

Walz, Ulrich; Jaeger, Jochen; Haber, Wolfgang

Article

Argumente und Möglichkeiten für eine Quantifizierung und ein Monitoring der differenzierten Landnutzung

Raumforschung und Raumordnung / Spatial Research and Planning

Provided in Cooperation with:

Leibniz-Forschungsnetzwerk "R – Räumliches Wissen für Gesellschaft und Umwelt | Spatial Knowledge for Society and Environment"

Suggested Citation: Walz, Ulrich; Jaeger, Jochen; Haber, Wolfgang (2022) : Argumente und Möglichkeiten für eine Quantifizierung und ein Monitoring der differenzierten Landnutzung, Raumforschung und Raumordnung / Spatial Research and Planning, ISSN 1869-4179, oekom verlag, München, Vol. 80, Iss. 5, pp. 505-521, <https://doi.org/10.14512/rur.155>

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/266774>

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.



<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

Argumente und Möglichkeiten für eine Quantifizierung und ein Monitoring der differenzierten Landnutzung

Ulrich Walz , Jochen A. G. Jaeger , Wolfgang Haber

Received: 16 September 2021 ■ Accepted: 24 May 2022 ■ Published online: 14 July 2022

Zusammenfassung

Das Konzept der differenzierten Landnutzung wurde bereits vor 50 Jahren formuliert, um Biodiversität zu erhalten und die dazu erforderliche Landschaftsstruktur zu bewahren oder wiederherzustellen. Es ist zwar im Bundesnaturschutzgesetz verankert worden, aber es fehlt noch immer ein Monitoring seiner Umsetzung, obwohl der Sachverständigenrat für Umweltfragen dies seit 25 Jahren als notwendig einfordert. Der Beitrag argumentiert, dass die technischen Voraussetzungen für ein Monitoring der differenzierten Landnutzung heute bereitstehen, und diskutiert die dafür nötigen konzeptuellen Schritte. Es werden verschiedene Dimensionen bestimmt und entsprechende Indikatoren der Landschaftsstruktur vorgeschlagen, insbesondere zum Grad der Diversifizierung und der Durchmischung der intensiven Landnutzungen, zur Schlaggrößenverteilung intensiv genutzter Flächen, zum Flächenanteil naturnaher Flächen (mindestens 10 %) und zur vernetzten Anordnung der naturnahen Flächen. Des Weiteren diskutiert der Aufsatz geeignete Bezugseinheiten und vorhandene Da-

ten. Abschließend werden verbleibende Lücken in den Datengrundlagen identifiziert und die Frage der Definition von Zielwerten erörtert.

Schlüsselwörter: Landschaftsstruktur ■ Naturschutz ■ Landnutzungssysteme ■ Biotop ■ Biodiversität ■ Nutzungsvielfalt ■ Indikatoren ■ Strukturmaße

Arguments and options for quantifying and monitoring differentiated land use

Abstract

The concept of differentiated land use was formulated already 50 years ago to preserve biodiversity and to maintain or restore the necessary landscape structure. Although it has been anchored in the Federal Nature Conservation Act, there is still no monitoring of its implementation, although the German Advisory Council on the Environment has been calling for this for 25 years. The paper argues that the technical prerequisites for monitoring the differentiated land use are ready today and discusses the conceptual steps necessary. It identifies several dimensions and proposes corresponding indicators of landscape structure, in particular the degree of diversification and the mixing of intensive land uses, the distribution of the size of intensively used areas, the proportion of semi-natural areas (at least 10 %) and the interconnected arrangement of semi-natural areas. Furthermore, the paper discusses suitable reference units and existing data. Finally, we identify remaining gaps in the data basis and discuss the question of defining target values.

Keywords: Landscape structure ■ nature conservation ■ land-use systems ■ habitats ■ biodiversity ■ land-use diversity ■ indicators ■ metrics

✉ **Prof. Dr. Ulrich Walz**, Fakultät Landbau/Umwelt/Chemie, Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden, Pillnitzer Platz 2, 01326 Dresden, Deutschland
ulrich.walz@htw-dresden.de

Associate Prof. Dr. Jochen A. G. Jaeger, Department of Geography, Planning and Environment, Concordia University, Henry F. Hall Building, Suite H 1255, 1455 De Maisonneuve Blvd. W., H3G 1M8 Montreal, Quebec, Kanada
jochen.jaeger@concordia.ca

Prof. Dr. Wolfgang Haber, Untergartelshauser Weg 10, 85356 Freising, Deutschland
wethaber@aol.com



© 2022 by the author(s); licensee oekom. This Open Access article is published under a Creative Commons Attribution 4.0 International Licence (CC BY).

1 Einleitung

1.1 Biologische Vielfalt und Landnutzungswandel

Für die Bewahrung der biologischen Vielfalt in Deutschland ist es entscheidend, die Kulturlandschaften mit ihren vielfältigen Lebensstätten für freilebende Tier- und Pflanzenarten zu erhalten, angemessen zu nutzen und zu gestalten. Gerade in den seit Langem durch den Menschen genutzten Landschaften Europas haben sich durch diese Nutzung zahlreiche artenreiche Lebensräume entwickelt. Damit hat Deutschland eine große Verantwortung für die Bewahrung der biologischen Vielfalt. Dies kann nur durch ein geeignetes Management der durch den Menschen genutzten Landschaftsbereiche gelingen. Durch Ausweisung von Schutzgebieten alleine lässt sich dies nicht erreichen, da ein Großteil der Lebensräume und Arten, die wesentliche Bestandteile der biologischen Vielfalt sind, sich erst durch die menschlichen Nutzungen etablieren konnten.

Vor dem Hintergrund der aktuellen Biodiversitätskrise, die mit dem Insektenchwund mittlerweile auch große öffentliche Aufmerksamkeit erreicht (Sánchez-Bayo/Wyckhuys 2019; Seibold/Gossner/Simons et al. 2019), und zahlreicher internationaler und nationaler Strategien zum Schutz der Biodiversität stellt sich die Frage, welche Konzepte für eine praktische Umsetzung in der Raumplanung und im Management von Landschaften geeignet sind.

Schon 1979 schrieb Wolfgang Haber: „Eine große Bedeutung für die Planung dürfte der ‚Raum-Diversität‘ zukommen, mit der das Gefüge oder Mosaik (*pattern*) unterschiedlicher, aber in sich gleichartiger Raumeinheiten oder -zellen in einer Landschaft gekennzeichnet wird (γ -Diversität)“ (Haber 1979: 21). Er schlug daher vor, sich um ein möglichst diverses und feingliedriges Landnutzungsmuster zu bemühen. Dieser Ansatz zur Sicherung der Biodiversität sei der einzig erfolgversprechende, da er davon ausgeht, dass der Landnutzungswandel aufgrund der nach wie vor hohen Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Infrastruktur – neben dem Klimawandel – den größten zukünftigen Einfluss auf die Biodiversität haben wird (Haber 2008: 95; vgl. auch Foley/DeFries/Asner et al. 2005). Die Umsetzung des Leitbildes der Biodiversität mache es daher notwendig, die Homogenisierung der Landnutzung, die seit dem Ende des 19. Jahrhunderts erfolgt ist, zumindest teilweise wieder rückgängig zu machen (Haber 2003: 37). Haber (1971) hat dazu bereits in den 1970er-Jahren ein umsetzungsorientiertes Konzept entwickelt, um in der menschlichen Landnutzung das Prinzip der Vielfalt zu berücksichtigen und in die Planung und Raumordnung zu integrieren.

Mit dem „Konzept der differenzierten Landnutzung“¹, das auf theoretischen Überlegungen des amerikanischen Ökologen Odum (1969) basiert, sollen die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege flächendeckend umgesetzt werden (Haber 1989: 21). Dieses umfassende Konzept für ein nachhaltiges Landmanagement (vgl. auch Haber/Bückmann 2013) hat in die Naturschutzstrategien des Bundes in Deutschland teilweise Eingang gefunden, z. B. in das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG).

1.2 Notwendigkeit eines Monitorings

Will man die differenzierte Landnutzung (DLN) umsetzen, so müssen regelmäßig Informationen zum aktuellen Zustand der Landschaften in Bezug auf die Forderungen des Konzeptes erhoben werden. Für eine gezielte Steuerung durch Planungs- und Förderinstrumente und eine Erfolgskontrolle wäre es wichtig zu wissen, wie sich die Struktur der Landnutzung im Lauf der Zeit verändert, das heißt, wie die Entwicklungstrends aussehen.

Dafür ist ein Monitoring notwendig, das regelmäßig erfasst, inwieweit die Landnutzung den Regeln der differenzierten Landnutzungen entspricht bzw. davon abweicht. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) regte bereits in seinem Umweltgutachten von 1994 an, „einen Bewertungsrahmen für die Erfassung struktureller Veränderungen in der Landschaft zu schaffen“ (SRU 1994: 126), und befürwortete die Entwicklung entsprechender Indikatoren. Solche Indikatoren sollen bereitgestellt werden, um „Umweltqualitätsziele und Umweltqualitätsstandards zu entwickeln“ und „verstärkt [...] Grenzen für strukturelle Veränderungen der Landschaft im Zeitablauf“ festzulegen (SRU 1994: 126, 128; ähnlich auch SRU 1996: 22). Die Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina (2020) hat ein Statement publiziert zur Notwendigkeit „eines langfristigen, bundesweiten und standardisierten Monitorings [...] um in Zukunft Zustandsveränderungen für ein möglichst breites und repräsentatives Spektrum an Arten und Lebensräumen [zu] dokumentieren und die Wirksamkeit von Maßnahmen zum Erhalt der biologischen Vielfalt [zu] überprüfen“. Ein solches Monitoring sollte für alle Haupt-Ökosystemtypen durchgeführt werden, nicht nur für die agrarischen, sondern auch für die forstlichen, städtisch-industriellen und naturnahen Ökosystemtypen.

¹ In manchen – vor allem früheren – Publikationen von Wolfgang Haber wird auch vom Konzept der Differenzierten Bodennutzung gesprochen.

1.3 Ziele

Da es ein solches Monitoring in Deutschland bisher nicht gibt, werden hier Überlegungen vorgestellt, wie ein Landschaftsmonitoring zur Erfassung des Stands der Umsetzung des Konzepts der differenzierten Landnutzung und der Entwicklungstrends aussehen könnte. Dazu werden entsprechende Indikatoren vorgeschlagen und diskutiert. Zentrale Fragen sind dabei zunächst:

- Wie lassen sich die Haupt-Ökosystemtypen in Deutschland abgrenzen?
- Welche räumlichen Bezugseinheiten eignen sich für das Monitoring?

Anschließend wird gefragt, wie diese Gebiete in sich strukturiert sind und mit welchen Indikatoren dies gemessen werden kann:

- Mit welchen Strukturmaßen kann die differenzierte Landnutzung gemessen werden? Kann man dazu einen Gesamtindex entwickeln?
- Muss die Festlegung von Zielwerten regionalisiert erfolgen? Wie lassen sich Zielwerte schlüssig begründen?
- Welche Daten sind für ein regelmäßiges Monitoring notwendig bzw. verfügbar?

In der Folge wird zunächst das Konzept der differenzierten Landnutzung im Kontext aktueller Forschungen um Umsetzungsbestrebungen vorgestellt, um dann Ansätze zu entwickeln, wie entsprechende Ökosystemtypen, geeignete Raumeinheiten und Indikatoren zur differenzierten Landnutzung abgeleitet bzw. entwickelt werden können (Kapitel 2). Dazu haben wir die ältere Literatur zur differenzierten Landnutzung im Zusammenhang mit aktueller Literatur auf diesem Gebiet gesichtet und zusammengefasst. Auf dieser Basis wird im Sinne eines konzeptionellen Beitrages ein Messkonzept für ein Monitoring vorgeschlagen (Kapitel 3). Bundesweite Ergebnisse eines solchen Monitorings können erst künftig erarbeitet werden, wenn die diskutierten Probleme gelöst sind. Wir haben dazu die räumlichen Dimensionen der differenzierten Landnutzung identifiziert und die entsprechenden Landschaftselemente und Indikatoren einander zugeordnet und die Datenverfügbarkeit bewertet. In der abschließenden Diskussion geht es vor allem um noch zu lösende Probleme hinsichtlich der Datengrundlagen, der Definition von Zielwerten und der Frage, ob es einen Gesamtindikator geben kann (Kapitel 4 und 5).

