



Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg

Fakultät Life Sciences

Annahmen über die Agrarwirtschaft in Biodiversitäts-Modellen

Bachelorarbeit

im Studiengang Ökotropologie

vorgelegt von

Anna Langenhagen

[REDACTED]

[REDACTED]

Hamburg,

am 30. November 2025

Gutachterin: Prof. Dr. Katharina Riehn (HAW Hamburg)

Gutachter: Dr. Lothar Hövelmann (DLG e.V.)

Die Abschlussarbeit wurde betreut und erstellt in Zusammenarbeit mit der DLG e.V.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	IV
Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	V
Gender Erklärung	V
Zusammenfassung	1
Abstract	2
1 Einleitung	3
2 Theoretischer Hintergrund	4
2.1 Bedeutung der Biodiversität für die Landwirtschaft	4
2.2 Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Biodiversität	5
2.3 Politischer Rahmen	8
2.4 Biodiversitäts-Modelle	9
2.5 Limitationen von Biodiversitäts-Modellen	11
2.6 Forschungslücke und Fragestellung	12
3 Methodik	13
3.1 Literaturrecherche	13
3.2 Auswahl der Biodiversitäts-Modelle	15
3.3 Zuordnung der Landnutzungsklassen	18
4 Ergebnisse	19
4.1 Überblick über die ausgewählten Modelle	19
4.1.1 Biodiversity Damage Potentail	19
4.1.2 Swiss Agricultural Life Cycle Assessment for biodiversity	20
4.1.3 Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors	21
4.1.4 Global biodiversity model for policy support	21
4.2 Analyse der Landnutzungsklassifizierung	22
4.3 Annahmen über die Agrarwirtschaft	29
5 Diskussion	31
5.1 Ergebnisdiskussion	31

5.1.1	Landwirtschaft und Biodiversität in Deutschland	31
5.1.2	Limitationen der Modelle	37
5.1.3	Einordnung der Ergebnisse	38
5.2	Methodendiskussion	41
6	Schlussfolgerung	42
	Literaturverzeichnis	44
	Rechtsquellenverzeichnis	50
	Anhang	51
	Eidesstattliche Erklärung	58

Abkürzungsverzeichnis

BDP	<i>Biodiversity Damage Potential</i>
BV	<i>Biodiversity Value</i>
CBD.....	<i>Convention on Biological Diversity</i> (Übereinkommen über die biologische Vielfalt)
DLG.....	<i>Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V.</i>
ESM.....	<i>Electronic Supplementary Material</i> (Elektronisches Zusatzmaterial)
EU	<i>Europäische Union</i>
GAP.....	<i>Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union</i>
GBF.....	<i>Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework</i> (Globaler Biodiversitätsrahmen von Kunming-Montreal)
GLOBIO.....	<i>Global biodiversity model for policy support</i>
IUCN	<i>International Union for Conservation of Nature</i>
LCA.....	<i>Life Cycle Assessment</i> (Ökobilanz)
LUIS.....	<i>Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors</i>
MSA	<i>Mean Species Abundance</i> (Mittlere Artenhäufigkeit)
NBS	<i>Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt</i>
PDF	<i>Potentially Disappeared Fraction of Species</i> (Anteil potenziell verschwindender Arten)
SALCA.....	<i>Swiss Agricultural Life Cycle Assessment</i>
SDGs	<i>Sustainable Development Goals</i> (Globale Ziele für eine nachhaltige Entwicklung)
UNEP	<i>United Nations Environmental Programme</i> (Umweltprogramm der Vereinten Nationen)
WWF	<i>World Wide Fund For Nature</i>

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: PRISMA Flow-Chart (eigene Darstellung)	14
Abbildung 2: Vorauswahl von Biodiversitäts-Modellen (eigene Darstellung)	15

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über die Methodik der in die Vorauswahl eingeschlossenen Biodiversitäts-Modelle (eigene Darstellung)	17
Tabelle 2: Überblick über die Landnutzungskategorien der Biodiversitäts-Modelle anhand der UNEP-Klassifikation von Koellner et al. (2013)	23

Gender Erklärung

Zur besseren Lesbarkeit wird in dieser Bachelorarbeit das generische Maskulinum verwendet. Die in dieser Arbeit verwendeten Personenbezeichnungen beziehen sich, sofern nicht anders kenntlich gemacht, auf alle Geschlechter.

Zusammenfassung

Die Biodiversität leistet einen wichtigen Beitrag zur Funktion von Ökosystemen und ist essenziell für die Agrarwirtschaft. Der globale Rückgang der Biodiversität gefährdet somit die Ernährungssicherheit und das Wohlergehen der Menschheit. Gleichzeitig ist der Biodiversitätsverlust zu großen Teilen auf die Intensivierung der Landwirtschaft zurückzuführen. Bei der Gestaltung einer nachhaltigen Landwirtschaft in Deutschland könnten Biodiversitäts-Modelle, die die Auswirkungen verschiedener agrarwirtschaftlicher Landnutzungen auf die Biodiversität berechnen, unterstützen. Derzeitige Modelle weisen jedoch Limitationen auf, die den Vergleich und die Bewertung unterschiedlicher agrarwirtschaftlicher Maßnahmen hinsichtlich ihrer Biodiversitätswirkung in Deutschland erschweren. In dieser Arbeit wird daher analysiert, wie die Landwirtschaft in Biodiversitäts-Modellen dargestellt wird und ob alle für die Biodiversität der Agrarlandschaft relevanten Aspekte einbezogen werden. Zu diesem Zweck werden durch eine systematische Literaturrecherche vier für die deutsche Agrarforschung relevante Modelle identifiziert und hinsichtlich ihrer Landnutzungsklassifizierung verglichen. Als Referenz wird dabei das vom Umweltprogramm der Vereinten Nationen empfohlene Klassifizierungsschema herangezogen. Aus der Landnutzungsklassifizierung der Modelle werden drei Annahmen über die Agrarwirtschaft abgeleitet: (1) Die Agrarlandschaft besteht aus produktiven Flächen. (2) Die Nutzungsintensität landwirtschaftlicher Flächen ergibt sich aus der Düngung. (3) Die Landwirtschaft bietet keinen Raum für die Biodiversität. Der Vergleich dieser Annahmen mit der deutschen Agrarlandschaft zeigt Defizite beim Einbezug artenreicher Strukturen und biodiversitätsfördernder Maßnahmen. Insbesondere globale Modelle bilden die Heterogenität der Landwirtschaft nicht ab und sind für die Ableitung von Maßnahmen in Deutschland ungeeignet. Der Grund hierfür ist die unzureichende Datengrundlage. Zukünftig könnte daher die Entwicklung eines nationalen Modells unter Einbezug deutscher Biodiversitätsmonitoring-Daten und aller biodiversitätsrelevanten landwirtschaftlichen Maßnahmen und Strukturen angestrebt werden.

Abstract

Biodiversity is crucial for the functioning of ecosystems and is essential to agriculture. Therefore, the global decline in biodiversity threatens food security and human well-being. At the same time, the decline in biodiversity is largely caused by the intensification of agriculture. Developing sustainable agriculture in Germany could be supported by biodiversity models that calculate the impact of various agricultural land uses on biodiversity. However, current models have limitations that could hinder the comparison and evaluation of different agricultural measures in terms of their impact on biodiversity in Germany. This paper therefore analyses how agriculture is represented in biodiversity models, and whether all relevant aspects of biodiversity of agricultural landscapes are included. To this end, a systematic literature review is conducted to identify four relevant models of German agricultural research, which are then compared in terms of their land use classification. The classification scheme recommended by the United Nations Environment Programme is used as a reference. Three assumptions about agriculture are derived from the models' land use classification: (1) The agricultural landscape consists of productive land. (2) The intensity of agricultural land use is determined by fertilisation. (3) There is no room for biodiversity in agriculture. Comparing these assumptions with the German agricultural landscape reveals shortcomings in the inclusion of biodiverse structures and biodiversity-promoting measures. Global models, in particular, do not reflect the heterogeneity of agriculture and are therefore unsuitable for deriving measures in Germany. This is due to insufficient data availability. Therefore, in future, the development of a national model incorporating German biodiversity monitoring data and all biodiversity-relevant agricultural measures and structures could be pursued.

1 Einleitung

Die Biodiversität, definiert als die Varianz und Vielfalt innerhalb der Arten, zwischen den Arten und von Ökosystemen (United Nations [UN], 1992, S. 3), ist von zentraler Bedeutung für die Ernährungssicherheit und das Wohlergehen der Menschheit (Food and Agriculture Organization [FAO], 2019, S. 17). Neben der Bereitstellung von Nahrung, Energie und Medizin trägt die Biodiversität zum Qualitätserhalt von Luft, Wasser und Böden sowie zur Regulierung des Klimas bei (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services [IPBES], 2019, S. 10). Menschliche Aktivitäten führten im vergangenen Jahrhundert jedoch zu einer signifikanten Veränderung natürlicher Ökosysteme und einem damit einhergehenden Rückgang der Artenvielfalt (IPBES, 2019, S. 11). Die Landnutzung, welche alle menschlichen Veränderungen und Beanspruchungen der natürlichen oder künstlichen Landbedeckung umfasst (Di Gregorio & Jansen, 2005), zählt zu den Hauptursachen des Biodiversitätsverlustes. Die Vielfalt der Arten wird dabei sowohl durch die Änderung der Landnutzung, insbesondere die Umwandlung natürlicher Flächen und der damit einhergehende Verlust von Lebensräumen, als auch die Art und Weise der Landnutzung beeinträchtigt (De Baan et al., 2013; IPBES, 2019, S. 12). Der Agrarwirtschaft kommt hierbei eine besondere Bedeutung zu: Während die Landwirtschaft bereits über ein Drittel der weltweiten Landfläche einnimmt, ist die Ausweitung landwirtschaftlicher Flächen gleichzeitig der primäre Grund für Landnutzungsänderungen (IPBES, 2019, S. 12). Darüber hinaus ist die Agrarwirtschaft sowohl für den Verlust der Artenvielfalt verantwortlich als auch davon betroffen (Prieto López et al., 2024, S. 1). So führten die Intensivierung der Landwirtschaft durch die Vereinheitlichung der Landschaft und den Einsatz synthetischer Dünge- und Pflanzenschutzmittel zu einer Degradation des Agrarlandes und einem Verlust der biologischen Vielfalt (Anton et al., 2020, S. 24–27; Wirth et al., 2024, S. 272–273). Diese Vielfalt ist jedoch essenziell für die Bestäubung von Kulturpflanzen, die Gesunderhaltung der Böden und Ackerkulturen sowie die Anpassungsfähigkeit der Agrarökosysteme an Umweltveränderungen (Wirth et al., 2024, S. 264–265). Somit sind die landwirtschaftliche Produktivität, die Resilienz der Agrarsysteme und die Ernährungssicherheit langfristig auf den Erhalt der Biodiversität angewiesen (FAO, 2019, S. 19).

Um den Rückgang der Biodiversität aufzuhalten, umzukehren und damit die Funktionsfähigkeit der Agrarökosysteme zu erhalten, bedarf es „eines gesamtgesellschaftlichen Wandels hin zu einer nachhaltigen Landwirtschaft, die auch den Schutz der biologischen Vielfalt einbezieht“ (Anton et al., 2020, S. 3). Zentrales Element dieses Wandels ist die Förderung einer biodiversitätsfreundlichen Bewirtschaftung, die sich aus einer Vielzahl agrarwirtschaftlicher Maßnahmen zusammensetzt (Anton et al., 2020, S. 55–56). Die Festlegung und Gewichtung solcher Maßnahmen erfordert Methoden, mithilfe derer die Auswirkungen auf die Biodiversität abgeschätzt werden können (Jeanneret et al., 2014). Hierbei können Biodiversitäts-Modelle von Nutzen sein (Damiani et al., 2023; Schipper et al., 2020). Diese Rechenmodelle sind in der Lage, Veränderungen der Biodiversität auf bestimmte

Einflussfaktoren zurückzuführen und die Entwicklung der Artenvielfalt in verschiedenen Zukunftsszenarien darzustellen (Damiani et al., 2023; Prieto López et al., 2024). Allerdings ist ihre Anwendung derzeit noch durch einzelne methodische Limitationen begrenzt (Rosa et al., 2020). Hierzu zählt insbesondere die recht grobe Differenzierung von Landnutzungsarten, welche die Intensität der Bewirtschaftung und die Heterogenität landwirtschaftlicher Praktiken oftmals vernachlässigt (Alkemade et al., 2022; Rosa et al., 2020). Im Hinblick auf eine mögliche Anwendung dieser Modelle in der deutschen Agrarforschung und -politik, ist somit zu untersuchen, ob die Modelle in der Lage sind, die Strukturen und Praktiken der deutschen Landwirtschaft abzubilden. Mit dieser Arbeit soll dazu einen Beitrag geleistet werden, indem eine Auswahl in Deutschland verwendeter Biodiversitäts-Modelle hinsichtlich ihrer Darstellung der Landwirtschaft und der zugrundeliegenden Annahmen über die agrarwirtschaftliche Landnutzung analysiert werden.

