrückt über den Einsatz von Stickstoffdünger) desto stärker die Beeinträchtigung der Biodiversität.

Eine Synopse aus den Resultaten des Schorfheide-Chorin-Projektes beschreibt ausführlich die Ansprüche an die Landwirtschaft in der Agrarlandschaft aus Sicht des biotischen Ressourcenschutzes. Dabei beziehen sich die Ergebnisse auf eine weitgefächerte Zahl von Arten und Artengruppen; widersprüchliche Habitatansprüche sind nach Angaben der Autoren die Ausnahme (FLADE et al. 2003). U. a. werden die folgenden Anforderungen genannt:

- Verminderung des Einsatzes von Mineraldüngern und Bioziden,
- Bereitstellung von ein- bis mehrjährigen Brachen bzw. Stilllegungsflächen.

GEIER et al. (1999) schlagen als Indikator den Anteil von Intensivfeldfrüchten (düngungs- und pflanzenschutzmittelintensive Kulturen wie Gemüse, Mais, Zuckerrüben und Weizen) an der landwirtschaftlichen Fläche vor. Dadurch sollen Abschätzungen der äußeren Beeinträchtigung von Populationen ermöglicht werden.

Diverse Untersuchungen belegen den Zusammenhang zwischen Nutzungsintensität und dem Bestand verschiedener Artengruppen (HÜLSBERGEN & DIEPENBROCK 2000, WEHKE & ZOLDAN 2002, FRANZ et al. 1990 für die Wirkung von unterschiedlich hoher Stickstoffdüngung auf die Ackerbegleitflora oder BASEDOW (1987) für den Einfluss gesteigerter Bewirtschaftungsintensität auf Laufkäfer).

Viele Autoren sehen in der Stickstoffdüngung und der daraus folgenden tiefgreifenden Veränderung der Ökosysteme die Hauptursache für den Artenrückgang (SCHUMACHER 1995a, SCHUMACHER 1995b). VOGEL (2009) leitet aus Angaben verschiedener Autoren Einstufungen des Stickstoffdüngerniveaus für Acker und Grünland ab, die für die Indikatorentwicklung benutzt werden sollen (vgl. Tab. 32, 33):

Tab. 32: Vorschrift zur Bewertung der N-Düngerniveaus im Acker (nach SCHUMACHER 1995b, verändert in VOGEL 2009)

N-Düngungsniveau (kg/ha)	Impactstufen	Naturschutzangepasstheit der Nutzung
> 170	5	sehr gering
> 100 bis 170	4	gering
> 50 bis 100	3	mittel
> 0 bis 50	2	hoch
0	1	sehr hoch

Tab. 33: Vorschrift zur Bewertung der N-Düngungsniveaus im Grünland (nach SCHUMACHER 1995a, b, verändert in VOGEL 2009)

N-Düngungsniveau (kg/ha)	Impactstufen	Naturschutzangepasstheit der Nutzung
> 230	5	sehr gering
> 150 bis 230	4	gering
> 50 bis 150	3	mittel
> 0 bis 50	2	hoch
0	1	sehr hoch

Vorgehen bei der Umsetzung des Indikators

Für jeden Landkreis werden fruchtartenspezifisch den Düngerniveaus des Ausgangszustands die entsprechenden Werte der Szenarien gegenübergestellt. Die Differenz zeigt die relative Veränderung des Indikators im Landkreis durch den zusätzlichen Weizenanbau an. Die folgenden Tabellen 34 und 35 zeigen die Berechnungen für einen fiktiven Landkreis A mit vereinfachten Zahlen.

Tab. 34: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für den Ausgangszustand in Landkreis A

LK A	N-Dünger (kg/ha)	Wertstufe	Ausgangs-situation (ha)	Fläche (ha) x Wertstufe
Grünland	140	3	300	900
Weizen	197	5	350	1750
Zuckerrübe	210	5	175	875
Raps	160	4	105	420
Mais	220	5	63	315
Brache	0	1	7	7
Summe			1000	4267

Die Division des Rechenwertes durch die Gesamthektarzahl der landwirtschaftlichen Fläche ergibt die Durchschnittswertstufe des Ausgangszustandes:

4.267 : 1.000 = 4,27 Durchschnittswertstufe pro ha.

Tab. 35: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für ein Szenario in Landkreis A

LK A	N-Dünger (kg/ha)	Wertstufe	Szenario (ha)	Fläche (ha) x Wertstufe
Grünland	140	3	266	798
Weizen	197	5	465	2325
Zuckerrübe	210	5	136	680
Raps	160	4	82	328
Mais	220	5	49	245
Brache	0	1	4	4
Summe			1000	4380

Die Division des Rechenwertes durch die Gesamthektarzahl der landwirtschaftlichen Fläche ergibt die Durchschnittswertstufe des Szenarios:

4.380 : 1.000 = 4,38 Durchschnittswertstufe pro ha.

Daraus ergibt sich eine relative Verschlechterung von 0,11 pro ha.

Der Indikator wird im Folgenden für die Landkreise Hildesheim, Verden und Rotenburg-Wümme anhand realer Daten errechnet (Daten aus RAUMIS 1999, vgl. HENRICHSMEYER et al. 1996).

Die landwirtschaftliche Fläche muss dafür auf diejenigen Flächen reduziert gerechnet werden, für die Stickstoffdüngerwerte vorliegen. Dadurch wird die landwirtschaftliche Fläche im Ausgangszustand um 1,7 % (Hildesheim), 9,7 % (Verden) bzw. 8,4 % (Rotenburg/Wümme) kleiner angenommen. Im Folgenden werden die Berechnungen jeweils für den realen Ausgangszustand, das räumlich optimierte Szenario und das Worst Case-Szenario für die Landkreise Hildesheim (Tab. 36-38), Verden (Tab. 39-41) und Rotenburg/Wümme (Tab. 42-44) vorgestellt.

Tab. 36: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für den Ausgangszustand im Landkreis Hildesheim

LK HI	N-Dünger (kg/ha)	Wertstufe	Ausgangs-situation (ha)	Fläche (ha) x Wertstufe
Grünland	119,3	3	3798	11394
Weizen	196,7	5	34859	174295
Roggen	137,8	4	104	416
Wintergerste	155,5	4	4839	19356
Sommergerste	82,8	3	382	1146
Hafer	82,2	3	378	1134
Kartoffel	129,7	4	732	2928
Zuckerrübe	154,7	4	14850	59400
Raps	189,5	5	2046	10230
Mais	143	4	261	1044
Brache	0	1	5273	5273
Summe			67522	286616

286.616 : 67.522 = 4,24 Durchschnittswertstufe pro ha.

Tab. 37: Räumlich optimiertes Szenario: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdünger-niveaus für den Landkreis Hildesheim

LK HI	N-Dünger (kg/ha)	Wertstufe	Räuml. opt. Szenario (ha)	Fläche (ha) x Wertstufe
Grünland	119,3	3	3798	11394
Weizen	196,7	5	42678	213390
Roggen	137,8	4	71	284
Wintergerste	155,5	4	3297	13188
Sommergerste	82,8	3	260	780
Hafer	82,2	3	258	774
Kartoffel	129,7	4	499	1996
Zuckerrübe	154,7	4	10117	40468
Raps	189,5	5	1394	6970
Mais	143	4	178	712
Brache	0	1	5273	5273
Summe			67823	295229

295.229 : 67.823 = 4,35 Durchschnittswertstufe pro ha.

Es ergibt sich eine relative Verschlechterung von 0,11 pro ha.

Tab. 38: Worst Case-Szenario: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für den Landkreis Hildesheim

LK HI	N-Dünger (kg/ha)	Wertstufe	Worst Case-Szenario (ha)	Fläche (ha) x Wertstufe
Grünland	119,3	3	3127	9381
Weizen	196,7	5	43121	215605
Roggen	137,8	4	83	332
Wintergerste	155,5	4	3862	15448
Sommergerste	82,8	3	305	915
Hafer	82,2	3	302	906
Kartoffel	129,7	4	584	2336
Zuckerrübe	154,7	4	11851	47404
Raps	189,5	5	1633	8165
Mais	143	4	208	832
Brache	0	1	2637	2637
Summe			67713	303961

303.961 : 67.713 = 4,49 Durchschnittswertstufe pro ha.

Es ergibt sich eine relative Verschlechterung von 0,25 pro ha.

Tab. 39: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für den Ausgangszustand im Landkreis Verden

LK VER	N-Dünger (kg/ha)	Wertstufe	Ausgangssituation (ha)	Fläche (ha) x Wertstufe
Grünland	98	3	15562	46686
Weizen	166,6	4	6937	27748
Roggen	126,5	4	3806	15224
Wintergerste	129,3	4	3858	15432
Sommergerste	77,3	3	1548	4644
Hafer	73,4	3	571	1713
Kartoffel	118,1	4	651	2604
Zuckerrübe	141,7	4	641	2564
Raps	180,3	5	2043	10215
Mais	146,3	4	4322	17288
Brache	0	1	3401	3401
Summe			43340	147519

147.519 : 43.340 = 3,40 Durchschnittswertstufe pro ha.

Tab. 40: Räumlich optimiertes Szenario: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdünger-niveaus für den Landkreis Verden

LK VER	N-Dünger (kg/ha)	Wertstufe	Räuml. opt. Szenario (ha)	Fläche (ha) x Wertstufe
Grünland	98	3	15562	46686
Weizen	166,6	4	9394	37576
Roggen	126,5	4	3376	13504
Wintergerste	129,3	4	3422	13688
Sommergerste	77,3	3	1373	4119
Hafer	73,4	3	507	1521
Kartoffel	118,1	4	577	2308
Zuckerrübe	141,7	4	569	2276
Raps	180,3	5	1812	9060
Mais	146,3	4	3834	15336
Brache	0	1	3401	3401
Summe			43827	149475

149.475 : 43.827 = 3,41 Durchschnittswertstufe pro ha.

Es ergibt sich eine relative Verschlechterung von 0,01 pro ha.

Tab. 41: Worst Case-Szenario: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für den Landkreis Verden

LK VER	N-Dünger kg/ha	Wertstufe	Worst Case-Szenario (ha)	Fläche (ha) x Wertstufe
Grünland	98	3	14776	44328
Weizen	166,6	4	9385	37540
Roggen	126,5	4	3799	15196
Wintergerste	129,3	4	3851	15404
Sommergerste	77,3	3	1545	4635
Hafer	73,4	3	570	1710
Kartoffel	118,1	4	650	2600
Zuckerrübe	141,7	4	640	2560
Raps	180,3	5	2039	10195
Mais	146,3	4	4314	17256
Brache	0	1	1780	1780
Summe			43349	153204

153.204 : 43.349 = 3,53 Durchschnittswertstufe pro ha.

Es ergibt sich eine relative Verschlechterung von 0,13 pro ha.

Tab. 42: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für den Ausgangszustand im Landkreis Rotenburg/Wümme

LK ROW	N-Dünger (kg/ha)	Wertstufe	Ausgangssituation (ha)	Fläche (ha) x Wertstufe
Grünland	102	3	51399	154197
Weizen	150,5	4	4493	17972
Roggen	124,1	4	13426	53704
Wintergerste	121,7	4	5581	22324
Sommergerste	79,6	3	5223	15669
Hafer	77,7	3	1016	3048
Kartoffel	120,9	4	4788	19152
Zuckerrübe	144,6	4	769	3076
Raps	186	5	2147	10735
Mais	151,6	4	21322	85288
Brache	0	1	6417	6417
Summe			116581	391582

391.582 : 116.581 = 3,36 Durchschnittswertstufe pro ha.

Tab. 43: Räumlich optimiertes Szenario: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für den Landkreis Rotenburg/Wümme

LK ROW	N-Dünger (kg/ha)	Wertstufe	Räuml. opt. Szenario (ha)	Fläche (ha) x Wertstufe
Grünland	102	3	51399	154197
Weizen	150,5	4	6084	24336
Roggen	124,1	4	13096	52384
Wintergerste	121,7	4	5444	21776
Sommergerste	79,6	3	5095	15285
Hafer	77,7	3	991	2973
Kartoffel	120,9	4	4670	18680
Zuckerrübe	144,6	4	750	3000
Raps	186	5	2094	10470
Mais	151,6	4	20798	83192
Brache	0	1	6417	6417
Summe			116838	392710

392.710 : 116.838 = 3,36 Durchschnittswertstufe pro ha.

Es ergibt sich keine relative Verschlechterung.

Tab. 44: Worst Case-Szenario: Berechnung der Bewertung des Stickstoffdüngerniveaus für den Landkreis Rotenburg/Wümme

LK ROW	N-Dünger kg/ha	Wertstufe	Worst Case-Szenario (ha)	Fläche (ha) x Wertstufe
Grünland	102	3	50768	152304
Weizen	150,5	4	6079	24316
Roggen	124,1	4	13420	53680
Wintergerste	121,7	4	5579	22316
Sommergerste	79,6	3	5221	15663
Hafer	77,7	3	1016	3048
Kartoffel	120,9	4	4786	19144
Zuckerrübe	144,6	4	769	3076
Raps	186	5	2146	10730
Mais	151,6	4	21313	85252
Brache	0	1	5489	5489
Summe			116586	395018

395.018 : 116.586 = 3,39 Durchschnittswertstufe pro ha.

Es ergibt sich eine relative Verschlechterung von 0,03 pro ha.

In Kapitel 10 wird auf die Integration des Indikators in die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz eingegangen.

9.7 Pflanzenschutzmittel

Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

Um Informationen über den tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel (PSM) in Deutschland zu erhalten, wurde das Vorhaben „Netzwerk zur Ermittlung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in unterschiedlichen, landwirtschaftlich relevanten Naturräumen Deutschlands (NEPTUN)“ entwickelt. Im Rahmen von „NEPTUN 2000“ wurden Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands erhoben und auf 34 Boden-Klima-Regionen bezogen. Die auf der Basis von Stichprobenerhebungen berechneten regionalen und fruchtartenspezifischen „Behandlungsindex“-Kennziffern sind ein inzwischen anerkannter Indikator für die Bewertung der Intensität der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (ROßBERG et al. 2002). Die folgende Tabelle 45 gibt eine Zusammenfassung über alle berechneten Behandlungsindizes für die Fruchtarten (Zusammenfassung über die Regionen und Zusammenfassung über die verwendeten Mittel Fungizide, Herbizide, Insektizide sowie Wachstumsregler). „Je höher der Wert, desto höher ist die Pflanzenschutzmittelintensität der Fruchtart“ (ROßBERG 2009 mdl.).

Tab. 45: Berechnete normierte Behandlungsindizes (PSM) für Deutschland (ROßBERG et al. 2002)

Fruchtart	Alle Maßnahmen (Fungizide, Herbizide, Insektizide, Wachstumsregler)
Hafer	1,63
Kartoffeln	8,56
Mais	1,24
Raps	3,41
Sommergerste	2,13
Triticale	2,26
Wintergerste	2,76
Winterroggen	2,61
Winterweizen	3,74
Zuckerrüben	2,93

Bei einer Einteilung der Fruchtarten in zwei Gruppen (Werte bis 2,9 bzw. über 2,9) ergibt sich die folgende Gruppierung (vgl. Tab. 46). Mais hat, entgegen vieler Expertenmeinungen, tatsächlich keinen sehr hohen Pflanzenschutzmitteleinsatz (ROßBERG 2009 mdl.).

Tab. 46: Einteilung der Fruchtarten nach PSM-Intensität gemäß den Ergebnissen von ROßBERG et al. (2002)

Fruchtarten mit weniger intensivem PSM-Einsatz bis 2,9	Fruchtarten mit intensiverem PSM-Einsatz über 2,9
Mais	Zuckerrübe
Hafer	Raps
Sommergerste	Winterweizen
Triticale	Kartoffel
Winterroggen	
Wintergerste	

Abschätzung der Auswirkungen der Pflanzenschutzmittel auf die Umwelt

Keinesfalls dürfen die Mengen unterschiedlicher Pflanzenschutzmittel (im Gegensatz zu Nährstoffen, bei denen eine quantitative proportionale Beziehung besteht) lediglich additiv je Fruchtart ermittelt und als Summenwerte zur ökologischen Bewertung herangezogen werden. Ein systematischer Vergleich der ökologischen Wirkungen anhand der Mengen an Pflanzenschutzmitteln ist nicht zulässig (WERNER et al. 2000).

Unter Verwendung der Daten von NEPTUN wird das Modell SYNOPS zur synoptischen Bewertung des Risikopotentials chemischer Pflanzenschutzmittel verwendet (GUTSCHE & STRASSEMEYER 2007). Das Modell bewertet das Risikopotential für terrestrische (Boden und Saumbiotope) sowie aquatische (Oberflächengewässer) Organismen und ist in in-

ternationale Risikoindikatoren, z. B. der OECD, eingeflossen. Mit Hilfe der abgeschätzten Umweltkonzentration (Exposition) und der Toxizität für Stellvertreterorganismen wird das Risikopotential ermittelt (GUTSCHE et al. 2009).

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Berichtsmodul Landwirtschaft und Umwelt“ für die Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft wurde SYNOPS für verschiedene Kulturen und Bezugsjahre angewendet (GUTSCHE et al. 2003). Als Endergebnis werden die folgenden Risikoindizes für das Jahr 2000 ausgewiesen (je höher der Wert, desto höher das Risiko; vgl. Tab. 47).

Tab. 47: Risikoindizes (PSM) für das Jahr 2000 (GUTSCHE et al. 2003)

Kulturen	Risikoindex
Hafer	3,55
Kartoffel	43,29
Mais	1,52
Raps	5,58
Rübe	5,26
Sommergerste	3,16
Triticale	0,90
Wiesen und Weiden	2,05
Wintergerste	2,66
Winterroggen	2,88
Winterweizen	5,74

Mit Hilfe der Neptun- und Synopsdaten können landkreisbezogene Werte für das Beeinträchtigungsrisiko der Pflanzenschutzmittel auf die Biodiversität berechnet werden. Diese Werte würden sich aufgrund der veränderten Flächenanteile in den Szenarien ändern und können für den Vergleich ebenfalls berechnet werden. Sie stellen somit für den Bereich Pflanzenschutzmittel geeignete Indikatorwerte dar. Die Werte werden möglicherweise in Zusammenarbeit mit dem Institut für Strategien und Folgenabschätzung im Pflanzenschutz des Julius Kühn-Instituts berechnet und können ggf. an späterer Stelle veröffentlicht werden.

9.8 Aggregation zu „Situationstypen“ der Landnutzungen

Die Möglichkeit der Verbindung von Indikatoren auf Flächenebene (Fruchtarteneinschätzung, Stickstoff-Dünger, Pflanzenschutzmittel) mit Standortparametern und die Entwicklung eines aggregierten Indikators, mit dem verschiedene „Situationstypen“ beurteilt werden könnten, wird geprüft. Ein Situationstyp wäre durch die angebaute Fruchtart, den Dünge- und Pflanzenschutzmitteleinsatz (auf Landkreisebene bekannt) sowie die naturräumliche Lage mit ihrer spezifischen Ausprägung gekennzeichnet. Letztere ist insbesondere durch Boden und Klima geformt; durch die unterschiedliche Ausprägung

besteht ein unterschiedlicher potenzieller Wert als Lebensraum für Pflanzen und ggf. auch für bestimmte Tiere. Diese potenzielle Bedeutung der Standorte in Kombination mit der Nutzungsintensität (Anbauverfahren als Teilindikator) kann als Indikator für den Biotopwert des Ackers genutzt werden. Auf Extremstandorten, wie z. B. feuchten Standorten oder Kalk, ist bei extensiver Bewirtschaftung die Wahrscheinlichkeit, eine seltene Flora oder Vegetation anzutreffen höher, als auf einem intensiv genutzten Normalstandort. Die Ausgangssituation könnte mit den Szenarien für den Weizenanbau für Ethanol verglichen werden, um eine Bewertung vorzunehmen.

Anbauverfahren als Teilindikator

Im Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) wurde ein Verfahren zur modellhaften Bewertung der Lebensraumqualität von Ackerflächen für ausgewählte Arten oder Artengruppen entwickelt (WERNER et al. 2000). Dieses Verfahren wird von WETTERICH & KÖPKE (2003) empfohlen und wurde in diversen Projekten des ZALF verwendet und weiterentwickelt (Stachow 2009 mdl.). Auch im Schorfheide-Chorin-Projekt (FLADE et al. 2003) wurde der Ansatz für die Beurteilung von modellhaften Anbauverfahren auf die Natur benutzt.

Die auch den weiteren Projekten zugrunde liegende Methode ist ausführlich im Bericht des ZALF zum TA-Projekt „Nachhaltige Landwirtschaft – Abschätzungen der Auswirkungen transgener Sorten auf Umweltqualitätsziele“ (WERNER et al. 2000) beschrieben. Um einen Vergleich herkömmlicher Produktionsverfahren mit transgenen Sorten zu ermöglichen, wird in dem genannten Projekt eine Methode neu entwickelt, die die Auswirkungen unterschiedlicher Produktionssysteme auf biologische Kenngrößen von Agrarökosystemen erlaubt. Für die vergleichende standortunabhängige Bewertung der biotischen Wirkungen von Fruchtarten bzw. ihrer Anbauverfahren werden die folgenden Indikatoren verwendet (vgl. Tab. 48).

Tab. 48: Zuordnung der Indikatoren zu ökologischen Gruppen der Ackerbiozönosen (WERNER et al. 2000)

Ökologische Gruppe	Indikator
Primärproduzenten	Segetalpflanzen
Herbivore	Schwebfliegen, Vögel, Laufkäfer, herbivore (Klein-)Säugetiere
Carnivore	Laufkäfer, Spinnen, Vögel
Blütenbesucher	Schwebfliegen

Biotische Effekte landwirtschaftlicher Bewirtschaftung werden nach WERNER et al. (2000) vor allem durch die Fruchtart, das Anbauverfahren (Art, Häufigkeit und Ausprägung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen zu dieser Fruchtart) sowie die Fruchtfolge bzw. das Anbauverhältnis im Betriebsmaßstab geprägt. Die Fruchtfolge bleibt im vorliegenden Projekt außer Betracht, da nicht auf der Betriebsebene bewertet

wird. Auf Landkreisebene bleibt die Fruchtartenzusammensetzung gleich, die einzelnen Flächen wechseln.

Nach dem Bewertungsmodell des ZALF (WERNER et al. 2000) werden landwirtschaftlichen Kulturen zunächst aufgrund ihrer verschiedenen Bestandsentwicklungen und des dadurch unterschiedlichen Potentials als Lebensraum sogenannte „potenzielle Biotopwerte“ zugeordnet. Diese sind unabhängig vom Bewirtschaftungsgeschehen der einzelnen Fruchtarten. Durch die Bewirtschaftung wird je nach Anbauverfahren (biologisch, integriert, intensiv) diese maximale Biotopeignung verschieden stark verringert. Es wird daher je nach Bewirtschaftungsintensität ein „Anbauverfahrenswert“ abgeleitet. Mit Hilfe einer Verknüpfungsmatrix wird der potenzielle Biotopwert mit dem Anbauverfahrenswert verknüpft, um den „aktuellen Biotopwert“ der Lebensraumeignung von Fruchtarten mit einer bestimmten Bewirtschaftungsintensität standortunabhängig zu erhalten.

Die Indikatorarten werden bezüglich der Möglichkeiten zur Befriedigung ihrer Lebensraumansprüche bewertet. Im Mittelpunkt steht die Chance zur Erhaltung der Populationen. Die folgende Tabelle 49 zeigt die verwendeten Maßzahlen in fünf Stufen.

Tab. 49: Indikatorbezogenes Biotoppotential von Ackerflächen (WERNER et al. 2000)

Stufe	Beschreibung	Maßzahl
1	Die Ansprüche des Indikators werden optimal befriedigt, dauerhaft stabile Populationen sind dadurch möglich	1…1,5
2	Die Ansprüche des Indikators werden zum Teil optimal, zum Teil gut befriedigt, hauptsächlich stabile Populationen sind dadurch möglich	>1,5…2,5
3	Die Ansprüche des Indikators werden größtenteils gut bis ausreichend befriedigt, die Populationsdynamik ist instabil und größeren Schwankungen unterworfen	>2,5…3,5
4	Die Ansprüche des Indikators werden nur noch zum Teil befriedigt, instabiles Populationsgeschehen mit größerer Gefahr der Populationsvernichtung ist die Folge	>3,5…4,5
5	Der Indikator findet keinen Lebensraum, Populationen nicht existenzfähig	>4,5…5

Zur Abschätzung des potenziellen Biotopwertes werden vor allem die folgenden Kriterien zu Grunde gelegt:

- Länge der Zeit zwischen Bestellung und Ernte der Kulturart und der Lage dieses Zeitraumes in Bezug zu den Aktivitäten der Indikatorarten,
- Architektur bzw. Raumstruktur des Pflanzenbestandes und seine Entwicklung in der Beziehung zur Eignung für die Indikatorarten,
- Wirtspflanzeneignung der Kulturpflanze.

Für alle gewählten Indikatorgruppen werden die potenziellen Biotopwerte integrativ über die genannten Kriterien abgeleitet. Die Gesamtbeurteilung pro Fruchtart erfolgt mit der Mittelwertbildung über alle Indikatoren. Das Ergebnis zeigt die folgende Tabelle 50.