2 Grundlagen

2.1 Das Konzept der differenzierten Landnutzung

Das Konzept der differenzierten Landnutzung geht von drei unter dem langen menschlichen Einfluss entstandenen Haupt-Ökosystemtypen der mitteleuropäischen Kulturlandschaft aus (vgl. Abbildung 1): A: Naturnahe, nur extensiv (schwach) oder nicht genutzte Ökosysteme (einschließlich naturnaher Wälder), B: Intensiv genutzte Ökosysteme (B.a. Forst-Ökosysteme und B.b. Agrar-Ökosysteme) und C: Urban-industrielle Ökosysteme.

Diese Ökosystemtypen werden als „Grundbausteine“ der Kulturlandschaft betrachtet. Die Differenzierung der Landnutzung betrifft aber nur die Typen B und C, die – analog zu Nutzpflanzen und -tieren – als „Nutz-Ökosysteme“ bezeichnet

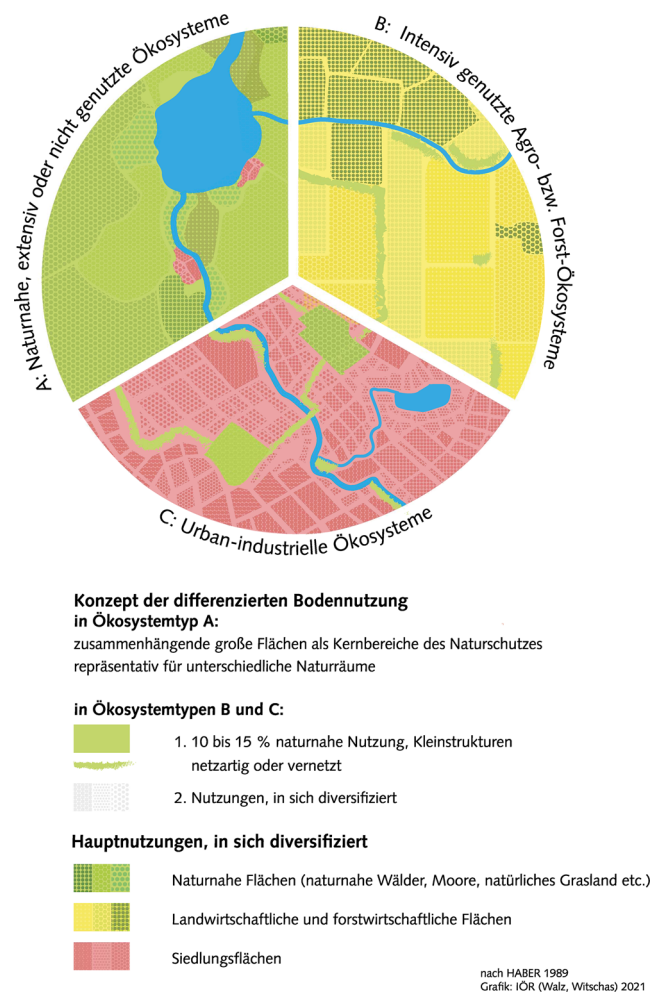


Abbildung 1 Konzept der differenzierten Landnutzung für die Haupt-Ökosystemtypen
Bearbeitung: U. Walz, S. Witschas

net werden können. Für sie geht „das Konzept der differenzierten Landnutzung ganz pragmatisch davon aus, dass die jeweils räumlich vorherrschende Landnutzung, [...] die sich ja in der Regel aufgrund besonderer Eignungen und Traditionen entwickelt hat, [grundsätzlich] beibehalten wird“ (Haber 1989: 20). Für diese Typen sieht das Konzept der differenzierten Landnutzung die zwei folgenden Nutzungsregeln vor² (Haber 1989: 20; Haber 1998: 73; Haber 2014: 247–250):

- Innerhalb einer Raumeinheit darf eine intensive Landnutzung, insbesondere Ackerbau, nicht die gesamte Fläche mit einer einheitlichen Kultur beanspruchen, sondern muss in sich diversifiziert werden, z.B. in den Agrarökosystemen durch gleichzeitigen Anbau von Weizen, Gerste, Mais oder Raps, oder auch in Kombination mit Grünlandflächen. Dabei ist die Schlaggröße mit einer Obergrenze von durchschnittlich 25 ha (siehe unten) ein wichtiger Parameter. Diese Regel zielt auf die Landnutzung und dient vor allem der Minderung der durch sie bedingten Umweltbelastungen.
- In einer Raumeinheit mit intensiver Nutzung müssen im Durchschnitt mindestens 10 Prozent der Fläche, möglichst in netzartiger Verteilung, für ‚naturbetonte‘ Bereiche reserviert werden oder bleiben. Dies sind naturnahe, nur extensiv (schwach) oder nicht genutzte Flächen wie beispielsweise kleine Wälder, Gebüsch, Hecken, Baumgruppen, Einzelbäume, Feld-, Wiesen- und Weiraine und Gewässer mit ihren Uferbereichen. Hier sollen wildlebende Pflanzen und Tiere, die in den Nutzflächen selbst nicht dauerhaft existieren können, so spontan und ungestört wie möglich gedeihen, wenn auch nicht ganz ohne menschliche Obhut und gegebenenfalls Pflege. Diese Regel zielt auf die Landbedeckung (*land cover*) und dient vor allem den Zwecken des Naturschutzes und der Landschaftspflege in intensiv genutzten Bereichen.

Darüber hinaus sollten ausreichend große Flächen vom Haupt-Ökosystemtyp A „Naturnahe, nur extensiv (schwach) oder nicht genutzte Ökosysteme“ als Kernbereiche des Naturschutzes repräsentativ für die unterschiedlichen Naturräume vorhanden sein.

Das Konzept der differenzierten Landnutzung bewertet somit fünf Dimensionen innerhalb der intensiv genutzten Ökosysteme:

- (1) Grad der Diversifizierung der intensiven Landnutzungen,

- (2) Grad der Durchmischung der intensiven Landnutzungen,

- (3) Größe der intensiv genutzten Flächeneinheiten (Schlaggrößenverteilung, Flächenbeschränkung der einzelnen Nutzungen mit einem Richtwert von 25 ha im Agrarbereich),

- (4) Flächenanteil naturnaher Flächen (mit 10% Mindestanteil) und

- (5) räumliche Verteilung der naturnahen Flächen (vernetzte Anordnung).

Eine weitere Dimension (6) bewertet die Anteile und Repräsentativität naturnaher, nur extensiv (schwach) oder nicht genutzter Ökosysteme (Ökosystemtyp A) im jeweiligen übergeordneten Raum hinsichtlich ihrer Funktion als Kernbereiche des Naturschutzes für die unterschiedlichen Naturräume.

Dieses Konzept ist nicht nur für die Agro-Ökosysteme (Noss 1983; Duelli 1997) anwendbar, sondern grundsätzlich auf alle Typen von Landnutzungen, wenn auch mit unterschiedlicher Auslegung. So entspricht ihm in der forstlichen Nutzung die Plenterwaldwirtschaft (Einzelbaumentnahme statt Kahlschlag), die in der agrarischen Nutzung nicht anwendbar ist. Das Konzept schließt die besiedelten Bereiche, wie dörfliche oder städtische Landnutzungen, ausdrücklich mit ein (Haber 1999: 59; Uppenbrink 1999).

2.2 Vergleichbare Konzepte anderer Autoren

Ein dem Konzept der differenzierten Landnutzung vergleichbares übergeordnetes Konzept für die Raumplanung schlugen Forman (1995a: 437; 1995b: 139), Forman und Godron (1986), Franklin und Forman (1987) und Turner (1989) mit dem sogenannten *aggregate-with-outliers*-Modell vor. Dabei sollen vom Menschen genutzte Flächen möglichst aggregiert und dabei kleinere naturnahe *patches* bzw. Korridore durch die entwickelten Gebiete erhalten oder angelegt werden. An den Grenzen zu verbleibenden großen naturnahen Flächen sollen durch den Menschen genutzte Flächen in immer kleineren und weiter voneinander entfernten Inseln angeordnet werden. Nach Ansicht der Autoren vergrößert dieses Modell die genetische Vielfalt und die Artenvielfalt, bietet eine Risikoverteilung starker Störungen und hat weitere ökologische Vorteile.

Gagné, Eigenbrod, Bert et al. (2015) haben eine vergleichende Übersicht von 21 Publikationen erstellt, die zwischen 1991 und 2013 erschienen sind und auf wissenschaftlicher Grundlage ökologische Richtlinien, Prinzipien oder Empfehlungen für die Landschaftsplanung geben. Auf dieser Basis entwickelten sie einen eigenen Vorschlag, der grob zwei Klassen unterscheidet (*unaltered* vs. *altered*), ähnlich wie die differenzierte Landnutzung (natürliche/naturnahe vs. intensiv genutzte und urban-industrielle). Der Ansatz

² Die zwei Nutzungsregeln fassen die in früheren Veröffentlichungen genannten drei Regeln zusammen.

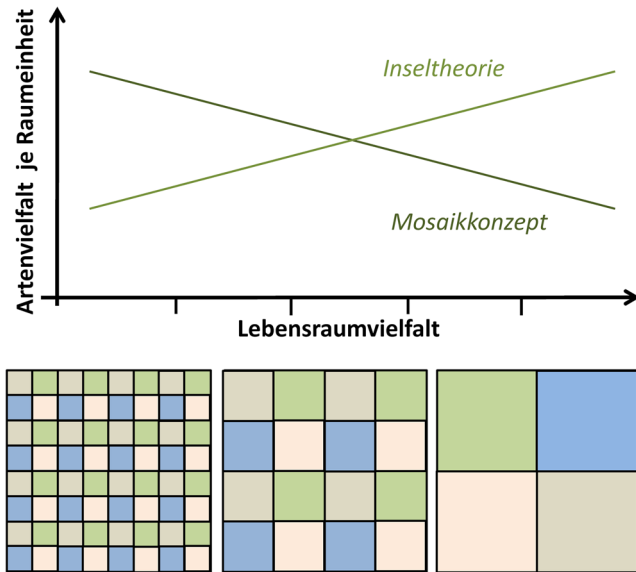


Abbildung 2 Mosaikkonzept von Duelli
Quelle: Duelli (1997: 88)

empfehlte, insbesondere die Größe und Vielfalt von naturnahen Flächen zu maximieren, und unterstreicht die wichtige Rolle von Wasserläufen und Seen. Um die wichtige Bedeutung der Habitatvielfalt zu erfassen, schlagen die Autoren vor, die *evenness* der natürlichen und naturnahen Flächen (*unaltered*) zu erfassen. Wissenschaftlich unterstützt werden diese Konzepte beispielsweise durch Forschungen von Duelli (1997) (vgl. Abbildung 2)³, Fahrig (2003; 2019) sowie Fahrig, Baudry, Brotons et al. (2011), die zeigen, dass stärker durchmischte Landschaften mit kleineren Nutzungseinheiten und größeren Grenzlängen zwischen den Nutzungen eine höhere Biodiversität aufweisen. Allerdings können auch negative Effekte für Tierarten auftreten, die große homogene Lebensräume benötigen.

