

**Jan Paul Lindner, Ulrike Eberle, Eva Schmincke,
Rainer Luick, Briana Niblick, Laura Brethauer,
Eva Knüpffer, Tabea Beck, Peggy Schwendt,
Isabel Schestak und Daniel Arana**

Biodiversität in Ökobilanzen



BIODIVERS
ITYIMPACT
ASSESSMENT

Biodiversität in Ökobilanzen

**Abschlussbericht des F+E-Vorhabens
„Weiterentwicklung der Ökobilanzen durch
Integration der Biodiversitätsauswirkungen von
Produkten“ (FKZ 3511 82 3100)**

**Jan Paul Lindner
Ulrike Eberle
Eva Schmincke
Rainer Luick
Briana Niblick
Laura Brethauer
Eva Knüpffer
Tabea Beck
Peggy Schwendt
Isabel Schestak
Daniel Arana**

Titelbild: Logo des Projekts und der Methode „Biodiversity Impact Assessment“ (M. Haist)

Adressen der Autorinnen und der Autoren:

Dr. Jan Paul Lindner Fraunhofer-Institut für Bauphysik (IBP)
Briana Niblick, Ph.D. Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung (GaBi)
Laura Brethauer
Eva Knüpffer
Tabea Beck
Peggy Schwendt
Isabel Schestak
Daniel Arana

Dr. Ulrike Eberle corsus – corporate sustainability
Dr. Eva Schmincke thinkstep AG
Prof. Dr. Rainer Luick Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg (HFR)

Fachbetreuung im BfN:

Katharina Dietrich Fachgebiet I 2.1 „Rechtliche und ökonomische Fragen des Naturschutzes“

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU).

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

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

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

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

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

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

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-265-5

DOI 10.19217/skr528

Bonn - Bad Godesberg 2019

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	11
Glossar	12
Kurzfassung	17
Executive Summary	19
1 Einleitung	21
2 Methodische Grundlagen und Stand der Forschung	23
2.1 Grundlagen der Ökobilanzierung.....	23
2.2 Grundlagen Biodiversität	25
2.3 Landnutzung im Rahmen von Ökobilanzen	29
2.4 Biodiversität im Rahmen von Ökobilanzen	31
3 Methodik	36
3.1 Herausforderung	36
3.2 Biodiversity Impact Assessment als Ansatz zur Quantifizierung von Biodiversität	37
3.2.1 Übersicht.....	37
3.2.2 Anwendung	38
3.2.3 Entwicklung von Biodiversitätspotentialfunktionen.....	39
3.2.4 Globale Gewichtung – Biodiversität weltweit vergleichen	39
3.2.5 Kurventypen und Potentialfeld.....	43
3.2.6 Experteninterviews	50
3.3 Screening.....	52
3.3.1 Grundlagen	52
3.3.2 Vorgehen	52
3.3.3 Alternative Methode zur Abschätzung der Wirkung von Landnutzungsänderungen auf die Biodiversität	57
3.3.4 Beispiel Qualitatives Screening	58
4 Potentialfelder für ausgewählte Regionen	62
4.1 Atlantic Mixed Forests (PA0402)	62
4.2 Western European Broadleaf Forest (PA0445)	67
4.3 Scandinavian and Russian Taiga (PA0608)	73
4.4 West Siberian Taiga (PA0611)	88
4.5 Cerrado (NT0704)	94
4.6 Southern Miombo Woodlands (AT0719).....	101
4.7 Tirari-Sturt Stony Desert (AA1309).....	108
5 Praxisanleitung	116
6 Practical guide	124
7 Fallstudien	131
7.1 Basisausstattung	132
7.1.1 Produktsystem	132
7.1.2 Datengrundlage.....	134
7.1.3 Modellierung	136

7.1.4	Ergebnisse	138
7.2	Papier.....	139
7.2.1	Produktsystem	139
7.2.2	Datengrundlage, Annahmen.....	140
7.2.3	Modellierung	141
7.2.4	Ergebnisse	142
7.3	Rindfleisch	147
7.3.1	Produktsystem	147
7.3.2	Datengrundlage, Annahmen.....	150
7.3.3	Modellierung	151
7.3.4	Ergebnisse	161
7.4	Baumwolle	173
7.4.1	Produktsystem	173
7.4.2	Datengrundlage, Annahmen.....	176
7.4.3	Modellierung	176
7.4.4	Ergebnisse	182
7.5	Zement.....	187
7.5.1	Produktsystem	188
7.5.2	Datengrundlage, Annahmen.....	191
7.5.3	Modellierung	196
7.5.4	Modellierung und Ergebnisse	196
8	Diskussion	202
9	Ausblick	206
10	Literaturverzeichnis	208
11	Anhang.....	220
11.1	Ecoregion-Faktoren.....	220

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Produktlebenszyklus in der Ökobilanz.....	23
Abbildung 2-2:	UNEP-SETAC Land Use in LCA Framework (vereinfacht nach MILÀ I CANALS et al. 2007, KÖLLNER et al. 2013)	31
Abbildung 3-1:	Teilfaktor $EF_{i,A}$ in Abhängigkeit von der Ecoregion-Fläche	41
Abbildung 3-2:	Gesamter Artenreichtum und endemischer Artenreichtum je Ecoregion...	42
Abbildung 3-3:	Endemischer Artenreichtum und Endemismusgrad.....	42
Abbildung 3-4:	Artenreichtum und Endemismusgrad	43
Abbildung 3-5:	Funktionsgraphen für häufig auftretende Beitragsfunktionen.....	47
Abbildung 3-6:	Funktionsgraphen fuzzy intersect und fuzzy union	48
Abbildung 3-7:	Konstruktion eines (Teil)Potentialfelds	51
Abbildung 3-8:	Zusammenfassung Qualitatives Screening im Kontext der Methode	53
Abbildung 3-9:	Ergebnismatrix des Screenings.....	57
Abbildung 3-10:	Matrixergebnisse für Zementproduktion	60
Abbildung 3-11:	geänderte Ergebnismatrix für Tone und Sand nach Checklistenüberprüfung.....	61
Abbildung 3-12:	Entgültige Ergebnismatrix für Zementherstellung	61
Abbildung 4-1:	Geographische Lage der Ecoregion Atlantic Mixed Forests PA0402.....	63
Abbildung 4-2:	Beitragskurve Flächenanteil Wanderbiotope Ecoregion PA0402.....	64
Abbildung 4-3:	Beitragskurve Seltenheit Ecoregion PA0402	65
Abbildung 4-4:	Geographische Lage der Ecoregion Western European Broadleaf Forests PA0445 68	
Abbildung 4-5:	Beitragskurve Pestizideintrag Ecoregion PA0445.....	69
Abbildung 4-6:	Beitragskurve Stickstoffüberschuss Ecoregion PA0445	70
Abbildung 4-7:	Beitragskurve Biomasseentnahme Ecoregion PA0445.....	71
Abbildung 4-8:	Beitragskurve Konnektivität Ecoregion PA0445	72
Abbildung 4-9:	Beitragskurve Agrobiodiversität Ecoregion PA0445	73
Abbildung 4-10:	Geographische Lage der Ecoregion Scandinavian and Russian Taiga PA0608 74	
Abbildung 4-11:	Beitragskurve alte Bäume	76
Abbildung 4-12:	Beitragskurve junge Bäume	77
Abbildung 4-13:	Beitragskurve heimische Baumarten.....	78
Abbildung 4-14:	Beitragskurve nicht-heimische Vegetation.....	79
Abbildung 4-15:	Beitragskurve Totholz Klasse I.....	81

Abbildung 4-16:	Beitragskurve Totholz Klasse II	81
Abbildung 4-17:	Beitragskurve Totholz Klasse III	82
Abbildung 4-18:	Beitragskurve geschützte Flächen	84
Abbildung 4-19:	Beitragskurve Mikrobiotope [Anzahl/ha]	85
Abbildung 4-20:	Beitragskurve Anteil geschützte Mikrobiotope	86
Abbildung 4-21:	Beitragskurve Feuer [m ² /km ² a]	87
Abbildung 4-22:	Geographische Lage der Ecoregion West Siberian Taiga PA0611	89
Abbildung 4-23:	Beitragskurve Ökotoxizität Ecoregion PA06011	90
Abbildung 4-24:	Beitragskurve Fragmentierung Ecoregion PA06011	91
Abbildung 4-25:	Beitragskurve Bewaldungsgrad Ecoregion PA06011	92
Abbildung 4-26:	Beitragskurve Torfabbau Ecoregion PA06011	93
Abbildung 4-27:	Beitragskurve Feuerhäufigkeit Ecoregion PA06011	94
Abbildung 4-28:	Geographische Lage der Ecoregion Cerrado NT0704	95
Abbildung 4-29:	Beitragskurve Pestizide Ecoregion NT0704	96
Abbildung 4-30:	Beitragskurve Stickstoffbilanz Ecoregion NT0704	97
Abbildung 4-31:	Beitragskurve Biomasse Ecoregion NT0704	98
Abbildung 4-32:	Beiträge Schutzgebietskonnektivität Ecoregion NT0704	100
Abbildung 4-33:	Beitragskurve Agrobiodiversität Ecoregion NT0704	101
Abbildung 4-34:	Geographische Lage der Ecoregion Southern Miombo Woodlands AT0719 102	
Abbildung 4-35:	Beitragskurve Pestizide Ecoregion AT0719	103
Abbildung 4-36:	Beitragskurve für den Düngemittleinsatz Ecoregion AT0719	104
Abbildung 4-37:	Beitragskurve Biomasse Ecoregion AT0719	105
Abbildung 4-38:	Beitragskurve Störungen Ecoregion AT0719	106
Abbildung 4-39:	Beitragskurve Flächenanteil Wald Ecoregion AT0719	107
Abbildung 4-40:	Beitragskurve Sortenvielfalt Ecoregion AT0719	108
Abbildung 4-41:	Geographische Lage der Ecoregion Tirari-Sturt Stony Desert AA1309 ..	109
Abbildung 4-42:	Beitragskurve invasive Prädatoren Ecoregion AA1309	111
Abbildung 4-43:	Beitragskurve Beweidungsdichte Ecoregion AA1309	112
Abbildung 4-44:	Beitragskurve Feuerhäufigkeit Ecoregion AA1309	113
Abbildung 4-45:	Beitragskurve Wasserlaufunterbrechung Ecoregion AA1309	114
Abbildung 5-1:	UNEP-SETAC Land Use in LCA Framework (vereinfacht nach MILÀ I CANALS et al. 2007, KÖLLNER et al. 2013)	118

Abbildung 5-2:	Übersicht methodisches Vorgehen.....	119
Abbildung 7-1:	Systemgrenzen des Produktsystems deutscher Strom-Mix.....	133
Abbildung 7-2:	Systemgrenzen des Produktsystems Erdölprodukte	134
Abbildung 7-3:	Anteil einer Ecoregion an einem Staatsgebiet	135
Abbildung 7-4:	Produktsystem Papier (Quelle: UPM).....	140
Abbildung 7-5:	Okkupation (Flächenzeit), relativ, nach Modellierung des Produktsystems Papier (Quelle: UPM)	141
Abbildung 7-6:	Gew. Biodiversitätsbeiträge gruppierter Parameter UPM-Forst Janakkala 143	
Abbildung 7-7:	Biodiversitätspotential in Janakkala und 2 hyp. Varianten	145
Abbildung 7-8:	Systemgrenzen der Fallstudie Rindfleisch.....	148
Abbildung 7-9:	Viehhaltung auf Betrieb B (links), Sojaanbau in Brasilien (rechts)	149
Abbildung 7-10:	Vorläufige Ergebnismatrix für Betrieb A.....	154
Abbildung 7-11:	Vorläufige Ergebnismatrix für Betrieb B.....	155
Abbildung 7-12:	Endgültige Ergebnismatrix für Betrieb A.....	159
Abbildung 7-13:	Endgültige Ergebnismatrix für Betrieb B.....	160
Abbildung 7-14:	Rohbaumwolle mit Samen und Samenschale, Baumwollinter	175
Abbildung 7-15:	Systemgrenzen der Fallstudie Baumwolle.....	175
Abbildung 7-16:	Ergebnismatrix für Baumwollanbau in Sambia	178
Abbildung 7-17:	Ergebnismatrix für Baumwollanbau in Brasilien Betrieb 1 und 2.....	179
Abbildung 7-18:	Schematische Darstellung der Systemgrenzen Zementproduktion.....	190

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Vergleich verschiedener methodischer Ansätze	34
Tabelle 3-1:	Zusammenfassung der Ergebnisse des Qualitativen Screenings.....	57
Tabelle 3-2:	Ränge für die Energiebereitstellung der Herstellung von Zement	59
Tabelle 3-3:	Ränge für die Rohstoffbereitstellung der Herstellung von Zement	59
Tabelle 3-4:	Zusammenfassung der Ergebnisse der Checkliste	61
Tabelle 4-1:	Factsheet zur Ecoregion Atlantic Mixed Forests PA0402.....	62
Tabelle 4-2:	Biodiversitätspotential in Abhängigkeit des Parameters Lebensräume	66
Tabelle 4-3:	Factsheet zur Ecoregion Western European Broadleaf Forests PA0445	67
Tabelle 4-4:	Factsheet zur Ecoregion Scandinavian and Russian Taiga PA0608.....	73
Tabelle 4-5:	Factsheet zur Ecoregion West Siberian Taiga PA0611.....	88
Tabelle 4-6:	Factsheet zur Ecoregion Cerrado NT0704.....	94
Tabelle 4-7:	Factsheet zur Ecoregion Southern Miombo Woodlands AT0719	101
Tabelle 4-8:	Factsheet zur Ecoregion Tirari-Sturt Stony Desert AA1309	108
Tabelle 5-1:	Energie- und Stoffströme als In-/Outputs von Prozessen.....	120
Tabelle 5-2:	Stoffströme über Flächen.....	121
Tabelle 5-3:	Größe und Struktur von Flächen.....	121
Tabelle 6-1:	Energy and mass flows as in- and outputs of processes.....	128
Tabelle 7-1:	Einflussfaktoren Rohstoffe für den deutschen Strom-Mix.....	138
Tabelle 7-2:	Einflussfaktoren von Diesel und Benzin auf die Biodiversität	139
Tabelle 7-3:	Parameterwerte UPM-Forst Janakkala	142
Tabelle 7-4:	Biodiversitätsbeiträge einzelner/gruppierter Parameter UPM-Forst Janakkala 142	
Tabelle 7-5:	Variation des Forstmanagements	144
Tabelle 7-6:	Futterzusammensetzung und tägliche Futtermenge in Betrieb A	150
Tabelle 7-7:	Futterzusammensetzung und tägliche Futtermenge in Betrieb B	151
Tabelle 7-8:	Rangfolge für Betrieb A	151
Tabelle 7-9:	Rangfolge für Betrieb B	153
Tabelle 7-10:	Ergebnisse der Checklistenüberprüfung für Betrieb A.....	157
Tabelle 7-11:	Ergebnisse der Checklistenüberprüfung für Betrieb B.....	157
Tabelle 7-12:	Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Rapsschrot für Betrieb A in Ecoregion PA0445	161

Tabelle 7-13: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Luzerne für Betrieb A in Ecoregion PA0445	162
Tabelle 7-14: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Wintergerste für Betrieb A in Ecoregion PA0445	162
Tabelle 7-15: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Sommerweizen für Betrieb A in Ecoregion PA0445.....	163
Tabelle 7-16: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Triticale für Betrieb A in Ecoregion PA0445.....	164
Tabelle 7-17: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Silomais für Betrieb A in Ecoregion PA0445.....	164
Tabelle 7-18: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Stroh für Betrieb A in Ecoregion PA0445	165
Tabelle 7-19: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Gras für Betrieb A in Ecoregion PA0445	166
Tabelle 7-20: Biodiversitätsimpact für die relevanten Prozesse von Betrieb A.....	166
Tabelle 7-21: Grobabschätzung der weniger relevanten Prozesse für Betrieb A	167
Tabelle 7-22: Biodiversitätsimpact von Rindfleisch (Betrieb A)	167
Tabelle 7-23: Biodiversitätsimpact von Rindfleisch (Betrieb B)	168
Tabelle 7-24: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Soja für Betrieb 1 in Ecoregion NT0704	170
Tabelle 7-25: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Soja für Betrieb 2 in Ecoregion NT0704	170
Tabelle 7-26: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Soja für Betrieb 3 in Ecoregion NT0704	171
Tabelle 7-27: Vergleich der Biodiversitäts-Fehlbeträge von Soja aus Detailanalyse und Grobabschätzung	171
Tabelle 7-28: Rangfolge der Prozesse in Sambia.....	176
Tabelle 7-29: Rangfolge der Prozesse für Betrieb 1 in Brasilien	177
Tabelle 7-30: Rangfolge der Prozesse für Betrieb 2 in Brasilien	177
Tabelle 7-31: Ergebnisse der Checklistenüberprüfung für Sambia	180
Tabelle 7-32: Checklistenenergebnis für Betrieb 1 und 2	181
Tabelle 7-33: Ergebnisse der Checklistenüberprüfung für Betrieb 1 und 2	181
Tabelle 7-34: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Baumwollinter in Ecoregion AT0719.....	183
Tabelle 7-35: Biodiversitätsimpact von brasilianischem Baumwollinter (Betrieb 1)	185
Tabelle 7-36: Biodiversitätsimpact von brasilianischem Baumwollinter (Betrieb 2)	185

Tabelle 7-37: Rohstoffe und Abfälle der Zementproduktion in Schelklingen (keine Freigabe für die durch * ersetztten Daten).....	193
Tabelle 7-38: Energiebedarf der Zementproduktion in MJ (keine Freigabe für die durch * ersetztten Daten) 193	
Tabelle 7-39: Energieträgerbedarf der Zementproduktion (keine Freigabe für die durch * ersetztten Daten) 193	
Tabelle 7-40: bewirtschaftete Flächen in Schelklingen	194
Tabelle 7-41: Flächenproduktivität und Flächenokkupation – Schelklingen (keine Freigabe für die durch * ersetztten Daten).....	194
Tabelle 7-42: Flächenproduktivität und Flächenokkupation (Flächenbedarf) – Durchschnitt Deutschland (keine Freigabe für die durch * ersetztten Daten)	194
Tabelle 7-43: Steinbruchflächen im Umfeld von und einschließlich Vohrenbronn	197
Tabelle 7-44: Abbaufächen im Umfeld von und einschließlich Hambach	198
Tabelle 7-45: Bewertungsstufen Naturschutzpotential Abbaustätten d. Zementindustrie Quelle: (BDZ/VDZ 2003)	199
Tabelle 7-46: Berechnung des Biodiversitätspotentials "Aufwertung des Umfelds.....	200
Tabelle 7-47: Berechnung von ΔQ "Aufwertung des Umfelds"	200
Tabelle 7-48: Berechnung des Impact von "Aufwertung des Umfelds" (keine Freigabe für die durch * ersetztten Daten).....	201
Tabelle 11-1: Ecoregionfaktoren	220

Abkürzungsverzeichnis

BDP	Biodiversity Damage Potential
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
CBD	Convention on Biological Biodiversity
CSA	Canadian Standards Association
EU	Europäische Union
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nation
FE	Funktionelle Einheit
FSC	Forest Stewardship Council
GVE	Großvieheinheit
GVO	Genetisch veränderter Organismus
ITTO	International Tropical Timber Organization
IUCN	International Union for Conservation of Nature
LCA	Life Cycle Assessment
MA	Millennium Ecosystem Assessment
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
NBS	Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt
PDF	Potentially Disappeared Fraction
SAR	Species-Area Relationship
SETAC	Society for Environmental Toxicology and Chemistry
SFI	Sustainable Forestry Initiative
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
UBA	Umweltbundesamt
UNEP	United Nations Environment Programme
WWF	World Wide Fund for Nature

Glossar

Abiotisch

Nicht von Lebewesen beeinflusst, unbelebt.

Abschneiden (im Sinne der Ökobilanz)

Das Abschneiden in der Ökobilanz soll dazu dienen, die Berechnung effizienter zu gestalten, indem Prozesse vernachlässigt werden, die nur zu einem geringen Anteil zur Bilanz beitragen.

Abundanz

Anzahl von Individuen (einer Art) in einer gegebenen Flächen- oder Raumeinheit.

Aquifer

Ein Aquifer (auch Grundwasserleiter), ist ein zur Leitung von Grundwasser geeigneter Gesteinskörper.

Biodiversität

Die Vielfalt des Lebens auf der Erde: die Vielfalt der Arten, die Vielfalt der Lebensräume (Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme) und die genetische Vielfalt innerhalb der Tier- und Pflanzenarten. Synonym: biologische Vielfalt.

Charakterisierungsfaktor

Faktor, der aus einem Charakterisierungsmodell abgeleitet wurde und für die Umwandlung des zugeordneten Sachbilanzergebnisses in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators angewendet wird (DIN EN ISO 14044 2006).

CO₂-Fußabdruck

Betrachtet die Klimawirkungen menschlicher Aktivitäten. Menge der durch menschliche Aktivitäten in einer bestimmten Zeit verursachten CO₂-Emissionen.

Drainage

(Maßnahme zur) Entwässerung von Böden.

DPSIR (Driving Force-Pressure-State-Impact-Response)

Das DPSIR-Modell (Driving Force-Pressure-State-Impact-Response) bietet einen Gesamtmechanismus für die Analyse von Umweltproblemen. Antriebskräfte (D), wie Industrie und Verkehr, produzieren Belastungen (P) für die Umwelt, wie Schadstoffemissionen, die dann den Zustand (S) der Umwelt verschlechtern und damit wiederum Auswirkungen (I) auf die menschliche Gesundheit und die Ökosysteme haben. Die gesellschaftliche Reaktion (R) hierauf sind beispielsweise rechtliche Maßnahmen, Forschung etc.

Elementarfluss

„Stoff oder Energie, der bzw. die dem untersuchten System zugeführt wird und der Umwelt ohne vorherige Behandlung durch den Menschen entnommen wurde, oder Stoff oder Energie, der bzw. die das untersuchte System verlässt und ohne anschließende Behandlung durch den Menschen an die Umwelt abgegeben wird.“ (DIN EN ISO 14040 2009)

Endemismus/endemische Art

Arten, die nur in einem bestimmten, begrenzten Gebiet vorkommen.

Environmental Product Declaration (EPD)

Umweltproduktdeklaration. Ein Dokument, das quantifizierte umweltbezogene Informationen aus dem Lebensweg eines Produktes oder einer Dienstleistung zur Verfügung stellt, um damit Vergleiche zwischen Produkten oder Dienstleistungen gleicher Funktion zu ermöglichen.

Funktionelle Einheit

Quantifizierter Nutzen eines Produktsystems für die Verwendung als Vergleichseinheit.

Habitat

Lebensraum eines Individuums, einer Population oder einer ganzen Art.

Hemerobie

Maß für den menschlichen Einfluss auf Ökosysteme; Naturferne eines Ökosystems.

Herbivoren

Pflanzenfresser. Tierarten, die sich ausschließlich von Pflanzen ernähren.

Hintergrundsystem

Das Hintergrundsystem bildet die Vorkette eines in der Ökobilanz betrachteten Produkts ab. Die Stoff- und Energieströme des Hintergrundsystems werden vom Nutzer des Produkts nicht beeinflusst.

Indikator (im Sinne von: Wirkungsindikator der Ökobilanz)

Quantifizierbare Darstellung einer Wirkungskategorie (DIN EN ISO 14044 2006).

In-/Outputs (im Sinne der Ökobilanz)

Energie oder Stoffe, die in einen Prozess hineingehen oder aus einem Prozess entnommen werden.

Invasive Art

Gebietsfremde Arten, die unerwünschte Auswirkungen auf andere (v. a. einheimische) Arten, Lebensgemeinschaften oder Biotope haben.

Invertebraten

Wirbellose Lebewesen.

Konnektivität

Ausdruck für die Qualität und Quantität eines räumlich-funktionalen Verbundes von Biotopen, durch den Bewegungen von Individuen ermöglicht werden.

Kulturlandschaft

Vom Menschen geprägte und überformte Landschaft, die einem dynamischen Wandel unterliegt.

Lebensweg

Aufeinander folgende und miteinander verbundene Stufen eines Produktsystems von der Rohstoffgewinnung oder Rohstoffherzeugung bis zur endgültigen Beseitigung. Synonym: Lebenszyklus.

Metapopulation

Eine Gruppe von Subpopulationen, die über den Austausch von Genen miteinander interagieren (SPECTRUM 1999b).

Okkupation

im Sinne des UNEP-SETAC-Frameworks: Belegung einer ursprünglich anderweitig genutzten oder natürlichen Landfläche durch eine neue Landnutzung (MILÀ I CANALS et al. 2007, KÖLLNER et al. 2013)

Ökosystem

Abgegrenztes raumzeitliches Wirkungsgefüge zwischen zusammenlebenden Organismen und ihrer anorganischen Umwelt. Der Begriff umfasst sowohl verschiedene räumliche Ebenen also auch (halb-)natürliche und naturnahe, sowie stark menschlich geprägte Ökosysteme.

Ökotoxizität

(Schad)Wirkung von Stoffen auf die belebte Umwelt.

Potentialfeldanalyse (auch: Potentialfeldmethode)

Im Rahmen des Biodiversity Impact Assessments eine detaillierte, aufwändige Analyse von Prozesse eines betrachteten Produktsystems. Die der Methode zugrunde liegende Mathematik ist die Theorie der Potentialfelder.

Prädator (auch: Topprädator, Mesoprädator)

Organismen, die andere Organismen erbeuten und sich von diesen oder Teilen dieser ernähren.

Produktfluss

Prozesse sind in einem Lebensweg eines Produkts untereinander durch Produktflüsse verbunden.

Produktsystem

Zusammenstellung von Prozessen, aus denen der Lebensweg eines Produkts besteht. Dabei sind die Prozesse untereinander durch so genannte Produktflüsse und die Prozesse mit der Umwelt außerhalb des Produktsystems durch so genannte Elementarflüsse verbunden.

Referenzeinheit

Maß für die Output-Ströme in einem gegebenen Produktsystem die benötigt werden, die Funktion zu erfüllen, die durch die funktionelle Einheit gegeben ist.

Referenzzustand

Der Referenzzustand im Sinne von UNEP-SETAC für die Bewertung von Biodiversität und Landnutzung beschreibt eine definierte Referenz in einer Region, zu der die aktuelle Eingriffssituation Bezug nimmt (MILÀ I CANALS et al. 2007, KÖLLNER et al. 2013).

Sigmoid

Eine mathematische Funktion mit S-förmigem Graphenverlauf.

Sukzession

Zeitliche Aufeinanderfolge von Arten bzw. Lebensgemeinschaften bei der Entwicklung eines Biotops.

Systemgrenze

Satz von Kriterien zur Festlegung, welche Prozesse Teil eines Produktsystems sind.

Taxon (Plural: Taxa)

Allgemeine Bezeichnung für eine systematische Kategorie in der Biologie (z.B. Art, Ordnung, Familie).

Transformation

Im Kontext des UNEP-SETAC Frameworks bedeutet Transformation die Umwandlung einer ursprünglich anderweitig genutzten oder natürlichen Landfläche eine Fläche mit einer neuen Nutzungsart durch einen Landnutzungseingriff (MILÀ I CANALS et al. 2007, KÖLLNER et al. 2013).

Treibhaus(gas)potential

Ein Index basierend auf den Strahlungseigenschaften von Treibhausgasen. Das Treibhauspotential stellt die kombinierte Wirkung dieser Gase dar unter Berücksichtigung deren unterschiedlicher Wirkungszeit und relativer Wirkung (IPCC 2013).

Trophiestufe

Position in der Nahrungskette oder im Nahrungsnetz eines Ökosystems, die durch die Zahl der Energieübertragungsschritte bestimmt wird, um diese Ebene zu erreichen (SPECTRUM 1999a)

Überdüngungspotenzial

Auch Eutrophierungspotenzial. Eine Maßzahl, die den Beitrag eines Produktes zur Eutrophierung, d.h. den Übergang von Gewässern und Böden von einem nährstoffarmen (oligotrophen) in einen nährstoffreichen (eutrophen) Zustand, beschreibt.

Umweltverträglichkeitsprüfung

Die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) ist ein umweltpolitisches Instrument der Umweltvorsorge mit dem Ziel, umweltrelevante Vorhaben vor ihrer Zulassung auf mögliche Umweltauswirkungen hin zu überprüfen.

Vordergrundsystem

Das Vordergrundsystem in der Ökobilanz beinhaltet Primärdaten (Vordergrunddaten) und grenzt sich somit im Sinne einer Datenkategorisierung von Hintergrundsystem ab, welches mit Sekundärdaten (Hintergrunddaten) enthält (s. z.B. KLÖPFER und GRAHL 2007).

Wegerecht

Rechtsvorschrift, die sich auf den Bau, die Benutzung und Unterhaltung öffentlicher Straßen und Wege beziehen.

Wertschöpfungskette

Gesamtheit der Prozesse (wie Produktion, Auslieferung u.a.), die zu einer Wertschöpfung führen.

Wirkungsabschätzung

Bewertung der Wirkungsindikatoren.

Wirkungsindikator

Siehe → Indikator

Wirkungskategorie

Klasse, die wichtige Umweltthemen repräsentiert und der Sachbilanzergebnisse zugeordnet werden können (DIN EN ISO 14044 2006).

Wirkungspfad

Weg eines Schadstoffes von der Schadstoffquelle bis zu dem Ort einer möglichen Wirkung auf ein Schutzgut (Umweltlexikon (2015)).

Wirkungspotential

Der Umfang eines Indikatoreffekts auf eine Wirkungskategorie.

Kurzfassung

Der Verlust der biologischen Vielfalt ist in den letzten Jahren zu einem der zentralen Themen umweltpolitischen Handelns geworden. Motor dieser politischen Entwicklung ist, neben der Erkenntnis, dass der Arten- und Habitatverlust seit Jahren in hoher Geschwindigkeit weiter fortschreitet, auch die gesellschaftliche Einsicht, dass intakte → Ökosysteme, mit ihrer jeweiligen Artenvielfalt eine nicht zu ersetzende Lebensgrundlage sind und zudem wertvolle Leistungen für die Menschen bereitstellen.

International und national werden zahlreiche Anstrengungen zum Schutz der biologischen Vielfalt unternommen. Um auch Wirtschaftsunternehmen verstärkt einzubinden, bedarf es insbesondere für international agierende Unternehmen weiterhin geeigneter Ansätze. Dabei ist zu bedenken, dass in unterschiedlichen biogeographischen und kulturellen Kontexten zur Beschreibung und Bewertung von → Biodiversität und zur Beurteilung der Auswirkungen menschlichen Handelns auf die Biodiversität teils voneinander abweichende Indikatoren herangezogen werden. Die in der Naturschutzgesetzgebung der verschiedenen Staaten weltweit formulierten Schutzziele sind nicht sämtlich deckungsgleich und auch die Abwägungen zwischen konkurrierenden Schutzziele werden unterschiedlich getroffen. Nicht zuletzt unterscheiden sich die Handlungsfelder in Bezug auf den Schutz der Biodiversität in ihrer Art und Dringlichkeit. Daraus folgt, dass Biodiversität mit global einheitlichen Indikatoren nicht adäquat zu beschreiben ist und ein regional differenzierterer Ansatz erforderlich ist.

Vor diesem Hintergrund wurde im Rahmen des Projektes eine Methode entwickelt, die es Unternehmen ermöglicht, die Auswirkungen ihrer Produkte über deren Lebenszyklus auf die Biodiversität regionsspezifisch zu ermitteln und darzustellen. Als Maß für die Biodiversität einer beanspruchten Fläche wird das so genannte Biodiversitätspotential eingeführt. Die Beanspruchung der Fläche führt zu einem im Vergleich zu einem Referenzzustand veränderten Biodiversitätspotential. Die Änderung des Biodiversitätspotentials bildet dabei das → Wirkungspotential von Produkt- oder Dienstleistungssystemen auf das Schutzgut Biodiversität in verständlicher Form ab, analog zu anderen → Wirkungsindikatoren der Ökobilanzierung, z.B. → Treibhauspotenzial oder → Überdüngungspotenzial. Dabei werden Regionen unterschieden (sog. Ecoregions), die in ihrer Bedeutung für die globale Biodiversität variieren und innerhalb derer teilweise sehr unterschiedliche Ansätze zur Beschreibung von Biodiversität verwendet werden.

Es werden, basierend auf den regionalen Zielen für die dortige Biodiversität, Parameter identifiziert, mit denen diese vor Ort quantitativ beschrieben werden kann. Innerhalb jeder Ecoregion wird der Zustand der Biodiversität durch ein eigenes Set von Parametern beschrieben. Auch der regional spezifische → Referenzzustand wird durch die bestimmte Ausprägung dieser Parameter definiert. Der Zusammenhang zwischen den Parametern und dem Biodiversitätspotential wird durch eine Gleichung beschrieben, die Biodiversitätspotentialfunktion genannt wird. Sie wird für jeweils eine Ecoregion erstellt und ist nur für diese Ecoregion gültig.

Die Biodiversitäts-Wirkungsabschätzung wurde im Rahmen von Fallstudien für unterschiedliche Produkte angewandt. Die Anwendung in der Praxis zeigt, dass die Methode grundsätzlich geeignet ist, Aktivitäten abzubilden, die positiv oder negativ auf die Biodiversität wirken. Mit Hilfe der Methode können bei überschaubarem Aufwand Bereiche der → Wertschöpfungskette identifiziert werden, die besonders hohe oder niedrige positive oder negative Wir-

kungen auf Biodiversität haben und somit Ansatzpunkte für Verbesserungen des Produktionsprozesses bieten.

Deutlich wurde durch die Anwendung in den Fallstudien auch, dass es weiterer Entwicklung bedarf, um die Methode breit in der Ökobilanz einzusetzen. Insbesondere müssen Standards der Anwendung erarbeitet und dabei auch verstärkt Methoden der empirischen Sozialforschung einbezogen werden. Die aufgestellten Biodiversitätspotentiale müssen vertieft naturwissenschaftlich verifiziert und validiert werden sowie für weitere Regionen ergänzt werden. Ebenso muss die vorliegende Basisausstattung überprüft und für weitere Branchen und Produkte, wie erneuerbare Energien oder dem Entsorgungs- und Bausektor erweitert werden.

Mit dem vorliegenden Skript und der darin beschriebenen Methode wird eine Diskussionsgrundlage für die Weiterentwicklung der Ansätze zur Berücksichtigung von Biodiversität in Ökobilanzen geboten.

Executive Summary

During the last years the loss of habitats and species has become one of the most relevant issues for policy makers in environmental politics. The drivers of this political development are, on the one hand, the finding that the loss of species and habitats has been progressing for many years, and, on the other hand, the realisation by society that intact ecosystems with their particular species diversity are irreplaceable life resources and furthermore provide valuable services to humans.

At both national and international levels, manifold endeavors are undertaken to protect biodiversity. To promote the active involvement of the business sector, suitable approaches have to be identified, in particular for internationally oriented companies. It should be noted, however, that depending on the biogeographical and cultural context, indicators for describing and evaluating biodiversity and the impacts of human activities on biodiversity partly diverge. The defined goals of nature conservation legislation vary between countries, and competing conservation goals are weighted differently. Moreover, fields of action regarding the conservation of biodiversity differ; also in their respective urgency. This means that biodiversity cannot be described adequately by globally identical indicators and that a regionally differentiated approach is necessary.

Within this project a method has been developed which enables companies to identify and illustrate the impacts of their products on biodiversity along their life cycle in a regionally specific way. The so called biodiversity potential is introduced as an instrument to measure the biodiversity of land area in use. The use of this land changes its biodiversity potential compared to a reference state. The change in biodiversity potential represents the impact potential of a product or service system on the subject of biodiversity in a comprehensible form, in the same manner as do other impact indicators in life cycle assessment such as global warming potential or eutrophication potential. In this approach regions "ecoregions" are distinguished which vary in their importance for global biodiversity and in which greatly differing approaches for the description of biodiversity may be used.

Based on the understanding of regional biodiversity targets, parameters are identified that allow the description of biodiversity on-site and in a quantitative way. For each ecoregion the state of biodiversity is described by a set of parameters. Also the region-specific reference state is defined by the extent of these parameters. The correlation between parameters and biodiversity potential is depicted by an equation called biodiversity potential function. The function is calculated specifically for each ecoregion and is only valid for the respective ecoregion.

Biodiversity Impact Assessment was applied in case studies on different products. Putting the approach into practice shows its applicability and suitability to assess positive and negative impacts on biodiversity caused by production processes. The approach allows the identification of hotspots of biodiversity impacts of value chains with a feasible effort. As a consequence production processes can be optimized regarding their impacts.

The case studies showed that the approach has to be developed further in order to be applicable on a broad scale in life cycle assessment. Standard application schemes need to be improved supported by empirical social research. The functions on biodiversity potentials developed have to be verified and validated from a nature conservation perspective and complemented by additional regions. Further the base case presented has to be reviewed and

extended on other industries and products such as renewable energy carriers or the waste management and building sector.

The publication on hand including the approach Biodiversity Impact Assessment is intended to build a basis for further development of approaches assessing biodiversity impacts within life cycle assessment.

1 Einleitung

Hauptautor: Jan Paul Lindner

Der Verlust von Lebensräumen und Arten ist in den letzten Jahren zu einem der zentralen Themen umweltpolitischen Handelns geworden. Motor dieser politischen Entwicklung ist, neben der Erkenntnis, dass seit Jahren ein Arten- und → Habitatverlust stattfindet (FAO 2010), auch die gesellschaftliche Einsicht, dass intakte Ökosysteme, mit ihrer biologischen Vielfalt eine nicht zu ersetzende Lebensgrundlage sind und zudem wertvolle Leistungen für die Menschen bereitstellen (TEEB 2010).

Bereits im Jahr 1992 haben sich die Industrienationen anlässlich des Weltgipfels für Umwelt und Entwicklung (UN Conference on Environment and Development, UNCED) in Rio de Janeiro mit der Verabschiedung der Biodiversitätskonvention (CBD) dazu verpflichtet, die Biodiversität in ihren eigenen Ländern zu erhalten und die Entwicklungsländer bei der Erhaltung ihrer biologischen Vielfalt zu unterstützen. Dies beinhaltet Maßnahmen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt, zur nachhaltigen Nutzung ihrer Bestandteile und zum ausgewogenen und gerechten Ausgleich der Vorteile aus der Nutzung genetischer Ressourcen (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2007).

Eine nationale Strategie zur Umsetzung des UN-Übereinkommens über die biologische Vielfalt liegt in Deutschland mit der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) vor, die im Jahr 2007 durch das Bundeskabinett verabschiedet wurde. Sie formuliert zukunftsorientierte Visionen und unterlegt diese mit rund 330 konkreten Zielvorgaben und etwa 430 akteursbezogenen Maßnahmen, die mit einem Zeithorizont bis zum Jahr 2020 verwirklicht werden sollen. Eine der Visionen der NBS ist beispielsweise das „Naturverträgliche Wirtschaften“, nach der die wirtschaftlichen Tätigkeiten in Deutschland im Einklang mit der Erhaltung der biologischen Vielfalt erfolgen und hierbei Kosten und der Gewinn aus der Nutzung der biologischen Vielfalt durch wirtschaftliche Tätigkeiten angemessen aufgeteilt sind. Ein Ziel dabei ist es, die Wirkungen der Produkte und Dienstleistungen auf die Biodiversität für die Menschen besser erkennbar zu machen.

Akteuren der öffentlichen Hand sowie den wirtschaftlichen Akteuren – seien es produzierende Industrien wie die Baubranche oder Lebensmittelproduzenten oder Dienstleister wie die Tourismusbranche – müssen Instrumente an die Hand gegeben werden, mit denen sie die Auswirkungen ihres Handelns auf die biologische Vielfalt messen und managen können (BMUB 2014, Commission Staff Working Paper Impact Assessment SEC 2011, Europäische Kommission 2011).

Das in vorliegendem Skript beschriebene Forschungsprojekt schließt an eben diesen Bedarf an. Im Rahmen des Vorhabens wurde ein methodischer Ansatz entwickelt, der es Unternehmen ermöglicht, die Auswirkungen ihrer Produkte über deren Lebenszyklus auf die Biodiversität zu ermitteln und darzustellen. Als Maß für die Biodiversität einer beanspruchten Fläche wird das so genannte Biodiversitätspotential eingeführt. Es ermöglicht die Abbildung von Wirkungen von Produkten auf das Schutzgut Biodiversität in verständlicher Form, analog zu anderen produktbezogenen Umweltindikatoren wie beispielsweise dem → CO₂-Fußabdruck. Schwerpunkt des Projektes war es, die Methode zunächst auf Ihre Anwendbarkeit und Herausforderungen hin zu testen ohne bereits einen hohen Aufwand in Datenerhe-

bung zu investieren. Um dies zu ermöglichen, wurden zum Teil plausible Werte angenommen.

Das bekannteste Instrument zur systemischen Analyse der umweltrelevanten Auswirkungen von Produkten und Dienstleistungen ist die Ökobilanz nach ISO 14040 (DIN EN ISO 14040 2009) und 14044 (DIN EN ISO 14044 2006). Diese Normen beschreiben die Systematik, der die Erfassung aller relevanten Stoffströme (z.B. Energieträger und andere Rohstoffe, die Produkte selbst, Sekundärprodukte, Abfälle, Abgase oder Abwasser etc.), die einem Produkt bei seiner Herstellung, Nutzung und Entsorgung zugeordnet werden müssen, durchgeführt wird. Die von den in Bewegung gesetzten Stoffströmen verursachten Wirkungen werden in ihrem Mechanismus beschrieben und mit Hilfe von wissenschaftlich begründeten, aber auch auf Konventionen beruhenden Wirkungsindikatoren messbar gemacht.

Mit der Einbeziehung von Biodiversität in das anerkannte und weltweit genutzte Instrument der Ökobilanzierung wird die Möglichkeit eröffnet, diesen Aspekt der Nachhaltigkeit in viele politische und wirtschaftliche Entscheidungsprozesse auf Basis robuster, konsensfähiger Indikatoren zu integrieren.

Der entwickelte Ansatz wurde im Rahmen von Fallstudien für unterschiedliche Produkte angewandt. Die für die Methode erforderlichen Daten konnten nicht in allen Fällen ermittelt werden. In diesen Fällen wurden plausible Annahmen getroffen. Weiterhin konnten die vorliegenden Werte der Fallstudie Zement (Kap. 0) aus Datenschutzgründen nicht veröffentlicht werden. Um dennoch die Anwendungsschritte und zugrundeliegenden Überlegungen aufzuzeigen, wurde die Fallstudie ohne Werte in vorliegende Publikation aufgenommen.

Die Anwendungen zeigten, dass die Methode grundsätzlich geeignet ist, Aktivitäten abzubilden, die positiv oder negativ auf die Biodiversität wirken.

Deutlich wurde durch die Anwendung in den Fallstudien auch, dass es weiterer Entwicklung bedarf, um die Methode breit in der Ökobilanz einzusetzen. Insbesondere müssen Standards der Anwendung erarbeitet und dabei auch verstärkt Methoden der empirischen Sozialforschung einbezogen werden. Die aufgestellten Biodiversitätspotentiale müssen vertieft naturwissenschaftlich verifiziert und validiert sowie für weitere Regionen ergänzt werden. Ebenso muss die vorliegende Basisausstattung überprüft und für weitere Branchen und Produkte, wie erneuerbare Energien oder dem Entsorgungs- und Bausektor erweitert werden.

Mit der im vorliegenden Skript dargestellten Methode soll eine Diskussionsgrundlage für die Weiterentwicklung der Methoden zur Berücksichtigung von Biodiversität in Ökobilanzen geboten werden.

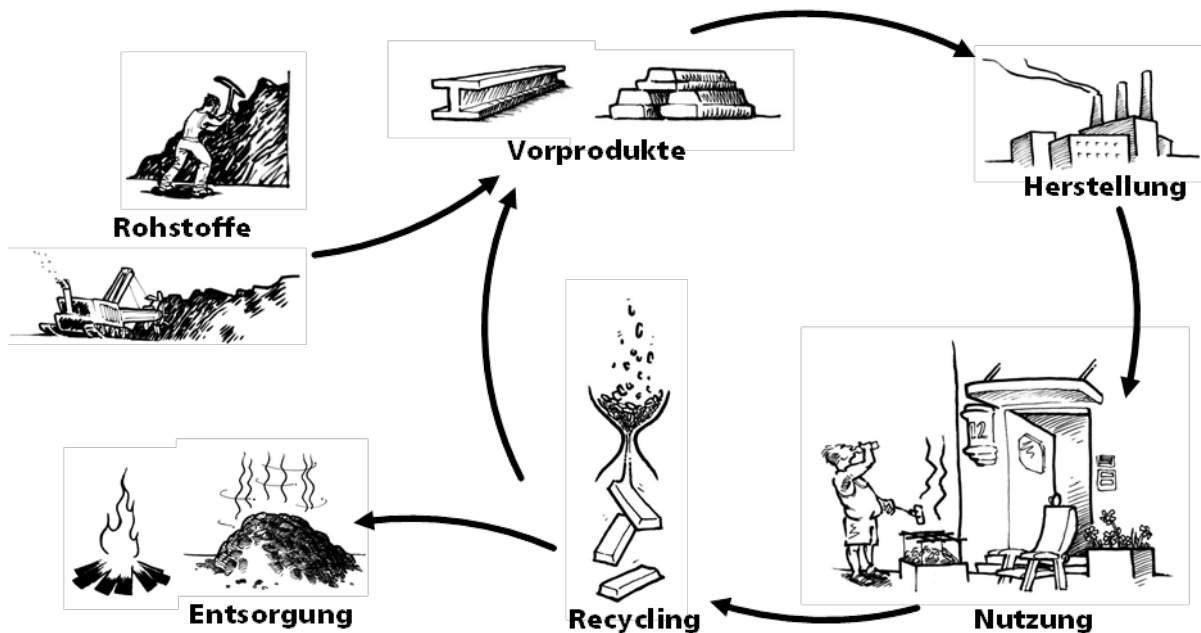
2 Methodische Grundlagen und Stand der Forschung

Hauptautor: Jan Paul Lindner

Kapitel 2 dient als Einführung in die Methode der Ökobilanz im Allgemeinen und den Umgang mit Landnutzung und Biodiversität innerhalb einer Ökobilanz im Speziellen. Zusätzlich wird ein Überblick über verschiedene Forschungsansätze zur Implementierung von Biodiversitätswirkungen in die Methode der Ökobilanz gegeben.

2.1 Grundlagen der Ökobilanzierung

Die Ökobilanz ist eine Methode zur systematischen Darstellung von Umweltwirkungen eines Produktes oder einer Dienstleistung und basiert auf den ISO Normen 14040 (DIN EN ISO 14040 2009) und 14044 (DIN EN ISO 14044 2006). Sie basiert auf dem Gedanken des Produktlebenszyklus. Dieser beginnt bei der Extraktion der zur Produktion benötigten Rohstoffe und geht über Zwischenprodukte zum eigentlichen Produkt selbst. Nach der Nutzung des Produktes wird es gesammelt und entweder wiederverwendet, recycelt, verbrannt oder einer Deponie zugeführt. Die folgende Grafik illustriert den Produktlebenszyklus in der Ökobilanz.



© J.P. Lindner

Abbildung 2-1: Produktlebenszyklus in der Ökobilanz

Die einzelnen Schritte im Lebenszyklus eines Produktes haben Auswirkungen auf die Umwelt in Form von Stoffströmen wie Ressourcen, Emissionen oder Abfällen aber auch als nicht-stoffliche Ströme wie Lärm, Hitze oder Radioaktivität. Diese Ströme werden über alle Phasen des gesamten Lebenszyklus auf das Produkt bezogen. Betrachtet man zum Beispiel nur die Nutzungsphase eines neuen PKW, wird dieser besser abschneiden als ein älteres Fahrzeug, da letzteres aus schwereren Materialien gebaut ist und somit einen höheren Kraftstoffverbrauch aufweist als ein PKW aus leichten Materialien wie Aluminium. Betrachtet

man aber den gesamten Lebenszyklus beider PKW, fällt auf, dass die Herstellung von Aluminium sehr viel Energie verbraucht, die meist aus fossilen Ressourcen stammt. Die Einsparung an Treibhausgasemissionen in der Nutzungsphase durch den geringen Kraftstoffverbrauch muss somit gegengerechnet werden mit den höheren Treibhausgasemissionen in der Aluminiumproduktion.

Im Rahmen der Ökobilanzmethode werden alle relevanten Wechselbeziehungen mit der Umwelt aufgenommen. Diese Wechselwirkungen können dadurch nach Relevanz geordnet und Zielkonflikte identifiziert werden.

Die Durchführung einer Ökobilanz sieht gemäß Norm vier Phasen vor (DIN EN ISO 14040 2009):

- Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen
- Sachbilanz
- Wirkungsabschätzung
- Auswertung.

Diese Phasen folgen zwar grundsätzlich aufeinander, können aber iterativ wiederholt durchlaufen werden.

Bei der Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen werden das Produktsystem mit der → funktionellen Einheit und die Grundlagen für die Modellierung definiert. Das Produktsystem beschreibt „die Zusammenstellung von Prozessmodulen mit → Elementar- und → Produktflüssen, die den → Lebensweg eines Produktes modelliert und die eine oder mehrere festgelegte Funktionen erfüllt“ (DIN EN ISO 14040 2009). Ein Prozessmodul ist dabei definiert als „kleinster in der Sachbilanz berücksichtigter Bestandteil, für den Input- und Outputdaten quantifiziert werden.“ (DIN EN ISO 14040 2009). Ein Produktsystem besteht also aus Prozessen mit → Inputs und Outputs, verbunden durch Flüsse. Das Produktsystem besteht dabei aus dem → Vordergrund- und dem → Hintergrundsystem. Das Hintergrundsystem bildet die Vorketten des betrachteten Produkts ab. Die Stoff- und Energieströme des Hintergrundsystems werden vom Nutzer des Produkts nicht beeinflusst und werden mit generischen Daten modelliert. Das Vordergrundsystem wird vom Nutzer direkt beeinflusst und wird in der Regel mit Primärdaten erstellt.

Bezogen auf die Betrachtung des Einflusses auf die Biodiversität werden die oben genannten Schritte der Durchführung einer Ökobilanz angepasst. Dies betrifft v.a. Schritt 3 und 4.

1. Vorläufige Festlegung von Ziel und Umfang der Ökobilanz (s. Fallstudien Kapitel 7).
2. Vorläufige Sachbilanz: Darstellung der Prozessketten sowie der Stoff- und Energieflüsse (Inputs und wenn nötig Outputs) im Rahmen von Ziel und Umfang der gesamten Ökobilanz (s. Fallstudien Kapitel 7).
3. Qualitatives Screening: Einbeziehung der von direkt durch Prozesse beanspruchten Flächen in die Sachbilanz, Bearbeitung der qualitativen Checkliste, Erstellen und Auswerten einer Matrix zur Identifikation der relevanten Prozesse für die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt (s. Kapitel 3.3).
4. → Potentialfeldanalyse der als besonders relevant identifizierten Prozesse. Die mäßig bis nicht relevanten Prozesse werden abgeschätzt bzw. vernachlässigt (s. Kapitel 4).

5. → Wirkungsabschätzung: Einbeziehung der Ergebnisse aus der Potentialfeldanalyse in die gesamte Wirkungsabschätzung der Ökobilanz und, gemäß ISO-Normen, ggf. Überarbeitung der Festlegung von Ziel und Umfang der gesamten Ökobilanz (s. Fallstudien Kapitel 7).
6. Interpretation der Ökobilanzergebnisse (s. Fallstudien Kapitel 7).

Die Sichtung der Prozesse erfolgt entsprechend der Begrenzung des untersuchten Systems durch individuell festgelegte → Abschneideregeln und bezieht sich zunächst auf alle Prozesse, die eingesetzt werden, damit ein funktionsfähiges Produkt hergestellt, genutzt und entsorgt werden kann. Zur besseren Vergleichbarkeit der Ökobilanzergebnisse könnten zukünftig branchenspezifische Abschneideregeln entwickelt werden. Zunächst gilt für alle Prozesse die übliche Abschneideregeln der Ökobilanzierung für Stoff- und Energieströme. Es werden alle Prozesse erfasst, die mindestens zu

- **1%** zu den Stoffströmen und/oder
- **1%** zum Energieverbrauch beitragen.
- Insgesamt sollen nicht mehr als **5%** der Stoff- und Energieströme vernachlässigt werden.

Diese rein quantitativen Abschneideregeln werden für die Betrachtung von Wirkungen des Produktsystems auf die biodiversität um qualitative Abschneidekriterien erweitert. Diese werden ausführlich in Kapitel 3.3.1 erläutert.

Von den erfassten Prozessen werden alle Lebenszyklusprozesse betrachtet, in denen Flächen zur Erzeugung des Produktes genutzt werden. Diese Flächen werden als Flächenokkupation ($\text{m}^2/\text{funktionelle Einheit}$) auf die funktionelle Einheit der Ökobilanz bezogen. Nach der internationalen Norm ISO 14040 ist die funktionelle Einheit „der quantifizierte Nutzen eines Produktsystems für die Verwendung als Vergleichseinheit“ (DIN EN ISO 14040 2009). Dies kann z.B. 1 Stück T-Shirt sein, eine Beförderungsleistung von 1 Personenkilometer oder Gebäudenutzung von 1 m^2 über 1 Jahr. Eine solche Einheit erlaubt den Vergleich von Ökobilanzergebnissen, denn diese können nur bezüglich der bilanzierten Funktion, nicht bezüglich einer deklarierten Einheit verglichen werden. Bilanzen für die gleiche deklarierte Einheit können jedoch verglichen werden, wenn die Prozesse von Nutzung und Entsorgung die gleichen sind. 1 t verschiedener Zemente können also hinsichtlich ihrer LCA- Ergebnisse, z.B. ihrer Umweltauswirkungen nur verglichen werden, wenn ihr Einsatz und ihre Entsorgung die gleichen sind.

In der Phase der Sachbilanz wird das Produktsystem modelliert und alle relevanten Flüsse für die nächste Phase (Wirkungsabschätzung) erfasst. Im Rahmen der Wirkungsabschätzung werden drei Schritte durchgeführt: die Kategorisierung (Zuordnung aller Flüsse zu → Wirkungskategorien, welche jeweils einen Umweltaspekt berücksichtigen), die Charakterisierung (mathematisches Übertragen der Flussmengen in → Referenzeinheiten der jeweiligen Wirkungskategorien, z.B. kg CO_2 -Äquivalent).

2.2 Grundlagen Biodiversität

Die Biodiversitätskonvention (Convention on Biological Diversity, CBD 1992) definiert die Biodiversität bzw. die biologische Vielfalt als Variabilität unter den lebenden Organismen jeglicher Herkunft, egal ob Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme, sowie ökologischen Komplexen, zu denen sie gehören. Die Biodiversität umfasst dabei die Vielfalt

- innerhalb von Arten,
- zwischen Arten und
- die Vielfalt der Ökosysteme,

d.h. genetische Variationen innerhalb der Arten, die Vielfalt der Arten in einem Gebiet, und die Vielfalt der → Habitat- bzw. Lebensraumtypen in einer Landschaft. Im Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) werden drei Attribute der Biodiversität definiert:

- Vielfalt
- Quantität und Qualität
- Verteilung.

Biologische Vielfalt ist ein wichtiger Faktor für das Funktionieren aller natürlichen und von Menschen veränderten Ökosysteme, da lebende Organismen und deren Wechselwirkungen untereinander und mit ihrer → abiotischen Umwelt eine zentrale Rolle u.a. in den Kohlenstoff-, Stickstoff- und Wasserzyklen der Umwelt spielen (MEA 2005).

Die Biodiversität umfasst viele Aspekte, wonach sie definiert und bewertet werden kann. In der Literatur gibt es zahlreiche Indikatoren zur Abschätzung des Biodiversitätsverlustes, jedoch existiert noch kein ausgereifter Ansatz, sämtliche Aspekte der Biodiversität mit einem Indikator zu erfassen. Der häufig verwendete Indikator Artenreichtum zur Abbildung der Biodiversität hat den Nachteil, dass er nicht in jeder Region der Welt die gleiche Aussage liefert und greift für die Darstellung zu kurz, da nur ein Aspekt der Biodiversität beleuchtet wird. Wenn beispielsweise in einer Region natürlicherweise eine geringe Artendichte vorherrscht, kann das nicht mit einer geringen Biodiversität gleichgesetzt werden. Außerdem wird der Artenreichtum hauptsächlich durch Mikroorganismen und kleine → Invertebraten geprägt, was eine Abschätzung deutlich erschwert und oft nicht dem gesellschaftlichen Verständnis von Biodiversität entspricht. Die aggregierte Erfassung der Artenvielfalt erfolgt meistens über statistische Indexzahlen (MAGURRAN 2004), die Feldproben von Organismen beschreiben, aber keinen normativen Gehalt aufweisen.

Konzept der Ecoregions

Das Konzept der Ecoregions als biogeographische Einteilung der Welt wurde in den 90er Jahren des 20. Jahrhunderts von Olson und Dinerstein im Auftrag des WWF entwickelt (DINERSTEIN et al. 1995, u.a.) und sukzessive auf die gesamte Erdoberfläche angewendet (OLSON et al. 2001). Es stellt eine Weiterentwicklung der von DASMANN 1974 und UDVARDY 1975 erarbeiteten globalen Einteilung der terrestrischen Flächen dar. Diese Einteilung hatte als erste das konkrete Ziel, eine weltweit gültige biogeographische Grundlage für den Naturschutz zu bilden. Dabei wurde die Erdoberfläche in 7 biogeographische Reiche und 14 Major Habitat Types (Hauptlebensräume) unterteilt.

Ecoregions bauen darauf auf und stellen eine weitere Unterteilung der Major Habitat Types dar, die in späteren Publikationen als Biome bezeichnet werden. Von den Autoren werden Ecoregions als relativ große regionale Gebiete definiert, die charakteristische Tier- und Pflanzengemeinschaften enthalten.

Der WWF unterscheidet zwischen terrestrischen, Süßwasser- und marinen Ecoregions. Zusätzlich gibt es die sogenannten Global 200, in denen 142 terrestrische, 53 Süßwasser- und 43 marine vorrangig zu schützende Ecoregion-Komplexe aufgelistet sind.

Da der Einfluss auf die Biodiversität durch technische Prozesse in engem Zusammenhang mit Landnutzung steht, werden für dieses Projekt nur die Daten der terrestrischen Ecoregions genutzt. Eine große Hilfe stellt dabei das WWF-Tool WildFinder dar, in dem die Daten der meisten terrestrischen Ecoregions zusammengetragen sind und als interaktive Landkarte zur Verfügung gestellt werden. Grundlage bildet eine Access-Datenbank sowie GIS-Shapefiles. Der Datenbank können das Biom, die Anzahl vorkommender Arten (aus den vier Tierklassen Säugetiere, Reptilien, Amphibien und Vögel), die Anzahl davon endemischer Arten sowie der Erhaltungszustand (engl. Conservation Status, CS) der Ecoregion entnommen werden. Die GIS-Daten liefern die Informationen zur Flächengröße und Lage der Ecoregions. Insgesamt sind 825 von 867 terrestrischen Ecoregions mit über 30.000 Arten verzeichnet.

Seit der Veröffentlichung 2001 (OLSON et al. 2001) findet das Konzept der Ecoregions als biogeographische Einteilung der Landoberfläche zur Bewertung von Landnutzungseffekten in immer mehr Veröffentlichungen in der Ökobilanz-Welt Verwendung (HUDIBURG et al. 2011, NÚÑEZ et al. 2013) bzw. es wird auf die zur Verfügung gestellten Ecoregion-spezifischen Daten im WildFinder zurückgegriffen, um z.B. Berechnungen durchzuführen (MICHELSEN 2008, PFISTER et al. 2010). KÖLLNER et al. 2013 empfehlen bei der UNEP/SETAC konformen Bewertung von Land-Use-Effekten in Ökobilanzen eine hierarchische Regionalisierung in 5 Ebenen. Je nach Notwendigkeit kann die Regionalisierung grober oder feiner aufgelöst werden. Ecoregions folgen auf Ebene 4 nach der Festlegung auf Biomtyp, klimatische Region und ein bestimmtes Biom. Als feinste Auflösung wird auf Ebene 5 der tatsächliche Ort des Geschehens mit seinen lokalen Gegebenheiten vorgeschlagen. DE BAAN et al. 2013 und COELHO UND MICHELSEN 2014 beispielsweise entwickeln Charakterisierungsfaktoren zur Bewertung des Einflusses der Landnutzung auf die Biodiversität auf der Basis von Ecoregions als Regionalisierung.

Conservation Satus

Der Conservation Status (CS) einer Ecoregion beschreibt den Zustand der Landschaft bzw. des Ökosystems. Ursprünglich wurden, angelehnt an die IUCN-Gefährdungsklassen für Tier- und Pflanzenarten, Ecoregions den Kategorien Extinct (kein ursprüngliches Ökosystem mehr vorhanden), Critical, Endangered, Vulnerable, Relatively Stable und Relatively Intact zugeordnet (DINERSTEIN et al. 1995). Daraus hat sich ein numerisches System entwickelt, in dem Extinct nicht vorkommt und Critical und Endangered sowie Relatively Stable und Relatively Intact jeweils zu einer Kategorie zusammengefasst wurden (OLSON UND DINERSTEIN 1998, OLSON UND DINERSTEIN 2002):

- CS = 1 steht für Critical (kritisch),
- CS = 2 für Vulnerable (gefährdet) und
- CS = 3 für Intact (intakt).

Zur Festlegung des Conservation Status wurde zunächst eine Momentaufnahme des aktuellen Zustands der Ecoregion gemacht (OLSON UND DINERSTEIN 2002) und um eine Beurteilung zukünftiger Bedrohungen über die kommenden 2–3 Jahrzehnte ergänzt. Dafür wurden 5 Variablen zur Beschreibung des Landschaftszustands herangezogen: der Verlust natürlicher Lebensräume, die Anzahl und Größe großer zusammenhängender natürlicher Lebensräume, der Fragmentierungs- und Degradierungsgrad, die Umwandlungsrate verbliebener Lebensräume sowie das Schutzniveau (DINERSTEIN et al. 1995 Apendix A).

Ecoregions mit CS = 1 (kritisch) weisen nur noch isolierte Fragmente intakter Lebensräume auf. Arten sind aufgrund des Verlusts von Lebensraum bereits ausgestorben. Die verbliebenen Lebensräume erfüllen oftmals nicht die minimalen Größenanforderungen zur Erhaltung überlebensfähiger Populationen und ökologischer Prozesse. Die Landnutzungsprozesse auf den Flächen zwischen den verbliebenen Fragmenten sind häufig mit dem Erhalt vieler Arten und Artengemeinschaften unvereinbar. Eine abweichende Artenzusammensetzung (z.B. ausgerottete Topprädatoren, invasive Arten, etc.) kann ein weiteres Problem darstellen.

Ecoregions mit CS = 2 (gefährdet) weisen große bis kleine zusammenhängende Lebensraum-Blöcke auf. Einige empfindliche Arten sind bereits ausgestorben oder abnehmend. Die Landnutzungsprozesse auf den Flächen zwischen den verbliebenen intakten Bereichen sind teilweise mit dem Erhalt vieler Arten und Artengemeinschaften vereinbar.

Ecoregions mit CS = 3 (intakt) weisen keine oder nur vereinzelte gestörte Flächen auf mit ausreichend breiten Verbindungen zwischen den intakten Lebensräumen. Die natürlichen Artengemeinschaften reagieren auf menschliche Aktivitäten lokal evtl. mit Rückgang bzw. Veränderung der Zusammensetzung. Ökologische Prozesse können in natürlichem Rahmen ablaufen.

Andere Konzepte

Der Vorteil der Verwendung des Konzepts der Ecoregions nach OLSON et al. 2001 liegt in der globalen Anwendbarkeit. Außerdem bietet die Größe der Ecoregions einen annehmbaren Mittelwert zwischen der groben Einteilung der Erde in Biome und biogeographischen Unterteilungen auf kontinentaler oder nationaler Ebene. Bei der Einteilung der Biome stößt man neben der immensen Größe der einzelnen Regionen zudem auf das Problem, dass es nicht ein in der Wissenschaft allgemeingültiges System gibt, sondern mehrere parallel akzeptierte und verwendete: als Beispiel könnte man neben der Einteilung in Major Habitat Types von DASMAN 1974 und UDVARDY 1975 von die im deutschsprachigen Raum verbreitete Einteilung nach WALTER UND BRECKLE 1991 und die im englischsprachigen Raum vertretene Einteilung von WHITTAKER 1970 nennen.

Beispiele für regionale Systeme sind:

- Das nordamerikanische von der Commission for Environmental Cooperation (CEC) aufgestellte System für die USA, Kanada und Mexico (CEC 1997, CEC 2009), das auf feinsten Ebene (Level III) das Gebiet der drei Staaten in 183 Terrestrial Ecological Regions unterteilt (vgl. WildFinder: ca. 120 terrestrische Ecoregions).
- Das in Australien gültige Interim Biogeographic Regionalisation for Australia (IBRA7 2012) in der aktuellen Version 7.0 (2012), das Australien in 89 Bioregionen und 419 Subregionen unterteilt (vgl. WildFinder: ca. 40 terrestrische Ecoregions) und eine weitere Unterteilung der WWF-Ecoregions darstellt.
- Das in Deutschland erarbeitete System von Naturräumen (Synonym: naturräumliche Haupteinheiten) (BfN 2008), das Deutschland in 69 terrestrische naturräumliche Haupteinheiten unterteilt, die wiederum in bis zu 3 weiteren Unterkategorien unterteilt werden können (vgl. WildFinder: 5 terrestrische Ecoregions).

Alle diese regionalen Systeme haben eine wichtige Funktion für den nationalen Naturschutz, sind aber untereinander meistens nicht oder nur schwer vergleichbar, da sich die Einteil-

lungskriterien von System zu System unterscheiden. Außerdem haben regionale Systeme den Nachteil, dass sie die Bedürfnisse von Arten, deren Habitat und Bedürfnisse sich über die Systemgrenzen hinaus erstrecken, nur unzureichend berücksichtigen können. Das Konzept der Ecoregions stellt daher die bisher einzige Grundlage für eine global anwendbare Methode dar. Aufgrund ihrer Eigenschaft „mutual exclusive and collectively exhaustive“ zu sein, d.h. bezogen auf die Abdeckung der Erdoberfläche sich gegenseitig auszuschließen und dabei insgesamt vollständig zu sein, können Redundanzen vermieden werden.

Als Nachteil für die hier vorgestellte Methode kann sich die Nichtberücksichtigung von Staatsgrenzen erweisen, da Informationen über die jeweilige Ecoregion z. B. aus mehreren nationalen Biodiversitätsstrategien etc. zu entnehmen sind.

2.3 Landnutzung im Rahmen von Ökobilanzen

Biodiversität als Schutzgut wird in der Ökobilanz im Rahmen von Landnutzung betrachtet. Daher erfolgt an dieser Stelle ein Überblick über Landnutzung im Rahmen von Ökobilanzen.

Für die Bereitstellung zahlreicher Produkte wird die Erdoberfläche genutzt, wie zum Beispiel beim Rohstoffabbau oder durch landwirtschaftliche Produktion. Dieser Aspekt wirft einige spezielle Probleme auf (BAITZ 2007). Zum Beispiel ist Fläche zwar eine knappe Ressource, die genutzt wird, sie wird jedoch nicht physikalisch verbraucht (allenfalls mit bestimmten Funktionen belegt – okkupiert im Jargon der Ökobilanz). Menschliche Nutzungsansprüche an die Erdoberfläche konkurrieren sowohl untereinander als auch mit den Nutzungsansprüchen von anderen Lebewesen. Bei Landnutzungsänderungen (→ Transformationen) mit anschließender sequenzieller Produktion von Produkten auf einer gegebenen Fläche stellt sich zudem die Herausforderung der Zuordnung von Wirkungen der initialen Landnutzungsänderung zu einzelnen Produkten (MILÀ I CANALS et al. 2006, UDO DE HAES 2007).

Im Rahmen einer Ökobilanz ist die ortsspezifische Betrachtung von Umweltwirkungen nicht üblich, jedoch bei der Betrachtung von Landnutzungsänderungen inhärent. Dabei kann nicht immer von linearen Zusammenhängen zwischen der Landnutzung und ihren Auswirkungen ausgegangen werden, was eine weitere Herausforderung bei der Implementierung in die Methode darstellt.

Dabei wird hauptsächlich der Themenkomplex Umweltauswirkungen von Landnutzung betrachtet, für den im Rahmen der UNEP-SETAC Life Cycle Initiative mehrere Rahmendokumente erarbeitet wurden (MILÀ I CANALS et al. 2007, KÖLLNER et al. 2013). In diesen Dokumenten wird festgelegt, wie die Auswirkungen von Landnutzung über die Differenzen der Landqualität vor, während und nach einer definierten Nutzung zu berechnen sind. Die genutzte Fläche, die Zeitdauer und die Art der Landnutzung werden als physische Sachbilanzdaten definiert, die den Eingriff in die Natur direkt beschreiben. Die so beschriebene Veränderung wird dann in ihrer Wirkung auf die Umwelt charakterisiert.

Die wesentliche Leistung und Festlegung des UNEP-SETAC-Frameworks für Landnutzung in der Ökobilanz liegt in der Überführung grundverschiedener Arten von Wirkungen in eine gemeinsame Denkstruktur. Die Ökobilanz als übergeordnete, andere (Sub-)Methoden integrierende Methode folgt weitgehend der Logik des emissionsbasierten Umweltschutzes: Emissionen sind schädlich und weniger ist besser. Das gilt etwa für Treibhausgase und FCKW. Die Wirkungen von Landnutzung, die durch das UNEP-SETAC-Framework dem Portfolio an ausgewertbaren Wirkungen hinzugefügt werden, sind Wirkungen auf die ökolo-

gische Qualität der Umwelt auf der Landoberfläche, die insbesondere mit der Oberflächenstruktur zusammenhängen. Es wird ein Referenzzustand für die ökologische Qualität von Land gesetzt. Durch einen auf dem Land durchgeführten Prozess wird eine andere ökologische Qualität herbeigeführt. Der Abstand zwischen der herbeigeführten Qualität und der Qualität im Referenzzustand wird als (momentane) Wirkung verstanden, ähnlich einer (momentanen) stofflichen Emission. So werden strukturelle Wirkungen und stoffliche Wirkungen für die Verrechnung in der übergeordneten Methode der Ökobilanz kompatibel gemacht.

Es wird der Verlauf der Qualität einer begrenzten Fläche (eines Flächenelements) über die Zeit beschrieben und mit der (konstanten) Qualität desselben Flächenelements in einem → Referenzzustand verglichen. Die Differenz der Qualitätswerte wird als (momentane) Wirkung verstanden. Um auf die Wirkung (Impact) der untersuchten Aktivität zu kommen, wird der Schaden mit der Größe des Flächenelements multipliziert und über die Zeit integriert (MILÀ I CANALS et al. 2007, KÖLLNER et al. 2013).

Formel 1

$$Impact = \int_{t_0}^{t_{end}} (Q_{ref} - Q(t)) A(t) dt$$

Q(t) Qualität des Flächenelements während der Nutzung

Q_{ref} Qualität des Flächenelements im Referenzzustand

t₀ Startzeitpunkt der Nutzung des Flächenelements

t_{end} Endzeitpunkt der Nutzung des Flächenelements

A(t) Größe des Flächenelements

Die beanspruchte Fläche ist für viele Prozesse über die jeweilige Nutzungsdauer des Flächenelements konstant. Wenn weiterhin die Qualität während der Nutzung konstant bleibt (oder dies zumindest als Annahme gerechtfertigt ist), lässt sich die Integration zur Multiplikation vereinfachen. Die Wirkung eines Prozesses ist dann einfach das Produkt aus der Qualitätsdifferenz während der Landnutzung, der Dauer der Nutzung und der Größe des Flächenelements.

Formel 2

$$Impact = (Q_{ref} - Q_0) \cdot (t_{end} - t_0) \cdot A = \Delta Q \cdot \Delta t \cdot A$$

Q₀ Qualität des Flächenelements während der Nutzung (Annahme: Q(t) = konst. = Q₀)

A Größe des Flächenelements (konst.)

„Qualität“ ist in dem Konzept ein Platzhalter für unterschiedliche Eigenschaften von Land, die für ökologische Analysen von Interesse sind; beispielsweise Erosion, organischer Kohlenstoffgehalt, Grundwasserneubildung oder eben Biodiversität. Der Wert der Qualität zu jedem Zeitpunkt wird als Zustand verstanden (ein Schnappschuss, wenn man so will). Die Q-Achse besitzt keinen inhärenten Zeitbezug. Dieser wird erst über die in Abbildung 2-2 dargestellte Kurve Q(t) hergestellt (eigene Darstellung, vereinfacht nach Milà I CANALS et al. 2007).

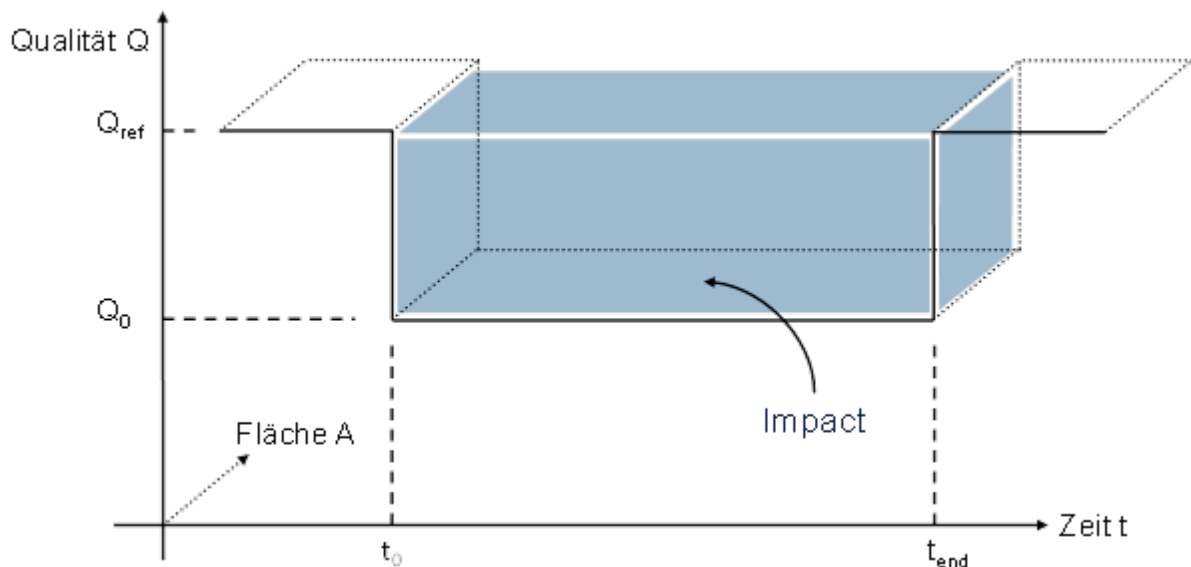


Abbildung 2-2: UNEP-SETAC Land Use in LCA Framework (vereinfacht nach MILÀ I CANALS et al. 2007, KÖLLNER et al. 2013)

Die vorliegende Methode ermöglicht es, die Biodiversität auf einem Flächenelement quantitativ zu beschreiben und im Rahmen des o.g. Konzepts die Wirkung von Landnutzungsprozessen auf die Biodiversität darzustellen.

Das UNEP-SETAC-Framework ist wesentlich komplexer als hier dargestellt und die Entwicklung ist im Detail nicht abgeschlossen. Grundsätzlich werden Wirkungen der Okkupation („Besetzung“, Landnutzung im engeren Sinne) und Transformation (Landnutzungsänderung) unterschieden. Ähnlich, aber nicht identisch ist die Unterscheidung von temporären und permanenten Wirkungen. Insbesondere Köllner et al. (KÖLLNER et al. 2013) beschreiben Rechenregeln für Fälle wie Folgenutzungen, Abschätzung von Regenerationszeiten nach Nutzungsende etc., die zum Teil unter LCA-Experten noch diskutiert werden.

2.4 Biodiversität im Rahmen von Ökobilanzen

Seit einigen Jahren wird die Einbeziehung kompatibler Biodiversitätsindikatoren in die Ökobilanzierung diskutiert. Kompatibilität bezieht sich hier auf das UNEP-SETAC-Framework (siehe Kapitel 2.3). Es geht also „nur“ um die Definition der Skala der Q-Achse im Q,A,t-Diagramm ohne Zeit- und Flächenbezug. Die existierenden Ansätze beschäftigen sich alle mit der Frage, wie verschiedene Formen der Landnutzung hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Biodiversität charakterisiert werden können. Sie lassen sich grob nach der Art der Näherung einteilen:

- Über die Anzahl der Arten bestimmter → Taxa
- Über die Veränderung der → Hemerobiestufen,
- Über den Wert von Landschaftstypen.

Eine Gruppe von Ansätzen setzt die Biodiversität gleich mit Artenvielfalt und nähert diese an über die Artenvielfalt bestimmter Taxa, meist Gefäßpflanzen (z.B. MÜLLER-WENK 1998, LINDEIJER 2000, WEIDEMA UND LINDEIJER 2001). In allen diesen Ansätzen wird prinzipiell anhand von Literaturdaten ein Zusammenhang zwischen verschiedenen Landnutzungsarten und der Artenvielfalt in verschiedenen Regionen hergestellt. Aus dem Vergleich mit einem Referenz-

zustand werden dann entsprechende → Charakterisierungsfaktoren abgeleitet. Die Maßeinheit in diesen Ansätzen drückt das Verschwinden einer bestimmten Artenzahl aus (z.B. Potentially Disappeared Fraction, PDF). Diskussionspunkte sind hier zum einen das Verkürzen von Biodiversität auf die Artenvielfalt sowie der fehlende wissenschaftliche Zusammenhang zwischen Gefäßpflanzendiversität und Biodiversität in ihrer Gesamtheit. Zudem beziehen sich solche Ansätze bisher nur auf Mitteleuropa; eine Extrapolation auf den globalen Maßstab ist nur eingeschränkt möglich. Da in diesen Ansätzen die vordefinierten Landnutzungsarten sehr allgemein sind, erlauben sie kaum die Abbildung verschiedener Bewirtschaftungsformen oder gar einzelner Maßnahmen.

Andere Ansätze beschäftigen sich mit durch die Landnutzungen → Hemerobiestufen (BRENTROP et al. 2002) oder der Auswertung veränderter Biotopflächen (KYLÄKORPI et al. 2005). An diesen Ansätzen wird z.B. eine fehlende Möglichkeit zur Abbildung von positiven Auswirkungen menschlichen Handelns bzw. ihre Nicht-Konformität mit dem allgemein anerkannten Rahmenwerk von MILÀ I CANALS et al. 2007 bemängelt.

Der Ansatz nach MICHELSEN (MICHELSEN 2008) weist einige Vorteile auf: Hier werden einerseits die Seltenheit und Verwundbarkeit des Ökosystems an sich, in dem die Landnutzung geschieht, bewertet, andererseits wird anhand verschiedener Schlüsselfaktoren berücksichtigt, inwieweit die jeweilige Landnutzung die lokalen Bedingungen für die Erhaltung von Biodiversität beeinflussen. Während die Seltenheit und Verwundbarkeit der Ökosysteme global einheitlich berechnet werden, werden für jedes Ökosystem spezifische Schlüsselfaktoren identifiziert und quantifiziert. Auf diese Weise können direkt die Auswirkungen wirtschaftlicher Aktivitäten, die zu einer Änderung der Schlüsselfaktoren beitragen, bewertet werden. Trotz ihrer guten Ansätze ist an der Methode zu bemängeln, dass die Wahl und Berechnungsart der Gewichtungsfaktoren eher unsystematisch sind und dass keine Anleitung zur systematischen Bestimmung der lokalen Schlüsselfaktoren existiert.

Ein weiterer Ansatz (LINDNER 2008) weist verschiedenen Landschaftstypen einen Wert zu, der sowohl auf der Anzahl als auch der Seltenheit der in ihnen vorkommenden Arten beruht. Hierbei ist positiv hervorzuheben, dass nicht allein die Artenzahl eines Landschaftstyps bewertet wird, sondern dass auch die Seltenheit der Arten mit in die Bewertung einfließt. Ein Kritikpunkt an diesem Ansatz ist die Berechnung der Seltenheit von Arten, die über deren potenzielle Habitatflächen erfolgt und nicht über tatsächliche Vorkommen.

Curran et al. (CURRAN et al. 2011) untersuchen die Anwendung geeigneter Indikatoren zur Modellierung von Biodiversitätsverlust in der Ökobilanz. Im Millennium Ecosystem Assessment (MA) werden 5 Bedrohungstypen in Bezug auf den Biodiversitätsverlust definiert (Habitatänderung, Verschmutzung, Klimaänderung, → Invasive Arten und Übernutzung), wovon in der Studie die ersten drei genauer betrachtet werden. Die Biodiversitätsindikatoren setzen sich aus den genetischen (intra- und interspezifische Diversität innerhalb und zwischen den Arten), Art-basierten (Dichte und Merkmale von individuellen Arten), gesellschaftlichen (Anzahl und relative Dichte von Arten in einer Gesellschaft) und ökosystembezogenen Komponenten zusammen.

DE BAAN et al. (De BAAN et al. 2012) stellen eine Methode vor, basierend auf KÖLLNER 2000, KÖLLNER 2003, KÖLLNER 2007 a und KÖLLNER 2007 b. Der Ansatz erlaubt die Quantifizierung von Landnutzungsauswirkungen auf die Biodiversität in verschiedenen Regionen der Welt. Die Studie basiert auf UNEP/SETAC und konzentriert sich in erster Linie auf die Okku-

pationsauswirkungen, die als Biodiversitäts-Schadenspotential (Biodiversity Damage Potential BDP) quantifiziert werden. Als Indikator wird die Änderung der Artenzahl pro Fläche definiert. Auf diese Methode wird in der vom Projektteam vorgestellten Methode Bezug genommen, (s. Kapitel 3.3.3).

DE BAAN et al. (DE BAAN et al. 2013) beschreiben einen Ansatz zur Modellierung von Auswirkungen der regionalen Landnutzung auf Pflanzen, Säugetiere, Vögel, Amphibien und Reptilien. Durch eine globale Analyse wird der potenzielle Gesamtschaden aller Landnutzungen innerhalb jeder WWF-Ecoregion berechnet und verschiedenen Landnutzungsklassen pro Ecoregion zugeordnet. Es wird ein angepasstes „Arten-Fläche“ -Verhältnis verwendet, um das potenzielle, regionale Aussterben → nicht-endemischer Arten aufgrund von Habitatverlust zu modellieren, was durch reversible Landnutzung und Landnutzungsänderungen hervorgerufen wird. Mit diesem Modell („Species-Area Relationship SAR“) kann die Anzahl der Arten eines Ökosystems abgeschätzt werden, die durch die Landnutzung in einer Region aussterben können.

Einen weiteren Ansatz beschreiben MAIA DE SOUZA et al. (DE SOUZA et al. 2013). Sie fokussieren auf die Rolle von Arten innerhalb eines Ökosystems, um Auswirkungen von Landnutzung auf die Biodiversität abzubilden. Es wird impliziert, dass der Verlust einer Art in einem Ökosystem zu potenziellen Änderungen der Leistungen des Ökosystems für den Menschen führen kann.

Kein Ansatz bildet Biodiversität vollständig ab. Viele verfolgen auch nicht das Ziel der vollständigen Abbildung von Biodiversität. Einige versuchen es und kommen dem Ziel relativ nahe, insbesondere MICHELSEN 2008. Die in diesem Dokument vorgestellte Methode Biodiversity Impact Assessment kann als Verfeinerung und Systematisierung der Methode von Michelsen angesehen werden.

In Tabelle 2-1 werden die oben genannten Ansätze miteinander verglichen. Der Vergleich wird anhand folgender Kriterien vorgenommen:

- Anzahl und der Art der verwendeten Indikatoren
- Anzahl unterschiedener Regionen
- Vorhandensein einer regionalen Gewichtung
- benötigten Informationen bei der Anwendung des Ansatzes
- diskrete oder kontinuierliche Einteilung der Charakterisierungsfaktoren (CF)
- Aufwand für die Erstellung neuer Charakterisierungsfaktoren (bei nicht Vorhandensein passender Charakterisierungsfaktoren für den betrachteten Prozess)
- Aussagekraft über den Impact auf die Biodiversität.

Da allen Ansätzen gemein ist, dass der endgültige Impact auf die Biodiversität durch eine Verrechnung der Charakterisierungsfaktoren mit der durch den Prozess benötigten und beeinträchtigten Flächen sowie der Nutzungsdauer dieser Flächen bestimmt wird, werden Flächengröße und Nutzungsdauer nicht bei den benötigten Information zur Anwendung aufgeführt. CURRAN et al. 2011) wird in Tabelle 2-1 nicht aufgeführt, da die Publikation keine eigene Methode vorschlägt sondern eine umfassende Review verschiedener Ansätze beinhaltet.