Tab. 50: Potenzielle Biotopeignung von Ackerkulturen für die ausgewählten biotischen Indikatorgruppen (WERNER et al. 2000)

Fruchtart	Segetal-flora	Feld-vögel	Feldmaus	Feldhase	Laufkäfer u. Spinnen	Schweb-fliegen	Mittelwert
Kartoffel	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,0	2,4
Körnermais	3,0	3,0	2,5	2,5	2,0	2,5	2,6
Raps	2,5	2,5	2,0	2,0	2,0	2,0	2,1
S.-Gerste	2,5	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,1
Silomais	3,0	3,0	2,5	2,5	2,0	2,5	2,6
S.-Weizen	2,5	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,1
W.-Gerste	2,0	2,0	2,0	1,5	1,5	2,0	1,8
W.-Roggen	2,0	2,0	2,0	1,5	1,5	2,0	1,8
W.-Weizen	2,0	2,0	2,0	1,5	1,5	2,0	1,8
Zuckerrüben	2,5	2,5	2,0	2,0	2,0	2,0	2,1

Nach der oben erwähnten Klasseneinteilung von WERNER et al. (2000) gäbe es lediglich eine Zweiteilung, bei der Mais in Stufe 3 und alle anderen Fruchtarten in Stufe 2 eingeteilt würden. Eine Einteilung der Fruchtarten in drei Gruppen könnte wie folgt vorgenommen werden (vgl. Tab. 51).

Tab. 51: Einteilung der Fruchtarten in drei Gruppen. Eigene Einteilung nach den Ergebnissen von WERNER et al. (2000)

Maßzahl 1,8	Maßzahl 2,1	Maßzahl 2,4 - 2,6
Wintergerste	Raps	Kartoffel
Winterroggen	Sommergerste	Mais
Winterweizen	Zuckerrübe	
	Sommerweizen	

Die Intensität der Nutzung gilt meistens als limitierend für die Entwicklung der Biozönosen. Es wird deshalb nach Art, Häufigkeit und Ausprägung der Bewirtschaftung (Bewirtschaftungsintensität) ein Anbauverfahrenswert abgeleitet. Dazu werden den Anbauverfahren (biologisch, integriert, intensiv) pro Fruchtart folgende Bewirtschaftungsmaßnahmengruppen zugeordnet:

- Grundbodenbearbeitung und Grunddüngung,
- Saatbettbereitung und Aussaat,
- Stickstoffdüngung,
- Unkrautbekämpfung,

- Schädlingsbekämpfung,
- Krankheitsbekämpfung,
- Ernte und ggf. Stoppelbearbeitung.

Beispielsweise werden innerhalb der Maßnahmengruppe „Unkrautbekämpfung“ der Fruchtart Silomais je nach Anbauform die folgenden Einzelmaßnahmen zugeordnet (vgl. Tab. 52).

Tab. 52: Einzelmaßnahmen Unkrautbekämpfung in Abhängigkeit von Fruchtart und Anbauform (WERNER et al. 2000)

Fruchtart	Anbauform	Einzelmaßnahmen (Art, Häufigkeit)
Silomais	biologisch	1* Striegeln, 2* Hacken
	integriert	1* Herbizid, 1* Hacken
	intensiv	1* Herbizid

Die biotischen Wirkungen der Bewirtschaftungsmaßnahmen werden in die drei Wirkungsbereiche „Populationen“, „Zönosen“ und „Artenschutz“ unterteilt (vgl. Tab. 53). Diese Wirkungsbereiche werden entsprechend der folgenden Tabelle in fünf Wertstufen (0 bis 4) gegliedert.

Tab. 53: Bewertung der Effekte von Bewirtschaftungsmaßnahmen (WERNER et al. 2000)

Wirkung auf …	Beschreibung
„Populationen“	Sofortige direkte und indirekte Wirkungen auf aktuell vorhandene Populationen des Indikators. Wertstufen: 0 …4.
„Zönosen“	Langfristige Wirkungen auf die potentiell vorhandenen Populationen des Indikators, vor allem hinsichtlich Nahrung und Deckung. Wertstufen: 0 …4.
„Artenschutz“	Gesamtwirkung auf die Gruppe der gefährdeten Arten. Wertstufen: 0 …4.
Wertstufen 0: keine nachweisbaren Wirkungen 1: Wirkungen nur auf einzelne Individuen/Arten, unerhebliche Populationsbeeinflussung und Veränderung der Zönose 2: Wirkungen auf viele Individuen/Arten, Populationsschwächung, geringe bis mäßige Zönosenveränderungen 3: Starke Wirkung auf Arten, Populationsbeeinträchtigung, deutliche Veränderungen der Zönose 4: Populationsvernichtende Wirkung, drastische Veränderung der Zönose	

Als Beispiel für die Einordnung werden die Wirkungen von Düngung und Bodenbearbeitung auf die Segetalflora ausgeführt. Danach vernichtet das Pflügen die aktuell vorhandenen Populationen vieler Segetalarten direkt und vollständig. Aus Sicht der Segetalflora wird die Wirkung auf Populationen mit „4“ bewertet. Da das Pflügen langfristig die Voraussetzung für die Existenz der Segetalflora bildet (keine Verbreitung von ruderalen Arten), wird jedoch die langfristige Wirkung auf die Zönosen mit „0“ oder „1“ bewertet. Völlig andersartig werden die Wirkungen der Stickstoffdüngung auf die Segetalflora be-

urteilt. Die Düngung führt meist nicht zu kurzfristigen Beeinträchtigungen der aktuellen Populationen, deshalb wird die Wertstufe „0“ vergeben. Langfristig werden einzelne Arten jedoch in ihrer Existenz gefährdet, biozönotisch wird deshalb die Wirkung der N-Düngung mit „3“ angenommen. Aus Sicht des Artenschutzes wird eine Bewertung „4“ vergeben, da sich die Standortbedingungen für schützenswerte Arten langfristig stark verschlechtern können. Da vor allem die langfristigen Wirkungen sowie die Wirkungen auf gefährdete Arten von Bedeutung sind, werden als Wichtungsfaktoren 0,2 für die Wirkkomponente „Populationen“ und 0,4 für die Bereiche „Zönosen“ und „Artenschutz“ eingeführt.

Je Fruchtart und Anbauverfahren werden für die Indikatorarten die Wirkungen der genannten sieben Bewirtschaftungsmaßnahmen abgeschätzt. Für den Indikator „Feldvögel“, die Fruchtart Winterweizen und das Anbauverfahren „intensiv“ wurden die folgenden Werte für die Bewirtschaftungsmaßnahmen vergeben (vgl. Tab. 54).

Tab. 54: Bewertung der Maßnahmengruppen auf Feldvögel im Verfahren „Winterweizen intensiv“ (WERNER et al. 2000)

Maßnahmengruppe	Gewichtete biotische Wirkung
Grundbodenbearbeitung	1,4
Saatbettbereitung und Aussaat	0,2
Düngung	2,3
Unkrautbekämpfung	1,6
Schädlingsbekämpfung	3,0
Krankheitsbekämpfung	0,1
Ernte	1,1

Da die biotischen Auswirkungen vor allem durch die wirksamsten, d. h. am schädlichsten wirkenden Maßnahmen bestimmt werden, dient der maximale Wert als vorrangiger Basiswert für den indikatorbezogenen Anbauverfahrenswert. Ist dieser Wert kleiner als „4“, wird aus den anderen sechs Einzelwerten die Summe, geteilt durch 20, gebildet. Dieser Wert wird zum Basiswert addiert.

Für das genannte Beispiel wird die Berechnung des indikatorbezogenen Anbauverfahrenswertes vorgerechnet:

Maximalwert = Basiswert: 2,3

Summe der Restwerte /20: 0,22

Anbauverfahrenswert: 2,52 (gerundet 2,5)

Anscheinend wurde fehlerhaft der eigentliche Maximalwert von 3,0 bei der Schädlingsbekämpfung übersehen. Wenn man ihn weder als tatsächlichen Maximalwert nimmt, noch bei der Summe der Restwerte dazurechnet, stimmt das rechnerische Ergebnis.

Nach der genannten Vorgehensweise müsste das Ergebnis eigentlich wie folgt berechnet werden:

Maximalwert = Basiswert: 3,0

Summe der Restwerte /20: 0,335

Anbauverfahrenswert: 3,335 (gerundet 3,3)

Mit Hilfe einer vorgegebenen Verknüpfungsmatrix werden die potenziellen Biotopwerte mit den Anbauverfahrenswerten verbunden, um den aktuellen Biotopwert zu erhalten. Der mittlere aktuelle Biotopwert (MABW) einer Fruchtart in einem der drei Anbauverfahren ergibt sich durch den Mittelwert über die sechs Indikatorarten. Dieser mittlere Wert stellt die zentrale Grundlage für die biozönotische Gesamtbewertung der Fruchtarten mit ihren Anbauverfahren und deren Vergleich dar. Die Resultate für Winterweizen sind aufgrund des beschriebenen Fehlers vermutlich ebenso fehlerhaft. Die Werte werden, wie in Tabelle 55 dargestellt, gruppiert.

Tab. 55: Gruppierung von aktuellen Biotopwerten (WERNER et al. 2000)

Spanne der Biotopwerte	„Typ“	Beschreibung
1,0 … 2,5	sehr gut	Die Ansprüche des Indikators werden vollständig befriedigt. Hauptsächlich stabile Populationen sind dadurch möglich. Die Zönose ist durch eine charakteristische Zusammensetzung des Artenspektrums des Naturraumes geprägt.
>2,5 … 3,0	gut	Die Ansprüche des Indikators werden gut befriedigt.
>3,0 … 3,5	befriedigend	Die Ansprüche des Indikators werden größtenteils ausreichend befriedigt.
>3,5 … 4,0	problematisch	Die Ansprüche des Indikators werden zum Teil ausreichend, zum Teil nicht befriedigt.
>4,0	unbefriedigend	Die Ansprüche des Indikators werden nicht befriedigt. Sehr instabile Populationen mit akuter Gefahr der Populationsvernichtung sind die Folge. Die Zönose besitzt keine charakteristische Zusammensetzung des Artenspektrums der jeweiligen Ackerflächen des Naturraumes.

Die Tabellen 56 bis 58 zeigen die von WERNER et al. (2000) erzielten Ergebnisse. Tab. 56 stellt die mittleren aktuellen Biotopwerte der Fruchtarten zusammen. In Tab. 57 wird daraus eine Einteilung der Fruchtarten entsprechend der in Tab. 55 dargestellten Bewertungen vorgenommen. Da bei den konventionell bewirtschafteten Fruchtarten kein Wert über 3,5 erzielt wird, können für diese Bewirtschaftungsweise nur problematische oder unbefriedigende Fruchtarten festgestellt werden. Tab. 58 stellt die Ergebnisse für die verschiedenen Bewirtschaftungsweisen zusammen. Durch integrierten oder biologischen Anbau können Verbesserungen der aktuellen Biotopwerte erzielt werden.

Tab. 56: Mittlere aktuelle Biotopwerte (MABW), Zusammenstellung der Ergebnisse nach WERNER et al. (2000)

Fruchtart	Bewirtschaftungsweise	MABW
Kartoffel	konventionell	4,50
	integriert	4,67
	biologisch	3,63
Körnermais	konventionell	4,42
	integriert	4,29
	biologisch	3,54
Raps	konventionell	4,00
	integriert	3,75
	biologisch	
Silomais	konventionell	3,75
	integriert	3,92
	biologisch	3,54
Winterweizen	konventionell	3,58
	integriert	3,33
	biologisch	2,79
Zuckerrüben	konventionell	4,58
	integriert	4,25
	biologisch	

Tab. 57: Einteilung der konventionell bewirtschafteten Fruchtarten nach ihren aktuellen Biotopwerten nach WERNER et al. (2000)

problematisch	unbefriedigend
Winterweizen	Zuckerrübe
Silomais	Körnermais
Raps	Kartoffel

Tab. 58: Einteilung der Fruchtarten mit verschiedenen Bewirtschaftungsweisen nach WERNER et al. (2000)

gut	befriedigend	problematisch	unbefriedigend
Winterweizen (bio)	Winterweizen (intg)	Kartoffel (bio)	Kartoffen (konv)
		Körnermais (bio)	Kartoffel (intg)
		Raps (konv)	Körnermais (konv)
		Raps (intg)	Körnermais (intg)
		Silomais (konv)	Zuckerrüben (konv)
		Silomais (intg)	Zuckerrüben (intg)
		Silomais (bio)	
		Winterweizen (konv)	

Bewirtschaftungsweisen: bio = biologisch, intg = integriert, konv = konventionell

„Da zahlenmäßig quantifizierbare Abhängigkeiten zwischen einzelnen Bewirtschaftungsmaßnahmen und den Indikatoren im erforderlichen Detail nicht vorliegen, beruhen die vorliegenden Ergebnisse vornehmlich auf Schätzungen, deren Treffsicherheit zu validieren ist“ (WERNER et al. 2000: 48). Daher wurden die Ergebnisse von zwei unabhängigen Gutachtern mit jahrelangen Erfahrungen in der biologischen Feldarbeit geprüft. Danach stimmen die Berechnungen sehr gut mit den Experteneinschätzungen überein.

„Die vorgestellte Methode stellt einen Ansatz zur vergleichenden Bewertung der biotischen Wirkungen von landwirtschaftlichen Anbauverfahren dar, indem die Biotopeignung von Kulturpflanzenbeständen für ausgewählte Arten und Artengruppen abgeschätzt wird. (…) Es ist klar, dass dies eine starke Vereinfachung komplexer Zusammenhänge ist. Leicht lassen sich deshalb wichtige Komponenten von Agrarökosystemen finden, die hier unberücksichtigt bleiben. (…) So berechtigt es auch sein mag, auf diese Unvollständigkeiten hinzuweisen, so stellen sie unserer Meinung nach den methodischen Ansatz und auch die Ergebnisse nicht im Grundsatz in Frage. (…) Die Abschätzungen und Bewertungen erfolgen nach der Datenlage und nach Expertenwissen und -erfahrung“ (WERNER et al. 2000: 89).

Auf diesen Ansatz bezieht sich die ebenfalls im ZALF entstandene Arbeit von (SATTLER 2008) zur ökologischen Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren. Schwerpunkt der Arbeit ist die Entwicklung eines Bewertungsansatzes zur Abschätzung ökologischer Effekte der Produktionsverfahren auf verschiedene abiotische und biotische Indikatoren. Als Bewertungsgrundlage dienen die im Modellsystem MODAM (Multi-Objective Decision support tool for Agroecosystem Management) enthaltenen Daten zur Beschreibung verschiedener landwirtschaftlicher Verfahren. In MODAM werden sogenannte Standardanbauverfahren definiert, welche die in der Praxis am häufigsten angewendeten Produktionsweisen repräsentieren. Die Definition der Verfahren wird differenziert je nach Ackerzahl vorgenommen, wobei vier Ackerzahlklassen unterschieden werden.

Im Rahmen ihrer Arbeit hat SATTLER (2008) das Risikopotential der pflanzenbaulichen Produktionsverfahren hinsichtlich der Verringerung der Lebensraumqualität für Rotbauchunken, Feldlerchen, Feldhasen, Schwebfliegen und der Segetalflora untersucht. Die Ergebnisse sind in den Indikator Fruchtarteneinschätzung eingeflossen (Kap. 9.5) und der Ansatz könnte auch mit standortbezogenen Parametern verknüpft werden (s. u.). Das Bewertungsverfahren wurde in der Modellregion Prenzlau-West (200 km^2) mit Hilfe eines auf Fuzzy-Logik basierenden Ansatzes durchgeführt. Ergebnis der Bewertung ist ein dimensionsloser Index, ein sogenannter Zielerreichungsgrad (ZEG) in Hinblick auf ein definiertes Umweltziel. Ein ZEG nahe 0 entspricht einem geringen, ein ZEG nahe 1 einem hohen Beitrag zur Erreichung des betrachteten Umweltqualitätsziels. Als Bewertungsparameter werden hauptsächlich N-Düngung und Pestizideinsatz der verschiedenen Produktionsverfahren herangezogen.

Tab. 59: Zielerreichungsgrad (ZEG) für die Standard-Anbauverfahren (integrierter Anbau) der wichtigsten Anbaukulturen in der Modellregion Prenzlau-West (SATTLER et al. 2005). Eigene Berechnung der Mittelwerte.

	Silomais	Stilllegung	Triticale	Winter-gerste	Winter-raps	Winter-roggen	Winter-weizen	Zucker-rüben
Schutz der Rotbauchunke	0,40	0,92	0,38	0,33	0,20	0,34	0,28	0,23
Schutz der Feldlerche	0,56	0,84	0,52	0,40	0,27	0,52	0,37	0,32
Schutz des Feldhasen	0,48	0,95	0,55	0,53	0,44	0,56	0,50	0,47
Schutz der Schwebfliege	0,60	0,84	0,59	0,47	0,33	0,60	0,46	0,43
Schutz von Ackerwild-kräutern	0,42	0,73	0,55	0,44	0,23	0,56	0,41	0,28
Mittelwert	0,49	0,87	0,52	0,43	0,29	0,52	0,40	0,35

Entsprechend der Mittelwerte aus Tab. 59 ergibt sich folgende Reihung mit zunehmendem Risikopotential für die Indikatorarten: Stilllegung, Triticale, Winterroggen, Silomais, Wintergerste, Winterweizen, Zuckerrüben, Winterraps. Bei einer Einteilung der Fruchtarten nach einem mittleren Zielerreichungsgrad von über bzw. unter 0,5 ergibt sich folgende Gruppierung (vgl. Tab. 60).

Tab. 60: Mittlere Zielerreichungsgrade (eigene Einteilung nach den Ergebnissen von SATTLER et al. 2005)

Mittlerer ZEG > 0,5	**Mittlerer ZEG < 0,5**
Stilllegung	Silomais
Triticale	Wintergerste
Winterroggen	Winterweizen
	Zuckerrüben
	Winterraps

Kombination mit Standortparametern

Die beschriebenen Verfahren können für eine standortunabhängige Fruchtartenbewertung benutzt werden und sind in den Indikator „Fruchtarteneinschätzung“ eingeflossen (Kap. 9.5). Denkbar ist außerdem eine Verknüpfung des ZALF-Verfahrens mit standortbezogenen Parametern (WETTERICH & KÖPKE 2003). Durch die Kombination der potenziellen Biotopwerte der einzelnen Kulturen mit Standorten ist die Entwicklung von aktuellen Biotopwerten möglich (STACHOW & BERGER 2002). Für zehn wichtige Ackerfruchtarten wurde bereits eine regionalisierte Bewertung der Lebensraumeignung von Ackerhabitaten vorgenommen (HUFNAGEL et al. 2002). Ein methodisch ähnliches Verfahren

wurde für die Biomassebereitstellung auf Landkreisebene an der TU München durchgeführt (SCHULTZE et al. 2008).

Es könnten „Situationstypen“ gebildet werden, die aufgrund ihrer Kombination aus Fruchtart, Bewirtschaftungsintensität und naturräumlicher Situation bewertet werden. Die einzeln beschriebenen Indikatoren „Fruchtarteneinschätzung“ (Kap. 9.5), „Stickstoff-Dünger“ (Kap. 9.6) und „Pflanzenschutzmittel“ (Kap. 9.7) könnten landkreisbezogen nach dem Anbauverhältnis der Kulturarten (Kap. 9.2) aggregiert bewertet werden. Von WETTERICH & KÖPKE (2003: 106) wird folgendes Vorgehen vorgeschlagen: „Da die regionalen Fruchtartenanteile bekannt sind, kann abschließend für jeden Naturraum – und damit auch für das ganze Bundesgebiet – als Indikator angegeben werden, wie viel Prozent der landwirtschaftlich genutzten Ackerfläche einen sehr guten, guten, befriedigenden, problematischen oder auch sehr schlecht geeigneten Lebensraum für natürlich vorkommende Arten bieten“. Im Vergleich mit der veränderten Fruchtartenzusammensetzung in den Szenarien wäre somit eine Einschätzung der veränderten Habitateignung durch den Weizenanbau für ganz Deutschland vorstellbar. Die Landkreise könnten mittels GIS mit den Naturräumen verschnitten werden, um jeweils Teilpolygone zu erhalten, für die beide Datensätze gelten. Eine konkrete Umsetzungsvorschrift für einen solchen aggregierenden Indikator wurde in der vorliegenden Schrift nicht ausgearbeitet und es sollen lediglich einige Anmerkungen dazu erfolgen.

Grundsätzlich liegt eine naturräumliche Gliederung Deutschlands vom Bundesamt für Naturschutz vor. Sie berücksichtigt die natürlichen Gegebenheiten der Landschaft und stellt damit eine über die administrative Gliederung hinausgehende Bezugsgrundlage bereit (BFN 2004). Um eine Kombination mit Standorteigenschaften vornehmen zu können, die eine differenzierte Aussage für eine Habitateignung treffen könnten, könnte darüber hinaus das Biotopentwicklungspotential eingesetzt werden. Nach VON HAAREN (2004) beziehen bestehende Methodenansätze zum Biotopentwicklungspotential verschiedene abiotische Faktoren ein (Boden, Wasser, Klima), um Aussagen zu biotischen Entwicklungsoptionen treffen zu können. Für Niedersachsen liegen entsprechende GIS-Daten beim Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie vor (LBEG 2009). Ähnlich ist der Ansatz der potenziellen Lebensraumfunktionen, über den ebenfalls die standortbedingten Entwicklungsbedingungen für die biologische Vielfalt beurteilt werden können (JESSEL & TOBIAS 2002).

Methodisch könnte auch auf die zahlreichen Biotopwertverfahren zurückgegriffen werden, die der Bilanzierung im Rahmen der Eingriffsregelung dienen. In diesem Zusammenhang werden unterschiedlichen Biotoptypen Wertziffern zugeordnet, um den Zustand vor und nach einem Eingriff zu bewerten und den notwendigen Kompensationsumfang zu ermitteln (KÖPPEL et al. 1998). Zusätzlich können für die Abschätzungen von Veränderungen durch Fruchtartenwechsel auf dem Acker standörtliche Unterschiede zu Grunde gelegt werden. Ein Wechsel von Ackerwildkräuter begünstigenden Fruchtarten

(Wintergetreide) mit im Verhältnis geringeren Herbizidanwendungen zu weniger günstigen (z. B. Raps) auf Standorten, die schutzwürdige Ackerwildkräuter hervorbringen (nährstoffarme Kalk- oder Sandstandorte), würde dann als Impact mit einem Punktabzug bewertet. Ebenfalls könnte ein Wechsel von Kulturen mit hohem Insektizideinsatz zu Kulturen mit geringerem Anwendungsindex als Verbesserung der Situation für die Fauna gewertet werden.

Im Zusammenhangmit der von WETTERICH & KÖPKE (2003) empfohlenen Methodik wird der Einsatz von GIS- unterstützten InVeKoS-Daten diskutiert (REITER & ROGGENDORF 2007). InVeKoS ist das integrierte Verwaltungs- und Kontrollsystem, mit dem mehr als 95 % der landwirtschaftlichen Direktzahlungen in Deutschland abgewickelt werden. Der GIS-gestützte Flächennachweis ist die differenzierteste, nämlich flächenscharfe Darstellung der landwirtschaftlichen Flächennutzung in Deutschland. REITER & ROGGENDORF (2007: 285) stellen sich mit den genannten Daten „genauere und regional differenzierte Abschätzungen des Indikators Habitateignung der bewirtschafteten Fläche“ vor. Genauere Ausarbeitungen stehen noch aus.

10 Integration der Indikatoren in die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz

An dieser Stelle soll das Vorgehen erläutert werden, mit dem die Resultate der Indikatoren in einem für die Ökobilanz passenden Format vorgelegt werden können, also auf gleicher Ebene wie die Ergebnisse innerhalb anderer Wirkungskategorien wie Klimaänderung oder Versauerung (vgl. Kap. 3.1 und Kap. 5.3). Dazu müssen die Wirkungsindikatorwerte auf die funktionelle Einheit bezogen werden.

Zunächst liegen für jeden der 437 Landkreise die Indikatorenergebnisse im Vergleich Ausgangszustand mit den Szenarien vor. Entscheidend sind dabei die Operationalisierungen der Indikatoren, die jeweils zu Werten pro Landkreis führen müssen (Kap. 9). Dabei sind die Resultate abhängig von der im jeweiligen Landkreis verteilten zusätzlichen Weizenmenge. Durch diesen Bezug ist eine Integration in die Wirkungsabschätzung möglich. Das Vorgehen wird nachstehend anhand der Indikatoren „Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen“, „Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten“ sowie „Stickstoff-Dünger“ erläutert.

Die folgende Tabelle 61 zeigt Ergebniswerte mit vereinfachten Zahlen für den Indikator „Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen“ (vgl. Kap. 9.2). Es wird die Indikatordifferenz zwischen dem Ausgangszustand und dem Zustand in den Szenarien angezeigt.

Tab. 61: Ergebniswerte mit vereinfachten Zahlen für den Indikator „Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen“

LK	LF (ha)	Zusätzliche Weizenfläche (ha)	Ausgangs-zustand: Indikator wertvolle Fläche pro ha LF (WF)	Räuml. opt.: Indikator wertvolle Fläche pro ha LF (WF)	Indikator Differenz (WF Diff)	Worst Case: Indikator wertvolle Fläche pro ha LF (WF)	Indikator Differenz (WF Diff)
A	1000	115	0,017	0,017		0	
B	1000	59	0,023	0,023		0,00367	
C	1000	7	0,01	0,01		0,00767	
	3000	181	0,05	0,05	0	0,0113	-0,0387

Durch den Bezug zu der zusätzlichen Weizenfläche, die für die Veränderung ursächlich ist, ist eine Umrechnung auf einen hektarbezogenen Wert möglich:

$$\frac{-0{,}0387}{181\text{ha}} = -2{,}1\cdot 10^{-4}\,\text{ha}^{-1}$$

Pro Hektar angebauten Weizens für Ethanol verschlechtert sich im Worst Case-Szenario unter den gegebenen Annahmen (für das vereinfachte Beispiel) der Indikatorwert für wertvolle landwirtschaftliche Fläche um 0,00021. Im räumlich optimierten Szenario bleiben die wertvollen landwirtschaftlichen Flächen in ihrem Status erhalten, d. h. es tritt keine Veränderung zum Ausgangszustand ein. Der Indikatorwert beträgt in diesem Szenario dementsprechend Null.