Hierzu wird im folgenden Kapitel zunächst der Zusammenhang von Biodiversität und Landwirtschaft sowie die politischen Rahmenbedingungen vorgestellt und anschließend auf die Methodik und Limitationen von Biodiversitäts-Modellen eingegangen. Daraus wird anschließend die genaue Fragestellung der Arbeit hergeleitet. In den darauffolgenden Kapiteln wird zunächst das methodische Vorgehen bei der Auswahl und dem Vergleich der Modelle dokumentiert. Anschließend werden die Ergebnisse des Vergleichs tabellarisch dargestellt, erläutert und die sich daraus ergebenden Annahmen über die Landwirtschaft begründet. Die Ergebnisse werden schließlich kritisch diskutiert und im Hinblick auf die landwirtschaftliche Praxis in Deutschland eingeordnet.

2 Theoretischer Hintergrund

Das starke Wachstum der Weltbevölkerung und der globalen Wirtschaft in den vergangenen 50 Jahren hat die globalen Ökosysteme aus dem Gleichgewicht gebracht (United Nations Environment Programme [UNEP], 2021, S. 21). Daraus resultiert ein fortschreitender Verlust der Biodiversität, dessen planetare Belastungsgrenze so weit überschritten ist, wie keine andere (Richardson et al., 2023). So wird angenommen, dass die derzeitige Aussterberate den Durchschnitt der letzten 10 Millionen Jahre um das zehn bis hundertfache übersteigt (Richardson et al., 2023). Durch menschlichen Einfluss wurden bereits 75 % der globalen Landfläche signifikant verändert und in der Folge gelten etwa 25 % der untersuchten Tier- und Pflanzenarten als gefährdet (IPBES, 2019, S. 11). Diese Entwicklungen sind in ähnlichem Ausmaß auch in Deutschland zu beobachten (Wirth et al., 2024, S. 52–53).

2.1 Bedeutung der Biodiversität für die Landwirtschaft

Die Folgen dieses Artensterbens sind vielfältig und gefährden insbesondere die landwirtschaftliche Produktivität sowie die Resilienz der Agrarsysteme (Finckh et al., 2024, S. 6). Sowohl bei der Bestäubung von etwa 75 % der Nutzpflanzen als auch bei der Schädlingskontrolle und

Krankheitsresistenz ist die biologische Vielfalt der Agrarlandschaft von zentraler Bedeutung (IPBES, 2019, S. 10). So werden Schädlingspopulationen durch das Vorhandensein natürlicher Feinde reguliert und die Krankheitsresistenz von Pflanzen durch eine erhöhte Vielfalt von Bodenorganismen verbessert (FAO, 2019, S. 20–22). Zudem ist nur ein System aus diversen Organismengruppen in der Lage, sich an wandelnde Umweltbedingungen anzupassen und die Bestäubungsleistung aufrechtzuerhalten (Wirth et al., 2024, S. 265). Dies gilt auch für die genetische Vielfalt innerhalb der Agrarlandschaft. So erhöht ein diverser Genpool die Wahrscheinlichkeit der Anpassung an veränderte Bedingungen oder Krankheiten und sichert das Fortbestehen der Arten (FAO, 2019, S. 27; Wirth et al., 2024, S. 264). Darüber hinaus hat eine vielfältige Pflanzengemeinschaft einen positiven Einfluss auf die Wasserverfügbarkeit und kann bei Trockenheit oder Überschwemmung als Puffersystem wirken (Wirth et al., 2024, S. 264). Eine höhere Pflanzendiversität erhöht zudem die mikrobielle Aktivität und die Kohlenstoffspeicherung im Boden, wodurch die Bodenqualität verbessert und den Auswirkungen des Klimawandels entgegengewirkt werden kann (Wirth et al., 2024, S. 264).

Nimmt die Artenvielfalt ab, ist eine zunehmende Bodendegradation die Folge, welche bereits heute zu einer verminderten landwirtschaftlichen Produktivität auf 23 % der globalen Landfläche führt (IPBES, 2019, S. 11). Ausbleibende Bestäubung und verminderte Resilienz gegenüber Extremwetterereignissen, Krankheiten und Schädlingen erhöhen zudem die Wahrscheinlichkeit für Ernteausfälle und gefährden damit die Ernährungssicherheit (UNEP, 2021, S. 14). In Deutschland sind diese negativen Effekte derzeit noch nicht ersichtlich (Wirth et al., 2024, S. 311). Es besteht allerdings die Vermutung, dass negative Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Produktion erst nach Erreichen eines Umschlagpunktes in großem Ausmaß auftreten werden (Wirth et al., 2024, S. 311). Dies sollte durch die Implementierung biodiversitätsfördernder Maßnahmen vorgebeugt werden.

2.2 Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Biodiversität

Die globale Agrar- und Ernährungswirtschaft ist gleichzeitig eine treibende Kraft des Rückgangs der Artenvielfalt. Die Biodiversität wird dabei sowohl lokal als auch global durch landwirtschaftliche Prozesse beeinträchtigt (Benton et al., 2021, S. 18). Angesichts der diversen Wirkungswege und der Komplexität der Biodiversität schätzen Campbell et al. (2017) den Einfluss des Agrarsektors hierbei auf 80 %.

Die gesteigerte landwirtschaftliche Produktivität, die erhöhte Nachfrage nach günstigen Lebensmitteln und der zunehmende wirtschaftliche Wettbewerb haben in den vergangenen Jahrzehnten zu einer Rationalisierung und Intensivierung der Agrarwirtschaft geführt (Benton et al., 2021, S. 12). Damit ging zudem eine Spezialisierung landwirtschaftlicher Betriebe einher, welche die Betriebskosten senkte und einen Wettbewerbsvorteil verschaffte (Wirth et al., 2024, S. 225). In der Folge wurden zunehmend Felder zusammengelegt und einheitlich bewirtschaftet (Wirth et al., 2024, S. 225). Die Beseitigung von Strukturelementen, wie Hecken und Feldrainen, führte dabei zu einem Verlust von

Rückzugsmöglichkeiten sowie von Nahrungsquellen und Bruthabitaten (Wirth et al., 2024, S. 232, 271). Zudem konzentrierte sich der Anbau zunehmend auf wenige Grundnahrungsmittel, die oftmals ganze Landschaften prägen (FAO, 2019, S. 74). Diese Monokulturen wirken sich negativ auf die regionale Biodiversität aus. Viele Arten sind im Tages- und Jahresverlauf auf verschiedene vielfältige Lebensräume angewiesen, die ihnen ausreichend Nahrung und Schutz bieten (Benton et al., 2021, S. 43). Homogene Kulturen, die über große Flächen hinweg gleichzeitig gesät, geerntet und umgebrochen werden, können diesen Arten nicht ausreichend Lebensraum bieten (Batáry et al., 2017). Der Rückgang der Strukturvielfalt trug somit wesentlich zum Verlust der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft bei (Dainese et al., 2017).

Gleichzeitig ergibt sich aus der hohen räumlichen und zeitlichen Dichte weniger Kulturen eine erhöhte Gefahr von Pflanzenkrankheiten, welche den vermehrten Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel zur Sicherung der Ernte erfordern (Benton et al., 2021, S. 18). Diese Pestizide schaden jedoch auch Nichtzielorganismen auf dem Feld und in der näheren Umgebung, sowohl durch direkte physiologische Effekte auf einzelne Arten als auch in der Folge durch Disruptionen in der Nahrungskette (Wirth et al., 2024, S. 178). Einige der hiervon betroffenen Arten sind als Raubtiere von besonderer Bedeutung für die natürliche Schädlingsbekämpfung (Woodcock et al., 2016).

Die Erwirtschaftung konstant hoher Erträge erfordert darüber hinaus ein optimales Pflanzenwachstum, welches durch eine intensive Bodenbearbeitung und Saatbettbereitung sowie optimale Nährstoffversorgung mithilfe organischer und synthetischer Düngemittel gewährleistet wird (Anton et al., 2020, S. 27; Wirth et al., 2024, S. 223). Diese Maßnahmen wirken sich langfristig negativ auf die Bodenstruktur und das Bodenleben aus. So verliert der Boden durch wiederholte intensive Bearbeitung, wie beispielsweise Pflügen, seine Fähigkeit, Wasser und Nährstoffe zu speichern und wird anfällig für Erosion (Haller et al., 2020, S. 50–51). Darüber hinaus schwinden Bodenlebewesen, wie Pilze und Bakterien, die Nährstoffe pflanzenverfügbar machen und Krankheiten eindämmen (Wirth et al., 2024, S. 246). Im Zuge der Düngung bewirtschafteter Flächen kann es zudem durch Auswaschung zur Eintragung von Nährstoffen in Oberflächengewässer und natürliche Vegetationen rund um landwirtschaftliche Nutzflächen kommen (Isbell et al., 2013). Gleichzeitig werden sowohl aus organischen als auch aus synthetischen Düngemitteln gasförmige Stickstoffoxide und Ammonium freigesetzt (Benton et al., 2021, S. 51). Diese Stickstoffverbindungen reichern sich in der Atmosphäre an und werden gelöst in Regen global verteilt (Benton et al., 2021, S. 52). In beiden Fällen kommt es zu einer Anreicherung von Stickstoff in natürlichen Ökosystemen und in der Folge zu unkontrolliertem Wachstum weniger dominanter Pflanzen- bzw. Algenarten, verbunden mit der Verdrängung einheimischer, konkurrenzschwacher Arten (Isbell et al., 2013). Da über 70 % der einheimischen Pflanzenarten in Deutschland auf stickstoffarme Böden angewiesen sind, hat die Nährstoffanreicherung wesentliche Auswirkungen auf die Artenvielfalt und -zusammensetzung (Wirth et al., 2024, S. 278).

Parallel zum Verlust der Artenvielfalt auf Ackerflächen nahm auch die ökologische Qualität des Grünlands im Zuge der Intensivierung ab (Wirth et al., 2024, S. 274). Ausschlaggebend waren hier der Rückgang der Weidehaltung, sowie die Steigerung der Nährstoffeinträge verbunden mit einer häufigeren Mahd (Anton et al., 2020, S. 26–27). Die hohe Anzahl der Mahdtermine und die moderne Erntetechnik führen dabei sowohl zu wiederholten Tötungen von Tieren als auch zum periodischen Verlust von Rückzugsräumen (Wirth et al., 2024, S. 274). Darüber hinaus bewirken die hohen Stickstoffeinträge auch im Grünland einen Rückgang der Pflanzenvielfalt zugunsten weniger ertragsreicher Futterpflanzen, welche als Nahrung für viele Wildtiere ungeeignet sind (Wirth et al., 2024, S. 274).

Global betrachtet ist die Agrarwirtschaft zudem Grund für 80 % der Landnutzungsänderungen, welche die bedeutendste Ursache des Biodiversitätsverlustes darstellen (Campbell et al., 2017). Durch die Zerstörung natürlicher Vegetation zur Schaffung neuer landwirtschaftlicher Nutzfläche gehen insbesondere in den Tropen die Lebensräume zahlreicher, teilweise endemischer Arten verloren (IPBES, 2019, S. 28). Durch den Verlust oder die Fragmentierung der Habitate steigt die Konkurrenz um die verbleibenden Lebensräume und Ressourcen (Benton et al., 2021, S. 17). In der Konsequenz sind viele dieser Arten vom Aussterben bedroht (IPBES, 2019, S. 12). Darüber hinaus bestehen komplexe Wechselwirkungen zwischen einzelnen Spezies und dem Ökosystem, in dem sie leben. Der Rückgang oder das Verschwinden einzelner Arten beeinflusst auch die umgebende Lebensgemeinschaft, wobei das Ausmaß dieses Einflusses oftmals schwer vorhersehbar ist (Benton et al., 2021, S. 21).