Tabelle 2-1: Vergleich verschiedener methodischer Ansätze

Kriterien Autoren/Jahr	Anzahl an Indikatoren	Indikator (basierend auf) Artenreichtum	strukturelle/indirekte Indikatoren	global anwendbar/ übertragbar	Anzahl an Regionen	regionale Gewichtung	Benötigte Informationen bei Anwendung vorhandener CF	Einteilung [kontinuierlich / diskret]	Anzahl der Klassen	Aufwand für Erstellung neuer CF	Aussagekraft
MÜLLER-WENK 1998	1	✓	x	x	2 (D + CH)	✓	Landnutzungstyp	disk.	4	gering	gering
LINDEIJER 2000	1	✓		✓	9 Biodiversitäts-Referenz-zustände	✓	Biodiversitäts-Referenz-zustand, Pflanzen-Artenreichtum vor und nach bzw. während der Landnutzung	konti.	-	relativ gering	gering
WEIDEMA UND LINDEIJER 2001	3	✓	✓	✓	17 Biome (Prentice et al. 1992)	✓	Lage (Biom, Breitengrad, Höhenlage), Artenreichtum vor und während der Nutzung	konti.	-	hoch	mittel
BRENTROP et al. 2002	1	(x)	✓	x	10 europäische biogeografische Regionen	(✓)	Hemerobieklasse	disk.	10	gering	mittel
KYLÄKORPI et al. 2005	1	(✓)	✓	✓	4 Biotop-Kategorien	x	Verhältnis der Biotop-Kategorien-Flächen zueinander vor und während bzw. nach der Nutzung	konti.	-	mittel	gering
MICHELSEN 2008	mind. 3	(✓)	✓	✓	Ecoregions	✓	Ecoregion, Ecoregion-abhängige Parameter	konti.	-	mittel	mittel
LINDNER 2008	1	✓	x	(✓)	1 (Central Valley, USA)	x	Landnutzungs-klasse	disk.	29	hoch	hoch

Kriterien Autoren/Jahr	Anzahl an Indikatoren	Indikator (basierend auf) Artenreichtum	strukturelle/indirekte Indikatoren	global anwendbar/ übertragbar	Anzahl an Regionen	regionale Gewichtung	Benötigte Informationen bei Anwen- dung vorhandener CF	Einteilung [kontinuierlich / diskret]	Anzahl der Klassen	Aufwand für Erstellung neuer CF	Aussagekraft
DE BAAN et al. 2012	1	✓	x	✓	9 von 14 WWF- Biomen mit max. 8 Land- nutzungs- klassen (KÖLLNER et al. 2013)	x	WWF-Biom, Landnutzungs- klasse	disk.	1 CF pro Biom x Landnut- zungs- klasse	hoch	mittel
DE BAAN et al. 2013	2	✓	x	✓	Ecoregions mit jeweils 4 Land- nutzungs- typen	x	Ecoregion, Landnut- zungstyp	disk.	4 CF pro Eco- region	hoch	hoch
De SOUZA et al. 2013	2	✓	✓	✓	21 Ecore- gions (Mittel- Amerika) mit max. 20 Land- nutzungs- klassen (KÖLLNER et al. 2013)	x	Ecoregion, Landnutzungs- klasse,	disk.	2 CF pro Eco- region x Landnut- zungs- klasse	sehr hoch	hoch
Biodiversity Impact Assessment	unbe- grenzt	✓	✓	✓	Ecoregions	✓	Ecoregion- abhängige Parameter	konti.	-	hoch	sehr hoch

3 Methodik

Hauptautor: Jan Paul Lindner

In Kapitel 3 wird die Motivation und das Vorgehen bei der hier vorgestellten Methode „Biodiversity Impact Assessment“ beschrieben. Die Methode lässt sich in die Potentialfeldmethode und das Qualitative Screening unterteilen. Für beide Teile werden die einzelnen Schritte und zugehörigen Berechnungen im Detail dargestellt.

3.1 Herausforderung

Der Wirkungsindikator für Biodiversität trifft eine für das Schutzziel relevante Aussage über die Wirkungen eines Produktes oder einer Dienstleistung während seines/ihrer Lebenszyklus auf die Biodiversität. Er muss in der Lage sein, die Auswirkungen der Stoffströme (d.h. der Produktions- oder Dienstleistungsprozesse) und induzierter Landnutzung auf die lokale Biodiversität da zu erfassen, wo die Prozesse stattfinden. Das heißt die Indikatorergebnisse müssen für ein vollständiges Produktsystem:

- über Prozessketten, die sich über Zeit und Raum ausdehnen, aggregierbar sein.
- international anwendbar sein, da Produktsysteme nie national begrenzt bleiben.

Die Konsensbildung für die notwendigen Konventionen ist ein Prozess, der sowohl die wissenschaftliche Erforschung der Wirkungsmechanismen einbezieht, als auch die Erfahrung inwieweit der Indikator richtungssicher in Bezug auf das angestrebte Schutzziel ist. Die Methode muss im wissenschaftlichen, politischen und wirtschaftlichen Umfeld akzeptiert werden, praxistauglich und auf breiter Basis anwendbar sein.

Die Betrachtung von Biodiversität in Ökobilanzen, unerheblich welcher Definition von Biodiversität man folgt, birgt ähnliche Problemstellungen, wie die der Landnutzungsänderung. Insbesondere stellt sich auch hier die nur selten bestehende Linearität komplexer Wechselwirkungen bzw. Abhängigkeiten als Herausforderung dar, wobei zudem nicht alle Zusammenhänge umfassend erforscht sind. Die → Wirkungspfade in Ökosystemen weisen daher ein hohes Maß an Rückwirkungen und Schwellenwerten auf. So können viele Ökosysteme einen moderaten Eintrag an zusätzlichen Nährstoffen verkraften, aber bei Überschreiten eines Schwellenwerts verändert sich die Artenzusammensetzung dramatisch.

Betrachtet man Biodiversität in Ökobilanzen stellt sich zudem die Frage nach der Austauschbarkeit von Ökosystemen und danach, inwiefern man nach einer ortsbezogenen Analyse unterschiedliche Regionen miteinander vergleichen kann. Beispielsweise kann beim Vergleich von Produkten aus Holz aus unterschiedlichen Quellen die Frage aufkommen, ob für dasselbe Produkt besser ein Quadratmeter Taiga oder ein Quadratmeter Regenwald in Anspruch genommen werden soll. Solche Abwägungssituationen sind typisch für die Ökobilanz. Stets geht es darum, welche Umweltlasten (hier: Biodiversitätswirkungen) der Bereitstellung einer gegebenen funktionellen Einheit zugeschrieben werden. Dabei wird implizit die Option des Verzichts auf die funktionelle Einheit ausgeschlossen, d.h. je nach Variante eines Produktsystems tritt die eine oder andere Umweltwirkung auf. Siehe dazu auch die Diskussion der Begriffe Effizienz und Effektivität in Kapitel 8.

3.2 Biodiversity Impact Assessment als Ansatz zur Quantifizierung von Biodiversität

3.2.1 Übersicht

Übergeordnete Struktur

Die im Rahmen des Projektes entwickelte Methode Biodiversity Impact Assessment schließt an das UNEP-SETAC-Framework an, indem sie als Ergebnis einen Wert für die Qualität eines Flächenelements im Sinne der biologischen Vielfalt bereitstellt. Dabei werden grundsätzlich Regionen unterschieden (Ecoregions nach OLSON et al. 2001 und WWF 2006, siehe auch Kapitel 2.2), die in ihrer Bedeutung für die Biodiversität aus globaler Perspektive (globale Biodiversität) variieren und innerhalb derer das gesellschaftliche Verständnis von Biodiversität teilweise voneinander abweicht. Daher wird in den Regionen Biodiversität auch durch unterschiedliche Ansätze beschrieben und gemessen.

Die Qualität einer begrenzten Fläche (Flächenelement) im Sinne der biologischen Vielfalt Q_{BV} setzt sich aus zwei Faktoren zusammen. Der erste steht für die globale Bedeutung der Region, innerhalb derer sich das Flächenelement befindet (Ecoregion-Faktor, EF_i). Der zweite steht für die Höhe des Biodiversitätspotentials auf dem Flächenelement (Biodiversitätspotential, BP_i).

Formel 3

$$Q_{BV,i} = EF_i \cdot BP_i$$

$Q_{BV,i}$ Indikatorwert der Biodiversität auf einem Flächenelement in Region i

EF_i Ecoregion-Faktor der Region i

BP_i Höhe des Biodiversitätspotentials auf einem Flächenelement in Region i

EF_i ist ein festgelegter Faktor für jede Ecoregion i, in dem sich die Relevanz der Ecoregion für die globale Biodiversität ausdrückt. Der Faktor vereint Eigenschaften wie etwa den gesamten Artenreichtum und den endemischen Artenreichtum einer Ecoregion (siehe Kapitel 3.2.4). Das Biodiversitätspotential BP_i beschreibt den Zustand der Biodiversität auf dem Flächenelement durch regionale Begriffe. Es ist eine Funktion mit je nach Ecoregion ca. 5 bis 10 Eingangsparametern x_{ik} . Diese Eingangsparameter beschreiben die regional bedeutsamen menschlichen Einflüsse auf das Flächenelement (z.B. Dünger- und Pestizideintrag) und ggf. den landschaftlichen Kontext des Flächenelements (z.B. wie viele ähnliche Flächen es in der Umgebung gibt). Der Wert von BP_i liegt zwischen 0 und 1.

Formel 4

$$BP_i = f(x_{ik}) = f(BV(x_{ik})) \in (0; 1)$$

x_{ik} Parameter k zur Beschreibung der Biodiversität in Region i

Die einzelnen Beitragsfunktionen werden später gewichtet und zum Biodiversitätspotential BP_i der Ecoregion i addiert (siehe Kapitel 3.2.4).

Es gibt mehrere Ebenen des Biodiversity Impact Assessment. Die Methode ist auf den unterschiedlichen Ebenen unterschiedlich abstrakt und ist zur Benutzung durch unterschiedli-

che Stakeholdern gemacht. Die abstrakteste Ebene bildet die mathematische Struktur, also die Formulierung von Biodiversität als Produkt eines regional spezifischen Gewichtungsfaktors und einer Linearkombination multivariater Funktionen mit regional spezifischen Argumenten. Auf dieser Ebene arbeitete das wissenschaftliche Personal des Projektteams bei der Entwicklung der Methode.

Die nächste Ebene, die für die Fachöffentlichkeit relevanter ist, ist die Erstellung regional spezifischer Biodiversitätspotentialfunktionen. Auf dieser Ebene werden konkrete Gleichungen für BP_i aufgestellt. Dies geschah im Verlauf des Projekts bereits für einige Ecoregions (siehe Kapitel 4) durch das Projektteam. Mehr dazu in Kapitel 3.2.3.

Auf der Anwendungsebene wird die Methode wie eine Black Box angewandt: Es werden die konkreten Werte der auf der vorigen Ebene gesetzten Parameter in die entsprechenden Gleichungen eingesetzt. Als Ergebnis erhält ein Anwender die Höhe des Biodiversitätspotentials auf dem Flächenelement, für das die Parameterwerte zutreffen. Anwender sind hier Ökobilanzanwender, die die Biodiversitätswirkung eines Prozesses in einer Prozesskette berechnen wollen, um diesen Zahlenwert im Rahmen einer Ökobilanz weiterzuverarbeiten. Mehr dazu in Kapitel 3.2.2.

Die am wenigsten abstrakte Ebene ist die der Adressaten. Hier liegt ein konkretes Ökobilanz-Ergebnis vor. Die methodischen und mathematischen Details können bei Bedarf offengelegt werden. Ebenso ist es möglich, die Biodiversitätswirkung eines Produktsystems im Rahmen eines Entscheidungsfindungsprozesses als gegeben hinzunehmen, wie viele Entscheider es mit Ergebnissen in etablierten Wirkungskategorien tun.

3.2.2 Anwendung

Ist eine konkrete Gleichung für die Biodiversitätspotentialfunktion einer Ecoregion erstellt, so funktioniert die Anwendung folgendermaßen: Um einen Wert von $Q_{BV,i}$ für einen landnutzenden Prozess zu ermitteln, ist für die Anwendung des Biodiversity Impact Assessment zunächst festzustellen, in welcher Ecoregion der zu untersuchende Prozess liegt. Der WWF stellt mit dem WildFinder ein Tool zur Verfügung, in dem sich biodiversitätsrelevante Daten zu allen Ecoregions online in einer graphischen Benutzeroberfläche einsehen lassen (WWF 2006, siehe auch Kapitel 2.2). Der Ecoregion-Faktor EF_i wird der Tabelle 11-1 entnommen.

Innerhalb der bestimmten Ecoregion i ist die Funktion für BP_i (Formel 4) mit den Eingangsparametern x_{ik} gegeben. Eine Beschreibung bereits entwickelter Biodiversitätspotentialfunktionen findet sich in Kapitel 4. Parameter zur Eingabe sind typischerweise Betriebsparameter (z.B. Düngereinsatz) oder landschaftliche Daten (z.B. geodätische Höhe). Es liegt an den Anwendern, die konkreten Werte der Parameter für ihren Prozess zu bestimmen. Die Funktion liefert ein Ergebnis für die eingegebene Kombination von Parameterwerten.

Bei fortgeschrittener Verbreitung der Methode des Biodiversity Impact Assessment liegen evtl. schon Werte von BP_i für bestimmte Prozesse in derselben Ecoregion vor, die direkt übernommen werden können. Sie könnten in Datenbanken organisiert werden.

Schließlich werden EF_i und BP_i multipliziert und ergeben $Q_{BV,i}$ für den untersuchten Prozess in der Region i . Das Verfahren wird wiederholt für alle Prozesse einer Wertschöpfungskette.

Gemäß des UNEP-SETAC-Framework wird der Impact je Prozess berechnet (siehe Kapitel 2.3).

3.2.3 Entwicklung von Biodiversitätspotentialfunktionen

Der Begriff „Biodiversität“ wird in unterschiedlichen biogeographischen und kulturellen Kontexten unterschiedlich ausgelegt (siehe Kapitel 3.1). Entsprechend unterscheiden sich die Indikatoren, die zur Beschreibung von Biodiversität und zur Interaktion menschlichen Handelns mit der Biodiversität herangezogen werden. Es unterscheiden sich die in Umweltgesetzen formulierten Schutzziele. Abwägungen zwischen konkurrierenden Schutzzielen werden unterschiedlich getroffen. Nicht zuletzt unterscheiden sich die Handlungsfelder in Bezug auf den Schutz der Biodiversität in ihrer Art und Dringlichkeit. Daraus folgt der einfache Schluss: Biodiversität ist mit global einheitlichen Indikatoren nicht adäquat zu beschreiben. Es braucht einen regional differenzierten Ansatz.

Die vorliegende Methode greift auf die Einteilung von Ecoregions nach Olson et al. (OLSON et al. 2001) zurück, die auch vom WWF verwendet wird. Ecoregions sind definiert als „relativ große Landeinheiten, welche eine individuelle Zusammensetzung an natürlichen Artengemeinschaften bzw. Ökosystemen und Spezies enthalten.“ Wie bereits in 2.2 dargestellt, unterscheidet der WWF 867 Ecoregions. Diese Art der Einteilung deckt die gesamte Erde ab und wird bereits für andere Entwicklungen für die Wirkungsabschätzung im Rahmen der LCA verwendet. Der WWF stellt in der Datenbank „WildFinder“ Daten über die meisten Ecoregions zur Verfügung, inklusive der Verbreitung von rund 30.000 Tierarten.

Die Abgrenzung der Ecoregions voneinander basiert stark auf natürlichen Gegebenheiten (insbesondere Klima, Boden) und bildet die menschliche Einflussnahme auf die natürliche Umwelt nicht ab. Dies kann man als Schwäche des Ecoregion-Konzepts ansehen, jedoch wiegen für die Autoren die globale Definition und die Akzeptanz durch LCA-Experten schwerer.

Um Wirkungen mehrerer Prozesse in mehreren Ecoregions vergleichbar und aggregierbar zu machen, werden Gewichtungsfaktoren je Ecoregion definiert (siehe Kapitel 3.2.4). Global relevante Eigenschaften von Ecoregions werden nach gesetzten Rechenregeln zu einem Faktor aggregiert. Von gelegentlichen Updates abgesehen bleiben die Ecoregion-Faktoren fest. Sie werden nicht durch die zu untersuchenden Prozesse beeinflusst (daher eingangs die Bezeichnung als Gewichtungsfaktoren).

Innerhalb jeder Ecoregion wird der Zustand der Biodiversität durch ein Set von Parametern beschrieben (siehe Kapitel 3.2.5). Eine Biodiversitätspotentialfunktion wird für jeweils eine Ecoregion erstellt und ist nur für diese gültig. In anderen Ecoregions können völlig andere Parameter herangezogen werden. Sowohl die Auswahl der Parameter als auch die Rechenregeln zu ihrer Aggregation sind bei der Aufstellung der Biodiversitätspotentialfunktion für eine Ecoregion relativ frei. So ist es möglich, den Besonderheiten jeder Region gerecht zu werden und die Biodiversität vor Ort jeweils mit den regional angemessenen Parametern in Bezug zu regionalen Schutzzielen darzustellen.

Einmal gesetzt gilt die Biodiversitätspotentialfunktion für alle Prozesse in der Ecoregion. Die Anwendung beschränkt sich darauf, die Ausprägung der Parameter herauszufinden und in die Potentialfunktion einzuspeisen.

3.2.4 Globale Gewichtung – Biodiversität weltweit vergleichen

Ecoregion-Faktoren EF_i werden aus Teilfaktoren zusammengesetzt, die jeweils den Einfluss global relevanter Eigenschaften von Ecoregions abbilden. Hier werden die Eigenschaften

Größe (Fläche A_i), Artenreichtum S_i , → endemischer Artenreichtum SE_i und Conservation Status (Gefährdung) CS_i verwendet. Alle diese Daten sind in der Datenbank WildFinder des WWF für (fast) alle Ecoregions verzeichnet. Die Teilfaktoren werden nach folgender Formel zusammengefasst:

Formel 5

$$EF_i = 1,828 \left((1 - EF_{i,A})^2 + (1 - EF_{i,S})^2 + (1 - EF_{i,SE})^2 + (1 - EF_{i,CS})^2 \right)^{-\frac{1}{2}}$$

EF_i Ecoregion-Faktor Region i

$EF_{i,A}$ Teilfaktor Region i für Seltenheit

$EF_{i,S}$ Teilfaktor Region i für Artenreichtum

$EF_{i,SE}$ Teilfaktor Region i für Endemismus

$EF_{i,CS}$ Teilfaktor Region i für Gefährdung

Die Konstante dient dabei der Skalierung auf einen bestimmten Wertebereich. Die Größe A_i einer Ecoregion wird als Antonym von Kleinheit, d.h. als Anhaltspunkt für die Seltenheit der charakteristischen Ökosysteme in der Ecoregion verstanden. Die Artenzahl S_i ist ein direktes Maß für Biodiversität. Die Anzahl endemischer Arten SE_i wird als Maß für die Einzigartigkeit einer Ecoregion verstanden. Der vom WWF jeder Ecoregion zugeordnete Conservation Status CS_i verweist auf die Dringlichkeit des Schutzes der Ecoregion (siehe Kapitel 2.2). Durch die Verknüpfung dieser vier Eigenschaften lässt sich eine Aussage über die Notwendigkeit des Schutzes der jeweiligen Ecoregion machen. Um sie miteinander zu einem Standortfaktor zu verknüpfen, werden alle auf den einheitlichen Wertebereich [0; 1] normiert und anschließend nach Formel 5 aggregiert. Im Folgenden werden die Teilfaktoren einzeln in der Reihenfolge ihrer Verwendung in Formel 6 erklärt.

Der Teilfaktor $EF_{i,A}$ für die Größe berechnet sich aus der Fläche A_i wie folgt:

Formel 6

$$EF_{i,A} = \frac{1}{1 + \frac{A_{max}}{A_{\emptyset}} \cdot \frac{A_i}{A_{max}}} = \frac{1}{1 + \frac{A_i}{A_{\emptyset}}}$$

A_i Fläche der Ecoregion i [km²]

A_{max} Fläche der größten Ecoregion

A_{\emptyset} arithmetisches Mittel der Flächen aller Ecoregions

Die Größe kann als Antonym von Kleinheit, d.h. als Anhaltspunkt für die Seltenheit der charakteristischen Ökosysteme in der Ecoregion verstanden werden. Michelsen (MICHELSEN 2008) setzte dafür die Fläche mit der Fläche der größten Ecoregion ins Verhältnis. Es handelt sich dabei um die Ecoregion PA1327 Sahara Desert mit 4.639.900 km². Hier wird zusätzlich eine S-förmige Kurve (logistische Funktion) zur Transformation von Größe in „Kleinheit“ verwendet. Der Faktor A_{max}/A_{\emptyset} dient der Definition des Wendepunkts der Kurve, so dass der Wert von $EF_{i,A}$ beim Durchschnitt aller Ecoregions genau 0,5 beträgt. A_{\emptyset} beträgt 163.884 km².

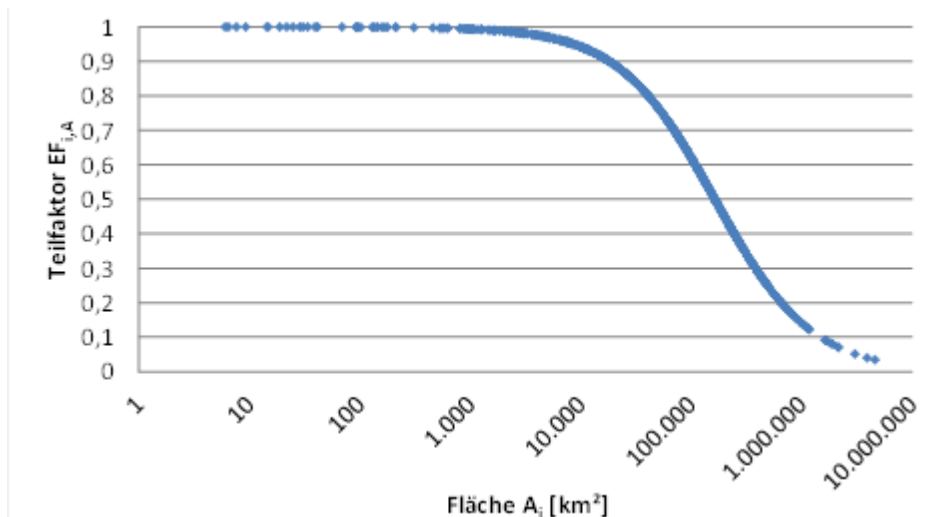


Abbildung 3-1: Teilfaktor $EF_{i,A}$ in Abhängigkeit von der Ecoregion-Fläche

Der Teilfaktor $EF_{i,S}$ für den Artenreichtum berechnet sich wie folgt:

Formel 7

$$EF_{i,S} = \frac{S_i}{S_{max}}$$

S_i Anzahl Arten in Ecoregion i

S_{max} Anzahl Arten in der artenreichsten Ecoregion

Die Zahl der aufgenommenen Arten wird als Maß für die Artenvielfalt verwendet. Sie wird auf den Wertebereich [0, 1] normiert, indem sie mit der maximal in einer Ecoregion aufgenommenen Artenzahl ins Verhältnis gesetzt wird. Es handelt sich dabei um die Ecoregion NT0166 Southwest Amazon Moist Forests mit 1.413 im WildFinder verzeichneten Arten.

Der Teilfaktor für den Endemismusgrad $EF_{i,SE}$ berechnet sich wie folgt:

Formel 8

$$EF_{i,SE} = \frac{EF'_{SE}}{EF'_{SE,max}}$$

Formel 9

$$EF'_{i,SE} = \lg(S_i) \cdot \frac{SE_i}{S_i}$$

S_i Anzahl Arten in Ecoregion i

SE_i Anzahl endemischer Arten in Ecoregion i

$EF_{SE,max}$ höchster vorkommender Teilfaktor für den Endemismusgrad

Der Endemismusgrad als Anteil der endemischen Arten am gesamten Artenreichtum einer Ecoregion ist unmittelbar verständlich. Der vorangestellte Faktor mit dem Zehnerlogarithmus des Artenreichtums ($\lg(S_i)$) sorgt dafür, dass besonders artenreiche Ecoregions nicht unver-

hältnismäßig niedrig bewertet werden. Wie in Abbildung 3-2 zu sehen, folgt die Zahl endemischer Arten nicht der absoluten Artenzahl. Besonders hohe prozentuale Anteile endemischer Arten kommen nur in Ecoregions mit kleinen bis mittleren Artenzahlen vor. In besonders artreichen Ecoregions gibt es schlicht so viele Arten dass der relative Anteil endemischer Arten meist eher niedrig ausfällt. Die „Korrektur“ durch den Zehnerlogarithmus der absoluten Artenzahl sorgt dafür, dass bei einer hohen absoluten Artenzahl auch ein niedriger Endemismusgrad hoch bewertet wird (siehe Abbildung 3-4).

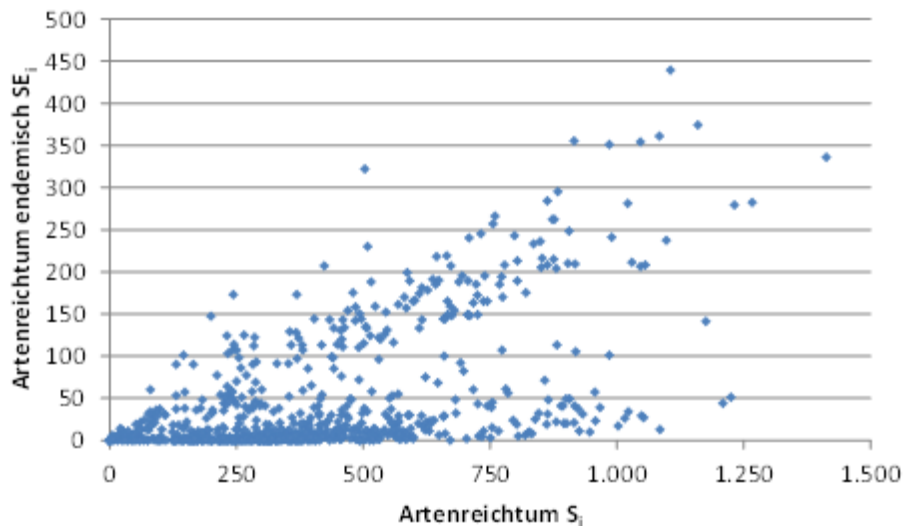


Abbildung 3-2: Gesamter Artenreichtum und endemischer Artenreichtum je Ecoregion

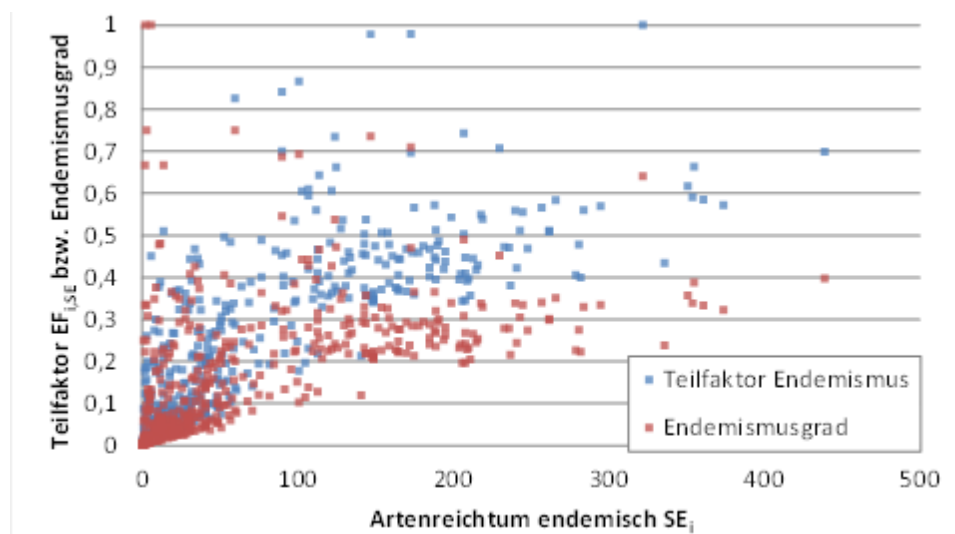


Abbildung 3-3: Endemischer Artenreichtum und Endemismusgrad

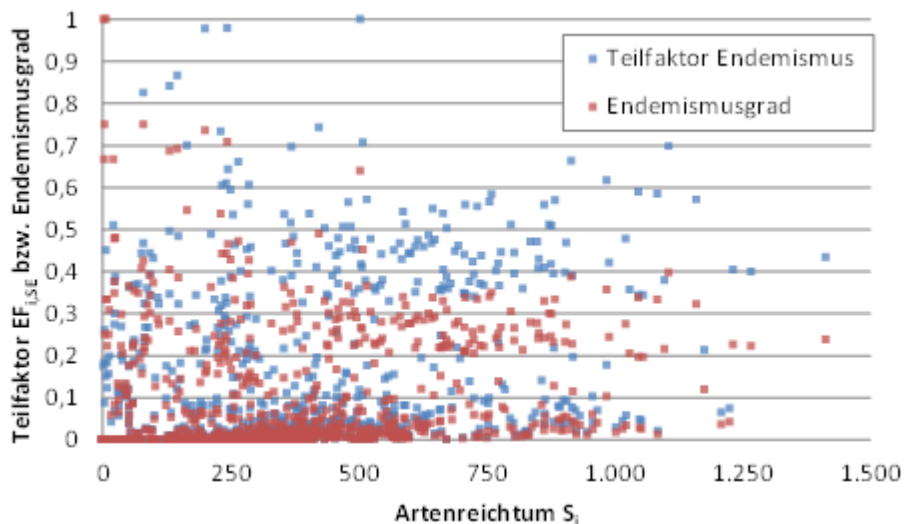


Abbildung 3-4: Artenreichtum und Endemismusgrad

Der Teilfaktor für die Gefährdung entspricht dem Kehrwert des Conservation Status:

Der vom WWF jeder Ecoregion zugeordnete Conservation Status macht eine Aussage über den jeweiligen aktuellen Zustand und Schutzstatus (siehe Kapitel 2.2). Dabei wird in der Ecoregions Datenbank unterschieden in ‚critical‘ (1), ‚vulnerable‘ (2) und ‚intact‘ (3), also kritisch, gefährdet und intakt. Der Conservation Status eignet sich daher zur Bewertung der Dringlichkeit des vermehrten Schutzes bzw. der Notwendigkeit, diese Ecoregion nicht weiter zu belasten.

Durch die Verknüpfung der vier Bestandteile Größe, Artenreichtum, Endemismus und Gefährdung lässt sich eine Aussage über die Notwendigkeit des Schutzes der jeweiligen Ecoregion machen.

3.2.5 Kurventypen und Potentialfeld

In diesem Kapitel wird die Methode des Biodiversitätspotentialfelds beschrieben. Die aus den Biodiversitätsbeitragsfunktionen (siehe unten) zusammengesetzte Biodiversitätspotentialfunktion stellt die potenzielle Biodiversität dar (Höhe des Potentials). Die Wirkung (Impact) entspricht der Größe des nicht ausgeschöpften Potentials, d.h. der Differenz zum Maximum der Potentialfunktion, das in jeder Ecoregion per Definition 1 ist (siehe unten). Diese Differenz wird entsprechend der globalen Einstufung der Ecoregion (Ecoregionfaktor, siehe oben) gewichtet.

Der Raum, in dem sich das Feld befindet, wird durch die Parameter x_{ik} aufgespannt (i : Laufindex der Ecoregions, k : Laufindex der Parameter innerhalb einer Ecoregion), die einen Einfluss auf die Biodiversität ausüben und für jede Region individuell festzulegen sind. Jede Kombination der Ausprägung der Parameter ergibt eine Potentialhöhe, welche als quantitative Beschreibung von Biodiversität verstanden wird.

In den folgenden Unterkapiteln wird beschrieben, wie das Biodiversitätspotentialfeld für eine Region erstellt wird.

Verständnis von Biodiversität

Im ersten Schritt wird, verkürzt dargestellt, die Frage „Was ist Biodiversität?“ regional spezifisch beantwortet. Das Verständnis von Biodiversität in einer Ecoregion lässt sich unter anderem ableiten aus den nationalen Biodiversitätsstrategien der Staaten, die Anteil an dieser Ecoregion haben. Alle Unterzeichnerstaaten der CBD (CBD 1992) sind verpflichtet, nationale Biodiversitätsstrategien aufzustellen. Weiterhin gibt es vom WWF und von der IUCN Beschreibungen vieler Ecoregions, in denen auf die Besonderheiten der Regionen eingegangen wird.

196 Staaten bekennen sich zur CBD und der Verantwortung für die dreierlei Biodiversität, die darin beschrieben wird. Darüber hinaus gibt es zum Teil große Unterschiede. So wird in Europa häufiger der Wert von Kulturlandschaften betont während diese in vielen anderen Teilen der Welt von geringerer Bedeutung ist und der Fokus auf die unberührte Natur gelegt wird. Es gibt keinen formalen Algorithmus, mit dem sich das Verständnis von Biodiversität aus einem nationalen Strategiedokument ableiten ließe.

Parameter zur Beschreibung von Biodiversität

Es werden, basierend auf dem regionalen Verständnis von Biodiversität, Parameter identifiziert, mit denen diese vor Ort quantitativ beschrieben werden kann. Es gibt nur wenige Vorgaben für die Auswahl der Parameter, um den individuellen Gegebenheiten jeder Region gerecht zu werden. Wichtig ist, dass die Ausprägung der Parameter einen klar erkennbaren Bezug zur Biodiversität hat und mit moderatem Aufwand erfassbar ist. Im Sinne dieser Methode gute Parameter sind Managementparameter (z.B. Düngereinput oder Biomasseentnahme), die in der Dokumentation von Bewirtschaftungsplänen nachgeschlagen werden können, und Landschaftsstrukturen (z.B. Größe von Waldflächen oder Länge von Feldrändern), die aus Karten bzw. Luftbildern abgeleitet werden können. Das Vorkommen einer bestimmten Art ist an sich wenig geeignet, da für die Erfassung viel Feldarbeit nötig ist. Es ist aber denkbar, solche aufwendig zu erfassenden Parameter auf leichter erfassbare zurückzuführen, indem die wichtigsten Habitatansprüche der Art formuliert werden. In diesem Schritt geht es zunächst um die Identifikation der Parameter – wie genau sie die Biodiversität beschreiben bzw. beeinflussen, wird im nächsten Schritt ermittelt.

Die Zahl der Parameter je Region sollte nicht größer als zehn sein, um die für die Anwendung zu erhebende Informationsmenge handhabbar zu halten. Es wird aber nicht ausgeschlossen, dass in einzelnen Fällen mehr als zehn Parameter nötig sind. Biodiversity Impact Assessment erhebt keinen Anspruch auf absolute Vollständigkeit bei der Beschreibung von Biodiversität. Es geht darum, die für die untersuchte(n) Region(en) relevantesten Parameter zu ermitteln und damit die Biodiversität mit zumutbarem Aufwand so umfassend wie möglich zu beschreiben. Genauere, extrem standortspezifische Beschreibungen von Biodiversität sind für andere Zwecke notwendig und werden beispielsweise bei der → Umweltverträglichkeitsprüfung angewendet, mit der die hier beschriebene Methode nicht konkurriert.

Wie das grundsätzliche Biodiversitätsverständnis lassen sich die Parameter ableiten aus den nationalen Biodiversitätsstrategien der Staaten, die Anteil an den untersuchten Ecoregions haben, sowie aus den Ecoregion-Beschreibungen des WWF. Auch Quellen der IUCN und

weiterer Naturschutzorganisationen können herangezogen werden. Weiterhin sind Experten zu befragen (siehe Kapitel 3.2.6).

Die Auswahl relevanter Parameter ist ein kritischer Schritt in der Entwicklung von Biodiversitätspotentialfeldern. Relevante Parameter sind solche, mit denen sich der menschliche Einfluss auf die besonderen Elemente der jeweiligen regionalen Biodiversität beschreiben lässt. Eine zur Beschreibung von anthropogenen Wirkungen auf die Biodiversität geeignete Auswahl an Parametern umfasst eine Beschreibung der Empfindlichkeit der zu schützenden Naturelemente und eine Beschreibung der Intensität der menschlichen Aktivität, durch die diese potenziell bedroht werden; ähnlich der ökologischen Risikoanalyse¹. Für Leser, die mit dem DPSIR-Ansatz² vertraut sind, bedeutet dies eine Mischung aus State- und Pressure-Indikatoren. Zum Beispiel gilt nach der deutschen Biodiversitätsstrategie in den Höhenlagen der Gebirge eher Natürlichkeit als Ziel, während in den meisten tiefer liegenden Gegenden extensivere Kulturlandschaft angestrebt wird. In diesem Fall ist es denkbar, die geodätische Höhe als Parameter mit der Nutzungsintensität zu kombinieren und die Wirkung einer Aktivität auf die Biodiversität entsprechend der geodätischen Höhe zu differenzieren.

Die Parameterauswahl muss sich aber nach den Zielen der CBD richten, d.h. auf den Schutz der Vielfalt innerhalb von Arten, zwischen Arten und der Vielfalt der Ökosysteme abzielen. Viele nationale Biodiversitätsstrategien sehen beispielsweise die Einrichtung von Schutzgebieten vor. Größe und Vernetzungsgrad dieser Schutzgebiete als Parameter in die Biodiversitätspotentialfunktion aufzunehmen entspricht sowohl der CBD als auch den meisten nationalen Strategien. In manchen Ländern existiert ein allgemeines → Wegerecht für Land außerhalb geschlossener Siedlungen. Zwar hat der Aufenthalt in der Natur etwas mit der Erfahrung der Natur zu tun, aber das Wegerecht hängt nicht unmittelbar mit dem Schutz von Arten zusammen. Ein Parameter, der auf das Wegerecht abzielte, wäre daher nicht geeignet für eine Biodiversitätspotentialfunktion. Es kann Grenzfälle geben, in denen die CBD-Konformität eines Parameters nicht eindeutig festzustellen ist. Beispielsweise zielt die deutsche Biodiversitätsstrategie u.a. auf die Erlebbarkeit von Natur ab. Unbestreitbar stellt die Erhaltung des Erholungs- und Bildungswerts von Natur ein erstrebenswertes Ziel dar (MEA 2005), aber die Zugänglichkeit von Schutzgebieten ist als Parameter einer Biodiversitätspotentialfunktion wegen des fehlenden Bezugs zur Erhaltung der Biodiversität nicht geeignet. Es wird empfohlen, nur Parameter zu definieren und zu nutzen, die eine klare Aussage hinsichtlich der Ziele der CBD zulassen.

Für jeden identifizierten Parameter wird eine Beitragsfunktion f definiert. Sie transformiert den Wert des Parameters x_{ik} in den Wert eines Beitrags zur lokalen Biodiversität $BV(x_{ik})$. Darin steht BV für biologische Vielfalt.

Formel 10

$$f: x_{ik} \rightarrow BV(x_{ik})$$

¹ Verfahren zur Abschätzung des von raumbedeutsamen Maßnahmen ausgehenden Risikos der Beeinträchtigung ökologischer Schutzgüter. Literatur: SCHOLLES 2001

² DPSIR = Driving Forces, Pressure, State, Impact, Response. Ansatz zur Strukturierung von Indikatorensets für den Naturschutz. Literatur: SMEETS UND WETERINGS 1999

Die Form der Beitragsfunktion ist nicht vorgegeben. Denkbar sind beispielsweise streng monoton steigende Funktionen für die Abbildung der Aussage „mehr ist immer besser“ oder an- und wieder absteigende Funktionen zur Abbildung von „viel ist gut, aber nicht zu viel“. Die Beitragsfunktionen werden vom Methodenentwickler auf Grundlage des ermittelten Verständnisses von Biodiversität und deren Bedrohungen in einer gegebenen Ecoregion vorgeschlagen und mit den befragten Experten abgestimmt.

Für jede Beitragsfunktion müssen die absoluten Extrema von $BV(x_{ik})$ definiert sein, um die Normierung des Wertebereichs auf das Intervall (0; 1) vorzunehmen. In einigen Fällen (siehe unten) muss dazu der Definitionsbereich eingeschränkt werden. Sprich: Evtl. muss man ein Minimum und/oder Maximum des Parameters x_{ik} festlegen.

Es hat sich in der bisherigen Arbeit am Biodiversity Impact Assessment gezeigt, dass sich nahezu alle denkbaren Beitragsfunktionen $BV(x_{ik})$ auf einige wenige Grundfunktionen zurück-führen lassen. Diese Grundfunktionen können durch Vorzeichenumkehr, Transformation der Eingangsgrößen und durch Verzerrung der Kurven verformt und so der jeweiligen Beitragsfunktion angepasst werden. Es folgen einige Gleichungen für häufig anzutreffende Beitragsfunktionen.

Typ 1: Eine Funktion, die immer wieder auftritt, ist ein sofortiger dramatischer Abfall der Biodiversität mit asymptotischem Auslauf (Abbildung 3-5, Funktion für x_{i1}). Beispielsweise der Eintrag akut toxischer Substanzen wie Pestizide in ein Ökosystem lässt sich so modellieren. Jedes bisschen ist zu viel und verringert die Biodiversität auf dem Flächenelement signifikant. Das Maximum liegt entsprechend am Beginn der Kurve. Die Ableitung der Kurve liegt weit unter null. Anfangs lässt diese Beitragsfunktion eine starke Differenzierung zwischen hohen und niedrigen Parameterwerten zu. Langsam aber sicher wird die Biodiversität, die geschädigt werden könnte, immer weniger. Die Kurve flacht ab (die Ableitung steigt in den niedrigen negativen Bereich). Irgendwann ist quasi keine Biodiversität übrig und die Kurve läuft aus. Sie nähert sich schließlich der Asymptote (geht gegen null). Hier bietet sich die Kurve des Ausdrucks $1/x$ an. Sie muss gestaucht und leicht nach links verschoben werden, damit $BV(x_{ik} = 0) = 1$ gilt.

Typ 2: Es gibt Parameter, die sich grundsätzlich positiv auf die Biodiversität auswirken, aber deren marginaler Beitrag mit steigendem Parameterwert abnimmt (Abbildung 3-5, Funktion für x_{i2}). Sie lassen sich mit „viel hilft viel, aber immer weniger“ umschreiben. Das Minimum liegt am Beginn der Kurve. Sie steigt stetig und würde kein Maximum erreichen, wenn nicht der Definitionsbereich eingeschränkt wäre. So liegt das Maximum am rechten Rand des Definitionsbereichs. Die anfangs starke Differenzierung nimmt stetig ab. Zur mathematischen Beschreibung bietet sich eine logarithmische Gleichung an, z.B. der natürliche Logarithmus $BV(x_{ik}) = \ln(x_{ik})$.

Typ 3: Sättigungskurven kommen in der Natur häufig vor (Abbildung 3-5, Funktion für x_{i3}). Sie folgen dem Prinzip: „Mehr ist grundsätzlich besser, aber zu wenig bringt nichts und beliebig viel lässt sich nicht erreichen.“ Das Minimum liegt am Beginn der Kurve, sie beginnt flach, steigt dann steil an und flacht zum Maximum hin wieder ab (S-Form). Zur Beschreibung bietet sich eine logistische Funktion an. In der Nähe der Extrema erlaubt sie wenig Differenzierung zwischen Parameterwerten, dazwischen aber viel. Die Funktion lässt sich durch Vorzeichenumkehr und vertikale Verschiebung auch für S-förmig abfallende Beitragskurven verwenden.

Typ 4: Einige Beitragskurven zeigen ein Optimum bei mittleren Parameterwerten (Abbildung 3-5, Funktion für x_{i4}). Für diese Parameter gilt: „nicht zu wenig, nicht zu viel.“ Beispielsweise gilt in Mitteleuropa eine moderate menschliche Bewirtschaftung von Flächen als vorteilhaft. Weniger Bewirtschaftung (sprich: keine Einflussnahme) erreicht nicht die entsprechend der regionalen Zielstellungen abgeleitete maximal mögliche Biodiversität. Mehr Bewirtschaftung überlastet die Ökosysteme und verringert die Biodiversität. Entsprechend ist der Funktionswert erst niedrig, dann maximal (ggf. mit breiterem Plateau) und schließlich wieder niedrig. Je nach Situation läuft die Kurve mehr oder weniger lang aus. Es bietet sich die Funktion der Normalverteilung oder der log-Normalverteilung an (letztere beginnt per Definition bei null).

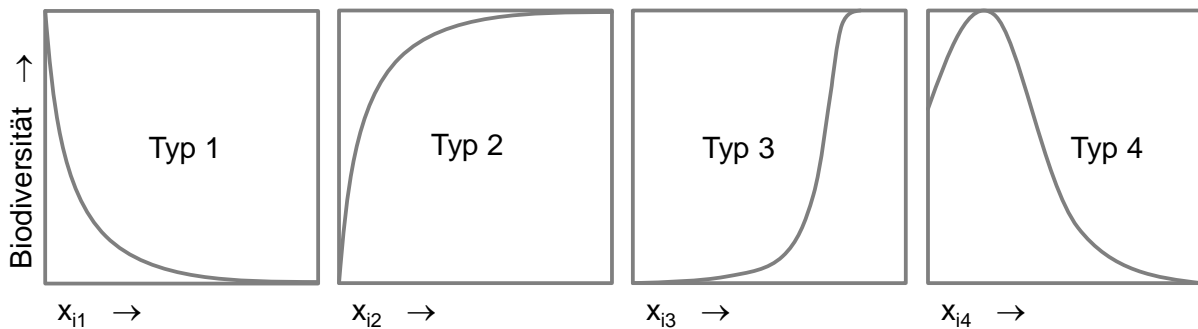


Abbildung 3-5: Funktionsgraphen für häufig auftretende Beitragsfunktionen

Aggregation von Beitragsfunktionen zum Biodiversitätspotentialfeld

Nachdem für eine untersuchte Region relevante Parameter identifiziert und jeder Parameter in eine Beitragsfunktion überführt wurde, sind die einzelnen Beitragsfunktionen für die Region zu gewichten und durch Addition zur Biodiversitätspotentialfunktion BP_i der Ecoregion i zusammenzufassen. Für jede Ecoregion werden n Beitragsfunktionen $BV(x_{ik})$ definiert und für jede wird ein Gewichtungsfaktor w_{ij} gesetzt. Dabei ist darauf zu achten, dass die Summe der Gewichtungsfaktoren w_{ij} in einer Region i genau 1 ergibt.

Formel 11

$$BP_i = \sum_{k=1}^n w_{ik} BV(x_{ik}) \quad | \quad \sum_k w_{ik} = 1$$

Die additive Aggregation der Beitragsfunktionen ist als Default-Option anzusehen, d.h. sie ist das Aggregationsverfahren, das bei Fehlen weiterer Anhaltspunkte für die Zusammenfassung der $BV(x_{ik})$ zum BP_i gewählt wird. Voraussetzung ist die Unabhängigkeit der einzelnen Beitragsfunktionen. Falls einzelne Parameter interagieren, so können deren Beitragsfunktionen anders verknüpft werden. Wie bei der Form der Beitragsfunktionen gibt es auch hier keine harten Vorgaben, sondern Empfehlungen.

Es wird häufig vorkommen, dass zwei oder mehr Parameter beide hohe Werte annehmen müssen, um gemeinsam eine hohes Biodiversitätspotential zu erreichen. Hier bietet sich eine kumulative Verschneidung unscharfer Mengen an (cumulative intersect).

Formel 12

$$BV(x_{i1}, x_{i2}) = \frac{BV(x_{i1}) \cdot BV(x_{i2})}{2 - BV(x_{i1}) - BV(x_{i2}) + (BV(x_{i1}) \cdot BV(x_{i2}))}$$

Ebenso ist es möglich, dass sich Parameter gegenseitig kompensieren. Wenn eine starke Ausprägung zweier (oder mehr) Parameter zwar vorteilhaft ist, aber sich ein hoher Biodiversitätsbeitrag bereits mit einem Parameter erreichen lässt, bietet sich eine kumulative Addition unscharfer Mengen an (cumulative sum). Die allgemeine Formel für eine unscharfe Addition lautet:

Formel 13

$$BV(x_{i3}, x_{i4}) = \frac{BV(x_{i3}) + BV(x_{i4})}{1 + BV(x_{i3}) \cdot BV(x_{i4})}$$

Beide Kombinationsmöglichkeiten sind in Abbildung 3-6 graphisch dargestellt. Die unscharfen Operationen ergeben eine relativ glatte Funktion. Grundsätzlich gilt für die Verschneidung: Ist der Biodiversitätsbeitrag eines Parameters niedrig, so kann die Kombination aus beiden Beiträgen nur niedrig sein. (Entsprechend umgekehrt für die Addition: Ist der Biodiversitätsbeitrag eines Parameters hoch, so wird die Kombination beider Beiträge hoch sein.) Gleichzeitig gilt für die Verschneidung entlang der aufgespannten Fläche zwischen den extremen Kanten aber auch: Den Biodiversitätsbeitrag eines Parameters zu erhöhen, bringt vielleicht nicht so viel, wenn der andere Beitrag niedrig ist, aber es ist immer noch besser als es nicht zu tun. Einfachere Operationen wie $\text{Min}(BV(x_{i1}), BV(x_{i2}))$ oder $\text{Max}(BV(x_{i3}), BV(x_{i4}))$ würden diese Differenzierung nicht leisten; daher die Empfehlung für die kompliziert erscheinenden Formeln.

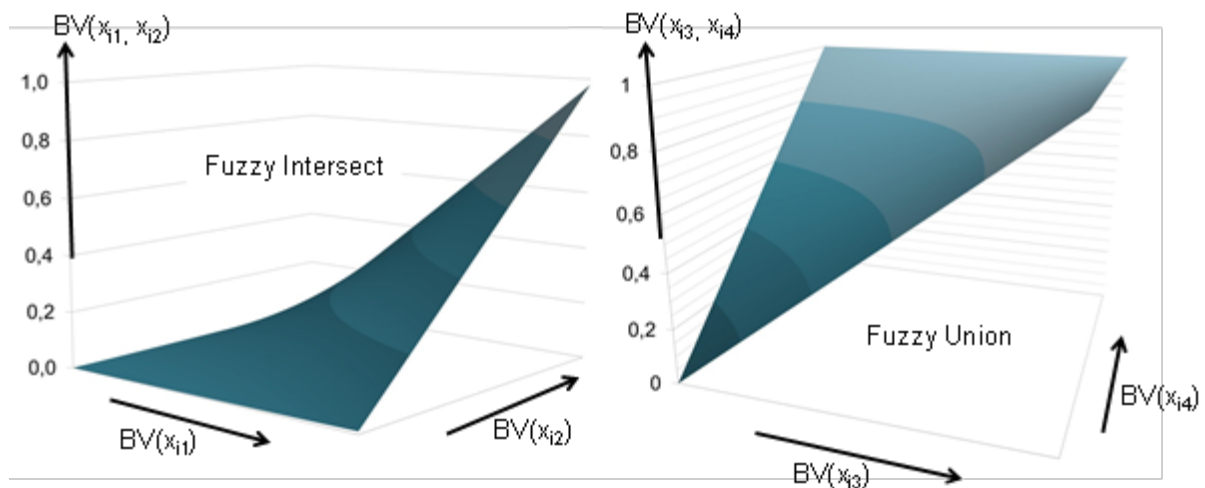


Abbildung 3-6: Funktionsgraphen fuzzy intersect und fuzzy union

Beispielsweise spielt es für den Biodiversitätswert von Schutzgebieten in der Regel eine Rolle, wie groß sie sind und wie weit sie von anderen Schutzgebieten entfernt sind. Wir nehmen die Fläche eines Schutzgebiets als Näherungswert für die Naturnähe im Inneren an und nehmen weiterhin an, dass die Beeinflussung über die Ränder nach innen abnimmt. Der Abstand zu anderen Schutzgebieten beschreibt näherungsweise für die → Konnektivität, die

zur Durchmischung von Populationen und für migrierende Arten wichtig ist. Es mag in einer Ecoregion gelten, dass ein Schutzgebiet, wenn es denn groß genug ist, die Verbindung zu anderen Schutzgebieten kaum mehr nötig hat, da die Populationen der darin vorkommenden Arten Reviere beanspruchen, die i.d.R. kleiner als das Schutzgebiet sind. Mit zunehmender Fläche wird der Abstand unwichtiger – Fläche kompensiert Abstand und umgekehrt. In einer anderen Ecoregion leben ggf. viel mehr Arten mit großen Revieransprüchen und/oder wandernde Arten, so dass auch große Schutzgebiete auf hohe Konnektivität angewiesen sind. Der Biodiversitätsbeitrag von Fläche und Abstand muss in diesem Fall hoch sein, es reicht nicht ein Parameter. Je nach Ecoregion ist es also denkbar, dass die beiden Parameter sich gegenseitig bedingen oder kompensieren.

Es wird gelegentlich vorkommen, dass sich zwei oder mehr Parameter nicht elegant trennen lassen, weil die Ausprägung eines Parameters die Form der Beitragsfunktion eines anderen Parameters fundamental beeinflusst³. Beispielsweise ändert sich in Deutschland die Zielsetzung der Naturschutzpolitik mit der Höhe üNN⁴: In den Höhenlagen der Gebirge, wo die Landschaft weniger anthropogen überformt ist, wird die Erhaltung dieses relativ natürlichen Zustands angestrebt. Unterhalb davon ist in der breiten Fläche eine vielfältige z. T. extensive Kulturlandschaft erwünscht. Im Tiefland entspricht die Beitragskurve für das Intensitätsniveau einer Aktivität Typ 4, dagegen gilt im Gebirge eine Kurve vom Typ 1. Davon ausgehend wird eine zusammengesetzte Funktion als gewichtete Summe der beiden Ausgangsfunktionen definiert, wobei sich die Gewichtung mit dem zusätzlichen Parameter (hier: geodätische Höhe) verschiebt. Der Übergang von der einen Kurve in die andere wird mathematisch ausgedrückt als:

Formel 14

$$BV(x_{ia}, x_{ib}, x_{ic}) = g(x_{ic})BV(x_{ia}) + (1 - g(x_{ic}))BV(x_{ib})$$

$BV(x_{ia}, x_{ib}, x_{ic})$ gemeinsamer Beitrag der Parameter x_{ia} , x_{ib} und x_{ic} zur biologischen Vielfalt

$BV(x_{ia}), BV(x_{ib})$ jeweils einzelner Beitrag der Parameter x_{ia} und x_{ib} zur biologischen Vielfalt

$g(x_{ic})$ Übergangsfunktion zwischen $BV(x_{ia})$ und $BV(x_{ib})$ in Abhängigkeit von x_{ic}

Das Beispiel unterstreicht die Bedeutung einer angemessenen Mischung aus Indikatoren. Ähnlich wie bei der ökologischen Risikoanalyse ergibt sich aus der Kombination von Empfindlichkeit (State-Indikatoren nach DPSIR) und der Intensität eines Eingriffs (Pressure-Indikatoren nach DPSIR) die Gefährdung der Biodiversität auf einem Flächenelement. Nur bei in sich sehr homogenen Ecoregions kann ggf. auf die Differenzierung der Eingriffsintensität nach Empfindlichkeitsparametern verzichtet werden.

³ Es kann in ungünstigen Fällen vorkommen, dass sich der Zusammenhang zwischen zwei oder mehr Parametern mit keinem dieser vereinfachenden Ansätze abbilden lässt. In solchen Fällen ist die Potentialfunktion auf klassische, mathematische Weise durch partielle Differenzierung und partielle Integration herzuleiten. Bei der Entwicklung von Potentialfunktionen ist an dieser Stelle abzuwägen, ob die zusätzliche Detailtiefe gegenüber einer vereinfachten Darstellung notwendig ist.

⁴ Selbstverständlich lässt sich die Zielsetzung von Naturschutzpolitik nicht so einfach auf einen Parameter wie die Höhe üNN reduzieren. Das Beispiel dient zur Illustration des Prinzips der Übergangsfunktion, nicht zur abschließenden Erläuterung der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt.

Die aus den Biodiversitätsbeitragsfunktionen zusammengesetzte Biodiversitätspotentialfunktion stellt die potenzielle Biodiversität dar (Höhe des Potentials). Die Wirkung (Impact) entspricht der Größe des nicht ausgeschöpften Potentials, d.h. der Differenz zum Maximum der Potentialfunktion, das in jeder Ecoregion per Definition 1 ist. Diese Differenz wird entsprechend der globalen Einstufung der Ecoregion (Ecoregionfaktor) gewichtet.

3.2.6 Experteninterviews

Biodiversity Impact Assessment setzt stark auf Expertenwissen bzw. Experteneinschätzungen. Fachleute können oft mit einem Blick auf eine Fläche unter Zuhilfenahme einiger Basisdaten eine relativ treffende Einschätzung der Biodiversität auf dieser Fläche abgeben. Die Einschätzung wird sicher weniger objektiv sein als eine statistische Analyse der vorkommenden Populationen, aber ebenso sicher umfassender und stärker ausgerichtet an regional relevanten Begriffen und Zielsetzungen (siehe auch Kapitel 3.1). Die hier vorgestellte Methode stellt den Versuch dar, die diffus bzw. intuitiv ablaufenden Zuordnungen und Entscheidungen im Geist der Experten diskursiv herauszuarbeiten und in numerische Algorithmen zu fassen. In diesem Kapitel sind erste Empfehlungen für Ablauf und Durchführung der Experteninterviews aufbereitet.

Zur Vorbereitung werden geographische und ökologische Informationen über die betreffende Ecoregion zusammengetragen:

- Welche Arten leben darin? Wie verteilen sich die Arten innerhalb der Ecoregion? Durch welche menschlichen Aktivitäten werden sie bedroht?
- Gibt es besondere Landschaftsstrukturen, die mit hoher Biodiversität assoziiert werden?
- Welche Staatsgebiete überlagern mit der Ecoregion?
- Welche Ziele werden explizit im Umwelt- und Naturschutzrecht und in politischen Strategien des Naturschutzes dieser Staaten formuliert, welche lassen sich herauslesen?

Anhand dieser Informationen lassen sich

- a) bereits ohne Expertenbeiträge erste Parameter und Biodiversitätsbeitragsfunktionen aufstellen und
- b) Experten für die Interviews identifizieren: die Autoren der Quellen bzw. Personen/Institutionen, auf die in den Quellen verwiesen wird.

In den Interviews wird das Biodiversitätspotentialfeld schrittweise hergeleitet, indem die in Kapitel 3.2.5 beschriebene vorgehensweise zur Erstellung von Biodiversitätspotentialfeldern für die Experten aufbereitet wird, deren Wissen in die konkreten Beitragsfunktionen und die Potentialfunktion eingeht, und sie mit ihnen Schritt für Schritt durchgegangen wird.

- 1) Was macht die besondere Biodiversität dieser Ecoregion aus? Die Frage zielt insbesondere auf charakteristische Arten und Ökosysteme ab (Bezug zur CBD, siehe UNEP 1992).
- 2) Mit welchen Parametern lässt sich die Biodiversität der Ecoregion beschreiben? Alternativ: Woran erkennt man hohe bzw. niedrige Biodiversität auf den ersten Blick? Die Frage zielt zunächst auf Landschaftsstrukturen ab (z.B. Bewuchs, Schlaggröße), wird aber in aller Regel auf Parameter der Nutzung ausgedehnt werden (z.B. Dünger- & Pestizideintrag).

- 3) Wie hängt die Biodiversität qualitativ mit der Ausprägung der Parameter zusammen? Die Frage lässt sich auf qualitativer Ebene relativ einfach beantworten. Daraus ergibt sich ein erster Ansatz für die Form der Beitragsfunktion. Beispiel: Steigt der Wert dieses Parameters, dann sinkt die Biodiversität erst sehr schnell, später immer langsamer.
- 4) Aufstellung der Beitragsfunktionen der einzelnen Parameter. Sind die Experten gewillt, Fixpunkte mit gesetzten x_{ik} - und BV_{ik} -Werten innerhalb der mit ihnen erarbeiteten Kurve anzugeben, so können diese direkt übernommen werden. Ansonsten lassen sich unscharfe Aussagen i.d.R. mit den im Voraus recherchierten Hintergrundinformationen präzisieren. Die numerische Funktion inkl. Ausdruck der Kurve wird den Experten zur Korrektur bzw. Bestätigung vorgelegt.
- 5) Sind die Parameter unabhängig voneinander? Wenn nicht, wie beeinflussen sie sich gegenseitig? Die Frage zielt darauf ab, ob die Addition zur Aggregation ausreicht. Brauchen zwei Parameter sich gegenseitig? Dann werden diese beiden per „cumulative sum“ zusammengefasst, bevor sie mit den anderen addiert werden. Entsprechend mit „cumulative intersect“ für sich gegenseitig kompensierende Parameter. Falls die Ausprägung eines Parameters die Form der Beitragskurve eines oder mehrerer anderer Parameter beeinflusst, wird eine entsprechende Übergangsfunktion konstruiert.

Es kann hilfreich sein, Expertengespräche durch die spontane Erstellung von Grafiken zu unterstützen, insbesondere wenn sich die Interaktion zweier Parameter nicht einfach darstellen lässt. Die (Teil-)Feldfunktion über zwei Parameter kann systematisch erarbeitet werden, indem Schnitte entlang mehrerer Achsen durch das Feld gelegt werden, entlang derer jeweils ein Parameter konstant gehalten und der andere variiert wird. Der Vorgang wird mit dem anderen Parameter wiederholt. Es geht hier (noch) nicht um eine konkrete Formel, sondern darum, im Gespräch ad-hoc komplexe Zusammenhänge zu visualisieren. In einen vorgedruckten Rahmen kann so „scheibchenweise“ ein Feld über zwei Parametern gezeichnet werden. Abbildung 3-7 illustriert mögliche Skizzen für eine Konstruktion eines (Teil-)Potentialfelds über zwei Parameter im Expertengespräch.

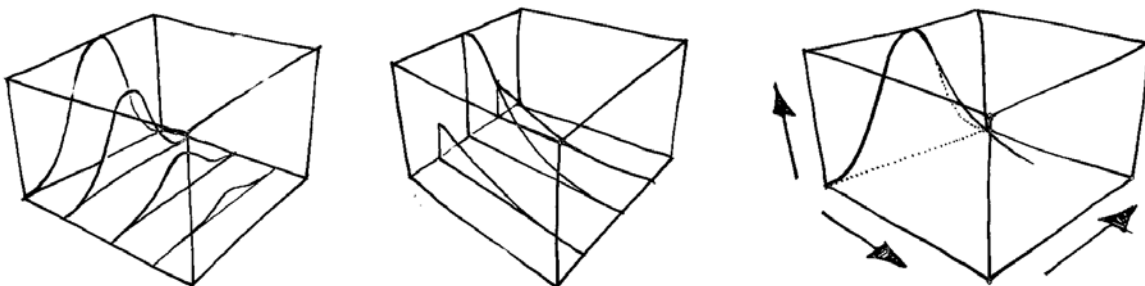


Abbildung 3-7: Konstruktion eines (Teil)Potentialfelds

Im Nachgang des Gesprächs wird die (Teil-)Potentialfeldfunktion erstellt. Mindestens die graphische Darstellung ist mit den Experten abzustimmen, je nach Interesse auch die mathematische Formulierung.

Das fertige Biodiversitätspotentialfeld kann zur Kommentierung bzw. Bestätigung weiteren Experten zugänglich gemacht werden, zum Beispiel in Workshops. Es ist bei Verwendung

automatisch auswertbarer Formulare auch denkbar, das Biodiversitätspotentialfeld online zur Kommentierung freizugeben. Zu diesem Zeitpunkt sollte aber vorhersehbar sein, dass keine fundamentalen Korrekturen mehr nötig sind, sondern nur noch Anpassungen zum Beispiel der Gewichtungsfaktoren w_{ik} (siehe Kapitel 3.2.5) oder die Lage einzelner Fixpunkte in den Beitragsfunktionen.

3.3 Screening

Um den notwendigen Recherche, Mess- und Untersuchungs-Aufwand bei der konkreten Methodenanwendung so gering wie möglich zu halten, wird als Grundlage für eine erste qualitative Beurteilung ein „Qualitatives Screening“ vorangestellt. Das Screening soll die Elemente eines Produktsystems nach Relevanz ihrer Wirkung auf die biologische Vielfalt in einer Matrix vorsortieren. Es ist keine allein stehende Methode und kann keinen direkten Produktvergleich ermöglichen – dieses ist der evtl. nachfolgenden Potentialfeldanalyse vorbehalten. Das Screening lässt sich mit einer medizinischen Voruntersuchung vergleichen. Bei dieser wird beispielsweise eine Blutprobe anhand weniger Parameter vor Ort mit einem Schnelltest untersucht und bei auffälligen Werten eine weitere Probe zur genaueren und umfangreicheren Untersuchung ins Labor geschickt.

Wie bereits in Kapitel 2.1 beschrieben, ist das Screening ein standardisierter Teilschritt bei der Durchführung einer Ökobilanz. Wie ebenfalls dargestellt, werden vorab die Teilschritte der Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens der Ökobilanz sowie die Aufstellung der Sachbilanz durchgeführt. Für die Entwicklung des Screenings für das Biodiversity Impact Assessment wird vorausgesetzt, dass diese beiden Schritte bereits durchgeführt wurden und deren Ergebnisse vorliegen. Diese Schritte werden unabhängig von den auszuwertenden Wirkungen durchgeführt, das Vorgehen ist somit für jede Ökobilanz gleich. Erst der Schritt des Screenings wird für das Biodiversity Impact Assessment dem Bedarf der Auswertung nach Biodiversitätswirkungen angepasst, wie im folgenden Kapitel 3.3.1 beschrieben wird.

3.3.1 Grundlagen

Zur Ergänzung der in der Ökobilanz vorgesehenen zunächst rein quantitativen Abschneidekriterien werden für die Datenverfügbarkeit und zur Berücksichtigung von konkreten Biodiversitätsaspekten auch qualitative Kriterien eingeführt.

Das Screening soll keine falsch-negativen Aussagen produzieren, also keine relevanten Flächen oder Aspekte von der detaillierten Untersuchung ausschließen. Falsch-positive Aussagen, also Einbeziehung von Flächen oder Aspekten, die sich im Nachhinein als wenig relevant herausstellen, sind im Sinne der Validität des Qualitativen Screenings hinzunehmen.

3.3.2 Vorgehen

Das Screening bezieht sich in seinem quantitativen Teil auf alle während des betrachteten Produktlebenslaufs genutzten Flächen und setzt sich im Kontext der Ökobilanz aus den folgenden 5 Schritten zusammen:

Schritt 1: Aufstellen einer flächenbezogenen Sachbilanz auf Grundlage der Darstellung der Prozessketten und ihrer Stoff- und Energieflüsse für die Ökobilanz.

Schritt 2: Berücksichtigung der Datenverfügbarkeit.

Schritt 3: Abfrage mittels Checkliste.

Schritt 4: Auswertung der Ergebnismatrix und der Checkliste.

Bemerkungen: Schritt 1 und Schritt 2 werden in einer Ergebnismatrix (Schritt 4) zusammengefasst anhand derer in 3 Stufen entschieden wird, ob der Prozess mit der detaillierten Potentialfeldanalyse erfasst werden sollte, abgeschätzt oder vernachlässigt werden kann. Im Anschluss daran werden im qualitativen Teil mit Hilfe einer Checkliste relevante biodiversitätsbezogener Fragen beantwortet, um die numerischen Ergebnisse zu ergänzen und ggf. revidieren.

Wie sich das Qualitative Screening in die Ökobilanz einordnet wird in Abbildung 3-8 dargestellt. Das auf der Sachbilanz basierende standardmäßig durchgeführte quantitative Screening wird erweitert durch ein qualitatives Screening mittels Checkliste. Zu diesem Zeitpunkt greift das Biodiversity Impact Assessment in den üblichen Ablauf der Ökobilanzierung ein.

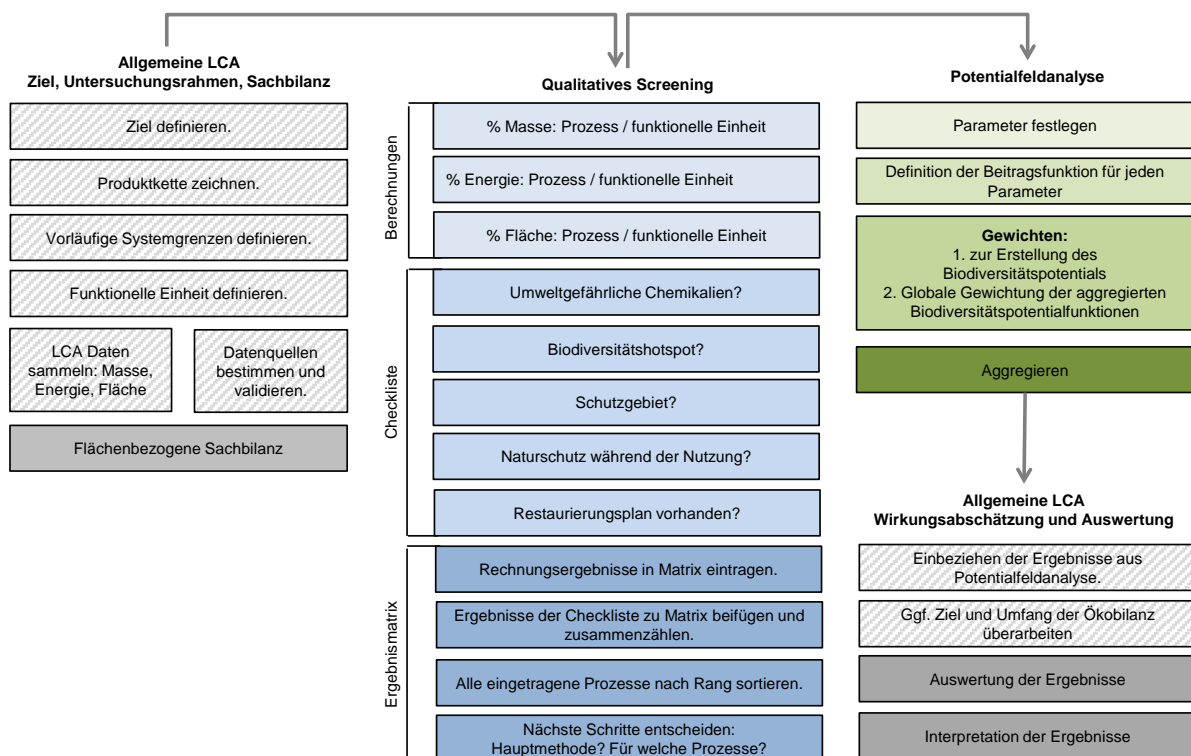


Abbildung 3-8: Zusammenfassung Qualitatives Screening im Kontext der Methode

Schritt 1: Flächenbezogene Sachbilanz

Flächen: Für das Qualitative Screening muss eine auf die Flächen bezogene Sachbilanz erstellt werden. Für alle betrachteten Prozesse des Produktsystems (d.h. nachdem die Abschneidekriterien angewendet wurden) müssen die genutzten Flächen erfasst werden. Das Produktsystem umfasst alle industriellen Prozesse während des Lebenslaufs eines Produkts. Das heißt, alle Prozesse, die für Bereitstellung von Rohstoffen und Energie, für die Herstellung, für Transporte, Nutzung und Entsorgung oder Recycling des Produkts benötigt werden. Alle erfassten Flächen werden als Gesamtfläche aufaddiert.

Flächenokkupation: Außerdem muss die Referenzeinheit festgelegt werden. Diese ist meist eine Massen- oder Volumeneinheit, auf welche die Ergebnisse der Ökobilanz einfacher bezogen werden können als auf die funktionelle Einheit. Die Referenzeinheit muss jedoch, um die Ergebnisse einer Ökobilanz vergleichbar darstellen zu können, mit der funktionellen Einheit verknüpft sein. Das heißt, es muss festgelegt werden, wie viel der Referenzeinheit für die Ausübung der Funktion des untersuchten Produkts nötig ist.

Beispielsweise ist die Flächenokkupation des Baumwollanbaus für Baumwoll-T-Shirts die Fläche, die für den Anbau der Baumwolle für 1 T-Shirt benötigt wird, [m²/T-Shirt] wobei das T-Shirt die funktionelle Einheit ist. Zur Vereinfachung kann die Fläche auch für 1 kg Baumwolle erfasst werden, wobei 1 kg Baumwolle in diesem Fall die Referenzeinheit ist [m²/kg Baumwolle]. Um unterschiedliche T-Shirts vergleichen zu können, muss bekannt sein, wie die Referenzgröße mit der funktionellen Einheit verknüpft ist, d.h. wie viel Baumwolle für ein T-Shirt benötigt wird.

Grundsätzlich können im Screening und in der Ökobilanz nur in Hinsicht der erfassten Parameter gleichartige Flächen zusammengefasst werden. Wird z.B. in der Produktion eines T-Shirts Baumwolle aus unterschiedlichen Anbaugebieten eingesetzt, müssen die Flächen getrennt erfasst werden.

Alle aus einer Fläche generierten Stoffströme einer Art müssen zur Produktion einer funktionellen Einheit zusammengefasst werden. Wird z.B. Braunkohle für verschiedene Prozesse eines Produktsystems benötigt, und diese Braunkohle stammt immer aus demselben Tagebau (oder Tagebaumix), so müssen zur Berechnung der Flächenokkupation alle Braunkohleflüsse die aus dieser Fläche stammen, aufaddiert werden.

Die prozentualen Anteile der Flächen an der Gesamtfläche können grob in die drei folgenden Kategorien unterteilt werden:

- < 1%, Anteil am Gesamtprozess ist vernachlässigbar
- 1 – 10%, Anteil am Gesamtprozess ist relevant, kann aber für die Ergebnismatrix grob abgeschätzt werden
- > 10%, Anteil am Gesamtprozess ist relevant und muss in der Ergebnismatrix berücksichtigt werden.

Es werden also im Screening nur die die Stoffströme > 1% von der Gesamtmasse hinsichtlich ihrer Flächennutzung untersucht.

Schritt 2: Datenverfügbarkeit

Zur Auswahl der Prozesse für die Potentialfeldanalyse ist auch die Datenverfügbarkeit von Relevanz. Um die Verfügbarkeit abschätzen zu können, kann auch der Rang des Lieferanten als Näherungswert genutzt werden. Rang 0 wird für die Prozesse mit Flächenrelevanz angenommen, für die Daten gut zugänglich verfügbar sind. Beispielsweise solche, auf die der Hersteller selbst Einfluss hat. Rang 1 wird für Prozesse mit Flächenrelevanz angenommen, für die Daten mit angemessenem Aufwand verfügbar gemacht werden können. Zum Beispiel entsprechende Prozesse beim direkten Lieferanten, für die der Hersteller Informationen einfordern kann. Rang 2 wird für Prozesse mit Flächenrelevanz angenommen, bei denen die Datenverfügbarkeit großen Aufwand erfordert oder keine Daten vorliegen. Dies kann bei-

spielsweise beim Zulieferer des Lieferanten etc. der Fall sein, da hier die Datenbeschaffung umso schwieriger wird, je weiter zurück der Prozess in der Lieferkette liegt.

In vielen Regionen stehen wenig Wissen und wenige exakte Daten zur Ausprägung der biologischen Vielfalt zur Verfügung. Flächen, deren geographische Lage oder Ausdehnung nicht abschätzbar sind oder Flächen, für die kaum Daten für die Charakterisierung der biologischen Vielfalt vorliegen, werden zur Fehlervermeidung nicht berücksichtigt. Es muss dann jeweils eine Begründung erfolgen, warum und in welchem Umfang die Flächen in der Bilanzierung nicht berücksichtigt wurden.

Schritt 3: Checkliste „Biodiversitätsaspekte“

Anhand einer Checkliste mit Fragen zu verschiedenen Aspekten des Schutzes von Biodiversität werden ausgewählte Wirkungspotentiale in das Screening aufgenommen. Die Abfrage wird für alle flächenrelevanten Prozesse durchgeführt, die in der Ergebnismatrix des Screenings für Flächenokkupation und Datenverfügbarkeit als abzuschätzen oder zu vernachlässigen eingestuft werden. Prozesse, die auf Grund dieser Abfrage als relevant eingestuft werden, müssen betrachtet werden.

Die Fragen der Checkliste fokussieren auf die direkten Auswirkungen eines Prozesses auf die Biodiversität im Sinne der im Kapitel 3.1 erfolgten Definition. Sie sind so formuliert, dass eine positive Antwort [Ja] zu einer Berücksichtigung des Prozesses in der Potentialfeldanalyse führt, weil eine relevante Auswirkung des Prozesses auf die Biodiversität auf der betrachteten Fläche zu erwarten ist.

- ✓ Einsatz umweltgefährlicher Chemikalien?

Werden Stoffe eingesetzt, die ökotoxisch wirken? Zur Beantwortung sollten folgende Sachverhalte heran gezogen werden: Stoffe oder Erzeugnisse mit dem Warnzeichen „Umweltgefährlich“ oder mit den R-Sätzen 50 bis 58 gelten als umweltgefährlich im Sinne dieses Screenings. Diese Informationen befinden sich auf jedem Etikett, mit dem Chemikalienbehälter ausgezeichnet sind. Sie sind üblicherweise über die Sicherheitsdatenblätter bei den Unternehmen dokumentiert und zugänglich.

- ✓ Biodiversitätshotspot⁵ ?

Findet der Prozess in einem globalen Hotspot der biologischen Vielfalt statt? Hinter dieser Frage steht der Verdacht, dass der Prozess ein erhöhtes Schadenspotential für die Biodiversität bei Aktivitäten in einer entsprechend charakterisierten biogeographischen Region hat. Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass sich die Definition und Abgrenzung von so genannten Biodiversitätshotspots auf das Vorkommen von natürlichen und vielfach endemischen Organismen bezieht und mit ihnen auf Lebensräume in einer für das Vorkommen von stabilen → Metapopulationen ausreichenden Größe und Qualität. Diese Hotspotregionen können auch Vielfaltsgebiete mit Vorkommen und Verbreitung von ursprünglichen Kulturpflanzen und deren natürlichen Verwandten umfassen. Diese als Agrobiodiversität bezeichnete Teilmenge der globalen Biodiversitätsvielfalt steht in aller Regel im Kontext von bestimmten traditionellen Landnutzungen.

- ✓ Schutzgebiet?

⁵ Definition und Kartierung entsprechend MYERS et al. 2000

Findet der Prozess in einem Schutzgebiet statt? In dieser Frage wird nicht nach der rechtlichen Verankerung oder der Kategorie des Schutzgebiets unterschieden. Es sind vielmehr alle Schutzgebiete relevant, deren Zielsetzungen auch Naturschutzaspekte umfassen. Die Frage basiert auf einer ähnlichen Annahme wie die Frage nach Regionen mit Biodiversitätshotspots. Biodiversitätshotspots können jedoch auch international länderübergreifende Dimensionen haben. Die Frage nach Schutzgebieten adressiert eine kleinere geographische Dimension und bezieht sich i.d.R. auf nationale Ländergrenzen. Somit sind die in Frage kommenden Räume in ihrer Ausdehnung deutlich kleiner und können deshalb oft auch in Bezug zu lokalen Gegebenheiten gesetzt werden.

- ✓ Fehlender Naturschutz während der Nutzung?

Fehlen Planungen und Maßnahmen für die Sicherstellung und Förderung von biologischer Vielfalt für den Zeitraum der Nutzung? Hier geht es hauptsächlich um gesetzlich oder fachwissenschaftlich anerkannte Eingriffe mit Relevanz auf die Biodiversität. Ob sie gesetzlich bzw. im Rahmen der Genehmigungspraxis vorgeschrieben sind oder von Unternehmen freiwillig durchgeführt werden, spielt im Kontext dieser Frage keine Rolle.

- ✓ Fehlender Restaurierungsplan?

Fehlen Planungen und Maßnahmen, die die Wiederherstellung von biologischer Vielfalt für den Zeitraum nach der Nutzung sicherstellen?

Wurden für einen Prozess mindestens zwei der fünf Fragen nach Beeinträchtigung der Biodiversität mit „Ja“ oder „Richtig“ beantwortet, steigt die Relevanz für den Prozess in der Ergebnismatrix (Kapitel 3.3) um eine Stufe.

Bei Prozessen, bei denen ein „vielleicht“ (Kennzeichnung (ja) in Tabelle 7-10 und Tabelle 7-11) bei der Beantwortung der Checklistenfragen erfolgte, wird davon ausgegangen, dass der Prozess mit einem „ja“ beantwortet wurde (Anwendung des Vorsorgeprinzips: Im Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV) sind die Vereinbarungen zur Umweltpolitik in den Artikeln 191 bis 193 festgehalten. Eines dieser Prinzipien ist das Vorsorgeprinzip: „Die Umweltpolitik [...] beruht auf den Grundsätzen der Vorsorge und Vorbeugung, auf dem Grundsatz, Umweltbeeinträchtigungen mit Vorrang an ihrem Ursprung zu bekämpfen, sowie auf dem Verursacherprinzip“ (Art. 191, Abs. 2) AEUV 2009).

Die Kriterien nach den Attributen Flächen und Checkliste sind jeweils gleich gewichtet. Ist ein Prozess auf Grund der Flächenokkupation relevant, aber nicht auf Grund der Checkliste, muss er dennoch berücksichtigt werden. Ist ein Prozess auf Grund der Checkliste relevant, aber nicht auf Grund der Flächenokkupation, muss er ebenfalls berücksichtigt werden.

Schritt 4: Auswertung der Ergebnismatrix und der Checkliste - Ergebnisse des Screenings

Den Aspekten Relevanz für die Flächenokkupation und für die Datenverfügbarkeit werden in einer Ergebnismatrix jeweils 3 Stufen zugeordnet: erfassen (e), abschätzen (a) und vernachlässigen (v). Die Kombination von Datenverfügbarkeit und Relevanz ergeben in den 3 Stufen somit neun Möglichkeiten. Wird für einen Prozess in einer der vier möglichen Positionen die höchste Stufe „e“ erreicht, bedeutet dies „auf jeden Fall erfassen“. Die vier mittleren Stufen „a“ bedeuten „abschätzen“, die niedrigste Stufe „v“ bedeutet „vernachlässigen“.

Hinsichtlich der Entscheidung, ob ein Prozess vernachlässigt, abgeschätzt oder aufgenommen werden muss, gilt immer die konservative Auswahl, d.h. die Auswahl, die zu einer Bearbeitung des Prozesses führt. Damit soll verhindert werden, dass ein relevanter Prozess unerkannt vernachlässigt wird.

Diese Ergebnismatrix soll für jeden Prozess erstellt werden. Im Falle von „e“ soll die Potentialfeldanalyse zur Bestimmung der Auswirkungen auf die Biodiversität angewandt werden. Bei „a“ genügt eine Abschätzung, bei „v“ ist der Einfluss des Prozesses auf die Biodiversität vernachlässigbar. Abbildung 3-9 zeigt eine Ergebnismatrix des Screenings in Bezug auf die Berücksichtigung von Flächen und der Datenverfügbarkeit. Die verschiedenen Felder der Matrix zeigen an, ob ein Prozess in der Gesamtanalyse erfasst, abgeschätzt oder vernachlässigt werden soll.

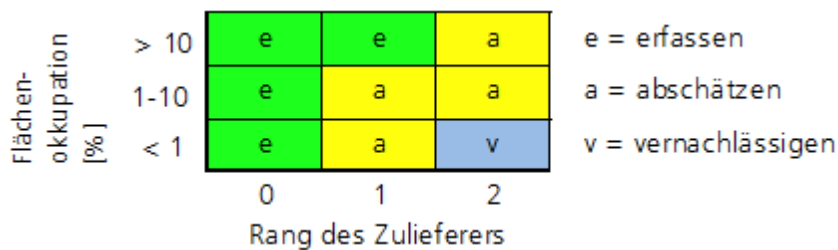


Abbildung 3-9: Ergebnismatrix des Screenings

Die Ergebnisse aus der Checkliste für die qualitativen Biodiversitätsaspekte werden in einer Ergebnistabelle zusammengefasst. Werden mindestens zwei der fünf Fragen mit „Ja“ beantwortet, steigt die Relevanz des Prozesses in der Ergebnismatrix um eine Stufe z.B. von „v“ vernachlässigen nach „a“ abschätzen.

Tabelle 3-1: Zusammenfassung der Ergebnisse des Qualitativen Screenings

Industrieprozesse mit Flächenrelevanz	Gefährliche Stoffe?	Biodiversitätshotspot?	Kein Naturschutz während der Nutzung?	Schutzgebiet	Kein Restaurierungsplan vorhanden?
Prozess a				X	X
Prozess b					

Für Prozesse, die gemäß der Ergebnismatrix in die Relevanzstufe „abschätzen“ einsortiert werden, muss nicht zwingend die komplexe Methode der Potentialfeldmethode angewandt werden. Zur Abschätzung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die Biodiversität kann die Methode nach DE BAAN et al. 2012 empfohlen werden. Diese wird im folgenden Kapitel vorgestellt.

3.3.3 Alternative Methode zur Abschätzung der Wirkung von Landnutzungsänderungen auf die Biodiversität

Als alternative Methode für Prozesse mittlerer Priorität kann eine Modifikation der Methode nach DE BAAN et al. 2012 verwendet werden. Sie basiert auf der Betrachtung von Artendichte und Artenvielfalt als Indikator. Diese Methode deckt zwar nur einen Teil von biologischer Vielfalt ab, jedoch können die Indikatoren zumindest zur Abschätzung von biologischer Vielfalt genutzt werden.

Die Charakterisierungsfaktoren werden separat nach Landnutzungsart und Biom betrachtet. Sie beschreiben den Einfluss der Art der Landnutzung auf die Biodiversität im betreffenden Biom. Landnutzungsarten sind zum Beispiel Forstwirtschaft, Grünland, einjährige und mehrjährige Kulturen, sowie sogenannte künstliche Gebiete („artificial areas“). In die letzte Klasse fallen beispielsweise versiegelte Flächen. Die biogeographische Differenzierung erfolgt nach den durch den WWF definierten 14 Biomen (OLSON et al. 2001). Sie stellen eine globale Grobeinteilung der wichtigsten terrestrischen Habitattypen dar.