Die Anbaudiversifizierung ist ebenfalls wichtig für die Sicherung der Biodiversität (Hoffmann/Berger/Wiegand et al. 2012: 142). Demnach sollten die Flächenanteile einzelner Anbaukulturen auf Ackerflächen, z. B. von Mais- und Winterraps, 10-20 % nicht übersteigen. Auch Sirami, Gross, Baillod et al. (2019) zeigten in einer groß angelegten Studie in Europa und Nordamerika, dass eine zunehmende Heterogenität der Kulturarten ein effektiver Weg sein kann, um die Biodiversität in Agrarlandschaften zu erhöhen. Allerdings hing die Wirkung einer zunehmenden Kulturartenvielfalt in

der Landschaft vom Anteil der naturnahen Flächen um die beprobten Felder ab. Dies zeigt, dass Regel 1 und 2 der differenzierten Landnutzung verknüpft werden müssen.

Mittlerweile haben Teile dieses Ansatzes Eingang in Bundes- und Landesgesetze in Deutschland gefunden, z. B. in das Bundesnaturschutzgesetz⁴ und entsprechende Landesgesetze. So wird in § 20 BNatSchG ein Biotopverbund auf mindestens 10 % der jeweiligen Landesfläche gefordert und in § 21 BNatSchG wird dies auf regionaler Ebene auch für kleinräumige Landschaftselemente wie Gewässerrandstreifen oder Feldhecken heruntergebrochen. In der Schweiz forderten Broggi und Schlegel (1989: 149) einen Mindestanteil an naturnahen Flächen von 12,1 % für die Kulturlandschaft des schweizerischen Mittellandes.

2.3 Stand der Umsetzung der differenzierten Landnutzung und vergleichbarer Konzepte in Deutschland

Der Gedanke der differenzierten Landnutzung wurde im Konzept für ein gestuftes Zielsystem des Naturschutzes aufgegriffen (Plachter 1991). Dabei handelt es sich ausdrücklich um ein Naturschutzkonzept, das sich nicht auf einzelne Ökosysteme beschränkt. Erforderlich sind vielmehr „Zielvorstellungen für die Landschaft als Ganzes, die die Entwicklung einer durchgängig naturkonformen Nutzung einschließen“ (Plachter 1991: 13). Dazu werden vier Stufen der Einflussnahme des Naturschutzes unterschieden:

1. „Strenge Naturschutzgebiete, ohne jegliche menschliche Nutzung auf einem geringen Teil der Landesfläche. [...]“
2. Schutzgebiete, in denen Nutzungen zugelassen sind, soweit sie den Zielen des Naturschutzes nicht zuwiderlaufen. Bereiche 1 und 2 sollten zusammen etwa 10-15 % der Landesfläche einnehmen“ (Heydemann 1981; Erz 1983: 698; Heydemann 1983: 102).
3. „Extensive Landnutzung für einen relativ großen Flächenanteil (30-40 %). Ziele des Naturschutzes genießen hier keinen Vorrang mehr, jedoch sollen durch Einschränkungen oder Auflagen umweltverträgliche Nutzungsformen und eine möglichst hohe Artenvielfalt gewährleistet werden. [...] Dieser Bereich ist von entscheidender Bedeutung, um die biologischen Grundfunktionen in der Landschaft aufrecht zu erhalten (s.o.).“
4. Intensive Landnutzungsformen sind nach dem Konzept von Plachter (1991) auf dem erheblichen Rest der Fläche möglich, begleitende Naturschutzmaßnahmen sollen

³ Duelli (1997) argumentiert in seinem Mosaikkonzept, dass die Durchmischung kleinerer Nutzungseinheiten in der Agrarlandschaft zu einer höheren Biodiversität führt als die Zusammenlegung der einzelnen Nutzungseinheiten gleichen Typs zu einem einzigen zusammenhängenden Gebiet.

⁴ Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 18. August 2021 (BGBl. I S. 3908) geändert worden ist.

allerdings ein Mindestmaß an Lebensraumvielfalt erhalten bzw. wiederherstellen.

Auch der Sachverständigenrat für Umweltfragen hat bereits in seinem Umweltgutachten 1996 ein solches Konzept eingefordert. Dort heißt es: „Zukünftig erscheint es erforderlich, regionalisierte und nutzungsbezogene Qualitätsziele und Mindeststandards für den Natur- und Umweltschutz zu entwickeln und anzuwenden, die die unterschiedliche Naturausstattung und das entsprechende Naturschutzpotenzial sowie die jeweilige Nutzung berücksichtigen. Regionen mit einem beispielsweise hohen Potenzial für biologische Vielfalt benötigen dementsprechend einen höheren Schutzanteil“ (SRU 1996: 22). Weiterhin fand das Konzept in der Folge Eingang in das damalige umweltpolitische Schwerpunktprogramm des Bundesumweltministeriums (BMU 1998: 58).

Eine Umsetzung dieser Konzepte erfolgte in den letzten Jahrzehnten beispielsweise in den Biotopverbundprogrammen des Bundes und der Länder, in der Ausweisung von Schutzgebietsnetzen und großräumigen Schutzgebieten (z.B. Nationalparke und Biosphärenreservate). Allerdings gibt es auch kritische Stimmen, die etwa eine Definition von Mindeststandards und eine Aussage darüber, „welche Nutzungsformen für die jeweilige Schutzstufe noch als tragbar erscheinen“, vermissen (Raffelsiefer 2000: 49).

Die vorgestellten Konzepte betonen die Notwendigkeit, die gesamte Fläche der Landschaft in die Bemühungen um die Erhaltung der Biodiversität einzubeziehen. Dabei wird das Konzept der abgestuften Naturschutzstrategie nicht als ein rein statischer Ansatz gesehen. Plachter (1991: 13–15) hebt vielmehr hervor, dass „für wesentliche Teile der mitteleuropäischen Kulturlandschaft dynamische Schutz- und Entwicklungsstrategien gefunden werden [müssen], die ökosystemspezifische Entwicklungsprozesse (Sukzession) sowie räumlich-funktionale Gesichtspunkte, wie sie insbesondere bei Tieren eine zentrale Rolle spielen, in den Mittelpunkt der Überlegungen stellen.“ Die Ausweisung von Schutzgebieten erscheint dafür weiterhin notwendig und ist in beiden Konzepten als System von „Kernflächen“ zum Schutz von nur schwer regenerierbaren Ökosystemen mit langer Entwicklungsdauer und zur Sicherung akut bedrohter Teile der Natur enthalten. Die umgebende Landschaft muss dabei mit einbezogen werden.

Neben dem großräumigen Biotopverbund wird von verschiedenen Seiten die Erhaltung eines Mindestanteils von kleinräumigen Strukturen gefordert (z.B. in § 21 Abs. 6 BNatschG; Duelli/Obrist 2003; Neukampf 2010). In landwirtschaftlich genutzten Regionen sind für die Erhaltung der Biodiversität Feldrandstrukturen als Lebensräume sowohl zwischen den Feldern als auch zu angrenzenden Nutzungen besonders wichtig (Hietala-Koivu/Lankoski/

Tarmi 2004: 75): „Ein Mindestanteil von Saumstrukturen an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche von wenigstens 1-2 % ist mit den Angaben in der Literatur begründbar“ (Knickel/Janßen/Schramek et al. 2001: 41). Auch Werner, Glemnitz, Stein-Bachinger et al. (2013) haben gezeigt, dass mit zunehmendem Flächenanteil von Kleinstrukturen in landwirtschaftlichen Nutzflächen, das heißt mehr Strukturelementen wie Hecken, Saumbiotopen und Kleingehölzen, die Artenzahlen von Tiergruppen wie Laufkäfern, Vögeln, Tagsschmetterlingen, Säugetieren sowie Lurche und Kriechtieren zunehmen. Ein Beispiel für die Ermittlung solcher regionalen Mindestdichten geben die Landschaftsrahmenpläne in Mecklenburg-Vorpommern (Müller/Göbel/Karl et al. 2008).

Diese schon relativ lange bekannten Zusammenhänge und Konzepte gewinnen in der heutigen Zeit angesichts des Artensterbens und des Klimawandels noch größere Bedeutung als zuvor. So fordern beispielsweise Jessel und Butterling (2013) im Kontext des Klimawandels einen an landschaftlichen, systemischen Zusammenhängen ausgerichteten räumlichen Planungsansatz, der für möglichst viele Arten die Durchlässigkeit von Landschaften verbessert, unter anderem durch die Sicherung von Vorranggebieten des Naturschutzes und eines ökologischen Verbundsystems. Als ein Grund für den drastischen Rückgang der Insekten gilt die Reduzierung der Strukturvielfalt der Landschaft (Deutsche Gesellschaft für Entomologie 2016). Im Entwurf des Insektenschutzgesetzes sollte deshalb ursprünglich auch die Vielfalt von Landschaften als Schutzgut in § 1 BNatschG verankert werden (BMU 2020), was sich allerdings im verabschiedeten Gesetz nicht mehr wiederfindet.⁵ Im Aktionsprogramm Insektenschutz hat sich die Bundesregierung aber unter anderem das Ziel gesetzt, die Strukturvielfalt in der Agrarlandschaft zu erhöhen (BMU 2019). Die Konnektivität der naturnahen Lebensräume und die Bedeutung der Schutzgebiete als Kernflächen sind zentrale Bestandteile des Bundeskonzeptes Grüne Infrastruktur (BfN 2017).

3 Methodische Ansätze für ein Monitoring

Innerhalb der zwei Haupt-Ökosystemtypen mit intensiver Nutzung (B und C) soll jeweils die vorherrschende Landnutzung diversifiziert und mit naturnahen Elementen durchsetzt sein, aber in unterschiedlicher räumlicher Anordnung

⁵ Gesetz zum Schutz der Insektenvielfalt in Deutschland und zur Änderung weiterer Vorschriften vom 18. August 2021 (BGBl. I S. 3908).

oder Verteilung (vgl. Abbildung 1). Im Agro-Ökosystem (B.b), für das Haber (1972) die Differenzierung ursprünglich konzipiert hatte, bedeutet dies, dass Ackerflächen aus unterschiedlichen Kulturen auf nicht zu großen Schlägen (Richtwert: bis 25 ha) bestehen sollen. Die sie durchsetzenden naturnahen Elemente können Hecken, Feldraine, kleine Waldstücke, Einzelbäume oder Gewässer sein. Das Vorkommen von Bauernhöfen, kleinen Weilern, sowie von Windrädern oder Solaranlagen im Haupt-Ökosystemtyp „Intensiv-genutztes Agro-Ökosystem“ widerspricht diesem Ansatz nicht. Diese Art von Differenzierung kann entsprechend auf urban-industrielle Systeme (C) mit unterschiedlichen Siedlungsstrukturen übertragen werden, wo die „naturnahen“ Elemente aus Grünflächen, Parks, Straßenbegleitpflanzungen und auch Gärten bestehen.

In forstlich genutzten Ökosystemen (B.a) ist die Differenzierung etwas anders: Hier lassen sich einerseits Nutzungstypen wie Nieder-, Mittel- und Hochwälder, andererseits Waldbautypen wie Rein- und Mischbestände, Naturverjüngung oder Anpflanzung sowie Plenter- oder Kahlschlagnutzung unterscheiden. Eine erwünschte Differenzierung der Wald- bzw. Forstnutzung sollte Reinbestände und Kahlschlagnutzung möglichst vermeiden und den „Dauerwald“ mit Einzelbaumentnahme bevorzugen, wie es in Bauernwäldern noch üblich ist. Dabei sollte auch eine begrenzte Anzahl von Bäumen dem langsamen natürlichen Absterben

überlassen werden, weil Totholz Höhlenbewohner und -brüter fördert und dicht mit Kleintieren, Pilzen und Mikroben besiedelt ist. Größere Waldgebiete sollten einen Mindestanteil von ungenutzten Waldflächen (5-10 %) einschließen. Zur Differenzierung tragen auch Waldlichtungen und Waldwiesen bei, vergleichbar mit in walddreichen Mittelgebirgen als Grünland genutzten Wiesentälern. Wegen seltenerer Nutzungseingriffe, nur gelegentlicher Düngung oder Schädlingsbekämpfung haben Wälder bzw. Forste grundsätzlich naturnähere Zustände als Agrar- und Siedlungssysteme und werden daher oft auch zu den extensiv genutzten Ökosystemen gezählt.