In Deutschland etablierten sich in Anbetracht der Umweltbelastungen durch die intensive Landwirtschaft in den vergangenen Jahrzehnten verschiedene alternative Bewirtschaftungssysteme, wie der Ökolandbau und die regenerative Landwirtschaft, die zum Ziel haben, die Bodenfruchtbarkeit und die Biodiversität zu erhalten (Haller et al., 2020, S. 37; Kurth et al., 2023, S. 12). Darüber hinaus wurden diverse Technologien und Maßnahmen entwickelt, die die negativen Effekte der Landwirtschaft abschwächen und die Biodiversität in der Agrarlandschaft fördern können (Baden-Böhm et al., 2023, S. 6–7; Geppert et al., 2024). Dazu zählen sogenannte agrarökologische Maßnahmen, welche die Mosaikstruktur der Agrarlandschaft wiederherstellen und damit die Artenvielfalt erhöhen (Wirth et al., 2024, S. 227). Beispiele solcher Maßnahmen sind die Anlage von Blühflächen, Mischkulturen und Brachen, sowie die Diversifizierung der Fruchtfolge oder der parallele Anbau mehrerer Kulturen auf einem Schlag (Blaix et al., 2026). Auch die Etablierung von Agroforstsystemen oder die zeitliche Staffelung der Ernte zum Erhalt von Lebensräumen zählen dazu (Blaix et al., 2026). Diese Maßnahmen erhöhen die Vielfalt von Wildpflanzenarten, bieten Nahrung und Rückzugsorte für Insekten und Vögel und tragen zur Vernetzung von Habitaten bei (Kühne et al., 2018, S. 24–25; Sutcliffe et al., 2024). Sowohl alternative Bewirtschaftungsformen als auch agrarökologische Maßnahmen wirken sich positiv auf die lokale Biodiversität aus (Blaix et al., 2026; Haller et al., 2020,

S. 73), konnten den fortschreitenden Biodiversitätsverlust in Deutschland bisher jedoch nicht aufhalten (Wirth et al., 2024, S. 53–54). Hindernisse bei der flächendeckenden Etablierung biodiversitätsfördernder Maßnahmen liegen dabei unter anderem in den erhöhten Kosten für die Landwirte und der fehlenden marktwirtschaftlichen Vergütung (Baden-Böhm et al., 2023, S. 41; Wirth et al., 2024, S. 30). Darüber hinaus bestehen zum Teil Zielkonflikte zwischen den Einzelmaßnahmen sowie zwischen dem Biodiversitätsschutz und der Ernährungssicherheit (Wirth et al., 2024, S. 268–269).

Zusammenfassend bestehen diverse Wechselbeziehungen zwischen der Agrarwirtschaft und der Biodiversität. In Deutschland zählen zu den Einflussfaktoren auf die Artenvielfalt insbesondere die Düngung, der chemische Pflanzenschutz sowie die strukturelle Vielfalt der Landschaft und die Habitatsvernetzung (Wirth et al., 2024, S. 270). Diese Faktoren sind bei der nachhaltigen und zukunftsfähigen Gestaltung der deutschen Agrarwirtschaft von zentraler Bedeutung und stehen im Fokus der Agrarwissenschaft und -politik (Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit [BMUKN], 2024, S. 50–53).

2.3 Politischer Rahmen

Angesichts des fortschreitenden Verlustes und der zentralen Bedeutung der Aufrechterhaltung der Biodiversität und Ökosystemfunktionen trat im Dezember 1993 das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD) in Kraft (UN, 1992, S. 3). Das Abkommen wurde vom Umweltprogramm der Vereinten Nationen (United Nations Environmental Programme, UNEP) initiiert (CBD, 2025) und wurde bis heute von 196 Vertragsparteien unterzeichnet (BMUKN, 2024, S. 12). Ziel des Rahmenabkommens sind die Erhaltung sowie die nachhaltige und sozial gerechte Nutzung der biologischen Vielfalt (UN, 1992, S. 3). Im Rahmen von Vertragsstaatenkonferenzen werden aufbauend auf dem Rahmenabkommen regelmäßig konkrete Zielvorgaben beschlossen, welche von den Vertragspartnern auf nationaler Ebene umzusetzen sind (BMUKN, 2024, S. 12; CBD, 2021). So wurde im Dezember 2022 der Globale Biodiversitätsrahmen von Kunming-Montreal (Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework, GBF) beschlossen, welcher 23 handlungsorientierte Zielvorgaben enthält, die bis 2030 umgesetzt werden sollen (CBD, 2022, S. 9). Inhaltlich wird darin an die globalen Ziele für nachhaltige Entwicklung (Sustainable Development Goals, SDGs) angeknüpft und die SDGs 14 (Leben unter Wasser) und 15 (Leben an Land) konkretisiert (Burgess et al., 2024). Der GBF verpflichtet die Vertragsparteien, zu denen auch die Europäische Union (EU) und Deutschland zählen, unter anderem zu einer Ausweitung von Schutzgebieten, zur Wiederherstellung degradierter Ökosysteme und zur nachhaltigen Bewirtschaftung land- und forstwirtschaftlicher Flächen durch die Verbreitung biodiversitätsfreundlicher Praktiken (CBD, 2022, S. 9–10). Die Umsetzung dieser Ziele erfolgt in Deutschland durch die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt (NBS), die 2007 erstmals in Kraft trat und seit 2020 unter Einbezug von Wirtschaft, Wissenschaft und Verbänden weiterentwickelt wurde (BMUKN, 2024, S. 11–13). Die im Dezember

2024 veröffentlichte NBS 2030 hat zum Ziel, „einen ehrgeizigen Beitrag zur Umsetzung des GBF“ zu leisten (BMUKN, 2024, S. 12) und stellt hierzu insgesamt 64 konkrete Ziele in 21 Handlungsfeldern vor. Im Hinblick auf den Agrarsektor sieht die NBS 2030 eine Ausweitung ökologisch bewirtschafteter Flächen, eine Minderung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln und eine Verringerung von Stickstoffüberschüssen vor (BMUKN, 2024, S. 52–53). Zudem ist eine Steigerung der Artenvielfalt in Agrarlandschaften vorgesehen, die unter anderem durch die Erhaltung von Dauergrünlandflächen und die Förderung von Strukturelementen und Agroforstsystemen erreicht werden soll (BMUKN, 2024, S. 50–51). Ein Instrument zur Umsetzung dieser Maßnahmen ist die Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP), über die Landwirte einkommensstützende Direktzahlungen erhalten, die an die Erfüllung umweltbezogener Produktionsstandards gebunden sind (Wirth et al., 2024, S. 299–300). Die GAP umfasst darüber hinaus finanzielle Förderungen für vielfältige Agrarumweltmaßnahmen zum Erhalt der Biodiversität (Baden-Böhm et al., 2023, S. 43).

2.4 Biodiversitäts-Modelle

Sowohl die Festlegung von Zielen als auch der Beschluss von Maßnahmen erfordert ein umfangreiches Verständnis des aktuellen Zustandes und der potenziellen zukünftigen Entwicklung der Biodiversität unter verschiedenen Handlungsszenarien (Schipper et al., 2020). Außerdem braucht es zur Überprüfung des Erfolgs der Maßnahmen Indikatoren, die den Zustand der Biodiversität möglichst realitätsnah abbilden (Burgess et al., 2024). Die Komplexität der Biodiversität erschwert dabei die Festlegung eines einzigen repräsentativen Indikators (Prieto López et al., 2024, S. 2). Stattdessen wurde in den vergangenen Jahren eine Vielzahl an Messwerten vorgestellt, die jeweils einen Ausschnitt der Biodiversität wiedergeben und damit Rückschlüsse auf ihren Zustand zulassen (Prieto López et al., 2024, S. 2). So kann beispielsweise die Anzahl endemischer und invasiver Arten in einem Gebiet erhoben werden oder das Extinktionsrisiko einzelner Arten anhand von Daten zur Populationsgröße, Verbreitung, bevorzugtem Lebensraum und akuten Gefahren berechnet werden (Burgess et al., 2024; Chaudhary & Brooks, 2018; Prieto López et al., 2024, S. 2). Andere Methoden nutzen Satellitendaten, um den Erhaltungszustand von Ökosystemen zu bewerten (Burgess et al., 2024).

Um jedoch zu verstehen, wie sich die Biodiversität in der Folge menschlichen Handelns verändert und wie sich gegenwärtige Aktivitäten auf die Artenvielfalt der Zukunft auswirken, reichen diese Messwerte nicht aus (Prieto López et al., 2024, S. 2). Zu diesem Zweck wurden Rechenmodelle entwickelt, die anhand umfangreicher Daten Veränderungen der Biodiversität unter bestimmten Belastungsfaktoren darstellen können (Damiani et al., 2023). Unter Belastungsfaktoren werden dabei durch den Menschen verursachte Umweltveränderungen bezeichnet, die die Biodiversität gefährden (Burgess et al., 2024). Dazu zählen beispielsweise der Klimawandel, die Landnutzung und die Fragmentierung von Lebensräumen (Schipper et al., 2020). Insbesondere die Landnutzung wird aufgrund

ihres bedeutenden Beitrags zum Rückgang der Biodiversität in vielen Modellen betrachtet (Damiani et al., 2023). Dabei werden verschiedene Formen der Landnutzung in Kategorien unterteilt und ihre jeweiligen Auswirkungen auf die Biodiversität verglichen (Koellner et al., 2013). Häufig wird anhand der Landbedeckung zwischen Wäldern, Grünland, Ackerland und urbanen Flächen unterschieden (Damiani et al., 2023). Darüber hinaus werden innerhalb dieser Kategorien teilweise Nutzungsintensitäten differenziert (Damiani et al., 2023).

Als Datengrundlage für die Berechnungen dienen unter anderem Studien, die das Vorhandensein einzelner Arten oder die Zusammensetzung von Artengemeinschaften in bestimmten Lebensräumen unter den dort herrschenden Bedingungen untersuchen (Schipper et al., 2020). Der Vergleich einer Vielzahl an Studien ermöglicht Rückschlüsse darauf, wie sich Populationen in bestimmten Ökoregionen unter veränderten Bedingungen entwickeln und welche menschlichen Einflüsse sich in welcher Weise auf die Biodiversität vor Ort auswirken (Schipper et al., 2020). Des Weiteren fließen Daten aus Literatur, Datenbanken und spezifischen Karten (z.B. Landnutzungskarten) in die Modelle ein (Damiani et al., 2023). Aufbauend auf diesen Daten können die Modelle für Entwicklungsprognosen der Belastungsfaktoren oder fiktive Entwicklungsszenarien Veränderungen der Biodiversität vorher-sagen (Schipper et al., 2020).

Genau wie die Messwerte bilden auch die Modelle jeweils nur ein Fragment der Biodiversität ab und weisen entsprechende Unterschiede auf. So kann sich die Methodik hinsichtlich der Art und Anzahl der einbezogenen Belastungsfaktoren unterscheiden (Damiani et al., 2023). Während viele Modelle ausschließlich die Auswirkungen der Landnutzung betrachten, beziehen andere auch Treibhausgasemissionen, Schadstoffbelastung oder Wasserverbrauch mit ein (Damiani et al., 2023). Außerdem werden Auswirkungen auf verschiedene Ökosysteme und Artengruppen betrachtet, wobei die meisten Modelle terrestrische Ökosysteme und die Klassen der Säugetiere, Vögel, Amphibien, Reptilien und Pflanzen abdecken (Damiani et al., 2023). Die Modelle weichen zudem in ihrem geografischen Umfang voneinander ab und können so entweder in definierten Regionen oder global angewandt werden (De Baan et al., 2013). Ein weiterer Unterschied besteht in den Indikatoren, in denen die Biodiversität wiedergegeben wird. Weit verbreitet ist der Indikator Artenreichtum (Species Richness), welcher die Anzahl an Arten in einem Lebensraum angibt (De Baan et al., 2013). Für diesen Indikator liegen verhältnismäßig viele Daten vor, er ist allerdings eher ungenau, da er nicht zwischen den Arten und ihren Bedeutungen für das Ökosystem differenziert (De Baan et al., 2013). Weitere Indikatoren sind der Anteil potenziell verschwindender Arten (Potentially Disappeared Fraction of Species, PDF) und die mittlere Artenhäufigkeit (Mean Species Abundance, MSA), welche die Häufigkeit der einheimischen Arten in gestörter Umgebung relativ zu ihrer Häufigkeit in ungestörter Umgebung wiedergibt (Damiani et al., 2023; Sanyé-Mengual et al., 2023). Darüber hinaus unterscheiden sich die Modelle hinsichtlich ihres inhaltlichen Anwendungsgebietes. So kann sich die Wirkungsanalyse auf ein bestimmtes Produkt, ein Unternehmen, eine Wertschöpfungskette, einen

Wirtschaftssektor oder aber auf einen bestimmten Belastungsfaktor im Allgemeinen beziehen (Damiani et al., 2023; Prieto López et al., 2024). Die Modelle richten sich damit auch an verschiedene Nutzer, wie etwa Akteure der Politik oder der Wirtschaft (Burgess et al., 2024).