Die Einteilung von DE BAAN et al. 2012 nach Biomen wird für das Biodiversity Impact Assessment verfeinert durch die Einteilung der terrestrischen Erdoberfläche in mehrere hundert Ecoregions. Ecoregions sind mit Biomen kompatibel, d.h. es befindet sich jede Ecoregion jeweils in nur einem Biom. Die Ecoregions werden gegeneinander mit einem Faktor gewichtet, der der Anzahl der Arten in der Ecoregion und ihrer Seltenheit sowie der Größe einer Ecoregion Rechnung trägt (s. Ecoregionfaktoren, Kapitel 3). Dies erlaubt eine Berücksichtigung der Besonderheiten der Ecoregions, also eine regionalere Bewertung, über die das Potential zur Schädigung einzelner Ecoregions in die Wirkungsabschätzung einbezogen wird.

Der Einfluss durch eine Landnutzungsart in einem bestimmten Biom ergibt sich dann durch die Multiplikation dieses Charakterisierungsfaktors mit der Flächenzeit der Landnutzung. Die genutzte Flächenzeit bezieht sich dabei in der Regel auf ein Jahr bzw. wird statistisch auf ein Jahr heruntergebrochen.

Formel 15

$$E = EF_j * CF_{ij} * A * \Delta t$$

E Einflussfaktor

EF_j Ecoregion-Faktor der Ecoregion j

CF_{ij} Charakterisierungsfaktor entsprechend der Landnutzung nach DE BAAN et al. 2012

A Fläche

Δt Dauer

3.3.4 Beispiel Qualitatives Screening

Zur Veranschaulichung der dargestellten Methode des Qualitativen Screenings wird das Vorgehen am Beispiel Zementproduktion verkürzt dargestellt. Eine umfassende Darstellung der Fallstudie findet sich in Kapitel 7.5.

Das Beispiel beschränkt sich auf die Abschnitte des Produktlebenslaufs von der Rohstoffgewinnung bis zur vollendeten Produktion („von der Wiege bis zum Werkstor“). Das Produkt Zement wird so vielfältig genutzt, dass sich kein bestimmtes Nutzungs- und Entsorgungsszenario anbietet. Damit lässt sich keine funktionelle Einheit festlegen, sondern nur eine Referenzeinheit. Im Beispiel ist die Referenzeinheit 1 t Zement.

Basierend auf der Sachbilanz der Massen- und Energieströme sowie der Flächen können folgende Prozesse für das Screening als relevant betrachtet werden:

- Auf Grund der ermittelten Energie- und Stoffströme müssen die Energieträger Braunkohle und Petrolkoks auf ihre Relevanz für die Potentialfeldanalyse weiterhin betrachtet werden.
- Auf Grund der ermittelten Stoffströme für die Rohstoffbereitstellung müssen Kalkmergel, Tone und Sand auf ihre Relevanz für die Potentialfeldanalyse betrachtet werden.
- Entsprechend den Abschneidekriterien für Energie- und Stoffströme müssen die Flächenokkupationen von Braunkohle und Petrolkoks betrachtet werden, sowie von Kalkmergel, Sand und Tone.

Hinsichtlich der aus der Sachbilanz verbleibenden Energie- und Stoffströme gelten folgende Überlegungen für die Abschätzung der Datenverfügbarkeit nach Rängen:

Der Hauptanteil des Energieeinsatzes erfolgt direkt im Werk. Der Energieträger Braunkohle wird direkt dem Verarbeiter zugeliefert. Die Einsatzmengen sind dem Hersteller i.d.R. bekannt. Weiterhin sind die Flächenokkupationen für Braunkohle aus Deutschland aus geographisch definierten Flächen in Datenbanken dokumentiert. Zwar müsste Braunkohle mit Rang 1 bewertet werden, auf Grund der guten Datenlage kann Braunkohle hier jedoch dem Rang 0 zugeordnet werden. Für Petrolkoks liegen jedoch keine geographisch eindeutigen Daten vor. Die Herstellung von Petrolkoks umfasst i.d.R. mehreren Stufen in der Lieferkette, die darüber hinaus keinen zwingenden räumlichen und standörtlichen Bezug haben müssen.

Tabelle 3-2: Ränge für die Energiebereitstellung der Herstellung von Zement

Stoffstrom	Rang
Petrolkoks	2
Erdgas	2
Heizöl	2
Braunkohle	0
Diesel	2

Der Abbau des Hauptrohstoffs Kalkmergel erfolgt vor Ort. Die zusätzlich beigefügten Gesteinskörnungen bzw. Tone und Sand kommen vom nächsten Lieferanten.

Tabelle 3-3: Ränge für die Rohstoffbereitstellung der Herstellung von Zement

Rohstoff	Rang
Kalkmergel	0
Tone	1
Sand	1

Abbildung 3-10 stellt die Matrixergebnisse des Beispiels dar:

a) Kalkmergel

Flächenproduktivität [%]	> 10	e	e	a
	1-10	e	a	a
	< 1	e	a	v
		0	1	2
		Rang des Zulieferers		

c) Tone, Sand

Flächenproduktivität [%]	> 10	e	e	a
	1-10	e	a	a
	< 1	e	a	v
		0	1	2
		Rang des Zulieferers		

b) Braunkohle

Flächenproduktivität [%]	> 10	e	e	a
	1-10	e	a	a
	< 1	e	a	v
		0	1	2
		Rang des Zulieferers		

d) Petrolkoks, Erdgas, Heizöl, Diesel

Flächenproduktivität [%]	> 10	e	e	a
	1-10	e	a	a
	< 1	e	a	v
		0	1	2
		Rang des Zulieferers		

Abbildung 3-10: Matrixergebnisse für Zementproduktion

Auf Grund der Flächenokkupation und der Datenverfügbarkeit müssen nur Kalkmergel und Braunkohle genau betrachtet werden, während bei Tonen und Sanden Abschätzungen ausreichend sind. Petrolkoks und Diesel werden aus Mangel an Daten vernachlässigt. Das heißt, dass für die Abfrage der Biodiversitätsaspekte mit Hilfe der Checkliste nur Tone und Sand geprüft werden müssen.

Die Anwendung der Checkliste ergibt nun folgendes Ergebnis:

Frage 1: Einsatz umweltgefährlicher Chemikalien?

Nein.

Frage 2: Biodiversitätshotspot?

Keine der Industrieprozesse für die Bereitstellung von Tonen und Sand findet in einem Hotspot statt. Daher wird diese Frage für alle Produkte mit „Nein“ beantwortet.

Frage 3: Schutzgebiet?

Keine der Industrieprozesse für die Bereitstellung von Tonen und Sand findet in einem Schutzgebiet statt. Daher wird diese Frage mit „Nein“ beantwortet.

Frage 4: Fehlender Naturschutz während der Nutzung?

Naturschutz- Biodiversitätsbelange werden in dem flächenrelevanten Tagebau für Tone und Sand nicht berücksichtigt. Daher wird diese Frage mit „Ja“ beantwortet.

Frage 5: Fehlender Restaurierungsplan?

Es gibt keinen Restaurierungsplan für Tone und Sande. Daher wird diese Frage mit „Ja“ beantwortet.

Zusammenfassung

Tabelle 3-4: Zusammenfassung der Ergebnisse der Checkliste

Industrieprozesse mit Flächenrelevanz	Gefährliche Stoffe?	Biodiv Hotspot?	Schutzgebiet?	Kein Naturschutz während der Nutzung?	Kein Restaurierungsplan vorhanden?
Tone	Nein	Nein	Nein	Ja	Ja
Sand	Nein	Nein	Nein	Ja	Ja

Das qualitative Screening ergibt, dass für die Zementherstellung der Prozess der Bereitstellung des Rohstoffs Kalkmergel auf Grund der Flächenokkupation > 10% erfasst werden muss. Der Prozess der Bereitstellung des Energieträgers Braunkohle muss ebenfalls erfasst werden, da die Datenverfügbarkeit hoch ist. Die Bereitstellung der Rohstoffe Tone und Sand müssen auf Grund der Abfrage der Biodiversitätsaspekte abgeschätzt werden und steigt eine Stufe auf. Dagegen kann die Bereitstellung von Petrolkoks vernachlässigt werden.

Somit ergibt sich für Tone und Sand folgende Ergebnismatrix:

Tone, Sand

Flächenproduktivität[%]	> 10	e	e	e
	1-10	a	a	e
	< 1	v	a	e
		2	1	0
		Rang des Zulieferers		

Abbildung 3-11: geänderte Ergebnismatrix für Tone und Sand nach Checklistenüberprüfung

Die entgültige Ergebnismatrix für die Zementherstellung kann nun wie folgt dargestellt werden:

	Tone, Sand		
Kalkmergel →	e	e	a
Braunkohle →	e	a	a
	e	a	v ← Petrolkoks, Erdgas, Heizöl, Diesel

Abbildung 3-12: Entgültige Ergebnismatrix für Zementherstellung

4 Potentialfelder für ausgewählte Regionen

Hauptautoren: Ulrike Eberle, Eva Schmincke, Peggy Schwendt

In Kapitel 4 werden ausgewählte WWF-Ecoregions beschrieben und für Biodiversitätswirkungen relevante Parameter (im Sinne von Einflussfaktoren) für jede Ecoregion identifiziert. Im Folgenden werden den Parametern entsprechend Potentialfelder entwickelt. Dies veranschaulicht zum einen die beschriebene Potentialfeldmethode anhand von Beispielen und zum anderen werden einige der Ecoregions in die in Kapitel 7 vorgestellten Fallstudien eingebunden.

Jeder Beschreibung der einzelnen Ecoregions ist ein Factsheet in tabellarischer Form vorangestellt, aus dem wichtige Eckdaten entnommen werden können. Die Daten stammen aus den jeweiligen Beschreibungen der Ecoregions von WWF und WildFinder bzw. der zugehörigen Datenbank. Aufgeführt sind neben dem Namen und Code der Ecoregion das Biom (auch major habitat type, MHT), zu dem die Ecoregion gehört (Klassifizierung nach OLSON et al. 2001), sowie die Fläche in km² (Genauigkeit 1.000 km²). Außerdem sind die Anzahl aller verzeichneten Arten und die Anzahl endemischer Arten angegeben. Abschließend sind der Ecoregion-Faktor und der Erhaltungszustand (engl.: conservation status, CS) genannt. Bei letzterem steht „1“ für „kritisch“, „2“ für „gefährdet“, „3“ für „intakt“.

Da sich die Methode „Biodiversity Impact Assessment“ noch in der Entwicklung befindet, wurden für die Erstellung der Potentialfelder entsprechend dem in Kapitel 3.2.5 beschriebenen Vorgehen, basierend auf Expertengesprächen und eigenen Einschätzungen einige Setzungen festgelegt und Annahmen getroffen. Diese sind als Näherung und Diskussionsgrundlage zu verstehen, um überhaupt über eine Grundlage für die Erprobung und weitere Entwicklung der Methode bereitzustellen.

Die Auswahl der Parameter (im Sinne von Einflussfaktoren) ist mitunter sehr Fallstudien-spezifisch. Eine Verallgemeinerung und somit das Erreichen einer Allgemeingültigkeit der Potentialfunktionen war nicht in jedem Fall möglich. Im Zuge der Weiterentwicklung der Methode müssen diese ersten Definitionen validiert bzw. ggf. angepasst werden. Dieser Aspekt wird in Kapitel 8 (Diskussion) noch einmal aufgegriffen und diskutiert.

4.1 Atlantic Mixed Forests (PA0402)

Tabelle 4-1: Factsheet zur Ecoregion Atlantic Mixed Forests PA0402

Name	Atlantic Mixed Forests	Artenzahl	390
Code	PA0402	endem. Arten	-
Biom	Temperate Broadleaf and Mixed Forests	Faktor	1,284
Fläche	399.000 km ²	CS	1

Die „Atlantic Mixed Forests“ zeigen Küstenvegetationen in Dünen und Heidelandschaften, die für salzige Böden geeignet sind. Entlang der südwestlichen Küste Frankreichs finden sich natürliche und gepflanzte Pinienwälder, welche zahlreiche seltene Arten, vor allem Vogelarten

ten, beherbergen. Die Fläche der Ecoregion weist nur noch teilweise natürliche Vegetation auf, der größte Teil wurde in Kultur genommen.

Abbildung 4-1 zeigt die geographische Lage der Ecoregion PA0402 (Weltkarte mit allen terrestrischen Ecoregions: WWF TEOW 2006, Ausschnitt mit eingezeichneter Ecoregion PA0402: Screenshot des WWF WildFinders (WWF 2006)).



Abbildung 4-1: Geographische Lage der Ecoregion Atlantic Mixed Forests PA0402

Die Parameter und Beitragsfunktionen für die Ecoregion PA0402 wurden fallspezifisch im Kontext der Fallstudie Zement ermittelt und erstellt. Dies dient vorübergehend als Grundlage zur Weiterentwicklung der Potentialfunktionen der Ecoregion. Allgemeingültigkeit wurde im Rahmen dieser Fallstudie nicht angestrebt.

Unter den gegebenen Einschränkungen wurden folgende erste Parameter zur Beschreibung der Biodiversität in der Region ermittelt:

- Wanderbiotope
- Seltenheit
- Lebensraumvielfalt

Wanderbiotope

Je mehr Fläche in einem Tagebau, z.B. einem Steinbruch, als Wanderbiotop ausgewiesen ist, desto höher ist der Beitrag für die Biodiversität. Der marginale Gewinn an Biodiversität durch mehr Fläche als Wanderbiotop fällt umso geringer aus je mehr Fläche schon als Wanderbiotop besteht. Es handelt sich um eine Kurve vom Typ 2 (siehe Kapitel 3.2.5).

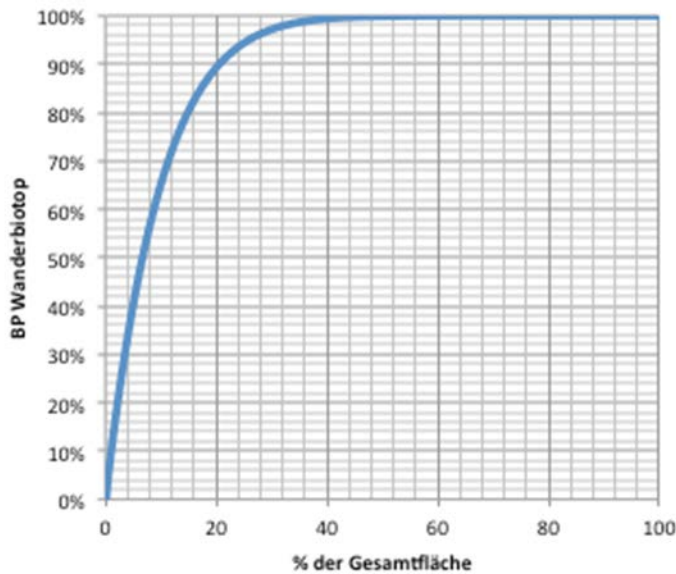


Abbildung 4-2: Beitragskurve Flächenanteil Wanderbiotope Ecoregion PA0402

Entsprechend dem in Kapitel 3.2.5 beschriebenen Vorgehen und basierend auf Expertengesprächen und eigenen Einschätzungen wird folgende Formel zugrunde gelegt:

Formel 16

$$y = b(x - c)^a + d$$

mit a = 8, b = -1, c = 1, d = 1

Seltenheit

Als Seltenheitsparameter wird der Anteil ähnlicher Flächen wie den Flächentyp der untersuchten Fläche an der Gesamtfläche eines bestimmten Umkreises um die untersuchte Fläche bezeichnet. Der Radius wird interimsmäßig auf 20 km mit Mittelpunkt im Zentrum der untersuchten Fläche gesetzt. Im Fall Steinbruch wird eine Kreisfläche mit Radius 20km um den Mittelpunkt des Steinbruchs betrachtet, da der Steinbruch klein ist im Verhältnis zur gesamten betrachteten fläche. wird Es untersucht, wieviel Fläche, die dem untersuchten Steinbruch ähnelt – z.B. weitere Steinbrüche oder Felsformationen - in der Fläche eines Umkreises von 20 km zu finden sind. Im Fall eines Tagebaus wird geprüft, wie viel dem Tagebau ähnliche Flächen in der Fläche eines Umkreises von 20 km mit Mittelpunkt im Zentrum des Tagebaus zu finden sind. Die Referenzfläche ist die Fläche des Kreises mit 20 km Radius Mit zunehmendem Prozentanteil an ähnlichen Flächen nimmt die Biodiversität am Anfang steil, dann weniger steil ab. Es handelt sich um eine Kurve vom Typ 1 (siehe Kapitel 3.2.5).

Entsprechend dem in Kapitel 3.2.5 beschriebenen Vorgehen und basierend auf Expertengesprächen und eigenen Einschätzungen wird folgende Formel zugrunde gelegt:

Formel 17

$$y = b(x - c)^a + d$$

mit a = 12, b = 1, c = 1, d = 0,01

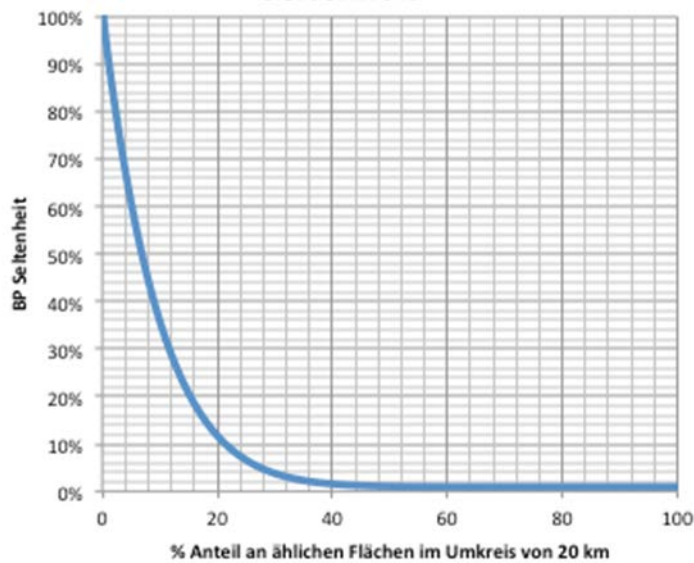


Abbildung 4-3: Beitragskurve Seltenheit Ecoregion PA0402

Lebensräume

Die Naturschutzrelevanz der Lebensräume oder Habitattypen auf einer beanspruchten Fläche wird ebenfalls für die Bewertung von Prozessen herangezogen, welche die Nutzung des Bodens verhindern (etwa Steinbrüche, Tagebau oder Bodenversiegelung). Hier wird berücksichtigt, dass der Eingriff in die Landschaft zwar lokal zu einer Reduzierung der Artenzahl führt, aber ggf. für die gesamte Ecoregion betrachtet zu einer grösseren Artenvielfalt beitragen kann. Dieser Parameter ist ähnlich gelagert wie der Seltenheitsparameter und trägt ebenfalls zur Aufwertung des Umfelds bei. Die Einteilung in fünf Stufen lässt sich nach den Hauptkriterien und mit Hilfe der Erläuterung und Beispiele aus Literaturangaben schätzen (siehe Tabelle 4-2). Eine Artenzählung ist nicht nötig, ggf. aber zusätzliche Recherche.

In Industrieländern bestehen für die meisten Steinbrüche und für versiegelnden Anlagen auf Grund von naturschutzrechtlichen Auflagen (Umweltverträglichkeitsprüfung, Ausgleichsverfahren) Kenntnisse über die Bedeutung der Fläche in der Region. Mit Hilfe der Bewertungsstufen, die im Auftrag der Zementindustrie erarbeitet wurden (VDZ 2003), lässt sich dies quantifizieren.

Eine Beitragskurve im Sinne der anderen Parameter (Wanderbiotope, Seltenheit, siehe oben) wird für den Parameter überregionale Bedeutung nicht definiert. Stattdessen werden die Werte für das Biodiversitätspotential direkt aufgelistet (siehe Tabelle 4-2).

Tabelle 4-2: Biodiversitätspotential in Abhängigkeit des Parameters Lebensräume

Aggregierte Bewertung	Beschreibung	Beispiel
Sehr hoch BP = 100%	Abbaustätten mit besonderer, gesamtstaatlicher Bedeutung für seltene und gefährdete Arten. Lebensgemeinschaften, Biotop- und Vegetationstypen. Refugialraum für Arten, Lebensgemeinschaften, Biotop- und Vegetationstypen, die in der Kulturlandschaft weitgehend verschwunden sind. Oligotrophe Ökosysteme mit Spitzenarten der Roten Listen. Hohe Bedeutung für den Biotopverbund. Im Vergleich zum Umfeld sind die Artenzahlen erhöht.	Bsp.: Vorkommen von Arten oligotropher Kalkflachmoore (außerhalb des Alpenvorlandes) und Kalk-Magerrasen. Arten- und individuenreiche Fledermauskolonien in Stollenanlagen
Hoch BP = 75%	Abbaustätten mit überörtlicher und regionaler Bedeutung für den Arten und Naturschutz. Ausweichbiotop für Arten der umliegenden Kulturlandschaft. Bedeutung für den Biotopverbund und Vernetzungsfunktion für Teilpopulationen des Umfeldes. Im Vergleich zum Umfeld sind vergleichbare Artenzahlen vorhanden. Hoher Anteil stenöker Arten.	Orchideenreiche Magerrasen und Magerraseninitialen in Teilbereichen der Abbaustätten. Libellenvorkommen in ephemeren Steinbruchgewässern
Mittel BP = 50%	Gebiete mit örtlicher Bedeutung für den Arten- und Naturschutz. Oligotrophente Arten und Arten der Roten Liste sind selten. Abbaustätten besitzen nur mittlere bis geringe Funktion als Ausweichbiotop. Die Artenzahlen sind im Vergleich zum Umfeld geringer. Euryöke Arten überwiegen.	Vorwiegend euryöke und individuenarme Vorkommen von Laufkäfern in betriebenen Steinbrüchen
Gering BP = 25%	Abbaustätten mit geringer örtlicher Bedeutung für den Arten- und Naturschutz. Wertgebende Arten fehlen vollständig. Die Artenzusammensetzung ist im Vergleich zum Umfeld stark verringert. Stenöke Arten fehlen weitgehend. Geringe bis keine Funktion als Ausweichbiotop.	Artenarme Heuschrecken-vorkommen in betriebenen Steinbrüchen mit geringem Anteil an temporär stillgelegten bis stillgelegten Teilbereichen
Sehr gering BP 0%	Abbaustätten ohne Bedeutung für den Arten- und Naturschutz. Es sind keine oligotrophen Systeme mit wertgebenden Arten vorhanden. Die Artenzahlen im Vergleich sind zum Umfeld stark verringert bzw. Arten fehlen weitgehend.	Bsp.: Keine autochthonen Fischvorkommen in Steinbruchgewässern betriebener Abbaustätten

Aggregation

Die Biodiversitätsbeiträge der o.g. Parameter Wanderbiotope ($x_{PA0402,1}$) und landschaftliche Seltenheit ($x_{PA0402,2}$) werden miteinander multipliziert. Aus dem gemeinsamen Biodiversitätsbeitrag der beiden Parameter und dem des Parameters Lebensräume ($x_{PA0402,3}$) wird das arithmetische Mittel gebildet. Es ergibt sich folgende Formel für das Biodiversitätspotenzial der Ecoregion:

Formel 18

$$BV_{PA0402} = \frac{BV_{PA0402,1} \cdot BV_{PA0402,2} + BV_{PA0402,3}}{2}$$

4.2 Western European Broadleaf Forest (PA0445)

Tabelle 4-3: Factsheet zur Ecoregion Western European Broadleaf Forests PA0445

Name	Western European Broadleaf Forests	Arten	380
Code	PA0445	endem. Arten	-
Biom	Temperate broadleaf and mixed forests	Faktor	1,262
Fläche	492.000 km ²	CS	1

Die Ecoregion Western European Broadleaf Forests ist seit Jahrtausenden kulturell geprägt. In vielen Ländern, die Flächenanteile an der Ecoregion besitzen, sind traditionelle Kulturlandschaften von hohem naturschutzfachlichen Wert. Vor der Ausbreitung menschlicher Zivilisationen war die Ecoregion stark von Wäldern geprägt. Die Wälder der Ecoregion sind charakterisiert durch hochgewachsene dominante Baumarten und einer Zwischenebene ausgewachsener aber niedrigerer Arten. Die unteren beiden Ebenen bilden Sträucher und schließlich Gräser und Kräuter. Die Biodiversität ist vor allem bodennah.

Viele Arten dieser Ecoregion reagieren sehr empfindlich auf eine Teilung ihrer Habitate. Zudem sind viele bodennahe Arten nicht in der Lage, entwaldete Gebiete zu überqueren. Das Erholungspotential der Wälder ist hoch, jedoch kann der Verlust lokaler Prädatoren einen hohen Kaskadeneffekt auf Struktur und Ökologie haben (WWF 2015 a).

Abbildung 4-4 zeigt die Lage der Ecoregion PA0445 (Weltkarte mit allen terrestrischen Ecoregions: WWF TEOW 2006, Ausschnitt mit eingezeichneter Ecoregion PA0445: Screenshot des WWF WildFinders (WWF 2006)).



Abbildung 4-4: Geographische Lage der Ecoregion Western European Broadleaf Forests PA0445

Im Folgenden werden Parameter für die Ecoregion PA0445 vorgestellt und deren Beitragsfunktionen entwickelt. Die Auswahl der Parameter erfolgt fallspezifisch basierend insbesondere auf der Fallstudie Rindfleisch (Kapitel 7.3) und in zweiter Linie auf der Fallstudie Zement (Kapitel 7.5). Diese vorläufige Entwicklung von Potentialfunktionen kann zwar keine Allgemeingültigkeit abbilden, stellt jedoch eine Basis für die weitere Entwicklung dar und ermöglicht eine Erprobung der Methode.

Entsprechend der entwickelten Methode werden im Folgenden Eingangsparameter für die Ecoregion PA0445 vorgestellt:

- Pestizideinsatz
- Düngemiteinsatz
- Biomassenutzung
- Konnektivität (Anteil Kleinstrukturen an der Fläche)
- Agrobiodiversität

Pestizideinsatz

Der Einsatz von Pestiziden hat immer negative Auswirkungen auf Biodiversität, da die Stoffe die Funktion haben – je nach Wirkungsspektrum – unerwünschte Pflanzen (Herbizide), Tiere (Insektizide, Acarizide, Rhodentizide etc.) oder Pilze (Fungizide) abzutöten.

Trotz Regeln zur guten landwirtschaftlichen Praxis können Wirkstoffe auch in angrenzende Ökosysteme ausgetragen werden und dort zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung und ggf. Artenzahl führen.

Als Indikator für den Pestizideinsatz wird hier das → Ökotoxizitätspotenzial verwendet, das mit der Wirkungsabschätzungsmethode USEtox[®] (ROSENBAUM et al. 2008) ermittelt wird und in der Einheit CTU ausgedrückt wird. CTU steht für „comparative toxic unit“, d.h. für eine Größe, mit der toxische Wirkungen vergleichbar gemacht werden. Es werden akute Humantoxizität, chronische Humantoxizität und Ökotoxizität unterschieden. Für die Potentialfeldmethode ist die Ökotoxizität ausschlaggebend.

Der Pestizideinsatz wird über den Eintrag des Ökotoxizitätspotenzials pro Hektar und Jahr quantifiziert. Dabei wird das Ökotoxizitätspotenzial von 0 bis 300 CTUe/ha auf den Achsenabschnitt von 0 bis 1 normiert. Entsprechend dem in Kapitel 3.2.5 beschriebenen Vorgehen

und basierend auf Expertengesprächen und eigenen Einschätzungen wird folgende Formel zugrunde gelegt:

Formel 19

$$y = \frac{b}{x^a + c} + d$$

mit $a = 1,25$, $b = 0,01$, $c = -0,009902$, $d = 0,0099$

Normiert auf den Definitionsbereich $[0, 300]$ ergibt dies folgende Kurve:

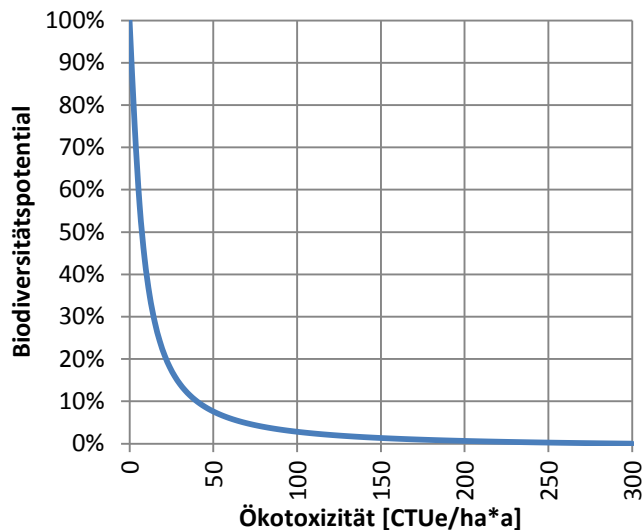


Abbildung 4-5: Beitragskurve Pestizideintrag Ecoregion PA0445

Düngemittleinsatz

Der Einsatz von Düngemitteln in der Landwirtschaft hat zum Ziel, bessere Erträge zu erzielen. Zu diesem Zweck werden den Kulturpflanzen Nährstoffe – in der Regel Stickstoff, Phosphor und Kalium – in resorbierbarer Form zugeführt.

Von besonders hoher Relevanz für die Biodiversität ist, wenn zu viel Düngemittel ausgebracht wird, Flächen also überdüngt werden (Eutrophierung). Bei Überdüngung konzentriert sich die Betrachtung in der Regel auf die Einträge von Stickstoff und Phosphor. Eutrophierung kann sowohl in aquatischen Ökosystemen auftreten (aquatische Eutrophierung) als auch in Landökosystemen (terrestrische Eutrophierung).

Durch anthropogen herbeigeführte Nährstoffeinträge in terrestrische Ökosysteme können schädliche Wirkungen eintreten. So können zum Beispiel stickstoffliebende Pflanzen das überreiche Stickstoffangebot besser nutzen als andere Arten, sie wachsen schneller und ausladender und überwuchern andere Arten. So verändert sich in der Folge die Artenzusammensetzung des Ökosystems, häufig verringert sich die Anzahl der Arten bei gleichzeitiger Erhöhung der Individuenzahl einzelner Arten.

Dies kann durch den Indikator Stickstoffüberschuss ausgedrückt werden. Der Düngemittelüberschuss wird als Stickstoffüberschuss pro Hektar und Jahr quantifiziert.

Entsprechend dem in Kapitel 3.2.5 beschriebenen Vorgehen und basierend auf Expertengesprächen und eigenen Einschätzungen wird folgende Formel zugrunde gelegt:

Formel 20

$$y(t) = A + \frac{K - A}{(1 + Qe^{-B(t-M)})^{1/v}}$$

mit $A = 0$, $B = -50$, $K = 1$, $M = 0,25$, $Q = 5$, $v = 5$

Normiert auf den Definitionsbereich $[0, 300]$ ergibt dies folgende Kurve:

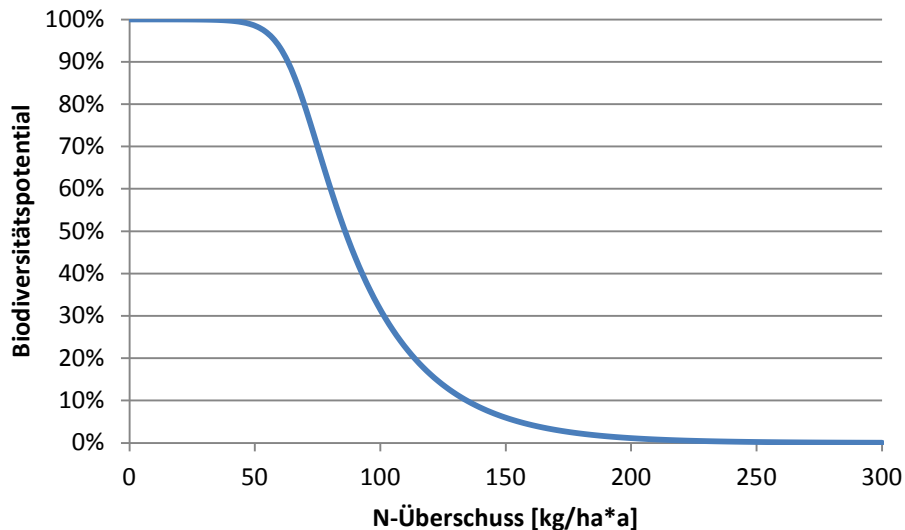


Abbildung 4-6: Beitragskurve Stickstoffüberschuss Ecoregion PA0445

Der Stickstoffüberschuss wird in kg N ausgedrückt.

Biomassenutzung

Der Eingangsparameter Biomassenutzung beschreibt, welcher Anteil der vorhandenen Biomasse der Fläche entnommen wird. Für Biodiversität ist dies insbesondere relevant, weil die Nettoprimärproduktion die Basis ist für alle weiteren → Trophiestufen. Dies kann durch den Indikator Anteil der Entnahme der Nettoprimärproduktion ausgedrückt werden. Für die Biomassenutzung wird die entfernte Biomasse als Anteil an der Nettoprimärproduktion der Fläche quantifiziert.

Entsprechend dem in Kapitel 3.2.5 beschriebenen Vorgehen und basierend auf Expertengesprächen und eigenen Einschätzungen wird folgende Formel zugrunde gelegt:

Formel 21

$$y = m(x - a) + b$$

mit $a = 0$, $b = 1$, $m = -1$

Dies ergibt folgende Kurve:

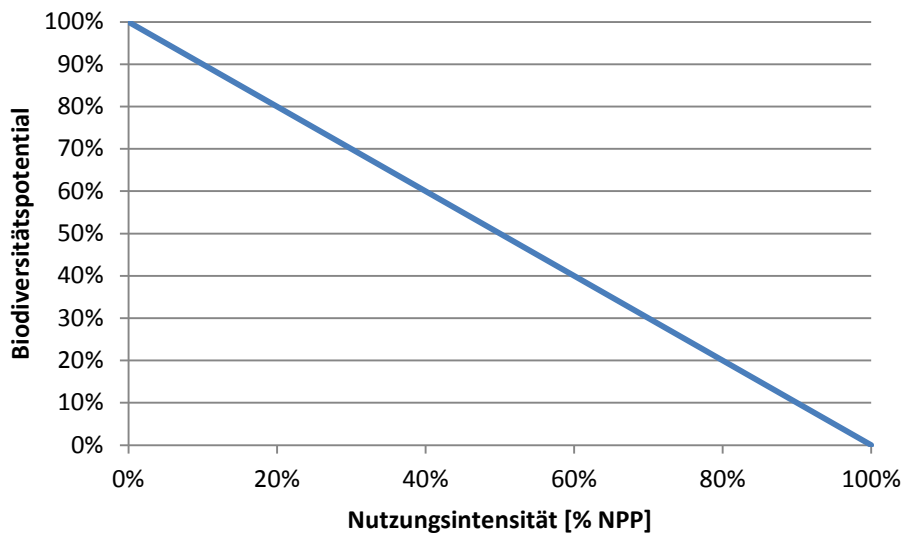


Abbildung 4-7: Beitragskurve Biomasseentnahme Ecoregion PA0445

Die Biomasseentfernung wird in Prozent ausgedrückt und im Fall der vorliegenden Fallstudie geschätzt.

Für viele Flächen, insbesondere kulturell geprägte Flächen, erhöht es die Biodiversität, wenn ein wenig Biomasse entzogen wird. Entsprechend sollte die Kurve von links (keine Biomasseentnahme) ausgehend erst ansteigen, dann wieder abfallen. Dennoch lässt sich die abfallende Gerade in Abbildung 4-7 als erste Näherung verstehen. Sie gilt vor allem für weitgehend naturnahe Flächen, bei denen die Entnahme von Biomasse einen negativen Einfluss auf das Regenerations- und Akkumulationspotenzial hat. In Zukunft kann der Zusammenhang zwischen Biomasseentnahme als Indikator für die Nutzungsintensität und dem Biodiversitätspotenzial auf einer Fläche detaillierter einbezogen werden.

Konnektivität

Mit dem Eingangsparameter „Konnektivität“ wird der Anteil Kleinstrukturen an der Fläche bestimmt. Kleinstrukturen in agrarisch genutzten Flächen haben einen positiven Einfluss auf Biodiversität. Sie können für einige Arten als eigenständige Habitats und für andere Arten als Trittsteine dienen. In Deutschland wird ein „Verzeichnis der regionalen Kleinstrukturanteile“ (JKI 2004 a) durch das Julius-Kühn-Institut (JKI) geführt, dem sowohl der Status Quo als auch die Soll-Werte auf Gemeindeebene entnommen werden können.

Kleinstrukturen werden in flächen- und linienförmige Kleinstrukturen unterschieden, folgende Kleinstrukturen werden berücksichtigt (JKI 2015):

Flächenförmige Kleinstrukturen:

- Feldgehölze,
- Kleine Waldfläche bis 1 ha,
- Kleine Grünlandflächen bis 1 ha,
- Heideflächen innerhalb der Pufferzone,

- Feuchtbiotopflächen in der Pufferzone,
- Verkehrsbegleitgrün,
- Friedhofsflächen, Grünanlagen und Parks.

Bei linienförmigen Kleinstrukturen werden Säume erfasst, bspw. Straßensäume, Hecken oder Säume an Fließgewässern.

Als Indikator wird der sog. Biotopindex – der Anteil Kleinstrukturen an der Agrarfläche ohne Dauergrünland (JKI 2015) – verwendet.

Die Konnektivität wird durch den Flächenanteil von Kleinstrukturen an der Fläche beschrieben. Entsprechend dem in Kapitel 3.2.5 beschriebenen Vorgehen und basierend auf Expertengesprächen und eigenen Einschätzungen wird folgende Formel zugrunde gelegt:

Formel 22

$$y = b(x - c)^a + d$$

mit $a = 10$, $b = -1$, $c = 1$, $d = 1$

Dies ergibt folgende Kurve:

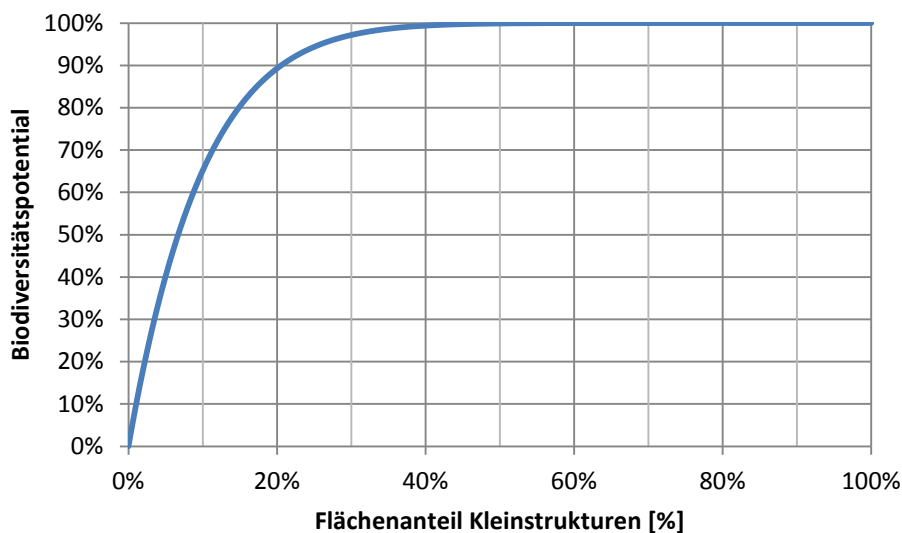


Abbildung 4-8: Beitragskurve Konnektivität Ecoregion PA0445

Agrobiodiversität

Der Eingangsparameter Agrobiodiversität beschreibt im Biodiversity Impact Assessment die Anzahl der landwirtschaftlich genutzten Arten (Agrobiodiversität), also der Arten, die ausgesät werden. Nicht berücksichtigt wird hier gentechnisch verändertes Saatgut sowie Dauergrünland. Der zweite Eingangsparameter zu Agrobiodiversität beschreibt die kultivierten Arten pro Betrieb und Jahr. Wenn eine Fläche brach liegt, wird dies derzeit im Biodiversity Impact Assessment wie eine Art gezählt.

Entsprechend dem in Kapitel 3.2.5 beschriebenen Vorgehen und basierend auf Expertengesprächen und eigenen Einschätzungen wird folgende Formel zugrunde gelegt:

Formel 23

$$y = e \cdot \log_a(b(x - c)) + d$$

mit $a = e$ (EULER'sche Zahl), $b = 1$, $c = -0,01$, $d = 1$, $e = 0,217$

Normiert auf den Definitionsbereich $[0, 11]$ ergibt dies folgende Kurve:

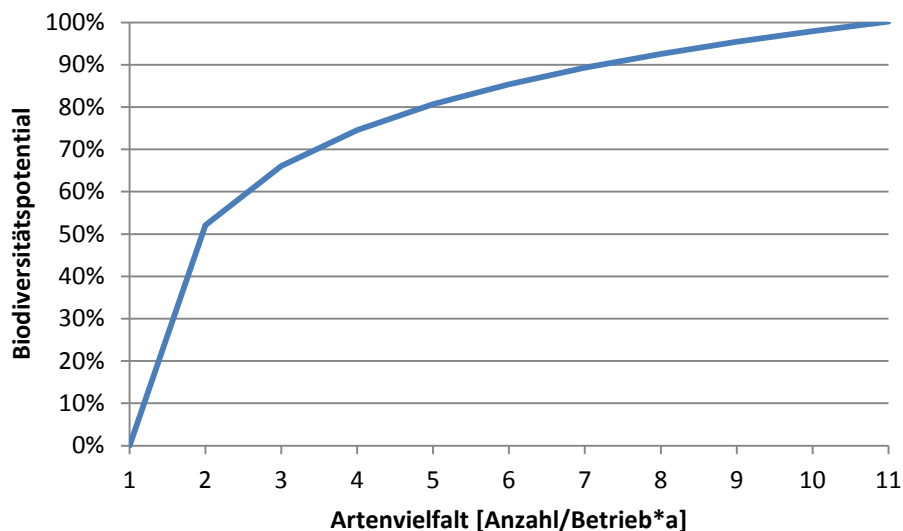


Abbildung 4-9: Beitragskurve Agrobiodiversität Ecoregion PA0445

Aggregation

Die Biodiversitätsbeiträge der o.g. Parameter Pestizideinsatz ($x_{PA0445,1}$), Düngemittleinsatz ($x_{PA0445,2}$), Biomasseentnahme ($x_{PA0445,3}$), Konnektivität ($x_{PA0445,4}$) und Agrobiodiversität ($x_{PA0445,5}$) werden gleich gewichtet und addiert. Es ergibt sich folgende Formel für das Biodiversitätspotenzial der Ecoregion:

Formel 24

$$BV_{PA0445} = 0,2 (BV_{PA0445,1} + BV_{PA0445,2} + BV_{PA0445,3} + BV_{PA0445,4} + BV_{PA0445,5})$$

4.3 Scandinavian and Russian Taiga (PA0608)

Tabelle 4-4: Factsheet zur Ecoregion Scandinavian and Russian Taiga PA0608

Name	Scandinavian and Russian Taiga	Arten	369
Code	PA0608	endem. Arten	1
Biom	Boreal forests/Taiga	Faktor	1,177
Fläche	2.157.000 km ²	CS	1

Aufgrund des kalten und trockenen Klimas verbunden mit nährstoffarmen Böden wird die Ecoregion Scandinavian and Russian Taiga von Nadelhölzern dominiert. In bodennahen Bereichen sind Moose und Flechten stark vertreten. Die Region ist gekennzeichnet durch einen eher geringen Artenreichtum und Endemismus. Die meisten Arten sind weit über die Ecoregion verbreitet.

Die Regeneration entwickelter Wälder dauert sehr lange auf Grund der durch Klima und Böden determinierten Wachstumsmöglichkeiten. Viele größere Wirbeltiere reagieren empfindlich auf anthropogene Einflüsse sowie auf sauren Regen oder andere Formen der Verschmutzung (WWF 2015b).

In Abbildung 4-10 wird die geographische Lage der Ecoregion PA0608 veranschaulicht (Weltkarte mit allen terrestrischen Ecoregions: WWF TEOW 2006, Ausschnitt mit eingezeichneter Ecoregion PA0608: Screenshot des WWF WildFinders (WWF 2006)).



Abbildung 4-10: Geographische Lage der Ecoregion Scandinavian and Russian Taiga PA0608

Im Folgenden werden Parameter für die Ecoregion PA0608 vorgestellt und deren Beitragsfunktionen entwickelt. Die Auswahl der Parameter erfolgt fallspezifisch basierend auf der Fallstudie Papier (Kapitel 7.2). Diese vorläufige Entwicklung von Potentialfunktionen kann zwar keine Allgemeingültigkeit abbilden, stellt jedoch eine Basis für die weitere Entwicklung dar und ermöglicht eine Erprobung der Methode.

Für die Ecoregion PA0608 werden elf Parameter gesetzt, die in fünf Gruppen zusammengefasst sind:

- Alterstruktur
 - Anzahl alte Bäume
 - Anzahl junge Bäume
- Heimische Vegetation
 - Anzahl heimische Baumarten
 - Flächenanteil exotische Vegetation
- Totholz
 - Menge Totholz I
 - Menge Totholz II
 - Menge Totholz III
- Schutzgebiete

- Flächenanteil Schutzflächen
- Anzahl Mikrobiotope
- Flächenanteil Mikrobiotope
- Störungen
 - Feuerereignisse pro Jahr

Die Altersstruktur bezieht sich auf die Bäume, die die Ecoregion prägen. Für eine hohe Biodiversität ist eine gemischte Altersstruktur wichtig, denn Bäume unterschiedlichen Alters bieten unterschiedlichen Arten Lebensraum bzw. dienen ihnen als Nahrungsquelle. Von diesen Arten hängen weitere ab, die als Konsumenten höherer Ordnung von diesen leben oder mit ihnen in einem kooperativen Verhältnis stehen.

Die heimische Vegetationsvielfalt ist aus demselben Grund wichtig für eine hohe Biodiversität: Unterschiedliche Arten von Pflanzen bieten unterschiedlichen Arten Lebensraum bzw. dienen ihnen als Nahrungsquelle. Die Erfassung der kompletten Artenvielfalt wäre wünschenswert, der Parameter wird aber zur Vereinfachung auf die heimischen Baumarten beschränkt. Darüber hinaus ist es wichtig, die heimische Flora und nicht importierte exotische Flora zu erhalten und so dem Attribut „Verteilung“ von Biodiversität gerecht zu werden (siehe Kapitel 2.2 sowie MEA 2005).

Totholz ist der wichtigste Parameter schlechthin in den meisten Wäldern und die Ecoregion PA0608 ist von Wald dominiert. Dabei ist wichtig, dass das vorhandene Totholz auch eine gewisse Vielfalt aufweist. Insbesondere die Bandbreite der Zersetzungsstadien ist relevant. Auch hier gilt, dass Totholz in unterschiedlichen Stadien unterschiedlichen Arten Lebensraum bietet bzw. ihnen als Nahrungsquelle dient.

Schutzgebiete können nach unterschiedlichen Strategien ausgewiesen werden. Zur Definition der Biodiversitätspotenzialfunktion im Sinne dieser Methode werden die zwei Strategien „pauschal und großflächig“ und „gezielt und kleinflächig“ unterschieden (siehe unten). Der Begriff „Schutzgebiet“ ist hier nicht im Sinne eines rechtlichen Status gemeint, sondern im Sinne einer Fläche, die von der Nutzung (z.B. durch die Forstwirtschaft) ausgenommen ist. Im Englischen Forstwirtschaftsjargon werden sie „set-aside areas“ genannt. Werden Flächen „pauschal“ ausgewiesen, so ist der Wert der Flächen für die Biodiversität klar von der Größe der Schutzgebiete abhängig. Flächen können auch „gezielt“ ausgewiesen werden, also nur die lokalen Hotspots. Dies sind in der Ecoregion PA0608 insbesondere Mikrobiotope, an denen spezielle Standortbedingungen herrschen, die sich sonst in der breiten Fläche nicht finden. Mikrobiotope sind naturgemäß klein, u.U. nur 1 m², aber sie können auch größere Flächen entlang von Übergangstreifen zwischen unterschiedlichen Ökosystemen abdecken.

Die wichtigste Störung in der Ecoregion PA0608 ist Feuer. Brände zerstören i.d.R. den Wald nicht vollständig, sondern lichten das Unterholz. Gesunde Bäume werden am unteren Stamm oberflächlich verkohlt, überleben aber. Eine Reihe von Tier- und Pflanzenarten ist auf die so entstehenden frisch verbrannten Flächen angewiesen.

Altersstruktur

Es wird die Altersstruktur des stehenden Holzes auf einer Fläche erfasst. Dazu werden zwei Parameter aufgenommen: Die Anzahl alter Bäume und die Anzahl junger Bäume, jeweils pro Hektar. Die Kategorien wurden im Gespräch mit den Experten als „jünger als 20 Jahre“ und „älter als 150 Jahre“ gesetzt. Die Kategorie „alt“ hätte auch bei 80 oder 100 Jahren beginnen

können, wurde aber bewusst eher am oberen Ende der diskutierten Werte gesetzt, um eine vorsichtige Bewertung zu gewährleisten. Bäume mittleren Alters werden nicht separat erfasst, sondern es wird davon ausgegangen, dass sie aufgrund ihrer wirtschaftlichen Bedeutung nicht knapp sind.

Für beide Parameter wird der jeweils einzelne Biodiversitätsbeitrag mit einer ansteigenden Kurve vom Typ 2 beschrieben (siehe Abbildung 3-5 in Kapitel 3.2.5), allerdings über unterschiedlichen Definitionsbereichen. Die Kurven wurden im Expertengespräch zunächst qualitativ diskutiert. Die Form lässt sich nicht exakt, aber doch plausibel festlegen. Eine Typ 2-Kurve verläuft von links unten (0, 0) nach rechts oben (1, 1), und zwar in einem Bogen oberhalb der Diagonalen. Wenige junge bzw. alte Bäume sind für die Biodiversität sehr wertvoll und der marginale Wert zusätzlicher junger bzw. alter Bäume nimmt aber mit ihrer absoluten Anzahl ab. Die Kurve beginnt also steil und wird mit steigenden Eingangswerten flacher. Im Expertengespräch stellte sich heraus, dass diese Tendenz gegeben, aber nicht besonders stark ist, d.h. der Bogen verläuft nicht besonders weit oberhalb der Diagonalen. Ab etwa 100 jungen Bäumen und 20 alten Bäumen pro Hektar ist der Beitrag der Altersdurchmischung des Baumbestands als „hoch“ zu verstehen. Implizit bedeutet dies, dass darüber hinaus keine signifikante Steigerung der Biodiversität zu erwarten ist.

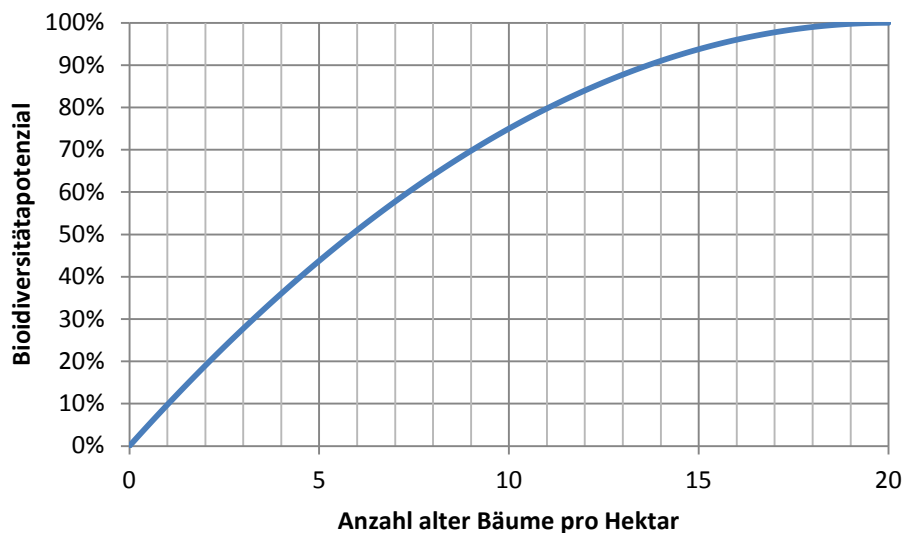


Abbildung 4-11: Beitragskurve alte Bäume

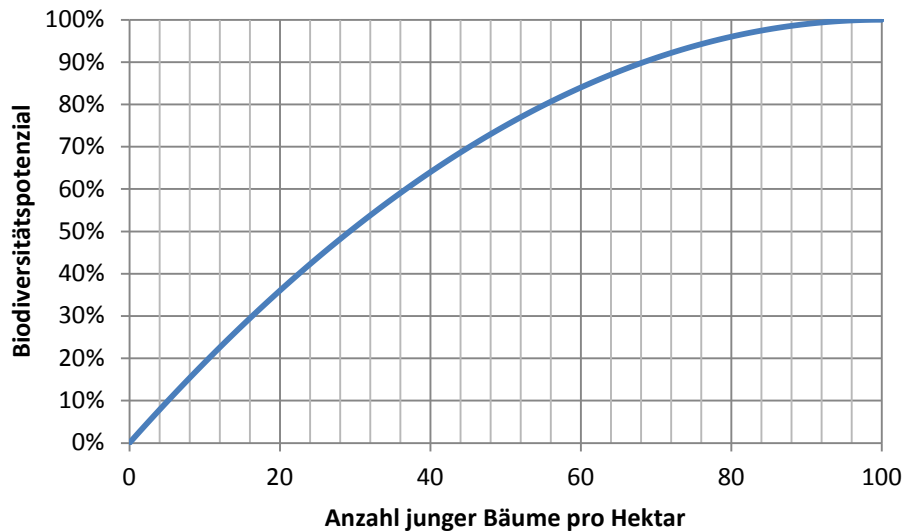


Abbildung 4-12: Beitragskurve junge Bäume

Die konkrete mathematische Ausformulierung der Funktionen, mit denen die Kurven dargestellt werden, dient der Anpassung an die semi-quantitativ besprochenen Kurven. Die Funktionen gelten jeweils für Parameterwerte auf den Achsenabschnitt von 0 bis 20 bzw. 0 bis 100 Bäume/Hektar.

Formel 25

$$BV_{PA0608,A}(x_A) = b \left(\left(\frac{x_A}{20} \right) - c \right)^a + d$$

Formel 26

$$BV_{PA0608,B}(x_B) = b \left(\left(\frac{x_B}{100} \right) - c \right)^a + d$$

mit $a = 2$, $b = -1$, $c = 1$, $d = 1$; $x_A \in [0; 20]$; $x_B \in [0; 100]$

Die konkreten Werte der Konstanten a bis d sind nötig, um die Form der Kurve (siehe oben) zu erreichen. Die Grundfunktion wird mit den Konstanten an die Beschreibung der Kurve herangeführt. Es ergeben sich also die Konstanten in der Gleichung aus der Form der Kurve, nicht andersherum.

Der Beitrag der beiden Parameter alte Bäume ($x_{PA0608,A}$) und junge Bäume ($x_{PA0608,B}$) wird multipliziert und ergibt den Beitrag des Parameters „Altersstruktur“. So ist sichergestellt, dass nur eine genügend hohe Dichte junger und alter Bäume gemeinsam einen hohen Biodiversitätsbeitrag leistet. Es ist nicht möglich, einen hohen Biodiversitätsbeitrag nur über junge oder alte Bäume alleine zu erreichen.

Formel 27

$$BV_{PA0608,1} = BV_{PA0608,A} \cdot BV_{PA0608,B}$$

Wenn beispielsweise ein Beitrag 10% ist und der andere 90%, dann ist der gemeinsame Beitrag des Parameters „Altersstruktur“ 9%. Das wäre deutlich weniger als bei Aggregation nach dem arithmetischen Mittel (50%). Die Aggregation wird also stark durch den niedrigeren der beiden Werte dominiert.

Heimische Vegetation

Es wird die Vielfalt der heimischen Baumarten auf einer Fläche erfasst (als Artenzahl/km²). Der Zusammenhang mit der Biodiversität eines Flächenelements wird durch eine ansteigende Kurve des Typs 2 beschrieben (siehe Abbildung 3-5 in Kapitel 3.2.5). Die Kurve wurde im Expertengespräch zunächst qualitativ diskutiert. Die Form lässt sich nicht exakt, aber doch plausibel festlegen. Eine Typ 2-Kurve verläuft von links unten (0, 0) nach rechts oben (1, 1), und zwar in einem Bogen oberhalb der Diagonalen. Wenige heimische Baumarten sind für die Biodiversität sehr viel wertvoller als keine. Der marginale Wert zusätzlicher heimischer Baumarten nimmt aber mit ihrer absoluten Anzahl ab. Die Kurve beginnt also steil und wird mit steigenden Eingangswerten flacher. Im Expertengespräch stellte sich heraus, dass diese Tendenz stark ist, d.h. der Bogen verläuft deutlich oberhalb der Diagonalen. Es sind in der Ecoregion nicht besonders viele Baumarten pro km² zu erwarten und Stellen mit mehr als fünf Baumarten sind oft Biodiversitäts-Hotspots. Die Kurve steigt nicht weiter ab der absoluten Anzahl heimischer Baumarten in der Ecoregion (etwa 25, je nach Zählweise), aber ein hoher Biodiversitätsbeitrag (> 80%) wird bereits ab 10 Baumarten erreicht, um dem oben beschriebenen Umstand gerecht zu werden.

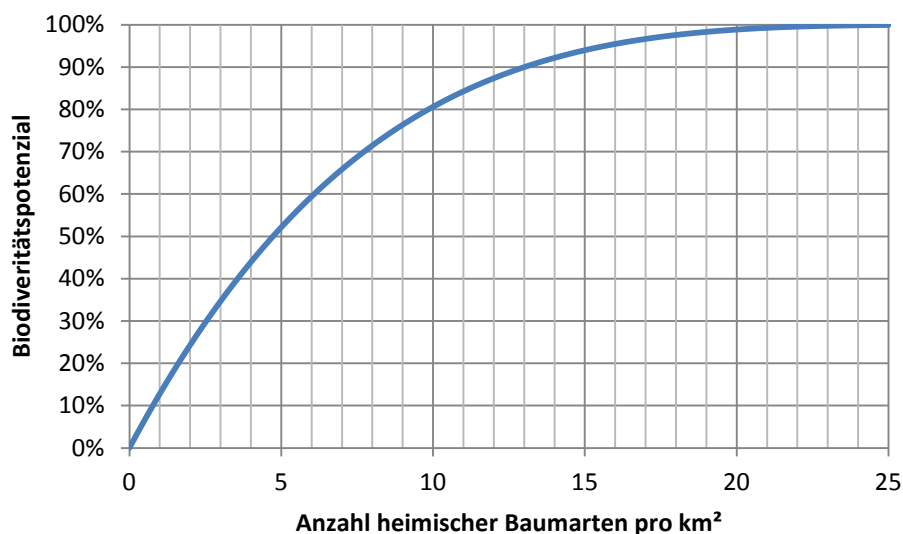


Abbildung 4-13: Beitragskurve heimische Baumarten

Die konkrete mathematische Ausformulierung der Funktion, mit der die Kurve dargestellt wird, dient der Anpassung an die semi-quantitativ besprochene Kurve. Die Funktion gilt für Parameterwerte auf dem Achsenabschnitt von 0 bis 25 heimische Baumarten/km².

$$BV_{PA0608,C}(x_C) = b \left(\frac{x_C}{25} - c \right)^a + d$$

mit $a = 4$, $b = -0,5$, $c = 1,19$, $d = 1$; $x_C \in [0; 25]$

Zusätzlich wird der Anteil nicht-heimischer (exotischer) Vegetation an der Fläche erfasst (in Prozent der Fläche). Der Zusammenhang mit der Biodiversität eines Flächenelements wird durch eine absteigende Kurve des Typs 3 beschrieben (siehe Abbildung 3-5 in Kapitel 3.2.5). Die Kurve wurde im Expertengespräch zunächst qualitativ diskutiert. Die Form lässt sich nicht exakt, aber doch plausibel festlegen. Eine absteigende Typ 3-Kurve verläuft von links oben (0, 1) nach rechts unten (1, 0), und zwar in einer S-förmigen Doppelkurve. Keine exotische Vegetation ist für die Biodiversität am besten, aber ein gewisser Anteil ist tolerierbar. Ab einem gewissen Punkt nimmt die marginale Beeinträchtigung der Biodiversität durch zusätzliche exotische Vegetation zu. Die Elemente der Biodiversität, die eine flächenmäßige Dominanz exotischer Vegetation tolerieren, halten sich bis zu einem nicht-heimischen Flächenanteil von quasi 100%. Die Kurve beginnt also flach und zeigt mit steigenden Eingangswerten zunächst steiler abwärts und wird bei hohen Eingangswerten wieder etwas flacher (die angesprochene S-förmige Doppelkurve, wie ein umgekehrter Sättigungseffekt). In Absprache mit den Experten wurde ein Flächenanteil von etwa einem Drittel als Kippunkt gesetzt. Die Doppelkurve ist relativ schwach ausgeprägt, d.h. der Bogen verläuft ab dem Kippunkt mehr oder weniger in der Nähe der Diagonalen bis zum Punkt (1, 0).

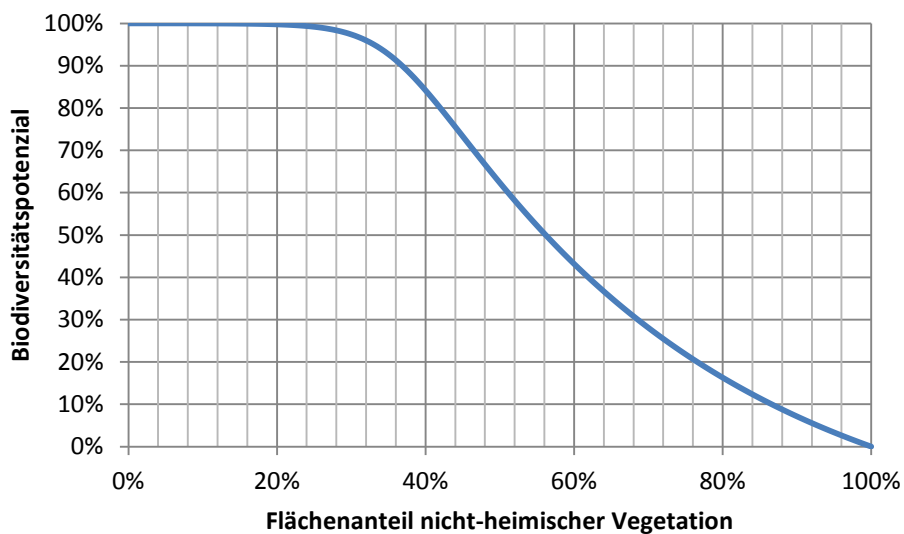


Abbildung 4-14: Beitragskurve nicht-heimische Vegetation

Die konkrete mathematische Ausformulierung der Funktion, mit der die Kurve dargestellt wird, dient der Anpassung an die semi-quantitativ besprochene Kurve. Die Funktion gilt für Parameterwerte auf dem Achsenabschnitt von 0 bis 1 (entsprechend 0% bis 100%) Flächenanteil.

Formel 29

$$BV_{PA0608,D}(x_D) = A + \frac{K - A}{(1 + Qe^{-B(x_D - M)})^{1/v}}$$

mit $A = -0,251$, $B = -25$, $K = 1$, $M = 0,45$, $Q = 10$, $v = 10$; $x_D \in [0; 1]$

Der Beitrag der beiden Parameter Anzahl heimischer Baumarten ($x_{PA0608,C}$) und Flächenanteil nicht-heimischer Vegetation ($x_{PA0608,D}$) wird multipliziert und ergibt den Beitrag des Parameters „heimische Artenvielfalt“. So ist sichergestellt, dass nur eine hohe Artenvielfalt und ein niedriger Anteil nicht-heimischer Vegetation gemeinsam einen hohen Biodiversitätsbeitrag leisten. Ein geringer Flächenanteil mit sehr diverser heimischer Vegetation ergibt einen niedrigen Biodiversitätsbeitrag, ebenso wie ein großer Flächenanteil mit nur einer heimischen Baumart.

Formel 30

$$BV_{PA0608,2} = BV_{PA0608,C} \cdot BV_{PA0608,D}$$

Wenn beispielsweise ein Beitrag 10% ist und der andere 90%, dann ist der gemeinsame Beitrag des Parameters „heimische Vegetation“ 9%. Das wäre deutlich weniger als bei Aggregation nach dem arithmetischen Mittel (50%). Die Aggregation wird also stark durch den niedrigeren der beiden Werte dominiert.

Totholz

Totholz wird in drei Klassen eingeteilt, die unterschiedlichen Verwesungsstadien entsprechen. In den Ländern, die Anteile an der Ecoregion PA0608 haben, existieren unterschiedliche, nicht kompatible Klassifizierungssysteme für Totholz, daher wird für Biodiversity Impact Assessment ein sehr einfaches System mit drei Klassen definiert. Jede Klasse wird in Festmeter (m^3) pro Hektar aufgenommen und als einzelner Parameter geführt. Klasse I sind gerade abgestorbene Bäume. Klasse II sind Stämme, deren Äste und Rinde abfallen. Klasse III sind Stämme, die selbst schon zerfallen. Es wird eine Kurve für den Zusammenhang mit der Biodiversität definiert, die für alle drei Parameter gilt, allerdings über unterschiedlichen Intervallen (siehe unten).

Für alle drei Parameter wird der jeweils einzelne Biodiversitätsbeitrag mit einer ansteigenden Kurve vom Typ 3 beschrieben (siehe Abbildung 3-5 in Kapitel 3.2.5), allerdings über unterschiedlichen Definitionsbereichen. Die Kurven wurden im Expertengespräch zunächst qualitativ diskutiert. Die Form lässt sich nicht exakt, aber doch plausibel festlegen. Eine aufsteigende Typ 3-Kurve verläuft von links unten (0, 0) nach rechts oben (1, 1), und zwar in einer s-förmigen Doppelkurve. Für jede Klasse gilt: Wenig Totholz ist für die Biodiversität zwar wertvoll, aber der marginale Wert zusätzlichen Totholzes steigt mit der absoluten Menge. Ab einem gewissen Wert stellt sich ein Sättigungseffekt ein und der marginale Wert zusätzlichen Totholzes geht gegen null. Die Kurve beginnt also flach und wird mit steigenden Eingangswerten erst steiler, dann bei hohen Eingangswerten wieder flacher bis sie ein Plateau erreicht und nicht weiter steigt. Im Expertengespräch stellte sich heraus, dass diese Tendenz gegeben, aber nicht besonders stark ist, d.h. die Doppelkurve ist relativ schwach ausgeprägt. Dass die Kurve über $10 m^3/ha$ (respektive 30 bzw. $20 m^2/ha$) nicht weiter steigt, bedeutet implizit, dass darüber hinaus keine signifikante Steigerung der Biodiversität zu erwarten ist.

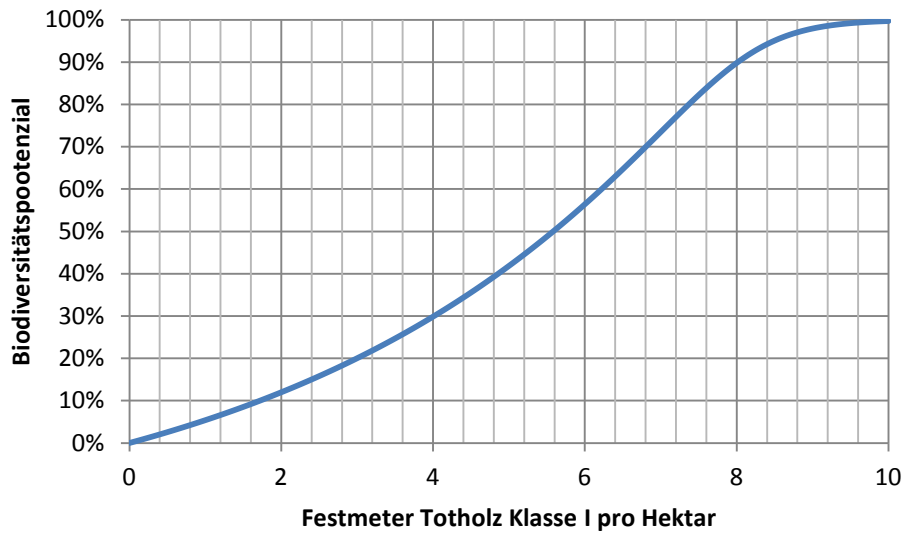


Abbildung 4-15: Beitragskurve Totholz Klasse I

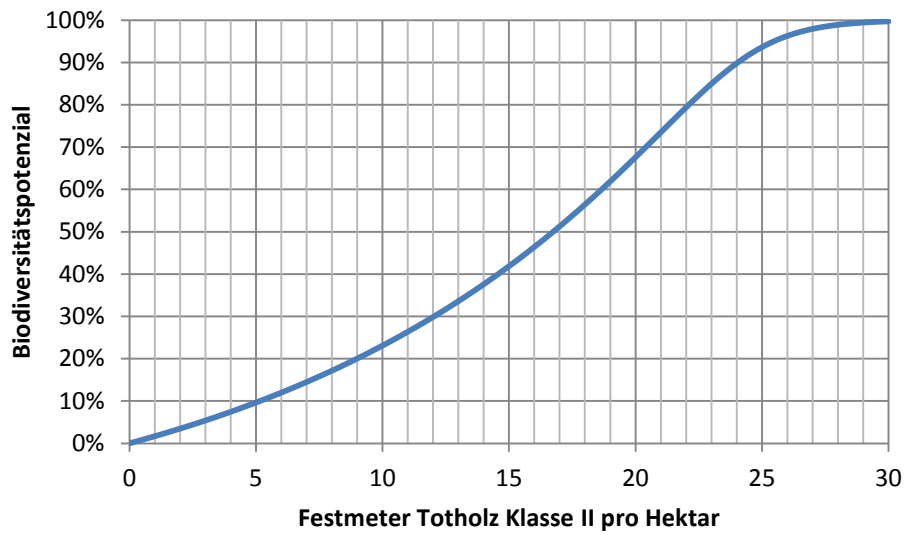


Abbildung 4-16: Beitragskurve Totholz Klasse II

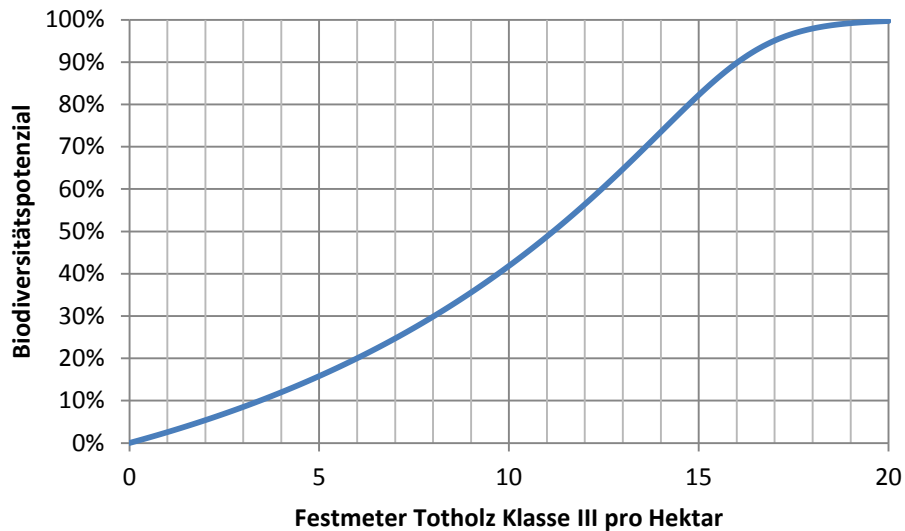


Abbildung 4-17: Beitragskurve Totholz Klasse III

Die konkrete mathematische Ausformulierung der Funktionen, mit denen die Kurven dargestellt werden, dient der Anpassung an die semi-quantitativ besprochenen Kurven. Die Funktionen gelten jeweils für Parameterwerte auf den Achsenabschnitt von 0 bis 10, 0 bis 30 und 0 bis 20 m³/ha.

Formel 31

$$BV_{PA0608,E}(x_E) = A + \frac{K - A}{(1 + Qe^{-B(\frac{x_E}{10} - M)})^{1/v}}$$

Formel 32

$$BV_{PA0608,F}(x_F) = A + \frac{K - A}{(1 + Qe^{-B(\frac{x_F}{30} - M)})^{1/v}}$$

Formel 33

$$BV_{PA0608,G}(x_G) = A + \frac{K - A}{(1 + Qe^{-B(\frac{x_G}{20} - M)})^{1/v}}$$

mit $A = -0,244$, $B = -20$, $K = 1$, $M = 0,7$, $Q = 10$, $v = 10$; $x_E \in [0; 10]$; $x_F \in [0; 30]$; $x_G \in [0; 20]$

Der gemeinsame Biodiversitätsbeitrag der drei Parameter Totholz Klasse I ($x_{PA0608,E}$), Klasse II ($x_{PA0608,F}$) und Klasse III ($x_{PA0608,G}$) ist das geometrische Mittel ihrer einzelnen Beiträge. Ist einer der drei Einzelbeiträge null, so ist der gemeinsame Beitrag des Parameters „Totholz“ (PA0608,3) auch null. Hohe Mengen von einer oder zwei Klassen Totholz können durchaus einen gewissen Biodiversitätsbeitrag erreichen, sofern die anderen Einzelbeiträge nicht null sind, aber nur einen niedrigen.

$$BV_{PA0608,3} = \sqrt[3]{BV_{PA0608,E} \cdot BV_{PA0608,F} \cdot BV_{PA0608,G}}$$

Die Aggregation wird allerdings weniger stark durch die niedrigen Werte dominiert als die Multiplikation bei den Parametern „Altersstruktur“ und „heimische Vegetation“. Man könnte sagen, sie ist nicht so streng. Wenn beispielsweise der Beitrag einer Klasse 10% ist und der Beitrag der beiden anderen Klassen 90%, dann ist der gemeinsame Beitrag des Parameters „Totholz“ 43%. Das wäre weniger als bei Aggregation nach dem arithmetischen Mittel (63%), aber mehr als bei Aggregation durch Multiplikation (8%).

Schutzgebiete

Nicht genutzte Flächen („set-aside areas“ im forstwirtschaftlichen Jargon) werden im Sinne dieses Dokuments pauschal „Schutzgebiete“ genannt und gehen auf dreierlei Weise in das Biodiversitätspotenzial der Ecoregion Scandinavian and Russian Taiga ein. Es wird der Anteil von (pauschal ausgewiesenen) Schutzgebieten an einer Fläche erfasst, die Anzahl (gezielt) geschützter Mikrobiotope und die Fläche (gezielt) geschützter Mikrobiotope. Die drei Parameter und ihr jeweiliger Biodiversitätsbeitrag werden im Folgenden erläutert.

Der erste der drei Parameter, die sich auf Schutzgebiete beziehen, ist der Anteil von Schutzgebieten. Er wird als Flächenanteil dimensionslos bzw. in Prozent ausgedrückt. Der Biodiversitätsbeitrag des Parameters wird durch eine ansteigende Kurve vom Typ 3 beschrieben (siehe Abbildung 3-5 in Kapitel 3.2.5), die im Expertengespräch zunächst qualitativ diskutiert wurde. Die Form lässt sich nicht exakt, aber doch plausibel festlegen. Eine aufsteigende Typ 3-Kurve verläuft von links unten (0, 0) nach rechts oben (1, 1), und zwar in einer s-förmigen Doppelkurve. Für den Flächenanteil von „set-aside areas“ gilt: Wenig Fläche ist für die Biodiversität zwar wertvoll, aber der marginale Wert zusätzlicher Schutzflächen steigt mit dem Anteil. Ab einem gewissen Wert stellt sich ein Sättigungseffekt ein und der marginale Wert zusätzlicher Schutzflächen geht gegen null. Die Kurve beginnt also flach und wird mit steigenden Eingangswerten erst steiler, dann bei hohen Eingangswerten wieder flacher bis sie ein Plateau erreicht und nicht weiter steigt. In Absprache mit den Experten wurde ein Flächenanteil von etwa zwei Drittel als Punkt zur Erreichung des Plateaus gesetzt. Die Doppelkurve ist relativ schwach ausgeprägt, d.h. der Bogen verläuft vom Ausgangspunkt (0, 0) mehr oder weniger in der Nähe der Diagonalen bis zum Beginn des Plateaus etwa bei $(\frac{2}{3}, 0,95)$. An diesem Punkt ist beinahe der höchste Biodiversitätsbeitrag erreicht, der durch die Einrichtung von „set-aside areas“ erreichbar ist, und eine signifikante Steigerung der Biodiversität ist durch diesen Parameter alleine nicht möglich.

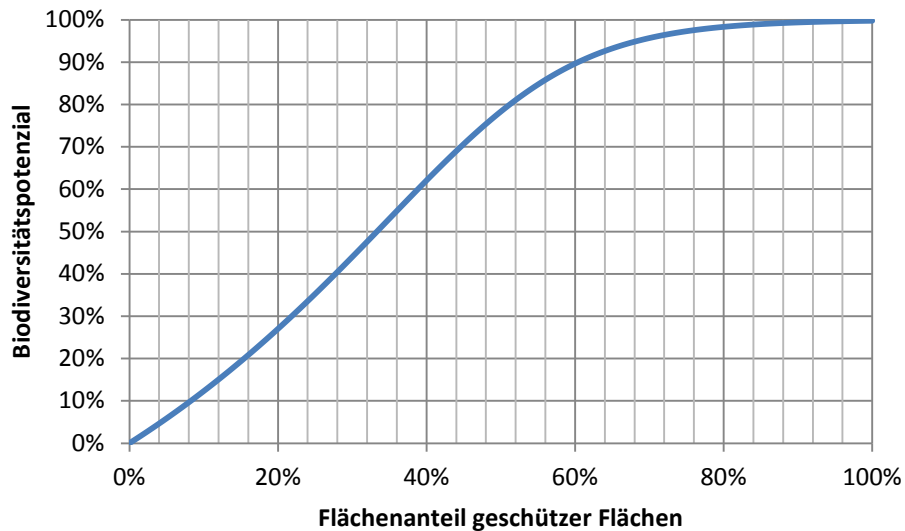


Abbildung 4-18: Beitragskurve geschützte Flächen

Die konkrete mathematische Ausformulierung der Funktion, mit der die Kurve dargestellt wird, dient der Anpassung an die semi-quantitativ besprochene Kurve. Die Funktion gilt für Parameterwerte auf dem Achsenabschnitt von 0 bis 1 (entsprechend 0% bis 100%) Flächenanteil.

Formel 35

$$BV_{PA0608,G}(x_H) = A + \frac{K - A}{(1 + Qe^{-B(x_H - M)})^{1/v}}$$

mit $A = -0,562$, $B = 10$, $K = 1$, $M = 0,05$, $Q = 100$, $v = 5$; $x_H \in [0; 1]$

Die Anzahl geschützter Mikrobiotope wird als Anzahl pro Hektar erfasst. Dabei werden nur diejenigen gezählt, die kartiert und entsprechend geschützt sind. Der Zusammenhang mit der Biodiversität eines Flächenelements wird durch eine ansteigende Kurve des Typs 2 beschrieben (siehe Abbildung 3-5 in Kapitel 3.2.5). Die Kurve wurde im Expertengespräch zunächst qualitativ diskutiert. Die Form lässt sich nicht exakt, aber doch plausibel festlegen. Eine Typ 2-Kurve verläuft von links unten (0, 0) nach rechts oben (1, 1), und zwar in einem Bogen oberhalb der Diagonalen. Wenige Mikrobiotope sind für die Biodiversität sehr viel wertvoller als keine. Der marginale Wert zusätzlicher Mikrobiotope nimmt aber mit ihrer absoluten Anzahl ab. Die Kurve beginnt also steil und wird mit steigenden Eingangswerten flacher. Im Expertengespräch stellte sich heraus, dass diese Tendenz mittelmäßig stark ausgeprägt ist, d.h. der Bogen verläuft etwas oberhalb der Diagonalen. Ein hoher Biodiversitätsbeitrag von 80-90% wird im Bereich von 10-15 Mikrobiotopen pro Hektar erreicht (präziser ließ sich die Aussage im Rahmen der Fallstudie „Papier“ [Kapitel 7.2] nicht treffen). Oberhalb von 15 Mikrobiotopen pro Hektar ist durch den Parameter „Anzahl Mikrobiotope“ alleine keine signifikante Steigerung der Biodiversität mehr zu erwarten.

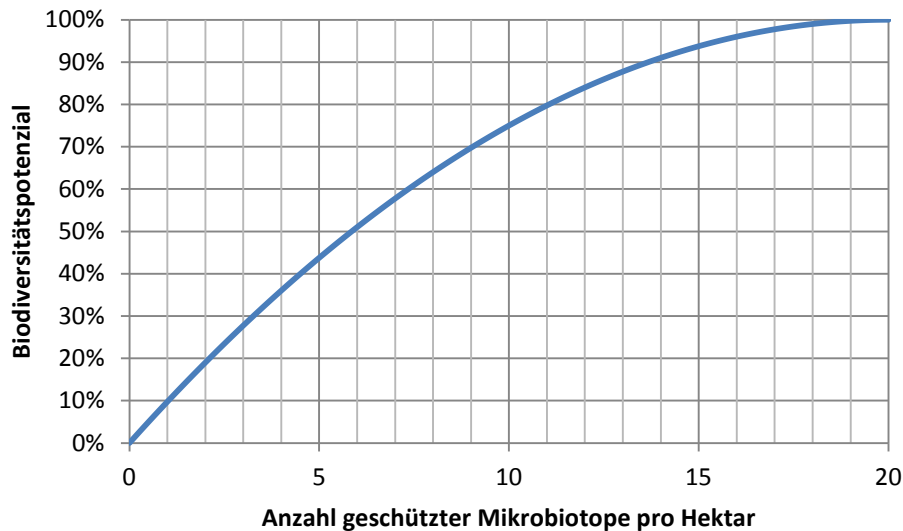


Abbildung 4-19: Beitragskurve Mikrobiotope [Anzahl/ha]

Die konkrete mathematische Ausformulierung der Funktion, mit der die Kurve dargestellt wird, dient der Anpassung an die semi-quantitativ besprochene Kurve. Die Funktion gilt für Parameterwerte auf dem Achsenabschnitt von 0 bis 20 Mikrohabitate pro Hektar.

Formel 36

$$BV_{PA0608,G}(x_I) = b \left(\frac{x_I}{20} - c \right)^a + d$$

mit $a = 2$, $b = -1$, $c = 1$, $d = 1$; $x_I \in [0; 20]$

Die Fläche geschützter Mikrobiotope wird als Flächenanteil in Prozent ausgedrückt. Dabei werden nur diejenigen gezählt, die kartiert und entsprechend geschützt sind. Der Biodiversitätsbeitrag des Parameters wird durch eine ansteigende Kurve vom Typ 3 beschrieben (siehe Abbildung 3-5 in Kapitel 3.2.5), die im Expertengespräch zunächst qualitativ diskutiert wurde. Die Form lässt sich nicht exakt, aber doch plausibel festlegen. Eine aufsteigende Typ 3-Kurve verläuft von links unten (0, 0) nach rechts oben (1, 1), und zwar in einer s-förmigen Doppelkurve. Für den Flächenanteil von Mikrobiotopen gilt: Wenig Fläche ist für die Biodiversität zwar wertvoll, aber der marginale Wert zusätzlicher Mikrobiotope steigt mit dem Anteil. Ab einem gewissen Wert stellt sich ein Sättigungseffekt ein und der marginale Wert zusätzlicher Schutzflächen geht gegen null. Die Kurve beginnt also flach und wird mit steigenden Eingangswerten erst steiler, dann bei hohen Eingangswerten wieder flacher bis sie ein Plateau erreicht und nicht weiter steigt. Im Expertengespräch stellte sich heraus, dass diese Tendenz gegeben, aber nicht besonders stark ist. Die S-förmige Doppelkurve ist erkennbar, bleibt aber nah an der Diagonalen. Ein hoher Biodiversitätsbeitrag ist zwischen 3% und 5% Flächenanteil Mikrobiotope erreichbar. Ab 5% ist der höchste Biodiversitätsbeitrag erreicht, der durch den Flächenanteil Mikrobiotope erreichbar ist, und eine signifikante Steigerung der Biodiversität ist durch diesen Parameter alleine nicht möglich.

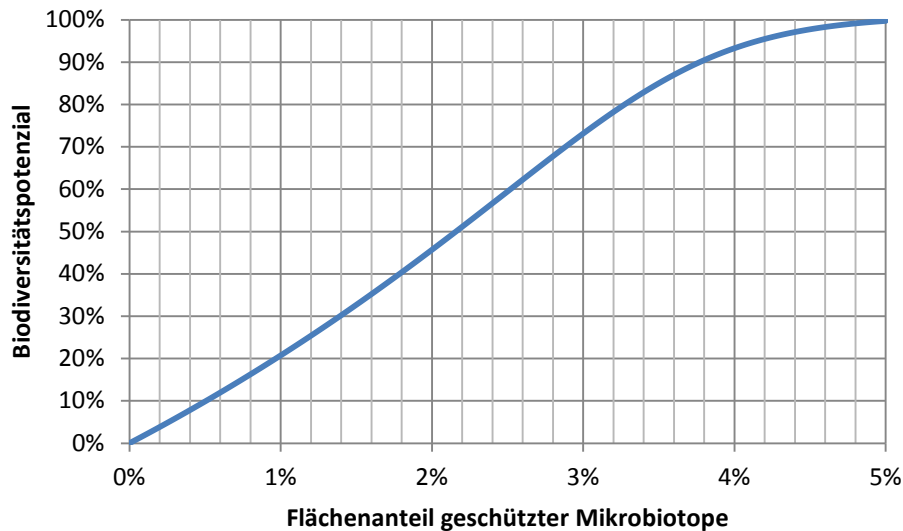


Abbildung 4-20: Beitragskurve Anteil geschützte Mikrobiotope

Die konkrete mathematische Ausformulierung der Funktion, mit der die Kurve dargestellt wird, dient der Anpassung an die semi-quantitativ besprochene Kurve. Die Funktion gilt für Parameterwerte auf dem Achsenabschnitt von 0 bis 0,05 (entsprechend 0% bis 5%) Flächenanteil.

