

TEXTE 00/2021

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3717 31 105 0

Flächenrucksäcke von Gütern und Dienstleistungen

Ermittlung und Verifizierung von Datenquellen und
Datengrundlagen für die Berechnung der
Flächenrucksäcke von Gütern und Dienstleistungen für
Ökobilanzen – Teilbericht I: METHODEN –

von

Horst Fehrenbach, Mirjam Busch, Silvana Bürck,
Dr. Mascha Bischoff, Stefanie Theis, Joachim Reinhardt,
Judith Blömer
ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung gGmbH,
Heidelberg

Prof. Dr. Birgit Grahl
INTEGRAHL, Heidekamp

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

[f/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

[t/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung gGmbH
Wilckensstraße 3
69120 Heidelberg

INTEGRAHL – Industrielle Ökologie
Schuhwiese 6
23858 Heidekamp

Abschlussdatum:

Dezember 2020

Redaktion:

Fachgebiet I 2.5 Nachhaltige Raumentwicklung, Umweltprüfungen
Dr. Daniel Reißmann

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Dezember 2020

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Flächenrucksäcke von Gütern und Dienstleistungen

Ziel des Projekts „Flächenrucksack“ ist die Bereitstellung einer praktikablen Methode für die Einbeziehung von Flächennutzung als Wirkungskategorie in Ökobilanzen. Dies beinhaltet neben einer transparenten methodischen Anleitung auch einen Praxistest der Methode anhand von Fallbeispielen (Teilbericht II) sowie die Bereitstellung eines Grundstocks an Daten bzw. den Hinweis auf geeignete Datenquellen (Teilbericht III).

Dieser Teilbericht (I) erläutert in detaillierter Form die Methode. Dazu werden zunächst grundsätzliche methodische Anforderungen bei der Berücksichtigung von Fläche in Ökobilanzen erörtert. Fragen zur Verankerung der Methode im Kontext der Phasen der Ökobilanz werden geklärt und das Schutzgut klar definiert. Die Hemerobie dient als Maß zur Charakterisierung der Flächenqualität, sie ist die *Selbstregulationsfähigkeit von Ökosystemen auf der Grundlage des aktuellen Standortpotenzials*.

Im Anschluss wird das Konzept der Hemerobie in der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung ausführlich beschrieben. Grundsätze, Begriffsbestimmungen und Abgrenzungen werden dargestellt. Die Tragfähigkeit dieses Ansatzes wurde hinsichtlich der Anforderungen der Ziele des Projekts geprüft, bestehende Lücken wurden identifiziert vor dem Hintergrund der Frage, welche Flächennutzungsarten bereits berücksichtigt sind und welcher Überarbeitungs- bzw. Erweiterungsbedarf besteht.

Der Bericht beinhaltet schlussendlich Kataloge mit Kriterien und Messgrößen zur Bestimmung der Hemerobie für Wald- und Forstsysteme, Landwirtschaftsflächen (Ackerland, Grünland), Rohstoffabbauflächen sowie die Anwendung auf verschiedene weitere Arten von Siedlungsflächen.

Die quantitativen Größen des „Flächenrucksacks“ beinhalten sowohl die *temporäre Flächenbelegung* als auch die *Flächennutzungsänderung*. Sie stellen jeweils eigenständige Indikatoren in der Wirkungskategorie „Naturrauminanspruchnahme“ dar, die nicht miteinander aggregiert werden, da sie verschiedene Sachverhalte beschreiben und sich auch in der Einheit unterscheiden.

Abstract: Land rucksacks of goods and services

The project “Land rucksacks of goods and services” proposes a practical and operational method for including land use as an impact category in life cycle assessments. In addition to transparent methodological guidance, the method was tested in four case studies (see Final Report Part II). Furthermore, a comprehensive set of baseline input data and references to data sources are provided (Final Report Part III).

In the following, Final Report Part I provides a detailed explanation of the proposed concept. A discussion of fundamental methodological requirements for including land use in life cycle assessments is followed by a clarification of questions on the integration of the method into different the stages of the LCA process. The safeguard subject is clearly defined. Hemeroby serves as a measure to characterise land quality defined as the self-regulatory capacity of ecosystems based on the current site-specific potential.

Next, the concept of hemeroby is described in detail in the life cycle inventory and the impact assessment. Principles, definitions and limitations are presented. The validity of this approach was examined in context of the project objectives. Moreover, existing gaps were identified considering which land use types are already addressed and which need to be revised or extended.

Finally, the report provides catalogues proposing criteria and metrics to determine the respective hemeroby of forests, agricultural land (arable land, grassland), raw material extraction sites and the application of hemeroby to various other types of settlement areas.

The quantitative variables proposed for the land rucksack include are temporary land occupation and land transformation. They each represent independent indicators in the impact category land use. No further aggregation is carried out because the two indicators address different aspects and differ in their units.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	7
Abbildungsverzeichnis.....	10
Tabellenverzeichnis	11
Abkürzungsverzeichnis	13
Zusammenfassung.....	16
Summary	27
1 Einführung.....	37
1.1 Hintergrund.....	37
1.2 Ziele des Forschungsprojekts	38
1.3 Aufgaben des Forschungsprojekts.....	38
1.4 Inhalte der Berichte	40
2 Methodische Aspekte zur Berücksichtigung von Flächennutzung in Ökobilanzen.....	41
2.1 Fläche im Rahmen des Projektes „Flächenrucksack“	41
2.2 Grundlagen der Ökobilanz (LCA).....	42
2.2.1 Phase 1: Zieldefinition und Untersuchungsrahmen	43
2.2.2 Phase 2: Sachbilanz.....	44
2.2.3 Phase 3: Wirkungsabschätzung	46
2.2.4 Phase 4: Auswertung	49
2.2.5 „Potenzielle Umweltwirkung“ versus „Vorhersage spezifischer Umweltschäden“	49
2.3 Schutzgut.....	50
2.3.1 Einordnung nach übergeordneten Schutzgütern	50
2.3.2 Differenzierung Natürlichkeit – Naturnähe – Naturferne – Hemerobie.....	51
2.3.3 Hemerobie und Biodiversität.....	54
3 Das Konzept der Hemerobie in der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung	56
3.1 Eingangsvoraussetzungen.....	56
3.2 Hemerobieklassen auf der Sachbilanzebene	57
3.2.1 Begründung für ordinale Klassen.....	57
3.2.2 Die Systematik der Hemerobieklassen und Landnutzungsarten	59
3.2.3 Bestimmung der Hemerobiekategorie für Flächen und Landnutzung.....	60
3.2.4 Kriterienkataloge für verschiedene Landnutzungsarten	61
3.2.5 Zuordnungsverfahren einer Fläche in eine Hemerobiekategorie	62
3.2.6 Einheit der Flächennutzung	64
3.3 Charakterisierungsmodell für die Wirkungsabschätzung	64

3.3.1	Herleitung des Naturfernepotenzials (NFP).....	64
3.4	Schlussfolgerungen	69
4	Klassifizierung für verschiedene Landnutzungsarten.....	70
4.1	Wald- und Forstflächen.....	70
4.1.1	Definitionen	70
4.1.2	Bisherige Arbeiten und Aktualisierungsbedarf	72
4.1.2.1	Der Ansatz von Giegrich und Sturm (1996)	72
4.1.2.2	Aktualisierungsbedarf des Ansatzes	74
4.1.3	Waldzustandsindex (WZI) als Standard-Methode auf Basis generischer Daten	75
4.1.3.1	Das Konzept des WZI	75
4.1.3.2	Eignung des WZI zur Beschreibung des Naturferne-Potenzials.....	77
4.1.4	Zusammenführung des WZI mit dem Naturferne-Potenzial	80
4.1.4.1	Formale Angleichung	80
4.1.4.2	Optionen zur Ermittlung von generischen Sachbilanzdaten des Mittelwerts WZI _{generisch}	81
4.1.4.3	Anpassung der Hemerobiekategorie unter Berücksichtigung der Holzarten	83
4.1.4.4	Mögliche weitere Anpassungen der Hemerobieklassen auf generischer Ebene	87
4.1.4.5	Optionen zur spezifischen Differenzierung des WZI _{generisch}	87
4.2	Landwirtschaftliche Flächen	92
4.2.1	Definition	92
4.2.2	Bisherige Arbeiten.....	92
4.2.2.1	Verschiedene Referenzmethoden	92
4.2.2.2	Der Hemerobie-Ansatz nach (Fehrenbach 2000)	94
4.2.3	Bewertungssystem für Ackerland	99
4.2.3.1	Kriterien und Messgrößen für Ackerland	99
4.2.3.2	Vorgehensweise zur Herleitung generischer Einstufungen.....	108
4.2.4	Bewertungssystem für Dauergrünland.....	110
4.2.4.1	Kriterien und Messgrößen für Grünland	112
4.2.4.2	Vorgehensweise zur Herleitung generischer Einstufungen.....	114
4.3	Rohstoffabbauflächen.....	115
4.3.1	Bisherige Arbeiten.....	115
4.3.2	Bestimmung der spezifischen Flächenbelegung durch Rohstoffabbauaktivitäten im Tagebau.....	116
4.3.3	Bewertungssystem für Tagebauflächen	120
4.3.4	Untertagebau sowie Flächen der Onshore- und Offshore-Förderung	124

4.4	Andere Siedlungsflächen.....	124
4.4.1	Definition	124
4.4.2	Bewertungssystem für Brachflächen	126
4.4.3	Allokationsansatz für die Anrechnung von Verkehrsflächen auf Transportprozesse.....	128
4.5	Überlegungen zum Umgang mit besonders schwerwiegenden Auswirkungen auf die Umwelt.....	130
5	Der Ansatz für Flächennutzungsänderung	133
5.1	Ansätze zur Berechnung von Landnutzungsänderung (LUC)	133
5.2	aLUC als Basis für die Flächennutzungsänderung im Konzept des Flächenrucksacks	133
5.3	Präzisierung und Verallgemeinerung des aLUC-Ansatzes.....	135
5.3.1	Landnutzungskategorien nach IPCC.....	135
5.3.2	Geografischer Bezugsrahmen	135
5.3.3	LUC-Daten aus den Nationalen Inventarberichten.....	136
5.3.4	Zeitliche Dimension.....	136
5.4	Konkrete Ausgestaltung des aLUC als Komponente des Flächenrucksacks.....	138
5.4.1	Prinzipien der Berechnungsweise.....	138
5.4.2	Bedarf an Daten und Festlegungen	140
5.4.3	„Kombination“ von temporärer Flächenbelegung und Flächennutzungsänderung	141
5.5	Normierung der Flächennutzungsänderung	142
6	Offene Fragen – Bedarf an Weiterentwicklung.....	145
7	Quellenverzeichnis	149

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Zusammenführung der Zuordnung einer Hemerobiekategorie nach (Fehrenbach et al. 2015) und des Klassifikationsschemas des WZI.....	22
Figure 2:	Merging the assignment of a hemeroby class according to (Fehrenbach et al. 2015) and the classification scheme of the WZI.....	32
Abbildung 3:	Sachbilanz – Ermittlung der Quantität (Beispiel: Produktion von Buchenparkett).....	45
Abbildung 4:	Quantität (Sachbilanzdatum) mit Qualität (Umweltwirkung)..	46
Abbildung 5:	Vergleich des Konzepts der Naturnähe und der Hemerobie ...	54
Abbildung 6:	Logik der Einstufung in Hemerobieklassen	58
Abbildung 7:	Struktur des messgrößenbasierten Punktwertverfahrens	63
Abbildung 8:	Zuordnung von Charakterisierungsfaktoren der einzelnen Hemerobieklassen	67
Abbildung 9:	Vergleich der reinen Flächenbilanz (Sachbilanz) mit der Charakterisierung gemäß Naturfernepotenzial (NFP) für Biogas aus Mais und Grasschnitt	68
Abbildung 10:	Ablauf der Schritte zur Ermittlung der Bestandteile des Konzepts für den Flächenrucksack	69
Abbildung 11:	Gruppierung der Indikatorwerte des WZI	77
Abbildung 12:	Zusammenführung der Zuordnung einer Hemerobiekategorie nach (Fehrenbach et al. 2015) und des Klassifikationsschemas des WZI.....	81
Abbildung 13:	Ergebnisse des WZI, der sechs Indikatoren zu dessen Berechnung für jeden Waldtyp sowie Flächenanteile der Waldtypen und flächengewichtete Gesamtergebnisse (einmal für alle Indikatoren (WZI) , einmal ohne die Indikatoren B und E (WZI')).....	82
Abbildung 14:	Anteil der Baumarten und der baumartentypischen Waldgesellschaften an der gesamten Waldfläche Deutschlands	84
Abbildung 15:	Verschiebung der Anteile an den Hemerobieklassen bei Vergabe bzw. Abzug von Punkten im Bereich von plus 15 bis minus 15	85
Abbildung 16:	Clustereinteilung eines Steinbruchs	117
Abbildung 17:	Vergleich der unterschiedlichen Nutzungskategorien der vom Steine- und Erden-Rohstoffabbau betroffenen Flächen in Sachsen-Anhalt in den Jahren 2005 und 2009	119
Abbildung 18:	Struktur des messgrößenbasierten Punktwertverfahrens für Tagebauflächen (WS = Wertstufe)	123
Abbildung 19:	Beispielhafte Darstellung einer Erweiterung der Charakterisierungsfaktoren über den Faktor 1 hinaus.....	131

Abbildung 20:	Matrix der möglichen und der als relevant erachteten LUC-Kombinationen von Nutzungskategorien.....	135
Abbildung 21:	Landnutzungsänderung entlang der Zeitachse unterschieden in Nutzung mit und ohne Nachnutzungsphase	138
Abbildung 22:	Gemeinsame Darstellung von Flächenbelegung und Flächennutzungsänderung am Beispiel von Weizen (Deutschland) und Palmöl (Indonesien).....	142

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Das Klassensystem der Hemerobieklassen mit indikativen Zuordnungen der Bandbreiten verschiedener Flächennutzungsarten	20
Tabelle 2:	Kriterien und Messgrößen des Bewertungssystems für Ackerland.....	24
Tabelle 3:	Kriterien und Messgrößen des Bewertungssystems für Rohstoffflächen	25
Table 1 :	The hemeroby class system with indicative allocations of the distribution of different land use types.....	31
Table 2 :	Criteria and metrics of the arable land evaluation system	34
Table 3 :	Criteria and metrics of the mining area evaluation system	35
Tabelle 4:	Das Klassensystem der Hemerobieklassen mit indikativen Zuordnungen der Bandbreiten verschiedener Flächennutzungsarten	60
Tabelle 5:	Beispiel: Zuordnung von Messergebnissen in die Messgröße „Art der Düngung“ für Ackerflächen (siehe dazu in Kapitel 4.2 und Tabelle 15).....	63
Tabelle 6:	Kriterien und Messgrößen zur Bestimmung der Hemerobie von Waldökosystemen	72
Tabelle 7:	Differenzierte Operationalisierung der Messgrößen in einer fünfstufigen ordinalen Skala am Beispiel Messgröße 1: Intensität mechanischer Bodenbearbeitung	73
Tabelle 8:	Ermittlung der Hemerobiekategorie zur Einordnung des Naturferne-Potenzials auf Basis MW-END	74
Tabelle 9:	Kriterien und Indikatoren zur Ermittlung des WZI	76
Tabelle 10:	Beispiel der Ermittlung des WZI und seinen sechs Einzelindikatoren am Beispiel des mäßig basenreichen Buchenmischwaldes	76
Tabelle 11:	Kriterien und Indikatoren, Bedeutung der Indikatorenwerte und Verhältnis zu Hemerobie.....	78
Tabelle 12:	Mittelwert und Anteil an Hemerobieklassen für verschiedene Holzarten aus Wald in Deutschland	86

Tabelle 13:	Kriterien zur Bestimmung von HNV-Qualitätsstufe93
Tabelle 14:	Bisherige Kriterien und Messgrößen aus (Fehrenbach 2000) für die Bestimmung der Hemerobie von agrarischen Ökosystemen95
Tabelle 18:	Kriterien und Messgrößen für die Bestimmung der Hemerobie von Ackerland aktualisiert im Rahmen dieses Vorhabens105
Tabelle 19:	Fachlicher Vorschlag zur Definition von Nutzungsarten „Grünland (Schnittnutzung)“ und „Grünland (Weidenutzung)“ sowie Zuordnung zu Hemerobieklassen.....111
Tabelle 20:	Kriterien und Messgrößen für die Bestimmung der Hemerobie von Dauergrünland.....112
Tabelle 19:	Beispiele zu Flächenangaben der Teillebensräume von Steinbrüchen und Sandgruben.....118
Tabelle 20:	Kriterien und Messgrößen zur Hemerobiebestimmung von Abbauflächen.....122
Tabelle 21:	Kriterien und Messgrößen für die Bewertung der Hemerobie von Abbauflächen.....122
Tabelle 24:	Differenzierung der Siedlungs- und Verkehrsflächen in Deutschland nach Nutzungsarten im Jahr 2019.....125
Tabelle 23:	Kriterien und Messgrößen sowie die Zuordnung der Messgrößenergebnisse in Wertstufen für die Bestimmung der Hemerobie von Brachflächen und Unland127
Tabelle 24:	Zuteilung von Brachlandflächen in die vorgesehenen Hemerobieklassen III bis VI nach Wertpunkten128
Tabelle 25:	Ansätze zur Berechnung von Landnutzungsänderung und ihre Eignung für Ökobilanzen134
Tabelle 26:	Benötigte Daten bzw. Festlegungen für die Umsetzung des aLUC-Ansatzes für den Flächenrucksack140
Tabelle 27:	„Kombination“ von temporärer Flächenbelegung und Flächennutzungsänderung141

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Beschreibung
aa-eq.	artificial area equivalent
aF-Äq.	Artifizielle Fläche-Äquivalent
AH	Aktives Handeln
aLUC	attributional land-use change (attribuierte Landnutzungsänderung)
B7	Dieselmotortreibstoff mit bis zu 7 Vol. Prozent beigemischem Biodiesel
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BI	Behandlungsindex
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMJV	Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BS	Binnenschiff
BWaldG	Bundeswaldgesetz
BWI-3	Dritte Bundeswaldinventur
CBD	Convention on Biological Diversity
CC	Cross-Compliance
CSP	Konzentrierende Solarkraft (engl. Concentrating Solar Power)
CS _R	der mit der Referenzlandnutzung verbundene Kohlenstoffbestand pro Flächeneinheit
CS _A	der mit der tatsächlichen Landnutzung verbundene Kohlenstoffbestand pro Flächeneinheit
Destatis	Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
DGFH	Deutsche Gesellschaft für Holzforschung
dLUC	direct land-use change (direkte Landnutzungsänderung)
DüV	Düngeverordnung
E10	Ottomotortreibstoff mit bis zu 10 Vol. Prozent beigemischem Bioethanol
EDW	Einwohnerdurchschnittswerte
EE	Erneuerbare Energie
EEG	Erneuerbare Energien Gesetz
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
fE	Funktionelle Einheit
FFH	Flora Fauna Habitat, FFH-Gebiete sind Europäische Schutzgebiete für Natur und Landschaft
FSC	Forest Stewardship Council (Zertifizierungssystem nachhaltiger Forstwirtschaft)
FT	Fischer-Tropsch
GWP100	Global Warming Potential, über einen Anrechnungszeitraum von 100 Jahren

Abkürzung	Beschreibung
HNV	High nature value
hpnV	heute potentiell natürliche Vegetation
iLUC	indirect land-use change (indirekte Landnutzungsänderung)
IÖR	Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung
IPCC	International Panel of Climate Change
ISO	International Standard Organisation
JKI	Julius Kühn-Institut
JRC	Joint Research Center
KLU	Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt
KUP	Kurzumtriebsplantagen
LABO	Länderausschuss für Bodenschutz
LCA	Life Cycle Assessment (Ökobilanz)
LCIA	Life Cycle Impact Assessment (Wirkungsabschätzung)
LCI	Life Cycle Inventory (Sachbilanz)
lfm	laufende Meter (Abkürzung: lfm, Lfm., lfdm oder lfd. m), Maßeinheit
LUC	Land-use change (Landnutzungsänderung)
LUCAS	Land use and land cover survey
MAES	Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services
MENA	Middle East North Africa (Region Naher Osten Nordafrika)
MW-END	Mittelwert
NB	Nota bene
NBS	Nationalen Biodiversitätsstrategie
NFP	Naturfernepotenzial
NIR	National Inventory Report (dt.: Nationaler Inventarbericht)
NOAEL	No observed adverse effect level
NUTS	Nomenclature des unités territoriales statistiques (dt.: Nomenklatur der Gebietseinheiten für die Statistik)
ÖVF	Ökologische Vorrangfläche
PAPA	Panel Pflanzenschutzmittel-Anwendungen
PEFC	Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes (Zertifizierungssystem nachhaltiger Forstwirtschaft)
Pkm	Personenkilometer
Pkw	Personenkraftwagen
PNV	Potentielle natürliche Vegetation
PSM	Pflanzenschutzmittel
PtL	Power to liquid (strombasierter Kraftstoff)
PV-FFA	Photovoltaik-Freiflächenanlage
RED	Renewable Energies Directive (Erneuerbare-Energien-Richtlinie)

Abkürzung	Beschreibung
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry (wissenschaftliche Gesellschaft der Ökotoxikologie und Umweltchemie)
SHI	Shannon Eveness Index
SPEP	Species-pool effect potentials
SQ	Status Quo
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
tkm	Tonnenkilometer
UBA	Umweltbundesamt
UNEP	United Nations Environment Programme (Umweltprogramm der Vereinten Nationen)
UNFCC	United Nations Framework Convention on Climate Change (Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen)
VerpackG	Verpackungsgesetz
WEA	Windenergieanlage
WZI	Waldzustandsindex

Zusammenfassung

Zum Projekt *Flächenrucksäcke von Gütern und Dienstleistungen* wurden drei Berichte angefertigt. Der hier vorliegende Teilbericht I beinhaltet eine ausführliche Beschreibung der Methodik. In Teilbericht II werden die Ergebnisse eines Praxistests der Methode anhand von vier Fallbeispielen beschrieben. Teilbericht III dient der Dokumentation und Erläuterung eines Grundstocks an Daten bzw. liefert Hinweise auf Datenquellen.

Anlass und Aufgabenstellung

Das Instrument der Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA) dient der systemübergreifenden Analyse und Bewertung eines breiten Spektrums von Umweltwirkungen. Mit dem Lebenswegprinzip kann somit eine eingehende Untersuchung nahezu aller Güter und Produkte erfolgen. Dienstleistungen lassen sich ebenso detailliert analysieren. Die transparente Darstellung der Schwerpunkte der Umweltlasten erlaubt die Begründung von Handlungsempfehlungen, die diese Lasten minimieren können.

Die Modelle zur Berücksichtigung von Umweltwirkungen in der Ökobilanz werden entsprechend der üblichen Dynamik neuer Erkenntnisse der Forschung weiterentwickelt. Dabei gibt es Wirkungskategorien, für die wenig Dynamik in der Ausgestaltung der Modelle besteht (z. B. Klimawandel) und solche, bei denen etliche Modelle existieren und die weiter entfernt sind von einem wissenschaftlichen Konsens.

Zu letzteren ist die Flächennutzung zu zählen. Sie stellt für die internationale Fachwelt bereits seit einigen Jahren eine Herausforderung dar. Die UNEP¹/SETAC²-Life Cycle Initiative hat die Thematik der Flächenbewertung zu einem wesentlichen Schwerpunkt erhoben, und es liegen zur Beurteilung von Flächennutzung in Ökobilanzen mehrere Ansätze vor (z. B. (de Baan et al. 2013; Brandão / Milà i Canals 2013; Chaudhary / Brooks 2018; Curran et al. 2016; Koellner et al. 2013; Lindner et al. 2019; Vidal-Legaz et al. 2016).

Auch das Umweltbundesamt hat bereits eine Methode für die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung empfohlen (Schmitz / Paulini 1999a). In diesem Ansatz wird die Qualität von Fläche nach dem Maß der menschlichen Eingriffsintensität charakterisiert. Der aus der Landschaftsökologie stammende Begriff *Hemerobie* hat sich hierfür etabliert. Die Methode wurde inzwischen weiterentwickelt und vielfach angewendet (Fehrenbach et al. 2015). Ein großes Hindernis für die breite Anwendung dieses Ansatzes stellt jedoch die Verfügbarkeit belastbarer generischer Daten für Produkte und Dienstleistungen dar und die noch fehlende methodische Abdeckung jeglicher Art von Flächennutzung. Der Ansatz bedarf somit methodischer Weiterentwicklung und Verbesserungen der Datengrundlagen.

Beides sind zentrale Aufgaben dieses Forschungsprojekts, welches abschließend auch einen Vorschlag für eine Einbindung der Daten in eine fortschreibungsfähige Datenbank erarbeitet.

Grundsätzliches zur Berücksichtigung von Fläche in Ökobilanzen

Bei der Ökobilanz handelt es sich um eine genormte Methode, um Umweltwirkungen von materiellen Produkten und Dienstleistungen zu beurteilen (ISO 14040 2006) (ISO 14044 2006). Da der gesamte Lebensweg eines Produktes („von der Wiege bis zur Bahre“) untersucht wird, spricht man nicht von der Untersuchung von „Produkten“, sondern von „Produktsystemen“.

Gemäß den Normen bezieht sich die Ökobilanz auf *potenzielle Umweltwirkungen*. Aussagen zu Umweltwirkungen sind daher immer relative Aussagen, die sich immer auf die in einer Studie

¹ United Nations Environment Programme, Umweltprogramm der Vereinten Nationen

² Society of Environmental Toxicology and Chemistry, wissenschaftliche Gesellschaft der Ökotoxikologie und Umweltchemie

definierte funktionelle Einheit (fE) beziehen. Zudem ist die räumliche und zeitliche Auflösung der Ergebnisse gering.

Daraus folgt, dass die Ökobilanz-Methode nicht geeignet ist, um ökologische Zustände in einer Region zu analysieren. Diese Feststellung ist von entscheidender Bedeutung, um der Erwartung anhand einer Ökobilanz durch Einbeziehung einer flächenbezogenen Wirkungskategorie konkrete naturräumliche Wirkungen lokal oder regional bewerten zu können, entgegenzutreten. Die Ökobilanz kann somit die Aufgabenstellung einer Umweltverträglichkeitsprüfung oder Risikoabschätzung nicht abdecken oder gar ersetzen (siehe hierzu Kapitel 2.1 in diesem Teilbericht).

Das Konzept des Flächenrucksacks

Als Ausgangsgrößen für den Flächenrucksack dienen quantitative Angaben in der physikalischen Fläche, d. h. Quadratmeter oder Hektar pro Referenzgröße bzw. funktionale Einheit (fE). Diese Angaben werden definiert als

1. Temporäre Flächenbelegung und
2. Flächennutzungsänderung

Die **temporäre Flächenbelegung** beschreibt die Fläche (m²), die über einen bestimmten Zeitraum für die Erzeugung eines Guts oder einer Dienstleistung belegt wird. Der Begriff ist konsistent mit den Begriffsdefinitionen für „occupation“ der UNEP/SETAC-Life Cycle Initiative (Frischknecht et al. 2016). Er grenzt sich zu alternativen Begriffen wie Flächennutzung, Flächeninanspruchnahme oder Flächenverbrauch ab, die entweder zu unscharf definiert sind oder auf andere Sachverhalte zielen³. Flächenbelegung bedeutet, dass keine Doppelzählung und keine Nichtzählung von Flächen erfolgt, die durch eine Nutzung belegt werden. Das entscheidende Grundprinzip dabei lautet: Einem Produkt oder einer Dienstleistung ist die Fläche pro Zeiteinheit als Belegung anzurechnen, die nicht für eine andere Nutzung in derselben Zeiteinheit (sprich für die Bereitstellung anderer Produkte oder Dienstleistungen) zur Verfügung steht (Reißmann / Fehrenbach 2019). Wird eine Fläche multifunktional genutzt, bedarf es entweder der Festlegung einer Hauptnutzung⁴ oder einer Aufteilung der Fläche unter den Nutzungen (Allokation)⁵.

Als Beispiel für die Vermeidung einer Doppelzählung seien die Ackerflächen im Nahbereich von Windenergieanlagen genannt. Sie sind der agrarischen Nutzung bzw. der Produktion agrarischer Güter zuzurechnen und nicht einer fiktiven Abstandssphäre um die Windenergieanlage. Wird die Nutzung in einem bestimmten Radius um eine Anlage jedoch deutlich eingeschränkt (z. B. Einschränkung der Forstwirtschaft im Nahbereich um eine Windenergieanlage im Wald), dann sind diese Flächen der Belegung durch die Anlage zuzurechnen.

Das genannte Grundprinzip gilt nicht nur räumlich, sondern auch zeitlich und ist insbesondere dann bedeutsam, wenn eine direkte Flächenbelegung nur einen kurzen Zeitraum anhält. Als Beispiel kann hier der Braunkohleabbau dienen, wo der Vorgang der Abgrabung in vergleichsweise kurzer Zeit erfolgt, eine andere Nutzung der Fläche allerdings erst nach einer längeren Phase (hier z. B. nach der Rekultivierungsphase) stattfinden kann. Dieser Zeitraum, in dem weder eine direkte Nutzung (z. B. ein Rohstoffabbau) noch eine andere Nutzung stattfinden kann, wird der Verursachernutzung angerechnet.

³ z. B. wird mit dem Begriff Flächenverbrauch die Neuausweisung von Siedlungsflächen und Verkehrsflächen in Verbindung gebracht (BMU 2020b).

⁴ z. B. Photovoltaik auf Dächern: Hier ist die Hauptnutzung eindeutig das Gebäude, die Montage von PV bewirkt keine zusätzliche Flächenbelegung

⁵ z. B. Photovoltaik auf landwirtschaftlich genutzten Flächen („Agro-PV“).

Daraus wird deutlich, dass eine Belegung zum Ziele einer Produktion immer an die zeitliche Dimension gekoppelt ist: Wie lange ist die Fläche zur Produktion eines Maßes an Produkt oder Dienstleistung (definiert über die funktionelle Einheit) belegt? Die Einheit der *temporären Flächenbelegung* lautet daher Flächeneinheit x Zeiteinheit pro funktionelle Einheit (fE). Als Flächeneinheit wird ein Quadratmeter (m²), als Zeiteinheit wird ein Jahr festgelegt (siehe hierzu Kapitel 2.1 in diesem Teilbericht).

Die zweite Ausgangsgröße, die **Flächennutzungsänderung**, beschreibt die mit einem Gut oder einer Dienstleistung bzw. mit deren Bereitstellung verbundene Veränderung von vorausgehenden Flächenbelegungen, die einem anderen Zweck dienten. Gemäß Aufgabenstellung des Forschungsprojekts sollen direkte wie indirekte Effekte einbezogen werden. Somit stand zum Anfang die Frage, welcher Ansatz diesen Anspruch erfüllen kann. Eine Analyse der verschiedenen Ansätze zu Landnutzungsänderung (land-use change, LUC) kam dabei zu folgendem Ergebnis (siehe hierzu Kapitel 5.1 in diesem Teilbericht):

1. Die Methodik zur Landnutzungsänderung im Kontext der *nationalen Berichterstattung* (nach UNFCCC⁶) zeigt zwar die nach offiziellen Statistiken und Berechnungen tatsächlichen Landnutzungsänderungen auf nationaler Ebene. Diese lassen sich aber nicht einzelnen Produkten oder Dienstleistungen zurechnen – bestenfalls einzelnen Sektoren jeweils insgesamt.
2. Das Konzept der *direkten Landnutzungsänderung* (dLUC) ist geeignet, die tatsächlichen Effekte am Produktionsort eines konkreten Produkts (konkrete Lieferung mit Herkunftsnachweis) zu beschreiben, sie lässt aber keine Aussagen zu einer Produktart im Allgemeinen zu, wie sie in der Ökobilanz in der Regel erforderlich sind.⁷
3. Das Konzept der *indirekten Landnutzungsänderung* (iLUC) beschreibt die durch die Herstellung eines Produkts induzierte Landnutzungsänderung an anderer Stelle als dort, wo die eigentliche Produktion physisch stattfindet. Die Verbindung besteht durch den gemeinsamen (globalen) Markt und führt schlussendlich dazu, dass das verdrängte Produkt an einem anderen Ort erzeugt wird. Der Ansatz setzt einen (politischen oder ökonomischen) Treiber voraus, d. h. eine von außen gesetzte Maßnahme. Sie ist somit geeignet zur möglichst vorsorglichen Entscheidungsunterstützung im Rahmen von z. B. politikgestützten Produkteinführungen. Er liefert aber keine Information über die tatsächliche Ist-Situation der Landnutzungsänderung.
4. Der Ansatz der *attributiven Landnutzungsänderung* (aLUC) beschreibt die tatsächliche Landnutzungsänderung durch eine Produktionstätigkeit auf empirischer Basis in einem Land. Als primäre Basis können hier die sektoralen Daten der Nationalen Inventarberichte (NIR) oder differenzierte Datenquellen dienen. Dabei wird die Gesamtproduktion bestimmter Güter des Landes umgelegt auf den für den Produktionsbereich ausgewiesenen Gesamtumfang an Landnutzungsänderung. Daraus kann ein allgemeiner LUC-Faktor gebildet werden, der den tatsächlichen und messbaren LUC in einem definierten Agrarraum allen Produzenten des Landes zugerechnet wird.

Dieser Ansatz ist explizit als Allokationsmodell für Produkte (und Dienstleistungen) anwendbar. Die Auflösung der Allokation auf unterschiedliche Produkte ist dabei in dem Maße möglich, wie die empirische Datenlage dies zulässt. Bsp.: In Deutschland werden ackerbauliche Produkte (Weizen, Mais, Raps etc.) in aller Regel in Fruchtfolgen angebaut. Die Umwandlung von z. B. Grünland zu Ackerland kann daher nicht einer einzelnen Feldfrucht angelastet

⁶ United Nations Framework Convention on Climate Change, Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen

⁷ Beispiel: Eine Lieferung Palmöl kommt von einer Plantage, für die kürzlich Wald gerodet wurde, ihr wird folglich dLUC zugerechnet. Eine andere Lieferung Palmöl kommt von einer alten Bestandsplantage, der kein dLUC zugerechnet wird. In der Ökobilanz werden selten einzelne Lieferungen betrachtet, sondern – um im Beispiel zu bleiben – Palmöl ganz generell, ggf. aus einem bestimmten Land.

werden, sondern allen im gleichen Maße. Das bedeutet, dass für alle diese Produkte ein einheitlicher LUC-Faktor anzusetzen ist.

Der Ansatz der attributiven Landnutzungsänderung wird somit für die Komponente der Flächennutzungsänderung im Flächenrucksack verwendet. Die Einheit lautet Quadratmeter (m²) pro funktionelle Einheit (fE). Die Zeitdimension kürzt sich heraus durch das Teilen der temporären Belegung durch den Bezugszeitraum der Flächennutzungsänderung, der gemäß der Datengrundlage (Nationale Inventarberichte) ebenfalls ein Jahr beträgt.

Die beiden Komponenten temporäre Belegung und Flächennutzungsänderung stellen zwei separate Informationsgrößen bezüglich Wirkung im Flächenrucksack dar. Sie werden daher nicht weiter aggregiert, zumal sie unterschiedliche Einheit aufweisen (siehe hierzu Kapitel 5.4 in diesem Teilbericht)

Die beiden quantitativen Größen werden jeweils mit einer qualitätsbezogenen Größe verknüpft – der **Hemerobie**. Diese stellt, wie eingangs erwähnt, ein Maß der menschlichen Eingriffsintensität dar. Die Einteilung von Flächen in ein ordinales System von sieben Hemerobieklassen (I bis VII) findet auf der Ebene der Sachbilanz statt. Auf der Ebene der Wirkungsabschätzung erfolgt die Charakterisierung zu einem **Naturfernepotenzial** (NFP) genannten Wirkungsindikator.

Grundprinzipien des Hemerobieansatzes

Hemerobie als Maß zur Bewertung von Flächeninanspruchnahme in Ökobilanzen wurde erstmals von (Klopffer / Renner 1995) empfohlen. Sie nahmen dabei Bezug auf das von (Sukopp 1972) entwickelte System zur Einordnung von Lebensräumen und Vegetationstypen mit einer ordinalen Skala von ahemerob (keine anthropogenen Einflüsse) bis metahemerob (Biozönose vollständig vernichtet). Der darauf aufbauende Ansatz von (Giegrich / Sturm 1996) für Waldflächen wurde von (Schmitz / Paulini 1999a) für die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung in die sogenannte UBA-Bewertungsmethode aufgenommen. Seither wurde das Konzept stetig weiterentwickelt (Fehrenbach et al. 2015).

Das **Schutzgut** ist mit der von (Kowarik 2004) vorgelegten Definition des Hemerobiegrads definiert als: *Die Selbstregulationsfähigkeit von Ökosystemen auf der Grundlage des aktuellen Standortpotenzials.*

Auf der Ebene der **Sachbilanz** werden die Flächendaten (temporäre Flächenbelegung und Flächennutzungsänderung) einer Hemerobiekategorie zugeordnet. Die vergleichsweise grobe Einteilung in sieben Klassen ermöglicht im Übrigen eine Zuordnung zu üblicherweise verwendeten Typologien der Landnutzung. Ein Flächentyp wie z.B. artenreiches Extensivgrünland kann beispielsweise recht zielsicher der Klasse III zugeteilt werden, jedoch nicht einem Wert auf einer gleitenden kardinalen Skala (z.B. 3,24). Die Reduktion der Komplexität auf einen einzigen, auf einer kardinalen Skala messbaren, Qualitätsparameter für Fläche, kann nicht auf der Ebene der Sachbilanz erfolgen. Sie ist erst auf der Ebene der **Wirkungsabschätzung** möglich (siehe unten).

Die Zuordnung von Flächen zu Hemerobieklassen erfolgt anhand einer Systematik von Kriterien und Messgrößen in einem Punktwerteverfahren. Um der Vielfältigkeit der Flächenzustände gerecht zu werden, muss das Kriterien-System flächenbezogene Informationen möglichst breit abfragen, allerdings in der Datenerhebung praktikabel bleiben. In Ökobilanzen wird i.d.R. nicht eine einzelne konkrete Fläche untersucht, sondern ein generisches Datum für z. B. das Produkt ein Kilogramm (kg) Weizenmehl benötigt (Reißmann / Fehrenbach 2019).

Tabelle 1 zeigt die Verortung der grundlegenden Flächennutzungsarten Wald/Forst, Grünland, Ackerland sowie verschiedene Siedlungsflächen mit ihren Bandbreiten in den Hemerobieklassen. Die höchste Kategorie (Hemerobiekategorie I, unbeeinflusstes Ökosystem, z. B. Primärwald) spielt für die konkrete Anwendung in Ökobilanzen in Bezug auf die temporäre Flächenbelegung

keine Rolle. Die Nutzung ist hier per Definition ausgeschlossen. Solche Flächen können jedoch durch Flächennutzungsänderung betroffen sein.

Im Vordergrund stehen die Flächen, auf denen produziert wird (z. B. forstlich genutzter Wald, Agrarland, Rohstoffabbauflächen), oder die anderweitig innerhalb der Systemgrenze genutzt werden (z.B. Deponie, Siedlungen). Diese Flächen werden gemäß Kriterien und Messgröße je nach Ergebnis des Punktwerteverfahrens in die Hemerobieklassen II bis VII einsortiert (Reißmann / Fehrenbach 2019). Über welche Klassen sich die einzelnen Flächennutzungsarten, wie in Tabelle 1 dargestellt, verteilen, begründet sich auf den Originalarbeiten zu Hemerobieklassensystemen von (Jalas 1955), (Sukopp 1972), (Blume / Sukopp 1976), (Kowarik 2004) sowie den bereits ökobilanzorientierten Einteilungen von (Klöpffer / Renner 1995) und (Giegrich / Sturm 1996).

Siedlungsflächen sind, so sie versiegelt oder überbaut sind, generell in Klasse VII eingeteilt. Zu den Siedlungsflächen zählen auch Rohstoffabbauflächen und Brachen. Letztere sind vom Grundsatz her mit Agrarflächen vergleichbar, da es sich entweder um (vorübergehend) stillgelegte Ackerflächen handelt oder solchen ähneln. Für diese Art Brachflächen ist daher auch eine Einteilung in die Klassen IV bis VI vorgesehen (siehe Kapitel 4.4.2 in diesem Teilbericht). Industrielle Brachflächen können auch Bebauungen oder Versiegelungen aufweisen, für die Klasse VII gilt.

Rohstoffabbauflächen sind zumeist mit vollständiger Devastierung und schwerwiegender Beeinträchtigung von Ökosystemen verbunden. Sie finden sich daher überwiegend in Klasse VII (siehe Kapitel 4.3 in diesem Teilbericht).

Tabelle 1: Das Klassensystem der Hemerobieklassen mit indikativen Zuordnungen der Bandbreiten verschiedener Flächennutzungsarten

Hemero-bie-klasse	Wald/Forstwirtschaft	Landwirtschaft	Siedlungsflächen	
I natürlich	Urwald, keine Nutzung			
II				
III	Mehr bis weniger naturnah bewirtschaftete Wälder, Forste.	Grünland, extensiv, artenreich bis intensiv		
IV			Ackerland, extensiv, bis intensiv	
V			Brachen	
VI	Holzplantagen			Abbauflächen
VII				Versiegelung

Gestrichelte Grenzlinien zeigen Extremfälle, im Positiven (Rohstoffabbauflächen mit hohem Naturwertpotenzial) wie Negativen (Holzplantagen mit dauerhafter Schädigung der Selbstregulationsfähigkeit von Ökosystemen wie z.B. Eukalyptusplantagen).

Quelle: Eigene Darstellung 2021, ifeu, erweitert nach (Fehrenbach et al. 2015)

Anwendung des Hemerobieansatzes auf Wald und Forstflächen

Die Begriffe Forst und bewirtschafteter Wald oder Wirtschaftswald werden hier gemäß den **Definitionen** der (FAO 2016) sowie im Bundeswaldgesetz (BMJV 2017) synonym verwendet. Sie schließen auch sogenannte Plantagenwälder als gepflanzte, intensiv bewirtschaftete Wälder, die hauptsächlich aus einer oder zwei einheimischen oder nicht-einheimischen Baumarten von gleichem Alter bestehen und hauptsächlich für produktive Zwecke angelegt sind, ein. Kurzumtriebsplantagen, d.h. Umtriebszeiten von nicht länger als 20 Jahren, werden jedoch gemäß BWaldG zu den landwirtschaftlichen Flächen gerechnet.

Der **bisher verwendete Ansatz** zur Einstufung von Wäldern in verschiedene Hemerobieklassen wurde von (Giegrich / Sturm 1996) vorgelegt. Er baut auf dem Leitbild einer Waldbewirtschaftung auf, das die dynamischen Veränderungen als Grundeigenschaft aller lebenden Systeme auf den Ebenen von Arten, Biozöosen und Ökosystemen erhält beziehungsweise gewährleistet. Ziel ist dabei eine von menschlichem Einfluss weitgehend ungestörte, kontinuierliche Entwicklung des Waldbodens und der Waldvegetation. Mit der Erfüllung dieses Leitbilds ist die höchste Stufe (Hemerobiekategorie II) für einen bewirtschafteten Wald erreicht. Der Kriterienkatalog setzt dabei auf die relative Naturnähe (1) des Bodens, (2) der Waldgesellschaft und (3) der Entwicklungsbedingungen. Die drei Kriterien werden mit insgesamt 20 Messgrößen (Indikatoren) operationalisiert. Die Messgrößen unterscheiden sich in solche, die den Ist-Zustand (Status quo) des Waldes und solche, die das aktive Handeln des Forstbetriebs bewerten.

Insgesamt ist der Katalog an Kriterien und Messgrößen von (Giegrich / Sturm 1996) gut zur Bestimmung der Hemerobie einzelner Forstbetriebe geeignet. Die Problematik liegt darin, dass kaum Daten zur Gesamtwaldsituation vorliegen. Bisherige Einschätzungen erfolgten daher immer auf grober Experteneinschätzung, z. B. (Fehrenbach et al. 2016).

Mit der dritten Bundeswaldinventur (BWI-3) (BMEL 2015) liegen nunmehr umfangreiche Daten zum Wald in Deutschland vor. Diese Daten sind jedoch nicht kompatibel mit den Messgrößen von (Giegrich / Sturm 1996). Mit ihrem *alternativen Waldzustandsindex (WZI)* haben (Welle et al. 2018) ein Bewertungssystem entwickelt, welches explizit anhand verfügbarer Daten der BWI-3 die Naturnähe des Waldes in Deutschland bewertet. Nach eingehender Prüfung sind die Autorinnen und Autoren dieses Berichts zum Ergebnis gekommen, dass sowohl (Giegrich / Sturm 1996) als auch (Welle et al. 2018) den Grad des Kultureinflusses auf Waldökosysteme, unter Berücksichtigung anthropogener Einflüsse, adressieren, die einer Selbstregulation des betrachteten Ökosystemausschnittes auf der Grundlage des aktuellen Standortpotenzials entgegenstehen. Somit adressieren beide Methoden Hemerobie. Um zu ermöglichen, generische Daten zur Hemerobie des Waldes in Deutschland erstellen zu können, werden die beiden Methoden daher zusammengeführt: Die primären Basisdaten werden nach den Kriterien (Welle et al. 2018) eingepflegt, die Umrechnung der Daten erfolgt in das Schema nach (Giegrich / Sturm 1996).

Abbildung 1 zeigt die Zuordnung der Bewertungsergebnisse zu den Hemerobieklassen nach den Werteinstufungen durch die Berechnungen des WZI (siehe Kapitel 4.1 in diesem Teilbericht).

Abbildung 1: Zusammenführung der Zuordnung einer Hemerobiekategorie nach (Fehrenbach et al. 2015) und des Klassifikationsschemas des WZI

Hemerobie-klasse	Kurzbeschreibung für Landnutzungstyp „Wald-/Forstwirtschaft“		
I	Keine Eingriffe. Nicht relevant im Kontext Produktion von Wirtschaftsgütern.		
II	Naturnaher Wald. Sehr geringe, naturnahe Durchforstung; sehr geringe Eingriffsstärke; sehr große Nebennutzen.	sehr gut – gut	
III	Standorttypischer Wald. Mäßige Durchforstung; geringe Eingriffsstärke; große Nebennutzen.	mäßig	
IV	Mäßig standorttypischer Wald. Intensive Durchforstung; erhebliche Eingriffsstärke; geringe Nebennutzen.	schlecht	
V	Gering standorttypischer Wald. Ertragsoptimierte Eingriffe; intensive Bewirtschaftung mit sehr hoher Eingriffsstärke; sehr geringe Nebennutzen.	Sehr schlecht	
VI	Ertragsoptimierung ohne Wahrung der Standortgerechtigkeit. Maximale Eingriffsstärke, keine Nebennutzen.	Keine Korrelation zu WZI, da kein Wald aber Holzerzeugung	
VII	Nicht relevant im Kontext Wald-/Forstwirtschaft		

Quelle: (Welle et al. 2018), ergänzt durch ifeu/INTEGRAHL

Anwendung des Hemerobieansatzes auf Landwirtschaftsflächen

Landwirtschaftsflächen werden differenziert in Ackerland und Grünlandflächen. Es gibt eine Vielzahl an Methoden zur naturschutzfachlichen Bewertung von landwirtschaftlich genutzten Flächen mit Fokus auf die Naturnähe, die bereits eingangs in dieser Zusammenfassung erwähnt wurden (siehe Kapitel 4.2 in diesem Teilbericht).

Der bisherige Hemerobie-Ansatz nach (Fehrenbach 2000) beruht auf Methoden zur Bestimmung der Schwere von Eingriffen in den Naturhaushalt. Im Gegensatz zu Waldökosystemen kann bei landwirtschaftlich genutzten Flächen diese Schwere anhand einer Differenz zum natürlichen Zustand ohne menschlichen Eingriff nicht abgebildet werden, da Landwirtschaft aus Prinzip mit solchen Eingriffen verbunden ist. Das von (Fehrenbach 2000) definierte Leitbild für landwirtschaftlich genutzte Flächen bezieht sich daher auf ein Agrarökosystem mit ausgeprägtem Struktur- und Artenreichtum. Landwirtschaftliche Eingriffe in die Natur sind auf ein Minimum beschränkt und finden nur statt, um wirtschaftlich nachhaltige Produktivität zu gewährleisten. Dieses Leitbild korrespondiert sehr stark mit dem Konzept des High Nature Value Farmlands (HNV farmlands). Dieser Indikator setzt jedoch sehr anspruchsvolle Schwellen, sodass der Großteil der Landwirtschaftsflächen (89 %, inklusive fast der gesamten Ackerfläche) nicht weiter differenziert wird (Hünig / Benzler 2017). Der HNV-Indikator ist für die Aufgabenstellung dieses Projekts also nicht geeignet, da für die ökobilanzielle Bewertung von Agrarprodukten eine höhere Granularität, gerade im ackerbaulichen Bereich, erforderlich ist.

Der Hemerobie-Ansatz nach (Fehrenbach 2000) bedarf aus folgenden Gründen einer Weiterentwicklung:

1. Das ursprüngliche Konzept an Kriterien basiert auf fachlichen Quellen der 1990er-Jahre, eine umfassende Revision auf den aktuellen Stand der Wissenschaft ist somit geboten.
2. Wie bei Waldflächen ist auch hier die Bereitstellung von generischen Basisdaten für die Anwendung des Hemerobie-Ansatzes eine Schlüsselaufgabe. Die Definition und Operationalisierung der einzelnen Messgrößen steht somit auch vor der Anforderung, auf allgemein verfügbare Daten zurückgreifen zu können und nicht allein auf Experteneinschätzungen angewiesen zu sein.

Dazu werden die Messgrößen im Einklang mit dem ursprünglichen Konzept:

- a. dem Stand der Wissenschaft gemäß aktualisiert,

- b. auf verfügbare Datenquellen für verschiedene agrarische Erzeugnisse hin ausgerichtet,
 - c. durchgängig auf quantifizierbare Einheiten umformuliert (bis dato wiesen die Wertstufen der Messgrößen partiell nur deskriptive oder qualitative Wertbereiche auf)
3. Das ursprüngliche Konzept war zu sehr auf Ackerflächen ausgerichtet, die Bewertung von Grünland war bislang nicht ausreichend entwickelt; es wird daher ein eigenständiger Kriterien-Messgrößen-Katalog für Grünland vorgelegt.
 4. Der bisherige Fokus der Messgrößen lag stark auf der Anwendung im deutschen oder mitteleuropäischen Raum. Es bedarf daher auch der Prüfung der Anwendbarkeit auf internationaler Ebene.

Im Folgenden werden die wesentlichen Ergebnisse der Aktualisierung des Hemerobie-Konzepts nach (Fehrenbach 2000) beschrieben, differenziert nach Ackerland und Grünland.

Ackerland

Der aktualisierte Ansatz besteht, wie bei (Fehrenbach 2000), aus den vier Kriterien Diversität der Ackerbegleitflora, Strukturdiversität, Bodenschutz und Stoffeinträge und jeweils zwei bis vier Indikatoren bzw. Messgrößen pro Kriterium. Eine Modifizierung wird für einzelne Messgrößen inklusive der Definition der fünf Wertstufen vorgenommen. Grundlage hierfür ist eine umfassende Aufarbeitung von diesbezüglichen, neueren fachlichen Grundlagen.

Zum Beispiel erfolgt bei der Messgröße *sporadische Ackerbegleitflora* eine Anpassung der Wertstufen an Daten aus (Meyer et al. 2013) (maximale Segetalartenanzahl auf 100 m² beträgt ca. 45 Arten anstatt der über 150 Arten pro Hektar bei (Fehrenbach 2000)). Tabelle 2 gibt einen Überblick über die Bestandteile des aktuellen Bewertungssystems für Ackerland. Zur besseren Veranschaulichung wurde hier auf die Darstellung der Wertstufen für die Messgrößen verzichtet. Sie werden im Bericht ausführlich beschrieben.

Mit der Anwendung dieser Kriterien und Messgrößen wird die Zuweisung eines Agrarprodukts in eine Wertstufe der jeweiligen Messgröße ermöglicht. Die Gesamtheit aller Einstufungen pro Messgröße erlaubt letztendlich die Ermittlung der Hemerobiekategorie des entsprechenden Agrarproduktes. Die Anwendung setzt das Vorhandensein entsprechender Daten voraus. Diese können entweder spezifischer oder generischer Art sein. Für die Anwendung innerhalb des Bewertungssystems sind generische Daten erforderlich, folglich müssen eigene Vorgehensweisen etabliert werden, um vom spezifischen Fall zum generischen kommen zu können. Weitergehend müssen Zuordnungsvorschriften entwickelt werden, welche bei der Schließung von Datenlücken zum Tragen kommen.

Tabelle 2: Kriterien und Messgrößen des Bewertungssystems für Ackerland

Kriterium	Messgröße (aktualisiert)
1. Diversität der Ackerbegleitflora	1. Artenanzahl der Ackerbegleitflora
	2. Existenz seltener Arten
2. Strukturdiversität	3. Strukturelemente in der Flur
	4. Schlaggröße
	5. Diversität in der Landschaft
3. Bodenschutz	6a. Intensität der Bodenbearbeitung
	6b. Bodenverdichtung durch Landmaschineneinsatz (gemessen am Dieserverbrauch)
	7. Bodenbedeckung (gemessen am C-Faktor ⁸ (Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor))
	8. Agrodiversität
4. Stoffeinträge	9. Art der Düngung
	10. Intensität der Düngung
	11a. Einsatz von Insektiziden
	11b. Maßnahmen für den Pflanzenschutz (excl. Insektizide)

Quelle: Eigene Darstellung 2021, ifeu, Weiterentwicklung von (Fehrenbach 2000); dabei wurden die Messgrößen 6 und 11 weiter ausdifferenziert in 6a, 6b und 11a, 11b.

Grünland

Das Bewertungssystem für Grünland ähnelt in weiten Zügen dem des Ackerlandes. Definitivische Anpassungen waren erforderlich, ebenso galt es, Messgrößen, die für Grünland nicht zutreffend sind, aus dem Bewertungssystem zu nehmen. Des Weiteren wurden Messgrößen hinzugefügt, welche nach speziell für Grünland gültigen Charakteristika fragen. Beispielsweise wurde der Bodenschutz als Teil der Bewirtschaftung angesehen, der jedoch nach Schnitthäufigkeit und Beweidungsintensität differenziert wird. Weitergehend wurden Vorschläge von (Hartmann 2019), der eine andere Art der Einstufung von Grünland (Schnitt- sowie Weidenutzung) nach Hemerobiekategorie darlegte, in das Bewertungssystem aufgenommen. So wird bei der neuen Messgröße 8 die Schnitthäufigkeit/Beweidung in Anlehnung an (Hartmann 2019) eine jeweils eigene Ausgestaltung der Wertstufen für Wiesen und für Weiden vorgenommen.

Anwendung des Hemerobieansatzes auf Rohstoffabbauflächen.

Die Erschließung und Gewinnung von fossilen, mineralischen und metallischen Rohstoffen erfolgt bei oberflächennahen Lagerstätten im Tagebau und bei tiefliegenden Lagerstätten im Untertagebau. Bis dato liegen für die Flächenbelegung kaum differenzierte Ökobilanzdaten vor. Im Hinblick auf die Hemerobie gehen Arbeiten auf (DGfH 1999) zurück, welche anhand des Kalksteinbruchs die Hemerobie mit Klasse VII ermitteln. Weitergehende Differenzierungen bezüglich gesteinspezifischen Unterschieden oder Biotopausprägungen wurden hierbei nicht unternommen.

⁸ Bodenbedeckungsfaktor

Aufgrund unterschiedlichster Standorteigenschaften, die Rohstoffabbauflächen aufweisen, erscheint eine Gesamteinstufung in Klasse VII als nicht angemessen. Folglich bedarf es einer Revision des Ansatzes und einer Weiterentwicklung mittels Kriterien und Messgrößen. Dazu soll der Frage der Zurechnung belegter Fläche pro gewonnener Einheit Rohstoff und der Frage der Zeitdimension bei erschöpflicher Belegung nachgegangen werden.

Für die Flächenbelegung durch den Abbau von Gesteinen im Tagebau und folglich auch die Hemerobie, werden nur diejenigen Flächen angerechnet, welche aktuell für den Abbau in einem Jahr beansprucht werden. Dazu zählen neben der unter Abbau befindlichen Fläche (Tagebau) und den Halden (Untertagebau wie auch Tagebau) die Standfläche der mobilen und stationären Fördertechnik, Betriebsgebäude, Aufbereitungsanlagen und Fahrwege.

Für die Flächenbelegung können sowohl Berichte der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Andruleit et al. 2017) als auch die Rohstoffberichte der Länder herangezogen werden. Für die Ermittlung der Hemerobie wird zwischen versiegelter Industriefläche, welcher die Hemerobiekategorie VII zugeordnet wird, und Abbauflächen, die einer zeitlich punktuellen Beanspruchung unterliegen, differenziert. Letztere Flächen werden mit einem eigens entwickelten Bewertungskatalog (Tabelle 3) bewertet, welcher den Fokus zum einen auf die Schwere des Eingriffs und die potenziell natürliche Entwicklung sowie auf die Dauerhaftigkeit des Eingriffs legt. Die ermittelten Hemerobieklassen variieren von Klasse V bis Klasse VII (siehe Kapitel 4.3 in diesem Teilbericht).

Tabelle 3: Kriterien und Messgrößen des Bewertungssystems für Rohstoffflächen

Kriterium	Messgröße
1: Schwere des Eingriffs	1. Kapazität Fördermaschinen [m ³ /h]
	2. Jährlicher Abbau pro Lagerstätte [t/a]
	3. Eingriff in den Wasserhaushalt
	4. Verkippung
2: Biotopentwicklung:	5. Biotopwert (I-III)
	6. Ausbildung von Kleinbiotopen (Strukturreichtum) und Möglichkeit der Sukzession
	7. Hochwertigkeit der natürlichen Entwicklung ohne menschlichen Eingriff
	8. Wichtigkeit für den Biotopverbund
3: Dauerhaftigkeit des Eingriffs	9. Schädliche Hinterlassenschaften vor Ort
	10. Renaturierungspotenzial

Quelle: Eigene Darstellung 2021, ifeu

Anwendung des Hemerobieansatzes auf andere Siedlungsflächen

Siedlungsflächen umfassen eine Vielzahl verschiedener Flächentypen, welche teilweise versiegelt und teilweise unversiegelt sind. Letztere sind jedoch stark durch den menschlichen Einfluss geprägt. Während versiegelten Flächen wie Bauwerken und Verkehrsflächen grundsätzlich die Hemerobiekategorie VII zugeteilt wird, bedarf es für die nicht versiegelten Flächen einer differenzierteren Betrachtung mit einem eigenen Bewertungssystem an Kriterien und Messgrößen. Auf-

grund der Analogie zwischen derartigen **Brachflächen** und Ackerflächen ähneln sich ihre Bewertungssysteme stark. Abweichungen bestehen beispielsweise bei der Größe der Fläche (Messgröße 4), hier gilt bei Brachflächen wie bei Grünland die Wertung „je größer, desto besser“ für vegetationsreiche Flächen. Für vegetationsarme Flächen dagegen ist die Wertung umgekehrt und analog zu Ackerflächen.

Darüber hinaus bedarf es für die Anrechnung von **Verkehrsflächen** auf Transportprozesse einer Allokationsmethode. Allokationsmethoden werden ausführlich im UBA-Bericht „Ökologischer Vergleich von Verkehrsarten“ von (Allekotte et al. 2020) beschrieben. Im Kontext des Flächenrucksacks erfolgt eine Allokation entsprechend Allokationsvariante B, d. h. nach Standfläche des Fahrzeugs und Fahrleistung (siehe Kapitel 4.4.3 in diesem Teilbericht).

Offene Fragen – Forschungsbedarf

Das vorliegende Projekt hat eine umfassende Methodik und Datengrundlage für die Ermittlung der Flächenrucksäcke von Gütern und Dienstleistungen erstellt. Dabei hat sich auch weiterer Forschungsbedarf herausgestellt. Folgende Lücken gilt es im Rahmen zukünftiger Vorhaben zu schließen:

- ▶ Ausweitung auf die globale Ebene: Die Kriterienkataloge sind grundsätzlich global anwendbar, da das Maß an menschlicher Eingriffsintensität unabhängig von geographischen Faktoren wirkt. Anzupassen ist jedoch die Operationalisierung diverser Messgrößen, die sich in der hier erarbeiteten Fassung oft an der Empirie deutscher Datengrundlagen orientiert.
- ▶ Ausweitung auf Wasserflächen: Die vorliegenden Kataloge begrenzen sich auf Landflächen. Wasserflächen sind jedoch in zunehmendem Maße vom Menschen genutzt und sollten in das Konzept einbezogen werden; besonders wichtig ist dies für Wasserkraft, Wasserwege, Offshore-Windenergie, Aquakultur, Fischerei und unterseeischen Rohstoffabbau.
- ▶ Bezüglich des Ansatzes für Wald: Die Kriterien wurden bisher nur auf wenige konkrete Fälle angewandt; eine weitere Absicherung durch eine Reihe von Fallstudien wäre hier sehr sinnvoll. Damit einher kann auch eine Verfeinerung des Ansatzes für die Bewertung von Holzarten gehen.
- ▶ Erweiterung der (globalen) Datengrundlage: Mit den Ergebnissen des Forschungsvorhabens wird eine umfassende Anzahl an Datensätzen vorgelegt (siehe Teil III), diese sind jedoch keinesfalls vollständig und sollten mit der Ausweitung der Kriterienkataloge auf die globale Ebene weiter vervollständigt werden.

Eine Anbindung der bereits erstellten Daten an ein Datenbanksystem, wie insbesondere das System ProBas des Umweltbundesamts, würde dort die bislang fehlenden Flächendaten konsistent abdecken.

Darüber hinaus wäre es von besonderem Wert, Vergleichsstudien mit alternativen Ansätzen, die inzwischen bei Ökobilanzen breit angewendet werden, durchzuführen. Auch ein Vergleich oder sogar eine Verbindung mit Remote-Sensing-Daten bzw. -Systemen wird als sehr erfolgversprechend eingeschätzt.

Summary

A final report in three parts was prepared for the project *Flächenrucksäcke von Gütern und Dienstleistungen*. Final Report Part I includes a detailed description of the methodology. In Final Report Part II, the method is applied in four case studies and the results are presented. Final Report Part III documents and explains the available data sets and provides references to data sources.

Purpose and objectives

Life cycle assessment (LCA) is a tool for carrying out analyses and evaluations across a range of systems under consideration of a wide spectrum of environmental impacts. By applying the life cycle principle, all types of products and services can be comprehensively assessed. As a result, key environmental impacts and burdens are identified and recommendations for action can be made to minimise these burdens.

In line with the usual dynamics of active research fields, the models for calculating environmental impacts in LCA are constantly in development to include novel findings. There are impact categories for which there is little change in model design (e.g. climate change) and those for which a number of competing models exist. In these cases, scientific consensus has yet to be reached.

Land use is among the categories under debate. It has been a challenge for international experts for several years. The UNEP⁹/SETAC¹⁰ (de Baan et al. 2013; Brandão / Milà i Canals 2013; Chaudhary / Brooks 2018; Curran et al. 2016; Koellner et al. 2013; Lindner et al. 2019; Vidal-Legaz et al. 2016) Life Cycle Initiative has made the issue of land use assessment a major focus and several approaches are available for including land use in life cycle assessments (e.g. (de Baan et al. 2013; Brandão / Milà i Canals 2013; Chaudhary / Brooks 2018; Curran et al. 2016; Koellner et al. 2013; Lindner et al. 2019; Vidal-Legaz et al. 2016).