2.5 Limitationen von Biodiversitäts-Modellen

Die Fähigkeit von Biodiversitäts-Modellen, mögliche Veränderungen der Umwelt infolge potenzieller zukünftiger Entwicklungen vorherzusagen, macht sie zu bedeutenden Instrumenten für Entscheidungsfindungsprozesse (IPBES, 2016, S. 37). Sie können Expertenwissen und Daten effektiv ergänzen, um Einflüsse politischer Entscheidungen auf Belastungsfaktoren und die Auswirkungen dieser Belastungen auf die Umwelt und die Ökosystemleistungen darzustellen (IPBES, 2016, S. 37). Auf diese Weise trugen sie bereits zur globalen Biodiversitätsbewertung durch die CBD und zur Festlegung von Strategien und Zielen auf nationaler und internationaler Ebene bei (IPBES, 2016, S. 20–21; Rosa et al., 2020).

Dennoch weisen bestehende Biodiversitäts-Modelle noch Limitationen auf, die ihr Anwendungsgebiet und die Verlässlichkeit der Ergebnisse einschränken. Eine Schwachstelle liegt in der zum Teil geringen Datenverfügbarkeit (De Baan et al., 2013). So liegen ausreichend Daten zur Populationsentwicklung unter veränderten Umweltbedingungen und Landnutzungen in verschiedenen Ökoregionen nur für wenige Arten vor (De Baan et al., 2013). Ergebnisse aus Berechnungen auf Basis dieser Daten werden teils fälschlicherweise generalisiert, obwohl sich Populationen anderer Arten unter denselben Bedingungen ggf. anders entwickeln (De Baan et al., 2013). Des Weiteren wirken sich die unterschiedliche Methodik und Datengrundlagen der Modelle auch auf die Ergebnisse aus, die die Modelle generieren (Chaudhary & Brooks, 2018). Dies zeigten Sanyé-Mengual et al. (2023) im Rahmen eines Vergleichs von acht Modellen, bei dem sie den Beitrag verschiedener Belastungsfaktoren zum Biodiversitätsfußabdruck der EU untersuchten. Dabei lag der Beitrag der Landnutzung zwischen 1 % und 100 % und stellte in nur drei Modellen den wichtigsten Faktor dar, wobei nur eines dieser Modelle weitere Belastungsfaktoren in die Berechnung einbezog (Sanyé-Mengual et al., 2023).

Eine weitere Limitation liegt in der Natur von Modellen, die Realität vereinfacht darzustellen (De Baan et al., 2013). So wird die Landnutzung oftmals mit zu geringer thematischer und räumlicher Auflösung dargestellt, um die vielerorts charakteristische Heterogenität angemessen widerzuspiegeln (Rosa et al., 2020). Alkemade et al. (2022) kritisieren daher, dass die Landwirtschaft in Biodiversitäts-Modellen nicht angemessen repräsentiert wird und dass potenzielle Nutzen bestimmter Landnutzungssysteme somit in der politischen Debatte keine Beachtung finden. Demnach kämen Biodiversitäts-Modelle zu dem Ergebnis, dass die Ausweitung der Naturschutzgebiete und eine Intensivierung der Landwirtschaft auf den verbleibenden Nutzflächen am besten geeignet wäre, die Biodiversität zu erhalten (Alkemade et al., 2022). Bezüglich dieses sogenannten „Land-Sparing“-

Ansatzes argumentieren Alkemade et al. (2022), dass eine weitere Intensivierung der Landwirtschaft mit negativen Konsequenzen, wie der Degradation der Agrarlandschaft und zusätzlichen Emissionen von Treibhausgasen und Nährstoffen, einhergehen würde. Eine bessere Option sei daher das „Land-Sharing“ durch die Integration von biodiversitätsfördernden Praktiken und Strukturen in die Agrarlandschaft, welche die Biodiversität erhöhen, die Ökosystemfunktionen verbessern und damit langfristige Produktivität sichern würden. Diese sogenannten multifunktionalen Systeme kämen in der Darstellung der Landnutzung in Biodiversitäts-Modellen nicht vor (Alkemade et al., 2022).

2.6 Forschungslücke und Fragestellung

Als Reaktion auf den schlechten Zustand der Biodiversität in Deutschland und die Tatsache, dass viele nationale und internationale Biodiversitätsziele bisher nicht erreicht wurden, sollen in Deutschland bis 2030 zahlreiche Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung der Artenvielfalt umgesetzt werden (BMUKN, 2024, S. 10–11). Biodiversitäts-Modelle, die Berechnungen und Vergleiche der Wirksamkeit von Maßnahmen zulassen, könnten einen wertvollen Beitrag bei deren Entwicklung und Evaluierung leisten.

Viele der im Rahmen der NBS und GAP vorgesehenen biodiversitätsfördernden Agrarmanagementmaßnahmen fallen jedoch in die Kategorie der multifunktionalen Systeme, die laut Alkemade et al. (2022) in Biodiversitäts-Modellen derzeit nicht berücksichtigt werden. Die Anwendung dieser Modelle in Deutschland wäre folglich nicht geeignet, Auswirkungen der agrarwirtschaftlichen Umweltmaßnahmen abzuschätzen. Im Rahmen dieser Arbeit sollen daher in der deutschen Agrarwissenschaft verwendete Modelle hinsichtlich ihrer Darstellung der Landwirtschaft im Rahmen der Landnutzungsklassifizierung untersucht werden. Dabei soll insbesondere geprüft werden, ob die oben dargestellten Einflussfaktoren der Landwirtschaft auf die Biodiversität berücksichtigt werden und inwiefern die Modelle dafür geeignet sind, Maßnahmen zum Biodiversitätsschutz abzuleiten. Daraus ergibt sich die folgende Forschungsfrage:

Welche Annahmen liegen der Landnutzungsklassifizierung in Deutschland verwendeter Biodiversitäts-Modelle zugrunde und inwieweit stimmen diese mit der Agrarwirtschaft in Deutschland überein?

Zur Beantwortung der Fragestellung werden durch eine systematische Literaturrecherche in Deutschland verwendete Biodiversitäts-Modelle identifiziert. Eine begründete heterogene Auswahl dieser Modelle wird dann hinsichtlich der Darstellung und Kategorisierung der Landwirtschaft analysiert und verglichen. Auf Grundlage dieser Analyse werden die zentralen Annahmen über die Agrarwirtschaft abgeleitet. Diese Annahmen werden daraufhin unter Einbezug der landwirtschaftlichen Praxis in Deutschland diskutiert und eingeordnet. Abschließend wird auf Limitationen dieser Arbeit eingegangen und ein Ausblick gegeben.

3 Methodik

Mithilfe einer systematischen Literaturrecherche sollen zunächst Biodiversitäts-Modelle identifiziert werden, die bereits zur Untersuchung des Biodiversitätsverlustes durch die Agrar- bzw. Lebensmittelwirtschaft herangezogen wurden. Aus den hierbei identifizierten Modellen werden im Anschluss anhand eines Kriterienkatalogs vier Modelle ausgewählt, die sich hinsichtlich ihrer Methodik, dem geografischen Anwendungsgebiet und der zugrundeliegenden Daten unterscheiden. Das Ziel ist dabei, im Rahmen der Arbeit das breite Spektrum der Biodiversitäts-Modelle abzubilden und stellvertretend einzelne heterogene Modelle in die Analyse einzubeziehen. Die Anzahl einzuschließender Modelle wird auf vier beschränkt, um genügend Variation zu gewährleisten, ohne eine detaillierte Analyse zu erschweren. Im zweiten Schritt wird dann die Methodik der Modelle untersucht und verglichen, auf welche Weise die Modelle verschiedene Formen der Landnutzung differenzieren. Hieraus werden Annahmen über die Agrarwirtschaft begründet abgeleitet und im Kapitel „Diskussion“ mit den Strukturen der deutschen Landwirtschaft verglichen. Zur Einordnung der Ergebnisse wird zudem ein Expertengespräch geführt. Das Transkript dieses Gesprächs befindet sich im Anhang und wird unter Angabe der Zeilennummer zitiert.

Im Folgenden werden die Literaturrecherche und Auswahl der Modelle im Detail beschrieben. Zudem wird auf das methodische Vorgehen beim Vergleich der Modelle eingegangen. Beschreibungen der ausgewählten Modelle und die Analyse der Annahmen befinden sich im Kapitel „Ergebnisse“.

3.1 Literaturrecherche

Im Rahmen der systematischen Literaturrecherche wurden zunächst Schlagworte aus der Fragestellung abgeleitet und durch zentrale Schlüsselbegriffe sowie Synonyme ergänzt. Daraus ergaben sich die Suchbegriffe „biodiversity“, „impact“, „assessment“, „model“, „modelling“, „agriculture“, „agri-food“ und „germany“. Diese Schlagworte wurden in Verbindung mit den Booleschen Operatoren „AND“ und „OR“ verwendet. Die Suche wurde anhand zweier Faktoren eingegrenzt. Zum einen wurden Quellen ausgeschlossen, die nicht in deutscher oder englischer Sprache verfasst wurden. Zum anderen wurden aufgrund des stetigen Fortschritts und der fortlaufenden Überarbeitung der Modelle nur Veröffentlichungen der letzten zehn Jahre eingeschlossen. Die Suche wurde im Anschluss im Zeitraum von Juli bis August 2025 in der wissenschaftlichen Datenbank ScienceDirect durchgeführt, da diese ein breites Spektrum wissenschaftlicher Fachbereiche abdeckt. Die Ergebnisse dieser Recherche wurden ergänzt durch eine Suche bei Google Scholar. Die Vorgehensweise bei der Literaturrecherche sowie Gründe für den Ausschluss von Quellen sind in der Abbildung 1 in Form eines PRISMA Flow-Charts dargestellt. Die hierbei identifizierten Quellen stellen nicht die finale Auswahl an Modellen dar, sondern sind lediglich Modelle und Übersichtsarbeiten, die in die engere Auswahl aufgenommen wurden.

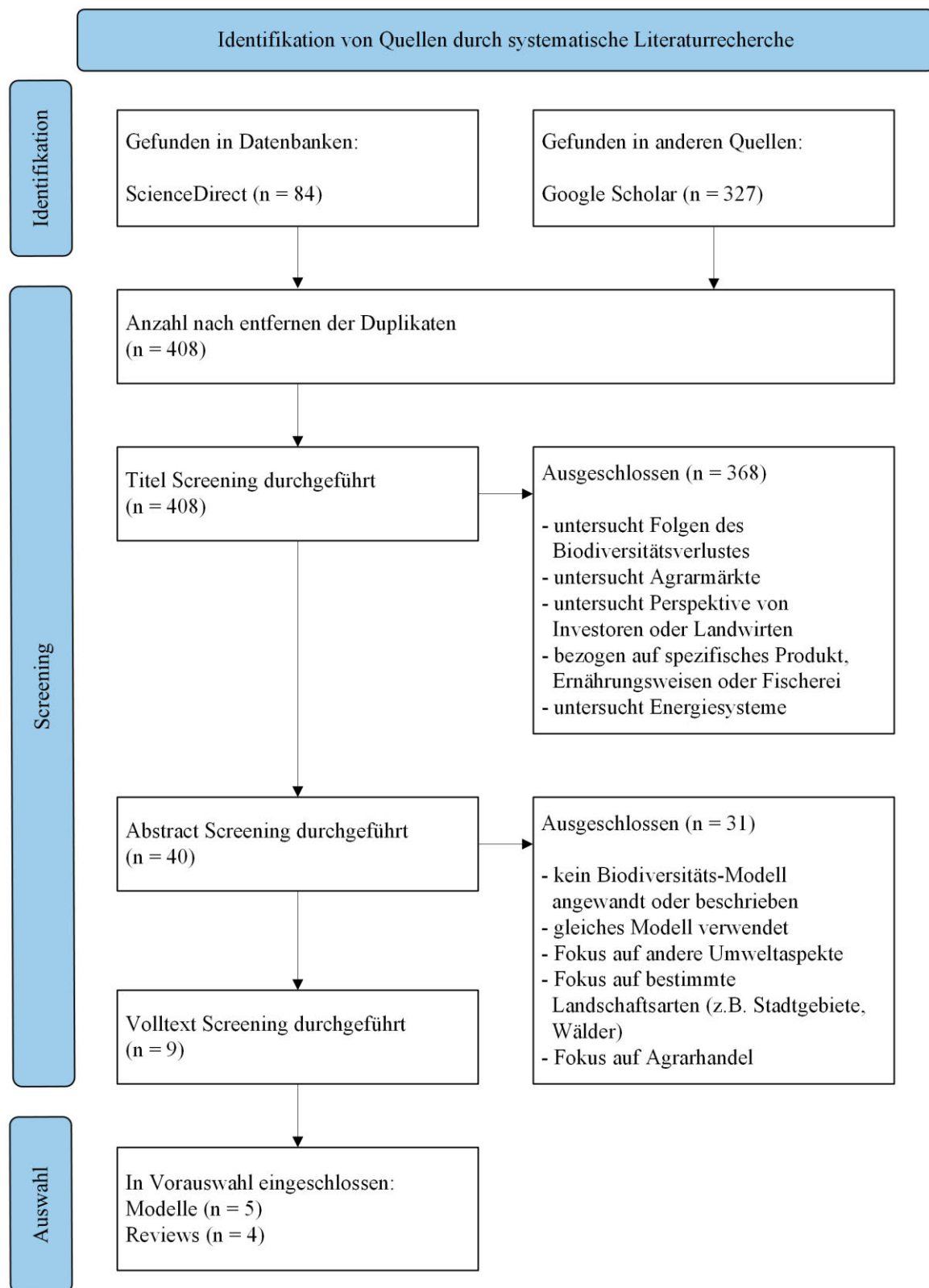


Abbildung 1: PRISMA Flow-Chart (eigene Darstellung)