Für die Bewertung des Zustandes der Landschaft nach dem Konzept der differenzierten Landnutzung müssen demnach zwei methodische Schritte erfolgen:

- Entwicklung von Indikatoren für die Differenziertheit der Landnutzung innerhalb der Ökosystemtypen, um zu beurteilen, inwieweit die Forderungen des Konzepts erfüllt sind.
- Auswertung und Darstellung der Indikatoren für räumliche Bezugseinheiten in Abhängigkeit vom jeweiligen Anteil der Ökosystemtypen.

Tabelle 1 Relevante Landschaftselemente bzw. -charakteristika und ihre Zuordnung zum Konzept der differenzierten Landnutzung

Konzept der Differenzierten Landnutzung (DLN)				
Großräumige Haupt-Ökosystemtypen	(A) Naturnah, extensiv oder nicht genutzt	(B.a) Forstlich intensiv genutzt	(B.b) Agrarisch intensiv genutzt	(C) Urban-industriell
Anteil naturnaher Flächen	Kerngebiete des Biotopverbundes	Ausstattung mit großflächigen naturnahen Bereichen (z. B. Naturwälder, Seen) Ausstattung mit kleinflächigen naturnahen Bereichen (z. B. Naturwaldzellen, Kleingewässer)	Ausstattung mit großflächigen naturnahen Bereichen (z. B. Wälder, Seen, Streuobstwiesen, Extensives Grünland) Ausstattung mit kleinflächigen naturnahen Landschaftselementen (z. B. lineare Elemente, Gehölze)	Ausstattung mit großflächigen naturnahen Bereichen (z. B. Wälder, Parks, Seen) Ausstattung mit kleinflächigen naturnahen Bereichen (Siedlungsfreiflächen)
Biotopverbund	Kerngebiete des Biotopverbundes	Gewässernetz und zugehörige Auenbereiche Überregionale Biotopverbundachsen aus großflächigen naturnahen Elementen Kleinräumige Vernetzung aus kleinflächigen naturnahen Elementen		Vernetzung naturnaher Flächen in Städten
Vielfalt und Heterogenität	Strukturvielfalt innerhalb der Wälder (Mischwald, Laubwald, Nadelwald, andere Lebensräume) –	Nutzungsvielfalt auf der Ebene der Raumeinheiten Vielfalt unterschiedlicher Wald(nutzungs)typen Größe der Nutzungseinheiten	Vielfalt der Ackerkulturen Größe der Nutzungseinheiten	Vielfalt der städtischen Nutzungen (Dichte, lockere Bebauung, unterschiedliche naturnahe Elemente) –

Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an Walz (2015)

3.1 Welche Indikatoren werden benötigt?

Welche Informationen müssen erhoben werden, damit die relevanten Dimensionen einer differenzierten Landnutzung gemessen werden können? Tabelle 1 zeigt die zu erfassenden Landschaftselemente in den verschiedenen Haupt-Ökosystemtypen. Alle großräumigen Haupt-Ökosystemtypen sind von Korridoren durchzogen wie etwa Auenbereiche der Fließgewässer als überregionale Biotopverbundachsen. Dazu kommen in den Haupt-Ökosystemtypen B und C großflächige naturnahe Bereiche wie Wälder, Gehölze, Sümpfe und Moore oder trockene Bereiche wie Heiden, die idealerweise ebenfalls in einem großräumigen Verbund stehen. Der naturnahe Haupt-Ökosystemtyp A ist Bestandteil des Biotopverbundes und daher in sich nicht mehr in Biotopverbundachsen zu untergliedern. In den Flächen zwischen den Biotopverbundkorridoren liegen innerhalb der Matrix der Haupt-Ökosystemtypen einzelne naturnahe Landschaftselemente, beispielsweise großflächige naturnahe Elemente innerhalb der Städte wie Parks, Waldflächen oder Seen. Wesentlich kleinräumiger dagegen ist die Durchmischung auf der darunterliegenden Ebene, wo es um die Ausstattung mit kleinflächigen naturnahen Elementen wie zum Beispiel Hecken in der Agrarlandschaft geht.

Zu jeder Dimension, die in Kapitel 2.1 für die intensiv genutzten Ökosysteme (B und C) genannt ist, bestehen in der Literatur bereits verschiedene Messansätze, die zur Quantifizierung zur Verfügung stehen:

(1) Grad der Diversifizierung der intensiven Landnutzungen: Die Diversität oder Heterogenität der intensiven Landnutzungen kann mit Vielfaltsmaßen (z.B. Shannon Diversity, Shannon Evenness, Dominance oder Simpson-Vielfalt) quantifiziert werden (Cardille/Turner/Clayton et al. 2005; Colwell 2009; Song/Merlin/Rodriguez 2013; Cardille/Turner 2017). Damit kann innerhalb der großräumigen Ökosystemtypen B und C die Vielfalt an Nutzungstypen bzw. Lebensräumen gemessen werden. Zum Beispiel erfasst die Shannon-Diversität die Diversität von Landnutzungstypen unter Berücksichtigung ihrer *evenness* (Colwell 2009: 260):

$$H_{\text{div.}} = \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln \left(\frac{1}{p_i} \right)$$

Landnutzungstyp i bezeichnet den Anteil p_i an der Gesamtfläche und S die Zahl der Landnutzungstypen in der untersuchten Landschaft (vgl. Abbildung 3). Der Wert von $H_{\text{div.}}$ hängt von der Zahl S der Landnutzungen ab, die unterschieden werden. Der Maximalwert von $H_{\text{div.}}$ im Fall von sieben Landnutzungen ist $7 \cdot \frac{1}{7} \ln(7) = \ln(7) = 1.9459$, im Fall von acht Landnutzungen $8 \cdot \frac{1}{8} \ln(8) = \ln(8) = 2.079$ usw.

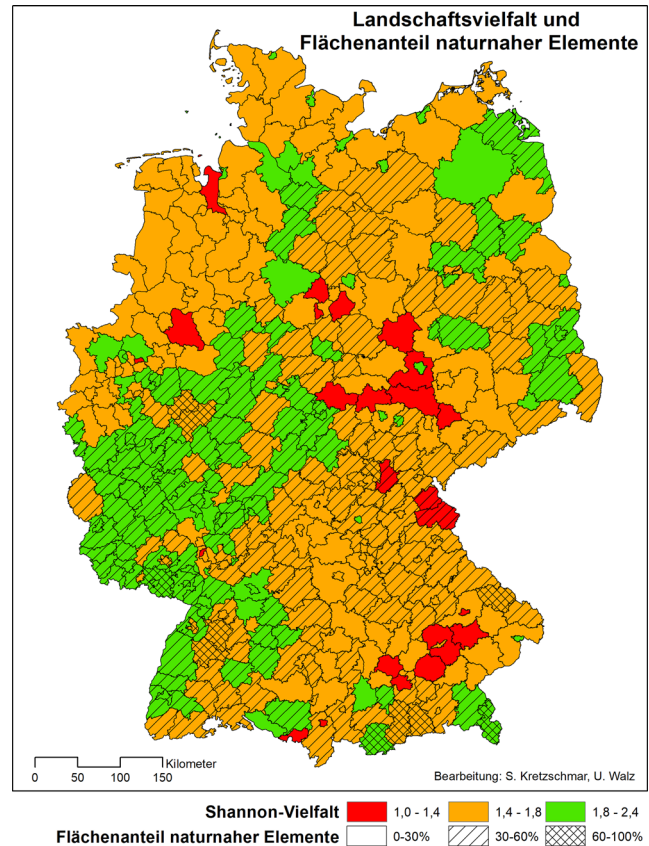


Abbildung 3 Kombination von Shannon-Vielfalt (Indikator 1) und Flächenanteil naturnaher Elemente (Indikator 4)
Berechnet auf der Basis von Daten des ATKIS-Basis-DLM für die Bezugseinheit der Landkreise (vgl. auch Schliep/Ackermann/Aljes et al. 2020).

Die Werte können von einer Zahl (S_1) von unterschiedlichen Landnutzungen auf eine andere (S_2) umgerechnet werden.

Das eng verwandte Maß der Shannon-Evenness ($SHEI_S$) misst die *Evenness* von S Landnutzungstypen in der untersuchten Landschaft:

$$SHEI_S = \frac{H_{\text{div.}}}{\ln(S)} = \frac{1}{\ln(S)} \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln \left(\frac{1}{p_i} \right)$$

Der Maximalwert von $SHEI_S$ ist stets 1, unabhängig von der Zahl der unterschiedlichen Landnutzungen. Diese Werte erfassen zwar die Komposition der Landschaft, aber nicht die räumliche Anordnung. Allerdings kann für ein bundesweites Monitoring die Vielfalt der Kulturen in Wäldern und in der Landwirtschaft derzeit nicht gemessen werden, da es dazu bisher zu wenige Daten gibt.

(2) Grad der Durchmischung der intensiven Landnutzungen: Hierfür können Konfigurationsmaße wie beispielsweise Interspersion/Juxtaposition (IJI; McGarigal/Marks 1995) zur Erfassung von räumlichen Mustern dienen, aber auch

Tabelle 2 Indikatoren und ihre Zuordnung zum Konzept der differenzierten Landnutzung

Indikator	Haupt-Ökosystemtyp			
	(A) Naturnah, extensiv oder nicht genutzt	(B.a) Forstlich intensiv genutzt	(B.b) Agrarisch intensiv genutzt	(C) Urban-industriell
Indikator 1: Anteil naturnaher Flächen	Anteile großflächiger Elemente der Gruppen B und C	Ausstattung mit großflächigen naturnahen Bereichen (Naturwälder, Parks, Seen)	Ausstattung mit großflächigen naturnahen Bereichen (Wälder, Seen, Streuobstwiesen etc.)	Ausstattung mit großflächigen naturnahen Bereichen (Wälder, Parks, Seen)
Indikator 2: Kleinflächige naturnahe Elemente	Nicht relevant	Ausstattung mit kleinflächigen naturnahen Bereichen (z. B. Naturwaldzellen, Kleingewässer)	Ausstattung mit kleinflächigen naturnahen Landschaftselementen (lineare Elemente, Gehölze etc.)	Ausstattung mit kleinflächigen naturnahen Bereichen (Siedlungsfreiflächen)
Indikator 3: Biotopverbund	Nicht relevant	Gewässernetz und zugehörige Auenbereiche Überregionale Biotopverbundachsen aus großflächigen naturnahen Elementen Kleinräumige Vernetzung aus kleinflächigen naturnahen Elementen		Überregionale Verbundachsen auch in Städten (z. B. Korridore naturnaher Flächen entlang Bahnlinien)
Indikator 4: Vielfalt und Heterogenität	Strukturvielfalt innerhalb der Wälder –	Nutzungsvielfalt auf der Ebene der Raumeinheiten Vielfalt unterschiedlicher Waldarten Begrenzung der Größe der Nutzungseinheiten	Vielfalt der Ackerkulturen Begrenzung der Größe der Nutzungseinheiten	Unterschiedliche Bebauungsdichten –

Randlängen und -dichten (Ökotone) zur Berücksichtigung von Säumen verschiedener Klassen können erfasst werden (vgl. Tabelle 2).

(3) Schlaggrößenverteilung (Flächenbeschränkung der einzelnen Nutzungen mit einem Richtwert von 25 ha im Agrarbereich): Die Zahl und Größe der Schläge größer als 25 ha können erfasst werden. Das Monitoring verfolgt, ob Zahl und Größe der Flächen größer als 25 ha abnehmen oder ob sich die Situation weiter verschlechtert.

(4) Flächenanteil naturnaher Flächen (mindestens 10–15 % naturnahe Nutzung): Hierzu werden die Anteile der Flächen von Kleinstrukturen (Gehölze, Gewässer, andere naturnahe Flächen) und ihre Größenverteilung erfasst (vgl. Abbildung 3). Die Flächenanteile natürlicher, naturnaher, extensiver oder nicht genutzter Ökosysteme je Naturraum lassen sich einfach auf der Basis der Naturraumgliederung Deutschlands⁶ (Meynen/Schmithüsen 1960) als Flächenanteile darstellen.