The German Environment Agency (Umweltbundesamt, UBA) has published recommendations for a method for the impact category "Natural habitat use" (Schmitz / Paulini 1999a). In this approach, the quality of area is characterised according to the degree of human impact intensity. The term *hemeroby*, a concept developed in landscape ecology, has become established for this. The method has since been further developed and applied (Fehrenbach et al. 2015). However, a major obstacle to the widespread application of this approach is the availability of robust generic data for products and services and the extension of the methodology to include any type of land use. The approach thus requires further methodological development and improved input data.

In the current research projects, these were thus the key objective. Furthermore, an approach for integrating the data into a database that can be maintained and updated was proposed.

General information on the assessment of land use in LCAs

Life cycle assessment is a standardised method for evaluation of the environmental impacts of material products and services (ISO 14040 2006)(ISO 14044 2006). Since the entire life cycle of a product ("*from the cradle to the grave*") is examined, the term "product systems" is used rather than "products".

⁹ United Nations Environment Programme

¹⁰ Society of Environmental Toxicology and Chemistry

According to the standards, *LCA refers to potential environmental impacts*. Statements on environmental impacts are therefore always relative statements that refer solely to the functional unit (fE) defined in a study. In addition, the spatial and temporal resolution of the results is low.

In consequence, the LCA method is not suitable for analysing ecological conditions in a region. This observation is essential to dispel the expectation that a life cycle assessment can be used to explore specific local or regional natural impacts by including an area-related impact category. Therefore, an LCA cannot provide or indeed replace the task of an environmental impact assessment or risk assessment.

The concept of the land rucksack

Quantitative data on the physical area, i.e. square metres or hectares per reference size or functional unit (fU), serve as output variables for the land rucksack. They are expressed as

1. temporary land occupation and
2. land transformation

Temporary land occupation describes the area (m²) occupied over the period of time during which the land is occupied for the production of a good or service. The term is consistent with the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative definitions of occupation (Frischknecht et al. 2016). It is distinct from alternative terms such as land use, land utilisation or land consumption, which are either too vaguely defined or address different circumstances¹¹. **Land occupation means that there is no double counting or exclusion of land occupied by a use.** The key principle is as follows: the area per unit of time that is not available for another use in the same unit of time (i.e. for the provision of other products or services) is to be credited to a product or service as occupation. If an area is used for multiple purposes, either a main use¹² or a division of the area among the uses is required (allocation)¹³.

Arable land in the vicinity of wind turbines is an example to illustrate the need to avoid double-counting. These areas should be considered as in agricultural use or in use for the production of agricultural goods and not as a fictitious exclusion zone around the wind turbine. However, if the use within a certain radius around a wind turbine is clearly restricted (e.g. restriction of forestry in the vicinity of a wind turbine in the forest), then these areas are to be attributed to the land occupation associated with the turbine.

This basic principle applies not only spatially but also temporally and is particularly important when direct land occupation lasts only for a short period of time. Lignite mining provides an example here, where the process of excavation takes place in a comparatively short window but the land is only available for another use after a longer period of time (i.e. after restoration). This period, during which neither a direct use (e.g. raw material extraction) nor another use can take place, is counted towards the initial use since the mining process was the original cause.

Thus, it is apparent that occupation for the purpose of production is always linked to the temporal dimension. How long is the area occupied for the production of a product or service (defined by the functional unit)? The unit of *temporary land occupation* is therefore defined as area unit multiplied by time unit per functional unit (fu). The area unit is defined as one square meter (m²) and the unit of time is defined as one year (please see Chapter 2.1 in this part of the Final Report).

¹¹ e.g. the term land consumption is associated with the new designation of settlement areas and transport areas (BMU 2020b)

¹² e.g. photovoltaics on roofs: here, the main use is clearly the building, the installation of PV does not cause any additional land occupation

¹³ e.g. photovoltaics on agricultural land ("agri-PV").

The second variable **land transformation** addresses the change in land quality associated with the production of a good or service. i.e. the changes in land use in comparison with previous land occupation associated with a different purpose. Just like the occupied area, this change of quality can be attributed to the good or service. The current research project aimed to include both direct and indirect effects. Thus, the initial step was to identify a suitable approach to fulfil this requirement. An analysis of the various approaches to address land-use change (LUC) came to the following conclusion (please see Chapter 5.1 in this part of the Final Report):

1. The methodology for land-use change in the context of *national reporting* (according to UN-FCCC¹⁴) shows the actual land-use change at national levels according to official statistics and models. However, these cannot be attributed to individual products or services - at best to individual sectors in total.
2. The concept of *direct land-use change* (dLUC) is suitable for describing the actual effects at the production site of a specific product (actual delivery with proof of origin), but it does not allow any statements on a product type in general. However, such data are required for LCA purposes¹⁵.
3. The concept of *indirect land-use change* (iLUC) describes the land-use change induced by the production of a product elsewhere than where the actual physical production takes place. The link is through the common (global) market and may ultimately lead to a displacement, i.e. the displaced product will be manufactured in another location. The approach assumes a (political or economic) driver, i.e. an externally imposed measure. Thus, such measures are suitable for considerate and precautionary decision support, for instance in the context of policy-based product introductions. However, iLUC does not provide any information about the actual situation on the ground.
4. The *attributive land-use change* (aLUC) approach describes the actual land-use change due to a production activity supported by empirical data in a country. The sectoral data of the National Inventory Reports (NIR) or differentiated data sources can serve as the primary baseline here. For this purpose, the total production of certain goods in the country is linked to total land-use change reported for the production sector. From this, a general LUC factor can be calculated that allocates the actual and quantifiable LUC in a defined agricultural area to all producers in the country.
This approach is explicitly applicable as an allocation model for products (and services). The resolution of the allocation for individual products is limited by the empirical data available. For instance, agricultural products (wheat, maize, rapeseed, etc.) in Germany are generally farmed in a form of crop rotation. In consequence, conversion of grassland into arable land cannot be attributed to a single crop but rather to all crops in equal measure. A single uniform LUC factor should therefore be assigned to all these products.

In light of these findings, the attributive land-use change approach is used for the land transformation component of the land rucksack. The unit is square meter (m²) per functional unit (fu). The time dimension is cancelled out by dividing the temporary occupation by the reference period of the land transformation, which is also set to one year in line with the input data (national inventory reports).

¹⁴ United Nations Framework Convention on Climate Change, United Nations Framework Convention on Climate Change

¹⁵ Example: A delivery of palm oil originates from a plantation for which forest has recently been cleared and is therefore attributed dLUC. Another delivery of palm oil comes from a long-established plantation, to which no dLUC is attributed. In the LCA, individual deliveries are seldom considered, but rather - to keep with the example - palm oil in general, perhaps from a specific country.

The two components temporary land occupation and land transformation represent two separate information variables characterising land use in the land rucksack. As such, they are not further aggregated, particularly in light of the fact that they are expressed in different units (please see Chapter 5.4 in the part of the Final Report).

The two quantitative variables are each linked to a measure of quality, the so-called **hemeroby**. As mentioned above, hemeroby represents a measure of the intensity of human intervention. The classification of land into an ordinal system of seven hemeroby classes (I to VII) is performed at the life cycle inventory level. During the subsequent impact assessment, a characterisation into the so-called **distance-to-nature potential (DNP)** results in the novel DNP impact indicator.

Basic principles of the hemeroby approach

Hemeroby as a measure for evaluating land use in life cycle assessments was first proposed by (Klöpffer / Renner 1995). They referred to the system developed by (Sukopp 1972) for the classification of habitats and vegetation types along an ordinal scale from ahemerobic (no anthropogenic influences) to metahemerobic (ecological community completely destroyed). Based on this, (Giegrich / Sturm 1996) developed an approach for application in forests, which was integrated into the so-called UBA assessment method by (Schmitz / Paulini 1999a) for the impact category *land use*. Since then, the concept has been continuously developed (Fehrenbach et al. 2015).

The definition of the **safeguard subject** follows the definition of the degree of hemeroby proposed by (Kowarik 2004) i.e. **the self-regulatory capacity of ecosystems based on the current site-specific potential**.

At the **life cycle inventory** level, available land data (temporary land occupation and land transformation) are assigned to a hemeroby class. The comparatively coarse division into seven classes also enables an allocation to commonly used typologies of land use. For example, a land use type such as species-rich extensive grassland can be assigned quite accurately to class III, but not to a **single value** on a sliding cardinal scale (e.g. 3.24). The reduction of complexity into a single quality parameter for land that can be measured on a cardinal scale cannot be carried out at the life cycle inventory level. This can only be achieved during the **impact assessment** (see below).

The classification of areas in hemeroby classes is carried out based on a system of criteria and metrics with a point-based system. To do justice to the diversity of area conditions, the criteria system should collect area-related information as broadly as possible, but remain practical and manageable in light of the effort required for data collection. In LCAs, the focus is usually not on a single specific area. Generic information, e.g. for the product one kilogram (kg) of wheat flour, is required in most cases.

The key land use types forest, grassland, agricultural land and various types of settlement including their respective distribution across hemeroby classes may be found in Tabelle 1. The highest category (hemeroby class I, virgin ecosystem, e.g. primary forest) plays no role for the application in life cycle assessments considering temporary land use. Use is excluded here by definition. However, such areas can be affected by land transformation.

In LCA, the focus is on areas that are used for production (e.g. forestry, agricultural land, raw material extraction) or that are otherwise used within the system boundary (e.g. landfill, settlements). These areas are classified in hemeroby classes II to VII according to criteria and metrics depending on the result of the total points awarded during classification. The classes over which the individual types of land use are distributed, as shown in Tabelle 1 are based on the original

works on hemeroby class systems by (Jalas 1955), (Sukopp 1972), (Blume / Sukopp 1976), ((Kowarik 2004)well as the classifications designed for LCA by (Klopffer / Renner 1995)and (Giegrich / Sturm 1996).

Settlement areas are generally classified in class VII if they are sealed or built over. Settlement areas also include raw material extraction areas and derelict land. In principle, derelict areas are comparable to agricultural land, as they are either fallow arable land (temporarily) excluded from use or resemble such. Therefore, a derelict land classification into classes IV to VI is also provided (please see Chapter 4.4.2 in this part of the Final Report). Industrial brownfields may also be sealed or built over so that class VII applies.

Raw material extraction areas are mostly associated with complete devastation and severe impacts on ecosystems. They are therefore mostly found in Class VII (please see Chapter 4.3 in this part of the Final Report).

Table 4: The hemeroby class system with indicative allocations of the distribution of different land use types

Hemeroby class	Forest/Forestry	Agriculture	Settlement areas	
I natural	Primary forest, no use			
II	More to less natural forest management			
III		Grassland, extensive, species-rich to intensive management		
IV		Arable land, extensive to intensive management	Derelict land	
V				
VI	Timber plantations			Mining areas
VII				Sealed surface

Dashed borders show extreme cases, both positive (raw material extraction areas with high nature value potential) and negative (timber plantations with permanent damage to the self-regulating capacity of ecosystems such as eucalyptus plantations).

Source: Own representation 2021, ifeu, extended from (Fehrenbach et al. 2015)

Application of the hemeroby approach to forests

The terms forest and managed forest or commercial forest are used synonymously here according to the **definitions of** (FAO 2016)and the German Forest Act (BMJV 2017)They also include so-called plantation forests as planted, intensively managed forests consisting mainly of one or two native or non-native tree species of equal age and established mainly for production purposes. However, short rotation coppice, i.e. rotation periods of no longer than 20 years, are counted as agricultural land according to the German Forest Act.

The **approach used to date** to classify forests into different hemeroby classes was proposed by (Giegrich / Sturm 1996) It is based on the model of *forest management that maintains or guarantees dynamic change as a basic characteristic of all living systems on the levels of species, ecological communities and ecosystems*. The goal is continuous development of forest soils and forest vegetation largely undisturbed by human influence. With the fulfilment of this guiding principle, the highest level (hemeroby class II) for a managed forest may be reached. The criteria catalogue focuses on the relative naturalness of (1) the soil, (2) the forest community and (3) the development conditions. The three criteria are operationalised with a total of 20 indicators. The indicators are divided into those that assess the actual state (status quo) of the forest and those that assess the active actions of forest management practice.

Overall, the catalogue of criteria and metrics of (Giegrich / Sturm 1996) well suited for determining the hemeroby of individual forestry operations. The challenge is that hardly any data on the overall forest situation are available. Previous assessments were therefore always based on rough expert estimates, e.g. ((Fehrenbach et al. 2016).

With the third German Forest Inventory (BWI-3) (BMEL 2015), comprehensive data on forests in Germany are now available. However, these data are not compatible with the metrics of (Giegrich / Sturm 1996). With their *alternative forest condition index (alternativer Waldzustandsbericht, WZI)*, (Welle et al. 2018) have developed an assessment system that explicitly evaluates the naturalness of German forests based on available data from the BWI-3. After detailed examination, the authors of this report have come to the conclusion that both (Giegrich / Sturm 1996) and (Welle et al. 2018) address the degree of human intervention in forest ecosystems that prevents self-regulation based on the current site-specific potential in the area under investigation. Thus, both methods address hemeroby. To generate generic data on the hemeroby of German forests, the two methods are merged: the primary baseline data are entered according to the criteria proposed by (Welle et al. 2018), the conversion of the data is carried out according to (Giegrich / Sturm 1996).

Abbildung 1 illustrates the allocation of the assessment results to the hemeroby classes according to the value classifications by the WZI calculations (please see Chapter 4.1 in this part of the Final Report).

Figure 2: Merging the assignment of a hemeroby class according to (Fehrenbach et al. 2015) and the classification scheme of the WZI

Hemeroby class	Brief description for land use type forestry	
I	No intervention. No relevance for the production of goods and services.	
II	Near-natural forest. Very low, near-natural thinning; very low level of intervention; very high secondary benefits.	very good - good
III	Site-specific native forest. Moderate thinning; low intervention intensity; high secondary benefits.	fair
IV	Moderately site-specific native forest. Intensive thinning; considerable intervention intensity; low secondary benefits.	poor
V	Marginally site-specific native forest. Yield-optimising interventions; intensive management with very high intervention intensity; very low secondary benefits.	very poor
VI	Yield optimisation without maintenance of site-specific native community. Maximum intervention intensity; no secondary benefits.	Timber production outside forests has no equivalent in the WZI
VII	Not applicable	

Source: (Welle et al. 2018), modified by ifeu/integrahl

Application of the hemeroby approach to agricultural land

Agricultural land is distinguished into arable land and grassland. There are a variety of methods for the nature conservation assessment of agricultural land with a focus on naturalness, as described above (please see Chapter 4.2 in this part of the Final Report).

The earlier hemeroby approach according to (Fehrenbach 2000) based on methods for determining the impact severity of interventions in the natural balance. In contrast to forest ecosystems, this severity cannot be mapped for agriculturally used areas based on a divergence from the natural state without human intervention, since agriculture is associated with such interventions as a matter of principle. The model for agricultural land defined by (Fehrenbach 2000) therefore refers to an agro-ecosystem rich in structure and species, in which interventions during cultivation are limited to the extent necessary for sustainable production and to maintain productivity. This model corresponds very closely with the concept of High Nature Value Farmlands (HNV farmlands). However, the HNV indicator sets very demanding thresholds, so that the majority of agricultural land (89 %, including almost all arable land) is not further differentiated ((Hünig / Benzler 2017). Evidently, the HNV indicator is not suitable for the purposes of this project, as a higher resolution is required for LCAs of agricultural products, especially in the arable crop sector.

The hemeroby approach according to (Fehrenbach 2000) requires further development for the following reasons:

1. The original concept of criteria is based on the scientific literature of the 1990s, a comprehensive update to the current state of science is therefore required.
2. Similar to forests, the compilation of generic basic data for the application of the hemeroby approach is a key task. In consequence, the definition and operationalisation of the individual metrics should be based on widely available data and not rely solely on expert assessments.

For this purpose, the metrics are defined in line with the original concept:

- a. updated according to state of the art data,
 - b. aligned with data sources available for different agricultural products,
 - c. transformed to quantifiable units (previously, some metrics were expressed as descriptive or qualitative value ranges)
3. The original concept was too focused on arable land and the assessment of grassland was not sufficiently developed. Therefore, an independent criteria-metric catalogue for grassland is required.
 4. The original metrics were developed for application in Germany and Central Europe. Therefore, the applicability at the international level also needs consideration.

In the following, the main results of the update of the hemeroby concept according to (Fehrenbach 2000) described separately for arable land and grassland.

Arable land

The updated system maintains the four criteria of (Fehrenbach 2000) diversity of arable flora, structural diversity, soil protection and material inputs with two to four indicators or metrics per criterion. A modification is made for individual metrics including the definition of the five value levels. The revision is based on a comprehensive review of the latest scientific findings.

For instance, in the case of the *sporadic arable flora*, the value levels are adapted to data from (Meyer et al. 2013) (maximum number of segetal species per 100 m² is approx. 45 species instead of the more than 150 species per hectare in (Fehrenbach 2000)). Tabelle 2 provides an overview of the components of the current assessment system for arable land. For better illustration, the

value levels for the measured variables are not presented here. They are described in detail in Chapter 4.1 in this part of the Final Report.

Table 5: Criteria and metrics of the arable land evaluation system

Criterion	Metric (updated)
1. Diversity of the arable flora	1. Number of segetal species
	2. Existence of rare species
2. Structural diversity	3. Structural elements in the landscape
	4. Field size
	5 Diversity in the landscape
3. Soil protection	6a. Intensity of soil cultivation
	6b. Soil compaction due to agricultural machinery use (derived from diesel consumption)
	7. Soil cover (derived from the C-factor ¹⁶).
	8. Agrodiversity
4. Material inputs	9. Type of fertilisation
	10. Intensity of fertilisation
	11a. Use of insecticides
	11b. Plant protection measures (excl. insecticides)

Source: Own representation 2021, ifeu, further development of (Fehrenbach 2000); in this context, the metrics 6 and 11 were further differentiated into 6a, 6b and 11a, 11b.

The application of these criteria and metrics makes it possible to assign an agricultural product to a value level of the respective metric. The total of all values for all metrics ultimately results in the hemeroby class of the corresponding agricultural product. The application requires the availability of input data, which can be either specific or generic. For the application within the evaluation system, generic data are required. In consequence, individual procedures must be established to infer generic information from a specific case. Furthermore, allocation rules have to be developed, which are essential for the closing of data gaps.

Grassland

The evaluation system for grassland closely follows that for arable land. Adjustments of definitions were necessary, as well as the removal of metrics that are not applicable to grassland. Furthermore, metrics were added to cover characteristics specifically applicable to grassland. For example, soil protection was considered part of management, but differentiated according to cutting frequency and grazing intensity. Furthermore, proposals by (Hartmann 2019), who presented a different way of classifying grassland (cutting as well as grazing) according to hemeroby class, were incorporated into the evaluation system. Thus, for the new metric 8 Cutting frequency/grazing, the value levels for meadows and pastures are each structured separately in accordance with (Hartmann 2019)

¹⁶ Cover management factor

Application of the hemeroby approach to raw material extraction sites

The development and extraction of fossil, mineral and metallic raw materials require opencast mining for deposits near the surface and underground mining for deep deposits. To date, there is hardly any differentiated LCA data available for land occupation. Background information on hemeroby may be found in (DGfH 1999), where a limestone quarry was classified as hemeroby class VII. Further differentiation considering rock-specific differences or biotope characteristics was not carried out.

Due to the wide variety of site-specific characteristics associated with raw material extraction areas, a blanket classification in Class VII does not appear to be appropriate. Consequently, the earlier approach requires revision and further development of criteria and metrics. To this end, the question of the attribution of land occupation per unit of raw material extracted and the question of the time dimension in case of devastation are considered.

Land occupation and hemeroby in opencast mining are quantified considering only those areas that are currently used for extraction in a year. In addition to the area under excavation (open pit) and the waste rock piles (underground and open pit), this includes the footprint of both mobile and stationary handling equipment, operating buildings, processing plants and roadways.

For land occupation, reports from the German Institute for Geosciences and Natural Resources (Andruleit et al. 2017) and the raw material reports of the German federal states can be used. To determine the hemeroby, a differentiation is made between sealed industrial land, which is assigned hemeroby class VII, and mining areas that are used for a certain period of time. The latter areas are evaluated using a specially developed criteria catalogue (Tabelle 3). The criteria consider both the severity of the impact and the potential natural development as well as the permanence of the intervention. The hemeroby classes determined vary from class V to class VII (please see Chapter 4.3 in this part of the Final Report).

Table 6: Criteria and metrics of the mining area evaluation system

Criterion	Metric
1: Severity of the intervention	1. Capacity of mining equipment [m ³ /h]
	2. Annual extraction rate per deposit [t/a]
	3. Water use
	4. Tilt
2: Biotope development	5. Biotope value (I-III)
	6. Formation of small biotopes (structural richness) and possibility of succession
	7. Quality of natural development without human intervention
	8. Importance for the biotope network
3: Duration of the intervention	9. Deposition of hazardous materials on site
	10. Regeneration potential

Source: Own representation 2021, ifeu

Application of the hemeroby approach to other settlement areas

Settlements include a variety of different types of land that may be partly sealed and partly unsealed. However, even the unsealed areas are strongly influenced by human activity. While sealed surfaces, such as buildings and traffic areas, are generally assigned to hemeroby class VII, unsealed surfaces require a more differentiated approach with their own evaluation system of criteria and metrics. Due to the analogy between such **derelict urban land** and arable land, the evaluation systems for derelict land and arable land are very similar. Differences exist, for example, in the size of the area (Metric 4); here, as with grassland, the "the larger the better" rating applies to derelict land for areas rich in vegetation. In contrast, for areas with little vegetation the evaluation is reversed and analogous to arable land.

In addition, an allocation method is required for attributing **traffic areas** to transport processes. Allocation methods are described in detail in the UBA report "Ökologischer Vergleich von Verkehrsarten" by (Allekotte et al. 2020). For the land rucksack, an allocation is carried out according to allocation variant B, i.e. according to vehicle footprint and mileage (see Chapter 4.4.3 in this part of the Final Report).

Open questions and need for research

The present project has established a comprehensive methodology and data base for determining the land rucksacks of goods and services. It has also revealed a need for further research. The following gaps should be addressed in future projects:

- ▶ Extension to the global level. In principle, the criteria catalogues can be applied globally, as the level of human intervention intensity is independent of geographical factors. However, the operationalisation of various metrics is presently geared towards empirical data available for Germany and may need to be adjusted.
- ▶ Extension to waterbodies. The present catalogues are limited to terrestrial areas. However, waterbodies are increasingly affected by human use and should be included in the concept. This is particularly relevant for hydropower, waterways, offshore wind energy, aquaculture as well as fisheries and seabed mining.
- ▶ Assessing forests. The criteria have so far only been applied to a small number of specific cases, further validation through a series of case studies would be very useful here. This may also include a refinement of the approach for assessing different tree species.
- ▶ Expanding the (global) data base. The research project produced a considerable number of data sets (see Part III) but these are by no means complete and should be further developed to expand the criteria catalogues to the global level.

Integration of the existing data into a database system, such as the UBA ProBas system in particular, would provide spatial information lacking there so far.

In addition, it would be essential to conduct comparative studies with alternative approaches that are now in wider use in LCA. A comparison or an integrated approach of land rucksack and remote sensing data may also be very promising.

1 Einführung

1.1 Hintergrund

Das Instrument der Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA) hat unter den herkömmlichen Umweltbewertungsmethoden einen besonderen Stellenwert. Es dient der systemübergreifenden Analyse und Bewertung eines breiten Spektrums von Umweltwirkungen. Mit dem Lebenswegprinzip kann somit eine eingehende Untersuchung nahezu aller Güter und Produkte erfolgen. Dienstleistungen lassen sich ebenso detailliert analysieren. Die transparente Darstellung der Schwerpunkte der Umweltlasten erlaubt die Ableitung und Begründung von Handlungsempfehlungen, die diese Lasten minimieren können. Die Ökobilanz ist bereits in vielen Gesetzen verankert, wie beispielsweise implizit im Verpackungsgesetz (VerpackG), dem Abfallrecht oder dem Erneuerbare Energien Gesetz (EEG).

Die Modelle, mit denen Umweltwirkungen in der Ökobilanz berücksichtigt werden (Charakterisierungsmodelle für berücksichtigte Wirkungskategorien, vgl. Kapitel 3.3), werden entsprechend der üblichen Dynamik neuer Erkenntnisse der Forschung weiterentwickelt. Dabei gibt es Wirkungskategorien, für die wenig Dynamik in der Ausgestaltung der Modelle besteht (z. B. Klimawandel) und solche, bei denen etliche Modelle existieren und die weiter entfernt sind von einem wissenschaftlichen Konsens (z. B. Flächennutzung). Eine diesbezügliche Übersicht ist dem Anhang der Studie „Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen“ (Detzel et al. 2016a) zu entnehmen.

In diesem Projekt wurden auch Methoden zur Einbindung der Flächennutzung als Wirkungskategorie in Ökobilanzen diskutiert. Die genannte Studie bestätigt die Eignung des Ansatzes die Wirkungskategorie Flächennutzung über Hemerobie zu integrieren, was bereits 1999 vom Umweltbundesamt (UBA) empfohlen wurde (Schmitz / Paulini 1999a). Allerdings wird der Bedarf methodischer Weiterentwicklung und insbesondere an Verbesserungen der Datengrundlagen herausgestellt. Der Ansatz der Hemerobie wurde u. a. auch durch den VDI 4800 zur Analyse der Kritikalität von Fläche aufgenommen.

Die internationale Fachwelt widmet dem Thema der Beurteilung von Flächennutzung in Ökobilanzen seit einigen Jahren große Aufmerksamkeit z. B. (de Baan et al. 2013; Brandão / Milà i Canals 2013; Chaudhary / Brooks 2018; Curran et al. 2016; Koellner et al. 2013; Lindner et al. 2019; Vidal-Legaz et al. 2016)). Die UNEP¹⁷/SETAC¹⁸-Life Cycle Initiative hat die Thematik der Flächenbewertung ebenfalls in den Fokus gerückt. Mit der *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators* (Frischknecht et al. 2016) wurden die Methode und die Charakterisierungsfaktoren für die Beurteilung der Flächennutzung vorgelegt. Daneben existieren zahlreiche weitere Ansätze, die bereits im Anhang zur oben genannten UBA-Studie intensiv ausgewertet und verglichen worden sind (Detzel et al. 2016a). Hervorgehoben sei hier zudem die parallel erstellte Arbeit des Bundesamts für Naturschutz (BfN) zum Thema Bewertung der Biodiversität in Ökobilanzen (Lindner et al. 2020a).

¹⁷ United Nations Environment Programme, Umweltprogramm der Vereinten Nationen

¹⁸ Society of Environmental Toxicology and Chemistry, wissenschaftliche Gesellschaft der Ökotoxikologie und Umweltchemie

1.2 Ziele des Forschungsprojekts

Die zentrale Forschungsfrage dieses Projektes lautet: Wie kann die Lücke, die durch die fehlende anerkannte Methode für die Flächennutzung als Wirkungskategorie in Ökobilanzen besteht, geschlossen werden? Das übergreifende Ziel ist somit die Ausarbeitung eines entsprechenden Vorschlags, der aussagekräftig und anwendungsfähig ist. Damit verbunden sind transparente methodische Anleitungen, nachvollziehbare beispielhafte Anwendungen und die Bereitstellung eines Grundstocks an Daten bzw. ein Hinweis auf geeignete Datenquellen.

Aufbauend auf dem bereits bestehenden Ansatz einer Charakterisierung der Flächenbelegung mittels Hemerobie (Fehrenbach et al. 2015) sollen dessen Lücken für eine umfassende Anwendung auf alle wesentlichen Arten der Flächennutzung identifiziert und geschlossen werden.

Des Weiteren soll der Ansatz zu einem konsistenten Konzept eines „Flächenrucksacks“ weiterentwickelt werden. Dies schließt die *temporäre Flächenbelegung* (occupation) und auch die *Flächennutzungsänderung* (transformation) ein.

Der Fundus an bereits vorhandenen und zur Verfügung stehenden Datengrundlagen ist zu analysieren. Darauf aufbauend werden geeignete Quellen für die Integration in das Format des Flächenrucksacks empfohlen.

Entscheidende Kriterien für den Ansatz sind zum einen die Anschlussfähigkeit an bestehende Ökobilanzdatenbanken wie z. B. Probas sowie die Fortschreibungsfähigkeit der Daten. Der Ansatz und die entwickelten Datengrundlagen sollen auch an andere Indikatorensysteme anschlussfähig sein, wie z. B. solche, die im Rahmen der amtlichen Statistik wechselseitig zum Datenabgleich und zur Gesamtharmonisierung führen können.

1.3 Aufgaben des Forschungsprojekts

Die Aufgaben, die sich aus den o. g. Zielen ergaben, lassen sich in zwei Kernbereiche unterteilen:

1. Methodischer Teil:
 - a. Die Tragfähigkeit des gewählten Ansatzes (das Hemerobiekonzept nach (Fehrenbach et al. 2015)) hinsichtlich der Anforderungen der Projektziele war zu prüfen. In diesem Kontext waren Fragen bezüglich des Schutzguts zu klären: Welche Schutzgüter des Umwelt- oder Naturschutzes werden durch Hemerobie adressiert? Wie stehen diese in Wechselbeziehungen zueinander, insbesondere auch zum Schutzgut Biodiversität?
 - b. Bestehende Lücken des Ansatzes sollten identifiziert werden: Welche Flächennutzungsarten sind bereits berücksichtigt und welcher Überarbeitungs- und Erweiterungsbedarf besteht? Die Lücken sollten geschlossen und die Methodik zu einem konsistenten Gesamtkonzept vervollständigt werden.
Auch für den Umgang mit der Dimension Zeit und mit Aspekten der Nachnutzung (z. B. bei Rohstoffabbau) sollten Lösungen entwickelt werden.
 - c. Zusätzlich zur temporären Flächenbelegung („occupation“) sollte ein Ansatz zur Einbeziehung der Flächennutzungsänderung („transformation“) in das Gesamtkonzept des „Flächenrucksacks“ integriert werden.
2. Datenbezogener Teil:
 - a. Relevante Datengrundlagen für die Erstellung von Sachbilanzen zu Flächenbelegung und Flächennutzungsänderung sollten identifiziert und auf Nutzbarkeit geprüft werden. Dies

sollte eine synoptische Zusammenstellung und Verifizierung¹⁹ dieser Datenquellen (z. B. Probas,ecoinvent etc.) beinhalten.

- b. Für wesentliche Anwendungsbereiche, für die sich aus den analysierten Datengrundlagen keine nutzbaren Daten erschließen ließen (insbesondere was die Einstufung der Hemerobie betrifft), sollten generische Daten abgeleitet werden. Die Methodik und die erhobenen Daten sollten schlussendlich auf ein breites Spektrum an Praxisbeispielen angewandt werden.

Die Ausgestaltung des Methodenkonzepts erfolgte zunächst unabhängig von Umfang und Qualität der Daten, die für die Sachbilanz zur Verfügung stehen. Im Zentrum der Arbeiten stand die Konsistenz des Ansatzes. Wechselwirkungen zwischen Methodenentwicklung und Datenverfügbarkeit wurden identifiziert.

Die Vorgehensweise erforderte somit einen iterativen Prozess, in welchem die Datenanalyse zunächst auf der vom UBA vorgegebenen Methodik zur temporären Flächenbelegung und der Flächennutzungsänderungen erfolgte. Über die Bewertung der Datenstruktur flossen wiederum Empfehlungen zur Schärfung der Methodik zurück. Die Rückkopplungsschleifen erfolgten vorrangig bei der Verifizierung der Daten anhand von Fallbeispielen.

Folgende vier Fallbeispiele, die einen breiten Bereich an Flächenbelegungen abdecken, wurden untersucht:

- ▶ Stromerzeugung
 - Strom aus dem Deutschen Stromnetz im Erzeugungsmix
 - EE-Strom-Mix (Erneuerbare Energie)
- ▶ Bautechnische Tragelemente (10 m Spannweite für Hochbau)
 - Stahlbetonhallenträger
 - Schichtholzhallenträger
 - Stahlhallenträger
- ▶ Personen-Transport (100 Personen-Kilometer eines Mittelklasse-Personenkraftwagen, nur Antriebsenergie)
 - mit B7-Dieselmotoren²⁰
 - Elektrofahrzeug mit EE-Strom

¹⁹ Verifizierung im Kontext der untersuchten Fallbeispiele wird vom Auftragnehmer/Auftragnehmerin in diesem Zusammenhang folgendermaßen verstanden:

Die Daten werden auf konsistente Eignung zur Nutzung in einer Ökobilanz analysiert; Eingangsdaten und Ergebnisse werden einer Plausibilitätsanalyse unterzogen; die Ergebnisse der Fallbeispiele in beiden methodischen Ansätzen werden differenziert ausgewertet und Schlussfolgerungen zur Eignung von Daten gezogen.

Verifizierung der Daten bezieht sich explizit nicht darauf die Datenrichtigkeit und Datengenauigkeit der flächenbezogenen Daten in den in AP1 identifizierten Datensätzen auf Basis definierter Messgrößen zu überprüfen. Eine solche Überprüfung der Datengrundlage aller Datensätze würde Datenaudits aller Primärdaten erfordern, was nicht im Angebotsumfang enthalten ist.

²⁰ Dieselmotoren mit bis zu 7 Vol. Prozent beigemischem Biodiesel

- ▶ „Grüner Wasserstoff“ und strombasierter Kraftstoff (PtL²¹) auf der Basis von Solarstrom im MENA-Raum (Region Naher Osten und Nordafrika (engl. Middle East & North Africa))

1.4 Inhalte der Berichte

Die Ergebnisse dieses Forschungsprojekts werden in drei Teilberichten dokumentiert:

Teil I beschreibt die methodischen Aspekte. Zunächst werden darin grundsätzliche methodische Aspekte zur Berücksichtigung von Flächennutzung in Ökobilanzen behandelt (Kapitel 2). Des Weiteren wird das hier entwickelte methodische Grundkonzept zur Flächenbelegung, insbesondere der Hemerobieansatz, ausführlich beschrieben (Kapitel 3). Anschließend wird die Klassifizierung gemäß dem Hemerobieansatz für verschiedene Landnutzungsarten erläutert (Kapitel 4) und der Ansatz für Flächennutzungsänderung dargelegt (Kapitel 5).

Teil II beinhaltet die oben erwähnten Fallbeispiele.

In Teil III sind wesentliche Datensätze, deren Hintergründe und Herleitung aufgeführt.

Mit der Aufteilung der Berichtslegung in drei Teilberichte wird ein mehrere hundert Seiten umfassendes Dokument vermieden, zumal sich die drei Teile trotz der vielfachen Querbezüge vom Inhalt klar in ihren Schwerpunkten unterscheiden.

²¹ Power-to-Liquids (dt.: Konversion von Strom zu flüssigen Sekundärenergieträgern)

2 Methodische Aspekte zur Berücksichtigung von Flächen- nutzung in Ökobilanzen

2.1 Fläche im Rahmen des Projektes „Flächenrucksack“

Seitens des UBA wurde im Vorfeld des Projektes (Leistungsbeschreibung) bereits ein Definitionskonzept für die Belastungskategorien „temporärer Flächenbelegung“ und „Flächennutzungsänderung“ (sowohl direkte wie indirekte) formuliert. Daraus erschließt sich das Grundprinzip des Konzepts „*Flächenrucksack*“, das folgende Elemente beinhaltet:

1. Temporäre Flächenbelegung:

Einem Gut oder einer Dienstleistung wird die Fläche (m²) einer bestimmten Qualität (ausgedrückt in Hemerobioklasse) zugerechnet, über den Zeitraum, in welchem die Fläche für die Erzeugung belegt wird.

2. Flächennutzungsänderung:

Einem Gut oder einer Dienstleistung wird die Veränderung der Flächenqualität zugerechnet, die im Rahmen der Bereitstellung auftritt. Dabei werden direkte wie indirekte Effekte einbezogen (siehe hierzu Kapitel 5).

Weitere zu Beginn der Studie getroffene Festlegungen und Definitionen sind nachfolgend aufgeführt:

Der Begriff der Flächenbelegung

In Abgrenzung zu alternativen Begriffen wie Flächennutzung, Flächeninanspruchnahme oder Flächenverbrauch wurde der Begriff Flächenbelegung gewählt, da er klar abgrenzbar und konsistent zu den Begriffsdefinitionen zu „occupation“ der UNEP/SETAC-Life Cycle Initiative (Frischknecht et al. 2016) ist.

Flächenbelegung bedeutet im Übrigen, dass **keine Doppelzählung** und **keine Nichtzählung** von Flächen erfolgt, die durch eine Nutzung belegt werden. Das entscheidende Grundprinzip dabei lautet: Einem Produkt oder einer Dienstleistung **ist die Fläche pro Zeiteinheit als Belegung anzurechnen, die nicht für eine andere Nutzung** in derselben Zeiteinheit (sprich für die Bereitstellung anderer Produkte oder Dienstleistungen) zur Verfügung steht (Reißmann / Fehrenbach 2019).

Dies bedeutet, dass jede Fläche zu jeder Zeit einer bestimmten Belegung (z. B. Landwirtschaft oder Infrastruktur) zugeordnet ist. In Fällen einer gekoppelten Nutzung (z. B. im innovativen Konzept der Agrar-Photovoltaik, siehe (Fraunhofer Institut 2021)) wäre eine Allokation vorzunehmen, wie es auch sonst üblich ist bei Multi-Output-Prozessen.

Mit diesem Prinzip wird nicht nur sichergestellt, dass keine Doppelzählung erfolgt, sondern auch, dass eine Nichtzählung ausgeschlossen werden kann. Dies ist insbesondere dann bedeutsam, wenn eine direkte Flächenbelegung nur einen kurzen Zeitraum anhält (z. B. beim Braunkohleabbau der Vorgang der Abgrabung), eine andere Nutzung der Fläche jedoch erst nach einer längeren Phase (hier z. B. die Rekultivierungsphase) stattfinden kann. Dieser Zeitraum, in dem weder eine direkte Nutzung (z. B. ein Rohstoffabbau), noch eine andere Nutzung stattfinden kann, wird der Verursachernutzung angerechnet.

Der Begriff „temporär“

Eine Belegung zum Ziele einer Produktion ist – wie aus den vorangehenden Erläuterungen bereits deutlich wird – immer an die zeitliche Dimension gekoppelt: Wie lange ist die Fläche zur

Produktion eines Maßes an Produkt oder Dienstleistung (definiert über die funktionelle Einheit) belegt?

Die Einheit der temporären Flächenbelegung lautet daher $m^2 \times$ Zeiteinheit pro funktionelle Einheit (fE). Als Zeiteinheit wird ein Jahr festgelegt.

Findet eine Belegung der Fläche zur Produktion eines Maßes an Produkt oder Dienstleistung über mehrere Jahre hinweg statt, z. B. beim Zuckerrohranbau bei dem innerhalb von sieben bis acht Jahren zwei Ernten stattfinden, so wird die belegte Fläche pro Gesamternte mit der Dauer der Belegung multipliziert: $\frac{xm^2 * 7 \text{ Jahre}}{\text{Erntemenge}} = \frac{7xm^2 * \text{Jahr}}{\text{Erntemenge}}$

Ebenso wird bei sogenannten erschöpflichen Belegungen (z. B. Rohstoffabbau) verfahren, bei denen der gesamte Zeitraum in dem keine Folgenutzung stattfinden kann, dem Abbau angerechnet wird.

Prinzipien der Internationalen Standard Organisation (ISO)

In der vorliegenden Studie erfolgt die Berücksichtigung der Flächenbelegung auf Basis der methodischen Vorgaben in (ISO 14040 2006) und (ISO 14044 2006) (siehe Kapitel 2.2). Folglich gilt, dass – ausgehend vom zu untersuchenden Wirtschaftsgut – eine dem Ziel der Ökobilanz angemessene funktionelle Einheit sowie ein Referenzfluss zu definieren sind, auf die sich alle Sachbilanzdaten beziehen (Reißmann / Fehrenbach 2019).

Sowohl das Flächenmaß der belegten Fläche als auch die Flächenqualität der Fläche sind jeweils ein Sachbilanzdatum. Die Bestimmung der Flächenqualität ist demnach Teil der Sachbilanzdatensätze. Die Zuordnung einer definierten Flächenqualität erfolgt nach dem Prinzip der Hemerobie (siehe Kapitel 3).

Temporäre Raumbeanspruchung

Im Rahmen des Vorhabens wurde außerdem untersucht, ob neben der Flächenbelegung auch die Raumbeanspruchung als eine Komponente des Flächenrucksacks einbezogen werden kann. Hierzu wurde festgestellt, dass dieser Aspekt anders als die Flächenbelegung bislang nur sehr fragmentarisch in Ökobilanzdaten berücksichtigt wird. Lediglich Deponievolumen zählt in manchen Ökodatenbanken standardmäßig zu den Sachbilanzdaten.²²

Für einen weitergehenden Ansatz, der auch Veränderungen von unterirdischem Raum, wie z. B. durch Fracking von Schiefergas oder durch Tiefengeothermie sowie oberirdische Raumwirkungen durch Offshore- und Onshore-Windkraftanlagen beinhaltet, bedarf es jedoch eines eigenständigen Konzepts und weitergehender Forschung.

2.2 Grundlagen der Ökobilanz (LCA)

Bei der Ökobilanz handelt es sich um eine in (ISO 14040) und (ISO 14044) genormte Methode, um potenzielle Umweltwirkungen von Produkten (hierunter werden materielle Produkte und Dienstleistungen gefasst) zu beurteilen. Die Methode ist nicht geeignet, um ökologische Zustände in einer Region zu analysieren.

In der Einleitung der beiden Normen wird ausgeführt:

„Die Ökobilanz bezieht sich auf die Umweltaspekte und potenziellen Umweltwirkungen (z. B. Nutzung von Ressourcen und die Umweltauswirkungen von Emissionen) im Verlauf des Lebensweges

²² Inecoinvent-Datensätzen werden z. B. Volumennutzung, Endlager für radioaktive Abfälle, Volumennutzung, Untertagedeponie oder Volumennutzung, Speichersee ausgewiesen.

eines Produktes von der Rohstoffgewinnung über Produktion, Anwendung, Abfallbehandlung, Recycling bis zur endgültigen Beseitigung (d. h. „von der Wiege bis zur Bahre“).“ ((ISO 14040). S. 4)

Da der gesamte Lebensweg eines Produktes untersucht wird, spricht man nicht von der Untersuchung von „Produkten“, sondern von „Produktsystemen“.

Zum Begriff „potenzielle Umweltwirkung“ wird in den Normen erläutert, dass Aussagen zu Umweltwirkungen immer relative Aussagen sind, da diese sich im Kontext der Methodik immer auf die in einer Studie definierte funktionelle Einheit (fE) beziehen. Zudem ist die Raum- und Zeit-Auflösung der Ergebnisse gering.

Einige zentrale Begriffe, die für Interpretation und Einschätzung der Relevanz von Wirkungsabschätzungsergebnissen in der Ökobilanz wichtig sind, werden anhand der vier Phasen „Zieldefinition und Untersuchungsrahmen“, „Sachbilanz“, „Wirkungsabschätzung“ und „Auswertung“ nachfolgend erläutert und an Beispielen hinsichtlich Flächenbelegung und Flächenqualität veranschaulicht.

2.2.1 Phase 1: Zieldefinition und Untersuchungsrahmen

In dieser Phase werden wichtige Rahmenbedingungen definiert. Die funktionelle Einheit (fE) und der Referenzfluss sind hier zwei zentrale Festlegungen.

Die fE wird in (ISO 14044 2006) (Abschnitt 3.20) folgendermaßen definiert: *„quantifizierter Nutzen eines Produktsystems für die Verwendung als Vergleichseinheit“*. Das bedeutet, ausgehend von einem definierten Nutzen werden diejenigen Produktvarianten definiert, die diesen Nutzen erfüllen.

Auf Basis dieser fE wird für materielle Güter ermittelt, welche Massen welcher Materialien pro fE im Produkt enthalten sind. Diese Massen bilden als Referenzfluss das Grundgerüst der Datenerhebung in der Sachbilanz. Die Flächen, die für die Bereitstellung der Rohstoffe, für Produktion, Transporte und Entsorgung im Lebensweg eines materiellen Gutes belegt werden, müssen berücksichtigt werden.

Dienstleistungen sind immaterielle Güter, für die ebenfalls eine fE und der entsprechende Referenzfluss definiert werden muss. Alle Flächen, die zur Bereitstellung der Dienstleistung belegt werden, müssen berücksichtigt werden.

Weiterhin werden in Phase 1 der Ökobilanz – ausgehend vom definierten Produkt – die Prozesse der Herstellung (vom Rohstoff, über die Produktion bis hin zur Entsorgung) analysiert. Damit wird die technische Systemgrenze des Produktsystems definiert. Außerdem werden zeitliche und geographische Systemgrenzen, Abschneideregeln und der Umgang mit Allokation festgelegt.

Hinsichtlich der Flächenbelegung ist dem Umgang mit der zeitlichen Systemgrenze besondere Aufmerksamkeit zu widmen. (vgl. Kapitel 2.1)

Beispiel: Produktion des materiellen Wirtschaftsguts „Buchenparkett“

Definition von fE und Referenzfluss:

Ausgehend von einem definierten Nutzen (z. B. Belegung von 10 m² Bodenfläche in einem Bürogebäude für 20 Jahre mit einem Belag definierter Trittfestigkeit) wird ein Produkt definiert, das diesen Nutzen erfüllt (fE).

Auf Basis dieser funktionellen Einheit wird der Referenzfluss errechnet: Welche Massen welcher Materialien sind im Produkt enthalten um den in der funktionellen Einheit definierten Nutzen zu erbringen (z. B. x kg Buchenholz und y kg Öl, z kg Schrauben)? Diese Massen bilden das Mengengerüst der Datenerhebung in der Sachbilanz.

2.2.2 Phase 2: Sachbilanz

In der Sachbilanz werden alle Produktions- und Entsorgungsprozesse, die im Produktsystem eine Rolle spielen, bezüglich ihrer Inputs (Ressourcen²³) und Outputs (Emissionen in Wasser und Luft, Abfälle) quantitativ analysiert. Bezug der Quantifizierung ist der Referenzfluss. Die Inputs und Outputs werden zunächst für alle im Produktsystem berücksichtigten Prozesse ermittelt (i. d. R. mit Rückgriff auf Datenbanken) und anschließend addiert.

Im Fall der Emissionen werden die Massen von Emissionen, d. h. saure Emissionen (z. B.: Schwefeldioxid), toxische Emissionen (z. B. Schwermetalle) oder Emissionen mit Treibhauspotenzial (z. B: Kohlendioxid), aus allen analysierten Prozessen des Produktlebenszyklus quantifiziert und addiert. Die Prozesse im Lebenszyklus eines Produktes finden an unterschiedlichen Orten (globale Lieferketten) und auch zu unterschiedlichen Zeiten statt. Das Sachbilanzergebnis von Emissionen kann somit nicht in eine örtlich zuzuordnende Immission umgerechnet werden. Folglich spricht man von einer geringen Raum- und Zeit-Auflösung.

Grundsätzlich muss sich die Erhebung der Sachbilanzdaten an denjenigen Wirkungspotenzialen orientieren, die betrachtet werden sollen.

Fläche ist eine natürliche Ressource. Bereits für die Datenaufnahme in der Sachbilanz sind Regeln zur Quantifizierung mit Blick auf Aggregationsoptionen der Flächen pro fE wichtig. Dazu zählen alle Flächen, die bei Produktion und Entsorgung/Recycling innerhalb der technischen Systemgrenze beansprucht werden.

Die Quantifizierung erfolgt in einem Flächenmaß (m²) und wird für die Flächenbelegung multipliziert mit dem Bezugszeitraum (bei einem Jahr ist die Einheit somit m² · 1a). Um qualitative Informationen zur belegten Fläche in der Ökobilanz berücksichtigen zu können, bedarf es entsprechender Informationen auf der Sachbilanzebene wie z. B. die Nennung der Nutzungsart²⁴ oder, wie im Falle des Hemerobiekonzepts, die Angabe der Hemerobiekategorie.

²³ Unter natürlichen Ressourcen werden abiotische und biotische materielle Ressourcen sowie Fläche verstanden.

²⁴ Die Flächenkategorien bei ecoinvent lauten beispielweise: „Occupation, annual crop, non-irrigated, intensive“ oder „Occupation, arable land, unspecified use“.

Beispiel: Produktion des materiellen Wirtschaftsguts „Buchenparkett“

Abbildung 3 zeigt das grundsätzliche Vorgehen in der Sachbilanz zur Ermittlung der Flächenquantität. Die Sachbilanzdaten können spezifischen Charakter haben, wenn die Fläche eindeutig zuzuordnen ist. Ist das nicht der Fall, müssen für die Auswahl generischer Daten Annahmen getroffen werden.

Abbildung 3: Sachbilanz – Ermittlung der Quantität (Beispiel: Produktion von Buchenparkett)

Sachbilanz – Ermittlung der Quantität

Beispiel: Produktion von Buchenparkett

<p>Funktionelle Einheit: Belegung von 1 m² Fußbodenfläche in einem Gebäude mit einem Buchenparkett definierter Haltbarkeit für einen definierten Zeitraum.</p>	<p>Sachbilanzdaten Produkt: werden i. d. R. spezifisch ermittelt</p>
<p>Referenzfluss: Es wird errechnet wie viel Buchenparkett zur Erfüllung der Funktion erforderlich ist: Einheit z.B. Masse mit definierter Dichte und Restfeuchte (kg), Volumen (m³).</p>	
<p>Ausgehend davon wird errechnet wie viel Buchenholz (kg, m³) unter den definierten Produktionsbedingungen des Parketts erforderlich ist (incl. z.B. Verschnitte) [kg/fE].</p>	
<p>RECHENVORSCHRIFT</p>	
<p>Ausgehend davon wird errechnet, welche Fläche (m²) in einem Wald für den Aufwuchs dieser Buchenholzmenge erforderlich ist [m² * a/fE]. Diese Quantifizierung der Sachbilanzgröße „Fläche“ ist nicht trivial und erfordert Konventionen.</p>	<p>Sachbilanzdaten Wald: <i>Spezifisch:</i> Es muss bekannt sein aus welchem Wald das Holz kommt <i>Generisch:</i> Buche aus Deutschland</p>

Quelle: Eigene Darstellung 2021, INTEGRAHL

Der entscheidende Schritt zur Quantifizierung der Flächenbelegung für den Rohstoff Holz im Wald im Beispiel „Buchenparkett“ erfordert eine Reihe von Konventionen, insbesondere für die Frage, welche belegte Fläche mit welcher produzierten Holzmenge in Bezug gesetzt wird. Hierzu gibt es keine verbindliche Standardvorgabe. Theoretisch wäre der Ansatz denkbar, dem Holz nur die Grundfläche, die die einzelnen Bäume belegen anzurechnen (nur Stamm oder inkl. Krone). Doch die Fläche zwischen den Bäumen ist ebenfalls Bestandteil des Systems Wald. Da es um Produktion und damit Bewirtschaftung geht, sind sogar die Wirtschaftsstraßen und Waldwege dem System zuzurechnen. Vereinfacht ließe sich die Flächenbelegung für 1 m³ Holz anhand der Gesamtwaldfläche (nach der dritten Bundeswaldinventur (BMEL 2015)²⁵ sind das 11,42 Mio. Hektar) und der entnommenen Holzmenge (nach (Mantau et al. 2018) sind das 78,3 Mio. m³ pro Jahr) errechnen. Daraus ergibt sich ein Flächenbelegungswert von 0,146 m² x 1 Jahr pro m³ geerntetes Holz.

Dieser Pauschalwert ermöglicht keine Differenzierung zwischen verschiedenen Holzqualitäten (Buchenholz und andere Holzarten sowie unterschiedliche Qualitäten wie Schnittholz/Restholz/Energieholz usw.), er zeigt jedoch, auf welcher Basis ein richtungssicherer Defaultwert erstellt werden kann.

Die Frage der zeitlichen Systemgrenze ist für diesen generalisierten Fall einfach gelöst, weil von einem Kontinuum des Waldes über die Gesamtfläche ausgegangen wird. Im speziellen Fall ist der zeitliche Erfassungsbereich durchaus relevant. Er dauert lange an, bis das gewünschte Holz gewachsen ist. Im Anschluss kann es geerntet werden (vergleichbar mit der Ernte bei der Produktion

²⁵ Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft

von Ackerfrüchten) und die Fläche stünde für eine andere Nutzung zur Verfügung. Dies wäre allerdings nur dann der Fall, wenn eine Monokultur als Forst gepflanzt und geerntet wird. In einem Wirtschaftswald mit Einzelstammentnahme oder mit Ernte im kleinräumigen Umlauf der Flächen, kann von einer dauerhaften Belegung ausgegangen werden. Für die Sachbilanz sind somit alle Prozesse und die damit verbundenen Aufwendungen der Waldwirtschaft bis zur typischen Hiebsreife der entsprechenden Bäume relevant.

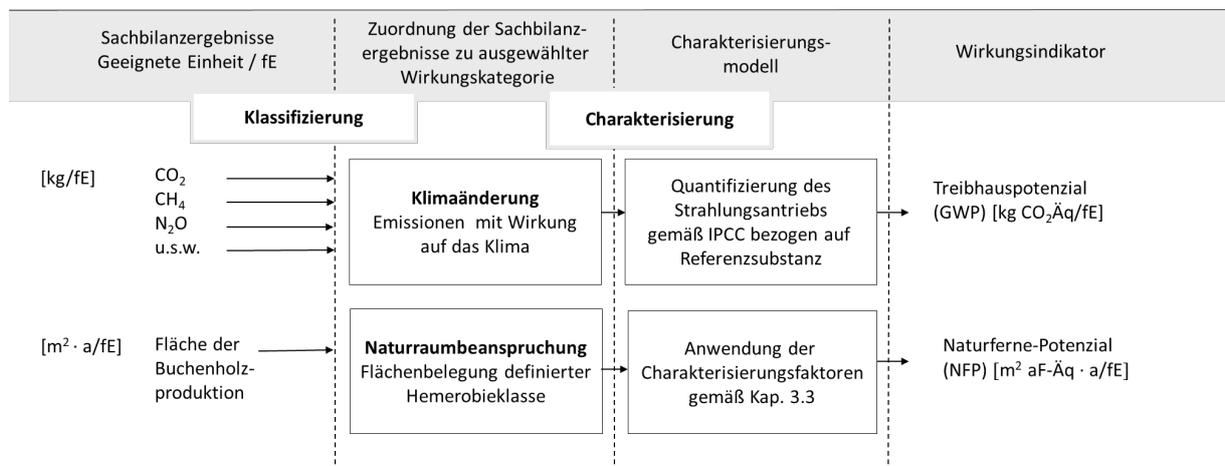
2.2.3 Phase 3: Wirkungsabschätzung

In der dritten Phase, der Wirkungsabschätzung, werden die Sachbilanzdaten im Hinblick auf die zu untersuchenden Umweltwirkungen gebündelt. Ziel ist es, die Umweltrelevanz der Sachbilanzergebnisse besser zu verstehen.

Welche Umweltwirkungen – in der Ökobilanz Wirkungskategorien genannt – in einer Studie berücksichtigt werden sollen, muss in der ersten Phase (Zieldefinition und Untersuchungsrahmen) festgelegt werden. Das ist insbesondere deshalb wichtig, weil sich die in der Sachbilanz zu erhebenden Daten am Bedarf der Wirkungsabschätzung orientieren müssen.

Übliche Wirkungskategorien sind z. B. Klimawandel, Eutrophierung, Versauerung oder stratosphärischer Ozonabbau. Aber auch die Toxizität (Human- und Ökotoxizität) ist Gegenstand von Modellentwicklungen im Kontext Ökobilanz. Die Aufbereitung der Sachbilanzdaten in der Wirkungsabschätzung erfolgt zweistufig. Abbildung 4 zeigt die grundsätzliche Vorgehensweise in der Wirkungsabschätzung auf Basis von Charakterisierungsmodellen.

Abbildung 4: Quantität (Sachbilanzdatum) mit Qualität (Umweltwirkung)



a.) Der in der Grafik verwendete Begriff *Naturferne-Potenzial* (NFP) wird in Kapitel 3.3 im Detail erläutert.

Quelle: Eigene Darstellung 2021, INTEGRAHL

Im ersten Schritt werden die Sachbilanzdaten qualitativ einer Wirkungskategorie zugeordnet (Klassifizierung).

Beispiele: Klassifizierung

Alle Emissionen mit versauernder Wirkung können der Wirkungskategorie „Versauerung“ zugeordnet werden. Diese Zuordnung greift zurück auf chemische Eigenschaften von Stoffen und deren Potenzial Protonen freizusetzen.

Eine in der Ökobilanz vergleichsweise einfach zu handhabende Wirkungskategorie ist „Klimawandel“. Die Fachwelt hat sich darauf verständigt, sich auf das Global Warming Potential (GWP) zu beziehen. Vom International Panel of Climate Change (IPCC) wurde eine Liste mit Gasen erstellt, die ein Treibhauspotenzial besitzen.

Weitaus komplexer gestaltet sich die Einbeziehung der Toxizität. Die unerwünschte Wirkung ist in diesem Fall die gesundheitliche Schädigung des Menschen einerseits, aber auch die toxische Wirkung auf andere Organismen in der Ökosphäre.

Im Falle der Flächenbelegung werden alle oberirdischen Flächen der Wirkungskategorie *Naturraumbeanspruchung* zugeordnet.

Im zweiten Schritt, der Charakterisierung, erfolgt eine Quantifizierung der potenziellen Wirkung: Auf Basis eines im Charakterisierungsmodell zugrunde gelegten Ursache-Wirkungs-Modells werden die Sachbilanzdaten mittels Charakterisierungsfaktoren, die für das Modell spezifisch sind, zu einem Wirkungsindikatorwert umgerechnet.

Beispiele: Charakterisierung

Im Falle der **Versauerung** ist die Ursache eine Emission, die unter Wassereinfluss Protonen freisetzt. Die betrachtete Wirkung ist die dadurch bedingte Senkung des pH-Wertes. Da unterschiedliche Gase oder Flüssigkeiten pro Masseneinheit unterschiedliche Mengen an Protonen freisetzen, können auf Basis chemischer Reaktionsgleichungen Faktoren (Charakterisierungsfaktoren) in einer kardinalen Skala berechnet werden, die das Versauerungspotenzial der unterschiedlichen Emissionen abbilden. Die Versauerungspotenziale der einzelnen Emissionen auf Basis der in der Sachbilanz ermittelten Massen können so zu einem Gesamt-Versauerungspotenzial des untersuchten Produktsystems addiert werden. Ob in einer lokalen Umwelt tatsächlich eine Versauerung stattfindet, ist weder die Frage noch das Ergebnis dieser Kalkulationen. Der Grundgedanke folgt der Logik, dass weniger versauernde Emissionen auf jeden Fall besser sind als mehr und dass pro Masseneinheit (Ergebnis der Sachbilanz) manche Emissionen potenziell mehr zur Versauerung beitragen als andere.

Im Falle des **Klimawandels** ist die Ursache eine Emission, die einen Einfluss auf den Strahlungsantrieb hat, die Wirkung ist die Erwärmung der Atmosphäre. Vom IPCC wurden (und werden) auf Basis des Strahlungsantriebs Faktoren zur Quantifizierung von Auswirkungen durch Treibhausgasemissionen entwickelt, die in der Ökobilanz i. d. R. als Charakterisierungsfaktoren verwendet werden. Die Massen (pro tE) der dieser Kategorie aus der Sachbilanz zugeordneten Treibhausgase werden mit den spezifischen Charakterisierungsfaktoren (GWP100²⁶, z. B. 1 für CO₂ und 25 für CH₄) multipliziert und damit in kg CO₂-Äquivalente umgerechnet. Auf diese Weise ist die gemeinsame Einheit gefunden, mit der die unterschiedlichen Treibhausgase zum Wirkungsindikatorwert dieser Wirkungskategorie addiert werden können. Bezüglich dieser globalen Wirkung ist die geringe Raum- und Zeit-Auflösung der Sachbilanzdaten weniger relevant: Der Wirkort im Fall des GWP ist

²⁶ Global Warming Potential, über einen Anrechnungszeitraum von 100 Jahren

die Troposphäre. Das erlaubt die Vereinfachung anzunehmen, dass die im Lebensweg eines Produktes emittierten Substanzen mit GWP unabhängig vom Emissionsort in einem einzigen Kompartiment wirken. Lokale/regionale Einwirkungsmengen von Substanzen spielen in dem Fall keine Rolle.

Die Bewertung von Stoffen hinsichtlich ihrer **toxischen Wirkung** auf definierte Arten oder Ökosysteme unter Berücksichtigung detaillierter Expositions- und Wirkungsdaten entspricht einer Risikoabschätzung. Da in der Ökobilanz keine detaillierten Expositionsdaten zur Verfügung gestellt werden, kann ein toxikologisches Risiko nicht bewertet werden. Vielmehr wird versucht, das Toxizitätspotenzial von Emissionen auf der Basis zugänglicher toxikologischer Kenngrößen (z. B. NOAEL, LC₅₀)²⁷ unter Verwendung begründeter Algorithmen (Charakterisierungsmodell) richtungssicher abzubilden. Da die Verfügbarkeit belastbarer toxikologischer Kenngrößen nicht für alle in Frage kommenden Emissionen symmetrisch ist, ist die Unsicherheit des Ergebnisses der Charakterisierung hoch. Das Charakterisierungsmodell UNEP-SETAC-toxicity-model (USEtox 2021) stellt den aktuellen wissenschaftlichen Konsens der LCA-Methodenentwickler dar. In USEtox werden toxische Emissionen entsprechend identifiziert.

Die Bewertung unterschiedlicher Flächenqualitäten, die sich aus der Zuordnung zu Hemerobieklassen ergeben, erfolgt über das in (Fehrenbach et al. 2015) entwickelte Charakterisierungsmodell. Das Charakterisierungsmodell beruht auf einem empirischen Ansatz, der der Prämisse folgt, dass sich die Qualität der weltweiten Flächenbelegungen wahrscheinlich in Richtung einer zunehmenden Störung entwickeln wird (siehe Kapitel 3.3).

Für alle in der Ökobilanz verwendeten Charakterisierungsfaktoren erfolgt deren Begründungslogik über ein Charakterisierungsmodell. (ISO 14044 2006 para. 4.4.2.2.3 e) führt aus, dass das Charakterisierungsmodell für jeden Wirkungsindikator wissenschaftlich begründet und technisch gültig sein sollte. Es sollte auf einem eindeutig identifizierbaren Umweltwirkungsmechanismus oder²⁸ einer vergleichbaren empirischen Beobachtung beruhen.

Für die meisten Wirkungskategorien gibt es unterschiedliche Modelle zur Beschreibung von Ursache-Wirkungs-Ketten. Die Wahl des Charakterisierungsmodells ist abhängig davon, welches Schutzgut betrachtet wird. Welches Modell in einer Ökobilanzstudie verwendet wird, muss in der Phase „Zieldefinition und Untersuchungsrahmen“ klar beschrieben werden.

Regionale oder lokale Risiken können mit den Wirkungsindikatorergebnissen nicht abgebildet werden. Grund hierfür ist, dass real existierende Konzentrationen an einem definierten Ort unter den dort herrschenden geologischen und meteorologischen Bedingungen und daraus abgeleitet Expositionen von Schutzgütern (z. B. menschliche Gesundheit, aquatische Ökosysteme) bekannt sein müssen. Diese Daten liefert die Ökobilanz nicht. Durch den Begriff „potenzielle Umweltwirkungen“ wird betont, dass es sich bei den numerischen Ergebnissen der Wirkungsabschätzung nicht um tatsächlich örtlich und zeitlich zuzuordnende Wirkungen in der Umwelt handelt (vgl. auch Kapitel 2.2.5).