Die Suche ergab fünf Modelle sowie vier Übersichtsartikel, die jeweils eine Auswahl an Modellen vorstellen, kategorisieren oder vergleichen (Burgess et al., 2024; Damiani et al., 2023; Prieto López

et al., 2024; Sanyé-Mengual et al., 2023). Biodiversitäts-Modelle aus diesen Arbeiten wurden nur dann in die engere Auswahl übernommen, wenn sie potenziell auf die Agrarwirtschaft bzw. deren Auswirkungen auf die Biodiversität anwendbar waren. Einschlusskriterien waren hier die Betrachtung der Landnutzung als Belastungsfaktor, die Modellierung der Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme und der Einbezug multipler Lebensräume. Ausgeschlossen wurden somit Biodiversitäts-Modelle, die ausschließlich andere Belastungsfaktoren (z.B. Klimawandel oder Umweltverschmutzung), aquatische Ökosysteme oder einzelne Lebensräume (z.B. Wälder) betrachten. Da im Rahmen dieser Arbeit Modelle betrachtet werden sollen, die potenziell Anwendung im agrarpolitischen Kontext finden, wurden zudem Modelle ausgeschlossen, die ausschließlich den Biodiversitäts-Fußabdruck einzelner Produkte oder Betriebe berechnen. Anhand dieser Kriterien wurden weiter 16 Biodiversitäts-Modelle aus den Übersichtsartikeln ausgewählt, sodass sich insgesamt 21 Modelle in der engeren Auswahl befanden (siehe Abbildung 2).

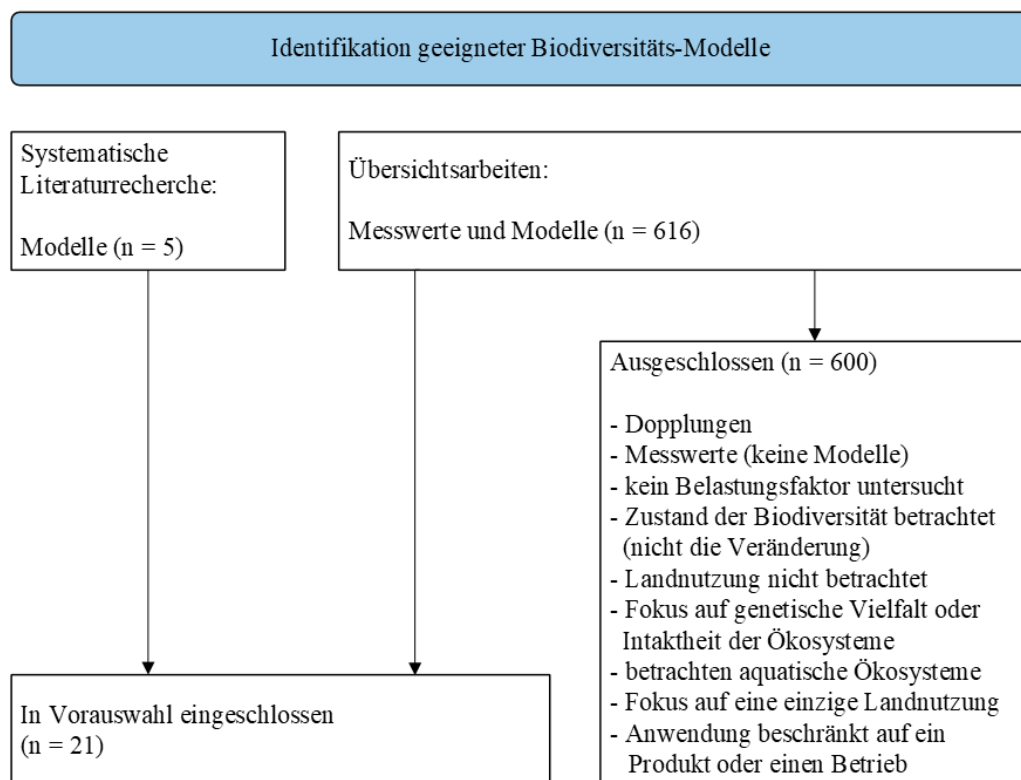


Abbildung 2: Vorauswahl von Biodiversitäts-Modellen (eigene Darstellung)

3.2 Auswahl der Biodiversitäts-Modelle

Um aus den identifizierten Biodiversitäts-Modellen vier Modelle für die detaillierte Analyse auszuwählen, wurde ein Kriterienkatalog erstellt und angewandt. Ziel war es, eine Auswahl an Modellen zu erhalten, welche alle relevant für die agrarwissenschaftliche Forschung in Deutschland sind und sich gleichzeitig in ihren Herangehensweisen unterscheiden. Eine möglichst diverse Auswahl soll

dazu dienen, die Heterogenität der vorhandenen Biodiversitäts-Modelle widerzuspiegeln und im Rahmen der Analyse der Annahmen über die Agrarwirtschaft zu einem möglichst repräsentativen Ergebnis zu gelangen. Hierzu zählt auch, dass die ausgewählten Modelle ein möglichst breites Anwendungsspektrum abdecken und dadurch für verschiedenste Fragestellungen innerhalb der Biodiversitätsforschung in der Agrarwissenschaft herangezogen werden können.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde ein Modell dann als relevant für die deutsche Agrarwissenschaft erachtet, wenn es in mindestens zwei Forschungsarbeiten mit dem Ziel angewandt wurde, Auswirkungen der Agrar- und Ernährungswirtschaft auf die Biodiversität zu untersuchen. Die Festlegung von Kriterien hinsichtlich der Heterogenität der Modelle erfolgte in Anlehnung an Kategorisierungen von Damiani et al. (2023) und Sanyé-Mengual et al. (2023). Dabei wurde sich auf diejenigen Differenzierungskriterien beschränkt, die sich auf das Anwendungsgebiet des Modells auswirkten und damit entscheidend zur Diversität der ausgewählten Modelle beitrugen.

Aus diesen Überlegungen ergaben sich die folgenden Kriterien:

- 1) Die Modelle wurden mehr als einmal im deutschen Agrifood-Sektor angewandt.
- 2) Die Modelle beziehen unterschiedlich viele Belastungsfaktoren ein.
- 3) Die Modelle nutzen verschiedene Biodiversitäts-Kennzahlen.
- 4) Die Modelle betrachten unterschiedliche geografische Einheiten.

Die Überprüfung des ersten Kriteriums erfolgte anhand einer Vorwärtssuche in Google Scholar. Dabei wurde für jedes Modell nach Forschungsartikeln gesucht, die das jeweilige Modell als Quelle zitiert haben. Die Suche wurde dabei anhand der Schlagworte „agriculture“, „food“ und „germany“ eingegrenzt. Die gefundenen Forschungsartikel wurden jeweils einem Abstract-Screening unterzogen, um festzustellen, ob das entsprechende Modell verwendet oder lediglich erwähnt wurde. Artikel, die das Biodiversitäts-Modell nur erwähnten, wurden nicht gewertet. Anhand dieses Kriteriums konnten 15 Biodiversitäts-Modelle ausgeschlossen werden. Die verbliebenen sechs Modelle wurden hinsichtlich ihrer Methodik untersucht. Das Modell Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors (LUIS) von Chaudhary und Brooks (2018) ist nicht öffentlich zugänglich, weshalb hierfür am 14.10.2025 ein Antrag auf Einsicht über das Internetportal ResearchGate gestellt wurde. Die Autoren haben die Arbeit am 21.10.2025 zur Verfügung gestellt, sodass sie in das Volltext Screening aufgenommen werden konnte. Die Modelle ReCiPe2016 (Huijbregts et al., 2017) und Impact World+ (Bulle et al., 2019) basieren in ihrer Methodik auf mehreren anderen Modellen, welche jeweils die Grundlage der Berechnung eines Belastungsfaktors bilden. Da beide Modelle die Berechnung des Einflusses der Landnutzung auf die Methode Biodiversity Damage Potential (BPD) von De Baan et al. (2013) stützten, wurde diese anstelle der beiden Modelle in die Auswahl aufgenommen. Auch das Modell Swiss Agricultural Life Cycle Assessment (SALCA) bündelt mehrere andere Methodiken zu einem einheitlichen Konzept. Hier wurde daher ebenfalls das zugrundeliegende

Biodiversitäts-Modell von Jeanneret et al. (2014) eingeschlossen. In beiden Fällen wurden die Modelle vor mehr als zehn Jahren veröffentlicht und übersteigen damit die zuvor festgelegte Einschlussgrenze. Da sie jedoch die methodische Grundlage neuerer Modelle bilden, wurden sie dennoch eingeschlossen. Zur engeren Auswahl zählten darüber hinaus das Modell Biodiversity Value (BV) und das Global biodiversity model for policy support (GLOBIO 4). Ein an den Auswahlkriterien orientierter Überblick über die Methodik der Modelle ist in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Übersicht über die Methodik der in die Vorauswahl eingeschlossenen Biodiversitäts-Modelle (eigene Darstellung)

Modell	Quelle	Belastungsfaktoren	Biodiversitätskennzahl	Geographische Einheit
BDP (ReCiPe 2016, Impact World +)	(De Baan et al., 2013)	Landnutzung	Relative species richness	Global
SALCA biodiversity	(Jeanneret et al., 2014)	Agrarmanagementsysteme	Biodiversity score	Zentral- und Westeuropa
LUIS	(Chaudhary & Brooks, 2018)	Landnutzung	Potential species loss per m ²	Global
BV	(Lindner et al., 2019)	Landnutzung	Biodiversity value increment	Global
GLOBIO 4	(Schipper et al., 2020)	Klimawandel Landnutzung Infrastruktur Fragmentierung Stickstoffdeposition Jagd	Mean species abundance	Global

Anhand der zuvor festgelegten Kriterien wurden die Modelle GLOBIO 4 und SALCA biodiversity in die Auswahl eingeschlossen, da sie sich hinsichtlich der betrachteten Belastungsfaktoren wesentlich von den anderen Modellen unterscheiden. Das Modell SALCA biodiversity ist darüber hinaus das einzige regional spezifische Modell. Die verbleibenden drei Modelle sind im Hinblick auf den Kriterienkatalog als gleichwertig zu erachten, da sie sich bei den Belastungsfaktoren und der geographischen Einheit nicht unterscheiden und jeweils eine andere Biodiversitätskennzahl verwenden. An dieser Stelle musste bei der Auswahl daher auf andere Parameter zurückgegriffen werden. Da im Rahmen dieser Arbeit Biodiversitäts-Modelle untersucht werden sollen, von denen erwartet werden kann, dass sie in Deutschland in agrarpolitischen Kontexten angewandt werden, wurde hier die wissenschaftliche und politische Bedeutung der Modelle als Kriterium herangezogen. Als

wissenschaftlich bedeutsam wurde dabei das Modell BDP von De Baan et al. (2013) eingeschätzt. Dieses wurde in mehreren weiteren Modelle integriert, die jeweils zahlreich verwendet werden. Damit ist die diesem Modell zugrundeliegende Methodik weit verbreitet und eine Anwendung in diversen Kontexten wahrscheinlich. Zuletzt wurde das Modell LUIS in die Auswahl aufgenommen. Dieses ist eine weiterentwickelte Version eines Modells von Chaudhary et al. (2015), welches von der UNEP vorläufig zur Berechnung von Auswirkungen der Landnutzung auf die Biodiversität in Ökobilanzierungen (Life Cycle Assessment, LCA) empfohlen wurde (UNEP, 2017, S. 137). Das Modell verfügt damit über eine Popularität und wissenschaftliche Bedeutung, die auch eine Verwendung in der deutschen Agrarpolitik nahelegt.