(5) Räumliche Anordnung der naturnahen Flächen (Vernetzung): Zur Beschreibung der Vernetzung von naturnahen bzw. naturbetonten Flächen (Reck/Hänel/Böttcher et al. 2005; Fuchs/Hänel/Lipski et al. 2010; Hänel 2015) ist eine passende Methode zur Messung der Konnektivität unterhalb der großräumigen Biotopverbundachsen nötig, z. B.

über den Proximity-Index (Whitcomb/Robbins/Lynch et al. 1981) oder die effektive Maschenweite (Jaeger 2000), wie sie als Indikator im City Biodiversity Index (CBI) verwendet wird (Deslauriers/Asgary/Nazarnia et al. 2018; Chan/Hillel/Werner et al. 2021).

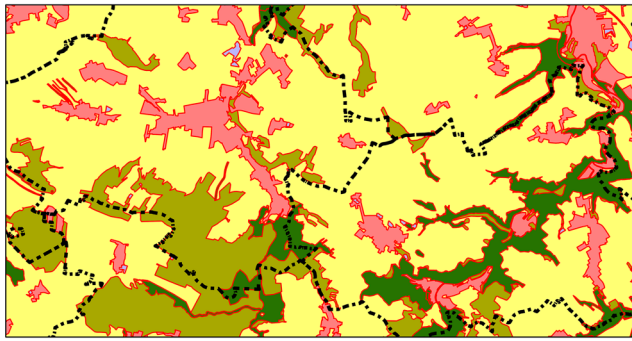
Für die einzelnen Haupt-Ökosystemtypen sind zum Teil unterschiedliche Indikatoren notwendig. So sind beispielsweise beim Indikator 2 „Kleinflächige naturnahe Elemente“ je nach Haupt-Ökosystemtyp auch andere Elemente zu berücksichtigen (vgl. Tabelle 2).

3.2 Bezugseinheiten: Raumgliederung nach der Flächennutzung

Ein Monitoring zur Umsetzung des Konzepts der differenzierten Landnutzung muss sich auf konkrete räumliche Bezugseinheiten stützen, für die die Werte der Indikatoren ermittelt werden. Da im bundesdeutschen Planungs- und Steuerungssystem alles auf die kommunalen Verwaltungseinheiten ausgerichtet ist, z. B. Landschafts- und Flächennutzungsplan, liegt es nahe, sie auch als Bezugseinheiten zu verwenden, denn wesentliche Entscheidungen über die Landnutzung finden auf dieser Ebene statt. Dies hat weiterhin den Vorteil, dass wesentliche Indikatoren zur Flächennutzung der amtlichen Statistik und anderer Indikatorenssysteme (z. B. der Monitor der Siedlungs- und Freiraum-

⁶ https://www.bfn.de/sites/default/files/2021-06/Naturraeumliche_Haupteinheiten_in_Deutschland_Biogeografische_Regionen_Web.pdf (20.05.2022).

Hauptökosystemtypen



Landnutzungen

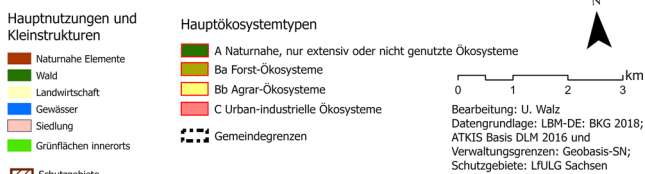
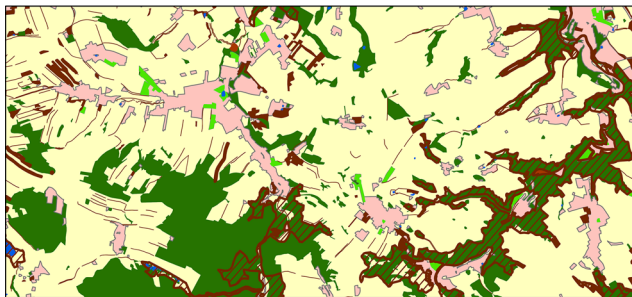


Abbildung 4 Abgrenzung von Haupt-Ökosystemtypen (oben) innerhalb der Bezugseinheiten (hier Gemeinden) auf der Basis der Landnutzungen (unten auf Basis des LBM-DE (BKG 2018) und des ATKIS Basis DLM 2016 (Geobasis-SN))

entwicklung: IÖR-Monitor)⁷ ebenfalls auf Gemeindeebene berechnet werden können. Um die Anteile der Haupt-Ökosystemtypen an jeder Gemeinde bestimmen zu können, wurde hier eine eigene Raumgliederung der Haupt-Ökosystemtypen entwickelt (vgl. Abbildung 4).

Zur Bildung der Haupt-Ökosystemtypen können die nachfolgenden Nutzungsklassen und Schutzgebietsflächen herangezogen werden. Die Zuordnung folgt damit im Wesentlichen der Gliederung von Ökosystemtypen nach Grunewald, Schweppe-Kraft, Syrbe et al. (2020), nur dass Wälder nochmals in naturnahe Wälder und Forsten unterschieden werden:

A. Naturnahe, nur extensiv (schwach) oder nicht genutzte Ökosysteme (Naturwaldzellen und Bannwälder, Nationalparkflächen und Kernzonen der Biosphärenreservate, Naturschutzgebiete und FFH-Flächen, Flächen des nationalen Na-

turerbes; außerdem kommen in Frage: Wasserflächen, Streuobstwiesen, Heiden, extensives Grünland, andere naturnahe Flächen wie Dünen und unkultivierte Bodenflächen)

B. Intensiv genutzte Ökosysteme: B.a. Forst-Ökosysteme (intensiv genutzte Wälder ohne Naturwaldzellen, Bannwälder, Naturschutzgebiete und Kernzonen von Großschutzgebieten), B.b. Agrar-Ökosysteme (Acker und Grünland, Landwirtschaftsflächen ohne Streuobstwiesen und extensives Grünland)

C. Urban-industrielle Ökosysteme (Siedlungsfläche, Verkehrsfläche, Abbaufäche).

Die drei unterschiedlichen Haupt-Ökosystemtypen des Konzepts der differenzierten Landnutzung können an den Gemeindeflächen unterschiedliche Anteile haben. Daher ist es notwendig, die unterschiedlichen Haupt-Ökosystemtypen innerhalb jeder räumlichen Bezugseinheit (Gemeinde, Landkreise) abzugrenzen (vgl. Abbildung 4). Dabei werden bewusst kompaktere Einheiten aggregiert. So enthält der Ökosystemtyp „Agrar-Ökosysteme“ auch kleinere Wäldchen, Kleinstrukturen wie Hecken und Baumreihen. Für diese Haupt-Ökosystemtypen haben wir die Indikatoren – z.B. der Anteil naturnaher Elemente – berechnet und die Ergebniswerte auf den tatsächlichen Flächenanteil der Raumkategorien an der Gemeindefläche bezogen.

3.3 Datenquellen

Für ein bundesweites Monitoring kommen Daten in Frage, die regelmäßig bundesweit erhoben werden. Dies sind vor allem die Daten der offiziellen Landesvermessung und der Umweltbeobachtung für die EU. Hier ist das Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem (ATKIS-Basis-DLM) zu nennen, das von den Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland erhoben und fortgeschrieben wird. Die topographischen Objekte der Landschaft (Punkte, Linien, Flächen) sind in 190 Objektarten gegliedert und mit einer Vielzahl weiterer Attribute versehen. Viele Objektarten werden vollständig erfasst, einige erst ab 0,5 bzw. 1 ha Flächengröße. Die Fortschreibung erfolgt für alle Flächen spätestens nach fünf Jahren anhand von Luftbildern und einer Vielzahl von thematischen Einzelinformationen. Einzelne Objektarten wie Verkehrsstrassen unterliegen sogar einer Spitzenaktualisierung von weniger als einem Jahr. Damit ist das ATKIS-Basis-DLM derzeit das am besten geeignete Informationssystem zur Landnutzung, das bundesweite Informationen regelmäßig liefert und dies aufgrund des staatlichen Auftrages auch zukünftig absichert (Krüger/Meinel/Schumacher 2013). Trotz Einschränkungen enthält es wesentliche Informationen, die zur Bewertung von Landschaftsfunktionen und Ökosystemleistungen herangezogen werden können, wie z.B. Randlinien von Gehölzen (Ökotone), Wald-

⁷ <https://www.ioer-monitor.de> (20.05.2022).

fragmentierung und Hemerobie (Walz/Krüger/Schumacher 2013; Walz/Stein 2014; Walz 2015).

In Frage kommt auch das digitale Landbedeckungsmodell für Deutschland (LBM-DE), das vom Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) in Kooperation mit dem Umweltbundesamt entwickelt wurde, um einen Datensatz mit der europäisch vergleichbaren CORINE-Klassifikation und einer höheren räumlichen Auflösung als CORINE zu erzeugen (Hoymann 2013). Dazu wurden die im ATKIS-Basis-DLM flächenhaft modellierten Objekte in den CORINE-Schlüssel umklassifiziert und anhand von Satellitenbildern aktualisiert. Die Fortschreibung findet alle drei Jahre statt. In ATKIS linear erfasste Elemente wie Baumreihen, Hecken oder Straßen sind im LBM-DE nur enthalten, wenn diese flächenhaft modelliert wurden. Die Mindestkartierfläche beträgt 1 ha, alle kleineren Elemente werden den benachbarten Flächen zugeschlagen. Damit besitzt das LBM-DE einerseits eine geringere räumliche und thematische Auflösung als das ATKIS-Basis-DLM, andererseits sind einzelne Klassen, wie die Differenzierung von Waldarten oder das Grünland, häufig aktueller als in ATKIS. Das LBM-DE dient seit 2012 als Grundlage für die Ableitung des europäischen CORINE-Datensatzes für Deutschland.⁸

Daten zu naturschutzrelevanten Flächen liegen aus den selektiven Biotopkartierungen der Länder vor, sind jedoch aufgrund unterschiedlicher Erfassungskriterien nicht direkt vergleichbar. Dies gilt auch für die flächendeckenden Biotop- und Nutzungstypenkartierungen, die schwerpunktmäßig in den ostdeutschen Ländern in den 1990er-Jahren aufgenommen wurden. Allerdings erfolgten bisher nur in wenigen Fällen erneute Kartierungen (z. B. in Sachsen 2005), sodass diese sich für ein regelmäßiges Monitoring nicht eignen. Außerdem sind die Daten zwischen den Bundesländern sowohl zeitlich wegen unterschiedlicher Erfassungsjahre als auch inhaltlich wegen unterschiedlicher Erfassungskriterien nicht vergleichbar. Eine Zuordnung zu den Habitattypen des European Nature Information System (EUNIS) (Davies/Moss/Hill 2004) oder der bundesweiten Biotoptypenklassifizierung nach Riecken, Finck, Rath et al. (2006) ist bisher nicht geschehen.

Als Datengrundlage zur Flächennutzung mit höherer sachlicher und räumlicher Auflösung in hoher Qualität bleiben daher in Deutschland, realistisch betrachtet, nur das ATKIS-Basis-DLM und das LBM-DE. Für eine Auswertung zur differenzierten Landnutzung wäre ein gangbarer Weg, die flächenhaften Daten des LBM-DE zu verwenden, da diese insbesondere im Offenland aktueller sind als ATKIS. Die Kleinstrukturen und linearen Landschafts-

elemente können dann aus ATKIS bezogen und in den Datensatz integriert werden.