Der zeitliche Erfassungsbereich des Charakterisierungsmodells kann von demjenigen der Sachbilanz abweichen, denn auch Wirkungen können eine zeitliche Dynamik haben. So wird beispielsweise zur Berechnung der Charakterisierungsfaktoren des GWP100 von IPCC der Treib-

²⁷ NOAEL (= no observed adverse effect level): die höchste Dosis oder Expositionskonzentration eines Stoffes in subchronischen oder chronischen Studien, bei der keine signifikant erhöht schädigenden, behandlungsbedingten Effekte auftreten; LC50 (= lethal concentration): die statistisch errechnete Konzentration einer Substanz, die voraussichtlich bei 50 % der exponierten Tiere innerhalb des Untersuchungszeitraums zum Tode führt.

²⁸ Im ISO Text steht „und“; es müsste allerdings „oder“ heißen.

hauseffekt der entsprechenden Gase über einen Zeitraum von 100 Jahren modelliert. Im vorliegenden Bericht wird in Kapitel 3.3 zunächst die Herleitung der Charakterisierung nach (Fehrenbach et al. 2015) dargestellt. In Kapitel 4 folgt die exemplarische Anwendung auf die klassifizierten Daten.

2.2.4 Phase 4: Auswertung

In der Auswertung werden aus den Ergebnissen der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung Schlussfolgerungen gezogen. Dazu werden unter Berücksichtigung aller Einschränkungen und der gesetzten Randbedingungen Empfehlungen vor dem Hintergrund der Zielsetzung der Studie ausgesprochen. Die Auswertung geht somit deutlich über den einfachen Vergleich von Ergebnissen der Wirkungsabschätzung und ausgewählten Sachbilanzdaten (z.B. Energieverbrauch) hinaus.

Als optionale Bestandteile der Wirkungsabschätzung enthält die (ISO 14044 2006) die *Normierung* und die *Rangbildung*, die als Hilfestellung für die Auswertung vielfach etabliert sind. Das UBA (Schmitz / Paulini 1999a) hat die beiden Elemente bereits in seiner Methode zur Bewertung in Ökobilanzen integriert. Joint Research Center (JRC) bietet Normierungsfaktoren auf globaler Ebene an (Sala et al. 2017).

Die (ISO 14044 2006) definiert **Normierung** als *Berechnung der Größenordnung der Wirkungsindektorenwerte in Bezug auf die Referenzinformationen*. Als solche dienen in der Regel Pro-Kopf-Lasten, wie z. B. die durchschnittliche Emission an Treibhausgasemissionen (als GWP100) eines Einwohners von Deutschland, Europa oder der Welt. Die Normierung dient auf diese Weise zur Einschätzung der relativen Signifikanz der Indikatorergebnisse (Schmitz / Paulini 1999a).

Mit der **Rangbildung** werden die Wirkungskategorien nach einer Hierarchie wie hohe, mittlere und niedrige Priorität eingeordnet. Dies beruht notwendigerweise auf „Werthaltungen“, auf denen die unterschiedliche Bedeutung der einzelnen Wirkungskategorien festgelegt wird. Das Umweltbundesamt (Schmitz / Paulini 1999a) legte dabei, wie in der (ISO 14044 2006) gleichfalls empfohlen, als eine „Organisation“ diese Priorität auf der Grundlage seiner eigenen „Werthaltungen“ fest. Dabei können definierbare Charakteristika wie globale, regionale oder lokale Wirkungsweise, Reversibilität/Irreversibilität als Kriterien zur Einstufung dienen. Das Umweltbundesamt hat bereits 2013 einen hausinternen Prozess zu einer Aktualisierung der Rangbildungen²⁹ angestoßen. Dieser Prozess ist bisher nicht abgeschlossen.

2.2.5 „Potenzielle Umweltwirkung“ versus „Vorhersage spezifischer Umweltschäden“

Nach (ISO 14040 2006 para. 3.4) ist die Wirkungsabschätzung definiert als:

„Bestandteil der Ökobilanz, der dem Erkennen und der Beurteilung der Größe und Bedeutung von potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlaufe des Lebensweges des Produktes dient.“

Durch die Formulierung „potenzielle Umweltwirkungen“ wird betont, dass es sich bei der Wirkungsabschätzung nicht um tatsächlich anzutreffende Wirkungen in der Umwelt handelt. Dieser Aspekt wird in (ISO 14040 2006 para. 4.3i) folgendermaßen spezifiziert:

„Die Ökobilanz bezieht sich auf potenzielle Umweltwirkungen. Die Ökobilanz dient nicht der Voraussage von absoluten oder genauen Umweltwirkungen aufgrund

²⁹ Projekt Nr. 23128: „Aktualisierung der UBA-Ökobilanzmethode“

- ▶ *der relativen Aussage von möglichen Umweltwirkungen bezogen auf eine Referenzeinheit³⁰;*
- ▶ *der Integration von Umweltdaten über Raum und Zeit;*
- ▶ *der inhärenten Unsicherheit bei der Modellierung von Umweltwirkungen und*
- ▶ *der Tatsache, dass einige mögliche Umweltwirkung eindeutig zukünftige Wirkungen sind.“*

(ISO 14040 2006 para. 4.4.1 S.33) stellt zum Verhältnis der Wirkungsabschätzung zu anderen Methoden folgendes klar:

„Die Wirkungsabschätzung unterscheidet sich von anderen Methoden wie der Umwattleistungsbeurteilung, der Umweltverträglichkeitsprüfung und der Risikoabschätzung, da sie einen relativen Ansatz darstellt, der auf einer funktionellen Einheit basiert. Die Wirkungsabschätzung kann Informationen dieser anderen Methoden verwenden.“

Zudem liegen aus der Sachbilanz Daten zum Ressourcen- und Energieeinsatz, sowie zu Emissionen i. d. R. in geringer räumlicher und zeitlicher Auflösung vor, die über den gesamten Lebenszyklus des Produktsystems aggregiert werden (s.o. (ISO 14040 2006 para. 4.3i): „Integration von Umweltdaten über Raum und Zeit“). Für Immissionsbezogene Methoden sind diese Daten nicht geeignet. Auch neuere Ansätze, die Ausbreitungsmodelle in Charakterisierungsmodellen nutzen, lösen dieses Problem nicht (vgl. (Detzel et al. 2016a) 5.9.2.6)).

Dies gilt auch für die Wirkungen bezogen auf Fläche, insbesondere mit Blick auf Naturschutz bezogene Wirkungsaspekte. Von einer Wirkungsabschätzung für Flächenbelegung im Rahmen einer Ökobilanz kann nicht auf konkrete naturräumliche Auswirkungen eines Produktsystems geschlossen werden.

2.3 Schutzgut

2.3.1 Einordnung nach übergeordneten Schutzgütern

Mit der Wirkungsabschätzung und den darin angewandten Wirkungskategorien wird festgelegt, welche Umweltprobleme für den Untersuchungsgegenstand als relevant erachtet werden und wie diese Umweltprobleme abgebildet werden sollen (Frischknecht 2020). Umgekehrt geht der Wahrnehmung eines Umweltproblems die Festlegung eines Schutzgutes voran, dass es vor diesen Auswirkungen zu schützen gilt. Die Veränderung eines Umweltzustandes ist nur relevant, wenn sie ein Schutzgut negativ beeinträchtigen kann. Als übergeordnete Schutzgüter hat das UBA (Schmitz / Paulini 1999a) festgelegt:

- ▶ „menschliche Gesundheit“,
- ▶ „Struktur und Funktion von Ökosystemen“
- ▶ und „natürliche Ressourcen“

Für die Einordnung der Flächennutzung im Hinblick auf ihren Umweltzustand gilt dabei primär das übergreifende Schutzgut *Struktur und Funktion von Ökosystemen*.³¹ Die Beeinträchtigung

³⁰ Referenzfluss auf Basis funktioneller Einheit

³¹ Diese Einordnung durch (Schmitz / Paulini 1999a) kann aus heutiger Sicht insoweit erweitert, als dass Flächen auch zu den *natürlichen Ressourcen* zählen.

dieses Schutzgutes soll mit einer Maßeinheit, welche die *Struktur und Funktion* einer Fläche beschreibt, quantifiziert werden. In (Schmitz / Paulini 1999a) wurde die Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“ genannt und das Ausmaß anthropogener Aktivitäten zur Klassifizierung von Flächen herangezogen. Zu deren Messung diente dabei die negative Größe³² Hemerobie.

Im Folgenden soll das Schutzgut, dessen negative Beeinträchtigung durch Hemerobie zu messen ist, präziser definiert werden. Dazu ist zunächst eine genaue Erklärung der unterschiedlichen Begrifflichkeiten erforderlich.

2.3.2 Differenzierung Natürlichkeit – Naturnähe – Naturferne – Hemerobie

Die Begriffe Naturnähe, Natürlichkeit und Hemerobie als Bewertungskriterien für Landschaften werden in vielen Publikationen sowohl im deutschsprachigen als auch im englischsprachigen Raum synonym und oft ohne genaue Definition verwendet (Winter 2012).

Zur Klärung der Terminologie wurden im Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege (Kowarik 2004) und in (Stein / Walz 2012) diese Begriffe für die Konzeptentwicklung zur Einschätzung und zur Differenzierung von Landschaften definiert. In (Kowarik 2004) werden die drei Begriffe hierarchisch differenziert. Demnach sind Naturnähe und Hemerobie zwei parallele Konzepte zur Beschreibung der Natürlichkeit von Landschaften.

Natürlichkeit

Weitgehend alle deutschen und weltweiten Landschaften unterliegen dem menschlichen Einfluss oder wurden in der Vergangenheit durch menschliche Aktivitäten geprägt. Echte Naturlandschaften sind, je nach Definition in der Fachliteratur, gar nicht mehr oder nur noch kleinteilig, z. B. in den höchsten Lagen der Hochgebirge, vorhanden. Menschliche Eingriffe stehen dem Natürlichen, d. h. dem natürlichen Gleichgewichtstreben der Natur, entgegen (Stein 2011). Je nach Grad des historischen und aktuellen menschlichen Eingriffs, können Kultur- und Naturlandschaften nach ihrer Natürlichkeit differenziert werden. Dabei kann ein hoher Grad an Natürlichkeit im Sinne des Naturschutzes als wertvoll und schützenswert gelten.

Die Entwicklung von Konzepten zur Bestimmung der Natürlichkeit von Kulturlandschaften geht bis auf 1904 zurück (Bernatsky 1904). (Kowarik 2004) unterscheidet die vorhandenen Konzepte nach deren Perspektive und Bezugspunkt bzw. Zielzustand (siehe auch in der von (Stein / Walz 2012) erstellten Abbildung 5).

Naturnähe

Unter Naturnähe werden in (Kowarik 2004) und (Stein 2011) alle Konzepte mit einer historischen Perspektive zusammengefasst, die als Bezugspunkt die ursprüngliche natürliche Vegetation heranziehen. Naturnähe kann somit als Maß für die Ähnlichkeit zur ursprünglichen, vom Menschen unbeeinflussten Situation, definiert werden (Stein 2011).

In der Waldwirtschaft wird der Begriff Naturnähe in einem weiter gefassten Sinne verwendet. So wird der Begriff Naturnähe im Kontext der nachhaltigen Waldwirtschaft angewendet und z. B. vom Umweltbundesamt folgendermaßen aufgefasst: „Ziel der Bundesregierung ist eine naturnahe Waldbewirtschaftung auf möglichst der gesamten forstwirtschaftlichen Fläche“ (Umweltbundesamt 2021a). Die *Naturnähe der Wälder* kann mittels dem „Vergleich der aktuellen Besto-

³² Es ist ein Grundprinzip der Wirkungsabschätzung in der Ökobilanz, negative Wirkungen (Emissionen von Treibhausgasen, toxische Stoffe, Versauerung, Eutrophierung von Ökosystemen etc.) auf Schutzgüter zu quantifizieren.

ckung der Waldfläche mit der natürlichen Waldgesellschaft“ bestimmt werden. “Dies gibt Auskunft über die Naturnähe der Baumartenzusammensetzung und ermöglicht Aussagen zur ökologischen Stabilität des Waldes“ (Umweltbundesamt 2021a).

In (Welle et al. 2018) wird der Begriff Naturnähe z. B. für die Beschreibung der „Ähnlichkeit der aktuellen Baumartenzusammensetzung des Waldbestandes mit dem Waldbestand im natürlichen Zustand, basierend auf der pnV“ verwendet. Da die potenzielle natürliche Vegetation (pnV) und nicht explizit die ursprüngliche natürliche Vegetation beschrieben wird, steht der Begriff Naturnähe im Kontext der natürlichen Waldentwicklung vermutlich nicht für die historische, sondern für die aktualistische Perspektive. Somit wird in (Welle et al. 2018) unter pnV im Grunde die „heutige pnV“ (hpnV) verstanden.³³

Naturferne

Der Begriff Naturferne wird oft in Naturnähekzepten als Abstufung von naturnah zu naturfern verwendet (Ellenberg 1963; von Hornstein 1954a; b), findet allerdings auch Anwendung in Hemerobiekzepten und ganz allgemein in Natürlichkeitskonzepten. Der Begriff der Naturferne wird in der vorliegenden Literatur nicht definitiv eingeführt, wenngleich er in der Landschaftsökologie im Zusammenhang mit Hemerobie, allerdings nicht synonym, verwendet wird. Die Entwicklerinnen und Entwickler des hier vorliegenden methodischen Ansatzes haben aufgrund der weitgehend fehlenden Vorbelastung diesen Begriff als Basis der Benennung des Wirkungskategorie-Indikators im Kontext Ökobilanz – *Naturfernepotenzial (NFP)* - gewählt (Siehe hierzu in Kapitel 3.3 und zum Terminus Wirkungspotenzial Kapitel 2.2.5).

Hemerobie

Der Begriff Hemerobie leitet sich aus den griechischen Wörtern hémeros (gezähmt, kultiviert) und bíos (leben) ab und kann als Maß für die Kultivierung bzw. den Kultivierungsgrad von Ökosystemen und Landschaften übersetzt werden. Der Begriff wurde in der Landschaftsökologie ursprünglich zur Bewertung der Störung von Vegetation entworfen (Jalas 1955). Im Gegensatz zu den vorangehenden Begriffen wird in Hemerobiekzepten eine explizit aktualistische Perspektive eingenommen. Als Bezugspunkt wird der durch weitgehende Selbstregulation geprägte Zustand eines Ökosystems auf Basis des heutigen Standortpotenzials (Kowarik 2004) herangezogen.

Das Konzept „Hemerobiestufen“ geht zurück auf (Blume / Sukopp 1976). Es dient dem Ziel, verschiedene Landnutzungsformen **nach dem Grad des Kultureinflusses auf Ökosysteme** zu untersuchen und einzustufen. Untersucht und gruppiert werden spezifische Standorte bezüglich folgender Kriterien:

- ▶ Indikatoren der Veränderungen der Flora
- ▶ Beeinflussung bodenbildender Prozesse
- ▶ Veränderungen der edaphischen Eigenschaften (chemisch-physikalische Eigenschaften der Böden)
- ▶ Zeigerindikatoren zur Diagnose von Bodenveränderungen gegenüber Naturböden

Für ein Biotop bzw. einen Biotoptyp werden das Erscheinungsbild der Vegetation, die anthropogene Einwirkung sowie das Erscheinungsbild der Ökosysteme verbal zusammengefasst und daraus die Einordnung in eine Hemerobiestufe begründet. Nach (Blume / Sukopp 1976) hat sich

³³ Auch die vom BfN erstellte Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation (PNV) stellen tatsächlich die hpnV dar (Suck et al. 2013, 2014)

eine siebenstufige Skala (ahemerob, oligohemerob, mesohemerob, β -euhemerob, α -euhemerob, polyhemerob, metahemerob) bewährt. Der ahemerobe Zustand wird dadurch charakterisiert, dass keine anthropogenen Einwirkungen vorhanden sind. Demgegenüber ist im metahemeroben Zustand die Biozönose zerstört. Da sich Ökobilanzen grundsätzlich mit Systemen zur Herstellung von Produkten oder Dienstleistungen befassen, sind die betroffenen Flächen immer Nutzflächen und folglich i. d. R. nicht ahemerob. Flächen im ahemeroben Zustand sind nur dann Bestandteil der Betrachtung, wenn Landnutzungsänderungen (z. B. Rodung von Primär-Regenwald) im Produktionsprozess eine Rolle spielen.

Ausgehend von der Skala von (Blume / Sukopp 1976) wurden von etlichen Autoren Modifikationen entwickelt, die sich im methodischen Grundansatz allerdings nicht unterscheiden.

Mit der hier eingenommenen aktualistischen Perspektive wird der Grad der anthropogenen Veränderungen von Naturräumen betrachtet. *„Der Hemerobiegrad drückt damit die Wirkung reversibler anthropogener Einflüsse aus, die einer Selbstregulation des betrachteten Ökosystemausschnittes auf der Grundlage des aktuellen Standortpotentials entgegenstehen“* (Kowarik 2004).

Vom finalen Bezugspunkt (ein vom Menschen unbeeinflusstes Ökosystem) her – gleichen sich die Ansätze zu Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie. Sie unterschieden sich jedoch auf der Skala dadurch, dass Naturnähe sich explizit an der Ähnlichkeit zur (h)pnV misst. Für alle Flächennutzungen, die nicht Wald sind, ist diese Messskala im Grunde nicht anwendbar. Typische Kriterien für den Grad an Hemerobie eines Waldes, wie z. B. die Baumartenzusammensetzung, Altersstruktur oder Totholzanteile, haben keinerlei Aussagekraft für den Grad an Hemerobie einer Ackerfläche, einer Wiese oder einer Siedlungsfläche. Die für die hier vorliegende Aufgabenstellung benötigte Messskala muss jedoch alle Arten von Flächennutzung adressieren können.

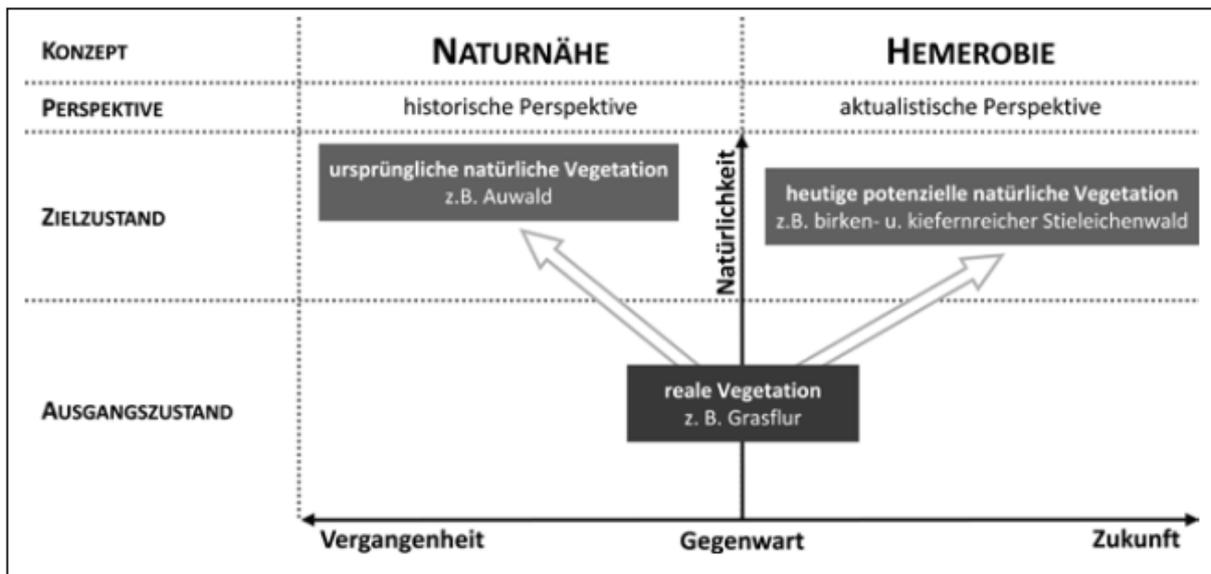
Das Ziel, die Hemerobie von Ökosystemen möglichst gering zu halten, fordert damit keinesfalls eine (großflächige) Wiederherstellung der potenziellen natürlichen Vegetation mittels Stilllegung von Flächen. Der Zielzustand ist dabei – anders als in der von (Stein / Walz 2012) entnommenen Abbildung 5 – ein Zustand möglichst geringer Intensität des menschlichen Eingriffs auf den vom Menschen genutzten Flächen, ungeachtet der Art von Nutzfläche.

Hierfür stellt die Hemerobie das geeignete Messsystem dar. Er wird hier jedoch ganz präzise verstanden als die Intensität des anthropogenen Eingriffs auf der Fläche, d. h. die menschliche Eingriffsstärke.³⁴

Das im vorliegenden Konzept adressierte Schutzgut ist, (Kowarik 2004) folgend, die Selbstregulation des betrachteten Ökosystemausschnittes auf Grundlage des aktuellen Standortpotenzials einer Fläche.

³⁴ Um Missverständnisse mit anderen Auffassungen von Hemerobie zu vermeiden, sollte überlegt werden, im Kontext des hier vorliegenden Ansatzes eher von *menschlicher Eingriffsstärke* zu sprechen. In den vorliegenden Berichtsfassungen zu diesem Forschungsprojekt wird jedoch vorläufig der an verschiedenen Stellen eingeführte Begriff der Hemerobie z.B. (Fehrenbach et al. 2015) beibehalten.

Abbildung 5: Vergleich des Konzepts der Naturnähe und der Hemerobie



Quelle: (Stein / Walz 2012)

2.3.3 Hemerobie und Biodiversität

An die Definition des Schutzguts schließt sich die Frage nach dem Zusammenhang zwischen Hemerobie und Biodiversität an. Biodiversität ist eine komplexe Größe, die sich gemäß dem Übereinkommen über die Biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD) über die Vielfalt der Arten, die Vielfalt der Lebensräume und die genetische Vielfalt innerhalb von Organismen definiert (United Nations 1992). Empirisch wird Biodiversität zumeist durch Datenerhebungen zum Artenreichtum von bestimmten Taxa gemessen. Der Aufwand für die Sammlung solcher quantitativen Daten ist jedoch selbst für Gefäßpflanzen beträchtlich (Geizendorffer et al. 2016). Ein direkter Zusammenhang zwischen der Biodiversität, gemessen als Anzahl der Arten auf einer Fläche, und dem dortigen Hemerobiegrad ist empirisch nicht belegt. Somit kann Hemerobie Biodiversität nicht direkt abbilden, allerdings ist dies auch nicht das angestrebte Ziel.

Der Verlust von Biodiversität weltweit wird auf fünf zentrale Treiber zurückgeführt: Habitatverlust, Umweltverschmutzung, Klimawandel, Übernutzung von Ressourcen und die Verbreitung von invasiven Arten (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Die Quantifizierung dieser Faktoren erlaubt somit Rückschlüsse auf den potenziellen Verlust an Biodiversität, selbst wenn die konkrete Artenzahl nicht berücksichtigt wird. Mehrere Treiber werden im hier vorgestellten Ansatz adressiert, somit ist der Bezug zur Biodiversität gegeben. Im Charakterisierungsmodell unter Bezug auf Hemerobie ist der Wirkungskategorie-Indikator das Naturfernepotenzial (vgl. Kap. 3.1). Die Fragestellung im Kontext Ökobilanz konkretisiert sich daher darauf, ob es zulässig ist, davon auszugehen, dass mit dem Naturfernepotenzial tatsächlich auch ein Biodiversitätsverlust-Potenzial abgebildet wird.

In Ökobilanzen geht es nicht darum, Landschaften und Landschaftsentwicklung zu beurteilen. Es geht um die Produktionsräume, in denen Rohstoffe für Güter und Dienstleistungen, bzw. im Lebensmittelbereich Produkte, erzeugt werden. Der Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007 „Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt“ (BMUB 2015) trägt dem Zielkonflikt zwischen Naturschutz und Produktion u. a. auch in folgender Passage Rechnung:

„Wirtschaft und Gesellschaft sind auf die Nutzung von Natur und Landschaft angewiesen. Dies gilt selbstverständlich für Land- und Forstwirtschaft, aber auch für Verkehr, Tourismus, Gewerbe und

Wohnen. Wie kann unter den Bedingungen einer modernen Industriegesellschaft Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt so gestaltet werden, dass die Vielfalt der Arten und Naturräume erhalten wird und das gesellschaftliche und wirtschaftliche Interesse an einer angemessenen Nutzung realisiert werden kann? Die optimale Verknüpfung der beiden Seiten ist eine Schlüsselfrage der nachhaltigen Entwicklung“ (BMUB 2015).

Die Ökobilanz dient als Werkzeug, um die mit der Produktion von Wirtschaftsgütern verbundene Beeinträchtigung von Naturräumen besser zu verstehen. Die Ökobilanz kann keine Aussagen zur ökologischen Qualität von Naturräumen treffen. Ebenso wenig liefern Ergebnisdaten aus Ökobilanzen Informationen zu Schutzgebieten, die per Definition aus der Nutzung genommen sind, und deren Erhalt.

3 Das Konzept der Hemerobie in der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung

3.1 Eingangsvoraussetzungen

Basisansatz

Hemerobie als Maß zur Bewertung von Flächeninanspruchnahme in Ökobilanzen wurde erstmals von Klöpffer und Renner (Klöpffer / Renner 1995) empfohlen. Sie nahmen dabei Bezug auf das von (Sukopp 1972) entwickelte System zur Einordnung von Lebensräumen und Vegetationstypen mit einer ordinalen Skala von ahemerob (keine anthropogenen Einflüsse) bis meta-hemerob (Biozönose vollständig vernichtet). Der darauf aufbauende Ansatz von (Giegrich / Sturm 1996) für Waldflächen wurde von (Schmitz / Paulini 1999a) für die Wirkungskategorie als Naturraumbeanspruchung in die sogenannte UBA-Bewertungsmethode aufgenommen. Seit her wurde das Konzept stetig weiterentwickelt (Fehrenbach et al. 2015). Die ursprüngliche Einteilung über „Natürlichkeitsklassen“ wurde im Zuge der Weiterentwicklung des Konzeptes durch den Begriff der Hemerobie abgelöst. Die Gründe dazu erschließen sich aus der Analyse in Kapitel 2.3.2.

Die Zuordnung einer Fläche zu einer Hemerobiekategorie erfolgt auf der Ebene der Sachbilanzdaten. Auf der Ebene der Wirkungsabschätzung werden diese Daten zu dem Wirkungskategorienindikator **Naturfernepotenzial** aggregiert.

Schutzgut

Das Schutzgut ist mit der von (Kowarik 2004) vorgelegten Definition des Hemerobiegrads (siehe Kapitel 2.3.2) definiert als: **Die Selbstregulationsfähigkeit von Ökosystemen auf der Grundlage des aktuellen Standortpotenzials.**

Begrifflichkeiten

Die Terminologie innerhalb des Hemerobiekonzeptes für die Wirkungsabschätzung der Flächennutzung in Ökobilanzen wird wie folgt verwendet:

- ▶ Der Begriff *Hemerobiekonzept* macht den Bezug auf das Schutzgut und die Definitionen von (Kowarik 2004) deutlich. Es handelt sich um ein aktualistisch ausgerichtetes Konzept, das den Eingriff des Menschen, d.h. den Grad der Kultivierung und die Verhinderung der Selbstregulation von Ökosystemen auf der Grundlage des aktuellen Standortpotenzials, in den Fokus stellt.
- ▶ *Bezugspunkt oder Referenzsystem*: Dieser bzw. dieses spiegelt sich in der Hemerobiekategorie I wider und bleibt zunächst abstrakt: ein Ökosystem, in welches der Mensch nicht eingreift. Für Wälder konkretisiert sich dies in der heute potentiell natürlichen Vegetation (hpnV). Diese bietet für agrarische Kulturlandschaften keinen Bezugspunkt, weswegen es eines Leitbildes bedarf für die Integration von Agrarökosystemen³⁵ und weiterer Nutzflächen.
- ▶ Zur allgemeinen Beschreibung der Zuordnung von Flächen zu Hemerobiekategorien sind Formulierungen wie *Hemerobiegrad*, *Kultivierungsgrad*, *Maß an Kultivierung* oder *Einflüsse*, die

³⁵ Leitbild für die Zuordnung von Landwirtschaftsflächen in Hemerobiekategorien nach (Fehrenbach 2000, S. 5): „Angestrebt wird ein struktur- und artenreiches Agrarökosystem, in welchem die Natureingriffe durch die Produktionsverfahren auf das für eine nachhaltige Produktivität notwendige Maß beschränkt sind.“

eine Selbstregulation von Ökosystemen auf der Grundlage des aktuellen Standortpotenzials verhindern, am besten geeignet.

- ▶ Im Rahmen von Ökobilanzen werden immer potenzielle Umweltwirkungen adressiert, die über einen Wirkungskategorien-Indikator abgebildet werden. Der Wirkungsindikator für das Hemerobiekonzept ist das *Naturfernepotenzial*³⁶ / Human interference potential bezogen auf die fE des betrachteten Produktes (siehe Kapitel 2.3.2). Der Gebrauch dieses Indikators im Zusammenhang mit dem Wirkpotenzial ist somit zielführend, da er leicht verständlich aussagt, dass durch einen hohen Grad an Hemerobie ein hohes Potenzial für die Naturferne vorhanden ist. Es sei explizit darauf hingewiesen, dass im Rahmen des Hemerobiekonzeptes in der Ökobilanz Naturferne immer in Verbindung mit Potenzial verwendet werden soll. Wie bei der Wirkungskategorie Klimawandel, in der das Global Warming Potential (Erwärmungspotenzial bzw. Treibhauspotenzial) und nicht die Erderwärmung bilanziert wird, wird für die Naturraumbeanspruchung auch das Naturfernepotenzial und nicht die Naturferne betrachtet.

3.2 Hemerobieklassen auf der Sachbilanzebene

3.2.1 Begründung für ordinale Klassen

Für die Charakterisierung der flächenbezogenen Sachbilanzdaten benötigen diese eine Qualitätsinformation. Bei klimawirksamen oder sauren Gasen liegt diese Information im Wesen der Substanz. Bei Flächen muss diese Information in analoger Weise bereitgestellt werden. Das Klassensystem ist die Lösung für die Komplexität und Vielschichtigkeit von Hemerobie, die mit einem einzigen Messparameter (z. B. Stickstoffeintrag pro Flächeneinheit oder Anteil Totholz) nicht sachgerecht ausgedrückt werden. Für das Konzept der Hemerobie, als Gruppierung von Naturräumen, die in gleicher Intensität durch anthropogene Eingriffe geprägt sind, hat sich daher die Anwendung ordinaler Klassen (I, II, III ...) bewährt.

Die Verwendung von Hemerobieklassen zur Charakterisierung von Landnutzung in Ökobilanzen schlagen auch (Brentrup et al. 2002) vor. Flächendeckende Anwendung der Hemerobieklassen finden sich bei (Walz / Stein 2014) und (Rüdisser et al. 2012). Zur Einschätzung von Flächennutzung hat (Penn-Bressel 2015) einen auf Hemerobieklassen basierenden Ansatz entwickelt.

Die Reduktion der Komplexität auf einen einzigen, auf einer kardinalen Skala messbaren Qualitätsparameter für Fläche kann nicht auf der Ebene der Sachbilanz erfolgen (Reißmann / Fehrenbach 2019). Sie ist erst auf der Ebene der Wirkungsabschätzung möglich (siehe Kapitel 3.3).

Eine ordinale Skala – mit einer vergleichsweise groben Einteilung in sieben Klassen – erlaubt im Übrigen eine Zuordnung zu üblicherweise verwendeten Typologien der Landnutzung. Extensivgrünland kann beispielsweise recht zielsicher der Klasse IV zugeteilt werden, jedoch nicht **einem** Wert auf einer gleitenden kardinalen Skala (z.B. 3,74).

Wie oben bereits erwähnt (Kap. 2.3.1), haben (Blume / Sukopp 1976) verschiedene Landnutzungsformen auf den Grad des Kultureinflusses auf Ökosysteme hin untersucht. Die Einstufung in die ordinale Skala erfolgte anhand von Kriterien, die wiederum mit spezifisch ermittelbaren Messgrößen hinterlegt wurden. Der Indikator „Veränderung der Vegetation“ wird beispielsweise mit folgenden Messgrößen erfasst:

³⁶ Der Begriff „Standortbezogenes Selbstregulationsverhinderungs-Potenzial“ wäre möglich, ist u.E. allerdings weniger verständlich.

- ▶ verbale Beschreibung des Vegetationserscheinungsbildes
- ▶ Anteil Neophyten³⁷ im Artbestand von Gefäßpflanzen³⁸
- ▶ Anteil Therophyten³⁹ im Artbestand von Gefäßpflanzen

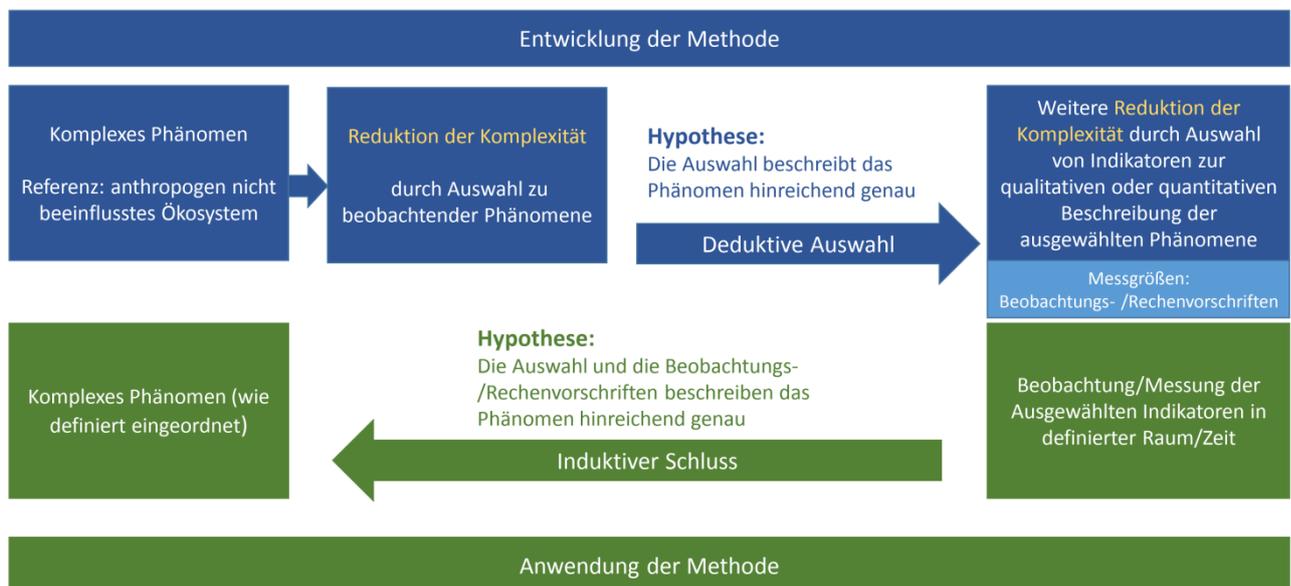
Die verbale Beschreibung der Vegetation erfordert qualitatives Expertenwissen, die Ermittlung des Neophyten- und Theophytenanteils an der Vegetation, zudem quantitative Kartierungen. Gruppiert in Hemerobiestufen werden das Erscheinungsbild des Ökosystems sowie die anthropogene Einwirkung verbal zusammengefasst.

Ähnlich wie (Blume / Sukopp 1976), haben auch andere Autoren Kriterien und Messgrößen zur Zuordnung zu Hemerobiestufen bzw. Hemerobieklassen entwickelt.

Die möglichst gut reproduzierbare Einordnung der Ausprägung eines komplexen Phänomens in definierte ordinale Klassen folgt der in Abbildung 6 dargestellten grundsätzlichen Logik. Die Auswahl der Indikatoren, die das zu untersuchende multikriterielle und damit komplexe Phänomen beschreiben, führt zwangsläufig zu erheblichen Vereinfachungen. Diese Vereinfachungen schlagen sich auch im induktiven Schluss nieder, da dieser allein auf der zuvor getroffenen Auswahl der Indikatoren beruht. Der Umgang mit induktiven Schlüssen (siehe Abbildung 6) ist eine grundsätzliche wissenschaftstheoretische Herausforderung in der Naturwissenschaft.

Für die Definition ordinaler Hemerobieklassen ist deshalb Expertenwissen insbesondere bei der Auswahl der Indikatoren sowie den Vorgaben der qualitativen bzw. quantitativen Beobachtungs- bzw. Rechenverfahren erforderlich, um eine valide Einordnung sicherzustellen.

Abbildung 6: Logik der Einstufung in Hemerobieklassen



Quelle: Eigene Darstellung 2021, INTEGRAHL

³⁷ Als Neophyten werden Pflanzen bezeichnet, die seit dem 16. Jahrhundert in Europa absichtlich eingeführt oder versehentlich eingeschleppt wurden und in der Folge verwildert sind.

³⁸ Gefäßpflanzen werden auch als „höhere Pflanzen“ bezeichnet und umfassen die Bärlapppflanzen, die Farne und die Samenpflanzen.

³⁹ Als Therophyten werden Pflanzen mit kurzer Lebensdauer bezeichnet, die meist einjährig sind, und deren Fortbestand über Vegetationsperioden hinweg durch Samen erzielt wird.

3.2.2 Die Systematik der Hemerobieklassen und Landnutzungsarten

Die Einordnung von Flächen in Hemerobieklassen erfolgt anhand einer Systematik von Kriterien und Messgrößen. Um der Bandbreite der Flächenzustände gerecht zu werden, muss das Kriterien-System flächenbezogene Informationen möglichst ausführlich abfragen, zugleich jedoch in der Datenerhebung praktikabel bleiben (Reißmann / Fehrenbach 2019). In Ökobilanzen bezieht sich die Untersuchung zumeist nicht auf eine konkrete Fläche, vielmehr werden generische Daten für Produkte benötigt, wie z.B. 1 kg Weizenmehl, erzeugt in Deutschland oder der EU (siehe auch weiter unten in Kapitel 3.2.3).

Die höchste Kategorie (Hemerobiekategorie I, unbeeinflusstes Ökosystem, z. B. Primärwald) spielt für die konkrete Anwendung in Ökobilanzen keine Rolle, da hier die Nutzung per Definition ausgeschlossen ist. Die Methode greift, sobald auf der Fläche eine Form von Produktion stattfindet (z. B. forstlich genutzter Wald, Agrarland, Rohstoffabbauflächen) oder eine sonstige Beanspruchung innerhalb der Systemgrenzen erfolgt (z. B. Deponie, Siedlungen). Je nach Nutzung werden Flächen gemäß des Resultats des Punktwertverfahrens (siehe Kapitel 3.2.5) in die Hemerobieklassen II bis VII eingeordnet.

Tabelle 7 zeigt, wie die grundlegenden Flächennutzungsarten Wald/Forst, Grünland, Ackerland sowie verschiedene Siedlungsflächen mit ihren Bandbreiten in den Hemerobieklassen verortet sind. Auch hier bilden die von (Kowarik 2004) zusammengefassten Originalarbeiten von (Jalas 1955), (Sukopp 1976) und anderen Autoren die Ausgangsbasis. Daraus lässt sich eine Einteilung begründen für:

- ▶ Wald- und Forstgesellschaften sowie Holzplantagen über die Klassen II bis VI,
- ▶ (Dauer)Grünlandflächen über die Klassen III bis V und
- ▶ Ackerflächen über die Klassen IV bis VI (in besonderen Fällen kann auch Klasse III erreicht werden)

Siedlungsflächen sind, so sie versiegelt oder überbaut sind, generell in Klasse VII eingeteilt. Zu den Siedlungsflächen zählen auch Rohstoffabbauflächen und Brachen. Letztere sind vom Grundsatz her mit Agrarflächen vergleichbar und lassen sich daher in die Klassen IV bis VI einteilen. Rohstoffabbauflächen sind zumeist mit vollständiger Devastierung und schwerwiegender Beeinträchtigung von Ökosystemen verbunden. Sie finden sich daher überwiegend in Klasse VII. Da Rohstoffabbau in kleineren Maßstäben auch zu hochwertigen Lebensräumen führen kann, wenn die Eingriffe überschaubar bleiben, kann die Einstufung auch bis in Klasse IV reichen.

Tabelle 7: Das Klassensystem der Hemerobieklassen mit indikativen Zuordnungen der Bandbreiten verschiedener Flächennutzungsarten

Hemero- bie-klasse	Wald/Forstwirtschaft	Landwirtschaft	Siedlungsflächen	
I natürlich	Urwald, keine Nutzung			
II				
III	Mehr bis weniger naturnah	Grünland, extensiv, artenreich bis intensiv		
IV	bewirtschaftete Wälder, Forste.		Ackerland, extensiv, bis intensiv	
V			Brachen	
VI	Holzplantagen			Abbauflächen
VII				Versiegelung

Gestrichelte Grenzlinien zeigen Extremfälle, im Positiven (Rohstoffabbauflächen mit hohem Naturwertpotenzial) wie Negativen (Holzplantagen mit dauerhafter Schädigung der Selbstregulationsfähigkeit von Ökosystemen wie z.B. Eukalyptusplantagen).

Quelle: Eigene Darstellung 2021, ifeu, erweitert nach (Fehrenbach et al. 2015)

3.2.3 Bestimmung der Hemerobiekategorie für Flächen und Landnutzung

Die vorangehend genannten Beispiele aus den Originalarbeiten (siehe Kapitel 3.2.1) ordnen Vegetationstypen nach verbaler Beschreibung zu. Da in der Realität jedoch mannigfaltige Erscheinungsformen vorliegen, ist eine rein auf Typologie zugeschnittene Einordnung nicht praktikabel. Die grobe Einteilung, wie sie in Tabelle 7 indikativ vorgegeben wird, kann jedoch einer ersten Orientierung dienen.

Für eine richtungssichere Einteilung bedarf es eines validen Satzes an Kriterien und Messgrößen. Im idealen Falle wäre ein einheitlicher Satz an solchen Kriterien und Messgrößen für alle Landnutzungsarten wünschenswert. Schließlich wird in den Wirkungskategorien üblicherweise jeweils immer nur eine Skala angewendet. Dies ist für das Messen von Hemerobie in verschiedenen Landnutzungsarten nicht sachgerecht. Was für einen Wald ein Kriterium für Hemerobie sein mag (z. B. Zerschneidung), kann für Landwirtschaftsflächen gerade weniger Hemerobie bedeuten (Abwechslungsreichtum, Strukturvielfalt). Für die verschiedenen Landnutzungsarten sind daher eigene Kataloge mit Kriterien und Messgrößen hinterlegt (siehe nachfolgendes Kapitel 3.2.4).

Für konkrete Flächen lassen sich die Messgrößen in aller Regel gut bestimmen. Für Ökobilanzen bedarf es jedoch in erster Linie generischer Werte. Will man z. B. eine Ökobilanz für ein Brot erstellen, so wird man kaum Daten über den Acker, auf welchem der Weizen angebaut worden ist, erheben. Vielmehr wird gar nicht bekannt sein, von welchem Acker das Getreide stammt, es handelt sich schlicht um marktüblichen Weizen. Das bedeutet, für die Praxis bedarf es generischer Daten zur Hemerobie von Flächen, auf denen Weizen angebaut wird.

Es ist unter anderem eine Aufgabenstellung dieses Projektes, Datengrundlagen für den Flächenrucksack zu prüfen und auszuwerten (siehe hier den Teilbericht III). Dabei zeigten sich erhebliche Lücken, die für deutsche Landwirtschaftsflächen mit umfassenden Recherchen weitgehend gefüllt werden konnten (siehe Kapitel 3.4.2 im Teilbericht III). Ist es nicht möglich, die Lücken mit empirischen Daten zu füllen, so müssen zumindest plausibel hergeleitete Default-Werte oder Standardwerte bereitgestellt werden. Dies kann z. B. anhand von Analogien zu vergleichbaren Erzeugnissen erfolgen.

Somit gilt für das Sachbilanzdatum „Fläche einer definierten Hemerobiekategorie“ wie für alle Sachbilanzdaten in einer Ökobilanz, dass es zwei grundsätzliche Fälle der Datenverfügbarkeit gibt. In nachfolgenden Kästen ist sowohl die Holz- als auch die Stromnutzung adressiert. Hierbei werden Default-Werte verwendet.

Fall A) Die Rohstofflieferkette eines Produktes, die Produktions- und Entsorgungsprozesse sind spezifisch bekannt. In diesem Fall können standortspezifische Daten erhoben werden und in die Ökobilanz einfließen.

Beispiele:

Ein Hersteller von Holzmöbeln hat genaue Informationen darüber, aus welchem Wald das verarbeitete Holz stammt. In dem Fall kann die Hemerobiekategorie in diesem Wald vor Ort spezifisch anhand differenzierter Kriterien, Beobachtungs- und Messgrößen aufgenommen werden.

Ein Hersteller eines Produktes bezieht seinen Strom aus einem Elektrizitätswerk, das einen besonders hohen Wirkungsgrad hat. Dieses nutzt einen sehr hohen Anteil Solarenergie als Primärenergie. Dazu kann das Elektrizitätswerk nachweisen, dass der Strom nicht im Strommix Deutschland bereits als regenerative Energie verrechnet wurde. In diesem Fall können für die Energienutzung die spezifischen Daten für die Stromnutzung in der Produktion verwendet werden.

Fall B) Die Rohstofflieferkette eines Produktes, die Produktions- und Entsorgungsprozesse sind nicht spezifisch bekannt. Dann müssen generische Daten verwendet werden, die als Standardwerte eine Annäherung darstellen.

Beispiele:

Ein Hersteller von Holzmöbeln bezieht das Holz über den Großhandel und hat nur die Information, dass das Holz aus Deutschland kommt. Die spezifischen Flächen sind demzufolge nicht bekannt. In dem Fall muss ein Standardwert definiert werden, der eine Annahme darstellt.

Im Kontext Stromnutzung ist ein üblicher Standardwert bei der Produktion in Deutschland der „Strommix Deutschland“.

Wichtig für den Umgang mit Standardwerten ist eine Öffnung hin zu spezifischen Daten, wenn die Datenlage dieses erlaubt. Dazu sollte eine kritische Diskussion der Unschärfe dieser Daten in der Auswertung der Ökobilanz erfolgen.

3.2.4 Kriterienkataloge für verschiedene Landnutzungsarten

Grundsätzlich lässt sich jede Form der Landnutzung innerhalb des Hemerobie-Konzepts abbilden. Für die praktische Anwendung in Ökobilanzen sind Flächen von Interesse, auf denen in relevantem Umfang produziert wird. Die vielfältigen Biotopformen, die der Landschaft zwar ökologischen Wert geben, jedoch nicht in direkter Weise zu Produktionszwecken genutzt werden,

spielen daher eine untergeordnete Rolle (Felsfluren, Moore). Sie sind jedoch insofern relevant, als sie integrierte Elemente in der weiträumig umfassten Kulturlandschaft darstellen können (z.B. Vernetzungsbiotope in der Agrarlandschaft) und für eine Normierung auf den gesamten Bezugsraum (z.B. die Fläche Deutschland, Europas) einbezogen werden müssen.

Das Prinzip von Hemerobieklassen beinhaltet, je nach Ausprägung bezüglich Hemerobie, immanent die Überlappung der Nutzungsarten (z.B. Wald, Forste, Grünland, Ackerland).

Für folgende Grundtypen der Landnutzung wurden Kataloge mit Kriterien und Messgrößen entwickelt:

► Wald und Forstflächen

In Kapitel 4.1 wird der auf (Giegrich / Sturm 1996) basierende Ansatz und seine Weiterentwicklung beschrieben.

► Landwirtschaftsflächen (Grünland und Ackerland)

In Kapitel 4.2 wird der auf (Fehrenbach 2000) und (Fehrenbach et al. 2015) basierende und weiterentwickelte Ansatz für Ackerflächen und Grünlandflächen dargestellt.

► Rohstoffabbauflächen

In Kapitel 4.3 wird der im Rahmen dieses Projekts entwickelte Ansatz für Rohstoffabbauflächen erläutert.

Andere Siedlungsflächen werden, wenn sie mit Versiegelung verbunden sind, kategorisch in Klasse VII eingestuft. Nicht versiegelte Siedlungsflächen müssen differenzierter betrachtet werden. Das gilt insbesondere für Gewerbe- und Industrieflächen. Mit dem Fokus auf der Lebenswegbilanz von Produkten und Dienstleistungen liegen typische Siedlungsflächen wie Wohngebiete mit Gärten, Parkanlagen und Friedhöfe nicht im Rahmen dieser Arbeit. Dies gilt im Prinzip auch für Brachflächen, deren Wesen gerade in der „Nicht-Nutzung“ liegt. Allerdings können bracheartige Flächen durchaus im Kontext von Produktion stehen. In Kapitel 4.4 werden verschiedene Siedlungsflächen thematisiert, dabei wird auch ein Kriterienkatalog für bracheartige Flächen, angelehnt an den Katalog für Landwirtschaftsflächen, entwickelt.

In Kapitel 0 wird diskutiert, wie Flächenbelegungen, die in schwerwiegender Weise zu dauerhaften und über die Nutzungsfläche hinausgehenden ökologischen Folgen führen, im Rahmen des Hemerobiekonzepts sachgerecht einzustufen wären. Ein abschließendes Vorgehen liegt hierzu noch nicht vor, weshalb hier weiterer Forschungsbedarf besteht.

3.2.5 Zuordnungsverfahren einer Fläche in eine Hemerobiekategorie

Für die Bestimmung der Hemerobiekategorie einer Fläche werden in der Regel mehrere Kriterien mit insgesamt bis zu 20 Messgrößen benutzt. Die große Anzahl an Einzelergebnissen aus diesen Messgrößen dient der möglichst umfangreichen Erfassung des Facettenreichtums von Natürlichkeit auf konkreten Flächen und damit der fachlichen Absicherung des Gesamtbildes und seiner Zuordnung zu einer Hemerobiestufe.

Die Aggregation der einzelnen Messgrößenergebnisse erfolgt so einfach wie möglich. Für jede Messgröße werden fünf Wertstufen⁴⁰ gebildet. Wertstufe 1 entspricht dem höchstmöglichen und

⁴⁰ (Giegrich / Sturm 1996) verwenden an dieser Stelle den Begriff „Klasse“; (Fehrenbach et al. 2015) haben zur Vermeidung einer begrifflichen Konfusion mit Hemerobie-Klasse den Begriff „Wertstufe“ eingeführt bzw. „tier“ im Englischen.

Wertstufe 5 dem niedrigsten Erfüllungswert der jeweiligen Messgröße. Die Wertstufenzuordnung wird in Tabelle 8 beispielhaft für Ackerflächen anhand der Messgröße „Art der Düngung“ im Kriterium „Stoffeinträge“ dargestellt.

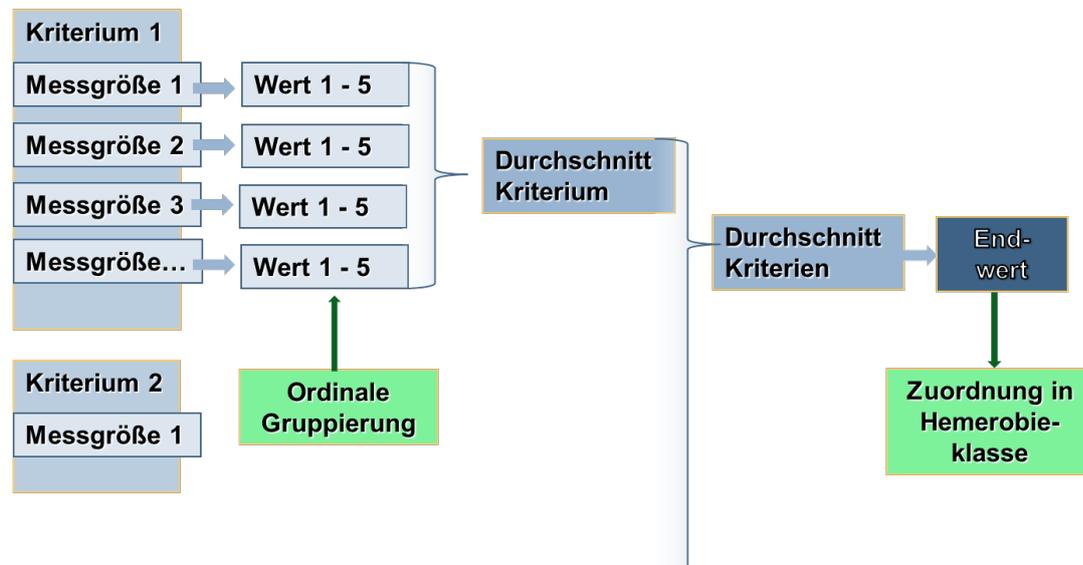
Tabelle 8: Beispiel: Zuordnung von Messergebnissen in die Messgröße „Art der Düngung“ für Ackerflächen (siehe dazu in Kapitel 4.2 und Tabelle 18)

Wertstufe	Begründung zur Zuordnung für „Art der Düngung“
1	Düngung nur durch betriebseigene Mittel (Wirtschaftsdünger: ausschließlich fest), keine Zufuhr von außen.
2	N/P ausschließlich über festen Wirtschaftsdünger oder Kompost und/oder andere schwerlösliche und langfristig verfügbare Düngemittel gemäß Artikel 3 (EG) 889/2008 (z. B. Stein-, Thomas-, Knochenmehl).
3	Dominanz von festem Wirtschaftsdünger, teilweiser Einsatz von flüssigem Wirtschaftsdünger oder Mineraldünger, keine Ausbringung in der wachstumsfreien Zeit.
4	Dominanz von Mineraldünger und flüssigem Wirtschaftsdünger, keine Ausbringung in der wachstumsfreien Zeit.
5	Ausschließlich Mineraldünger und/oder Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger in der wachstumsfreien Zeit.

Quelle: Eigene Darstellung 2021, ifeu, erweitert nach (Fehrenbach et al. 2015)

Für die Zuordnung einer Messgröße in Wertstufe 1 wird 1 Punkt vergeben, Wertstufe 2 wird mit 2 Punkten angerechnet usw. Nachdem Punktwerte für alle Messgrößen eines Kriteriums vergeben sind, ergibt sich daraus der arithmetische Mittelwert pro Kriterium. Der Gesamtmittelwert folgt schließlich aus den jeweiligen Mittelwerten aller betrachteten Kriterien (vgl. Abbildung 7).

Abbildung 7: Struktur des messgrößenbasierten Punktwertverfahrens



Quelle: (Fehrenbach et al. 2015)

Dieser zwischen 1 und 5 liegende Wert des Messgrößenergebnisses wird nach der in Tabelle 7 dargestellten Logik den für die Waldsysteme vorgesehenen Hemerobieklassen II bis V bzw. den für landwirtschaftliche Flächen vorgesehenen Hemerobieklassen III bis VI zugeordnet⁴¹.

Die Wahl einer stufenweisen Bewertung nimmt in Kauf, dass bei Messungen an konkreten Flächen durch die Sprungfunktion der Eindruck einer Unausgewogenheit entsteht. In der Praxis werden jedoch seltener präzise erhobene Zahlen eine Rolle spielen als vielmehr gröbere Einschätzungen. Dies ist dann wiederum kompatibel mit der Punktevergabe nach gestuften Gruppen, die im Übrigen auch die Berücksichtigung deskriptiver Aspekte erlaubt. Ferner soll die breite Anzahl an Messgrößen dazu dienen, solche Unschärfen auszugleichen.⁴²

3.2.6 Einheit der Flächennutzung

Der von (Reißmann / Fehrenbach 2019) bereits skizzierte und hier ausführlich vorgestellte Ansatz unternimmt eine Beurteilung der Flächenqualität im aktuellen vorliegenden Zustand und verwendet als Einheit die Flächennutzung:

Fläche x Nutzungszeit [$\text{m}^2 \cdot \text{a}$]

Die Referenzperiode für die Daten beträgt ein Jahr; bei Bedarf müssen Regeln für die anteilige Berechnung (Allokationsregeln), wie für folgende Beispiele, definiert werden.

- ▶ Wald/Forstsysteme: Basis des Zeitbezugs ist der Zuwachs einer definierten Masse Holz auf einer Fläche pro Jahr.
- ▶ Ackerbau: Aufteilung (Allokation) der Flächenbelegung auf alle Ernten dieser Fläche eines Jahres inkl. Zwischenfrüchten.

Die Primärdatenerhebung erfolgt demzufolge in der Einheit „Biomasseproduktion pro Fläche und Jahr: [$\text{kg}/\text{m}^2 \cdot 1 \text{ a}$]“.

3.3 Charakterisierungsmodell für die Wirkungsabschätzung

3.3.1 Herleitung des Naturfernepotenzials (NFP)

Die einzelnen Ergebnisse aus der Hemerobiebewertung und den Daten zur Flächenbelegung werden zu einem aggregierten Indikatorwert, dem Naturfernepotenzial (NFP), für die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung zusammengeführt. Zur Aggregation zu einem einzigen Indikatorwert haben (Fehrenbach et al. 2015) einen Vorschlag zur Ableitung von Charakterisierungsfaktoren entwickelt, der auch von (Detzel et al. 2016a) für die Aktualisierung der Ökobilanzmethode für das UBA zu Grunde gelegt wurde.

Nach den Anforderungen gemäß (ISO 14044 2006 sec. 4.4.2.4 und 4.4.5) müssen Charakterisierungsfaktoren auf einem „eindeutig identifizierbaren Umweltwirkungsmechanismus und/oder vergleichbaren empirischen Beobachtungen beruhen“. Werthaltungen und Annahmen, die dabei einfließen, müssen dokumentiert werden.

⁴¹Auch der HNV-farming Ansatz des BfN (2014) unterteilt die Landwirtschaftsflächen in vier Qualitätsklassen.

⁴² Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass im Rahmen des vom BfN geförderten, laufenden Forschungs-Vorhaben „LC.bio-div.IA - Biodiversitäts-Wirkungsabschätzung in Lebenszyklusanalysen“ (FKZ 3517 81 1800) eine alternative Methode zur Berechnung eines Wirkungsabschätzungsergebnisses auf der Basis der hier beschriebenen Messgrößen als Feldfunktion erarbeitet wurde.

Die Ableitung des Naturfernepotenzials erfolgt in zwei Schritten und ist bei (Fehrenbach et al. 2015), sowie bei (Detzel et al. 2016b) ausführlich beschrieben:

1. Bestimmung der Mindestspanne zwischen den Charakterisierungsfaktoren der Flächenklassen II und VII
2. Bestimmung der Abstände zwischen den einzelnen Klassen.

Die Mindestspanne zwischen Flächenkategorien erstreckt sich zwischen dem höchsten (Hemerobiekategorie VII) und dem geringsten Maß an menschlicher Eingriffsintensität (Hemerobiekategorie II). Hemerobiekategorie I spielt hierbei keine Rolle, weil sie per Definition keine Nutzung zulässt.⁴³ Die Ableitung des Mindestabstands zwischen der naturfernsten (VII) und der am wenigsten naturfernen Klasse (II) stützt sich auf folgender theoretischer Grundprämisse: Würde die gesamte Landfläche der Welt mit dem geringstmöglichen menschlichen Einfluss (d. h. Klasse II) genutzt, dann sollte deren Wirkung insgesamt nicht schwerwiegender sein, als die der gesamten aktuell mit der höchsten Hemerobie (Kategorie VII) genutzten Fläche. Da etwa 3 % der weltweiten Landfläche dieser Klasse zuzurechnen sind,⁴⁴ ist die Spanne zwischen den Charakterisierungsfaktoren der Klassen II und VII auf mindestens 0,03 zu 1 (bzw. 1 zu 33) zu setzen. Eine geringere Spanne würde zu folgender Widersinnigkeit führen: Eine weitere globale Zunahme von versiegelten oder devastierten Flächen würde dann rechnerisch eine globale Abnahme von Hemerobie (anthropogene Überprägung) bewirken.

Mit dieser Herleitung haben (Fehrenbach et al. 2015) diese Spanne von einem Faktor 33 zwischen Hemerobiekategorie VII und II als adäquat definiert. Dies schließt nicht aus, dass, bei über diese Arbeit hinausgehender Vertiefung dieses Aspekts, fachliche Argumente auftreten, die die Spanne zu erhöhen.

Für die Festlegung der numerischen Abstände zwischen den Charakterisierungsfaktoren jeder Hemerobiekategorie wird eine einfache exponentielle Funktion unterlegt (siehe Kasten).

Diese Vorgehensweise führt zu den in Abbildung 8 dargestellten Charakterisierungsfaktoren des Naturfernepotenzials (NFP) in der Einheit m^2 artifizielle Fläche Äquivalent (aF-Äq.) · a. Der Begriff wurde von (Fehrenbach et al. 2019) als geeignet erachtet, da er auf verschiedene Stufen der Hemerobie anwendbar ist, von einer vollständig artifizierten Fläche (VII) bis hin zu Flächen mit teilweise artifiziellem Charakter (Ackerland, Forst).

Begründung für die Wahl der Exponentialfunktion für die Abstände zwischen den Charakterisierungsfaktoren:

Gesetzt ist der Basis-Charakterisierungsfaktor von 1 für die Klasse VII, da diese der maximalen Ausprägung der unerwünschten Wirkung „Naturferne“ entspricht. Gesetzt ist gemäß der im Text beschriebenen Ableitung außerdem der Charakterisierungsfaktor $< 1/33$ ($\approx 0,03$) für Klasse II. Nun bestehen grundsätzlich mehrere Möglichkeiten, die „Kurve“ zwischen diesen beiden Endpunkten zu legen:

- 1.) linear mit gleichen Abstandsbeträgen
- 2.) exponentiell mit progressiven Abständen oder gezielt gesetzten Unterschieden
- 3.) Kombinationen daraus oder Sprungfunktionen

⁴³ Der für die Hemerobiekategorie I logische Charakterisierungsfaktor ist Null, da hier auch die menschliche Eingriffsintensität Null ist.

⁴⁴ Nach UNEP sind im Jahr 2012 2 % der Landoberfläche der Welt überbaut (UNEP 2014). Unterstellt man ein weiteres Prozent devastierte Fläche ergeben sich 3 % als Fläche der Klasse VII; zum Vergleich: In der EU sind 8,8 % überbaut (land used for residential, commercial and industrial purposes) (Eurostat 2011)

(Brentrup et al. 2002) haben beispielsweise für das von ihnen entwickelte Hemerobieklassensystem gleichfalls Charakterisierungsfaktoren vorgeschlagen, die von der Grundidee dem hier beschriebenen Vorschlag nahekommen. Ihr Ansatz zielt dabei auf die lineare Option, sodass bei den zehn Klassen ihres Systems bei einer Spanne von eins bis null jeweils gleichmäßige Abstände von 0,1 gesetzt werden. Eine Begründung dieser Wahl wird nicht geliefert.

Gegen die lineare Option spricht jedoch folgende Überlegung: Der „qualitative Sprung“ zwischen Klasse VII (z. B. Versiegelung) und VI (z. B. Intensivlandwirtschaft) ist als weitgreifender aufzufassen als der Sprung zwischen III (bedingt naturnah) und II (naturnah). Eine Verschlechterung von VI nach VII ist mit dem vollständigen Verlust der Natürlichkeit verbunden, während eine Verbesserung von Klasse III zu II zwar aus naturschutzfachlicher Sicht sehr zu begrüßen ist, aber bereits von einem guten Ausgangszustand in einen noch besseren führt. Eine einfache exponentielle Funktion wird dem Sachverhalt daher deutlich besser gerecht, denn mit solch einem Ansatz sind die relativen Verhältnisse zwischen den einzelnen Stufen immer gleich: Eine Verdopplung bzw. Halbierung zwischen den Klassenstufen bedeutet gleiche Relationen, ob von II nach III oder von VI nach VII.