Für die tatsächlichen Zahlen (vgl. Kap. 9.2 sowie die Abbildungen 32 bis 34) ergeben sich die folgenden Werte: Die Abnahme der wertvollen Flächen im Worst Case-Szenario beträgt -0,043. Durch den Bezug zu der zusätzlichen Weizenfläche von einer Million ha ist eine Umrechnung auf einen hektar-bezogenen Wert möglich.

$$\frac{-0{,}043}{1\cdot 10^{6}\,\text{ha}} = -4{,}3\cdot 10^{-8}\,\text{ha}^{-1}$$

Für das vorgegebene Biokraftstoffziel verschlechtert sich unter den geschilderten Annahmen der Indikatorwert für wertvolle landwirtschaftliche Flächen um $4{,}3 \cdot 10^{-8}$ pro Hektar Weizen. Im räumlich optimierten Szenario werden keine wertvollen Flächen in Anspruch genommen, der Indikatorwert beträgt Null.

Zu beachten ist, dass keine proportionale Verrechnung etwa in dem Sinne möglich ist, dass eine Verdopplung der zusätzlichen Anbauflächen einen doppelt so hohen Verlust an wertvollen Flächen nach sich zieht. Dies liegt daran, dass die Änderung der zusätzlichen Anbaufläche sich sowohl auf den Zähler als auch auf den Nenner des Bruchs in der obigen Formel auswirkt. Nach dem beschriebenen Vorgehen nehmen die wertvollen Flächen nicht gleichmäßig, sondern in den einzelnen Landkreisen unterschiedlich stark

ab. Wird eine andere zusätzliche Flächenmenge aufgrund eines anderen Biokraftstoffmengenziels zugrunde gelegt, muss eine neue Verteilung der zusätzlichen Flächen vorgenommen werden. Die Ergebnisse sind dementsprechend jeweils nur für das angegebene Mengenziel gültig.

Für die Indikatoren „Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten“ und „Stickstoff-Dünger“ zeigt die folgende Tabelle 62 fiktive Ergebnisse mit vereinfachten Zahlen. Die landwirtschaftliche Fläche in Deutschland hätte danach eine Größe von 6000 ha und es wären 360 ha Weizen für Ethanol anzubauen (6 % der landwirtschaftlichen Fläche). Die Operationalisierung der Indikatoren mit der Entwicklung von Landkreiswerten wurde in Kap. 9.3 bzw. 9.6 beschrieben.

Tab. 62: Ergebniswerte mit vereinfachten Zahlen für die Indikatoren Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten und Stickstoff-Dünger

LK	LF (ha)	Zus. W (ha)	H Ausg	H Szen	H Diff	N Ausg	N Szen	N Diff
A	1000	180	1,5	1,3	- 0,2	4,1	4,5	- 0,4
B	2000	120	1,6	1,7	+ 0,1	4,3	4,8	- 0,5
C	3000	60	2,1	2,0	- 0,1	3,8	3,7	+ 0,1
Summe	6000	360						

(negativ zu bewertende Ergebnisse werden mit negativen Vorzeichen versehen, Abnahme von H oder Zunahme von N) (H = Shannon-Weaver-Index, Ausg = Ausgangszustand, Szen = Szenario, H Diff = Differenz Shannon-Weaver-Index zwischen Ausgangszustand und Szenario, N = Indikator Stickstoffdünger, N Diff = Differenz Indikator Stickstoffdünger zwischen Ausgangszustand und Szenario)

Der Indikatorwert pro Landkreis (Differenz zwischen Ausgangszustand und Worst Case-Szenario) wird mit dem Flächenumfang der jeweiligen landwirtschaftlichen Fläche im Landkreis multipliziert. Die Ergebnisse werden aufsummiert und durch die Gesamthektarzahl der landwirtschaftlichen Flächen geteilt. Dadurch werden die verschiedenen Größen der Landkreise in der Berechnung berücksichtigt (vgl. Tab. 63 bis 66).

Tab. 63: Berechnung des durchschnittlichen Indikatorwertes für den Indikator Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten unter Berücksichtigung der verschiedenen Landkreisgrößen

LK	LF (ha)	H Diff	LF x H	H Diff Durchschnitt gesamt
A	1000	- 0,2	- 200	$\frac{\sum \text{LF x H}}{\sum \text{LF}} =$
B	2000	+ 0,1	+ 200	
C	3000	- 0,1	- 300	
Summe	6000		- 300	- 0,05

Tab. 64: Berechnung des durchschnittlichen Indikatorwertes für den Indikator Stickstoff-Dünger unter Berücksichtigung der verschiedenen Landkreisgrößen

LK	LF (ha)	N Diff	LF x N	N Diff Durchschnitt gesamt
A	1000	- 0,4	- 400	∑ LF x N ——— = ∑ LF - 0,18
B	2000	- 0,5	- 1000	
C	3000	+ 0,1	+ 300	
Summe	6000		- 1100	

Man erhält durchschnittliche Indikatorwerte für alle Landkreise in Deutschland. Diese können durch den Bezug auf die zusätzliche Weizenfläche (im vereinfachten Beispiel 360 ha) auf einen hektarbezogenen Wert umgerechnet werden.

Indikatorwert für das Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten:

$$\frac{-0{,}05}{360\,\text{ha}} = -1{,}4 \cdot 10^{-4}\,\text{ha}^{-1}$$

Pro Hektar angebauten Weizens für Ethanol verschlechtert sich unter den gegebenen Annahmen (für das vereinfachte Beispiel) der Indikatorwert für das Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten um 0,00014.

Indikatorwert für Stickstoff-Dünger:

$$\frac{-0{,}18}{360\,\text{ha}} = -5 \cdot 10^{-4}\,\text{ha}^{-1}$$

Pro Hektar angebauten Weizens für Ethanol verschlechtert sich unter den gegebenen Annahmen (für das vereinfachte Beispiel) der Indikatorwert für den Stickstoff-Dünger um 0,0005.

Für die drei Beispiellandkreise wurde mit den tatsächlichen Werten gerechnet (Kap. 9.6).

Tab. 65: Berechnung des durchschnittlichen Indikatorwertes für den Indikator Stickstoff-Dünger für drei Beispiellandkreise im räumlich optimierten Szenario

LK	LF (ha)	N Diff	LF x N	N Diff Durchschnitt gesamt
HI	67823	-0,11	-7461	∑ LF x N ——— = ∑ LF -0,03
VER	43827	-0,01	-438	
ROW	116838	0	0	
Summe	228488		-7899	

$$\frac{-0{,}03}{11867\,\text{ha}} = -2{,}9 \cdot 10^{-6}\,\text{ha}^{-1}$$

Als Bezugsmenge für Weizen (11867 ha) wird diejenige Menge genommen, die auf diese Landkreise in diesem Szenario verteilt wird.

Tab. 66: Berechnung des durchschnittlichen Indikatorwertes für den Indikator Stickstoff-Dünger für drei Beispiellandkreise im Worst Case-Szenario

LK	LF (ha)	N Diff	LF x N	N Diff Durchschnitt gesamt
HI	67713	-0,25	-16928	∑ LF x N ——— = ∑ LF -0,11
VER	43349	-0,13	-5635	
ROW	116586	-0,03	-3498	
Summe	227648		-26061	

$$\frac{-0{,}11}{12296\,\text{ha}} = -9{,}3 \cdot 10^{-6}\,\text{ha}^{-1}$$

Als Bezugsmenge für Weizen (12.296 ha) wird die Menge genommen, die auf diese Landkreise in diesem Szenario verteilt wird.

Im Endergebnis liegt eine Tabelle für alle Indikatoren vor, die die Veränderungen pro ha angebauten Weizens im Vergleich der Szenarien jeweils mit dem Ausgangszustand zusammenstellt (vgl. Tab. 67). Sind beide Werte negativ, heißt das, dass beide Szenarien zu einer Verschlechterung gegenüber dem Ausgangszustand führen. Die Differenz zwischen den Indikatorwerten zeigt die Bandbreite auf, die je nach räumlicher Umsetzung entstehen kann. In der Summe ergibt sich ein typisches „Biodiversitätsprofil“ für den betrachteten Biokraftstoff mit einem bestimmten Biokraftstoffmengenziel.

Tab. 67: Endergebnistabelle für die Indikatorenveränderungen der Szenarien jeweils gegenüber dem Ausgangszustand

Indikator	Indikatorwert / ha Worst Case-Szenario	Indikatorwert / ha Räumlich optimiertes Szenario
Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen	$-4{,}3 \cdot 10^{-8}$ (Echter Wert) $-2{,}1 \cdot 10^{-4}$ (Vereinfachte Zahlen)	0 (Echter Wert)
Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten	$-1{,}4 \cdot 10^{-4}$ (Vereinfachte Zahlen)	
Stickstoff-Dünger	$-5{,}0 \cdot 10^{-4}$ (Vereinfachte Zahlen) $-9{,}3 \cdot 10^{-6}$ (Echter Wert für 3 LK)	$-2{,}9 \cdot 10^{-6}$ (Echter Wert für 3 LK)

Zu diskutieren ist eine mögliche Aggregierung der Indikatoren. Bei der Methodenentwicklung für eine generelle Integration von Flächennutzungen in die Ökobilanzierung bei SCHWEINLE (2000) werden im Abschluss die verschiedenen Indikatorwerte auf die funktionelle Einheit bezogen. Eine Aggregation der Werte ist nicht Bestandteil dieser Methode, auf die Integrationsmöglichkeit in übergeordnete Bewertungsverfahren wie den Eco-Indicator wird hingewiesen (SCHWEINLE 2000). Ein in dieser Hinsicht ähnliches Vorgehen findet sich bei einer Methodenentwicklung für die Bodenqualität in Ökobilanzen (OBERHOLZER et al. 2006). Am Ende stehen Ergebnisse für verschiedene Indikatoren ohne Aggregation, „weil sonst wesentliche Informationen aus der Bewertung der einzelnen Indikatoren verloren gingen“ (OBERHOLZER et al. 2006: 36). Ein solches Vorgehen erscheint auch für den Bereich biologische Vielfalt sinnvoll. Eine weitere Aggregation der Indikatoren zu einem gesamten Biodiversitätsindikator ist daher nicht vorgesehen.

Viele Ökobilanzen verwenden als funktionelle Einheit einen Hektar landwirtschaftliche Fläche (z. B. ZAH et al. 2007) bzw. den Hektarertrag (KALTSCHMITT & REINHARDT 1997), so dass die obigen Ergebnisse direkt als Werte pro ha in der Ökobilanz verwendbar wären. Auch eine Studie des Umweltbundesamtes zum Vergleich verschiedener Op-tionen der Flächennutzung mit nachwachsenden Rohstoffen verwendet als Bezugs-größe einen ha Anbaufläche (BRINGEZU et al. 2009b). Der durchschnittliche Ertrag Ethanol pro ha Weizen ist bereits über die verwendete Flächenmenge in die Rechnung eingegangen (vgl. Kap. 7.4). Die ermittelten Resultate sagen aus, um wie viel sich die Indikatorwerte pro Hektar angebauten Weizens für Ethanol verändern.

Verschiedene Ökobilanzen verwenden unterschiedliche andere funktionelle Einheiten. Auf der Fläche kann je nach Ausgangsstoff und Endprodukt eine unterschiedliche Menge an Transportleistung erzeugt werden. Diese kann dann, als ebenfalls vielfach verwendete funktionelle Einheit, in Personenkilometern pro ha und Jahr ausgedrückt werden. Es muss dafür der Ertrag pro ha in die sich daraus ergebenden Personenkilometer umgerechnet werden. Nach Angaben des Bundesverbandes der Deutschen Bioethanolwirtschaft e.V. (BDBE 2009) kann mit den 2760 Litern Hektarertrag Ethanol ein Flexible-Fuel-Fahrzeug (bei einem Verbrauch von 7,5 l auf 100 km) mit einer E 85-Mischung ca. 36000 km weit fahren.

Die berechneten Wirkungsindikatorenergebnisse könnten auch auf GJ pro Hektar bezogen werden. Da es verschiedene funktionelle Einheiten und generell verschiedene Wege der weiteren Verrechnung in Ökobilanzen gibt (eine Studie von Germanwatch kommt bei einer vergleichenden Studie von Ökobilanzen von Bioethanol zu dem Schluss, dass es wenig Systematik und große Bandbreiten gibt (BERNHARDT 2006)), erscheint es sinnvoll, hier mit Indikatorwerten pro ha Anbaufläche abzuschließen. Diese Werte können bei Bedarf in andere funktionelle Einheiten umgerechnet werden. Auf eine übergeordnete Einstufung der Ergebnisse im methodischen Kontext wird in Kap. 12 eingegangen.

11 Plausibilitätsprüfung

Mit Hilfe einer Plausibilitätsprüfung wird die Zuverlässigkeit der Ergebnisse überprüft. Dazu dienen einerseits die Szenarien, die die Bandbreite der möglichen Ergebnisse aufzeigen. Je nach Verteilung der zusätzlichen Anbauflächen fallen die Indikatorergebnisse unterschiedlich aus (Kap. 8 und 10). Andererseits werden die bundesweit erzielten Ergebnisse stichprobenartig mit genaueren Daten kontrolliert, die auf lokaler und regionaler Ebene z. T. vorhanden sind, jedoch bundesweit nicht oder nicht homogen vorliegen.

Im Folgenden wird die Plausibilitätsprüfung für den Indikator „Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen“ erläutert. In Kapitel 9.2 wurde für diesen Indikator eine Flächenauswahl getroffen, die diese wertvollen Flächen definieren sollte. Diese Auswahl konnte aufgrund der großräumlichen Vorgehensweise und des Mangels an repräsentativen Daten auf Bundesebene nur grobe Flächentypen vorgeben. Die Plausibilitätsprüfung für diesen Indikator beschäftigt sich mit der Frage, ob mit der benutzten Flächenauswahl tatsächlich die wertvollen Flächen gefunden werden konnten. Das soll in Niedersachsen bzw. in ausgewählten Landkreisen Niedersachsens mit genaueren Daten überprüft werden. Abbildung 35 zeigt Niedersachsen mit den ausgewählten Landkreisen. Es wurden drei Landkreise mit unterschiedlichen Eigenschaften gewählt, um verschiedene Bedingungen zu Grunde zu legen. Der Landkreis Verden hat einen hohen Anteil an für die Biodiversität wertvoller landwirtschaftlicher Fläche, einen mittleren Grünflächenanteil und muss in den Szenarien zusätzlich eine mittlere Weizenmenge anbauen. Der Landkreis Rotenburg/Wümme hat ebenfalls einen hohen Anteil wertvoller Biotopfläche, einen hohen Grünlandanteil und muss weniger Weizen anbauen. Der Landkreis Hildesheim hat einen geringen Anteil an für die Biodiversität wertvollen Flächen, wenig Grünland bzw. viel Ackerfläche und muss dementsprechend eine hohe Weizenmenge anbauen. Abbildung 36 zeigt die in Kap. 9.2 ermittelten wertvollen landwirtschaftlichen Flächen für das Bundesland Niedersachsen, die überprüft werden sollen.

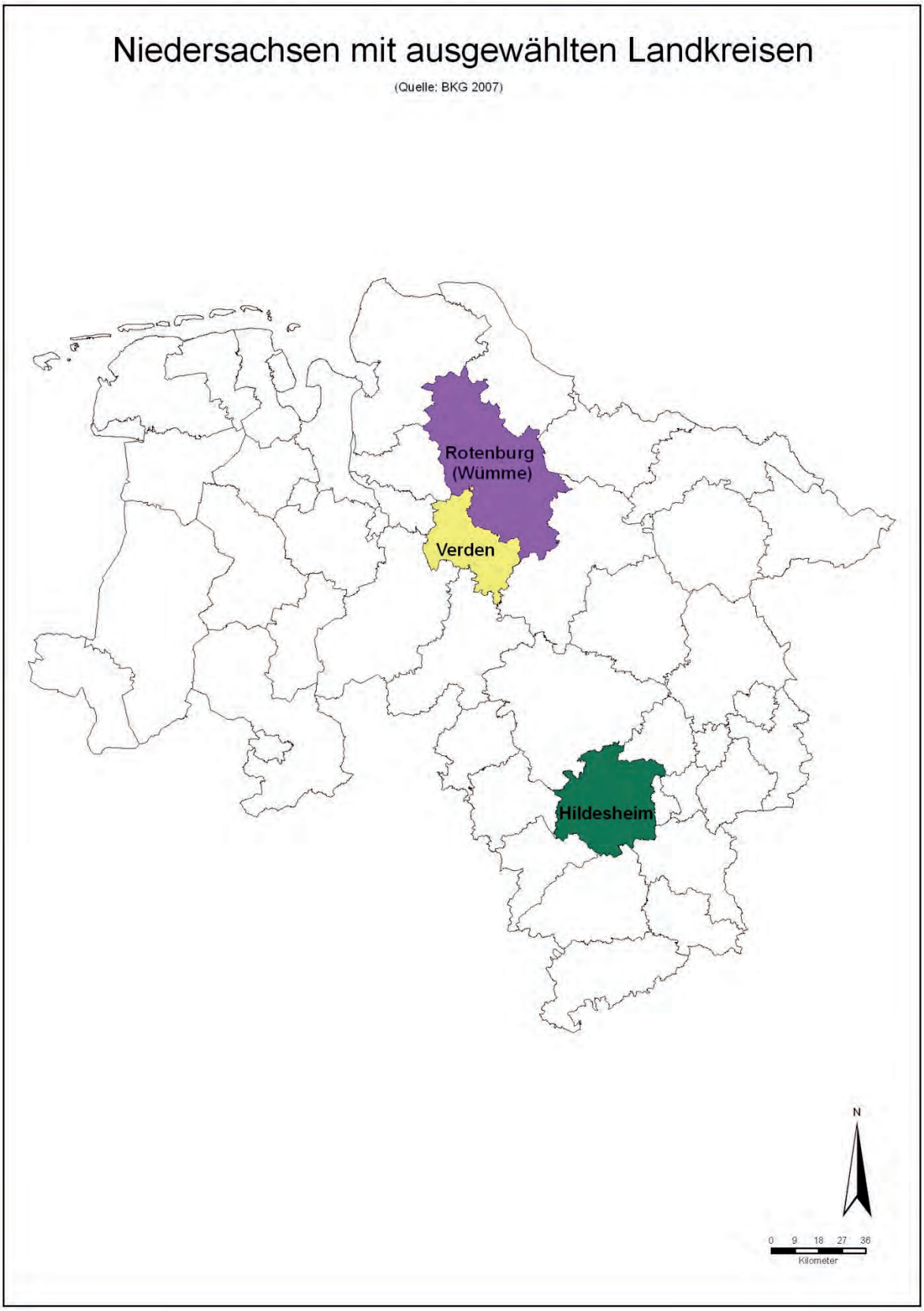


Abb. 35: Niedersachsen mit ausgewählten Landkreisen

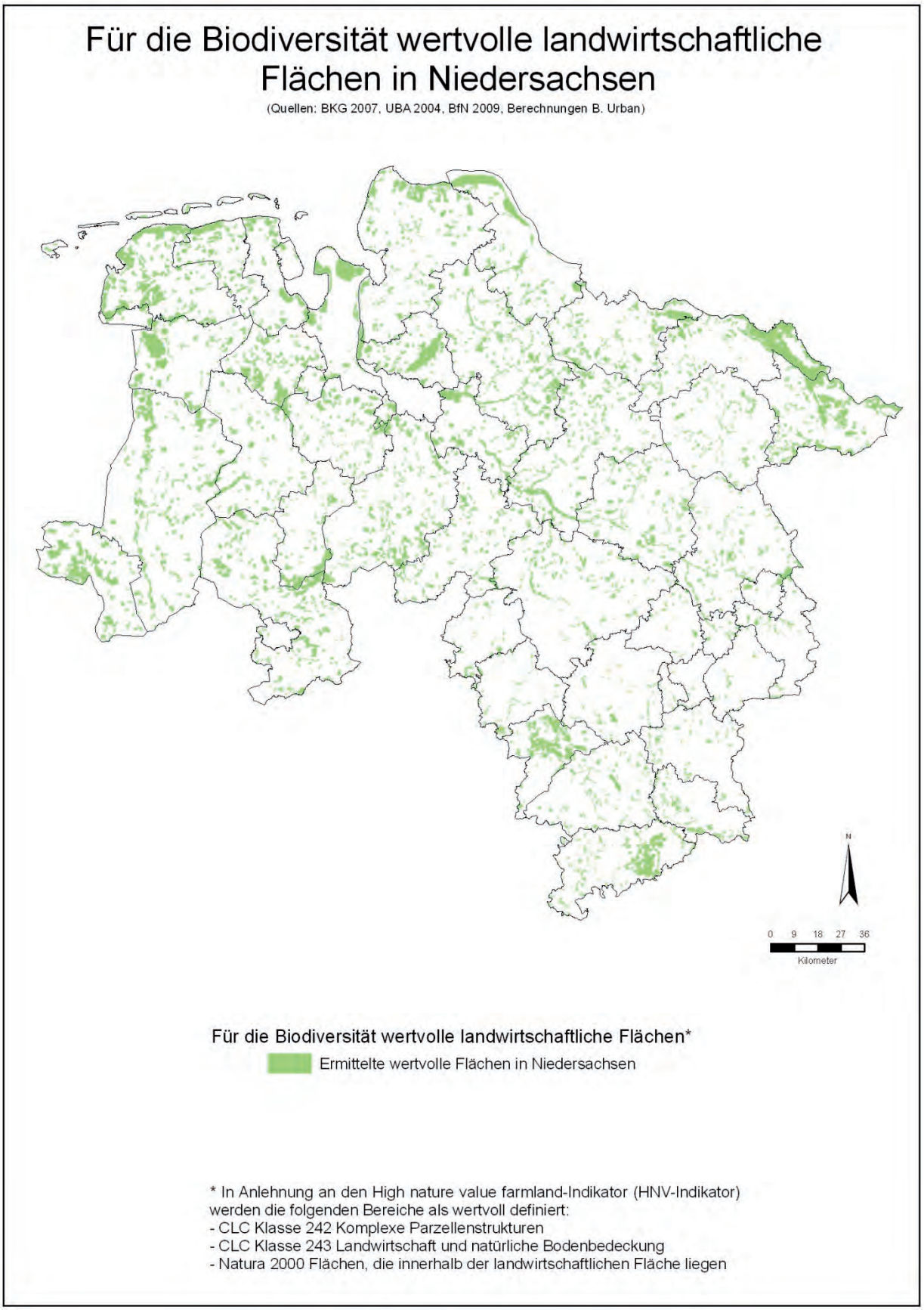


Abb. 36: Für die Biodiversität wertvolle landwirtschaftliche Flächen in Niedersachsen

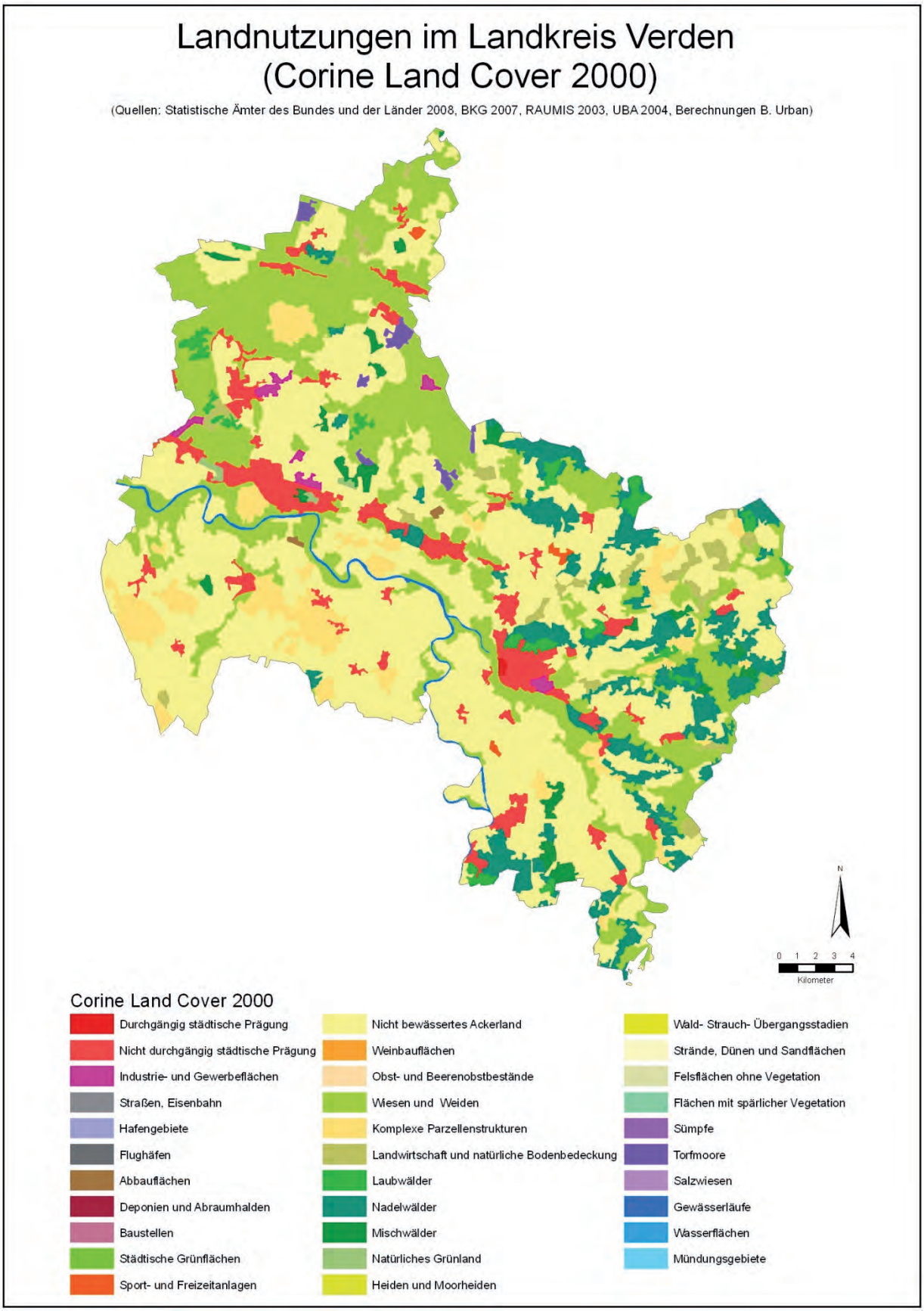


Abb. 37: Landnutzungen im Landkreis Verden (Corine Land Cover 2000)