4 Herausforderungen und Überlegungen für nächste Schritte

Das Konzept der differenzierten Landnutzung geht von ökologisch fundiertem Wissen aus und gibt pragmatisch gesetzte Empfehlungen zur Strukturierung der Landschaft. Es ist hingegen nicht für einzelne Tierarten und deren Raumansprüche entwickelt worden. Gerade deshalb eignet es sich als übergeordnete Handlungsanleitung/-empfehlung für Landschaften. Damit befindet man sich auf einer Landschaftsebene mittleren Maßstabes. Konkrete Raumansprüche beispielsweise einzelner Tierarten können und müssen auf einer detaillierten Grundlage lokal betrachtet werden. Dies will und kann das Konzept der differenzierten Landnutzung nicht leisten.

Das Konzept der differenzierten Landnutzung geht bewusst von einem integrativen Ansatz aus, indem die gesamte Landesfläche als wichtig für die Erhaltung der Biodiversität im Rahmen des Naturschutzes erachtet wird. In der Landschaftsökologie wird die Bedeutung der vorherrschenden Landnutzung, auch als Matrix bezeichnet, in die naturnahe Landschaftselemente eingebettet sind, immer wieder hervorgehoben (Ricketts 2001; Crooks/Sanjayan 2006; Kupfer 2006; Fahrig 2007; Quesnelle/Fahrig/Lindsay 2013). Für einzelne Aspekte wie die Ausstattung der Landschaft mit naturnahen Landschaftsbereichen und -elementen oder dem Grad der Vernetzung scheint ein Monitoring gut machbar. Einige wichtige Teile des Konzeptes der differenzierten Landnutzung sind jedoch bisher nicht umgesetzt worden, wie etwa die Nutzungsdurchmischung oder die Begrenzung der Schlaggrößen von Äckern.

Ein Vergleich mit anderen Systemen zum Landschaftsmonitoring zeigt, dass auch international bisher nur einzelne Ansätze zu (Teil-)Indikatoren vorliegen. Ein Beispiel für die Umsetzung des DLN-Indikators (1) „Grad der Diversifizierung der intensiven Landnutzungen“ kann der Indikator „Nutzungsvielfalt in der Landwirtschaftsfläche“ der Landschaftsbeobachtung Schweiz (LABES) sein (Kienast/Frick/van Strien et al. 2015). Die anderen Dimensionen des Konzepts der differenzierten Landnutzung sind dort allerdings nicht vollständig abgebildet. Die Indikatoren „Extensiv genutzte Waldfläche“ sowie „Waldranddichte“ bilden jeweils einen Teil der DLN-Indikatoren (2) „Durchmischung“ bzw. (4) „Anteil naturnaher Flächen“ ab. In Großbritannien werden im Rahmen des *Countryside Surveys* seit 40 Jahren in Stichprobenflächen Daten zu Landschaftselementen, Flächennutzungen und landwirtschaftlichen Kulturen erfasst (Wood/Bunce/Norton et al. 2018), aber auch hier

⁸ https://www.dlr.de/eoc/de/desktopdefault.aspx/tabid-11882/20871_read-48836/ (20.05.2022).

werden nicht alle Dimensionen des Konzeptes der differenzierten Landnutzung betrachtet. Das norwegische *Monitoring Programme for Agricultural Landscapes* (3Q-Programme) erfasst die Schlaggrößen von Äckern seit über 20 Jahren (Stokstad/Fjellstad 2019).

Auf europäischer Ebene ist der flächendeckende Indikator *High nature value (HNV) farmland* zu nennen (Paracchini/Petersen/Hoogeveen et al. 2008), der allerdings nur für die Jahre 2000 und 2008 vorliegt. In Deutschland findet ein wesentlich detaillierteres Monitoring des *High-value farmland-Indicators* statt, allerdings nur stichprobenbasiert (Benzler/Fuchs/Hünig 2015; Hünig/Benzler/Benzler 2017). Dabei werden in 1 km²-großen Probeflächen die naturnahen Landschaftselemente in der Landwirtschaftsfläche erfasst.

Während einzelne Indikatoren in Deutschland bereits jetzt ableitbar sind, können mehrere weitere Aspekte derzeit mangels Daten nicht gemessen werden. Hierzu zählen zum Beispiel die Vielfalt und die Durchmischung der Ackerkulturen, die Schlaggrößen der Ackerflächen sowie die Strukturvielfalt und die räumliche Lage naturnaher Bestände im Wald (z. B. Naturwaldzellen).

Das Konzept der differenzierten Landnutzung fordert, dass die Schlaggrößen eine bestimmte Größe möglichst nicht überschreiten. Um diese zu messen, wäre eine entsprechende Datengrundlage notwendig, die es derzeit bundesweit jedoch nicht öffentlich verfügbar gibt. Zum Agrarbereich liegen nur Angaben der statistischen Ämter vor, die aber keine konkreten Flächenaussagen zulassen und zudem mindestens auf Landkreisebene aggregiert sind. Außerdem werden die Daten jeweils der statistischen Einheit zugeordnet, in der der Standort des Betriebes liegt. Wo die Betriebe tatsächlich ihre bewirtschafteten Flächen haben (z. B. im Nachbarlandkreis), lässt sich daher nicht nachvollziehen. Räumliche Modellierungen zu Fruchtarten werden vom Thünen-Institut vorgenommen, die im sogenannten Thünen-Atlas⁹ öffentlich zugänglich sind, jedoch ebenfalls nur auf Landkreis- bzw. Gemeindeebene vorliegen. Damit lassen sich keine räumlichen Aussagen zu Lage, Größe, Vielfalt und Durchmischung der Kulturen ableiten.

Ein denkbarer Ansatz zur Lösung dieses Problems könnte sein, die in der Förderdatenbank von den Landwirten eingezeichneten Bewirtschaftungseinheiten (InVeKoS) zu nutzen (Machl 2012). Diese stehen allerdings nicht in allen Bundesländern öffentlich zur Verfügung und umfassen auch nicht alle Flächen, sondern nur diejenigen, für die Fördermittel beantragt werden. Weiterhin können auch die dort verzeichneten Feldblöcke in mehrere Schläge unterteilt sein.

Sowohl für die Abgrenzung von Schlägen und die Unterscheidung der Anbaukulturen gibt es jedoch Möglichkeiten der Fernerkundung. Nach früheren methodischen Ansätzen (z. B. Gerighausen/Möller 2004; Völker 2005), die jedoch nicht bis zu einer regelmäßigen, bundesweiten Auswertung getrieben wurden, stehen heute neue Fernerkundungsdaten zur Verfügung, die zur Erstellung regelmäßiger, bundesweit einheitlicher Datensätze genutzt werden können¹⁰ (Preidl/Lange/Doktor 2020; Tetteh/Gocht/Erasmí et al. 2021; Blickensdörfer/Schwieder/Pflugmacher et al. 2022). Keine verwertbaren Angaben gibt es allerdings zum Dünger- und Pestizideinsatz, erst recht nicht auf räumlich konkrete Einheiten bezogen. Damit ist es auch sehr schwer, extensive Landnutzungsbereiche abzugrenzen.

Für die Wälder sind keine räumlichen Geodaten bekannt, die es auf Bundesebene erlauben könnten, intensive Forstbereiche von naturnahen Bereichen abzugrenzen. Lediglich Schutzgebiete im Wald könnten hier ausgewertet werden. Weitere Anhaltspunkte kann die Bundeswaldinventur liefern (BMEL 2014), die jedoch ein Stichprobenverfahren ist und daher aus statistischen Gründen nur Aussagen auf der Ebene der Bundesländer erlaubt. Zu Biotopen im Wald liegen zwar in den einzelnen Bundesländern aus der Waldbiotopkartierung räumlich konkrete GIS-Daten vor, jedoch gilt auch hier, dass diese über die Bundesländer zeitlich und inhaltlich nicht konsistent sind. Zum Thema Naturwälder wurde inzwischen eine eigene Projektgruppe eingerichtet, die auch eine Datenbank zu Naturwaldreservaten aufbaut (Meyer 2019).

Insgesamt besteht also erheblicher Bedarf nach Methodenentwicklung und der Erschließung neuer Datengrundlagen. Weiterer Untersuchungsbedarf besteht hinsichtlich einer Plausibilitätsprüfung der Datengrundlagen, beispielsweise der Genauigkeit und Vollständigkeit der in den ATKIS-Daten enthaltenen naturnahen Elemente und Strukturen.

Das vorgestellte Monitoring-Konzept könnte prinzipiell auch auf der Basis eines regelmäßigen Gitternetzes (beispielsweise dem Geographischen Gitter für Deutschland in Lambert-Projektion (GeoGitter Inspire)¹¹ mit 1 oder 25 km² Zellengröße) gerechnet werden, wenn gleichzeitig die anderen Indikatoren ebenfalls darauf bezogen würden. Dadurch wäre eine einheitliche Größe der Bezugseinheiten gegeben, was bei der Verwendung von administrativen Einheiten

⁹ <https://atlas.thuenen.de/> (20.05.2022).

¹⁰ Vgl. auch *OneSoil Statistics on Global Agriculture*: <https://b2b.onesoil.ai/data/> (20.05.2022).

¹¹ Vgl. auch <https://inspire.ec.europa.eu/inspire-directive/2> sowie <https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/geographische-gitter-fur-deutschland-in-lambert-projektion-geogitter-inspire.html> (30.03.2022).

ten (z.B. Kommunen) nicht der Fall ist und einen Nachteil darstellt.

In einem weiteren Schritt ist das Aufstellen von Zielwerten für die künftige Entwicklung der Landschaft entsprechend dem Konzept der differenzierten Landnutzung sinnvoll und wünschenswert. Das Aufstellen von Zielwerten sollte folgende Informationen einbeziehen:

- Räumliche Differenzierung entsprechend der naturräumlichen Gegebenheiten,
- Betrachtungen zur historischen Entwicklung,
- erwarteter ökologischer Zielzustand und
- Vergleichbarkeit mit anderen Regionen.

Solche Zielwerte sollten einer gesellschaftlichen Diskussion unterliegen. Dabei sind Fragen zu beantworten wie „Was ist gewollt?“, „Welche Folgen sind vertretbar?“ oder „... gerade noch in Kauf zu nehmen?“. Zielwerte können über Ober- bzw. Untergrenzen für die Werte der einzelnen Teilindikatoren definiert werden, z. B. Mindestanteile naturnaher Flächen, Mindestwert für ein Vernetzungsmaß, Minstdichte von Kleinstrukturen und Säumen. Sinnvoll wäre eine räumliche Differenzierung der Zielwerte je nach Landschaftsraum. Das könnte auf der Basis von Naturräumen erfolgen. Auch die Betrachtung von Zeitreihen wäre zur Definition solcher Zielwerte sehr nützlich. Diese könnten beispielsweise für Stichprobenflächen auch für zurückliegende Zeiträume auf der Grundlage von Karten und Luftbildern erarbeitet werden.

Die Entwicklung und Festlegung von Zielwerten sind ein gesellschaftlich-politischer Prozess, der erst dann stattfinden kann, wenn konkrete Indikatoren verfügbar und quantitative Aussagen zum tatsächlichen Zustand der Landschaft möglich sind.

Die Verwendung mehrerer Indikatoren legt nahe, Möglichkeiten für ihre Kombination zu erwägen, um zu einem Gesamtwert zu gelangen. Dazu gibt es mehrere Möglichkeiten:

- Verknüpfung der Indikatoren über Gewichtungsfunktionen (z. B. Messung der Zersiedelung nach Schwick/Jaeger/Bertiller et al. (2010) und Jaeger/Schwick (2014), die drei Dimensionen zu einer Gesamtgröße kombiniert)
- Bildung eines Index aus mehreren Indikatoren, die aufaddiert werden (gewichtet oder ungewichtet)
- Verknüpfung über eine Hauptkomponentenanalyse

Ein konkreter Vorschlag für eine Verknüpfung von Indikatoren muss den zukünftigen Forschungsarbeiten vorbehalten bleiben und hängt auch davon ab, wie die Einzelindikatoren entwickelt werden können. Für die korrekte Interpretation

des Gesamtwertes ist es jedoch sinnvoll, stets auch die Werte der einzelnen Komponenten zu betrachten.