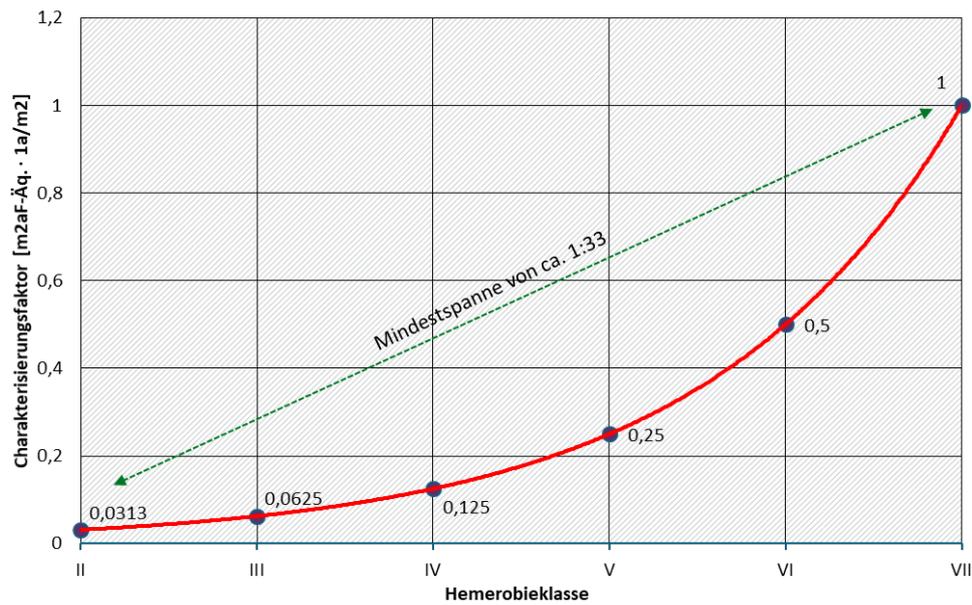
Die exponentiell größere Nähe der naturnahen Nutzungsklassen (II, III) zu Klasse I (Charakterisierungsfaktor Null) spiegelt sich auch in den exponentiell längeren Zeiträumen wider, die die Entwicklung von diesen naturnäheren Flächen benötigen. Um von einer bebauten, versiegelten (Klasse VII) Fläche wieder zu einer Ackerfläche (Klasse VI) zu gelangen, braucht es bei entsprechendem menschlichem Eingreifen etwa fünf Jahre. Die Entwicklung naturnäherer Landschaftsformen, z. B. von artenreichem Grünland (Klasse IV) benötigt etwa 40 Jahre (Waldhardt et al. 1999). Gehölzstrukturen und Wälder benötigen mehr als 100 Jahre und umso länger je naturnäher. Mit dieser Beobachtung würde eine Verdopplung der Faktoren mit Klasse II beginnend durchaus korrespondieren.

Ab einer bestimmten Hemerobiekategorie ist es nicht mehr trivial oder sogar unmöglich, durch menschliches Eingreifen die nächste Natürlichkeitsstufe zu erreichen, da die standortspezifische natürliche Sukzession zwar gefördert, aber nicht ersetzt werden kann. Die Charakterisierungsfaktoren in der hier gewählten Spreizung spiegeln den Aufwand zum Erreichen einer größeren Naturnähe: Die Optimierung von Naturnähe ist umso aufwändiger, je natürlicher ein System bereits ist. Die Charakterisierungsfaktoren berücksichtigen somit die anthropogen geförderte Entwicklungsdauer von Ökosystemen hin zu größerer Naturnähe und geben implizit Hinweise zum Aufwand der Umsetzung von Verbesserungspotenzialen.

Zuletzt kommt ein pragmatischer Umstand hinzu, der für eine Exponentialfunktion mit der Basis 2 spricht: Eine Verdopplung über die sechs Stufen von II bis VII führt zu einer Relation 1:32 und trifft damit nahezu genau auf die oben abgeleitete Mindestspanne von 1:33.

Würden sich durch spätere Analysen Gründe für eine größere Spanne zwischen Klasse II und VII ergeben, wäre die Exponentialfunktion mit einem höheren Basiswert entsprechend anzupassen.

Abbildung 8: Zuordnung von Charakterisierungsfaktoren der einzelnen Hemerobieklassen



Quelle: (Fehrenbach et al. 2019)

Die Formel zur Berechnung des NFP lautet dabei wie folgt:

$$NFP [m^2 aF \text{ Äq.} \times a] \text{ pro } fE = \sum^i Belegung_i [m^2 \times a] \times CF_i \text{ pro } fE$$

Glg. 1

NFP: Naturfernepotenzial

aF-Äq.: artifizielle-Fläche Äquivalente

fE: funktionelle Einheit

CF_i: Charakterisierungsfaktor nach Hemerobiekategorie i

Quelle: (Fehrenbach et al. 2019)

Anwendungsbeispiel: Biogas aus Mais vs. Grasschnitt

Im Teilbericht II werden Fallbeispiele zur Anwendung der Methode ausführlich dargestellt. An dieser Stelle sei am Beispiel aus dem Bereich der Biogaserzeugung der Nutzeffekt der NFP-Charakterisierungsmethodik in kurzer Form veranschaulicht.

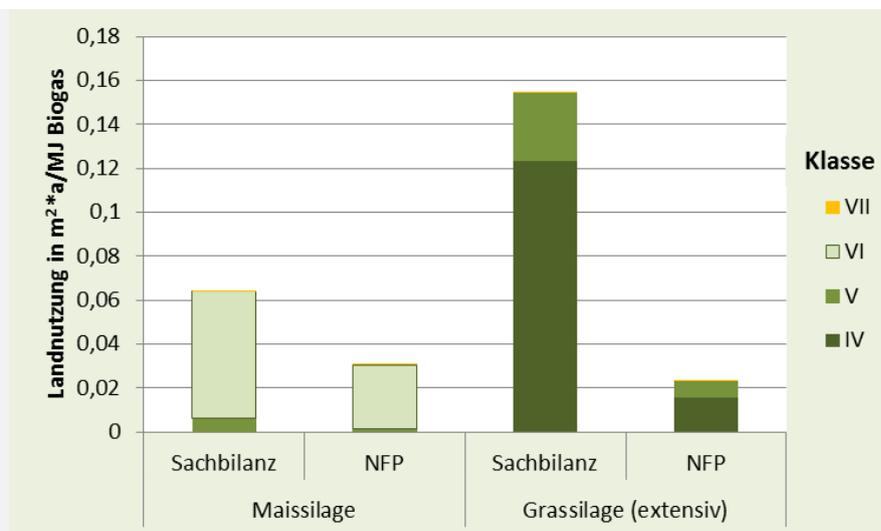
Verglichen werden hierzu zwei verschiedene Produktionssysteme für jeweils 1 MJ Biogas (Daten wurden (Fehrenbach et al. 2016)) entnommen:

1. auf der Basis von **Maissilage** aus intensivem Maisanbau: hoher Flächenertrag mit einem Flächenbedarf von $0,064 \text{ m}^2 \cdot 1\text{a} / \text{MJ Biogas}$ bei hoher Hemerobie: 10 % Klasse V und 90 % Klasse VI:
 $0,064 \text{ m}^2 \cdot 1\text{a} \times (10 \% \times 0,25 + 90\% \times 0,5) = 0,0304 \text{ m}^2 \text{ aF} \cdot 1\text{a}$

2. auf der Basis von **Grassilage** von extensivem Grünland (geringer Flächenertrag mit einem Flächenbedarf von $0,154 \text{ m}^2 \cdot 1\text{a} / \text{MJ Biogas}$ bei niedriger Hemerobie: 80 % Klasse IV und 20 % Klasse V:
 $0,154 \text{ m}^2 \cdot 1\text{a} \times (80\% \times 0,125 + 20\% \times 0,25) = 0,0231 \text{ m}^2 \text{ aF} \cdot 1\text{a}$

Trotz der deutlich geringeren Flächenbelegung durch Mais weist Biogas von Extensivgrünland ein insgesamt geringeres Naturfernepotenzial auf, wie Abbildung 9 zeigt. Die Flächenbelegung durch die Biogasanlage (Klasse VII) ist in diesem Beispiel um zwei Größenordnungen niedriger als die entsprechende Anbaufläche und fällt daher nicht ins Gewicht.

Abbildung 9: Vergleich der reinen Flächenbilanz (Sachbilanz) mit der Charakterisierung gemäß Naturfernepotenzial (NFP) für Biogas aus Mais und Grasschnitt



Quelle: (Reißmann / Fehrenbach 2019), auf Datenbasis von (Fehrenbach et al. 2016)

3.4 Schlussfolgerungen

Dem hier vorgestellten Ansatz liegt das Schutzgut „Selbstregulationsfähigkeit von Ökosysteme aufgrund des aktuellen Standortpotenzials“ zu Grunde. Die Größe Hemerobie eignet sich als Basis eines Charakterisierungsmodells. Sie drückt das Maß der menschlichen Eingriffsstärke auf einen Naturraum bzw. eine Fläche aus und damit ihre Abweichung von einem unbeeinflussten Zustand (Reißmann / Fehrenbach 2019).

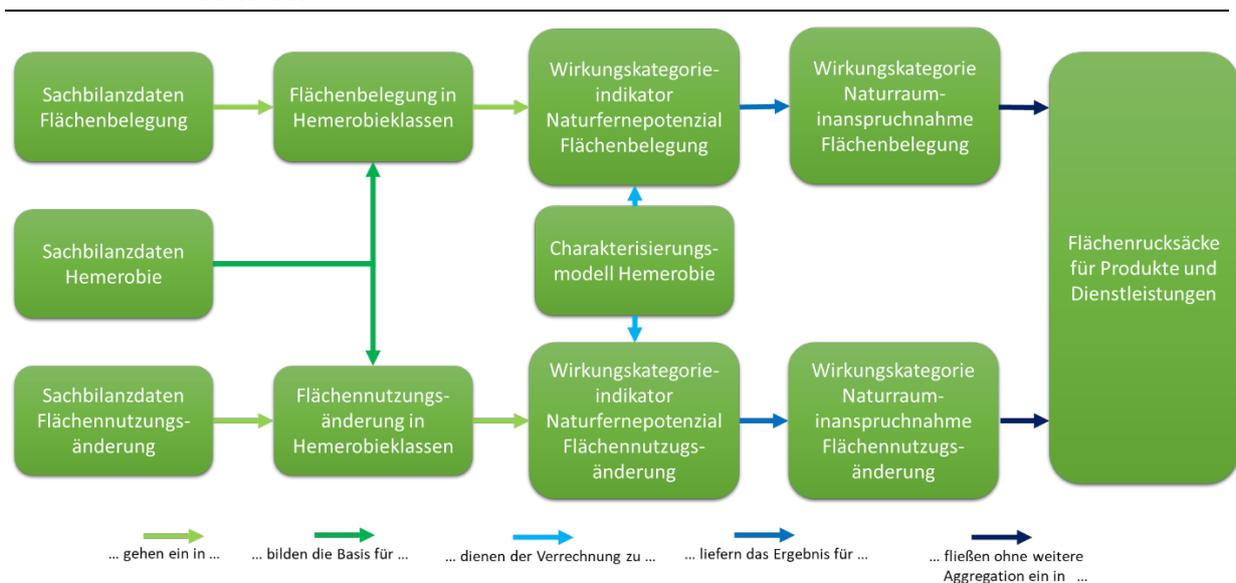
Die Bestimmung der Hemerobie erfolgt primär über eine Reihe von Messgrößen, die durch einen Kriterienkatalog bestimmt werden und eine Zuordnung der untersuchten Flächen in ein System ordinaler Klassen (I bis VII) ermöglichen. Somit wird analog zur relevanten Fachwissenschaft im Umgang mit Hemerobie vorgegangen (Reißmann / Fehrenbach 2019). Eine Zuordnung kann auch auf der Basis allgemeiner Daten und Informationen erfolgen, sofern dies in Konsistenz mit den jeweiligen Kriterien erfolgt.

Das hier entwickelte Charakterisierungsmodell steht in Balance zwischen Empirie und richtungssicherer Aussagekraft.

Das dargestellte Konzept kann im mittel- bis nordeuropäischen Raum auf nahezu jegliche Form der Flächennutzung angewandt werden. Zusätzlicher Entwicklungsbedarf besteht in erster Linie für die Erweiterung auf solche Regionen, in denen Biomasse (das schließt selbstverständlich auch Nahrungs- und Futtermittel ein) für die Weltwirtschaft erzeugt werden. Ziel ist ein über Europa hinausgehender Ausbau des Ansatzes zur Berücksichtigung der Naturraumbeanspruchung und der differenzierten Beurteilung der Umweltlasten nachwachsender Rohstoffe in globalen Lieferketten innerhalb von Ökobilanzen.

Abbildung 10 gibt ein Gesamtschema der Bestandteile des Konzepts des Flächenrucksacks und dessen methodischem Zusammenhang und Ablauf wieder. Darin ist auch der in Kapitel 5 beschriebene Ansatz zur Flächennutzungsänderung bereits integriert.

Abbildung 10: Ablauf der Schritte zur Ermittlung der Bestandteile des Konzepts für den Flächenrucksack



Quelle: Eigene Darstellung 2021, ifeu

4 Klassifizierung für verschiedene Landnutzungsarten

Grundsätzlich lässt sich jede Form der Landnutzung mit dem Hemerobie-Konzept bewerten. Da in der Wirkungsabschätzung zunächst Sachbilanzdaten klassifiziert werden müssen, wird nachfolgend für alle berücksichtigten Landnutzungsarten die Vorgehensweise erläutert, nach der – entsprechend der Intensität anthropogener Aktivitäten – Flächen zu Hemerobieklassen zugeordnet werden.

Durch (Giegrich / Sturm 1996) und (Fehrenbach 2000) liegen Bewertungskataloge für Wald- und Forstsysteme sowie für Landwirtschaftsflächen bereits vor. Diese werden im Folgenden (siehe Kapitel 4.1 für Wald, Kapitel 4.2 für Landwirtschaftsflächen) im Hinblick auf Aktualität und allgemeine Anwendbarkeit für Ökobilanzen von Produkten und Dienstleistungen genauer diskutiert. Abgesehen von der Diskussion der Aktualität und Anwendbarkeit wurden die bestehenden Bewertungskataloge weiterentwickelt. Darüber hinaus wurden für Landnutzungsarten, für die bis dato keine Bewertungskataloge vorliegen, eigene Bewertungskataloge entwickelt (siehe 4.3 für Rohstoffabbauflächen, Kapitel 4.4 für andere Siedlungsflächen).

Die vielfältigen Biotopformen, die der Landschaft zwar ökologischen Wert geben, jedoch nicht in direkter Weise zu Produktionszwecken genutzt werden, spielen daher eine untergeordnete Rolle (Felsfluren, Moore). Sie sind jedoch insofern relevant, als sie integrierte Elemente in der weiträumig umfassten Kulturlandschaft darstellen können (z. B. Vernetzungsbiotope in der Agrarlandschaft) und für eine Normierung auf den gesamten Bezugsraum (z. B. die Fläche Deutschland, Europas) einbezogen werden müssen.

4.1 Wald- und Forstflächen

4.1.1 Definitionen

Die Begriffe **Wald** und **Forst** werden oft mit unklarer Abgrenzung verwendet. Nach (Wilmanns 1998) bezeichnet der Begriff Forst einen bewirtschafteten Wald, während man unter Wald die Lebensgemeinschaft, in der eine Baumschicht standortprägend ist, versteht. Die Begriffe sind folglich nicht komplementär, sondern adressieren zwei verschiedene Ebenen. (Gehlken 1997) zeigt die historische Debatte in den 50er bis 70er Jahren über die Begriffe Forst und Wald in der Pflanzensoziologie sowie deren Nutzung in ökonomischen Betrachtungen auf. Die Autorinnen und Autoren kommen zum Schluss, dass „die Vermengung pflanzensoziologisch-systematischer und waldbaulicher Betrachtungen [...] zu keiner befriedigenden Definition [führt]“ (Gehlken 1997). Eine Abgrenzung der Begriffe Forst und Wald ist aus pflanzensoziologischer Sicht nicht notwendig, weshalb die Begriffe Forst und bewirtschafteter Wald oder Wirtschaftswald in dem vorliegenden Bericht synonym verwendet werden.

Nach der Definition der **FAO** ist Wald ein Landgebiet von einer Größe über 0,5 ha, mit Bäumen, die höher als 5 Meter sind und deren Kronen mehr als 10 % der Oberfläche decken (FAO 2016).

Das **Bundeswaldgesetz** (BWaldG)(BMJV 2017) definiert in § 2(1) Wald als jede mit Forstpflanzen bestockte Grundfläche mit Ausnahme von Kurzumtriebsplantagen (KUP) zur Energieholznutzung (mit einer Rotationsperiode von maximal 20 Jahren), sowie Agroforstflächen, Baumschulen und Weihnachtsbaumkulturen.

Im **ATKIS-Objektartenkatalog** (AdV 2018) wird Wald ebenfalls als „eine Fläche, die mit Forstpflanzen (Waldbäume und Waldsträucher) bestockt ist“ definiert. Als Forstwirtschaftsfläche wird in (AdV 2018) eine „Waldfläche, mit oder ohne Bäumen, welche forstwirtschaftlich genutzt wird“ definiert. Kurzumtriebsplantagen sind in (AdV 2018) wiederum als „Flächen, auf denen Baumarten mit dem Ziel baldiger Holzentnahme angepflanzt werden und deren Bestände eine

Umtriebszeit von nicht länger als 20 Jahren haben“, definiert und zählen somit als landwirtschaftliche Flächen.

In (FAO / UNEP 2020) werden **Plantagenwälder** als gepflanzte intensiv bewirtschaftete Wälder definiert, die hauptsächlich aus einer oder zwei einheimischen oder nicht-einheimischen Baumarten von gleichem Alter bestehen und die in regelmäßigen Abständen neu gepflanzt und hauptsächlich für produktive Zwecke angelegt sind. Diese Definition findet sich auch in (FSC 2012) wieder. Die FSC-Definition fügt noch hinzu, dass Plantagen die meisten Hauptmerkmale und Schlüsselemente von Naturwäldern fehlen. In (Chaudhary et al. 2016) wird zwischen Holzplantage (timber plantation) und Plantage für Zellstoff und Energienutzung unterschieden. Letztere wird als Monokultur aus schnellwachsenden Baumarten mit geringer Holzdichte (wie Kiefer oder Eukalyptus) und kurzen Rotationsperioden von Holzplantagen abgegrenzt.

Die unterschiedlichen Definitionen zeigen die Schwierigkeit einer eindeutigen sowie einheitlichen Abgrenzung von Holznutzung aus Kahlschlag und Wiederaufforstung bestehender Wälder und angelegten Holzplantagen mit längeren Rotationsperioden. Diese Abgrenzung ist innerhalb der vorliegenden Studie jedoch nicht notwendig, da hier die anthropogene Eingriffsstärke das generelle Maß zur Einstufung der genutzten Wald- und Forstflächen bildet.

Der **Bundeswaldinventur** (BMEL 2016) zufolge sind nur 2 % der Waldfläche nicht begehbar und somit auch nicht bewirtschaftbar. 5 % der Waldfläche sind ausgewiesen als besonders geschützte Biotop (in den meisten Fällen Bruch-, Sumpf- oder Auenwälder), deren forstliche Bewirtschaftung unter gewissen Einschränkungen dennoch zulässig ist. Im Jahr 2019 betrug die unbewirtschaftete Waldfläche in Deutschland 2,8 % (BMU 2020a)⁴⁵. Damit wurde das Ziel der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, 5 % der Waldflächen einer un gelenkten Waldentwicklung zu überlassen, nicht erreicht (BMU 2020a).

Je nach Art der Bewirtschaftung weisen die Wälder eine mehr oder weniger große Nähe oder Entfernung von einem natürlich vom Menschen wenig oder gar nicht beeinflussten Zustand auf, der sich mit den natürlichen Waldgesellschaften beschreiben lässt (Ellenberg 1986; Oberdorfer 1957; Otto 1994). Maximal naturfern sind dagegen Waldgesellschaften, in welchen eine einzige Baumart, die angepflanzt wurde und daher in der Regel standortfremd ist, dominiert (Wilmanns 1998).

Das Grundkonzept der heute potentiell natürlichen Vegetation (hpnV) wurde von (Tüxen 1956) eingeführt. In (Gehlken 1997) wird darauf verwiesen, dass die hpnV nur theoretisch konstruiert werden kann und als Hilfskonstruktion zur Abbildung des natürlichen Standortpotenzials dient, jedoch nicht mit der heutigen, teilweise als natürliche Waldgesellschaft bezeichneten Vegetation gleichgesetzt werden darf.

Das BfN und das Bayerische Landesamt für Umwelt verwenden den Begriff potentielle natürliche Vegetation synonym zu hpnV. Er wird wie folgt beschrieben: „Die potentielle natürliche Vegetation (PNV) stellt einen gedachten Zustand dar, bei dem die abiotische Qualität des Standortes (Boden- und Klimafaktoren) in Beziehung gesetzt wird zu der jeweils zugeordneten, als höchstentwickelbar zu denkenden Vegetation“ (LfU 2021). In Deutschland wären demnach überwiegend Waldgesellschaften verbreitet, die hauptsächlich aus Buchenwäldern bestehen (BfN 2021). Dabei handelt es sich jedoch um eine Vielzahl verschiedener Buchenwald-Gesellschaften. Das BfN führt insgesamt 16 Buchenwald-Gesellschaften auf (Suck et al. 2013, 2014). Die Dritte Bundeswaldinventur (BWI-3) differenziert für Deutschland 40 natürliche Waldgesellschaften (BMEL 2016; Riedel et al. 2017).

⁴⁵ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

4.1.2 Bisherige Arbeiten und Aktualisierungsbedarf

4.1.2.1 Der Ansatz von Giegrich und Sturm (1996)

Wie in Kapitel 3.1 bereits erörtert, haben (Giegrich / Sturm 1996) für die Beeinträchtigung eines naturnahen Waldökosystems durch die forstliche Bewirtschaftung ein Bewertungssystem mit Kriterien zur Ermittlung der Hemerobie vorgelegt. Das Waldökosystem ist dabei Produktionsstätte und Schutzgegenstand zugleich. Das ökologische Schutzziel orientiert sich an einem anthropogen nicht gestörten Wald und folgendem ökologischen Leitbild:

Ziel ist eine Waldbewirtschaftung, die dynamische Veränderungen als Grundeigenschaft aller lebenden Systeme auf den Ebenen von Arten, Biozönosen und Ökosystemen erhält beziehungsweise gewährleistet. Erreicht werden soll eine von menschlichem Einfluss weitgehend ungestörte, kontinuierliche Entwicklung des Waldbodens und der Waldvegetation (Sturm 1993).

Entsprechend diesem Leitbild wurden drei Kriterien definiert, die in einem Forst-/Waldsystem das Ausmaß anthropogener Einflüsse untersuchen. Jedes dieser Kriterien wurde über Messgrößen (Indikatoren) operationalisiert. Tabelle 9 und Tabelle 10 zeigen den Ansatz von (Giegrich / Sturm 1996).

Tabelle 9: Kriterien und Messgrößen zur Bestimmung der Hemerobie von Waldökosystemen

Kriterium	Messgröße	Typ
Naturnähe des Bodens	1: Intensität mechanischer Bodenbearbeitung	AH
	2: Waldzerschneidung	SQ
	3: Intensität stofflicher Eingriffe (Kalkung und Düngung)	AH
	4: Intensität stofflicher Eingriffe (Pestizideinsatz)	AH
	5: Kontinuität der Bodenentwicklung	SQ
	6: Kontinuität Alter Waldstandorte	AH
	7: Ungestörter Wasserhaushalt im Oberboden	AH
Naturnähe der Waldgesellschaft	1: Naturnähe der Vegetationszusammensetzung	SQ
	2: Naturnähe der Anbauten	AH
	3: Relative Baumartenvielfalt	SQ
	4: Vertikale und horizontale Strukturvielfalt	SQ
	5: Totholzvorrat	SQ
	6: Typische Kleinstrukturen	SQ
Naturnähe der Entwicklungsbedingungen	1: Spontanität der Vegetationsentstehung	SQ
	2: Spontanität der Walderneuerung	AH
	3: Spontanität der Vegetationsentwicklung	SQ
	4: Intensität der Pflegeeingriffe	AH
	5: Kontinuität der Vegetationsentwicklung	SQ
	6: Intensität der Endnutzung	AH

Kriterium	Messgröße	Typ
	7: Annahme zufälliger Entwicklungen	AH

Quelle: (Giegrich / Sturm 1996); AH: aktives Handeln, SQ: Status quo

Es werden zwei Indikatorentypen unterschieden: "Status quo"-Indikatoren (SQ) und Indikatoren des "Aktiven Handelns" (AH). Die Indikatoren des aktiven Handelns beziehen sich auf die letzten fünf Jahre der Untersuchungsfläche. Vor dem Hintergrund der zeitlichen Dynamik von Forst-/Waldsystemen zeigen sich die Folgen des Aktiven Handelns erst in der Zukunft, der vorgefundene Status quo spiegelt das Management vergangener Zeit.

Nachfolgend wird am Beispiel des Kriteriums 1 (Naturnähe⁴⁶ des Bodens), das Herunterbrechen auf Messgrößen (Indikatoren) und die Zuordnungslogik zu einer Hemerobiekategorie (Einordnung des Naturferne-Potenzials) erläutert. Zur Operationalisierung dieses Kriteriums werden sieben Messgrößen verwendet (vgl. Tabelle 9). Zur differenzierten Operationalisierung werden diese Messgrößen weiter aufgeschlüsselt:

Zu jeder Messgröße/Indikator wird eine ordinale fünfstufige Klasseneinteilung entsprechend von Beobachtungsergebnissen bei der spezifischen Datenaufnahme definiert.

Tabelle 10: Differenzierte Operationalisierung der Messgrößen in einer fünfstufigen ordinalen Skala am Beispiel Messgröße 1: Intensität mechanischer Bodenbearbeitung

Wertstufe	Zuordnungskriterien für „Intensität mechanischer Bodenbearbeitung“ für Waldökosysteme
1	Im Untersuchungszeitraum wurde auf der gesamten Verjüngungsfläche keine Bodenbearbeitung durchgeführt.
2	Im Untersuchungszeitraum wurde teilflächig oberflächliche Bodenbearbeitung durchgeführt.
3	Im Untersuchungszeitraum wurde ganzflächig oberflächliche Bodenbearbeitung durchgeführt, wobei bis zu 10 % der Fläche auch tief, d.h. im Mineralboden bearbeitet worden sein kann.
4	Im Untersuchungszeitraum wurde teilflächig Bodenbearbeitung im Mineralboden durchgeführt.
5	Im Untersuchungszeitraum wurde vollflächig Bodenbearbeitung im Mineralboden durchgeführt.

Quelle: (Giegrich / Sturm 1996)

Die Klassenzuordnung und damit die Wertzuweisung erfolgen im Rahmen der Datenaufnahme für alle drei Kriterien und für alle Messgrößen. Auf Basis dieser Werte wird ein Mittelwert (MW-END) berechnet. Der MW-END dient der Zuordnung zu einer Hemerobiekategorie (Tabelle 11).

⁴⁶ Im vorliegenden Bericht wird der Begriff „Naturnähe“ hinterfragt und mit dem Naturferne-Potenzial eine klare Begrifflichkeit im Kontext Ökobilanz definiert (vgl. Kapitel 2.3.2). (Giegrich / Sturm 1996) verwendeten den Begriff „Naturnähe“, dem Sinne nach wird darunter allerdings das Naturferne-Potenzial verstanden.

Tabelle 11: Ermittlung der Hemerobiekategorie zur Einordnung des Naturferne-Potenzials auf Basis MW-END

Endwert (MW-END)	Hemerobiekategorie	Kurzbeschreibung für Landnutzungstyp „Wald“
	Klasse I	nicht relevant im Kontext Produktion von Wirtschaftsgütern
1 – < 2	Klasse II	Naturnaher Wald, keine Durchforstung
2 – < 3	Klasse III	Standorttypischer Wald (mäßige Durchforstung)
3 – < 4	Klasse IV	Mäßig standorttypischer Wald (intensive Durchforstung)
4 – 5	Klasse V	Standortfremde Monokulturen (intensive Bewirtschaftung)
	Klasse VI	nicht relevant im Kontext Wald
	Klasse VII	nicht relevant im Kontext Wald

Quelle: Eigene Zusammenstellung 2021, ifeu

4.1.2.2 Aktualisierungsbedarf des Ansatzes

Die Wertegruppenzuweisung der definierten Messgrößen nach der Methode (Giegrich / Sturm 1996) erfordert Primärdatenerhebungen, was in der Praxis von Ökobilanzen häufig aufgrund der Datenverfügbarkeit entweder nicht möglich ist oder einen außerordentlich großen Aufwand erfordert und daher eine Hemmschwelle der Anwendung darstellt:

- ▶ Im Kontext der Produktion von Wirtschaftsgütern sind die spezifischen Standorte der Produktion nachwachsender Rohstoffe selten im Detail bekannt (z.B. Agrardiesel, Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen, Bauholz). Sind ausschließlich generische Daten zum Rohstoffeinsatz verfügbar, können bezüglich der Flächennutzung keine spezifischen Daten erhoben werden.
- ▶ I.d.R. sind viele Standorte unterschiedlicher Vorproduzenten (Unternehmen, die nachwachsende Rohstoffe produzieren) zu berücksichtigen. Selbst wenn alle Standorte bekannt sind, ist der Aufwand auf allen spezifischen Produktionsflächen aller Vorproduzenten, die spezifische Datenerhebung durchzuführen, in Praxisökobilanzen i.d.R. nicht leistbar.

Ein Modell zur Kategorisierung und Charakterisierung der Naturraumbeanspruchung muss diesen Eckpunkten der Datenverfügbarkeit Rechnung tragen. In diesem Kontext wurde im Jahr 2018 ein Fachgespräch geführt. Folgende für die weitere Entwicklung relevante Aspekte wurden hierbei thematisiert:

- ▶ Nach Auffassung des Autors des Kriterienkatalogs, Knut Sturm, haben die Systematik und der Katalog an Kriterien und Messgrößen aus fachlicher Sicht auch heute noch Bestand.
- ▶ Der Bewertungsansatz von (Giegrich / Sturm 1996) ist nur für die Bewertung von konkreten Flächen geeignet. Daten auf nationaler Ebene liegen nur für wenige der Messgrößen vor.
- ▶ Eine Vereinfachung für die Anwendung auf spezifischen Flächen gilt nicht als erforderlich, da die notwendigen Informationen in Förstereien vorliegen und dort relativ einfach erhoben werden können. Eine breite (quasi flächendeckende) Anwendung unter Erhebung umfassender

der Primärdaten, wird angesichts des Aufwands für sehr unwahrscheinlich gehalten. Die Ableitung generischer Daten wird eher durch eine abgewandelte Systematik auf Basis von Daten der dritten Bundeswaldinventur (BWI) (BMEL 2021a) für möglich gehalten.

Die Analyse der Datenverfügbarkeit sowie die Ergebnisse des Fachgesprächs gaben Anlass, ein Konzept, das auf BWI-Daten basiert, unter Bezugnahme auf (Welle et al. 2018) zu entwickeln.

4.1.3 Waldzustandsindex (WZI) als Standard-Methode auf Basis generischer Daten

4.1.3.1 Das Konzept des WZI

Wie in Kapitel 4.1.2 erläutert, ist die spezifische Datenaufnahme in vielen Fällen in der Praxis entweder nicht möglich oder außerordentlich aufwändig und sprengt damit i.d.R. den Rahmen von Praxis-Ökobilanzen. (Welle et al. 2018) von der Naturwald Akademie gGmbH, Lübeck, entwickelten eine sogenannte „waldökosystemtypen-basierte Analyse des Waldzustandes in Deutschland“ anhand naturschutzfachlicher Kriterien. Der darauf basierende *Waldzustandsindex* (WZI) fokussiert auf das Schutzziel „Erhalt der Biodiversität“ (zu Naturferne-Potenzial und Biodiversität vgl. Kapitel 2.3.3). Mit dem neu entwickelten Ansatz von (Welle et al. 2018) wird anhand aktueller verfügbarer Daten der qualitative Zustand der Waldökosysteme evaluiert. Besonders im Vordergrund steht der Schutz und Erhalt von Biodiversität. Konkret stellen (Welle et al. 2018) im Rahmen des WZI die folgenden Fragen:

- ▶ Wie sind die einzelnen Waldtypen im naturnahen Zustand in Deutschland repräsentiert?
- ▶ Wie hoch ist der Flächenverlust der einzelnen Waldtypen gemessen an ihrer ursprünglichen Ausdehnung?
- ▶ Wie naturnah ist die Baumartenzusammensetzung der einzelnen Waldtypen?
- ▶ Wie viele Alt- und Starkbäume sind als „ökologische Hotspots“ in den einzelnen Waldtypen vorhanden?
- ▶ Wie hoch ist der dauerhaft geschützte Anteil einzelner Waldtypen?
- ▶ Wie naturnah wurden die einzelnen Waldtypen in den letzten 30 Jahren bewirtschaftet?

Der WZI wurde aus den folgenden Gründen als aussichtsreiche Methode verfolgt:

- ▶ Die Methode orientiert sich wie (Giegrich / Sturm 1996) am heute potenziell existierenden, vom Menschen unbeeinflussten Wald (ohne anthropogene Einwirkungen) und betrachtet in Bezug darauf das Naturferne-Potenzial (vgl. Kapitel 2.3.2).
- ▶ Die Methode basiert auf öffentlich verfügbaren und kontinuierlich aktualisierten Daten (BWI) für Deutschland.
- ▶ Die Methode ist grundsätzlich geeignet, um aus der Sachbilanz sowohl verfügbare generische Daten als auch spezifische Daten zu berücksichtigen.
- ▶ Für BWI-analoge Datenerhebungen in anderen Regionen ist das Konzept ebenfalls geeignet.

Im Konzept nach (Welle et al. 2018) wird der WZI auf Basis öffentlich verfügbarer Daten (Bundeswaldinventur) errechnet, der die Naturnähe eines Waldes spiegelt. Tabelle 12 zeigt die von

(Welle et al. 2018) verwendeten sechs Kriterien und zugehörigen Indikatoren zur Ermittlung des WZI.

Tabelle 12: Kriterien und Indikatoren zur Ermittlung des WZI

Kriterium	Begründung für Kriterium	Indikator
A Repräsentanz	dient im Naturschutz als Grundlage für die Ausweisung von Schutzgebieten, soll alle Aspekte der natürlichen Vielfalt repräsentativ abbilden	Anteil eines Waldtyps an der aktuellen und potenziellen Waldfläche Deutschlands (Relation aktuelle Waldfläche zu potentieller Waldfläche)
B Gefährdung/ Seltenheit	gefährdete Waldtypen sind durch Rückgang/Verlust des nat. Verbreitungsgebiets gekennzeichnet. Seltene Waldtypen sind geringflächig verbreitet	Anteil der aktuellen Waldfläche an der potenziellen Waldfläche des jeweiligen Waldtyps
C Naturnähe	beschreibt die Ähnlichkeit des aktuellen Waldbestandes (Baumartenzusammensetzung) mit dem Waldbestand im natürlichen Zustand basierend auf der pnV.	Anteil der naturnahen Bestockung an der Gesamtbestockung eines Waldtyps
D Habitattradition	ist die zeitliche Kontinuität eines Wald- oder Baumbestandes hinsichtlich seiner Baumartenzusammensetzung und seines Totholz- und Strukturangebots	Anteil alter naturnaher Bäume (> 140 Jahre) an der aktuellen Waldfläche des jeweiligen Waldtyps, keine Berechnung möglich für Totholz
E Schutzstatus	Daten aus der BWI, die als „ohne Holznutzung“ und als „Nationalpark Schutzstatus“ deklariert sind	Anteil naturnaher Flächen an den Flächen ohne Holznutzung und mit Schutzstatus Nationalpark
F Management	Waldbewirtschaftung der letzten 30 Jahre, abgeleitet aus naturnahen Strukturen der Waldentwicklungsphasen	Anteil an naturnahen Beständen in der Jungbestandspflege und der Dauerwaldphase

Quelle: (Welle et al., 2018), eigene Zusammenstellung 2021, ifeu/INTEGRAHL

Die sechs Indikatorergebnisse werden numerisch auf Basis der Daten der BWI-3 ermittelt (siehe Kapitel 3.2 des Berichts von (Welle et al. 2018)) und der WZI als arithmetischer Mittelwert der sechs Indikatorergebnisse errechnet. Je höher der Indikatorwert ist, desto naturnäher ist der Wald (Tabelle 13). Das Maximum für den WZI liegt bei 100.

Tabelle 13: Beispiel der Ermittlung des WZI und seinen sechs Einzelindikatoren am Beispiel des mäßig basenreichen Buchenmischwaldes

Kriterium / Indikator	Indikatorwert
A Repräsentanz	23,0
B Gefährdung/ Seltenheit	14,7
C Naturnähe	45,9
D Habitattradition	19,3
E Schutzstatus	21,2
F Management	51,9
Waldzustandsindex WZI (gewichtetes Mittel aus A bis F)	29,3

Quelle: (Welle et al. 2018)

Der Naturnähe-Zustand wird in fünf Wertstufen eingeordnet (Abbildung 11).

Abbildung 11: Gruppierung der Indikatorwerte des WZI

Tabelle 2: Klassifikationsschema des Waldzustandsindex.

Zustandsklasse	Sehr schlecht	Schlecht	Mäßig	Gut	Sehr gut
Wertebereich	0–20	20,1–40	40,1–60	60,1–80	80,1–100

Quelle: (Welle et al. 2018)

Datengrundlage zur Berechnung der Indikatoren sind öffentlich zugängliche Daten:

- ▶ Dritte Bundeswaldinventur 2012 (BWI-3)
 - rechtliche Grundlage: Bundeswaldgesetz § 41a
 - wird alle zehn Jahre aktualisiert
- ▶ Heutige potenziell natürliche Vegetation (hpnV) als Referenzsystem (vgl. Kapitel 2.3.2)
 - Karte der pnV Deutschlands (1 : 500.000), vom Bundesamt für Naturschutz beauftragt (Welle et al. 2018).

4.1.3.2 Eignung des WZI zur Beschreibung des Naturferne-Potenzials

Da weder die BWI noch eine andere allgemeine Datengrundlage die Messgrößen nach (Giegrich / Sturm 1996) auf nationaler, regionaler und schon gar nicht internationaler Ebene mit mittleren realen Daten bedienen kann, (vgl. Kap. 4.1.2) wurde im Rahmen dieser Studie geprüft, ob der WZI zur ordinalen Einordnung des Naturferne-Potenzials nach (Fehrenbach et al. 2015) verwendet werden kann.

In Tabelle 14 wird für die in Tabelle 12 aufgeführten Kriterien und Indikatoren der Frage nachgegangen, ob sie geeignet sind, das Naturferne-Potenzial zu beschreiben und somit der WZI als Indikator in der Wirkungsabschätzung im Kontext Ökobilanz dienen kann. Von (Welle et al. 2018) wird explizit darauf hingewiesen, dass eine Richtungssicherheit des WZI ausschließlich bei Auswertung aller vorgesehenen Indikatoren erwartet werden kann.

Was die Übertragbarkeit der Indikatorenergebnisse insgesamt und im Einzelnen auf eine Bewertung von Waldflächen mit dem Hemerobieansatz nach (Giegrich / Sturm 1996) angeht, bedarf es jedoch einer differenzierten Herangehensweise. Aus diesem Grund wurden die einzelnen Kriterien/Indikatoren im Hinblick auf ihre Eignung für den Hemerobieansatz eingeordnet (Tabelle 11).

Tabelle 14: Kriterien und Indikatoren, Bedeutung der Indikatorenwerte und Verhältnis zu Hemerobie

Kriterium	Bedeutung des Indikatorwertes	Verhältnis zu Hemerobie	Eignung für den Hemerobieansatz
Repräsentanz	Der Indikatorwert gibt an, ob ein bestimmter naturnaher Waldtyp (also die Biozönose die diesem Waldtyp entspricht), verglichen mit dem Anteil im „maximal natürlichen“ Zustand, proportional oder unter- bzw. überproportional in Deutschland vertreten ist.	Die Verschiebung der Repräsentanz unterschiedlicher naturnaher Waldtypen erfolgt aufgrund anthropogener Einflüsse. Insofern charakterisiert dieser Indikatorwert den Grad des Kultureinflusses auf Waldökosysteme im Allgemeinen.	Kein direkter Bezug zur Bewertung existierender Waldflächen → gute Eignung
Gefährdung/ Seltenheit	Das Kriterium Gefährdung in Bezug auf Waldtypen repräsentiert den Rückgang der Größe des natürlichen Verbreitungsgebiets.	Die Zunahme der Gefährdung unterschiedlicher naturnaher Waldtypen erfolgt aufgrund anthropogener Einflüsse. Insofern charakterisiert dieser Indikatorwert den Grad des Kultureinflusses auf Waldökosysteme. Allerdings drückt die Relation aktueller Waldfläche zu potentieller Waldfläche nicht aus, wie naturnah die bestehende Waldfläche ist.	Direkter Bezug zur Naturnähe einer gegebenen Waldfläche → geringe Eignung
Naturnähe der Baumartenzusammensetzung	Eine naturnahe Baumartenzusammensetzung spiegelt das standortangepasste Biodiversitätspotenzial des Waldsystems.	Die Abnahme der „Naturnähe der Baumartenzusammensetzung“ erfolgt aufgrund anthropogener Einflüsse. Insofern charakterisiert dieser Indikatorwert den Grad des Kultureinflusses auf Waldökosysteme.	Indirekter Bezug zur Eingriffsstärke mittels Naturnähe der Baumartenzusammensetzung einer gegebenen Waldfläche → gute Eignung
Alt- und Starkbäume	Das Vorhandensein von Alt- und Starkbäumen zeigt zeitliche Kontinuität eines Wald- oder Baumbestandes hinsichtlich seiner naturnahen Baumartenzusammensetzung. Neben Schaffung von Biodiversitäts-Hot-Spots ist das Vorhandensein von Alt- und Starkbäumen zudem die Grundlage für eine natürliche, d.h. selbstregulierende, Entwicklung des Waldes.	Die Abnahme des Flächenanteils an Alt- und Starkbäumen erfolgt aufgrund anthropogener Einflüsse. Insofern charakterisiert dieser Indikatorwert den Grad des Kultureinflusses auf Waldökosysteme.	Direkter Bezug zur Eingriffsstärke einer gegebenen Waldfläche → gute Eignung
Schutzstatus	Die unter Schutz Stellung von 5 % der Waldfläche ist eine politische Vorgabe. Dieses Kriterium spiegelt diese Vorgabe für die Waldtypen, da jeder Waldtyp ein bestimmtes standortangepasstes Biodiversitätspotenzial hat.	Die Abnahme des Anteils an dauerhaft geschützter Fläche erfolgt aufgrund anthropogener Einflüsse. Insofern charakterisiert dieser Indikatorwert den Grad des Kultureinflusses auf Waldökosysteme.	direkter Bezug zur Bewertung existierender Waldflächen nur für die geschützten Anteile → geringe Eignung
Waldmanagement	Der Auswertung liegt folgende Überlegung zu Grunde, die eine Zeitdauer des Waldmanagements von 30 Jahren berücksichtigt: Wenn im Status Quo in der Jungbestandsphase und in der Dauerwaldphase noch relativ hohe und ähnliche An-	Naturferne und bedingt naturferne Bestände sind auf Waldflächen aufgrund anthropogener Einflüsse vorhanden. Insofern charakterisiert dieser Indikatorwert den Grad des Kultureinflusses auf Waldökosysteme.	Direkter Bezug zur Eingriffsstärke auf einer gegebenen Waldfläche → gute Eignung

Kriterium	Bedeutung des Indikatorwertes	Verhältnis zu Hemerobie	Eignung für den Hemerobieansatz
	teile an naturfernen und bedingt naturfernen Bestände enthalten sind, ist das ein Indikator dafür, dass das Waldmanagement nicht im Hinblick auf naturnahe Waldentwicklung optimiert wurde.		

Quelle: Eigene Zusammenstellung, 2021, ifeu, basierend auf (Welle et al. 2018)

Nachfolgend sind die Schlussfolgerungen aus den vorherigen Kapiteln zur Nutzbarkeit des Konzepts von (Welle et al. 2018) für das Charakterisierungsmodell nach (Fehrenbach et al. 2015) zusammengefasst:

- ▶ Sowohl (Welle et al. 2018) als auch (Fehrenbach et al. 2015) adressieren den Grad des Kultureinflusses auf Waldökosysteme unter Berücksichtigung anthropogener Einflüsse, die einer Selbstregulation des betrachteten Ökosystemausschnittes auf der Grundlage des aktuellen Standortpotenzials entgegenstehen. Somit adressieren beide Methoden die Hemerobie.
- ▶ Die Methode von (Giegrich / Sturm 1996) fokussiert auf spezifisch zu untersuchende Standorte, orientiert sich eng an der Vorgehensweise von (Blume / Sukopp 1976) und bewegt sich somit in der dort etablierten Terminologie zu Hemerobieklassen.
- ▶ Die Methode von (Welle et al. 2018) fokussiert auf generische Daten. Um Missverständnissen im Kontext der von (Blume / Sukopp 1976) etablierten Terminologie vorzubeugen, empfehlen wir, von Naturferne-Potenzial zu sprechen. Diese Bezeichnung ist im Kontext der Methodik Ökobilanz stimmig.
- ▶ Einzuschränken ist, dass nicht alle Kriterien und Indikatoren von (Welle et al. 2018) einen direkten oder indirekten Bezug zur anthropogenen Eingriffsstärke einer gegebenen Waldfläche herstellen lassen. So kann einer konkreten Waldfläche bei der Bewertung ihrer Natürlichkeit nur schwerlich angelastet werden, dass die tatsächliche Gesamtfläche an Wald in Deutschland deutlich niedriger liegt als die historische oder potenziell mögliche Bewaldung (Kriterium „Gefährdung“). Ähnliches gilt für das insgesamt erreichte Maß an Schutzgebieten (Kriterium „Schutzstatus“). Auch diese beiden Kriterien sind bedeutsam für die Bewertung der Gesamtsituation im Wald in Deutschland und somit relevante Komponenten in einem Zustandsindex.

Im Rahmen einer Ökobilanz gilt es jedoch einen direkten Bezug zu den Prozessen des Systems herzustellen, in dem Fall die konkret existierenden Waldflächen und deren Qualität (hier gemessen am Grad der Hemerobie).

Im Übrigen weisen die Kriterien „Gefährdung/Seltenheit“, „Naturnähe der Baumartenzusammensetzung“, „Alt- und Starkbäume“ und „Waldmanagement“ allesamt eine direkte Entsprechung in den Kriterien und Messgrößen nach (Giegrich / Sturm 1996) auf, wohingegen „Repräsentanz“ und „Schutzstatus“ nicht adressiert werden.

4.1.4 Zusammenführung des WZI mit dem Naturferne-Potenzial

Im Folgenden wird ein Vorschlag für die Zusammenführung der Methoden von (Welle et al. 2018) und (Fehrenbach et al. 2015) bzw. (Giegrich / Sturm 1996) ausgearbeitet.

4.1.4.1 Formale Angleichung

In (Giegrich / Sturm 1996) sowie auch in (Fehrenbach et al. 2015) sind im Kontext Naturraumbeanspruchung „Wald“ vier Hemerobieklassen (vgl. auch Kapitel 3.2) vorgesehen. Der Waldzustandsindex nach (Welle et al. 2018) wird in fünf Wertstufen unterteilt. Zur Harmonisierung mit anderen Flächennutzungsarten wurde die Gruppierung des WZI an das System nach (Fehrenbach et al. 2015), wie in Abbildung 12 dargestellt, angepasst. Dabei sind die Wertstufen „gut“ und „sehr gut“ aus dem WZI-Klassifikationsschema zur Hemerobiekategorie II zusammengefasst. Die WZI-Kategorie „mäßig“ wird der Hemerobiekategorie III gleichgesetzt, die WZI-Kategorie „schlecht“ der Hemerobiekategorie IV und die WZI-Kategorie „sehr schlecht“ der Hemerobiekategorie V. Damit wird die sehr anspruchsvolle Klassifizierung des WZI pragmatisch in die Hemerobieklassensystem überführt, wobei eine Erfüllung von >60 % des WZI bereits für Hemerobiekategorie II, die höchste für Wirtschaftswald ausreicht.

Der WZI nach (Welle et al. 2018) richtet sich bislang ausschließlich auf den Zustand des Waldes in Deutschland. Sofern Daten analog zur deutschen BWI-3 auch für Wälder in ähnlichen Klimazonen oder Ecoregions vorliegen, kann dies auch dort Anwendung finden.⁴⁷

Vorgehensweise für Holzplantagen

Eine gesonderte Betrachtung erfordern Holzplantagen, die, wie in Kapitel 4.1.1 ausgeführt, differenziert zu betrachten sind. Zum ersten unterliegen Kurzumtriebsplantagen (Rotation 20 Jahre und weniger) nicht der Walddefinition und fallen daher unter landwirtschaftliche Flächen (siehe Kapitel 4.2).

Holzplantagen mit längerer Rotation fallen dagegen unter den Waldbegriff und sind auch hier einzubeziehen. Im Rahmen einer Hemerobieskala sind solche monokulturellen Anpflanzungen mit intensiver Bewirtschaftung klar der untersten Klasse (V) zuzurechnen. Das hier entwickelte System muss jedoch auch für Nutzungsweisen geeignet sein, die außerhalb Deutschlands anzutreffen sind und über den Rahmen der Klassen von II bis V nicht abdeckt sind. Dies betrifft solche Plantagen, die aufgrund der Artenwahl und Bewirtschaftungsweise nochmals deutlich naturferner sind als z. B. standortfremde Fichtenmonokulturen in Deutschland. Dies können z. B. die in den Tropen und Subtropen verbreiteten Eukalyptus-Plantagen sein, die mit extremer Artenarmut und langfristig intoxizierten Böden verbunden sind. Solche Plantagen wären in Klasse VI einzustufen, wie auch in Abbildung 12 dargestellt.

⁴⁷ Auch wenn die Daten in Dichte und Umfang der BWI-3 derzeit nicht für andere Länder vorliegen, lassen sich die Kriterien auch grundsätzlich andere Regionen anwenden. In Teil III Kapitel 6.2 werden die Datenlücken und der weitere Forschungsbedarf konkret beschrieben.

Abbildung 12: Zusammenführung der Zuordnung einer Hemerobiekategorie nach (Fehrenbach et al. 2015) und des Klassifikationsschemas des WZI

Hemerobie-klasse	Kurzbeschreibung für Landnutzungstyp „Wald-/Forstwirtschaft“		
I	Keine Eingriffe. Nicht relevant im Kontext Produktion von Wirtschaftsgütern.		
II	Naturnaher Wald. Sehr geringe, naturnahe Durchforstung; sehr geringe Eingriffsstärke; sehr große Nebennutzen.	sehr gut – gut	
III	Standorttypischer Wald. Mäßige Durchforstung; geringe Eingriffsstärke; große Nebennutzen.	mäßig	
IV	Mäßig standorttypischer Wald. Intensive Durchforstung; erhebliche Eingriffsstärke; geringe Nebennutzen.	schlecht	
V	Gering standorttypischer Wald. Ertragsoptimierte Eingriffe; intensive Bewirtschaftung mit sehr hoher Eingriffsstärke; sehr geringe Nebennutzen.	Sehr schlecht	
VI	Ertragsoptimierung ohne Wahrung der Standortgerechtigkeit. Maximale Eingriffsstärke, keine Nebennutzen.	Keine Korrelation zu WZI, da kein Wald aber Holzerzeugung	
VII	Nicht relevant im Kontext Wald-/Forstwirtschaft		

Quelle: (Welle et al. 2018), ergänzt durch ifeu/INTEGRAHL

4.1.4.2 Optionen zur Ermittlung von generischen Sachbilanzdaten des Mittelwerts $WZI_{\text{generisch}}$

In Abbildung 13 ist der in (Welle et al. 2018) ermittelte Waldzustandsindex (WZI) anhand aller sechs dort berücksichtigten Indikatoren dargestellt. Zusätzlich wird ein Indexwert auf Basis der vier gemäß Tabelle 14 für die Fragestellung in diesem Projekt als besonders geeignet erachteten Indikatoren für die 22 Waldtypen errechnet, der in Abgrenzung zum WZI im Folgenden als WZI' bezeichnet wird. Auf Basis dieses WZI' wird

- ▶ zum einen ein gewichteter Mittelwert für Deutschland,
- ▶ zum anderen eine Verteilung der Waldfläche über die Hemerobieklassen errechnet.

Der gewichtete Mittelwert des WZI beträgt, wie aus der Darstellung in Abbildung 13 zu entnehmen, für alle sechs Indikatoren 28,6. Der WZI für die vier als besonders geeignet erachteten Indikatoren ist mit 28,7 nahezu identisch. Er kann damit entsprechend Abbildung 12 der Hemerobiekategorie IV zugeordnet werden.

Die Verteilung der Klassen liegt für den WZI mit den vier als besonders geeignet erachteten Indikatoren wie folgt:

- ▶ 6,7 % Klasse II
- ▶ 10,9 % Klasse III
- ▶ 66,5 % Klasse IV
- ▶ 15,9 % Klasse V

Abbildung 13: Ergebnisse des WZI, der sechs Indikatoren zu dessen Berechnung für jeden Waldtyp sowie Flächenanteile der Waldtypen und flächengewichtete Gesamtergebnisse (einmal für alle Indikatoren (WZI) , einmal ohne die Indikatoren B und E (WZI'))

	WZI (A-F)	WZI (ohne A und E)	A Naturnähe Repräsentanz	B Gefährdung	C Naturnähe der BAZ	D Alt- und Starkbäume keine Daten	E Schutzstatus	F Waldmanagement	Fläche
Blockwald (Wälder) der Waldgrenze	94,38	90,6	100	79,6	92,3		100	100	7.800
Hochlagen Fichtenwald z.T. Ta	74,8	68,2	100	100	82,4	13,5	76	77	222.700
Kiefernwald	69,7	72,1	100	100	86,4	28,8	29,6	73,2	135.200
Blockwald und Wälder der trockenwarmen Oberhangstandorte	69,1	73,0	100	100	37,2	100	22,8	54,7	140.600
Schluchtwald	63,7	61,1	100	100	63,1	4,1	37,6	77,1	64.000
Schwarzerlen dominierte Moor-Bruch und Sumpfwälder	62,6	64,3	53,6	19,4	81,6	72,9	64,8	83,2	120.300
Birkendominierte Moor- und Bruchwälder	53,3	44,1	43,5	18,6	68,9	28,7	100	60,1	75.300
Auen und Feuchtwälder	49,8	52,0	18,9	9,8	57	79,6	72	61,5	230.200
Buchen-Traubeneichenwald	45,0	43,6	89,4	81,2	32,4	26,4	6,2	34,5	256.100
basen und kalkreiche Buchenmischwälder	35,8	34,9	53,1	32,4	48,2	10,6	21,9	48,3	566.900
basen und kalkreiche Buchenmischwälder z.T. Ta	31,5	29,7	62,4	48,1	38,2	1,2	8	31,2	282.000
Seggen-Buchenwald	30,9	36,2	21,4	16,5	38,2	52,2	19,3	37,7	83.100
Mesophiler Hainbuchenmischwald	30,6	31,2	42,4	34,9	35,8	12,7	16,4	41,5	293.200
Mesophile Buchenmischwälder	29,3	33,0	23	14,7	45,9	19,3	21,2	51,9	1.263.500
Feuchter reicher Eichenmischwald	25,5	27,5	13	8	47,6	6,3	30,4	47,9	275.600
Hainsimsen-Buchenwald	24,3	26,7	32,6	47,9	20	18,6	6,1	20,4	3.395.600
Fichten-(Tannen)-Buchenwald	23,0	26,1	33,3	40,1	24,5	8	0	31,8	79.200
Mesophile Buchenmischwälder z.T. Tanne	21,6	24,3	31,3	28,4	32,4	4,3	1,4	32	191.400
Drahtschmielen-Buchenwald	20,5	26,6	12,9	37,4	10,1	40,9	4	17,8	1.025.000
azedophile trockene Eichenmischwälder (subkontinental)	19,4	24,6		69,7	6,6	12,3	2,4	9,9	887.800
Hainsimsen-Buchenwald, z.T. mit Tanne	14,3	17,0	16,4	38,3	12,6	4	1,2	13	406.500
azedophile feuchte Eichenmischwälder	10,2	12,4	5,6	19,4	8,5	13,1	6	8,6	356.400
Deutschland	28,6	31,0							10.358.400

Quelle: aus (Welle et al. 2018), ergänzt durch ifeu und Integrah

Als Datengrundlage für die Sachbilanz bieten sich zwei Optionen an:

1. Es kann entweder der gewichtete Mittelwert (Klasse IV) als allgemeine pauschale Einstufung für alle Waldflächen und dem darauf erzeugten Holz
2. oder die anteilige Verteilung der Klassen zu Grunde gelegt

und jeweils mit dem entsprechenden Flächenbelegungsfaktor verbunden werden. Das Sachbilanzergebnis für einen Kubikmeter Waldholz würde sich dann an einem Zahlenbeispiel wie folgt darstellen:

1. $1.000 \text{ m}^2 \text{ Klasse IV} \cdot a \text{ pro m}^3 \text{ Waldholz}$
2. $(67 \text{ m}^2 \text{ Klasse II} \cdot a + 109 \text{ m}^2 \text{ Klasse III} \cdot a + 665 \text{ m}^2 \text{ Klasse IV} \cdot a + 159 \text{ m}^2 \text{ Klasse V} \cdot a)$
pro $\text{m}^3 \text{ Waldholz}$

Mit der einen wie der anderen Option definiert sich der generische Sachbilanzwert allgemein für Holz aus Deutschland ohne weitere Spezifikation bezüglich Holzart, der Art des Waldes und seiner Bewirtschaftungsweise. Für die Wirkungsabschätzung ergeben sich aus der Wahl der Option leichte Unterschiede: der Charakterisierungsfaktor liegt im ersten Fall bei 0,125, im zweiten Fall bei 0,131 und somit leicht höher.⁴⁸

4.1.4.3 Anpassung der Hemerobieklasse unter Berücksichtigung der Holzarten

Die Holzart kann in der Sachbilanz eines Produkts bekannt sein. Dies gilt insbesondere für Säge- und Schnittholzprodukte. Bei „gemischten“ Produkten wie Papier, Zellstoff oder Holzwerkstoff ließen sich zumindest über Rohstoffbilanzen, z. B. seitens (Mantau et al. 2018), die durchschnittlichen Anteile an Nadel- und Laubholz ermitteln. Ähnliches gilt auch für Energieholz.

Der WZI nach (Welle et al. 2018) bewertet jedoch Waldflächen und ist gegenüber der auf der Fläche produzierten Holzart nicht spezifisch. Aus Produktsicht ist es jedoch von Relevanz, ob es sich um einen Rohstoff mit einer eher naturnäheren Produktion handelt oder nicht. Die Holzart gibt hierauf eine Indikation, da z. B. die Holzarten Fichte und Kiefer in den wenigsten Fällen an Standorten (in Deutschland) wachsen, wo sie zur natürlichen Baumartenartenzusammensetzung zählen. Für die Buche dagegen ist davon auszugehen, dass sie im überwiegenden Maß auch dort anzutreffen ist, wo ihr Vorkommen natürlicherweise zu erwarten ist. Dies zeigt auch die Zusammenstellung in Abbildung 14.

Es bedarf daher einer Ergänzung des WZI, damit einer Holzart eine fachlich begründete Hemerobieklasse zugeordnet werden kann. Hierzu wird folgender Ansatz vorgeschlagen: Mit Blick auf die Kriterien zur Naturnähe der Baumartenzusammensetzung (bei (Giegrich / Sturm 1996) wie auch bei (Welle et al. 2018) enthalten) sollen die einzelnen Holzarten nach folgender Logik mit „Zusatzpunkten“ oder „Punktabzügen“ beaufschlagt werden:

1. Zusatzpunkte für Holzarten, die
 - a. sowohl einheimisch als auch den entsprechenden Waldgesellschaften zugehörig sind,
 - b. einheimisch, aber eher selten vertreten sind und somit zur Biodiversität beitragen.
2. Neutrale Wertung für einheimische Holzarten, die nicht selten sind und deren Zugehörigkeit zur standorttypischen Waldgesellschaft unsicher ist.
3. Punktabzüge für
 - a. einheimische Holzarten, die nicht selten sind und deren Nicht-Zugehörigkeit zur standorttypischen Waldgesellschaft sehr wahrscheinlich ist,

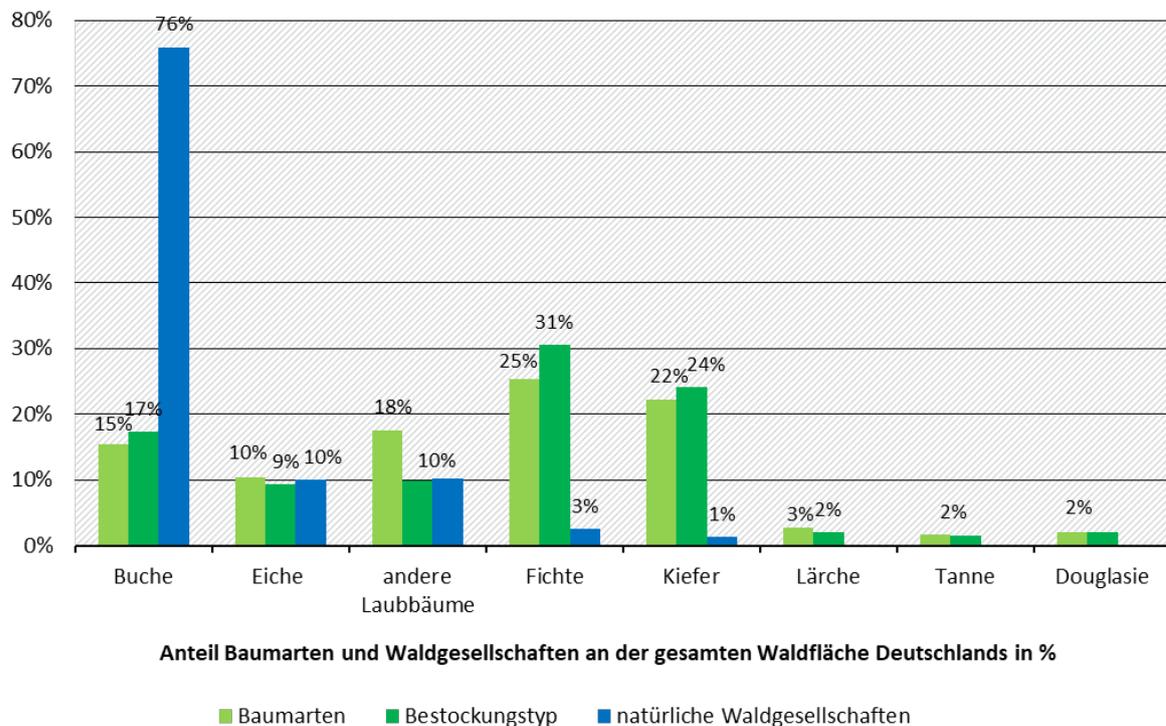
⁴⁸ Im Rahmen des Vorhabens werden hier beide Optionen dargestellt. Eine höhere Repräsentativität stellt die zweite Option vor, die im Grunde zu präferieren ist. In manchen Fällen (nicht hier für den Wald aber z. B. für verschiedene Ackerfrüchte) stehen die Daten für eine Klassenverteilung jedoch nicht zur Verfügung, sondern nur ein Mittelwert.

b. nicht einheimische Arten.