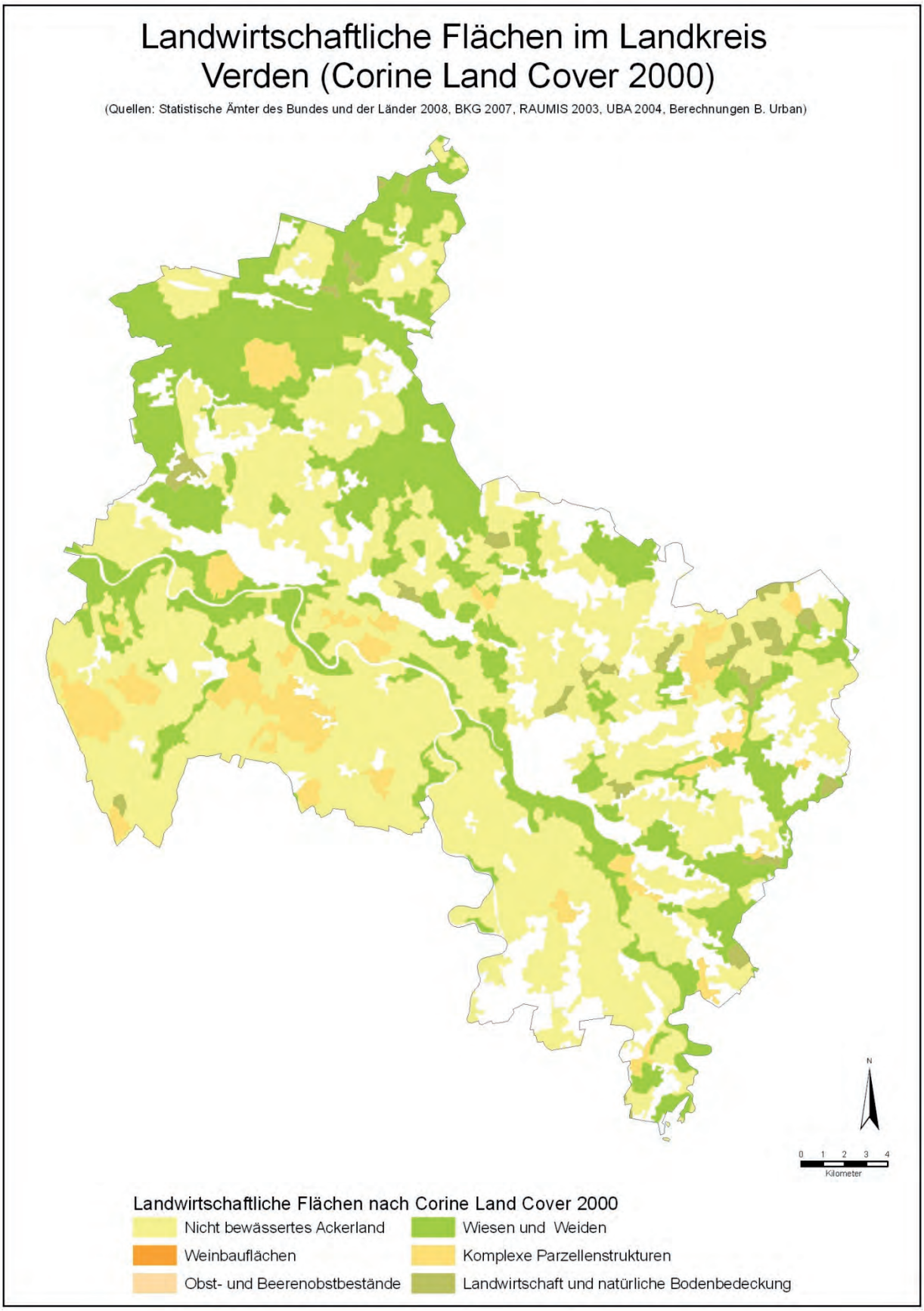


Abb. 38: Landwirtschaftliche Flächen im Landkreis Verden (Corine Land Cover 2000)

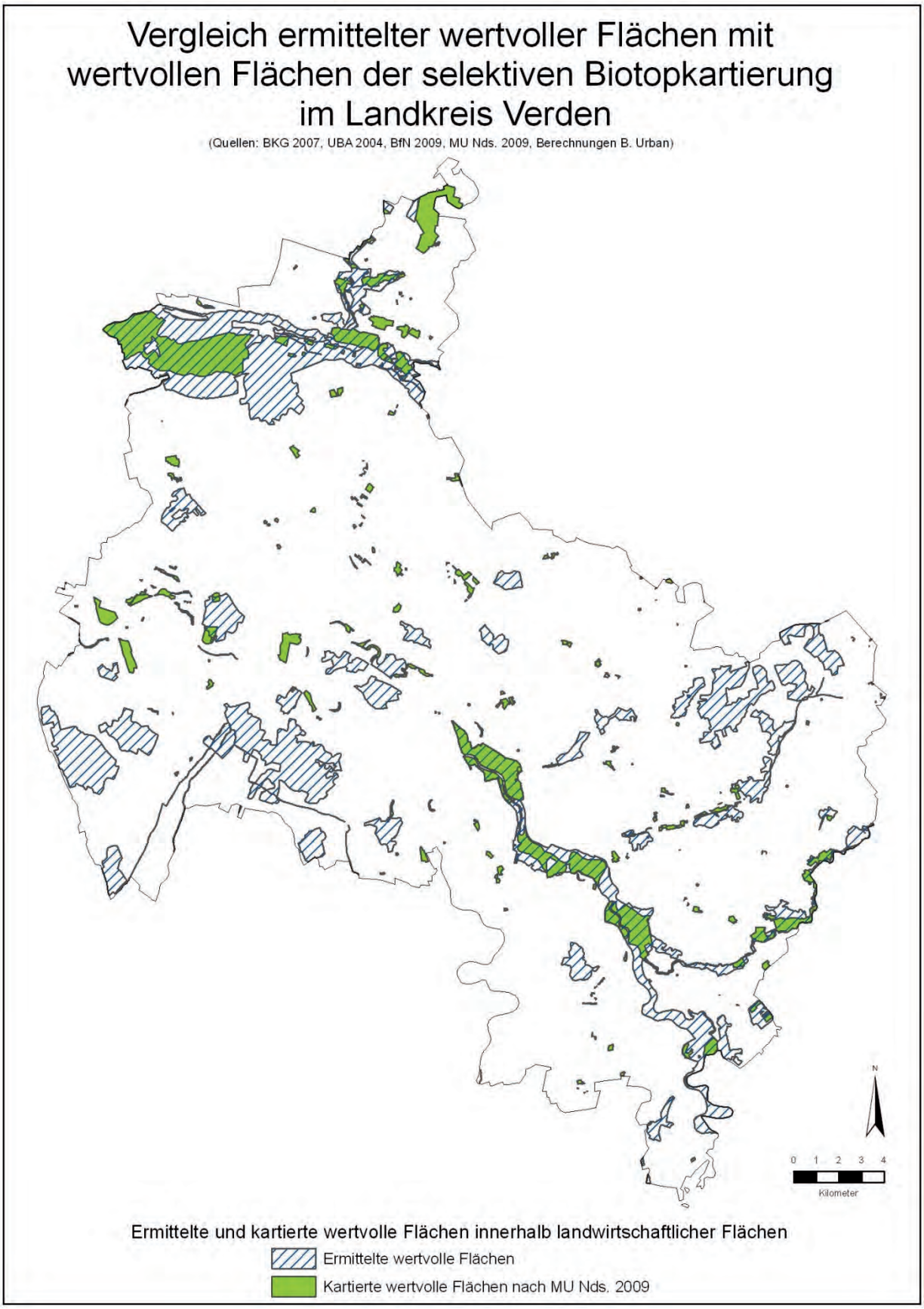


Abb. 39: Vergleich ermittelter wertvoller Flächen mit wertvollen Flächen der selektiven Biotopkartierung im Landkreis Verden

Die Abbildungen 37 und 38 zeigen die allgemeinen bzw. landwirtschaftlichen Flächennutzungen aus Corine Land Cover für den Landkreis Verden. In diesem großen Maßstab kann der Genauigkeitsgrad von Corine Land Cover besser sichtbar gemacht werden.

Datengrundlage für die Überprüfung sind zunächst die für den Naturschutz als wertvoll kartierten Bereiche (selektive Biotopkartierung), die in Niedersachsen vom niedersächsischen Ministerium für Umwelt und Klimaschutz (MU NDS 2008) zur Verfügung gestellt werden. Die Datensätze werden im GIS mit den landwirtschaftlichen Flächen aus Corine Land Cover (UBA 2004) verschnitten, da nur die kartierten wertvollen Bereiche innerhalb der landwirtschaftlichen Flächen von Interesse sind, denn bei dem in Kap. 9.2 beschriebenen Vorgehen wurden nur landwirtschaftliche Flächen betrachtet. Diese kartierten wertvollen Gebiete (innerhalb landwirtschaftlicher Flächen) werden im GIS mit den Ergebnisdaten aus Kap. 9.2 verschnitten, um beide Datensätze gegenüberstellen zu können. Als Ergebnis präsentiert Abbildung 39 den Vergleich der ermittelten wertvollen Flächen (vgl. Kap. 9.2) mit den kartierten wertvollen Flächen im Landkreis Verden.

Die Gesamtfläche des Landkreises Verden beträgt 78.770 ha, die landwirtschaftliche Fläche nimmt nach Corine Land Cover eine Größe von 63.338 ha und damit rund 80 % der Gesamtfläche ein. Nach dem in Kap. 9.2 beschriebenen Vorgehen ergeben sich für diesen Landkreis 11.747 ha bzw. 19 % der landwirtschaftlichen Fläche nach Corine Land Cover als wertvolle Flächen (schraffierte Flächen). Die kartierten wertvollen Gebiete nehmen 3.537 ha und damit 5,6 % der landwirtschaftlichen Fläche ein (grüne Flächen). Davon liegen 2.523 ha bzw. 71 % innerhalb der im Projekt ermittelten wertvollen Flächen.

Um noch weitere wertvolle Flächen in die Plausibilitätsprüfung einzubeziehen, werden geschützte Flächen gemäß §§ 28a und 28b NNatG nach der Datengrundlage des Landschaftsrahmenplans Verden (LANDRAT LANDKREIS VERDEN 2008) verwendet. Es handelt sich um besonders geschützte Biotope, wie z. B. Moore oder Röhrichte, sowie besonders geschütztes Feuchtgrünland. Diese Flächen werden analog zu dem soeben beschriebenen Vorgehen zunächst im GIS auf die landwirtschaftlichen Flächen reduziert. Dann werden diese geschützten Flächen (1.049 ha) mit den kartierten Flächen der selektiven Biotopkartierung (3.537 ha) im GIS vereinigt, die neue Flächensumme beträgt 3.944 ha (da keine Doppelzählungen). Diese vereinigten Flächen werden wiederum mit den im Projekt ermittelten wertvollen Flächen verschnitten, um mit dieser erweiterten Flächenmenge die Plausibilitätsprüfung zu vertiefen. Im Ergebnis liegen von den vereinigten Flächen 2.645 ha bzw. 67 % innerhalb der im Projekt ermittelten wertvollen Flächen.

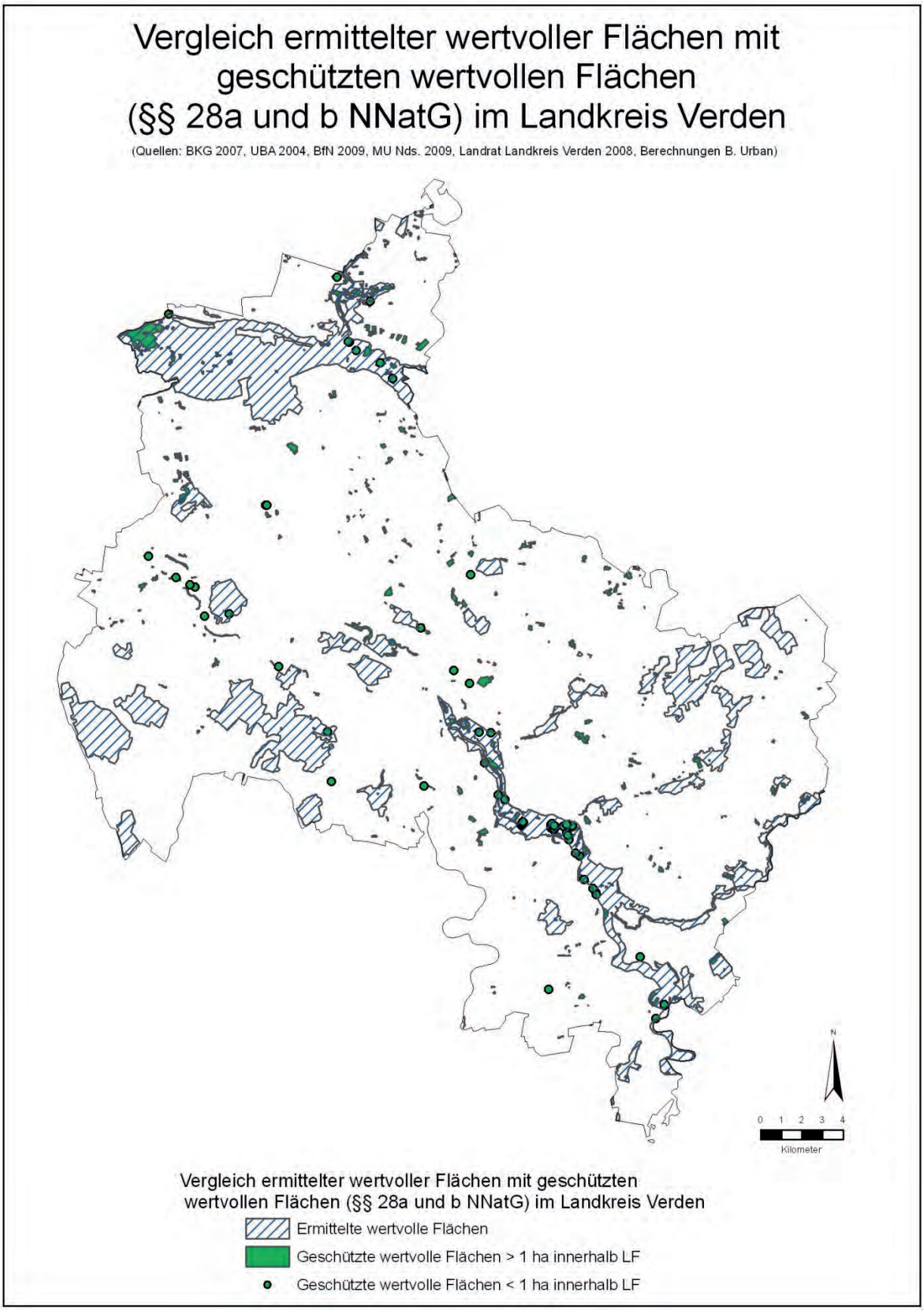


Abb. 40: Vergleich ermittelter wertvoller Flächen mit geschützten wertvollen Flächen (§§ 28a und b NNatG) im Landkreis Verden

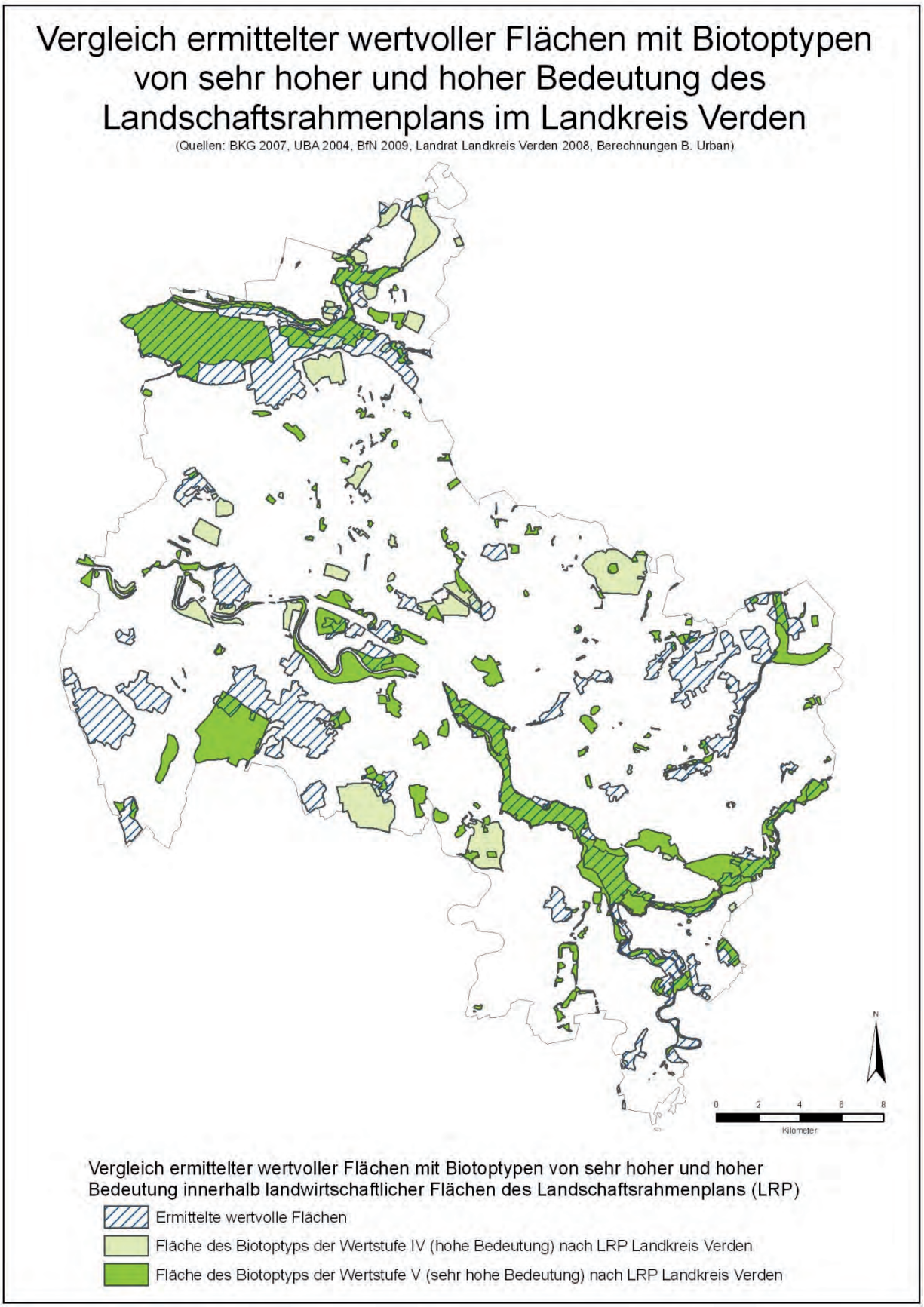


Abb. 41: Vergleich ermittelter wertvoller Flächen mit Biotoptypen von sehr hoher und hoher Bedeutung des Landschaftsrahmenplans im Landkreis Verden

Weiterhin wurden die in die Flächenbetrachtung nicht einbezogenen geschützten Flächen gemäß §§ 28a und 28b NNatG, die kleiner als 1 ha sind, geprüft. Von den 75 Einzelflächen liegen 48 innerhalb der im Projekt ermittelten Fläche und 27 außerhalb. Abbildung 40 stellt den Vergleich mit den geschützten Flächen bildlich dar.

Ein weiterer Vergleich erfolgte mit den im Landschaftsrahmenplan (LANDRAT LANDKREIS VERDEN 2008) festgestellten Biotoptypen von sehr hoher und hoher Bedeutung. Diese wurden entsprechend dem bereits geschilderten Vorgehen mit den in der vorliegenden Arbeit ermittelten wertvollen Flächen verglichen. Die Ergebnisse werden in Abbildung 41 kartografisch dargestellt. Die wertvolle landwirtschaftliche Fläche mit sehr hoher Bedeutung beträgt 8.984 ha, davon liegen 4.590 ha bzw. 51 % innerhalb der ermittelten Fläche. Die vereinigten wertvollen landwirtschaftlichen Flächen mit sehr hoher und hoher Bedeutung nehmen 12.172 ha ein, davon liegen 4.860 ha bzw. 40 % innerhalb der ermittelten Flächen. Es ist auffällig, dass die Übereinstimmung mit den Biotoptypen von sehr hoher Bedeutung noch vergleichsweise gut ist, während die Biotoptypen von hoher Bedeutung größtenteils außerhalb der ermittelten Flächen liegen und dementsprechend nicht mit der erfolgten Flächenauswahl erfasst werden.

Abbildung 42 zeigt den Flächenvergleich mit kartierten wertvollen Flächen (selektive Biotopkartierung) für den Landkreis Rotenburg (Wümme). Nach dem in Kap. 9.2 beschriebenen Vorgehen werden für diesen Landkreis 26.060 ha bzw. 16 % der landwirtschaftlichen Fläche nach Corine Land Cover als wertvolle Flächen ermittelt. Die kartierten wertvollen Gebiete nehmen 6.331 ha und damit 3,8 % der landwirtschaftlichen Fläche ein. Davon liegen 3.850 ha bzw. 61 % innerhalb der im Projekt ermittelten wertvollen Flächen.

Für den Landkreis Hildesheim (ohne Kartendarstellung) werden 3.795 ha bzw. 5 % der landwirtschaftlichen Fläche als wertvoll ermittelt. Die kartierten wertvollen Gebiete nehmen 604 ha und damit 0,8 % der landwirtschaftlichen Fläche ein. Davon liegen 344 ha bzw. 57 % innerhalb der im Projekt ermittelten wertvollen Flächen.

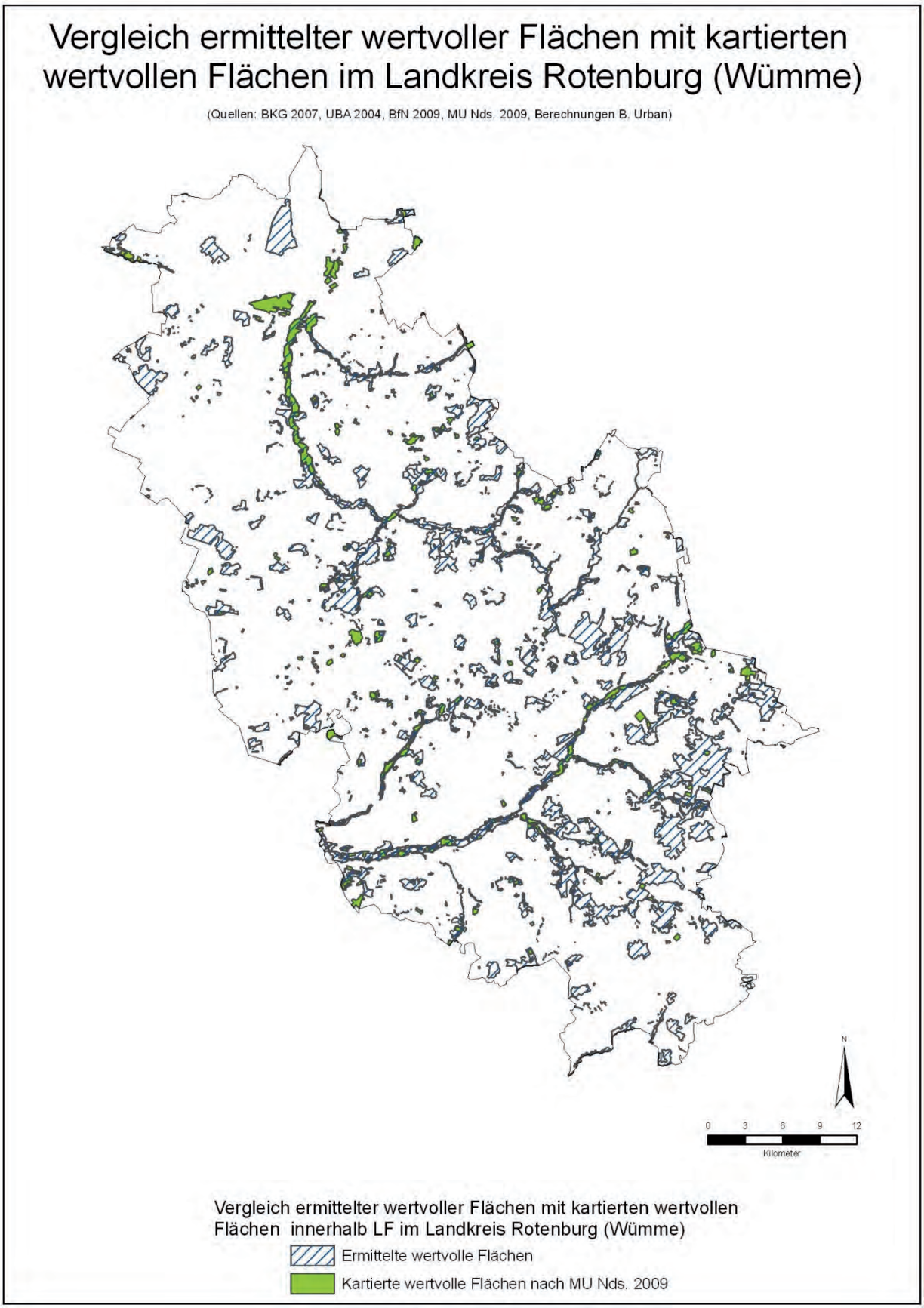


Abb. 42: Vergleich ermittelter wertvoller Flächen mit kartierten wertvollen Flächen im Landkreis Rotenburg/Wümme

In der Zusammenschau fällt auf, dass der im Projekt ermittelte Anteil wertvoller Flächen immer sehr viel höher liegt, als der der tatsächlich kartierten Flächen. Für die Bundesrepublik Deutschland beträgt der ermittelte Anteil wertvoller landwirtschaftlicher Flächen 23,2 % an der gesamten Landwirtschaftsfläche (s. Kap. 9.2.3), während der Anteil tatsächlich kartierter schutzwürdiger Biotope auf landwirtschaftlichen Flächen mit ca. 6,9 % angegeben wird (SRU 2002). Der Vorteil liegt darin, dass bei einer tatsächlichen Umsetzung des räumlich optimierten Szenarios damit sozusagen vorsorglich ein hoher Anteil möglicher wertvoller Flächen von der zusätzlichen Nutzung ausgenommen bleibt bzw. im Worst Case-Szenario negativ bewertet wird.