3.3 Zuordnung der Landnutzungsklassen

Die Analyse der Annahmen über die Landwirtschaft erfolgte anhand der Kategorisierung der Landnutzung in den verschiedenen Modellen. Hierzu wurde zunächst eine vergleichende Übersicht über die verschiedenen Landnutzungskategorien der Modelle erstellt, anhand derer anschließend Unterschiede und Gemeinsamkeiten herausgearbeitet wurden. Als Referenz diente dabei die von der UNEP empfohlene Klassifizierung von Koellner et al. (2013). In diesem Kapitel wird das Vorgehen bei der Zuordnung der Kategorien der Modelle zu den Klassen von Koellner et al. (2013) beschrieben.

Für zwei der Modelle wurde eine Zuordnung der Landnutzungsklassen von den Autoren selbst vorgenommen und im Zusatzmaterial (Electronic Supplementary Material, ESM) dargestellt. Diese Zuordnungen wurden sinngemäß übernommen. Dabei wurde davon ausgegangen, dass keine weiteren als die dort genannten Landnutzungskategorien von den Modellen berücksichtigt wurden. Außerdem wurde angenommen, dass eine Landnutzungsklasse eines Modells, die einer Oberkategorie von Koellner et al. (2013) zugeordnet wurde, auf alle dazugehörigen Unterkategorien angewandt wurde. Abweichende oder ergänzende Informationen aus der Methodik der Modelle, die gegebenenfalls weitere Zuordnungen zuließen, wurden nicht berücksichtigt.

Die Zuordnung der Landnutzungsklassen von GLOBIO 4 erfolgte anhand des ESM und den Beschreibungen der Landnutzungsklassen im ESM von Hudson et al. (2014), auf denen das Modell aufbaut. Dabei wurden Zuordnungen ausschließlich für Landnutzungsklassen vorgenommen, die genannt oder explizit beschrieben wurden. War dies nicht der Fall, wurde davon ausgegangen, dass die entsprechende Landnutzungsart im Modell nicht berücksichtigt wird. Bei der Zuweisung der Nutzungsintensitäten wurde davon ausgegangen, dass die in GLOBIO 4 verwendeten Kategorien „minimal use“ und „intense use“ mit den von Koellner et al. (2013) verwendeten Klassen „extensive“ und „intensive“ übereinstimmen. Zudem wurden alle von Koellner et al. (2013) als Referenzsituation markierte Landnutzungsklassen auch in GLOBIO 4 als solche vermerkt. Grund hierfür ist, dass GLOBIO 4 als Referenzsituation die „Primary vegetation – minimal use“ nennt, unter der Hudson et al.

(2014) jede Art ursprünglicher Vegetation verstehen, die nie gänzlich zerstört wurde, unabhängig davon, ob es sich um Wald handelt, oder nicht.

Für die Zuweisung von Landnutzungskategorien zum Modell SALCA biodiversity wurde das ESM des Modells und die Beschreibungen der Klassen von Koellner et al. (2013) genutzt. Zunächst wurden die im Modell beschriebenen Agrarökosysteme Acker- und Grünland den entsprechenden Landnutzungskategorien zugeschrieben. Innerhalb dieser Kategorien unterscheidet das Modell eine Vielzahl an Managementmaßnahmen und -optionen. Diese wurden nach den Definitionen von Koellner et al. (2013) den Kategorien „extensiver“ und „intensiver“ Bewirtschaftung zugeordnet. Weitere Abstufungen der Bewirtschaftungsart und Nutzungsintensität in SALCA biodiversity wurden in der Übersicht nicht berücksichtigt, da sie den Differenzierungsgrad der UNEP-Klassifizierung übersteigen. Zudem wurden die im Modell genannten halbnatürlichen Habitate Landnutzungsklassen zugeschrieben. Auch hierbei wurde sich an den Definitionen von Koellner et al. (2013) und den verwendeten Bezeichnungen im ESM orientiert.

Wie hier beschrieben, werden Details zur Methodik der Modelle meist im ESM dargestellt. Im Rahmen dieser Arbeit beziehen sich Quellenangaben daher stets auch auf das ESM der jeweiligen Publikation.

4 Ergebnisse

Zur Beantwortung der Frage, welche Annahmen in Deutschland angewandten Biodiversitäts-Modellen zugrunde liegen, wurden stellvertretend vier häufig verwendete und untereinander verschiedene Modelle ausgewählt. Diese Modelle werden im Folgenden mit ihrer Methodik und der jeweiligen Klassifizierung der Agrarwirtschaft bzw. Landnutzung vorgestellt. Im Anschluss werden die Landnutzungsklassifizierungen innerhalb der vier Modelle verglichen und die diesen Klassifizierungen zugrundeliegenden Annahmen über die Agrarwirtschaft begründet dargestellt.

4.1 Überblick über die ausgewählten Modelle

Um ein Verständnis der Unterschiede und Gemeinsamkeiten der vier gewählten Modelle zu ermöglichen, werden die jeweiligen Methodiken und Besonderheiten im Folgenden zusammengefasst. Auf die Art der jeweiligen Landnutzungsklassifizierung wird in dem darauffolgenden Kapitel näher eingegangen.

4.1.1 Biodiversity Damage Potentail

Das Modell BDP ist eine LCA-Methode zur Berechnung von Auswirkungen der Landnutzung auf die Biodiversität auf globaler Ebene. Als Datengrundlage dienen hier die GLOBIO 3 Datenbank und nationale Biodiversitätsmonitoring-Daten der Schweiz. Die hierin enthaltenen Erhebungen werden

neun Ökoregionen und vier taxonomischen Gruppen (Wirbeltiere, Gliederfüßer, andere Wirbellose und Pflanzen) zugeordnet. Außerdem werden auf der Grundlage von Empfehlung der UNEP sieben Landnutzungsklassen festgelegt. Als Indikator für den Zustand der Biodiversität dient der relative Artenreichtum (Relative Species Richness). Zu dessen Berechnung wird für jede taxonomische Gruppe und Ökoregion der Wert der Species Richness innerhalb einer Landnutzungsart durch den Wert in einer Referenzsituation geteilt. Die Daten der Referenzsituation stammen aus Erhebungen des Artenreichtums in natürlichen oder halbnatürlichen Lebensräumen innerhalb der verschiedenen Ökoregionen. (De Baan et al., 2013)

4.1.2 Swiss Agricultural Life Cycle Assessment for biodiversity

Dieses Modell ist ein Teil des SALCA-Konzeptes, welches eine Reihe individueller Modelle zu verschiedenen Belastungsfaktoren in einem Rahmenwerk für LCA-Studien in der Landwirtschaft bündelt. Dabei besteht ein Datenaustausch zwischen den einzelnen Modellen, der es ermöglicht, verschiedene Umweltbelastungen gleichzeitig zu erfassen und insbesondere die Wechselwirkungen zwischen diesen Belastungsfaktoren aufzuzeigen. Alle Modelle können die Umweltauswirkungen auf den vier Ebenen Ackerkultur, Nutztiergruppe, Feld und Betrieb berechnen, die Ergebnisse aber auch für Analysen einer Lebensmittellieferkette oder des gesamten Agrarsektors zusammenführen. (Nemecek et al., 2024)

SALCA biodiversity befasst sich im Detail mit den Auswirkungen des Agrarmanagements auf die Biodiversität. Dabei wird nicht die Veränderung der Biodiversität gegenüber einer Referenzsituation dargestellt, sondern der Einfluss eines Managementsystems auf die lokale Biodiversität mit einer Punktzahl bewertet. Im Rahmen dieses Modells ist eine hohe Punktzahl mit einem positiven Effekt auf die Artenvielfalt verbunden, während eine niedrige Punktzahl einen negativen Einfluss indiziert. Da SALCA biodiversity ausschließlich Auswirkungen der Landwirtschaft untersucht, werden nur Lebensräume der Agrarlandschaft, das heißt Ackerland, Grünland und halbnatürliche Lebensräume, wie Hecken und Feldränder, betrachtet. Grundlage für das Bewertungssystem sind Informationen aus Literatur und Expertenwissen über den Einfluss verschiedener Managementmaßnahmen auf insgesamt elf Indikatorarten der Agrarlandschaft (u.a. Schnecken, Spinnen, Grashüpfer, Wildbienen). Alle landwirtschaftlichen Maßnahmen mit Einfluss auf die Biodiversität sowie die verschiedenen Managementoptionen innerhalb dieser Maßnahmen (z.B. Zeitpunkt, Häufigkeit und Wahl des Düngers) wurden hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die einzelnen Indikatorarten bewertet. In die Punktzahl floss darüber hinaus auch die Eignung des betrachteten Lebensraums und die relative Bedeutung der Managementmaßnahme für die jeweilige Art mit ein. Außerdem werden bei der Zusammenrechnung die Punktzahlen der einzelnen Arten anhand ihrer individuellen Bedeutung für die Biodiversität und ihres Artenreichtums gewichtet. So ergeben sich Biodiversitäts-Punktzahlen für einzelne Feldfrüchte, die dann zur Bewertung größerer Einheiten vereint werden können. (Jeanneret et al., 2014)

Das SALCA Konzept wird für die Anwendung im wissenschaftlichen, wirtschaftlichen und politischen Kontext empfohlen. Das Anwendungsgebiet beschränkt sich aufgrund der spezifischen Orientierung an der Schweizer Agrarwirtschaft jedoch auf Zentral- und Westeuropa. (Nemecek et al., 2024)

4.1.3 Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors

Im Modell LUIS wird eine Methodik zur Berechnung von Faktoren vorgestellt, die den Biodiversitätsverlust durch eine bestimmte Landnutzung wiedergeben. Die Faktoren werden dabei als potenzieller Artenverlust je m² (Potential Species Loss per m²) angegeben und sind für die Anwendung in LCA zur Berechnung eines Biodiversitätsfußabdrucks vorgesehen. Sie werden für fünf taxonomische Klassen (Säugetiere, Vögel, Amphibien, Reptilien, Pflanzen) in 804 Ökoregionen berechnet. Die Grundlage für die Berechnung der Faktoren bildet die Affinität der einzelnen Klassen zu einem Lebensraum innerhalb einer Ökoregion, der durch eine bestimmte Art der Landnutzung geprägt ist. Dabei werden fünf Landnutzungsarten und drei Nutzungsintensitäten unterschieden. Die Affinität der Klassen gegenüber den Landnutzungsarten wird hier aus dem Artenvorkommen innerhalb der Ökoregionen und Informationen zur Fähigkeit der Arten, bestimmte Landnutzungstypen als Lebensraum zu nutzen, abgeleitet. Als Datengrundlage dienen dabei unter anderem das Habitats-Klassifikationssystem der International Union for Conservation of Nature (IUCN) und die Wildfinder Datenbank des World Wide Fund For Nature (WWF). Mithilfe der errechneten Affinitäts-Werte wird dann berechnet, wie viele Arten innerhalb einer Ökoregion durch welche Landnutzungsart aussterben. Letztlich werden hieraus globale Faktoren des potenziellen Artensterbens abgeleitet, indem die lokalen Faktoren mit sogenannten Vulnerabilitäts-Werten multipliziert werden, die das Verbreitungsgebiet der Art und ihr allgemeines Extinktionsrisiko wiedergeben. (Chaudhary & Brooks, 2018)

Das Modell basiert auf einem früheren Modell von Chaudhary et al. (2015), das von der UNEP vorerst zur Bewertung der Auswirkung der Landnutzung auf die Biodiversität im Rahmen von LCA empfohlen wurde (UNEP, 2017, S. 137). In Verbindung mit ihrer Empfehlung, hatte die UNEP auch einige Vorschläge zur Verbesserung des Modells angebracht, welche in der überarbeiteten Methodik von LUIS berücksichtigt wurden. So wurden in dieser Version auch Landnutzungsintensitäten berücksichtigt und die Genauigkeit der Ergebnisse deutlich verbessert. (Chaudhary & Brooks, 2018)