Die Einordnung einzelner Holzarten erfolgt basierend auf der Ist-Situation nach BWI-3 (siehe Abbildung 14). Danach ist die Buche die Leitart für 76 % der natürlichen Waldgesellschaften bezogen auf die Fläche. Am Baumbestand nimmt sie aber nur 15 % ein, am Bestockungstyp 17 %.

- ▶ Die Buche wäre damit nach Punkt 1a der oben aufgeführten Logik einzuordnen, da es aufgrund dieser Zahlenverhältnisse sehr wahrscheinlich ist, dass Buchen an Standorten von Buchenwaldgesellschaften stehen.
- ▶ Für die Vielzahl anderer heimischer Laubbäumarten (Ahorn, Esche, Birke, Erle u.v.a.) trifft Punkt 1b zu. Bei manchen Arten wie Eschen und Erlen ist sogar davon auszugehen, dass sie an gesellschaftstypischen Standorten stehen (Bruchwälder, Auen). Auch die Tanne und die Lärche sind Fälle für 1b.
- ▶ Die Eiche fällt aufgrund ihrer vergleichsweise Häufigkeit (10 % des Bestands) eher unter Punkt 2, da bei ähnlich häufigem Anteil von Eichenwäldern an den natürlichen Waldgesellschaften (10 %) nicht sicher angenommen werden kann, dass Eichen an eben diesen Standorten anzutreffen sind.
- ▶ Die Fichte und die Kiefer sind ein klassischer Fall für Punkt 3a. Allein das Missverhältnis des Bestands (25% bzw. 31 %) gegenüber natürlichen Fichtenstandorten (3 %) belegt dies.
- ▶ Nicht einheimische Arten wie die Douglasie fallen unter Punkt 3b.

Abbildung 14: Anteil der Baumarten und der baumartentypischen Waldgesellschaften an der gesamten Waldfläche Deutschlands



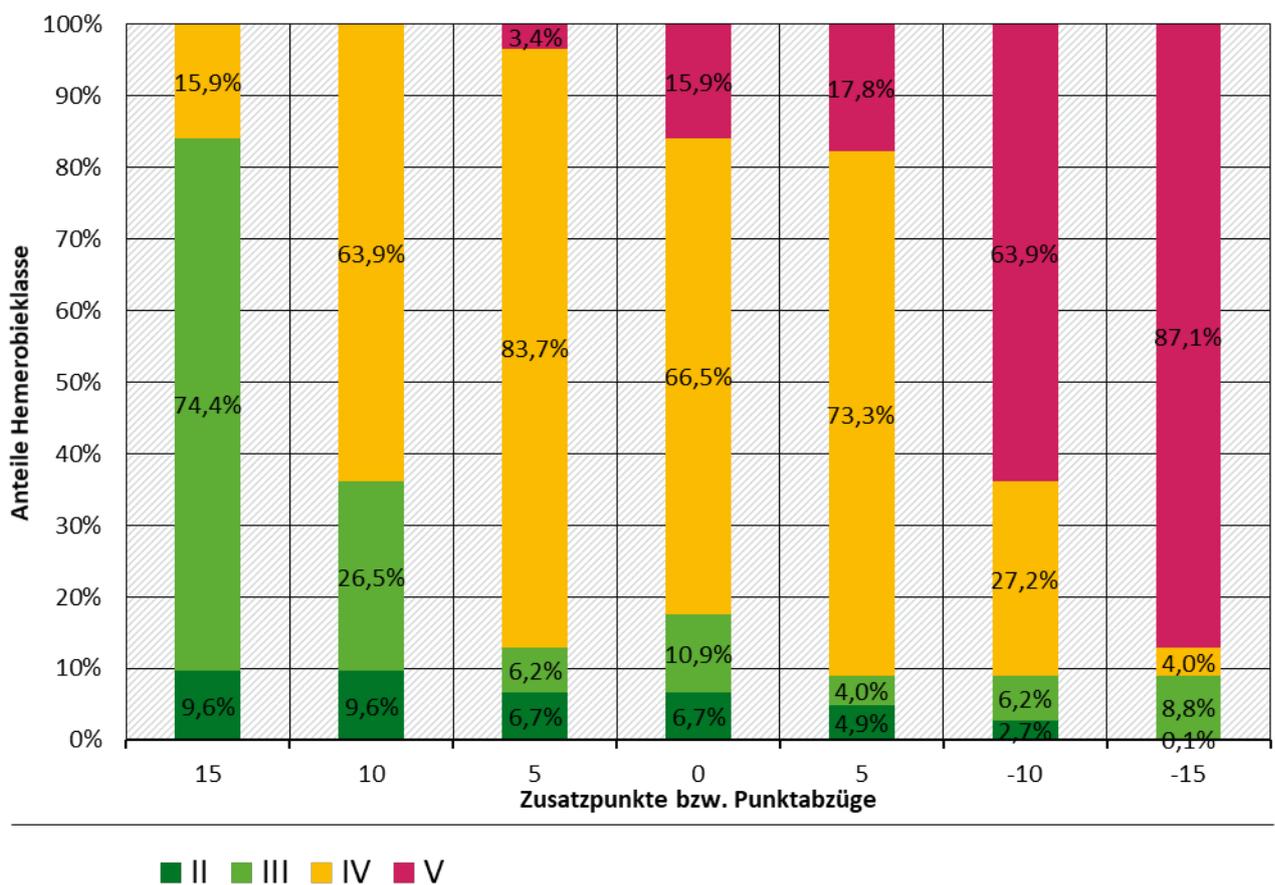
Erläuterung: Baumarten: hier wird auf das Aufkommen der Baumarten selbst abgestellt; Bestockungstyp wird unterschieden nach jeweils führender Baumart.

Quelle: BWI-3; Eigene Darstellung, 2021, ifeu

Entscheidend ist, wie hoch die zusätzlichen Punkte bzw. Punktabzüge angesetzt werden und dass dies im Einklang mit dem Konzept des WZI steht, in welchem die Einstufungen aus sechs Kriterien ohne weitere Gewichtung arithmetisch gemittelt und auf eine Skala von null bis 100 gebracht werden.

Die Auswirkung einer zusätzlichen Punktvergabe bzw. eines Abzugs in den Dimensionen von minus 15 bis plus 15 werden in Abbildung 15 analysiert. Die Vergabe bzw. der Abzug von 15 Punkten führt dabei zu erheblichen Verschiebungen. Zehn Zusatzpunkte führen ebenfalls zu einer deutlichen Verschiebung von Klasse IV zu Klasse III, und auch der Mittelwert liegt mit 41 im Bereich von Klasse III.

Abbildung 15: Verschiebung der Anteile an den Hemerobieklassen bei Vergabe bzw. Abzug von Punkten im Bereich von plus 15 bis minus 15



Quelle: Basisdaten aus (Welle et al. 2018), bearbeitet und ergänzt 2021 durch ifeu und INTEGRAHL

Die Holzart wird – wie oben erläutert – als ein maßgebliches Kriterium für die Aufgabenstellung (Ökobilanz für Produkte) gesehen. Eine zu starke Wertung würde jedoch die breite Basis des WZI-Ergebnisses zu stark zurücksetzen. Die Vergabe von Zusatzpunkten bzw. Punktabzügen muss daher maßvoll bleiben. Zehn Zusatzpunkte für die Buche (als einheimische und den vorherrschenden Waldgesellschaften zugehörige Art), sowie für die selteneren heimischen Baumarten

ten, die zur Biodiversität beitragen (Ahorn, Esche, Tanne, Lärche u.a.) werden daher als im Bewertungssystem angemessener Ansatz erachtet. Umgekehrt ist ein Abzug von zehn Punkten für Fichte und Kiefer aufgrund des offensichtlichen „Fehlstandorts“ gerechtfertigt. Es wäre zu erwägen, exotische Baumarten mit 15 Punkten Abzug zu versehen. Da diese – wie z. B. Douglasie – anders als die Mehrzahl der Fichten- und Kiefernforste nicht notwendigerweise in monostrukturierten Forstplantagen bestockt sind, wird in diesem Vorschlag von höheren Punktabzügen als zehn abgesehen.

Aufbauend auf der oben angeführten generellen Verteilung der WZI-Einstufung für Wald in Deutschland ergibt sich für die einzelnen Holzarten daher die in Tabelle 15 zusammengefasste Einstufung.

In den flächenanteilig gewichteten Mittelwerten ergibt sich für die Buche und die gleichfalls mit zehn Bonuspunkten versehenen Holzarten keine Veränderung der generischen Hemerobieklasse. Mit 39 Punkte wird die höhere Klasse III knapp verfehlt. Die Flächenanteile der Waldtypen mit zehn Bonuspunkte verlagern sich jedoch deutlich nach oben. Außerdem findet sich kein Buchenholz auf Flächen der Klasse V, was als plausibel zu werten ist: Da die Buche keine Zielbaumart der intensiven Forstwirtschaft darstellt, ist nicht davon auszugehen, dass hieraus nennenswerte Mengen an Buchenholz hervorgehen.

Auf der anderen Seite führen zehn Minuspunkte für die leitende Baumart der intensiven Forstwirtschaft zu einer mittleren Abstufung in Klasse V. Auch dies ist als plausibel zu werten.

Schwer einzuschätzen ist das gegenüber dem Gesamtmittel unveränderte Ergebnis für die Eiche. Dieses beruht hier auf der unklaren Datenlage bezüglich der Übereinstimmung von eichenbestockten Wäldern mit der natürlichen Baumartenverteilung und einer daher konservativen Einordnung. Dies sollte nochmal genauer analysiert werden.⁴⁹

Tabelle 15: Mittelwert und Anteil an Hemerobieklassen für verschiedene Holzarten aus Wald in Deutschland

Hemerobieklasse	Buche, Bergahorn, Spitzahorn, Esche, Birke, Weißtanne, europ. Lärche	Stieleiche	Fichte, Waldkiefer, Douglasie
Flächenanteilig gewichteter Mittelwert	39 (Klasse IV)	29 (Klasse IV)	19 (Klasse V)
Anteile:			
Klasse II	10 %	7 %	3 %
Klasse III	26 %	11 %	6 %
Klasse IV	64 %	66 %	27 %
Klasse V	0 %	16 %	64 %

Quelle: Eigene Berechnungen 2021, ifeu

⁴⁹ Offen bleibende Fragen und weiterer Forschungsbedarf finden sich in Teil III Kapitel 5.2

4.1.4.4 Mögliche weitere Anpassungen der Hemerobieklassen auf generischer Ebene

Der Zusammenhang eines Holzprodukts mit der Bewirtschaftungsweise über die durchschnittliche Bewirtschaftung des Herkunftslandes hinaus kann nicht auf generischer Ebene hergestellt werden. Denkbar wäre dies nur mit zertifizierten Holzprodukten, wie z. B. Naturland, FSC⁵⁰ oder PEFC⁵¹, die jeweils Kriterien für eine nachhaltige Bewirtschaftungsweise voraussetzen. Eine solche Richtungsgleichheit lässt sich anhand erster Untersuchungen vermuten, diese können jedoch zum jetzigen Zeitpunkt nicht als ausreichend gesichert erachtet werden. Im nachstehenden Kasten wird ein möglicher Ansatz beschrieben, der für eine Umsetzung jedoch noch weitere Validierung benötigt.

Da die FSC-Kriterien länderweise verschieden sind, ließe sich keine Verallgemeinerung aus einer Untersuchung deutscher Betriebe ableiten.

Denkbare Rückschlüsse für zertifizierte Forstbetriebe bezüglich HemerobieEinstufung

(Blömer 2019) hat zehn **FSC**-zertifizierte Forstbetriebe und drei nach **Naturland**-Betriebe zertifizierte Forstbetriebe anhand der Kriterien und Messgrößen von (Giegrich / Sturm 1996) bewertet.⁵² Angesichts von 135 FSC-Betrieben in Deutschland⁵³ ist die Stichprobenanzahl von 23 Anfragen allerdings nicht repräsentativ und der Rücklauf von 13 Antworten sehr überschaubar. Dennoch zeigen die Ergebnisse einen Trend: In dieser Stichprobe wurden alle FSC-zertifizierten Wälder in Hemerobiekategorie II oder III eingeordnet. Keiner der untersuchten Forste war unter Berücksichtigung der Standardabweichung in Klasse IV einzuordnen. In der Tendenz besser schnitten die Naturlandbetriebe ab, doch hier ist die Stichprobenanzahl noch geringer.

Auf dieser Basis und unter Voraussetzung einer repräsentativen Studie, die das Vorgehen bestätigen müsste, wären für Holz aus deutschen Forstbetrieben mit FSC- oder Naturlandzertifikat folgende Ansatzmöglichkeiten zu überlegen:

1. Eine generelle Zuordnung in Hemerobiekategorie III oder
2. Nach Holzart eine Erhöhung der Wertzahl nach WZI um zehn Bonuspunkte.

Über nach **PEFC** zertifizierte Betriebe liegen bislang keine diesbezüglichen Analysen und Vergleiche vor. Ob ein vergleichbares Vorgehen für nach diesem System zertifizierte Waldbetriebe gerechtfertigt wäre, müsste ebenfalls mit einer repräsentativen Studie bestätigt werden. Allerdings ist zu beachten, dass Forste in Deutschland bereits zu nahezu 70 % PEFC-zertifiziert sind (Umweltbundesamt 2021b). Das bedeutet, dass die BWI-3 und der darauf aufbauende WZI bereits mehrheitlich PEFC-Betriebe widerspiegelt.

4.1.4.5 Optionen zur spezifischen Differenzierung des WZI_{generisch}

Eine Anpassung des generischen Werts für Wald- und Forstflächen in Deutschland sollte nicht nur für die einzelnen Holzarten möglich sein (was wiederum pro Holzart zu einer generischen Einstufung führt, siehe Tabelle 15), sondern auch für einzelne konkrete Forstbetriebe. Grundsätzlich wäre der Ansatz von (Giegrich / Sturm 1996) hierfür direkt anwendbar. Um Konsistenz

⁵⁰ Forest Stewardship Council, Zertifizierungssystem nachhaltiger Forstwirtschaft

⁵¹ Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes, Zertifizierungssystem nachhaltiger Forstwirtschaft

⁵² Die Forstbetriebe lagen in Baden-Württemberg, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein.

⁵³ Der Anteil FSC-zertifizierter Wälder liegt derzeit bei 13,1 % (Umweltbundesamt 2021b)

mit dem in den vorangehenden Abschnitten erarbeiteten Ansatz, der auf der Basis des WZI erstellt wurde, zu gewährleisten, wird folgendes vorgeschlagen: Wenn Herstellern die Herkunft des im Produkt genutzten Holzes spezifisch bekannt ist, können im Zuge der Datenaufnahme in der Sachbilanz die nachfolgenden aus (Giegrich / Sturm 1996) entnommenen Kriterien und Messgrößen geprüft und mit Bonuspunkten berücksichtigt werden.⁵⁴

Das Maß an Punktevergabe orientiert sich dabei daran, dass ausgehend vom mittleren „Ausgangszustand“ (WZI-Zustandsklasse „schlecht“ mit einem WZI von 29, d.h. Klasse IV) im optimalen Fall Klasse II erzielt werden kann. Dies ist dann der Fall, wenn die Kriterien in allen 17 angesetzten Messgrößen erfüllt werden. Mit zwei Punkten je Messgröße können damit im maximalen Einzelfall insgesamt 34 Bonuspunkten erzielt werden und in der Gesamtsumme somit aufsummiert zu 63 führen (→ Hemerobieklasse II).

Das Erreichen der zwei Punkte erfordert dabei jeweils die höchste Wertstufe je Messgröße nach (Giegrich / Sturm 1996).

Hochstufung aufgrund des vorgefundenen Status Quo

Zur Beurteilung des Status Quo werden aus (Giegrich / Sturm 1996) (vgl. Tabelle 9) folgende Anforderungen entnommen:

- ▶ Die Wegedichte der LKW-fähigen Wege ist unter 25 laufende Meter pro Hektar (nach Kriterium 1: Naturnähe des Bodens, Messgröße 2: Waldzerschneidung)
- ▶ Mindestens zwei Drittel des Untersuchungsgebietes haben in den vergangenen 200 Jahren keine flächige tiefe Bodenbearbeitung, keine Zufuhr von Kalk, Dünger, Pestiziden und keine Entwässerung erfahren. (nach Kriterium 1: Naturnähe des Bodens, Messgröße 5: Kontinuität der Bodenentwicklung)
- ▶ Die Bestände im Untersuchungsgebiet enthalten zu über drei Viertel Baumarten, die zu den Sukzessionsmosaiken der natürlichen Waldgesellschaft gehören. (nach Kriterium 2: Naturnähe der Waldgesellschaft, Messgröße 3: relative Baumartenvielfalt)
- ▶ Die vertikale und horizontale Struktur der Bestandstypen entsprechen auf der gesamten Fläche (>95 %) denen der natürlichen Waldgesellschaft. (nach Kriterium 2: Naturnähe der Waldgesellschaft, Messgröße 4: vertikale und horizontale Strukturvielfalt)
- ▶ Die Bestandstypen weisen auf über zwei Drittel der Fläche den Totholzvorrat der entsprechenden Sukzessionsphase der Naturwälder/Urwälder auf. Der Altersaufbau des gesamten Untersuchungsgebiets weicht nicht gravierend vom natürlichen Altersaufbau ab. Alle natürlichen Sukzessionsphasen sind vorhanden. (nach Kriterium 2: Naturnähe der Waldgesellschaft, Messgröße 5: Totholzvorrat)

⁵⁴Grundsätzlich kann für die Einstufung eines Einzelbetriebs auch die Giegrich/Sturm-Methode direkt angewendet werden; der hier vorgeschlagene Ansatz soll jedoch die Konsistenz mit dem WZI und den Daten der BWI-3 gewährleisten. Des Weiteren ist grundsätzlich auch eine Abstufung mit Maluspunkten denkbar. Es ist aber fraglich, ob dies im Kontext einer Ökobilanz einen relevanten Fall darstellt.

- ▶ Die typischen Kleinstrukturen sind auf über drei Viertel des Untersuchungsgebietes vorhanden.
(nach Kriterium 2: Naturnähe der Waldgesellschaft, Messgröße 6: Kleinstrukturen)
- ▶ Mindestens zwei Drittel des Untersuchungsgebiets ist aus Naturverjüngung entstanden. Von dieser Fläche ist mindestens die Hälfte autochthon.
(nach Kriterium 3: Naturnähe der Entwicklungsbedingungen, Messgröße 1: spontane Vegetationsentstehung)
- ▶ Auf mindestens zwei Drittel des Untersuchungsgebietes sind Altbestände mit ausschließlich natürlichen Verjüngungsschichten vorhanden, die nach Nutzung des Oberholzes den Folgebestand ohne wesentliche Zapflanzung aufbauen werden.
(nach Kriterium 3: Naturnähe der Entwicklungsbedingungen, Messgröße 3: spontane Vegetationsentwicklung)
- ▶ Im Untersuchungsgebiet wurde auf mindestens zwei Drittel der Fläche seit 200 Jahren kein Kahlschlag durchgeführt. In den Altbeständen wurden auch Absterbeprozesse zugelassen.
(nach Kriterium 3: Naturnähe der Entwicklungsbedingungen, Messgröße 5: Kontinuität der Vegetationsentwicklung)

Maximal sind 18 Bonuspunkte möglich.

Wenn also alle Bedingungen erfüllt sind, steigt der WZI-Wert von 29 um 18 Punkte auf 47, d.h. Hemerobieklasse III. Somit würde sich die spezifische Datenaufnahme in der Hemerobieklasse niederschlagen.

Hochstufung aufgrund aktiven Handelns

Die in (Giegrich / Sturm 1996) berücksichtigten Indikatoren des Aktiven Handels innerhalb der letzten fünf Jahre sind im System nach (Welle et al. 2018) nicht enthalten. Der dort untersuchte Status Quo spiegelt das Aktive Handeln über größere Zeiträume entsprechend der langen zeitlichen Dynamik von Waldökosystemen.

Um Herstellern im Kontext der Produktökobilanz Anreize zur Nutzung von Holz aus naturnaher Forstwirtschaft zu geben, sind nachfolgend Optionen des Aktiven Handelns ergänzt. Diese können relevant sein, wenn spezifisch bekannt ist, aus welchem Wald Holz für ein Produkt bezogen wird. Dabei kann der Fall eintreten, dass der Wald gemäß der Vorgehensweise nach Kapitel 4.1.3 nach (Welle et al. 2018) in die Zustandsklasse „schlecht“ eingeordnet ist. Wenn allerdings das aktuelle Waldmanagement bereits Maßnahmen ergriffen hat, an dieser Lage etwas zu ändern, diese auch im Managementplan verstetigt hat, die Maßnahmen aber erst in fernerer Zukunft sichtbare Veränderungen bewirken, soll ein Bonussystem des Aktiven Handelns angewendet werden. Dieses Bonussystem greift auf die Indikatoren des Aktiven Handelns aus (Giegrich / Sturm 1996) zurück. Folgende für die letzten fünf Jahre spezifisch vor Ort zu erhebende und im Rahmen der Sachbilanz sorgfältig zu dokumentierenden Maßnahmen des Aktiven Handelns werden mit je zwei Bonuspunkten berücksichtigt:

- ▶ Im Untersuchungszeitraum wurde auf der gesamten Verjüngungsfläche keine Bodenbearbeitung durchgeführt.
(nach Kriterium 1: Naturnähe des Bodens, Messgröße 1: Intensität der mechanischen Bodenbearbeitung)

- ▶ Im Untersuchungszeitraum wurden auf den alten Waldstandorten keine Bodenbearbeitung durchgeführt, keine chemischen Stoffe (Kalk, Dünger, Pestizide) zugeführt und kein Kahlschlag vollzogen.
(nach Kriterium 1: Naturnähe des Bodens, Messgröße 3: Intensität stofflicher Eingriffe bzgl. Kalkung und Düngung)
- ▶ Im Untersuchungsgebiet wurden keine Entwässerungsmaßnahmen durchgeführt, vorhandene Entwässerungssysteme werden nicht mehr gepflegt bzw. zurückgebaut.
(nach Kriterium 1: Naturnähe des Bodens, Messgröße 7: Störung der Wasserhaushalt im Oberboden)
- ▶ Die im Untersuchungszeitraum angebauten Baumarten gehören zu mindestens 90 % zum Spektrum der natürlichen Waldgesellschaft und sind zu mindestens zwei Dritteln sukzessionsangepasst.
(nach Kriterium 2: Naturnähe der Waldgesellschaft, Messgröße 2: Naturnähe der Anbauten)
- ▶ Die im Untersuchungszeitraum verjüngte Fläche war reine Naturverjüngung ohne vorbereitende Maßnahmen im Oberstand.
(nach Kriterium 3: Naturnähe der Entwicklungsbedingungen, Messgröße 2: Spontanität der Walderneuerung)
- ▶ Im Untersuchungsgebiet wurde im Untersuchungszeitraum in allen potentiellen Jungwuchspflege- und Läuterungsbeständen keine Pflege durchgeführt. Durchforstung wurde nach den Kriterien Vitalität, Rarität und Qualität in genannter Gewichtung unter Wahrung natürlicher Gruppenstrukturen durchgeführt. Es wurden nicht mehr als 20 % des Vorrats pro Eingriff entnommen.
(nach Kriterium 3: Naturnähe der Entwicklungsbedingungen, Messgröße 4: Intensität der Pflegeeingriffe)
- ▶ Im Untersuchungszeitraum wurden nur Einzelstammnutzungen durchgeführt. Pro Eingriff wurden nicht mehr als 25 % des stehenden Vorrats entnommen. Mindestens 10 % der Holzmasse sind als zukünftige Totholzbäume ausgezeichnet und verbleiben im Bestand, um natürlich abzusterben.
(nach Kriterium 3: Naturnähe der Entwicklungsbedingungen, Messgröße 6: Intensität der Endnutzung)
- ▶ Aus dem Wald entnommenes Kalamitätsholz aufgrund von Naturereignissen⁵⁵ wurde selektiv entnommen und wieder aufgeforstet, oder entstandene Flächen nach Naturereignissen, die kleiner als ein Hektar waren, wurden nicht aufgearbeitet und der natürlichen Sukzession überlassen. Entstandene Flächen nach Naturereignissen von einem bis fünf Hektar zusammenhängender Größe wurden zu mindestens 50 % nicht aufgearbeitet und der natürlichen Sukzession überlassen, durch Kahlschlag abgeerntete Schadflächen wurden aufgeforstet. Entstandene Flächen nach Naturereignissen von mehr als fünf Hektar zusammenhängender

⁵⁵ In den Kriterien nach (Giegrich / Sturm 1996) wurden die zu Kalamitätsholz führenden Naturereignisse nicht weiter differenziert; aus heutiger Sicht mit aktuellen Kalamitätsholzanteil an der Gesamternte von 30 % sollte dies nur auf Windwurf begrenzt werden.

Größe wurden zu mindestens 10 % nicht aufgearbeitet und der natürlichen Sukzession überlassen, durch Kahlschlag abgeerntete Schadflächen wurden aufgeforstet.

(nach Kriterium 3: Naturnähe der Entwicklungsbedingungen, Messgröße 7: Bestehenlassen zufälliger Entwicklungen)

Maximal sind 16 Bonuspunkte möglich. Das bedeutet z.B. für einen Wald, der nach Kapitel 4.1.3 in die WZI-Zustandsklasse „schlecht“ mit einem WZI von 29 eingeordnet wurde, dass er mit 16 Bonuspunkten (ausgehend von 29 aufsummiert zu 45) anstatt in die Hemerobieklasse IV in Hemerobieklasse III eingeordnet werden kann. Somit würden sich die nachgewiesenen verstärkten Bemühungen des Waldmanagements in der Wirkungsabschätzung der Ökobilanz niederschlagen.⁵⁶

Maximale Hochstufung unter Berücksichtigung beider Boni (SQ + AH):

Die maximale Hochstufung durch Bonuspunkte kann also 34 Punkte betragen (16 AH + 18 SQ Punkte).

Das bedeutet z.B. für einen Wald, der nach Kapitel 4.1.3 in die WZI-Zustandsklasse „schlecht“ mit einem WZI von 29 eingeordnet wurde, dass er mit 34 Bonuspunkten (ausgehend von 29 aufsummiert zu 63) anstatt in Hemerobieklasse IV in Hemerobieklasse II eingeordnet werden kann.

⁵⁶ Es sei betont, dass eine Ökobilanz kein Nachweisverfahren im Sinne z.B. einer Zertifizierung ist. Es kann somit nicht ausgeschlossen werden, dass die im Managementplan niedergeschriebene Bewirtschaftung sich künftig anders entwickeln wird. Die Beurteilung eines Einzelbetriebs im Rahmen einer Ökobilanz ist daher angewiesen auf die Prämissen und Verlässlichkeit der Akteursangaben.

4.2 Landwirtschaftliche Flächen

4.2.1 Definition

Nach den Statistiken des (BMEL 2021b) werden grundsätzlich folgende landwirtschaftliche Flächen anhand der Art der Nutzung unterschieden:

- ▶ Ackerland
- ▶ Gartenland
- ▶ Obstanlagen
- ▶ Rebland
- ▶ Dauergrünland
- ▶ Baumschulen

Für diese Studie stehen zunächst **Ackerland** und **Dauergrünland** im Vordergrund, die 2019 jeweils 70,3 % bzw. 28,5 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland einnahmen.

4.2.2 Bisherige Arbeiten

4.2.2.1 Verschiedene Referenzmethoden

Methoden zur naturschutzfachlichen Bewertung von landwirtschaftlich genutzten Flächen mit Fokus auf die Naturnähe finden sich im Wesentlichen in folgender Form:

- ▶ Methoden aus der Praxis zur Bestimmung der Schwere von Eingriffen und der erforderlichen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, sowie vergleichbare Ansätze im Rahmen von Förderprogrammen, z. B. Biotopwertliste (Hetzl 2014), Biotoptypenbestimmung (z. B. Biedermann et al. 2008; LfU 2001; Vogel / Breunig 2005).
- ▶ Indikatorensysteme zum Monitoring der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS), insbesondere der Indikator zu „Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert“ (HNV⁵⁷ Farmland) nach (BfN 2014).
- ▶ ökonomische Bewertungssysteme für Biodiversität und Ökosystemleistungen, v.a. (TEEB 2010)⁵⁸ und MAES⁵⁹ (Europäische Kommission 2014).

(Lindner et al. 2020a) haben die Kriterien dieser Methoden und Systeme bzw. Indikatoren ausgewertet. Darüber hinaus gibt es weitere methodische Ansätze für die Bewertung von agrarischen Flächen in Ökobilanzen – zumeist im Rahmen von Flächenbewertung in Ökobilanzen generell. Die ökologischen „Qualitätsmerkmale“ der Fläche für die Wirkungsaschätzung fokussieren im Wesentlichen dabei auf zwei Bereiche:

⁵⁷ High nature value

⁵⁸ The Economics of Ecosystems and Biodiversity

⁵⁹ Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services

- ▶ bodenbezogene Faktoren wie organischer Kohlenstoffgehalt oder andere physikalische Parameter z. B. (Bos et al. 2016; Milà i Canals et al. 2007)
- ▶ Biodiversität z. B. (Chaudhary / Brooks 2018; Koellner et al. 2013; Lindner et al. 2019)

Auch der Ansatz von (Lindner et al. 2020a) bezieht sich in der Wirkungsfrage auf Biodiversität, misst diese jedoch anhand von Hemerobiefaktoren auf der Basis von (Fehrenbach et al. 2015).

Das Konzept des High Nature Value Farmlands (HNV Farmlands)

Für das vorliegende Vorhaben liegt an dieser Stelle der explizite Fokus auf der Bewertung von agrarischen Flächen. Hierbei erscheint das Konzept des High Nature Value Farmlands (HNV Farmlands) als besonders aussichtsreich. Dieses dient sowohl als Indikatorenset der EU für die Integration von Umweltbelangen in die gemeinsame Agrarpolitik (Eurostat 2019a) wie auch zum Monitoring der nationalen Biodiversitätsstrategie (BMUB 2015).

Gemäß Definition beschreibt HNV-Farmland eine Landwirtschaftsfläche, „welche einer extensiven Nutzung unterliegt, ein kleinräumiges Mosaik von genutzten und ungenutzten Flächen bildet und/oder seltenen oder gefährdeten Arten einen Lebensraum bietet. Es stehen also sowohl extensiv genutzte Flächen als auch für die Agrarlandschaft typische Strukturelemente im Fokus. Entscheidende Merkmale eines hohen Naturwerts sind somit die Arten- und Strukturvielfalt in der Agrarlandschaft“ (BfN 2017 S. 4).

Die Bestimmung des **HNV-Farmland-Indikators** erfolgt über die Kartierung von Stichprobenflächen. Die Qualität der Nutzflächen wird dabei anhand der Zahl der vor Ort ansprechbaren vordefinierten Kenntaxa⁶⁰ entlang eines 30 m x 2 m-Transekts⁶¹ eingeschätzt. Das Vorkommen von bestimmten Arten oder Artengruppen dient als Indikator für die floristische Vielfalt bzw. die Extensivität der Nutzung.

Um eine HNV-Qualitätsstufe zu erzielen, muss die Fläche mindestens drei Kenntaxa aufweisen. Tabelle 16 enthält die Kriterien zur Bestimmung der HNV-Qualitätsstufe, ebenfalls für ausgewiesene FFH-Gebiete⁶², die grundsätzlich als HNV-Farmland eingestuft sind.

Tabelle 16: Kriterien zur Bestimmung von HNV-Qualitätsstufe

	Allgemeines Vorgehen	Einstufung von besonders geschützten Biotopen und Lebensraumtypen (FFH-Richtlinie)
HNV I	Bestände mit 8 und mehr Kenntaxa	gute, überdurchschnittlich ausgebildete Ausprägung des Biotops/ Lebensraumtyps
HNV II	Bestände mit 6 bis 7 Kenntaxa	durchschnittliche Ausprägung des Biotops/ Lebensraumtyps
HNV III	Bestände mit 4 bis 5 Kenntaxa	degenerierte, stark gestörte Ausbildung des Biotops/ Lebensraumtyps
keine HNV	Bestände mit max. 3 Kenntaxa	-

Quelle: (Hünig / Benzler 2017)

⁶⁰ Taxa (Plural von Taxon) in der Systematik der Biologie üblicher Begriff, mit dem eine Gruppe von Lebewesen definiert wird. In den meisten Anwendungsfällen (wie auch hier) versteht man darunter „Arten“.

⁶¹ Transekt: üblicher Begriff bei biologischen Kartierungen, beschreibt einen Satz von Mess- bzw. Beobachtungspunkten entlang einer in der Regel geraden Linie.

⁶² Flora-Fauna-Habitat, FFH-Gebiete sind Europäische Schutzgebiete für Natur und Landschaft

Die Ergebnisse der regelmäßigen Kartierungen werden bundesweit hochgerechnet und zeigen, dass sich der Anteil der HNV-Flächen an der Agrarlandschaftsfläche seit 2009 stetig verringert hat: Er sank von 13,1 % im Jahr 2009 auf 11,4 % im Jahr 2017 (BfN 2019). Dies entspricht einem absoluten Rückgang der HNV-Flächen um über 10 % im Betrachtungszeitraum, bezogen auf die Ausgangsgröße von 2009. Für extensiv genutztes Grünland, Äcker sowie Brachen sind besonders starke Rückgänge zu verzeichnen, wogegen der Anteil strukturreicher Landschaftselemente im Wesentlichen konstant geblieben ist (BfN 2018).

Aufgrund der bundesweiten Hochrechnung der Daten ist der HNV-Farmland-Indikator grundsätzlich gut geeignet, um die Bewertung der Naturnähe landwirtschaftlicher Produkte nach dem Top-Down Prinzip zu ermöglichen. Allerdings bildet dieser Indikator insgesamt nur 11 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche Deutschlands als Landwirtschaftsfläche mit hohem Naturwert (Hünig / Benzler 2017) und darunter primär Grünland ab. Für die vorliegende Arbeit bedarf es jedoch einer Abdeckung des gesamten Agrarraums und somit einer weiterreichenden Differenzierung von Agrarflächen, die nicht den Status von HNV-Farmland erreichen. Aufgrund dieser Tatsache können die vorliegenden Analysen zu HNV im Rahmen dieser Studie nicht berücksichtigt werden. Es wäre jedoch erstrebenswert, das Datenmaterial der HNV-Kartierung für die Zukunft und weitere Entwicklung der hier vorgestellten Methode verfügbar zu machen.

4.2.2.2 Der Hemerobie-Ansatz nach (Fehrenbach 2000)

Die **Hemerobie-Methode** nach (Fehrenbach 2000) wurde auf der Basis von Methoden zur Bestimmung der Schwere von Eingriffen abgeleitet. Während bei Waldökosystemen diese Schwere anhand einer Differenz zum natürlichen Zustand ohne menschlichen Eingriff (\rightarrow hpnV) messbar gemacht werden kann, ist dies bei landwirtschaftlichen Systemen anders. Denn landwirtschaftliche Nutzung geht grundsätzlich mit einer vom Menschen verursachten Strukturumwandlung des vorherigen Ökosystems einher. „Unberührte Natur“ schließt sich somit als naturraumbezogenes Leitbild für landwirtschaftliche Flächen aus. Andererseits überstieg die Biodiversität der vielgestaltig und kleinräumig parzellierten mitteleuropäischen Kulturlandschaft bis Mitte des 19. Jahrhunderts deutlich die Biodiversität von reinen Waldökosystemen (Jedicke 1990).

Das von (Fehrenbach 2000) formulierte Leitbild für die Zuordnung von Landwirtschaftsflächen⁶³ in Hemerobieklassen ähnelt daher auch sehr stark der Definition von HNV-Farmland des (BfN 2014): „Angestrebt wird ein struktur- und artenreiches Agrarökosystem, in welchem die Produktionsverfahren auf das für eine nachhaltige Produktivität notwendige Maß beschränkt sind“ (Fehrenbach 2000 p. 5).

(Lindner et al. 2020a) haben die Kriterien und Messgrößen des Hemerobiekonzepts (Fehrenbach 2000) den vorhandenen Methoden und Systemen bzw. Indikatoren (genannt in Kapitel 4.2.2.1), gegenübergestellt. Die Überprüfung ergab, dass das Hemerobiekonzept die Vielzahl an Kriterien/Indikatoren insgesamt sehr gut abdeckt. Als offene Aspekte wurden folgende identifiziert:

- ▶ genetische Diversität der Anbaufrüchte (einerseits über Sortenvielfalt, andererseits über Fruchtfolgen), sowie andere Formen der Diversität wie z. B. funktionale Vielfalt
- ▶ Einsatz genetisch veränderter Organismen (GVO) im Sinne der „Grünen Gentechnik“
- ▶ nicht heimische invasive Arten

⁶³ Es ist zu beachten, dass dieses Leitbild für die mitteleuropäische Kulturlandschaft entwickelt wurde. Eine Übertragung auf andere geökologische Regionen (z. B. Steppenlandschaften in Zentralasien) ist nicht zulässig.

► Status und Erhalt von Flora-Fauna-Habitat-Flächen (FFH) und anderen Schutzgebieten

Inwieweit diese Aspekte in das bestehende Konzept aufgenommen werden können, wird in den Kapiteln 4.2.3 und 0 an entsprechender Stelle erörtert.

Datenverfügbarkeit

Die Datenerhebung setzt bei dieser Methode primär auf Daten eines landwirtschaftlichen Betriebes. Da für die Mehrzahl der zu bestimmenden Messgrößen keine bundesweiten Daten vorliegen, kann diese Methode bisher nur auf Betriebsebene oder mit größeren Annahmen anhand von Experteneinschätzungen für landwirtschaftliche Produkte angewendet werden. Beispielsweise wurde im Projekt *BioEm – Aktualisierung der Eingangsdaten wesentlicher biogener Energienutzungspfade* (Fehrenbach et al. 2016) die Methode in dieser Art und Weise angewendet. (Fehrenbach et al. 2019) treffen ebenfalls mit diesem Ansatz generische Hemerobieeinstufungen für Agrar- und Waldflächen sowie für Produkte.

Bisherige Kriterien und Messgrößen

Für die vorliegende Studie wurden die vier Kriterien einschließlich ihrer Indikatoren aus (Fehrenbach 2000) zur Bestimmung der Hemerobie von Agrarsystemen übernommen und anhand neuerer fachlicher Erkenntnisse und bisheriger Praxiserfahrungen weiterentwickelt. Tabelle 17 gibt die exakte Formulierung der Kriterien und Messgrößen nach (Fehrenbach 2000) wieder.

Tabelle 17: Bisherige Kriterien und Messgrößen aus (Fehrenbach 2000) für die Bestimmung der Hemerobie von agrarischen Ökosystemen

Kriterium	Messgrößen	Wertstufen
Diversität der Begleitflora	1. Artenvielfalt in der Flur	1. hohe Artenvielfalt und zahlreiche Gesellschaften vertreten; über 150 Arten pro ha (auch Vertreter von Nicht-Segetal- oder Ruderalgesellschaften)
		2. stetiges Vorkommen von Arten verschiedener Gesellschaften; zwischen 100 und 150 Arten pro ha
		3. stetiges Vorkommen von Arten verschiedener Gesellschaften; zwischen 50 und 100 Arten pro ha
		4. sporadische Ackerbegleitflora ausschließlich aus Begleitarten; bis zu maximal 50 Arten pro ha, überwiegend aus der Gilde stark konkurrenzfähiger Arten
		5. Flur nahezu frei von Ackerbegleitflora; nur sporadisches Vorkommen von ausschließlich aus der Gilde stark konkurrenzfähiger Arten, wie Quecke, Melden u.ä.
	2. Anteil seltener Arten	1. stetiges Vorkommen verschiedener Arten der Roten Liste, darunter auch solche, die zumindest als „stark gefährdet“ (3) eingestuft sind.
		2. stetiges Vorkommen von einer bis einigen Arten der Roten Liste
		3. sporadisches Vorkommen von Arten der Roten Liste
		4. (nicht belegt)

Kriterium	Messgrößen	Wertstufen
		5. Ausschließlich gemeine Arten vertreten; nur sporadisches Vorkommen von ausschließlich aus der Gilde stark konkurrenzfähiger Arten, wie Quecke, Melden u.ä.
Strukturdiversität	3. Schlaggröße	1. Schlagform durch horizontale wie vertikale Elemente aufgelöst
		2. durchschnittliche Schlaggröße < 0,5 ha
		3. durchschnittliche Schlaggröße 0,5 bis 1 ha
		4. durchschnittliche Schlaggröße > 1 bis 2,5 ha
		5. durchschnittliche Schlaggröße > 2,5 ha
	4. Strukturelemente in der Flur	1. Flurbild von Strukturelementen geprägt, Agroforst (mehr als 10 % Anteil Hecken, Baumlinien u.ä. an der Anbaufläche)
		2. hohe Präsenz mit punkt- und linienförmigen Strukturelementen mit hohem Vernetzungsgrad (bis zu 10 % der Anbaufläche)
		3. vereinzelte linienförmige Strukturelemente (bis zu 5 % der Anbaufläche)
		4. vereinzelte punktförmige Strukturelemente (einige wenige pro ha)
		5. keine Strukturelemente in der Flur, keine Randstreifen
	5. Großräumige Landschaftsgliederung	1. Landschaftsbild durch feinsträumige Gliederung geprägt, Charakter einer gehölzreichen Garten- oder Parklandschaft
		2. Engräumige Flurenvielfalt, Landschaft stark durchsetzt mit gehölzreichen Zonen und/oder anderen landschaftlichen Elementen
3. Regelmäßiger Wechsel von Feld, Wald, Wiese		
4. überwiegend monotone Landschaftsstruktur, wenig gliedernde Elemente		
5. weitflächig monoton ausgeräumte Landschaft		
Bodenschutz	6. Intensität der Bodenbearbeitung	1. Bodenbearbeitung räumlich und zeitlich nur unmittelbar auf Sä- oder Pflanzmaßnahmen begrenzt.
		2. Bodenbearbeitung stark eingeschränkt
		3. Kein tiefgründiges Pflügen, Beschränkung auf Grubber oder ähnliche Maschinen
4. Tiefgründiges Pflügen höchstens jedes zweite Jahr		
5. Tiefgründiges Pflügen grundsätzlich vor jeder Kultur, häufiger Einsatz schwerer Landmaschinen		
	7. Bodenbedeckung	1. ganzjährige Bodenbedeckung mittels verschiedener überlagernder Maßnahmen (Mulch, mehrjährige Gründüngung, Alley Cropping, Baumüberbau)

Kriterium	Messgrößen	Wertstufen
Stoffeinträge		2. Boden überwiegend vollständig bedeckt, regelmäßiger Anbau von Gründüngung und Zwischenfrucht
		3. verschiedene bodenbedeckende Maßnahmen, Bevorzugung von überdurchschnittlich deckenden Kulturen (Futterpflanzen, ⁶⁴ Winterroggen, -gerste, -raps, kaum Hackfrucht
		4. Hackfruchtanbau nur mit Mulchsaat und/oder Untersaat
		5. Keine Durchführung von bodenbedeckenden Maßnahmen, auch bei Hackfrucht
		8. Fruchtfolge
	9. Düngungsweise	1. Mischkultur mit zahlreichen Feldfruchtarten
		2. sechs verschiedene Fruchtfolgen ohne Hackfrucht, ausgewogenes Verhältnis zwischen Getreide und anderen Kulturen (Öl, Eiweiß, Futter)
		3. fünf bis sechs Fruchtfolgen, wenn Hackfrüchte, dann auch Brache eingeschaltet
		4. vier bis fünf Fruchtfolgen, dabei auch mit Hackfrüchte
		5. keine Fruchtfolge bis maximal drei verschiedene Kulturen, häufig Hackfrüchte, ansonsten nur Getreide
	10. Düngeintensität	1. Düngung nur durch betriebseigene Mittel, keine Zufuhr von außen
2. NP ausschließlich über Mist und Mistkompost und/oder andere schwerlösliche und langfristig verfügbare Düngemittel (Stein-, Thomas-, Knochenmehl)		
3. Dominanz von Mist und Mistkompost		
4. Dominanz von Mineraldünger, Gülle oder Jauche, keine Ausbringung in der wachstumsfreien Zeit		
5. ausschließlich Mineraldünger, Gülle oder Jauche auch in der wachstumsfreien Zeit ausgebracht		
11. Pflanzenschutzmittel	1. kein zusätzlicher N-Eintrag außer über Leguminosen-Gründüngung	
	2. weniger als 50 kg N pro ha, sofern Ackerzahl nicht < 40 und Anbau von Schwachzehrern	
	3. 50 bis 100 kg N pro ha, sofern Ackerzahl nicht < 40 und Anbau von Schwachzehrern	
	4. 100 bis 150 kg N pro ha	
	5. mehr als 150 kg N pro ha	

⁶⁴ Futterpflanzen bezog sich vom Ansatz bei (Fehrenbach 2000) im Grunde auf dauerhafte Futterpflanzenkulturen, nicht auf bspw. Silomais, der durch die Begrenzung von Hackfrüchten ausgenommen ist.

Kriterium	Messgrößen	Wertstufen
		2. nur biologische und mechanische Methoden der Schädlingsbekämpfung
		3. maximal eine Spritzung pro Jahr oder bis zu drei auf weniger als 50 % der Fläche
		4. maximal drei Spritzungen pro Jahr
		5. regelmäßiger Einsatz von Bioziden (mehrmals pro Jahr)

Quelle: (Fehrenbach 2000)

Es sei an dieser Stelle nochmals betont, dass im Sinne einer Richtungssicherheit für die Bestimmung des Hemerobiegrads viele der aufgeführten Messgrößen untereinander korrelieren. Beispielsweise geht bei Agrarsystemen die Artenanzahl an Ackerbegleitflora (Messgröße 1) mit der Intensität der Bodenbearbeitung (Messgröße 6) oder dem Pestizideinsatz (Messgröße 11) einher. Je intensiver die Bodenbearbeitung und der Pestizideinsatz, desto niedriger ist in aller Regel die Anzahl an Arten der Ackerbegleitflora. Grundsätzlich drückt jedoch jede der einzelnen Messgrößen für sich das Maß an Naturferne aus. Weisen, wie in diesem Beispiel, alle drei Messgrößen in die gleiche Richtung, dann ist es definitiv begründet, die Hemerobie der entsprechenden Fläche auch in diese Richtung zu bewerten.

Die Wahl einer stufenweisen Bewertung nimmt in Kauf, dass bei Messungen an konkreten Flächen durch die Sprungfunktion (99 Arten → Wertstufe 3, 100 Arten → Wertstufe 2) der Eindruck einer Unausgewogenheit entsteht. In der Praxis werden jedoch seltener präzise erhobene Zahlen eine Rolle spielen als vielmehr gröbere Einschätzungen. Dies ist dann wiederum kompatibel mit der Punktevergabe nach Wertstufen, die im Übrigen auch die Berücksichtigung deskriptiver Aspekte erlaubt (z. B. „auch Vertreter aus anderen als Segetal- und Ruderalgesellschaften“).

Aktualisierungsbedarf

Aktualisierungsbedarf der Bewertungsmethode nach (Fehrenbach 2000) bestand aus verschiedenen Gründen:

1. Zunächst galt es, das bestehende Konzept auf den aktuellen Stand der Wissenschaft zu bringen, da es auf Arbeiten der späten 90er Jahre basierte. Hierzu war eine intensive Literaturrecherche unumgänglich, um in Erfahrung zu bringen, inwieweit Bewertungsmethoden in diesem Kontext bereits weiterentwickelt wurden. Diese Aufgabe wurde teilweise auch von (Lindner et al. 2020a) durchgeführt, die eine noch bestehende Konsistenz mit aktuell üblichen Bewertungsmethoden bestätigen. Doch wurden, wie in Kapitel 4.2.2 aufgeführt, auch einzelne „Bewertungslücken“ erkannt.
2. Mit der Aufgabe der Recherche geeigneter generischer Daten für die Messgrößen war eine intensive Auseinandersetzung mit der tatsächlichen Datenverfügbarkeit verbunden. Wie unter Kapitel 4.2.2 erwähnt, konnten diese Messgrößen bisher nur unter sehr vielen Annahmen als Top-Down-Ansatz für landwirtschaftliche Produkte angewendet werden. Eine teilweise Anpassung einzelner Messgrößen sollte die Anwendbarkeit auf der Basis aktueller bundesweiter Daten möglich machen. Gleichzeitig sollten mit Hilfe aktueller Daten die Messgrößen einschließlich der Unterteilung ihrer Wertstufen aktualisiert und plausibilisiert werden.
3. Mit der Aktualisierung und Plausibilisierung der Messgrößen anhand solcher realen Daten ging auch eine Quantifizierung der Wertebereiche der einzelnen Wertstufen einher. Bis dato

wiesen die Wertstufen der Messgrößen partiell keine quantitativen Wertbereiche auf, wodurch sich eine klare Zuweisung dementsprechend herausfordernd gestaltete.⁶⁵

4. Die Kriterien und Messgrößen von (Fehrenbach 2000) beziehen sich im Grunde sowohl auf Ackerland wie auf Grünland, jedoch treffen viele Messgrößen nicht auf Grünland zu (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung). Die Aktualisierung soll daher auch expliziter differenzieren zwischen Messgrößen für Ackerflächen (Kapitel 4.2.3) und Grünland, verstanden als Dauergrünland (Kapitel 4.2.4).
5. Um die Anwendbarkeit auf internationaler Ebene sicherzustellen, galt es, die bestehende Bewertungsmethode in dieser Hinsicht zu prüfen und ggfs. zu erweitern, um das Konzept auch auf internationaler Ebene verwenden zu können. Vor dem Hintergrund, dass Deutschland einer der großen Agrargüterimporteure ist, ist die Internationalisierung des Hemerobiekonzepts grundsätzlich erforderlich.

4.2.3 Bewertungssystem für Ackerland

Das Bewertungssystem für Ackerland entspricht in weiten Zügen dem aus (Fehrenbach 2000). Es besteht nach wie vor aus den vier Kriterien Diversität der Ackerbegleitflora, Strukturdiversität, Bodenschutz und Stoffeinträge und jeweils zwei bis vier Indikatoren bzw. Messgrößen pro Kriterium. Allerdings wurden die einzelnen Messgrößen inklusive der Definition der fünf Wertstufen teilweise modifiziert. Grundlage hierfür ist eine umfassende Aufarbeitung von diesbezüglichen, neueren fachlichen Grundlagen, wie im Folgenden kurz für die einzelnen Kriterien und Messgrößen erläutert wird.

4.2.3.1 Kriterien und Messgrößen für Ackerland

Kriterium 1: Diversität der Ackerbegleitflora

Wie in (Fehrenbach 2000) beschrieben, ist das Vorhandensein und die Zusammensetzung der Segetalflora, d.h. die Diversität der Ackerbegleitflora, ein essentielles Kriterium zur Bestimmung der Hemerobie von Ackerflächen.

Die Operationalisierung dieses Kriteriums erfolgt durch die beiden Messgrößen „Artenanzahl der Ackerbegleitflora“ und „Existenz seltener Arten“. Somit erfolgt im Gegensatz zu den Messgrößen aus Tabelle 17 eine Präzisierung, indem explizit von der Artenanzahl und von der Existenz seltener Arten die Rede ist.

Während bei (Fehrenbach 2000) die Bereiche der Wertgruppen der ersten Messgröße von **sporadischer Ackerbegleitflora** bis zu „über 150 Arten pro Hektar“ reichen,⁶⁶ erfolgte im Rahmen dieser Studie eine Anpassung der Wertstufen an Daten aus (Meyer et al. 2013) und folglich eine Quantifizierung der Wertbereiche der einzelnen Wertstufen. (Meyer et al. 2013) zufolge liegt die maximale Segetalartenanzahl auf 100 m² bei ca. 45 Arten und die minimale Artenanzahl bei ca. acht Arten⁶⁷. Für die maximale Artenanzahl in Wertstufe 1 wird der Wert von > 40 Arten angesetzt. Dem Wertebereich der mittleren Wertstufe (Wertstufe 3) wird der Datenbereich um den Median, welcher 25 beträgt, zugeordnet. Für Wertstufe 5 wird die geringste Artenanzahl mit größer als zehn Arten angenommen.

Bei Messgröße **Existenz seltener Arten** erfolgte in ähnlicher Art und Weise eine Modifikation der Wertbereiche der Wertstufen in Anlehnung an Daten des Segetalmonitorings von (Gottwald

⁶⁵ Diese Fragestellung wurde auch in der Studie von (Lindner et al. 2020a) bearbeitet.

⁶⁶ (Fehrenbach 2000) bezog sich dabei in erster Linie auf Analysen von (Köllner 2000).

⁶⁷ Diese Angaben beziehen sich auf die Betrachtung der Gesamtheit aller Substratklassen.

/ Stein-Bachinger 2016)⁶⁸. Konkret orientiert sich Wertstufe 1 an der maximal möglichen Anzahl der Rote Liste Arten auf ökologisch bewirtschafteten Flächen. Dem Datensatz zufolge liegt die maximale mittlere Rote Liste Artenanzahl auf 100 m² bei 3,4 im ökologisch bewirtschafteten Winterroggen-Anbau. Wie auch bei der vorherigen Messgröße erfolgt eine Abstufung im selben Intervall. Lediglich für Wertstufe 5 wird ein Nichtvorhandensein von Rote-Liste-Arten angenommen. Zukünftig ist davon auszugehen, dass über das BfN Daten zu Kennarten und Rote-Liste-Arten im Rahmen des HNV-Monitoring bereitgestellt werden können. Da das HNV-Monitoring auf nationaler Ebene erfolgt, wären dadurch Informationen zu seltenen Arten auf Bundesebene vorhanden, welche im Gegensatz zu Einzelerhebungen repräsentativeren Charakter aufweisen. Eine Aktualisierung des Bewertungssystems und der Datengrundlage in Anlehnung an die Daten des HNV-Monitorings wäre daher zu projektieren.

Kriterium 2: Strukturdiversität

Das Kriterium Strukturdiversität steht in enger Verbindung zu Kriterium 1, da Strukturvielfalt Artenvielfalt begünstigt. Dieses Kriterium wird, wie bei (Fehrenbach 2000), anhand der Messgrößen Strukturelemente in der Flur, Schlaggröße und Landschaftsdiversität operationalisiert.

Struktureichtum ist ein essentieller Faktor zur Erhöhung der faunistischen und floristischen Strukturvielfalt. Bei (Fehrenbach 2000) erfolgte die Differenzierung der Wertstufen primär durch Orientierung an der Form und Häufigkeit von **Strukturelementen in der Flur**. Aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit um eine Wertstufeneinteilung durchführen zu können, erfolgte für diese Messgröße eine Modifizierung der einzelnen Wertstufen und ihrer Wertbereiche. Grundsätzlich orientiert sich die aktuelle Wertstufeneinteilung an dem Konzept der Ökologischen Vorrangflächen (ÖVF). Seit dem Jahr 2015 müssen Betriebe (exkl. Ökobetriebe) mit mehr als 15 Hektar Ackerfläche Ökologische Vorrangflächen (ÖVF) im Umfang von 5 % ihrer Ackerfläche ausweisen. Strukturelemente in der Flur entsprechen einigen Typen der Ökologischen Vorrangflächen, wie beispielsweise den brachliegenden Flächen, streifenförmigen Elementen, Terrassen und CC-Landschaftselementen⁶⁹. Diese ÖVF von Interesse für den Strukturreichtum werden im Folgenden als selektierte ÖVF bezeichnet. Aktuell beträgt der Anteil der ÖVF ca. 10 % des deutschen Ackerlandes. Aus Naturschutzperspektive ist eine Erweiterung auf bis zu 14 % erforderlich (Nitsch et al. 2017). Die sogenannten selektierten ÖVF machen ca. 19 % der gesamten ÖVF aus. Eine Erweiterung der gesamten ÖVF auf 14 % bedeutet (bei gleichem Verhältnis Gesamt ÖVF und selektierter ÖVF) somit auch eine Erweiterung selektierter ÖVF auf 2,6 % des Ackerlandes. Unter Berücksichtigung der Bandbreite der selektierten ÖVF und der Naturschutzbelange erfolgt eine Wertstufeneinteilung von selektierten ÖVF größer als > 3 % bis selektierte ÖVF < 1 %. Aufgrund der Tatsache, dass eine feldfruchtspezifische Differenzierung der Ökologischen Vorrangflächen nicht möglich ist, erfolgt bei dieser Messgröße keine Unterscheidung zwischen den einzelnen Feldfrüchten. Somit ist für diese Messgröße entscheidend, in welchem geographischen Agrarraum die Feldfrucht kultiviert wird.

Es ist zu erwarten, dass zukünftig im Rahmen des HNV Monitorings des BfN (siehe Kapitel 4.2.2.1) Daten zu Strukturelementen vorliegen. Infolgedessen wird eine Aktualisierung dieser Messgröße in Anlehnung an die Daten des HNV Monitorings als empfehlenswert erachtet, da diese Daten ein breiteres Spektrum an Strukturelementen umfassen, sie nicht an eine bestimmte Ackerflächengröße gebunden und zudem bundesweit verfügbar sind.

⁶⁸ Im Zeitraum von 2014-2016 erfolgte in Norddeutschland eine Transekteerhebung zur Erhebung der HNV Kennarten und Rote Liste Arten auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen.

⁶⁹ CC: Cross-Compliance; Bindung der Auszahlung bestimmter öffentlicher Gelder (insb. Agrarsubventionen) an Verpflichtungen aus den Bereichen Umweltschutz sowie Gesundheit von Mensch, Tier und Pflanzen

Die Messgröße **Schlaggröße** steht in enger Verbindung zur Messgröße Strukturvielfalt, da kleine Schlaggrößen Strukturvielfalt begünstigen. Auch wenn die bisherige Ausgestaltung dieser Messgröße bereits quantitativen Charakter aufwies, erfolgte eine Modifikation der einzelnen Wertbereiche in Anlehnung an Empfehlungen einer maximalen Schlaggröße aus naturschutzfachlicher Sicht von (Schäuble 2007) und der Arbeitsgemeinschaft bäuerliche Landwirtschaft e.V. (ABL n.y.). Dem ABL zufolge werden Schläge < 2 ha mit 100 Punkten und Schläge >10 mit null Punkten bewertet. Auch (Heißhuber et al. 2015) betonen, dass Schläge aufgrund der Auswirkungen großer Schläge auf die Umwelt nicht größer als 10 ha sein sollten. Auf diesen Tatsachen basierend erfolgte eine Wertstufeneinteilung von < 1 bis > 9 ha im jeweils gleichen Intervall.

Während die Messgröße Strukturvielfalt in der Flur darauf abzielt, lokalen Strukturreichtum abzubilden, wird mit der Messgröße **Landschaftsdiversität**⁷⁰ die Strukturvielfalt auf regionaler Ebene wiedergegeben. Insbesondere diese Messgröße weist bei (Fehrenbach 2000) eine stark qualitative Ausgestaltung der Wertstufen auf, was eine Anwendung mit generischen Daten erschwert. Aus diesem Grund wurde diese Messgröße einer umfangreichen Revision unterzogen. Prinzipiell gilt, dass Homogenität bzw. Heterogenität einer Landschaft durch die Anzahl von Landnutzungstypen auf einer bestimmten Fläche bestimmt wird. Der Shannon Evenness Index (SHI) ermittelt die Landschaftsdiversität, indem die Anzahl und Häufigkeit von Landbedeckungstypen auf einer Fläche betrachtet wird. Zur Berechnung des SHI auf NUTS 2-Ebene⁷¹ können aktuelle Daten der Land use and land cover survey (LUCAS) der EU verwendet werden (Eurostat 2019b). Die SHI-Werte und abgeleiteten klassifizierten SHI-Werte variieren innerhalb Deutschlands, genauso wie der Agraranteil an den NUTS-2-Regionen innerhalb von Staaten variiert. Um den Bezug zur Agrarwirtschaft herzustellen, können nur NUTS-2-Regionen mit einem signifikanten Agraranteil (d.h. > 12 %) berücksichtigt werden. Dieser Grenzwert beruht auf der Tatsache, dass sowohl für Deutschland als auch für andere europäische Länder, wie beispielsweise Schweden, > 70 % der nationalen Ackerfläche abgebildet werden, wenn ausschließlich NUTS-2-Regionen mit einer Ackerfläche > 12 % berücksichtigt werden. Somit erfolgt eine Orientierung der Wertstufeneinteilung an den klassifizierten SHI-Werten (5-1) und unter Berücksichtigung der NUTS-2-Regionen mit einem Agraranteil > 12 %. Konkret wird also für jeden EU-Mitgliedsstaat ein klassifizierter SHI-Wert ermittelt, indem ein Mittelwert der SHI-Werte aller NUTS-2-Regionen mit entsprechendem Agraranteil berechnet wird. Dadurch ist eine feldfruchtspezifische Differenzierung der Landschaftsdiversität nicht möglich. Somit ist für diese Messgröße entscheidend, in welchem geographischen Agrarraum die Feldfrucht kultiviert wird. Wertstufe 1 wird ein klassifizierter SHI-Wert von 5, Wertstufe 5 folglich ein SHI-Wert von 1 zugeordnet.

Kriterium 3: Bodenschutz

Dem Boden kommt in der Bewertung von Agrargütern eine ganz besondere Rolle zu, da er das zentrale Medium der landwirtschaftlichen Produktion ist. Sein Schutz hat sowohl auf die Agrargüter selbst wie auch auf die Naturnähe große Auswirkungen. (Fehrenbach 2000) füllte dieses Kriterium mit den Messgrößen Intensität der *Bodenbearbeitung*, *Bodenbedeckung* und *Fruchtfolge*. Im Rahmen dieser Studie wurde die Bodenbearbeitung ergänzt mit der Messgröße *Bodenverdichtung durch Landmaschineninsatz*, und die Messgröße *Fruchtfolge* wurde durch *Agrodiversität* ersetzt.

Die Messgröße **Intensität der Bodenbearbeitung** beruht auf der Tatsache, dass mechanische Eingriffe Veränderungen in der Bodenstruktur und ein erhöhtes Erosionsrisiko mit sich bringen.

⁷⁰ Bei (Fehrenbach 2000) als großräumige Landschaftsgliederung beschrieben

⁷¹ Die NUTS-Klassifikation (frz. Nomenclature des unités territoriales statistiques) entspricht einer hierarchischen Systematik der Gebietseinheiten für die Statistik. Dabei wird in drei Ebenen/Levels (NUTS 1, NUTS 2, NUTS 3) differenziert. Während die NUTS-1-Ebene der der Bundesländer entspricht, bezieht sich die NUTS-3-Ebene auf die Kreisebene (Eurostat 2021).

Die Einteilung der Wertstufen von (Fehrenbach 2000) wurde präzisiert, indem die im Ackerbau üblichen Bodenbearbeitungsverfahren entsprechend der Bearbeitungsintensität (KTBL 2015; Wilhelm 2010) und Bearbeitungstiefe (LK & LRP 2012) sowie der Häufigkeit der Anwendung den Wertstufen 1 bis 5 zugeordnet wurden. Wertstufe 1 bis 3 enthalten räumlich begrenzte und konservierende Bodenbearbeitung mit und ohne Pflug. Wertstufe 4 und 5 unterscheiden sich im Anteil der durchgeführten konventionellen wendenden Bodenbearbeitung auf den betrachteten Flächen, basierend auf dem in (sLfULG 2013) formulierten Zielwert von einem Bodenabtrag von 3 t/ha bei einer vorsorgenden Bodenbearbeitung. Bei einem durchschnittlichen Bodenabtrag von 5,07 t/(ha*a) bei wendender Bodenbearbeitung kann dieser Zielwert nur erreicht werden, wenn auf maximal 33 % der deutschen Fläche konventionelle Bearbeitung stattfindet.