In Abbildung 43 sind die Erfassungsgrade der selektiven Biotopkartierung durch die ermittelten wertvollen Flächen auf Landkreisebene dargestellt. Die Gesamtfläche Niedersachsens beträgt 4.761.824 ha, von denen die landwirtschaftliche Fläche nach Corine Land Cover etwa 70 % einnimmt. Davon wurden 160.308 ha bzw. 4,8 % als wertvoll kartiert. Im Durchschnitt aller Landkreise Niedersachsens liegen 62 % dieser kartierten Flächen innerhalb der für dieses Projekt ermittelten wertvollen Flächen, 38 % liegen außerhalb dieser Gebiete. Im Endergebnis können knapp zwei Drittel Übereinstimmung als Annäherung akzeptiert werden. Die Plausibilitätsprüfung macht jedoch deutlich, dass die entwickelte Methode aufgrund von Datendefiziten die tatsächlichen Wirkungen im Worst Case-Szenario quantitativ noch stark unterschätzt.

Als weitere Plausibilitätsprüfung wurde ein Vergleich mit Flächenpotentialen für nachwachsende Rohstoffe auf Grünland in Bayern vorgenommen. Nach GREIFF (2010) werden sich die Flächenpotentiale regional sehr unterschiedlich entwickeln. Auf Grünland werden die höchsten Flächenpotentiale (in Bayern) in den Regionen des Alpenvorlandes erwartet. Dieses Resultat entspricht in der Tendenz den Annahmen des Worst Case-Szenarios (Kap. 8.3, Abb. 23), die ebenfalls in diesem Gebiet deutliche Abnahmen von Grünland unterstellen.

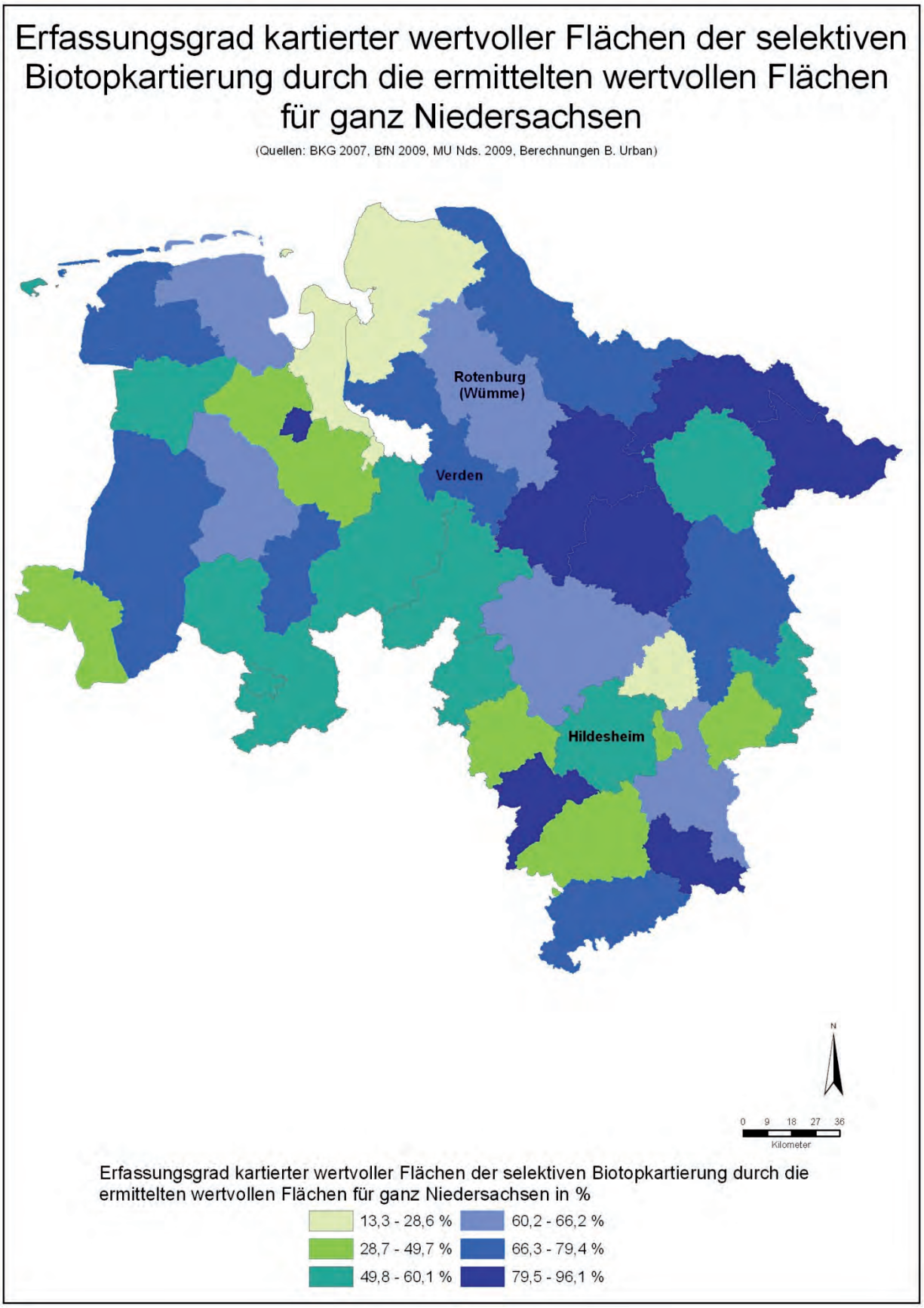


Abb. 43: Erfassungsgrad kartierter wertvoller Flächen der selektiven Biotopkartierung durch die ermittelten wertvollen Flächen für ganz Niedersachsen

D Diskussion und Schlussfolgerungen

12 Methodische Einordnung und Erörterung des entwickelten Konzepts vor dem Hintergrund von Ökobilanz und ökologischer Planung

An verschiedenen Stellen dieser Arbeit wurden die unterschiedlichen Sicht- und Arbeitsweisen der Ökobilanz bzw. der ökologischen Planung erkennbar. Die typische Ökobilanz würde hinsichtlich der vorliegenden Fragestellung ohne räumliche Zuordnung von Belastung, Empfindlichkeit und Wert lediglich die beanspruchte Flächengröße pro funktioneller Einheit bilanzieren und eventuell, bei Nutzung des Eco-Indicators 99, mit einem Faktor der Landnutzung multiplizieren (Kap. 5.3). Die typische ökologische Risikoanalyse würde hingegen mit Flächenbezug arbeiten und verschiedene funktionsbezogene Empfindlichkeiten mit den zu erwartenden Beeinträchtigungen in einer Bewertungsmatrix zusammenbringen und daraus auf ein Risiko für den betrachteten Raum schließen (Kap. 3.2).

Die Umweltplanung, und damit auch die ökologische Risikoanalyse, werden immer auf einer bestimmten Planungsstufe mit klar zugeordneten Kompetenzen und Zuständigkeiten angewendet. D. h. die Anzahl und der Detaillierungsgrad der Umweltwirkungen, die beschrieben werden, sind begrenzt auf solche, die auf der jeweiligen politischen Entscheidungsebene relevant sind. Auf der Bundesebene werden beispielsweise nur bundesweit bedeutsame Gebiete betrachtet, die großräumig oder von besonderer Bedeutung sind, wie das Europäische Schutzgebietsnetz Natura 2000. In einer Ökobilanz müssen demgegenüber alle Auswirkungen auf allen räumlichen Skalen - zwar unterschiedlich gewichtet - jedoch grundsätzlich mit einbezogen werden. Dies erschwert die Suche nach geeigneten Grundlagendaten, die möglichst bundesweit homogen sein sollten, vielfach aber nur kleinräumig und heterogen vorliegen.

Wichtig für das Verständnis der verschiedenen Herangehensweisen sind die unterschiedlichen Formen der Beurteilung von Umwelteffekten. Das „Life Cycle Thinking“ in der Ökobilanz soll den Betrachtungshorizont von Teilproblemen und Subsystemen auf das „große Ganze“ erweitern. Dafür führt die Ökobilanz eine Vielzahl von Daten und Methoden aus unterschiedlichen Wissensbereichen zusammen. Damit kommt dieses Instrument dem modernen Verständnis von Nachhaltigkeit entgegen und wird aufgrund seiner Flexibilität immer mehr eingesetzt (BAUER et al. 2007). Die quantitativen Einschätzungen der Ökobilanz haben dabei insgesamt „nur hypothetischen Charakter“, u. a. weil üblicherweise keine raumspezifischen Informationen einfließen (KANNING 2001a). Die Ökobilanz liegt bei politischen Entscheidungsprozessen zeitlich vor dem Einsatz von Instrumenten der räumlichen Planung, nämlich in einer Phase von programmatischen, zielorientierten Politikentscheidungen, in der Umweltwirkungen meist

noch nicht lokalisiert werden (KANNING 2001a). In der räumlichen Umweltplanung steht hingegen der Raumbezug bei Beurteilungen im Mittelpunkt, denn Umweltprobleme und Nutzungskonflikte manifestieren sich konkret erst im räumlichen Bereich, steuernde Maßnahmen können hier am ehesten konkret ansetzen (VON HAAREN 2004).

Eine hypothetische Wirkungsabschätzung für Biodiversität gänzlich ohne Raumbezug ist auch in der Ökobilanz nicht möglich. Ökosysteme sind im Raum unterschiedlich ausgeprägt und die Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus differieren je nach Empfindlichkeit und Wert von Natur und Landschaft. Für großmaßstäbige Studien, z. B. auf Betriebsebene, mit Kenntnis konkreter Anbaustandorte ist ein flächenkonkretes Verfahren, das auch das reale Vorkommen von Arten und Individuen berücksichtigt, möglich. Zwar sind auch hier methodische Schwierigkeiten bei der Überführung in ökobilanzgerechte Verrechnungseinheiten zu überwinden. In Deutschland bestehen dafür aufgrund langjähriger Erfahrungen mit der Eingriffsregelung (s. KÖPPEL et al. 2004) aber gute Voraussetzungen.

Die Herausforderungen, die sich auf höheren Raum- und Entscheidungsebene stellen, sind erheblich größer, da nicht flächenkonkret vorgegangen werden kann. In der vorliegenden Arbeit wurde ein methodischer Ansatz entwickelt, der sowohl auf das Transformationsproblem von flächenbezogener Biodiversität (bzw. Arten- und Biotopwerte) zu ökobilanzgerechten Einheiten reagiert, als auch auf die Datenprobleme auf Bundesebene. Es finden keine flächenkonkreten räumlichen Überlagerungen wie in der ökologischen Risikoanalyse statt. Jedoch wird durch die Nutzung flächendeckend vorliegender kreisbezogener statistischer Nutzungsdaten und die Umrechnung räumlicher Ausprägungen in Prozentwerte auf Landkreisebene eine bundesweite räumliche Differenzierung möglich. Dieses Vorgehen zeigt im Ansatz einen Weg auf, wie eine Transformation von räumlichem Wissen über Biodiversität in die räumlich unspezifische Ökobilanz gelingen kann. Damit werden besser begründete Ergebnisse für die Bundesebene erzielt, als mit bisherigen Ansätzen.

Das Vorgehen unterscheidet sich von bisherigen Arbeiten insbesondere durch folgende Merkmale:

- Ziel und Untersuchungsrahmen werden maßgeblich durch ein *Mengenziel* definiert.
- *Modellkulturen* bilden die Grundlage für die Operationalisierung der Verursacherseite im Rahmen der Sachbilanz *durch agrarstatistische Daten auf nationaler Ebene* (pressure-Indikatoren).
- Die Operationalisierung der Betroffenenseite im Rahmen der Wirkungsabschätzung erfolgt durch Zustands- und Wirkungsindikatoren für die *drei Wirkebenen Fläche, Umgebung und Landschaft* (sowie funktional darüber hinausgehende Bezüge).

- Die Charakterisierung der Wirkungsindikatoren erfolgt unter Einbeziehung normativer *Werturteile*, ohne die eine hier relevante Selektion und Einordnung des Status Quo bzw. dessen Veränderungen nicht abbildbar sind.
- Die Indikatoren werden mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems *räumlich differenziert* abgebildet.
- Mittels *Szenariotechnik* werden Veränderungen der Biodiversität gegenüber dem Status Quo in zwei Varianten abgeschätzt, die als Grundlage für ökobilanzbasierte Entscheidungen dienen können.

Damit ist ein spezieller Methodenansatz entstanden, der sich deutlich vom Vorgehen anderer Ökobilanzmethoden unterscheidet. Dies ist auf den schwierig zu handhabenden Betrachtungsgegenstand Biodiversität zurückzuführen, der nach allgemeiner Ansicht in bisherigen Methodenansätzen zur Ökobilanz nicht befriedigend gefasst werden konnte (Kap. 4). Das neue Vorgehen verbindet die Arbeitsweisen aus beiden Fachgebieten und soll somit beiden Ansprüchen gerecht werden. Das Methodenkonzept ist allerdings nicht als abschließende Lösung zu betrachten, sondern als erster Ansatz, wie räumlich differenzierte Arbeitsweisen in die Ökobilanz Eingang finden könnten. Die Methode ist in vielen Teilen noch ausbau- und ergänzungsbedürftig sowie grundsätzlich offen für bessere Eingangsdaten.

Die methodische Erörterung soll in Dissertation von URBAN (in Vorb.) vertieft werden. Geplant ist eine methodische Diskussion zur Einordnung des Methodenkonzepts in die Terminologie der Midpoint- und Endpointmethoden der Ökobilanz. Letztere beziehen sich auf den entstehenden Schaden bzw. setzen am Ende der Wirkungskette an, während Midpointmethoden in der Mitte der Wirkungskette (Midpoint) ansetzen (JOLLIET et al. 2004).

13 Einschätzung der Tragfähigkeit und Grenzen des entwickelten Konzepts sowie Hinweise für die Anwendung

Grundsätzlich wird das Methodenkonzept von den Autoren als tragfähig angesehen. Es sind gleichwohl verschiedene Einschränkungen zu konstatieren. Voraussetzung einer Weiterentwicklung wären weitere Forschungsarbeiten sowie Datenerhebungen.

Hinsichtlich einer Einschätzung der Tragfähigkeit ist zwischen dem entwickelten Methodenkonzept „an sich“ und der derzeit vorliegenden konkreten Methode zu unterscheiden. Die vorliegende Form (Kap. 6 und Teil C) entspricht - im Sinne von „Pathfinding“ - dem maßgeblichen Projektziel, eine methodische Verknüpfung der Ökobilanz mit räumlichen Methoden der Umweltplanung zur Bewertung von Biodiversität herzustellen. Es müssen jedoch in der Zukunft weitere Indikatoren operationalisiert und umgesetzt werden (derzeitiger Stand s. Kap. 9.1). Unabhängig von diesem Umsetzungsstand sind je-

doch die Voraussetzungen für die Gültigkeit von Ergebnissen, die mit dem Methodenkonzept erzielt werden können, zu definieren. Die grundsätzlichen Voraussetzungen ergeben sich zunächst aus den Zielen der Methodenentwicklung und lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- In der vorliegenden Form ist das Konzept nur für die Bundesebene verwendbar.
- Es handelt sich nicht um ein Prognoseinstrument.
- Die Ergebnisse haben einen hypothetischen Charakter und gelten lediglich unter den im Konzept gemachten Annahmen (wie in der Ökobilanz üblich).
- Es kann derzeit nur eine erste Abschätzung auf Grundlage bundesweit vorliegender vergleichbarer Daten vorgenommen werden. Flächenkonkrete Prüfungen vor Ort können damit nicht ersetzt werden.

Die Methodenkonkretisierung und exemplarische Anwendung erfolgte am Beispiel Bioethanol aus Weizen. Bei Auswahl eines anderen Kraftstoffs könnten die Szenarien und Indikatoren mit den Daten dieses anderen Kraftstoffs entsprechend neu berechnet werden.

Die inhaltliche Aussagekraft des in dem vorgelegten Konzept entwickelten Indikators „Inanspruchnahme von für die Biodiversität wertvollen Flächen“ wird als sehr hoch eingeschätzt, weil - im Gegensatz zu den Indikatoren der Bewirtschaftungsintensität - ein direkter und nicht nur abgeleiteter Zusammenhang zur biologischen Vielfalt besteht. Allerdings ist die vorhandene Datenqualität aus Bundesebene als unbefriedigend anzusehen. Corine Land Cover bietet lediglich ein grobes Raster mit einer Genauigkeit von 25 ha (vgl. Abbildungen 37 und 38); die Agrarstatistik ist mit anderen Ungenauigkeiten behaftet, die dem angestrebten Zweck abträglich sind (Kap. 9.2.1). Dies führt zu enormen Ungenauigkeiten. In der Plausibilitätsprüfung (Kap. 11) konnte eine Flächen-übereinstimmung von 62 % in der genaueren Überprüfung mit der selektiven Biotopkartierung ermittelt werden. Verbesserungen könnten durch bessere und umfangreichere Datengrundlagen erreicht werden. Im Idealfall liegen in der Zukunft z. B. in der Landschaftsplanung auf gleichen Maßstäben, nach gleichen Gewichtungen bewertete Daten (Biotoptypen, Arteninformationen) in allen Bundesländern vor, die aggregiert werden können. Durch die neue Bundeskompetenz für den Naturschutz aufgrund der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes und die INSPIRE-Richtlinie der EU bestehen dafür nun bessere rechtliche Voraussetzungen.

Die Plausibilitätsprüfung macht deutlich, dass die entwickelte Methode aufgrund von Datendefiziten die tatsächlichen Wirkungen im Worst Case-Szenario quantitativ noch stark unterschätzt, da viele existierende wertvolle Biotope nicht berücksichtigt werden, weil sie zu klein sind.

Die Ergebnisse der Anwendung lassen somit folgende Schlüsse zu:

- Ein maximal erreichbares Biofuel-Ziel durch heimische Biomasseerzeugung auf Bundesebene kann nur dann ohne erhebliche Wirkungen auf die Biodiversität umgesetzt werden, wenn gleichzeitig die unteren Ebenen (Länder, Landkreise, Städte und Gemeinden) die Feinsteuerung in der Fläche optimieren (können) und das Instrumentarium dafür bereitsteht.
- Das maximal erreichbare Biofuel-Ziel wird systematisch überschätzt, wenn keine Daten der unteren Entscheidungsebenen einbezogen werden können. Dieses scheitert derzeit an uneinheitlicher Klassifizierung und Bewertung der Biotoptypen in den Ländern.
- Die räumlichen Differenzierungen auf Bundesebene lassen erkennen, dass Biofuel-Ziele ggf. regionalisiert werden sollten.

Aussagen zu vertretbaren Biofuel-Zielen können immer nur so gut sein wie die Grundlagen, auf denen sie basieren. Bezüglich des Einsatzes von Geografischen Informationssystemen und von Geodaten werden viele Defizite beklagt. Geodaten sind nicht oder unzureichend verfügbar, es fehlen Metadaten und die Nutzung der funktional sehr komplexen GIS-Systeme erfordert umfangreiches Spezialistenwissen (STREIT 2004). Aus der vorliegenden Arbeit lassen sich zusammenfassend die folgenden Datenerhebungsbedarfe und Zugriffsmöglichkeiten ableiten:

- agrarstatistische Daten, die nicht auf administrative Einheiten wie Landkreise, sondern auf naturräumliche Einheiten bezogen sind,
- eine übereinstimmende georeferenzierte Definition der landwirtschaftlichen Flächen,
- Zuordnung der agrarstatistischen Daten zu georeferenzierten landwirtschaftlichen Einheiten,
- repräsentative bundesweite Daten zu Auswirkungen verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungen auf Flora und Fauna, bezogen auf verschiedene Biotoptypen und Naturräume,
- bundesweit genauere Daten zu für die Biodiversität wertvollen landwirtschaftlichen Flächen, z. B. durch eine genaue Flächenkulisse für den HNV-Indikator, sowie naturraumbezogene Daten zu Vorkommen von Arten der Agrarlandschaft,
- Zusammenführung der selektiven Biotopkartierungen der Bundesländer in einer einheitlich klassifizierten Darstellung,
- naturraumbezogene Anteile wertvoller Biotoptypen aus den Biotopkartierungen der Landschaftsplanung,
- Zusammenführung der bundesweiten Geodaten an zentraler Stelle mit unbürokratischer Zugriffsmöglichkeit.

Generell stellt sich die Frage, ob es sinnvoll ist, einen typisch raumabhängigen Umweltaspekt - wie Biodiversität - mühsam in die eigentlich räumlich unspezifische Ökobilanz einzubringen, oder ob es nicht ausreicht, diesen Aspekt erst zu prüfen, wenn eine räumliche Konkretisierung vorliegt. In diesem Zusammenhang ist zunächst zu betonen, dass die Ökobilanz keinesfalls die raumspezifischen Prüfungen auf regionaler oder lokaler Ebene ersetzen kann. Da bisher jedoch mit Unterstützung von Ökobilanzen bzw. ähnlichen Verfahren grundlegende Entscheidungen beispielsweise über die Förderwürdigkeit bestimmter Bioenergieträger ohne Berücksichtigung von Biodiversitätsaspekten vorbereitet bzw. getroffen werden, ist eine Integration in diese übergeordneten Ökobilanzen erforderlich. Die Komplexität der Materie kann kein Grund dafür sein, diesen Bereich bei der Entscheidungsfindung komplett zu vernachlässigen, wie es bisher der Fall ist. Die Haltung, lieber keine als eine unsichere Aussage zu treffen, ist dem Naturschutzanliegen nicht förderlich. Auf Bundesebene ist es mit den derzeit verfügbaren Daten nicht möglich, genauere Wirkungsabschätzungen für den Bereich Biodiversität vorzunehmen. Insbesondere ist kein Einbezug von Arten, vor allem von Tierarten mit einem weiten Verbreitungsradius, die nicht bereits indirekt über Biotopdaten und Daten zu Vernetzungselementen abgebildet werden, möglich. Der Ansatz stößt daher grundsätzlich an seine Grenzen, wenn es um Arten mit einer flächigen, großräumigen Verbreitung geht (z. B. Turmfalke, Waldkauz, Schwarzspecht). Für die Unterstützung von Entscheidungen auf Bundesebene ist das in dieser Arbeit entwickelte Methodenkonzept geeignet. Eine Übertragbarkeit auf andere räumliche Ebenen ist denkbar. Sobald konkrete Anbaustandorte bekannt sind, sollten räumlich konkreter arbeitende Methoden verwendet werden, denn selbst eine vollkommene Umsetzung des hier vorgeschlagenen Weges kann nur eine grobe Abschätzung von Wirkungen auf die Biodiversität ermöglichen. Selbstverständlich bleiben Untersuchungen vor Ort unabdingbar, wenn konkrete Aussagen über die Auswirkungen verschiedener Anbausysteme auf die biologische Vielfalt getroffen werden sollen. Das hier vorgeschlagene System könnte jedoch für bundesweite Grundsatzentscheidungen im Hinblick auf bestimmte Biokraftstoffe, die häufig mit Hilfe von Ökobilanzen getroffen werden und bei denen noch keine konkreten Anbaustandorte bekannt sind, eine wertvolle Ergänzung bilden sowie unzweifelhaft für vergleichende Ökobilanzen valide Ergebnisse liefern.

Abschließend sollen einige Hinweise für die Anwendung des entwickelten Methodenansatzes gegeben werden. Die Autoren verstehen das geschilderte Vorgehen als einen ersten Ansatz, die Ökobilanzmethodik für die Bewertung von Biodiversität mit räumlichen Methoden der Umweltplanung zu verbinden. Es stellt somit kein vollständig ausgereiftes Konzept für einen Anwender dar, sondern ist das Ergebnis eines Grundlagenprojekts, das eine prinzipielle Machbarkeit aufzeigen konnte. Es kann angewendet werden, wenn dabei die soeben aufgezeigten Grenzen beachtet werden. Die Anwendungsbeschränkungen ergeben sich aus dem bisher eingeschränkten Konkretisierungsgrad des

Methodenkonzepts, den generellen Voraussetzungen für die Gültigkeit der Ergebnisse sowie aus den unzureichenden Datengrundlagen.