Formel 37

$$BV_{PA0608,G}(x_j) = A + \frac{K - A}{(1 + Qe^{-B(\frac{x_j}{0,05} - M)})^{1/v}}$$

mit $A = -0,939$, $B = 10$, $K = 1,01$, $M = 0,5$, $Q = 10$, $v = 10$; $x_i \in [0; 0,05]$

Der gemeinsame Biodiversitätsbeitrag der drei Parameter ungenutzte Flächen ($x_{PA0608,H}$), Anzahl Mikrobiotope ($x_{PA0608,I}$) und Flächenanteil Mikrobiotope ($x_{PA0608,J}$) ist das Maximum ihrer einzelnen Beiträge. Die drei Parameter stehen für unterschiedliche Ansätze der Erfassung und sind als Alternativen zu verstehen. Ein hoher Biodiversitätsbeitrag der Parametergruppe „Schutzgebiete“ kann auf dreierlei Weise erreicht werden: (1) über große Flächen, (2) über eine hohe Dichte punktuell ausgesparter Mikrobiotope, oder (3) über den gezielten Schutz der wertvollsten Flächen. Es ist nicht nötig, die drei Parameter gegeneinander auszubalancieren wie in anderen Parametergruppen.

Formel 38

$$BV_{PA0608,4} = \max\{BV_{PA0608,H}, BV_{PA0608,I}, BV_{PA0608,J}\}$$

Beispielsweise lässt sich ein hoher Biodiversitätsbeitrag von ca. 90% erreichen durch Nutzungsverzicht auf 60% einer Untersuchungsfläche, durch eine Dichte von etwa 14 Mikrobiotopen pro Hektar oder durch den Schutz von Mikrobiotopen, die zusammen etwa 3,8% der Untersuchungsfläche ausmachen.

Störungen

Feuer als regional relevante Störung wird erfasst als die Fläche aller Brände in m^2 pro km^2 pro Jahr. Der Biodiversitätsbeitrag des Parameters wird durch eine auf- und absteigende Kurve vom Typ 4 beschrieben (siehe Abbildung 3-5 in Kapitel 3.2.5), die im Expertengespräch zunächst qualitativ diskutiert wurde. Die Kurve, die den Biodiversitätsbeitrag von Feuer beschreibt, zeigt ein breites Optimum im Bereich von ca. $60\text{--}80 \text{ m}^2/\text{km}^2\text{a}$. $20 \text{ m}^2/\text{km}^2\text{a}$ machen für die Biodiversität nur einen geringen Unterschied. Bei deutlich mehr oder deutlich weniger Bränden ist die Biodiversität geringer, da entweder die Arten, die auf Feuer angewiesen sind, keinen Lebensraum finden, oder so viel Fläche abbrennt, dass der Wald als Ökosystem nicht mehr funktioniert. Typischerweise wird die Biodiversität der Ecoregion eher durch zu wenige Brände gefährdet, da die Forstwirte Brände zu verhindern versuchen.

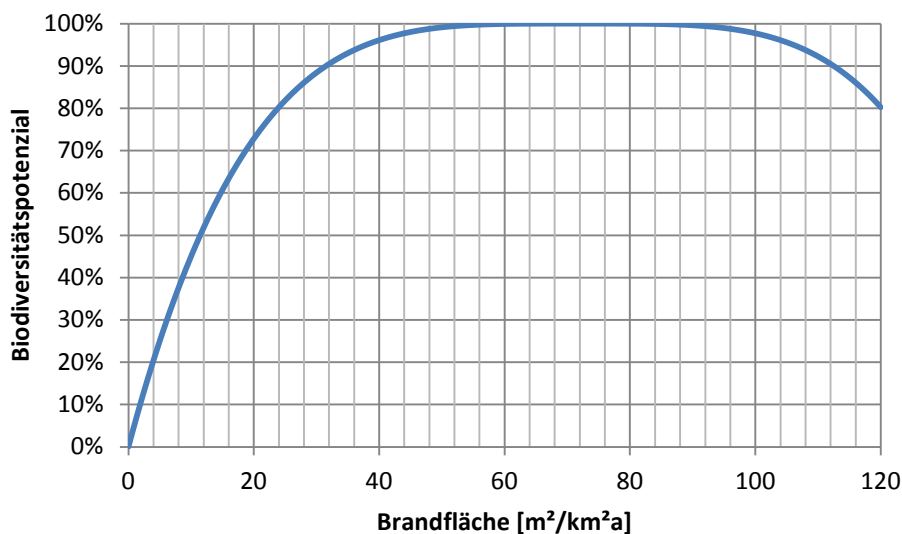


Abbildung 4-21: Beitragskurve Feuer [$\text{m}^2/\text{km}^2\text{a}$]

Die konkrete mathematische Ausformulierung der Funktion, mit der die Kurve dargestellt wird, dient der Anpassung an die semi-quantitativ besprochene Kurve. Die Funktion gilt für Parameterwerte auf dem Achsenabschnitt von 0 bis $120 \text{ m}^2/\text{km}^2\text{a}$. Mehr als 120 m^2 Brandfläche pro km^2 und Jahr sind nicht vorgesehen, aber theoretisch ließe sich der Definitionsbereich der Funktion in dieser Richtung erweitern.

Formel 39

$$BV_{PA0608,5}(x_K) = b \left(\frac{x_K}{120} - c \right)^a + d$$

mit $a = 4$, $b = -7,71$, $c = 0,6$, $d = 1$; $x_K \in [0; 120]$

Ein hoher Biodiversitätsbeitrag von ca. 90% lässt sich nach oben stehender Gleichung erreichen durch das Zulassen von Bränden oder das gezielte Feuerleben auf einer Fläche von $40\text{--}100 \text{ m}^2$ je km^2 Forstfläche im Jahr. Die etwas eigenwillige Einheit $\text{m}^2/\text{km}^2\text{a}$ bricht die regionale Bedeutung von Feuer als Störungsmechanismus in der Taiga herunter auf den Beitrag überschaubarer Flächen.

Aggregation

Die Biodiversitätsbeiträge der Parameter Alterstruktur ($BV_{PA0608,1}$), heimische Arten ($BV_{PA0608,2}$), Totholz ($BV_{PA0608,3}$), Schutzgebiete ($BV_{PA0608,4}$) und Störungen ($BV_{PA0608,5}$) werden gewichtet und addiert. Ohne weitere Information läge es nahe, alle fünf Parametergruppen gleich zu gewichten. So würde jede mit dem Faktor $1/5 = 0,2$ in die Berechnung des Biodiversitätspotenzials eingehen. Die im Experteninterview gesetzten Gewichtungsfaktoren weichen etwas davon ab. Totholz wird etwas höher gewichtet (Faktor 0,3), da nach Aussage der Experten Totholz eine sehr zentrale Rolle in den Wäldern der Taiga spielt. Falls es nötig wäre, einen einzelnen Parameter als Repräsentation für den Zustand der Biodiversität in der Ecoregion zu wählen, so würde man die verfügbare Totholzmenge wählen. Störungen werden etwas niedriger gewichtet (Faktor 0,1), da sie im größeren räumlichen Kontext relevant sind, aber die Bedeutung von Feuer als zentralem Störungsmechanismus auf der Ebene einzelner Schläge schwierig zu quantifizieren ist. Zudem ist die Aussagekraft der Größe „Anzahl Brände“ ohne qualifizierende Aussagen zur Fläche und zur Intensität der Brände eher gering. Es ergibt sich folgende Gleichung für das Biodiversitätspotenzial der Ecoregion PA0608:

Formel 40

$$BV_{PA0608} = 0,2BV_{PA0608,1} + 0,2BV_{PA0608,2} + 0,3BV_{PA0608,3} + 0,2BV_{PA0608,4} + 0,1BV_{PA0608,5}$$

Kein Parameter alleine, auch keine Gruppe zusammengefasster Parameter reicht für ein hohes Biodiversitätspotenzial aus. Durch die entsprechende Einstellung der drei Totholzparameter lässt sich bestenfalls ein Biodiversitätspotenzial von 30% erreichen. Ein Landnutzer mit dem Ziel der Minimierung des Biodiversitätsverlusts ist also gut beraten, sich um alle Parameter zu kümmern. Genau dies ist einer der Ansprüche der in Kapitel 3.2 vorgestellten und hier angewandten Methode.

4.4 West Siberian Taiga (PA0611)

Tabelle 4-5: Factsheet zur Ecoregion West Siberian Taiga PA0611

Name	West Siberian Taiga	Arten	316
Code	PA0611	endem. Arten	-
Biom	Boreal forests/Taiga	Faktor	1,076
Fläche	1.670.000 km ²	CS	3

Die Beschreibung der Ecoregion West Siberian Taiga PA0611 ist analog zu der der Ecoregion Scandinavian and Russian Taiga PA0608 (WWF 2015b). Kaltes kontinentales Klima, nährstoffarme Böden und weit verbreiteter Permafrost bedingen die Dominanz von Nadelhölzern. Die bodennahe Vegetation besteht aus Moosen und Flechten sowie Sträuchern. Das Gebiet besteht nicht aus einem geschlossenen Wald sondern vielmehr aus einer Wald-Sumpf Zone, in denen sich geschlossene Waldgebiete mit offeneren Sümpfen und Mooren abwechseln. Teile der Ecoregion gehören zu Gebieten mit weltweit stärkster Torfbildung. Der Bewaldungsgrad liegt größtenteils bei 30 – 40%, kann aber stellenweise auch bis zu 80% betragen. Die Regeneration entwickelter Wälder dauert sehr lange auf Grund der durch Klima und Böden determinierten Wachstumsmöglichkeiten. Abbildung 4-22 zeigt die geogra-

phische Lage der Ecoregion PA0608 (Weltkarte mit allen terrestrischen Ecoregions: WWF TEOW 2006, Ausschnitt mit eingezeichneter Ecoregion PA0611: Screenshot des WWF Wildfinders (WWF 2006))



Abbildung 4-22: Geographische Lage der Ecoregion West Siberian Taiga PA0611

Westsibirien ist die Region in Russland, in der die größten Mengen Öl produziert werden. Knapp zwei Drittel der russischen Gesamtproduktion stammen von dort. Allein die beiden Ölfelder Samotlor und Priobskoye im Gebiet des Autonomen Kreises der Khanten und Mansen/Jugra sind für 20% der Westsibirischen Ölproduktion verantwortlich (U.S. EIA 2013).

Im Folgenden werden Parameter für die Ecoregion PA0608 vorgestellt und deren Beitragsfunktionen entwickelt. Diese vorläufige Entwicklung von Potentialfunktionen kann zwar keine Allgemeingültigkeit abbilden, stellt jedoch eine Basis für die weitere Entwicklung dar und ermöglicht eine Erprobung der Methode.

Ausgehend von der Fragestellung, welche (anthropogen bedingten) Prozesse einen Einfluss bzw. eine schädigende Wirkung auf die Biodiversität haben, wurden die folgenden Parameter ausgewählt:

- Verschmutzung
- Fragmentierung
- Bewaldungsgrad
- Torfabbau
- Feuer

In den folgenden Abschnitten werden die einzelnen Parameter näher beschrieben.

Verschmutzung

Auf den durch Öl degradierten Flächen kann bedingt durch die üblicherweise großen Ölmenngen und der aufgrund der geringen Bodenaktivität langsam ablaufenden Abbauprozesse von einer kompletten Zerstörung des Ökosystems ausgegangen werden. Mit zunehmender Fläche potenziert sich der Effekt auf die Biodiversität. Die Form der Potentialfunktion für den Parameter Ölverschmutzung wurde daher als Typ 1 gewählt. Der Einfluss der Ölverschmutzung auf die Biodiversität wird dabei in Ökotoxizität angegeben, basierend auf dem UN-EP/SETAC-Toxizitätsmodell USEtox[®] (ROSENBAUM et al. 2008) und gemessen in CTUe pro Flächen- (ha) und Zeiteinheit (Jahr) [CTUe/ha·a].

$$BV_{PA0611,1} = -0,0099 + \frac{0,01}{x_1^{1,25} + 0,009902}$$

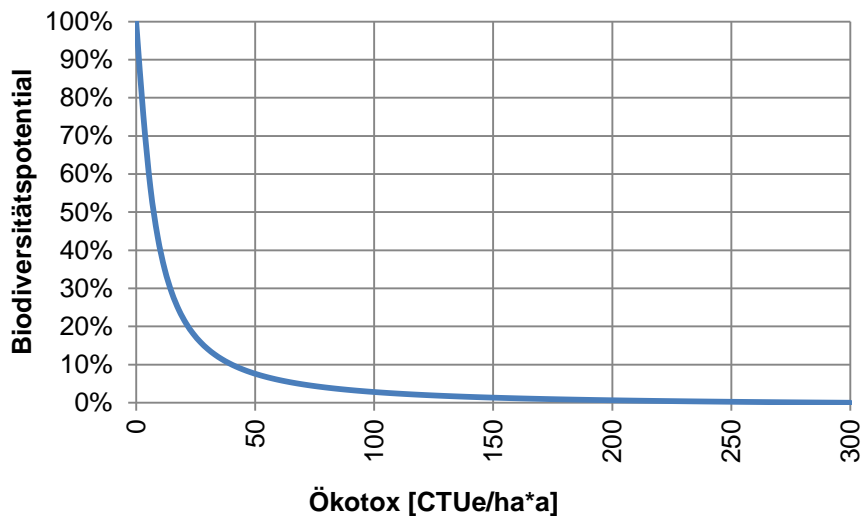


Abbildung 4-23: Beitragskurve Ökotoxizität Ecoregion PA06011

Fragmentierung

Als Intakte Wälder werden zusammenhängende Waldflächen von mindestens 500 km² bezeichnet (POTAPOV et al. 2008). Schneisen durch den Wald, z.B. aufgrund von Pipelines oder Straßen, oder gerodete Flächen führen neben der weggenommenen Waldfläche auch zu sog. Randeffekten, d.h. dass der an diese Schneisen oder Flächen angrenzende Wald ebenfalls beeinflusst bzw. beeinträchtigt wird. Der Einflussbereich ist dabei variabel, wird aber durchschnittlich mit 1 km Breite angenommen. Die Randeffekte verstärken sich mit zunehmender Anzahl an Schneisen/gerodeten Flächen, in deren Nähe sich eine Waldstelle befindet. Schrumpft die zusammenhängende Waldfläche auf ein Gebiet von ca. 10 km², wird angenommen, dass der Wald vollständig durch Randeffekte beeinflusst ist.

Die Potentialfunktion für den Parameter Fragmentierung beginnt bei 100% Biodiversität und fällt nach einem Toleranzbereich exponentiell ab. Bis zu einem Fragmentierungsgrad, der zusammenhängende Flächen von 500 km² widerspiegelt, ist die Biodiversität 100%. Als weiterer Stützpunkt wurde einem Fragmentierungsgrad, der einer zusammenhängenden Fläche von nur noch 10 km² entspricht, ein Biodiversitätsniveau von 10% zugeordnet. Wie oben angeführt, ist ab dieser Größe das Waldgebiet vollständig durch Randeffekte beeinflusst, was jedoch nicht bedeutet, dass es keine Biodiversität mehr gibt. Gemessen wird die Fragmentierung in Längeneinheit Rand (km) pro Flächeneinheit Wald (km²) [km/km²]. Die Breite der oben genannten Schneisen wird dabei vernachlässigt, größere zusammenhängende Flächen wie Siedlungs- oder Industrieflächen werden im Parameter Bewaldungsgrad (siehe nachfolgender Abschnitt) berücksichtigt. Um Doppelzählungen zu vermeiden, wird jeder Waldfläche nur die Hälfte der umgebenden Ränder zugesprochen. Eine weitere Vereinfachung besteht darin, dass die zusammenhängenden Waldflächen quadratisch mit der Größe A km² angenommen werden und damit die zugehörigen Flächenränder eine Länge von $2 \times \sqrt{A}$ km aufweisen.

Formel 42

$$x_{A \text{ km}^2} = \frac{2 \cdot \sqrt{A} \text{ km}}{A \text{ km}^2}$$

Der jeweils resultierende Fragmentierungsgrad x für Wald, der in 500 km² bzw. 10 km² große Waldflächen unterteilt wurde, beträgt daher:

Formel 43

$$x_{500 \text{ km}^2} = \frac{2 \cdot \sqrt{500} \text{ km}}{500 \text{ km}^2} = 0,089 \frac{\text{km}}{\text{km}^2}$$

Formel 44

$$x_{10 \text{ km}^2} = \frac{2 \cdot \sqrt{10} \text{ km}}{10 \text{ km}^2} = 0,632 \frac{\text{km}}{\text{km}^2}$$

Das Biodiversitätsniveau für den Parameter Fragmentierung berechnet sich daher wie folgt:

Formel 45

$$BV_{PA0611,2} = A + \frac{K - A}{(1 + Q \cdot e^{-B \cdot (x_2 - M)})^{1/v}}$$

mit $A = 0$, $Q = 10$, $K = 1$, $B = -135$, $M = 0,13$, $v = 30$

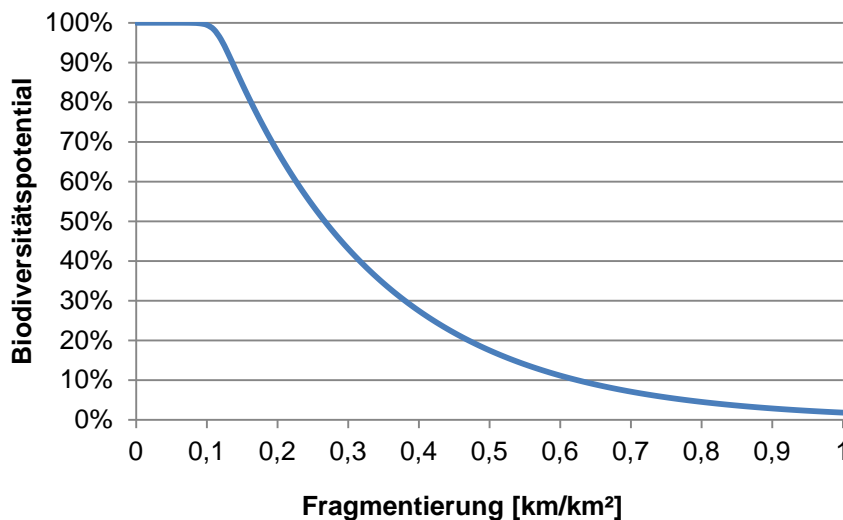


Abbildung 4-24: Beitragskurve Fragmentierung Ecoregion PA06011

Bewaldungsgrad

Der Großteil des in Sibirien gewonnenen Holzes wird in Ostsibirien geschlagen, nur ein geringer Teil stammt aus Westsibirien. Dies liegt vor allem daran, dass der Bedarf durch das bisher besser für die Holzindustrie erschlossene Ostsibirien gedeckt werden kann. Der größte Teil der russischen Wälder ist frei von Nutzungsbeschränkungen (NÖBAUER 2007). Die

Vorgabe für die maximale Größe der zusammenhängenden Flächen ist 50 ha, in denen nach dem Kahlschlagprinzip entlang der Forstwege gearbeitet wird. Der natürliche Bewaldungsgrad der West Siberian Taiga liegt bei ca. 30 – 40%, die übrige Fläche, ist von Sümpfen, Mooren und Seen bedeckt. Aufgrund des sich sehr langsam regenerierenden Waldes hat eine Abnahme des Bewaldungsgrads (insbesondere durch Holzeinschlag sowie Flächen für Siedlungen und technische Anlagen) einen großen Einfluss auf das Ökosystem und damit die Biodiversität dieser Wald-Sumpf-Zone.

Die Potentialfunktion für den Parameter Bewaldungsgrad weist im Bereich 30 – 50% Bewaldungsgrad ein Optimum auf. Bei einem niedrigeren und höheren Bewaldungsgrad nimmt das Biodiversitätsniveau ab und spiegelt damit die Veränderung des Ökosystems wider.

Formel 46

$$BV_{PA0611,3} = B \cdot (x_3^E - C)^A + D$$

Mit A = 4; B = -90; C = 0,626; D = 1; E = 0,5

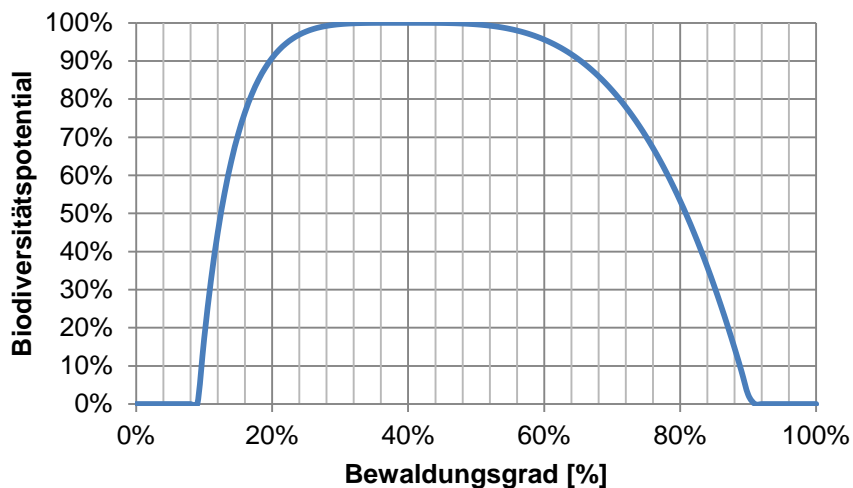


Abbildung 4-25: Beitragskurve Bewaldungsgrad Ecoregion PA06011

Torfabtrag

Die Zahlen über die von Moor mit einer Torfschichtdicke > 30 cm bedeckten und damit wirtschaftlich interessanten Flächen der West Siberian Taiga variieren zwischen 750.000 und 1.000.000 km² (KEDDY et al. 2009; IMCG 2004). Zur Gewinnung des Torfs ist zunächst eine Trockenlegung des Moores nötig, wodurch ca. das 10-fache der Fläche des bewirtschafteten Gebietes beeinträchtigt wird. Geht man von einem Bewaldungsgrad von 30 – 40% aus, sind maximal 60 – 70% Fläche von Sümpfen und Mooren bedeckt und könnten trockengelegt werden. D.h. ein Abtrag von nur 6 – 7% der torfbedeckten Fläche könnte rein rechnerisch eine Trockenlegung der gesamten Ecoregion zur Folge haben. Dies würde wahrscheinlich nicht zu einem kompletten Biodiversitätsverlust führen, jedoch zu einer Umwandlung des Ökosystems. Gemessen wird der Parameter Torfabtrag in % Fläche, auf der Torfabbau stattfindet. Die Potentialfunktion beginnt bei 100% Biodiversität und fällt nach einem Toleranzbereich exponentiell ab.

Formel 47

$$BV_{PA0611,4} = \frac{1}{(1 + 4 \cdot e^{22,5 \cdot (x_4 - 0,3)})^{1/4}}$$

Normiert auf den Definitionsbereich [0, 10%] ergibt sich folgende Kurve:

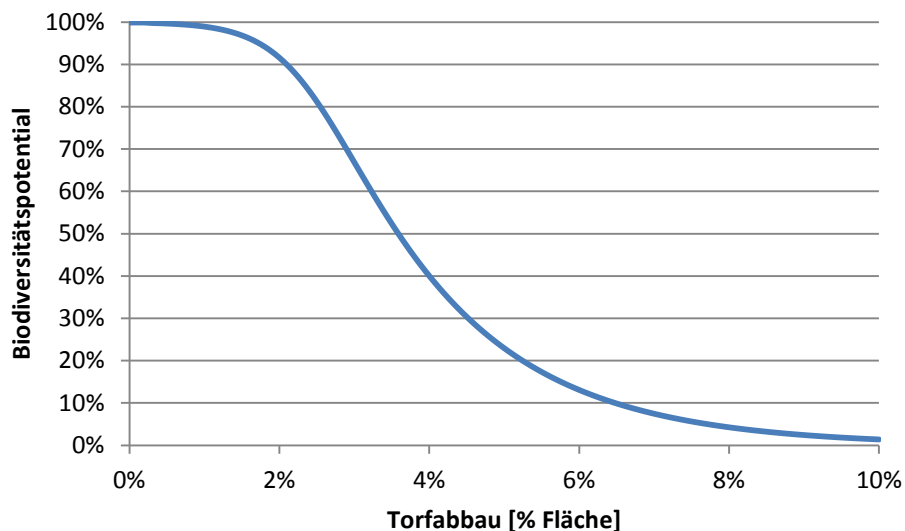


Abbildung 4-26: Beitragskurve Torfabbau Ecoregion PA06011

Störungen (Feuerhäufigkeit)

Eine wesentliche Art von Störung, die in jedem Wald-Ökosystem zur Waldverjüngung beiträgt, ist Feuer. Im Borealen Nadelwald kommt Bränden eine besondere Bedeutung zu, da die in der durch Nadeln dominierten Humusschicht enthaltenen Nährstoffe nur durch Feuer wieder verfügbar gemacht werden und damit auf diesem Gebiet nach Durchlaufen der Sukzessionsstufen ein Wald mit gleichen Qualitäten nachwachsen kann. Zu häufige Feuer können vom langsam wachsenden Wald nicht kompensiert werden. Zu große Feuer können aufgrund von Thermokarstprozessen die Entstehung von Mooren und Seen statt neuem Wald befördern. In Gebieten mit Permafrost kann eine größere kahle Fläche dazu führen, dass der dortige Boden bis in größere Tiefen auftaut und daraufhin absackt. Diese Senke füllt sich mit Grundwasser und es entsteht ein See. FURYAEV et al. nennen eine optimale Feuerhäufigkeit zwischen 70 und 100 Jahren (FURYAEV et al. 2013). Um einen Flächenbezug herzustellen, werden die zeitlichen Abstände zwischen zwei Feuerereignissen in einen Flächenanteil umgerechnet, der pro Jahr von einem Feuerereignis betroffen sein darf. Dies entspricht rein rechnerisch einem Anteil von 1,00 bis 1,43% Fläche pro Flächen- (ha) und Zeiteinheit (Jahr) [% Fläche/ha·a]. Die Potentialfunktion für den Parameter Feuerhäufigkeit weist daher in diesem Bereich ein Optimum auf. Bei einer geringeren Feuerhäufigkeit leidet das Ökosystem unter nicht verfügbaren Nährstoffen und mangelnder Waldverjüngung, häufigere Feuer können unter Umständen nicht kompensiert werden bzw. bergen das Risiko der Moor- und Seenbildung.

Formel 48

$$BV_{PA0611,5} = B \cdot (x_5^E - C)^A + D$$

Mit A = 2; B = -10; C = 0,65; D = 1; E = 0,3

Normiert auf den Definitionsbereich [0, 5%] ergibt sich folgende Kurve:

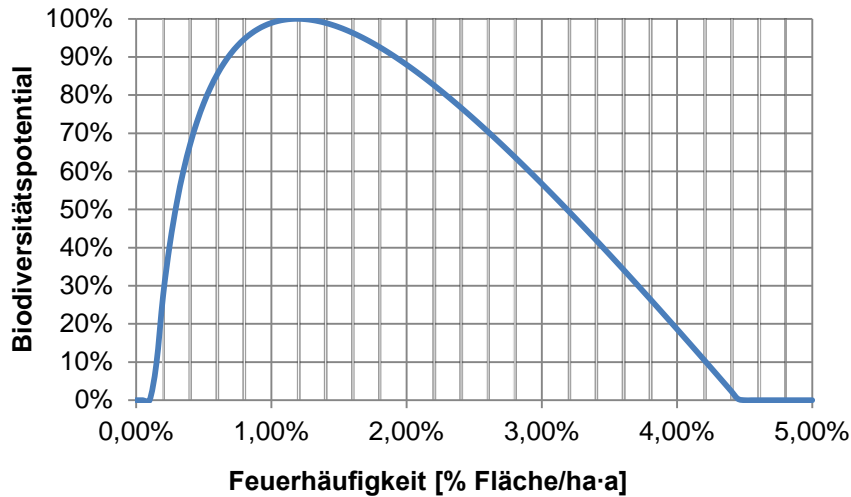


Abbildung 4-27: Beitragskurve Feuerhäufigkeit Ecoregion PA06011

Aggregation

Zur Ermittlung des Biodiversitätspotentials der Ecoregion West Siberian Taiga PA0611 werden die einzelnen Parameter Ölverschmutzung, Fragmentierung, Bewaldungsgrad, Torfabtrag und Feuerhäufigkeit aggregiert. Dazu werden die Beiträge der Parameter Fragmentierung, Bewaldungsgrad und Feuerhäufigkeit zunächst addiert. Diese Summe wird mit den Beiträgen der Parameter Ölverschmutzung und Torfabtrag verglichen. Der endgültige Wert für das Biodiversitätspotential besteht aus dem kleinsten dieser drei Werte. Dieser Rechnung liegt die Annahme zugrunde, dass eine starke Beeinträchtigung von Flächen durch Ölverschmutzung oder Torfabtrag nicht durch einen optimalen Bewaldungsgrad bei niedriger Fragmentierung und optimaler Feuerhäufigkeit kompensiert werden kann.

Formel 49

$$BV_{PA0611} = \min \left[BV_{PA0611,1}, BV_{PA0611,2}, \left(\frac{1}{3}BV_{PA0611,3} + \frac{1}{3}BV_{PA0611,4} + \frac{1}{3}BV_{PA0611,5} \right) \right]$$

4.5 Cerrado (NT0704)

Tabelle 4-6: Factsheet zur Ecoregion Cerrado NT0704

Name	Cerrado	Arten	1249
Code	NT0704	endem. Arten	51
Biom	Tropical and subtropical grasslands, savannas and shrublands	Faktor	1,453
Fläche	1.917.000 km ²	CS	2

Die Ecoregion ist von einer großen Artenvielfalt geprägt. Erstreckt über Brasilien, Paraguay und Bolivien finden sich über 10.400 Arten von Gefäßpflanzen, 50% davon sind endemisch. Die Faunadiversität ist sehr hoch mit 180 Reptilienarten, 113 Amphibienarten, 837 Vogelarten und 195 Arten von Säugetieren (von denen viele nicht in der WildFinder-Datenbank aufgeführt sind, siehe oben). Diese als biologisch reichste Savanne der Welt erachtete Region hat ein besonderes Schutzbedürfnis, da sie zunehmend von Landwirtschaft beeinträchtigt wird und nur 1% der Fläche durch Naturschutzgebiete wie Nationalparks oder Reservate geschützt ist. Der größte Teil der Region wird bestimmt durch Cerrado-Vegetation, einer Savannen-ähnlichen Vegetation, die auf nährstoffarmen, tiefgründigen und gut drainierten Böden wächst. Sie reicht dabei von lockerem Bewuchs bis hin zu hohen geschlossenen Wäldern. (WWF 2015c)

Die Abbildung 4-28 zeigt die Lage der Ecoregion NT0704 (Weltkarte mit allen terrestrischen Ecoregions: WWF TEOW 2006, Ausschnitt mit eingezeichneter Ecoregion NT0704: Screenshot des WWF WildFinders (WWF 2006)).



Abbildung 4-28: Geographische Lage der Ecoregion Cerrado NT0704

Im Folgenden werden Parameter für den Cerrado vorgestellt und deren Beitragsfunktionen entwickelt. Die Auswahl der Parameter erfolgt fallspezifisch basierend auf der Fallstudie Baumwolle (Kapitel 7.4). Die grundlegenden Informationen für die Entwicklung der Beitragsfunktionen wurden im Rahmen eines vor-Ort-Besuchs erhoben. Diese vorläufige Entwicklung von Potentialfunktionen für die Ecoregion NT0704 kann zwar keine Allgemeingültigkeit abbilden, stellt jedoch eine Basis für die weitere Entwicklung dar und ermöglicht eine Erprobung der Methode.

Für die Ecoregion NT0704 werden folgende Parameter ausgewählt:

- Pestizideinsatz
- Düngemittleinsatz
- Biomassenutzung
- Konnektivität
- Agrobiodiversität

Pestizideinsatz

Der Einsatz von Pestiziden hat immer negative Auswirkungen auf Biodiversität, da die Stoffe die Funktion haben – je nach Wirkungsspektrum – unerwünschte Pflanzen (Herbizide), Tiere (Insektizide, Acarizide, Rhodentizide etc.) oder Pilze (Fungizide) abzutöten.

Trotz Regeln zur guten landwirtschaftlichen Praxis können Wirkstoffe auch in angrenzende Ökosysteme ausgetragen werden und dort zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung und ggf. Artenzahl führen.

Als Indikator für den Pestizideinsatz wird hier das Ökotoxizitätspotenzial verwendet, das mit der Wirkungsabschätzungsmethode USEtox[®] (ROSENBAUM et al. 2008) ermittelt wird und in der Einheit CTU ausgedrückt wird. CTU steht für „comparative toxic unit“, d.h. für eine Größe, mit der toxische Wirkungen vergleichbar gemacht werden. Es werden akute Humantoxizität, chronische Humantoxizität und Ökotoxizität unterschieden. Für die Potentialfeldmethode ist die Ökotoxizität ausschlaggebend.

Der Pestizideinsatz wird über den Eintrag des Ökotoxizitätspotentials pro Hektar und Jahr quantifiziert. Zugrunde gelegt wird folgende Formel:

Formel 50

$$BV_{NT0704,1} = \frac{b}{x_1^a + c} + d$$

mit $a = 1,25$, $b = 0,01$, $c = -0,0099$, $d = 0,0099$

Normiert auf den Definitionsbereich [0, 300] ergibt dies folgende Kurve:

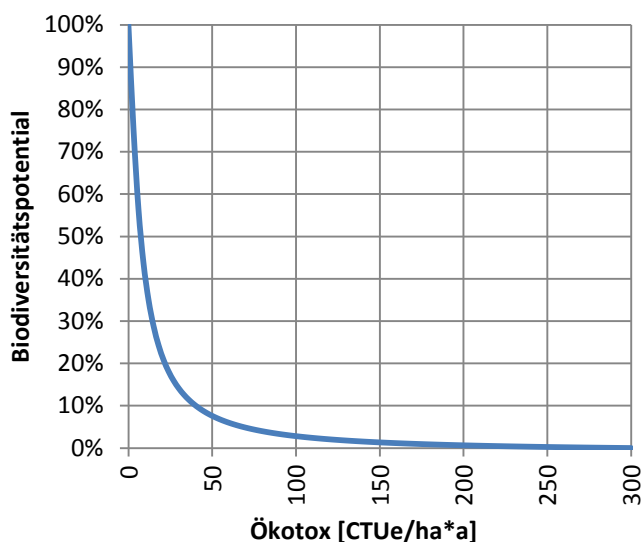


Abbildung 4-29: Beitragskurve Pestizide Ecoregion NT0704

Düngemiteinsatz

Der Einsatz von Düngemitteln in der Landwirtschaft hat zum Ziel, bessere Erträge zu erzielen. Zu diesem Zweck werden den Kulturpflanzen Nährstoffe – in der Regel Stickstoff, Phosphor und Kalium – in resorbierbarer Form zugeführt.

Von besonders hoher Relevanz für die Biodiversität ist vor allem, wenn zuviel Düngemittel ausgebracht werden, Flächen also überdüngt werden (Eutrophierung). Bei Überdüngung konzentriert sich die Betrachtung in der Regel auf die Einträge von Stickstoff und Phosphor. Eutrophierung kann sowohl in aquatischen Ökosystemen auftreten (aquatische Eutrophierung) als auch in Landökosystemen (terrestrische Eutrophierung). Durch anthropogen herbeigeführte Nährstoffeinträge in terrestrische Ökosysteme können schädliche Wirkungen eintreten. So können zum Beispiel stickstoffliebende Pflanzen das überreiche Stickstoffangebot besser nutzen als andere Arten, sie wachsen schneller und ausladender und überwuchern andere Arten. So verändert sich in der Folge die Artenzusammensetzung des Ökosystems, häufig verringert sich die Anzahl der Arten bei gleichzeitiger Erhöhung der Individuenzahl einzelner Arten.

Dies kann durch den Indikator Stickstoffbilanz ausgedrückt werden. Die Bilanz wird als Überschuss oder Verlust pro Hektar und Jahr quantifiziert.

Zugrunde gelegt wird folgende Formel:

Formel 51

$$BV_{NT0704,2} = b(x_2 - c)^a + d$$

mit $a = 2$, $b = -5$, $c = 0,5$, $d = 1$

Normiert auf den Definitionsbereich $[-100, +100]$ ergibt dies folgende Kurve:

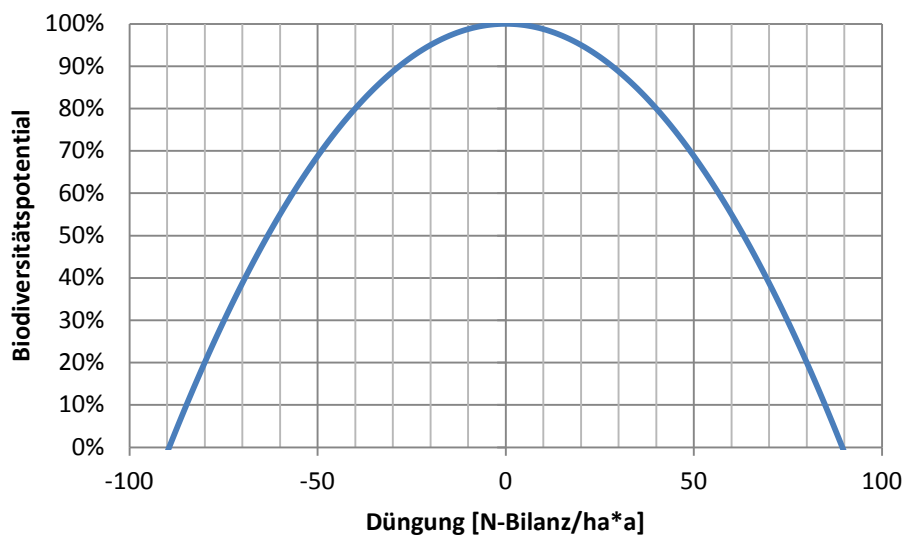


Abbildung 4-30: Beitragskurve Stickstoffbilanz Ecoregion NT0704

Biomassenutzung

Der Eingangsparameter Biomassenutzung beschreibt, welcher Anteil der vorhandenen Biomasse der Fläche entnommen wird.

Für Biodiversität ist dies insbesondere relevant, weil die Nettoprimärproduktion die Basis ist für alle weiteren Trophiestufen. Dies kann durch den Indikator Anteil der Entnahme der Nettoprimärproduktion ausgedrückt werden.

Für die Biomassennutzung wird die entfernte Biomasse als Anteil an der Nettoprimärproduktion der Fläche quantifiziert.

Zugrunde gelegt wird folgende Formel:

Formel 52

$$BV_{NT0704,3}y = m(x_3 - a) + b$$

mit $a = 0$, $b = 1$, $m = -1$

Dies ergibt folgende Kurve:

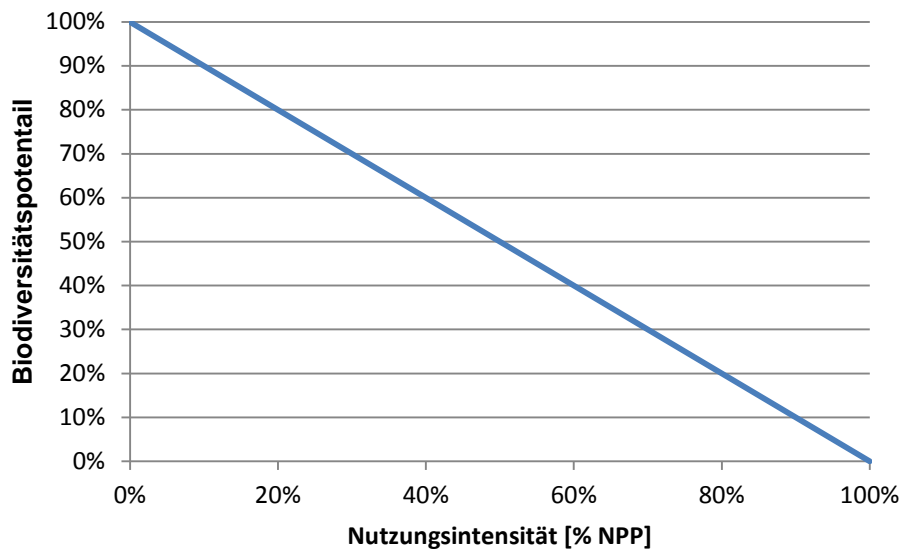


Abbildung 4-31: Beitragskurve Biomasse Ecoregion NT0704

Die Biomasseentfernung wird in Prozent ausgedrückt und im Fall der vorliegenden Fallstudie geschätzt.

Für viele Flächen, insbesondere kulturell geprägte Flächen, erhöht es die Biodiversität, wenn ein wenig Biomasse entzogen wird. Entsprechend sollte die Kurve von links (keine Biomasseentnahme) ausgehend erst ansteigen, dann wieder abfallen. Dennoch lässt sich die abfallende Gerade als erste Näherung verstehen. Sie gilt vor allem für weitgehend naturnahe Flächen, bei denen die Entnahme von Biomasse einen negativen Einfluss auf das Regenerations- und Akkumulationspotenzial hat. In Zukunft kann der Zusammenhang zwischen Biomasseentnahme als Indikator für die Nutzungsintensität und dem Biodiversitätspotenzial auf einer Fläche detaillierter einbezogen werden.

Konnektivität

Der Eingangsparameter Konnektivität beschreibt die Vernetzung von natürlichen Ökosystemen. Dies kann sowohl ursprüngliche Cerrado-Vegetation sein als auch „wiederhergestellte“ Cerrado-Vegetation in den unter Schutz gestellten Flächen.

Dies kann durch die Größe und den Abstand von Schutzgebieten zueinander ausgedrückt werden. Schutzgebiete existieren auf allen landwirtschaftlich genutzten Flächen. Sie nehmen

i.d.R. 20% der gesamten Betriebsfläche ein, können aber auch größer oder in Einzelfällen kleiner sein. Wo annähernd flächendeckend Landwirtschaft vorherrscht, sind diese Inseln oft die letzten Reste der natürlichen Cerrado-Vegetation. Es existiert kein übergeordneter Plan zur Vernetzung der Schutzgebiete.

Zugrunde gelegt werden die beiden folgenden miteinander verknüpften Formeln:

Formel 53

$$BV_{NT0704,4} = A + \frac{K - A}{(1 + Qe^{-B(x_4 - M)})^{1/v}}$$

mit $A = 0$, $B = 10$, $K = 1$, $M = 0,001$, $Q = 0,075$, $v = 0,01$

Formel 54

$$BV_{NT0704,4} = b(x_4 - c)^a + d$$

mit $a = 0$, $b = 1$, $c = 5$, $d = 50$

Die erste Formel für $BV_{NT0704,4}$ beschreibt den Biodiversitätsbeitrag eines Schutzgebietes, das relativ isoliert von anderen liegt (vordere Kante in Abbildung 4-32). Die zweite Formel beschreibt den Biodiversitätsbeitrag eines Schutzgebietes, das direkt an ein anderes angrenzt (hintere Kante in Abbildung 4-32). Dazwischen wird über die fortlaufende Achse des Parameters Abstand ($x_{NT0704,5}$) die eine Kurve in die andere überführt. Es gibt also keinen eigenen Biodiversitätsbeitrag durch $x_{NT0704,5}$, sondern der Parameter modifiziert den Biodiversitätsbeitrag $BV_{NT0704,4}$ des Parameters $x_{NT0704,4}$. Anders gesagt: Die beiden Parameter wirken zusammen.

Dies ergibt folgende Fläche:

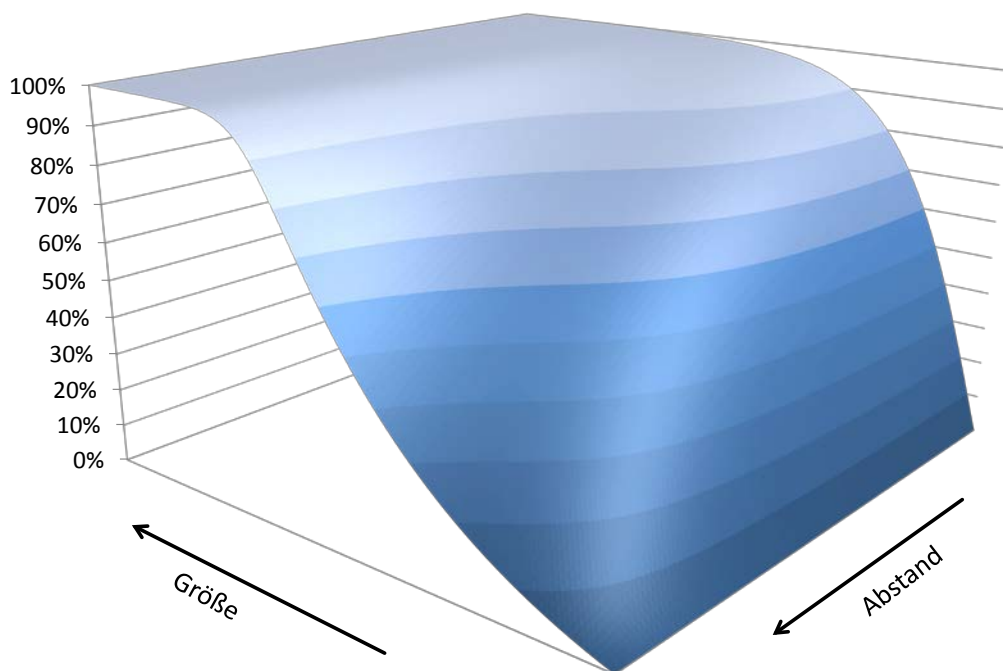


Abbildung 4-32: Beiträge Schutzgebietskonnektivität Ecoregion NT0704

Agrobiodiversität

Der Eingangsparameter Agrobiodiversität beschreibt die Anzahl der landwirtschaftlich genutzten Arten (Agrobiodiversität), also der Arten, die ausgesät werden. Nicht berücksichtigt wird hier gentechnisch verändertes Saatgut sowie Dauergrünland.

Zugrunde gelegt wird folgende Formel:

Formel 55

$$BV_{NT0704,6} = e \cdot \log_a(b(x_6 - c)) + d$$

mit $a = e$ (EULER'sche Zahl), $b = 1$, $c = -0,01$, $d = 1$, $e = 0,212$

Die Funktion nimmt den Wert null an, wenn der Biodiversitätsbeitrag von $x_{NT0704,6}$ theoretisch unter null wäre.

Normiert auf den Definitionsbereich [1, 11] ergibt dies folgende Kurve:

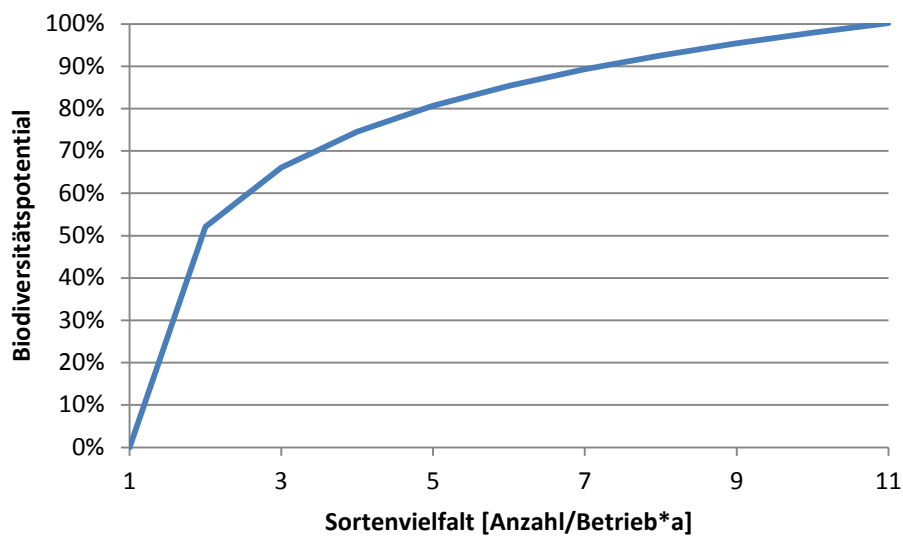


Abbildung 4-33: Beitragskurve Agrobiodiversität Ecoregion NT0704

Aggregation

Die Biodiversitätsbeiträge der Parameter werden gleich gewichtet und addiert. Es ergibt sich die folgende Gleichung:

Formel 56

$$BV_{NT0704} = 0,2(BV_{NT0704,1} + BV_{NT0704,2} + BV_{NT0704,3} + BV_{NT0704,4} + BV_{NT0704,6})$$

In der Gleichung kommt kein Biodiversitätsbeitrag $BV_{NT0704,5}$ vor, da die Parameter Größe ($X_{NT0704,4}$) und Abstand ($X_{NT0704,5}$) von Schutzgebieten einen gemeinsamen Beitrag liefern.

4.6 Southern Miombo Woodlands (AT0719)

Tabelle 4-7: Factsheet zur Ecoregion Southern Miombo Woodlands AT0719

Name	Southern Miombo Woodlands	Arten	856
Code	AT0719	endem. Arten	4
Biom	Tropical and subtropical grasslands, savannas and shrublands	Faktor	1,349
Fläche	408.000 km ²	CS	2

Der Großteil der Ecoregion Southern Miombo Woodlands beschränkt sich auf das Zentralafrikanische Plateau mit Höhen bis zu 1.500 m. Die Böden sind gut drainiert, tief verwittert, sauer, nährstoffarm und tiefgründig. Flache steinige Böden dominieren dagegen an Steilhängen und Inselbergen.

Die faunistische Diversität der Ecoregion ist relativ hoch. Jährliche Trockenzeiten und daraus resultierende Brände zwingen jedoch viele Arten die Miombo-Region zu verlassen und innerhalb oder aus der Ecoregion heraus zu wandern. Die Ecoregion weist keine hohe Arten-dichte an Säugetieren pro Fläche auf, wohl bedingt durch die saisonale Trockenheit,

schlechte Böden und mangelnde Futterqualität. Die Region beherbergt einige bedrohte Arten wie das Schwarze Nashorn.

Außerhalb der geschützten Zonen stellen Landwirtschaft, Abholzung, Überweidung, schnelles Bevölkerungswachstum und Brände eine direkte Bedrohung der Biodiversität dar. Diese Aspekte beeinflussen mittlerweile jedoch auch schon Nationalparks und Reservate (WWF 2015d).

Die geographische Lage der Ecoregion wird in der folgenden Abbildung veranschaulicht (Weltkarte mit allen terrestrischen Ecoregions: WWF TEOW 2006, Ausschnitt mit eingezeichneter Ecoregion AT0719: Screenshot des WWF WildFinders (WWF 2006)).



Abbildung 4-34: Geographische Lage der Ecoregion Southern Miombo Woodlands AT0719

Die im Folgenden dargestellten Parameter und deren Beitragsfunktionen werden basierend auf Annahmen der Fallstudie Baumwolle (Kapitel 7.4) festgelegt. Dies stellt zunächst eine erste Auswahl für die Erprobung der Methode dar und stellt keinen Anspruch an eine Allgemeingültigkeit für die Ecoregion AT0719.

Für die Ecoregion werden folgende Parameter ausgewählt:

- Pestizideinsatz
- Düngemiteinsatz
- Biomassenutzung
- Störungen
- Bewaldung
- Agrobiodiversität

Pestizideinsatz

Der Einsatz von Pestiziden hat immer negative Auswirkungen auf Biodiversität, da die Stoffe die Funktion haben – je nach Wirkungsspektrum – unerwünschte Pflanzen (Herbizide), Tiere (Insektizide, Acarizide, Rhodentizide etc.) oder Pilze (Fungizide) abzutöten.

Trotz Regeln zur guten landwirtschaftlichen Praxis können Wirkstoffe auch in angrenzende Ökosysteme ausgetragen werden und dort zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung und ggf. Artenzahl führen.

Als Indikator für den Pestizideinsatz wird hier das Ökotoxizitätspotenzial verwendet, das mit der Wirkungsabschätzungsmethode USEtox[®] (ROSENBAUM et al. 2008) ermittelt wird und in der Einheit CTU ausgedrückt wird. CTU steht für „comparative toxic unit“, d.h. für eine Größe, mit der toxische Wirkungen vergleichbar gemacht werden. Es werden akute Humantoxizität, chronische Humantoxizität und Ökotoxizität unterschieden. Für die Potentialfeldmethode ist die Ökotoxizität ausschlaggebend.

Der Pestizideinsatz wird über den Eintrag des Ökotoxizitätspotentials pro Hektar und Jahr quantifiziert. Zugrunde gelegt wird folgende Formel:

Formel 57

$$BV_{AT0719,1} = \frac{b}{x_1^a + c} + d$$

mit a = 1,25, b = 0,01, c = -0,0099, d = 0,0099

Normiert auf den Definitionsbereich [0, 300] ergibt dies folgende Kurve:

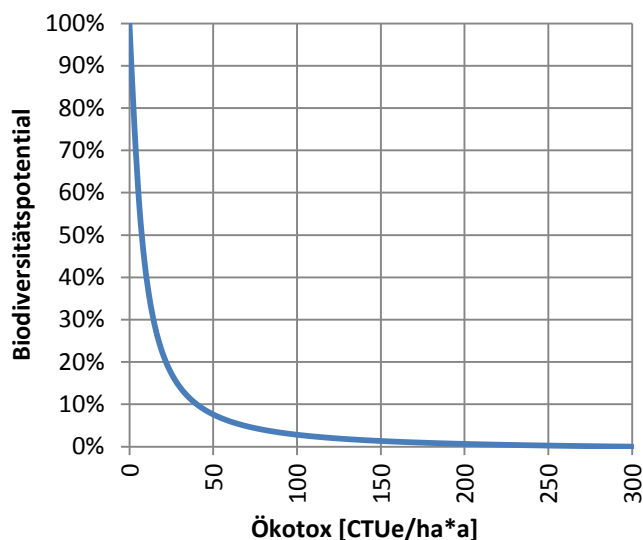


Abbildung 4-35: Beitragskurve Pestizide Ecoregion AT0719

Düngemiteinsatz

Der Einsatz von Düngemitteln in der Landwirtschaft hat zum Ziel, bessere Erträge zu erzielen. Zu diesem Zweck werden den Kulturpflanzen Nährstoffe – in der Regel Stickstoff, Phosphor und Kalium – in resorbierbarer Form zugeführt.

Von besonders hoher Relevanz für die Biodiversität ist vor allem, wenn zu viel Düngemittel ausgebracht werden, Flächen also überdüngt werden (Eutrophierung). Bei Überdüngung konzentriert sich die Betrachtung in der Regel auf die Einträge von Stickstoff und Phosphor. Eutrophierung kann sowohl in aquatischen Ökosystemen auftreten (aquatische Eutrophierung) als auch in Landökosystemen (terrestrische Eutrophierung).

Durch anthropogen herbeigeführte Nährstoffeinträge in terrestrische Ökosysteme können schädliche Wirkungen eintreten. So können zum Beispiel stickstoffliebende Pflanzen das

überreiche Stickstoffangebot besser nutzen als andere Arten, sie wachsen schneller und ausladender und überwuchern andere Arten. So verändert sich in der Folge die Artenzusammensetzung des Ökosystems, häufig verringert sich die Anzahl der Arten bei gleichzeitiger Erhöhung der Individuenzahl einzelner Arten. Dies kann durch den Indikator Stickstoffüberschuss ausgedrückt werden.

Der Düngemittelüberschuss wird als Stickstoffüberschuss pro Hektar und Jahr quantifiziert.

Zugrunde gelegt wird folgende Formel:

Formel 58

$$BV_{AT0719,2} = b(x_2 - c)^a + d$$

mit $a = 2$, $b = -5$, $c = 0,5$, $d = 1$ und $y = 0$ wenn $y < 0$

Die Funktion nimmt den Wert null an, wenn der Biodiversitätsbeitrag von $x_{AT0719,2}$ theoretisch unter null wäre.

Normiert auf den Definitionsbereich $[-50, +50]$ ergibt dies folgende Kurve:

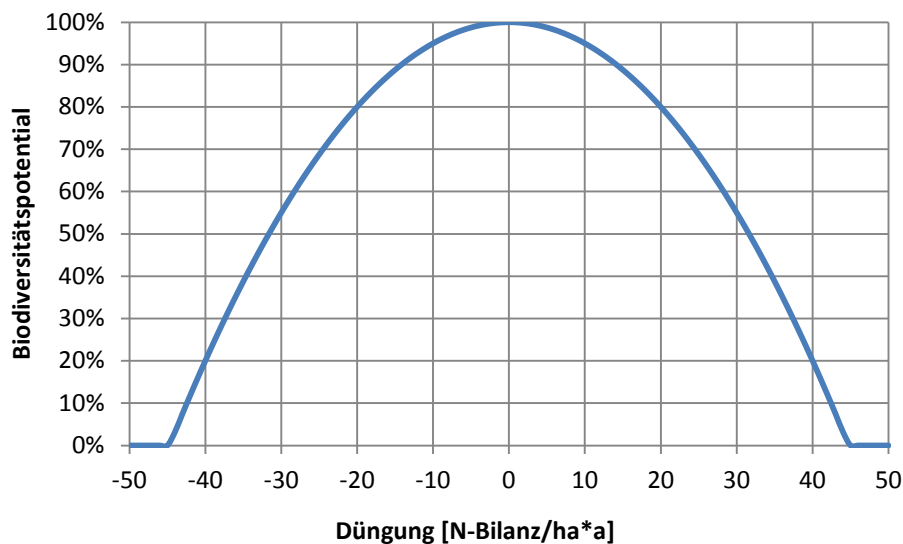


Abbildung 4-36: Beitragskurve für den Düngemiteleinsatz Ecoregion AT0719

Der Stickstoffüberschuss wird in N-Äquivalenten ausgedrückt.

In Sambia sind die Böden nährstoffarm. Genaue Angaben konnten jedoch nicht erhalten werden, so dass angenommen wird, dass ein Stickstoffüberschuss von 0 kg N vorherrscht.

Biomassenutzung

Der Eingangsparameter Biomassenutzung beschreibt, welcher Anteil der vorhandenen Biomasse der Fläche entnommen wird. Für Biodiversität ist dies insbesondere relevant, weil die Nettoprimärproduktion die Basis ist für alle weiteren Trophiestufen. Dies kann durch den Indikator Anteil der Entnahme der Nettoprimärproduktion ausgedrückt werden.

Für die Biomassenutzung wird die entfernte Biomasse als Anteil an der Nettoprimärproduktion der Fläche quantifiziert.

Zugrunde gelegt wird folgende Formel:

Formel 59

$$BV_{AT0719,3} = m(x_3 - a) + b$$

mit $m = -1$, $a = 0$, $b = 1$

Dies ergibt folgende Kurve:

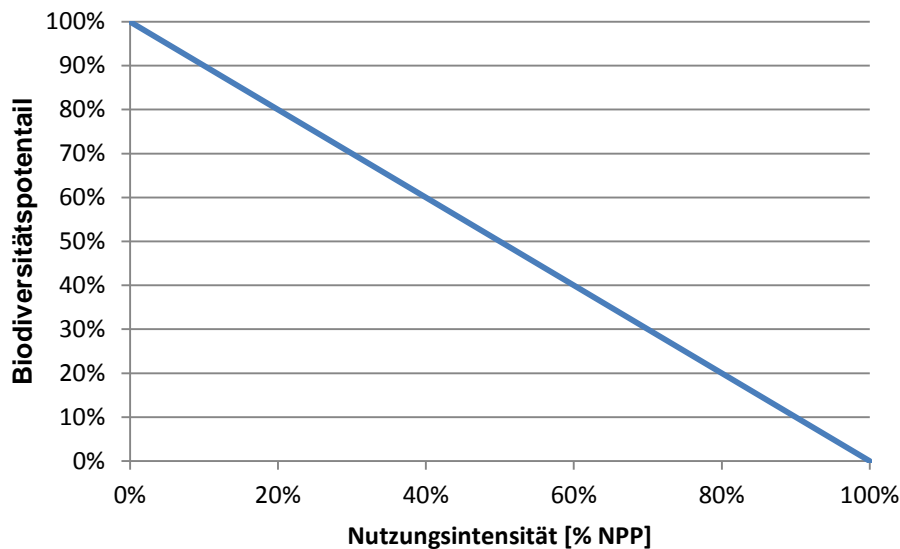


Abbildung 4-37: Beitragskurve Biomasse Ecoregion AT0719

Für viele Flächen, insbesondere kulturell geprägte Flächen, erhöht es die Biodiversität, wenn ein wenig Biomasse entzogen wird. Entsprechend sollte die Kurve von links (keine Biomasseentnahme) ausgehend erst ansteigen, dann wieder abfallen. Dennoch lässt sich die abfallende Gerade in Abbildung 4-37 als erste Näherung verstehen. Sie gilt vor allem für weitgehend naturnahe Flächen, bei denen die Entnahme von Biomasse einen negativen Einfluss auf das Regenerations- und Akkumulationspotenzial hat. In Zukunft kann der Zusammenhang zwischen Biomasseentnahme als Indikator für die Nutzungsintensität und dem Biodiversitätspotenzial auf einer Fläche detaillierter einbezogen werden.

Störungen

Störungen wie Feuer oder Überschwemmungen sind Ereignisse, die für die Biodiversität von Ökosystemen von hoher Bedeutung sein können. In den Southern Miombo Woodlands ist insbesondere Feuer ein biodiversitätsrelevantes Ereignis. Je nach Häufigkeit der Feuer ist dies positiv oder negativ für die Artenvielfalt. In den Southern Miombo Woodlands wird im Folgenden eine Feuerhäufigkeit alle 20 Jahre als biodiversitätsfördernd angenommen. Diese Annahme wird gesetzt um eine Erprobung der Methode zu ermöglichen und priorisiert somit keine fachliche Genauigkeit. Für die Störungen wird der Anteil der Waldfläche im zehn Kilometer Umkreis, auf der Feuer toleriert wird, quantifiziert.

Zugrunde gelegt wird folgende Formel:

Formel 60

$$BV_{AT0719,4} = A + \frac{K - A}{(1 + Qe^{-B(x_4 - M)})^{1/v}}$$

mit $A = 0$, $B = -100$, $K = 1$, $M = 0,05$, $Q = 1$, $v = 5$

Dies ergibt folgende Kurve:

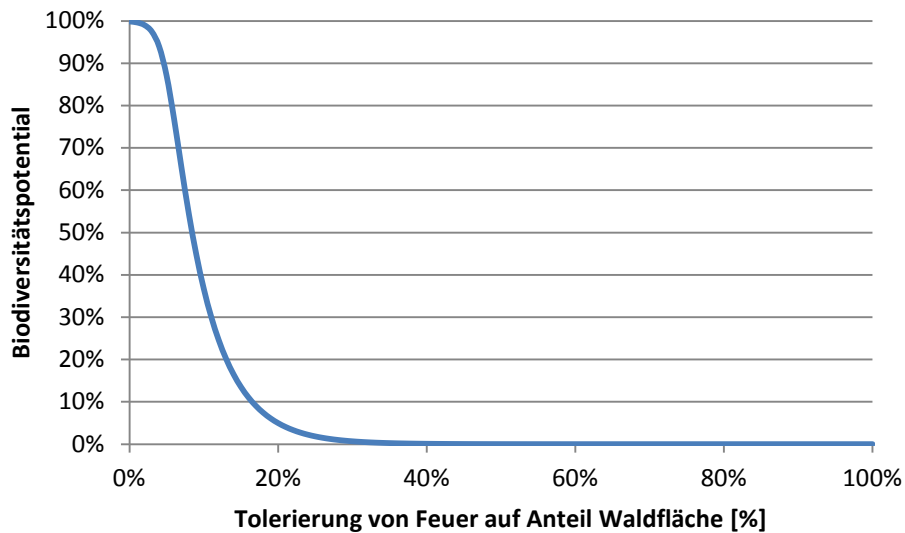


Abbildung 4-38: Beitragskurve Störungen Ecoregion AT0719

Bewaldung

Mit dem Eingangsparameter Bewaldung wird der Anteil Waldfläche in der Betriebsumgebung (Umkreis ca. 10 km) beschrieben. Denn Waldflächen haben in den Southern Miombo Woodlands einen positiven Einfluss auf Biodiversität.

Zugrunde gelegt wird folgende Formel:

Formel 61

$$BV_{AT0719,5} = b(x_5 - c)^a + d$$

mit $a = 10$, $b = -1$, $c = 1$, $d = 1$

Dies ergibt folgende Kurve:

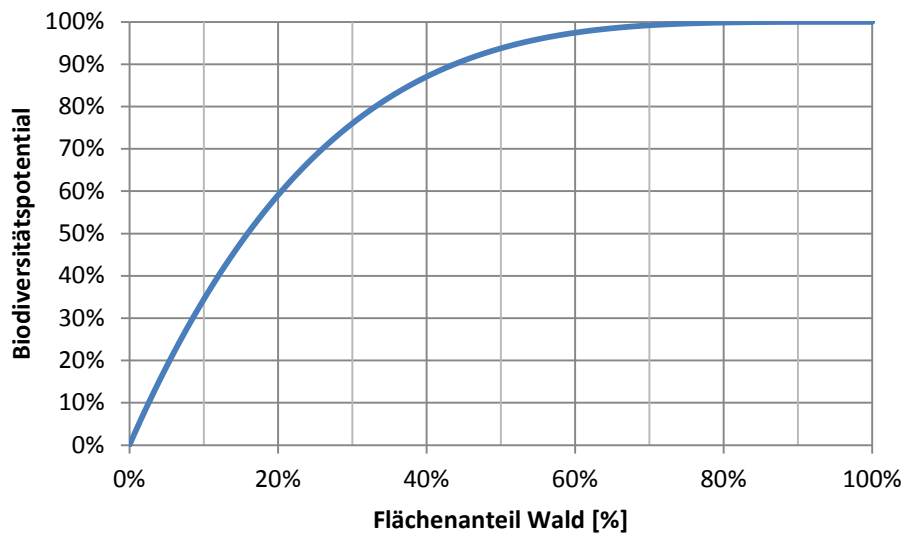


Abbildung 4-39: Beitragskurve Flächenanteil Wald Ecoregion AT0719

Der Flächenanteil Wald wird in der vorliegenden Fallstudie auf Basis von Luftbildern geschätzt.

Agrobiodiversität

Der Eingangsparameter Agrobiodiversität beschreibt die Anzahl der landwirtschaftlich genutzten Arten, also der Arten, die ausgesät werden. Nicht berücksichtigt wird hier gentechnisch verändertes Saatgut sowie Dauergrünland.

Zugrunde gelegt wird folgende Formel:

Formel 62

$$BV_{AT0719,6} = e \cdot \log_a(b(x_6 - c)) + d$$

mit $a = e$ (EULER'sche Zahl), $b = 1$, $c = -0,01$, $d = 1$, $e = 0,212$

Normiert auf den Definitionsbereich [1, 11] ergibt dies folgende Kurve:

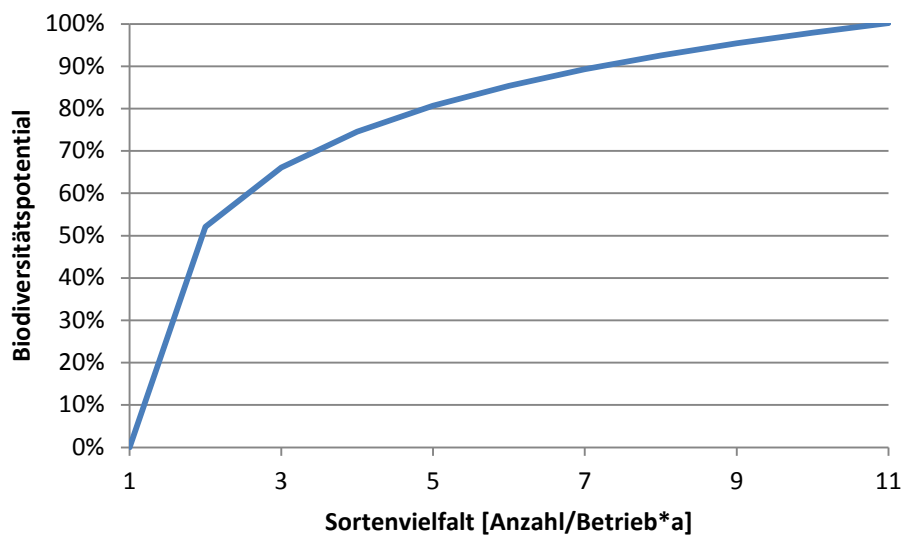


Abbildung 4-40: Beitragskurve Sortenvielfalt Ecoregion AT0719

Aggregation

Die Biodiversitätsbeiträge der Parameter werden gleich gewichtet und addiert. Es ergibt sich folgende Gleichung:

Formel 63

$$BV_{AT0719} = \frac{1}{6}(BV_{AT0719,1} + BV_{AT0719,2} + BV_{AT0719,3} + BV_{AT0719,4} + BV_{AT0719,5} + BV_{AT0719,6})$$

4.7 Tirari-Sturt Stony Desert (AA1309)

Tabelle 4-8: Factsheet zur Ecoregion Tirari-Sturt Stony Desert AA1309

Name	Tirari-Sturt Stony Desert	Arten	464
Code	AA1309	endem. Arten	3
Biom	Deserts and xeric shrublands	Faktor	1,259
Fläche	377.000 km ²	CS	2

Die Ecoregion Tirari-Sturt Stony Desert liegt größtenteils im Bundesstaat South Australia mit einem kleinen Bereich in Bundesstaat New South Wales. Die Vegetation ist von Gehölzen mit minimiertem Wasserverlust dominiert, die Fauna ist ebenfalls an die klimatischen Bedingungen angepasst und relativ vielfältig. Störungen der Ecoregion werden vor allem verursacht durch Beweidung, Eingriffe in Böden, Brände, Feldbearbeitung und andere Veränderungen der Oberflächenbedeckung. Das Regenerationspotential kann sehr gering sein und die Regenerationszeit sehr lang. Zudem können eingeschleppte Arten ein großes Problem darstellen (WWF 2015g).

Abbildung 4-41 zeigt die Lage der Ecoregion AA1309 (Weltkarte mit allen terrestrischen Ecoregions: WWF TEOW 2006, Ausschnitt mit eingezeichneter Ecoregion AA1309: Screenshot des WWF WildFinders (WWF 2006)).



Abbildung 4-41: Geographische Lage der Ecoregion Tirari-Sturt Stony Desert AA1309

Im Folgenden werden Parameter für die Ecoregion AA1309 vorgestellt und deren Beitragsfunktionen entwickelt. Diese vorläufige Entwicklung von Potentialfunktionen kann zwar keine Allgemeingültigkeit abbilden, stellt jedoch eine Basis für die weitere Entwicklung dar und ermöglicht eine Erprobung der Methode.

Für die Ecoregion AA1309 werden die folgenden Parameter ausgewählt:

- Invasive Prädatoren
- Beweidungsdichte
- Störungen
- Unterbrechung natürlicher Wasserläufe

Invasive Prädatoren

Invasive Arten, sowohl Tiere als auch Pflanzen, haben in ganz Australien einen großen Einfluss auf die Biodiversität. Aufgrund der Trockenheit in der Ecoregion Tirari-Sturt Stony Desert spielen invasive Pflanzen hier aber eine vernachlässigbare Rolle (DEWHA 2009). Invasive Arten sind haupt- oder mitverantwortlich für das Aussterben bzw. den bedrohten Status heimischer Kleinsäuger und Vögel (IA CRC 2015): verwilderte Hausziegen (*Capra aegagrus hircus*) und Wildkaninchen (*Oryctolagus cuniculus*) als überlegene Nahrungskonkurrenten, sowie verwilderte Katzen (*Felis silvestris catus*), Füchse (*Vulpes vulpes*) und verwilderte Hunde (*Canis lupus familiaris*) als Jäger (invasive Prädatoren). Die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Arten sind bisher unzureichend untersucht, aber folgende Aussage lässt sich treffen: Während verwilderte Ziegen, Kaninchen, Katzen und Füchse idealerweise ausgerottet werden sollten, da sie nur negative Einflüsse auf das Ökosystem haben, tragen Dingos und verwilderte Hunde sowie deren Hybriden als Topprädatoren zur Reduktion der Populationen von Kängurus und Mesoprädatoren (Fuchs und Katze) bei (MOSEBY et al. 2009; LETNIC UND KOCH 2010; ALLEN et al. 2015), die sonst außer dem Menschen und größeren Reptilien kaum natürliche Feinde hätten.

Für die Biodiversitätspotentialfunktion der Ecoregion Tirari-Sturt Stony Desert wird die → Abundanz der → Prädatoren als Parameter verwendet. Sie wird vereinfacht als Biomasse pro Fläche [kg/km²] aufgenommen. Die zugrunde liegende Annahme ist, dass die Masse an geschlagener Beute mit dem Körpergewicht des Jägers korreliert (sprich: 1.000 kg Dingos schlagen ähnlich viel Beute [Masse] wie 1.000 kg Katzen). Eine übliche Methode zur Zählung von Individuen ist die sogenannte Transektenmethode nach Mitchell und Balogh (NSW 2015). Basierend auf der Distance Sampling Method (BUCKLAND et al. 1993) kann anschließend die Populationsdichte [Individuen/km²] abgeschätzt werden. Zur Umrechnung in Biomasse werden folgende typische Gewichte zugrunde gelegt: Füchse 6 kg (IA CRC 2015; WIKIPEDIA 2015c), Katzen 3,5 kg (IA CRC 2015), Hunde bzw. Dingos 17,5 kg (IA CRC 2015).

Wie oben beschrieben, wären im Idealfall keine Katzen und Füchse vorhanden und Dingos bzw. Hunde nur dort, wo zu viel Vieh oder Kängurus vorhanden sind. Andererseits ist davon auszugehen, dass das Ökosystem diese invasiven Tierarten bis zu einem gewissen Grad ohne Biodiversitätsverlust toleriert, insbesondere da sich die einzelnen Arten gegenseitig negativ beeinflussen (MOSEBY et al. 2009; LETNIC UND KOCH 2010; ALLEN et al. 2015). Die Potentialfunktion des Parameters Invasive Prädatoren beginnt bei 100% Biodiversität und fällt nach einem Toleranzbereich ab. Eingangswert ist die Gesamtbiomasse der invasiven Prädatoren pro Fläche in [kg/km²]. Die Fallstudie Bounceback liefert Hinweise für Stützpunkte: Die Dezimierung des Fuchsbestands von ca. 30 kg/km² auf unter 0,3 kg/km² (IA CRC 2011 a)) resultierte in einer Zunahme der Kaninchenanzahl um den Faktor 2,5 (IA CRC 2011 b). Daraus wird eine erste Schätzung für ein verträgliches Maß invasiver Prädatoren abgeleitet: ca. 0,9 kg/km² (Diese Abschätzung wurde getroffen um eine Anwendung der Methode zu ermöglichen). Damit wird einerseits die Kaninchenpopulation gering gehalten, andererseits andere Kleinsäuger nicht übermäßig dezimiert. Eine weitere Stützstelle lässt sich aus dem Bounceback-Programm ableiten: Der Bestand des Gelbfuß-Felskängurus (*Petrogale xanthopus*) konnte sich dank Kontrollmaßnahmen gegen Füchse und verwilderte Ziegen erholen (DEWNR 2015 a; DEWNR 2012). Der Zustand zu Beginn der Maßnahmen (Füchse ca. 30 kg/km²) wird als Biodiversitätsniveau von 10% angenommen.

Formel 64

$$BV_{AA1309,1} = A + \frac{K - A}{(1 + Q \cdot e^{23 \cdot (x_1 - M)})^{1/v}}$$

mit A = 0, Q = 4, K = 1, B = -23, M = 0,25, v = 4

Normiert auf den Definitionsbereich [0, 50] ergibt dies folgende Kurve:

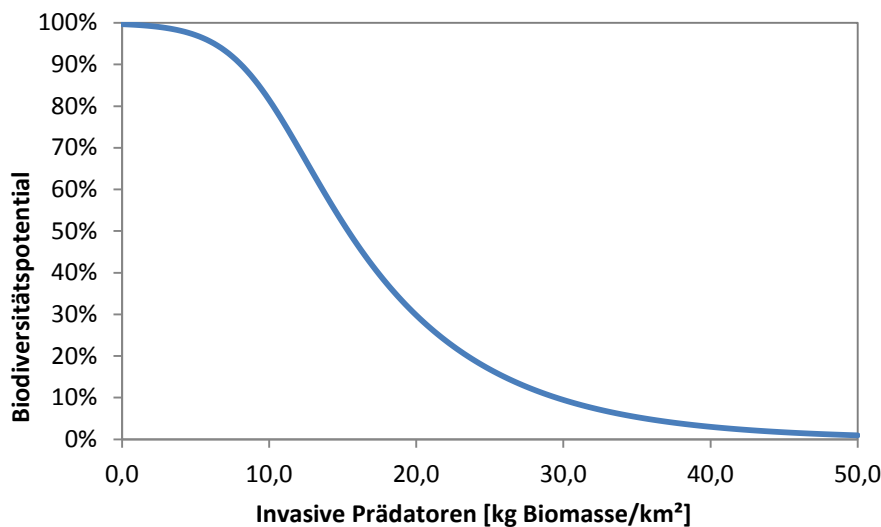


Abbildung 4-42: Beitragskurve invasive Prädatoren Ecoregion AA1309

Beweidungsdichte

Der größte Flächenanteil mit ca. 90% in Tirari-Sturt Stony Desert wird landwirtschaftlich zur Schaf- und Rinderweide genutzt (DEWNR 2010 S. 26 ff; AUT GOV 2008). Als Weidegrundlage dient dabei die natürliche Vegetation. Das Vieh konkurriert mit heimischen (v.a. Kängurus) und invasiven Herbivoren wie verwilderten Ziegen und Wildkaninchen. Aufgrund der Trockenheit erfolgt die Beweidung nach Managementplänen, um eine Überweidung zu vermeiden. Insbesondere in Trockenzeiten wird daher der Viehbestand oftmals reduziert (DEWNR 2010 S. 22 ff.). Für eine nachhaltige Beweidung sollten die folgenden zwei Richtlinien eingehalten werden: 1. sollte die durchschnittliche Pflanzenmasse mindestens 2 kg Trockengewicht pro Hektar Fläche betragen und 2. sollte die Fläche mindestens 70% Bodenbedeckung aufweisen. Ein zu hoher Viehbesatz resultiert in einer zu starken Beanspruchung der Vegetation, wodurch einjährige, schneller wachsende, Pflanzen gegenüber mehrjährigen im Vorteil sind. Ein zu geringer Viehbesatz kann im Fressverhalten zu einer Bevorzugung einzelner Pflanzenarten führen. Beide Situationen resultieren in einer raschen Abnahme des Biodiversitätsniveaus.

Ein Biodiversitätsniveau von 100% in Abhängigkeit vom Parameter Beweidungsdichte (BD) kann einerseits durch die Abwesenheit von → Herbivoren und andererseits durch mäßige Beweidung erreicht werden. Entscheidend ist die Gesamtmenge an pflanzenfressenden Tieren pro Flächeneinheit (Nutz- und Wildtiere). Die Beweidungsdichte wird in der für Australien üblichen Einheit für Viehbesatz pro Fläche und 100 mm Niederschlag pro Jahr angegeben [DSE/ha·100 mm]. 1 DSE (dry sheep equivalent) entspricht der Futtermenge, die ein zweijähriges 45 kg schweres Schaf benötigt (WIKIPEDIA 2015df, WIKIPEDIA 2013). Eine Ziege entspricht 1 DSE, ein Kaninchen $\frac{1}{8}$ DSE und ein Känguru $\frac{5}{8}$ DSE (WIKIPEDIA 2013, FCW 2014).

Formel 65

$$BV_{AA1309,2} = \max\left(d + \frac{b}{x_2^a + c}; B(x_2^E - C)^A + D\right)$$

Mit $d = 0,0099$, $b = 0,01$, $a = 1,25$, $c = -0,0099$, $B = -12$, $E = 0,6$, $C = 0,38$, $A = 2$, $D = 1$

Normiert auf den Definitionsbereich $[0, 10]$ ergibt dies folgende Kurve:

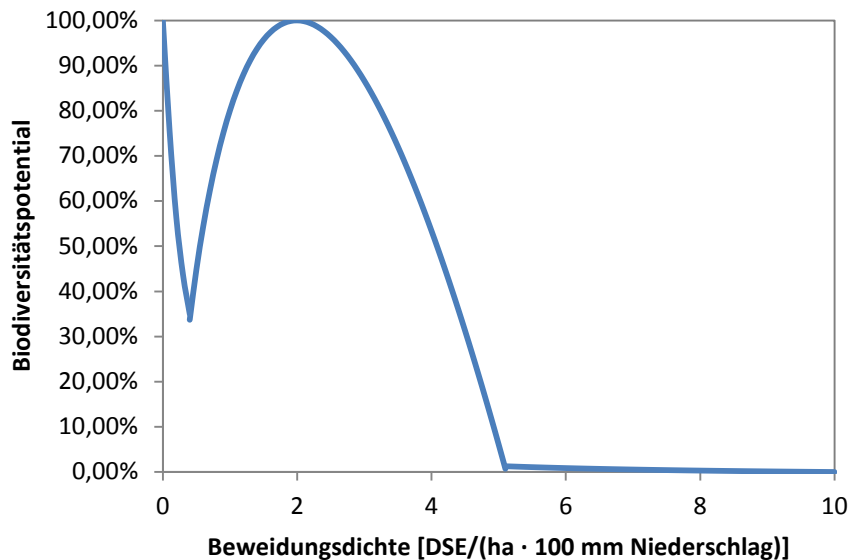


Abbildung 4-43: Beitragskurve Beweidungsdichte Ecoregion AA1309

Störungen

Das kontrollierte Legen von Feuer ist in Australien ein übliches Mittel, um in trockeneren Gebieten Buschbränden vorzubeugen. Außerdem wird die Vegetation auf Weideflächen durch Feuer gleichmäßig kurz gehalten, so dass die Flächen sich zur Viehhaltung besser eignen (MLA 2006). Feuer wird auch zur Bekämpfung von invasiven Pflanzen eingesetzt, die der Hitze schlechter widerstehen können als heimische Arten. Einige Pflanzenarten sind auf das Auftreten von Feuern angewiesen, da sich ihre Samenkapseln erst durch die Feuerhitze öffnen (DEWNR 2008).

Allerdings ist die Methode der kontrollierten Feuerlegung umstritten (AUSTRALIEN INFO 2015). In trockenen Gebieten genügen die natürlichen Intervalle von ca. 10 – 80 Jahren zwischen zwei Feuerereignissen, um den ökologischen Bedarf an Feuer zu decken (BRADSTOCK 2010). In den „Ecological fire management guidelines 2013“ der Regierung von Südaustralien (DEWNR 2013) wird für trockene Gebiete der Rat von „nicht mehr als zwei Feuerereignisse[n] auf der gleichen Fläche innerhalb von 40 – 70 Jahren“ gegeben. Zu seltene Feuerereignisse würden in einer Abnahme des Biodiversitätsniveaus führen, da sich manche Arten nicht vermehren könnten. Zu häufige Störungen resultieren ebenfalls in einer Abnahme, da sich die Vegetation zwischen zu oft und zu schnell aufeinander folgenden Feuerereignissen aufgrund der Trockenheit nicht regenerieren kann. Dazwischen liegt ein relativ breites Optimum, da Feuer als natürlicher Faktor in dieser Ecoregion zu einem gewissen Grad toleriert

wird. Dieses Optimum wird auf Basis der oben genannten Quellen auf einen Intervall von 35 – 80 Jahren zwischen zwei Feuerereignissen gesetzt.

Um einen Flächenbezug herzustellen, werden die zeitlichen Abstände zwischen zwei Feuerereignissen in einen Flächenanteil umgerechnet, der pro Jahr von einem Feuerereignis betroffen sein darf. Der Verlauf der Beitragskurve des Parameters Feuerhäufigkeit in [% Fläche/a] stellt sich daher wie folgt dar: Gänzlich ohne Feuerereignisse liegt das Biodiversitätsniveau deutlich unter dem Maximum, hier wird der Wert auf ca. 60% gesetzt. Es folgt ein rascher Kurvenanstieg bis zum Optimum, welches von „alle 80 Jahre“ bis „alle 35 Jahre“ reicht und damit rechnerisch einem Anteil von 1,25% bis 2,86% Fläche pro Jahr entspricht. Darüber, d.h. bei noch häufigeren Feuerereignissen, fällt die Kurve ab und erreicht bei ca. 5,7% Fläche pro Jahr (entspricht einem Intervall von 17,5 Jahren) das Biodiversitätsniveau von 0%.