Ergänzend zu (Fehrenbach 2000) wird in dieser Studie die Bodenbearbeitung mittels **Bodenverdichtung** durch Landmaschineneinsatz (gemessen am Kraftstoffverbrauch) quantifiziert. Intakte Bodengefüge erfordern eine möglichst geringe Bearbeitungsintensität, welche beispielsweise durch den Landmaschineneinsatz quantifiziert werden kann. Ausgehend von Daten des Kraftstoffverbrauchs von (Verband der Landwirtschaftskammern 2009) bei wendender (100 Liter pro Hektar) und nicht wendender Bodenbearbeitung (33 Liter pro Hektar), erfolgt eine Wertstufeneinteilung von < 30 Liter pro Hektar bei Wertstufe 1 bis zu > 90 Liter pro Hektar bei Wertstufe 5. Beides, die Intensität der Bodenbearbeitung und die Bodenverdichtung, zielen auf die Bodenbearbeitung ab und werden als Messgrößen 6a und 6b zu Grunde gelegt.

Ein weiterer essentieller Bestandteil des Bodenschutzes ist die **Bodenbedeckung**. Vor dem Hintergrund, dass unbedeckte Böden besonders vulnerabel sind, erfolgt bei der Messgröße Bodenbedeckung eine Orientierung am Bedeckungsgrad. Die in (Fehrenbach 2000) beschriebenen Arten der Bodenbedeckung (Hackfruchtanbau o.ä.) werden in der modifizierten Wertstufeneinteilung mit dem Bedeckungsfaktor (C-Faktor) quantifiziert, um somit eine generische Datengenese zu ermöglichen. Gemäß (LLG Sachsen-Anhalt 2018) spiegelt der C-Faktor „die Auswirkung der Vegetations- und Mulchbedeckung des Bodens und der Bodenbearbeitung auf die Höhe des Bodenabtrages wieder“. Der C-Faktor variiert von null (komplett bedeckt) bis 1 (komplett unbedeckt). Für ackerbauliche Kulturarten variiert der C-Faktor im Bereich von 0,02 bis 0,4. Wertstufe 1 beinhaltet alle C-Faktoren in der Größenordnung der mehrjährigen Gründüngung wie Klee oder Luzerne ($\leq 0,05$); Konservierende Bodenbearbeitung wird mit Wertstufe 1 und 2 abgedeckt und grenzt sich mit dem Wert $\leq 0,1$ von den anderen Wertstufen ab. Die weitere Ableitung der Wertstufen folgte jeweils im selben Intervall.

Ein weiteres Kriterium ist die **Agrodiversität**, die stellvertretend als Maß für die Anzahl der Fruchtfolgeglieder herangezogen wird. Eine vielseitige Fruchtfolge wirkt sich positiv auf die Bodengesundheit aus, begünstigt eine vielseitige Unkrautflora, kann durch verschiedene Anbauvarianten eine einseitige Veränderung des Bodengefüges sowie eine Vermehrung von bodenbürtigen Krankheiten und Schädlingen reduzieren. Der Flächenanteil der Feldfrucht an der Gesamtfläche der betrachteten Region dient als generischer Wert, um niedrig und hoch diversifizierte Fruchtfolgen abzuschätzen. Je nach Zielstellung der Ökobilanz und der Auflösung des Sachbilanzdatums kann die betrachtete Region einen bekannten Landwirtschaftsbetrieb oder überregionale Flächen wie Länder beinhalten. Die Wertbereiche der Wertstufen reichen von einem Flächenanteil der Feldfrucht an der Gesamtfläche in der Region: < 2 % bei Wertstufe 1 bis zu ≥ 20 % bei Wertstufe 5. Zu Feldfrüchten mit einem großen Flächenanteil im deutschen Durchschnitt zählt beispielsweise der Mais, wohingegen die Zuckerrübe zwar im deutschen Durchschnitt einen geringen Anteil zeigt, aber in bestimmten Regionen vermehrt angebaut wird. Um Feldfrüchten Rechnung zu tragen, die zwar einen geringen Anteil bezüglich der deutschen Gesamtanbaufläche besitzen, aber eine einseitige Fruchtfolge in bestimmten Landkreisen bedingen, wird zusätzlich die regionale Tiefe einbezogen. Was Deutschland betrifft, ist die regionale

Tiefe über die NUTS-3-Ebene, d.h. Kreise und kreisfreie Städte definiert. Für jede NUTS-3-Region wird der Flächenanteil berechnet, die Wertstufeneinteilung vorgenommen und der Anteil der jeweiligen Wertstufen aufsummiert. Ausschlaggebend für die Gesamteinstufung der Feldfrucht in eine bestimmte Klasse für den deutschen Durchschnitt ist, dass 90 % der Gesamtanbaufläche der Feldfrucht über die jeweilige Wertstufe abgebildet wird. Beispielsweise wird Hafer in Deutschland in den NUTS-3-Regionen mit einem Flächenanteil von < 2 % oder 2 bis <5 % angebaut und fällt somit in Wertstufe 2, da die Summe der Flächenanteile aus Wertstufe 1 und 2 über 90 % des deutschen Haferanbaus abbildet.

Kriterium 4: Stoffeinträge

Stoffeinträge im Sinne von Dünger oder Pflanzenschutzmitteln zeigen deutlich die menschliche Eingriffsstärke. Die Beeinträchtigung des Selbstregulierungspotenzials der Ackerökosysteme durch Stoffeinträge kann beispielsweise am Vorhandensein bzw. Nichtvorhandensein von Ackerbeikräutern beobachtet werden. Folglich steht dieses Kriterium in enger Verbindung zu Kriterium 1. Ähnlich wie bei (Fehrenbach 2000) umfasst dieses Kriterium die Messgrößen Art der Düngung, Düngungsintensität und Pflanzenschutzmittel. Letzteres Kriterium wird aufgrund des immer kritischeren Zustands des Insektenbestandes in Einsatz von Insektiziden und Maßnahmen für den Pflanzenschutz (exkl. Insektizide) differenziert.

Die Messgröße **Art der Düngung** ähnelt beinahe vollständig (bis auf begriffliche Modifikationen) dem Indikator Düngungsweise von (Fehrenbach 2000). Die Orientierung der Wertstufeneinteilung erfolgt am Prinzip der StoffBilV⁷² und den EU-Öko-Verordnungen, die vorschreiben, den Umgang mit Nährstoffen ressourceneffizient zu gestalten und Nährstoffverluste und die Nährstoffzufuhr aus nicht betriebseigenen Mitteln zu vermeiden. Wertstufe 1 entspricht der ausschließlichen Düngung durch betriebseigene Mittel (u.a. Gründüngung und Stickstofffixierung durch Leguminosen), Wertstufe 5 folglich dem Einbringen von Mineraldünger.

Zusätzlich zur Art der Düngung wird die **Intensität der Düngung** (Stickstoffdüngung) als Messgröße herangezogen. Unabhängig von der Entnahmeleistung der Pflanze und dem daraus potenziell resultierenden Stickstoffüberschuss, ist die Menge an ausgebrachtem Stickstoff ein Maß für die Eingriffsstärke in das Landschaftssystem. Eine erhöhte Stickstoffzufuhr birgt ein erhöhtes Potenzial für veränderte Bodenprozesse und z. B. Ackerbegleitflora.

Die durchschnittliche jährliche Gesamtzufuhr von Stickstoff in Deutschland beträgt ca. 189 kg pro Hektar und die jährliche Zufuhr von Stickstoff exklusive Luftdeposition, Stickstofffixierung durch Leguminosen und Saat- und Pflanzengut ca. 168 kg pro Hektar (Umweltbundesamt 2020). Dieser Wert entspricht ungefähr der Obergrenze für die Ausbringung von organischen und organisch-mineralischen Düngemitteln in Höhe von 170 kg Stickstoff in mit Nitrat belasteten Gebieten nach der DüV⁷³-2020. „Wirksame Maßnahmen, um das Stickstoffziel der Bundesregierung zu erreichen, müssen zu einer Verringerung der Gesamtstickstoffzufuhr und zu einer effizienteren Nutzung des eingesetzten Stickstoffs führen. Die Voraussetzung für eine Verringerung der Gesamtstickstoffzufuhr ist das Schließen des Stickstoffkreislaufs. Dafür müssen die Anwendung von Mineraldünger reduziert und importierte Futtermittel durch heimische ersetzt werden“ (Umweltbundesamt 2020), Die Messgröße Art der Düngung zielt auf die Schließung des Stickstoffkreislaufes und die Reduktion der Stickstoffzufuhr auf landwirtschaftliche Flächen ab. In Anlehnung an die Grenze von 112 kg Gesamtstickstoffdüngermenge pro Hektar und Jahr der Verbände Bioland, Demeter und Naturland wird die Grenze zwischen Wertstufe 4 und 5 von > 150 kg N/ha*a aus (Fehrenbach 2000) auf maximal 100 kg N/ha*a reduziert. Da nur wenige Feldfrüchte sowohl im ökologischen als auch konventionellem Landbau mit weniger als 50 kg N

⁷² Stoffstrombilanzverordnung

⁷³ Düngeverordnung

gedüngt werden, erscheint eine weitere Differenzierung $< 50 \text{ kg N pro ha}^*a$ als nicht erforderlich.

Im Rahmen des vorliegenden Forschungsvorhabens wurde die ursprüngliche Messgröße Pflanzenschutzmittel (PSM) aus (Fehrenbach 2000) in zwei Messgrößen aufgeteilt: **Einsatz von Insektiziden** (Messgröße 11a) und **Maßnahmen für den Pflanzenschutz exklusive Insektizide** (Messgröße 11b). Die Wertstufeneinteilung der ursprünglichen Messgröße basiert in (Fehrenbach 2000) auf der Anzahl der Spritzungen pro Jahr. Das Panel Pflanzenschutzmittel-Anwendungen (PAPA) hat 2011 ein Netzwerk geschaffen, in dem jährlich PSM-Anwendungsdaten anonymisiert vom Julius Kühn-Institut (JKI) erfasst werden. Aus den gesammelten Daten wird pro Feldfrucht der Behandlungsindex (BI) als Kennziffer zur Beschreibung des quantitativen Umfangs der Anwendung von chemischen Pflanzenschutzmitteln berechnet (JKI 2021; Roßberg 2016). Der Behandlungsindex ist definiert als Summenprodukt der Flächenkoeffizienten (Anzahl der durchgeführten Einzelanwendungen bezogen auf die Anbaufläche) und der Quotienten von tatsächlicher und maximaler indikationsbezogener Aufwandmenge aller durchgeführten Einzelanwendungen. Basierend auf dieser Kennziffer, die eine generische Datengrundlage für die Messgröße Pflanzenschutzmittel schafft, wurde die Wertstufeneinteilung weiterentwickelt.

Wertstufe 1 und 2 beider Messgrößen entsprechen weiterhin den unteren drei Ebenen der KTBL Pflanzenschutzpyramide⁷⁴ für den Ökologischen Landbau und beinhalten vorbeugende, acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen und biologische, biotechnische sowie physikalische Maßnahmen für den Pflanzenschutz (KTBL 2015; Kühne et al. 2006). Die Wertstufen 3 bis 5 sind für den Einsatz von Pflanzenschutz- und stärkeungsmitteln vorgesehen. Um die generischen Werte der PAPA-Erhebung nutzen zu können, wurde der Behandlungsindex zur Wertstufeneinteilung für diese drei Wertstufen herangezogen. Für die Herleitung des Wertes zur Unterscheidung der Wertstufe 4 und 5 kann aufgrund fehlender existierender Richtwerte für Deutschland nicht auf Literaturwerte zurückgegriffen werden. Unter der Prämisse, dass der deutschlandweite Einsatz von chemischen Pflanzenschutzmitteln nicht höher sein sollte als der derzeitige Durchschnitt, die Wertstufeneinteilung sich allerdings nicht auf derzeitigen Gegebenheiten, sondern an Zielen für den Naturschutz orientieren sollte, wird der niedrigste Behandlungsindex des Weizens als am häufigsten angebaute Kultur (Roßberg 2016) zur Unterscheidung der Wertstufe 4 und 5 herangezogen. Die Definition der Wertstufe 3 orientiert sich an vorhandenen Zielsetzungen. So zeigt eine Studie des NABU, dass der Einsatz von Pestiziden durch integrierte Landwirtschaft halbiert werden kann, und Frankreich und Dänemark haben sich genau dies zum Ziel gesetzt (NABU 2018). Deshalb wird die Wertstufe 3 durch die Halbierung des Wertes der Stufe 4 definiert. Für die Messgröße **Einsatz von Insektiziden** bedeutet dies, dass die Wertstufe 3 als Behandlungsindex (BI) $< 0,3$ und die Wertstufe 4 als Behandlungsindex (BI) $< 0,6$ definiert werden. Die Wertstufen der Messgrößen **Maßnahmen für den Pflanzenschutz exklusive Insektizide** sind nach dem gleichen Prinzip wie folgt definiert: Wertstufe 3 entspricht einem Behandlungsindex (BI) < 2 und Wertstufe 4 entspricht einem Behandlungsindex (BI) < 4 .

Tabelle 18 gibt einen Überblick über die Kriterien, modifizierten Messgrößen und Wertstufen des aktuellen Hemerobiekonzeptes zur Bewertung von Ackerland.

⁷⁴ Darstellung der Pflanzenschutzmittel des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL)

Tabelle 18: Kriterien und Messgrößen für die Bestimmung der Hemerobie von Ackerland aktualisiert im Rahmen dieses Vorhabens

Kriterium	Messgröße	Wertstufen
1. Diversität der Ackerbegleitflora	1. Artenanzahl der Ackerbegleitflora	1. Existenz von > 40 Ackerbeikrautarten auf 100 m ²
		2. Existenz von 36 - 40 Ackerbeikrautarten auf 100 m ²
		3. Existenz von 26 - 35 Ackerbeikrautarten auf 100 m ²
		4. Existenz von 10 - 25 Ackerbeikrautarten auf 100 m ²
		5. Existenz von < 10 Ackerbeikrautarten auf 100 m ²
	2. Existenz seltener Arten	1. Existenz von > 3 Rote Liste Arten (inkl. Kategorie V) auf 100 m ²
		2. Existenz von 1 - 3 Rote Liste Arten (inkl. Kategorie V) auf 100 m ²
		3. Existenz von 0,5 - 0,9 Rote Liste Arten (inkl. Kategorie V) auf 100 m ²
		4. Existenz von < 0,5 Rote Liste Arten (inkl. Kategorie V) auf 100 m ²
		5. Keine Existenz von Rote Liste Arten (inkl. Kategorie V) auf 100 m ²
2. Strukturdiversität	3. Strukturelemente in der Flur	1. Selektierte Ökologische Vorrangfläche beträgt > 3 % der nationalen Ackerfläche
		2. Selektierte Ökologische Vorrangfläche beträgt 2 - 3 % der nationalen Ackerfläche
		3. Selektierte Ökologische Vorrangfläche beträgt 1,9 - 1 % der nationalen Ackerfläche
		4. Selektierte Ökologische Vorrangfläche beträgt < 1 % der nationalen Ackerfläche
		5. Keine selektierten Ökologischen Vorrangflächen auf der nationalen Ackerfläche vorhanden
	4. Schlaggröße	1. Mittlere Schlaggröße der Feldfrucht Kultivierung beträgt < 1 ha
		2. Mittlere Schlaggröße der Feldfrucht Kultivierung beträgt 1 bis < 3 ha
		3. Mittlere Schlaggröße der Feldfrucht Kultivierung beträgt 3 bis < 6 ha
		4. Mittlere Schlaggröße der Feldfrucht Kultivierung beträgt 6 bis < 9 ha
		5. Mittlere Schlaggröße der Feldfrucht Kultivierung beträgt ≥ 9 ha
	5. Diversität in der Landschaft	1. Klassifizierter Shannon Evenness Index (SEI) der nationalen Agrarwirtschaft = 5

Kriterium	Messgröße	Wertstufen
3. Bodenschutz		2. Klassifizierter Shannon Eveness Index (SHI) der nationalen Agrarwirtschaft = 4
		3. Klassifizierter Shannon Eveness Index (SHI) der nationalen Agrarwirtschaft = 3
		4. Klassifizierter Shannon Eveness Index (SHI) der nationalen Agrarwirtschaft = 2
		5. Klassifizierter Shannon Eveness Index (SHI) der nationalen Agrarwirtschaft = 1
	6a. Intensität der Bodenbearbeitung	1. Bodenbearbeitung räumlich und zeitlich nur unmittelbar auf Sä- oder Pflanzmaßnahmen begrenzt (Direktsaatverfahren)
		2. Konservierende Bodenbearbeitung (ohne Pflug) ohne Lockerung, keine schweren Maschinen
		3. Konservierende Bodenbearbeitung (ohne Pflug) mit Lockerung
		4. Konventionelle wendende Bodenbearbeitung oder Dammkultur höchstens alle drei Jahre oder auf $\leq 33\%$ der betrachteten Fläche
		5. Konventionelle wendende Bodenbearbeitung mindestens alle 3 Jahre oder auf mehr als 33% der betrachteten Fläche
	6b. Bodenverdichtung durch Landmaschineneinsatz (gemessen am Dieselverbrauch)	1. Geringfügiger Einsatz von Landmaschinen für mechanische Feldarbeiten: < 30 l/ha Diesel
		2. Einsatz von Landmaschinen: 30 bis < 50 l/ha Diesel
		3. Einsatz von Landmaschinen: 50 bis < 70 l/ha Diesel
		4. Einsatz von Landmaschinen: 70 bis < 90 l/ha Diesel
		5. Einsatz von Landmaschinen: ≥ 90 l/ha Diesel
7. Bodenbedeckung (gemessen am C-Faktor (Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor))	1. C-Faktor $\leq 0,05$ oder ganzjährige Bodenbedeckung mittels verschiedener überlagernder Maßnahmen (Mulch, mehrjährige Gründüngung, Alley Cropping, Baumüberbau)	
	2. C-Faktor $> 0,05$ bis $0,1$ oder Boden überwiegend vollständig bedeckt, regelmäßiger Anbau von Gründüngung und/oder Zwischenfrucht	
	3. C-Faktor $> 0,1$ bis $0,2$ oder verschiedene bodenbedeckende Maßnahmen, Bevorzugung von überdurchschnittlich deckenden Kulturen (Futterpflanzen, Winterroggen, -gerste, -raps, kaum Hackfrucht)	
	4. C-Faktor $> 0,2$ bis $0,3$ oder Hackfruchtanbau nur mit Mulchsaat und/oder Untersaat	
	5. C-Faktor $> 0,3$ oder Keine Durchführung von bodenbedeckenden Maßnahmen, auch bei Hackfrucht	

Kriterium	Messgröße	Wertstufen
4. Stoffeinträge	8. Agrodiversität	1. Flächenanteil der Feldfrucht an der Gesamtfläche in der Region: < 2 %; unter Berücksichtigung, dass 90 % der jeweiligen Feldfruchtfläche über Wertstufe 1 abgebildet werden
		2. Flächenanteil der Feldfrucht an der Gesamtfläche in der Region: 2 bis < 5 %; unter Berücksichtigung, dass 90 % der jeweiligen Feldfruchtfläche über Wertstufe 1 bis 2 abgebildet werden
		3. Flächenanteil der Feldfrucht an der Gesamtfläche in der Region: 5 bis < 10 %; unter Berücksichtigung, dass 90 % der jeweiligen Feldfruchtfläche über Wertstufe 1 bis 3 abgebildet werden
		4. Flächenanteil der Feldfrucht an der Gesamtfläche in der Region: 10 bis < 20 %; unter Berücksichtigung, dass 90 % der jeweiligen Feldfruchtfläche über Wertstufe 1 bis 4 abgebildet werden
		5. Flächenanteil der Feldfrucht an der Gesamtfläche in der Region: ≥ 20 %; wenn Wertstufe 5 ≥ 10 % der jeweiligen Feldfruchtfläche beinhaltet
	9. Art der Düngung	1. Düngung nur durch betriebseigene Mittel (Wirtschaftsdünger: ausschließlich fest), keine Zufuhr von außen
		2. N/P ausschließlich über festen Wirtschaftsdünger oder Kompost und/oder andere schwerlösliche und langfristig verfügbare Düngemittel gemäß Artikel 3 (EG) 889/2008 (z.B. Stein-, Thomas-, Knochenmehl)
		3. Dominanz von festem Wirtschaftsdünger, teilweiser Einsatz von flüssigem Wirtschaftsdünger oder Mineraldünger, keine Ausbringung in der wachstumsfreien Zeit
		4. Dominanz von Mineraldünger und flüssigem Wirtschaftsdünger, keine Ausbringung in der wachstumsfreien Zeit
		5. Ausschließlich Mineraldünger und/oder Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger in der wachstumsfreien Zeit
	10. Intensität der Düngung	1. Keine Stickstoffdüngung
		2. 0 bis < 50 kg N pro ha
3. 50 bis < 75 kg N pro ha		
4. 75 bis < 100 kg N pro ha		
5. ≥ 100 kg N pro ha		
11a. Einsatz von Insektiziden	1. Vorbeugende, acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen (z. B. Standort- und Sortenwahl, Fruchtfolgengestaltung, Bodenbearbeitung, Düngewirtschaft, Nützlingsförderung u.a. Saumstrukturen)	

Kriterium	Messgröße	Wertstufen
		2. Biologische, biotechnische und physikalische Maßnahmen (Nützlingseinsatz, Pheromone oder mechanische Verfahren) 3. Einsatz von Insektiziden: Behandlungsindex (BI) < 0,3 4. Einsatz von Pflanzenschutz- und stärfungsmitteln: Behandlungsindex (BI) gesamt (Fungizide Herbizide Insektizide Wachstumsregler) < 0,6 5. Einsatz von Pflanzenschutz- und stärfungsmitteln: Behandlungsindex (BI) gesamt (Fungizide Herbizide Insektizide Wachstumsregler) ≥ 0,6.
	11b. Maßnahmen für den Pflanzenschutz (excl. Insektizide)	1. Vorbeugende, acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen (z.B. Standort- und Sortenwahl, Fruchtfolgestaltung, Bodenbearbeitung, Düngewirtschaft, Nützlingsförderung u.a. Saumstrukturen) 2. Biologische, biotechnische und physikalische Maßnahmen (Nützlingseinsatz, Pheromone, mechanische, optische, thermische oder akustische Verfahren) 3. Einsatz von Pflanzenschutz- und -stärkungsmitteln: Behandlungsindex (BI) gesamt (Fungizide, Herbizide, Wachstumsregler, mineralische PSM) < 2 4. Einsatz von Pflanzenschutz- und -stärkungsmitteln: Behandlungsindex (BI) gesamt (Fungizide, Herbizide, Wachstumsregler, mineralische PSM) < 4 5. Einsatz von Pflanzenschutz- und -stärkungsmitteln: Behandlungsindex (BI) gesamt (Fungizide, Herbizide, Wachstumsregler, mineralische PSM) ≥ 4.

Quelle: Eigene Tabelle 2021, ifeu nach (Fehrenbach 2000)

4.2.3.2 Vorgehensweise zur Herleitung generischer Einstufungen

Mit der Anwendung der zuvor beschriebenen Kriterien und Messgrößen soll die Zuweisung eines Agrarprodukts in eine Wertstufe der jeweiligen Messgröße ermöglicht werden. Dieser Schritt ist – wie bereits an früherer Stelle betont – notwendig, weil der Fokus der Ökobilanz auf Produkte (wie z. B. Weizenbrot, Rübenzucker, Biogas aus Mais) gerichtet ist und die Information zur Hemerobie von Agrarflächen somit auf die verschiedenen Produkte heruntergebrochen werden muss. Die Anwendung setzt wie auch im Falle von Wald- und Forstflächen (Kapitel 4.1) das Vorhandensein entsprechender Daten voraus, die entweder spezifisch auf Betriebsebene erhoben werden oder generischer Art (übergreifende Datenquellen) sein können.

Auf der Ebene eines einzelnen Betriebs oder eines Schlags ergibt sich dabei ein einheitliches Wertergebnis für die verschiedenen z. B. im Zuge einer Fruchtfolge erzeugten Produkte, weil schließlich die Hemerobie einer konkreten Fläche beurteilt wird. Auf generischer Ebene ist eine Abstraktion von konkreten Flächen notwendig und unumgänglich. Es gilt hier, für eine Feldfrucht wie z. B. Weizen oder Silomais, einen generischen Wert im Rahmen eines mehr oder weniger breiten Definitionsbereichs zu erstellen. Dieser bezieht sich vorrangig auf den geografischen Raum (z. B. Deutschland, Europa etc.) und die Betriebstypologie, (z. B. konventionelle oder ökologische Landwirtschaft).

Die Festlegung generischer Einstufungen kann im Rahmen des hier entwickelten Ansatzes auf zwei Ebenen erfolgen:

1. Auf oberster Ebene sozusagen, indem die Hemerobiekategorie für einen Flächen- bzw. Anbauprodukt eingeschätzt wird, was, wie bereits in Kapitel 4.2.2 erwähnt, zu sehr groben Einordnungen führt (Fehrenbach et al. 2016, 2019).
2. Eine differenziertere Vorgehensweise ist die Anwendung generischer Daten auf Ebene der Messgrößen. Letztlich erfolgte die im vorangehenden Abschnitt beschriebene Anpassung und Weiterentwicklung der Messgrößenebene vor dem Hintergrund, sie mit bundesweit verfügbaren, repräsentativen Daten verbinden zu können. Auch auf der Ebene der Messgrößen sind wiederum zwei Stufen der Generalisierung bzw. Differenzierung gegeben:
 - a. So kann bei einer Messgröße die Wertzahl generell für alle Arten von Ackerland bzw. Feldfrüchten gleichgesetzt werden, wie z.B. bei Messgröße 3 des Bewertungskatalogs für Ackerland (siehe Tabelle 18): Hier werden alle Feldfrüchte der Wertstufe 2 zugeordnet, da hier kein Hinweis zu Unterschieden zwischen verschiedenen Feldfrüchten vorliegt. Somit wird hier für alle in Deutschland produzierten Feldfrüchte das gleiche generische Datum bei Messgröße 3 angesetzt (siehe hierzu Teilbericht III, Kapitel 3.4.2).
 - b. Für andere Messgrößen liegen nach Feldfrüchten differenzierbare Daten vor, die somit auf dieser Ebene die Ableitung generischer Werte für die HemerobieEinstufung ermöglichen.

Es sei jedoch betont, dass sich die Identifizierung der hierfür geeigneten Datengrundlagen im Rahmen dieses Forschungsprojekts als sehr aufwändig erwiesen hat. Es verbleiben am Ende für einige Agrarprodukte und Messgrößen Datenlücken. Nichtsdestotrotz konnten für eine breite Basis an Feldfrüchten robuste Zuordnungen zu Hemerobieklassen getroffen werden. An dieser Stelle sei auf das Kapitel 3.4.2 des Datenberichts (Teil III) verwiesen. Darin wird ausführlich erläutert, welche Daten erforderlich sind und wie im Fall von Datenlücken vorgegangen wird.

Im Folgenden werden die Herangehensweise und die damit verbundenen Herausforderungen zur Bestimmung generischer Daten und dem Füllen von Datenlücken erläutert.

- ▶ Für manche Messgrößen liegen bundesweit Daten vor und es finden sich Hinweise darauf, wie sich dies für bestimmte Feldfrüchte differenzieren lässt, z. B. Schlaggröße (4). Hier können die Feldfrüchte differenziert nach Schlaggröße eingestuft werden. Ist dies nicht der Fall, wird für die Feldfrüchte die in Deutschland gegebene mittlere Schlaggröße (bzw. typische Schlaggrößenverteilung) einheitlich zu Grunde gelegt.
- ▶ Für manche Messgrößen liegen bundesweit Daten vor, eine weitere Differenzierung nach Feldfrüchten ist jedoch nicht möglich, z. B. Strukturelementen in der Flur (3) oder Bodenbearbeitung (6a). Hier erhalten alle Feldfrüchte somit die gleiche Messgrößeneinstufung.
- ▶ Für manche Messgrößen liegen nur vereinzelte stichprobenartige Daten, z. B. in Form von Studien, vor, erlauben aber eine Differenzierung nach Feldfrüchten wie z. B. für Artenanzahl der Ackerbegleitflora (2). Im Falle des Vorhandenseins mehrerer stichprobenartiger Daten pro Feldfrucht kann zumeist durch Mittelwertbildung ein generischer Wert für diese Feldfrucht abgeleitet werden. Für den Fall, dass ausschließlich ein stichprobenartiger Datenwert vorliegt, so wird dieser nach Prüfung der Autorinnen und Autoren dieser Arbeit als generischer Wert übernommen.

Entsprechende Hinweise zur Datenqualität werden vermerkt. Hier wird seitens der Autorinnen und Autoren dieser Arbeit von den stichprobenartigen Daten (sozusagen spezifische Daten aus der Literatur) auf den generellen Fall geschlossen; somit können die Feldfrüchte für diese Messgrößen differenziert eingestuft werden.

- ▶ Für eine Feldfrucht sind keine Daten vorhanden, allerdings liegen Daten zu ähnlichen Feldfrüchten vor: Dann werden die Daten dieser ähnlichen Feldfrucht verwendet (z. B. Verwendung von Daten zu Winterweizen für die Feldfrucht Sommerweizen).
- ▶ Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurde durch Experteneinschätzung ein Defaultwert abgeleitet, um eine Gesamtdatengrundlage erstellen zu können. Die Ableitung erfolgt anhand statistischer Parameter (Mittelwert, Modus, Median) und an der Orientierung am Weizen, da dieser im Hinblick auf die Fläche die dominanteste Feldfrucht Deutschlands darstellt. Dieser Defaultwert wird verwendet, wenn für eine Feldfrucht keine Daten vorhanden sind und keine Daten ähnlicher Feldfrüchte herangezogen werden können. Beispielsweise werden bei Messgröße 1 und 2 die Defaultwerte für Speise- und Stärkekartoffel verwendet.

Anhand dieses Vorgehens wurde eine Datengrundlage erstellt, wie in Kapitel 3.4.2 des dritten Teilberichts (Daten) ausführlich erläutert. Auf diese Weise wurde die Hemerobie unterschiedlichster Agrarprodukte bewertet. Ein Überblick über die gesamten Messgrößenergebnisse, inkl. Hemerobiebewertung pro Agrarprodukt, ist ebenso in Teilbericht III enthalten.

4.2.4 Bewertungssystem für Dauergrünland

Im Rahmen der folgenden Ausführungen zum Bewertungssystem für Grünland ist explizit die Rede von Dauergrünland. Folglich werden hier Flächen betrachtet, die nach (BfN 2014) folgendermaßen definiert werden: „Flächen, die durch Einsaat oder durch Selbstaussaat zum Anbau von Gräsern oder anderen Grünfütterpflanzen genutzt und mindestens fünf Jahre nicht als Acker genutzt werden“. Anderweitige Grünlandflächen, wie beispielsweise diejenigen zum ein-/mehrjährige Futterbau von Ackergräsern (Klee-/Grasarten), werden als Ackerflächen eingeordnet. Je nach Nutzungsintensität wird weitergehend zwischen Extensiv-/Intensiv- und Biotopgrünland differenziert.

Der für Landwirtschaftsflächen von (Fehrenbach 2000) entwickelte Katalog an Kriterien und Indikatoren sowie das modifizierte Bewertungssystem aus Kapitel 4.2.3, sollten im Grunde auch auf Dauergrünlandflächen anwendbar sein. Folgendes Beispiel verdeutlicht die Analogie zwischen der Bewertung von Acker- und Dauergrünlandflächen: Es wird angenommen, dass sowohl für die Bewertung von Ackerland als auch für die Bewertung von Dauergrünland die maximale Artenanzahl bei der Messgröße Artenvielfalt in der Flur bei > 40 Arten liegt. Dauergrünlandflächen sind komplexe Pflanzengesellschaften und weisen daher in der Regel höhere Artenzahlen auf als Ackerland. Folglich werden Dauergrünlandflächen im Trend häufiger höheren Klassen zugeordnet als Ackerland. In gleicher Art und Weise wird Dauergrünland für die Messgröße 6 (Intensität der Bewirtschaftung des Kriteriums Bodenschutz/Bewirtschaftung) pauschal der höchsten Wertstufe zugerechnet. Dies begründet sich damit, dass dank der permanenten Bodenbedeckung im Dauergrünland keine Bodenbearbeitung erfolgt und sich damit die Problematik des Bodenschutzes, wie sie im Ackerbau durch regelmäßige Bodenbearbeitung (z. B. Pflügen) gegeben ist, nicht stellt. Folglich wird hier die höchste Wertstufe angesetzt. Entscheidend ist, dass die Bewertung (Aggregation der Kriterien und Messgrößen-Ergebnisse) von Acker- und Dauergrünland in einem gemeinsamen Bewertungsraster verbleiben, die Ergebnisse nebeneinandergestellt werden können und die resultierenden Hemerobieklassen plausibel sind.

Eine andere Art der Einstufung von Grünland (Schnitt- sowie Weidenutzung) nach Hemerobieklasse wurde von (Hartmann 2019) entwickelt und zur Verfügung gestellt (siehe Tabelle 19). Sie enthält differenzierte Kriterien für die Nutzungsintensität und wird für die Ausgestaltung der Kriterien und Messgrößen, die sich am Grundkonzept des Katalogs für Ackerflächen orientiert (siehe Tabelle 20), mit aufgegriffen.

Tabelle 19: Fachlicher Vorschlag zur Definition von Nutzungsarten „Grünland (Schnittnutzung)“ und „Grünland (Weidenutzung)“ sowie Zuordnung zu Hemerobieklassen

Kl.	Schnittnutzung, Intensität bzw. Weideform	Nutzungshäufigkeit pro Jahr	Düngereinsatz pro Jahr	Einsatz Pflanzenschutzmittel	Sonstige Maßnahmen	Strukturalelemente
Nutzungsart „Grünland (Schnittnutzung)“						
III	extensiv geführtes Dauergrünland	ein bis zwei Nutzungen	einmalige Düngung, Kalk, PK-Dünger ^{a)} , kein N-Dünger	-	Bewirtschaftungsauflage, z. B. Erstnutzung ab 15. Juni	Obstbäume, Hecken
IV	mit mittlerer Intensität geführtes Dauergrünland	zwei bis vier Nutzungen	einmalige Düngung, Kalk, PK-Dünger ^{a)} , wenig N-Dünger	kein flächenmäßiger Einsatz, Bekämpfung von Einzelpflanzen (z. B. Ampfer)	Nachsaat an Brachstellen	
V	intensiv geführtes Dauergrünland	mehr als vier Nutzungen	ein- oder mehrmalige Düngung, Kalk-, PK-Dünger ^{a)} , mehrmaliger Einsatz N-Dünger	gelegentl. bis regelm. Einsatz Totalherbizid für Neusaat, gelegentl. bis regelm. Umbruch mit Neusaat	gelegentliche oder regelmäßige Neusaat	
Nutzungsarten „Grünland (Weidenutzung)“						
III	Hutung, Standweide, Streuobstweide	einmal jährlich	-	-	Bewirtschaftungsauflage, z. B. Erstnutzung ab 15. Juni	Obstbäume, Hecken
IV	Koppelweide, Mähweide	ein bis drei Nutzungen	(siehe Grünland Schnittnutzung)	(siehe Grünland Schnittnutzung)	Weide- und Mähnutzung, Mulchen am Ende der Nutzung, Nachsaat an Brachstellen	
V	Umtriebsweide, Portionsweide	mehr als drei Nutzungen	(siehe Grünland Schnittnutzung)	(siehe Grünland Schnittnutzung)	gelegentliche oder regelmäßige Neusaat	

a) PK-Dünger enthalten die Nährstoffe Phosphor (P) und Kalium (K)

Quelle: (Hartmann 2019)

4.2.4.1 Kriterien und Messgrößen für Grünland

Aufgrund der Analogie der Bewertung von Acker- und Dauergrünlandflächen und der daraus resultierenden Konsequenz, dass beide Systeme in gleicher Art und Weise bewertet werden können, wird für die Bewertung von Dauergrünland der Bewertungskatalog von Ackerland (Tabelle 18) an Kriterien angepasst, die für Grünland explizit zutreffend sind. Beispielsweise wird hier der Bodenschutz als Teil der Bewirtschaftung angesehen, der jedoch nach Schnitthäufigkeit und Beweidungsintensität differenziert wird. Wie bereits erwähnt, werden hier Vorschläge von (Hartmann 2019) aufgegriffen. Außerdem ist stellenweise die Terminologie anzupassen (z. B. grünlandtypische Arten anstelle von Ackerbeikrautarten) (siehe Tabelle 20). Darüber hinaus ist bei manchen Messgrößen, insbesondere Messgröße 3 und 5 des Kriteriums Strukturdiversität, von einer Anpassung an zukünftig verfügbare Daten auszugehen. Bis dato steht Messgröße 3, die auf dem Konzept der ÖVF gründet, in sehr enger Verbindung zur Messgröße Strukturelemente in der Flur des Bewertungssystems für Ackerland. Wie in Kapitel 4.2.3.1 erläutert, beziehen sich ÖVF explizit auf Ackerflächen. Der Anteil an selektierten ÖVF gilt grundsätzlich für alle Feldfrüchte in Deutschland und gibt in gewisser Weise Informationen über den Strukturreichtum im deutschen Agrarraum. Da Grünland prinzipiell Teil des deutschen Agrarraums ist, erfolgt die Ausgestaltung der Messgröße Strukturelemente in der Flur vorerst in Anlehnung an das Konzept der ÖVF und entspricht somit der Messgröße Strukturelemente in der Flur des Bewertungssystems für Ackerland. Gleiches gilt für Messgröße 5 des Kriteriums 2. Es ist zu erwarten, dass zukünftig im Rahmen des HNV-Monitorings des BfN Daten zu Strukturelementen vorliegen. Infolgedessen wird eine Aktualisierung dieser Messgröße in Anlehnung an die Daten des HNV-Monitorings als empfehlenswert erachtet, da diese Daten ein breiteres Spektrum an Strukturelementen umfassen, nicht ausschließlich an Ackerflächen gebunden und zudem bundesweit verfügbar sind.

Tabelle 20: Kriterien und Messgrößen für die Bestimmung der Hemerobie von Dauergrünland

Kriterium	Messgröße	Zuordnung zu Wertstufen
1. Diversität der Flora	1. Artenzahl in der Flur (analog zu Ackerflächen)	1. Existenz von > 40 grünlandtypische Arten auf 100 m ² 2. Existenz von 36 - 40 grünlandtypische Arten auf 100 m ² 3. Existenz von 26 - 35 grünlandtypische Arten auf 100 m ² 4. Existenz von 10 - 25 grünlandtypische Arten auf 100 m ² 5. Existenz von < 10 grünlandtypische Arten auf 100 m ²
	2. Existenz seltener Arten (identisch zu Ackerflächen)	1. Existenz von > 3 Rote-Liste-Arten (inkl. Kategorie V) auf 100 m ² 2. Existenz von 1 - 3 Rote-Liste-Arten (inkl. Kategorie V) auf 100 m ² 3. Existenz von 0,5 - 0,9 Rote-Liste-Arten (inkl. Kategorie V) auf 100 m ² 4. Existenz von < 0,5 Rote-Liste-Arten (inkl. Kategorie V) auf 100 m ² 5. Keine Existenz von Rote-Liste-Arten (inkl. Kategorie V) auf 100 m ²
2. Strukturdiversität	3. Strukturelemente in der Flur (identisch zu Ackerflächen)	1. Selektierte ökologische Vorrangfläche beträgt > 3 % der nationalen Ackerfläche 2. Selektierte ökologische Vorrangfläche beträgt 2 – 3 % der nationalen Ackerfläche 3. Selektierte ökologische Vorrangfläche beträgt 1,9 – 1 % der nationalen Ackerfläche

Kriterium	Messgröße	Zuordnung zu Wertstufen		
3. Bewirtschaftung/ Bodenschutz		4. Selektierte ökologische Vorrangfläche beträgt < 1 % der nationalen Ackerfläche 5. Keine selektierten ökologischen Vorrangflächen auf der nationalen Ackerfläche vorhanden		
	4. Schlaggröße <i>(identisch zu Ackerflächen)</i>	1. Mittlere Schlaggröße der Grünlandfläche beträgt <1 ha. 2. Mittlere Schlaggröße der Grünlandfläche beträgt 1 – 3 ha 3. Mittlere Schlaggröße der Grünlandfläche beträgt >3 – 6 ha 4. Mittlere Schlaggröße der Grünlandfläche beträgt >6 – 9 ha 5. Mittlere Schlaggröße der Grünlandfläche beträgt >9 ha		
	5. Diversität in der Landschaft <i>(identisch zu Ackerflächen)</i>	1. Klassifizierter Shannon Eveness Index (SHI) der nationalen Agrarwirtschaft = 5 2. Klassifizierter Shannon Eveness Index (SHI) der nationalen Agrarwirtschaft = 4 3. Klassifizierter Shannon Eveness Index (SHI) der nationalen Agrarwirtschaft = 3 4. Klassifizierter Shannon Eveness Index (SHI) der nationalen Agrarwirtschaft = 2 5. Klassifizierter Shannon Eveness Index (SHI) der nationalen Agrarwirtschaft = 1		
	6. Intensität der Bewirtschaftung	1. dauerhafte Bedeckung und Bewirtschaftungsauflage (z. B. Erstnutzung ab 15. Juni) 2. dauerhafte Bedeckung 3. <i>[nicht belegt]</i> 4. Nachsaat an Brachstellen 5. gelegentlicher oder regelmäßiger Einsatz Totalherbizid für Neusaat, gelegentlicher oder regelmäßiger Umbruch mit Neusaat		
	7. Bodenbedeckung	1. C-Faktor $\leq 0,05$ oder ganzjährige Bodenbedeckung (Dauergrünland). (die Wertstufen 2 bis 5 treffen für Dauergrünland nicht zu)		
4. Stoffeinträge	8. Schnitthäufigkeit/ Beweidung	<table border="0"> <tr> <td style="vertical-align: top;"> <i>Wiesen</i> 1. einschürige Mager-oder Feuchtwiese 2. zweischürige Mager-oder Feuchtwiese 3. zwei bis drei Schnitte pro Jahr 4. vier und mehr Schnitte pro Jahr 5. <i>[nicht belegt]</i> </td> <td style="vertical-align: top;"> <i>Weiden</i> 1. Hutung, Standweide, Streuobstweide 2. Mähweide mit Besatzdichte max. 1 GVE/ha⁷⁵ 3. Koppelweide oder Besatzdichte max. 2 GVE/ha 4. Umtriebsweide oder Besatzdichte max. 4 GVE/ha 5. Portionsweide oder Besatzdichte >4 GVE/ha </td> </tr> </table>	<i>Wiesen</i> 1. einschürige Mager-oder Feuchtwiese 2. zweischürige Mager-oder Feuchtwiese 3. zwei bis drei Schnitte pro Jahr 4. vier und mehr Schnitte pro Jahr 5. <i>[nicht belegt]</i>	<i>Weiden</i> 1. Hutung, Standweide, Streuobstweide 2. Mähweide mit Besatzdichte max. 1 GVE/ha ⁷⁵ 3. Koppelweide oder Besatzdichte max. 2 GVE/ha 4. Umtriebsweide oder Besatzdichte max. 4 GVE/ha 5. Portionsweide oder Besatzdichte >4 GVE/ha
	<i>Wiesen</i> 1. einschürige Mager-oder Feuchtwiese 2. zweischürige Mager-oder Feuchtwiese 3. zwei bis drei Schnitte pro Jahr 4. vier und mehr Schnitte pro Jahr 5. <i>[nicht belegt]</i>	<i>Weiden</i> 1. Hutung, Standweide, Streuobstweide 2. Mähweide mit Besatzdichte max. 1 GVE/ha ⁷⁵ 3. Koppelweide oder Besatzdichte max. 2 GVE/ha 4. Umtriebsweide oder Besatzdichte max. 4 GVE/ha 5. Portionsweide oder Besatzdichte >4 GVE/ha		
9. Art der Düngung <i>(identisch zu Ackerflächen)</i>	1. Düngung nur durch betriebseigene Mittel (Wirtschaftsdünger: ausschließlich fest), keine Zufuhr von außen			

⁷⁵ Großvieheinheiten (GVE) pro Hektar

Kriterium	Messgröße	Zuordnung zu Wertstufen
		2. N/P ausschließlich über festen Wirtschaftsdünger oder Kompost und/oder andere schwerlösliche und langfristig verfügbare Düngemittel gemäß Artikel 3 (EG) 889/2008 (z.B. Stein-, Thomas-, Knochenmehl) 3. Dominanz von festem Wirtschaftsdünger, teilweiser Einsatz von flüssigem Wirtschaftsdünger oder Mineraldünger, keine Ausbringung in der wachstumsfreien Zeit 4. Dominanz von Mineraldünger und flüssigem Wirtschaftsdünger, keine Ausbringung in der wachstumsfreien Zeit 5. ausschließlich Mineraldünger, Gülle oder Jauche
	10. Intensität der Düngung (identisch zu Ackerflächen)	1. keine Stickstoffdüngung 2. weniger als 50 kg N pro ha 3. 50 bis <75 kg N pro ha 4. 75 bis <100 kg N pro ha 5. ≥ 100 kg N pro ha
	11. Pflanzenschutzmittel	1. Kein Pestizideinsatz 2. [nicht belegt] 3. [nicht belegt] 4. Bekämpfung von Einzelpflanzen (z. B. Ampfer) 5. gelegentlicher oder regelmäßiger Einsatz Totalherbizid für Neusaat

Quelle: Eigene Tabelle 2021, ifeu nach (Fehrenbach 2000) und (Hartmann 2019)

4.2.4.2 Vorgehensweise zur Herleitung generischer Einstufungen

Aufgrund der Verwandtschaft von Ackerflächen und Grünlandflächen (Landwirtschaft) ist es naheliegend, auch bei der Herleitung generischer Einstufungen gleichartig vorzugehen. Voraussetzung dafür ist, dass in ähnlicher Weise generische Daten für die Bedienung der Messgrößen vorliegen. Vereinfacht wird die Sachlage gegenüber Feldfrüchten hier durch das Produkt (Tierfutter). Differenzieren ließe sich das nach Weidegras und Grasschnitt.

Grundsätzlich können also die Messgrößen mit entsprechenden Daten (siehe Kapitel 3.4.3 des Teilberichts III) bedient werden. Lediglich bei Messgröße 1 und 2 sind Schätzungen unumgänglich, da bis dato die erforderlichen Daten nicht vorliegen. Allerdings sei an dieser Stelle darauf verwiesen, dass zukünftig im Rahmen des HNV-Monitorings, welches durch das BfN ausgeführt wird, Daten zu Arten verfügbar sein werden. Aufgrund der Tatsache, dass der Bewertungskatalog für Grünland einer Synthese des Bewertungskatalogs für Ackerland und zusätzlichen Informationen von (Hartmann 2019) entspricht, sind neben den erforderlichen Daten, die auch für die Bewertung von Ackerland erforderlich sind, zusätzliche Daten teils spezifischen Charakters notwendig (Messgröße 8 & 9). Für diese bestehen bis dato keine generischen Daten. Aufgrund ihres spezifischen Charakters wird hier mit Annahmen gearbeitet. Beispielsweise wird für eine Grünlandfläche, wie in Tabelle 40 des Datenberichts dargestellt, angenommen, dass es sich um eine 2-Schnittnutzung handelt, wodurch bei Messgröße 8 ein Messgrößenergebnis von zwei vorliegt. Für Messgröße 6 wird pauschal der höchste Wert angesetzt, wie in Kapitel 4.2.4.1 erläutert.

4.3 Rohstoffabbauflächen

Die Erschließung und Gewinnung von fossilen, mineralischen und metallischen Rohstoffen erfolgt bei oberflächennahen Lagerstätten im Tagebau und bei tiefliegenden Lagerstätten im Untertagebau.

In den Kapiteln 4.3.2 und 4.3.3 wird das Konzept für die Zuordnung von Tagebauflächen zu Hemerobieklassen vorgestellt. Dabei werden alle Flächen, die beim Rohstoffabbau beansprucht werden, adressiert: Abbauflächen, Abraumhalden und Schutthalden, Fahrwege, Lagerhalden, Betriebsgebäude, Aufbereitungsanlagen, Förderungstechnik.

In Kapitel 4.3.4 wird der Umgang mit Flächen für den Untertagebau sowie Flächen der Onshore- und Offshore-Förderung von Erdöl und Erdgas erläutert.

Das im Folgenden vorgestellte Konzept für die Klasseneinteilung für Rohstoffabbauflächen adressiert den Abbau von Rohstoffen im Tagebau. Flächen für den Untertagebau sowie Flächen der Onshore-Förderung von Erdöl und Erdgas werden wie Betriebsflächen der Hemerobiekategorie VII zugeordnet.

Fossile, mineralische oder metallische Rohstoffe werden sowohl über Tage als auch unter Tage abgebaut. Rohstoffabbauflächen können sich über oder unter Tage befinden.

4.3.1 Bisherige Arbeiten

Für die Flächenbelegung für den Abbau von Gesteinen liegen bisher kaum differenzierte Ökobilanzdaten vor. Die Bewertung im Rahmen des Hemerobie-Ansatzes basierte bisher auf (DGfH 1999), in dem als Beispiel die Fläche eines Kalksteinbruchs analysiert wurde. Dem Mineralienabbau wurde in diesem Projekt die Fläche VII zugewiesen, da eine vollständige Zerstörung der natürlichen Naturraumgegebenheiten stattfindet. Eine weitere Differenzierung zwischen a) verschiedenen Abbauarten und -verfahren und b) der Naturnähe der entstehenden Biotope wurde hierbei nicht vorgenommen.

Deshalb wird im Rahmen des vorliegenden Forschungsvorhabens eine Betrachtung der spezifischen Flächenbelegung und die Einordnung innerhalb des Hemerobie-Konzeptes erfolgen.

Aktualisierungsbedarf

Der bisherige Ansatz, die Rohstoffabbauflächen pauschal in die Hemerobiekategorie VII einzustufen, ist zu undifferenziert angesichts der Unterschiede zwischen sehr massiven großflächigen Tagebauen, die z.T. ganze Landstriche langfristig devastieren (z. B. Braunkohletagebaue, Eisenerztagbaue) und kleinräumigen Abbauflächen wie z. B. Natursteinbrüchen, die teilweise sehr hochwertige Folgebiotope nach sich ziehen. Es bedarf somit einer Revision dieses Ansatzes und daher der Entwicklung eines Katalogs an Kriterien und Messgrößen auch für die Rohstoffabbauflächen, analog zu Wald und Landwirtschaft (siehe hierzu Kapitel 4.1 und 4.3).

Des Weiteren bedarf es einer Klärung des methodischen Ansatzes zur Bestimmung der Flächenbelegung beim Rohstoffabbau und einer Zurechnung auf die Produkte. Dies ist aus zwei Gründen erforderlich:

1. Es besteht bislang keine allgemein anerkannte Methode zur Zurechnung von belegter Fläche pro gewonnener Einheit Rohstoff,⁷⁶
2. Es stellt sich die Frage der Zeitdimension bei einer erschöpflichen Flächenbelegung in anderer Weise als bei dauerhaften Nutzungen wie Wald oder Landwirtschaft. Insbesondere die

⁷⁶ Im Übrigen liegen für zahlreiche Rohstoffe keine spezifischen Daten zur Flächenbelegung vor.

über die eigentliche Nutzung (aktiver Abbau) hinausgehende Belegung, bis wieder eine vollwertige und uneingeschränkte Nutzung der Fläche erfolgen kann, muss hier einbezogen werden.

Aus diesem Grund wird im anschließenden Kapitel 4.3.2 eine konsistente Methodik zur Bestimmung der spezifischen Flächenbelegung durch Rohstoffabbauaktivitäten entwickelt.

4.3.2 Bestimmung der spezifischen Flächenbelegung durch Rohstoffabbauaktivitäten im Tagebau

Um die Flächenbelegung von Rohstoffabbau im Tagebau methodisch bestimmen zu können, sind verschiedene Ansätze und Herangehensweisen möglich. Grundsätzlich gilt es zu definieren, welche Flächen für den Rohstoffabbau angerechnet werden.

Spektrum der Tagebauflächen

Im Gegensatz zur Flächenbelegung von versiegelten Flächen und Forstflächen, bei denen von einer dauerhaften Belegung auszugehen ist, besteht ein Tagebau erstens aus vielen verschiedenen Teillebensräumen bzw. Nutzungskategorien und befindet sich zweitens in einem ständigen Wandel. Zudem werden die Flächen nicht auf Dauer in Anspruch genommen, sondern nach Abbauende anderen Nutzungen zugeführt.

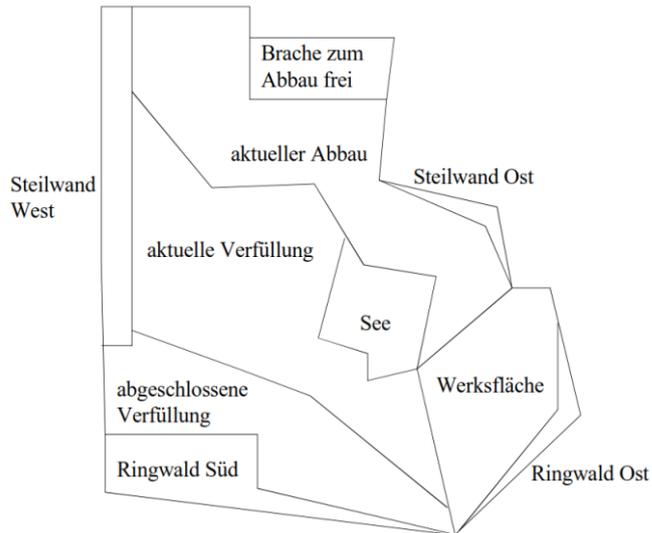
In (Friedel et al. 2008) sind alle potenziell in einem Tagebau auftretenden Strukturen, welche gegebenenfalls Teillebensräume darstellen können, aufgelistet. Diese umfassen:

- ▶ Abraumhalden
- ▶ Anthropogene Substrate (Asphalt, Betontrümmer)
- ▶ Betriebsgebäude, Maschinen, Ruinen
- ▶ Bermen (Abbausohlen)
- ▶ Erdaushalden, Erdrutsche
- ▶ Fahrwege
- ▶ Fahrweghalden (die die Fahrwege häufig begleitenden niedrigen Halden)
- ▶ Felswand mit Felssimsen, -köpfen, Spalten und Klüften
- ▶ Förderbänder, Eisenbahntrassen, Gondelsysteme
- ▶ ausdauernde Gewässer mit Flach- und Tiefwasserzonen
- ▶ ephemere Gewässer (in Senken, Rinnen, Fahrspuren etc.)
- ▶ Rekultivierte und zwischenrekultivierte Bereiche (Ansaaten, Pflanzungen etc.)
- ▶ Schleifschlammbecken, Waschwasserbecken
- ▶ Schutthalden
- ▶ Steinbruchrand
- ▶ Steinbruchsohlen mit Felsblöcken, Schutthaufen, Steinhaufen etc.

- ▶ Steilwand mit Felssimsen, -köpfen, Spalten und Klüften
- ▶ Verwitterungshalden vor den Bruchwänden

Folgende Abbildung 16 aus (DGfH 1999) stellt beispielhaft eine mögliche Differenzierung verschiedener Strukturen eines Steinbruchs dar.

Abbildung 16: Clustereinteilung eines Steinbruchs



Quelle: (DGfH 1999)

In der Arbeitshilfe zur Anwendung der Eingriffsregelung bei Bodenabbauvorhaben auf der Grundlage des „Leitfadens zur Zulassung des Abbaus von Bodenschätzen nach dem NNatG⁷⁷ und dem NWG⁷⁸“ (NMUEK / NMÖ 2002) sind Beispiele für den Abbau von Rohstoffen enthalten, inkl. der Flächenangaben der Strukturen von Steinbrüchen und Sandgruben. Tabelle 21 gibt einen Überblick über die dort aufgeführten Strukturen.

Für den Rohstoffbericht 2012 von Sachsen-Anhalt (LAGB Sachsen-Anhalt 2012) standen Luftbilder mit dem Stand von 2009 zur Verfügung. Diese wurden genutzt, um Abbaustätten zu digitalisieren und auszuwerten. Unter anderem wurde eine Auswertung folgender Flächenkategorien durchgeführt:

- ▶ aktive Abbaufäche
- ▶ Betriebsfläche
- ▶ Sukzessions- bzw. renaturierte Fläche (in aktiven Steinbrüchen)
- ▶ Wasserfläche

⁷⁷ Niedersächsisches Naturschutzgesetz

⁷⁸ Niedersächsisches Wassergesetz

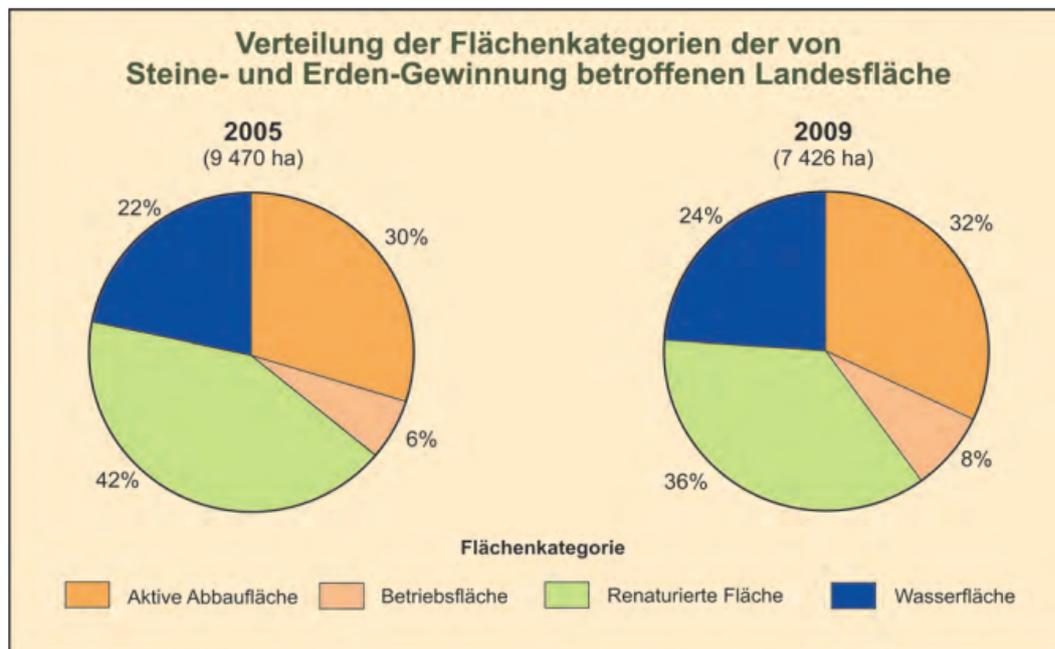
Tabelle 21: Beispiele zu Flächenangaben der Teillebensräume von Steinbrüchen und Sandgruben

	Sandabbau, trocken		Kies-Nassabbau in Flussaue		Steinbruch (a)		Steinbruch (b)	
	in ha	in %	in ha	in %	in ha	in %	in ha	in %
Abbaustätte	15		20		22		33,3	
Abbaufläche	13,4	89	18	90	14,5	66	19,7	59
Betriebs-/Aufbereitungsanlagen	-	-	-	-	2	9	2	6
Außenhalde	-	-	-	-	3	13,5	10	30
Wall	-	-	-	-	1,8	8	-	-
Wegebau	-	-	-	-	0,2	1	0,6	2
Abstandsfläche/Randwirkung	1,6	11	2	10	0,55	2,5	1	3

Quelle: (NMUEK / NMÖ 2002)

Eine weitere Differenzierung anhand der Luftbilder erwies sich als problematisch, da renaturierte Flächen von Flächen unter Sukzession bzw. in verschiedenen Stadien der Sukzession schwierig zu unterscheiden sind. Abbildung 17 zeigt den Vergleich der unterschiedlichen Flächenkategorien der vom Steine- und Erden-Rohstoffabbau betroffenen Flächen in Sachsen-Anhalt. In der Auswertung werden Flächen des Nass- und Trockenabbaus zusammengefasst. Die Betriebsflächen (hellrot) bilden dabei einen Durchschnitt des Nass- und Trockenabbaus und beinhalten Halden, Aufbereitungsanlagen, Zuwegungen und Standorte der Tagesanlagen. Unter aktiven Abbauflächen (orange) sind ausschließlich terrestrische Areale zusammengefasst, welche somit größtenteils dem Trockenabbau zuzurechnen sind. Auch die renaturierten Flächen (grün) beinhalten ausschließlich terrestrische Bereiche, allerdings auch unter Sukzession stehende Flächen des Tagebaus, welche nicht renaturiert wurden. Somit sind ruhende Bereiche in den aktiven Abbauflächen enthalten. Unter Wasserflächen (blau) werden sowohl unter Abbau stehende Bereiche als auch ruhende Bereiche zusammengefasst.

Abbildung 17: Vergleich der unterschiedlichen Nutzungskategorien der vom Steine- und Erden-Rohstoffabbau betroffenen Flächen in Sachsen-Anhalt in den Jahren 2005 und 2009



Quelle: (LAGB Sachsen-Anhalt 2012)

Die gegebenen Daten zeigen, dass bis zu 10 % der Tagebaufläche als Betriebsfläche (inkl. Wegen) und etwa 90 % als Abbaufläche inkl. brachgefallener Flächen (mit- und ohne sichtbares Sukzessionsstadium) anzunehmen sind.

Die Herleitung der direkt unter Abbau befindlichen Flächen wird in den folgenden Absätzen weitergeführt.

Anzurechnende Flächen

Der Flächenbelegung durch Gesteinsabbau können prinzipiell zwei Herangehensweisen zu Grunde gelegt werden:

3. Anrechnung der gesamten Tagebaufläche wie in Ecoinvent über die gesamte Betriebsdauer hinweg, d.h. dass jeder entnommenen Tonne Gestein die komplette Fläche angerechnet wird
4. Anrechnung der Fläche, welche in einem Jahr beansprucht wird

Der erste Ansatz würde immer die Fläche zum Ende der Betriebsdauer berücksichtigen und nicht die aktuell in einem Jahr beanspruchte Fläche. So würden auch unverritzte Flächen⁷⁹, die z. B. über zehn Jahre als Wald bestehen bleiben, eine Flächenbelegung erhalten. Zudem werden in diesem Ansatz auch unter Sukzession stehende und teilweise renaturierte oder rekultivierte Flächen mit einer Flächenbelegung versehen. Insbesondere bei rekultivierten Flächen mit einer Nachnutzung (Wald oder Acker) besteht die Gefahr einer Doppelbelegung derselben Fläche.

Hierzu sei an dieser Stelle auch für den Tagebau auf folgendes Grundprinzip des Konzepts des *Flächenrucksacks* verwiesen (Reißmann / Fehrenbach 2019):

⁷⁹ Als unverritztes Feld bezeichnet man den Teil einer Lagerstätte, der ausgewiesen aber noch nicht in Betrieb genommen ist.