14 Perspektiven

Das Spektrum von denkbaren Perspektiven umfasst:

1. Weiterentwicklung, Konkretisierung sowie Umsetzung der räumlich differenzierten Indikatoren im Methodenkonzept für Biokraftstoffe auf Bundesebene sowie Anwendung auf verschiedene Biokraftstoffe, andere Biomasseprodukte (Wärme, Strom) und andere landwirtschaftliche Produkte;
2. Übertragung des Konzepts auf andere räumliche Ebenen: Europa, andere Nationalstaaten, Bundesländer, Anbauregionen;
3. Übertragung des Ansatzes verschiedene räumliche Wirkebenen (Fläche, Umgebung, Landschaft) zusammenzuführen auf andere Methoden der räumlichen Umweltplanung;
4. Übertragung für die Bewertung von Landnutzungsänderungen auf Klimaänderungen;
5. Untersuchung von Möglichkeiten der Verknüpfung von Geografischen Informationssystemen mit Ökobilanzsoftware und Integration des Methodenkonzepts in diese Software;
6. Entwicklung von Ansätzen zur räumlichen Differenzierung bei anderen Umweltwirkungen mit Raumbezug (außer Biodiversität auch Boden, Wasser, Geruch, Lärm) in Ökobilanzen.

1. Eine Weiterentwicklung, Konkretisierung und Umsetzung des Konzepts für Biokraftstoffe auf Bundesebene müsste sich zunächst insbesondere auf die Operationalisierung verschiedener weiterer Indikatoren konzentrieren. Für eine Anwendung auf verschiedene Biokraftstoffe, andere Biomasseprodukte (Wärme, Strom) und andere landwirtschaftliche Produkte müssen die Szenarien und Indikatoren den Daten dieses Produkts entsprechend errechnet und umgesetzt werden. Die verschiedenen Voraussetzungen und Annahmen des Konzepts sollten dafür im Detail bezogen auf das jeweilige Produkt durchgegangen und ggf. angepasst werden.

2. Das Konzept kann problemlos für die Ebene der Bundesländer oder auch für größere Anbauregionen, die mehrere Landkreise umfassen, eingesetzt werden. Verwendet werden sollten in diesem Fall aber die besseren Daten der Biotopkartierungen der Länder aus Landschaftsrahmenplanungen. Für eine Übertragung auf Europa oder andere Nationalstaaten wären die Datengrundlagen zu prüfen. Die Daten von Corine Land Cover liegen für ganz Europa vor; seit kurzem sind europaweit auch HNV-Daten verfügbar. Die Situation auf dem Gebiet der Geodaten ist durch „Zersplitterung von Daten und Daten-

quellen, Defiziten in der Verfügbarkeit und Vergleichbarkeit von Geoinformationen, insbesondere auf verschiedenen Maßstabsebenen“ gekennzeichnet. Die INSPIRE-Richtlinie (Infrastructure for Spatial Information in Europe) lässt auf eine Verbesserung hoffen (BILO 2007: 548). Damit ist beabsichtigt, die EU-Mitgliedsstaaten zu verpflichten, für die Wahrung der biologischen Vielfalt entscheidungsrelevante Datenbestände verfügbar zu machen (BMU 2007). Eine weltweite Anwendung ist nur sehr schwer vorstellbar. Allerdings gibt es für die Entwicklung der Biodiversität weltweite Szenarien (SALA et al. 2000); die für die Erfassung von Biodiversität geeigneten weltweiten Daten werden diskutiert (FRITSCHE et al. 2009). Für die Betriebsebene müssten konkrete betriebsspezifische Daten zu Biotopflächen, -ausprägungen, -vernetzungen sowie Anbauinformationen vorliegen. Die Einbeziehung von Arten, die nicht implizit durch die Biotoperfassung abgedeckt werden, und damit die Frage der Einbeziehung der Landschaftsebene in die Betriebsbewertung, stellt ein noch zu lösendes Problem dar.

3. Ein Vorteil des vorgelegten Methodenkonzepts wird darin gesehen, dass es ermöglicht, verschiedene Wirkebenen (Fläche, Umgebung der Flächen und Landschaft) durch den Bezug zur funktionellen Einheit auf einer Ebene (hier Landkreis als Bewertungsobjekt) und die Arbeit mit Modellkulturen zusammenzuführen. Es könnte geprüft werden, ob Bausteine des Vorgehens (Modellkulturen, systematische ökobilanzgerechte Aufbereitung von Raumdaten) beispielsweise in der Landschaftsplanung verwendbar sind.

4. Mit der entwickelten Methodik könnten möglicherweise neben den Auswirkungen auf die Biodiversität auch die Auswirkungen auf den Klimaschutz durch veränderte Landnutzungen betrachtet werden. Dieser Themenbereich wird in der Fachwelt intensiv erörtert und man ist sich weitgehend einig, dass durch direkte und indirekte Landnutzungsveränderungen (Land Use Change) verursachte THG-Emissionen bei Bilanzen zu berücksichtigen sind (FRITSCHE & WIEGMANN 2008). Mit dem Vorgehen in der vorliegenden Arbeit werden indirekte Landnutzungsänderungen einbezogen, da Flächenverschiebungen berücksichtigt werden (Kap. 8.2 und 8.3).

5. In der Ökobilanzpraxis wird sehr verbreitet mit Ökobilanzsoftware gearbeitet. Es könnte untersucht werden, ob und wie eine Verknüpfung dieser Software mit einem Geografischen Informationssystem und damit eine Integration des Methodenkonzepts möglich wäre. Eine weitgehend automatisierte Wirkungsabschätzung für Biodiversität, wie sie für einige andere Wirkungskategorien üblich geworden ist, ist jedoch aufgrund der komplexen Materie kaum absehbar.

6. Schließlich ist eine grundsätzliche Übertragung des methodischen Prinzips auf andere Umweltwirkungen mit Raumbezug in der Ökobilanz vorstellbar. Methodenbedarf besteht vor allem für die Bereiche Boden, Wasser, Geruch und Lärm (KLÖPFFER & GRAHL 2009). Das entwickelte Vorgehen einer regionalisierten Wirkungsabschätzung könnte dafür genutzt werden.

Intensive Forschungen beschäftigen sich mit den gegenseitigen Wechselwirkungen von Klimaschutz und Biodiversität (CHOUDHURY et al. 2004). Beispielsweise wirken sich Klimaänderungen auf die Biodiversität aus (z. B. Arealverschiebungen bei einheimischen Arten), ebenso hat der aus Klimaschutzgründen forcierte Anbau von Energiepflanzen Auswirkungen auf die Biodiversität. Landnutzungsänderungen aufgrund dieses Anbaus haben wiederum Wirkungen auf die Klimaveränderungen (z. B. durch Verlust von Wald- oder Moorflächen mit Freisetzung von Klimagasen). Die Wechselwirkungen für beide Schutzbereiche sollten bei allen Energieprojekten geprüft werden (MCNEELY 2003).Trotz der grundsätzlichen Synergie der Zielvorstellungen der Klimarahmenkonvention und des Übereinkommens über die biologische Vielfalt muss mit Konflikten gerechnet werden (BMU 2002, SRU 2007). Nach DOYLE et al. (2007) sollten für eine umfassende Bewertung nachwachsender Rohstoffe die Auswirkungen aller Verfahrensschritte (Anbau, Transport, Verwendung usw.) auf die Biodiversität erfasst und bewertet werden. Dabei sollte die Lebenszyklusanalyse die Auswirkungen auf Biodiversität und Klimaschutz integrierend betrachten. Es könnte dann möglich werden, die Förderung nur noch solchen Kulturen zu gewähren, die sowohl Klima- als auch Naturschutzaspekte innerhalb des Lebenszyklus erfüllen (DOYLE et al. 2007). Ökobilanzen müssten die verschiedenen Rückkopplungen aufnehmen und integrieren. Dazu kann die vorliegende Abhandlung einen Beitrag leisten.

Das entwickelte Methodenkonzept bezieht sich ausdrücklich nicht auf vorhandene Ansätze im Rahmen der Wirkungskategorie Land Use, z. B auf die häufig genannte Einteilung in Transformation und Okkupation im Bereich dieser Wirkungskategorie. Es sollte bewusst als Grundlagenforschung ein eigener Weg ohne Vorgaben entwickelt werden, zumal die bisherigen Methoden in der Literatur übereinstimmend als unbefriedigend für das Themenfeld Biodiversität angesehen werden (Kap. 4). Das entwickelte Indikatorensystem enthält verschiedene Elemente der Begriffe Transformation und Okkupation; Überlegungen, alle Indikatoren diesen Begriffen unterzuordnen, wurden als wenig zielführend verworfen. Die Wirkungskategorie Land Use soll so verschiedene Auswirkungen, wie Naturschutz insgesamt, Biodiversität, Bodenschutz, Erosion und weitere Umweltwirkungen umfassen, die alle unter den Sammelbegriff Land Use fallen. Aufgrund der in der vorliegenden Arbeit gewonnenen Erkenntnisse wird eine eigene Wirkungskategorie Biodiversität als sinnvoll empfohlen (so auch KLÖPFFER & GRAHL 2009). Das Themenfeld ist komplex genug, um eine eigene Kategorie zu rechtfertigen; es sollte nicht mit weiteren Themen – wie beispielsweise Bodenschutz - verwoben werden. Eine neue Wirkungskategorie Biodiversität sollte von Grund auf für diesen Themenbereich neu angelegt werden und nicht auf Begrifflichkeiten fußen, die für das genannte weite Themenspektrum entwickelt wurden. Das entwickelte Methodenkonzept leistet dafür einen grundlegenden Beitrag.

15 Datengrundlagen

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2009): FFH-Gebiete 2008, Vogelschutzgebiete (SPA) 2008, ArcInfo-Shape, Daten-DVD.

BKG (Bundesamt für Kartografie und Geodäsie) (2007): VG 250 – Verwaltungsgrenzen Landkreise. ArcInfo-Shape. Stand: 1.7.2007.

BKG (Bundesamt für Kartografie und Geodäsie) (2008a): Digitales Landschaftsmodell DLM 250.

BKG (Bundesamt für Kartografie und Geodäsie) (2008b): Digitales Basis-Landschaftsmodell DLM.

JKI (Julius Kühn-Institut) (2004): Verzeichnis regionalisierter Kleinstrukturen. Zugriff 3.5.10 http://www.jki.bund.de/de/startseite/fachinformationen/pflanzenschutz/pflanzenschutzverfahren/kleinstrukturen/verzeichnis-der-regionalisierten-kleinstrukturanteile-stand-2004.html

KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.) (2005): Faustzahlen für die Landwirtschaft. 13. Aufl. 1095 S., Darmstadt: KTBL

Landrat Landkreis Verden (2008): Landschaftsrahmenplan, shape-files. Zugriff 3.5.10 http://www.entera-online.com/013_verden/

LBEG (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie) (2009): Karte des BiotopentwicklungsPotentials für Niedersachsen, shape-files. Zugriff 3.5.10 http://www.lbeg.niedersacsen.de/live/live.php?navigation_id=841&article_id=795&_psmand=4

MU Nds (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz) (2009): Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche Niedersachsens, shape-files. Zugriff 3.5.10 http://www.umwelt.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=2812&article_id=8871&_psmand=10

RAUMIS (Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem) (2003 und 1999): Agrardaten für 2003 und 1999. Vgl. Henrichsmeyer, W., Cypris, C., Löhe, W., Meudt, M., Sander, R., von Sothen, F., Isermeyer, F., Schefsky, A., Schleef, K.-H., Neander, E., Fasterding, F., Helmcke, B., Neumann, M., Nieberg, H., Manegold, D., Meier, T. (1996): Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS 96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript, Bonn und Braunschweig.

Roßberg, D., Gutsche, V., Enzian, S. & Wick, M. (2002): NEPTUN 2000 - Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands. 27 S., Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Heft 98).

STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (2008): Statistik regional. Daten für die Kreise und kreisfreien Städte Deutschlands. Ausgabe 2008, Daten für 2003.

UBA (UMWELTBUNDESAMT), DLR-DFD (2004): Corine Land Cover 2000, Daten zur Bodenbedeckung – Deutschland, ArcInfo Exchange-Format, Daten-DVD.

16 Quellenverzeichnis

BACHFISCHER, R. (1978): Die ökologische Risikoanalyse, Dissertation TU München

BACHINGER, J. (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.) (2009): mündliche Mitteilung

BAFU (BUNDESAMT FÜR UMWELT) SCHWEIZ (2009): Am Puls der Natur. Stand: 2009-3-12, http://www.biodiversitymonitoring.ch/pdfs/Webbroschuerelight.pdf

BARTEL, A. & SCHWARZL, B. (2008): Agrar-Umweltindikator "High Nature Value Farmland". Verifizierung der Gebietskulisse für Österreich. Stand: 2009-5-20, http://land.lebensministerium.at/filemanager/download/41350/

BASEDOW, T. (1987): Der Einfluss gesteigerter Bewirtschaftungsintensität im Getreidebau auf die Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae): Auswertung vierzehnjähriger Untersuchungen (1971 - 1984). 123 S., Berlin: Biologische Bundesanstalt für Land- u. Forstwirtschaft Berlin-Dahlem (Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Berlin-Dahlem Heft 235)

BASTIAN, O. & SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.) (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Bearbeitet von 20 Fachwissenschaftlern. 2., neubearbeitete Auflage. 564 S., Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag

BAUER, C., SCHEBEK, L. & SCHMIDT, M. (2007): Lebenszyklusanalysen und Entscheidungswissen. Initiativen, Chancen und Perspektiven. Stand: 2008-1-10, http://www.itas.fzk.de/tatup/073/baua07a.pdf

BAUMANN, H. & TILLMAN, A.-M. (2004): The Hitch Hiker's Guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application. 543 S., Lund, Sweden: Studentlitteratur

BDBE (BUNDESVERBAND DER DEUTSCHEN BIOETHANOLWIRTSCHAFT E.V.) (2009): Formelsammlung. Stand: 2009-1-15, http://www.lab-biokraftstoffe.de/formelsammlung.html

BECHMANN, A. (1981): Grundlagen der Planungstheorie und Planungsmethodik: Eine Darstellung mit Beispielen aus dem Arbeitsfeld der Landschaftsplanung. 209 S., Bern: Paul Haupt (Uni-Taschenbücher; 1088: Wirtschafts- u. Sozialtexte)

BECHMANN, A. (1989): Bewertungsverfahren - der handlungsbezogene Kern von Umweltverträglichkeitsprüfungen. In: HÜBLER, K.-H., OTTO-ZIMMERMANN, K. (Hrsg.): Bewertung der Umweltverträglichkeit: Bewertungsmaßstäbe und Bewertungsverfahren für die Umweltverträglichkeitsprüfung, S. 84-103, Taunusstein: Blottner

BERGSCHMIDT, A. (2004): Indikatoren für die internationale und nationale Umweltberichterstattung im Agrarbereich. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 269

BERNESSON, S. (2004): Life Cycle Assessment of rapeseed oil, rape methyl ester and ethanol as fuels - A comparison between large- und small-scale production. Erarbeitet im Auftrag der Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Biometry and Engineering, Uppsala.269 S., Manuskript, vervielfältigt

BERNHARDT, D. (2006): Ökobilanz von Bioethanol. Eine Literaturstudie. Stand: 2009-3-12, http://www.germanwatch.org/handel/eth06.pdf

BFN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2004): Daten zur Natur 2004. 474 S., Bonn: BfN

BFN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2008): NATURA 2000 in Deutschland. Edelsteine der Natur. Stand: 2009-8-28, http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/ themen/natura2000/BFN_Broschuere_deu_lang.pdf

BFN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2009): "High-nature-value-farmland-Indikator" - Ein Indikator zur Evaluierung der Entwicklung der naturschutzfachlich wertvollen Agrarfläche in Deutschland. Stand: 2009-2-18, http://www.bfn.de/0315_hnv.html

BILO, M. (2007): Die INSPIRE-Richtlinie ist verabschiedet. Geodaten werden europaweit harmonisiert. Natur und Landschaft 82 (12):548-549

BIOKRAFT-NACHV (2009): Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung. Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von Biokraftstoffen. Bundesgesetzblatt I: 3182

BIOKRAFTQUG (2006): Biokraftstoffquotengesetz. Gesetz zur Einführung einer Biokraftstoffquote durch Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes und zur Änderung energie- und stromsteuerlicher Vorschriften. Bundesgesetzblatt I (62):3180

BIOST-NACHV (2009): Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung. Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von flüssiger Biomasse zur Stromerzeugung. Bundesgesetzblatt I: 2174

BLE (BUNDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND ERNÄHRUNG) (2010): Leitfaden Nachhaltige Biomasseherstellung. Erarbeitet im Auftrag der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Bonn. 82 S., Manuskript, vervielfältigt

BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (2002): Klimaschutz und Biologische Vielfalt. Synergien und Konflikte zwischen zwei globalen umweltpolitischen Zielen. Umwelt 4:293-296

BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Stand: 2007-11-9, http://www.bmu .de/ files/pdfs/allgemein/application/pdf/biolog_vielfalt_strategie_nov07.pdf

BNATSCHG (2010): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG) vom 29. Juli 2009

BOSSARD, M., FERANEC, J. & OTAHEL, J. (2000): CORINE land cover technical guide - Addendum 2000. EEA Technical report No 40/2000. Stand: 2010-4-5, http://www.eea.europa.eu/publications/tech40add/at_download/file

BRABAND, D. (2006): Naturindikatoren. Entwicklung eines Instruments zur Erfassung von Naturschutzleistungen im landwirtschaftlichen Betrieb. Stand: 2009-3-19, http://www.upress.uni-kassel.de/publi/abstract.php?978-3-89958-220-8

BRAHMS, M., VON HAAREN, C. & JANSSEN, U. (1989): Ansatz zur Ermittlung der Schutzwürdigkeit der Böden im Hinblick auf das Biotopentwicklungspotential. Landschaft und Stadt 21 (3): 110-114.

BREITSCHUH, G., ECKERT, H., KUHAUPT, H., GERNAND, U., SAUERBECK, D., ROTH, S., KAISER, T., WERNER, D., PAUL, R., KÖRSCHENS, M., SCHULZ, E., BRUNOTTE, J., SOMMER, C., WINNIGE, B. & FRIELINGHAUS, M. (2000): Erarbeitung von Beurteilungskriterien und Messparameter für nutzungsbezogene Bodenqualitätsziele. Anpassung und Anwendung von Kriterien zur Bewertung nutzungsbedingter Bodengefährdungen. 130 S., Berlin: Umweltbundesamt (Texte 50/00)

BRENTRUP, F., KÜSTERS, J., LAMMEL, J. & KUHLMANN, H. (2002): Life Cycle Impact Assessment of Land Use Based on the Hemeroby Concept. Int J LCA 7 (6):339-348

BRINGEZU, S., SCHÜTZ, H., OBRIEN, M., KAUPPI, L., HOWARTH, R. W. & MCNEELY, J. A. (2009a): Towards sustainable production and use of resources: Assessing Biofuels. Erarbeitet im Auftrag des United Nations Environment Programme, 120 S., Manuskript, vervielfältigt

BRINGEZU, S., SCHÜTZ, H., SCHEPELMANN P., LANGE, U., VON GEIBLER, J., BIENGE, K., KRISTOF, K., ARNOLD, K., MERTEN, F., RAMESOHL, S., FISCHEDICK, M., BORELBACH, P., KABASCI, S., MICHELS, C., REINHARDT, G. A., GÄRTNER, S. O., RETTENMEIER, N. & MÜNCH, J. (2009b): Nachhaltige Flächennutzung und nachwachsende Rohstoffe. F+E-Vorhaben "Optionen einer nachhaltigen Flächennutzung und Ressourcenstrategien unter besonderer Berücksichtigung der nachhaltigen Versorgung mit nachwachsenden Rohstoffen". Erarbeitet im Auftrag des Umweltbundesamt, Dessau-Rossau. 274 S., Manuskript, vervielfältigt

BRÜGGEMANN, C. & NEUMANN, H. (2010): Landwirte müssen garantiert nachhaltig produzieren. top agrar (4): 158-159

BRUNOTTE, J. (Johann Heinrich von Thünen-Institut) (2009): mündliche Mitteilung

CBD (1992): Convention on Biological Diversity, Übereinkommen über die biologische Vielfalt. Gesetz zum Übereinkommen über die biologische Vielfalt. Bundesgesetzblatt II (32): 1741

CHOUDHURY, K., DZIEDZIOCH, C., HÄUSLER, A. & PLOETZ, C. (2004): Zusammenstellung und Auswertung geeigneter Kriterien, Indikatoren, UVP und dergleichen für die notwendige Berücksichtigung von Biodiversitätsaspekten bei Maßnahmen des Klimaschutzes, insbesondere bei Landnutzungsänderungen. 215 S., Berlin: Umweltbundesamt (Climate Change 04/04)

CONSOLI, F., ALLEN, D., BOUSTEAD, I., FAVA, J., FRANKLIN, W., JENSEN, A. A., DE OUDE, N., PARRISH, R., PERRIMAN, R., POSTLETHWAITE, D., QUAY, B., SÉGUIN, J. & VIGON, B. (1993): Guidelines for Life-Cycle Assessment: A ´Code of Practice´: from the SE-

TAC Workshop held at Sesimbra, Portugal, 31 March - 3 April 1993. 69 S., Brussels: SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry)

COWELL, S. J., AUDSLEY, E., BRENTRUP, F., CEDERBERG, C., GAILLARD, G., GOLDHAN, G., MCKEOWN, P., JOLLIET, O., LINDEIJER, E. & SATTER, I. (1999): Theme report. Methodology working group.LCANET-Food. Stand: 2003-12-3, http://livs.sik.se/sik/affomr/milja/MethRep7.doc

CRUTZEN, P. J., MOSIER, A. R., SMITH, K. A. & WINIWARTER, W. (2008): N2O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. Stand: 2009-11-4, http://www.atmos-chem-phys-discuss.net/8/389/2008/

DAUBER, J., JONES, M.B. & STOUT, J.C. (2010): The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. GCB Bioenergy, doi: 10.1111/j.1757-1707.2010.01058.x

DEUTSCHER BUNDESTAG (2008): Unterrichtung durch die Bundesregierung. Bericht der Bundesregierung zur Steuerbegünstigung von Biokraft- und Bioheizstoffen 2007. Drucksache 16/8309 vom 25.02.2008, Berlin

DIEPENBROCK, W., ELLMER, F. & LÈON, J. (2005): Ackerbau, Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung. 366 S., Stuttgart: Eugen Ulmer (UTB Grundwissen Bachelor: UTB; 2629)

DIERSCHKE, H. (2000): Kleinbiotope in botanischer Sicht - ihre heutige Bedeutung für die Biodiversität von Agrarlandschaften. Pflanzenbauwissenschaften 4 (1):52-62

DIERSSEN, K. & KIEHL, K., 2000: Theoretische Grundlagen zur Definition, Messung und Bedeutung von Diversität. Schriftenreihe Vegetationskunde 32:7-21

DIN EN ISO 14040 (2006): Umweltmanagement. Ökobilanz. Grundsätze und Rahmenbedingungen. Deutsche Fassung EN ISO 14044: 2006, Deutsches Institut für Normung (DIN), Berlin

DIN EN ISO 14044 (2006): Umweltmanagement. Ökobilanz. Anforderungen und Anleitungen. Deutsche Fassung EN ISO 14044: 2006, Deutsches Institut für Normung (DIN), Berlin

DORMANN, C. F., BLASCHKE, T., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B. & SÖNDGERATH. D. (2004): Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 08.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte 9/2004.

DOYLE, U., VOHLAND, K., ROCK, J., SCHÜMANN, K. & RISTOW, M. (2007): Nachwachsende Rohstoffe - eine Einschätzung aus Sicht des Naturschutzes. Natur und Landschaft 82 (12):529-535

DRÖSCHMEISTER, R. (2001): Bundesweites Naturschutzmonitoring in der "Normallandschaft" mit der Ökologischen Flächenstichprobe. Natur und Landschaft 76 (2):58-69

ECKERT, H. & BREITSCHUH, G. (1997): Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL): Ein Verfahren zur Erfassung und Bewertung landwirtschaftlicher Umweltwirkungen. In: DIEPENBROCK, W. et al. (Hrsg.): Umweltverträgliche Pflanzenproduktion. Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen.