5 Schlussfolgerungen

Das Konzept der differenzierten Landnutzung fand bisher Eingang in die bundesweiten Strategien des Naturschutzes in Deutschland. Über die tatsächliche strukturelle Ausstattung der Landschaft und die Vielfalt der Nutzungen liegen jedoch bisher nur wenige Informationen vor. Allerdings ist klar, dass in vielen Regionen Deutschlands die Regel 1 der differenzierten Landnutzung zur inneren Differenzierung der Landnutzung (vgl. Kapitel 2.1) nicht erreicht wird. Zur Regel 2 zum Biotopverbund gab es zwar in den letzten Jahrzehnten große Anstrengungen, trotzdem werden die anvisierten 10 Prozent sicher nicht überall erreicht, ebenso wenig wie die Vernetzung mit kleinräumigen Strukturen. Dies liegt unter anderem daran, dass ein zuverlässiges Monitoring über die Umsetzung des Konzeptes bisher fehlte und daher der Handlungsbedarf und die Erfolge nicht zuverlässig nachvollziehbar sind. Trotz einiger Einschränkungen sind heute die methodischen Grundlagen vorhanden, um eine Quantifizierung der Landschaftsstruktur für ein Monitoring auszuarbeiten. Dabei sind noch Fragen zur Datenverfügbarkeit zu klären (z. B. zu den Schlaggrößen, der räumlichen Verteilung der Kulturarten oder den Anteilen naturnaher Flächen im Wald). Diese scheinen jedoch lösbar. Weiterhin bleiben Aussagen zur Nutzungsintensität einem stichprobenbasierten Monitoring vorbehalten, wie dieses bereits im Monitoring der *High-value farmland Indicators* bundesweit stattfindet (Benzler/Fuchs/Hünig 2015; Hünig/Benzler/Benzler 2017).

Vor dem Hintergrund der Biodiversitätskrise und den aktuell diskutierten Lösungsstrategien, beispielsweise für die Landwirtschaft (vgl. Zukunftskommission Landwirtschaft 2021), ist ein regelmäßiges Monitoring zur Landschaftsstruktur und -vielfalt, wie es das Konzept der differenzierten Landnutzung schon seit Jahrzehnten und auch der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) schon vor über 25 Jahren verlangt haben, dringend notwendig. Dieses Monitoring ist gerade auf Landschaftsebene in der Zusammenschau wichtig, also oberhalb von Einzelmaßnahmen, und zwar nicht nur für die Landwirtschaftsflächen, sondern für alle oben genannten Raumkategorien.

Literatur

Benzler, A.; Fuchs, D.; Hünig, C. (2015): Methodik und erste Ergebnisse des Monitorings der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland. Beleg für

- aktuelle Biodiversitätsverluste in der Agrarlandschaft. In: *Natur und Landschaft* 90, 7, 309–316.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2017): Bundeskonzept Grüne Infrastruktur: Grundlagen des Naturschutzes zu Planungen des Bundes. Bonn.
- Blickensdörfer, L.; Schwieder, M.; Pflugmacher, D.; Nendel, C.; Erasmí, S.; Hostert, P. (2022): Mapping of crop types and crop sequences with combined time series of Sentinel-1, Sentinel-2 and Landsat 8 data for Germany. In: *Remote Sensing of Environment* 269, 112831. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112831>
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2014): Der Wald in Deutschland: Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Berlin.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1998): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland: Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms. Bonn.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2019): Aktionsprogramm Insektenschutz – Gemeinsam wirksam gegen das Insektensterben. Berlin.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2020): Entwurf eines Gesetzes zum Schutz der Insektenvielfalt in Deutschland: Referentenentwurf des BMU (Bearbeitungsstand: 21. Juli 2020). Berlin.
- Broggi, M. F.; Schlegel, H. (1989): Mindestbedarf an naturnahen Flächen in der Kulturlandschaft. Dargestellt am Beispiel des schweizerischen Mittellandes. In: Büro für Siedlungs- und Umweltplanung (Hrsg.): Bericht des Nationalen Forschungsprogrammes „Boden“. Liebefeld-Bern.
- Cardille, J. A.; Turner, M. G. (2017): Understanding Landscape Metrics. In: Gergel, S. E.; Turner, M. G. (Hrsg.): *Learning Landscape Ecology. A Practical Guide to Concepts and Techniques*. New York, 45–63.
- Cardille, J.; Turner, M. G.; Clayton, M.; Gergel, S.; Price, S. (2005): METALAND: Characterizing Spatial Patterns and Statistical Context of Landscape Metrics. In: *BioScience* 55, 11, 983–988. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0983:MCSPAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0983:MCSPAS]2.0.CO;2)
- Chan, L.; Hillel, O.; Werner, P.; Holman, N.; Coetzee, I.; Galt, R.; Elmqvist, T. (2021): Handbook on the Singapore Index on Cities' Biodiversity (also known as the City Biodiversity Index). Montréal. = CBD Technical Series 98.
- Colwell, R. K. (2009): Biodiversity: Concepts, Patterns, and Measurement. In: Levin, S. A. (Hrsg.): *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton, 257–263.
- Crooks, K. R.; Sanjayan, M. (Hrsg.) (2006): *Connectivity Conservation*. Cambridge. = *Conservation Biology* 14. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821>
- Davies, C. E.; Moss, D.; Hill, M. O. (2004): *EUNIS Habitat Classification: Revised 2004*. Dorchester.
- Deslauriers, M. R.; Asgary, A.; Nazarnia, N.; Jaeger, J. A. G. (2018): Implementing the connectivity of natural areas in cities as an indicator in the City Biodiversity Index (CBI). In: *Ecological Indicators* 94, 2, 99–113. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.028>
- Deutsche Gesellschaft für Entomologie (2016): Resolution zum Schutz der mitteleuropäischen Insektenfauna. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48, 12, 393–394.
- Duelli, P. (1997): Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 62, 2-3, 81–91. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(96\)01143-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(96)01143-7)
- Duelli, P.; Obrist, M. K. (2003): Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of semi-natural habitat islands. In: *Basic and Applied Ecology* 4, 2, 129–138. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00140>
- Erz, W. (1983): Artenschutz im Wandel. Konkrete und quantifizierte Vorstellungen für veränderte Strategien. In: *Umschau* 83, 11, 695–700.
- Fahrig, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. In: *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34, 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fahrig, L. (2007): Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. In: *Functional Ecology* 21, 6, 1003–1015. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01326.x>
- Fahrig, L. (2019): Habitat fragmentation. A long and tangled tale. In: *Global Ecology and Biogeography* 28, 1, 33–41. <https://doi.org/10.1111/geb.12839>
- Fahrig, L.; Baudry, J.; Brotons, L.; Burel, F. G.; Crist, T. O.; Fuller, R. J.; Sirami, C.; Siriwardena, G. M.; Martin, J.-L. (2011): Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. In: *Ecology Letters* 14, 2, 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Foley, J. A.; DeFries, R. S.; Asner, G. P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S. R.; Chapin, F. S.; Coe, M. T.; Daily, G. C.; Gibbs, H. K.; Helkowski, J. H.; Holloway, T.; Howard, E. A.; Kucharik, C. J.; Monfreda, C.; Patz, J. A.; Prentice, I. C.; Ramankutty, N.; Snyder, P. K. (2005): Global Consequences of Land Use. In: *Science* 309, 5734, 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Forman, R. T. T. (1995a): *Land mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge.
- Forman, R. T. T. (1995b): Some general principles of landscape and regional ecology. In: *Landscape Ecology* 10, 3, 133–142. <https://doi.org/10.1007/BF00133027>

- Forman, R. T. T.; Godron, M. (1986): *Landscape Ecology*. New York.
- Franklin, J. F.; Forman, R. T. T. (1987): Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. In: *Landscape Ecology* 1, 1, 5–18. <https://doi.org/10.1007/BF02275261>
- Fuchs, D.; Hänel, K.; Lipski, A.; Reich, M.; Finck, P.; Riecken, U. (2010): *Länderübergreifender Biotopverbund in Deutschland: Grundlagen und Fachkonzept*. Bonn-Bad Godesberg. = *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 96.
- Gagné, S. A.; Eigenbrod, F.; Bert, D. G.; Cunningham, G. M.; Olson, L. T.; Smith, A. C.; Fahrig, L. (2015): A simple landscape design framework for biodiversity conservation. In: *Landscape and Urban Planning* 136, 13–27. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.11.006>
- Gerighausen, H.; Möller, M. (2004): Detektion von Schlaggrenzen und der Bodenbearbeitungsrichtung ackerbaulich genutzter Flächen aus höchstauflösenden Fernerkundungsdaten (Quickbird). In: Seyfert, E. (Hrsg.): *Instrumentarien zur nachhaltigen Entwicklung von Landschaften*. Münster, 303–316. = *Publikationen der Deutschen Gesellschaft für Photogrammetrie, Fernerkundung und Geoinformation e.V.* 13.
- Grunewald, K.; Schweppe-Kraft, B.; Syrbe, R.-U.; Meier, S.; Michel, C.; Richter, B.; Schorcht, M.; Walz, U. (2020): Hierarchisches Klassifikationssystem der Ökosysteme Deutschlands als Grundlage einer übergreifenden Ökosystem-Bilanzierung. In: *Natur und Landschaft* 95, 3, 118–128.
- Haber, W. (1971): Landschaftspflege durch differenzierte Bodennutzung. In: *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch* 48, Sonderheft 1, 19–35.
- Haber, W. (1972): Grundzüge einer ökologischen Theorie der Landnutzungsplanung. In: *Innere Kolonisation, Land und Gemeinde* 24, 294–298.
- Haber, W. (1979): Theoretische Anmerkungen zur „ökologischen Planung“. In: *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 7, 19–29.
- Haber, W. (1989): Differenzierte Bodennutzung im Siedlungsraum. In: *disP – The Planning Review* 25, 99, 18–21. <https://doi.org/10.1080/02513625.1989.10708642>
- Haber, W. (1998): Nutzungsdiversität als Mittel zur Erhaltung von Biodiversität. In: *Berichte der ANL* 22, 71–76.
- Haber, W. (1999): Das Konzept der differenzierten Landnutzung. Grundlage für Naturschutz und nachhaltige Naturnutzung. In: *BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Ziele des Naturschutzes und einer nachhaltigen Naturnutzung in Deutschland*. Bonn, 57–64.
- Haber, W. (2003): Biodiversität – ein neues Leitbild und seine Umsetzung in die Praxis: Vortragsveranstaltung am 30. Oktober 2002 im Blockhaus, Dresden. Dresden.
- Haber, W. (2008): Biological diversity – A concept going astray? In: *GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society* 17, S1, 91–96. <https://doi.org/10.14512/gaia.17.S1.4>
- Haber, W. (2014): *Landwirtschaft und Naturschutz*. Weinheim.
- Haber, W.; Bückmann, W. (2013): *Nachhaltiges Landmanagement, differenzierte Landnutzung und Klimaschutz*. Berlin. = *FAGUS-Schriften* 16.
- Hänel, K. (2015): Bundesweite Konzepte für den Biotopverbund – eine Übersicht vorliegender räumlicher Strategien. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 47, 8/9, 253–256.
- Heydemann, B. (1981): Wie groß müssen Flächen für den Arten- und Ökosystemschutz sein? In: *ABN – Arbeitsgemeinschaft Deutscher Beauftragter für Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.): Flächensicherung für den Artenschutz*. Bonn, 21–51. = *Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege* 31.
- Heydemann, B. (1983): Vorschlag für ein Biotopschutzkonzept am Beispiel Schleswig-Holsteins. Ausweisung von schutzwürdigen Ökosystemen und Fragen ihrer Vernetzung. In: *Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.): Ein „Integriertes Schutzgebietssystem“ zur Sicherung von Natur und Landschaft, entwickelt am Beispiel des Landes Niedersachsen*. Bonn, 95–104. = *Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege* 41.
- Hietala-Koivu, R.; Lankoski, J.; Tarmi, S. (2004): Loss of biodiversity and its social cost in an agricultural landscape. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103, 1, 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.10.015>
- Hoffmann, J.; Berger, G.; Wiegand, I.; Wittchen, U.; Pfeffer, H.; Kiesel, J.; Ehlert, F. (2012): Bewertung und Verbesserung der Biodiversität leistungsfähiger Nutzungssysteme in Ackerbaugebieten unter Nutzung von Indikatorvogelarten. *Ribbesbüttel*. = *Berichte aus dem Julius-Kühn-Institut* 163.
- Hoymann, J. (2013): Neuere Flächennutzungsdaten: Übersicht, Vergleich und Nutzungsmöglichkeiten. Bonn. = *BBSR-Analysen kompakt* 02/2013.
- Hünig, C.; Benzler, A.; Benzler, H. (2017): Das Monitoring der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland. Bonn-Bad Godesberg. = *BfN-Skripten* 476.
- Jaeger, J. A. G. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. In: *Landscape Ecology* 15, 2, 115–130. <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>
- Jaeger, J. A. G.; Schwick, C. (2014): Improving the measurement of urban sprawl: Weighted Urban Proliferation (WUP) and its application to Switzerland. In: *Ecology*