4.1.4 Global biodiversity model for policy support

GLOBIO wurde bereits im Jahr 2001 veröffentlicht und war ursprünglich zur Berechnung der Auswirkungen der Infrastruktur auf die Biodiversität entwickelt worden. Das Modell wurde seitdem mehrfach überarbeitet und umfasst in der aktuellen Version die sechs Belastungsfaktoren Klimawandel, Stickstoffdeposition, Landnutzung, Infrastruktur, Fragmentierung und Jagd. Diese werden getrennt voneinander betrachtet. Der Erhaltungszustand der Biodiversität wird durch den Indikator MSA wiedergegeben und für die Klassen der Pflanzen und Warmblüter (Vögel und Säugetiere) berechnet. Als Datengrundlage für die MSA-Werte der Landnutzung dienen Studien aus der

PREDICTS-Datenbank, die sowohl Daten zur Häufigkeit der jeweiligen Art in ungestörter Umgebung sowie zum Vorkommen in mindestens einer Landnutzungskategorie enthalten. Die MSA wird aus dem Verhältnis des Vorkommens einer Art in einer bestimmten Landnutzung zum Vorkommen in ungestörter Umgebung abgeleitet. Damit das Ergebnis nicht durch Arten verfälscht wird, welche von der Veränderung des Lebensraums durch den Menschen profitieren, wird das Verhältnis in Fällen einer gesteigerten Häufigkeit der Art gleich 1 gesetzt. Das arithmetische Mittel der Verhältnisse aller untersuchten Arten in einer Landnutzungskategorie ergibt die jeweilige MSA. Ähnliche Methodiken wurden zur Berechnung der MSA-Werte der anderen fünf Belastungsfaktoren verwendet. In Kombination mit globalen Karten zum Ausmaß der jeweiligen Belastungen erstellt GLOBIO Weltkarten, die die aktuelle MSA von Pflanzen oder Warmblütern und deren prognostizierte Veränderung unter verschiedenen Entwicklungsszenarien aufzeigen. (Schipper et al., 2020)

Eine Besonderheit der aktuellen Version GLOBIO 4 besteht in der hohen geografischen Auflösung der verwendeten Landnutzungskarte. Während andere Landnutzungskarten mit einer Rasterauflösung von etwa 1 km arbeiten (Hoskins et al., 2016), wurde die Auflösung in GLOBIO 4 auf etwa 300 m erhöht, um die Heterogenität der Landschaften besser abbilden zu können. Diese kleinstrukturierte Landnutzungsbetrachtung wird durch einen Algorithmus realisiert, der auf dem regionalen Bedarf an bestimmten Landnutzungsarten und der Eignung der vorhandenen Flächen für die jeweilige Landnutzung basiert. (Schipper et al., 2020)

4.2 Analyse der Landnutzungsklassifizierung

Der überwiegende Anteil der Biodiversitäts-Modelle untersucht nicht speziell die Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Biodiversität, sondern betrachtet den übergeordneten Belastungsfaktor der Landnutzung. Die unterschiedlichen Arten der Landnutzung werden dabei in Kategorien zusammengefasst. Deren Differenzierungsgrad richtet sich oftmals nach der Datenverfügbarkeit hinsichtlich der Biodiversitätsauswirkungen der einzelnen Landnutzungstypen (De Baan et al., 2013). Da viele Modelle auf eine weltweite Anwendung ausgerichtet sind, sollen die Landnutzungskategorien zudem global auf diverse Landnutzungssysteme in verschiedenen Ökoregionen übertragbar sein. Mit dem Ziel die vielfältigen Ansätze zur Landnutzungskategorisierung zu bündeln, stellten Koellner et al. (2013) ein Klassifizierungssystem basierend auf der Landbedeckung und der Art und Intensität der Nutzung vor. Die Verwendung dieser Klassifizierung wurde von der UNEP empfohlen (UNEP, 2017, S. 139). In der Tabelle 2 sind die Landnutzungskategorien der hier untersuchten Biodiversitäts-Modelle vergleichend anhand der Klassifizierung von Koellner et al. (2013) dargestellt.

Tabelle 2: Überblick über die Landnutzungskategorien der Biodiversitäts-Modelle anhand der UNEP-Klassifikation von Koellner et al. (2013)

UNEP recommended Classification ¹ (Koellner et al., 2013)		BDP (Zuordnung nach De Baan et al.)	SALCA biodiversity ² (eigene Zuordnung)	LUIS (Zuordnung nach Chaudhary & Brooks)	GLOBIO 4 (eigene Zuordnung)
0	Unspecified				
0.1	Unspecified, used				
0.2	Unspecified, natural		EI: Nature protection areas		
1	Forest				
1.1	Forest, natural				
1.1.1	Forest, primary	Forest (R)			Primary vegetation (R)
1.1.2	Forest, secondary	Secondary forest			Secondary vegetation
1.2	Forest, used				
1.2.1	Forest, extensive			Managed forests, light use	Plantation
1.2.2	Forest, intensive	Used Forest		Managed forests, intense use	Plantation
2	Wetlands				
2.1	Wetlands, coastal				Primary vegetation (R)
2.2	Wetlands, inland	Wetlands (R)			Primary vegetation (R)
3	Shrub land	Shrub land (R)			Primary vegetation (R)
4	Grassland				
4.1	Grassland				
4.1.1	Grassland, natural	Grassland (R)	Grassland - no utilisation, EI: Litter meadows		Primary vegetation (R)
4.1.2	Grassland, for livestock grazing		Grassland - grazing	Pasture, minimal use	Pasture, minimal use
4.2	Pasture/meadow				
4.2.1	Pasture/meadow, extensive	Pasture/meadow	Grassland - grazing/ cut- ting, extensive utilisation	Pasture, light use	Pasture, minimal use
4.2.2	Pasture/meadow, intensive	Pasture/meadow	Grassland - grazing/ cut- ting, intensive utilisation	Pasture, intense use	Pasture, intense use

UNEP recommended Classification¹ (Koellner et al., 2013)		BDP (Zuordnung nach De Baan et al.)	SALCA biodiversity² (eigene Zuordnung)	LUIS (Zuordnung nach Chaudhary & Brooks)	GLOBIO 4 (eigene Zuordnung)
5	Agriculture				
5.1	Arable				
5.1.1	Arable, fallow	Annual crop	El: Fallow, Ruderal area, Wildflower strips		Secondary vegetation
5.1.2	Arable, non-irrigated				
5.1.2.1	Arable, non-irrigated, extensive	Annual crop	Crops - extensive fertili- sation, low crop protec- tion quantity and fre- quency	Cropland, minimal use	Cropland, minimal use
5.1.2.2	Arable, non-irrigated, intensive	Annual crop	Crops - intensive fertili- sation, high crop protec- tion quantity and fre- quency	Cropland, intense use	Cropland, intense use
5.1.3	Arable, irrigated				
5.1.3.1	Arable, irrigated, extensive	Annual crop	Crops - extensive fertili- sation, low crop protec- tion quantity and fre- quency	Cropland, light use	Cropland, minimal use
5.1.3.2	Arable, irrigated, intensive	Annual crop	Crops - intensive fertili- sation, high crop protec- tion quantity and fre- quency	Cropland, intense use	Cropland, intense use
5.1.4	Arable, flooded crops	Annual crop		Cropland, intense use	Cropland, intense use
5.1.5	Arable, greenhouse				
5.1.6	Field margins/hedges		El: Piles of branches and stones, Conservation-crop margin, Hedgerows, groves, Stone walls, Trees and avenues, Field margins		

UNEP recommended Classification ¹ (Koellner et al., 2013)		BDP (Zuordnung nach De Baan et al.)	SALCA biodiversity ² (eigene Zuordnung)	LUIS (Zuordnung nach Chaudhary & Brooks)	GLOBIO 4 (eigene Zuordnung)
5.2	Permanent crops				
5.2.1	Permanent crops, non irrigated				
5.2.1.1	Permanent crops, non-irrigated, extensive	Permanent crop	Crops - extensive fertilisation, low crop protection quantity and frequency	Cropland, minimal use	Plantation
5.2.1.2	Permanent crops, non-irrigated, intensive	Permanent crop	Crops - intensive fertilisation, high crop protection quantity and frequency	Cropland, intense use	Plantation
5.2.2	Permanent crops, irrigated				
5.2.2.1	Permanent crops, irrigated, extensive	Permanent crop	Crops - extensive fertilisation, low crop protection quantity and frequency	Cropland, light use	Plantation
5.2.2.2	Permanent crops, irrigated, intensive	Permanent crop	Crops - intensive fertilisation, high crop protection quantity and frequency	Cropland, intense use	Plantation
6	Agriculture, mosaic	Agroforestry	El: Forest pastures, Traditional orchards	Cropland, minimal use	Plantation or Cropland ³
7	Artificial areas				
7.1	Urban				
7.1.1	Urban/industrial fallow				Urban
7.1.2	Urban, continuously built	Artificial area, high intensity		Urban, intense use	Urban
7.1.3	Urban, discontinuously built	Artificial area, low intensity		Urban, light use	Urban
7.1.4	Urban, green areas	Artificial area, low intensity		Urban, minimal use	Urban

UNEP recommended Classification ¹ (Koellner et al., 2013)	BDP (Zuordnung nach De Baan et al.)	SALCA biodiversity ² (eigene Zuordnung)	LUIS (Zuordnung nach Chaudhary & Brooks)	GLOBIO 4 (eigene Zuordnung)
7.2 Industrial area				Urban
7.3 Mineral extraction site	Artificial area, high intensity		Urban, intense use	Urban
7.4 Dump site			Urban, intense use	Urban
7.5 Construction site	Artificial area, high intensity		Urban, intense use	Urban
7.6 Traffic area			Urban, intense use	Urban
7.6.1 Traffic area, road network	Artificial area, low intensity	El: Cobblestone tracks		
7.6.2 Traffic area, rail network	Artificial area, low intensity		Urban, intense use	
7.6.3 Traffic area, rail/road embankment	Artificial area, low intensity		Urban, intense use	

El: Ecological infrastructures; R: Reference situation

¹ Die Landnutzungsklassen 8-10 werden nicht dargestellt, da sie keine landwirtschaftliche Nutzung zulassen und in keinem der betrachteten Modelle berücksichtigt werden.

² Die Abstufung von Managementmaßnahmen und -optionen in SALCA biodiversity übersteigt den Differenzierungsgrad der Klassifikation von Koellner et al. (2013) und wird hier vereinfacht dargestellt.

³ Agroforstsysteme werden in GLOBIO 4 anhängig von der dominierenden Nutzung entweder der Kategorie Cropland oder Plantation zugeordnet.

Der Vergleich der Modelle zeigt, dass im Wesentlichen zwischen vier verschiedenen Landnutzungsklassen unterschieden wird, wobei die Klassen (4) Grassland und (5) Agriculture in allen untersuchten Modellen vorkamen, während die Klassen (1) Forest und (7) Artificial Area jeweils in drei Modellen eingeschlossen wurden. Das Modell SALCA biodiversity enthält keine Informationen zu diesen beiden Landnutzungsklassen, da es sich ausschließlich auf Elemente der Agrarlandschaft fokussiert (Jeanneret et al., 2014). Innerhalb der vier Landnutzungsklassen differenzieren die Modelle unterschiedlich stark. So unterscheiden die Modelle BDP und GLOBIO 4 innerhalb der Ackerflächen (5.1) zwischen einjährigen Kulturen (5.1.2, 5.1.3) und Dauerkulturen (5.2), zu denen hauptsächlich Obst- und Nussbäume und -sträucher gezählt werden (De Baan et al., 2013; Schipper et al., 2020). In GLOBIO 4 werden diese Dauerkulturen derselben Kategorie zugeschrieben, wie Forstplantagen zur Holzgewinnung (Hudson et al., 2014; Schipper et al., 2020). Innerhalb der Kategorie (4) Grassland differenziert ausschließlich das Modell SALCA biodiversity zwischen Schnitt- und Weidenutzung (Jeanneret et al., 2014).

Alle hier betrachteten Modelle nehmen eine Abstufung von Nutzungsintensitäten vor. Dabei unterscheiden die Modelle BDP und GLOBIO 4 jeweils zwei Intensitätsstufen, welche in BDP ausschließlich auf urbane Räume und Infrastrukturen und in GLOBIO 4 auf die Kategorien Acker- und Grünland angewandt werden (De Baan et al., 2013; Schipper et al., 2020). Im Hinblick auf die Landwirtschaft unterscheidet BDP folglich nur zwischen den Arten der Landbedeckung (Gras oder Ackerbaukulturen), nicht aber zwischen der Art und Weise der Landbewirtschaftung. Alleiniges Kriterium für die Intensitätsklassen in GLOBIO 4 ist die Stickstoffdüngung, wobei Flächen dann als intensiv bewirtschaftet erachtet werden, wenn die jährliche Düngung 100 kg Stickstoff je Hektar (N/ha) übersteigt (Schipper et al., 2020).