Fachtagung am 11. und 12. Juli 1996 in Wittenberg. Schriftliche Fassung der Beiträge, S. 185-195, Osnabrück: Zeller (Initiativen zum Umweltschutz; Band 5)

EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY) (2004): High nature value farmland. Characteristics, trends and policy challenges. Stand: 2009-8-28, http://www.eea.europa.eu/publications/report_2004_1/at_download/file

EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY) (2005): Agriculture and environment in EU-15- the IRENA indicator report. Stand: 2009-8-28, http://www.eea.europa.eu/ publications/eea_report_2005_6/at_download/file

EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY) (2006): How much bioenergy can Europe produce without harming the environment? EEA Report No 7/2006. Stand: 2008-2-5, http://www.europabio.org/documents/biofuels/eea_report_bioenergy.pdf

EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY) (2007): Estimating the environmentally compatible bioenergy potential from agriculture. EEA Technical report No 12/2007. Stand: 2008-2-5, http://reports.eea.europa.eu/technical_report_2007_12/ en/Estimating_ the_environmentally_compatible_bio-energy_potential_from_agriculture.pdf

ELC (EUROPEAN LANDSCAPE CONVENTION) (2000): European Landscape Convention. Stand: 2010-12-9, http://conventions.coe.int/Treaty/en/Treaties/Html/176.htm

FARGIONE, J., HILL, J., TILMAN, D., POLASKY, S. & HAWTHRONE, P. (2008): Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. Science 319 (5867):1235-1238

FEIFEL, S., WALK, W. & WURSTHORN, S. (2010): LCA, how are you doing today? A snapshot from the 5th German LCA workshop.Int J LCA 15: 139-142

FLADE, M., PLACHTER, H., HENNE, E. & ANDERS, K. (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft: Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projekts. 388 S., Wiebelsheim: Quelle und Meyer

FNR (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V.) (2006): Biokraftstoffe, eine vergleichende Analyse. 111 S., Gülzow

FNR (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V.) (2010): Erste Zertifizierungen von nachhaltiger Biomasse über ISCC angelaufen. Stand: 2010-4-1, http://www.nachwachsenderohstoffe.de/presseservice/pressemitteilungen/aktuelle-mitteilungen.html

FRANZ, K., KAISER, F. & GEROWITT, B. (1990): Wirkung unterschiedlich hoher Stickstoffdüngung auf Entwicklung und Samenproduktion ausgewählter Unkrautarten im Winterweizen. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz 13:127-135

FRISCHKNECHT, R., GRESCH, P. & HÖRNING, G. (2005): Methoden der Umweltbewertung technischer Systeme. ETH Zürich. Studiengang Umweltnaturwissenschaften. Sommersemester 2005. Stand: 2005-7-19, www.esu-services.ch /de/vorlesung.htm

FRITSCHE, U. R. & WIEGMANN, K. (2008): Treibhausgasbilanzen und kumulierter Primärenergieverbrauch von Bioenergie- Konversionspfaden unter Berücksichtigung möglicher Landnutzungsänderungen. http://www.wbgu.de/wbgu_jg2008_ex04.pdf

FRITSCHE, U. R., DEHOUST, G., JENSEIT, W., HÜNECKE, K., RAUSCH, L., SCHÜLER, D., WIEGMANN, K., HEINZ, A., HIEBEL, M., ISING, M., KABASCI, S., UNGER, C., THRÄN, D., FRÖHLICH, N., SCHOLWIN, F., REINHARDT, G. A., GÄRTNER, S. O., PATYK, A., BAUR, F., BEMMANN, U., GROß, B., HEIB, M., ZIEGLER, C., FLAKE, M., SCHMEHL, M. & SIMON, S. (2004): Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse. Endbericht zu einem F+E-Vorhaben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Projektträger FZ Jülich. Berlin, 294 S., Manuskript, vervielfältigt.

FRITSCHE, U. R., HENNENBERG, K., HERMANN, A., HÜNECKE, K., SCHULZE, F., WIEGMANN, K., FEHRENBACH, H., ROTH, E., HENNECKE, A. & GIEGRICH, J. (2009): Nachhaltige Bioenergie: Stand und Ausblick. Stand: 2009-8-28, http://www.ifeu.de /nachhaltigkeit/pdf/OEKO_IFEU%20%282009%29%20Bioglobal%20deutsch.pdf

FRITSCHE, U. R., HÜNECKE, K., HERMANN, A., SCHULZE, F., WIEGMANN, K. & ADOLPHE, M. (2006): Sustainability Standards for Bioenergy. Stand: 2008-2-21, http://www.wwf.de/fileadmin/fm- wwf/pdf_neu/Sustainability_Standards_for_ Bioenergy.pdf

FUCHS, D., HÄNEL, K., JEßBERGER, J., LIPSKI, A., RECK, H., REICH, M., SACHTELEBEN, J., FINCK, P. & RIECKEN, U. (2007): National bedeutsame Flächen für den Biotopverbund. Natur und Landschaft 82 (8):345-352

FÜRST, D. & SCHOLLES, F. (Hrsg.) (2008): Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung. Dortmund: Verlag Dorothea Rohn

FÜRST, D. (2008): Begriff der Planung, Entwicklung der Planung in Deutschland. In: FÜRST, D. & SCHOLLES, F.(Hrsg.), 2008: Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung. Dortmund: Verlag Dorothea Rohn

GEIER, U. (1999): Anwendung der Ökobilanz-Methode in der Landwirtschaft. Schriftenreihe des Instituts für organischen Landbau, Universität Bonn, Nr. 13

GEIER, U., MEUDT, M., RUDLOFF, B., URFEI, G. & SCHICK, H.-P. (1999): Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft - Indikatorensysteme. Berlin: Umweltbundesamt (Texte 42/99)

GEYER, R., STOMS, D.M., LINDNER, J.P., DAVIS, F.W.& WITTSTOCK, B. (2010): Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. Part 1: Inventory modelling. Int J LCA 15: 454-467, DOI 10.1007/s11367-010-0170-9

GILJUM, S., HAMMER, M., STOCKER, A., LACKNER, M., BEST, A., BLOBEL, D., INGWERSEN, W., NAUMANN, S., NEUBAUER, A., SIMMONS, C., LEWIS, K. & SHMELEV, S. (2007): Wissenschaftliche Untersuchung und Bewertung des Indikators "Ökologischer Fußabdruck". Endbericht. Umweltbundesamt (Texte 46/07).

GLEMNITZ, M., HUFNAGEL, J. & PLATEN, R. (2008a): Einfluss des Biomasseanbaus für Energiebereitstellung auf die Biodiversität. In: Omert, J. (Hrsg.): Landeskultur in

Europa - Lernen von den Nachbarn, S. 175-192, Müncheberg: DKLG (Schriftenreihe der Deutschen Landeskulturgesellschaft, Heft 5)

GLEMNITZ, M., PLATEN, R. & SAURE, C. (2008b): Auswirkungen des Anbaus von Energiepflanzen auf Biodiversität: Bewertungsmethodik und Einfluss des Anbauverfahrens. In: KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V. (KTBL) (Hrsg.): Ökologische und ökonomische Bewertung nachwachsender Energieträger: KTBL-Tagung vom 8. bis 9. September 2008 in Aschaffenburg, S. 136-150, Darmstadt: KTBL (KTBL-Schrift 468)

GOEDKOOP, M. & SPRIENSMA, R. (2001): The Eco-Indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Stand: 2010-2-2, http://www.pre.nl/download/EI99_methodology_v3.pdf

GOTTSCHALK, T. (1995): Habitatanalyse von Singvogelarten unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems. Vogelwelt 116: 273-284

GREIFF, K. (2010): Entwicklung einer Methodik zur Steuerung eines umweltschonenden Energiepflanzenanbaus auf Landesebene durch eine differenzierte Prämienzahlung. Dissertation an der Fakultät Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Technische Universität München, in Vorber.

GROSS, J., 2008: Zweifelhaftes Zahlenspiel. Technology Review 12:66-67

GRUNERT, M., 2003: Kraftstoffe aus Biomasse. Stand und Perspektiven. Raps 21 (3):146-151

GUINÉE, J. B., GORRÉE, M., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., KLEIJN, R., DE KONING, A., VAN OERS, L., WEGENER SLEESWIJK, A., SUH, S., UDO DE HAES, H. A., DE BRUIJN, H., VAN DUIN, R., HUIJBREGTS, M. A. J., LINDEIJER, E., ROORDA, A. A. H., VAN DER VEN, B. L. & WEIDEMA, B. P. (2002): Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards. 708 S., Dordrecht, TheNetherlands: Kluwer Academic Publishers

GUINÉE, J. B., VAN OERS, L., DE KONING, A. & TAMIS, W. (2006): Life cycle approaches for Conservation Agriculture. Final report. 156 S., Leiden, the Netherlands: Institute of Environmental Sciences (CML), LeidenUniversity (CML report 171)

GUTSCHE, V. & STRASSEMEYER, J. (2007): SYNOPS - ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risikopotentials von chemischen Pflanzenschutzmitteln. Nachrichtenbl.Deut. Pflanzenschutzd. 59 (9):197-210

GUTSCHE, V., ROßBERG, D., ENZIAN, S., JÜTTERSONKE, B., SCHMIDT, K. & ZSCHALER, H. (2009): Institut für Folgeabschätzung im Pflanzenschutz Kleinmachnow. Stand: 2009-10-9, http://www.jki.bund.de/nn_805140/DE/veroeff/jb/2004/04_fp.pdf

GUTSCHE, V., SIEMON, V. & KRAMMER, K. (2003): Abschätzung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes und des damit verbundenen Belastungsrisikos und Kulturarten. Abschlussbericht. Folgeabschätzung im Pflanzenschutz, Kleinmachnow. Manuskript, unveröffentlicht.

HABER, W. (2008): Biological Diversity - a Concept Going Astray? GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society 17:91-96

HABER, W., PIRKL, A., RIEDEL, B., RUH, M., SUTOR, G., VOERKELIUS, U. & MENDLER, ST. (1997): Rahmenbedingungen für die Umweltverträglichkeit des Rohstoffpflanzenanbaus. Teil 1. Ergebnisse mit fachlicher Einführung. Teil 2. Methodik und Anhang. München: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) (Materialien Nr. 121, Umwelt & Entwicklung, Bayern)

HARTMANN, H. & KALTSCHMITT, M. (2002): Biomasse als erneuerbarer Energieträger. Eine technische, ökologische und ökonomische Analyse im Kontext der übrigen erneuerbaren Energien. 2. Auflage - vollständige Neubearbeitung. 692 S., Münster: Landwirtschaftsverlag (Nachwachsende Rohstoffe Band 3).

HENRICHSMEYER, W., CYPRIS, C., LÖHE, W., MEUDT, M., SANDER, R., VON SOTHEN, F., ISERMEYER, F., SCHEFSKY, A., SCHLEEF, K.-H., NEANDER, E., FASTERDING, F., HELMCKE, B., NEUMANN, M., NIEBERG, H., MANEGOLD, D., MEIER, T. (1996): Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS 96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript, Bonn und Braunschweig

HOBOHM, C. (2000): Biodiversität. 214 S., Wiebelsheim: Quelle und Meyer (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher; 2162)

HOFFMANN-KROLL, R., SCHÄFER, D. & SEIBEL, S. (1999): Gesamtrechnung für Bodennutzung und Biodiversität. Abschlussbericht. Studie durchgeführt im Auftrag der Europäischen Union. 134 S. Statistisches Bundesamt: Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen, Band 9

HOOGEVEEN, Y., GABRIELSEN, P. & PETERSEN, J.-E. (2002): High Nature Value Farming Areas. Defining the concept and developing an agri-environmental indicator. Stand: 2009-6-11, http://www.eea.europa.eu/about-us/tenders/EEAEAS00202/HNV_Proceedings
_Final.pdf

HUFNAGEL, J., BACHINGER, J., ROTH, R. & ZANDER, P. (2002): Abbildung und Regionalisierung von Anbauverfahren zur Abschätzung der Lebensraumeignung von Äckern für wildlebende Tiere und Pflanzen. In: MAIDL, F.-X. & W. DIEPENBROCK (Hrsg.): 45. Jahrestagung vom 26. bis 28. September 2002 in Berlin: Kurzfassungen der Vorträge und Poster, S. 123-124, Freising: Freisinger Künstlerpresse W. Bode (Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften Band 14)

HÜLSBERGEN, K.-J. & DIEPENBROCK, W. (2000): Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau: Untersuchung auf einem mitteldeutschen Trockenlößstandort. 285 S., Halle: UZU-Schriftenreihe, neue Folge, Sonderband

IFEU (INSTITUT FÜR ENERGIE- UND UMWELTFORSCHUNG HEIDELBERG GMBH) (2008): Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in

Deutschland. Stand: 2000-9-2, http://www.ifeu.de/english/index.hp?bereich lan&seite=biogas

IGELSPACHER, R. (2003): Ganzheitliche Systemanalyse zur Erzeugung und Anwendung von Bioethanol im Verkehrssektor. Kurzfassung. Stand: 2009-9-2, http://www.stmelf.bayern.de/landwirtschaft/nachwachsende_rohstoffe/14504/linkurl_0_2_0_0.pdf

ISCC (INTERNATIONAL SUSTAINABILITY & CARBON CERTIFICATION) 2010: Nachhaltigkeitsanforderungen - Anforderungen an die Herstellung von Biomasse (Pflanzenanbau). Stand: 2010-4-1, http://www.iscc-system.org/e865/e890/954/e956/ISCC202 Nachhaltigkeitsanforderungen-AnforderungenanBiomasse_de_ger.pdf

ISERMEYER, F. (2009): Streit um die Bioenergie - was steckt dahinter? Raps 27:210-213

JÄGER, T. & KARGER, C. R. (2006): Instrumente zur Nachhaltigkeitsbewertung. Eine Synopse. Stand: 2008-4-22, http://www.fz-juelich.de/inb/inb-mut//projekte/pdf/ewertungsinstrumente_synopse.pdf

JEDICKE, E. (1994): Biotopverbund - Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. 287 S.,2. Auflage, Arolsen: Eugen Ulmer Verlag.

JEDICKE, E., FREY, W., HUNDSDORFER, M. & STEINBACH,E. (1996): Praktische Landschaftspflege: Grundlagen und Maßnahmen. 310 S., 2. Auflage, Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag.

JESSEL, B. & TOBIAS, K. (2002): Ökologisch orientierte Planung: eine Einführung in Theorien, Daten und Methoden. 470 S., Stuttgart: Ulmer (UTB; 2280)

JESSEL, B. (2009): Biodiversität und Klimawandel - Forschungsbedarfe im Rahmen nationaler Handlungsstrategien. Natur und Landschaft 84 (1): 32-38

JOLLIET, O., MÜLLER-WENK, R., BARE, J., BRENT, A., GOEDKOOP, M., HEIJUNGS, R., ITSUBO, N., PEÑA, C., PENNINGTON, D. W., POTTING, J., REBITZER, G., STEWART, M., UDO DE HAES, H. A. & WEIDEMA, B. P. (2004): The LCIA midpoint-damage framework of the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. Int J LCA 9 (6): 394-404

JRC (JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION) (2007): Biofuels in the European Context: Facts, Uncertainties and Recommendations. JRC Working Paper 19/12/2007. Brüssel: European Commission

JRC (JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION) (2009): International Reference Life Cycle Data System (ILCD) - Background Document: Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment (LCA). Draft for public consultation. Stand: 2009-9-2, http://lct.jrc.ec.uropa.eu/ca-files/ILCD-Handbook-Analysis-of-LCIA-methodologies-Draft-for-public-consultation-clean.pdf

JULIUS, C. (2005): Ansatz zur regionalisierten Bewertung des Umwelteinflusses landwirtschaftlicher Produktion anhand des Agrarsektormodells RAUMIS. 194 S., Göttingen: Cuvillier

JUNGK, N. & REINHARDT, G. A. (2000): Landwirtschaftliche Referenzsysteme in ökologischen Bilanzierungen: Eine Basisanalyse. Erarbeitet im Auftrag des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten, Heidelberg. 36 S., Manuskript, vervielfältigt

JUST, P. (2005): Entwicklung eines statistischen Habitateignungsmodells zur räumlichen Vorhersage der Vorkommenswahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs (Crex crex L.) im Nationalpark Unteres Odertal - Ein landschaftsökologischer Beitrag zum Schutz einer gefährdeten Vogelart. Dissertation an der Georg August Universität Göttingen, 195 S.

KALTSCHMITT, M. & REINHARDT, G. A. (Hrsg.) (1997): Nachwachsende Energieträger: Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. 527 S., Braunschweig: Vieweg (Vieweg Umweltwissenschaften)

KANNING, H. (2001a): Umweltbilanzen - Instrumente einer zukunftsfähigen Regionalplanung? Dortmund = UVP-Spezial, 17

KANNING, H. (2001b): Umweltbilanzmethoden. In: FÜRST, D.; SCHOLLES, F. (Hrsg.): Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung, Dortmund = Handbücher zum Umweltschutz, 4, 268-285

KANNING, H. (2008): Umweltbilanzmethoden. In: FÜRST, D.; SCHOLLES, F. (Hrsg.): Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung, 3. Auflage, Dortmund = Handbücher zum Umweltschutz, 480-502

KANNING, H. (2004): Brücken zwischen Ökologie und Ökonomie. Umweltplanerisches und umweltökonomisches Wissen für ein nachhaltiges regionales Wirtschaften. Habilitationsschrift. Hannover: Fachbereich Landschaftsarchitektur und Umweltentwicklung der Universität Hannover

KARAFYLLIS, N. C. (2000): Nachwachsende Rohstoffe. Technikbewertung zwischen den Leitbildern Wachstum und Nachhaltigkeit. 447 S., Opladen: Leske + Budrich (Soziologie und Ökologie 5)

KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. Zweite überarbeitete und erweiterte Auflage. 519 S., Stuttgart: Ulmer (UTB für Wissenschaft: Große Reihe)

KEIL, M., KIEFL, R. & STRUNZ, G. (2005): CORINE Land Cover 2000 - Europaweit harmonisierte Aktualisierung der Landnutzungsdaten für Deutschland. Abschlussbericht zum F+E Vorhaben UBA FKZ 201 12 209. Erarbeitet im Auftrag des Umweltbundesamt, Dessau. 17 S., Manuskript, vervielfältigt

KIEMSTEDT, 1980: Zit. in: SCHÖNTHALER, K., MÜLLER, F. & BARKMANN, J. (2003): Synopse von Ansätzen zur systemaren Umweltforschung - deutsche Beiträge zum Ökosystemmanagement. 144 S., Berlin: Umweltbundesamt (Texte 84/03)

KINDVALL, O. (2000): Comparative precision of three spatially realistic simulation models of metapopulation dynamics. In: Ecolog. Bulletins 48: 101-110

KIRSCH-STRACKE, R. & REICH, M. (2004): Erfassen und Bewerten der Biotopfunktion. In: VON HAAREN, C. (Hrsg.) (2004): Landschaftsplanung. 527 S., Stuttgart: Ulmer (UTB; 8253)

KLEBS, F. (2008): UN-Konferenz zur Nahrungskrise: "Biokraftstoffe haben die Krise nicht ausgelöst". Pressemitteilung Informationsdienst Wissenschaft. Stand: 2008-6-10, http://idw-online.de/pages/ded/news?print=1&id=263158

KLÖPFFER, W. & GRAHL, B. (2009): Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. 426 S., Weinheim: WILEY-VCH Verlag

KLÖPFFER, W. & RENNER, I. (1994): Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien. Bericht. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen. Wirkungsbilanz und Bewertung, Berlin: (Texte 23/95)

KLÖPFFER, W. (LCA Consult and Review) (2009): mündliche Mitteilung

KLÖPFFER, W., RENNER, I., SCHMIDT, E., TAPPESER, B., GENSCH, C.-O. & GAUGITSCH, H. (2001): Methodische Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen (LCA) gentechnisch veränderter Pflanzen. 56 S., Wien: (Umweltbundesamt Monographien Band 143)

KLØVERPRIS, J., WENZEL, H., BANSE, M., MILÁ I CANALS, L. & REENBERG, A. (2008): Conference and Workshop on Modelling Global Land Use Implications in the Environmental Assessment of Biofuels. Int J LCA 13 (3):178-183

KNAUER, N. (1993): Ökologie und Landwirtschaft: Situation - Konflikte - Lösungen. 280 S., Stuttgart: Eugen Ulmer

KNAUER, N. (1995): Landbewirtschaftung und Naturschutz: Wie lauten die Anforderungen an die nachwachsenden Rohstoffe? Mitteilungen aus der NNA 6 (1):119-127

KOELLNER, T. & SCHOLZ, R. W. (2007): Assessment of Land Use Impacts on the Natural Environment. Part 1: An Analytical Framework for Pure Land Occupation and Land Use Change. Int J LCA 12 (1):16-23

KOELLNER, T. & SCHOLZ, R. W. (2008): Assessment of Land Use Impacts on the Natural Environment. Part 2: Generic Characterization Factors for Local Species Diversity in Central Europe. Int J LCA 13 (1): 32-48

KOELLNER, T. (2000): Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity. Journal of Cleaner Production 8 (4):293-311

KOELLNER, T. (2002): New LCA Theses. Land Use in Product Life Cycles and its Consequences for Ecosystem Quality. Int J LCA 7 (2): 130

KOELLNER, T. (2003): Land Use in Product Life Cycles and Ecosystem Quality. 271 S., Bern: Peter Lang (EuropeanUniversity Studies. Series V Economics and Management Vol. 3012)

KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2000): Indikatoren für die Integration von Umweltbelangen in die Gemeinsame Agrarpolitik. Mitteilungen der Kommis-

sion an den Rat und das Europäische Parlament vom 26.01.2000. KOM(2000) 20 endgültig. Stand: 2008-4-8, http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri COM:2000:0020:FIN:DE:PDF

KÖNIG, H. (2007): Die Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS) als Biodiversitätsmonitoring NRW. In: BEGEMANN et al. (Hrsg.): Monitoring und Indikatoren der Agrobiodiversität. Tagungsband eines Symbosiums am 7. und 8. November 2006 in Königswinter, S. 166-176, Bonn: Bundesamt für Landwirtschaft und Ernährung (Agrobiodiversität Schriftenreihe des Informations- und Koordinationszentrums für Biologische Vielfalt Band 27)

KÖPPEL, J., FEICKERT, U., SPANDAU, L. & STRAßER, H. (1998): Praxis der Eingriffsregelung: Schadenersatz an der Natur und Landschaft? 397 S., Stuttgart: Eugen Ulmer (Praktischer Naturschutz)

KÖPPEL, J., PETERS, W. & WENDE, W. (2004): Eingriffsregelung, Umweltverträglichkeitsprüfung, FFH-Verträglichkeitsprüfung. 367 S., Stuttgart: Ulmer.

KRAHL, J. & MUNACK, A. (2008): Potentiale von Biokraftstoffen in Deutschland. Zur Debatte 3/2008: 40-42

KRAHL, J., MUNACK, A., SCHRÖDER, O., RUSCHEL, Y. & BÜNGER, J. (2009): Ultrafine Particles from a Heavy Duty Diesel Engine Running on Rapeseed Oil Methyl Ester. SAE International 2691 (1)

KRETSCHMER, H., HOFFMANN, J. & WENKEL, K. O. (1997): Einfluß der landwirtschaftlichen Flächennutzung auf Artenvielfalt und -zusammensetzung. In: WELLING, M. (1997): Biologische Vielfalt in Ökosystemen - Konflikt zwischen Nutzung und Erhaltung, S. 266-280, Bonn: Köllen Druck+Verlag (Schriftenreihe des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft: Reihe A, Angewandte Wissenschaft; H. 465)

KTBL (KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V.) (2005): Faustzahlen für die Landwirtschaft. 13. Aufl., 1095 S., Darmstadt: KTBL

KÜCHLER-KRISCHUN, J. & PIECHOCKI, R. (2008): Die nationale Biodiversitätsstrategie Deutschlands. Natur und Landschaft 83 (1):12-18

LIEBIG, W. & MUMMENTHEY, R.-D. (2005a): ArcGIS-ArcView 9. Band 1: ArcGIS-Grundlagen. 404 S., Norden: Points Verlag

LIEBIG, W. & MUMMENTHEY, R.-D. (2005b): ArcGIS-ArcView 9. Band 2: ArcGIS-Analysen. Norden: Points Verlag

LIFE CYCLE INITIATIVE (2010): Operational Characterization Factors for Land use impacts on Biodiversity and Ecosystem Services. Stand: 2010-07-05, http://lcinitiative.unep.fr/sites/lcinit/default.asp?site=lcinit&page_id=337831BE-0C0A-4DC9-AEE5-9DECD1F082D8.