Formel 66

$$BV_{AA1309,3} = B(x_3^E - C)^A + D$$

Mit B = -65, E = 0,8, C = 0,28, A = 4, D = 1

Normiert auf den Definitionsbereich [0, 10%] ergibt dies folgende Kurve:

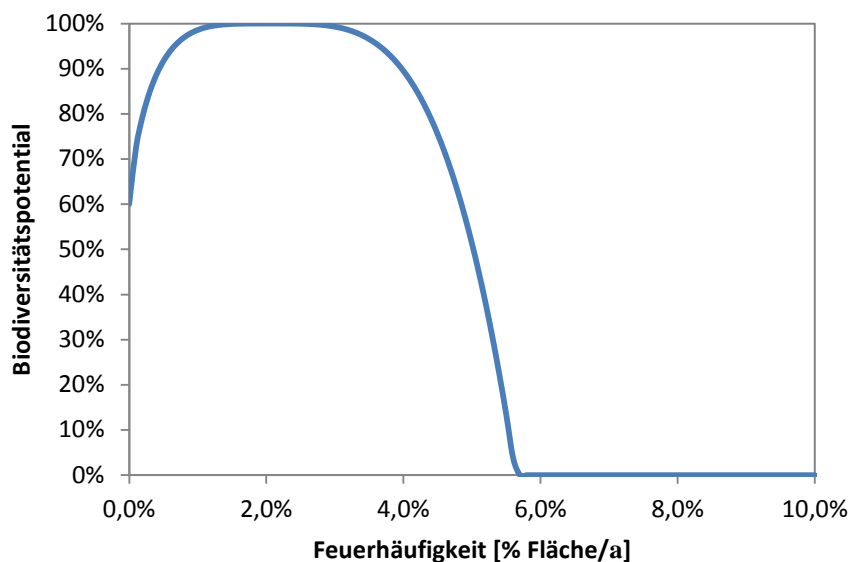


Abbildung 4-44: Beitragskurve Feuerhäufigkeit Ecoregion AA1309

Wasser: Unterbrechung natürlicher Wasserläufe, Versalzung

Viele Wasserläufe in Tirari-Sturt Stony Desert liegen die meiste Zeit im Jahr trocken und führen nur nach Regenfällen für eine begrenzte Zeit Wasser. Die umliegenden Ökosysteme sind an den Wechsel von Trockenheit und Überflutung angepasst. Andere Flüsse werden zur Wasserspeicherung angestaut, oftmals mit der Folge, dass zu wenig Wasser zur vollständigen Aufrechterhaltung des Ökosystems flussabwärts ankommt. Unterbrechungen oder Umleitungen natürlicher Wasserläufe haben daher einen großen Einfluss auf die Biodiversität (DEWNR 2010). Der Einfluss des Parameters Unterbrechung natürlicher Wasserläufe auf die

Biodiversität wird gemessen in % Wassermenge, die nach der Unterbrechung an der Stelle Z noch ankommt. Als Grundwert gilt die ursprüngliche Wassermenge an dieser Stelle vor der Installation der Unterbrechung. Die Wahl der Stelle könnte prinzipiell aufgrund der örtlichen Gegebenheiten in Abstimmung mit Experten vor Ort gewählt werden. In diesem Bericht wird die Stelle Z auf das Ende des unterbrochenen Wasserlaufes festgelegt und dabei in Kauf genommen, dass eine Umleitung oder Verlegung des Wasserlaufes mit demselben Ende zu einem verfälschten Ergebnis führen könnte. Die Kurve steigt dabei streng monoton, wobei das Wachstum zu Beginn (bei nur noch wenigen % Wasser, das an Stelle Z ankommt) am größten ist. Gegen Ende (ab ca. 70%) wird eine Sättigung beschrieben. Dahinter steht die Annahme, dass in einem sonst trockenen Gebiet wenig Wasser bereits einen großen Einfluss hat, der andererseits ab einem gewissen Schwellenwert kaum noch wächst.

Formel 67

$$BV_{AA1309,4} = B(x_4^E - C)^A + D$$

Mit $B = -0,5$, $E = 1$, $C = 1,19$, $A = 4$, $D = 1$

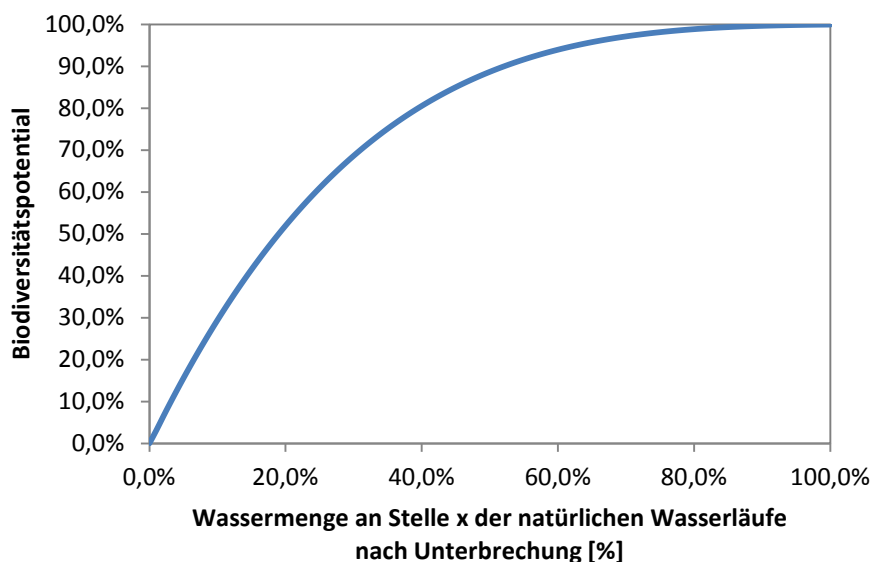


Abbildung 4-45: Beitragskurve Wasserlaufunterbrechung Ecoregion AA1309

Aggregation der Beiträge zur Potenzialfunktion

Die Parameter Invasive Prädatoren, Beweidungsdichte, Feuerhäufigkeit und Unterbrechung natürlicher Wasserläufe werden für die Biodiversitätspotenzialfunktion von AA1309 Tirari-Sturt Stony Desert linear aggregiert. Die Quellen, insbesondere von offizieller Seite, lassen erkennen, dass die ersten beiden Parameter stärker thematisiert werden. Daraus wurde eine etwas stärkere Gewichtung für die Parameter Invasive Prädatoren ($x_{AA1309,1}$) und Beweidungsdichte ($x_{AA1309,2}$) (Gewichtungsfaktor 0,3) als für die Parameter Feuerhäufigkeit ($x_{AA1309,3}$) und Unterbrechung natürlicher Wasserläufe ($x_{AA1309,4}$) (Gewichtungsfaktor 0,2) abgeleitet.

Formel 68

$$BV_{AA1309} = 0,3BV_{AA1309,1} + 0,3BV_{AA1309,1} + 0,2BV_{AA1309,1} + 0,2BV_{AA1309,1}$$

5 Praxisanleitung

Autoren: *Ulrike Eberle; Jan Paul Lindner, Peggy Schwendt, Eva Knüpfner*

Das Kapitel Praxisanleitung dient als Handreichung für den Anwender des Biodiversity Impact Assessments. Es gibt einen einfachen und praxisorientierten Überblick über die methodischen Grundlagen und alle notwendigen Berechnungsschritte, welche bereits in Kapitel 3 ausführlich beschrieben wurden. Darüber hinaus wird auf kritische Punkte bei der praktischen Anwendung hingewiesen und Lösungsvorschläge angeboten.

Vorgehen zur Bestimmung des Biodiversitätsimpact

Die Methode setzt an einer vollständigen Sachbilanz bzw. vollständigen Ökobilanz an. Als erster Schritt wird basierend auf den vorliegenden Inventardaten ein qualitatives Screening durchgeführt; um die biodiversitätsrelevanten Prozesse zu identifizieren. Hierbei werden folgende Schritte durchgeführt:

Schritt 1: Aufstellen einer flächenbezogenen Sachbilanz auf Grundlage der Darstellung der Prozessketten und ihrer Stoff- und Energieflüsse für die Ökobilanz.

Schritt 2: Berücksichtigung der Datenverfügbarkeit.

Schritt 3: Checkliste.

Schritt 4: Auswertung der Ergebnismatrix und der Checkliste.

Schritt 1 und Schritt 2 werden in einer Ergebnismatrix (Schritt 4) zusammengefasst. Anhand der Checkliste in Schritt 3 wird die Relevanz für die Biodiversität festgestellt. Dabei ergeben sich drei Relevanzgruppen: Prozesse, die vernachlässigt werden können, Prozesse mit geringer Relevanz und Prozesse mit hoher Relevanz. Prozesse mit geringer Relevanz werden nicht mit der Potentialfeldmethode analysiert, sondern abgeschätzt mit der Methode nach DE BAAN et al. 2012.

Zur Durchführung dieser Abschätzung wird zunächst jedem Prozess eine Landnutzungsklasse j (nach DE BAAN et al. 2012) und ein Ecoregion-Faktor EF_i zugeordnet. Auf Grund der Landnutzungsklasse wird ein Charakterisierungsfaktor CF_{ij} bestimmt. Zudem wird die beanspruchte Fläche A und die Dauer der Beanspruchung Δt festgestellt. Der Einflussfaktor E für den Prozess wird dann wie folgt berechnet:

Formel 69

$$E = EF_j * CF_{ij} * A * \Delta t$$

Biodiversitätswirkungen von Prozessen mit hoher Relevanz werden mit der Potentialfeldmethode berechnet. Um einen Wert von $Q_{BV,i}$ für einen landnutzenden Prozess zu ermitteln, ist für die Anwendung des Biodiversity Impact Assessments zunächst festzustellen, in welcher Ecoregion der zu untersuchende Prozess liegt. Der WWF stellt mit dem WildFinder ein Tool zur Verfügung, mit dem sich GIS-Daten aller Ecoregions online einsehen lassen (WWF 2006). Der Ecoregion-Faktor EF_i wird Tabelle 11-1 entnommen.

Innerhalb der bestimmten Ecoregion i ist die Funktion für BP_i (Formel 4) mit den Eingangsparametern x_{ik} gegeben. Eine Beschreibung bereits entwickelter Biodiversitätspotenti-

alfunktionen findet sich in Kapitel 4. Es liegt an den Anwendern, die Parameter für ihren Prozess zu bestimmen. Dies können beispielsweise Betriebsparameter sein (z. B. Düngereinsatz) oder landschaftliche Daten (z. B. geodätische Höhe). Die Funktion liefert einen Ausgangswert für die ermittelte Kombination von Eingangsparametern.

Bei fortgeschrittener Verbreitung der Methode des Biodiversity Impact Assessments liegen evtl. schon Werte von BP_i für bestimmte Prozesse vor, die direkt übernommen werden können. Sie könnten in Datenbanken organisiert werden.

Schließlich werden EF_i und BP_i multipliziert und ergeben $Q_{BV,i}$ für den untersuchten Prozess in der Region i . Das Verfahren wird wiederholt für alle Prozesse einer Wertschöpfungskette.

Gemäß des UNEP-SETAC-Framework wird der Impact je Prozess berechnet. Es wird der Verlauf der Qualität eines Flächenelements über die Zeit beschrieben und mit der (konstanten) Qualität desselben Flächenelements in einem Referenzzustand verglichen. Die Differenz der Qualitätswerte wird als (momentaner) Schaden verstanden. Um auf die Wirkung (Impact) der untersuchten Aktivität zu kommen, wird der Schaden mit der Größe des Flächenelements multipliziert und über die Zeit integriert. (MILÀ I CANALS et al. 2007, KÖLLNER et al. 2013).

Formel 70

$$Impact = \int_{t_0}^{t_{end}} (Q(t) - Q_{ref}) A(t) dt$$

$Q(t)$ Qualität des Flächenelements während der Nutzung

Q_{ref} Qualität des Flächenelements im Referenzzustand

t_0 Startzeitpunkt der Nutzung des Flächenelements

t_{end} Endzeitpunkt der Nutzung des Flächenelements

$A(t)$ Größe des Flächenelements

In vielen Fällen lässt sich die Integration zur Multiplikation vereinfachen indem Qualität und Fläche als konstant angenommen werden:

Formel 71

$$Impact = (Q - Q_{ref}) \cdot (t_{end} - t_0) \cdot A = \Delta Q \cdot \Delta t \cdot A$$

Q Qualität des Flächenelements während der Nutzung (konst.)

A Größe des Flächenelements (konst.)

„Qualität“ ist in dem Konzept ein Platzhalter für unterschiedliche Eigenschaften von Land, die für ökologische Analysen von Interesse sind; beispielsweise Erosion, organischer Kohlenstoffgehalt, Grundwasserneubildung oder eben Biodiversität. Der Wert der Qualität zu jedem Zeitpunkt wird als Zustand verstanden (ein Schnappschuss, wenn man so will). Die Q-Achse besitzt keinen inhärenten Zeitbezug. Dieser wird erst über die in Abbildung 5-1 dargestellte Kurve $Q(t)$ hergestellt.

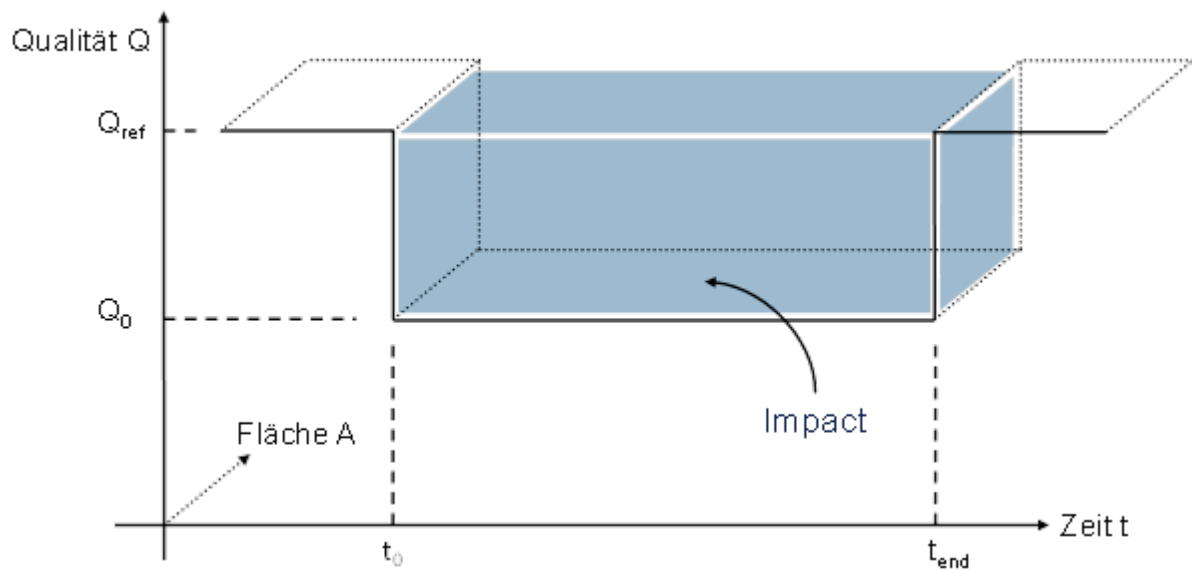


Abbildung 5-1: UNEP-SETAC Land Use in LCA Framework (vereinfacht nach MILÀ I CANALS et al. 2007, KÖLLNER et al. 2013)

Die vorliegende Methode ermöglicht es, die Biodiversität auf einem Flächenelement quantitativ zu beschreiben und im Rahmen des o.g. Konzepts die Wirkung von Landnutzungsprozessen auf die Biodiversität darzustellen. Das UNEP-SETAC-Rahmenwerk ist wesentlich komplexer als hier dargestellt und die Entwicklung ist im Detail nicht abgeschlossen. Insbesondere Köllner et al. (KÖLLNER et al. 2013) beschreiben Rechenregeln für Fälle wie Folgenutzungen, Abschätzung von Regenerationszeiten nach Nutzungsende etc., die zum Teil unter LCA-Experten noch diskutiert werden.

Das gesamte methodische Vorgehen wird in Abbildung 5-2 veranschaulicht.

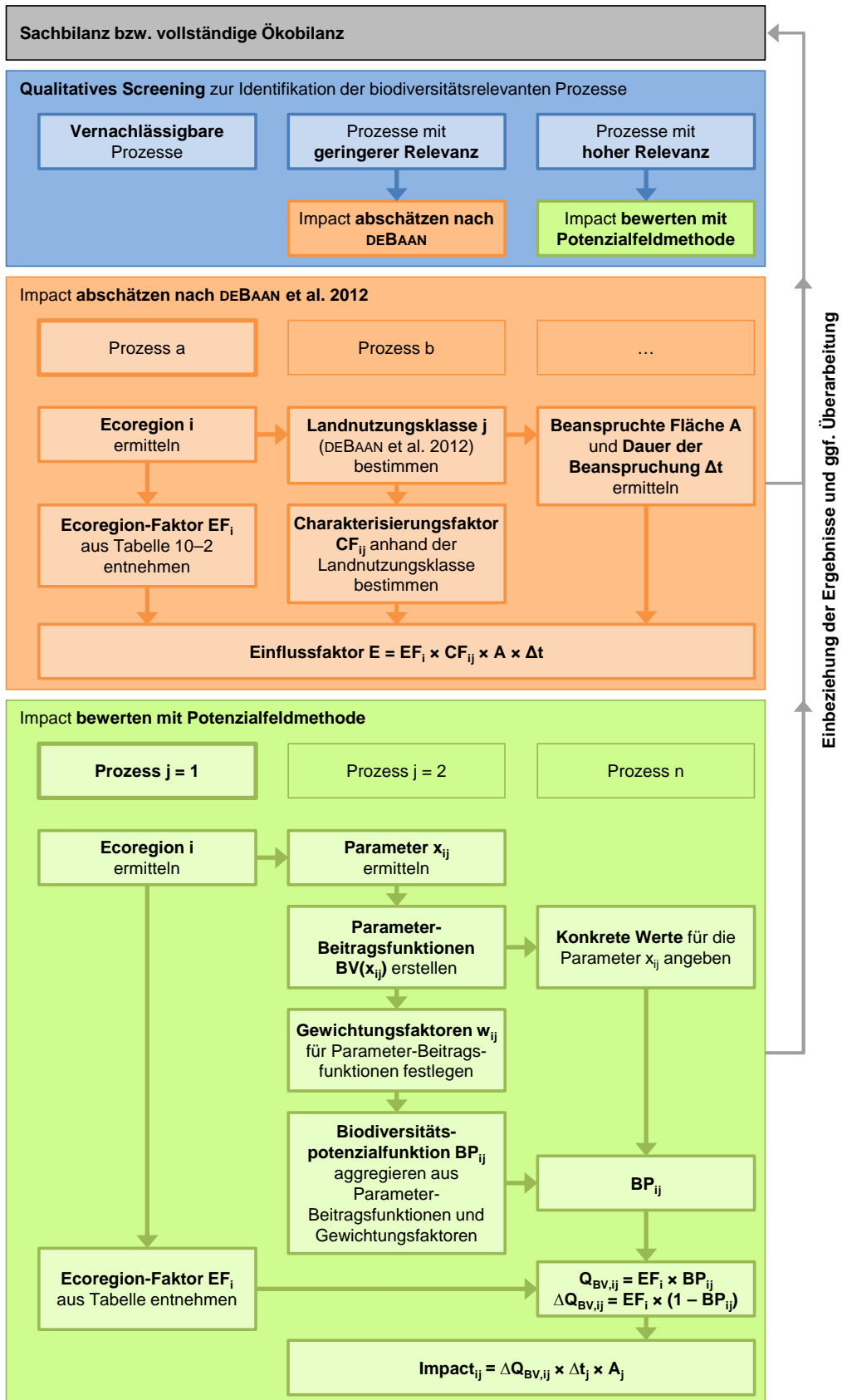


Abbildung 5-2: Übersicht methodisches Vorgehen

Beispielhafte Herausforderungen bei der Aufnahme von Inventardaten: Fragestellungen und Lösungsansätze

Da die Methode iterativ entwickelt wurde, standen zu Beginn des Vorhabens bspw. die zu erhebenden Eingangsparemeter für die untersuchten Regionen noch nicht fest. So wurden Vor-Ort-Besuche durchgeführt, um einerseits die zu erhebenden Eingangsparemeter definieren zu können und gleichzeitig möglichst viele Vor-Ort-Daten zu erheben. Anzustreben wären für zukünftige Untersuchungen zwei Aufnahmen vor Ort, sofern dies in den jeweiligen Projekten umsetzbar ist: eine zu Beginn zur Identifizierung und Definition der Eingangsparemeter für die Untersuchungsregion und eine zweite, um gezielt die benötigten Daten zu erheben. Für einige Eingangsparemeter konnten daher keine Primärdaten erhoben werden. Aber auch wenn Primärdaten erhoben werden konnten, treten – wie in Ökobilanzen üblich – immer wieder Datenlücken auf. Auch hier musste ein Umgang gefunden werden.

In Ökobilanzen existieren unterschiedliche Möglichkeiten, Datenlücken bezüglich einzelner Prozesse zu schließen:

- plausible Abschätzung, z.B. auf Basis ähnlicher Prozesse oder auf Basis von Literaturdaten
- Annahme, dass der betrachtete Prozess sich so verhält wie der Durchschnitt ähnlicher untersuchter Prozesse.

Es ist dabei grundsätzlich zu beachten, dass Abschätzungen und Annahmen mit einer plausiblen Begründung hinterlegt und dokumentiert werden müssen. Dabei ist immer zwischen erreichbarer Detailtiefe und Aufwand abzuwägen.

Die beschriebenen Fragestellungen sind Beispiele für potenzielle Herausforderungen bei der Anwendung der Potenzialfeldmethode. Sie traten bei Durchführung der Fallstudien auf und konnten mit den vorgestellten Lösungsempfehlungen beantwortet und gelöst werden, wenn auch nicht immer idealen Umfang. Es darf davon ausgegangen werden, dass diese Fragestellungen grundlegende Schwierigkeiten beschreiben.

Mit der Zeit werden weitere Schwierigkeiten und Lösungsansätze auftreten, der Erfahrungsschatz wird wachsen und somit eine routiniertere Anwendung des Biodiversity Impact Assessments in künftigen Fallstudien ermöglichen.

Tabelle 5-1: Energie- und Stoffströme als In-/Outputs von Prozessen

Schwierigkeit	Lösungsansatz
Keine Angaben zur Zusammensetzung und Herkunft von Futtermitteln	Annahme, dass das Milchleistungsfutter von einer Futtermühle aus der näheren Umgebung bezogen wird. Die Futtermittelzusammensetzung eines üblichen Milchleistungsfutters wurde dann für die Studie zugrunde gelegt. Bei den einzelnen Futtermittelbestandteilen wurde davon ausgegangen, dass sie weitgehend aus Deutschland bezogen werden.

Schwierigkeit	Lösungsansatz
Keine Daten zu einzelnen Prozessen zur Herstellung von Futtermittelbestandteilen	Annahmen auf Basis von Literaturrecherchen und Recherchen zu Produktionsprozessen. Die genaue Vorgehensweise entspricht der üblichen Vorgehensweise in einer Ökobilanz und ist im Fallstudienbericht „Fleisch“ beschrieben.

Mit solchen Lösungsansätzen lassen sich in aller Regel Datenlücken in klassischen Inventaren schließen. „Klassisch“ meint hier basierend auf Stoff- und Energieströmen. Zur Beschreibung von Landnutzungsprozessen sind weitere Informationen nötig, die sich auf Flächen beziehen. Abschätzungen auf Basis von Stoff- und Energieströmen und Annahmen lassen sich zumindest teilweise ähnlich auch bei Flächen treffen, zumindest wenn es um Stoffströme geht, die In-/Outputs von Flächen sind.

Tabelle 5-2: Stoffströme über Flächen

Schwierigkeit	Lösungsansatz
Keine Information über Stickstoffüberschuss als Eingangsparameter für Düngemittel da keine Daten verfügbar über Stickstoffgehalt der Böden.	Vorhandene Information, dass Böden nährstoffarm sind, kann zur Annahme führen, dass der Stickstoffüberschuss bei 0 kg N/ha liegt.
Daten für Pestizide nicht für alle relevanten Betriebe verfügbar	Annahme, dass übrige betrachtete Betriebe dieselben Pestizide in denselben Aufwandsmengen pro Hektar einsetzen

Zur Wirkungsabschätzung (sprich: zur Anwendung des Biodiversity Impact Assessment) sind Informationen über die Eigenschaften von Flächen nötig. Hier versagen die Extrapolation und Interpolation auf Basis von Stoff- und Energieströmen. Allerdings stehen graphische Verfahren zur Abschätzung von Eingangsdaten Verfügung.

Tabelle 5-3: Größe und Struktur von Flächen

Schwierigkeit	Lösungsansatz
Eingangsparameter Konnektivität konnte erst nach Vor-Ort-Besuch festgelegt werden; keine Daten zu Flächenanteilen von Wald im 10 km-Umkreis des Felds. (Ecoregion AT0719 Southern Miombo Woodlands)	Grobe Abschätzung anhand von Luftbildern oder plausible Schätzung von Flächen und Distanzen auf Basis der Vor-Ort-Eindrücke

Schwierigkeit	Lösungsansatz
Eingangsparameter Störungen konnte erst nach Vor-Ort-Besuch festgelegt werden; Häufigkeit von Feuer in den umliegenden Wäldern und Toleranz im 10 Kilometer-Umkreis des Feldes unbekannt. (Ecoregion AT0719 Southern Miombo Woodlands)	Annahme: Waldfeuer (anders als Feuer auf den Feldern) werden nicht toleriert.
Keine Daten über Flächenanteile von Steinbrüchen im Umkreis eines gegebenen Steinbruchs. (Ecoregion PA0445 Western European Broadleaf Forests)	Grobe Abschätzung anhand von Luftbildern
Keine Daten über konkrete Herkunft von Braunkohle als Brennstoff. (Fallstudie Zement)	Annahme: ein konkretes Braunkohlenrevier repräsentativ für alle in einem best. Gebiet (Land, Ecoregion...)
Entwicklung der Flächenproduktivität von Tagebau (Kalkstein, Braunkohle) über die Zeit nur sehr aufwendig darstellbar. (Fallstudie Zement)	Vereinfachung: konstante Fläche, konstante Förderung
Klassifizierung von Totholz entspricht nicht vorgegebener Klassifizierung. (Ecoregion PA0608 Scandinavian and Russian Taiga)	Zuordnung der bestehenden Kategorien zu den in der BIA-Methode vorgesehenen Klassifizierungen nach Absprache mit dem Fallstudienpartner. (Fallstudie Papier)
Klassifizierung des Schutzstatus von Flächen feiner abgestuft als vorgegeben. (Ecoregion PA0608 Scandinavian and Russian Taiga)	Zuordnung der Flächen zu den in der BIA-Methode vorgesehenen Klassifizierungen nach Absprache mit dem Fallstudienpartner. (Fallstudie Papier)
Keine Daten über Rekultivierungsmaßnahmen nach Nutzung einer Tagebaufläche. (Ecoregion PA0402 Atlantic Mixed Forests)	Annahme: Durchschnitt der Tagebauflächen in der Region
Anteil der Flächennutzung für einen bestimmten Zweck (hier: Biomasseproduktion) in einer Ecoregion an der Flächennutzung für diesen Zweck in einem Land	Verschneidung der Ecoregion mit dem Staatsgebiet des Landes. Annahme: Gleiche Verteilung der Landnutzung für diesen Zweck. (Basisausstattung)
Verschneidung von Ecoregions mit Staatsgebieten	Visuelle Abschätzung vornehmen. (Basisausstattung)

Schwierigkeit	Lösungsansatz
Keine Daten über Flächenbedarf einer bestimmten Landnutzung (hier: Ressourcenförderung) in einem Land	Errechnung aus Daten eines Unternehmens der entsprechenden Branche, Extrapolation auf ganze Branche im Land (Basisausstattung)

6 Practical guide

Authors: Ulrike Eberle; Jan Paul Lindner, Peggy Schwendt, Eva Knüpffer

This practical guide serves to promote assistance for users of the Biodiversity Impact Assessment. It provides an easy and practice-oriented overview of the methodical basics and all necessary calculation steps, which have already been described in detail in chapter 3. Furthermore, critical points associated with the practical use are pointed out and solutions are suggested.

Procedure to assess the biodiversity impact

The approach requires a complete inventory analysis or complete LCA. As a first step, based on the existing inventory data a Qualitative Screening is performed to identify the processes relevant for biodiversity. Herein the following steps are carried out:

Step 1: Establishment of an area-related inventory analysis based on the description of the process chains and their material and energy flows.

Step 2: Consideration of data availability.

Step 3: Checklist processing.

Step 4: Analysis of the results matrix and checklist.

The steps 1 and 2 are summarized in a results matrix (step 4). Based on the checklist (step 3) the relevance for biodiversity is determined. Three classes of relevance are possible: processes that are negligible, processes with low relevance and processes with high relevance. Processes with low relevance are not dealt with the potential field method but estimated with the method provided by DE BAAN et al. 2012.

In order to perform this estimation every process is assigned to a land use class j (according to DE BAAN et al. 2012) and an ecoregion factor E_{Fi} . Based on the assigned land use class a characterization factor CF_{ij} is determined. In addition the area A and time Δt of occupation are detected. The impact factor E for the considered process is calculated as follows:

Equation 1

$$E = EF_j * CF_{ij} * A * \Delta t$$

Biodiversity impacts of high relevant processes are calculated using the potential field method. To generate the $Q_{BV,i}$ value of a land using process by applying Biodiversity Impact Assessment first the ecoregion in which the process takes place has to be identified. The WWF provides the online tool WildFinder where GIS data of all ecoregions may be looked up (WWF 2006). The ecoregion factor E_{Fi} is taken from table Tabelle 11-1.

Within the considered ecoregion i the biodiversity potential function BP_i (4) with specific parameters x_{ik} is given. A description of already established biodiversity potential functions can be found in chapter 4. It is up to the users to determine the parameters associated with the process. These parameters might consist of e.g. operating parameters (such as fertilizer use) or landscape data (such as geodetic altitude). The function provides a resulting value for the combination of parameters determined.

During an advanced state and distribution of Biodiversity Impact Assessment BPi values for certain processes may already be available and could be applied immediately. These values could be organized in databases.

Finally, the $Q_{BV,i}$ value for the analyzed process is calculated by multiplying EF_i and BP_i . The whole method is done for all processes along the value chain.

The impact of each process is calculated according to the UNEP/SETAC-framework. The progression of quality of an area element versus time is described and compared to the (constant) quality of the same area element in a reference state. The difference is understood as (current) damage. To determine the impact of the investigated activity the damage is multiplied by the size of the area element and integrated versus time (MILÀ I CANALS et al. 2007, KÖLLNER et al. 2013).

Equation 2

$$Impact = \int_{t_0}^{t_{end}} (Q(t) - Q_{ref})A(t)dt$$

- Q(t) Quality of the area element during use
- Qref Quality of the area element in reference state
- t0 Starting time for use of the area element
- tend End time for use of the area element
- A(t) Size of the area element

In many cases the integration can be simplified to a multiplication by assuming constant values for quality and area:

Equation 3

$$Impact = (Q - Q_{ref}) \cdot (t_{end} - t_0) \cdot A = \Delta Q \cdot \Delta t \cdot A$$

- Q Quality of the area element during use (const.)
- A Size of the area element (const.)

In this concept „quality“ is a placeholder for the different land properties that are interesting for ecological analyses; for example erosion, organic carbon content, groundwater recharge or biodiversity. The quality value at each point in time is understood as a state (a snapshot, to put it another way). There is no inherent time-reference of the Q-axis. This is realized through the curve Q(t) shown in Figure 1.

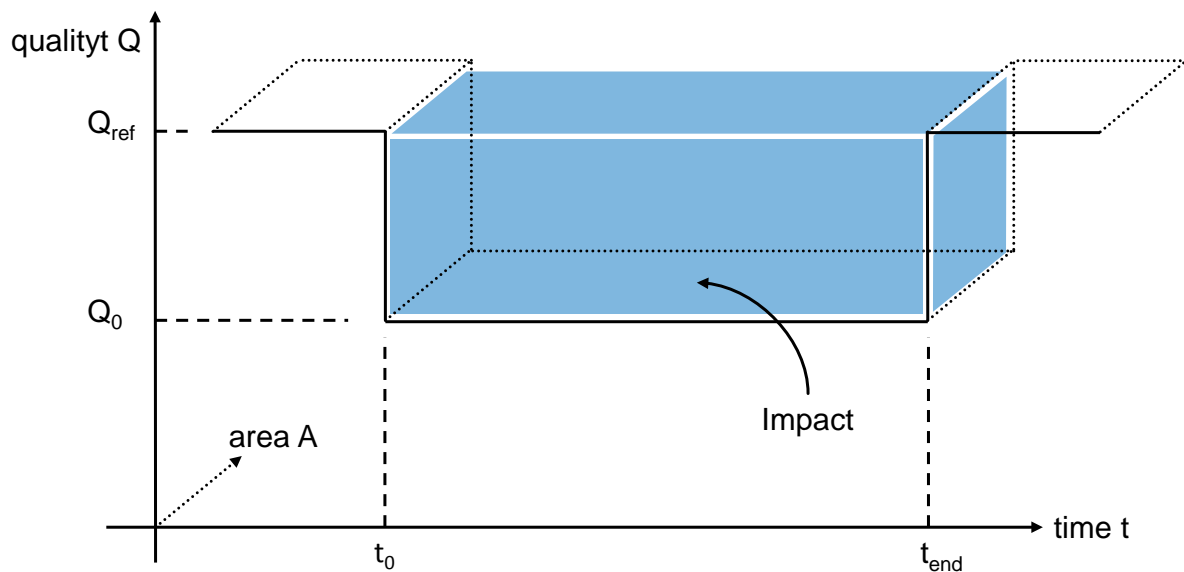


Figure 1: UNEP/SETAC land use in LCA framework (simplified as per MILÀ I CANALS et al. 2007, KÖLLNER et al. 2013)

The method at hand allows the quantitative description of biodiversity on an area element and – in the context of the above concept – the presentation of land use impacts on biodiversity. The UNEP/SETAC framework is much more complex than displayed here and the development has not been completed in detail. In particular, KÖLLNER et al. 2013 describe calculation rules for cases such as after uses, estimation of regeneration periods after the end of use, etc., that are still discussed within the LCA community.

An overview of the complete methodical procedure is given in Figure 2:

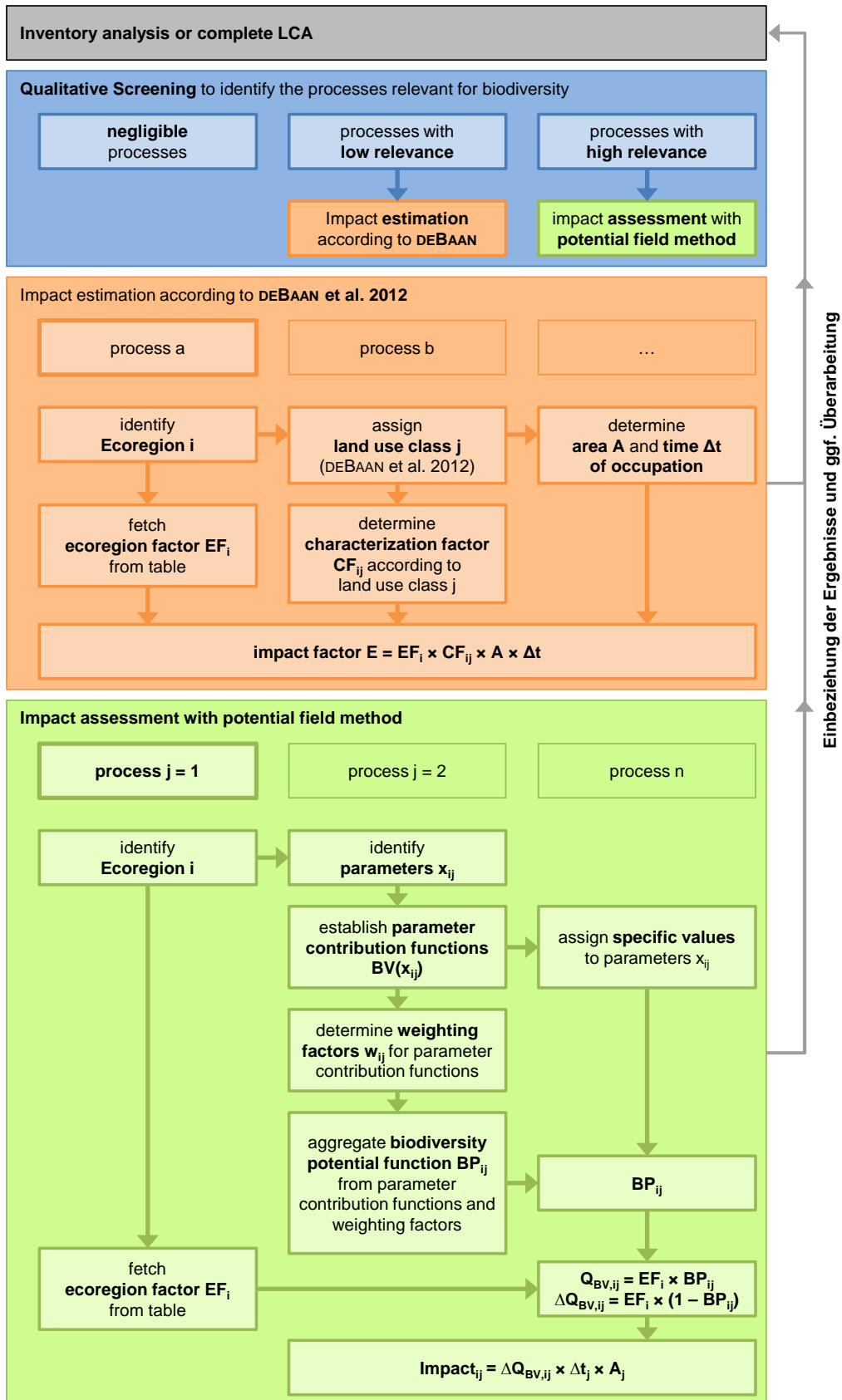


Figure 2: Overview of the complete methodological procedure

Exemplary challenges in inventory data acquisition: issues and solution approaches

The Method has been developed iteratively. For this reason e.g. the parameters to be collected for the investigated region have not been determined at the beginning of this project. On-site visits have been done in order to be able to determine the parameters to be collected and at the same time to raise as many on-site data as possible. In future projects efforts should be made to realize two data acquisition visits if practicable: one at the beginning of the project to identify and determine the parameters for the investigated region and a second one to collect specifically the required data. Hence for some parameters no primary data could be collected. For others primary data could be collected, however – as typical in LCA – data gaps may occur later on. An option to deal with this problems had to be considered.

In LCA different possibilities exist to cope with data gabs:

- Plausible estimation e.g. based on similar processes or literature data
- Assumption that the considered process behaves as the average of similar investigated processes.

Note that principally estimations and assumptions have to be documented and covered by a plausible justification.

The delineated issues are examples for potential challenges in application of the potential field method. They occurred during the performance of the case studies and could be answered and solved with the recommended solutions, although to a not ideal extend. It can be assumed that these issues deal with fundamental difficulties.

With time, further challenges and solution approaches will appear and the experience will grow. This enables the application of BIA to become routine in future case studies.

Tabelle 6-1: Energy and mass flows as in- and outputs of processes

Challenge	Solution
No data for composition and origin of animal feed	Assumption that performance feed is obtained from a feed mill of the surrounding region. The typical composition of concentrated feed has then been used as basis for the study. The single ingredients of the feed have been assumed to originate mainly from Germany.
No data for single processes for the production of animal feed ingredients	Assumptions based on literature research and research on production processes. The procedure equals the common procedure of an LCA and is described in the case study report "meat".

With these suggested solutions data gaps in classical inventories can usually be filled. "Classical" refers to "based on mass and energy flows". For the description of land use processes further information related to areas is needed. Estimations based on mass and energy flows

and assumptions can at least partly be made in a similar way for areas, if it is about mass flows which represent in- and outputs of areas.

Table 1: Mass flows of areas

Challenge	Solution
No data for nitrogen surplus as input parameter for fertilizers because no data are available for the nitrogen content of the soils	The existing information that soils contain few nutrients can lead to the assumption that the nitrogen surplus is 0 kg N/ha.
Data for pesticides are not available for all relevant farms	Assumption that the remaining farms use the same pesticides in the same quantities

For the impact assessment, i.e. for the application of biodiversity impact assessment, information on the properties of areas is needed. In this case extrapolation and interpolation based on mass and energy flows are not applicable. But graphical approaches for the estimation of input data are available.

Table 2: Size and structure of area

Challenge	Solution
The input parameter connectivity could only be determined after on-the-spot check. No data on the share of forest areas in a radius of 10 km of the field. (Ecoregion AT0719 Southern Miombo Woodlands)	Rough estimation based on aerial photographs or on-the-spot impressions
The input parameter disturbance could only be determined after on-the-spot check. Frequency of fires in the surrounding forests and tolerance in a radius of 10 km of the field unknown. (Ecoregion AT0719 Southern Miombo Woodlands)	Assumption: forest fires are not tolerated (unlike fires on fields)
No data on the share of area of stone quarries in the surrounding of a certain quarry. (Ecoregion PA0445 Western European Broadleaf Forests)	Rough estimation by means of aerial photographs
No data on the exact origin of lignite for fuel (case study cement)	Assumption: a certain lignite field is representative for all fields in a certain area (country, ecoregion...)

Challenge	Solution
<p>Difficulty to represent the development of the area productivity of opencast mining (limestone, lignite) along a certain time horizon</p> <p>(case study cement)</p>	<p>Simplification: constant area, constant productivity</p>
<p>Classification of dead wood doesn't match the given classification</p> <p>(Ecoregion PA0608 Scandinavian and Russian Taiga)</p>	<p>Assignment of the existing categories to the classifications of the BIA-method in agreement with the partner of the case study</p> <p>(case study paper)</p>
<p>Classification of the conservation status of areas is more detailed than predetermined</p> <p>(Ecoregion PA0608 Scandinavian and Russian Taiga)</p>	<p>Assignment of the areas to the classifications of the BIA-method in agreement with the partner of the case study</p> <p>(case study paper)</p>
<p>No data on measurements for land restoration after use of an area as opencast mine</p> <p>(Ecoregion PA0402 Atlantic Mixed Forests)</p>	<p>Assumption: average of areas for opencast mining in a certain region</p>
<p>Share of land use for a certain purpose (here: biomass production) in an ecoregion of the total land use for this purpose in a country</p>	<p>Taking into account the part of an ecoregion lying in a certain country. Assumption: same distribution of the land use for this purpose</p> <p>(basic inventory)</p>
<p>Share of an ecoregion lying in a country</p>	<p>Visual estimation</p> <p>(basic inventory)</p>
<p>No data on the required area for a certain land use type (here: resource extraction) in a country</p>	<p>Calculation based on data of a company of the corresponding sector, extrapolation on the whole sector of a country</p> <p>(basic inventory)</p>

7 Fallstudien

In Kapitel 7 wird die Anwendung des Biodiversity Impact Assessments in verschiedenen Fallstudien bzw. der sog. Basisausstattung beschrieben. Mit Basisausstattung sind die Prozesse Strom und Kraftstoffe gemeint, die in jeder Prozesskette vorkommen. Die Fallstudien wurden mit Projektpartnern durchgeführt und dienen in erster Linie zur Entwicklung und zum Test der Methodik. Es wurden die Produkte Papier aus Finnland, Rindfleisch aus dem Allgäu in Deutschland, Baumwolle aus Afrika und Brasilien sowie Zement aus Deutschland in jeweils einer Fallstudie untersucht.

Fokus bei der Durchführung der Fallstudien war die Überprüfung der Anwendbarkeit der Methode sowie die Entwicklung erster Potentialfelder. Um die Berechnungen zu ermöglichen wurden zum Teil Annahmen getroffen, die als Arbeitshypothesen verstanden werden sollen und nicht den Anspruch einer Allgemeingültigkeit erheben. Daher können die Fallstudienresultate auch nicht als repräsentativ für die in die Fallstudien eingebunden Unternehmen betrachtet werden.

Folgende Produktsysteme wurden betrachtet:

- Basisausstattung (Energieprozesse)
- Papier (in Zusammenarbeit mit UPM)
- Rindfleisch (in Zusammenarbeit mit Vion Food)
- Baumwolle (in Zusammenarbeit mit der Aid by Trade Foundation)
- Zement (in Zusammenarbeit mit HeidelbergCement)

Die Fallstudie Basisausstattung wurde durchgeführt, da Energieprozesse Teil jedes Produktsystems sind und somit als Basis für dessen ökobilanzielle Bewertung angesehen werden können. Die weiteren Fallstudien wurden gewählt, da sie flächenintensive Produktionssysteme in unterschiedlichen Ecoregions beinhalten und somit als relevant für die Bewertung von Biodiversitätswirkungen angesehen werden. Zu Projektbeginn waren weitere Fallstudien geplant (z.B. Gemüseproduktion), es konnten jedoch keine geeigneten Fallstudienpartner gewonnen werden.

Die Ergebnisse der Fallstudien sowie die Anwendbarkeit des Biodiversity Impact Assessments werden am Ende jeder Fallstudienbeschreibung diskutiert. Ein Vergleich der Fallstudienresultate untereinander wird nicht durchgeführt, da sie auf Grund unterschiedlicher funktioneller Einheiten nicht direkt gegenübergestellt werden können. Eine übergeordnete und zusammenfassende Diskussion von Ergebnissen und Herausforderung bei der Durchführung der Methode findet sich in Kapitel 8.

Den Fallstudien Rindfleisch und Baumwolle liegen komplexe Inventardatensätze zu Grunde. Im Rahmen dieses Skriptes können diese Daten auf Grund ihres Umfangs nicht abgebildet werden. Die Basisdaten sowie die ungekürzten Fallstudien können jedoch beim Fraunhofer-Institut für Bauphysik angefordert werden. Die der Fallstudie Zement zu Grunde liegenden Daten waren in Teilen vertraulich und können dem entsprechend nicht zur Verfügung gestellt werden.

7.1 Basisausstattung

Autoren: Peggy Schwendt, Isabel Schestak

Unter dem Begriff Basisausstattung wird die Aggregation der Energie verstanden, die in jedem Prozess in Form von Strom oder Kraftstoff einfließen. Im speziellen werden dabei der Strom-Mix und die beiden Kraftstoffe Diesel und Benzin für Deutschland betrachtet. Anstelle der Potentialfeldmethode wird die Abschätzung nach Kapitel 3.3.3 verwendet, die mit den Ecoregion-Faktoren aus Tabelle 11-1 und den Charakterisierungsfaktoren nach De BAAN et al. 2012 arbeitet.

7.1.1 Produktsystem

Strom-Mix

Der in Deutschland verwendete Strom setzt sich zusammen aus der Aufbereitung verschiedener Energieträger (Kohle, Erd- und Biogas, Uran u.a.) und der Umwandlung kinetischer bzw. Solarenergie (Wind- und Wasserkraft, Photovoltaik u.a.) in elektrische Energie. Insgesamt liefern über 10 Energiegestaltungsformen einen Beitrag zum deutschen Strom-Mix.

Hinter jeder Gestaltungsform steht eine eigene Prozesskette, deren Teilschritte z.B. von der Förderung über die Aufbereitung und den Transport bis zur Umsetzung im Kraftwerk reichen können. Allerdings werden in dieser Studie nur die Flächen berücksichtigt, die für die Förderung oder den Anbau (z.B. für Biomasse) der Rohstoffe verwendet werden. Flächen für Transporte und Kraftwerke werden nicht betrachtet. Die folgenden Abbildungen zeigen exemplarisch die → Systemgrenzen der Produktsysteme.

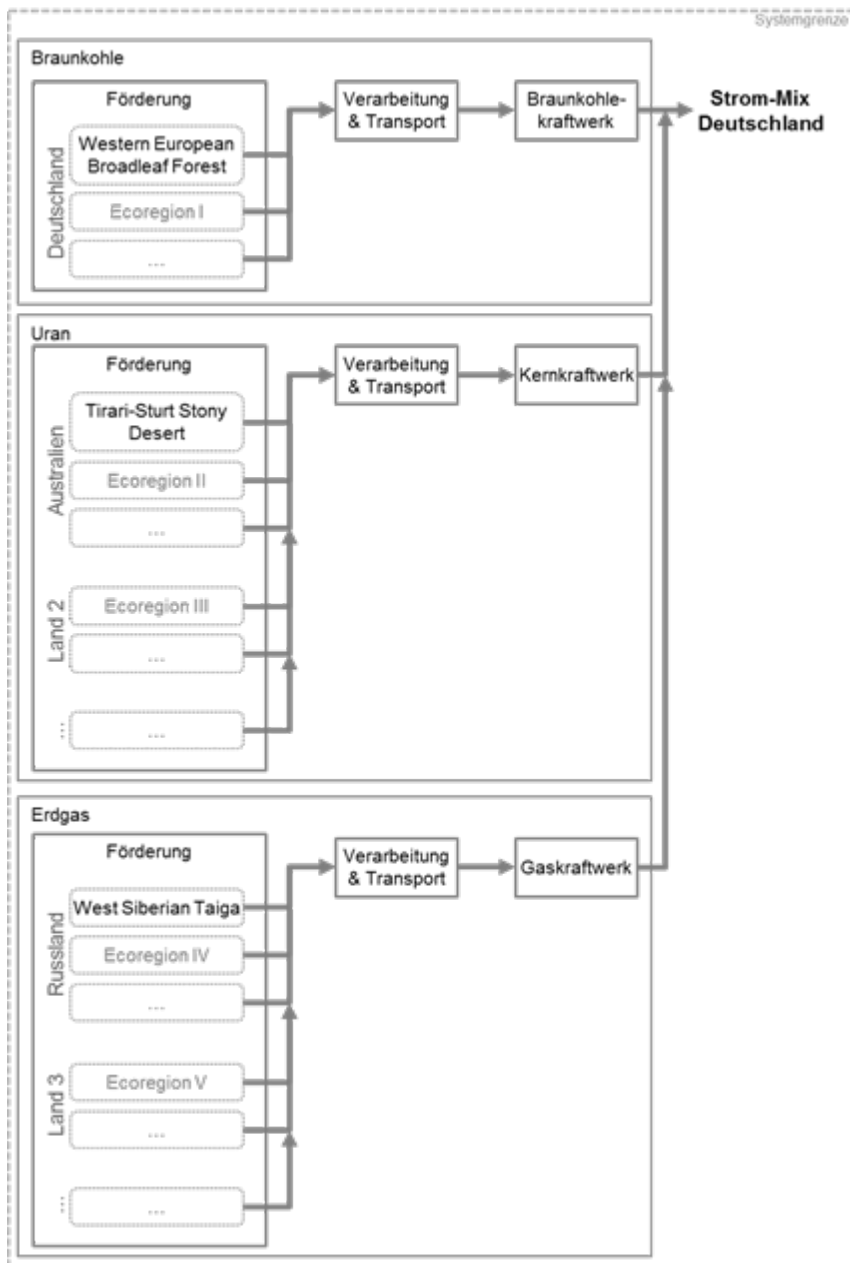


Abbildung 7-1: Systemgrenzen des Produktsystems deutscher Strom-Mix

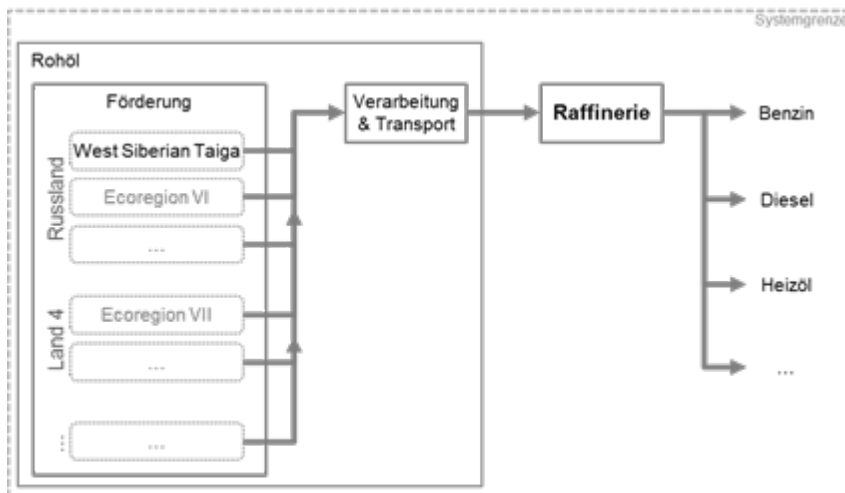


Abbildung 7-2: Systemgrenzen des Produktsystems Erdölprodukte

Kraftstoffe Diesel und Benzin

Die Produktsysteme Diesel und Benzin sind ähnlich aufgebaut. Als Inputfluss wird nur Rohöl betrachtet, welches aus verschiedenen Fördergebieten stammt. Weitere Inputflüsse, wie z.B. Erdgas oder Ethanol, werden in diesem Bericht vernachlässigt. Deutschland bezog im Jahr 2013 insgesamt 90,57 Mio t Rohöl aus insgesamt 33 Ländern. Die größten Anteile stammten aus Russland (34,8%), Norwegen (12,0%), Großbritannien (10,4%), Nigeria (8,1%), Kasachstan (7,9%) und Libyen (7,3%) (BAFA 2015). Auch für diese Produktsysteme wird nur die Fläche für die Rohölförderung, nicht aber die für Transporte und Verarbeitung (Raffinerien) berücksichtigt.

7.1.2 Datengrundlage

Zusammensetzung des deutschen Strom-Mixes:

Die Zusammensetzung des deutschen Strom-Mixes nach Ressourcen (Uran, Braun- und Steinkohle, Erdgas, Wasser, Wind, Biomasse etc.) und ihr energetischer Anteil an der Stromerzeugung wird aus der GaBi-Datenbank (Datenbank 2008, THINKSTEP 1992–2015) ermittelt. Andere verlässliche Quellen wären jedoch ebenso denkbar.

Herkunft der Ressourcen:

Nach Ländern: Die Herkunft der Ressourcen nach Ländern und ihr massenmäßiger Anteil an der Bereitstellung des Rohstoffs stammen aus der GaBi-Datenbank (Datenbank 2008, THINKSTEP 1992–2015).

Nach Biomen und Ecoregions: Für eine regionalere Betrachtung wird für jedes Land das Gebiet für die Bereitstellung des Rohstoffes lokalisiert, also z.B. die Abbaugelände der fossilen Ressourcen oder die Anbaugelände der Biomasse, sowie der Anteil der Gebiete an der Produktion des jeweiligen Landes. Dazu werden frei zugängliches Kartenmaterial, Studien und Berichte über die jeweiligen Länder herangezogen. Um den Anteil des jeweiligen Gebietes an der Landesproduktion eines Rohstoffes zu ermitteln, wird die Verteilung anhand der Karten abgeschätzt, sofern keine genauen Zahlenwerte vorliegen (Abbildung 7-3). Die Ge-

biote werden anschließend mit Hilfe der WildFinder-Website (WWF 2006) grafisch den Eco-regions und den Biomen zugeordnet.

Eine präzisere Erfassung der Ecoregions und ihrer Anteile an der Landesproduktion ist nicht zielfördernd, da dies einerseits einen erheblich höheren Zeitaufwand bedeutet und andererseits das Ergebnis nicht wesentlich beeinflusst: Die Charakterisierungsfaktoren nach DE BAAN et al. 2012, die für die Abschätzung verwendet werden, unterscheiden nur nach Biomen, nicht nach Ecoregions (Kap. 3.3.3), und die Ecoregions eines Landes liegen meist im gleichen Biom. Außerdem unterscheiden sich benachbarte Ecoregions oft nur wenig in ihrem Faktor.



Abbildung 7-3: Anteil einer Ecoregion an einem Staatsgebiet

Abbildung 7-3 (veränderter Screenshot nach WWF 2006) zeigt den Anteil einer Ecoregion an der Produktion eines Rohstoffes am Beispiel Deutschland. Um den Anteil der Ecoregion PA0445 Western European Broadleaf Forests an der gesamten Biomasseproduktion Deutschlands abzuschätzen, wird die Fläche der Ecoregion mit der Fläche Deutschlands verschnitten. Der Anteil der Ecoregion am deutschen Staatsgebiet wird auf ca. 50% geschätzt. Auf dieser Basis wird für alle folgenden Berechnungsschritte angenommen, dass 50% des Biomasseanbaus in Deutschland in der Ecoregion PA0445 stattfindet, unter der Annahme, dass der Biomasseanbau homogen über Deutschland verteilt ist.

Flächenzeit: Die Flächenzeit sagt aus, welche Fläche über welche Zeit für die Bereitstellung einer Ressource verwendet wird. Sofern vorhanden, wird diese ebenfalls aus der GaBi-Datenbank ermittelt (Datenbank 2008, THINKSTEP 1992–2015). Andernfalls wurden die Flächen anhand von Daten aus offiziellen Quellen berechnet, was sich jedoch auf Grund der prekären Datenlage schwierig und zeitaufwendig gestalten kann. Herangezogen werden

beispielsweise Informationen von Institutionen wie der EIA (Energy Information Administration der USA), WNA (World Nuclear Association), oder frei zugängliche Firmendaten, z.B. von Statista oder Gazprom.

Charakterisierungsfaktor: Die Charakterisierungsfaktoren, die den Ressourcen je nach Art und Ort (Biom) der Landnutzung zugeordnet werden, werden DE BAAN et al. 2012 entnommen.

Ecoregion-Faktor: Die Gewichtungsfaktoren der Ecoregions wurden der Tabelle 11-1 im Anhang entnommen.

7.1.3 Modellierung

Für die Berechnung der Einflussfaktoren des deutschen Strom-Mixes und der Kraftstoffe Diesel und Benzin auf die Biodiversität, wird zunächst für jede Ressource pro Ecoregion ein Einflussfaktor (1) berechnet. Die einzelnen Einflussfaktoren (1) der Ecoregions werden anschließend entsprechend ihrem Anteil an der Landesproduktion zu einem Einflussfaktor pro Land (2) zusammengefasst. Die Einflussfaktoren der Länder werden entsprechend dem Anteil des Landes an der Rohstoffbereitstellung für Deutschland zu einem Einflussfaktor der jeweiligen Ressource (3) zusammengefasst.

Formel 72

$$E(1) = EF_i * CF * A * \Delta t$$

Formel 73

$$E(2) = \sum_i E(1)_i * x_i$$

Formel 74

$$E(3) = \sum_i E(2)_i * y_i$$

E(1) Einflussfaktor auf die Biodiversität innerhalb einer Ecoregion

E(2) Einflussfaktor auf die Biodiversität innerhalb eines Landes

E(3) Einflussfaktor einer Ressource

EF_i Gewichtungsfaktor der Ecoregion

CF Charakterisierungsfaktor der Landnutzung nach De BAAN et al. 2012

A*Δt Flächenzeit

i Index für die jeweilige Ecoregion (1) oder das jeweilige Land (2)

x Anteil der Ecoregion an der Ressourcenbereitstellung eines Landes

y Anteil des Landes an der Bereitstellung des Rohstoffs für Deutschland

Die Einflussfaktoren der Ressourcen (3), die sich zunächst auf die Fläche beziehen, werden mit der Masse multipliziert, die für die Erzeugung einer Kilowattstunde Strom aus dem jeweiligen Rohstoff benötigt wird. Dadurch wird den unterschiedlichen Energiegehalten der Roh-

stoffe Rechnung getragen. Anschließend wird der mit dem Energiegehalt gewichtete Einflussfaktor (4) mit dem energetischen Anteil des Rohstoffs an der Energiebereitstellung für Deutschland multipliziert. Durch Summation letzterer Einflussfaktoren erhält man schließlich einen einzigen Einflussfaktor E_{ges} auf die Biodiversität für den deutschen Strommix.

Formel 75

$$E(4) = E(3)_i * m_{kWh_i}$$

Formel 76

$$E_{ges} = \sum_i E(4)_i * z_i$$

$E(4)$ Einflussfaktor einer Ressource gewichtet nach ihrem Energiegehalt

m_{kWh_i} benötigte Masse der Ressource für eine Kilowattstunde Strom

E_{ges} Einflussfaktor des deutschen Strommixes auf die Biodiversität

Z_i energetischer Anteil einer Ressource am deutschen Strommix

Für Diesel und Benzin wird der Einflussfaktor der Ressource Erdöl anteilig auf den Diesel- bzw. Benzin-Output einer Raffinerie, bezogen auf den Energiegehalt, umgelegt.

Schwierigkeiten und abweichende Vorgehensweisen

Charakterisierungsfaktoren: Da die Charakterisierungsfaktoren nach DE BAAN et al. 2012) nicht für alle Biome und/oder Landnutzungsarten verfügbar sind, wird auf den Welt Durchschnitt der jeweiligen Nutzungsart ausgewichen oder es wird der Charakterisierungsfaktor eines ähnlichen Bioms verwendet, wobei in diesem Biom der CF für die gleiche Nutzungsart gewählt wurde.

Berechnung der Flächenzeit: Zur Verdeutlichung der Problematik der Berechnung der Flächeninanspruchnahme für die Ressourcenförderung wird die Vorgehensweise am Beispiel Erdölförderung und Uranabbau beschrieben.

- Erdölförderung: Um die Flächeninanspruchnahme durch die Erdölförderung zu berechnen, wird die Förderung in Russland (Deutschlands wichtigstem Erdöllieferanten) als Modell herangezogen. Anhand der recherchierbaren Daten wird in diesem Fall folgendes Verfahren gewählt: Die Angaben von Gazprom über die Anzahl der Bohrlöcher für die Erdölförderung und die jährliche Fördermenge werden auf Russland hochgerechnet, d.h. es wird der Anteil Gazproms an der gesamten russischen Fördermenge berechnet und anschließend mit Hilfe der Anzahl der Bohrlöcher von Gazprom ermittelt, wie viele Bohrlöcher für die Erdölförderung in ganz Russland benötigt werden. Die Anzahl der Bohrlöcher wurde mit der für ein Bohrloch ermittelten Fläche multipliziert. Für die Ermittlung der Fläche eines Bohrlochs samt infrastrukturell genutzter Fläche wird eine Berechnung anhand einer Satellitenaufnahme durchgeführt. Flächen für Straßen und Raffinerien sowie durch Öl kontaminierte Flächen konnten nicht erfasst werden. Um die Berechnung zu vereinfachen wird die Flächenzeit für die Erdölförderung in Russland auf die anderen Erdöl fördernden Länder übertragen, auch wenn die Förderbedingungen in anderen Ländern davon abweichen. Ebenso

wird für die Förderung von Erdgas die Flächenzeit der Erdölförderung übernommen, da Erdgas und Erdöl häufig gemeinsam gefördert werden.

- Uranabbau: Die pro Kilogramm gefördertes Uran genutzte Fläche wird anhand der zwei größten australischen uranfördernden Mienen (Ranger Mine, Olympic Dam Mine) und der von ihnen geförderten Menge berechnet. Dazu wird die Fläche der Mienen auf Satellitenbildern grafisch abgeschätzt und auf die Fördermenge bezogen. Da die Ranger Mine im Tagebau, die Olympic Dam Mine jedoch unter Tage betrieben wird, können beide Betriebsarten für die Flächenberechnung berücksichtigt werden. Dabei ist zu erwähnen, dass durch diese Methode nur die oberirdisch genutzte Fläche der Minen mit Untertagebau betrachtet wird. Die Daten für Australien werden anschließend auf die anderen Förderländer übertragen.

Anteile der Ecoregions an der Ressourcenförderung eines Landes: Da es oft schwierig ist, genaue und verlässliche Quellen für die Anteile der Förderregionen und damit der zugehörigen Ecoregions an der Ressourcenförderung eines Landes zu ermitteln, muss in vielen Fällen auf Schätzungen ausgewichen werden. Die Abschätzung kann anhand von Karten des jeweiligen Landes erfolgen, die die Lage der Fördergebiete des jeweiligen Rohstoffes eines Landes zeigen. In selteneren Fällen, z.B. bei der Steinkohleförderung in Kolumbien oder den USA kann auf Tabellenwerte zurückgegriffen werden.

Problematik der Energie aus Wasserkraft: Für die Flächeninanspruchnahme durch Energie aus Wasserkraft konnten keine passenden Daten gefunden werden. Zudem ergibt sich bei der Wasserkraft die Problematik, dass nicht nur der reine Flächenverbrauch durch die Wasserkraftwerke, wie z.B. Stauseen berücksichtigt werden müsste, sondern auch ihr Einfluss auf den im Unterstrom liegenden Flusslauf. Aus diesem Grund wird der Flächenbedarf von Wasserkraft im deutschen Strom-Mix derzeit nicht berücksichtigt.

7.1.4 Ergebnisse

Im Folgenden sind die berechneten Einflussfaktoren für den deutschen Strom-Mix auf die Biodiversität, je nach ihrem Anteil am Strom-Mix; sowie Einflussfaktor des deutschen Strom-Mix, sowie Diesel und Benzin dargestellt:

Tabelle 7-1: Einflussfaktoren Rohstoffe für den deutschen Strom-Mix

Rohstoff	Einflussfaktor anteilig pro kWh
Uran	$2,5 \cdot 10^{-6}$
Braunkohle	$2,1 \cdot 10^{-5}$
Steinkohle	$6,9 \cdot 10^{-6}$
Erdgas	$8,4 \cdot 10^{-4}$
Wind	$3,4 \cdot 10^{-5}$
Biogas	$4,1 \cdot 10^{-3}$
Kohlegase	$2,9 \cdot 10^{-6}$
Biomasse (solid)	$8,1 \cdot 10^{-4}$

Rohstoff	Einflussfaktor anteilig pro kWh
Schweröl	$1,2 \cdot 10^{-4}$
Photovoltaik	$1,7 \cdot 10^{-5}$
Summe	$6,0 \cdot 10^{-3}$

Tabelle 7-2: Einflussfaktoren von Diesel und Benzin auf die Biodiversität

Produkt	Einflussfaktor pro kg
Diesel	0,008
Benzin	0,009

7.2 Papier

Autor: Jan Paul Lindner

7.2.1 Produktsystem

Diese Fallstudie beschreibt die Biodiversitätswirkung von Papier. Konkret handelt es sich um ein graphisches Papier wie es für hochwertige Druckerzeugnisse verwendet wird, beispielsweise für bildlastige Zeitschriften. Es wird aus verschiedenen Sorten Zellstoff und mineralischen Zusätzen hergestellt. Partner für diese Fallstudie ist das finnische Unternehmen UPM mit seiner Sparte UPM Paper Europe and North America.

Das Produktsystem ist in Abbildung 7-4 dargestellt. Drei verschiedene Sorten Zellstoff werden für das Papier gemischt. Chemisch aufgeschlossener Zellstoff wird durch Kochen von Holz in basischer Lösung gewonnen. Dabei werden die Cellulosefasern von der Ligninmatrix getrennt und können weiter verarbeitet werden. In der Papierindustrie wird nur dieser Zellstoff tatsächlich „Zellstoff“ genannt, um ihn von den anderen abzugrenzen. Mechanisch aufgeschlossener Zellstoff entsteht durch Zerreiben von Holz zwischen Schleifsteinen. Die Trennung der Cellulosefasern von der Ligninmatrix geschieht hier weniger auf molekularer Ebene, sondern etwas grober. Der so gewonnene Stoff wird „Holzstoff“ genannt. Recyclingfasern aus Altpapier werden durch Einweichen und Bleichen von Altpapier gewonnen. Hier liegen die Cellulosefasern bereits fertig vor, allerdings werden sie mit jedem Recyclingvorgang tendenziell kürzer. Der Stoff wird „Altpapierstoff“ genannt. Zusätzlich werden mineralische Zuschläge eingesetzt (hauptsächlich Kalk, aber auch Kalisalze und weitere Stoffe).

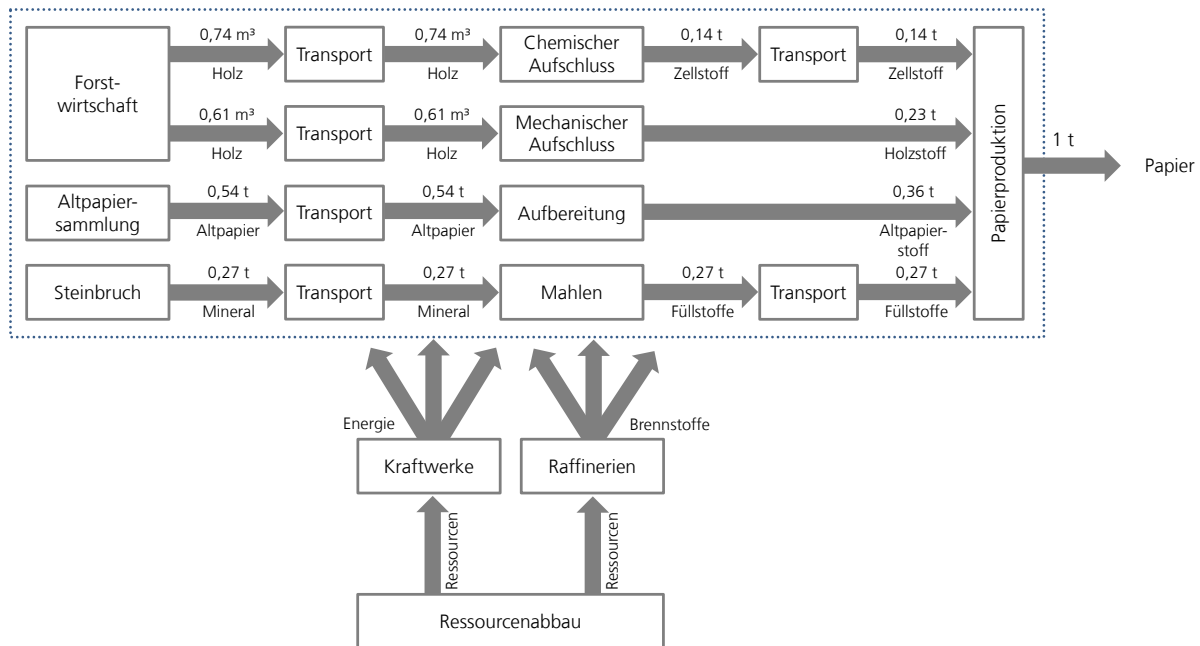


Abbildung 7-4: Produktsystem Papier (Quelle: UPM)

Jede Sorte Zellstoff hat ihre speziellen Eigenschaften und die Eigenschaften des fertigen Papiers ergeben sich zum großen Teil aus den Eigenschaften der vier Komponenten. Je nach Kundenanforderung wird Papier zu unterschiedlichen Anteilen aus verschiedenen Sorten Zellstoff und mineralischen Zuschlägen hergestellt. Im Falle des hier betrachteten graphischen Papiers ist der mineralische Anteil relativ hoch.

7.2.2 Datengrundlage, Annahmen

Es besteht bereits ein Ökobilanzmodell für Papier, das von UPM intern verwendet wird. Daten über die Stoffströme des Vordergrundsystems (siehe Kapitel 2.2) sind Primärdaten von UPM, die diesem Modell entnommen wurden.

Die Daten zur Landnutzung stammen aus der internen Dokumentation von UPM. Sie beziehen sich auf eine konkrete Forstfläche. Diese Fläche ist rund 6.700 ha groß und liegt rund 100 km nördlich von Helsinki in der Nähe der Kleinstadt Janakkala.

Datensätze für die Bereitstellung von Vorprodukten wie z.B. Chemikalien zur Bleiche sind kommerzielle Datensätze, die aus den Datenbanken GaBi und Ecoinvent stammen.

Bezüglich der räumlichen und zeitlichen Zuordnung der Prozesse mussten einige vereinfachende Annahmen getroffen werden. Das Ökobilanzmodell von UPM bildet den Stand eines Jahres für das Werk in Augsburg ab. Da Zulieferer von Jahr zu Jahr wechseln, kann dieser Stand nur einen Schnappschuss darstellen, er wird hier aber als repräsentativ angenommen.

Das Werk Augsburg bezog im Bezugsjahr chemisch aufgeschlossenen Zellstoff aus Deutschland und Finnland, und zwar den größeren Anteil aus Deutschland. Für diese Fallstudie wird angenommen, dass die gesamte Holzmenge aus dem Forst bei Janakkala stammt.

7.2.3 Modellierung

Screening

Abbildung 7-5 zeigt die Okkupation (Flächenzeit) für die Bereitstellung einer gegebenen Menge Papier, gegliedert nach den Beiträgen zur Bereitstellung von Vorprodukten und Betriebsmitteln. Die Werte errechnen sich aus den Daten von UPM, nach denen das ganze Produktsystem in Abbildung 7-4 modelliert wurde. Die Flächenzeitberechnung entspricht der ersten Stufe des qualitativen Screenings (siehe Kapitel 3.3) Es ist unübersehbar, dass der größte Anteil (> 99%) auf die Forstwirtschaft zurückgeht. Auf dieser Basis wurde ohne weitere Anwendung des Screenings entschieden, nur die forstwirtschaftlichen Flächen genauer zu untersuchen. Alle übrigen Prozesse benötigen weniger als 1% der Flächenzeit des ganzen Produktsystems und werden vernachlässigt.

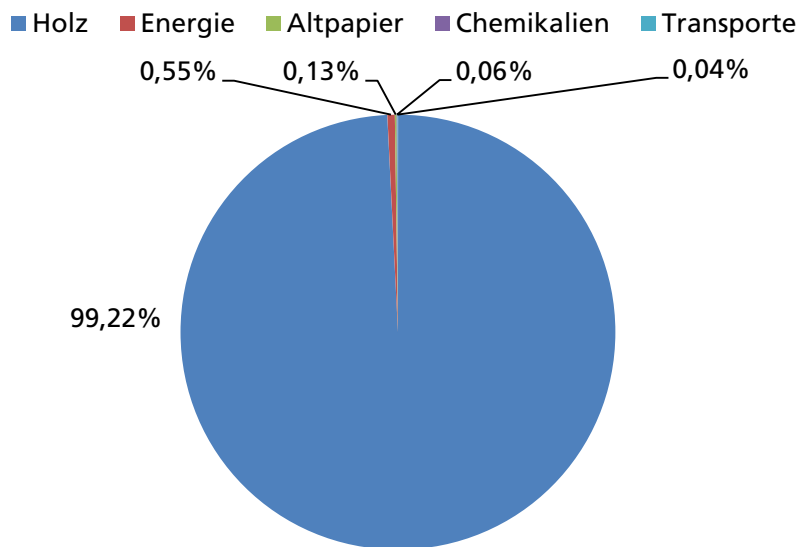


Abbildung 7-5: Okkupation (Flächenzeit), relativ, nach Modellierung des Produktsystems Papier (Quelle: UPM)

Die Vernachlässigung entspricht nicht der formal korrekten Anwendung des Screenings. In Kapitel 7.3.4 wird nach der detaillierten Wirkungsberechnung der Forstwirtschaft rückblickend auf die Bedeutung der vernachlässigten Elemente eingegangen.

Inventardaten

Die Situation im UPM-Forst bei Janakkala wird gemäß Kapitel 4.3 beschrieben durch elf Parameter, die in Tabelle 7-3 dargestellt sind. Die Flächen werden nach und nach umgestellt auf eine relativ schonende Bewirtschaftung. Flächen mit klassischer Fichtenmonokultur werden nach der Ernte ersetzt durch gemischte Bestände, in denen zum Teil gezielt Habitats für bedeutende Arten geschaffen werden. Entsprechend steht die hier dargestellte Parameterausprägung für eine Mischung aus intensiver und schonender Bewirtschaftung.

Die Okkupation (Flächenzeit) pro 1 t Papier beträgt 2.100 m²a. Aus Abbildung 7-4 lässt sich ablesen, dass 1,35 m³ frisches Holz benötigt werden. Bei einem Zuwachs von ca. 6,4 m³/ha·a (Quelle: UPM) entspricht dies einem Flächenbedarf von 0,21 ha oder 2.100 m² über ein Jahr.

Der Forst liegt innerhalb der Ecoregion PA0608 Scandinavian and Russian Taiga. Diese umfasst nahezu ganz Finnland (und noch wesentlich größere Flächen in Russland, Schweden und Norwegen (siehe Kapitel 4.3).

Die meisten Datenpunkte sind direkt in der Managementdokumentation von UPM hinterlegt, aber nicht alle. Totholz wird beispielsweise anders klassifiziert (5-stufiges System). Im Rahmen der Fallstudie wurden die Kategorien des 5-stufigen Systems mit denen des hier verwendeten 3-stufigen Systems überlagert. Schutzflächen werden unterschieden in streng geschützte Flächen und bewirtschaftete Flächen mit dem primären Ziel der Biodiversitätsförderung.

Tabelle 7-3: Parameterwerte UPM-Forst Janakkala

Parameter	Wert	Einheit
Junge Bäume	100	[1/ha]
Alte Bäume	0,1	[1/ha]
Baumarten	10	[1/km ²]
Exotische Vegetation	0%	[% Fläche]
Totholz Klasse I	1,5	[m ³ /ha]
Totholz Klasse II	1,4	[m ³ /ha]
Totholz Klasse III	1,4	[m ³ /ha]
Streng geschützte Flächen	10,4%	[% Fläche]
Anzahl Mikrobiotope	0,035	[1/ha]
Fläche Mikrobiotope	3,9%	[% Fläche]
Feuer	29,7	[m ² /km ² a]

7.2.4 Ergebnisse

Tabelle 7-4 zeigt die Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter, gruppierter Parameter und die gewichteten Beiträge gruppierter Parameter. Alle Biodiversitätsbeiträge sind nach den in Kapitel 4.3 angegebenen Gleichungen berechnet. Insgesamt beträgt das Biodiversitätspotential 45% (Summe der gewichteten Beiträge). Dieser Wert gilt als repräsentativ für jedes Flächenelement, das Teil der gesamten Fläche von 6.700 ha ist. Die Ergebnisse der letzten Spalte (gewichtete Beiträge) sind in Abbildung 7-6 dargestellt.

Tabelle 7-4: Biodiversitätsbeiträge einzelner/gruppierter Parameter UPM-Forst Janakkala

Gruppe	Parameter	Beitrag einzeln	Beitrag Gruppe	Gewicht Gruppe	Beitrag gewichtet
Altersstruktur	Junge Bäume	100%	1%	0,2	0,2%
	Alte Bäume	1%			

Gruppe	Parameter	Beitrag einzeln	Beitrag Gruppe	Gewicht Gruppe	Beitrag gewichtet
Artenvielfalt	Baumarten	81%	81%	0,2	16,1%
	Exotische Vegetation	100%	81%	0,2	16,1%
Totholz	Totholz Klasse I	9%	4%	0,3	1,3%
	Totholz Klasse II	2%	4%	0,3	1,3%
	Totholz Klasse III	4%	4%	0,3	1,3%
Schutzflächen	Streng geschützte Flächen	13%	92%	0,2	18,4%
	Anzahl Mikrobiotope	0%	92%	0,2	18,4%
	Fläche Mikrobiotope	92%	92%	0,2	18,4%
Störungen	Feuer	88%	88%	0,1	8,8%
Summe					45%

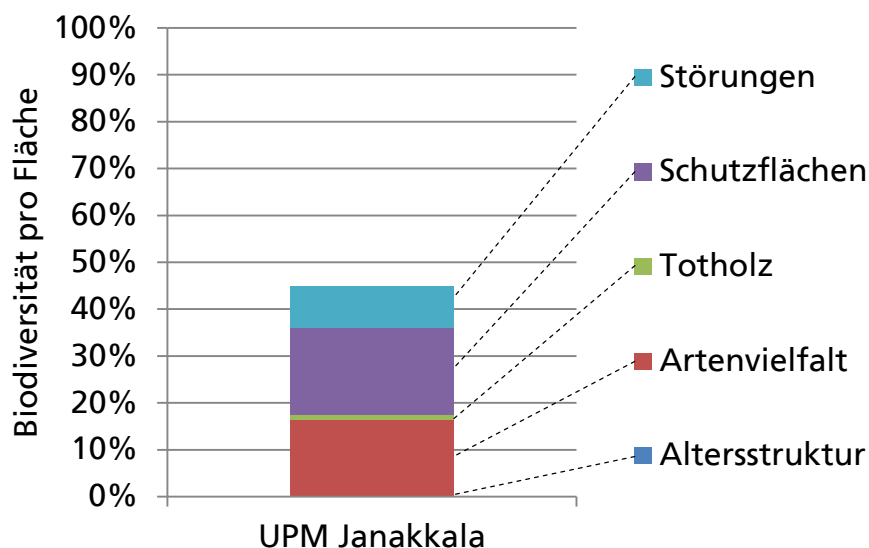


Abbildung 7-6: Gew. Biodiversitätsbeiträge gruppierter Parameter UPM-Forst Janakkala

Das Biodiversitätspotential geht zusammen mit dem Ecoregion-Faktor 1,177 der Ecoregion PA0608 Scandinavian and Russian Taiga in die Berechnung der Biodiversität als Qualitätsgröße im UNEP-SETAC-Framework ein.

Formel 77

$$Q_{BV,PA0608} = EF_{PA0608} \cdot BP_{PA0608} = 1,177 \cdot 0,45 = 0,530 (m^2a)^{-1}$$

Der „Fehlbetrag“ zu 100% sind 55% oder 0,55. Daraus errechnet sich die Qualitätsdifferenz im UNEP-SETAC-Framework.

Formel 78

$$\Delta Q_{BV,PA0608} = EF_{PA0608} (1 - BP_{PA0608}) = 1,177(1 - 0,45) = 0,647 (m^2a)^{-1}$$

Der Wert von 0,647 bezieht sich auf jedes Flächenelement der gesamten Fläche des UPM-Forstes in Janakkala zum gegebenen Zeitpunkt. Die Okkupation (Flächenzeit) pro 1 t Papier beträgt 2.100 m²a (siehe oben). Daraus ergibt sich ein Impact von 1.359 pro 1 t Papier.

Formel 79

$$Impact/FE = \Delta Q_{BV,PA0608} \cdot \Delta t \cdot A = 0,647 (m^2a)^{-1} \cdot 2.100 m^2a$$

Zur Illustration der Relevanz anderer Prozesse wird hier beispielhaft der mineralische Anteil des Papiers betrachtet. Nehmen wir an, es handele sich dabei um Kalkstein aus der Ecoregion Western European Broadleaf Forests PA0445 (siehe Kapitel 4.2). Unter dieser Annahme lässt sich der Ecoregion-Faktor von $EF_{PA0445} = 1,262$ aus Tabelle 4-3 übernehmen. Weiterhin lässt sich die Okkupation (Flächenzeit) von $5,76 \cdot 10^{-4} m^2a/kg$ Kalkstein aus Tabelle 7-42 übernehmen.

Pro 1 t Papier werden 270 kg Kalkstein eingesetzt, d.h. die Okkupation des Steinbruchs pro 1 t Papier beträgt 0,153 m²a. Für diese Relevanzanalyse wird als worst case angenommen, die Biodiversität auf der Steinbruchfläche sei null ($BV_{PA0445} = 0 (m^2a)^{-1}$). Unter Einbezug des Ecoregion-Faktors von $EF_{PA0445} = 1,262$ ist die Qualität Q_{PA0445} ebenfalls $0 (m^2a)^{-1}$. Die Qualitätsdifferenz ΔQ beläuft sich entsprechend auf $1,262 (m^2a)^{-1}$ und so ergibt sich der Impact zu 0,193 pro 1 t Papier. Die Zahl ist vernachlässigbar klein gegenüber dem Impact der Forstwirtschaft.

Die Relevanzanalyse zeigt: Auch bei einem Biodiversitätsverlust von 100% durch den Kalksteinbruch (Annahme worst case) wäre der mineralische Anteil irrelevant für die Biodiversitätswirkung einer gegebenen Menge Papier, weil die Okkupation je funktioneller Einheit so niedrig ist.

Um die Bandbreite denkbarer Wirkungen der Forstwirtschaft auszuloten wurden Varianten des Forstmanagements beispielhaft gewählt.

Variante 1: extreme Monokultur, ausgeräumter Wald, aber mit 20% streng geschützter Fläche, ohne besondere Rücksicht auf Mikrobiotope

Variante 2: extrem auf Biodiversitätsförderung ausgerichtetes Management, alle Parameter im Optimum, keine negative Biodiversitätswirkung (nach dieser Methode)

Tabelle 7-5: Variation des Forstmanagements

Parameter	Einheit	Werte		
		UPM	Var. 1	Var. 2
Junge Bäume	[1/ha]	100	5	100
Alte Bäume	[1/ha]	0,1	0	20
Baumarten	[1/km ²]	10	0	25
Ex. Vegetation	[% Fläche]	0%	0%	0%

Parameter	Einheit	Werte		
		UPM	Var. 1	Var. 2
Totholz Klasse I	[m³/ha]	1,5	0,5	10
Totholz Klasse II	[m³/ha]	1,4	0,5	30
Totholz Klasse III	[m³/ha]	1,4	0,5	20
Gesch. Flächen	[% Fläche]	10,4%	20%	5%
Mikrobiotope (Anzahl)	[1/ha]	0,035	0	5
Mikrobiotope (Fläche)	[% Fläche]	3,9%	0,0%	5,0%
Feuer	[m²/km²a]	29,7	0	75

Die Ergebnisse sind in Abbildung 7-7 dargestellt. Das Biodiversitätspotential ist in Variante 1 beinahe null (genau: 5,8%). In Variante 2 erreicht es 100%.