Einem Produkt oder Dienstleistung ist nur die Fläche als Belegung anzurechnen, die nicht für eine andere Nutzung (sprich für die Bereitstellung anderer Produkte oder Dienstleistungen) zur Verfügung steht. (Siehe Kapitel 2.1)

Zudem können Steinbrüche, Baggerseen und Kiesgruben „Trittsteinbiotope“ und „Reserveflächen“ für die biologische Vielfalt darstellen. Die Anrechnung der kompletten Fläche, mit Bereichen, die unter Sukzession stehen, ist nicht mit einem dauerhaft bewirtschafteten Acker oder Wald vergleichbar.

Deshalb werden für die Flächenbelegung durch den Abbau von Gesteinen im Tagebau nur diejenigen Flächen angerechnet, welche aktuell für den Abbau in einem Jahr beansprucht werden:

- ▶ Unter Abbau befindliche Fläche
- ▶ Standfläche der mobilen Fördertechnik
- ▶ Betriebsgebäude und Aufbereitungsanlagen
- ▶ Stationäre Fördertechnik (Maschinen, Förderbänder, Eisenbahntrassen, Gondelsysteme)
- ▶ Fahrwege
- ▶ Lagerhalden
- ▶ Abraumhalden und Schutthalden

Die Daten für die Belegung nach diesen Flächen für verschiedene mineralische Rohstoffe finden sich im Teilbericht III Kapitel 3.2.4.

4.3.3 Bewertungssystem für Tagebauflächen

Für die Einordnung der durch den Abbau von Gesteinen beanspruchten Flächen in das Hemerobie-Klassensystem wird eine pragmatische Herangehensweise gewählt. Die Nutzungskategorien werden in zwei Gruppen zusammengefasst:

- ▶ Versiegelte Industrieflächen, die dauerhaft beansprucht werden:
 - Lagerhalden
 - Betriebsgebäude, Aufbereitungsanlagen, Förderungstechnik
- ▶ Abbauflächen, die einer zeitlich punktuellen Beanspruchung unterliegen:
 - Fläche unter Abbau
 - Abraumhalden und Schutthalden
 - Fahrwege

Die versiegelten Industrieflächen sind der Hemerobieklasse VII zuzuordnen.

Alle anderen Abbauflächen können aufgrund ihrer zeitlich punktuellen Beanspruchung und einer darauffolgenden Sukzession auch naturnähere Klassen erreichen. Besonders Natursteinbrüche zeichnen sich durch vielfältige kleinräumige Lebensräume mit unterschiedlichen Sukzessionsstadien aus und bilden wichtige Trittsteinbiotope und Sekundärlebensräume. Sie stellen ein

wertvolles Rückzugsgebiet für viele gefährdete Arten der Trockenstandorte und Auen dar und besitzen deshalb einen hohen Stellenwert für den Arten- und Biotopschutz. „Die meisten Steinbrüche vereinen mit ihren wassergefüllten Senken und Felshängen sowohl Feucht-, als auch extreme Trockenstandorte auf engstem Raum. Seltene Amphibienarten wie Wechselkröte, Kreuzkröte sowie Erdkröte und Gelbbauchunke finden hier geeignete Lebensbedingungen“ (IUS Weisser und Ness 1999). Für viele dieser Arten ist der Steinbruch deshalb von so großer Bedeutung, weil während des Abbaus fortwährend neue Wanderbiotope entstehen. Ein typisches Beispiel sind die immer wieder neu entstehenden Fahrspuren von Schwer-LKWs. Allerdings benötigen viele Wanderbiotope auch eine längere Entwicklungszeit. Deshalb werden in (Friedel et al. 2008) alle Flächen, auf denen mindestens zwei bis drei Jahre lang kein aktiver Abbau erfolgt, als Wanderbiotope bezeichnet.

Die Bedeutung von Steinbrüchen für die Flächenausdehnung und den Verbund von Biotopen wird in (IUS Weisser und Ness 1999) mit einer potenziell sehr hohen Wichtigkeit eingestuft, vergleichbar mit naturnahen Wäldern.

Die Gesamtfläche eines Steinbruchs könnte sich potenziell sehr nahe an einem naturnahen Zustand befinden. In der Ökobilanz wird allerdings, wie oben beschrieben, nur die tatsächlich in einem Jahr beanspruchte Fläche einbezogen. Diese Flächen werden zwar zeitlich nur punktuell beansprucht und danach u.a. für eine Sukzession freigegeben, aber in demselben Jahr ist eine naturnahe Entwicklung nur bedingt möglich.

In (Küpfer 2016) und (Vogel / Breunig 2005) werden unter Abbau befindliche terrestrische morphologische Biotope (z. B. anthropogen freigelegte Felsbildung) in Wertstufe I (keine bis sehr geringe naturschutzfachliche Bedeutung) bis maximal Wertstufe III (mittlere naturschutzfachliche Bedeutung) eingeordnet. Werden die Hemerobie-Klassen den Biotopwert-Wertstufen gegenübergestellt, so würde dies den Hemerobie-Klassen V bis VII entsprechen.

Aus diesen Gründen werden die in dem aktuellen Jahr beanspruchten Abbauflächen – innerhalb der Hemerobie-Methodik – zwischen Klasse V (bedingt halbnatürlich) und VII (nicht-natürlich) eingeordnet.

Die Bestimmung der Hemerobie des Abbaus von Gesteinen erfolgt anhand eines Bewertungsrasters, welches den Fokus zum einen auf die Schwere des Eingriffs und die potenziell natürliche Entwicklung und zum anderen auf die Dauerhaftigkeit des Eingriffs legt (Tabelle 22).

Jede Messgröße besteht aus Wertstufen, die dem Bewertungsraster für Waldökosysteme und Landwirtschaft ähneln. Um keine Genauigkeit vorzutäuschen, und da nur drei Hemerobie-Klassen für den Tagebau zur Verfügung stehen, werden die Messgrößen nur durch drei unterschiedliche Wertstufen bzw. Ausprägungen des Tagebaus definiert (Tabelle 23). Wertstufe 1 stellt dabei die geringste Hemerobie und Wertstufe 3 die höchste der Messgröße des Abbaus im Tagebau dar.

Tabelle 22: Kriterien und Messgrößen zur Hemerobiebestimmung von Abbauflächen

Kriterium	Messgröße
1: Schwere des Eingriffs	Kapazität Fördermaschinen [m ³ /h]: Wie viel Fläche/Masse unterliegt punktuell der Beanspruchung? Jährlicher Abbau pro Lagerstätte [t/a]: Wie viel Fläche unterliegt dem Eingriff? Eingriff in den Wasserhaushalt Verkipfung: Wird eine Sukzession durch Verkipfung gestört?
2: Biotopentwicklung: Wie hochwertig und wichtig ist die Abbaufläche und welche Entwicklungsmöglichkeiten bieten sich?	Biotopwert (I-III) Ausbildung von Kleinbiotopen (Strukturreichtum) und Möglichkeit der Sukzession Hochwertigkeit der natürlichen Entwicklung ohne menschlichen Eingriff Wichtigkeit für den Biotopverbund nach (IUS Weisser und Ness 1999)
3: Dauerhaftigkeit des Eingriffs	Schädliche Hinterlassenschaften vor Ort: Verhinderung einer eigentlich naturnahen Entwicklung Renaturierungspotenzial: Was kann bestenfalls aus der Fläche werden?

Quelle: Eigene Tabelle 2021, ifeu

Tabelle 23: Kriterien und Messgrößen für die Bewertung der Hemerobie von Abbauflächen

Kriterium	Messgröße	Wertstufe 1	Wertstufe 2	Wertstufe 3
1: Schwere des Eingriffs	Kapazität Fördermaschinen [m ³ /h]	< 100 m ³ /h	100 - 1.000 m ³ /h	> 1000 m ³ /h
	Jährlicher Abbau pro Lagerstätte [t/a]	< 100.000 t/a	100.000 – 2 Mio. t/a	> 2 Mio. t/a
	Eingriff in den Wasserhaushalt	Kein Eingriff	Entwässerung, teilweise Grundwasserabsenkung (wenige Lagerstätten)	Grundwasserabsenkung (alle Lagerstätten)
	Verkipfung	Keine Verkipfung	Verkipfung < 50 %	Sofortige Verkipfung, bis 100 %
2: Biotopentwicklung	Biotopwert-Wertstufe nach (Küpfer 2016; Vogel / Breunig 2005)	Potentiell III	Potentiell II	Potentiell I
	Ausbildung von Kleinbiotopen (Strukturreichtum) und Möglichkeit der Sukzession	Abbruchkanten/Felsen/Geröllhalden vorhanden		Sofortige Renaturierung, keine Ausbildung
	Hochwertigkeit der natürlichen Entwicklung ohne menschlichen Eingriff	Hochwertige Trittsteinbiotop für seltene Arten	Normale Strauch- und Waldvegetation	Keine Entwicklung möglich

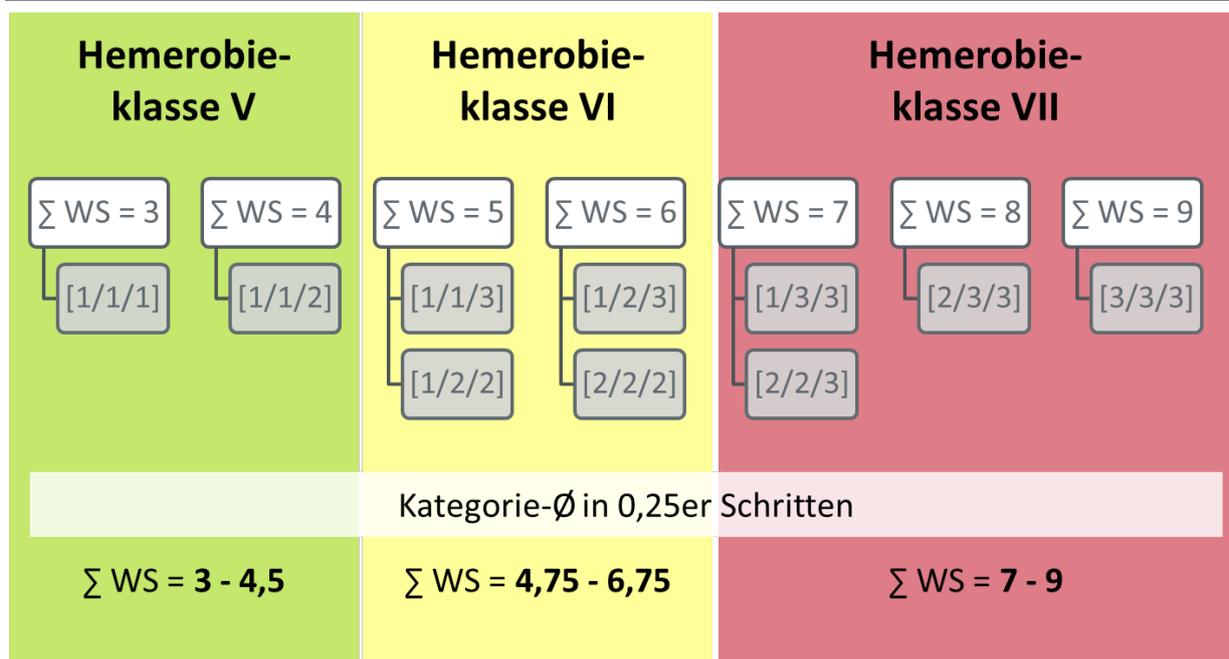
Kriterium	Messgröße	Wertstufe 1	Wertstufe 2	Wertstufe 3
	Wichtigkeit des gesamten Tagebaus für den Biotopverbund	Hoch bis sehr hoch	Mittel	Gering
3: Dauerhaftigkeit des Eingriffs	Schädliche Hinterlassenschaften vor Ort	Keine	Schwermetalleinträge u. Betriebsstoffe, mit einem geringen Einfluss auf die Biotopentwicklung	Hohe Acidität und Schwermetalleinträge
	Renaturierungspotenzial	Hochwertige Biotope mit Biotopwert Klasse V nach 25 Jahren	Biotope mit Biotopwert Klasse IV nach 25 Jahren	Mittelwertige Biotope mit Biotopwert Klasse III nach 25 Jahren

Quelle: Eigene Tabelle 2021, ifeu

Zuordnung einer Fläche in eine Hemerobieklasse

Die Aggregation der einzelnen Messgrößenergebnisse erfolgt wie bei Waldsystemen und landwirtschaftlichen Systemen mathematisch so einfach wie möglich. Für die Zuordnung einer Messgröße in Wertgruppe 1 wird ein Punkt vergeben, für Wertgruppe 2 sind es zwei und letztendlich für die letzte Wertgruppe drei Punkte. Die Punktwerte eines Kriteriums ergeben jeweils den arithmetische Mittelwert. Im Gegensatz zu den anderen Landnutzungsformen erfolgt die Zuordnung zu den Hemerobieklassen nicht auf Grundlage der Mittelwerte der Kriterien, sondern der Summenbildung über die drei Kriterien hinweg. Den zwischen 3 und 9 liegenden Summen der Wertegruppen ($\sum WG$) werden die für die Abbauflächen vorgesehenen Hemerobieklassen V bis VII entsprechend in Abbildung 18 zugeordnet.

Abbildung 18: Struktur des messgrößenbasierten Punktwertverfahrens für Tagebauflächen (WS = Wertstufe)



Quelle: Eigene Darstellung 2021, ifeu

Dieses Vorgehen wurde für die Abbauflächen gewählt, da in diesem Fall die Summenbildung eine eindeutige Zuordnung der Ergebnisse ohne Rundung zulässt. Zudem wird sichergestellt, dass die Ergebnisse möglichst gleichmäßig über die Klassen verteilt werden. So wird für die Hemerobieklassen VI und VII eine Spannbreite von 2 ($\Sigma WG = 4,75-6,75$ bzw. 7-9) und der Klasse V eine Spannbreite von 1,5 ($\Sigma WG = 3-4,5$) veranschlagt. Dies wird damit begründet, dass eine Fläche, die die Hemerobiekategorie V erreicht, maximal in einer Kategorie den Wert 2 und in keiner den Wert 3 besitzt und alle Abbauflächen mit Hemerobiekategorie VI nur in einer Kategorie den Wert 3 aufzeigen. Dass die Hemerobiekategorie V nur eine Spannbreite von 1,5 aufweist, ist zudem gleichlaufend mit den Einteilungen der anthropogen beeinflussten Gesteinsschutt- und Haldenflächen der Biotopwerte, die die meisten unter Abbau befindlichen Flächen in die Biotopwertstufen I bis II einstufen (Küpfer 2016; Vogel / Breunig 2005)).

4.3.4 Untertagebau sowie Flächen der Onshore- und Offshore-Förderung

Für Untertagebau sowie die Onshore- und Offshore-Förderung von Erdöl und Erdgas werden Flächen für Abraumhalden und Schutthalden, Fahrwege, Lagerhalden, Betriebsgebäude, Aufbereitungsanlagen und Förderungstechnik beansprucht. Diese Flächen werden wie die entsprechenden Flächen im Tagebau behandelt. Die versiegelten Industrieflächen (Lagerhalden, Betriebsgebäude, Aufbereitungsanlagen, Förderungstechnik) werden der Hemerobiekategorie VII zugeordnet. Fahrwege unterliegen im Gegensatz zu Fahrwegen im Tagebau ebenfalls einer dauerhaften Beanspruchung und werden deshalb auch der Klasse VII zugeordnet. Bei Abraumhalden und Schutthalden wird entsprechend dem Kriterienkatalog für Tagebaustätten verfahren.

4.4 Andere Siedlungsflächen

4.4.1 Definition

Unter der IPCC-Flächenkategorie Siedlungsflächen wird eine Vielzahl verschiedener Flächentypen subsummiert. Darunter sind solche, die mit Versiegelung einhergehen und solche, die unversiegelt (teils sogar begrünt), jedoch stark durch den menschlichen Einfluss geprägt sind. Tabelle 24 fasst die nach Statistischem Bundesamt (Destatis 2020) unterschiedenen Siedlungsflächen zusammen.

Die in Tabelle 24 aufgeführten Siedlungs- und Verkehrsflächen sind größtenteils versiegelte bzw. überbaute Flächen, wobei nicht eindeutig deklariert werden kann, inwieweit es sich um vollversiegelte Flächen handelt, oder ob es nicht auch teil- und unversiegelte Teilflächen gibt. Umgekehrt weisen auch Friedhöfe oder Parkanlagen versiegelte Bereiche auf. Auf der Ebene der Statistik gibt es keine amtliche Erfassung der Bodenversiegelung; hierzu sind Fernerkundungsdaten erforderlich (z. B. des IÖR⁸⁰-Monitors (IÖR 2012) oder die Methode des Länderausschusses für Bodenschutz (LABO), (Frie / Hensel 2009)), wobei auch dies nur eine Schätzung darstellt.

Versiegelte Flächen werden nach der Hemerobiemethode kategorisch mit Klasse VII bewertet. Dies gilt somit für

- ▶ Bauwerke, die im Rahmen von Ökobilanzen für Produkte und Dienstleistungen vorwiegend Produktionsanlagen betreffen (finden sich in Tabelle 24 unter Industrie- und Gewerbefläche, wobei die dortigen Angaben auch nicht versiegelte Flächenanteile enthalten) und
- ▶ Straßen- und Bahnflächen.

⁸⁰ Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung

Tabelle 24: Differenzierung der Siedlungs- und Verkehrsflächen in Deutschland nach Nutzungsarten im Jahr 2019

	Flächenanteile in Deutschland in km ²	Anteil an Gesamtbodenfläche in %
Siedlungsfläche	33.433	9,3
• Wohnbaufläche	13.824	3,9
• Industrie- und Gewerbefläche	6.211	1,7
• Friedhöfe	389	0,1
• Unland, vegetationslose Fläche	3.922	1,1
• Gemischte Flächen: Gebäude mit Freiflächen, Sport-, Freizeit- und Erholungsfläche	11.351	3,2
Verkehrsfläche	18.056	5,0
• Straßenverkehr	9.415	2,6
• Bahnverkehr	1.164	0,3
• Wege (Fahr-, Rad-, Fuß-)	6.728	1,9
• Flughäfen	375	0,1
• Hafenanlagen	25	0,01
Unland, vegetationslose Fläche	3.922	1,1
Tagebau, Grube, Steinbruch	1.495	0,4
Halde, Bergbaubetrieb	164	0,05

Quellen: (Destatis 2020)

Anmerkung: Die Landnutzung und deren Flächenausweisung wurden im Nationalen Inventarbericht (NIR) explizit bestimmt für die Jahre 1990 bis 2014 ausgewiesen und werden seither interpoliert.

Die in Tabelle 24 aufgeführten nicht versiegelten Flächen müssen hier differenzierter bewertet werden. Sie können im Rahmen von Ökobilanzen eine Rolle spielen als zu berücksichtigende Begleitfläche von Produktionsanlagen oder im Kontext der Flächennutzungsänderung, wenn z. B. für eine neue Nutzung Flächen, die vormals aus verschiedenen Gründen brach lagen, umgewandelt werden. Zwei Aspekte sind im Folgenden daher genauer auszuarbeiten:

- ▶ Kriterien für die Bestimmung der Hemerobie von derartigen Brachflächen oder „Unland“
- ▶ ein Allokationsansatz für die Anrechnung von Verkehrsflächen auf Transportprozesse

Die ebenfalls benötigte Allokation von Flächen von Produktionsanlagen auf die erzeugten Produkte bedarf keiner umfangreicheren Ableitung. Das Vorgehen ist hier in vollständiger Analogie zu Wald, Agrarflächen oder Rohstoffabbauflächen. Danach wird die Flächenbelegung einer Anlage auf die Jahresproduktionsmenge umgelegt.

4.4.2 Bewertungssystem für Brachflächen

Als Brachflächen werden hier Flächen verstanden, die „seit längerem nicht mehr nach ihrer ursprünglichen Zweckbestimmung genutzt werden“.⁸¹ Sie beziehen neben Industriebrachen und Konversionsflächen auch landwirtschaftliche Brachen ein, da die Kriterienkataloge für Acker- und Grünlandflächen (als Produktionsflächen) eine Nutzung voraussetzen, eine „Nichtnutzung“ in dieser Art dagegen nicht berücksichtigen.

Aufgrund der Ähnlichkeit dieser Brachflächen mit Formen von Acker- und Grünlandflächen stellen deren Kriterienkataloge eine geeignete Grundlage für die Bewertung der Hemerobie dar. Auf diese Weise wird auch eine Konsistenz der Bewertungen hergestellt. Abweichungen liegen im Wesensunterschied von Acker- bzw.- Grünland und Brachflächen begründet. Sie werden hier kurz zusammengefasst:

- ▶ Struktur der Fläche (Messgröße 3): Ein Bezug zu Ökologischen Vorrangflächen (ÖVF) ist hier nicht möglich, daher werden deskriptive Aspekte, wie sie bereits durch (Fehrenbach 2000) für Agrarflächen vorgeschlagen waren, herangezogen.
- ▶ Bei der Größe der Fläche (Messgröße 4) ist die Wertung für vegetationsreiche Flächen wie bei Grünland „je größer, desto besser“. Für vegetationsarme Flächen dagegen ist die Wertung umgekehrt und analog zu Ackerflächen.
- ▶ Diversität in der Landschaft (bei Landwirtschaft Messgröße 5): entfällt hier, da diese Messgröße im Kontext Brachflächen bedeuten würde, dass vegetationsarme Brachflächen im Wald besser bewertet würden als im Agrarland.
- ▶ Bodenbearbeitung (jetzt Messgröße 5) ist gegenüber Landwirtschaft einfacher gestaltet, da solche Eingriffe grundsätzlich auf Brachen wenig erfolgen.
- ▶ Bodenbedeckung (Messgröße 6) ist ebenfalls vereinfacht.
- ▶ Stoffeinträge (Messgröße 7) fasst Dünger und Pestizide zusammen, da auch hier gegenüber Landwirtschaft geringere Eingriffe anzunehmen sind.

Tabelle 25 stellt den entsprechend abgeleiteten Katalog an Kriterien und Messgrößen sowie die Zuordnung der Messgrößenergebnisse in Wertstufen dar.

⁸¹ Definition nach den Nationalen Inventarberichten (NIR) gemäß Kyoto-Protokoll

Tabelle 25: Kriterien und Messgrößen sowie die Zuordnung der Messgrößenergebnisse in Wertstufen für die Bestimmung der Hemerobie von Brachflächen und Unland

Kriterium	Messgröße	Zuordnung zu Wertstufen											
1. Diversität der Flora	1. Artenvielfalt der Fläche	<ol style="list-style-type: none"> Existenz von > 40 Arten auf 100 m² Existenz von 36 - 40 Arten auf 100 m² Existenz von 26 - 35 Arten auf 100 m² Existenz von 10 - 25 Arten auf 100 m² Existenz von < 10 Arten auf 100 m² 											
	2. Anteil seltener Arten	<ol style="list-style-type: none"> Existenz von > 3 Rote-Liste-Arten (inkl. Kategorie V) auf 100 m² Existenz von 1 - 3 Rote-Liste-Arten (inkl. Kategorie V) auf 100 m² Existenz von 0,5 - 0,9 Rote-Liste-Arten (inkl. Kategorie V) auf 100 m² Existenz von < 0,5 Rote-Liste-Arten (inkl. Kategorie V) auf 100 m² Keine Existenz von Rote-Liste-Arten (inkl. Kategorie V) auf 100 m² 											
2. Strukturdiversität	3. Struktur der Fläche	<ol style="list-style-type: none"> großflächige, weitgehend natürlich entwickelte Vegetationsform mit Wechsel von waldartigen Strukturen mit Gehölzen und Grünlandflächen linienförmige, weitgehend natürlich entwickelte, gehölzreiche Vegetationsform, über weite Strecken (mind. 1 km) vernetzt kleinräumige linien- oder punktförmige, gehölzhaltige Vegetationsform monotone, mit spärlicher Vegetation bewachsene Fläche, die mit geringen Maßnahmen (z. B. seltenes Mähen, gelegentliche Schafsbeweidung) in diesem Zustand gehalten wird monotone, nahezu vegetationslose Fläche, die regelmäßig durch entsprechende Maßnahmen in diesem Zustand gehalten wird 											
	4. Größe der Fläche (gegenläufige Wertung nach Art der Fläche)	<table border="0"> <tr> <td>Vegetationsreiche Fläche</td> <td>Vegetationsarme Fläche</td> </tr> <tr> <td>1. > 5 ha</td> <td>1. -</td> </tr> <tr> <td>2. 1 bis <5 ha</td> <td>2. <0,1 ha</td> </tr> <tr> <td>3. 0,5 bis <1 ha</td> <td>3. 0,1 bis <0,5 ha</td> </tr> <tr> <td>4. 0,1 bis <0,5 ha</td> <td>4. 0,5 bis <1 ha</td> </tr> <tr> <td>5. < 0,1 ha</td> <td>5. ≥ 1 ha</td> </tr> </table>	Vegetationsreiche Fläche	Vegetationsarme Fläche	1. > 5 ha	1. -	2. 1 bis <5 ha	2. <0,1 ha	3. 0,5 bis <1 ha	3. 0,1 bis <0,5 ha	4. 0,1 bis <0,5 ha	4. 0,5 bis <1 ha	5. < 0,1 ha
Vegetationsreiche Fläche	Vegetationsarme Fläche												
1. > 5 ha	1. -												
2. 1 bis <5 ha	2. <0,1 ha												
3. 0,5 bis <1 ha	3. 0,1 bis <0,5 ha												
4. 0,1 bis <0,5 ha	4. 0,5 bis <1 ha												
5. < 0,1 ha	5. ≥ 1 ha												
3. Bodenschutz	5. Bodenbearbeitung	<ol style="list-style-type: none"> - - kein mechanischer Eingriff in den Boden gelegentliche mechanische Eingriffe in den Boden regelmäßige tiefgründige Eingriffe in den Boden oder Boden so stark verdichtet, dass Vegetationsentwicklung unterdrückt. 											
	6. Bodenbedeckung	<ol style="list-style-type: none"> Boden durch flächendeckende mehrstufige Vegetation vollständig und dauerhaft bedeckt Boden abwechslungsreich durch krautigen Bewuchs, Gräser sowie Gehölze vollständig bedeckt Boden durch krautigen Bewuchs vollständig bedeckt spärliche Vegetation nahezu vegetationsfreie Fläche, aufgebracht Schotter 											

Kriterium	Messgröße	Zuordnung zu Wertstufen
4. Stoffeinträge	7. Düngung, Pflanzenschutzmittel oder andere ökotoxische Stoffe	1. kein Aufbringen von chemischen Stoffen, keine Düngung 2. – 3. kein Aufbringen von chemischen Stoffen, aber gelegentliche Düngung 4. gelegentlicher (nicht jedes Jahr) Einsatz von Bioziden und Düngung 5. regelmäßiger Einsatz von Bioziden und/oder Eintrag von militärischen Kampfstoffen (während früherer Nutzung) hoher Schadstoffeintrag durch Verkehrswege

Quelle: Eigene Tabelle 2021, ifeu nach (Fehrenbach 2000)

Wie bei den landwirtschaftlichen Systemen erfolgt die Zuteilung zu einer Hemerobiemittelwertbildung innerhalb der Kriterien und über die Kriterien. Es ergibt sich als Resultat auch hier ein Wert zwischen 1 und 5. Analog zu den landwirtschaftlichen Flächen erfolgt schließlich die Einordnung in die für Brachlandflächen vorgesehenen Hemerobiemittelwertklassen III bis VI zugeteilt (Tabelle 26).

Tabelle 26: Zuteilung von Brachlandflächen in die vorgesehenen Hemerobiemittelwertklassen III bis VI nach Wertpunkten

Mittelwert der Kriterien	Hemerobiemittelwertklasse
1 bis < 2	III
2 bis < 3	IV
3 bis < 4	V
4 bis 5	VI

Quelle: Eigene Tabelle 2021, ifeu

4.4.3 Allokationsansatz für die Anrechnung von Verkehrsflächen auf Transportprozesse

Die Erstellung von Verkehrsinfrastrukturen (Straßen, Schienen, Kanäle etc.) bedingt die Umwandlung von natürlichen in künstliche Flächen. Während der Nutzung dieser Fläche entsteht eine Flächenbelegung, wodurch die Fläche nicht in ihren natürlichen Zustand zurückkehren kann.

Für den Transport von Gütern und Dienstleistungen beanspruchte Verkehrsflächen sind in aller Regel versiegelt und daher grundsätzlich in Klasse VII einzustufen. Dies gilt auch für Bahntrassen, die zwar nicht vollversiegelt sind, auf denen Aufwuchs jedoch dauerhaft verhindert wird, und unter welchen vielfach auch Drainagen installiert sind. Aufgrund dieses dauerhaft starken menschlichen Eingriffs wird die Einstufung in Klasse VII als gerechtfertigt angesehen.

Hinzu kommen außerdem weitere Flächen wie begrünte Mittelstreifen und Randstreifen, die ursächlich mit den Verkehrsflächen begründet sind und keiner anderweitigen Nutzung zur Verfügung stehen.⁸² Sie sind jedoch nicht mit einer versiegelten Fläche gleichzusetzen. Wie dem vorigen

⁸² ggf. muss hier zukünftig eine Abgrenzung zu Freiflächen-PV getroffen werden, wenn diese Art Anlagen verstärkt auf Verkehrsrandstreifen errichtet werden sollten.

Kapitel 4.4.2 zu entnehmen ist, werden Böschungsflächen (begrünte Mittelstreifen und Randstreifen) in Klasse V eingestuft.

Da Verkehrsflächen von verschiedenen Verkehrsmitteln des Güter- und Personenverkehrs überschneidend genutzt werden, ist es notwendig, die Flächen entsprechend ihrer Nutzung aufzuteilen. Hierzu gibt es verschiedene Allokationsvarianten, von denen zwei hier betrachtet, und die ausführlich im UBA-Bericht „Ökologische Bewertung von Verkehrsarten“ von (Allekotte et al. 2020) beschrieben werden:

- ▶ Allokationsvariante A (nach temporärer Flächenbelegung und Fahrleistung). „Variante A wurde vom Umweltbundesamt vorgeschlagen, ist aber in der Ökobilanzierung nicht üblich und nicht kompatibel mit den spezifischen Umweltkosten aus NEEDS“ (Allekotte et al. 2020 p. 21).
- ▶ Allokationsvariante B (nach Standfläche des Fahrzeugs und Fahrleistung). Der Fokus wird in diesem Bericht auf dieser Variante liegen, da Variante B in vielen Ökobilanzen angewendet wird, wie beispielsweise in der ecoinvent-Datenbank, und somit eine starke Grundlage hat.

Erläuterungen zur Berechnung der Varianten sind in nachfolgender Textbox aufgeführt.

Als Basis wird die Variante B erachtet. Im Berichtsteil III – Daten – sind die resultierenden spezifischen Belegungsfaktoren für verschiedene Transportoptionen spezifisch für Tonnenkilometer (tkm) und Personenkilometer (Pkm) zusammengestellt.

Erläuterungen zur Berechnung der Allokationsvarianten aus (Allekotte et al. 2020 p. 67)

„Variante A basiert auf der Flächenbelegung durch Einzelfahrzeuge während der Fahrt unter Berücksichtigung der Zeit, die das Fahrzeug benötigt, um einen Kilometer zurückzulegen ($m^2 \cdot sec / Fzkm$) sowie der jährlichen Fahrleistung, mit der diese Flächenzeit multipliziert wird. Grundsätzlich wird hierbei die Fahrzeuglänge und der systembedingte Mindestabstand zwischen zwei Fahrzeugen – z. B. der Bremsweg bei Straßenfahrzeugen oder der Abstand, der durch die Sperrung von Bahnabschnitten für andere Züge in der Zeit, in der ein Zug den Abschnitt befährt, entsteht („Blockabstand“) – addiert und diese Summe mit der Spurbreite multipliziert. Bei Fahr- und Kleinmotorrädern wird neben der Fahrzeugbreite zusätzlich nur der Teil der Spurbreite angerechnet, der als Abstand für sicheres Überholen erforderlich ist. Die entsprechenden Flächenzeiten pro Fahrzeug- und Straßentyp (die Fläche hängt von Fahrzeug, Geschwindigkeit, Spurbreite und ggf. Systemtechnik ab) werden als Basis für die Allokation der Verkehrsflächen auf die Fahrzeugtypen verwendet. [...]

Variante B basiert auf dem Ansatz, dass die benötigte Verkehrsfläche einerseits mit der jährlichen Fahrleistung und andererseits mit der Fahrzeuggröße (Standfläche) zusammenhängt. In dieser Variante werden die Flächen der Fahrzeuge (Fahrzeuglänge x Fahrspurbreite) mit den Fahrleistungen der Fahrzeuge multipliziert. Bei Fahr- und Kleinmotorrädern wird allerdings nicht die benötigte Fahrspurbreite berücksichtigt, sondern nur die Breite des stehenden Fahrzeugs (0,5 m). Die resultierenden Werte werden für die Allokationsverhältnisse verwendet.“

4.5 Überlegungen zum Umgang mit besonders schwerwiegenden Auswirkungen auf die Umwelt

Das Stufenkonzept des Hemerobieansatzes sieht als schlechtesten möglichen Fall der Charakterisierung die Klasse VII vor, welche Versiegelungen, Überbauungen, einen Großteil der Abbauflächen sowie Halden und Deponien umfasst. Im Rahmen des Projekts wurde die Frage aufgeworfen, ob bestimmte Formen der Flächenbelegung, die besonders schwerwiegende Wirkungen in Richtung einer dauerhaften und über die Nutzungsfläche hinausgehende Kontamination und damit einen weiteren Verlust von Natürlichkeit und Biodiversität mit sich führen, sachgerecht bewertet werden können. Diese Frage stellt sich insbesondere für Rohstoffabbauflächen oder Abraumhalden, die zum einen den Standort selbst über die Nutzungsphase hinaus dauerhaft in einem vollständig überprägten Zustand hinterlassen und darüber hinaus auch weitere Bereiche angrenzender Ökosysteme durch das Eintragen toxischer Minenabwässer hochgradig und ggf. irreversibel degradieren können.⁸³

Diese Thematik der schwerwiegenden Auswirkungen auf die Umwelt betrifft sowohl bestimmte Metalle bzw. Erze (v.a. Gold, Platingruppen, Kupfer) als auch den Braunkohletagebau.

Folgende offenen Fragen gilt es hierbei zu beantworten:

- ▶ Sollte die Skala der Charakterisierungsfaktoren über den bisherigen Höchstwert von 1 (für Fläche VII) hinausgehen?
- ▶ Welche dieser negativen Wirkungen auf Ökosysteme (sprich mit verändernden Wirkungen auf die Qualität von Flächen) würden im Rahmen einer umfassenden Ökobilanz durch eine andere Wirkungskategorie ausreichend abgefangen?

Ökotoxizität, terrestrisch wie auch aquatisch wäre(n) hier die naheliegende(n) Kategorie(n) um die negativen Auswirkungen auf Ökosysteme abzubilden. Aus dem Prozess „Erzabbau“ wären alle abwasserseitigen Lasten wie auch luftseitigen Emissionen mit dieser Wirkungskategorie erfasst. Tatsächlich würde eine zusätzliche Einbeziehung dieser Emissionen in die Bewertung der Fläche mit der Wirkungscharakterisierung nach Hemerobie die Effekte in doppelter Weise bewerten. Dies wäre zwar kein „Verstoß“ gegen Ökobilanz-Regeln, da sowohl der auf Fläche bezogene Hemerobieansatz als auch die emissionsbezogene Wirkungskategorie Ökotoxizität unterschiedliche Midpoint-Kategorien⁸⁴ sind. Andererseits ist das übergeordnete Schutzgut *intakte Ökosysteme*⁸⁵ in beiden Fällen wiederum nahezu identisch. Neben diesen grundsätzlichen Aspekten ist dabei auch eine technische Herausforderung zu lösen: Da die Bezugseinheit hier die Fläche ist, müsste für das Abbauprodukt der ökotoxische Wirkbereich in der Fläche bestimmt werden. Dies kann in Einzelfallanalysen durch Studien zwar erfasst werden, auf generischer Basis liegen hierzu jedoch weder Daten noch ausreichende Bewertungsmodelle vor.

⁸³ Es sei angemerkt, dass nicht bestimmungsgemäße Betriebsereignisse, wie z.B. Störfälle und Havarien, üblicherweise nicht in der in der Systemdefinition von Ökobilanzen enthalten sind. Hier geht es vielmehr darum, was an Umweltlasten durch den „regulären“ Betrieb entsteht.

⁸⁴ Midpoint Kategorien konzentrieren sich auf einzelne Umweltprobleme, z. B. Klimawandel oder Versauerung. Endpunkt- Kategorien zeigen die Umweltauswirkungen auf einer höheren Aggregationsebene, wie die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, auf die Biodiversität und auf die Ressourcenknappheit.

⁸⁵ Konkrete Schutzgüter:

Für den Hemerobie-Ansatz: standortbezogene Selbstregulation von Ökosystemen (siehe Kapitel 3.1)
Für Ökotoxizität i.d.R. einfach nur: Ökosysteme (Detzel et al. 2016b)

Grundsätzlich werden ökotoxische Emissionen eines Rohstoffabbaus in Ökobilanzen im Rahmen der Wirkungskategorie Ökotoxizität behandelt. Daher sollte dieser Wirkaspekt nicht zusätzlich in die Bewertung von Flächen einbezogen werden.

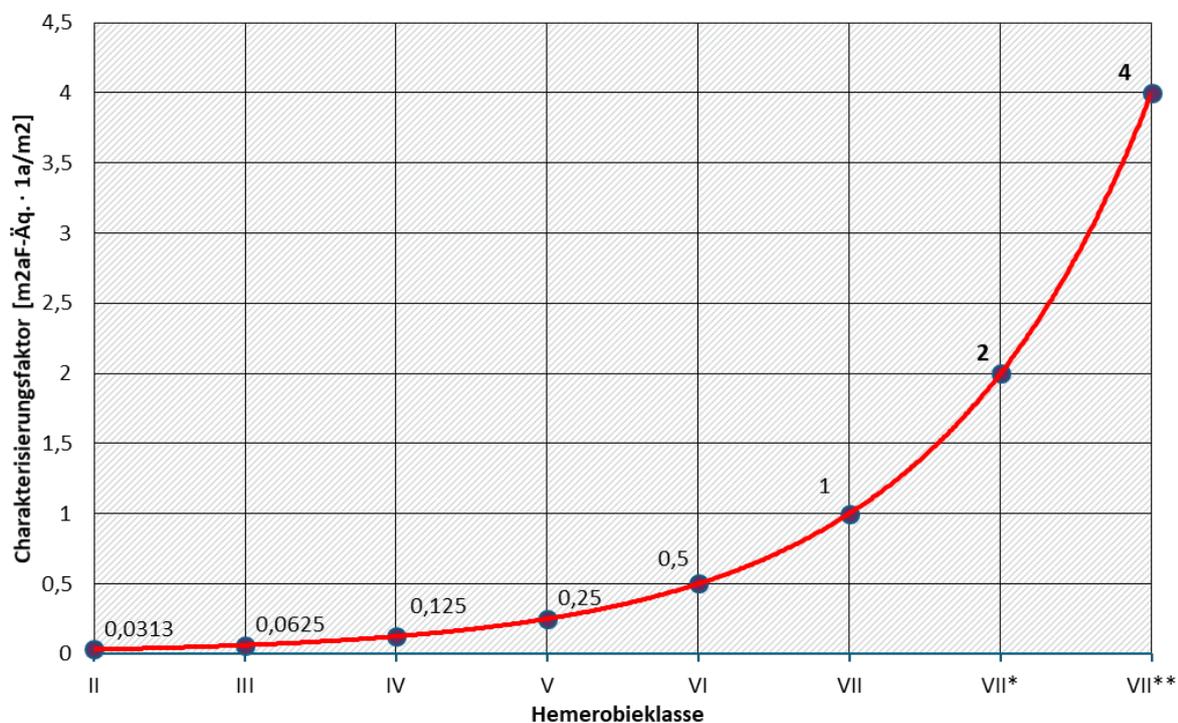
Die erste Frage dagegen richtet sich auf die Bewertung der belegten Fläche selbst: Kann durch die Nutzung eine Fläche aus Sicht des Schutzguts diese Fläche schwerwiegenderen Wirkungen unterliegen als dem, was im Wesentlichen unter „versiegelt“ charakterisiert wird? Mit der Maßgabe des gesunden Menschenverstands wäre diese Frage klar zu bejahen. Versiegelungen lassen sich rückgängig machen, sogar Deponiekörper können rückgebaut werden, und rein mechanische Devastierungen (z. B. Steinbrüche) renaturieren recht zügig nach Nutzungsende.

Der Aspekt hat zwei Seiten:

- ▶ die Qualität der Fläche an sich: ist der Faktor 1 für die Charakterisierung ausreichend, braucht es einen Faktor >1?
- ▶ die Zeit: liegt das Problem vorrangig darin, dass die Belastung nicht, nur langfristig oder ggf. gar nicht reversibel ist, es also längere Zeiträume braucht, bis eine Nutzung für andere Zwecke möglich ist?

Im Hinblick auf die Frage der Erweiterung der Skala der Charakterisierungsfaktoren erscheint eine Fortsetzung der Skala als „technisch“ einfach lösbar. In der Logik des angewandten Prinzips der Verdopplung bzw. Halbierung zwischen den Klassen wäre ein Faktor 2, 4 oder sogar 8 kompatibel mit dem Prinzip (siehe auch die beispielhafte Darstellung in Abbildung 19).

Abbildung 19: Beispielhafte Darstellung einer Erweiterung der Charakterisierungsfaktoren über den Faktor 1 hinaus



Quelle: Eigene Darstellung 2021, ifeu

Sehr viel schwerer ist die empirische Begründung genau dieser Werte. Das in Kapitel 3.3 beschriebene Charakterisierungsmodell für die Hemerobie-Klassen beruht, anders als das Global

Warming Potential oder Versauerungspotenzial, nicht direkt auf mess- und skalierbaren naturwissenschaftlichen Größen. Die Schritte zwischen den Charakterisierungsfaktoren (Halbierung) werden ausgehend vom Referenzwert 1 – der gleichzeitig das (derzeitige) Maximum darstellt – mit empirischen Argumenten begründet. Für die Zuweisung von Faktoren über das bisherige Maximum hinaus lassen sich solche empirischen Argumente weit weniger begründen. Ein Faktor 2, 4 oder gar viel größer, das mag angesichts sehr gravierend geschädigter Flächen vernünftig erscheinen. Dafür, welcher Faktor jedoch genau für welche ökologischen Zustände angewandt werden soll, liegt bisher kein schlüssiges Konzept vor. Die Festlegung eines entsprechenden Faktors würde derzeit auf einer gänzlich subjektiven Basis erfolgen.

Im Sinne einer Sensitivitätsanalyse soll jedoch am Fallbeispiel „Strom“ die Auswirkung eines erhöhten Charakterisierungsfaktors betrachtet und diskutiert werden (siehe Teilbericht II, Fallbeispiel Strom).

Grundsätzlich bestünde auch die Möglichkeit, bei Siedlungsflächen mit Hemerobieklasse VII eine Erläuterung des genauen Zustandes beizufügen, die auf weitere schwerwiegende Faktoren der Art der Nutzung hinweist. Dieser Hinweis könnte, wie in Abbildung 19 dargestellt, mit einem VII* oder VII** verbunden sein, in Analogie zur „Sternchen-Markierung“ von „gefährlichen Abfällen“ entsprechend der Kennzeichnung nach Abfallverzeichnis-Verordnung. Es sei jedoch betont, dass zusätzliche Erläuterungen in Ökobilanzen generell schlecht anwendbar sind.

5 Der Ansatz für Flächennutzungsänderung

Gemäß dem Projektziel umfasst das Konzept des Flächenrucksacks neben der „temporären Flächenbelegung“ auch die „Flächennutzungsänderung“. Dabei sollen sowohl direkte wie auch indirekte Effekte einbezogen werden.

Die beiden Belastungskategorien – Flächenbelegung und Flächennutzungsänderung – unterscheiden sich grundlegend in der Dimension, weswegen eine rechnerische Verbindung zu einem Gesamtwert im Grunde genommen auszuschließen ist.

Wie sollen nun direkte und indirekte Flächennutzungsänderung für konkret benannte, aber ansonsten generalisierte Güter und Dienstleistungen, wie sie für die Anwendung in Ökobilanzen benötigt werden (z. B. von 1 kg Biodiesel aus Rapsöl in Europa erzeugt oder von 1 kWh Solarstrom aus Freiland PV in Deutschland), bestimmt werden? Die bestehenden – und im Folgenden beschriebenen – Bilanzierungsansätze zielen durchweg auf die Berechnung von Treibhausgasemissionen. Dies bedarf selbstverständlich stets flächenbezogener Eingangsdaten.

5.1 Ansätze zur Berechnung von Landnutzungsänderung (LUC)

Die wesentlichen Ansätze zur Berechnung von Landnutzungsänderung finden sich in folgenden Kontexten:

- ▶ Im Rahmen der nationalen Berichterstattung des UNFCCC⁸⁶
- ▶ Bei den Nachhaltigkeitsanforderungen der RED⁸⁷ in Form der
 - direkten Landnutzungsänderung (dLUC), sowie der
 - indirekten Landnutzungsänderung (iLUC),
- ▶ als Ergebnis des UBA-Projekts BioEm (Fehrenbach et al. 2016) mit dem Konzept der attributiven LUC (aLUC).

(Fehrenbach et al. 2020) haben diese Ansätze auf ihre Eignung für die Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen in Ökobilanzen überprüft. Die Einschätzungen sind in Tabelle 27 zusammengefasst.

5.2 aLUC als Basis für die Flächennutzungsänderung im Konzept des Flächenrucksacks

Auf Basis der in Tabelle 27 zusammengestellten Argumente wird das Prinzip des aLUC als der für Sachbilanzen geeignete Ansatz und somit auch als Komponente zur Einbeziehung der Flächennutzungsänderung ausgewählt. Weitere Details zur Methodik des Ansatzes sowie Daten finden sich bei (Fehrenbach et al. 2020), die auch eine Reihe von Daten zum aLUC von Agrargütern für zahlreiche Länder zur Verfügung stellen. Auch eine Reihe neuerer Arbeiten nehmen darauf Bezug, z. B. das laufende UBA-Projekt „Online-Verbraucherinformation zum nachhaltigen Konsum: Wissenschaftliche Datenbasis für Bilanzierungsinstrumente und sozialwissenschaftliche Auswertungen“ (Paar / Dingeldey 2021) oder das Projekt „Klima und energieeffiziente Küche“ (Reinhardt et al. 2020). Hierbei dient der aLUC-Ansatz zur Berechnung von CO₂-Emissionen.

⁸⁶ United Nations Framework Convention on Climate Change, Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen

⁸⁷ Renewable Energies Directive, Erneuerbare-Energien-Richtlinie

Tabelle 27: Ansätze zur Berechnung von Landnutzungsänderung und ihre Eignung für Ökobilanzen

Ansatz	Vorgehensweise	Eignung für Ökobilanzen
Landnutzungsänderung im Kontext der nationalen Berichterstattung	Die jährlichen Veränderungen des nationalen Kohlenstoffhaushalts, die durch Änderungen der Landnutzung entstehen über ein Gleichgewichtsmodell berechnet.	Nein, da nicht auf einzelne Produkte und Dienstleistungen allozierbar.
direkte Landnutzungsänderung (dLUC)	Tatsächliche Landnutzungsänderung am Anbauort eines konkreten Produkts; im Rahmen der RED ist per Zertifizierung für jede Lieferung nachzuweisen, ob der Rohstoff von einer Fläche mit Landnutzungsänderung (nach 2008) stammt oder nicht, z. B. eine bestimmte Lieferung Palmöl.	Nur auf konkrete Produkte mit Herkunftsnachweis zu beziehen; keine Übertragbarkeit auf Produkte wie z. B. Palmöl im Allgemeinen.
indirekte Landnutzungsänderung (iLUC)	Durch die Herstellung eines Produkts induzierte Landnutzungsänderung, an anderer Stelle als dort, wo die eigentliche Produktion physisch stattfindet. Die Verbindung besteht durch den gemeinsamen (globalen) Markt. Der Ansatz setzt einen (politischen oder ökonomischen) Treiber voraus, eine von außen gesetzte Maßnahme.	Dient der Entscheidungsunterstützung im Rahmen z. B. von möglichen politikgestützten Produkteinführungen, liefert aber keine Information über den Status quo und damit auch nicht über ein Produkt an sich.
attributive LUC (aLUC)	Die tatsächliche Landnutzungsänderung durch landwirtschaftliche Tätigkeit auf empirischer Basis in einem Land (NIR) wird auf die agrarische Gesamtproduktion des Landes umgelegt und damit ein allgemeiner Emissionsfaktor gebildet, der den tatsächlichen und messbaren LUC in einem definierten Agrarraum allen Produzenten des Agrarraums (Land) zurechnet.	Ist explizit als Allokationsmodell für Produkte (und Dienstleistungen) anwendbar.

Quelle: Eigene Tabelle 2021, ifeu

Für die Aufnahme des aLUC-Ansatzes in das Konzept des Flächenrucksacks sind zwei Prämissen zu erfüllen:

1. Der bisher nur auf Biomasseanbau angewandte Ansatz ist auf jegliche Art der Flächennutzungsänderung auszuweiten, insbesondere auf Rohstoffabbauf Flächen oder andere Arten der Flächenbelegung, beispielsweise flächenbelegende EE-Arten.
2. Er soll primär eine Information zur Fläche liefern und kompatibel mit dem Hemerobie-Konzept für die Bewertung der Flächenbelegung sein (THG-Emissionen, die üblicherweise in den LUC-Ansätzen im Vordergrund stehen, spielen in diesem Zusammenhang eine untergeordnete Rolle).

Im Folgenden wird aufgezeigt, wie sich aLUC in das Gesamtkonzept des Flächenrucksacks einfügt.

5.3 Präzisierung und Verallgemeinerung des aLUC-Ansatzes

5.3.1 Landnutzungskategorien nach IPCC

Als Grundlage für eine allgemeine Anwendung des aLUC-Ansatzes dienen im Wesentlichen die Landnutzungskategorien des IPCC mit der Modifikation, dass die Kategorie *cropland* differenziert wird in annuell bewirtschaftetes Ackerland und permanent bewirtschaftete Plantagen (Abbildung 20), da zwischen diesen beiden Unterkategorien sowohl bezüglich des Kohlenstoffspeichers wie auch der Hemerobie deutliche Unterschiede bestehen (IPCC 2006). Des Weiteren sind in der Kategorie Siedlungsfläche die Abbauflächen sowie die Deponien und Abraumhalden⁸⁸ enthalten. Im Rahmen dieses Projekts werden hier auch Flächen gefasst, auf denen z. B. Windenergieanlagen (WEA) oder Freiland-PV-Anlagen entstehen.

Abbildung 20: Matrix der möglichen und der als relevant erachteten LUC-Kombinationen von Nutzungskategorien

... umgewandelt zu Ausgangsnutzung ...	Wald/ Forst	Ackerland	Plantagen	Grünland	Feucht- gebiete	Siedlungs- gebiete	sonstiges Land
Forestland Wald/Forst		●	●	●	●	●	●
Cropland annual, Ackerland	●		●	●	●	●	●
Cropland permanent, Plantagen	●	●		●	●	●	●
Grassland, Grünland	●	●	●		●	●	●
Wetlands, Feuchtgebiete	●	●	●	●		●	●
Settlements Siedlungsgebiete	●	●	●	●	●		●
Other land sonstiges Land ^{a)}	●	●	●	●	●	●	

●relevante LUC-Verbindung, insbesondere mit Blick auf den Rahmen dieses Projektes.

●keine relevante LUC-Verbindung im Rahmen dieses Projektes oder geringe Bedeutung in der Praxis.

a) Nach IPCC sind darunter zu verstehen: "Bare soil, rock, ice, and all land areas that do not fall into any of the other five categories."

Quelle: Eigene Darstellung 2021, ifeu

5.3.2 Geografischer Bezugsrahmen

Die Aufgabenstellung erfordert einen globalen Blick auf die Herkunft der Güter und Dienstleistungen. Eine zentrale Frage ist daher die nach dem geografischen Rahmen der Bilanzierung von LUC. Grundsätzlich bieten sich verschiedene Optionen, wie Staaten, Großregionen (z. B. Mitteleuropa), Biome oder Ecoregions (z. B. gemäßigte Laub- und Mischwaldzonen) an.

Für jede der Optionen lassen sich Argumente finden. An dieser Stelle wird die Ebene von Staaten als geografischer Bezugsraum gewählt. Dafür sprechen folgende Gründe: Landnutzungsänderungen finden letztlich im Verantwortungsbereich von staatlichen Regierungen statt. Sie können da-

⁸⁸ Nach CORINE Landcover Nomenklatur die Nummer 1.3.2 für Abbauflächen und die Abbaufläche und die Nummer 1.3.2 für Deponien und Abraumhalden; im NIR beides unter CRF 4.E.1 gefasst.

her i.d.R. nur auf die staatliche Ebene begrenzt werden. Außerdem sollten staatliche Bemühungen, Landnutzungsänderungen, insbesondere Entwaldung, einzudämmen, entsprechend honoriert werden.

Zu beachten ist, dass für Märkte für Agrarflächen innerhalb eines Staates zumeist keine Barrieren vorliegen. In einigen Kontexten können andere Bezugsräume sinnvoll sein. Im Fall von Brasilien, welches sich über unterschiedliche Klimazonen erstreckt, mag z. B. eine Aufteilung in den tropischen und subtropischen Teil sinnvoll sein, während zumindest Teile der EU auch zusammengefasst werden könnten.

Ein sehr pragmatisches Argument für einen auf Staaten bezogenen Bezugsraum ist die Datenverfügbarkeit: LUC-Daten liegen auf nationaler Ebene in der Regel über die Nationalen Inventarberichte (NIR) an den UNFCCC (auch von 37 Nicht-Anhang-I-Staaten) vor.

5.3.3 LUC-Daten aus den Nationalen Inventarberichten

Primär bevorzugte Quelle für die Parameterwerte sind daher die NIR-Berichte, in dem die jährlichen Treibhausgasemissionen eines Staates bilanziert und erläutert werden. Zu dieser Berichterstattung sind alle Staaten verpflichtet, die das Kyoto-Protokoll unterschrieben haben. Alternativ ist die Datenbank (FAOSTAT 2020)⁸⁹ heranzuziehen, deren Emissionsfaktoren zumindest, wenn auch in vereinfachter Stufe, ebenfalls auf dem IPCC-Ansatz (IPCC 2006) basieren. Hierbei gilt es allerdings zu beachten, dass nach (FAOSTAT 2020) lediglich die Flächenumwandlung in der Kategorie Wald berichtet wird, wohingegen die Inventarberichterstattung alle in Abbildung 20 aufgelisteten Flächenkategorien berücksichtigt.

5.3.4 Zeitliche Dimension

Der zeitliche Faktor ist– im Gegensatz zur Flächenbelegung – ein immanenter Faktor der Landnutzungsänderung. Die Fragen lauten dabei folgendermaßen:

- ▶ Welcher Zeitraum ist bei LUC zu betrachten?
- ▶ Muss der LUC über einen Zeitraum annuiert werden?
- ▶ Ist die Nutzungsphase zeitlich begrenzt und folgt somit in der Zukunft ein weiterer LUC nach der Nutzung?

Bemessungszeitraum und die Frage der Annuierung

Die Berechnung der Landnutzungsänderung, wie sie in der RED definiert ist, sieht einen Betrachtungszeitraum von 20 Jahren vor. Diese Zeitspanne entspricht dem Default nach (IPCC 2006) als Bezugszeitraum für Emissionen aus Landnutzungsänderungen. Nach dem üblichen (auch in der RED vorgeschriebenen) Ansatz wird die Differenz zwischen dem mit der Referenzlandnutzung (CS_R) verbundenen und dem tatsächlichen Kohlenstoffbestand (CS_A) durch 20 Jahre geteilt.⁹⁰ Die Aufteilung über 20 Jahre bedeutet, dass die Ernte im ersten Jahr nach Umwandlung nicht allein und in vollem Umfang den LUC angerechnet bekommt. Andernfalls wären alle Ernten nach dem ersten Jahr frei von Last. Die Aufteilung führt somit zu einer gleichmäßigen Belastung der Produktion der ersten 20 Jahre. Danach ist die Fläche frei von Last.

⁸⁹ Datenbank der FAO (Food and Agriculture Organization)

⁹⁰ $e_l = (CS_R - CS_A) \times 3,664 \times 1/20 \times 1/P - e_B$

[wobei gilt: e_l : Emission durch Landnutzungsänderungen; CS_R : Kohlenstoffbestand der Referenzlandnutzung; CS_A : Kohlenstoffbestand der tatsächlichen Landnutzung; P: Pflanzenproduktivität; e_B : Bonus bei Nutzung degradiierter Flächen]

Dieses Vorgehen ist sinnvoll und notwendig bei der Bewertung konkreter Einzelmaßnahmen, spricht für dLUC. Für den aLUC-Ansatz stellt sich die Situation anders dar. Hier wird Jahr für Jahr der neu verursachte LUC auf die Gesamtproduktion umgelegt. Dabei wird eine Mittelwertbildung über mehrere Folgejahre vorgenommen. Eine Annuierung ist jedoch unnötig, da die Fläche als Ganzes und ein jährlich immer wieder aufs Neue verursachter LUC zu Grunde gelegt wird.

- ▶ Bei dLUC wird eine einmalige Umwandlung für mehrere Ernten angerechnet:
→ Annuierung.
- ▶ Bei aLUC wird die Gesamtheit an Umwandlung (im Laufe eines Jahres) der Gesamtheit an Ernten (eines Jahres) angerechnet; die Zeitdimension kürzt sich somit heraus:
→ KEINE Annuierung.

Zeitliche Definition der Nutzungsphase und Nachnutzung

Der vorangehende Punkt bezieht sich ausschließlich auf den Unterschied zwischen dem Zustand vor Nutzungsänderung und der Nutzung selbst. Flächennutzungen können sich jedoch nach ihrer Art sehr grundsätzlich unterscheiden in Bezug auf die Dauer der Flächenbelegung und der dann entscheidenden Frage, was nach der Nutzung folgt.

In den *Guidelines global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services* in LCA der UNEP-SETAC Life Cycle Initiative (Koellner et al. 2013) wird diesem Aspekt große Aufmerksamkeit gewidmet. Nach diesen Guidelines ist zu berücksichtigen:

- a) die Nutzungsdauer
- b) der Zustand, den die Fläche nach Beendigung der Nutzung durch Regenerierung wieder erreichen kann, sowie
- c) die Regenerierungszeit bis zu diesem Zustand

Mit Blick auf einen generischen Ansatz für Produkte und Dienstleistungen erfordert dieser Anspruch jedoch ein großes Maß an Annahmen, da die drei genannten Komponenten in der Regel unbekannt sind. Insbesondere ist die Angabe einer Nutzungsdauer in den allermeisten Fällen völlig spekulativ und nur per Konvention zu definieren. Wann sollte die Nutzungsdauer eines Ackers oder eines Waldes zu Ende sein? Hierfür gibt es keine fachlich schlüssige Antwort. Für Arten von Flächennutzung, denen kein Ende der Nutzung innewohnt (Wald, Grünland, Ackerland, Versiegelungen), ist eine Einbeziehung der Nachnutzungsphase somit widersinnig.

Erschöpfliche Nutzung – unerschöpfliche Nutzung

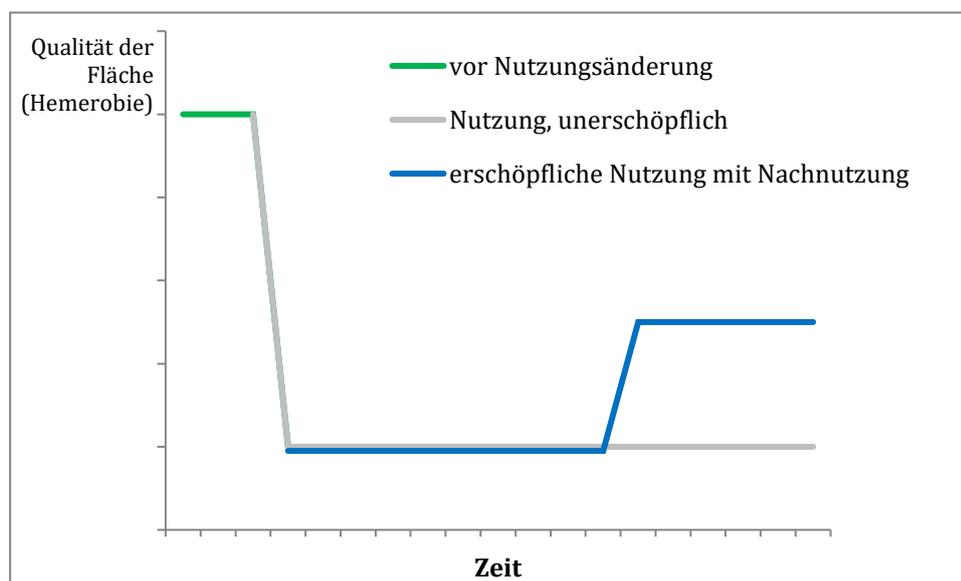
Für Nutzungen, die ohne zeitliche Begrenzung auf einer Fläche erfolgen können (Landwirtschaft, Waldbau) wird der Begriff „unerschöpflich“ im Gegensatz zu „erschöpflicher“ Flächennutzung (bei Rohstoffabbau) im Kontext des hier entwickelten Flächenrucksacks verwendet. Begriffe wie „dauerhaft“, „permanent“ oder „begrenzt“ werden vermieden.

Dass eine landwirtschaftliche Nutzung in der Realität auf einer Fläche „unerschöpflich“ sein kann, setzt selbstverständlich eine nachhaltige Bewirtschaftung als Grundbedingung voraus. Degradierende Bewirtschaftungsweisen, die global leider eine große Bedeutung haben, sind hiervon abzugrenzen.

Anders ist dies für erschöpfliche Nutzungen zu bewerten, deren Ende immanent ist, wie z. B. der Abbau von Rohstoffen. Hier findet nach der Abbauphase in der Regel eine Rekultivierung oder

Renaturierung mit einer Veränderung der Qualität gegenüber der Nutzung statt. Abbildung 21 stellt die beiden grundsätzlichen Fälle schematisch nebeneinander.

Abbildung 21: Landnutzungsänderung entlang der Zeitachse unterschieden in Nutzung mit und ohne Nachnutzungsphase



Quelle: Eigene Darstellung 2021, ifeu

Für die Anwendung beider Fälle in einem einheitlichen Bewertungssystem müssen, was den Gesamtzeitraum der Bewertung angeht, ebenfalls Konventionen getroffen werden. Diese sollten auf folgenden Prinzipien gegründet sein:

- ▶ Die Bewertung sollte einen vergleichsweise kurzen Nutzungszeitraum gegenüber eher langen Nutzungszeiträumen differenzieren können.
- ▶ Für sehr lange Nutzungszeiträume und Nutzungsweisen mit unklarer Gestaltung der Nachnutzungsphase sollte diese keine Berücksichtigung finden.

5.4 Konkrete Ausgestaltung des aLUC als Komponente des Flächenrucksacks

5.4.1 Prinzipien der Berechnungsweise

Wie bereits in Kapitel 5.2 erwähnt, ist die Methodik zur Berechnung des aLUC bei (Fehrenbach et al. 2020) eingehend beschrieben, wobei der dortige Ansatz auf die Bestimmung von Treibhausgasemissionen ausgerichtet ist. Für die Berechnung der Flächennutzungsänderung für den Flächenrucksack verkürzt sich der Berechnungsansatz. Gleich bleiben dabei folgende Grundprinzipien:

- ▶ Die real durch eine Landnutzungsart in einer definierten Region⁹¹ verursachten Landnutzungsänderungen werden allen Erzeugnissen dieser Landnutzungsart proportional zum spezifischen Flächenbedarf der jeweiligen Erzeugnisse zugerechnet.