LINDEJER et al. (2002): Verändert in: MILÁ I CANALS, L., BAUER, C., DEPESTELE, J., DUBREUIL, A., FREIERMUTH KNUCHEL, R., GAILLARD, G., MICHELSEN, O., MÜLLER-

WENK, R. & RYDGREN, B. (2007a): Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA (11 pp). Int J LCA 12 (1): 5-15

MACARTHUR & WILSON (1967): Zit. in: TOWNSEND, C. R., HARPER, J. L. & BEGON, M. (2003): Ökologie. 647 S., Berlin: Springer

MCNEELY, J. A. (2003): Energy and Biodiversity: Understanding Complex Relationships. In: OECD (Hrsg.): OECD Workshop on Biomass and Agriculture, 10-13 June 2003, Palais Freyung 2, 1010 Vienna, Austria

MEINEL, G., SCHUBERT, I., SIEDENTOP, S. & BUCHROITHNER, M. F. (2007): Europäische Siedlungsstrukturvergleiche auf Basis von CORINE Land Cover - Möglichkeiten und Grenzen. Vortrag beim REAL Corp007

MENTZ, T. (2006): Bioethanol: Sprit aus Weizen und Roggen. top-Jahrbuch 2006:120-123

MILÁ I CANALS, L. (2003): Contributions to LCA methodology for agricultural systems. Site-dependency and soil degradation impact assessment. Doktorarbeit. Stand: 2008-5-16, http://www.tdx.cesca.es/TDX-1222103-154811/

MILÁ I CANALS, L., BAUER, C., DEPESTELE, J., DUBREUIL, A., FREIERMUTH KNUCHEL, R., GAILLARD, G., MICHELSEN, O., MÜLLER-WENK, R. & RYDGREN, B. (2007a): Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA. Int J LCA 12 (1):5-15

MILÁ I CANALS, L., CLIFT, R., BASSON, L., HANSEN, Y. & BRANDÃO, M. (2006): State-of-the-Art: Land Use in LCA. Expert Workshop on Land Use Impacts in Life Cycle Assessment (LCA).12-13 June 2006 Guildford, Surrey (UK). Int J LCA 11 (5):363-368

MILÁ I CANALS, L., MÜLLER-WENK, R., BAUER, C., DEPESTELE, J., DUBREUIL, A., FREIERMUTH KNUCHEL, R., GAILLARD, G., MICHELSEN, O. & RYDGREN, B. (2007b): Letters to the Editor: Response to Helias Udo de Haes. Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment in LCA.Int J LCA 12 (1):2-4

MÜLLER, D., GÖBEL, N., KARL, H. & THAMM, R. (2008): Ermittlung der regionalen Mindestdichten von zur Vernetzung erforderlichen linearen und punktförmigen Elementen nach § 5 (3) BNatSchG. Natur und Landschaft 83 (8):356-364

MÜLLER-SÄMANN, K. M., REINHARDT, G. A., VETTER, A. & GÄRTNER, S. O. (2003): Nachwachsende Rohstoffe in Baden-Württemberg: Identifizierung vorteilhafter Produktlinien zur stofflichen Nutzung unter besonderer Berücksichtigung umweltgerechter Anbauverfahren. Stand: 2008-7-17, http://www.ifeu.de/landwirtschft pdf/iful-ifeu-bwplus.zip

MÜLLER-WENK, R. (2005): Zusammenfassung zum Stand der Forschung für das Impact Assessment von Landnutzung in Ökobilanzen. Stand: 2005-7-19 http://texma.org/lcaforum/Documentation/Mueller-Wenk.pdf

MÜLLER-WENK, R., HUBER, F., KUHN, N. & PETER, A. (2004): Landnutzung in potenziellen Fliessgewässer- Auen. Artengefährdung und Ökobilanzen. 80 S., Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Schriftenreihe Umwelt Nr.361)

MUNACK, A., KRAHL, J., WILHARM, T., RUSCHEL, Y., SCHAAK, J., SCHRÖDER, O. & SCHMIDT, L. (2009): Emissionsprüfung synthetischer Dieselkraftstoffe. Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research 4 (59): 345-356

NEMECEK, T., HUGUENIN-ELIE, O., DUBOIS, D. & GAILLARD, G. (2005): Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. Erarbeitet im Auftrag des Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholz, Schweiz. 155 S., Manuskript, vervielfältigt

NETZWERK LEBENSZYKLUSDATEN (2008): Methodik-Handbuch, automatisch generierte Dokumentation aus dem Methodik-Wiki des Netzwerks Lebenszyklusdaten – Stand: 19.08.2008. Stand: 2009-1-16, http://www.netzwerklebenszyklusdaten.de/cms/webdav/site/lca/groups/allPersonsActive/public/Projektberichte/NetLZD-Methodik_S01_v01_2007.pdf

NNATSCHG (NIEDERSÄCHSISCHES NATURSCHUTZGESETZ) vom 11.April 1994 (Nds. GVBl. S.155, ber. S. 267 (2003): zuletzt geändert am 27.01.2003 (Nds.GVBl. S. 39)

NOSS, R. F. (1990): Indicators for Monitoring Biodiversity. A hierachical approach. Conservation Biology 4 (4): 355-364

OBERHOLZER, H.-R., WEISSKOPF, P., GAILLARD, G., WEISS, F. & FREIERMUTH KNUCHEL, R. (2006): Methode zur Beurteilung der Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen. SALCA-SQ. Erarbeitet im Auftrag des Agroscope FAL Reckenholz, Zürich. 57 S., Manuskript, vervielfältigt

OPPERMANN, R., KNÖDLER, C., KRISMANN, A., HAACK, S., UNSELT, C., BRABAND, D. & VAN ELSEN, T. (2003): Schlussbericht zum Projekt "Naturindikatoren für die landwirtschaftliche Praxis". Erarbeitet im Auftrag der Arbeitsgemeinschaft ILN Singen - IfÖN Eberswalde - FÖL Universität Kassel, Singen. 145 S., Manuskript, vervielfältigt

OPPERMANN, R., KRISMANN, A., SONNBERGER, M. & WEIß, B. (2009): Bundesweites Biodiversitätsmonitoring zur Grünlandvegetation. Methodik und erste Erfahrungen. Natur und Landschaft 84 (2):62-70

PIORR, H.-P. & LEHMANN, K. (2003): Vielfalt im Wandel der Zeit - Historischer Überblick und Status Quo. Stand: 2009-2-19, http://www.genres.de/infos/pdfs/bd23/23-04.pdf

PLACHTER, H., BERNOTAT, D., MÜSSNER, R. & RIECKEN, U. (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz - Ergebnisse einer Pilotstudie. 566 S., Bonn: Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 70)

PLACHTER, H., STACHOW, U. & WERNER, A. (2005): Methoden zur naturschutzfachlichen Konkretisierung der "Guten fachlichen Praxis" in der Landwirtschaft. Ergebnisse

aus dem F+E-Vorhhaben (FKZ 800 88 001) des Bundesamtes für Naturschutz. 330 S., Bonn: Bundesamt für Naturschutz (Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 7)

POTTING, J. & HAUSCHILD, M. (2006): Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment. A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA.Int J LCA 11 (Special Issue 1):11-13

PRITUZHALOVA, O. (2006): Analyse des Lebenszyklus einer Verpackung anhand der Ökobilanzen. Vergleichende Untersuchung eines Getränkekartons in der Bundesrepublik Deutschland und in der Russischen Föderation. Dissertation. Stand: 2008-4-22,http://deposit.ddb.de/cgibin/dokserv?idn=979724953&dok_var=d1 &dok_ext =pdf&filename=979724953.pdf

QUIRIN, M., GÄRTNER, S. O., PEHNT, M. & REINHARDT, G. A. (2004): CO2-Studie. C02-neutrale Wege zukünftiger Mobilität durch Biokraftstoffe: Eine Bestandsaufnahme. Ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH. Abschlussbericht. Erarbeitet im Auftrag der Forschungsvereinigung Verbrennungskraftmaschinen, Frankfurt am Main. 60 S., Manuskript, vervielfältigt

REICH, M. (Leibniz Universität Hannover) (2008): mündliche Mitteilung

REICH, M. (2006): Linking Metapopulation structures and landscape dynamics: Grasshoppers (Saltatoria) in alluvial floodplains. Articulata Beiheft 11, 154 S., Erlangen

REICH M. & GRIMM, V. (1996): Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: Eine kritische Bestandsaufnahme. In: Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5: 123-139

REINHARDT, G. A. & ZEMANEK, G. (2000): Ökobilanz Bioenergieträger: Basisdaten, Ergebnisse, Bewertungen. 163 S., Berlin: Erich Schmidt (Initiativen zum Umweltschutz; Bd. 17)

REINHARDT, G. A., GÄRTNER, S. O., PATYK, A. & RETTENMEIER, N. (2006): Ökobilanzen zu BTL: Eine ökologische Einschätzung. Erarbeitet im Auftrag des Ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Heidelberg. 100 S., Manuskript, vervielfältigt

REITER, K. & ROGGENDORF, W. (2007): Nutzbarkeit vorhandener Datenbestände für Monitoring und Evaluierung am Beispiel des InVeKoS. In: BEGEMANN, F., SCHRÖDER, S., WENKEL, K.-O. & WEIGEL, H.-J. (Hrsg.): Monitoring und Indikatoren der Agrobiodiversität. Tagungsband eines Symposiums am 7. und 8. November 2006 in Königswinter, S. 274-287, Bonn: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) (Agrobiodiversität. Schriftenreihe des Informations- und Koordinationszentrums für Biologische Vielfalt (IBV) Band 27)

RFA (RENEWABLE FUELS AGENCY) (2008): The Gallagher Review of the indirect effects of biofuels production. Stand: 2008-12-18, http://www.renewablefuelsagency.org/_db/_documents/Report_of_the_Gallagher_review.pdf

RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES (2003/30/EG) vom 8. Mai 2003 zur Förderung der Verwendung von Biokraftstoffen oder anderen erneuerbaren Kraftstoffen im Verkehrssektor. Amtsblatt der Europäischen Union L 23: 42

RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES (2009/28/EG) vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG. Amtsblatt der Europäischen Union L 140: 16

RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES (92/43/EWG) vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L0043.

RIEDL, U., KLAUKE, L., RATHKE, K., HARFST, W., TAEGER, S., HÖPPNER, G., HOVESTADT, G., KIEßLING, J., TÜRK, W. & LOHR, M. (2005): Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben „Einsatz von Geo-Informationssystemen im Arten- und Biotopschutz – Konzeption und Praxistest für ein Monitoring – aufgezeigt am Beispiels der „Stauabsenkung-Süd“ im Biosphärenreservat Spreewald“ (Förderkennzeichen 1708703). Höxter

ROßBERG, D. (Julius Kühn-Institut) (2009): mündliche Mitteilung

ROßBERG, D., GUTSCHE, V., ENZIAN, S. & WICK, M. (2002): NEPTUN 2000 - Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands. 27 S., Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Heft 98)

RÜTER, S. (2008): Biotopverbund und Abflussretention in der Agrarlandschaft - Modellanalytische Untersuchungen am Beispiel des sächsischen Lösshügellandes. Dissertation an der Fakultät für Architektur und Landschaft an der Leibniz Universität Hannover

SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2005): Weizen zur Bioethanolherstellung. Empfehlungen zum Anbau und zur Verwertung der Nebenprodukte. Informationsschrift. 9 S.

SALA, O. E., CHAPIN III, F. S., ARMESTO, J. J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNECKE, L. F., JACKSON, R. B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D. M., MOONEY, H. A., OESTERHELD, M., POFF, N. L., SYKES, M. T., WALKER, B. H., WALKER, M. & WALL, D. H. (2000): Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. Science 287 (5459):1770-1774

SALA, O. E., SAX, D. & LESLIE, H. (2009): Biodiversity Consequences of Increased Biofuel Production. In: HOWARTH, R. W. & BRINGEZU, S. (Hrsg.): Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use, 127-137, Gummersbach

SATTLER, C. (2008): Ökologische Bewertung und Akzeptanzanalyse pflanzenbaulicher Produktionsverfahren. Berlin: dissertation.de

SATTLER, C., SCHULER, J. & ZANDER, P. (2005): Ökologisch-ökonomische Wirkungsanalyse landwirtschaftlicher Anbauverfahren auf regionaler Ebene unter Verarbeitung unsicheren Wissens. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V. 40:361-371

SCHARLEMANN, J. P. W. & LAURANCE, W. F. (2008): How Green Are Biofuels? Science 319 (5859): 43-44

SCHEBEK, L. & BRÄUTIGAM, K.-R. (2007): Von der Wiege bis zur Bahre. Eine Einführung in den Schwerpunkt "Lebenszyklusanalysen in der Nachhaltigkeitsbewertung". TATuP 16 (3):4-9

SCHENCK, K., ZANDER, C. & RODRIGUEZ, G. (2010): Das Elend der Palmöl-Opfer. Regenwald Report 2/2010, 15 S.

SCHINDLER, M. & SCHUMACHER, W. (2007): Auswirkungen des Anbaus vielfältiger Fruchtfolgen auf wirbellose Tiere in der Agrarlandschaft (Literaturstudie). Stand: 2009-1-23, http://www.usl.uni-bonn.de/pdf/Forschungsbericht%20147.pdf

SCHMIDT, M. & HÄUSLEIN, A. (1997): Ökobilanzierung mit Computerunterstützung. Produktbilanzen und betriebliche Bilanzen mit dem Programm Umberto®. 231 S., Berlin: Springer

SCHMIDT-BLEEK, F., LETTENMEIER, M. & NETTERSHEIM, C. (2004): Der ökologische Rucksack. Wirtschaft für eine Zukunft mit Zukunft. 231 S., Stuttgart: Hirzel Verlag

SCHMITZ, S. & PAULINI, I. (1999): Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version ´99. 33 S., Berlin: Texte 92/99

SCHOLLES, F. (2008): Bewertungsmethoden. In: FÜRST, D. & SCHOLLES, F. (2008): Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung. Dortmund: Verlag Dorothea Rohn

SCHUCHARDT, F. (Johann Heinrich von Thünen-Institut) (2009): mündliche Mitteilung

SCHUKRAFT, A. & LENZ, R. (2005): Geoinformationssysteme. Leitfaden zur Datenqualität für Planungsbüros und Behörden. Stand: 2009-1-15, http://www.rtg.bv.tum.de/images/stories/downloads/projektarbeit/leitfden/leitfaden 20zur20datenqualitt.pdf

SCHULTZE, C., KORTE, B., DEMMELER, M., HEIßENHUBER, A., KÖPPEL, J., KLEINSCHMIT, B. & FÖRSTER, M. (2008): Übertragbare Strategien zur naturverträglichen Biomassebereitstellung auf Landkreisebene - am Beispiel der Regionen Ostprignitz-Ruppin/ Brandenburg und Chiemgau/ Bayern -Stand: 2009-5-22, http://www.wzw.tum.de /wdl/projekte/biomassestrategie/biomasse-naturvertraeglich_endbericht_2008.pdf

SCHUMACHER, W. (1995a): Artenschutz in den heutigen Agrarökosystemen. In: Dachverband wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Veterinär- und Umweltforschung e.V. (Hrsg.): Ökologische Leistungen der Landwirtschaft, S. 75-84, München: Verlagsunion Agrar (Agrarspektrum 24)

SCHUMACHER, W. (1995b): Offenhaltung der Kulturlandschaft? Naturschutzziele, Strategien, Perspektiven. LÖBF-Mitteilungen 4 :52-61

SCHWEINLE, J. (2000): Methode zur Integration des Aspektes der Flächennutzung in die Ökobilanzierung. 120 S., Hamburg: BFH (Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Nr. 202)

SCHWEINLE, J. (2007): Wood & Other Renewable Resources: A challenge for LCA. Int J LCA 12 (3):141-142

SCHWEINLE, J. (2008): Vorwort zu HALLEUX, H., LASSAUX, S., RENZONI, R. & GERMAIN, A., 2008: Comparative Life Cycle Assessment of Two Biofuels. Ethanol from Sugar Beet and Rapeseed Methyl Ester. Int J LCA 13 (3):184-190

SEARCHINGER, T., HEIMLICH, R., HOUGHTON, R. A., DONG, F., ELOBEID, A., FABIOSA, J., TOKGOZ, S., HAYES, D. & YU, T.-H. (2008): Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. Science 319 (5867):1238-1240

SRU (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN) (2002): Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. Stand: 2006-2-20, www.umweltrat.de/02gutach/downlo02/sonderg/SG_Naturschutz_2002.pdf

SRU (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN) (2004): Umweltgutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. http://www.umweltrat.de/02gutach/downlo02/umweltg/UG_2004lf.pdf

SRU (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN) (2007): Klimaschutz durch Biomasse: Sondergutachten. Hausdruck. Stand: 2007-7-13, http://www.umweltrat.de/02 gutach/downlo02/sonderg/SG_Biomasse_2007_Hausdruck.pdf

STACHOW, U. & BERGER, G. (2002): Analyse der Wirkung von Anbauverfahren auf naturschutzfachlich relevante Indikatoren; Methodik, Validierung, Szenarien-Ergebnisse. In: MAIDL, F.-X. & W. DIEPENBROCK (Hrsg.): 45. Jahrestagung vom 26. bis 28. September 2002 in Berlin: Kurzfassungen der Vorträge und Poster, S. 116, Freising: Freisinger Künstlerpresse W. Bode (Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften Band 14)

STACHOW, U. (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.) (2009): mündliche Mitteilung

STACHOW, U., HUFNAGEL, J., GLEMNITZ, M., BERGER, G., BACHINGER, J., ZANDER, P. & SATTLER, C. (2003): Indicators of Landscape Functions Related to Modifications and Patterns of Agricultural Landscapes. In: DRAMSTAD, W. & SOGGE, C. (Hrsg.): Agricultural impacts on landscapes; Developing indicators for policy analysis. Proceedings from the NIJOS/OECD Expert Meeting on Agricultural Landscape Indicators in Oslo, Norway, October 7-9, 2002, S. 209-221, Ås, Norwegen: Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS rapport 7/2003)

STAHL, B. (1998): Methodenvergleich und Methodenentwicklung zur Lösung der Bewertungsproblematik in produktionsbezogenen Ökobilanzen. Dissertation am Fachbereich Produktionstechnik der Universität Bremen

STOEGLEHNER, G. & NARODOSLAWSKY, M. (2007): Implementing ecological footprinting in decision-making processes. Land Use Policy 25 (2008): 421-431

STOEGLEHNER, G. & NARODOSLAWSKY, M. (2009): How sustainable are biofuels? Answers and further questions arising from an ecological footprint perspective.Bioresource Technology 100 (2009):3825-3830

STREIT, U. (2004): GIS-Einsatz in der Landwirtschaft - Defizite und Entwicklungspotentiale. KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V. (KTBL) (Hrsg.): Geografische Informationssysteme in der Landwirtschaft und im ländlichen Raum: Defizite und Entwicklungspotentiale. Gemeinsame wissenschaftliche Tagung von DAF und KTBL am 27. und 28. Oktober 2004 in Braunschweig, S. 7-28, Münster: KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH (KTBL-Schrift 428)

TAEGER, S. (2008): GIS-gestützte Habitatmodelle für die Pflege- und Entwicklungsplanung in Großschutzgebieten. Methodische Untersuchungen und Praxistest am Beispiel avifaunistischer Habitatmodelle für das Biosphärenreservat „Spreewald“. Dissertation an der Fakultät für Architektur und Landschaft an der Leibniz Universität Hannover

UDO DE HAES, H. A., FINNVEDEN, G., GOEDKOOP, M., HAUSCHILD, M., HERTWICH, E. G., HOFSTETTER, P., JOLLIET, O., KLÖPFFER, W., KREWITT, W., LINDEIJER, E., MÜLLER-WENK, R., OLSEN, S. I., PENNINGTON, D. W., POTTING, J. & STEEN, B. (2002): Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice. 272 S., Pensacola, USA: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)

UDO DE HAES, H.A. (2006): How to approach land use in LCIA or, how to avoid the Cinderella effect? Comments on ´Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment within LCA´.Int J LCA 11 (4):219-221

URBAN, B. (2009): Biologische Vielfalt in Ökobilanzen - vom Konzept zur Umsetzung. In: FEIFEL, S., WALK, W., WURSTHORN, S. & SCHEBEK, L. (Hrsg.): Ökobilanz 2009 - Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit. 139-144, KIT Scientific Publishing, Karlsruhe

URBAN, B., KRAHL, J., MUNACK, A., KANNING, H. & VON HAAREN, C. (2007): Analyse der Ökobilanz als Methode zur Beurteilung von Auswirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus für Biokraftstoffe auf die Biodiversität. Landbauforschung Völkenrode 57 (4):419-427

URBAN, B., VON HAAREN, C., KANNING, H., KRAHL, J. & MUNACK, A. (2008): Biologische Vielfalt in Ökobilanzen - Konzept für eine methodische Integration am Beispiel biogener Kraftstoffe. Naturschutz und Landschaftsplanung 40 (12): 409-414

VOGEL, K. (2009): Entwicklung und Erprobung von softwaregestützten Methoden des Biodiversitätsmanagements auf landwirtschaftlichen Betrieben. Dissertation an der Fakultät für Architektur und Landschaft der Leibniz Universität Hannover.Stand: 2009-12-12, http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01dh09/60996917X.pdf

VON DRACHENFELS, O. (2010: Klassifikation und Typisierung von Biotopen für Naturschutz und Landschaftsplanung. Dissertation an der Fakultät für Architektur und Landschaft der Leibniz Universität Hannover

VON HAAREN, C. (1988): Beitrag zu einer normativen Grundlage für praktische Zielentscheidungen im Arten- und Biotopschutz. Landschaft + Stadt 20 (3): 97-106

VON HAAREN, C. (2004): Landschaftsplanung. 527 S., Stuttgart: Ulmer (UTB; 8253)

VON HAAREN, C., HACHMANN, R., BLUMENTRATH, S., LIPSKI, A., VOGEL, K., WELLER, M., HÜLSBERGEN, K.-J. & SIEBRECHT, N. (2008a): Softwaregestütztes Naturschutzmanagement auf landwirtschaftlichen Betrieben. Erfassung, Bewertung und Optimierung von Naturschutzleistungen. Naturschutz und Landschaftsplanung 40 (2):42-48

VON HAAREN, C., HÜLSBERGEN, K.-J. & HACHMANN, R.(Hrsg.) (2008b): Naturschutz im landwirtschaftlichen Betriebsmanagement: EDV-Systeme zur Unterstützung der Erfassung, Bewertung und Konzeption von Naturschutzleistungen landwirtschaftlicher Betriebe. 268 S., Stuttgart: Ibidem-Verlag

WBA (WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRAPOLITIK BEIM BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMELV)) (2007): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung. Empfehlungen an die Politik. Stand: 2008-3-4, http://www.bmelv.de/cln_044/nn_751706/SharedDocs/downloads/14WirUeberUns/Beiraete/Agrarpolitik/GutachtenWBA,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/GutachtenWBA.pdf

WECHSELBERGER, 2000: Zit. in: JULIUS, C. (2005): Ansatz zur regionalisierten Bewertung des Umwelteinflusses landwirtschaftlicher Produktion anhand des Agrarsektormodells RAUMIS. 194 S., Göttingen: Cuvillier

WEHKE, S. & ZOLDAN, J.-W. (2002): Ableitung eines Bewertungsrahmens für die ackerbauliche Nutzungsintensität anhand der Beikrautflora. In: MÜLLER, P. (Hrsg.): Umwelt und Region: aus der Werkstatt des Sonderforschungsbereichs 522, S. 129-136, Trier: Sonderforschungsbereich 522 der Univ. Trier

WEIDEMA, B. P. (1997): Environmental Assessment of Products. A Textbook on Life Cycle Assessment.94 S., Helsinki: The Finnish Association of Graduate Engineers TEK

WERNER, A., BERGER, G., STACHOW, U. & GLEMNITZ, M. (2000): Abschätzungen der Auswirkungen transgener Sorten auf Umweltqualitätsziele. Technischer Bericht. Stand: 2009-4-8, http://www.bats.ch/bats/publikationen/nachhaltige_landwirtschaft/ nachhaltige_landwirtschaft4-6.pdf

WETTERICH, F. & HAAS, G. (2000): Ökobilanz der Landwirtschaft im Allgäu: Umweltkategorien Landschaftsbild, Biotop- und Artenschutz. Natur und Landschaft 75 (12):474-480

WETTERICH, F. & KÖPKE, U. (2003): Indikatoren für ein nationales Monitoring der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Produktion -Testphase- Band 2: Biologische Vielfalt und Landschaftsästhetik. Erarbeitet im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin. 205 S., Manuskript, vervielfältigt

WIEHE, J., VON RUSCHKOWSKI, E., RODE, M., KANNING, H. & VON HAAREN, C. (2009): Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Landwirtschaft. Am Beispiel des Maisanbaus für die Biogasproduktion in Niedersachsen. Natur und Landschaft 41(4): 107-113

WULF, F., SCHÜMANN, K. & SCHÖNE, F. (2007): Gemeinsames Thesenpapier BUND/NABU und Powerpoint-Präsentation Biomasseanbau national. Vortrag beim Fachgespräch "Erneuerbare Energien und Naturschutz", 13. Juni 2007, Kassel-Wilhelmshöhe

WURBS, J. (2005): Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen. Vergleich verschiedener Methoden am Beispiel von natürlichem und synthestischem Indigo. 645 S., Berlin: Wissenschaftlicher Verlag

WÜST, C. (2007): Gas und Sprit aus Biomasse - nachwachsende Alternative. Erntedank im Autotank. Spiegel Special 1:56-67

ZAH, R., BÖNI, H., GAUCH, M., HISCHIER, R., LEHMANN, M. & WÄGER, P. (2007): Ökobilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen. Schlussbericht. Stand: 2007-5-25, www.news-service.admin.ch/NSBSubscriber/message/attachments/8514.pdf

ZEHLIUS-ECKERT, W. (2007): Biodiversität auf der Landschaftsebene - Analyse- und Bewertungsansätze für den ökologischen Landbau. In: KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V. (KTBL) (Hrsg.): Bewertung ökologischer Betriebssysteme. Bodenfruchtbarkeit, Stoffkreisläufe, Biodiversität. Beiträge zum KTBL-Fachgespräch "Systembewertung im Ökologischen Landbau" vom 14. bis 15. April 2005 in Freising, S. 139-159, Darmstadt: KTBL (KTBL-Schrift 458)

ZEHLIUS-ECKERT, W. (2005): Das Schirmarten-Konzept. – In: KONOLD, W.; BÖCKER, R. & HAMPICKE, U. (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Kap. II-5.4. – 17. Erg.Lfg. 12/05 - Landsberg a. L.: ecomed.

ZEHLIUS-ECKERT, W. (2001): Möglichkeiten und Grenzen der repräsentativen Auswahl von Arten im Naturschutz. Dissertation an der TU München. (Internetpublikation: http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/ww/2001/zehlius-eckert.html)

ZIMMER, Y., BERENZ, S., DÖHLER, H., ISERMEYER, F., LEIBLE, L., SCHMITZ, N., SCHWEINLE, J., TOEWS, T., TUCH, U., VETTER, A. & DE WITTE, T. (2008): Klima- und energiepolitische Analyse ausgewählter Bioenergie-Linien. 120 S., Braunschweig: vTI (Landbauforschung: Sonderheft 318)

Umwelt und Raum

Schriftenreihe Institut für Umweltplanung

Leibniz Universität Hannover

Bislang in der Schriftenreihe erschienen:

Band 1: Reich, M. & S. Rüter (Hrsg.)
Energiepflanzenanbau und Naturschutz
Cuvillier, 2010, 165 Seiten
ISBN 978-3-86955-473-0

Band 2: Reich, M. & S. Rüter (Hrsg.)
Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft
Cuvillier, 2011, 244 Seiten
ISBN 978-3-86955-606-2