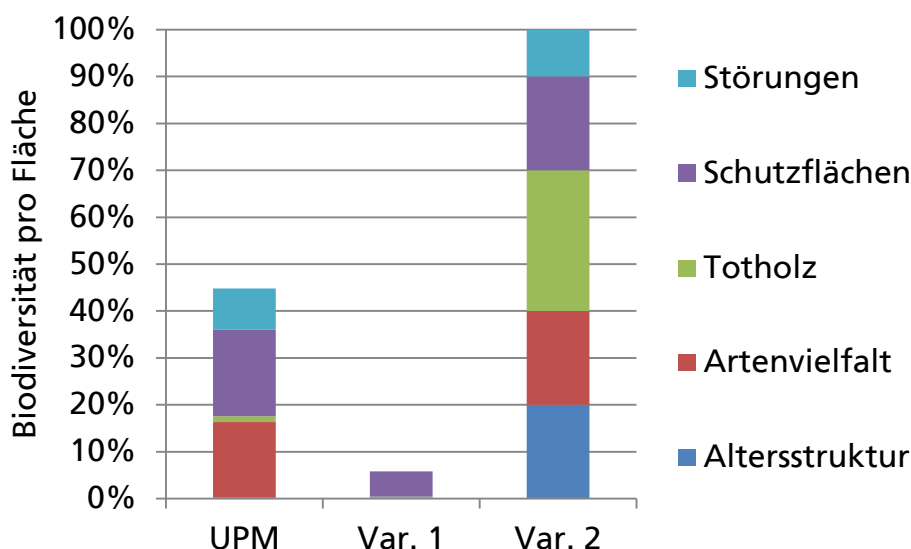


Abbildung 7-7: Biodiversitätspotential in Janakkala und 2 hyp. Varianten

Zwei Erkenntnisse lassen sich aus dem Variantenvergleich ziehen:

- 1) UPM lässt mit dem Management des Forsts in Janakkala deutlich mehr Biodiversität zu als mit konventioneller Monokultur-Forstwirtschaft. Die Biodiversitätsbilanz von homogenen Flächen ohne Dynamik, die durch geschützte Flächen abseits davon flankiert werden, fällt schlecht aus. Dies ist keine neue Erkenntnis, aber sie lässt sich jetzt in der Ökobilanz abbilden.
- 2) Insbesondere bei den Parametergruppen Altersstruktur und Totholz ist es für UPM möglich, das Biodiversitätspotential auf den Flächen in Janakkala noch zu steigern.

Der Variantenvergleich demonstriert die Möglichkeit der differenzierten Auswertung nach unterscheidbaren Parametern bzw. Parametergruppen. Andere Methoden zur Anwendung im Rahmen der Ökobilanz (z.B. DE BAAN et al. 2012, DE BAAN et al. 2013, COELHO und MI-

CHELSEN 2013) geben nur einen Summenwert für die Biodiversität bzw. den Biodiversitätsverlust auf einem Flächenelement eines bestimmten Typs an.

7.3 Rindfleisch

Autorin: Ulrike Eberle

In dieser Fallstudie wird in Deutschland im Allgäu/Bayern erzeugtes Rindfleisch betrachtet, das als Nebenprodukt aus bäuerlichen Betrieben mit dem Schwerpunkt Milchproduktion stammt. Fallstudienpartner ist das Unternehmen VION Food. Ziel der Fallstudie ist es, zwei Betriebe mit unterschiedlichen Tierhaltungs- und Produktionsverfahren zu vergleichen. Insbesondere sollen die entsprechenden betrieblichen Auswirkungen auf Biodiversitätsparameter dargestellt und analysiert werden.

7.3.1 Produktsystem

Die funktionelle Einheit ist 1 kg Rind im für den Betrieb typischen durchschnittlichen Schlachtagter, gerechnet als Schlachtgewicht.

Betrachtet wird die Erzeugung von Rindfleisch aus Milchvieh vergleichend auf zwei Betrieben im Allgäu/Bayern. Die Betriebsgrößen sind ungefähr in derselben Größenordnung (130 bzw. 150 Großvieheinheiten (GVE)). Betrieb A erzeugt die Futtermittel für das Milchvieh weitgehend selbst (> 90%) und kauft nur wenige Komponenten zu, Betrieb B kauft mit Ausnahme des Grünfutters die Futterkomponenten zu. In Betrieb A stehen die Tiere das ganze Jahr über im Stall, in Betrieb B haben sie nach der letzten Mahd im September bis Anfang November die Wahl im Stall zu bleiben oder auf die Weide zu gehen. An Milchviehrassen werden Holstein-Friesian gehalten. Das durchschnittliche Alter der Abgänge – also des Rinds, das geschlachtet wird – beträgt 6,3 bzw. 6,8 Jahre.

Betrachtet wird die Erzeugung von Rindfleisch aus dem Abgang von Milchvieh bis zum Abtransport vom Betrieb zur Schlachtung. Dies bezieht die Produktion der benötigten Futtermittel mit ein (Abbildung 7-8), inkl. der Bereitstellung von Betriebsmitteln für die Futtermittelproduktion. Nicht berücksichtigt werden hingegen Transporte.

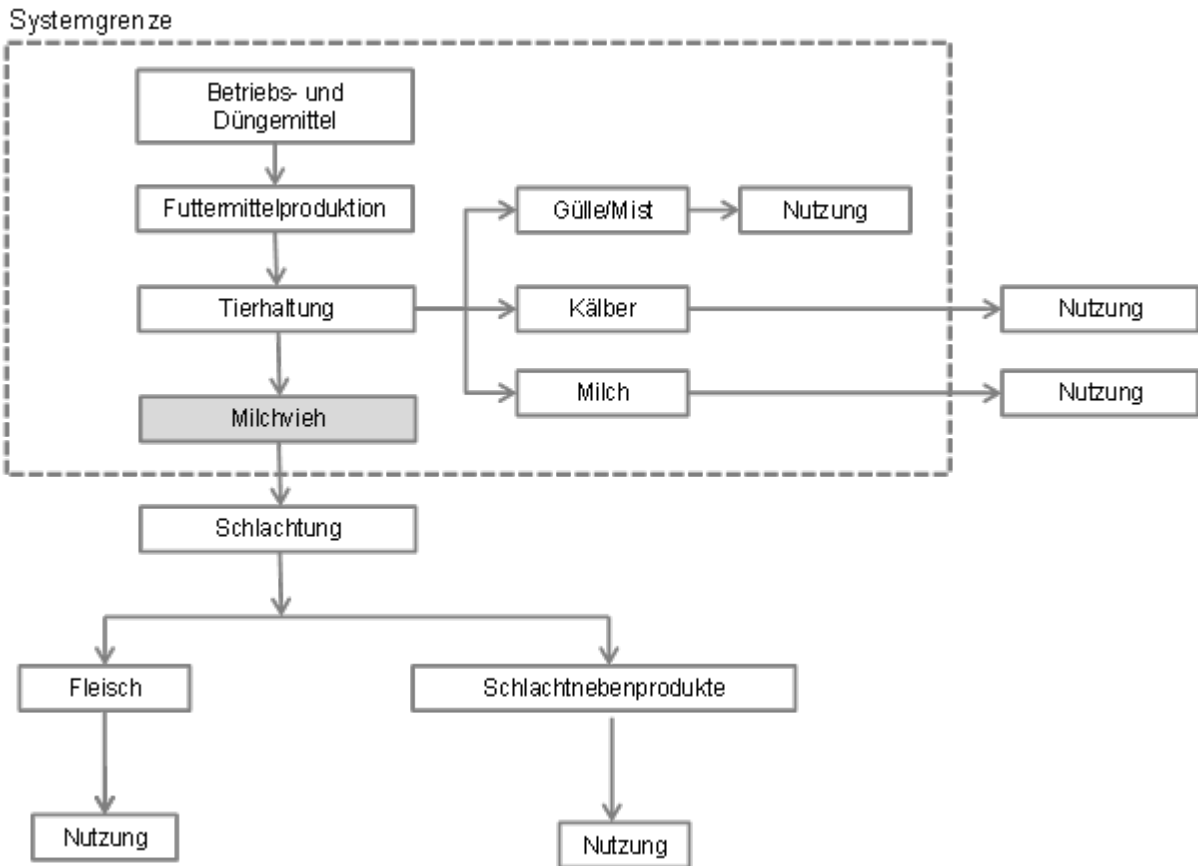


Abbildung 7-8: Systemgrenzen der Fallstudie Rindfleisch

Bezugsjahr für die spezifischen betrieblichen Daten der Tierhaltung ist 2013.

Bei der Analyse der Auswirkungen auf die Biodiversität ist insbesondere der Ortsbezug von Bedeutung. In diesem Fallbeispiel sind insbesondere die Produktion der Futtermittel und die Viehhaltung von Relevanz.

Die Tierhaltung findet im bayrischen Allgäu statt. Untersucht wurden ein Betrieb in der Gemeinde Untergermaringen und ein Betrieb in der Gemeinde Kettenschwang, beide im Landkreis Ostallgäu. Der geographische Bezug für die Futtermittelproduktion ist Deutschland, mit Ausnahme der Produktion des benötigten Soja. Hier wird angenommen, dass das Sojaschrot aus Brasilien, aus dem Bundesstaat Mato Grosso do Sul (MS) stammt.

Diese Arbeitsannahme wird getroffen um eine Erprobung der Potentialfeldmethode zu ermöglichen. Zudem können für Brasilien spezifische Daten von produzierenden Betrieben aus Mato Grosso do Sul (MS) genutzt werden, die im Rahmen des Vorhabens in der Fallstudie Baumwolle erhoben wurden. In Realität wird Sojaschrot in Deutschland sowohl aus Argentinien als auch aus Brasilien bezogen.



Abbildung 7-9: Viehhaltung auf Betrieb B (links), Sojaanbau in Brasilien (rechts)

Die Analyse bezieht sich auf den zum Bezugsjahr gültigen Stand der Technik.

Im Laufe des Prozesses der Rindfleischproduktion aus Milchvieh entstehen an mehreren Stellen Koppelprodukte:

- Das Rindfleisch selbst ist ein Koppelprodukt der Milchproduktion;
- während der Milchviehhaltung entsteht das Koppelprodukt Kälber;
- zudem werden die anfallende Gülle und der anfallende Mist als Düngemittel bzw. als Input für Biogasanlagen genutzt.

Zudem entstehen beim Schlachtprozess die Koppelprodukte Leder/Fell, Knochen/Horn, Blut, Innereien, Euter (sog. Schlachtnebenprodukte). Dies ist im Rahmen dieser Fallstudie jedoch nicht relevant, da die Schlachtung außerhalb der gesetzten Systemgrenzen liegt.

Für die Verteilung der Ströme auf die Koppelprodukte gibt es zwei Möglichkeiten: Systemerweiterung oder Anwendung eines Allokationsverfahrens. Im Rahmen dieser Untersuchung wird der zweite Weg gewählt. Zur Allokation stehen unterschiedliche Verfahren zur Verfügung, z.B. ökonomische Allokation, Allokation nach physikalischen Faktoren wie Masse oder Energie.

Im Rahmen dieser Fallstudie werden folgende Allokationsverfahren angewandt:

Für die Zuordnung der Emissionen während der Milchviehhaltung zu den Koppelprodukten Kälber, Milch und Milchvieh erscheint die ökonomische Allokation nach Milchpreis und den jeweiligen Preisen für Schlachtvieh am zielführendsten⁶. Bei der ökonomischen Allokation entfallen 2% der Stoffströme auf das Fleisch des Milchviehs, weil der Anteil des Fleisches am Erlös aller Produkte 2% beträgt.

Die Erzeugung der Gülle wird im Rahmen der Fallstudie ohne Umweltauswirkungen bilanziert, da sie komplett im Produktsystem verwendet wird (bei stofflichen Ressourcen würde man von „closed loop recycling“ sprechen). Es erfolgt daher keine Allokation von Umweltauswirkungen des Prozesses auf die Gülleentstehung. Sehr wohl werden jedoch die Umweltauswirkungen aus der Nutzung der Gülle (Dünger) betrachtet.

⁶ Möglich wäre auch eine Allokation anhand des Nährwerts der Produkte oder des Energiegehalts. Allerdings ist die einzige Größe, die die Produkte gemeinsam haben, ein monetärer Wert. Daher kann nur dieser als Allokationsprinzip herangezogen werden.

Zudem sind Allokationen bei der Futtermittelproduktion notwendig, z.B. bei der Zuordnung der Stoffströme in der Produktion von Soja, Getreide und Stroh.

7.3.2 Datengrundlage, Annahmen

In der vorliegenden Fallstudie wurden spezifische Daten erhoben sowie generische Daten aus Datenbanken genutzt. Die gesamte Datenbasis sowie die zu Grunde liegenden Allokationsmethoden können auf Anfrage vom Fraunhofer-Institut für Bauphysik, Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung, zur Verfügung gestellt werden.

Futterzusammensetzung in der Tierproduktion

Betrieb A hält 143 Milchkühe, Zuchtbullen und Jungvieh/Kälber. Dies entspricht 128,91 Großvieheinheiten (GVE). Die durchschnittliche Milchleistung eines Rinds auf Betrieb A sind 9.200 Kilogramm pro Jahr. Es kalbt im Durchschnitt das erste Mal mit 30 Monaten und hat während seines Lebens 3,8 Kälber. Die Zwischenkalbzeit beträgt 420 Tage. Das durchschnittliche Schlachalter des Milchviehs liegt bei 6,3 Jahren. Somit erzeugt ein Rind auf Betrieb A in seinem Leben durchschnittlich 34.975 Kilogramm Milch. Das durchschnittliche Schlachtgewicht des Rinds beträgt 256 Kilogramm. Betrieb A produziert Getreide, Gras/Heu und Grünfutter für die Rinder auf 61,5 Hektar selbst und kauft Soja- und Rapsschrot sowie Stroh zu.

Das Futter setzt sich pro Großvieheinheit folgendermaßen zusammen:

Tabelle 7-6: Futterzusammensetzung und tägliche Futtermenge in Betrieb A

Futtermittel	Menge	Einheit	Bezugsquelle
Rapsschrot	0,765	kg/d	Zukauf
Sojaschrot	0,765	kg/d	Zukauf
Körnermais	0,744	kg/d	Eigenproduktion
Getreide	0,266	kg/d	Eigenproduktion
Stroh	0,956	kg/d	Zukauf
Gras/Heu und Grünfutter	48,510	kg/d	Eigenproduktion

Betrieb A verbraucht pro Jahr 35.700 Kilowattstunden Strom und 4.056 Kubikmeter Wasser.

Betrieb B hält 70 Milchkühe und Jungvieh. In Summe entspricht dies 150 Großvieheinheiten (GVE). Die durchschnittliche Milchleistung eines Rinds in Betrieb B beträgt 7.400 Kilogramm pro Jahr. Es kalbt das erste Mal mit 26,5 Monaten und hat durchschnittlich in seinem Leben drei Kälber. Die Zwischenkalbzeit beträgt 382 Tage. Das durchschnittliche Schlachalter des Milchviehs liegt bei 6,8 Jahren. Somit erzeugt ein Rind in seinem Leben durchschnittlich 33.978 Kilogramm Milch. Das durchschnittliche Schlachtgewicht des Rinds beträgt 325 Kilogramm. Betrieb B erzeugt das Gras/Heu selbst. Alle anderen Futterbestandteile werden zugekauft.

Das Futter setzt sich pro Großvieheinheit folgendermaßen zusammen:

Tabelle 7-7: Futterzusammensetzung und tägliche Futtermenge in Betrieb B

Futtermittel	Menge	Einheit	Bezugsquelle
Rapsschrot	0,600	kg/d	Zukauf
Sojaschrot	0,300	kg/d	Zukauf
Weizenkleber	0,100	kg/d	Zukauf
Zuckerrübenschnitzel	1,000	kg/d	Zukauf
Milchleistungsfutter	41,02 ⁷	kg/d	Zukauf
Gras/Heu	8,482	kg/d	Eigenproduktion
Stroh	0,500	kg/d	Zukauf

Nach der letzten Mahd im September bis Anfang November haben die Tiere die Wahl, im Stall zu bleiben oder auf die Betriebsweide (16 ha) zu gehen. Der Betrieb verbraucht pro Jahr 3.100 Kubikmeter Wasser. Die Angaben für den Stromverbrauch ließen sich nicht ermitteln und werden daher abgeschätzt. Angenommen wird, dass der Energieverbrauch pro Großvieheinheit genauso hoch ist wie bei Betrieb A. Der Betrieb betreibt eine Biogasanlage mit der Strom und Wärme – zur Nahwärmeversorgung umliegender Wohnhäuser – erzeugt wird. Die Betriebsmittel der Biogasanlage werden selbst angebaut (Getreide, Grünschnitt, Mais).

Zudem hatte der Betrieb bei Bau zur Auflage Ausgleichsflächen zu schaffen. Hierzu wurden 700 Quadratmeter Feuchtgebiete/Flachgewässer angelegt.

7.3.3 Modellierung

Das Screening wird entsprechend der Vorgaben des im Rahmen des Vorhabens entwickelten Leitfadens durchgeführt (s. Kapitel 3.3) Es setzt die Kenntnis der Stoffströme voraus. In den ersten drei Schritten des Screenings werden die Massen-, Energie- und flächenbezogene Sachbilanz berechnet. Im vierten Schritt wird die Rangfolge der Zulieferer ermittelt:

Rang 0: Eigenproduktion

Rang 1: der Erzeuger liefert direkt

Rang 2: der Lieferant hat selbst einen (oder mehrere) Vorlieferanten

Hieraus ergeben sich für die einzelnen Futtermittelkomponenten und Energieträger folgende Werte für Betrieb A (Tabelle 7-8):

Tabelle 7-8: Rangfolge für Betrieb A

Prozess	Rang 0	Rang 1	Rang 2
Rapsschrot			X

⁷ Der Wert für Milchleistungsfutter wurde rechnerisch angepasst, da die gefütterte Menge unplausibel war. Bei einer Aktualisierung sollte dies validiert werden.

Prozess	Rang 0	Rang 1	Rang 2
Sojaschrot			X
Silomais	X		
Getreide	X		
Stroh		X	
Gras/Heu und Grünfutter	X		
Strom			X
Diesel			X
Düngemittel			X
Pestizide			X

Hieraus ergeben sich für die einzelnen Futtermittelkomponenten und Energieträger folgende Werte für Betrieb B (Tabelle 7-9):

Tabelle 7-9: Rangfolge für Betrieb B

Futtermittel/Energie	Rang 0	Rang 1	Rang 2
Rapsschrot			X
Sojaschrot			X
Weizenkleber			X
Zuckerrübenschnitzel			X
Stroh		X	
Gras/Heu	X		
Milchleistungsfutter, davon			X
Maismehl			X
Maiskleberfutter			X
Weizen			X
Weizengrießkleie			X
Weizennachmehl			X
Haferkleie			X
Getreideschlempe (ProtiGrain)			X
Rapsextraktionsschrot			X
Rübenmelasse			X
Calciumcarbonat			X
Natriumchlorid			X
Strom			X
Diesel			X
Düngemittel			X
Pestizide			X

Ergebnismatrix

Die vorläufige Ergebnismatrix ergibt sich aus der Zusammenführung von Flächenbilanz und Rangfolge der Prozesse und stellt die Relevanz der Prozesse hinsichtlich Biodiversität dar.

In den folgenden Abbildungen werden auf der horizontalen Achse die Rangfolge dargestellt, auf der vertikalen Achse die Flächenokkupation⁸.

Die Relevanzeinstufung erfolgt in drei Kategorien:

- Bei einem niedrigen Rang in der Rangfolge (0) und/oder einer hohen Flächenokkupation (> 10%) wird der Prozess als sehr relevant hinsichtlich Biodiversität eingestuft (grün markiert).
- Bei mittlerer Rangfolge (1) und/oder mittlerer Flächenokkupation (1 – 10%) wird der Prozess mit einer mittleren Relevanz hinsichtlich Biodiversität eingestuft (orange markiert) und
- bei hoher Rangfolge (2) und/oder niedriger Flächenokkupation (< 1%) als weniger relevant hinsichtlich Biodiversität (rot markiert).

Die vorläufige Ergebnismatrix wird nach der Durchführung der Checkliste, die noch weitere Hinweise hinsichtlich der Relevanz der Prozesse zu Biodiversität gibt, ggf. korrigiert.

Die vorläufige Ergebnismatrix (Rang der Zulieferer pro Flächenokkupation) zeigt für Betrieb A, dass der Erzeugung von Gras/Heu und Grünfutter in der vorläufigen Relevanzeinstufung die höchste Bedeutung zukommt (Abbildung 7-10). Gleichzeitig ist dies auch der Prozess mit der größten Mengenrelevanz bei den Futtermitteln. Die nächstgrößte Bedeutung haben Silomais und Getreide. Diese Prozesse würden nach der vorläufigen Relevanzeinstufung einer detaillierten Analyse hinsichtlich Auswirkungen auf die Biodiversität unterzogen. Einer groben Abschätzung würden nach der vorläufigen Relevanzeinstufung die Prozesse Rapsschroterzeugung sowie Strohproduktion unterzogen. Die anderen Prozesse würden vernachlässigt.

Flächenokkupation [%]	>10%			Gras/Grünfutter
	1-10%	Rapsschrot		Silomais
		Sojaschrot Düngemittel Pestizide Strom Diesel and. Energie	Stroh	Getreide
	<1%			
		2	1	0
		Rang des Zulieferers		

Abbildung 7-10: Vorläufige Ergebnismatrix für Betrieb A

Für Betrieb B sieht die vorläufige Ergebnismatrix (Rang der Zulieferer pro Flächenokkupation) etwas anders aus als für Betrieb A (Abbildung 7-11). Hier kommt die Rapsschrotproduktion, Weizen und die Produktion von Gras/Heu in der vorläufigen Relevanzeinstufung die höchste Bedeutung zu. Diese Prozesse würden nach der vorläufigen Relevanzeinstufung

⁸ Die den Berechnungen zugrunde liegenden Daten sind im ausführlichen Bericht zur Fallstudie dokumentiert (auf Anfrage beim Fraunhofer IBP erhältlich).

einer detaillierten Analyse hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Biodiversität unterzogen. Die nächstgrößte Bedeutung haben Maismehl, Maiskleberfutter, Weizengrießkleie, Weizenachmehl, Haferkleie und Stroh. Diese würden nach der vorläufigen Relevanzeinstufung einer groben Abschätzung unterzogen. Die anderen Prozesse würden vernachlässigt.

Flächenokkupation [%]	>10%	Rapsschrot Weizen			
	1-10%	Maismehl Maiskleberfutter Weizengrießkleie Weizenachmehl Haferkleie		Gras	
	<1%	Sojaschrot Zuckerrübenschnitzel Weizenkleber Getreideschlempe Rübenmelasse Kalk, Gips Düngemittel Pestizide Strom Diesel and. Energie	Stroh		
			2	1	0
			Rang des Zulieferers		

Abbildung 7-11: Vorläufige Ergebnismatrix für Betrieb B

Checkliste

Zur weiteren Einschätzung der Relevanz von Prozessen hinsichtlich Biodiversität werden die im Rahmen des Screenings entwickelten Checklistenfragen für die einzelnen Prozesse abgeprüft. Bei zwei positiven Antworten wird der Prozess um eine Relevanzstufe hochgestuft - also von rot nach orange bzw. von orange nach grün.

Betrieb A und B

Frage 1: Einsatz umweltgefährlicher Chemikalien?

A: Zum Anbau aller eingesetzten Futtermittel mit Ausnahme des Grünfutters werden Pestizide eingesetzt, die eindeutig eine ökotoxische Wirkung aufweisen. Ebenso ist in der Pestizidproduktion selbst der Einsatz ökotoxikologisch wirksamer Stoffe zu erwarten. Gleiches gilt für die Dieselproduktion sowie die Stromproduktion, bei der Düngemittelproduktion lässt sich hierüber diskutieren.

B: Zum Anbau aller eingesetzten Futtermittel mit Ausnahme des Grünfutters sowie der mineralischen Produkte Calciumcarbonat und Natriumchlorid (Bestandteile des Milchleistungsfutters) werden Pestizide eingesetzt, die eindeutig eine ökotoxische Wirkung aufweisen. Ebenso ist in der Pestizidproduktion selbst der Einsatz ökotoxikologisch wirksamer Stoffe zu erwarten. Gleiches gilt für die Dieselproduktion sowie die Stromproduktion, bei der Düngemittelproduktion ist dies nicht eindeutig.

Frage 2: Biodiversitätshotspot?

A: Der Sojaanbau findet in der Ecoregion NT0704 (Cerrado) statt, die vom World Wide Fund for Nature (WWF) als Ecoregion „Cerrado Wälder und Savannen“ als vulnerabel eingestuft ist.⁹ Die Produktion der anderen Futtermittel findet in der Ecoregion PA0445 statt, die nach MYERS et al. 2000 nicht als vulnerabel eingestuft ist. Bei den anderen Prozessen lässt sich dies nicht genau sagen, da hier keine Angaben zur regionalen Zuordnung vorliegen.

B: Der Sojaanbau findet in der Ecoregion NT0704 (Cerrado) statt, die vom World Wide Fund for Nature (WWF) als Ecoregion „Cerrado Wälder und Savannen“ als vulnerabel eingestuft ist (WWF global 2014 a). Die Produktion der anderen Futtermittel findet in der Ecoregion PA0445 statt, die laut WWF nicht als vulnerabel eingestuft ist. Bei den anderen Prozessen lässt sich dies nicht genau sagen, da hier keine Angaben zur regionalen Zuordnung vorliegen.

Frage 3: Schutzgebiet?

A und B: Die Flächen beider Milchviehbetriebe liegen außerhalb von Landschafts- oder Naturschutzgebieten, d.h. keiner der Prozesse der Futtermittelerzeugung findet in einem Schutzgebiet statt (LRA OSTALLGÄU). Der Sojaanbau in Brasilien findet ebenfalls nicht in einem Schutzgebiet statt, jedoch grenzen Schutzgebiete direkt an die Anbauflächen oder werden von diesen umschlossen (s.o.).

Für die Anbauprozesse für andere zugekaufte Futtermittel liegen keine Informationen über den Anbauort vor, ebenso wenig wie über den Produktionsort der Düngemittel, Pestizide und eingesetzten Energieträger.

Es wird daher im Folgenden davon ausgegangen, dass zugekaufte Futtermittel (außer Rapsschrot) aus der näheren Umgebung zugekauft wird (übliche landwirtschaftliche Praxis) und dass deren Erzeugung daher ebenfalls nicht in einem Schutzgebiet stattfindet.

Bei der Rapsschroterzeugung wird davon ausgegangen, dass die Mühle Raps aus unterschiedlichen Anbaugebieten zusammenkauft. Es könnte daher sein, dass ein Anbaugebiet in einem Schutzgebiet liegt. Auch bei den anderen Prozessen könnte es sein, dass sie in einem Schutzgebiet stattfinden, dies ist jedoch nicht bekannt.

Frage 4: Fehlender Naturschutz während der Nutzung?

A und B: In Brasilien schreibt ein Gesetz vor, einen bestimmten Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche eines Betriebs unter Naturschutz zu stellen (LEI 12.651/2012). In der Region Mato Grosso do Sul beträgt der zu schützende Flächenanteil 20% (LEI 12.651/2012). Hier betrifft dies den Prozess Sojaanbau. Für weitere Futtermittelanbaugebiete existieren keine solchen Planungen und Maßnahmen. Wie dies hinsichtlich der in der Düngemittel- und Pestizidproduktion eingesetzten Rohstoffe und der Energieträger aussieht, ist nicht bekannt.

In Deutschland (BMJV 2014) bzw. innerhalb der Europäischen Union (EU 2013) besteht für Agrarbetriebe, die Direktzahlungen erhalten, eine Auflagenbindung (Cross-Compliance). Die Auflagen verpflichten u.a. dazu, landwirtschaftliche Flächen in "gutem landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand" zu halten. Dies beinhaltet auch die Begrünung aus der Erzeugung

⁹ http://wwf.panda.org/about_our_earth/ecoregions/cerrado_woodlands_savannas.cfm; Stand: 29.8.2014

genommener Flächen und Gewässerschutz (BMJV 2014). Insofern kann für Deutschland das Vorhandensein von Naturschutzmaßnahmen angenommen werden.

Frage 5: Fehlender Restaurierungsplan?

A und B: Für keinen der Prozesse existiert eine solche Planung.

Tabelle 7-10 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Checklistenüberprüfung für Betrieb A. Positive Antworten (= Hochstufung der Relevanz bei zwei positiven Antworten pro Prozess) sind rot gekennzeichnet. Negative Antworten sind grün gekennzeichnet. Wenn keine Angaben erhältlich waren, erfolgt eine blaue Kennzeichnung. Ein „vielleicht“ wird durch ein (ja) und gelbe Kennzeichnung ausgedrückt.

Tabelle 7-10: Ergebnisse der Checklistenüberprüfung für Betrieb A

	Einsatz umweltgefährlicher Chemikalien?	Biodiversitätshotspot?	Schutzgebiet?	Fehlender Naturschutz während der Nutzung?	Fehlender Restaurierungsplan?
Rapsschrot	Ja	Nein	k.A.	Nein	Ja
Sojaschrot	Ja	Ja	Nein	Nein	Ja
Silomais	Ja	Nein	Nein	Nein	Ja
Getreide	Ja	Nein	Nein	Nein	Ja
Stroh	Ja	Nein	Nein	Nein	Ja
Grünfutter	Nein	Nein	Nein	Nein	Ja
Düngemittel	(Ja)	k.A.	k.A.	k.A.	Ja
Pestizide	Ja	k.A.	k.A.	k.A.	Ja
Strom	Ja	k.A.	k.A.	k.A.	Ja
Diesel	Ja	k.A.	k.A.	k.A.	Ja

Hieraus ergibt sich, dass aufgrund der Checklistenüberprüfung ggf. bis auf Düngemittel alle Prozesse eine Relevanzstufe hochgestuft werden müssen.

Betrieb B

Tabelle 7-11 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Checklistenüberprüfung für Betrieb B. Die Kennzeichnung der Ergebnisse in der Tabelle ist dieselbe wie bei Betrieb A (Tabelle 7-10).

Tabelle 7-11: Ergebnisse der Checklistenüberprüfung für Betrieb B

	Einsatz umweltgefährlicher Chemikalien?	Biodiversitätshotspot?	Schutzgebiet?	Fehlender Naturschutz während der Nutzung?	Fehlender Restaurierungsplan?
Rapsschrot	Ja	Nein	k.A.	Nein	Ja
Sojaschrot	Ja	Ja	Nein	Nein	Ja
Weizenkleber	Ja	Nein	k.A.	Nein	Ja
Zuckerrübenschnitzel	Ja	Nein	k.A.	Nein	Ja

	Einsatz umweltgefährlicher Chemikalien?	Biodiversitätshotspot?	Schutzgebiet?	Fehlender Naturschutz während der Nutzung?	Fehlender Restaurierungsplan?
Stroh	Ja	Nein	Nein	Nein	Ja
Grünfutter	Nein	Nein	Nein	Nein	Ja
Milchleistungsfutter, davon					
Maismehl	Ja	Nein	k.A.	k.A.	Ja
Maiskleberfutter	Ja	Nein	k.A.	k.A.	Ja
Weizen	Ja	Nein	k.A.	k.A.	Ja
Weizengrießkleie	Ja	Nein	k.A.	k.A.	Ja
Weizennachmehl	Ja	Nein	k.A.	k.A.	Ja
Haferkleie	Ja	Nein	k.A.	k.A.	Ja
Getreideschlempe (ProtiGrain)	Ja	Nein	k.A.	k.A.	Ja
Rapsextraktions-schrot	Ja	Nein	k.A.	k.A.	Ja
Rübenmelasse	Ja	Nein	k.A.	k.A.	Ja
Calciumcarbonat	Nein	Nein	k.A.	k.A.	Ja
Natriumchlorid	Nein	Nein	k.A.	k.A.	Ja
Düngemittel	(Ja)	k.A.	k.A.	k.A.	Ja
Pestizide	Ja	k.A.	k.A.	k.A.	Ja
Strom	Ja	k.A.	k.A.	k.A.	Ja
Diesel	Ja	k.A.	k.A.	k.A.	Ja

Hieraus ergibt sich, dass aufgrund der Checklistenüberprüfung alle Prozesse bis auf Calciumcarbonat und Natriumchloridproduktion und ggf. Düngemittel eine Relevanzstufe hochgestuft werden müssen.

Die endgültige Ergebnismatrix führt die Ergebnisse der Checklistenüberprüfung mit der vorläufigen Ergebnismatrix zusammen. Es gelten dieselben Relevanzeinstufungen:

- grün drückt die höchste Relevanzstufe aus (= detaillierte Abschätzung des Prozesses hinsichtlich der Auswirkungen auf Biodiversität),
- orange die mittlere Relevanzstufe (= grobe Abschätzung des Prozesses hinsichtlich der Auswirkungen auf Biodiversität) und
- rot die niedrigste Relevanzstufe (= Prozess wird in der Abschätzung der Auswirkungen hinsichtlich Biodiversität vernachlässigt).

Die endgültige Ergebnismatrix nach Durchführung des Screenings zeigt Abbildung 7-12 für Betrieb A. Ergebnis ist, dass kein Prozess hinsichtlich der Abschätzung der Auswirkungen auf die Biodiversität ganz vernachlässigt werden kann, für Sojaschrot, Düngemittel, Pestizide, Strom, Diesel und andere Energie muss jedoch nur eine grobe Abschätzung der Auswirkungen erfolgen.

Flächenokkupation [%]	>10%			Gras/Grünfutter
	1-10%	Rapsschrot		Getreide
	<1%	Sojaschrot, Düngemittel, Pestizide, Diesel, and. Energie	Stroh	Silomais
		2	1	0
		Rang des Zulieferers		

Abbildung 7-12: Endgültige Ergebnismatrix für Betrieb A

Die endgültige Ergebnismatrix nach Durchführung des Screenings zeigt Abbildung 7-13 für Betrieb B. Ergebnis ist, dass die Produktion von Calciumcarbonat und Natriumchlorid hinsichtlich der Abschätzung der Auswirkungen auf die Biodiversität ganz vernachlässigt werden können. Für alle anderen Prozesse muss zumindest eine grobe Abschätzung der Auswirkungen erfolgen.

Flächenokkupation [%]	>10%	Rapsschrot, Weizen		
	1-10%	Mais, Maismehl, Maiskleberfutter, Weizengrießkleie, Weizennachmehl, Haferkleie		Gras
	<1%	Sojaschrot, Zuckerrübenschnitzel, Weizenkleber, Getreideschlempe, Zuckerrübenmolasse, Düngemittel, Pestizide, Strom, Diesel, and. Energie	Stroh	
		Kalk, Gips		
		2	1	0
		Rang des Zulieferers		

Abbildung 7-13: Endgültige Ergebnismatrix für Betrieb B

Eingangsparameter

Einer genaueren Analyse werden im Folgenden der Grünfütteranbau der beiden Betriebe sowie die Getreide- und Maiseigenproduktion von Betrieb A, der Mais- und Getreidezukauf im Milchleistungsfutter von Betrieb B sowie der Rapsschrot- und Strohkauf für beide Betriebe unterzogen. Geht man davon aus, dass bis auf Sojaschrot die restlichen Futtermittel im Allgäu und der weiteren Umgebung erzeugt werden, dann finden die zu analysierenden Prozesse nur in einer Ecoregion statt: der Ecoregion PA0445 (westeuropäische Laubwälder) in Deutschland. Daher werden die Beitragsfunktionen für die Ecoregion PA0445 angewendet (s. Kapitel 4.2).

Zur Bestimmung des Anteils Kleinstrukturen an der Fläche werden die Angaben aus dem „Verzeichnis der regionalen Kleinstrukturanteile“ des Julius-Kühn-Instituts (JKI 2004 a), in diesem Fall für das Bundesland Bayern zugrunde gelegt.

Für die Gemeinde Germaringen, in der beide untersuchten Betriebe liegen, wird ein Biotopindex von 7,85% angegeben und ein Sollwert von 9,17% (JKI 2004 b). Nachmeldungen wurden für die Gemeinde Germaringen bis einschließlich 2012 nicht vorgenommen, so dass davon ausgegangen wird, dass der Wert von 2004 noch aktuell ist. Laut Angaben des JKI fehlen absolut 6,63 ha Fläche an Kleinstrukturen in der Gemeinde Germaringen.

Die verschiedenen Biodiversitätspotenziale der beschriebenen Eingangsparameter werden auf die funktionelle Einheit (1 kg Milchvieh) bezogen und aggregiert.

Für die Grobabschätzung werden die identifizierten Prozesse zunächst Orten zugeordnet. Für diese Orte wird bestimmt, in welcher Ecoregion und damit welchem Biom sie liegen. Im Anschluss werden die Charakterisierungsfaktoren für die verschiedenen Prozesse nach DE

BAAN et al. 2012 bestimmt und mit den Ergebnissen der Flächenbilanz für den jeweiligen Prozess multipliziert. Die so erhaltenen Biodiversitätsimpacts können nun aggregiert werden.

7.3.4 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Detailanalyse und der Grobabschätzung exemplarisch für Betrieb A dargestellt. Zudem enthält diese einen Vergleich der Ergebnisse von Detailanalyse und Grobabschätzung.

Betrieb A

Ergebnisse Detailanalyse Rapsschrot

Nach Kapitel 4.2 werden fünf Parameter erfasst. Im Falle der Rapsschrotproduktion für Betrieb A werden die folgenden Werte für die einzelnen Parameter zugrunde gelegt. Wie in Kapitel 4.2 bereits dargestellt, handelt es sich hierbei um eine erste Annahme zur Durchführung der Potentialfeldmethode:

- Biomasseentnahme: 95%
- Pestizideinsatz: 194,8 CTUe/ha·a
- Stickstoffbilanz: 98 N-Überschuss/ha·a
- Kleinstrukturen: 7,81%
- Agrobiodiversität: 5

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für Rapsschrot.

Tabelle 7-12: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Rapsschrot für Betrieb A in Ecoregion PA0445

Eingangsparameter	Biomasseentnahme	Pestizideinsatz	Stickstoffbilanz	Kleinstrukturen	Agrobiodiversität
Beitrag	5%	1%	34%	56%	81%
Gewichtung	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
gew. Beitrag	0,0100	0,00139	0,0673	0,111	0,161

Es ergibt sich ein Biodiversitätspotenzial (Summe der gewichteten Beiträge der einzelnen Eingangsparameter) von 0,351/m²a für Rapsschrot. Hieraus wird ein Fehlbetrag berechnet: Dieser wird durch Subtraktion des Biodiversitätspotenzials vom Maximum berechnet. Das Maximum des Biodiversitätspotenzials ist per Definition (Kapitel 3.2) eins. Entsprechend ergibt sich ein Fehlbetrag von 0,649/m²a. Um hieraus den Biodiversitätsimpact pro funktionelle Einheit zu ermitteln, wird das Ergebnis mit dem Ecoregionfaktor (dies ergibt die Qualitätsdifferenz (ΔQ)) sowie mit der Flächenzeit von Rapsschrot multipliziert (siehe unten, Tabelle 7-20). Hier ergibt sich für Rapsschrot von Hof A ein Biodiversitätsimpact pro FE von 9,04.

Ergebnisse Detailanalyse Luzerne

Folgende Werte werden für die einzelnen Eingangsparameter zugrunde gelegt:

- Biomasseentnahme: 95%
- Pestizideinsatz: 70,7 CTUe/ha·a

- Stickstoffbilanz: 98 N-Überschuss/ha·a
- Kleinstrukturen: 7,81%
- Agrobiodiversität: 5

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für Luzerne.

Tabelle 7-13: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Luzerne für Betrieb A in Ecoregion PA0445

Eingangsparameter	Biomasseentnahme	Pestizideinsatz	Stickstoffbilanz	Kleinstrukturen	Agrobiodiversität
Beitrag	5%	5%	34%	56%	81%
Gewichtung	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
gew. Beitrag	0,0100	0,00951	0,0673	0,111	0,161

Es ergibt sich ein Biodiversitätspotenzial (Summe der gewichteten Beiträge der einzelnen Eingangsparameter) von 0,359/m²a für Luzerne. Hieraus wird ein Fehlbetrag berechnet: Dieser wird durch Subtraktion des Biodiversitätspotenzials vom Maximum berechnet. Das Maximum des Biodiversitätspotenzials ist per Definition (Kapitel 3.2) eins. Entsprechend ergibt sich ein Fehlbetrag von 0,641/m²a. Um hieraus den Biodiversitätsimpact pro funktionelle Einheit zu ermitteln, wird das Ergebnis mit dem Ecoregionfaktor (dies ergibt die Qualitätsdifferenz (ΔQ)) sowie mit der Flächenzeit von Luzerne multipliziert (siehe unten, Tabelle 7-20). Hier ergibt sich für Luzerne von Hof A ein Biodiversitätsimpact pro FE von 131,31.

Ergebnisse Detailanalyse Wintergerste

Folgende Werte werden für die einzelnen Eingangsparameter zugrunde gelegt:

- Biomasseentnahme: 95%
- Pestizideinsatz: 11.962 CTUe/ha·a
- Stickstoffbilanz: 98 N-Überschuss/ha·a
- Konnektivität 1: 7,81%
- Agrobiodiversität: 5

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für Wintergerste.

Tabelle 7-14: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Wintergerste für Betrieb A in Ecoregion PA0445

Eingangsparameter	Biomasseentnahme	Pestizideinsatz	Stickstoffbilanz	Konnektivität	Agrobiodiversität
Beitrag	5%	0%	34%	56%	81%
Gewichtung	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
gew. Beitrag	0,0100	0,00	0,0673	0,111	0,161

Es ergibt sich ein Biodiversitätspotenzial (Summe der gewichteten Beiträge der einzelnen Eingangsparameter) von 0,348/m²a für Wintergerste. Hieraus wird ein Fehlbetrag berechnet: Dieser wird durch Subtraktion des Biodiversitätspotenzials vom Maximum berechnet. Das

Maximum des Biodiversitätspotenzials ist per Definition (Kapitel 3.2) eins. Entsprechend ergibt sich ein Fehlbetrag von 0,658/m²a. Um hieraus den Biodiversitätsimpact pro funktionelle Einheit zu ermitteln, wird das Ergebnis mit dem Ecoregionfaktor (dies ergibt die Qualitätsdifferenz (ΔQ)) sowie mit der Flächenzeit von Wintergerste multipliziert (siehe unten, Tabelle 7-20). Hier ergibt sich für Wintergerste von Hof A ein Biodiversitätsimpact pro FE von 0,94.

Ergebnisse Detailanalyse Sommerweizen

Folgende Werte werden für die einzelnen Eingangsparameter zugrunde gelegt:

- Biomasseentnahme: 95%
- Pestizideinsatz: 181,2 CTUe/ha·a
- Stickstoffbilanz: 98 N-Überschuss/ha·a
- Kleinstrukturen: 7,81%
- Agrobiodiversität: 5

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für Sommerweizen.

Tabelle 7-15: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Sommerweizen für Betrieb A in Ecoregion PA0445

Eingangsparameter	Biomasseentnahme	Pestizideinsatz	Stickstoffbilanz	Kleinstrukturen	Agrobiodiversität
Beitrag	5%	1%	34%	56%	81%
Gewichtung	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
gew. Beitrag	0,0100	0,00171	0,0673	0,111	0,161

Es ergibt sich ein Biodiversitätspotenzial (Summe der gewichteten Beiträge der einzelnen Eingangsparameter) von 0,351/m²a für Sommerweizen. Hieraus wird ein Fehlbetrag berechnet: Dieser wird durch Subtraktion des Biodiversitätspotenzials vom Maximum berechnet. Das Maximum des Biodiversitätspotenzials ist per Definition (Kapitel 3.2) eins. Entsprechend ergibt sich ein Fehlbetrag von 0,649/m²a. Um hieraus den Biodiversitätsimpact pro funktionelle Einheit zu ermitteln, wird das Ergebnis mit dem Ecoregionfaktor (dies ergibt die Qualitätsdifferenz (ΔQ)) sowie mit der Flächenzeit von Sommerweizen multipliziert (siehe unten, Tabelle 7-20). Hier ergibt sich für Sommerweizen von Hof A ein Biodiversitätsimpact pro FE von 0,93.

Ergebnisse Detailanalyse Triticale

Folgende Werte werden für die einzelnen Eingangsparameter zugrunde gelegt:

- Biomasseentnahme: 95%
- Pestizideinsatz: 191,1 CTUe/ha·a
- Stickstoffbilanz: 98 N-Überschuss/ha·a
- Konnektivität: 7,81%
- Agrobiodiversität: 5

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für Triticale.

Tabelle 7-16: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Triticale für Betrieb A in Ecoregion PA0445

Eingangsparameter	Biomasseentnahme	Pestizideinsatz	Stickstoffbilanz	Konnektivität	Agrobiodiversität
Beitrag	5%	1%	34%	56%	81%
Gewichtung	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
gew. Beitrag	0,0100	0,00147	0,0673	0,111	0,161

Es ergibt sich ein Biodiversitätspotenzial (Summe der gewichteten Beiträge der einzelnen Eingangsparameter) von 0,351/m²a für Triticale. Hieraus wird ein Fehlbetrag berechnet: Dieser wird durch Subtraktion des Biodiversitätspotenzials vom Maximum berechnet. Das Maximum des Biodiversitätspotenzials ist per Definition (Kapitel 3.2) eins. Entsprechend ergibt sich ein Fehlbetrag von 0,649/m²a. Um hieraus den Biodiversitätsimpact pro funktionelle Einheit zu ermitteln, wird das Ergebnis mit dem Ecoregionfaktor (dies ergibt die Qualitätsdifferenz (ΔQ)) sowie mit der Flächenzeit von Triticale multipliziert (siehe unten, Tabelle 7-20). Hier ergibt sich für Triticale von Hof A ein Biodiversitätsimpact pro FE von 0,93.

Ergebnisse Detailanalyse Silomais

Folgende Werte werden für die einzelnen Eingangsparameter zugrunde gelegt:

- Biomasseentnahme: 90%
- Pestizideinsatz: 290,3 CTUe/ha·a
- Stickstoffbilanz: 98 N-Überschuss/ha·a
- Konnektivität: 7,81%
- Agrobiodiversität: 5

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für Silomais.

Tabelle 7-17: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Silomais für Betrieb A in Ecoregion PA0445

Eingangsparameter	Biomasseentnahme	Pestizideinsatz	Stickstoffbilanz	Konnektivität	Agrobiodiversität
Beitrag	10%	0%	34%	56%	81%
Gewichtung	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
gew. Beitrag	0,0200	0,00147	0,0673	0,111	0,161

Es ergibt sich ein Biodiversitätspotenzial (Summe der gewichteten Beiträge der einzelnen Eingangsparameter) von 0,361/m²a für Silomais. Hieraus wird ein Fehlbetrag berechnet: Dieser wird durch Subtraktion des Biodiversitätspotenzials vom Maximum berechnet. Das Maximum des Biodiversitätspotenzials ist per Definition (Kapitel 3.2) eins. Entsprechend ergibt sich ein Fehlbetrag von 0,639/m²a. Um hieraus den Biodiversitätsimpact pro funktionelle Einheit zu ermitteln, wird das Ergebnis mit dem Ecoregionfaktor (dies ergibt die Quali-

tätsdifferenz (ΔQ) sowie mit der Flächenzeit von Silomais multipliziert (siehe unten, Tabelle 7-20). Hier ergibt sich für Silomais von Hof A ein Biodiversitätsimpact pro FE von 8,99.

Ergebnisse Detailanalyse Stroh

Folgende Werte werden für die einzelnen Eingangsparemeter zugrunde gelegt:

- Biomasseentnahme: 95%
- Pestizideinsatz: 3,0 CTUe/ha·a
- Stickstoffbilanz: 98 N-Überschuss/ha·a
- Konnektivität: 7,81%
- Agrobiodiversität: 5

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für Stroh.

Tabelle 7-18: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Stroh für Betrieb A in Ecoregion PA0445

Eingangsparemeter	Biomasseentnahme	Pestizideinsatz	Stickstoffbilanz	Konnektivität	Agrobiodiversität
Beitrag	5%	75%	34%	56%	81%
Gewichtung	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
gew. Beitrag	0,0100	0,151	0,0673	0,111	0,161

Es ergibt sich ein Biodiversitätspotenzial (Summe der gewichteten Beiträge der einzelnen Eingangsparemeter) von 0,500/m²a für Stroh. Hieraus wird ein Fehlbetrag berechnet: Dieser wird durch Subtraktion des Biodiversitätspotenzials vom Maximum berechnet. Das Maximum des Biodiversitätspotenzials ist per Definition (Kapitel 3.2) eins. Entsprechend ergibt sich ein Fehlbetrag von 0,500/m²a. Um hieraus den Biodiversitätsimpact pro funktionelle Einheit zu ermitteln, wird das Ergebnis mit dem Ecoregionfaktor (dies ergibt die Qualitätsdifferenz (ΔQ)) sowie mit der Flächenzeit von Stroh multipliziert (siehe unten, Tabelle 7-20). Hier ergibt sich für Stroh von Hof A ein Biodiversitätsimpact pro FE von 0,66.

Ergebnisse Detailanalyse Gras

Folgende Werte werden für die einzelnen Eingangsparemeter zugrunde gelegt:

- Biomasseentnahme: 50%
- Pestizideinsatz: 0 CTUe/ha·a
- Stickstoffbilanz: 98 N-Überschuss/ha·a
- Konnektivität: 7,81%
- Agrobiodiversität: 5

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für Gras.

Tabelle 7-19: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Gras für Betrieb A in Ecoregion PA0445

Eingangsparameter	Biomasse-entnahme	Pestizideinsatz	Stickstoffbilanz	Konnektivität	Agrobiodiversität
Beitrag	0%	100%	34%	56%	81%
Gewichtung	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
gew. Beitrag	0,100	0,200	0,0673	0,111	0,161

Es ergibt sich ein Biodiversitätspotenzial (Summe der gewichteten Beiträge der einzelnen Eingangsparameter) von 0,639/m²a für Gras. Hieraus wird ein Fehlbetrag berechnet: Dieser wird durch Subtraktion des Biodiversitätspotenzials vom Maximum berechnet. Das Maximum des Biodiversitätspotenzials ist per Definition (Kapitel 3.2) eins. Entsprechend ergibt sich ein Fehlbetrag von 0,360/m²a. Um hieraus den Biodiversitätsimpact pro funktionelle Einheit zu ermitteln, wird das Ergebnis mit dem Ecoregionfaktor (dies ergibt die Qualitätsdifferenz (ΔQ)) sowie mit der Flächenzeit von Gras multipliziert (siehe unten, Tabelle 7-20). Hier ergibt sich für Gras von Hof A ein Biodiversitätsimpact pro FE von 286,77.

Biodiversitätsimpact Detailanalyse

Wie bereits dargestellt, werden die Biodiversitätspotenziale der einzelnen Prozesse für die funktionelle Einheit ein kg Milchvieh zum Biodiversitätsimpact aggregiert.

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse:

Tabelle 7-20: Biodiversitätsimpact für die relevanten Prozesse von Betrieb A¹⁰

Prozess	1 - Biodiversitätspotential [1/m ² a]	Ecoregion-Faktor	Flächenokkupation [m ² a/FE]	Biodiversitätsimpact [1/FE]
Rapsschrot	0,649	1,262	11,04	9,04
Luzerne	0,641	1,262	162,27	131,31
Wintergerste	0,652	1,262	1,14	0,94
Sommerweizen	0,648	1,262	1,14	0,93
Triticale	0,649	1,262	1,14	0,93
Silomais	0,640	1,262	11,14	8,99
Stroh	0,500	1,262	1,05	0,66
Gras	0,360	1,262	629,98	286,77
SUMME			819,90	439,57

¹⁰ Die den Berechnungen zugrunde liegenden Daten sind im ausführlichen Bericht zur Fallstudie dokumentiert (auf Anfrage beim Fraunhofer IBP erhältlich).

Biodiversitätsimpact Grobabschätzung

Für Betrieb A müssen Sojaschrot, Düngemittel, Pestizide, Strom, Diesel und „andere Energie“ grob abgeschätzt werden. Dies geschieht nach der in Kapitel 3.3.3 beschriebenen Methode. Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse der Grobabschätzung der aufgeführten Prozesse für Betrieb A.

Tabelle 7-21: Grobabschätzung der weniger relevanten Prozesse für Betrieb A

Prozess	Ort (Biom)	Charakterisierungsfaktor [1/m ² a]	Ecoregion-Faktor ¹¹	Flächenokkupation [m ² a/FE]	Biodiversitäts-Impact [1/FE]
Sojaschrot	(Sub-)tropical grassland & savannah	0,65	1,453	4,40	4,16
Düngemittel	World average	0,44	1,488	4,27·10 ⁻⁴	2,80·10 ⁻⁴
Pestizide	World average	0,44	1,488	2,49·10 ⁻⁵	1,63·10 ⁻⁵
Strom	World average	0,44	1,488	0,45	0,29
Diesel	World average	0,44	1,488	0,02	0,013
and. Energie	World average	0,44	1,488	8,41·10 ⁻⁶	5,51·10 ⁻⁶
Summe				4,87	4,46

Gesamtergebnis Biodiversitätsimpact Betrieb A

Die folgende Tabelle zeigt den Biodiversitätsimpact für Rindfleisch von Betrieb A. Dieser beträgt 443,51 pro 1 kg Rindfleisch. Es zeigt sich, dass die Prozesse, die den größten Masseanteil in der Massebilanz aufweisen auch den größten Anteil am Biodiversitätsimpact haben (Gras, Luzerne). Der im Vergleich zum Grasanbau höhere Beitrag des Luzerneanbaus zum Biodiversitätsimpact resultiert aus dem Einsatz von Pestiziden im Luzerneanbau. Der Unterschied zwischen Raps- und Sojaschrot im Biodiversitätsimpact bei gleichem Masseanteil begründet sich durch die geringere Flächenokkupation im Sojaanbau, die wiederum aus den höheren Flächenerträgen aufgrund von mehreren Ernten pro Jahr resultiert.

Tabelle 7-22: Biodiversitätsimpact von Rindfleisch (Betrieb A) ¹²

Prozess	Flächenokkupation [m ² a/FE]	Anteil Flächenokkupation	Biodiv.-Impact/FE	Anteil Impact
Rapsschrot	11,04	1,3%	9,04	2%
Luzerne	162,27	19,7%	131,31	30%
Wintergerste	1,14	0,1%	0,94	0,2%

¹¹ „World Average“ = ungewichteter Durchschnitt aller Ecoregion-Faktoren

¹² Die den Berechnungen zugrunde liegenden Daten sind im ausführlichen Bericht zur Fallstudie dokumentiert (auf Anfrage beim Fraunhofer IBP erhältlich).

Prozess	Flächenokkupation [m ² a/FE]	Anteil Flächenokkupation	Biodiv.-Impact/FE	Anteil Impact
Sommerweizen	1,14	0,1%	0,93	0,2%
Triticale	1,14	0,1%	0,93	0,2%
Gras	629,98	76,5%	286,77	65%
Silomais	11,14	1,4%	8,99	2%
Stroh	1,05	0,1%	0,66	0,1%
Sojaschrot	4,40	0,5%	4,16	1%
Düngemittel	4,27·10 ⁻⁴	0,0001%	2,80·10 ⁻⁴	0,00006%
Pestizide	2,49·10 ⁻⁵	0,000003%	1,63·10 ⁻⁵	0,000004%
Strom	0,45	0,1%	0,29	0,07%
Diesel	0,02	0,003%	0,013	0,003%
and. Energie	8,41·10 ⁻⁶	0,000004%	5,51·10 ⁻⁶	0,000001%
SUMME	823,76		444,03	

Legende: die grau hinterlegten Zellen sind Prozesse, die grob abgeschätzt wurden

Es fällt auf, dass die Auswirkungen der unterschiedlichen Feldfrüchte pro m²a einander sehr ähneln. Dies liegt zum einen an ähnlichen zu Grunde liegenden Annahmen, zum anderen daran, dass ähnliche Aktivitäten (Landwirtschaft) an ähnlichen Orten verglichen wurden (alle Aktivitäten finden in der Ecoregion PA0445 statt)

Gesamtergebnis Biodiversitätsimpact Betrieb B

Die folgende Tabelle zeigt den Biodiversitätsimpact für Rindfleisch von Betrieb B. Dieser beträgt für ein Kilogramm Rindfleisch von Betrieb B 291,11. Auch hier zeigt sich, dass die Prozesse, die den größten Masseanteil in der Massebilanz aufweisen auch den größten Anteil am Biodiversitätsimpact haben.

Tabelle 7-23: Biodiversitätsimpact von Rindfleisch (Betrieb B) ¹³

Prozess	Flächenokkupation [m ² a/FE]	Anteil Flächenokkupation	Biodiv.-Impact/FE	Anteil Impact
Rapsschrot	128,12	33,7%	109,60	37,7%
Weizen	112,06	29,53%	93,33	32,1%

¹³ Die den Berechnungen zugrunde liegenden Daten sind im ausführlichen Bericht zur Fallstudie dokumentiert (auf Anfrage beim Fraunhofer IBP erhältlich).

Prozess	Flächenokkupation [m ² a/FE]	Anteil Flächenokkupation	Biodiv.-Impact/FE	Anteil Impact
Maismehl	30,12	7,94%	22,43	7,7%
Maiskleber	15,06	3,97%	11,18	3,8%
Weizengrießkleie	24,13	6,36%	17,55	6,0%
Weizennachmehl	3,36	0,89%	2,56	0,9%
Haferkleie	13,87	3,65%	9,62	3,3%
Gras	47,98	12,6%	22,54	7,7%
Stroh	0,77	0,2%	0,53	0,2%
Sojaschrot	1,47	0,39%	1,38	0,5%
Weizenkleber	0,22	0,06%	0,21	0,1%
Zuckerrübenschnitzel	0,000003	0,0000007%	$2,57 \cdot 10^{-6}$	0,0000009%
Getreideschlempe	0,00	0,0%	0,00	0,0%
Rübenmelasse	0,5	0,13%	0,48	0,2%
Düngemittel	0,003	0,01%	0,02	0,006%
Pestizide	$1,48 \cdot 10^{-6}$	0,0000004%	$9,68 \cdot 10^{-7}$	0,0000003%
Strom	0,52	0,14%	0,43	0,12%
Diesel	0,07	0,02%	0,05	0,02%
and. Energie	$4,19 \cdot 10^{-4}$	0,0001%	$2,75 \cdot 10^{-4}$	0,0001%
SUMME	379,54		292,48	

Legende: die grau hinterlegten Zellen sind Prozesse, die grob abgeschätzt wurden

Für Sojaschrot erfolgte im Rahmen dieser Fallstudie lediglich eine Grobabschätzung nach den Ergebnissen des Screenings.

Da die ausführlichen Daten für den Prozess der Sojaschrotproduktion jedoch vorliegen, werden im Folgenden die Ergebnisse der Grobabschätzung mit den Ergebnissen der Detailanalyse für brasilianisches Sojaschrot verglichen. Die Berechnung der Parameter für die Ecoregion NT0704 (Cerrado) wird in Kapitel 4.5 beschrieben.

In Mato Grosso do Sul (Brasilien) wurden Daten von drei sojaproduzierenden Betrieben erfasst (im Folgenden: Betrieb 1, Betrieb 2, Betrieb 3).

Folgende Werte werden für die einzelnen Eingangsparameter für Betrieb 1 zugrunde gelegt:

- Biomasseentnahme: 60%

- Pestizideinsatz: 42,54 CTUe/ha·a
- Stickstoffbilanz: -8,6 N-Überschuss/ha·a
- Konnektivität: Schutzgebietsgröße 477 ha, Abstand zwischen Schutzgebieten: 7,5 km
- Agrobiodiversität: 0 Arten, da alles GMO

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für Soja von Betrieb 1:

Tabelle 7-24: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Soja für Betrieb 1 in Ecoregion NT0704

Eingangsparameter	Biomasseentnahme	Pestizideinsatz	Stickstoffbilanz	Konnektivität	Agrobiodiversität
Beitrag	40%	9%	99%	4%	0%
Gewichtung	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
gew. Beitrag	0,08	0,01867645	0,198151	0,007944	0

Es ergibt sich ein Biodiversitätspotenzial von 0,305. Der Fehlbetrag wird durch Subtraktion des Biodiversitätspotenzials von 1 berechnet. Es ergibt sich ein Fehlbetrag pro Hektar und Jahr von 0,695 für Soja von Betrieb 1.

Folgende Werte werden für die einzelnen Eingangsparameter für Betrieb 2 zugrunde gelegt:

- Biomasseentnahme: 60%
- Pestizideinsatz: 42,5 CTUe/ha·a
- Stickstoffbilanz: -8,6 N-Überschuss/ha·a
- Konnektivität: Schutzgebietsgröße 250 ha, Abstand zwischen Schutzgebieten: 7,5 km
- Agrobiodiversität: 0 Arten, da alles GMO

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für Soja von Betrieb 2:

Tabelle 7-25: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Soja für Betrieb 2 in Ecoregion NT0704

Eingangsparameter	Biomasseentnahme	Pestizideinsatz	Stickstoffbilanz	Konnektivität	Agrobiodiversität
Beitrag	40%	9%	99%	2%	0%
Gewichtung	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
gew. Beitrag	0,08	0,01867645	0,198151	0,00410341	0

Es ergibt sich ein Biodiversitätspotenzial von 0,301. Der Fehlbetrag wird durch Subtraktion des Biodiversitätspotenzials von 1 berechnet. Es ergibt sich ein Fehlbetrag pro Hektar und Jahr von 0,699 für Soja von Betrieb 2.

Folgende Werte werden für die einzelnen Eingangsparameter für Betrieb 3 zugrunde gelegt:

- Biomasseentnahme: 60%
- Pestizideinsatz: 42,5 CTUe/ha·a
- Stickstoffbilanz: -8,6 N-Überschuss/ha·a
- Konnektivität: Schutzgebietsgröße 735 ha, Abstand zwischen Schutzgebieten: 7,5 km

- Agrobiodiversität: 5 Arten, die nicht GMO sind

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für Soja von Betrieb 3:

Tabelle 7-26: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Soja für Betrieb 3 in Ecoregion NT0704

Eingangsparameter	Biomasseentnahme	Pestizideinsatz	Stickstoffbilanz	Konnektivität	Agrobiodiversität
Beitrag	40%	9%	99%	6%	81%
Gewichtung	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
gew. Beitrag	0,08	0,01867645	0,198151	0,01238368	0,16127839

Es ergibt sich ein Biodiversitätspotenzial von 0,470. Der Fehlbetrag wird durch Subtraktion des Biodiversitätspotenzials von 1 berechnet. Es ergibt sich ein Fehlbetrag pro Hektar und Jahr von 0,530 für Soja von Betrieb 3.

Vergleicht man die Ergebnisse der drei Detailabschätzungen mit der Grobabschätzung, so zeigt sich, dass die Grobabschätzung zwischen den drei Ergebnissen liegt.

Tabelle 7-27: Vergleich der Biodiversitäts-Fehlbeträge von Soja aus Detailanalyse und Grobabschätzung

	Betrieb 1	Betrieb 2	Betrieb 3	Grobabschätzung
Biodiversitäts-Fehlbeträge von Soja	0,695	0,699	0,530	0,65

Somit lässt sich feststellen, dass einerseits die Fehlbeträge von Sojaanbau variieren – diese Unterschiede können nur über eine Detailanalyse festgestellt werden – und andererseits die Grobabschätzung durchaus belastbare Ergebnisse für Soja in der Region Mato Grosso do Sul liefert. Dies sollte für weitere Prozesse in Folgestudien überprüft werden.

Interpretation

Vergleich der beiden Betriebe:

Betrieb A und Betrieb B wirtschaften beide konventionell, haben aber ein völlig unterschiedliches Futterkonzept in der Milchviehhaltung. Während Betrieb A den größten Teil der Futtermittel selbst anbaut, produziert Betrieb B lediglich Gras und Heu selbst. Die restlichen Anbauflächen von Betrieb A dienen der Bestückung der Biogasanlage.

Zudem ist die Futterzusammensetzung beider Betriebe sehr unterschiedlich: Während bei Betrieb A zu über 90% Grünfutter (Gras, Luzerne) verfüttert wird, füttert Betrieb B zu weniger als einem Prozent Gras und Heu (s. Tabelle 7-6 und Tabelle 7-7). Die tägliche Futterration liegt bei beiden Betrieben bei 52 kg pro Tag¹⁴.

¹⁴ Die Angaben zur Futterration in Betrieb B waren verglichen mit Betrieb A und allgemeinen Empfehlungen zu Futterrationen unplausibel hoch (Primärdaten), sie wurden daher auf die selbe Gesamtmenge unter Beibehaltung der Mengen an Eigenfuttermittelproduktion und Anpassung der Menge des Milcheistungsfutters korrigiert.

Die Beiträge der einzelnen Futterkomponenten zum Biodiversitätsimpact sind sehr unterschiedlich: Bei Betrieb A wird der Biodiversitätsimpact zu 95% durch das Grundfutter verursacht, bei Betrieb B lediglich zu knapp 20%.

Insgesamt ist der Biodiversitätsimpact von Betrieb B deutlich geringer als von Betrieb A: pro funktionelle Einheit werden hier rund ein Drittel geringere Auswirkungen auf die Biodiversität verursacht. Dies liegt insbesondere an den vielen „Koppel“-Produkten wie Rübenschnitzel, Kleieprodukte etc., die in Betrieb B in der Fütterung eingesetzt werden. Um aus den Ergebnissen gute Rückschlüsse ziehen zu können, wäre es in der Folge notwendig, die Eingangsdaten, die von den Betrieben übermittelt wurden, zu validieren. Denn insbesondere der große Mengenunterschied in den Futterrationen (der hier rechnerisch für Betrieb B korrigiert wurde) muss verifiziert werden.

Methodenkritik

Die in der Fallstudie angewandte Methode zur Abschätzung des Biodiversitätsimpacts hängt stark von den gewählten Eingangsparametern ab, die jeweils fallspezifisch in Diskussion mit Expert/innen und unter Berücksichtigung von Literatur festgelegt wurden.

Es zeigte sich in der Anwendung, dass der Eingangsparameter „Biomassenutzung“ als Parameter für Landwirtschaftsprozesse ggf. nicht ideal ist, da es Sinn und Zweck von Landwirtschaft ist, Biomasse zu erzeugen, um sie von der Fläche zu entfernen. Gleichwohl verbleiben, je nach angebauter Frucht und je nach Anbauform unterschiedliche Mengen an Biomasse auf der Ackerfläche. Empfehlung ist es daher, diesen Eingangsparameter vor der Erstellung künftiger Studien für landwirtschaftliche Prozesse nochmals kritisch zu diskutieren.

Der Eingangsparameter Konnektivität sollte ggf. nochmals überdacht werden. Nach der aktuellen Definition des Parameters wird der Flächenanteil von Kleinstrukturen nach JKI 2015 als Eingangswert verwendet. Die Form der Beitragskurve bestimmt, wie schnell der Biodiversitätsbeitrag bei einer Erhöhung des Kleinstrukturanteils gegen 100% strebt, ist bisher ad-hoc gesetzt, um die Methode demonstrieren zu können. Hier könnte die Zielangabe des „Verzeichnis der regionalen Kleinstrukturanteile“ (JKI 2015) genutzt werden, um die Kurvenform besser zu begründen. Außerdem kann der Flächenanteil an Kleinstrukturen grundsätzlich auch zu hoch sein, was in der Definition der Beitragskurve bisher nicht berücksichtigt ist.

Die Fallstudie Rindfleisch zeigt für Agrar-Produktsysteme spezifische Herausforderungen der Methode Biodiversity Impact Assessment. In weiteren Studien können die gewonnen Erkenntnisse und entstandenen Fragestellungen eingebunden und die Methode entsprechend angepasst und weiterentwickelt werden.

7.4 Baumwolle

Autorin: Ulrike Eberle

In dieser Fallstudie wird Baumwolle betrachtet, die zum einen in Afrika und zum anderen in Brasilien angebaut wurde. Die Studie wurde in Zusammenarbeit mit der Aid by Trade Foundation erstellt. Ziel ist es, verschiedene Baumwollanbausysteme in Bezug auf ihre Auswirkungen auf die Biodiversität zu analysieren.

7.4.1 Produktsystem

Für die vergleichende Untersuchung wird im einen Fall angenommen, dass die Baumwolle in Afrika in Sambia produziert wird (nach den Kriterien der Aid by Trade Foundation) und im anderen Fall, dass sie in Brasilien im Bundesstaat Mato Grosso do Sul produziert wird.

Funktionelle Einheit dieser Fallstudie ist ein kg Rohbaumwolle (Baumwollinter), d.h. Baumwolle, die von Samen und Samenschale separiert und gereinigt wurde.

Im Rahmen der Fallstudie wird Baumwolle von „Cotton made in Africa“, die in Sambia, in der Region Chipata angebaut wird, sowie Baumwolle, die in Brasilien im Bundesstaat Mato Grosso do Sul angebaut wird, betrachtet.

Nicht berücksichtigt wurde im Rahmen dieser Fallstudie jedoch, dass auf den brasilianischen Anbauflächen innerhalb eines Bewirtschaftungsjahrs häufig zwei Ernten möglich sind. Dies müsste bei Betrieb 2 bei der Baumwolle aus der zweiten Ernte (Safrinha) einbezogen werden, denn zuvor wurde auf derselben Fläche Soja angebaut. Betrieb 1 betrifft dies im Baumwollanbau nicht, da hier nur Sommerbaumwolle angebaut wurde.

Produktionsbedingungen

Baumwolle braucht Wärme und Wasser, um zu wachsen. Sie benötigt ungefähr sechs Monate von der Aussaat bis zur Reife. In Sambia und Brasilien wird Baumwolle von Oktober bis Februar/März angebaut. In Sambia erfolgt die Aussaat von Hand, in Brasilien maschinell.

Ist die Baumwolle reif, wird sie von Hand (Sambia) bzw. maschinell (Brasilien) geerntet. Im Anschluss werden die Baumwollfasern von Samen und Samenschale getrennt; die Rohbaumwolle wird gereinigt. Die Rohbaumwolle wird zu großen Ballen gepresst.

Baumwollanbau in der Region Chipata

Baumwollanbau wird in der Region Chipata im Osten Sambias seit rund 40 Jahren praktiziert. Die ursprüngliche Vegetation der Region ist eine mittelhohe Savanne. Die Felder werden in Fruchtfolge kultiviert, es werden keine neuen Savannenflächen gerodet. Die Felder selbst sind mit einer durchschnittlichen Größe von einem Hektar sehr klein.

Die Kultivierung der Felder erfolgt in Vier-Felder-Wirtschaft: im ersten Jahr wird Mais angebaut, im zweiten Baumwolle, dann Erdnüsse und zuletzt Sonnenblumen. Wenn die Farm auch Vieh hat, kann das Feld für ein weiteres Jahr durch Beweidung genutzt werden. Im Anschluss muss die Fläche für mindestens fünf Jahre brach liegen, um zu regenerieren.

Die Aussaat der Baumwolle erfolgt im Dezember, geerntet wird ab Ende April. Der Anbau erfolgt ohne Einsatz von Maschinen, ohne mineralische Düngemittel und ohne Einsatz von Pestiziden. Gentechnisch veränderte Baumwollsaat wird nicht eingesetzt und es wird nicht

künstlich bewässert. Die durchschnittliche Ernte ist gering und liegt bei 450 Kilogramm Baumwolle (inkl. Samen und Samenschale) pro Hektar. Nach der Ernte werden von rund 30 Prozent der Landwirte die Pflanzenrückstände auf den Feldern verbrannt.

Zwischen den Feldern finden sich viele punkt- und linienartige Landschaftselemente (z.B. einzelne Bäume/Baumgruppen, Hecken aus Sonnenblumen zwischen den Feldern), die natürliche Savannenlandschaft ist sehr artenreich. Die Felder sind durchsetzt von Wald und Grasland.

Baumwollanbau in Brasilien

Der Betrieb in der Gegend von Sidrolândia (MS) baut Soja und Baumwolle im Wechsel an. Nach der Ernte von Soja und Baumwolle wird auf der kompletten Fläche Mais angebaut. Die zum Betrieb gehörende Fläche beträgt 3.977 Hektar, 12 Prozent davon stehen unter Naturschutz. An der Grenze des Betriebs befindet sich ein Flusslauf, Punktelemente sind kaum vorhanden, vorhandene Flächenelemente sind Wald (Schutzgebiet) sowie ein See zur Fischproduktion (Aquakultur). Die Flächenbelegung für Soja und Baumwolle wird gewechselt – mit Ausnahme der Naturschutzfläche.

Die Ernte beträgt 3.900 Kilogramm pro Hektar für Soja, 3.750 Kilogramm pro Hektar für Baumwolle und 5.100 Kilogramm pro Hektar für Mais.

Der Anbau erfolgt ohne Bewässerung. Die jährliche Regenmenge von 1.800 Millimetern, der hauptsächlich im Zeitraum von September bis Mai fällt, reicht für die Kulturen aus.

Zur Bodenbereitung werden Kalk und Gips eingesetzt. Als Düngemittel werden NPK-Dünger und Kaliumchlorid ausgebracht.

Pestizide werden 16 Mal pro Jahr ausgebracht. Die eingesetzten Produkte wurden nicht spezifiziert.

Mangels Daten wird für die Feldbearbeitung in Brasilien derselbe Wert angenommen wie für die Feldbearbeitung in Deutschland im Getreide-/Grasanbau in der Fallstudie Rindfleisch (Eberle 2014). Dies sind 0,013 Liter Diesel pro Quadratmeter bearbeiteter Fläche.

Hof bei São Gabriel do Oeste (Betrieb 2)

Der Betrieb in der Gegend von São Gabriel do Oeste (MS) liegt im Wassereinzugsgebiet des Pantanal. Er baut Soja, Baumwolle und Mais an. Nach der Ernte von Soja wird auf der Hälfte der Sojaanbaufläche Mais eingesät auf der anderen Hälfte Baumwolle. Die Verteilung der zweiten Kultur auf Mais und Baumwolle wechselt je nach Marktwert im betreffenden Jahr. Die zum Betrieb gehörende Fläche beträgt 2.500 Hektar, zehn Prozent davon stehen unter Naturschutz. An der Grenze des Betriebs befindet sich ein Flusslauf, Punktelemente sind nicht vorhanden, vorhandenes Flächenelement ist Wald (Schutzgebiet) am Rande der Bewirtschaftungsfläche. Die Flächenbelegung für Soja und Baumwolle wird gewechselt – mit Ausnahme der Naturschutzfläche. Die Ernte beträgt 3.300 Kilogramm pro Hektar für Soja, 1.700 Kilogramm pro Hektar für Baumwolle in der Sommerernte (Safrá) und 1.500 Kilogramm pro Hektar in der Winterernte (Safrinha). Der Ertrag bei Mais beträgt 6.600 Kilogramm pro Hektar. Der Anbau erfolgt ohne Bewässerung. Die jährliche Regenmenge von 1.800 Millimetern, der hauptsächlich im Zeitraum von September bis Mai fällt, reicht für die Kulturen aus. Zur Bodenbereitung werden Kalk und Gips eingesetzt. Als Düngemittel werden NPK-Dünger und Kaliumchlorid ausgebracht. An Pestiziden werden Glyphosat, 2,4-D und

Flumizin/Chlorimoron ausgebracht. Mangels Daten wird für die Feldbearbeitung in Brasilien derselbe Wert angenommen wie für die Feldbearbeitung in Deutschland im Getreide-/Grasanbau in der Fallstudie Rindfleisch (Kapitel 7.3). Dies sind 0,013 Liter Diesel pro Quadratmeter bearbeiteter Fläche.



Abbildung 7-14: Rohbaumwolle mit Samen und Samenschale, Baumwolllinter

Betrachtet wird die Produktion von Baumwolllinter. Einbezogen wird daher der Baumwollanbau inkl. der dafür benötigten Betriebs- und Hilfsmittel wie Energie (landwirtschaftliche Maschinen) und Düngemittel sowie Pestizide ebenso wie die Aufbereitung der Rohbaumwolle in der Ginning-Anlage (Trennung von Fasern und Samen sowie Samenschale, erste Reinigung der Baumwollfasern) (Abbildung 7-15).

Die Systemgrenzen des Produktsystems werden durch die folgende Grafik veranschaulicht:

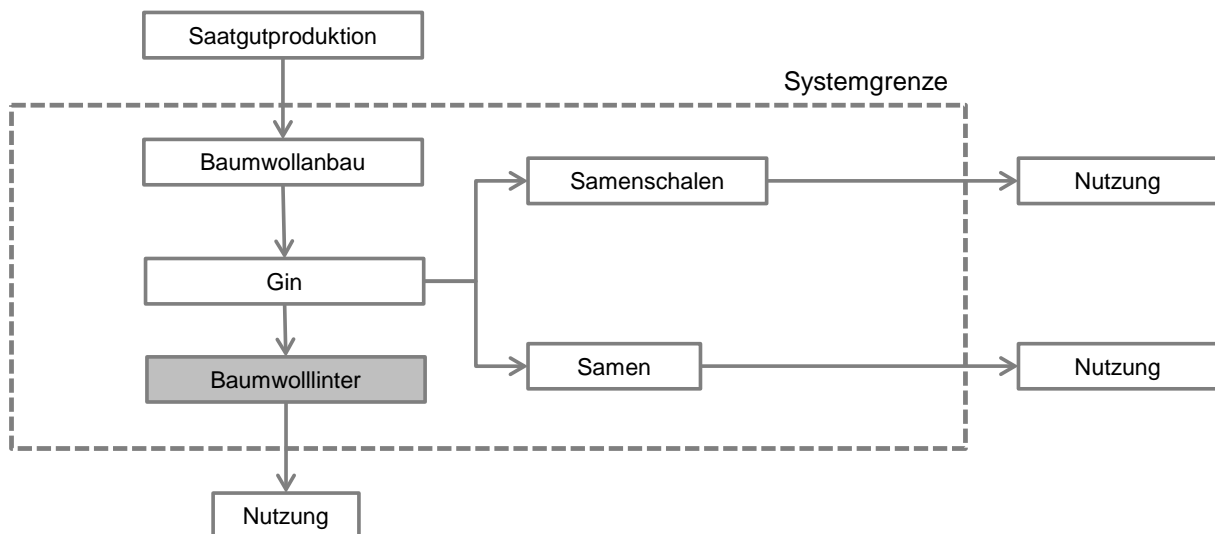


Abbildung 7-15: Systemgrenzen der Fallstudie Baumwolle

Nicht berücksichtigt werden hingegen die weitere Verarbeitung der Baumwolle zu Textilien und deren Distribution sowie die Transporte des Baumwolllinter zur weiteren Verarbeitung sowie des fertigen Textils zum Handel und weiter bis zu den Endkonsument/innen. Auch die Nutzung und Entsorgung des Textils und die hier anfallenden Umweltbelastungen liegen außerhalb der Systemgrenzen.

Bezugsjahr für die spezifischen betrieblichen Daten der Baumwollproduktion in Afrika ist 2013/2014, für die Baumwollproduktion in Brasilien ist es 2013.

Bei der Analyse der Auswirkungen auf die Biodiversität ist insbesondere der Ortsbezug von Bedeutung. Die hier betrachtete Baumwollerzeugung findet in Afrika in Sambia (Chipata) sowie in Brasilien (Mato Grosso do Sul) statt. Die Analyse bezieht sich auf den zum Bezugsjahr gültigen Stand der Technik.

Im Laufe des Prozesses der Produktion von Rohbaumwolle entstehen nach der Baumwollernte die Koppelprodukte Baumwollfaser, Samen und Samenschale.

Für die Bilanzierung gibt es zwei Möglichkeiten der Verteilung der Inputs und Outputs auf die (Koppel-)Produkte: Systemerweiterung oder Anwendung eines Allokationsverfahrens. Im Rahmen dieser Untersuchung wird der zweite Weg gewählt. Zur Allokation stehen unterschiedliche Verfahren zur Verfügung, z.B. ökonomische Allokation, Allokation nach Masse, energetische Allokation.

7.4.2 Datengrundlage, Annahmen

In der vorliegenden Fallstudie wurden spezifische Daten erhoben sowie generische Daten aus Datenbanken genutzt. Die Datenherkunft wird ausgewiesen. Die Daten zur Baumwollerzeugung sind spezifische Daten aus Afrika und Brasilien. Die gesamte Datenbasis sowie die zu Grunde liegenden Allokationsmethoden können auf Anfrage vom Fraunhofer-Institut für Bauphysik, Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung, zur Verfügung gestellt werden.

7.4.3 Modellierung

Das Screening wird entsprechend der Vorgaben des im Rahmen des Vorhabens entwickelten Leitfadens durchgeführt. Das Screening setzt die Kenntnis der Stoffströme voraus.

In den ersten drei Schritten des Screenings werden die Massen-, Energie- und flächenbezogene Sachbilanz berechnet.

Im vierten Schritt wird die Rangfolge festgelegt:

Rang 0: Eigenproduktion

Rang 1: der Erzeuger liefert direkt

Rang 2: der Lieferant hat selbst einen (oder mehrere) Vorlieferanten

Aus der Rangfolge ergeben sich für Sambia folgende Werte für die einzelnen Prozesse (Tabelle 7-28):

Tabelle 7-28: Rangfolge der Prozesse in Sambia

Prozess	Rang 0	Rang 1	Rang 2
Baumwolle	X		
Strom aus Wasserkraft (für Gin)			X

Aus der Rangfolge ergeben sich für Betrieb 1 in Brasilien folgende Werte für die einzelnen Prozesse (Tabelle 7-29):

Tabelle 7-29: Rangfolge der Prozesse für Betrieb 1 in Brasilien

Prozess	Rang 0	Rang 1	Rang 2
Baumwolle	X		
NPK-Dünger			X
KCl-Dünger (K ₂ O)			X
Kalk			X
Gips			X
Glyphosat			X
2,4-D			X
Flumizin / Chlorimoron			X
Diesel			X
Strom			X

Für Betrieb 2 in Brasilien wird folgendes Ergebnis erstellt:

Tabelle 7-30: Rangfolge der Prozesse für Betrieb 2 in Brasilien

Prozess	Rang 0	Rang 1	Rang 2
Baumwolle	X		
NPK-Dünger			X
KCl-Dünger (K ₂ O)			X
Kalk			X
Gips			X
Urea			X
Glyphosat			X
2,4-D			X
Flumizin/Chlorimoron			X
Diesel			X
Strom			X

Ergebnismatrix

Die vorläufige Ergebnismatrix ergibt sich aus der Zusammenführung von Flächenbilanz und Rangfolge der Prozesse und stellt die Relevanz der Prozesse hinsichtlich Biodiversität dar. In den folgenden Abbildungen werden auf der horizontalen Achse die Rangfolge dargestellt, auf der vertikalen Achse die Flächenokkupation¹⁵.

Die Relevanzeinstufung erfolgt in drei Kategorien:

- Bei einem niedrigen Rang in der Rangfolge (0) und/oder einer hohen Flächenokkupation (> 10%) wird der Prozess als sehr relevant hinsichtlich Biodiversität eingestuft (grün markiert).
- Bei mittlerer Rangfolge (1) und/oder mittlerer Flächenokkupation (1 – 10%) wird der Prozess mit einer mittleren Relevanz hinsichtlich Biodiversität eingestuft (orange markiert) und
- bei hoher Rangfolge (2) und/oder niedriger Flächenokkupation (< 1%) als weniger relevant hinsichtlich Biodiversität (rot markiert).

Die vorläufige Ergebnismatrix wird nach der Durchführung der Checkliste, die noch weitere Hinweise hinsichtlich der Relevanz der Prozesse zu Biodiversität gibt, ggf. korrigiert. Die vorläufige Ergebnismatrix zeigt, dass für Sambia lediglich der Baumwollanbau selbst ein relevanter Prozess ist, der Stromverbrauch spielt hinsichtlich der Flächenokkupation eine untergeordnete Rolle. Weitere Betriebsmittel werden nicht eingesetzt.

Flächenokkupation [%]	>10%			Baumwolle
	1-10%			
	<1%	Strom		
		2	1	0
		Rang des Zulieferers		

Abbildung 7-16: Ergebnismatrix für Baumwollanbau in Sambia

Für Betrieb 1 in Brasilien ist ebenfalls lediglich der Baumwollanbau ein relevanter Prozess. Eine Grobabschätzung müsste laut der vorläufigen Ergebnismatrix für Betrieb 1 für die Dün-

¹⁵ Die den Berechnungen zugrunde liegenden Daten sind im ausführlichen Bericht zur Fallstudie dokumentiert (auf Anfrage beim Fraunhofer IBP erhältlich).

gemittelproduktion erfolgen, die restlichen Prozesse sind vernachlässigbar. Die vorläufige Ergebnismatrix zeigt für Betrieb 2 in Brasilien dieselben Ergebnisse wie für Betrieb 1.

Flächenokkupation [%]				Baumwolle
		NPK-Dünger		
		Strom, KCL-Dünger, Kalk, Gips, Pestizide		
		Rang des Zulieferers		

Abbildung 7-17: Ergebnismatrix für Baumwollanbau in Brasilien Betrieb 1 und 2

Checkliste

Zur weiteren Einschätzung der Relevanz von Prozessen hinsichtlich Biodiversität werden die im Rahmen des Screenings entwickelten Checklistenfragen für die einzelnen Prozesse abgeprüft. Bei zwei positiven Antworten wird der Prozess um eine Relevanzstufe hochgestuft - also von rot nach orange bzw. von orange nach grün.

Sambia

Frage 1: Einsatz umweltgefährlicher Chemikalien?

Zum Anbau der Baumwolle und in der Baumwollaufbereitung werden keine ökotoxisch wirkenden Stoffe eingesetzt.

Frage 2: Biodiversitätshotspot?

Die Ecoregion Southern Miombo Woodlands ist ein Biodiversitätshotspot.

Frage 3: Schutzgebiet?

Es ist nicht bekannt, ob die Anbauflächen in einem Schutzgebiet liegen.

Frage 4: Fehlender Naturschutz während der Nutzung?