⁹¹ Wie in Kapitel 5.3.2 beschrieben, wird als Bezugsraum für Flächennutzungsänderung die Staatsgrenze gewählt

- Eine Differenzierung der Erzeugnisse kann nur in dem Maße erfolgen, wie aufgrund zuverlässiger Daten den Erzeugnissen eine unterschiedliche Beteiligung an der Landnutzungsänderung im Bezugsraum nachgewiesen werden kann.

Beispiel 1: Die Landnutzungsänderung durch Ackerland zu Ungunsten von Grünland in Deutschland beträgt jährlich netto 0,27 % (Örtl 2019; Tabelle 387). Da es keine belastbare Grundlage zur Zuordnung der Landnutzungsänderung auf konkrete Ackerfrüchte gibt, wird diese allgemeine Netto-Änderungsrate allen Ackerfrüchten in gleicher Höhe zugerechnet – unter Berücksichtigung des spezifischen Flächenbedarfs für die jeweiligen Ackerfrüchte (siehe erster Anstrich).

Beispiel 2: Für Rohstoffabbau liegen statistische Daten für die spezifische Zunahme von Abbauf lächen durch unterschiedliche Rohstoffarten vor (Kalkstein, Kies, Braunkohle usw.); so- mit können hier materialspezifische Faktoren zu Flächennutzungsänderung zugerechnet werden.

- Die Datengrundlage für die Flächennutzungsänderung liegt in der Regel in der Vergangen- heit, die statistischen Daten werden für die zu erstellenden Datensätze als Trend unterstellt. Um zeitliche Schwankungen in den Daten auszugleichen, werden Mittelwerte über die ver- fügbaren letzten zehn Jahre gebildet.

Vom retrospektiven Ansatz kann abgewichen werden, wenn:

- a. Erkenntnisse vorliegen, die erwarten lassen, dass der Entwicklungstrend für die nächs- ten Jahre deutlich von den Zahlen der letzten zehn Jahre abweichen wird und
 - b. zuverlässige Prognosewerte über die Entwicklung der nächsten Jahre vorliegen.
- Dieses Vorgehen trifft insbesondere auf neu etablierte (Produktions-)Prozesse zu, für die eine stark zunehmende Bedeutung erwartet wird. Im Fallbeispiel „Grüner Wasserstoff, strombasierte Kraftstoffe (siehe Teilbericht II Kapitel 3) ist dies der Fall.

- Ist nicht bekannt, welche Landnutzungsart der Flächennutzungsänderung vorangegangen ist, wird ein für den Bezugsraum durchschnittlicher Ausgangszustand unterstellt.
- Das Konzept sieht bislang lediglich Flächennutzungsänderung einer Landnutzungsart zum Nachteil einer anderen Landnutzungsart vor: z. B. Ausdehnung von Siedlungsfläche zu Las- ten von Acker- und Grünland; Ausdehnung von Ackerland zu Lasten von Grünland. Nicht be- trachtet wird (bislang) der umgekehrte Fall: Rückgang von Ackerland durch Ausdehnung von Siedlungsfläche bei der Bewertung von Ackerfrüchten.

Vor der Charakterisierung nach Hemerobie drückt der Faktor der Flächennutzungsänderung le- diglich die Netto-Veränderung einer Landnutzungsart gegenüber einer anderen Landnutzungs- art aus (in m² pro Jahr, umgelegt auf die entsprechenden Produkte). Die Qualität der Flächen, vorher/nachher, bleibt dabei unbeachtet. Die Formel dazu drückt wie folgt aus:

$$NFP_{FN\ddot{A}} \left[\frac{m^2 \text{ aF } \ddot{A}q.}{fE} \right] = tFB \times NV \times (CF_N - CF_A)$$

Glg. 2

tFB: temporäre Flächenbelegung in [m² · a/fE]

NV: Netto-Veränderung in [m² / m² / a]

CF_N: Charakterisierungsfaktor der Nutzung in [m² aF-Äq./m²]

CF_A : Charakterisierungsfaktor der Ausgangszustands in [m^2 aF-Äq./ m^2];
 NFP_{FNA} : Naturfernepotenzial der Flächennutzungsänderung

Durch die Charakterisierung wird zwischen dem Vorher und dem Nachher gemäß den unterschiedlichen Hemerobiezuständen differenziert. Die charakterisierte Flächennutzungsänderung wird daher durch die Differenz zwischen Naturfernepotenzial der umgewandelten Fläche und dem Naturfernepotenzial des Ausgangszustands dieser Fläche gebildet. Dieses Vorgehen ist vollkommen analog zu LUC-Berechnungen für Treibhausgasemissionen.

5.4.2 Bedarf an Daten und Festlegungen

Die für jedes zu betrachtende Produkt bzw. jede Dienstleistung benötigten Daten bzw. Festlegungen sind in Tabelle 28 zusammengestellt.

Tabelle 28: Benötigte Daten bzw. Festlegungen für die Umsetzung des aLUC-Ansatzes für den Flächenrucksack

	Biomasse (aus Forst- u. Landwirtschaft)	Abbau mineralischer Rohstoffe	Flächenbelegende EE	Deponiefläche
Flächenbelegung in m^2 pro fE pro Jahr	ja	ja	ja	ja
aLUC, durch die Nutzung verursacht	im zehnjährigen Mittel erhobener Flächenmix in m^2 /Jahr pro m^2 belegter Fläche	in m^2 belegter Fläche; LUC wird hier grundsätzlich für die Gesamtfläche angesetzt, da die Eingriffe immer als „aktuell“ zu werten sind		
Hemerobieklasse der zu- vor umgewandelten Flächen	im zehnjährigen Mittel erhobener Flächenmix	nach Möglichkeit im zehnjährigen Mittel erhobener Flächen- mix, ansonsten „typische“ Ausgangsfläche		
Hemerobieklasse der Flä- chen in Nutzung	Ja	ja	ja	ja
Nutzungsdauer	dauerhaft	in Jahren	dauerhaft ^{a)}	grundsätzlich dauerhaft, Einbauphase in Jahren, wenn Nachnutzung
Berücksichtigung von Nachnutzung	keine	wenn Nutzungsdauer und damit verbundenen Landschaftsprä- gung <30 Jahre ^{b)}	keine	sofern gesichert: hochwertige Re- kultivierung
Hemerobieklasse der Nachnutzung		ja		ja

a) auch wenn die Betriebsdauer i.d.R. auf 20 Jahre begrenzt ist, ist eine weitere Nutzung darüber hinaus (z. B. im Kontext von Repowering, Erneuerung durch größere oder effizientere Neuanlage) keineswegs unwahrscheinlich. Würde der Ausbau der Windenergie in der Zukunft dazu führen, dass mit weniger Fläche mehr Strom erzeugt wird, wäre die Flächennutzungsänderung „negativ“, d. h. mit mehr Stromerzeugung per WEA wäre die Flächenbelegung rückläufig.

b) siehe Braunkohletagebau

Quelle: Eigene Darstellung 2021, ifeu

5.4.3 „Kombination“ von temporärer Flächenbelegung und Flächennutzungsänderung

Die zwei Komponenten sind mit unterschiedlichen Einheiten versehen und daher prinzipiell nicht auf einer fachlichen Basis aggregierbar. Die Information aus temporärer Flächenbelegung und Flächennutzungsänderung wird somit in einem möglichst engen Zusammenhang dargestellt, ohne eine zahlenmäßige Verrechnung miteinander vorzunehmen.

Durch Einbeziehung der Charakterisierungsfaktoren des Hemerobiekonzepts (siehe Kapitel 3.3) lassen sich die rechnerischen Ergebnisse für beide Komponenten auf zwei Größen ohne weiteren Bedarf an Zusatzinformation (z. B. Angabe von Hemerobieklassen) kondensieren. Dies ist in Tabelle 29 dargestellt.

Tabelle 29: „Kombination“ von temporärer Flächenbelegung und Flächennutzungsänderung

Flächenbelegung	Flächennutzungsänderung
<p>Hemerobieklassen in: m² Klasse x mal ein Jahr pro funktionelle Einheit</p>	<p>Hemerobieklassenänderung in: m² Klasse x → Klasse y mal pro funktionelle Einheit</p>
<p>Beispiel Weizen: bei einem durchschnittlichen Ertrag von 5 t/(ha · a) und unterstellter Fläche VI ergibt sich: 2 m² Klasse VI · a pro kg Weizen mit Charakterisierungsfaktor (0,5 für Klasse VI): 1 m² aF · a pro kg Weizen</p>	<p>Beispiel Weizen: ein durchschnittlicher LUC (Grünlandumbruch zu Acker) von 0,3 % pro Jahr führt zu einer Änderung von: 0,006 m² Klasse IV → VI pro kg Weizen (siehe linke Spalte) mit Charakterisierungsfaktoren (0,5 für Klasse VI, 0,125 für Klasse IV): 0,0023 m² NFP pro kg Weizen</p>
<p>Beispiel Palmöl: bei einem durchschnittlichen Ertrag von 3,8 t/(ha *a) und unterstellter Fläche V ergibt sich: 2,6 m² Klasse V ein a pro kg Palmöl mit Charakterisierungsfaktor (0,25 für Klasse V): 0,33 m² aF · a pro kg Palmöl</p>	<p>Beispiel Palmöl: ein durchschnittlicher LUC in Indonesien (Wald zu Plantage) von 6,6 % pro Jahr führt zu einer Änderung von: 0,17 m² Klasse V ein a pro kg Palmöl mit Charakterisierungsfaktor (0,25 für Klasse V, 0 für Naturwald): 0,043 m² NFP pro kg Palmöl</p>

Quelle: Eigene Tabelle 2021, ifeu

Abbildung 22 zeigt eine Möglichkeit der gemeinsamen grafischen Darstellung von Flächenbelegung und Flächennutzungsänderung am Beispiel von Weizen (Deutschland) und Palmöl (Indonesien). Die Komponenten unterscheiden sich in der Einheit: in der Flächennutzungsänderung ist die Zeit nicht mehr enthalten:

- ▶ Die Flächenbelegung rechnet als Belegungszeitraum für die Erzeugung des Produkts ein Jahr (im Nenner, x 1 a) an, wodurch z. B. zwei Ernten in einem Jahr somit auch eine Teilung der Last für die Flächenbelegung ermöglichen. Damit sollte ein vergleichsweise kurzer Nutzungszeitraum gegenüber eher langen Nutzungszeiträumen differenziert werden können.
- ▶ Bei der Flächennutzungsänderung wird das „Jahr“ im Nenner im Grunde dadurch gekürzt, dass die Änderung sich explizit auf einen Zeitraum (z. B. 6,6 % pro Jahr → Nenner) bezieht.

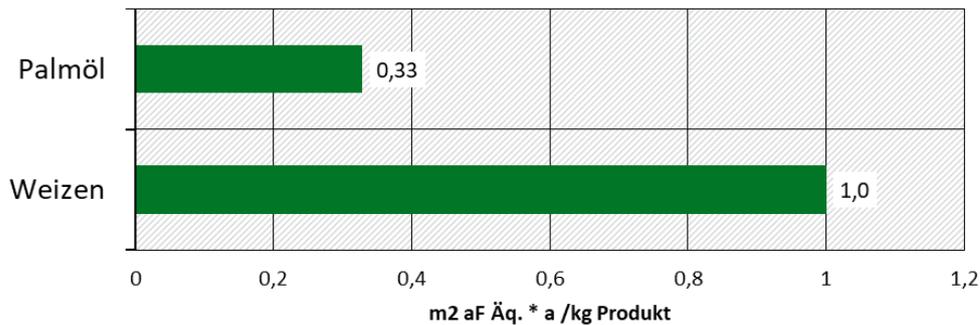
Doch ungeachtet dieses Details sollte beides – Flächenbelegung und Flächennutzungsänderung – parallel ausgeführt werden, da aufgrund der zwangsläufig großen Unterschiede in der Größenordnung der Zahlen die Flächennutzungsänderung immer marginalisiert würde. Die Wirkungszahl für die Änderung wäre im Ergebnis nur dann in etwa gleich groß wie die Belegung, wenn es sich um eine völlig neue Art der Flächennutzung handeln würde, sprich die Belegung sich aus

einer hundertprozentigen Änderung ergeben würde. Auf der anderen Seite ist die Qualität der Änderung an sich eine andere als die der Belegung.

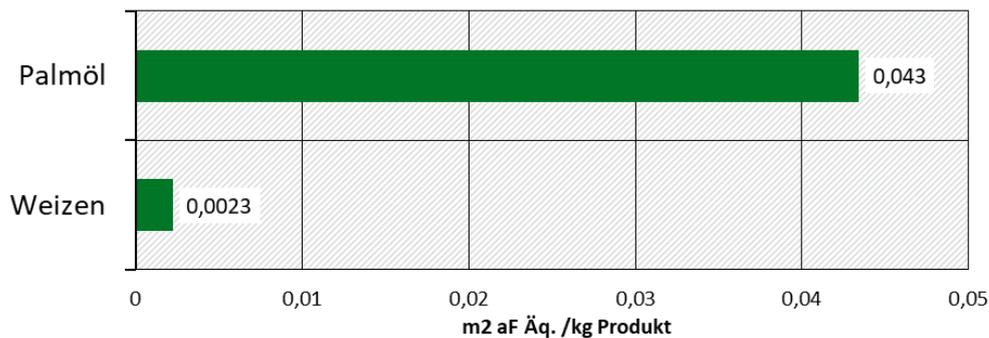
Die Frage der unterschiedlichen Größenordnungen kann auch durch eine geeignete Bezugsgröße über Normierung gelöst werden (siehe nachfolgendes Kapitel).

Abbildung 22: Gemeinsame Darstellung von Flächenbelegung und Flächennutzungsänderung am Beispiel von Weizen (Deutschland) und Palmöl (Indonesien)

temp. Flächenbelegung



Flächennutzungsänderung



Quelle: Eigene Darstellung 2021, ifeu

5.5 Normierung der Flächennutzungsänderung

Die ISO-Norm enthält als optionalen Bestandteil der Wirkungsabschätzung die **Normierung**, die als Hilfestellung für die Auswertung vielfach etabliert ist (ISO 14044 2006) (siehe auch Kapitel 2.2.4). Normierung ist dabei definiert als *Berechnung der Größenordnung der Wirkungsindikatorwerte in Bezug auf die Referenzinformationen*. Als solche dienen in der Regel pro-Kopf-Lasten, wie z. B. die durchschnittliche Emission an Treibhausgasemissionen (als GWP100) eines Einwohners Deutschlands, Europas oder der Welt. Diese Faktoren werden auch als Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) bezeichnet.

Die Normierung dient auf diese Weise zur Einschätzung der relativen Signifikanz der Indikatorergebnisse (Schmitz / Paulini 1999a). JRC bietet Normierungsfaktoren auf globaler Ebene an (Sala et al. 2017). Diese enthalten jedoch weder Faktoren für Flächenbelegung noch Flächennutzungsänderung, noch sind sie charakterisiert nach Hemerobie.

Während die Ableitung von Normierungsfaktoren für die nicht charakterisierte temporäre Flächenbelegung anhand der verfügbaren statistischen Daten zur Flächennutzung (in Deutschland,

Europa oder anderen Bezugsräumen) vergleichsweise einfach zu erstellen sind,⁹² bedarf es bei der Flächennutzungsänderung einer Reihe von Festlegungen oder Klarstellungen.

- Wie in Kapitel 5.4.1 erläutert, drückt der **nicht charakterisierte Faktor** der Flächennutzungsänderung die Netto-Veränderung einer Landnutzungsart gegenüber einer anderen Landnutzungsart aus. Addiert man alle Flächennutzungsänderungen, ist die Summe Null, da der Umfang der Gesamtfläche schließlich unverändert ist und Änderungen immer nur einen Wechsel von einer Landnutzungsart zur anderen bedeuten. Die Maßzahl, um Flächennutzungsänderung auszudrücken, kann somit nur der Summenwert entweder der positiven oder negativen Netto-Änderungen sein (beide Beträge sind gemäß Systematik identisch).

Die Verwendung der Summe der (negativen oder positiven) Netto-Änderung stellt dabei eine Vereinfachung dar. Die im Verlaufe eines Jahres stattfindenden Landnutzungsänderungen liegen höher, da im Einzelnen auch z. B. Ackerflächen in Grünlandflächen umgewandelt wurden.

Da der nicht charakterisierten Flächennutzungsänderung für die Anwendung in Ökobilanzen deutlich weniger Bedeutung beigemessen wird, wird diese Vereinfachung als akzeptabel erachtet.

- Bei der **Charakterisierung** der Flächennutzungsänderung gehört es dagegen zum methodischen Prinzip, die Qualitätsänderung der Flächen durch Differenzbildung der Zustände vorher/nachher abzubilden (siehe LUC bei Treibhausgasemissionen). Dies gilt somit auch für den entsprechenden Normierungsfaktor (= das Naturfernepotenzial der Flächennutzungsänderung in einem Bezugsraum pro Jahr), der wie folgt gebildet wird:

$$NFP_{FN\ddot{A}} \frac{Region}{Jahr} \left[\frac{m^2 aF \ddot{A}q.}{a} \right] = \sum_{FN} \left(\frac{LUC_{FN}^{FV}}{T} \cdot (CF_{FV} - CF_{FN}) \right) \quad \text{Glg. 3}$$

$NFP_{FN\ddot{A}}$: Naturfernepotenzial durch Flächennutzungsänderung

$aF \ddot{A}q.$: artifizielle Fläche Äquivalent

FN : die durch Änderung entstandene Flächennutzungsart

FV : die vorausgehende Flächennutzung

LUC : Landnutzungsänderung, Netto zwischen jeweiliger FN und FV .

CF : Charakterisierungsfaktor für die jeweilige Flächennutzung.

T : Bemessungszeitraum für die Landnutzungsänderung, ein Jahr.

Auch ist es hier konsistent, lediglich die Netto-Änderungen zwischen den einzelnen Flächennutzungsarten zu addieren, da eine Addition aller einzelnen Flächennutzungsänderungen der LUC-Matrix zum gleichen Ergebnis kommt.

Dieser Ansatz zur Bestimmung eines Normierungsfaktors ist jedoch in folgendem Punkt kritisch zu diskutieren: es ist üblich (und auch hier praktiziert), die Normierungsfaktoren aus der Basis inländischer Inventare zu bestimmen. Dies wird bei der Mehrzahl an Wirkungskategorien als schlüssiger Ansatz gesehen, auch wenn durch Import und Export von Gütern ein Teil der Wirkungen (zumeist Emissionen) durch den nationalen Konsum externalisiert werden. Dieser Effekt kann beim Aspekt Fläche und ganz besonders beim Aspekt Flächennutzungsänderung sehr be-

⁹² In Teilbericht III Kapitel 5 sind die entsprechenden Normierungsfaktoren hergeleitet und zusammengestellt.

deutsam sein. Während in Deutschland (oder auch Europa) das Maß an Flächennutzungsänderungen insgesamt vergleichsweise gering ist, sieht dies in vielen Ländern der Rohstoffherkunft für den Konsum anders aus. Als Beispiele seien hier Soja oder Palmöl aus Regionen mit sehr hohen Entwaldungsraten genannt (Bsp. Brasilien, Indonesien).

Im Ergebnis bedeutet dies jedoch, dass auf inländischer Basis abgeleitete Güter mit geringer Flächennutzungsänderung geringe Normierungsergebnisse erzielen, während die importierten Güter mit hoher Flächennutzungsänderung hohe Normierungsergebnisse erzielen. Der Ansatz führt somit auf keinen Fall zu einer Unterschätzung der Problematik, weswegen ein Abweichen vom Standardvorgehen auch nicht als erforderlich gesehen wird.

6 Offene Fragen – Bedarf an Weiterentwicklung

Im Rahmen der zugrundeliegenden Studie wurden eine umfassende Methodik und Datengrundlage ausgearbeitet, um Fläche in Ökobilanzen mit konsistenten Wirkungsindikatoren bewerten zu können. Dabei wurde auf vorhandenen Methoden aufgebaut, die bereits praxistauglich sind und durch Anschluss an verschiedene Datenquellen als fortschreibungsfähig gelten.

Die Wirkungsindikatoren lauten *temporäre Flächenbelegung* und *Flächennutzungsänderung*, wobei Fläche jeweils über das Maß an menschlichem Eingriff (*Hemerobie*) eine Qualitätsgröße in Gestalt einer Klasse zwischen I und VII zugewiesen bekommt. Die beiden separaten Wirkungsindikatoren bilden die Eingangsgrößen für die somit doppelt ausgeführten Wirkungskategorien *Naturraumbeanspruchung (Flächenbelegung)* und *Naturraumbeanspruchung (Flächennutzungsänderung)* und sind jeweils eigenständige Bestandteile des Flächenrucksacks. Der Ansatz stellt somit eine Fortentwicklung der bereits im Jahr 1999 vom Umweltbundesamt (Schmitz / Paulini 1999b) veröffentlichten Methode dar – aktualisiert bzw. überarbeitet nach dem aktuellen Stand der Wissenschaft und erweitert, um eine breite Anwendung zu ermöglichen. Die Fallbeispiele (vgl. Teilbericht II) belegen die Breite der Einsatzmöglichkeiten. Sie zeigen deutlich, dass mit diesem Ansatz die Flächennutzung in der Ökobilanz adäquat abgebildet werden kann: Daten sind verfügbar oder können verfügbar gemacht werden, alle wesentlichen Arten der Nutzung von Fläche können damit im Rahmen von Lebensweganalysen abgedeckt werden, die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung lässt sich mit diesem Ansatz analog zu anderen üblichen Wirkungskategorie in die Auswertung einer Ökobilanz einfügen.

Grenzen des Ansatzes

Der hier vorliegende Ansatz weist dennoch Einschränkungen auf. Es bestehen inhaltliche Lücken, die weiteren Forschungsbedarf begründen. Zu den Grenzen sei zunächst erklärt, dass es sich bei den in Ökobilanzen betrachteten Wirkungen immer um *Wirkungspotenziale* handelt. Die Bilanzen und somit auch die flächenbezogenen Ergebnisse sind räumlich und zeitlich weitgehend unbestimmt. Andererseits lässt die Hemerobie einen engen Zusammenhang mit Naturschutzaspekten erwarten. Jedoch kann der Ansatz keinesfalls alle Belange des Naturschutzes abdecken, die mit der Erzeugung bzw. dem Lebensweg eines Produkts oder einer Dienstleistung verbunden sind. Die Wirkungsbetrachtung begrenzt sich hier ausschließlich auf die effektiv belegte Fläche bzw. durch den Indikator *Flächennutzungsänderung* auf die Änderung der Qualität der Produktionsfläche. Naturschutzbezogene Wirkungen, die nicht allein mit der Flächenbelegung bzw. Nutzungsänderung gekoppelt sind, können nicht berücksichtigt werden, wie beispielsweise die mögliche Gefährdung von Vögeln oder Fledermäusen durch die Rotorbewegung einer Windenergieanlage.

Wichtig ist auch der Zusammenhang mit und die Abgrenzung zur Bewertung von Biodiversität. Es gibt, wie in Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** beschrieben, diverse Ansätze, die Biodiversität in Ökobilanz berücksichtigen. Zwischen Hemerobie und Biodiversität bestehen viele Zusammenhänge und in vielen Fällen gehen abnehmende Hemerobie mit zunehmender Biodiversität einher. Dies lässt sich jedoch nicht verallgemeinern. (Lindner et al. 2020b) setzen dagegen Hemerobie als Indikator für Biodiversität voraus und entwickeln aus den Kriterien und Messgrößen des hier vorgestellten Ansatzes eine Methode zur Bewertung der Biodiversität in Ökobilanzen.⁹³

⁹³ Eine entscheidende Ergänzung der Methode von (Lindner et al. 2020b) ist dabei die Gewichtung der Hemerobieergebnisse anhand des sogenannten Ecoregion-Factors (Olson et al. 2001). Damit wird berücksichtigt, dass Flächen gleicher Hemerobie in unterschiedlichen Regionen der Welt gemäß der regional typischen Biodiversität auch unterschiedlich bezüglich der Wirkung auf Biodiversität zu werten ist.

Eine weitere Grenze der Methode besteht in folgendem Punkt: Im siebenstufigen Klassensystem ist die ungünstigste Einstufung die Klasse VII. Hierunter fallen versiegelte Fläche wie auch stark devastierte Flächen. Im Projektarbeitskreis wurde vielfach die Position vertreten, dass auch hier eine differenziertere Bewertung und Abstufung nötig ist. Besonders schwerwiegend geschädigte Flächen, die dauerhaft oder zumindest sehr langfristig eine natürliche Entwicklung ausschließen, sollten mit höheren Hemerobiefaktoren bewertet werden, als eine versiegelte Fläche, die nach Entsiegelung rasch wieder kolonisiert bzw. renaturiert werden kann. Hierbei ist jedoch wiederum zu beachten, dass ökotoxikologische Wirkungen in der entsprechenden Wirkungskategorie berücksichtigt werden, z. B. bei der Kontamination von Gewässern durch toxische Abwässer aus dem Tagebau. Andererseits werden durch solche Vorgänge auch weitere Flächen in ihrer Qualität beeinträchtigt, sozusagen als flächenbezogene Sekundärwirkung einer Aktivität. Die Abgrenzung ist in diesen Bereichen somit nicht ganz scharf definiert. Bislang liegt jedenfalls kein methodisches Konzept vor, solche schwerwiegenden Flächenwirkungen in die Hemerobieskala zu integrieren.

Grenzen und offene Fragen bestehen auch beim Ansatz zur Flächennutzungsänderung. Die Verwendung des aLUC-Konzepts belastet neue Produkte bzw. innovative Prozesse stärker als breitflächig Etabliertes (wie aus den Fallbeispielen für PV-Freiflächenanlagen und grünem Wasserstoff deutlich wird, siehe Teilbericht II Kap. 2 und Kap 3). In der konkreten Anwendung des Ansatzes liegen außerdem gewisse Entscheidungsspielräume, die nicht völlig determiniert sind. Beispielsweise stellt sich die Frage, wie man Produktgruppen eingrenzt, um ihren spezifischen Beitrag zur Flächennutzungsänderung zu ermitteln. So werden im vorliegenden Konzept für alle einjährigen Agrarprodukte in Deutschland einheitliche Faktoren bezüglich ihres aLUC zu Grunde gelegt, weil für eine feldfruchtspezifische „Schuld“ an der erhobenen Landnutzungsänderung gemäß des Nationalen Inventarberichts (NIR) keine Daten vorliegen. Der Ansatz könnte jedoch dahingehend modifiziert werden, dass mit Marktdaten Produktionszunahmen (oder Abnahmen) bestimmter Feldfrüchte anhand von Gewichtungsfaktoren eingerechnet werden.

Methodische Lücken und weiterer Forschungsbedarf

Mit den beschriebenen Grenzen gehen auch methodische Lücken einher. Bezüglich bestehender Datenlücken sei auf Teilbericht III Kap 6.2 verwiesen.

Zunächst zur **Flächennutzungsänderung**. Anders als alle anderen Sachbilanzbilanzdaten bildet die Flächennutzungsänderung eine Differenz ab. Differenzwerte können jedoch sowohl positiv als auch negativ ausfallen. Positiv bedeutet in diesem Fall: die Ausgangssituation war mit weniger Hemerobie (also mehr Natürlichkeit) verbunden als die neue Nutzungsweise, was als „Standardfall“ erachtet wird. Im umgekehrten „negativen“ Fall⁹⁴ nimmt durch die neue Nutzungsweise die Hemerobie ab und die Natürlichkeit auf der Fläche zu. Im Rahmen dieser Methodenentwicklung wurde entschieden, (vorerst) nur positive Änderungsrichtungen zu berücksichtigen. Für die „negativen“ Fälle wird als Sachbilanzwert für die Flächennutzungsänderung Null angesetzt. Ein Grund für diese Entscheidung ist, dass negative Werte in Sachbilanzen und auch der Wirkungsabschätzung zu Inkonsistenzen führen können. Es wäre jedoch vertiefend zu überprüfen, ob und in welcher Form die Einbeziehung auch der negativen Flächennutzungsänderungswerte in die Methodik aufgenommen werden können.

Thema **Wasserflächen**: Die vorliegenden Kataloge begrenzen sich zunächst auf Landflächen. Wasserflächen sind jedoch ebenso von der menschlichen Nutzung betroffen, in manchen Fällen sogar in zunehmendem Maße. Im Fallbeispiel „Strommix“ (siehe Teilbericht II Kapitel 2), wurde bereits das Fehlen eines Ansatzes für Wasserkraft und offshore-Windenergie betont. Darüber

⁹⁴ In gewisser Analogie zu „negativen Emissionen“.

hinaus sind auch Wasserwege, Aquakultur sowie Fischerei und auch unterseeischer Rohstoffabbau von Bedeutung.

Thema räumliche Wirkung: Der Flächenrucksack konzentriert sich konsistenterweise auf Flächen. Daher stellt sich die Frage, ob und wie sich Wirkungen und Veränderungen auf den Raum, sei es oberirdisch (z. B. Rotoren und Türme von Windenergieanlagen), unterirdisch (z. B. Fracking von Schiefergas oder Tiefengeothermie) oder im Wasser (z. B. Seefischerei) in analoger Weise beurteilen lassen. In jedem Fall bedarf es dazu eines weitergehenden Konzepts.

Thema Normierung: Als Normierungsgrundlage wird üblicherweise das Inventar an nationalen Lasten herangezogen, z. B. anhand der Umlage aller inländisch verursachten Lasten auf die Einwohnerzahl. Das Ergebnis stimmt nicht mit dem durch den inländischen Konsum verursachten Lasten überein, da ein Großteil unserer Konsumgüter importiert wird und die Lasten damit anderen nationalen Inventaren zugerechnet sind. Dasselbe gilt umgekehrt für den Export. Die Normierung stellt einen Unterstützungsschritt für die Auswertung dar und dient der Orientierung anhand von Größenordnungen. Eine exakte Genauigkeit ist hier nicht notwendig. Für die meisten Ökobilanz-Wirkungskategorien (z. B. Treibhausgasemissionen) ist anzunehmen, dass die Abweichung zwischen der Last auf Basis des nationalen Inventars und des Konsums nicht von entscheidender Größe ist. Bezüglich der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung ist dagegen anzunehmen, dass der inländische Konsum deutlich mehr Fläche im Ausland beansprucht als Deutschland (und anderen Industrieländer) an „virtueller“ Fläche exportiert. Es wäre von großem Interesse, diese Diskrepanz zu analysieren um auch für die übliche Normierungspraxis in der Ökobilanz neue Ansätze abzuleiten.

Thema globale Ebene: Die Kriterienkataloge sind grundsätzlich global anwendbar, da das Maß an menschlicher Eingriffsintensität unabhängig von geographischen Faktoren wirkt. Es bedarf jedoch einer Anpassung verschiedener Messgrößen, die sich die Kriterien in der hier vorliegenden Fassung weitgehend an der deutschen Situation und deutschen Datengrundlagen orientieren.

Thema Kriterienkatalog für Wald: Die Kriterien wurden bisher nur auf wenige konkrete Fälle angewandt. Eine weitere Absicherung durch eine Reihe von Fallstudien wäre hier sehr sinnvoll. Auf diese Weise kann auch eine Verfeinerung des Ansatzes für die Bewertung von Holzarten einhergehen. Diese wird für zentrale Arten wie Fichte, Kiefer und Buche für robust erachtet, für einzelne Arten wie z. B. Eiche, wäre der Ansatz zu überprüfen und ggf. anzupassen.

Ausblick

Der nächste Schritt wäre eine Anbindung der erstellten Daten an ein Datenbanksystem. In Frage käme hier das System ProBas des Umweltbundesamts, in welchem Flächendaten bislang fehlen. Durch die Flächenrucksäcke können diese Lücken konsistent abgedeckt werden.

Darüber hinaus wären Vergleichsstudien mit alternativen Ansätzen, die bereits eine breitere Anwendung in Ökobilanzen finden, von besonderem Interesse. Auch ein Vergleich oder sogar eine Verbindung mit Hemerobieeinstufungen abgeleitet aus Fernerkundungsdaten wird als sehr erfolgversprechend eingeschätzt. Hier finden sich bereits viele Anknüpfungspunkte, wie z. B. Arbeiten von (Wellmann et al. 2018) zeigen.

Der Flächenrucksack als Methode zur Bewertung von Fläche in Ökobilanzen beinhaltet eine Reihe konsistenter Wirkungsindikatoren und stellt ein vielversprechendes Instrument dar, das in der aktuellen Form anwendbar und anschlussfähig ist. Flächenrucksäcke von Produkten und Dienstleistungen liefern robuste Aussagen zur Flächennutzung abgeleitet über die Intensität des menschlichen Eingriffs. Alternative Konzepte verwenden häufig nur eine oder wenige Größen

(bspw. Anzahl der Tier- und Pflanzenarten auf der Fläche oder Bodenkohlenstoffgehalt) stellvertretend für sämtliche komplexen Zusammenhänge. Ein Verlust von Information durch diese Reduktion ist daher sehr wahrscheinlich. Mit dem Flächenrucksack hingegen wird die Beschränkung auf Stellvertreter vermieden und eine breite Palette an Faktoren erfasst. So kann Fläche in einer Komplexität abgebildet werden, die bereits jetzt überzeugend ist und mit der Weiterentwicklung der Flächenrucksackmethode noch gesteigert werden kann.

7 Quellenverzeichnis

- AdV (2018): Dokumentation zur Modellierung der Geoinformationen des amtlichen Vermessungswesens (GeoInfoDok) ATKIS-Objektartenkatalog Basis-DLM Version 7.1 rc.1. Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (AdV).
- Allekotte, M.; Bergk, F.; Biemann, K.; Deregowski, C.; Knörr, W.; Althaus, H.-J.; Sutter, D. (2020): Ökologische Bewertung von Verkehrsarten. Texte. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Andrleit, H.; Elsner, H.; Homberg-Heumann, D.; Huy, D.; Meßner, J.; Pein, M.; Schauer, M.; Schmidt, S.; Schmitz, M.; Szurlies, M.; Wehenpohl, B.; Wilken, H. (2017): Deutschland – Rohstoffsituation 2016. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.
- de Baan, L.; Alkemade, R.; Koellner, T. (2013): Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Vol. 18, No.6, S. 1216–1230.
- Bernatsky, J. (1904): Anordnung der Formationen nach ihrer Beeinflussung seitens der menschlichen Kultur und der Weidetiere. In: *Engler's Bot. Jb.* Vol. 94, No.1, S. 1–8.
- BfN (2014): Grünland-Report: Alles im Grünen Bereich? Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn. https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/presse/2014/PK_Gruenlandpapier_30.06.2014_final_layout_barrierefrei.pdf (abgerufen am 20.12.2020).
- BfN (2017): Erfassungsanleitung für den HNV-Farmland-Indikator. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn. https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/monitoring/Dokumente/Erfassungsanleitung_HNV_V8_2017_06.04_neu_barrfrei.pdf (abgerufen am 05.04.2021)..
- BfN (2018): Anteil der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert (HNVF-Anteil) an der Agrarlandschaftsfläche Deutschlands in den Jahren 2009 bis 2017 in Prozent. Bundesamt für Naturschutz (BfN), https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/monitoring/Dokumente/HNV_Farmland_Bundeswerte_Stand_2017_10_2018.xlsx_1.pdf (abgerufen am 07.04.2021).
- BfN (2019): High Nature Value Farmland-Indikator - Ein Indikator für Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz (BfN), <https://www.bfn.de/themen/monitoring/monitoring-von-landwirtschaftsflaechen-mit-hohem-naturwert.html> (abgerufen am 07.04.2021).
- BfN (2021): Potentielle Natürliche Vegetation Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz (BfN), <https://www.bfn.de/themen/artenschutz/erfassung-und-kartierung/vegetationskartierung/deutschland.html> (abgerufen am 06.04.2021).
- Biedermann, U.; Werking-Radtke, J.; Woike, M.; König, H. (2008): Numerische Bewertung von Biotoptypen für die Eingriffsregelung in NRW. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen. https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/natur/lebensr/Num_Bew_Biotyp_Sept2008.pdf (20.12.2020).
- Blömer, J. (2019): Anwendung und Erweiterung des Konzeptes der Hemerobie zur Integration von Landnutzung in Ökobilanzen; Masterarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Master of Science. *Master of Science*, Duisburg-Essen, Essen.
- Blume, H.-P.; Sukopp, H. (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. Schriftenreihe für Vegetationskunde der Bundesanstalt für Vegetationskunde, Naturschutz und Landschaftspflege, Bonn-Bad Godesberg.
- BMEL (2015): Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2015. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/ErgebnisseWaldzustandserhebung2015.pdf;jsessionid=BE5F02C29E95F1945DD5D2BFF8782833.internet2842?__blob=publicationFile&v=4 (20.12.2020).

- BMEL (2016): Ergebnisse der Bundeswaldinventur 2012. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin. https://www.bundeswaldinventur.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Downloads/BMEL_BWI_Bericht_Ergebnisse_2012_RZ02_web-4.pdf (20.12.2020).
- BMEL (2021a): Vierte Bundeswaldinventur wirft ihre Schatten voraus – kein Aprilscherz. *Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL)*, <https://www.bundeswaldinventur.de/> (abgerufen am 06.04.2021).
- BMEL (2021b): Bodennutzung und pflanzliche Erzeugung. In: *Landwirtschaft. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL)*, <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/ernte-und-qualitaet/bodennutzung/> (abgerufen am 07.04.2021).
- BMJV (2017): Gesetz zur Erhaltung des Waldes und zur Förderung der Forstwirtschaft (Bundeswaldgesetz). *Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz (BMJV)*, <https://www.gesetze-im-internet.de/bwaldg/BJNR010370975.html> (abgerufen am 06.04.2021).
- BMU (2020a): Für eine naturnahe und klimastabile Waldzukunft. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU).
- BMU (2020b): Flächenverbrauch – Worum geht es? <https://www.bmu.de/themen/europa-internationales-nachhaltigkeit-digitalisierung/nachhaltige-entwicklung/strategie-und-umsetzung/reduzierung-des-flaechenverbrauchs/>. (20.07.2021).
- BMUB (2015): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), Berlin.
- Bos, U.; Horn, R.; Beck, T.; al, et (2016): LANCA® - Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment. Version 2.0. Fraunhofer Verlag, Stuttgart.
- Brandão, M.; Milà i Canals, L. (2013): Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Vol. 18, No.6, S. 1243–1252.
- Brentrup, F.; Küsters, J.; Lammel, J.; Kuhlmann, H. (2002): Life Cycle Impact assessment of land use based on the hemeroby concept. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Vol. 7, No.6, S. 339.
- Chaudhary, A.; Brooks, T. M. (2018): Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints. In: *Environmental Science and Technology*. Vol. 52, No.9, S. 5094–5104.
- Chaudhary, A.; Burivalova, Z.; Koh, L. P.; Hellweg, S. (2016): Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. In: *Scientific Reports*. 1. Nature Publishing Group. Vol. 6, No.1, S. 23954.
- Curran, M.; Maia de Souza, D.; Antón, A.; Teixeira, R. F. M.; Michelsen, O.; Vidal-Legaz, B.; Sala, S.; Milà i Canals, L. (2016): How Well Does LCA Model Land Use Impacts on Biodiversity?—A Comparison with Approaches from Ecology and Conservation. In: *Environmental Science & Technology*. Vol. 50, No.6, S. 2782–2795.
- Destatis (2020): Bodenfläche insgesamt nach Nutzungsarten in Deutschland. In: *Flächennutzung. Statistisches Bundesamt (Destatis)*, <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Flaechennutzung/Tabellen/bodenflaeche-insgesamt.html> (abgerufen am 30.12.2020).
- Detzel, A.; Kauertz, B.; Grahl, D. B.; Heinisch, J. (2016a): Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen. TEXTE 19/2016. ifeu - Institut für Energie - und Umweltforschung Heidelberg GmbH, INTEGRAHL Industrielle Ökologie, Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung, Dessau-Roßlau. S. 492. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_19_2016_pruefung_und_aktualisierung_der_oekobilanzen_fuer_getraenkeverpackungen_0.pdf.

- Detzel, A.; Kauertz, B.; Grahl, D. B.; Heinisch, J. (2016b): Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen. TEXTE 19/2016. ifeu - Institut für Energie - und Umweltforschung Heidelberg GmbH, INTEGRAHL Industrielle Ökologie, Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung, Dessau-Roßlau. S. 492. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_19_2016_pruefung_und_aktualisierung_der_oekobilanzen_fuer_getraenkeverpackungen_0.pdf.
- DGfH (1999): Verifizierung verschiedener Methoden zur Wirkungsabschätzung des Wirkkriteriums Naturrauminanspruchnahme / Landnutzung / Landverbrauch. Deutsche Gesellschaft für Holzforschung, München.
- Ellenberg, H. (1963): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart.
- Ellenberg, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart.
- Europäische Kommission (2014): Mapping and assessment of ecosystems and their services: indicators for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020 : 2nd report – final, February 2014. European Union Publications Office, LU.
- Eurostat (2011): Land cover and land use statistics at regional level. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Archive:Land_cover_and_land_use_statistics_at_regional_level (abgerufen am 19.05.2021).
- Eurostat (2019a): Agri-environmental indicators. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/agriculture/agri-environmental-indicators> (abgerufen am 13.04.2021).
- Eurostat (2019b): LUCAS - Land use and land cover survey - Statistics Explained. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/LUCAS_-_Land_use_and_land_cover_survey#The_LUCAS_survey. (04.10.2019).
- Eurostat (2021): Hintergrund - NUTS - Systematik der Gebietseinheiten für die Statistik. <https://ec.europa.eu/eurostat/de/web/nuts/background> (abgerufen am 07.04.2021).
- FAO (2016): Global forest resources assessment 2015: How are the world's forests changing? Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO; UNEP (2020): The State of the World's Forests 2020. Forests, biodiversity and people. FAO and UNEP, Rome.
- FAOSTAT (2020): Forest Land. *Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)*, <http://www.fao.org/faostat/en/#data/GF> (abgerufen am 19.04.2021).
- Fehrenbach, H. (2000): Operationalisierung der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung unter besonderer Berücksichtigung landwirtschaftlich genutzter Flächen. ifeu - Institut für Energie - und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Heidelberg. S. 24. <https://www.ifeu.de/landwirtschaft/pdf/IFEU%20Naturraum-Bewertung%20LW%20Arbeitspapier%202000.pdf>.
- Fehrenbach, H.; Grahl, B.; Giegrich, J.; Busch, M. (2015): Hemeroby as an impact category indicator for the integration of land use into life cycle (impact) assessment. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Vol. 20, No.11, S. 1511–1527.
- Fehrenbach, H.; Keller, H.; Abdalla, N.; Rettenmaier, N. (2020): Attributive Landnutzung (aLU) und attributive Landnutzungsänderung (aLUC). Eine neue Methode zur Berücksichtigung von Landnutzung und Landnutzungsänderung in Ökobilanzen. Version 2.1 des ifeu paper 03/2018. In: *ifeu Hintergrundpapiere*. S. 26.
- Fehrenbach, H.; Köppen, S.; Markwardt, S.; Vogt, R. (2016): Aktualisierung der Eingangsdaten und Emissionsbilanzen wesentlicher biogener Energienutzungspfade (BioEm). TEXTE. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Fehrenbach, H.; Rettenmaier, N.; Reinhardt, G.; Busch, M. (2019): Festlegung des Indikators für die Bilanzierung der Ressource Fläche bzw. Naturraum in Ökobilanzen. In: *ifeu Hintergrundpapiere*.

- Fraunhofer Institut (2021): Agri-Photovoltaik. <https://www.ise.fraunhofer.de/de/leitthemen/integrierte-photovoltaik/agri-photovoltaik-agri-pv.html> (abgerufen am 06.04.2021).
- Frie, B.; Hensel, R. (2009): Flächennutzungsmonitoring: Konzepte, Indikatoren, Statistik ; [Expertenworkshop zum Thema Flächennutzungsmonitoring am 22. Januar 2009 im Leibniz-Institut für Ökologische Raumentwicklung]. Shaker, Aachen.
- Friedel, G.; Rademacher, M.; Tränkle, U.; Schuler, A.; Offenwanger, H. (2008): Nachhaltigkeitsindikatoren für ein integriertes Rohstoff- und Naturschutzmanagement. Pilotprojekt im Zementwerk Schelklingen – Biodiversity Action Plan – r HTC, BDZ, SPADZ, AG.L.N. Rohstoff- und Naturschutzmanagement Projekt-Gesellschaft bR, Keimen. S. 64.
<https://www.vdz-online.de/wissensportal/publikationen/nachhaltigkeitsindikatoren-fuer-ein-integriertes-rohstoff-und-naturschutzmanagement> (30.12.2020).
- Frischknecht, R. (2020): Lehrbuch der Ökobilanzierung. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Frischknecht, R.; Jolliet, O.; Milà i Canals, L.; Antón, A.; Boulay, A.-M.; Fantke, P.; Levasseur, A.; McKone, T.; Pfister, S.; Veronesi, F. (2016): Global Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment Indicators, Volume 1.
- FSC (2012): FSC's engagement with Plantations. Forest Stewardship Council Global Development GmbH, Bonn. S. 11. <https://www.fsc-deutschland.de/download-box.118.htm> (30.12.2020).
- Gehlken, B. (1997): Die Verwendung des Forstbegriffs in der Pflanzensoziologie, der Vegetationskunde und der Landschaftsplanung. In: *Natur und Landschaft*. Vol. 72, No.12, S. 550–555.
- Geijzendorffer, I. R.; Targetti, S.; Schneider, M. K.; Brus, D. J.; Jeanneret, P.; Jongman, R. H. G.; Knotters, M.; Viaggi, D.; Angelova, S.; Arndorfer, M.; Bailey, D.; Balázs, K.; Báldi, A.; Bogers, M. M. B.; Bunce, R. G. H.; Choisis, J.-P.; Dennis, P.; Eiter, S.; Fjellstad, W.; Friedel, J. K.; Gomi, T.; Griffioen, A.; Kainz, M.; Kovács-Hostyánszki, A.; Lüscher, G.; Moreno, G.; Nascimbene, J.; Paoletti, M. G.; Pointereau, P.; Sarthou, J.-P.; Siebrecht, N.; Staritsky, I.; Stoyanova, S.; Wolfrum, S.; Herzog, F. (2016): EDITOR'S CHOICE: How much would it cost to monitor farmland biodiversity in Europe? In: *Journal of Applied Ecology*. Vol. 53, No.1, S. 140–149.
- Giegrich, J.; Sturm, K. (1996): Operationalisierung der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung. ifeu - Institut für Energie - und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Heidelberg.
- Gottwald, F.; Stein-Bachinger, K. (2016): Monitoring und Evaluation der Segetalflora. S. 13.
- Hartmann (2019): persönliche Mitteilung durch Dr. Wilfried Hartmann am 24.9.2019. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), Darmstadt.
- Heiðhuber, A.; Haber, W.; Krämer, C. (2015): Umweltprobleme der Landwirtschaft. S. 368.
- Hetzel, D. I. (2014): Biotopwertliste zur Anwendung der Bayerischen Kompensationsverordnung (BayKompV). Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz. S. 24.
<https://www.lfu.bayern.de/natur/kompensationsverordnung/index.htm> (30.12.2020).
- von Hornstein, F. (1954a): Theorie und Anwendung der Waldgeschichte. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt*. Vol. 21.
- von Hornstein, F. (1954b): Vom Sinn der Waldgeschichte. In: *Angewandte Pflanzensoziologie*. Vol. 2, S. 685–707.
- Hünig, C.; Benzler, A. (2017): Das Monitoring der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- IÖR (2012): Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung (IÖR-Monitor). *Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V. (IÖR)*, <https://www.ioer-monitor.de/ergebnisse/analyseergebnisse/bodenversiegelung/> (abgerufen am 19.04.2021).

- IPCC (2006): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – A primer. National Greenhouse Gas Inventories Programme, IGES, Japan. S. 20. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/support/Primer_2006GLs.pdf (29.12.2020).
- ISO 14040 (2006): ISO 14040: Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework (ISO 14040:2006); German and English version EN ISO 14040:2006.
- ISO 14044 (2006): ISO 14044: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines (ISO 14044:2006); German and English version EN ISO 14044:2006.
- IUS Weisser und Ness (1999): Landschaftsplan für das Verbandsgebiet des Nachbarschaftsverbands Heidelberg-Mannheim. Nachbarschaftsverband Heidelberg-Mannheim, Heidelberg. S. 520. http://www.nachbarschaftsverband.de/landschaft/landschaftsplan/text/la-pla_textteil.pdf (30.12.2020).
- Jalas, J. (1955): Hemerobe und hemerochrome Pflanzenarten: Ein terminologischer Reformversuch. https://www.researchgate.net/publication/285437106_Hemerobe_und_hemerochrome_Pflanzenarten_Ein_terminologischer_Reformversuch.
- Jedicke, E. (1990): Biotopverbund: Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Ulmer Eugen Verlag, Stuttgart.
- JKI (2021): Behandlungsindex. *Julius Kühn-Institut (JKI), Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen*, <https://papa.julius-kuehn.de/index.php?menuid=43> (abgerufen am 22.03.2021).
- Klöpffer, W.; Renner, I. (1995): Methodik der Wirkungsbilanz von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorie. In: *Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen - Wirkungsbilanz und Bewertung-*; Umweltbundesamt. UBA-Texte. Berlin.
- Koellner, T.; de Baan, L.; Beck, T.; Brandão, M.; Civit, B.; Margni, M.; i Canals, L. M.; Saad, R.; de Souza, D. M.; Müller-Wenk, R. (2013): UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Vol. 18, No.6, S. 1188–1202.
- Köllner, T. (2000): Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity. In: *Journal of Cleaner Production*. Vol. 8, No.4, S. 293–311.
- Kowarik, I. (2004): Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. In: *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. ecomed Verlag, Landsberg. S. 1–18.
- KTBL (2015): Bodenbearbeitung und Bestellung Definition von Bodenbearbeitungs- und Bestellsystemen. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V, Darmstadt. S. 10. https://www.ktbl.de/fileadmin/user_upload/Artikel/Pflanzenbau/Bodenbearbeitung/Bodenbearbeitung_und_Bestellung_2015.pdf (29.12.2020).
- Kühne, S.; Burth, U.; Marx, P. (2006): Biologischer Pflanzenschutz im Freiland: Pflanzengesundheit im ökologischen Landbau. Ulmer Eugen Verlag, Stuttgart.
- Küpfer, C. (2016): Empfehlungen zur Bewertung von Eingriffen in Natur und Landschaft in der Bauleitplanung sowie Ermittlung von Art und Umfang von Kompensationsmaßnahmen sowie deren Umsetzung. LUBW, Nürtingen. S. 53. <http://docplayer.org/78353073-Prof-dr-c-kuepfer-stand-mai-2016.html> (30.12.2020).
- LAGB Sachsen-Anhalt (2012): Rohstoffbericht Sachsen-Anhalt 2012. Mineralische und energetische Bodenschätze – Sachstand und neue Nutzungswege. Mitteilungen zu Geologie und Bergwesen von Sachsen-Anhalt. Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt, Hallo (Saale).
- LfU (2001): Eingriffsregelung auf der Ebeneder Flächennutzungs- und Landschaftsplanung. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Naturschutz und Landschaftspflege.

- https://www.lfu.bayern.de/natur/landschaftsplanung/ablauf_inhalte_verfahren/doc/lfu_35.pdf (20.12.2020).
- LfU (2021): Begriff der Potentiellen Natürlichen Vegetation (PNV). *Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)*, https://www.lfu.bayern.de/natur/potentielle_natuerliche_vegetation/begriff_pnv/index.htm (abgerufen am 29.12.2020).
- Lindner, J. P.; Eberle, U.; Schmincke, E.; Luick, R.; Niblick, B.; Brethauer, L.; Knüpfper, E.; Beck, T.; Schwendt, P.; Schestak, I.; Arana, D. (2019): Biodiversität in Ökobilanzen. Bundesamt für Naturschutz, DE.
- Lindner, J. P.; Fehrenbach, H.; Winter, L.; Bischoff, M.; Bloemer, J.; Knüpfper, E. (2020a): Biodiversität in Ökobilanzen. Weiterentwicklung und vergleichende Studien. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Lindner, J. P.; Fehrenbach, H.; Winter, L.; Bischoff, M.; Bloemer, J.; Knüpfper, E. (2020b): Biodiversität in Ökobilanzen. Weiterentwicklung und vergleichende Studien. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- LK & LRP (2012): Bodenbearbeitungssysteme im Fokus von Ökonomie und Ökologie. Handreichung für eine differenzierte Beurteilung. Landwirtschaftskammer und der Landesregierung Rheinland-Pfalz, Bingen. S. 132. https://www.lwk-rlp.de/fileadmin/import/damimport/files/Landwirtschaft/Pflanzenbau/Bodenbearbeitungssysteme_im_Fokus_von_%C3%96konomie_und_%C3%96kologie.pdf (29.12.2020).
- LLG Sachsen-Anhalt (2018): Beratungsleitfaden Bodenerosion und Sturzfluten. 1/2018. Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt, Bernburg. S. 72. https://llg.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LLFG/Dokumente/04_themen/agraroekologie/schriftenreihe_der_llg/18_erosionsleitfaden_schriftenreihe-llg-2018-1.pdf (29.12.2020).
- Mantau, U.; Döring, P.; Weimar, H.; Glasenapp, S. (2018): Rohstoffmonitoring Holz Mengenmäßige Erfassung und Bilanzierung der Holzverwendung in Deutschland.
- Meyer, S.; Wesche, K.; Krause, B.; Leuschner, C. (2013): Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s – a cross-regional analysis. In: *Diversity and Distributions*. Vol. 19, No.9, S. 1175–1187.
- Milà i Canals, L.; Bauer, C.; Depestele, J.; Dubreuil, A.; Freiermuth, R.; Gaillard, G.; Michelsen, O.; Müller-Wenk, R.; Rydgren, B. (2007): Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA (11 pp). In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Vol. 12.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. S. 100.
- NABU (2018): Pestizidbericht für Baden-Württemberg: Für weniger Gift und mehr Vielfalt auf dem Acker. Naturschutzbund Deutschland (NABU), Landesverband Baden-Württemberg e. V., Stuttgart. S. 42. https://baden-wuerttemberg.nabu.de/imperia/md/content/baden-wuerttemberg/studien/2018-03-22_pestizidbericht_nabu_bw_final.pdf (abgerufen am 21.04.2021).
- Nitsch, H.; Röder, N.; Opperman, R. (2017): Naturschutzfachliche Ausgestaltung von Ökologischen Vorrangflächen: Endbericht zum gleichnamigen F+E-Vorhaben (FKZ 3514 8241 00). Deutschland\$ Bundesamt für Naturschutz [Tb1]: BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg.
- NMUEK; NMÖ (2002): Arbeitshilfe zur Anwendung der Eingriffsregelung bei Bodenabbauvorhaben auf der Grundlage des „Leitfadens zur Zulassung des Abbaus von Bodenschätzen nach dem NNatG und dem NWG“. Niedersächsisches Umweltministerium & Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Niedersachsen. S. 51. https://www.umwelt.niedersachsen.de/download/6396/Arbeitshilfe_zur_Anwendung_der_Eingriffsregelung_bei_Bodenabbauvorhaben_Stand_24.9.2002_.pdf (30.12.2020).

- Oberdorfer, E. (1957): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Gustav Fischer, Jena.
- Olson; Dinerstein, E.; Wikramanayake, E.D.; Burgess, N.D.; Powell, G.V.N.; Underwood, E.C.; D'Amico, J.A.; Itoua, I.; Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P., Kassem, K.R. (2001): Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. In: *Bioscience*. No.51, S. 933.
- Örtl, E. (2019): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2019. Umweltbundesamt.
- Otto, Hans-J. (1994): Waldökologie. UTB, Stuttgart.
- Paar, A.; Dingeldey, M. (2021): Weiterentwicklung des UBA-CO2-Rechners. *ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung*, <https://www.ifeu.de/projekt/weiterentwicklung-des-uba-co2-rechners/> (abgerufen am 19.04.2021).
- Penn-Bressel, G. (2015): Flächeninanspruchnahme durch Siedlung und Verkehr versus nachhaltige Flächennutzung – aktuelle Trends und Lösungsansätze. In: G. MEINEL / U. SCHUMACHER / M. BEHNISCH / T. KRÜGER *Flächennutzungsmonitoring VII: Boden, Flächenmanagement, Analysen und Szenarien*. IÖR Schriften. Rhombos-Verlag, Berlin.
- Reinhardt, G.; Gärtner, S.; Wagner, T. (2020): Ökologische Fußabdrücke von Lebensmitteln und Gerichten in Deutschland. ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg. S. 22. <https://www.ifeu.de/projekt/oekologischer-fussabdruck-von-lebensmitteln-und-gerichten-in-deutschland/> (abgerufen am 06.12.2020).
- Reißmann, D.; Fehrenbach, H. (2019): Wirkungsabschätzung von Flächenbelegungen in Ökobilanzen: Arbeitsstand einer Methodenentwicklung. In: G. MEINEL / U. SCHUMACHER / M. BEHNISCH / T. KRÜGER *Flächenmonitoring XI. Flächenmanagement, Bodenversiegelung, Stadtgrün*. IÖR Schriften. Rhombos-Verlag, Berlin. S. 287–296.
- Riedel, T.; Hennig, P.; Kroihner, F.; Polley, H.; Schmitz, F.; Schwitzgebel, F. (2017): Die dritte Bundeswaldinventur BWI 2012: Inventur- und Auswertungsmethoden. Johann Hienrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Thünen-Institut für Waldökosysteme, Eberswalde. https://www.bundeswaldinventur.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Downloads/BWI_Methodenband_web.pdf (20.12.2020).
- Roßberg, D. (2016): Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau. In: *Journal für Kulturpflanzen* 68(2) 2016. Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen. S. 952 KB, 25–37.
- Rüdiger, J.; Tasser, E.; Tappeiner, U. (2012): Distance to nature—A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. In: *Ecological Indicators*. Vol. 15, No.1, S. 208–216.
- Sala, S.; Crenna, E.; Secchi, M.; Pant, R. (2017): Global normalisation factors for the environmental footprint and Life Cycle Assessment. Publications Office of the European Union, Luxembourg. https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC109878/kjna28984enn_global_norm_factors.pdf (15.12.2020).
- Schäuble, D. (2007): Nutzungstausch auf Pachtbasis als neues Instrument der Bodenordnung.
- Schmitz, S.; Paulini, I. (1999a): Bewertung in Ökobilanzen: Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. TEXTE 92/99. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3619.pdf>.
- Schmitz, S.; Paulini, I. (1999b): Bewertung in Ökobilanzen: Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. TEXTE 92/99. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3619.pdf> (abgerufen am 15.04.2020).

- sLfULG (2013): Gefahrenabwehr bei Bodenerosion: Arbeitshilfe. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (sLfULG), Dresden. https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/boden/Arbeitshilfe_Erosion_web.pdf (abgerufen am 17.04.2019).
- Stein, C. (2011): Hemerobie als Indikator zur Landschaftsbewertung - eine GIS-gestützte Analyse für den Freistaat Sachsen.
- Stein, C.; Walz, U. (2012): Hemerobie als Indikator für das Flächenmonitoring. Methodenentwicklung am Beispiel von Sachsen / Hemeroby as Indicator for the Monitoring of Land Use - Development of methods using the example of Saxony. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung*. Vol. 44, S. 261–266.
- Sturm, K. (1993): Prozeßschutz - ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz. <https://bekanntmachungen.luebeck.de/dokumente/d/904/inline>.
- Suck, R.; Bushart, M.; Hofmann, G.; Schröder, L. (2013): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Deutschlands Band II Kartierungseinheiten. 349. *BfN-Skripten*, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Bad Godesberg.
- Suck, R.; Bushart, M.; Hofmann, G.; Schröder, L. (2014): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Deutschlands: Band I Grundeinheiten. 348. *BfN-Skripten*, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Bad Godesberg.
- Sukopp, H. (1972): Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen.
- Sukopp, H. (1976): Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland.
- TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.
- Tüxen, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. In: *Angewandte Pflanzensoziologie*. Vol. 13, S. 5–42.
- Umweltbundesamt (2020): Stickstoffeintrag aus der Landwirtschaft und Stickstoffüberschuss. *Umweltbundesamt (UBA)*, <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/stickstoffeintrag-aus-der-landwirtschaft#stickstoffuberschuss-der-landwirtschaft> (abgerufen am 24.09.2019).
- Umweltbundesamt (2021a): Nachhaltige Waldwirtschaft. *Umweltbundesamt (UBA)*, <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/nachhaltige-waldwirtschaft#die-vielfaltigen-funktionen-des-waldes> (abgerufen am 19.03.2019).
- Umweltbundesamt (2021b): Anteil nach PEFC bzw. FSC zertifizierter Waldfläche. *Umweltbundesamt (UBA)*, <https://www.umweltbundesamt.de/bild/anteil-nach-pefc-bzw-fsc-zertifizierter-waldflaeche> (abgerufen am 06.04.2021).
- UNEP (Ed.) (2014): Assessing global land use: balancing consumption with sustainable supply. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- United Nations (1992): Convention on biological diversity. United Nations (UN). <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf> (abgerufen am 20.12.2020).
- USEtox (2021): The USEtox Model. *USEtox International Center*, <https://usetox.org/model> (abgerufen am 06.04.2021).
- Verband der Landwirtschaftskammern (2009): Energieeffizienzverbesserung in der Landwirtschaft. Verband der Landwirtschaftskammern e. V., Berlin. S. 80. <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/technik/pdf/energieeffizienzverbesserung.pdf> (29.12.2020).
- Vidal-Legaz, B.; Sala, S.; Antón, A.; Maia de Souza, D.; Nocita, M.; Putman, B.; Teixeira, R. F. M. (2016): Land-use related environmental indicators for life cycle assessment: Analysis of key aspects in land use modelling. In: *JRC Technical Reports*.

- Vogel, P.; Breunig, T. (2005): Bewertung der Biotoptypen Baden- Württembergs zur Bestimmung des Kompensationsbedarfs in der Eingriffsregelung. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. S. 65.
- Waldhardt, R.; Fuhr-Boßdorf, K.; Otte, A.; Schmidt, J.; Simmering, D. (1999): Typisierung, Lokalisierung und Regionalisierung einer peripheren Kulturlandschaft. In: *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*. Vol. 40, S. 246–252.
- Walz, U.; Stein, C. (2014): Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. In: *Journal for Nature Conservation*. Vol. 22, No.3, S. 279–289.
- Welle, D. T.; Sturm, K.; Bohr, Y. (2018): Alternativer Waldzustandsbericht: Eine Waldökosystemtypen-basierte Analyse des Waldzustandes in Deutschland anhand naturschutzfachlicher Kriterien. Naturwald Akademie, Lübeck. S. 263. https://naturwald-akademie.org/wp-content/uploads/2020/06/Alternativer-Waldzustandsbericht_Stand_24_04_2018_1.pdf (29.12.2020).
- Wellmann, T.; Haase, D.; Knapp, S.; Salbach, C.; Selsam, P.; Lausch, A. (2018): Urban land use intensity assessment: The potential of spatio-temporal spectral traits with remote sensing. In: *Ecological Indicators*. Vol. 85, S. 190–203.
- Wilhelm, B. (2010): Konservierende Bodenbearbeitung im Ökolandbau - Analyse einer Verfahrenstechnik im Kontext der Bodenfruchtbarkeit. *PhD*, Kassel, Plattling.
- Wilmanns, O. (1998): Ökologische Pflanzensoziologie: Eine Einführung in die Vegetation Mitteleuropas. Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden.
- Winter, S. (2012): Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. In: *Forestry*. Vol. 85, No.2, S. 293–304.