- gical Indicators 38, 294–308. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.11.022>
- Jessel, B.; Butterling, M. (2013): Beitrag der räumlichen Planung zur Anpassung an den Klimawandel. In: Essl, F.; Rabitsch, W. (Hrsg.): Biodiversität und Klimawandel. Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Berlin, 367–374.
- Kienast, F.; Frick, J.; van Strien, M. J.; Hunziker, M. (2015): The Swiss Landscape Monitoring Program – A comprehensive indicator set to measure landscape change. In: Ecological Modelling 295, 136–150. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.008>
- Knickel, K.; Janßen, B.; Schramek, J.; Käppel, K. (2001): Naturschutz und Landwirtschaft: Kriterienkatalog zur „Guten fachlichen Praxis“. Bonn. = Angewandte Landschaftsökologie 41.
- Krüger, T.; Meinel, G.; Schumacher, U. (2013): Land-use monitoring by topographic data analysis. In: Cartography and Geographic Information Science 40, 3, 220–228. <https://doi.org/10.1080/15230406.2013.809232>
- Kupfer, J. A. (2006): National assessments of forest fragmentation in the US. In: Global Environmental Change 16, 1, 73–82. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2005.10.003>
- Machl, T. (2012): Indikatorbasierte Analyse von Feldstücksform und Feldstücksgeometrie auf Grundlage von InVe-KoS-Daten. Masterarbeit an der Technischen Universität München. München.
- McGarigal, K.; Marks, B. J. (1995): FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Portland. <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-351>
- Meyer, P. (2019): Die Projektgruppe Naturwälder. In: AFZ-Der Wald 22, 14–15.
- Meynen, E.; Schmithüsen, J. (1960): Verwaltungsgrenzenkarte von Deutschland mit naturräumlicher Gliederung. Beilage in: Meynen, E.; Schmithüsen, J.; Gellert, J.F.; Neef, E.; Müller-Miny, H.; Schultze, J. H. (Hrsg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Remagen.
- Müller, D.; Göbel, N.; Karl, H.; Thamm, R. (2008): Ermittlung der regionalen Mindestdichten von zur Vernetzung erforderlichen linearen und punktförmigen Elementen nach § 5 (3) BNatschG. In: Natur und Landschaft 83, 8, 356–364.
- Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina (2020): Biodiversität und Management von Agrarlandschaften: Umfassendes Handeln ist jetzt wichtig. Halle (Saale).
- Neukampf, R. (2010): Monitoring von Kleinstrukturen – Berechnung des Anteils von Wiedererholungsflächen auf der Basis von ATKIS. In: Meinel, G.; Schumacher, U. (Hrsg.): Flächennutzungsmonitoring II. Konzepte – Indikatoren – Statistik. Berlin, 143–153. = IÖR-Schriften 52.
- Noss, R. F. (1983): A Regional Landscape Approach to Maintain Diversity. In: BioScience 33, 11, 700–706. <https://doi.org/10.2307/1309350>
- Odum, E. P. (1969): The Strategy of Ecosystem Development. An understanding of ecological succession provides a basis for resolving man's conflict with nature. In: Science 164, 3877, 262–270. <https://doi.org/10.1126/science.164.3877.262>
- Paracchini, M.-L.; Petersen, J.-E.; Hoogeveen, Y.; Bamps, C.; Burfield, I.; van Swaay, C. (2008): High Nature Value Farmland in Europe: An estimate of the distribution patterns on the basis of land cover and biodiversity data. Luxemburg. <https://doi.org/10.2788/8891>
- Plachter, H. (1991): Naturschutz. Stuttgart.
- Preidl, S.; Lange, M.; Doktor, D. (2020): Introducing APiC for regionalised land cover mapping on the national scale using Sentinel-2A imagery. In: Remote Sensing of Environment 240, 111673. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111673>
- Quesnelle, P. E.; Fahrig, L.; Lindsay, K. E. (2013): Effects of habitat loss, habitat configuration and matrix composition on declining wetland species. In: Biological Conservation 160, 200–208.
- Raffelsiefer, M. (2000): Naturwahrnehmung, Naturbewertung und Naturverständnis im deutschen Naturschutz: eine wahrnehmungsgeographische Studie unter besonderer Berücksichtigung des Fallbeispiels Naturschutzgebiet Ohligser Heide. Dissertation an der Universität Duisburg.
- Reck, H.; Hänel, K.; Böttcher, M.; Tillmann, J. E.; Winter, A. (Hrsg.) (2005): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Bonn-Bad Godesberg. = Naturschutz und Biologische Vielfalt 17.
- Ricketts, T. H. (2001): The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. In: The American Naturalist 158, 1, 87–99.
- Riecken, U.; Finck, P.; Rath, U.; Schröder, E.; Ssymank, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands: Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. Bonn-Bad Godesberg. = Naturschutz und Biologische Vielfalt 34.
- Sánchez-Bayo, F.; Wyckhuys, K. A. G. (2019): Worldwide decline of the entomofauna. A review of its drivers. In: Biological Conservation 232, 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Schliep, R.; Ackermann, W.; Aljes, V.; Baierl, C.; Fuchs, D.; Kretzschmar, S.; Miller, A.; Radtke, L.; Rosenthal, G.; Sudfeldt, C.; Trautmann, S.; Walz, U.; Braeckevelt, E.; Sukopp, U.; Heiland, S. (2020): Weiterentwicklung von Indikatoren zu Auswirkungen des Klimawandels auf

- die biologische Vielfalt. Bonn-Bad Godesberg. = BfN-Skripten 576.
- Schwick, C.; Jaeger, J.; Bertiller, R.; Kienast, F. (2010): Zersiedelung in der Schweiz – unaufhaltsam? Quantitative Analyse 1935 bis 2002 und Folgerungen für die Raumplanung. Bern. = Bristol-Schriftenreihe 26.
- Seibold, S.; Gossner, M. M.; Simons, N. K.; Blüthgen, N.; Müller, J.; Ambarlı, D.; Ammer, C.; Bauhus, J.; Fischer, M.; Habel, J. C.; Linsenmair, K. E.; Nauss, T.; Penone, C.; Prati, D.; Schall, P.; Schulze, E.-D.; Vogt, J.; Wölflauer, S.; Weisser, W. W. (2019): Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. In: *Nature* 574, 7780, 671–674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>
- Sirami, C.; Gross, N.; Baillod, A. B.; Bertrand, C.; Carrié, R.; Hass, A.; Henckel, L.; Miguet, P.; Vuillot, C.; Alignier, A.; Girard, J.; Batáry, P.; Clough, Y.; Violle, C.; Giralt, D.; Bota, G.; Badenhausser, I.; Lefebvre, G.; Gauffre, B.; Vialatte, A.; Calatayud, F.; Gil-Tena, A.; Tischendorf, L.; Mitchell, S.; Lindsay, K.; Georges, R.; Hilaire, S.; Recasens, J.; Solé-Senan, X. O.; Robleño, I.; Bosch, J.; Barrientos, J. A.; Ricarte, A.; Marcos-García, M. Á.; Miñano, J.; Mathevet, R.; Gibon, A.; Baudry, J.; Balent, G.; Poulin, B.; Burel, F.; Tschardtke, T.; Bretagnolle, V.; Siriwardena, G.; Ouin, A.; Brotons, L.; Martin, J.-L.; Fahrig, L. (2019): Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 116, 33, 16442–16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Song, Y.; Merlin, L.; Rodriguez, D. (2013): Comparing measures of urban land use mix. In: *Computers, Environment and Urban Systems* 42, 1–13.
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (1994): Umweltgutachten 1994. Stuttgart.
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (1996): Umweltgutachten 1996: Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Berlin. = Deutscher Bundestag Drucksache 13/4108.
- Stokstad, G.; Fjellstad, W. (2019): Experiences from a national landscape monitoring programme – Maintaining continuity whilst meeting changing demands and opportunities. In: *Land* 8, 5, 77. <https://doi.org/10.3390/land8050077>
- Tetteh, G. O.; Gocht, A.; Erasmí, S.; Schwieder, M.; Conrad, C. (2021): Evaluation of Sentinel-1 and Sentinel-2 Feature Sets for Delineating Agricultural Fields in Heterogeneous Landscapes. In: *IEEE Access* 9, 116702–116719. <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2021.3105903>
- Turner, M. G. (1989): Landscape ecology: The effect of pattern on process. In: *Annual Review of Ecology and Systematics* 20, 171–197. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131>
- Uppenbrink, M. (1999): Grundlagen von Zielbestimmungen des Naturschutzes in Deutschland. In: BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): *Ziele des Naturschutzes und einer nachhaltigen Naturnutzung in Deutschland*. Bonn, 17–28.
- Völker, A. (2005): Automatische Extraktion von Schlaggrenzen für die Erosionsberatung: Segmentierungsmethoden im Vergleich. Diplomarbeit an der Universität Münster.
- Walz, U. (2015): Indicators to monitor the structural diversity of landscapes. In: *Ecological Modelling* 295, 1, 88–106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.07.011>
- Walz, U.; Krüger, T.; Schumacher, U. (2013): Fragmentierung von Wäldern in Deutschland – neue Indikatoren zur Flächennutzung. In: *Natur und Landschaft* 88, 3, 118–127.
- Walz, U.; Stein, C. (2014): Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. In: *Journal for Nature Conservation* 22, 3, 279–289.
- Werner, A.; Glemnitz, M.; Stein-Bachinger, K.; Berger, G.; Stachow, U. (2013): Produktionsintegrierter Naturschutz: Biologische Vielfalt mit der Landwirtschaft. In: Beck, E. (Hrsg.): *Die Vielfalt des Lebens*. Weinheim, 163–174.
- Whitcomb, R. F.; Robbins, C. S.; Lynch, J. F.; Whitcomb, B. L.; Klimkiewicz, M. K.; Bystrak, D. (1981): Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. In: Burgess, R. L.; Sharpe, D. M. (Hrsg.): *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes*. New York, 125–205. = *Ecological Studies* 41.
- Wood, C. M.; Bunce, R. G. H.; Norton, L. R.; Maskell, L. C.; Smart, S. M.; Scott, W.A.; Henrys, P. A.; Howard, D. C.; Wright, S. M.; Brown, M. J.; Scott, R. J.; Stuart, R. C.; Watkins, J. W. (2018): Ecological landscape elements: long-term monitoring in Great Britain, the Countryside Survey 1978-2007 and beyond. In: *Earth System Science Data* 10, 2, 745–763. <https://doi.org/10.5194/essd-10-745-2018>
- Zukunftskommission Landwirtschaft (2021): *Zukunft Landwirtschaft. Eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe: Empfehlungen der Zukunftskommission Landwirtschaft*. Rangsdorf.