Es ist nicht bekannt, ob solche Maßnahmen und Planungen existieren. Für die Baumwollaufbereitung ist dies nicht relevant, da der Flächenbedarf der Ginning-Anlage im Verhältnis zum Durchsatz sehr klein ist.

Frage 5: Fehlender Restaurierungsplan?

Für keinen der Prozesse existiert eine solche Planung. Für die Baumwollaufbereitung ist dies nicht relevant.

Im Folgenden sind die zusammenfassenden Ergebnisse der Checklistenüberprüfung für Sambia aufgeführt.

Tabelle 7-31: Ergebnisse der Checklistenüberprüfung für Sambia

	Einsatz umweltgefährlicher Chemikalien?	Biodiversitätshotspot?	Schutzgebiet?	Fehlender Naturschutz während der Nutzung?	Fehlender Restaurierungsplan?
Baumwolle	Nein	Ja	(Ja)	Ja	Ja
Strom (Gin)	Nein	k.A.	k.A.	k.A.	Ja

Brasilien

Betriebe 1 und 2

Frage 1: Einsatz umweltgefährlicher Chemikalien?

Zum Baumwollanbau werden Pestizide eingesetzt, die eindeutig eine ökotoxische Wirkung aufweisen. Ebenso ist in der Pestizidproduktion selbst der Einsatz ökotoxikologisch wirksamer Stoffe zu erwarten. Gleiches gilt für die Dieselproduktion sowie die Stromproduktion, bei der Düngemittelproduktion ist dies nicht eindeutig festzulegen. In der Rohbaumwollaufbereitung werden keine ökotoxisch wirksamen Stoffe eingesetzt.

Frage 2: Biodiversitätshotspot?

Das Cerrado ist nach MYERS et al. 2000 ein Biodiversitätshotspot.

Frage 3: Schutzgebiet?

Betrieb 1: Die Anbauflächen liegen in keinem Schutzgebiet. Jeder Betrieb muss jedoch auf der betriebseigenen Fläche Schutzgebiete ausweisen (LEI 12.651/2012).

Betrieb 2: Die Anbauflächen liegen in keinem Schutzgebiet. Jeder Betrieb muss jedoch auf der betriebseigenen Fläche Schutzgebiete ausweisen. Betrieb 2 liegt jedoch im Wassereinzugsgebiet (→ Aquifer) des Pantanal.

Frage 4: Fehlender Naturschutz während der Nutzung?

In Brasilien schreibt ein Gesetz vor, einen bestimmten Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche eines Betriebs unter Naturschutz zu stellen (LEI 12.651/2012). In der Region Mato Grosso do Sul sind dies 20% der Fläche, die so geschützt werden. Wie dies hinsichtlich der in der Düngemittel- und Pestizidproduktion eingesetzten Rohstoffe und der Energieträger aussieht, ist nicht bekannt. Für die Baumwollaufbereitung ist dies nicht relevant, da der Flächenbedarf der Ginning-Anlage im Verhältnis zum Durchsatz sehr klein ist.

Frage 5: Fehlender Restaurierungsplan?

Für keinen der Prozesse existiert eine solche Planung. Für die Baumwollaufbereitung ist dies nicht relevant.

Im Folgenden sind die zusammenfassenden Ergebnisse der Checklistenüberprüfung für Betrieb 1 und 2 aufgeführt. Die ergebnisse unterscheiden sich nur in Frage 3 für Baumwolle.

Tabelle 7-32: Checklistenenergebnis für Betrieb 1 und 2

	Einsatz umweltgefährlicher Chemikalien?	Biodiversitäts-hotspot?	Schutzgebiet?	Fehlender Naturschutz während der Nutzung?	Fehlender Restaurierungsplan?
Baumwolle Betrieb 1	Ja	Ja	Nein	Nein	Ja
Baumwollw Betrieb 2	Ja	Ja	(Ja)	Nein	Ja
NPK	(Ja)	k.A.	k.A.	k.A.	Ja
KCl-Dünger	(Ja)	k.A.	k.A.	k.A.	Ja
Kalk	(Ja)	k.A.	k.A.	k.A.	Ja
Gips	(Ja)	k.A.	k.A.	k.A.	Ja
Glyphosat	Ja	k.A.	k.A.	k.A.	Ja
2,4-D	Ja	k.A.	k.A.	k.A.	Ja
Flumazin/Chlorimoron	Ja	k.A.	k.A.	k.A.	Ja
Diesel	Ja	k.A.	k.A.	k.A.	Ja
Strom (Gin)	Ja	k.A.	k.A.	k.A.	Ja

Tabelle 7-33: Ergebnisse der Checklistenüberprüfung für Betrieb 1 und 2

Die endgültige Ergebnismatrix führt die Ergebnisse der Checklistenüberprüfung mit der vorläufigen Ergebnismatrix zusammen.

Bei Prozessen, zu denen eine Kennzeichnung (ja) erfolgte, da unklar ist, ob die Frage mit ja oder nein zu beantworten ist, oder für die keine Informationen zur Verfügung standen, um die Frage zu beantworten (Kennzeichnung „k.A.“), wird davon ausgegangen, dass der Prozess mit einem „ja“ beantwortet wurde (Anwendung des Vorsorgeprinzips¹⁶).

Durch die Checklistenüberprüfung ergeben sich für Afrika keine Änderungen, für Brasilien werden jedoch alle Prozesse eine Stufe hochgestuft. Dies bedeutet, dass im Folgenden für Sambia der Baumwollanbau selbst detailliert betrachtet wird. Für Brasilien werden für beide Betriebe der Baumwollanbau und die der NPK-Düngemittel-Produktion genauer analysiert. Alle anderen Prozesse werden grob abgeschätzt.

¹⁶ Im Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV) sind die Vereinbarungen zur Umweltpolitik in den Artikeln 191 bis 193 festgehalten. Eines dieser Prinzipien ist das Vorsorgeprinzip: „Die Umweltpolitik [...] beruht auf den Grundsätzen der Vorsorge und Vorbeugung, auf dem Grundsatz, Umweltbeeinträchtigungen mit Vorrang an ihrem Ursprung zu bekämpfen, sowie auf dem Verursacherprinzip“ (Art. 191, Abs. 2) (AEUV 2009).

Eingangsparameter

Einer genaueren Analyse wird im Folgenden jeweils der Baumwollanbau unterzogen. Für Brasilien sollte für beide Betriebe auch die NPK-Düngemittel-Produktion genauer analysiert werden, mangels Daten können die Biodiversitätsauswirkungen für diesen Prozess jedoch nur grob abgeschätzt werden. Die restlichen Prozesse werden für Brasilien grob abgeschätzt, der sambische Strommix kann vernachlässigt werden.

Die zu analysierenden Prozesse finden in zwei Ecoregions statt:

- Der Ecoregion NT0704 „Cerrado“ (brasilianischer Baumwollanbau) sowie
- der Ecoregion AT0719 „Southern Miombo Woodlands“ (sambischer Baumwollanbau).

Entsprechend werden zur Bestimmung des Biodiversitätsimpacts die Beitragskurven für Cerrado aus Kapitel 4.5 und für Southern Miombo Woodlands aus Kapitel 4.6 herangezogen.

In Sambia sind die Böden nährstoffarm. Genaue Angaben konnten jedoch nicht erhalten werden, so dass angenommen wird, dass ein Stickstoffüberschuss von 0 kg N vorherrscht.

Die verschiedenen Biodiversitätspotentiale der beschriebenen Eingangsparameter werden auf die funktionelle Einheit (1 kg Baumwollinter) bezogen und aggregiert. Finden Prozesse in unterschiedlichen Ecoregions statt, werden diese vorab mit dem Ecoregion-Faktor der jeweiligen Region multipliziert.

Die Ecoregion-Faktoren, die im Rahmen dieser Fallstudie relevant sind, betragen für

- Ecoregion AT0719 (Southern Miombo Woodlands): 1,349
- Ecoregion NT0704 (Cerrado): 1,453

In der Grobabschätzung werden die identifizierten Prozesse zunächst Orten zugeordnet. Für diese Orte wird bestimmt, in welcher Ecoregion und damit welchem Biom sie liegen. Im Anschluss werden die Charakterisierungsfaktoren für die verschiedenen Prozesse nach DE BAAN et al. (2012) bestimmt und mit den Ergebnissen der Flächenbilanz für den jeweiligen Prozess multipliziert. Die so erhaltenen Biodiversitätsimpacts können nun aggregiert werden.

7.4.4 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Detailanalyse sowie der Grobabschätzung vorgestellt.

Sambia

Folgende Werte werden für die einzelnen Eingangsparameter für den Baumwollanbau zugrunde gelegt:

- Biomasseentnahme: 100%
- Pestizideinsatz: 0 CTUe/ha·a
- Stickstoffbilanz: 0 kg N-Überschuss/ha·a¹⁷

¹⁷ Hierzu konnten keine genauen Angaben gefunden werden. Die Böden sind jedoch sehr nährstoffarm, so dass eher von einer Unter- als Überversorgung mit Stickstoff ausgegangen werden muss. Daher wurde angenommen, dass kein Stickstoffüberschuss besteht.

- Störungen: 0% ¹⁸
- Konnektivität: 40%
- Agrobiodiversität: 4,5

Tabelle 7-34: Biodiversitätsbeiträge der einzelnen Parameter für die Produktion von Baumwollinter in Ecoregion AT0719

Eingangsparameter	Biomasseentnahme	Pestizideinsatz	Stickstoffbilanz	Störungen	Konnektivität	Agrobiodiversität
Beitrag	0%	100%	100%	100%	87%	78%
Gewichtung	1/6	1/6	1/6	1/6	1/6	1/6
gew. Beitrag	0	0,167	0,167	0,167	0,145	0,129

Es ergibt sich ein Biodiversitätspotenzial (Summe der gewichteten Beiträge der einzelnen Eingangsparameter) von 0,775/m²a für sambische Baumwolle. Hieraus wird ein Fehlbetrag berechnet: Dieser wird durch Subtraktion des Biodiversitätspotenzials vom Maximum berechnet. Das Maximum des Biodiversitätspotenzials ist per Definition (Kapitel 3.2) eins. Entsprechend ergibt sich ein Fehlbetrag von 0,225/m²a. Um hieraus den Biodiversitätsimpact pro funktionelle Einheit zu ermitteln, wird das Ergebnis mit dem Ecoregionfaktor (dies ergibt die Qualitätsdifferenz (ΔQ)) sowie mit der Flächenzeit von sambischer Baumwolle (50,32 m²a/FE)¹⁹ multipliziert. Hier ergibt sich für sambischen Baumwollinter ein Biodiversitätsimpact pro FE von 15,27.

Der Biodiversitätsimpact von sambischem Baumwollinter wird insbesondere durch die hohe Flächenokkupation bestimmt. Diese resultiert aus den geringen Erträgen im sambischen Baumwollanbau. Trotz des niedrigeren Biodiversitätsimpacts pro Hektar und Jahr von 0,225 ist der Biodiversitätsimpact pro Kilogramm Baumwollinter dadurch vergleichsweise hoch.

Brasilien

Für Brasilien wird für beide Betriebe der Baumwollanbau detailliert betrachtet. Die Produktion der Düngemittel kann mangels Daten hingegen nur grob abgeschätzt werden. Eine Grobabschätzung erfolgt ebenfalls für die weiteren Prozesse.

Betrieb 1: folgende Werte werden für die einzelnen Eingangsparameter für den Baumwollanbau auf Betrieb 1 zugrunde gelegt:

- Biomasseentnahme: 60%
- Pestizideinsatz: 861,5 CTUe/ha·a
- Stickstoffbilanz: -8,6 N-Überschuss/ha·a
- Konnektivität: 477 ha, 7,5 km
- Agrobiodiversität: 0

¹⁸ Mangels spezifischer Daten wird davon ausgegangen, dass Feuer in den umliegenden Wäldern nicht toleriert wird – schon allein, um die Siedlungen zu schützen.

¹⁹ Die den Berechnungen zugrunde liegenden Daten sind im ausführlichen Bericht zur Fallstudie dokumentiert (auf Anfrage beim Fraunhofer IBP erhältlich).

Es ergibt sich ein Biodiversitätspotenzial (Summe der gewichteten Beiträge der einzelnen Eingangsparameter) von $0,286/m^2a$ für brasilianische Baumwolle von Betrieb 1. Hieraus wird ein Fehlbetrag berechnet: Dieser wird durch Subtraktion des Biodiversitätspotenzials vom Maximum berechnet. Das Maximum des Biodiversitätspotenzials ist per Definition (Kapitel 3.2) eins. Entsprechend ergibt sich ein Fehlbetrag von $0,714 /m^2a$. Um hieraus den Biodiversitätsimpact pro funktionelle Einheit zu ermitteln, wird das Ergebnis mit dem Ecoregionfaktor (dies ergibt die Qualitätsdifferenz (ΔQ)) sowie mit der Flächenzeit von brasilianischer Baumwolle von Betrieb 1 multipliziert (siehe unten, Tabelle 7-35). Hier ergibt sich für Baumwollinter von Betrieb 1 ein Biodiversitätsimpact pro FE von 7,38.

Betrieb 2: folgende Werte werden für die einzelnen Eingangsparameter für den Baumwollanbau auf Betrieb 2 zugrunde gelegt:

- Biomasseentnahme: 60%
- Pestizideinsatz: 861,5 CTUe/ha·a
- Stickstoffbilanz: -8,6 N-Überschuss/ha·a
- Konnektivität: 250 ha, 7,5 km
- Agrobiodiversität: 0

Es ergibt sich ein Biodiversitätspotenzial (Summe der gewichteten Beiträge der einzelnen Eingangsparameter) von $0,282/m^2a$ für brasilianische Baumwolle von Betrieb 1. Hieraus wird ein Fehlbetrag berechnet: Dieser wird durch Subtraktion des Biodiversitätspotenzials vom Maximum berechnet. Das Maximum des Biodiversitätspotenzials ist per Definition (Kapitel 3.2) eins. Entsprechend ergibt sich ein Fehlbetrag von $0,718 /m^2a$. Um hieraus den Biodiversitätsimpact pro funktionelle Einheit zu ermitteln, wird das Ergebnis mit dem Ecoregionfaktor (dies ergibt die Qualitätsdifferenz (ΔQ)) sowie mit der Flächenzeit von brasilianischer Baumwolle von Betrieb 2 multipliziert (siehe unten, Tabelle 7-36). Hier ergibt sich für Baumwolle von Betrieb 2 ein Biodiversitätsimpact pro FE von 18,43.

Zum Vergleich der Ergebnisse pro Kilogramm Baumwollinter aus Brasilien und aus Sambia werden die Ergebnisse der Detailanalyse und der Grobabschätzung pro Kilogramm Baumwollinter aufsummiert.

Die folgenden beiden Tabellen²⁰ zeigen den Biodiversitätsimpact (Detailanalyse und Grobabschätzung) von brasilianischem Baumwollinter:

²⁰ Die den Berechnungen zugrunde liegenden Daten sind im ausführlichen Bericht zur Fallstudie dokumentiert (auf Anfrage beim Fraunhofer IBP erhältlich).

Tabelle 7-35: Biodiversitätsimpact von brasilianischem Baumwollinter (Betrieb 1)

Prozess	Biodiv.-Impact/FE	Anteil Impact	Flächenokkupation [m ² a/FE]	Anteil Flächenokkupation
Baumwolle	7,38	99,0%	7,11	98,5%
Düngemittel	$5,52 \cdot 10^{-2}$	0,7%	0,08	1,2%
Pestizide	$1,42 \cdot 10^{-3}$	0,02%	0,00	0,0%
Diesel	$3,67 \cdot 10^{-4}$	0,005%	0,00	0,0%
Strom	$1,87 \cdot 10^{-2}$	0,2%	0,02	0,3%
SUMME	7,45		7,22	

Legende: die grau hinterlegten Zellen sind Prozesse, die grob abgeschätzt wurden.

Tabelle 7-36: Biodiversitätsimpact von brasilianischem Baumwollinter (Betrieb 2)

Prozess	Biodiv.-Impact/FE	Anteil Impact	Flächenokkupation [m ² a/FE]	Anteil Flächenokkupation
Baumwolle	18,43	98,2%	17,67	97,3%
Düngemittel	0,31	1,6%	0,47	2,6%
Pestizide	0,004	0,02%	0,01	0,03%
Diesel	0,001	0,005%	0,001	0,01%
Strom	0,02	0,1%	0,02	0,1%
SUMME	18,76		18,17	

Legende: die grau hinterlegten Zellen sind Prozesse, die grob abgeschätzt wurden.

Der Biodiversitätsimpact von brasilianischem Baumwollinter resultiert bei beiden Betrieben hauptsächlich aus dem Baumwollanbau, der auch den Hauptanteil an der Flächenokkupation sowie der Massebilanz innehat. Die weiteren Prozesse spielen mit weniger als einem bzw. zwei Prozent nur eine untergeordnete Rolle hinsichtlich der Auswirkungen auf die Biodiversität. Der Biodiversitätsimpact pro 1 kg Produkt von Betrieb 2 ist aufgrund der deutlich geringeren Erntemengen von Baumwolle und der damit verbundenen höheren Flächenokkupation höher als der von Betrieb 1.

Vergleich der brasilianischen Betriebe

Betrieb 1 verursacht einen rund 2,5 Mal niedrigeren Biodiversitätsimpact pro kg Baumwollinter als Betrieb 2. Dies liegt in den deutlich höheren Erntemengen von Betrieb 1 begründet (3.750 kg/ha Rohbaumwolle im Vergleich zu 1.500 kg/ha).

Vergleich Sambia mit Brasilien

Der Biodiversität-Fehlbetrag pro Flächenokkupation ist in Sambia um den Faktor 3 geringer als in Brasilien: In Sambia beträgt der Biodiversität-Fehlbetrag $0,225/m^2a$. Im Vergleich dazu beträgt er in Brasilien $0,716/m^2a$ (bei beiden Betrieben).

Trotzdem verursacht der sambische Baumwollanbau einen gut doppelt so hohen Biodiversitätsimpact pro Kilogramm Baumwollinter wie der brasilianische Betrieb 1. Dies liegt an den deutlich höheren Baumwollerträgen in Brasilien auf Betrieb 1 (3.750 kg Rohbaumwolle pro ha auf Betrieb 1 im Vergleich zu 442 kg Rohbaumwolle pro ha in Sambia).

Der Biodiversitätsimpact pro kg Baumwollinter von Betrieb 2 in Brasilien ist rund 20% höher als der des sambischen Baumwollanbaus, obwohl die Erntemengen in Sambia bei nicht einmal einem Drittel von Betrieb 2 liegen. Hier kommt der deutlich niedrigere Biodiversitätsimpact pro Flächenokkupation in Sambia zum Tragen bei gleichzeitig nicht optimalen Ernteträgen bei Betrieb 2 (im Vergleich zu Betrieb 1). Würde dies berücksichtigt, würde der brasilianische Betrieb einen rund 25% geringeren Biodiversitätsimpact pro kg Baumwollinter verursachen als das sambische Anbaugbiet.

Ebenso wie beim Vergleich der brasilianischen Betriebe untereinander, schneidet das Produktsystem mit der höheren Effizienz besser ab. Eine Diskussion hierzu findet sich in Kapitel 8.

Methodenkritik

In der vorliegenden Fallstudie mussten teilweise Abschätzungen getroffen werden. Dies betrifft beispielsweise den Eingangsparameter Stickstoffüberschuss in der Region Chipata in Sambia, die Toleranz von Feuern in angrenzenden Waldgebieten in Sambia oder den Flächenanteil von Wald im 10-km-Umkreis. Diese Abschätzungen wurden auf Basis vorliegender Informationen („nährstoffarm“, Luftbilder etc.) vorgenommen. Dies ist eine übliche Vorgehensweise in der Ökobilanzierung, gleichwohl müssen die sich daraus ergebenden Einschränkungen diskutiert werden.

Die in der Fallstudie angewandte Methode zur Abschätzung des Biodiversitätsimpacts hängt stark von den gewählten Eingangsparametern ab, die jeweils fallspezifisch in Diskussion mit Expert/innen festgelegt werden.

Es zeigte sich in der Anwendung, dass der Eingangsparameter „Biomassenutzung“ als Parameter für Landwirtschaftsprozesse ggf. nicht ideal ist, da es Sinn und Zweck von Landwirtschaft ist, Biomasse zu erzeugen, um sie von der Fläche zu entfernen. Gleichwohl verbleiben, je nach angebauter Frucht und je nach Anbauform unterschiedliche Mengen an Biomasse auf der Ackerfläche. Empfehlung ist es daher, diesen Eingangsparameter bei künftigen Studien für landwirtschaftliche Prozesse nochmals kritisch zu hinterfragen.

Für den brasilianischen Cerrado bzw. für Brasilien insgesamt könnte es sinnvoll sein, einen weiteren Eingangsparameter zu berücksichtigen: den Erfüllungsgrad der gesetzlichen Schutzgebietsvorgaben. Auch dies sollte in künftigen Studien überprüft werden.

7.5 Zement

Autorin: Eva Schmincke

Ziel dieser Fallstudie ist, das Biodiversity Impact Assessment an dem realen Produktbeispiel Zement aus dem Zementwerk Schelklingen zu erproben. Detaillierte Eingangsdaten, die im Rahmen der Fallstudie erhoben wurden, dürfen aus datenschutzrechtlichen Gründen jedoch nicht publiziert werden. Daher müssen die Ergebnisse ohne konkrete Rechenschritte präsentiert werden. Die entsprechenden Stellen sind mit dem Hinweis „keine Freigabe“ gekennzeichnet.

Die Herstellung von Zement wurde als Beispiel gewählt, da Zement ein Massenprodukt ist, das für seine Herstellung mit den im Tagebau gewonnenen Rohstoffen (Kalkstein, Braunkohle, Sand) große Flächen beansprucht. Das Beispiel steht somit für bergmännische Tagebauprozesse, die Fläche beanspruchen. Die beiden Flächeninanspruchnahmen, Steinbruch und Braunkohletagebau, sind die wesentlichen Prozesse für diese Fallstudie.

Bei Tagebauprozessen ist der größte Teil der Wirkung im Sinne des UNEP-SETAC-Frameworks i.d.R. auf die lange Dauer der Qualitätsveränderung zurückzuführen. Wie in Kapitel 2.3 ausgeführt, errechnet sich die Wirkung aus den drei Größen Qualitätsdifferenz, Fläche und Dauer. Die unmittelbare Nutzungsdauer eines Tagebaus ist typischerweise klein gegenüber der Regenerationszeit nach der Nutzung. Da für die Anwendung des UNEP-SETAC-Frameworks noch keine eindeutigen Rechenregeln bezüglich der Berücksichtigung der Qualitätsdifferenz über lange Regenerationszeiträume vorliegen, sind die Ergebnisse dieser Fallstudie als deutlich unsicherer anzusehen als die der anderen Fallstudien. Die gesamte Fallstudie musste aufgrund der Schwierigkeiten in der Anwendung des UNEP-SETAC-Frameworks erheblich gekürzt werden.

Die Fallstudie Zement weist von allen Fallstudien in diesem Bericht den stärksten experimentellen Charakter auf, da für die Berechnung des Biodiversitätspotentials von Flächen, auf denen Ressourcen abgebaut werden, Parameter zum Einsatz kommen, die den landschaftlichen Bezug von Untersuchungsflächen (hier: Steinbruch, Tagebau) zu ihrer Umgebung beschreiben. Das Biodiversitätspotential land- und forstwirtschaftlicher Flächen ist im Wesentlichen von anthropogenen Aktivitäten auf der Fläche abhängig. Der landschaftliche Kontext spielt in den anderen Fallstudien eine untergeordnete Rolle (siehe Kapitel 7.2, 7.3 und 7.4). Die Ergebnisse sind aufgrund des experimentellen Charakters eher als Ansatzpunkt für Diskussionen über die Weiterentwicklung des Biodiversity Impact Assessments zu verstehen denn als absolute, fixierte Aussagen zur Wirkung von Ressourcenabbau auf die Biodiversität.

In Schelklingen wird Zement hergestellt und der Kalkstein für den Zement gebrochen. Die Firma HeidelbergCement AG hat selbst Indikatoren entwickelt, um den Einfluss von Abbau und Rekultivierungsmaßnahmen auf die Biodiversität zu prüfen und ggf. Erfolge zu messen (HEIDELBERGCEMENT 2008). Diese Indikatoren sind praxisorientiert und in den jeweiligen Anlagen auch gut anwendbar. Da sie aber spezifisch auf die jeweiligen örtlichen Gegebenheiten des Unternehmens angepasst sind, eignen sie sich nicht direkt für die Methode der Ökobilanzierung, welche die Eigenschaften eines Produktsystems zeit- und ortsunabhängig erfasst. Einige Vorschläge, wie zum Beispiel die Berücksichtigung von Wanderbiotopen, wurden jedoch aufgenommen und an die Anforderungen eines Wirkungsindikators für die Ökobilanzierung angepasst.

Die Produktionsstandorte der deutschen Zementindustrie befinden sich jeweils in unmittelbarer Nähe zu nutzbaren Kalksteinvorkommen über das Bundesgebiet verteilt. 2011 wurde ca. 7.400 ha Fläche für die Zementherstellung beansprucht und ca. 51 Mio. t Gesteinsmaterial gefördert. Der Kalk wird in der Regel im Tagebau abgebaut.

Das konkrete Fallstudienobjekt ist das Zementwerk Schelklingen der Firma HeidelbergCement. Es liegt auf 547 m ü. NN im Urdonatal, durch das die Schmiech fließt, am südöstlichen Abhang der Schwäbischen Alb, dem größten Karstgebiet in Deutschland. Schelklingen ist Teil des Biosphärenreservats „Schwäbische Alb“. Eine abwechslungsreiche Kulturlandschaft „auf der Alb“ mit Wacholderheiden, Magerrasen, Wiesen, Weiden, Ackerflächen und Buchenwäldern kennzeichnet das Gebiet. Diese spezifischen geografischen Details gehen nicht in die Ökobilanzierung ein, aber in das qualitative Screening (siehe Kapitel 3.3) Der Hohle Fels von Schelklingen ist außerdem bekannt als Fundort urgeschichtlicher Kunstwerke von vor ca. 35.000 Jahren.

Der Steinbruch liegt in der Ecoregion PA0445 „Western European Broadleaf Forests“.

Der flächenrelevante Energieträger für die Zementherstellung ist Braunkohle. Der aktive Braunkohleabbau in Deutschland hat eine Flächeninanspruchnahme von ca. 174.734 ha. 31% davon sind Betriebsfläche (ca. 54.600 ha), 69% (ca. 120.125 ha) sind rekultivierte Flächen, davon 19% Landwirtschaft, 31% Forstwirtschaft, 12% Wasserflächen und 7% sonstige Flächen.

Die Braunkohle, die in Schelklingen verbrannt wird, kommt aus dem rheinischen Braunkohlerevier, welches in der Ecoregion PA0402 „Atlantic Mixed Forests“ liegt.

7.5.1 Produktsystem

Das Produkt Zement wurde nicht über seinen ganzen Lebensweg erfasst, sondern nur seine Herstellung, d.h. vom Steinbruch bis zum Versand. Zement als Baustoff kann viele Nutzungen haben, insofern kann kein allgemein gültiges Nutzungsszenario angegeben werden und entsprechend auch kein Entsorgungsszenario, da dieses von Art und Ort der vorherigen Nutzung abhängig ist. Aus Sicht der Flächeninanspruchnahme und möglicher Einflüsse auf die Biodiversität spielt die Herstellung mit dem Abbau von Gestein und der Energiebereitstellung für das Brennen des Klinkers die ausschlaggebende Rolle. Für die zeitlich begrenzte Inanspruchnahme der Fläche ist es sinnvoll, auch die Transformationsphase zu betrachten. Um die Flächen, die für die Prozesse der Zementherstellung beansprucht werden zu erfassen, wurde eine Ökobilanz nach ISO 14040 (DIN EN ISO 14040 2009) und nach EN 15804 (DIN EN ISO 15804 2014) durchgeführt. Diese Normen legen die Methodik (ISO 14040) und die speziellen Rechenregeln (EN 15804) für Bauprodukte fest.

Wenn die Nutzung des Produkts nicht berücksichtigt wird, sondern nur die Herstellung, kann keine funktionelle Einheit definiert werden auf die sich normalerweise die Berechnungen einer LCA bezieht. Es wird eine Referenzeinheit gewählt. Das ist die Einheit 1 t Zement, auf welche in diesem Projekt die Stoffströme und Wirkungen normiert werden.

Die gewählte Systemgrenze umfasst die Herstellung des Zements einschließlich der Rohstoffgewinnung bis zum versandfertigen Produkt am Werkstor. Die Systemgrenze „vom Steinbruch bis zum Versand“ umfasst

- Bereitstellung von Rohstoffen,

- Bereitstellung von Strom und Wärme, einschließlich Energieträgern,
- Transporte zum Hersteller,
- die Herstellung des Produkts mit Verpackung,
- die vollständige Abfallbehandlung oder die Deponierung der Restabfälle während der Produktion.

Aus Effizienzgründen werden nicht alle Prozesse in der Ökobilanz betrachtet. Die Ökobilanzregeln für Bauprodukte, EN 15804 (DIN EN ISO 15804 2014), nach der diese Bilanz berechnet wurde, legen fest, dass auf der Input-Seite solche Prozesse, die weniger als 1% zur gesamten Inputmasse und den gesamten Energieeinsätzen beitragen, und auf der Output-Seite, Emissionen, die weniger als 1% zu den jeweiligen Umweltauswirkungen beitragen, vernachlässigt werden dürfen. Insgesamt dürfen nicht mehr als 5% der Ströme bzw. Wirkungen in jeder Wirkungskategorie vernachlässigt werden. Bei größeren Datenlücken, müssen begründete Schätzungen gemacht werden.

Folgende Stoffströme wurden bei der Modellierung der Herstellung von Zementklinker vernachlässigt, da sie jeweils < 1% der Gesamtmasse der Stoffströme und insgesamt < 5% betragen:

- Verpackungen: Ein sehr kleiner Anteil des Zementes erreicht den Kunden als Sackware in Säcken aus Papier. Als Verpackungsmaterialien kommen PE-Schrumpffolien (EAK 150102), Holzpaletten (EAK 150103) und Stahlband (EAK 150104) zum Einsatz. Im Rahmen des Interseroh-Systems werden diese Verpackungsmaterialien an die Zementhersteller als Sekundärbrennstoffe zurückgeführt.
- Betonit/Kaolinit (ca. 1,7 kg/t Klinker, dies entspricht ca. 0,1% der Summe der für die Klinkerherstellung eingesetzten Stoffe)
- Ölschiefer (ca. 1,3 kg/t Klinker, das entspricht ca. 0,08% der Summe der für die Klinkerherstellung eingesetzten Stoffe).

Folgende Stoffströme wurden bei der Modellierung der Zementherstellung vernachlässigt, da sie < 1% der Gesamtmasse der Stoffströme und insgesamt < 5% betragen:

- untergeordnete Bestandteile (Filterstäube, Bypassstäube, Chromatreduzierer, Mahlhilfen, Pigmente, Einzelmengen nicht separat erfasst, in Summe ca. 15,6 kg pro t Durchschnittszement, dies entspricht ca. 1,6% der Summe der Einsatzstoffe).

Die folgende Abbildung zeigt die Systemgrenzen des Produktsystems. Die hellgrau dargestellten Elemente wie „andere Energieträger und Gesteine“ und „Verpackung“ fallen unter die Abschneidekriterien.

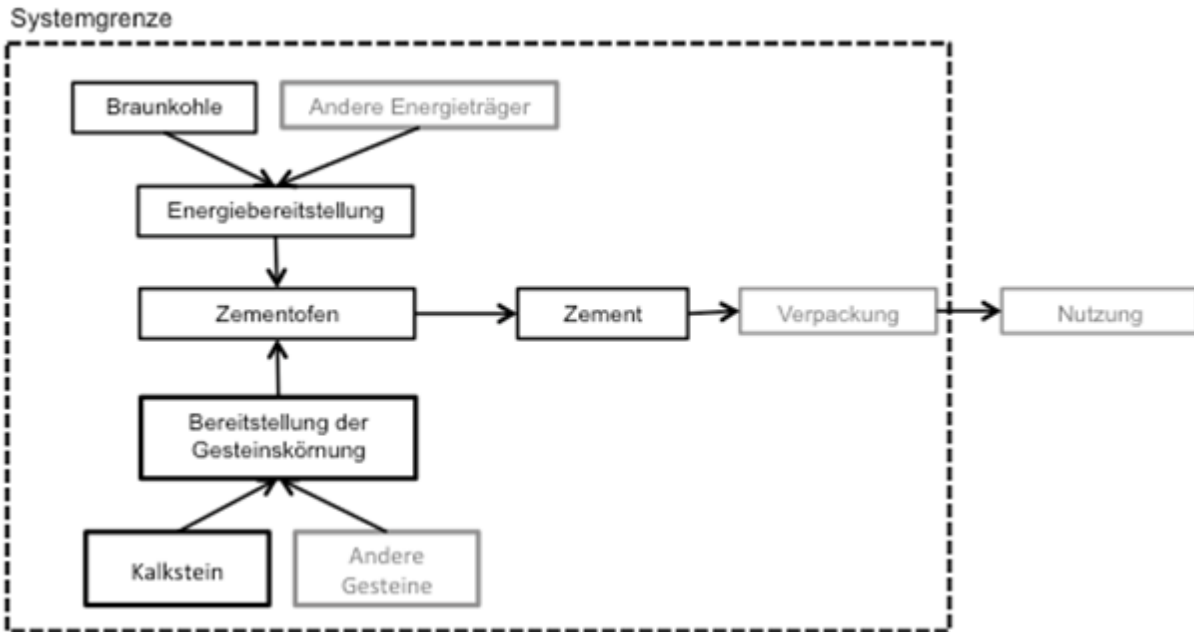


Abbildung 7-18: Schematische Darstellung der Systemgrenzen Zementproduktion

Die wichtigsten Zementrohstoffe Kalkstein, Ton und ihr natürliches Gemisch, der Kalksteinmergel, werden in Steinbrüchen hauptsächlich durch Sprengen gewonnen. Kreide und Ton lassen sich mit Eimerketten-, Schaufelrad- oder Schürfkübelbaggern unmittelbar von der Bruchwand abtragen.

Fahrzeuge befördern das grobstückige Rohmaterial zu Hammerbrechern, in denen es zu Schotter gebrochen wird. Der Schotter kann dann auf Bandförderern vom Bruch in das Zementwerk transportiert werden. Die Rohmaterialkomponenten werden über Dosiereinrichtungen einer Mühle in vorbestimmten Mischungsverhältnissen aufgegeben und zu Rohmehl feingemahlen. Zementklinker wird heute in Deutschland zum überwiegenden Teil (ca. 91%) nach dem Trockenverfahren in Drehrohröfen mit Zyklonvorwärmern hergestellt. Im Vorwärmer wird das Rohmehl von den Abgasen aus dem Drehofen auf $> 800^{\circ}\text{C}$ erhitzt. Das aus der unteren Zyklonstufe des Vorwärmers austretende Material gelangt in den unter $3\text{--}4^{\circ}$ geneigten Drehofen, in dem das Brenngut vom Ofeneinlauf in Richtung des am Ofenauslauf installierten Brenners bewegt wird. In der so genannten Sinterzone erreicht das Brenngut Temperaturen von etwa 1.450°C . An den Ofenauslauf schließt sich ein Klinkerkühler an.

Nach dem Brennen und Kühlen wird der Klinker in Silos oder geschlossenen Hallen gelagert, um Emissionen von Klinkerstaub möglichst zu vermeiden. Zur Herstellung von Zement wird der Klinker allein oder mit weiteren Hauptbestandteilen getrennt oder gemeinsam feingemahlen. Dabei wird dem Mahlgut zur Regelung des Erstarrens ein Sulfatträger zugesetzt. Dazu verwendet man Gips oder Anhydrit aus natürlichen Vorkommen oder aus Rauchgasentschwefelungsanlagen. Der fertige Zement wird meist in Silos gelagert, aus denen er als Sack- oder als Siloware zum Versand kommt.

Jeder der genannten Prozesse wird anhand seiner Flächenproduktivität und Flächenokkupation evaluiert.

7.5.2 Datengrundlage, Annahmen

Das Modell für die Wirkungsabschätzung der Änderung der Biodiversität im Tagebau und Versiegelung gilt in diesem Fallbeispiel sowohl für den Steinbruch als auch für die Braunkohlegrube. Im Prinzip soll das Modell für alle Prozesse, die eine Nutzung des Bodens verhindern, wie z.B. Tagebau, aber auch Flächenversiegelungen, in den Regionen PA0445 und PA0402 anwendbar sein.

Der Transformationsprozess für Steinbrüche und andere Tagebauaktivitäten wird vom Gesetzgeber mit Auflagen zur Renaturierung aus Gründen des Naturschutzes gefordert und z.B. von HeidelbergCement gefördert (HEIDELBERGCEMENT 2008). Er sollte grundsätzlich in der Erfassung der Biodiversitätsänderung berücksichtigt werden. Auf Grund der methodischen Unsicherheit bei der Darstellung von Transformationsprozessen (siehe Kapitel 2.3) wird dieser Abschnitt in der folgenden Analyse nicht betrachtet, sondern lediglich die Okkupation des Steinbruchs bzw. der Braunkohlegrube während der Förderung.

Der Steinbruch oder die Grube wird zum Zeitpunkt t_0 angelegt. Dabei wird die Bodenschicht über dem Untergrund abgetragen, so dass das nackte Gestein oder die Braunkohle ansteht. Während des Abbaus (Brechen und Transportieren), das heißt für die Phase der Okkupation ($t_0 - t_{30}$), wird auf den aktiv bewirtschafteten Flächen das Biodiversitätspotential $BP = 0$ gesetzt.

In einem Steinbruch können jedoch während der Okkupation Teile des Steinbruchs für eine Regeneration freigestellt und nicht bewirtschaftet werden, um später wieder für den Abbau zur Verfügung zu stehen. Im Steinbruch entstehen dadurch sogenannte Wanderbiotope. Sie bieten mit ihren kargen Flächen seltenen Arten in der Region einen Lebensraum. Wanderbiotope erhöhen das Biodiversitätspotential wieder. In den Braunkohlegruben werden während des Abbaus in der Regel keine Flächen für eine Regeneration freigestellt und es entstehen keine Wanderbiotope. Der Tagebau zerstört das Biotop gänzlich, so dass eine Regeneration nur mit Hilfe von expliziten Rekultivierungsmaßnahmen nach der Okkupation stattfinden kann.

In dieser Fallstudie dient als Arbeitshypothese, dass der Steinbruch oder die Grube zum Zeitpunkt t_0 in Betrieb genommen werden. Danach wird der Steinbruch (Annahme) mit $\frac{2}{3}$ der Fläche für 30 Jahre betrieben, d.h. okkupiert (bis zum Zeitpunkt t_{30}). $\frac{1}{3}$ der Fläche des Steinbruchs wird frei gehalten und es bilden sich Wanderbiotope. Da in Braunkohlegruben keine Wanderbiotope frei gehalten werden, und da im Fall der Grube Hambach auch sonst keine Regeneration während des Betriebs stattfindet, entsteht in der Grube kein Zuwachs der Biodiversität. Die Zeitspanne der Okkupation des Steinbruchs und der Grube zur Rohstoffgewinnung währt von t_0 bis t_{30} , also 30 Jahre.

Steinbruch:

Der Steinbruch Schelklingen ist noch in Betrieb. Als einfachster Fall wird in dieser Studie für den Steinbruch und für dessen Regenerations- oder Transformationsphase die natürliche Sukzession ohne Maßnahmen der Rekultivierung angenommen. Auf Basis einer genaueren Kenntnis der Rekultivierungsmaßnahmen kann die resultierende Biodiversitätsänderung in der Transformationsphase spezifischer modelliert werden. In dem Fallbeispiel wird auch eine Variante der Rekultivierung durch Beweidung betrachtet.

Tagebau Hambach:

Im Fall der Braunkohlegrube Hambach findet jetzt noch der Abbau statt. Maßnahmen der Rekultivierung können sehr unterschiedlich angesetzt werden, z.B. als forst- und landwirtschaftlich nutzbare Fläche, als Naturschutzgebiet oder als Seenlandschaft.

Das dieser Fallstudie zugrundeliegende Ökobilanzmodell für Zement wurde für eine Umweltproduktdeklaration (→ Environmental Product Declaration, EPD) (VDZ 2012b) nach EN 15804 (DIN EN ISO 15804 2014) erstellt. Die EPD wurde 2012 veröffentlicht. Das Bilanzierungsmodell wurde vom Verein der Deutschen Zementwerke (VDZ) für die Herstellung eines deutschen durchschnittlichen Portlandzements von 2011 erstellt. Hierfür wurden 93% der deutschen Zementwerke befragt. Die inventarisierten Stoffstromdaten (LCI) stammen von 2010.

Biodiversität ist in der DIN EN ISO 15804 als ein Indikator für die Umweltauswirkungen nicht vorgesehen, wenngleich derzeit intensiv diskutiert wird, diesen Umweltaspekt in den nächsten Jahren aufzunehmen. In der EPD werden nur festgelegte potenzielle Umweltauswirkungen sowie die Inventardaten Energie- und Abfallaufkommen, Einsatz und Anfall von Sekundärstoffen veröffentlicht. Alle Inventardaten sind nicht-öffentliches Eigentum der Hersteller und werden nur dem Prüfer in einem Projektbericht zur Verfügung gestellt. Der VDZ hat der Verwendung des Projektberichts für diese Studie zugestimmt. Flächen wurden vom VDZ nicht inventarisiert, sondern für das Beispiel „Schelklingen“ zusätzlich von der Heidelberg-Cement AG erfragt und eingesetzt. Zusätzlich wurden die Flächen für den deutschen Durchschnitt aus der Literatur abgeschätzt, um die Vereinbarkeit der Datensätze des VDZ und der Datensätze aus GaBi (Thinkstep 1992–2015) für Hintergrundprozesse und Schelklingen für Hauptprozesse) zu prüfen.

Die primären Ökobilanzdaten, (d.h. die Input-Daten) die in diesem Projekt für die quantitative Beschreibung der Zementherstellung in Schelklingen verwendet wurden, stammen direkt aus Schelklingen aus dem Jahr 2013. Die Unterschiede, die sich aus der Datenvergleich zwischen den realen input-Daten und den geschätzten Daten ergeben, sind für das Projekt nicht maßgeblich.

Die Emissionen in die Umwelt (d.h. die Output-Daten) aus den Prozessen wurden hinsichtlich ihrer möglichen Auswirkungen auf die Biodiversität nicht berücksichtigt. Das könnten zum Beispiel Emissionen von Feinstaub oder Emissionen in Grund- oder Oberflächenwasser sein, sowie Bauschutt aus dem Zementprodukt Beton, der auf einer Bauschuttdeponie abgelagert wird. Die Auswirkungen der Emissionen spiegeln sich z.T. schon in den naturschutzrelevanten Indikatoren Versauerung und Eutrophierung wieder. Es hätte den Rahmen des Projekts gesprengt, wenn die Ausbreitungsmodelle der Emissionen und die möglichen Immissionsflächen hierzu aus allen Punktquellen hätten berechnet werden müssen. Grundsätzlich lässt sich die Methode jedoch auch für diese Art der Änderungen der Biodiversität anwenden.

Datengrundlage

Die vorliegenden Daten stammen aus dem Zementwerk Schelklingen. Der Altsand und die Sekundärbrennstoffe für das Brennen des Zements kommen als Abfälle ohne Lasten aus ihrem vorherigen Lebenslauf in das Produktsystem und ihnen wird nach EN 15804 DIN EN ISO 15804 2014 kein Einfluss auf die Biodiversitätsauswirkungen des Produktsystems Zement zugeordnet (potenzielle Recyclingstoffe verlassen das System erst, wenn alle Aufberei-

tungsprozesse bis zum Punkt an dem der Abfall auf dem Markt als Produkt gehandelt wird, berechnet wurden).

Die Masse an Produktionsabfällen von 0,21 kg/t Zement fallen unter die 1% Grenze und werden deshalb im vorliegenden Beispiel nicht berücksichtigt. Dasselbe gilt für die Energieträger Heizöl (Heizung) und Diesel (Transporte während der Herstellung).

Tabelle 7-37: Rohstoffe und Abfälle der Zementproduktion in Schelklingen (keine Freigabe für die durch * ersetzten Daten)

Stoffströme der Rohstoffe und Abfälle	kg/t Zement	%
Kalkstein	*	*
Altsand	*	*
Sand	*	*
Eisenerz	*	*
Sprengstoff	*	*
Feuerfeststein	*	*
Abfälle	*	*
Summe	*	*

Tabelle 7-38: Energiebedarf der Zementproduktion in MJ (keine Freigabe für die durch * ersetzten Daten)

Energiebedarf	MJ/t Zement	%
Braunkohle	*	*
Heizöl	*	*
Diesel	*	*
Sekundärbrennstoffe	*	*
Summe	*	*

Tabelle 7-39: Energieträgerbedarf der Zementproduktion (keine Freigabe für die durch * ersetzten Daten)

Stoffstrom	kg/t Zement	%
Braunkohlestaub	*	*
Heizöl	*	*
Diesel	*	*
Sekundärbrennstoffe	*	*
Summe	*	*

Auf Grund der ermittelten Massen- und Energieströme (Tabelle 7-37 bis Tabelle 7-39) müssen der Rohstoff Kalkstein und der Energieträger Braunkohle auf ihre Relevanz für die Potentialfeldanalyse weiterhin betrachtet werden. Heizöl, Diesel, Altsand und Sekundärbrennstoffe werden nicht betrachtet.

Die Flächenbezogene Sachbilanz wurde für Schelklingen durchgeführt und zum Vergleich und Absicherung der Daten auch für den deutschen Durchschnittszement.

Tabelle 7-40: bewirtschaftete Flächen in Schelklingen

Ort	Abbaufäche [m ²]	rekultiviert/Sukzession [m ²]
Vohrenbronn	7,50·10 ⁵	5,00·10 ⁵
Gerhausen	4,00·10 ⁴	3,50·10 ⁵
Werk	2,63·10 ⁵	0
Summe	1,05·10 ⁶	8,50·10 ⁵
Gesamtfläche	1,90·10 ⁶	

Tabelle 7-41: Flächenproduktivität und Flächenokkupation – Schelklingen (keine Freigabe für die durch * ersetzten Daten)

Input	Fläche/Flächenzeit pro 1 kg Input	Fläche/Flächenzeit pro 1 kg Input	Fläche/Flächenzeit pro 1 t Zement	Fläche/Flächenzeit pro 1 t Zement
	Flächenproduktivität [m ² a/kg]	Flächenbedarf über 30 Jahre [m ² /kg]	Flächenproduktivität [m ² a/t]	Flächenbedarf über 30 Jahre [m ² /t]
Kalkstein	*	*	*	*
Braunkohle	3,08·10 ⁻³	9,24·10 ⁻²	1,17·10 ⁻²	3,52

Tabelle 7-42: Flächenproduktivität und Flächenokkupation (Flächenbedarf) – Durchschnitt Deutschland (keine Freigabe für die durch * ersetzten Daten)

Input	Fläche/Flächenzeit pro 1 kg Input	Fläche/Flächenzeit pro 1 kg Input	Fläche/Flächenzeit pro 1 t Zement	Fläche/Flächenzeit pro 1 t Zement
	Flächenproduktivität [m ² a/kg]	Flächenokkupation über 30 Jahre [m ² /kg]	Flächenproduktivität [m ² a/t]	Flächenbedarf über 30 Jahre [m ² /t]
Kalkstein	1,58·10 ⁻⁵	4,74·10 ⁻⁴	2,59·10 ⁻²	7,77·10 ⁻¹
Braunkohle	3,08·10 ⁻³	9,24·10 ⁻²	1,17·10 ⁻²	3,52

In Schelklingen werden für die Förderung von [keine Freigabe] kg Kalkstein/t Zement (Ressourceneffizienz) ca. 105 ha in Anspruch genommen. Diese Flächen schließen 26,3 ha Werksgelände ein aber nicht 85 ha rekultivierte oder der Sukzession überlassene Flächen. Die Gesamtfläche beträgt ca 190 ha. Die jährliche Zementproduktion in Schelklingen beträgt ca. 1,5 Mio. t Zement, die zu einer Flächenproduktivität von ca. [keine Freigabe] m²a/kg Kalkstein führt. Es wurde eine Förderzeit von 30 Jahren mit konstanter Förderung ange-

nommen. Über diese Zeit würde der Flächenbedarf ca. [keine Freigabe] m²/t Zement betragen.

Die Zementproduktion erfolgte 2011 im deutschen Durchschnitt mit einer Ressourceneffizienz von 1.640 kg Kalkstein/t Zement. Die Jahreszementproduktion betrug 26 Mio. t, d.h. es wurden 42,64 Mio. t Kalkstein abgebaut. Die Fläche, die für diese Produktion in Anspruch genommen wird, beträgt ca. 7.400 ha (wahrscheinlich ohne Werksgebiete). Daraus ergibt sich eine Flächenproduktivität von $1,58 \cdot 10^{-5}$ m²/kg Kalkstein in 1 Jahr. Unter der Annahme konstanter Förderung über 30 Jahre würde der Flächenbedarf ca. 0,78 m²/t Zement betragen.

Die Fläche und die Ressourceneffizienz wurde aus den Umweltdaten der Zementindustrie für 2011 und aus den Angaben für die Umweltproduktdeklaration von deutschem, durchschnittlichem CEM I Zement berechnet.

Die Flächenproduktivität für Braunkohle aus der Lausitz, Mitteldeutschland oder Rheinland beträgt basierend auf Daten von KOHLENWIRTSCHAFT E.V. 2013 $3,08 \cdot 10^{-3}$ m² a/kg Braunkohle. Die Ressourceneffizienz des Schelklinger Zements beträgt [keine Freigabe] kg Braunkohle/t Zement. Daraus ergibt sich eine Flächenproduktivität von [keine Freigabe] m²a/t Zement, die allein durch die Braunkohleförderung verursacht wird. Es wurde eine Förderzeit von 30 Jahren mit konstanter Förderung angenommen. Über diese Zeit würde der Flächenbedarf ca. [keine Freigabe] m²/t Zement betragen.

Validierung der Daten

Die Angaben über die Flächen und die Produktionsmengen gehen direkt in die Festlegung der Flächenokkupation ein. Diese wiederum ist direkt proportional zu den Impacts. Deshalb ist die Qualität dieser Daten wichtig. Während heute in vielen Ökobilanzen noch keine Flächendaten vorliegen, können diese Daten relativ leicht von den Herstellern mit Hilfe von Karten oder GIS recherchiert werden. Der Anreiz dazu war bisher nicht sehr groß, da bisher keine Indikatoren mit einem breiten gesellschaftlichen Konsens vorliegen und beispielsweise in der Normung gefordert werden.

Die Masse- und Energieströme aus Schelklingen sind spezifische Daten, die von HeidelbergCement für 2014 zur Verfügung gestellt wurden. Die Flächendaten der Schelklinger Produktion stammen aus dem Projekt „Nachhaltigkeitsindikatoren für ein integriertes Rohstoff- und Naturschutzmanagement“ (SPADZ 2008).

Für die durchschnittlichen Produktionsflächen von deutschem Portlandzement wurde der Bericht des VDZ „Umweltdaten der deutschen Zementindustrie“ (VDZ 2012a) sowie „Naturschutz und Zementindustrie Teil 1“ (BDZ/VDZ 2001) mit durchschnittlichen Angaben herangezogen. Die Qualität der Flächendaten ist in beiden Fällen geringer als die Qualität der Daten zu den Masse- und Energieströmen.

Die jährliche Produktionsmenge von Zement in Schelklingen stammt aus dem Bericht über die wirtschaftliche Entwicklung von Schelklingen (Wikipedia 2015b) und ist eine sehr allgemeine Angabe. Für den deutschen Durchschnitt stammen die Angaben aus den Umweltdaten der deutschen Zementindustrie und sind sehr detailliert begründet.

Die Flächendaten des Tagebaus von Braunkohle im rheinischen Braunkohlerevier wurden vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW in der Mitteilung „Tagebaue im Rheinischen Braunkohlerevier“ (LANUV NRW 2007) veröffentlicht.

Die Flächendaten für die gesamte Braunkohlegewinnung in Deutschland wurden von Statistik für Kohlewirtschaft e.V. für Dezember 2013 veröffentlicht (KOHLENWIRTSCHAFT E.V. 2013).

7.5.3 Modellierung

Qualitatives Screening

Zur Abschätzung des wesentlichen Flächenbedarfs wurde ein qualitatives Screening durchgeführt, dessen Methodik in Kapitel 3.3 dargestellt wird. Darüber hinaus wird in Kapitel 3.3 das Screening aus der Fallstudie Zement als Beispiel für die Methodik des Screenings an sich verwendet.

Im Rahmen des Screenings wurde festgelegt, dass Flächenokkupationen <10% nicht berücksichtigt werden. Demnach hätte nur die Kalksteingewinnung berücksichtigt werden müssen. Das Screening ergab jedoch hinsichtlich der Datenverfügbarkeit für die Sachbilanz, dass die Braunkohle direkt vom Produzenten ans Werk geliefert wird und somit die Datenverfügbarkeit gut ist. Die Abschneidekriterien sollen den Analyseaufwand begrenzen, aber nicht schon vorhandene Daten unbewertet lassen.

In der konkreten Sachbilanz der Flächen für Schelklingen zeigt sich, dass der Braunkohleabbau hinsichtlich der Flächenokkupation doch einen Anteil von >10% ausmacht (genaue Zahl nicht freigegeben). Zusammenfassend wird für die Berechnung des Wirkungsindikators zur Abschätzung der Biodiversitätsänderung für 1 t Zement in Schelklingen die Änderung hinsichtlich des Steinbruchs und der Nutzung von Braunkohle berücksichtigt.

7.5.4 Modellierung und Ergebnisse

Berechnung des Biodiversitätsimpacts

Zwei Biodiversitätsbeitragsfunktionen mit den Bezeichnungen Wanderbiotop und Seltenheit werden angenommen. Ein Wanderbiotop ist eine Fläche, die an unterschiedlichen Orten des Steinbruchs seltenen Arten Lebensraum bietet. Den Effekt eines Wanderbiotops kann man vergleichen mit dem Effekt einer Öffnung in einem Naturschutzgebiet, die durch natürliche Prozesse wie Brände, Windbruch oder Krankheiten zustande kommt. Solche Öffnungen können zusätzliche, andersartige, Lebensräume bieten.

Die beiden Biodiversitätsbeiträge werden einzeln berechnet und dann miteinander multipliziert. Sie bilden zusammen den Parameter: „Aufwertung des Umfelds“. Gemeint ist der Beitrag der Abbaufäche zur Biodiversität in der Region durch die Unterbrechung der typischen Landschaft mit dort seltenen Biotopen. Wenn keine Wanderbiotope oder offen gelassene Anteile an der Abbaufäche vorliegen, wird typische Landschaft nicht unterbrochen, also vielfältiger gemacht. Gleichzeitig gilt: Wenn sehr viele ähnliche Wanderbiotope vorhanden sind, sind sie im Kontext der Region nichts Besonderes. Nur wenn Wanderbiotope (a) vorhanden sind und (b) Besonderheitswert im regionalen Kontext aufweisen, ist der Biodiversitätsbeitrag beider Parameter hoch.

Wanderbiotop

Je mehr Fläche in einem Steinbruch als Wanderbiotop ausgewiesen ist, desto höher ist der Beitrag für die Biodiversität. Der Zuwachs an Biodiversität wird geringer je mehr Fläche schon als Wanderbiotop besteht. Es wird die einfache Sättigungskurve aus Kapitel 4.1 verwendet, die im Zuge der Erstellung der Fallstudie für Papier für PA0402 Atlantic Mixed Forests erstellt und auf diese Studie übertragen wurde.

Im Fall Schelklingen liegen etwa 33% als Brachfläche oder Wanderbiotop vor. Das entspricht einem Biodiversitätsbeitrag durch Wanderbiotope von 96%.

Seltenheit

Als Seltenheitsparameter bezeichnen wir den Anteil ähnlicher Flächen wie den Flächentyp der untersuchten Fläche an der Gesamtfläche eines Umkreises von 20 km (siehe Kapitel 4.1). Der Parameter wird hier für PA0402 Atlantic Mixed Forests verwendet und für die Betrachtung des Steinbruchs auf PA0445 Western European Broadleaf Forests übertragen. Die Kurve ist eine Abklingkurve (siehe Abbildung 4-3).

Daten für den Steinbruch Vohrenbronn

Referenzfläche 20 km Radius: 125.664 ha (Da die Fläche des Steinbruchs (101 ha) klein ist im Verhältnis zur untersuchten Gesamtfläche, wird der Kreismittelpunkt in den Steinbruch gelegt).

Tabelle 7-43: Steinbruchflächen im Umfeld von und einschließlich Vohrenbronn

Steinbrüche	Steinbruch ähnliche Flächen* im 20 km Radius in ha	% der Fläche des 20 km Radius (125.664 ha)	Biodiversitäts-Beitrag Seltenheit in %
Vohrenbronn	101	0,08	
Allmendingen 3,5 km	140	0,11	
Blaubeuren Altental 4,8 km	60	0,05	
Blaubeuren Gerhausen 4,6 km	110	0,09	
Blaustein Wippingen 9,4 km	100	0,08	
Blaustein Herrlingen 12,3 km	100	0,08	
Blaubeuren Weidach 12 km	100	0,08	
Summen	711	0,57	94%

*Diese Flächenzahlen sind bis auf die Fläche für Vohrenbronn aus Google Maps April 2015 geschätzt und müssten mit besseren Karten oder GIS Auswertung berichtigt werden.

Daten für den Braunkohletagebau Hambach

(Quelle: LANUV NRW 2007)

	Gesamtfläche
Referenzfläche 20 km Umkreis in ha	125.664

Tabelle 7-44: Abbauflächen im Umfeld von und einschließlich Hambach

Braunkohle Tagebau, alle Flächen in ha	Fläche Hambach	ähnliche Flächen in 20 km Radius	% der Fläche des 20 km Radius	Biodiv-Beitrag Seltenheit %
Hambach	8.532	8.532	6,78	
Garzweiler Bergheim, Fortuna		8.400	6,68	
Inden		4.700	3,74	
Summen		21.632	17,20	11%

Für den Steinbruch ergibt sich eine „Seltenheit“ von 0,57% ähnlicher Flächen im Umkreis von 20 km. Das entspricht einem Biodiversitätspotential Seltenheit von 94%.

Für die Braunkohle ergibt sich eine „Seltenheit“ von 17,2% ähnlicher Flächen im Umkreis von 20 km. Das entspricht einem BP Seltenheit von 11%.

Anzahl der Lebensräume

Die Anzahl der Lebensräume bzw. Habitattypen wird hier zur Bewertung von Prozessen verwendet, welche andere, nicht-abtragende Nutzungen des Bodens verhindern, wie etwa Steinbrüche, Tagebaue oder Bodenversiegelung (siehe Kapitel 4.1). Der Parameter ist ähnlich gelagert wie der Seltenheitsparameter und trägt ebenfalls zur Aufwertung des Umfelds bei. Die Einteilung in fünf Stufen lässt sich nach den Hauptkriterien und mit Hilfe der Erläuterung und Beispiele aus Literaturangaben schätzen (Tabelle 4-2 aus Kapitel 4.1 wird an dieser Stelle wiederholt).

Der Schelklinger Steinbruch wird auf der Basis der Angaben im Pilotprojekt von Heidelberg-Cement im Zementwerk Schelklingen zu Nachhaltigkeitsindikatoren für ein integriertes Rohstoff- und Naturschutzmanagement der Stufe „hoch“ mit 75% zugeordnet (HEIDELBERGCEMENT 2008). Die Fläche des Braunkohletagebaus wird der Stufe sehr niedrig mit 0% zugeordnet.

Tabelle 7-45: Bewertungsstufen Naturschutzpotential Abbaustätten d. Zementindustrie Quelle: (BDZ/VDZ 2003)

Aggregierte 5-stufige Bewertung	Kriterien	Beispiel
Sehr hoch Beitrag 100%	Abbaustätten mit besonderer, gesamtstaatlicher Bedeutung für seltene und gefährdete Arten. Refugialraum für Arten, Lebensgemeinschaften, Biotop- und Vegetationstypen, die in der Kulturlandschaft weitgehend verschwunden sind. Oligotrophe Ökosysteme mit Spitzenarten der Roten Listen. Hohe Bedeutung für den Biotopverbund. Im Vergleich zum Umfeld sind die Artenzahlen erhöht.	Bsp.: Vorkommen von Arten oligotropher Kalkflachmoore (außerhalb des Alpenvorlandes) und Kalk-Magerrasen. Arten- und individuenreiche Fledermauskolonien in Stollenanlagen
Hoch Beitrag 75% Steinbruch Schelklingen	Abbaustätten mit überörtlicher und regionaler Bedeutung für den Arten und Naturschutz. Ausweichbiotop für Arten der umliegenden Kulturlandschaft. Bedeutung für den Biotopverbund und Vernetzungsfunktion für Teilpopulationen des Umfeldes. Im Vergleich zum Umfeld sind vergleichbare Artenzahlen vorhanden. Hoher Anteil stenöker Arten.	Orchideenreiche Magerrasen und Magerraseninitialen in Teilbereichen der Abbaustätten. Libellenvorkommen in ephemeren Steinbruchgewässern
Mittel Beitrag 50%	Gebiete mit örtlicher Bedeutung für den Arten- und Naturschutz. Oligotrophente Arten und Arten der Roten Liste sind selten. Abbaustätten besitzen nur mittlere bis geringe Funktion als Ausweichbiotop. Die Artenzahlen sind im Vergleich zum Umfeld geringer. Euryöke Arten überwiegen.	Vorwiegend euryöke und individuenarme Vorkommen von Laufkäfern in betriebenen Steinbrüchen
Gering Beitrag 25%	Abbaustätten mit geringer örtlicher Bedeutung für den Arten- und Naturschutz. Wertgebende Arten fehlen vollständig. Die Artenzusammensetzung ist im Vergleich zum Umfeld stark verringert. Stenöke Arten fehlen weitgehend. Geringe bis keine Funktion als Ausweichbiotop.	Artenarme Heuschreckenvorkommen in betriebenen Steinbrüchen mit geringem Anteil an temporär stillgelegten bis stillgelegten Teilbereichen
Sehr gering Beitrag 0% Braunkohle Tagebau	Abbaustätten ohne Bedeutung für den Arten- und Naturschutz. Es sind keine oligotrophen Systeme mit wertgebenden Arten vorhanden. Die Artenzahlen im Vergleich sind zum Umfeld stark verringert bzw. Arten fehlen weitgehend.	Bsp.: Keine autochthonen Fischvorkommen in Steinbruchgewässern betriebener Abbaustätten.

Berechnung des Biodiversitätsimpacts der Aufwertung des Umfelds für Steinbruch und Tagebau

Für die Berechnung des Biodiversitätsimpacts für „Aufwertung des Umfelds“ werden die Ergebnisse der Beitragsfunktionen „Wanderbiotop“ und „Seltenheit“ durch Multiplikation aggregiert. Damit kann auch der Seltenheitswert nicht zum Tragen kommen, wenn kein Wanderbiotop vorliegt und umgekehrt. Zu diesem Produkt wird der Ergebniswert der Klassifikation „Anzahl der Teillebensräume“ addiert und ein Mittelwert aus „Anzahl der Teillebensräume“ und „Aufwertung des Umfelds“ gebildet. Das trägt dem Sachverhalt Rechnung, dass die Bewertung der Teillebensräume wie die „Aufwertung des Umfelds“ stark auf die Seltenheit von Arten abhebt. Damit kann aber auch die teilweise Besiedlung von Flächen berücksichtigt werden, die keine Wanderbiotope ausbilden können.

Tabelle 7-46: Berechnung des Biodiversitätspotentials "Aufwertung des Umfelds"

Beitrag Aufwertung = ((Beitrag Wanderbiotope * Beitrag Seltenheit) + Beitrag Anzahl Teillebensräume)/2		Biodiversität
<u>Steinbruch Vohrenbronn</u>		
Aufwertung		83%
Wanderbiotope	33% der Fläche ist Wanderbiotop	96%
Seltenheit	0,57% der Fläche ist gleich	94%
Teillebensräume		75%
<u>Braunkohle</u>		
Aufwertung		0%
Wanderbiotope	0% der Fläche ist Wanderbiotop	0%
Seltenheit	17,2% der Fläche ist gleich	11%
Teillebensräume		0%

Tabelle 7-47: Berechnung von ΔQ "Aufwertung des Umfelds"

$\Delta Q = Q_t - Q_{ref}; \quad Q_{ref} = EF$	EF	Q
$Q(\text{Aufwertung}) = EF * \text{Biodiv-Beitrag (Aufwertung)}$		
Steinbruch Vohrenbronn in Ecoregion "Western European broadleaf forests." $EF_{PA0445} = Q_{ref} \text{ Steinbruch}$	1,262	
Braunkohle Tagebau Rheinisches BK Revier in "Ecoregion PA 0402 atlantic mixed forests" $EF_{PA0402} = Q_{ref} \text{ Braunkohle}$	1,284	
Q Aufwertung Steinbruch		1,05
Q Aufwertung Braunkohle		0,00
ΔQ Aufwertung (Steinbruch)		-0,21
ΔQ Aufwertung (Braunkohle)		-1,28

Erläuterung zu der Gleichsetzung $Q_{ref} = EF$ in Tabelle 7-47: Nach Kapitel 3.2.1 und 3.2.5 ist der höchste mögliche Wert für das Biodiversitätspotential innerhalb einer Ecoregion $BP = 1$. Nach Kapitel 3.2.4 wird das regionale Biodiversitätspotential mit dem Ecoregion-Faktor EF gewichtet. Das Qualitätsniveau im Referenzzustand Q_{ref} entspricht also in seinem Wert dem Ecoregion-Faktor EF.

Tabelle 7-48: Berechnung des Impact von "Aufwertung des Umfelds" (keine Freigabe für die durch * ersetzten Daten)

Impact= $\Delta Q \cdot A \cdot \Delta t$	Flächenzeit pro 1 t Zement [m ² a/t]	Impact pro 1 t Zement
Impact Steinbruch Aufwertung	*	*
Impact Braunkohle Aufwertung	*	*

Mit den konkreten Zahlenwerten der Ergebnisse wären Rückschlüsse auf die eingangs erwähnten vertraulichen Daten möglich. Daher ist es leider nicht möglich, numerische Ergebnisse zur Fallstudie Zement zu berichten.

Methodenkritik

Als wesentliche Erkenntnis aus der Durchführung der Fallstudie lässt sich festhalten: Die Parameter, welche für die Beschreibung der Biodiversität auf einem Flächenelement herangezogen werden, unterscheiden sich auch innerhalb einer Ecoregion z.T. erheblich nach Landnutzungsarten. Die biogeographischen Unterschiede beispielsweise zwischen den Ecoregions PA0402 „Atlantic Mixed Forests“ und PA0445 „Western European Broadleaf Forests“ sind zwar groß genug für den WWF, um zwei verschiedene Ecoregions zu definieren. Dennoch ist zu erwarten, dass die Parameter etwa für landwirtschaftliche Prozesse sich zwischen den Ecoregions kaum unterscheiden. Auch für Abbauprozesse ist eine gewisse Kongruenz der Parameter zu erwarten. Die Unterschiede liegen also vermutlich eher zwischen Landnutzungsarten vor als zwischen Ecoregions. Dies sind zum Abschluss des Vorhabens aber nur plausible Vermutungen – hier liegt weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf.

8 Diskussion

In Kapitel 8 erfolgt zum Abschluss dieses Berichts eine zusammenfassende Bewertung der bisherigen mit Biodiversity Impact Assessment erzielten Ergebnisse. Dabei wird neben den numerischen Ergebnissen auch auf die Anwendbarkeit der Methode eingegangen.

Grundsätzlich bietet die hier vorgestellte Methode Biodiversity Impact Assessment einen offenen Umgang mit der Unschärfe der Definition eines Schutzgutes. Dies ist ein zentraler Aspekt des Ansatzes, der hier zwar auf das Schutzgut Biodiversität fokussiert, jedoch auch für die Betrachtung anderer Schutzgüter eine methodische Grundlage bilden könnte. Durch diese Offenheit wird eine sehr viel umfassendere und transparentere Beschreibung ermöglicht als bei Ansätzen, die der genannten Unschärfe mit rein numerisch-empirischen Methoden begegnen. Die Definition des Schutzgutes darf über verschiedene Ecoregions stark variieren. Die Einschränkung auf Artenreichtum oder ähnlich tangible Aspekte von Biodiversität, auf die sich andere Ansätze beschränken, ist aufgehoben. Damit wird eine wesentlich breitere Erfassung der Biodiversität ermöglicht. Biodiversity Impact Assessment bietet somit nicht nur den Mehrwert einer nachvollziehbaren Betrachtung eines vielschichtigen und zunächst qualitativ bewerteten Untersuchungsgegenstands, sondern erhöht auch die Tiefe der Betrachtung.

So ermöglicht Biodiversity Impact Assessment eine feinere Abstufung bei der Berechnung von Einwirkungen auf die Biodiversität (im Sinne einer stufenlosen Quantifizierung) als dies andere Ökobilanzierungs-Ansätze ermöglichen (s. z.B. De BAAN et al. 2012 sowie Ansätze basierend auf KÖLLNER 2000, KÖLLNER 2003, KÖLLNER 2007 a und KÖLLNER 2007 b). Hieraus ergibt sich jedoch ein hoher Datenbedarf, bzw. auf Grund der feinen Abstufung ein hoher Anspruch an die Datenqualität. Der Aufwand in der Anwendung ist höher als bei z.B. DE BAAN et al. 2012, denn für letzteren Ansatz werden nur relativ grobe Landnutzungsklassen benötigt. Der Aufwand von Biodiversity Impact Assessment ist aber niedriger als wenn mit dem Ansatz von de Baan et al. derselbe Detailgrad erreicht werden sollte, denn Erhebungen von Artenzahlen wären deutlich aufwändiger. Während andere Ansätze auf den Aspekt der Landnutzungsart fokussieren, müssen für Biodiversity Impact Assessment für jede zu berücksichtigende Ecoregion ortsspezifische Parameter betrachtet werden (dies sind je nach Ecoregion etwa 10 Parameter). Für den Entwickler von Potentialfeldern ergibt sich somit die Herausforderung, umfangreiche und relativ detaillierte Informationen über Landnutzungsprozesse erheben zu müssen. Diese sind in der benötigten Form oftmals nicht über Statistiken abrufbar, sondern können nur über Experteninterviews oder der eigenen qualifizierten Einschätzung und Einbindung von Literaturquellen gewonnen werden. Können Daten nicht direkt für die betroffene Region erhoben werden, muss die Übertragbarkeit anderer Daten auf diese Region kritisch hinterfragt werden (z.B. die Übertragung der Flächenannahme in der Fallstudie Basisausstattung auf Fördergebiete innerhalb und außerhalb Russlands und die Verwendung australischer Daten für andere Förderregionen weltweit).

Der Methode der Ökobilanz ist es eigen, als Ergebnis auf eine funktionelle Einheit aggregierte Werte auszuweisen. Als Folge werden auch in Biodiversity Impact Assessment alle berechneten Biodiversitätsaspekte aggregiert und ergeben einen einzelnen Wert. Dies impliziert jedoch auch, dass hierbei Aspekte miteinander aufaggregiert werden, die sehr unter-

schiedliche Aussagen treffen (wie z.B. Düngemiteleininsatz und Konnektivität). Diese Bündelung ist aber für die Anbindung an die Ökobilanz unumgänglich. Vorteil der vorgestellten Methode ist, dass die Mechanismen der Aggregierung offengelegt werden und somit nachvollziehbar sind. Zudem ist der aggregierte Wert ein vielfach nachgefragtes Instrument für internes und externes Benchmarking von Unternehmen gegenüber anderen Vertretern der Branche und bietet Unternehmensvertretern die Möglichkeit, Ergebnisse von Experten besser zu kommunizieren. Als Stärke der Methode kann zudem genannt werden, dass es öffentlichen Steuerungsorganen, wie z.B. gesetzgebenden Organen, möglich ist, auf mehreren Ebenen gezielt Einfluss auf bestimmte Aspekte des Rahmenwerks zu nehmen. So ist es zum Beispiel möglich, zu betrachtende Parameter und deren Potentialfunktionen festzulegen. Darüber hinaus könnten Vorgaben für Aggregationsmechanismen vorgegeben werden.

Für das in Kapitel 2.3 dargestellte UNEP/SETAC Rahmenwerk (MILÀ I CANALS et al. 2007) ist die Datenerhebung für die Okkupation in der Regel praktikabel. Für Prozesse, deren Wirkungen zum größten Teil über langfristige Qualitätsänderungen zustande kommen, sind Fläche, Zeit und Qualitätsdifferenz jedoch eventuell kaum zu schätzen. So hat sich z.B. in der Fallstudie Zement (Kapitel 7.5) gezeigt, dass die beanspruchte Fläche beim Tagebau über die Zeit variiert und daher besonders schwierig festzulegen ist.

Methodisch kann in Frage gestellt werden, inwiefern die Annahme des UNEP/SETAC Rahmenwerks (MILÀ I CANALS et al. 2007) zutreffend ist, dass zwischen Fläche, Zeitverlauf und der Änderung der Qualität eine lineare Aggregierbarkeit besteht. Betrachtet man z.B. den Aspekt der Erlebbarkeit von Landschaften als gewünschtes Umweltschutzziel, fällt auf, dass diese Linearität nicht gegeben ist. Wird Erlebbarkeit in einer Region über einen relativ kurzen Zeitraum eingeschränkt, z.B. über zwei Jahre, ist es den Menschen dennoch vorher und nachher möglich die Natur dieser Region zu erleben. Theoretisch ist somit niemand von der grundsätzlichen Erlebbarkeit ausgeschlossen. Wird die Erlebbarkeit jedoch über einen sehr viel längeren Zeitraum eingeschränkt, z.B. über 20 Jahre, ist es gegebenenfalls vielen Menschen, wenn nicht einer ganzen Generation unmöglich, Natur in dieser Region zu erleben. Nach dem UNEP/SETAC Rahmenwerk wäre in diesem Beispiel der durch die langfristige Einschränkung verursachte Schaden zehnmal so hoch wie der durch die kurzfristige Einschränkung hervorgerufene. Es kann jedoch argumentiert werden, dass der Schaden, einer ganzen Generation Naturerlebbarkeit in einer bestimmten Region vorzuenthalten, wesentlich einschneidender ist. Aus dieser Überlegung ergeben sich zunächst keine unmittelbaren Auswirkungen auf die Methode Biodiversity Impact Assessment oder ihre Komponenten.

Die in diesem Bericht vorgestellte Methode Biodiversity Impact Assessment wurde in unterschiedlichen Fallstudien angewendet. Dabei wurde sie zunächst im Ansatz entwickelt und dann durch die Fallstudien weiterentwickelt und getestet. Der Ansatz reift in der Reibung mit der Praxis. Ziel war die praktische Erprobung des Ansatzes und die Entwicklung von Potentialfeldern für eine möglichst große Breite von Produkten und Ecoregions. Die Herangehensweise war dabei für die Fallstudien teils sehr unterschiedlich. So wurde zum Beispiel für die Fallstudie Basisaustattung in Kapitel 7.1 zunächst die Methode nach DE BAAN et al. 2012 in modifizierter Form zur Anwendung gebracht, während in der Fallstudie Zement in Kapitel 7.5 eine sehr branchenspezifische Betrachtung gewählt wurde. Die Fallstudie Fleisch in Kapitel 7.3 zeigte eine Besonderheit in der umfangreichen Datengrundlage, da die Produktion unterschiedlicher Futtermittel berücksichtigt werden musste. Es konnte gezeigt werden, welchen Mehrwert der Ansatz von Biodiversity Impact Assessment gegenüber anderen Metho-

den anbietet, aber auch welche Herausforderungen die Weiterentwicklung und Anwendung in sich birgt.

Ziel der vorgestellten Methode ist es, für jede Ecoregion allgemeingültige Parameter abzuleiten und festzulegen. Bei der Durchführung der Fallstudien hat sich jedoch gezeigt, dass eine primär fallstudien- und damit branchenspezifische Auswahl der Parameter getroffen wurde, weil eine allgemeine Beschreibung der Biodiversitätswirkungen unterschiedlicher Branchen in kaum einer Ecoregion möglich war. Dies zeigt sich z. B. an der Fallstudie Fleisch (Kapitel 7.3), in der stark agrar-bezogene Parameter betrachtet wurden, und an der Fallstudie Zement (Kapitel 7.5), in welcher vor allem Parameter betrachtet wurden, die sich speziell auf Bergbau beziehen.

Eine weitere Herausforderung ist die passende Allokation des Einflusses auf die Biodiversität. Z.B. müsste in der Fallstudie „Basisausstattung“ (Kapitel 7.1) eine genauere Allokation auf die Förderung von Erdöl und Erdgas vorgenommen werden. Außerdem wäre im Fall Bergbau eine genaue Allokation auf alle in der jeweiligen Miene geförderten Rohstoffe (z.B. außer Uran auch Kupfer, Gold und Silber) wünschenswert.

Darüber hinaus kann diskutiert werden, ob mit der Auswahl der Parameter immer zielführende Aussagen getroffen werden können. Evtl. sind zielführende Aussagen nur in einem beschränkten Kontext gültig. Es stellt sich z.B. die Frage, inwiefern die Auswahl des Parameters „Biomasseentnahme“ für Agrarsysteme angemessen ist, die auf eine sehr hohe Nettoprimärproduktion eingestellt sind und somit die Aufgabe haben, hohe Biomasseentnahmen zu ermöglichen. Zwar ist es richtig, dass Ökosysteme, aus denen ständig ein großer Anteil der Nettoprimärproduktion entnommen wird, offensichtlich stark genutzt werden. Übernutzung ist ein oft genannter Treiber für Biodiversitätsverlust (MEA 2005). Wie jedoch eine geringe Biomasseentnahme bewertet werden soll, ist unklar. Zumindest in Deutschland wird für die wenigen natürlichen und sehr naturnahen Flächen die Erhaltung dieses Zustands angestrebt. Daraus würde folgen, dass jede Biomasseentnahme die Biodiversität senkt. Auf Flächen, die schon lange extensiv genutzt werden (sprich: deren Ökosystem sich durch ständige, geringe Ausdünnung bzw. Verjüngung erst gebildet hat), ist dagegen oft die Fortsetzung der extensiven Nutzung sowohl gegenüber einer Intensivierung als auch gegenüber der Nutzungsaufgabe bevorzugt.

Im Rahmen der Fallstudien zeigte sich, dass die Biodiversitätswirkung von Agrarsystemen oft mehr oder weniger in der Mitte zwischen den Extremwerten 0 und 1 liegt. Dies ist eine Folge der sehr allgemeinen Ausrichtung des Biodiversity Impact Assessment. Die Methode soll die ganze Bandbreite an Landnutzungsprozessen abdecken, die in jeder Ecoregion auftreten. Gegenüber beispielsweise der großflächigen Versiegelung weist auch eine in Intensivlandwirtschaft gehaltene Fläche ein vergleichsweise hohes Biodiversitätspotenzial auf.

Ein grundlegender Aspekt bei der Anwendung der Methode ist die Fokussierung auf Effizienz (bezogen auf Massenbilanz und Flächenzeitbilanz). Damit ist gemeint, dass die Umweltwirkung im Rahmen einer Ökobilanz pro Produkteinheit (bzw. pro Nutzeneinheit eines Produkts) beschrieben wird. Die Gesamtwirkung aller Produkteinheiten wird in aller Regel nicht betrachtet. Dieses Prinzip gilt auch für die Landnutzung und das Projektteam wurde bei verschiedenen Gelegenheiten auf die Relevanz des aggregierten Impacts (Effektivität) hingewiesen. In einigen Fällen ist die intensive landwirtschaftliche Produktion effizienter als die extensive. Es kann u.U. effektiv sein, intensiv auf kleiner Fläche zu wirtschaften und die Flä-

chen, die dank der effizienten Produktion nicht benötigt werden, dem Naturschutz zu überlassen. Man kann die Fokussierung der Ökobilanzierung auf Effizienz als grundsätzliche Schwäche ansehen. Ansätze zur Adressierung von Effektivität in der Ökobilanzierung gibt es. Sie funktionieren entweder über eine Erweiterung des Untersuchungsrahmens (konsequentielle Modellierung) oder über eine Bewertung nach der Wirkungsabschätzung (ökologische Knappheit) und bringen in aller Regel ihrerseits eine Reihe spezieller Schwierigkeiten in Theorie und Anwendung mit sich. Biodiversity Impact Assessment als Methode für die Wirkungsabschätzung ist grundsätzlich mit verschiedenen Definitionen des Untersuchungsrahmens einer Studie und mit verschiedenen nachgeschalteten Bewertungsansätzen kompatibel und wäre daher auch mit den vorgenannten Ansätzen kompatibel. Festzuhalten bleibt, dass sich der in manchen Fällen auftretende Widerspruch zwischen Effizienz und Effektivität im Rahmen der hier vorgestellten Methodenentwicklung nicht im Rahmen der Wirkungsabschätzung beheben lässt. Im Rahmen der Inventarmodellierung ist dies ggf. mit entsprechendem Aufwand möglich, indem die Fragestellung einer Ökobilanz-Studie weit genug gefasst wird. Die Diskussion unterschiedlicher Möglichkeiten, auf Inventarebene Effektivität anstelle von Effizienz zu adressieren, ist jedoch nicht Gegenstand dieses Berichts.

Für die Anwendung in der Praxis kann zusammengefasst werden, dass die Methode Biodiversity Impact Assessment zur Erfassung und zum Monitoring der Biodiversitätsperformance der Herstellung von Produkten geeignet ist. Dies ist vor allem für Unternehmen nutzbar, die sich um eine positive Entwicklung der Umweltwirkungen ihrer Produkte bemühen und Erfolge messen und kommunizieren möchten. Zudem können sie feststellen, welche Bereiche ihrer Wertschöpfungskette die höchsten oder niedrigsten Wirkungen auf Biodiversität haben und somit Verbesserungspotentiale identifizieren.

Eine Einschränkung der Anwendbarkeit ergibt sich zunächst aus der limitierten Verfügbarkeit von Potentialfeldern für die einzelnen Ecoregions. Zudem sind die in den Fallstudien entwickelten Potentialfelder, wie oben bereits erläutert, teils sehr Branchen-spezifisch und somit nicht immer übertragbar. Dies stellt eine relativ hohe Initialhürde für die Anwendung dieser Potentialfelder dar, da die Entwicklung der Potentialfelder aufwendig ist. Des Weiteren müssen Standards der Anwendung erarbeitet und dabei verstärkt auch Methoden der empirischen Sozialforschung einbezogen werden. Die bestehenden Potentialfelder müssen weitergehend naturschutzfachlich überprüft und überarbeitet werden sowie für weitere Regionen ergänzt werden. Es konnten im Rahmen dieses Projektes nur wenige Produkte als Basisausstattung vorgestellt werden. Wünschenswert wäre hierfür indessen eine dreistellige Anzahl von Produkten bzw. Landnutzungsprozessen, die den Grundbedarf der meisten Ökobilanzierer weitestgehend abdecken.

9 Ausblick

Kapitel 9 gibt einen Ausblick auf weitere Anwendungs- und Entwicklungsmöglichkeiten der Methode Biodiversity Impact Assessment.

Die Methode Biodiversity Impact Assessment wurde im Rahmen des vorgestellten Projekts entwickelt und erstmalig in Fallstudien angewendet. Die Anwendungen zeigten, dass die Methode grundsätzlich geeignet ist, Aktivitäten abzubilden, die positiv oder negativ auf die Biodiversität wirken.

Deutlich wurde durch die Anwendung in den Fallstudien auch, dass es weiterer Entwicklung bedarf, um die Methode breit in der Ökobilanz zu etablieren. Insbesondere müssen Standards der Anwendung erarbeitet und dabei auch verstärkt Methoden der empirischen Sozialforschung einbezogen werden. Die aufgestellten Biodiversitätspotentiale müssen vertieft naturschutzfachlich verifiziert und validiert sowie für weitere Regionen ergänzt werden. Ebenso muss die vorliegende Basisausstattung überprüft und für weitere Branchen und Produkte, wie erneuerbare Energien oder dem Entsorgungs- und Bausektor erweitert werden. Daher ist es von großer Bedeutung, dass die Methode in weiterführenden Forschungs- und Entwicklungsprojekten ausgebaut und in die Praxis überführt wird.

Langfristig wäre zur Verbreitung und Weiterentwicklung der Methode die Erstellung eines Registers für Potentialfelder denkbar, die eine Art Austauschplattform für Anwender und Entwickler bilden könnte. Entwickler könnten die von ihnen erstellten Potentialfelder zentral erfassen und durch ein Qualitätskontrollsystem prüfen lassen und Anwender die zur Verfügung gestellten Daten und Funktionen abrufen und nutzen. Dies wäre zunächst für die Nutzung der Informationen durch andere Wissenschaftler zum Zweck der weiteren Methodenentwicklung und für den Ausbau der Datenbasis denkbar.

Das Biodiversity Impact Assessment wurde zur Anwendung im Rahmen von Ökobilanzen DIN EN ISO 14040 2009 und DIN EN ISO 14044 2006 entwickelt. Eine wichtige Anwendungsmöglichkeit des Biodiversity Impact Assessments ist die Integration fertiger Datensätze in etablierte Ökobilanz-Datenbanken. Die bekanntesten sind Ecoinvent, GaBi und die ELCD-Datenbank der Europäischen Kommission. Die Datenbankanbieter sehen sich zurzeit verstärkt mit der Nachfrage insbesondere der Wirtschaft nach Biodiversitäts-Bewertungsmethoden konfrontiert. Über die Bereitstellung von Datensätzen für Datenbanken besteht eine große Chance, dass das Biodiversity Impact Assessment in Zukunft auch von Ökobilanz-Anwendern aus der Wirtschaft im Rahmen von Produktökobilanzen bzw. in der Produktentwicklung genutzt wird.

Der Aufwand der wirklich breit angelegten Datengenerierung muss letztlich in der Anwendung geleistet werden. Je mehr Fallstudien/Pilotanwendungen vorliegen, desto einfacher wird es, Unternehmen von der Praktikabilität der Methode zu überzeugen und in weiteren Studien den Datenbestand zu erweitern. In der Zukunft sollen Wirkungen auf die Biodiversität standardmäßig in Ökobilanzen ausgewertet werden, so wie es heute bereits mit Treibhausgasemissionen und dem Verbrauch energetischer Ressourcen der Fall ist.

10 Literaturverzeichnis

- ALKEMADE et al. 2009: Alkemade, R., van Oorshot, M., Miles, L., Nellesmann, C., Bakkenes, M., ten Brink, B.; GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems*, April 2009, Volume 12, Issue 3, S. 374-390.
- ALLEN et al. 2015: Allen, B.L., Allen, L.R., Leung, L.K-P.: Interactions between two naturalised invasive predators in Australia: are feral cats suppressed by dingoes? DOI: 10.1007/s10530-014-0767-1. *Biological Invasions*, Vol. 17, Issue 2, S. 761-776.
- BAITZ 2007: Baitz, M.: We seldom think of what we have, but always think of what we miss. DOI: 10.1065/lca2007.02.311. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 12 No. 2, S. 77-78.
- BDZ/VDZ 2001: Bundesverband der Deutschen Zementindustrie e.V. / Verein Deutscher Zementwerke e.V.: Naturschutz und Zementindustrie – Projektteil 1: Auswertung einer Umfrage, bearbeitet von: U. Tränkle und M. Röhl. Verlag Bau+Technik 2001, ISBN 3-7640-0422-3, Düsseldorf.
- BDZ/VDZ 2003: Bundesverband der Deutschen Zementindustrie e. V. / Verein deutscher Zementwerke e. V (Hrsg.): Naturschutz und Zementindustrie – Projektteil 2: Literaturstudie, bearbeitet von: U. Tränkle et al. (Bundesverband der Deutschen Zementindustrie e. V. / Verein deutscher Zementwerke e. V.) – Düsseldorf: Verlag Bau+Technik.
- BENINCÀ et al. 2008: Benincà, E., Huisman, J., Herrkloss, R., Jöhnk, K.D., Branco, P., Van Nes, E.H., Scheffer, M., Ellner, S.P.: Chaos in a long-term experiment with a plankton community. DOI: 10.1038/7180xiii. *Nature*, Vol. 451, S. 822-825.
- BFN 2008: Bundesamt für Naturschutz: Daten zur Natur 2008. – Münster (Landwirtschaftsverlag): 10-11.SSYMANK, A. (1994): Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz: Das Schutzgebietssystem Natura 2000 und die FFH-Richtlinie der EU. – *Natur und Landschaft* 69 (Heft 9): 395-406.
- BRADSTOCK 2010: Bradstock, R.A.: A biogeographic model of fire regimes in Australia: current and future implications. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 145–158. doi: 10.1111/j.1466-8238.2009.00512.x.
- BRENTROP et al. 2002: Life Cycle Impact Assessment of Land Use Based on the Hemeroby Concept. *International Journal of Life Cycle Assessment*.
- BUCKLAND et al. 1993: Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L.: Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. London: Chapman and Hall.
- CHAUDHARY UND ABHISHEK et al. 2015: Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species–Area Models and Vulnerability Indicators. *Environmental Science & Technology Online* verfügbar unter: <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.5b02507>, Stand 05.11.2015
- COELHO und MICHELSEN 2013 Coelho, C.R.V., Michelsen, O.: Land use impacts on biodiversity from kiwifruit production in New Zealand assessed with global and national datasets. *Int J LCA* 19 (2): 285-296.
- COELHO UND MICHELSEN 2014: Coelho, C.R.V. & Michelsen, O.: Land use impacts on biodiversity from kiwifruit production in New Zealand assessed with global and national datasets. *Int. J. Life Cycle Assessment*, February 2014, Volume 19, Issue 2, pp 285-296.

- CURRAN et al. 2011: Curran, M., de Baan, L., de Shryver, A.M., van Zelm, R., Hellweg, S., Köllner, T., Sonnemann, G., Huijbregts, M.A.: Toward Meaningful End Points of Biodiversity in Life Cycle Assessment. *Env. Sci. & Techn.* 45, S. 70-79.
- DASMAN 1974: Dasmann, R.F.: Biotic provinces of the world: further development of a system for defining and classifying natural regions for purposes of conservation. IUCN Occasional Paper No 9, Morges, Schweiz.
- DE BAAN et al. 2012: de Baan, L., Alkemade, R., Köllner, T.: Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *Int. J. Life Cycle Assess.* <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0412-0>.
- DE BAAN et al. 2013: de Baan, L., Mutel, C.L., Curran, M., Hellweg, S., Köllner, T.: Land Use in Life Cycle Assessment: Global Characterization Factors Based on Regional and Global Potential Species Extinction. *Environmental Science & Technology* 2013 47 (16), 9281-9290, DOI: 10.1021/es400592q.
- DE SOUZA et al. 2013: de Souza D.M., Flynn D.F.B., DeClerck, F., Rosenbaum, R.K., de Melo, Lisboa H., Köllner, T.: Land use impacts on biodiversity in LCA: proposal of characterization factors based on functional diversity," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18, no. 6, pp. 1231–1242.
- DIN EN ISO 14040 2009 . Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen. Deutsches Institut für Normung e.V. Beuth Verlag GmbH, Berlin. Oktober 2006.
- DIN EN ISO 14044 2006. Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen. Deutsches Institut für Normung e.V. Beuth Verlag GmbH, Berlin. Oktober 2006.
- DIN EN ISO 15804 2014. Nachhaltigkeit von Bauwerken - Umweltproduktdeklarationen - Grundregeln für die Produktkategorie Bauprodukte. Deutsches Institut für Normung e.V. Beuth Verlag GmbH, Berlin. Juli 2014.
- DINERSTEIN et al. 1995: Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean. The World Bank, Washington, D.C.
- ECOINVENT: Datenbank <http://www.ecoinvent.org/database/database.html>
- Europäische Kommission 2011: Annexes to the Impact Assessment, Accompanying the document Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. Commission Staff Working Paper, SEC (2011) 540 final, Brüssel.
- FAO 2010: Food and Agriculture Organization of the United Nations, Commission on Genetic Resources for food and agriculture: The Second Report on the State of the World's Plant Genetic Resources for Food and Agriculture. Rome.
- FURYAEV et al. 2013: Furyaev, V.V., Zabolotskiy, V.I., Samsonenko, S.D., Chernykh, V.A.: Space-Time Impact of Fire Events on Swamp-Forest Ecosystems of the West Siberian Plain. ISSN 19954255, *Contemporary Problems of Ecology*, 2013, Vol. 6, No. 2, pp. 156–161. © Pleiades Publishing, Ltd.
- GEYER et al. 2010: geyer R., Lindner J-P., Stoms D.M., Davis F.W., Wittstock B.: Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use (Part 1 & 2). *International Journal of Life Cycle Assessment*. August 2010, Volume 15, Issue 7, pp 692-703.

- HONE und BUCKMASTER 2015: Hone, J., Buckmaster, T.: How many are there? The use and misuse of continental-scale wildlife abundance estimates. In: *Wildlife Research* 41(6) 473-479 <http://dx.doi.org/10.1071/WR14059>.
- HUDIBURG et al. 2011: Hudiburg T.W., Law B.E., Wirth C., Luysaert S.: Regional carbon dioxide implications of forest bioenergy production. *Nature Climate Change* 1, 419–423 (2011).
- HUTCHINSON 1959: Hutchinson, G.E.: Homage to Santa Rosalia or Why Are There So Many Kinds of Animals? *The American Naturalist* 93 (870) 145-159.
- INAS 2015: Internationales Institut für Nachhaltigkeitsanalysen und –strategien. GEMIS 4.8.1.
- IPCC 2013: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
- KEDDY et al. 2009: Keddy, P.A., Fraser, L.H., Solomeshch, A.I., Junk, W.J., Campbell, D.R., Arroyo, M.T.K., Alho, C.J.R.: Wet and Wonderful: The world's largest Wetlands are conservation priorities. In: *BioScience* 59 (1): 39–51. ISSN 0006-3568, electronic ISSN 1525-3244. © 2009 by American Institute of Biological Sciences.
- KLÖPFFER und GRAHL 2007: *Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. Wiley-VCH verlag, Weinheim.
- KÖLLNER 2000: Köllner, T.: Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity. *Journal of Cleaner Production* 8 (2000) 293–311.
- KÖLLNER 2003: Köllner, T.: *Land Use in Product Life Cycles and Ecosystem Quality*. Doctoral thesis, Universität St. Gallen. Bern: Peter Lang.
- KÖLLNER 2007 a: Köllner, T., Scholz, R.W.: Assessment of Landuse Impacts on the Natural Environment. Part 1. *Int J LCA* 12 (1) 16 – 23.
- KÖLLNER 2007 b: Köllner, T., Scholz, R.W.: Assessment of Landuse Impacts on the Natural Environment. Part 2. *Int J LCA* 13 (1) 32 – 48.
- KÖLLNER et al. 2008: Operational Characterization Factors for Land use Impacts on Biodiversity and Ecosystem Services in the Life-Cycle Impact Assessment – Compatible with the framework of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. Project proposal to the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. Zürich: Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Institute for Environmental Decisions, Natural and Social Science Interface, 2008.
- KÖLLNER et al. 2013 Köllner, T., de Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Goedkoop, M., Margni, M., Milà i Canals, L., Müller-Wenk, R., Weidema, B., Wittstock, B.: Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. *Int J LCA* 18 (6) 1203–1215.
- KYLÄKORPI et al. 2005: Kyläkorpi, L., Rydgren, B., Ellegård, A., Miliander, S., Grusell, E.: The Biotope Method. A method to assess the impact of land use on biodiversity. Vattenfall, Sweden.
- LETNIC UND KOCH 2010: Letnic, M. Koch, F.: Are dingoes a trophic regulator in arid Australia? A comparison of mammal communities on either side of the dingo fence. *Austral Ecology*, 35: 167–175. doi: 10.1111/j.1442-9993.2009.02022.x.

- LINDEIJER 2000: Lindeijer, E.: Biodiversity and life support impacts of land use in LCA. *Journal of Cleaner Production*. Volume 8, Issue 4, August 2000, Pages 313–319.
- LINDNER 2008: Lindner, J-P.: Development of an indicator for biodiversity consideration in Life Cycle Assessment. Diplomarbeit, Universität Stuttgart, Lehrstuhl für Bauphysik, Stuttgart, Germany.
- MAGURRAN 2004: Magurran, A.E.: *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Publishing.
- MANO ESTEVES 2014: Mano Esteves, M.E.: *Avaliação impacto do ciclo de vida da soja em Sistema de integração lavoura-Pecuária*. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto Brasil Pnuma, Rio de Janeiro, Brasilien.
- MEA 2005 *Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems & human well-being – synthesis*. Island Press: Washington.
- MEKONNEN UND HOEKSTRA 2010: Mekonnen, M.M., Hoekstra, A.Y.: The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products, *Value of Water Research Report Series No. 47*, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.
- MICHELSEN 2008: Michelsen, O.: Assessment of Land Use Impact on Biodiversity. Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway. *Int J LCA* 13 (1) 22–31.
- MILÀ I CANALS et al. 2006: Milà I Canals, L., Clift, R., Basson, L., Hansen, Y., Brandão, M.: Expert Workshop on Land Use Impacts in Life Cycle Assessment (LCA). DOI: 10.1065/lca2006.08.262. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 11 No. 5, pp. 363-368.
- MILÀ I CANALS et al. 2007: Milà I Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubruil, A., Knuchel, R.F., Gaillard, G., Michelsen, O., Müller-Wenk, R., Rydgren, B.: Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA. *Int J LCA* 12 (1) 5–15.
- MLA 2006: Meat & Livestock Australia Ltd.(Hrsg.): Northern Territory Government, Department of Primary Industries, Fisheries and Mines Queensland Government, Department of Primary Industries and Fisheries: *Grazing land management – sustainable and productive natural resource management*.
- MOSEBY et al. 2009: Moseby, K.E., Hill, B.M., Read, J.L.: Arid Recovery – A comparison of reptile and small mammal populations inside and outside a large rabbit, cat and fox-proof enclosure in arid South Australia. *Austral Ecology*, 34: 156–169. doi: 10.1111/j.1442-9993.2008.01916.x.
- MOSEBY et al. 2012: Moseby, K.E., Neilly, H., Read, J.L., Crisp, H.A.: Interactions between a Top Order Predator and Exotic Mesopredators in the Australian Rangelands. *International Journal of Ecology*, vol. 2012, Article ID 250352, 15 pages, 2012. doi:10.1155/2012/250352.
- MÜLLER-WENK 1998: Müller-Wenk, R.: Land use – the main threat to species. How to Include Land Use in LCA. *IWÖ Diskussionsbeitrag Nr.64*. Institut für Wirtschaft und Ökologie, Universität St.Gallen, St.Gallen, Switzerland.
- MYERS et al. 2000: Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858. doi:10.1038/35002501.
- NÖBAUER 2007: Nöbauer, M.: Eindrücke aus Sibirien – Ein Reisebericht; *Holz-Zentralblatt* 2007, S. 1063–1066; DRW-Verlag Weinbrenner GmbH & Co, Leinfelden-Echterdingen.

- NÚÑEZ et al. 2013: Núñez M., Pfister S., Roux P., Antón A.: Estimating Water Consumption of Potential Natural Vegetation on Global Dry Lands: Building an LCA Framework for Green Water Flows. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47 (21), pp 12258–12265.
- OLSON et al. 2001: David M. Olson, Eric Dinerstein, Eric D. Wikramanayake, Neil D. Burgess, George V. N. Powell, Emma C. Underwood, Jennifer A. D'Amico, Illanga Itoua, Holly E. Strand, John C. Morrison, Colby J. Loucks, Thomas F. Allnutt, Taylor H. Ricketts, Yumiko Kura, John F. Lamoreux, Wesley W. Wettengel, Prashant Hedao, and Kenneth R. Kassem: Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience* (2001) 51 (11): 933-938
- OLSON UND DINERSTEIN 1998: Olson, D.M., Dinerstein, E.: The Global 200: A Representation Approach to Conserving the Earth's Most Biologically Valuable Ecoregions. *Conservation Biology*
- OLSON UND DINERSTEIN 2002: Olson, D.M., Dinerstein, E.: The Global 200: Priority Ecoregions for Global Conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*
- PRENTICE et al. 1992: Prentice, I. C., Cramer, W., Harrison S.P., Leemans, R., Monserud, R.A., Solomon, A.M.: A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *Journal of Biogeography*, 19, pp. 117-134
- READ und CUNNINGHAM 2010: Read, J.L., Cunningham, R.: Relative impacts of cattle grazing and feral animals on an Australian arid zone reptile and small mammal assemblage. *Austral Ecology*, 35: 314–324. doi: 10.1111/j.1442-9993.2009.02040.x.
- REBITZER et al. 2004: Rebitzer, G., Ekval, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W.-P., Suh, S., Weidema, B.P., Pennington, D.W.: Life cycle assessment. Part 1: Framework, goal and scope definitions, inventory analysis, and applications. *Environment International* 30, 701-720.
- ROSENBAUM et al. 2008 Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Swirsky, Gold L., Huijbregts, M.A.J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H.F., McLeod, M., Margni, M., McKone, T.E., Payet, J., Schumacher, M., van de Meent, D., Hauschild, M.Z.: USEtox – The UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int J LCA* 13 (7), 532-546.
- SCHOLLES 2001 Die Präferenzmatrix, Der Relevanzbaum sowie Die Ökologische Risikoanalyse und ihre Weiterentwicklung. In: Fürst, Scholles (Hrsg.): *Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung*. Dortmund: Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur.
- SMEETS UND WETERINGS 1999: Smeets E., Weterings R.: Environmental indicators: Typology and overview. European Environment Agency, Technical Report No. 25.
- SPADZ 2008 (Sozialpolitische Arbeitsgemeinschaft der Deutschen Zementindustrie); AG.L.N. Landschaftsplanung und Naturschutzmanagement zusammenschlossen zur HTC, BDZ, SPADZ, AG.L.N. Rohstoff- und Naturschutzmanagement Projekt-Gesellschaft bR. Projektträger HeidelbergCement Technology Center GmbH; Bundesverband der Deutschen Zementindustrie e.V.; Mit Unterstützung von: SUSTAIN | CONSULT Beratungsgesellschaft für nachhaltige Wirtschaftsentwicklung mbH.

- SYSTAIN 2013: Nill, M.; Wick, K.: The Carbon and Water Footprint of Cotton made in Africa. Im Auftrag der Aid by Trade Foundation, Version 2.
- TEEB 2010: The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Ecological and Economic Foundations. Earthscan: London, Washington (alle TEEB-Berichte verfügbar unter www.teebweb.org, Stand 27.05.2014).
- THINKSTEP 1992–2015: GaBi Software-System and Databases for Life Cycle Engineering. Copyright, TM. Stuttgart, Echterdingen 1992–2015.
- UDO DE HAES 2007: Udo de Haes, H.A.: How to approach land use in LCIA or, how to avoid the Cinderella effect? DOI: 10.1065/lca2006.07.257. International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 11 No. 4, pp. 219-221.
- UDVARDY 1975: Udvardy, M.D.F.: A classification of the biogeographical provinces of the world. IUCN Occasional Paper No 18. Morges, Schweiz
- UNEP 1992: Übereinkommen über die biologische Vielfalt (engl.: Convention on Biological Diversity). Übersetzung BMUB (damals BMU).
- WALTER UND BRECKLE 1991: Walter, H & Breckle, S-W: Ökologie der Erde.: Bd. 1: Ökologische Grundlagen in globaler Sicht. Stuttgart
- WEIDEMA UND LINDEIJER 2001: Weidema, B.P., Lindeijer, E.: Physical impacts of land use in product life cycle assessment, Final report of the EUROENVIRON-LCAGAPS sub-project on land use. Technical University of Denmark, Lyngby, Denmark.
- WHITTAKER 1970: Whittaker, R.H: Communities and Ecosystems. Toronto

Internetquellen

- AEUV 2009: Europäische Union: Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union. 2009. Online verfügbar unter: <http://www.aeuv.de/>; Stand 27.5.2015
- ARID RECOVERY 2015: Arid recovery project: <http://www.aridrecovery.org.au/>; Stand 1.6.2015
- AUSTRALIEN INFO 2015: © AUSTRALIEN-INFO.DE Germany 1997-2015: <http://www.australien-info.de/buschbraende.html>; Stand 1.6.2015
- AUT GOV 2007: Department of the Environment, Government of Australia, Natural Resource Management Ministerial Council: Australian Pest Animal Strategy – A national strategy for the management of vertebrate pest animals in Australia. © Commonwealth of Australia 2013. Online verfügbar unter: <http://www.environment.gov.au/biodiversity/invasive-species/publications/australian-pest-animal-strategy>; Stand: 27.5.2015
- AUT GOV 2008: Department of Environment, Water and Natural Resources, the Government of South Australia: Rangelands 2008 – Taking the pulse. © Commonwealth of Australia 2013. Online verfügbar unter: <http://www.environment.gov.au/land/publications/acris-rangelands-2008-taking-pulse>; Stand 1.6.2015
- BAFA 2015: Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle. Leitungsstab Presse- und Sonderaufgaben (Hrsg.): EnergieINFO. Rohölimporte 12/2014; Online verfügbar unter http://www.bafa.de/bafa/de/energie/mineraloel_rohoel/engergieinfo_rohoel/2014/dezember.pdf; Stand 5.6.2015
- BEWEKA 2014 a Beweka Krafffutterwerk: <http://www.beweka.com/service/rohstoffe/eintrag/maiskleberfutter.html>; Stand: 19.8.2014

- BEWEKA 2014 b: Beweka Kraftfutterwerk:
<http://www.beweka.com/service/rohstoffe/eintrag/weizengriesskleie.html>; Stand: 19.8.2014
- BEWEKA 2014 c: Beweka Kraftfutterwerk:
<http://www.beweka.com/service/rohstoffe/eintrag/weizennachmehl.html>; Stand: 19.8.2014
- BEWEKA 2014 d: Beweka Kraftfutterwerk:
<http://www.beweka.com/service/rohstoffe/eintrag/Hafersch%C3%A4kleie.html>; Stand: 19.8.2014
- BEWEKA 2014 e: Beweka Kraftfutterwerk:
<http://www.beweka.com/service/rohstoffe/eintrag/weizentrockenschlempe.html>; Stand: 19.8.2014
- BMJV 2014: Gesetz zur Regelung der Einhaltung von Anforderungen und Standards im Rahmen unionsrechtlicher Vorschriften über Agrarzahllagen; Online verfügbar unter: <http://www.gesetze-im-internet.de/agrarzahlverpflg/>; Stand: 04.11.2015
- BMUB 2014: Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) 2007. Online verfügbar unter: <http://www.bmub.bund.de/themen/natur-arten/naturschutz-biologische-vielfalt/nationale-strategie/>; Stand 27.5.2015
- CBD 1992: Convention on biological diversity. United Nations
- CEC 1997: Ecological Regions of North America. Online verfügbar unter: <http://www3.cec.org/islandora/en/item/1701-ecological-regions-north-america-toward-common-perspective-en.pdf>
- CEC 2009: Terrestrial Ecoregions: Online verfügbar unter: [http://www.cec.org/Page.asp?PageID=122&ContentID=1329&SiteNodeID=498&BL_ExpandID=.](http://www.cec.org/Page.asp?PageID=122&ContentID=1329&SiteNodeID=498&BL_ExpandID=) Stand 05.11.2015
- CmiA 2014: Cotton made in Africa: <http://www.cottonmadeinafrica.org/de/>; Stand: 30.03.2015
- DEWHA 2009: Australian Government, Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts (DEWHA): Distribution of weeds of national significance: map 2.2.15 (2009). Copyright Commonwealth of Australia 2009. Online verfügbar unter: <http://nrmonline.nrm.gov.au/catalog/mql:2392>; Stand 29.05.2015
- DEWNR 2008: Department of Environment and Heritage, the Government of South Australia: Fire and biodiversity. Fire – a natural part of our landscape. Online verfügbar unter: http://www.environment.sa.gov.au/files/sharedassets/fire_management/fm-gen-firebiodiversity.pdf; Stand 1.6.2014
- DEWNR 2009: Department of Environment, Water and Natural Resources, the Government of South Australia: Natural Resources SA Arid Lands: SAAL Natural Resources Management Board: Water allocation Plan for the Far North Prescribed Wells Area. Online verfügbar unter: www.naturalresources.sa.gov.au/files/08d57dd4-7894-4209-9e26-a2c8007aa097/far-north-water-allocation-plan.pdf; Stand 1.6.2015
- DEWNR 2010: Department of Environment, Water and Natural Resources, the Government of South Australia: Regional Natural Resources Management Plan for the SA Arid Lands Natural Resources Management Region. Volume 1. Ten-year Strategic plan. Online verfügbar unter: <http://www.naturalresources.sa.gov.au/files/355cde84-7f7a-4952-b16f-a2ca009da70f/saal-vol-1-2010-10-year-strategic-plan.pdf>; Stand 1.6.2015

- DEWNR 2012: Department of Environment, Water and Natural Resources, the Government of South Australia: celebrating 20 years bounceback. Online verfügbar unter: <http://www.naturalresources.sa.gov.au/files/e324fc0c-a9a4-41f6-8608-a3090104e88e/bounceback-20-year-bro.pdf>; Stand 27.5.2015
- DEWNR 2013: Department of Environment, Water and Natural Resources, the Government of South Australia: Ecological Fire Management Guidelines (2013). Online verfügbar unter: http://www.environment.sa.gov.au/firemanagement/Fire_and_the_Environment/Ecological_fire_mgt_guidelines; Stand 1.6.2015
- DEWNR 2015 a: Department of Environment, Water and Natural Resources, the Government of South Australia, Bounceback - building resilience across the ranges. Online verfügbar unter: <http://www.naturalresources.sa.gov.au/aridlands/plants-and-animals/native-plants-and-animals/bounceback>; Stand 27.5.2015
- DEWNR 2015 b: Department of Environment, Water and Natural Resources, the Government of South Australia. Pest animals. Online verfügbar unter: <http://www.naturalresources.sa.gov.au/aridlands/plants-and-animals/pest-plants-and-animals/pest-animals>; Stand 29.5.2015
- DueNeLe 2009: YARA GmbH & Co. KG: effizient düngen; Dünger Newsletter: http://www.effizientduengen.de/files/sonder_newsletter.php?id=241; Stand: 25.8.2014
- EU 2013: Verordnung (EU) Nr. 1306/2013 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Dezember 2013 über die Finanzierung, die Verwaltung und das Kontrollsystem der Gemeinsamen Agrarpolitik und zur Aufhebung der Verordnungen (EWG) Nr. 352/78; Online verfügbar unter: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=CELEX:32013R1306>; Stand 04.11.2015
- FCW 2014: Fourth Crossing Wildlife: Grass, Cows and Kangaroos: <http://www.fourthcrossingwildlife.com/GrassCows&Kangaroos.htm>; Stand 1.6.2015
- FINANZEN.NET 2015 <http://www.finanzen.net/rohstoffe/baumwollpreis>; Stand 28.5.2015
- GREENPEACE 2004: Greenpeace e.V.: Bonjour TOTAL – Adieu Sibirien. http://www.greenpeace.de/sites/www.greenpeace.de/files/greenpeace_factsheet_bonjour_total_adieu_sibirien_1.pdf; Stand: 20.03.2015
- HEIDELBERGCEMENT 2008: Pilotprojekt: Nachhaltigkeitsindikatoren für ein integriertes Rohstoff- und Naturschutzmanagement – Projektergebnisse (Kurzfassung), April 2008; online verfügbar unter: http://www.business-and-biodiversity.de/fileadmin/user_upload/images/pages/companies/Heidelbergcement/Nachhaltigkeit_sindikato-ren_Projektergebnisse_Kurzfassung.pdf?PHPSESSID=9420139dd71ec8078dce3ba4b6835dc3
- IA CRC 2011 a: Invasive Animals Cooperative Research Center (IA CRC), PestSmart Connect. Case study: Bounceback — fox control in the Flinders Ranges. Online verfügbar unter: <http://www.pestsmart.org.au/bounceback-fox-control-in-the-flinders-ranges/>; Stand: 1.6.2015
- IA CRC 2011 b: Invasive Animals Cooperative Research Center (IA CRC), PestSmart Connect. Case study: Bounceback — rabbit control in the Flinders Ranges. Online verfügbar unter: <http://www.pestsmart.org.au/bounceback-rabbit-control-in-the-flinders-ranges/>; Stand 1.6.2015

- IA CRC 2015: Invasive Animals Cooperative Research Center (IA CRC), PestSmart Connect. Online verfügbar unter: <http://www.pestsmart.org.au/pest-animal-species/>; Stand 27.5.2015
- IBRA7 2012: <http://www.environment.gov.au/land/nrs/science/ibra>
- IFZ 2015 a : Institut für Zuckerrübenforschung Göttingen: <http://www.ifz-goettingen.de/index.php?mid=222&lng=de>; Stand 19.08.14
- IFZ 2015 b: Institut für Zuckerrübenforschung Göttingen: <http://www.ifz-goettingen.de/index.php?mid=383&lng=de>; Stand: 20.8.2014
- IMCG 2004: International Mire Conservation Group:
http://www.imcg.net/media/download_gallery/gpd/asia/russia.pdf. Stand: 20.03.2015
- IWACO 2001: IWACO: West Siberia Oil Industry – Environmental and Social Profile. Final report. Online verfügbar unter:
<http://www.greenpeace.nl/Global/nederland/report/2001/5/west-siberia-oil-industry-envi.pdf>; Stand: 20.03.2015
- JKI 2004 a: Julius Kühn Institut:
<http://www.jki.bund.de/de/startseite/fachinformationen/pflanzenschutz/pflanzenschutzverfahren/kleinstrukturen.html>; Stand: 21.1.2015
- JKI 2004 b: Julius Kühn Institut:
http://www.jki.bund.de/no_cache/de/startseite/fachinformationen/pflanzenschutz/pflanzenschutzverfahren/kleinstrukturen/verzeichnis-der-regionalisierten-kleinstrukturanteile-stand-2004.html; Stand: 21.1.2015
- JKI 2015: Enzian, S. Gutsche, V.: Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft und Institut für Folgenabschätzung im Pflanzenschutz, Kleinmachnow: GIS - gestützte Berechnung der Ausstattung von Agrarräumen mit naturnahen terrestrischen Biotopen auf der Basis der Gemeinden – 2. Ausgabe des Verzeichnisses der regionalisierten Kleinstrukturanteile. Online verfügbar unter:
http://www.jki.bund.de/fileadmin/dam_uploads/_SF/kleinstrukturen/Beschreibung%20der%20Methode%20zur%20Ermittlung%20der%20Kleinstrukturen.pdf; Stand: 21. Januar 2015
- KOHLLENWIRTSCHAFT E.V. 2013: Statistik der Kohlewirtschaft e.V., Braunkohle im Überblick 1989-2014; online verfügbar unter: <http://www.kohlenstatistik.de/19-0-Braunkohle.html>; Stand: 29.5.2015
- LANUV NRW 2007: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz: Tagebaue des Rheinischen Braunkohlereviere, 2007; online verfügbar unter:
<http://www.lanuv.nrw.de/wasser/braunkohle/braunkomap.htm>; Stand 29.5.2015
- LebLex 2015: Lebensmittelexikon: <http://www.lebensmittelexikon.de/g0000620.php>, Stand: 19.8.2014
- LEI 12.651/2012: DISPÕE SOBRE A PROTEÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA.
http://legislacao.planalto.gov.br/legisla/legislacao.nsf/Viw_Identificacao/lei%2012.651-2012?OpenDocument; Stand 03.11.2015
- LINDENBERG GMBH 2013: <http://lindenberg-gmbh.eu/unsere-produkte/maiskleberfutter/>; Stand: 19.8.2014
- LRA OSTALLGÄU: Landkreis Ostallgäu: <http://www.lra-ostallgaeu.info/DynDox/DF828F15-686F-41F0-8003->

B15325198D75/%DCbersichtskarte%20Schutzgebiete%20im%20Landkreis%20Ostallg
%E4u.pdf; Stand: 29.8.2014

MaKo 2013: Deutsches Maiskomitee e.V. (DMK) Bonn:

http://www.maiskomitee.de/web/public/Verwertung.aspx/Tierische_Veredlung/Milchvieh%3%BCtterung; Stand: 19.8.2014

NATIONAL GEOGRAPHIC 2000: Parfit, M.: Böses Erwachen für Australien. NG, Heft 07 / 2000.

Online verfügbar unter:

<http://www.nationalgeographic.de/reportagen/topthemen/2000/boeses-erwachen-fuer-australien>; Stand 1.6.2015

NLWRA 2008: Australian Government, National Land & Water Resources Audit (NLWRA):

Assessing invasive animals in Australia. Copyright Commonwealth of Australia 2009.

Online verfügbar unter: <http://nrmonline.nrm.gov.au/catalog/mql:1716>; Stand 27.05.2015

NSW 2015: Government of New South Wales (NSW Government), Department of Primary

Industries: Monitoring techniques for vertebrate pests. Online verfügbar unter:

<http://www.dpi.nsw.gov.au/agriculture/pests-weeds/vertebrate-pests/publications/monitoring-techniques>; Stand 1.6.2015

PFISTER et al. 2010: Pfister S., Curran M., Koehler A., Hellweg S.: Trade-offs between land

and water use: regionalized impacts of energy crops. Online verfügbar unter:

www.ifu.ethz.ch/ESD/downloads/EI99plus/LCAfood2010_pfister.pdf. Stand 04.11.2015

PIRSA 2013: Government of South Australia, Department of Primary Industries and Regions

SA (PIRSA): Dog Fence. Online verfügbar unter:

http://www.pir.sa.gov.au/aghistorical/left_nav/natural_resources/pests,_weeds_and_control_fences/dog_fence; Stand 29.5.2015

POTAPOV et al. 2008: Potapov, P, A. Yaroshenko, S. Turubanova, M. Dubinin, L. Laestadius,

C. Thies, D. Aksenov, A. Egorov, Y. Yesipova, I. Glushkov, M. Karpachevskiy, A.

Kostikova, A. Manisha, E. Tsybikova, and I. Zhuravleva. 2008: Mapping the world's in-

act forest landscapes by remote sensing. Ecology and Society 13(2): 51.

RAIFFEISEN 2014: Land24 GmbH:

http://www.raiffeisen.com/markt/telegramm/produkt/cbot/soja/index_html

SPECTRUM 1999a: Lexikon der Biologie. Artikel: Trophiestufe. Copyright 1999 Spektrum

Akademischer Verlag, Heidelberg. Online Verfügbar unter:

<http://www.spektrum.de/lexikon/biologie/trophiestufe/67864>. Stand: 27.11.2015

SPECTRUM 1999b: Lexikon der Biologie. Artikel: Metapopulation. Copyright 1999 Spektrum

Akademischer Verlag, Heidelberg. Online Verfügbar unter:

<http://www.spektrum.de/lexikon/biologie/trophiestufe/67864>. Stand: 27.11.2015

SPIEGEL ONLINE 2014: Landwirtschaft: Versalzung macht immer mehr Böden unfruchtbar.

Spiegel Online 29.10.2014: Online verfügbar unter:

<http://www.spiegel.de/wissenschaft/natur/versalzung-taeglich-2000-ha-ackerland-werden-unfruchtbar-a-999817.html>; Stand: 1.6.2015

Südzucker 2014: Zuckergewinnung: <http://www.suedzucker.de/de/Zucker/Zuckergewinnung/>;

Stand 19.8.2014

Umweltlexikon (2015): <http://www.umweltdatenbank.de/cms/lexikon/49-lexikon-w/1084-wirkungspfad.html>;

Stand 27.11.2015

- U.S. EIA 2013: United States Energy Information Administration, 2013;
<http://www.eia.gov/countries/cab.cfm?fips=RS>; Stand: 20.03.2015
- UBA 2013: Umweltbundesamt: <http://www.umweltbundesamt.de/indikator-ueberschreitung-der-belastungsgrenzen>; Stand 27.5.2015
- VDZ 2003: Verein Deutscher Zementwerke e.V. (Hrsg): Naturschutz und Zementindustrie; Projektteil 2: Literaturstudie. Ulrich Tränkle, Hans Offenwanger, Markus Röhl, Friederike Hübner, Peter Poschlod. Online verfügbar unter: <https://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/UmweltundRessourcen/naturschutz/naturs2.pdf>
- VDZ 2012a: Verein Deutscher Zementwerke e.V. (Hrsg): Umweltdaten der deutschen Zementindustrie 2012. Online verfügbar unter: https://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/Umweltdaten/Umweltdaten_2012_DE_GB.pdf; Stand 15.3.2015
- VDZ 2012b: Institut Bauen und Umwelt e.V. (Hrsg): Verein Deutscher Zementwerke e.V. Umweltproduktdeklarationen nach ISO 14025: Online verfügbar unter: <https://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/EPD-VDZ-2012111-D.pdf> Stand 15.3.2015
- WEISSACHMÜHLE 2014: Weissachmühle GmbH:
http://www.weissachmuehle.de/pdf/deklarationen/deklarationen_standard.pdf; Stand: 19.8.2014
- WiFo 2014: Wissensforum Backwaren e.V. - Informationszentrale für Backmittel- und Backzutaten zur Herstellung von Brot und Feinen Backwaren e.V.: <http://www.wissensforum-backwaren.de/fachwissen/fachwissen-baecker/rohstoff--und-produktkunde/2005/weizenkleber-gluten---zusammensetzung-und-gewinnung.html>;
 Stand: 19.8.2014
- WIKIMEDIA 2015 a: http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Ecoregion_PA0608.svg; CC BY-SA 3.0; Autor: Terpsicores, 27.11.2012; Stand 1.6.2015
- WIKIMEDIA 2015b: http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Ecoregion_NT0704.svg; CC BY-SA 3.0; Autor: Terpsicores 2.12.2012; Stand 1.6.2015
- WIKIPEDIA 2013: http://en.wikipedia.org/wiki/Livestock_grazing_comparison; Stand 1.6.2015
- WIKIPEDIA 2015a: http://de.wikipedia.org/wiki/Rheinisches_Braunkohlerevier; CC BY-SA 2.0; Autor: Thorsten Römer; © OpenStreetMap; 30.1.13; Stand 1.6.2015
- WIKIPEDIA 2015b: http://de.wikipedia.org/wiki/Portland-Zement_Blaubeuren_Gebr%C3%BCder_Spohn_AG; Stand 27.5.2015
- WIKIPEDIA 2015c: <http://de.wikipedia.org/wiki/Rotfuchs>; Stand 1.6.2015
- WIKIPEDIA 2015df: http://en.wikipedia.org/wiki/Dry_Sheep_Equivalent; Stand 1.6.2015
- WIKIPEDIA 2015e:
http://nl.wikipedia.org/wiki/Atlantic_mixed_forests#/media/File:Ecoregion_PA0402.png;
 CC BY-SA 3.0, Autor Tepsicores, 22.11.2012; Stand 3.6.2015
- WVZ/VdZ 2014: Wirtschaftliche Vereinigung Zucker e.V. (WVZ), Verein der Zuckerindustrie e.V. (VdZ): <http://www.zuckerverbaende.de/zuckermarkt/zahlen-und-fakten/zuckermarkt-deutschland/melasse.html>; Stand: 20.8.2014

- WWF 2006: WildFinder: Online database of species distributions. Version Januar 2006, online verfügbar unter: <http://www.worldwildlife.org/science/wildfinder/>; © 2015 World Wildlife Fund; Stand: 27.05.2015
- WWF 2015 a: WildFinder: Online database of species distributions. Version Januar 2006, online verfügbar unter: <https://www.worldwildlife.org/ecoregions/pa0445>; Stand: 27.05.2015
- WWF 2015b: WildFinder: Online database of species distributions. Version Januar 2006, online verfügbar unter: <http://www.worldwildlife.org/biomes/boreal-forests-taiga>; Stand: 27.05.2015
- WWF 2015c: WildFinder: Online database of species distributions. Version Januar 2006, online verfügbar unter: <https://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt0704>; Stand: 27.05.2015
- WWF 2015d: WildFinder: Online database of species distributions. Version Januar 2006, online verfügbar unter: <https://www.worldwildlife.org/ecoregions/at0719>; Stand: 27.05.2015
- WWF 2015f: WildFinder: Online database of species distributions, www.worldwildlife.org/science/wildfinder. Version Januar 2006, online verfügbar unter: <https://www.worldwildlife.org/ecoregions/pa0402>; Stand 3.6.2015
- WWF 2015g: WildFinder: Online database of species distributions. Version Januar 2006, online verfügbar unter: <https://www.worldwildlife.org/biomes/deserts-and-xeric-shrublands>; Stand: 27.05.2015
- WWF global 2014 a:
http://wwf.panda.org/about_our_earth/ecoregions/cerrado_woodlands_savannas.cfm;
Stand: 29.8.2014
- WWF global 2014 b:
http://wwf.panda.org/about_our_earth/ecoregions/central_eastern_miombo_woodlands.cfm;
Stand: 29.8.2014
- WWF TEOW 2006: http://wwf.panda.org/about_our_earth/ecoregions/maps/
http://d2ouvy59p0dg6k.cloudfront.net/downloads/terra_map.jpg; © 2015 World Wildlife Fund; Stand: 13.08.2015

11 Anhang

11.1 Ecoregion-Faktoren

Tabelle 11-1: Ecoregionfaktoren

Code	Name	EF
AA0101	Admiralty Islands lowland rain forests	1,512
AA0102	Banda Sea Islands moist deciduous forests	1,500
AA0103	Biak-Numfoor rain forests	1,484
AA0104	Buru rain forests	1,445
AA0105	Central Range montane rain forests	1,440
AA0106	Halmahera rain forests	1,420
AA0107	Huon Peninsula montane rain forests	1,373
AA0108	Yapen rain forests	1,396
AA0109	Lord Howe Island subtropical forests	1,363
AA0110	Louisiade Archipelago rain forests	1,327
AA0111	New Britain-New Ireland lowland rain forests	1,729
AA0112	New Britain-New Ireland montane rain forests	1,625
AA0113	New Caledonia rain forests	1,672
AA0114	Norfolk Island subtropical forests	1,402
AA0115	Northern New Guinea lowland rain and freshwater swamp forests	1,501
AA0116	Northern New Guinea montane rain forests	1,512
AA0117	Queensland tropical rain forests	1,705
AA0118	Seram rain forests	1,393
AA0119	Solomon Islands rain forests	1,748
AA0120	Southeastern Papuan rain forests	1,479
AA0121	Southern New Guinea freshwater swamp forests	1,297
AA0122	Southern New Guinea lowland rain forests	1,466
AA0123	Sulawesi lowland rain forests	1,480
AA0124	Sulawesi montane rain forests	1,465
AA0125	Trobriand Islands rain forests	1,275
AA0126	Vanuatu rain forests	1,677
AA0127	Vogelkop montane rain forests	1,451
AA0128	Vogelkop-Aru lowland rain forests	1,544
AA0201	Lesser Sundas deciduous forests	1,573
AA0202	New Caledonia dry forests	1,609
AA0203	Sumba deciduous forests	1,450
AA0204	Timor and Wetar deciduous forests	1,597
AA0401	Chatham Island temperate forests	1,293
AA0402	Eastern Australian temperate forests	1,643

Code	Name	EF
AA0403	Fiordland temperate forests	1,236
AA0404	Nelson Coast temperate forests	1,231
AA0405	North Island temperate forests	1,402
AA0406	Northland temperate kauri forests	1,520
AA0407	Rakiura Island temperate forests	1,370
AA0408	Richmond temperate forests	1,368
AA0409	Southeast Australia temperate forests	1,439
AA0410	Southland temperate forests	1,270
AA0411	Tasmanian Central Highland forests	1,353
AA0412	Tasmanian temperate forests	1,465
AA0413	Tasmanian temperate rain forests	1,355
AA0414	Westland temperate forests	1,206
AA0701	Arnhem Land tropical savanna	1,334
AA0702	Brigalow tropical savanna	1,456
AA0703	Cape York Peninsula tropical savanna	1,407
AA0704	Carpentaria tropical savanna	1,237
AA0705	Einasleigh upland savanna	1,388
AA0706	Kimberly tropical savanna	1,413
AA0707	Mitchell grass downs	1,237
AA0708	Trans Fly savanna and grasslands	1,310
AA0709	Victoria Plains tropical savanna	1,287
AA0801	Cantebury-Otago tussock grasslands	1,358
AA0802	Eastern Australia mulga shrublands	1,243
AA0803	Southeast Australia temperate savanna	1,364
AA1001	Australian Alps montane grasslands	1,322
AA1002	Central Range sub-alpine grasslands	1,404
AA1003	South Island montane grasslands	1,235
AA1101	Antipodes Subantarctic Islands tundra	1,282
AA1201	Coolgardie woodlands	1,288
AA1202	Esperance mallee	1,455
AA1203	Eyre and York mallee	1,483
AA1204	Jarrah-Karri forest and shrublands	1,495
AA1205	Swan Coastal Plain Scrub and Woodlands	1,571
AA1206	Mount Lofty woodlands	1,502
AA1207	Murray-Darling woodlands and mallee	1,426
AA1208	Naracoorte woodlands	1,480
AA1209	Southwest Australia savanna	1,499

Code	Name	EF
AA1210	Southwest Australia woodlands	1,515
AA1301	Carnarvon xeric shrublands	1,541
AA1302	Central Ranges xeric scrub	1,263
AA1303	Gibson desert	1,196
AA1304	Great Sandy-Tanami desert	1,138
AA1305	Great Victoria desert	1,157
AA1306	Nullarbor Plains xeric shrublands	1,250
AA1307	Pilbara shrublands	1,332
AA1308	Simpson desert	1,201
AA1309	Tirari-Sturt stony desert	1,259
AA1310	Western Australian Mulga shrublands	1,213
AA1401	New Guinea mangroves	1,478
AN1101	Marielandia Antarctic tundra	1,020
AN1102	Maudlandia Antarctic desert	1,005
AN1103	Scotia Sea Islands tundra	1,409
AN1104	Southern Indian Ocean Islands tundra	1,292
AT0101	Albertine Rift montane forests	2,047
AT0102	Atlantic Equatorial coastal forests	1,481
AT0103	Cameroonian Highlands forests	1,897
AT0104	Central Congolian lowland forests	1,220
AT0105	Comoros forests	1,608
AT0106	Cross-Niger transition forests	1,582
AT0107	Cross-Sanaga-Bioko coastal forests	1,628
AT0108	East African montane forests	1,796
AT0109	Eastern Arc forests	2,085
AT0110	Eastern Congolian swamp forests	1,336
AT0111	Eastern Guinean forests	1,630
AT0112	Ethiopian montane forests	1,538
AT0113	Granitic Seychelles forests	1,600
AT0114	Guinean montane forests	1,670
AT0115	Knysna-Amatole montane forests	1,425
AT0116	KwaZulu-Cape coastal forest mosaic	1,675
AT0117	Madagascar lowland forests	2,251
AT0118	Madagascar subhumid forests	1,940
AT0119	Maputaland coastal forest mosaic	1,686
AT0120	Mascarene forests	1,576
AT0121	Mount Cameroon and Bioko montane forests	1,783

Code	Name	EF
AT0122	Niger Delta swamp forests	1,553
AT0123	Nigerian lowland forests	1,586
AT0124	Northeastern Congolian lowland forests	1,384
AT0125	Northern Zanzibar-Inhambane coastal forest mosaic	1,892
AT0126	Northwestern Congolian lowland forests	1,377
AT0127	Sao Tome, Principe and Annobon moist lowland forests	1,592
AT0128	Southern Zanzibar-Inhambane coastal forest mosaic	1,621
AT0129	Western Congolian swamp forests	1,304
AT0130	Western Guinean lowland forests	1,626
AT0201	Cape Verde Islands dry forests	1,535
AT0202	Madagascar dry deciduous forests	1,705
AT0203	Zambezi Cryptosepalum dry forests	1,539
AT0701	Angolan Miombo woodlands	1,318
AT0702	Angolan Mopane woodlands	1,555
AT0703	Ascension scrub and grasslands	1,292
AT0704	Central Zambezi Miombo woodlands	1,328
AT0705	East Sudanian savanna	1,385
AT0706	Eastern Miombo woodlands	1,245
AT0707	Guinean forest-savanna mosaic	1,435
AT0708	Itigi-Sumbu thicket	1,555
AT0709	Kalahari Acacia-Baikiaea woodlands	1,322
AT0710	Mandara Plateau mosaic	1,513
AT0711	Northern Acacia-Commiphora bushlands and thickets	1,421
AT0712	Northern Congolian forest-savanna mosaic	1,431
AT0713	Sahelian Acacia savanna	1,236
AT0714	Serengeti volcanic grasslands	1,481
AT0715	Somali Acacia-Commiphora bushlands and thickets	1,375
AT0716	Southern Acacia-Commiphora bushlands and thickets	1,425
AT0717	Southern Africa bushveld	1,413
AT0718	Southern Congolian forest-savanna mosaic	1,326
AT0719	Southern Miombo woodlands	1,349
AT0720	St. Helena scrub and woodlands	1,352
AT0721	Victoria Basin forest-savanna mosaic	1,617
AT0722	West Sudanian savanna	1,358
AT0723	Western Congolian forest-savanna mosaic	1,459
AT0724	Western Zambezi grasslands	1,365
AT0725	Zambezi and Mopane woodlands	1,305

Code	Name	EF
AT0726	Zambeziian Baikiaea woodlands	1,369
AT0801	Al Hajar montane woodlands	1,348
AT0802	Amsterdam and Saint-Paul Islands temperate grasslands	1,292
AT0803	Tristan Da Cunha-Gough Islands shrub and grasslands	1,607
AT0901	East African halophytics	1,277
AT0902	Etosha Pan halophytics	1,341
AT0903	Inner Niger Delta flooded savanna	1,460
AT0904	Lake Chad flooded savanna	1,496
AT0905	Saharan flooded grasslands	1,338
AT0906	Zambeziian coastal flooded savanna	1,411
AT0907	Zambeziian flooded grasslands	1,348
AT0908	Zambeziian halophytics	1,339
AT1001	Angolan montane forest-grassland mosaic	1,619
AT1002	Angolan Scarp savanna and woodlands	1,477
AT1003	Drakensberg alti-montane grasslands and woodlands	1,355
AT1004	Drakensberg montane grasslands, woodlands and forests	1,617
AT1005	East African montane moorlands	1,412
AT1006	Eastern Zimbabwe montane forest-grassland mosaic	1,653
AT1007	Ethiopian montane grasslands and woodlands	1,552
AT1008	Ethiopian montane moorlands	1,509
AT1009	Highveld grasslands	1,476
AT1010	Jos Plateau forest-grassland mosaic	1,453
AT1011	Madagascar ericoid thickets	1,533
AT1012	Maputaland-Pondoland bushland and thickets	1,627
AT1013	Rwenzori-Virunga montane moorlands	1,371
AT1014	South Malawi montane forest-grassland mosaic	1,666
AT1015	Southern Rift montane forest-grassland mosaic	1,757
AT1201	Albany thickets	1,539
AT1202	Lowland fynbos and renosterveld	1,686
AT1203	Montane fynbos and renosterveld	1,720
AT1301	Aldabra Island xeric scrub	1,285
AT1302	Arabian Peninsula coastal fog desert	1,410
AT1303	East Saharan montane xeric woodlands	1,455
AT1304	Eritrean coastal desert	1,281
AT1305	Ethiopian xeric grasslands and shrublands	1,407
AT1306	Gulf of Oman desert and semi-desert	1,409
AT1307	Hobyoo grasslands and shrublands	1,360

Code	Name	EF
AT1308	Ile Europa and Bassas da India xeric scrub	1,292
AT1309	Kalahari xeric savanna	1,188
AT1310	Kaokoveld desert	1,574
AT1311	Madagascar spiny thickets	1,687
AT1312	Madagascar succulent woodlands	1,490
AT1313	Masai xeric grasslands and shrublands	1,386
AT1314	Nama Karoo	1,311
AT1315	Namib desert	1,355
AT1316	Namibian savanna woodlands	1,406
AT1318	Socotra Island xeric shrublands	1,597
AT1319	Somali montane xeric woodlands	1,499
AT1320	Southwestern Arabian foothills savanna	1,305
AT1321	Southwestern Arabian montane woodlands	1,292
AT1322	Succulent Karoo	1,609
AT1401	Central African mangroves	1,429
AT1402	East African mangroves	1,425
AT1403	Guinean mangroves	1,311
AT1404	Madagascar mangroves	1,310
AT1405	Southern Africa mangroves	1,327
IM0101	Andaman Islands rain forests	1,368
IM0102	Borneo lowland rain forests	1,320
IM0103	Borneo montane rain forests	1,342
IM0104	Borneo peat swamp forests	1,532
IM0105	Brahmaputra Valley semi-evergreen forests	1,525
IM0106	Cardamom Mountains rain forests	1,351
IM0107	Chao Phraya freshwater swamp forests	1,543
IM0108	Chao Phraya lowland moist deciduous forests	1,534
IM0109	Chin Hills-Arakan Yoma montane forests	1,344
IM0110	Christmas and Cocos Islands tropical forests	1,348
IM0111	Eastern highlands moist deciduous forests	1,321
IM0112	Eastern Java-Bali montane rain forests	1,518
IM0113	Eastern Java-Bali rain forests	1,518
IM0114	Greater Negros-Panay rain forests	1,827
IM0115	Himalayan subtropical broadleaf forests	1,500
IM0116	Irrawaddy freshwater swamp forests	1,456
IM0117	Irrawaddy moist deciduous forests	1,372
IM0118	Jian Nan subtropical evergreen forests	1,430

Code	Name	EF
IM0119	Kayah-Karen montane rain forests	1,410
IM0120	Lower Gangetic Plains moist deciduous forests	1,408
IM0121	Luang Prabang montane rain forests	1,437
IM0122	Luzon montane rain forests	1,720
IM0123	Luzon rain forests	1,876
IM0124	Malabar Coast moist forests	1,568
IM0125	Maldives-Lakshadweep-Chagos Archipelago tropical moist forests	1,323
IM0126	Meghalaya subtropical forests	1,502
IM0127	Mentawai Islands rain forests	1,509
IM0128	Mindanao montane rain forests	1,889
IM0129	Mindanao-Eastern Visayas rain forests	1,870
IM0130	Mindoro rain forests	1,614
IM0131	Mizoram-Manipur-Kachin rain forests	1,462
IM0132	Myanmar coastal rain forests	1,428
IM0133	Nicobar Islands rain forests	1,451
IM0134	North Western Ghats moist deciduous forests	1,553
IM0135	North Western Ghats montane rain forests	1,685
IM0136	Northern Annamites rain forests	1,383
IM0137	Northern Indochina subtropical forests	1,413
IM0138	Northern Khorat Plateau moist deciduous forests	1,527
IM0139	Northern Thailand-Laos moist deciduous forests	1,403
IM0140	Northern Triangle subtropical forests	1,382
IM0141	Northern Vietnam lowland rain forests	1,523
IM0142	Orissa semi-evergreen forests	1,461
IM0143	Palawan rain forests	1,719
IM0144	Peninsular Malaysian montane rain forests	1,435
IM0145	Peninsular Malaysian peat swamp forests	1,574
IM0146	Peninsular Malaysian rain forests	1,490
IM0147	Red River freshwater swamp forests	1,473
IM0148	South China Sea Islands	1,293
IM0149	South China-Vietnam subtropical evergreen forests	1,597
IM0150	South Western Ghats moist deciduous forests	1,661
IM0151	South Western Ghats montane rain forests	2,075
IM0152	Southern Annamites montane rain forests	1,437
IM0153	Southwest Borneo freshwater swamp forests	1,514
IM0154	Sri Lanka lowland rain forests	1,682
IM0155	Sri Lanka montane rain forests	1,879

Code	Name	EF
IM0156	Sulu Archipelago rain forests	1,552
IM0157	Sumatran freshwater swamp forests	1,540
IM0158	Sumatran lowland rain forests	1,430
IM0159	Sumatran montane rain forests	1,337
IM0160	Sumatran peat swamp forests	1,528
IM0161	Sundaland heath forests	1,365
IM0162	Sundarbans freshwater swamp forests	1,427
IM0163	Tenasserim-South Thailand semi-evergreen rain forests	1,451
IM0164	Tonle Sap freshwater swamp forests	1,390
IM0165	Tonle Sap-Mekong peat swamp forests	1,475
IM0166	Upper Gangetic Plains moist deciduous forests	1,346
IM0167	Western Java montane rain forests	1,626
IM0168	Western Java rain forests	1,539
IM0169	Hainan Island monsoon rain forests	1,610
IM0170	Nansei Islands subtropical evergreen forests	1,676
IM0171	South Taiwan monsoon rain forests	1,615
IM0172	Taiwan subtropical evergreen forests	1,497
IM0201	Central Deccan Plateau dry deciduous forests	1,349
IM0202	Central Indochina dry forests	1,338
IM0203	Chhota-Nagpur dry deciduous forests	1,392
IM0204	East Deccan dry-evergreen forests	1,458
IM0205	Irrawaddy dry forests	1,517
IM0206	Khathiar-Gir dry deciduous forests	1,334
IM0207	Narmada Valley dry deciduous forests	1,366
IM0208	Northern dry deciduous forests	1,423
IM0209	South Deccan Plateau dry deciduous forests	1,439
IM0210	Southeastern Indochina dry evergreen forests	1,497
IM0211	Southern Vietnam lowland dry forests	1,528
IM0212	Sri Lanka dry-zone dry evergreen forests	1,480
IM0301	Himalayan subtropical pine forests	1,439
IM0302	Luzon tropical pine forests	1,697
IM0303	Northeast India-Myanmar pine forests	1,470
IM0304	Sumatran tropical pine forests	1,371
IM0401	Eastern Himalayan broadleaf forests	1,372
IM0402	Northern Triangle temperate forests	1,369
IM0403	Western Himalayan broadleaf forests	1,407
IM0501	Eastern Himalayan subalpine conifer forests	1,358

Code	Name	EF
IM0502	Western Himalayan subalpine conifer forests	1,382
IM0701	Terai-Duar savanna and grasslands	1,518
IM0901	Rann of Kutch seasonal salt marsh	1,267
IM1001	Kinabalu montane alpine meadows	1,396
IM1301	Deccan thorn scrub forests	1,356
IM1302	Indus Valley desert	1,303
IM1303	Northwestern thorn scrub forests	1,343
IM1304	Thar desert	1,207
IM1401	Goadavari-Krishna mangroves	1,421
IM1402	Indochina mangroves	1,464
IM1403	Indus River Delta-Arabian Sea mangroves	1,363
IM1404	Myanmar Coast mangroves	1,391
IM1405	Sunda Shelf mangroves	1,409
IM1406	Sundarbans mangroves	1,393
NA0201	Sonoran-Sinaloa transition subtropical dry forest	1,372
NA0301	Bermuda subtropical conifer forests	1,389
NA0302	Sierra Madre Occidental pine-oak forests	1,437
NA0303	Sierra Madre Oriental pine-oak forests	2,271
NA0401	Allegheny Highlands forests	1,398
NA0402	Appalachian mixed mesophytic forests	1,374
NA0403	Appalachian-Blue Ridge forests	1,335
NA0404	Central U.S. hardwood forests	1,321
NA0405	East Central Texas forests	1,443
NA0406	Eastern forest-boreal transition	1,197
NA0407	Eastern Great Lakes lowland forests	1,381
NA0408	Gulf of St. Lawrence lowland forests	1,398
NA0409	Mississippi lowland forests	1,397
NA0410	New England-Acadian forests	1,312
NA0411	Northeastern coastal forests	1,416
NA0412	Ozark Mountain forests	1,443
NA0413	Southeastern mixed forests	1,327
NA0414	Southern Great Lakes forests	1,322
NA0415	Upper Midwest forest-savanna transition	1,346
NA0416	Western Great Lakes forests	1,173
NA0417	Willamette Valley forests	1,414
NA0501	Alberta Mountain forests	1,243
NA0502	Alberta-British Columbia foothills forests	1,340

Code	Name	EF
NA0503	Arizona Mountains forests	1,249
NA0504	Atlantic coastal pine barrens	1,273
NA0505	Blue Mountains forests	1,401
NA0506	British Columbia mainland coastal forests	1,358
NA0507	Cascade Mountains leeward forests	1,248
NA0508	Central and Southern Cascades forests	1,343
NA0509	Central British Columbia Mountain forests	1,283
NA0510	Central Pacific coastal forests	1,427
NA0511	Colorado Rockies forests	1,216
NA0512	Eastern Cascades forests	1,412
NA0513	Florida sand pine scrub	1,450
NA0514	Fraser Plateau and Basin complex	1,329
NA0515	Great Basin montane forests	1,319
NA0516	Klamath-Siskiyou forests	1,443
NA0517	Middle Atlantic coastal forests	1,403
NA0518	North Central Rockies forests	1,234
NA0519	Northern California coastal forests	1,483
NA0520	Northern Pacific coastal forests	1,215
NA0521	Northern transitional alpine forests	1,292
NA0522	Okanagan dry forests	1,408
NA0523	Piney Woods forests	1,372
NA0524	Puget lowland forests	1,419
NA0525	Queen Charlotte Islands	1,281
NA0526	Sierra Juarez and San Pedro Martir pine-oak forests	1,689
NA0527	Sierra Nevada forests	1,459
NA0528	South Central Rockies forests	1,261
NA0529	Southeastern conifer forests	1,403
NA0530	Wasatch and Uinta montane forests	1,416
NA0601	Alaska Peninsula montane taiga	1,202
NA0602	Central Canadian Shield forests	1,155
NA0603	Cook Inlet taiga	1,216
NA0604	Copper Plateau taiga	1,220
NA0605	Eastern Canadian forests	1,215
NA0606	Eastern Canadian Shield taiga	1,068
NA0607	Interior Alaska-Yukon lowland taiga	1,103
NA0608	Mid-Continental Canadian forests	1,181
NA0609	Midwestern Canadian Shield forests	1,148

Code	Name	EF
NA0610	Muskwa-Slave Lake forests	1,150
NA0611	Newfoundland Highland forests	1,212
NA0612	Northern Canadian Shield taiga	1,087
NA0613	Northern Cordillera forests	1,198
NA0614	Northwest Territories taiga	1,121
NA0615	South Avalon-Burin oceanic barrens	1,212
NA0616	Southern Hudson Bay taiga	1,124
NA0617	Yukon Interior dry forests	1,263
NA0701	Western Gulf Coastal grasslands	1,516
NA0801	California Central Valley grasslands	1,408
NA0802	Canadian Aspen forests and parklands	1,253
NA0803	Central and Southern mixed grasslands	1,328
NA0804	Central forest-grasslands transition	1,303
NA0805	Central tall grasslands	1,318
NA0806	Edwards Plateau savanna	1,434
NA0807	Flint Hills tall grasslands	1,334
NA0808	Montana Valley and Foothill grasslands	1,394
NA0809	Nebraska Sand Hills mixed grasslands	1,233
NA0810	Northern mixed grasslands	1,324
NA0811	Northern short grasslands	1,234
NA0812	Northern tall grasslands	1,394
NA0813	Palouse grasslands	1,415
NA0814	Texas blackland prairies	1,467
NA0815	Western short grasslands	1,290
NA1101	Alaska-St. Elias Range tundra	1,176
NA1102	Aleutian Islands tundra	1,232
NA1103	Arctic coastal tundra	1,167
NA1104	Arctic foothills tundra	1,154
NA1105	Baffin coastal tundra	1,181
NA1106	Beringia lowland tundra	1,174
NA1107	Beringia upland tundra	1,196
NA1108	Brooks-British Range tundra	1,141
NA1109	Davis Highlands tundra	1,155
NA1110	High Arctic tundra	1,077
NA1111	Interior Yukon-Alaska alpine tundra	1,142
NA1112	Kalaallit Nunaat high arctic tundra	1,082
NA1113	Kalaallit Nunaat low arctic tundra	1,112

Code	Name	EF
NA1114	Low Arctic tundra	1,057
NA1115	Middle Arctic tundra	1,040
NA1116	Ogilvie-MacKenzie alpine tundra	1,145
NA1117	Pacific Coastal Mountain icefields and tundra	1,201
NA1118	Torngat Mountain tundra	1,182
NA1201	California coastal sage and chaparral	1,604
NA1202	California interior chaparral and woodlands	1,361
NA1203	California montane chaparral and woodlands	1,364
NA1301	Baja California desert	1,547
NA1302	Central Mexican matorral	1,988
NA1303	Chihuahuan desert	1,360
NA1304	Colorado Plateau shrublands	1,187
NA1305	Great Basin shrub steppe	1,167
NA1306	Gulf of California xeric scrub	1,752
NA1307	Meseta Central matorral	1,663
NA1308	Mojave desert	1,243
NA1309	Snake-Columbia shrub steppe	1,330
NA1310	Sonoran desert	1,339
NA1311	Tamaulipan matorral	1,950
NA1312	Tamaulipan mezquital	1,520
NA1313	Wyoming Basin shrub steppe	1,264
NT0101	Araucaria moist forests	1,832
NT0102	Atlantic Coast restingas	2,029
NT0103	Bahia coastal forests	2,044
NT0104	Bahia interior forests	1,919
NT0105	Bolivian Yungas	1,960
NT0106	Caatinga Enclaves moist forests	1,292
NT0107	Caqueta moist forests	1,647
NT0108	Catatumbo moist forests	2,368
NT0109	Cauca Valley montane forests	2,709
NT0110	Cayos Miskitos-San Andr�s and Providencia moist forests	1,389
NT0111	Central American Atlantic moist forests	1,846
NT0112	Central American montane forests	2,111
NT0113	Chiapas montane forests	2,406
NT0114	Chimalapas montane forests	1,727
NT0115	Choc�s-Dari�n moist forests	2,102
NT0116	Cocos Island moist forests	1,262

Code	Name	EF
NT0117	Cordillera La Costa montane forests	2,191
NT0118	Cordillera Oriental montane forests	2,421
NT0119	Costa Rican seasonal moist forests	2,459
NT0120	Cuban moist forests	1,495
NT0121	Eastern Cordillera real montane forests	2,313
NT0122	Eastern Panamanian montane forests	1,882
NT0123	Fernando de Noronha-Atol das Rocas moist forests	1,379
NT0124	Guianan Highlands moist forests	1,760
NT0125	Guianan moist forests	1,562
NT0126	Gurupa varzea	2,218
NT0127	Hispaniolan moist forests	1,675
NT0128	Iquitos varzea	1,978
NT0129	Isthmian-Atlantic moist forests	2,120
NT0130	Isthmian-Pacific moist forests	2,667
NT0131	Jamaican moist forests	1,693
NT0132	Japur�-Solimoes-Negro moist forests	1,560
NT0133	Juru�-Purus moist forests	1,542
NT0134	Leeward Islands moist forests	1,510
NT0135	Madeira-Tapaj�s moist forests	1,510
NT0136	Magdalena Valley montane forests	2,590
NT0137	Magdalena-Urab� moist forests	2,356
NT0138	Maraj� varzea	1,652
NT0139	Maranhao Babaru forests	1,776
NT0140	Mato Grosso seasonal forests	1,507
NT0141	Monte Alegre varzea	2,376
NT0142	Napo moist forests	1,840
NT0143	Negro-Branco moist forests	1,795
NT0144	Northeastern Brazil restingas	1,955
NT0145	Northwestern Andean montane forests	2,592
NT0146	Oaxacan montane forests	2,231
NT0147	Orinoco Delta swamp forests	1,775
NT0148	Pantanos de Centla	2,058
NT0149	Guianan Freshwater swamp forests	1,785
NT0150	Alto Paran� Atlantic forests	1,783
NT0151	Pernambuco coastal forests	2,043
NT0152	Pernambuco interior forests	1,979
NT0153	Peruvian Yungas	2,532

Code	Name	EF
NT0154	PetOn-Veracruz moist forests	2,411
NT0155	Puerto Rican moist forests	1,460
NT0156	Purus varzea	2,087
NT0157	Purus-Madeira moist forests	1,583
NT0158	Rio Negro campinarana	1,635
NT0159	Santa Marta montane forests	2,080
NT0160	Serra do Mar coastal forests	2,251
NT0161	Sierra de los Tuxtlas	2,209
NT0162	Sierra Madre de Chiapas moist forest	2,422
NT0163	Solimoes-Japur moist forest	1,674
NT0164	South Florida rocklands	1,435
NT0165	Southern Andean Yungas	1,794
NT0166	Southwest Amazon moist forests	1,524
NT0167	Talamancan montane forests	2,201
NT0168	Tapajs-Xingu moist forests	1,583
NT0169	Pantepuis	1,942
NT0170	Tocantins/Pindare moist forests	1,852
NT0171	Trinidad and Tobago moist forests	1,649
NT0172	Trindade-Martin Vaz Islands tropical forests	1,292
NT0173	Uatuma-Trombetas moist forests	1,454
NT0174	Ucayali moist forests	1,920
NT0175	Venezuelan Andes montane forests	2,249
NT0176	Veracruz moist forests	2,151
NT0177	Veracruz montane forests	2,007
NT0178	Western Ecuador moist forests	2,836
NT0179	Windward Islands moist forests	1,601
NT0180	Xingu-Tocantins-Araguaia moist forests	1,605
NT0181	Yucatn moist forests	1,794
NT0182	Guianan piedmont and lowland moist forests	1,000
NT0201	Apure-Villavicencio dry forests	1,866
NT0202	Atlantic dry forests	1,626
NT0204	Bajo dry forests	2,061
NT0205	Balsas dry forests	2,309
NT0206	Bolivian montane dry forests	2,020
NT0207	Cauca Valley dry forests	1,981
NT0209	Central American dry forests	2,263
NT0210	Dry Chaco	1,451

Code	Name	EF
NT0211	Chiapas Depression dry forests	2,301
NT0212	Chiquitano dry forests	1,793
NT0213	Cuban dry forests	1,571
NT0214	Ecuadorian dry forests	2,011
NT0215	Hispaniolan dry forests	1,665
NT0216	Islas Revillagigedo dry forests	1,443
NT0217	Jalisco dry forests	2,296
NT0218	Jamaican dry forests	1,678
NT0219	Lara-Falc3n dry forests	2,170
NT0220	Lesser Antillean dry forests	1,455
NT0221	Magdalena Valley dry forests	2,033
NT0222	Maracaibo dry forests	2,212
NT0223	Mara±3n dry forests	2,049
NT0224	Panamanian dry forests	2,151
NT0225	Pat3a Valley dry forests	1,995
NT0226	Puerto Rican dry forests	1,569
NT0227	Sierra de la Laguna dry forests	1,548
NT0228	Sinaloan dry forests	2,177
NT0229	Sin- Valley dry forests	2,382
NT0230	Southern Pacific dry forests	2,658
NT0232	Tumbes-Piura dry forests	2,086
NT0233	Veracruz dry forests	1,981
NT0235	Yucat3n dry forests	2,027
NT0301	Bahamian pine mosaic	1,480
NT0302	Belizean pine forests	2,077
NT0303	Central American pine-oak forests	2,613
NT0304	Cuban pine forests	1,605
NT0305	Hispaniolan pine forests	1,650
NT0306	Miskito pine forests	1,791
NT0307	Sierra de la Laguna pine-oak forests	1,495
NT0308	Sierra Madre de Oaxaca pine-oak forests	2,582
NT0309	Sierra Madre del Sur pine-oak forests	2,542
NT0310	Trans-Mexican Volcanic Belt pine-oak forests	2,501
NT0401	Juan Fern3ndez Islands temperate forests	1,434
NT0402	Magellanic subpolar forests	1,331
NT0403	San F3lix-San Ambrosio Islands temperate forests	1,292
NT0404	Valdivian temperate forests	1,592

Code	Name	EF
NT0702	Beni savanna	1,966
NT0703	Campos Rupestres montane savanna	1,653
NT0704	Cerrado	1,453
NT0705	Clipperton Island shrub and grasslands	1,292
NT0707	Guianan savanna	1,861
NT0708	Humid Chaco	1,580
NT0709	Llanos	1,616
NT0710	Uruguayan savanna	1,563
NT0801	Espinal	1,450
NT0802	Low Monte	1,417
NT0803	Humid Pampas	1,451
NT0805	Patagonian steppe	1,469
NT0902	Cuban wetlands	1,631
NT0903	Enriquillo wetlands	1,485
NT0904	Everglades	1,342
NT0905	Guayaquil flooded grasslands	1,782
NT0906	Orinoco wetlands	1,688
NT0907	Pantanal	1,824
NT0908	Paraná flooded savanna	1,787
NT0909	Southern Cone Mesopotamian savanna	1,609
NT1001	Central Andean dry puna	1,415
NT1002	Central Andean puna	1,665
NT1003	Central Andean wet puna	1,846
NT1004	Cordillera Central páramo	1,608
NT1005	Cordillera de Merida páramo	1,720
NT1006	Northern Andean páramo	1,945
NT1007	Santa Marta páramo	1,681
NT1008	Southern Andean steppe	1,483
NT1010	High Monte	1,026
NT1201	Chilean matorral	1,662
NT1301	Araya and Paria xeric scrub	2,140
NT1303	Atacama desert	1,421
NT1304	Caatinga	1,410
NT1305	Caribbean shrublands	1,436
NT1306	Cuban cactus scrub	1,458
NT1307	Galápagos Islands scrubland mosaic	1,759
NT1308	Guajira-Barranquilla xeric scrub	2,235

Code	Name	EF
NT1309	La Costa xeric shrublands	2,159
NT1311	Malpelo Island xeric scrub	1,297
NT1312	Motagua Valley thornscrub	2,074
NT1313	Paraguana xeric scrub	2,189
NT1314	San Lucan xeric scrub	1,591
NT1315	Sechura desert	1,566
NT1316	Tehuac�n Valley matorral	1,988
NT1318	St. Peter and St. Paul rocks	1,169
NT1401	Amazon-Orinoco-Southern Caribbean mangroves	1,255
NT1402	Bahamoan-Antillean mangroves	1,209
NT1403	Mesoamerican Gulf-Caribbean mangroves	1,273
NT1404	Northern Mesoamerican Pacific mangroves	1,335
NT1405	South American Pacific mangroves	1,325
NT1406	Southern Atlantic mangroves	1,268
NT1407	Southern Mesoamerican Pacific mangroves	1,343
OC0101	Carolines tropical moist forests	1,595
OC0102	Central Polynesian tropical moist forests	1,328
OC0103	Cook Islands tropical moist forests	1,495
OC0104	Eastern Micronesia tropical moist forests	1,382
OC0105	Fiji tropical moist forests	1,684
OC0106	Hawaii tropical moist forests	1,664
OC0107	Kermadec Islands subtropical moist forests	1,300
OC0108	Marquesas tropical moist forests	1,569
OC0109	Ogasawara subtropical moist forests	1,418
OC0110	Palau tropical moist forests	1,390
OC0111	Rapa Nui subtropical broadleaf forests	1,293
OC0112	Samoan tropical moist forests	1,582
OC0113	Society Islands tropical moist forests	1,514
OC0114	Tongan tropical moist forests	1,501
OC0115	Tuamotu tropical moist forests	1,579
OC0116	Tubuai tropical moist forests	1,404
OC0117	Western Polynesian tropical moist forests	1,303
OC0201	Fiji tropical dry forests	1,395
OC0202	Hawaii tropical dry forests	1,601
OC0203	Marianas tropical dry forests	1,493
OC0204	Yap tropical dry forests	1,440
OC0701	Hawaii tropical high shrublands	1,512

Code	Name	EF
OC0702	Hawaii tropical low shrublands	1,484
OC0703	Northwestern Hawaii scrub	1,296
PA0101	Guizhou Plateau broadleaf and mixed forests	1,481
PA0102	Yunnan Plateau subtropical evergreen forests	1,564
PA0401	Appenine deciduous montane forests	1,423
PA0402	Atlantic mixed forests	1,284
PA0403	Azores temperate mixed forests	1,344
PA0404	Balkan mixed forests	1,371
PA0405	Baltic mixed forests	1,368
PA0406	Cantabrian mixed forests	1,333
PA0407	Caspian Hyrcanian mixed forests	1,459
PA0408	Caucasus mixed forests	1,403
PA0409	Celtic broadleaf forests	1,301
PA0410	Central Anatolian deciduous forests	1,288
PA0411	Central China loess plateau mixed forests	1,411
PA0412	Central European mixed forests	1,235
PA0413	Central Korean deciduous forests	1,322
PA0414	Changbai Mountains mixed forests	1,468
PA0415	Changjiang Plain evergreen forests	1,418
PA0416	Crimean Submediterranean forest complex	1,432
PA0417	Daba Mountains evergreen forests	1,508
PA0418	Dinaric Mountains mixed forests	1,352
PA0419	East European forest steppe	1,240
PA0420	Eastern Anatolian deciduous forests	1,273
PA0421	English Lowlands beech forests	1,393
PA0422	Euxine-Colchic broadleaf forests	1,433
PA0423	Hokkaido deciduous forests	1,315
PA0424	Huang He Plain mixed forests	1,374
PA0425	Madeira evergreen forests	1,384
PA0426	Manchurian mixed forests	1,269
PA0427	Nihonkai evergreen forests	1,476
PA0428	Nihonkai montane deciduous forests	1,460
PA0429	North Atlantic moist mixed forests	1,291
PA0430	Northeast China Plain deciduous forests	1,411
PA0431	Pannonian mixed forests	1,307
PA0432	Po Basin mixed forests	1,439
PA0433	Pyrenees conifer and mixed forests	1,345

Code	Name	EF
PA0434	Qin Ling Mountains deciduous forests	1,591
PA0435	Rodope montane mixed forests	1,460
PA0436	Sarmatic mixed forests	1,215
PA0437	Sichuan Basin evergreen broadleaf forests	1,601
PA0438	South Sakhalin-Kurile mixed forests	1,398
PA0439	Southern Korea evergreen forests	1,359
PA0440	Taiheiyo evergreen forests	1,443
PA0441	Taiheiyo montane deciduous forests	1,482
PA0442	Tarim Basin deciduous forests and steppe	1,371
PA0443	Ussuri broadleaf and mixed forests	1,243
PA0444	Western Siberian hemiboreal forests	1,306
PA0445	Western European broadleaf forests	1,262
PA0446	Zagros Mountains forest steppe	1,288
PA0501	Alps conifer and mixed forests	1,303
PA0502	Altai montane forest and forest steppe	1,238
PA0503	Caledon conifer forests	1,373
PA0504	Carpathian montane forests	1,295
PA0505	Da Hinggan-Dzhagdy Mountains conifer forests	1,263
PA0506	East Afghan montane conifer forests	1,449
PA0507	Elburz Range forest steppe	1,376
PA0508	Helanshan montane conifer forests	1,264
PA0509	Hengduan Mountains subalpine conifer forests	1,658
PA0510	Hokkaido montane conifer forests	1,311
PA0511	Honshu alpine conifer forests	1,354
PA0512	Khangai Mountains conifer forests	1,369
PA0513	Mediterranean conifer and mixed forests	1,449
PA0514	Northeastern Himalayan subalpine conifer forests	1,348
PA0515	Northern Anatolian conifer and deciduous forests	1,360
PA0516	Nujiang Langcang Gorge alpine conifer and mixed forests	1,532
PA0517	Qilian Mountains conifer forests	1,446
PA0518	Qionglai-Minshan conifer forests	1,678
PA0519	Sayan montane conifer forests	1,224
PA0520	Scandinavian coastal conifer forests	1,399
PA0521	Tian Shan montane conifer forests	1,392
PA0601	East Siberian taiga	1,068
PA0602	Iceland boreal birch forests and alpine tundra	1,163
PA0603	Kamchatka-Kurile meadows and sparse forests	1,173

Code	Name	EF
PA0604	Kamchatka-Kurile taiga	1,211
PA0605	Northeast Siberian taiga	1,065
PA0606	Okhotsk-Manchurian taiga	1,180
PA0607	Sakhalin Island taiga	1,269
PA0608	Scandinavian and Russian taiga	1,177
PA0609	Trans-Baikal conifer forests	1,246
PA0610	Ural montane forests and tundra	1,249
PA0611	West Siberian taiga	1,076
PA0801	Alai-Western Tian Shan steppe	1,383
PA0802	Altai steppe and semi-desert	1,279
PA0803	Central Anatolian steppe	1,290
PA0804	Daurian forest steppe	1,212
PA0805	Eastern Anatolian montane steppe	1,404
PA0806	Emin Valley steppe	1,348
PA0807	Faroe Islands boreal grasslands	1,236
PA0808	Gissaro-Alai open woodlands	1,367
PA0809	Kazakh forest steppe	1,269
PA0810	Kazakh steppe	1,207
PA0811	Kazakh upland	1,366
PA0812	Middle East steppe	1,283
PA0813	Mongolian-Manchurian grassland	1,276
PA0814	Pontic steppe	1,253
PA0815	Sayan Intermontane steppe	1,324
PA0816	Selenge-Orkhon forest steppe	1,239
PA0817	South Siberian forest steppe	1,334
PA0818	Tian Shan foothill arid steppe	1,436
PA0901	Amur meadow steppe	1,276
PA0902	Bohai Sea saline meadow	1,490
PA0903	Nenjiang River grassland	1,476
PA0904	Nile Delta flooded savanna	1,426
PA0905	Saharan halophytics	1,236
PA0906	Tigris-Euphrates alluvial salt marsh	1,416
PA0907	Suiphun-Khanka meadows and forest meadows	1,448
PA0908	Yellow Sea saline meadow	1,472
PA1001	Altai alpine meadow and tundra	1,268
PA1002	Central Tibetan Plateau alpine steppe	1,097
PA1003	Eastern Himalayan alpine shrub and meadows	1,295

Code	Name	EF
PA1004	Ghorat-Hazarajat alpine meadow	1,249
PA1005	Hindu Kush alpine meadow	1,278
PA1006	Karakoram-West Tibetan Plateau alpine steppe	1,234
PA1007	Khangai Mountains alpine meadow	1,271
PA1008	Kopet Dag woodlands and forest steppe	1,420
PA1009	Kuh Rud and Eastern Iran montane woodlands	1,308
PA1010	Mediterranean High Atlas juniper steppe	1,311
PA1011	North Tibetan Plateau-Kunlun Mountains alpine desert	1,105
PA1012	Northwestern Himalayan alpine shrub and meadows	1,248
PA1013	Ordos Plateau steppe	1,400
PA1014	Pamir alpine desert and tundra	1,262
PA1015	Qilian Mountains subalpine meadows	1,255
PA1016	Sayan Alpine meadows and tundra	1,261
PA1017	Southeast Tibet shrub and meadows	1,338
PA1018	Sulaiman Range alpine meadows	1,196
PA1019	Tian Shan montane steppe and meadows	1,280
PA1020	Tibetan Plateau alpine shrub and meadows	1,202
PA1021	Western Himalayan alpine shrub and meadows	1,306
PA1022	Yarlung Tsangpo arid steppe	1,381
PA1101	Arctic desert	1,128
PA1102	Bering tundra	1,097
PA1103	Cherskii-Kolyma mountain tundra	1,092
PA1104	Chukchi Peninsula tundra	1,114
PA1105	Kamchatka Mountain tundra and forest tundra	1,173
PA1106	Kola Peninsula tundra	1,335
PA1107	Northeast Siberian coastal tundra	1,124
PA1108	Northwest Russian-Novaya Zemlya tundra	1,171
PA1109	Novosibirsk Islands arctic desert	1,173
PA1110	Scandinavian Montane Birch forest and grasslands	1,212
PA1111	Taimyr-Central Siberian tundra	1,090
PA1112	Trans-Baikal Bald Mountain tundra	1,167
PA1113	Wrangel Island arctic desert	1,178
PA1114	Yamal-Gydan tundra	1,131
PA1201	Aegean and Western Turkey sclerophyllous and mixed forests	1,428
PA1202	Anatolian conifer and deciduous mixed forests	1,391
PA1203	Canary Islands dry woodlands and forests	1,486
PA1204	Corsican montane broadleaf and mixed forests	1,418

Code	Name	EF
PA1205	Crete Mediterranean forests	1,388
PA1206	Cyprus Mediterranean forests	1,429
PA1207	Eastern Mediterranean conifer-sclerophyllous-broadleaf forests	1,426
PA1208	Iberian conifer forests	1,432
PA1209	Iberian sclerophyllous and semi-deciduous forests	1,304
PA1210	Illyrian deciduous forests	1,494
PA1211	Italian sclerophyllous and semi-deciduous forests	1,415
PA1212	Mediterranean acacia-argania dry woodlands and succulent thickets	1,478
PA1213	Mediterranean dry woodlands and steppe	1,247
PA1214	Mediterranean woodlands and forests	1,352
PA1215	Northeastern Spain and Southern France Mediterranean forests	1,448
PA1216	Northwest Iberian montane forests	1,438
PA1217	Pindus Mountains mixed forests	1,462
PA1218	South Appenine mixed montane forests	1,321
PA1219	Southeastern Iberian shrubs and woodlands	1,423
PA1220	Southern Anatolian montane conifer and deciduous forests	1,410
PA1221	Southwest Iberian Mediterranean sclerophyllous and mixed forests	1,424
PA1222	Tyrrhenian-Adriatic sclerophyllous and mixed forests	1,452
PA1301	Afghan Mountains semi-desert	1,318
PA1302	Alashan Plateau semi-desert	1,199
PA1303	Arabian Desert and East Sahero-Arabian xeric shrublands	1,194
PA1304	Atlantic coastal desert	1,215
PA1305	Azerbaijan shrub desert and steppe	1,440
PA1306	Badghyz and Karabil semi-desert	1,362
PA1307	Baluchistan xeric woodlands	1,311
PA1308	Caspian lowland desert	1,319
PA1309	Central Afghan Mountains xeric woodlands	1,314
PA1310	Central Asian northern desert	1,169
PA1311	Central Asian riparian woodlands	1,400
PA1312	Central Asian southern desert	1,222
PA1313	Central Persian desert basins	1,138
PA1314	Eastern Gobi desert steppe	1,217
PA1315	Gobi Lakes Valley desert steppe	1,218
PA1316	Great Lakes Basin desert steppe	1,269
PA1317	Junggar Basin semi-desert	1,262
PA1318	Kazakh semi-desert	1,212
PA1319	Kopet Dag semi-desert	1,322

Code	Name	EF
PA1320	Mesopotamian shrub desert	1,254
PA1321	North Saharan steppe and woodlands	1,138
PA1322	Paropamisus xeric woodlands	1,257
PA1323	Persian Gulf desert and semi-desert	1,378
PA1324	Qaidam Basin semi-desert	1,188
PA1325	Red Sea Nubo-Sindian tropical desert and semi-desert	1,229
PA1326	Registan-North Pakistan sandy desert	1,238
PA1327	Sahara desert	1,111
PA1328	South Iran Nubo-Sindian desert and semi-desert	1,301
PA1329	South Saharan steppe and woodlands	1,157
PA1330	Taklimakan desert	1,231
PA1331	Tibesti-Jebel Uweinat montane xeric woodlands	1,185
PA1332	West Saharan montane xeric woodlands	1,141
PA1333	Red Sea coastal desert	1,274