Im Modell LUIS werden drei Nutzungsintensitäten unterschieden, welche jeweils auf alle Landnutzungskategorien des Modells angewandt werden und somit auch eine Differenzierung zwischen verschiedenen Agrarsystemen zulassen. Die Abstufung der Intensitäten innerhalb der Landnutzungskategorien Ackerland und Grünland erfolgt hier auf der Grundlage eines Kriterienkatalogs, der Faktoren wie die Düngung, Pflanzenschutz, Bewässerung, Mechanisierung, aber auch Feldgröße und Fruchtfolge umfasst. Von einer minimalen Nutzungsintensität wird bei geringen Flächengrößen und einem überwiegenden Verzicht auf die genannten Managementmaßnahmen gesprochen. Eine hohe Nutzungsintensität wird Agrarsystemen zugewiesen, die wenige Kulturen anbauen und dabei insbesondere künstliche Dünger und synthetische Pflanzenschutzmittel verwenden. Wird ein kleiner Teil der Maßnahmen umgesetzt, spricht das Modell von einer mäßigen Nutzungsintensität, wobei dieser Kategorie beispielsweise ökologisch wirtschaftende Betriebe der Industrienationen zugewiesen werden. (Chaudhary & Brooks, 2018)

Anders als bei den übrigen Modellen, wird in SALCA biodiversity lediglich zwischen den Agrarökosystemen Ackerland, Grünland und halbnatürlichen Habitaten unterschieden. Innerhalb der halbnatürlichen Habitate werden 15 verschiedene Lebensräume auf oder an landwirtschaftlichen Flächen einbezogen. Eine Differenzierung von Nutzungsintensitäten erfolgt nicht in Form von festgelegten Klassen, sondern anhand der Art und Häufigkeit verschiedener landwirtschaftlicher Maßnahmen. Einbezogen werden dabei Pflanzenschutzmaßnahmen und Düngung, aber auch Ernte, Mahd, Beweidung, Bodenbearbeitung und Fruchtfolge. Innerhalb jeder Maßnahme wird darüber hinaus zwischen Bewirtschaftungsoptionen, wie Zeitpunkt und Häufigkeit sowie verwendeten Mitteln und Technologien, unterschieden. Daraus ergeben sich je nach Managementmaßnahme und -option zwischen zwei und 17 Abstufungen der Nutzungsintensität. Die Art der Bewässerung landwirtschaftlicher Nutzflächen, anhand derer in der UNEP-Klassifizierung differenziert wird, wird in SALCA biodiversity hingegen nicht einbezogen. (Jeanneret et al., 2014)

Ein weiterer Unterschied der Modelle besteht in der Erfassung von Brachflächen. Während brachliegende Ackerflächen im Modell BDP zu den einjährigen Ackerbaukulturen gezählt werden, werden sie in GLOBIO 4 der Kategorie der Sekundärvegetation zugeordnet (De Baan et al., 2013; Hudson et al., 2014). Die Beschreibung der Sekundärvegetation im Modell LUIS würde ebenfalls einen Einbezug der Brachflächen in diese Kategorie zulassen, welche von den Autoren jedoch nicht vorgenommen wurde (Chaudhary & Brooks, 2018). SALCA biodiversity nennt innerhalb der halbnatürlichen Lebensräume drei verschiedene agrarökologische Lebensräume, die der UNEP-Klassifikation einer Brachfläche entsprechen (Jeanneret et al., 2014; Koellner et al., 2013). Hierzu zählen Brachen im Rahmen der Fruchtfolge, Ruderalflächen und Blühstreifen (Jeanneret et al., 2014).

Unstimmigkeiten bestehen auch bei der Einordnung der Kategorie (6) Agriculture, mosaic. Koellner et al. (2013) verstehen unter der Mosaik-Landwirtschaft eine Mischkultur aus vielfältigen ackerbaulichen Kulturen und einheimischen Bäumen, die entweder rein ökologisch oder auch wirtschaftlich genutzt werden. LUIS stuft diese Art der Landnutzung als Ackerland mit minimaler Nutzungsintensität ein (Chaudhary & Brooks, 2018). In GLOBIO 4 werden Flächen dieser Art entweder der Kategorie Ackerland oder Plantage zugeordnet, abhängig davon, welche Nutzung im Gesamtbild oder in ihrer Intensität überwiegt (Hudson et al., 2014). De Baan et al. (2013) integrierten die Mosaik-Landwirtschaft in Form der eigenständigen Landnutzungskategorie Agroforestry. SALCA biodiversity bezieht die Option der Mischkultur von Bäumen und Ackerland nicht mit ein, nennt aber zwei agrarökologische Lebensräume, die die Mischkultur mit Grünland beschreiben (Jeanneret et al., 2014). Diese Strukturen sind Waldweiden und Streuobstwiesen (Jeanneret et al., 2014).

Als einziges der vier Modelle bezieht SALCA biodiversity zudem landschaftliche Strukturelemente, wie Ackerrandstreifen, Hecken, Ast- und Steinhaufen sowie Alleen in die Berechnung des Biodiversitäts-Indikators mit ein (Jeanneret et al., 2014). Auf die gleiche Weise werden auch ungenutztes

Grünland, Streuwiesen und Naturschutzflächen einbezogen, wenn sie zum landwirtschaftlichen Betrieb bzw. Sektor gehören (Jeanneret et al., 2014). Flächen dieser Art können aufgrund ihrer naturbelassenen Vegetation der Kategorie (4.1.1) Grassland, natural zugeordnet werden. Diese werden in den Modellen GLOBIO 4 und BDP nicht der Agrarwirtschaft zugeschrieben, sondern dienen dort als Referenzsituation.

4.3 Annahmen über die Agrarwirtschaft

Der Vergleich der Modelle ergab, dass einige Unterschiede bei der Landnutzungskategorisierung bestehen, die verschiedene Differenzierungsgrade hinsichtlich des agrarwirtschaftlichen Managements betrachteter Gebiete zulassen. In diesem Abschnitt werden nun zentrale Gemeinsamkeiten bei der Darstellung der Landwirtschaft aufgezeigt, die von der Art der Landnutzungskategorisierung abgeleitet wurden. Diese Gemeinsamkeiten werden als Annahmen formuliert, die so nicht in den jeweiligen Modellen vorkommen, sich jedoch aus den Kategorien der Landnutzung ergeben. Die Herleitung und Erklärung der einzelnen Annahmen erfolgt in den jeweiligen Textabschnitten.

Annahme 1: Die Agrarlandschaft besteht aus produktiven Flächen.

Alle vier untersuchten Modelle unterscheiden zwischen den Landnutzungskategorien Ackerland und Grünland. Innerhalb dieser Kategorien wird teilweise eine Nutzungsintensität differenziert, wobei nur SALCA biodiversity die Option einbezieht, dass eine Fläche beispielsweise aufgrund einer Brache unproduktiv ist. Alle anderen betrachteten Modelle schreiben jeder terrestrischen Fläche, die nicht von natürlicher Vegetation, Wald oder urbaner Infrastruktur bedeckt ist, eine landwirtschaftliche Nutzung zu. Dabei werden insbesondere landwirtschaftliche Brachflächen und halbnatürliche Habitate innerhalb der Agrarlandschaft nicht betrachtet.

Annahme 2: Die Nutzungsintensität landwirtschaftlicher Flächen ergibt sich aus der Düngung.

In dreien der vier betrachteten Modelle werden Nutzungsintensitäten landwirtschaftlicher Flächen unterschieden. Als Indikator dient dabei vor allem der Umfang der Düngung. Während SALCA biodiversity und LUIS für die Definition einer intensiven Landnutzung noch weitere Faktoren heranziehen, ist die Höhe der Stickstoffdüngung in GLOBIO 4 der einzige Indikator. In LUIS werden weitere Merkmale, wie der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, Maschinen und Bewässerungssystemen in Bezug auf die Differenzierung der Nutzungsintensitäten genannt (Chaudhary & Brooks, 2018). Aus der Methodik geht jedoch nicht hervor, wie die Einteilung von spezifischen Landnutzungsarten in die beschriebenen Kategorien vorgenommen wird und ob eine Gewichtung der einzelnen Merkmale erfolgt. Anders als bei GLOBIO 4 werden hier keine spezifischen Grenzwerte zur Definition der Intensitätsabstufungen genannt. Aus dem ESM kann jedoch abgeleitet werden, dass die künstliche Bewässerung von Ackerflächen für die Unterscheidung der minimalen und leichten Nutzungsintensität ausschlaggebend ist (Chaudhary & Brooks, 2018). Auch bei SALCA biodiversity werden

weitere landwirtschaftliche Maßnahmen hinsichtlich ihrer Auswirkung auf die Biodiversität bewertet. Hier erfolgt eine Gewichtung anhand der Bedeutung der betrachteten Maßnahme in dem jeweiligen Lebensraum (Jeanneret et al., 2014). Obwohl die einzelnen Gewichtungsfaktoren im Rahmen der Methodik nicht im Detail dargestellt werden, kann aus dem ESM darauf geschlossen werden, dass die Düngung auch in diesem Modell ein ausschlaggebender Faktor bei der Biodiversitätsbewertung ist (Jeanneret et al., 2014).

Annahme 3: Die Landwirtschaft bietet keinen Raum für die Biodiversität.

Die analysierten Biodiversitäts-Modelle betrachten die Belastung der Biodiversität durch die Landnutzung bzw. Agrarwirtschaft. Mögliche positive Effekte landwirtschaftlicher Maßnahmen auf die lokale Biodiversität sind in GLOBIO 4 und LUIS nicht abbildbar. In BDP können positive Veränderungen der Biodiversität zwar methodisch dargestellt, aber aufgrund der fehlenden Differenzierung von Nutzungsintensitäten in den Agrarlandschaften keinen landwirtschaftlichen Maßnahmen zugeordnet werden.

Ein Grund dafür, dass potenzielle Steigerungen der lokalen Biodiversität nicht abgebildet werden können, ist die verwendete Methodik. So werden in GLOBIO 4 gegenüber der Referenzsituation gestiegene Populationen gleich bewertet, wie konstante Populationen (Schipper et al., 2020). Neu auftretende Arten werden nicht gewertet, unabhängig davon, welche Bedeutung ihnen im Ökosystem zukommt. Zudem werden die einzelnen Landnutzungsarten bzw. landwirtschaftliche Maßnahmen in allen Modellen separat betrachtet. Der Kontext der umgebenden Landschaft sowie mögliche Effekte, die sich aus der Kombination von Maßnahmen ergeben, werden nicht einbezogen. Dieser Aspekt wird einzig bei GLOBIO 4 im Rahmen des Belastungsfaktors der Fragmentierung integriert, wobei hier davon ausgegangen wird, dass ausschließlich natürliche Vegetation und extensives Grünland als Lebensräume dienen können (Schipper et al., 2020). Andere landwirtschaftliche Flächen werden unabhängig von deren Größe, Bewirtschaftung und strukturellen Gestaltung als Ursachen von Fragmentierung angesehen (Schipper et al., 2020).

Ein weiterer Grund ist die Landnutzungsklassifizierung. So werden Lebensräume der Agrarlandschaft, wie Hecken, Blühstreifen und andere Landschaftselemente im Rahmen der Landnutzungskategorien nur in SALCA biodiversity abgebildet. Auch Bewirtschaftungsformen, die sich potenziell unterschiedlich auf die Biodiversität auswirken, wie etwa die Beweidung verglichen mit der maschinellen Mahd des Grünlands, werden in den anderen Modellen nicht differenziert. Darüber hinaus werden Flächen, auf denen die Artenvielfalt durch Managementmaßnahmen gezielt erhöht wird, nur in wenigen Fällen gesondert betrachtet. So werden beispielsweise Agroforstsysteme in nur zwei der vier untersuchten Modelle berücksichtigt. Andere Elemente der Mosaik-Landwirtschaft, wie etwa der Streifenanbau, Mischkulturen oder die zeitliche Staffelung der Erntetermine zum Erhalt von Lebensräumen, werden von keinem der Modelle einbezogen.

5 Diskussion

Nachdem die ausgewählten Modelle hinsichtlich der Landnutzungsklassifizierung verglichen und gemeinsame Annahmen über die Agrarwirtschaft begründet herausgearbeitet wurden, erfolgt in diesem Kapitel eine Einordnung der Ergebnisse. Hierzu wird zunächst ein Abgleich mit der landwirtschaftlichen Praxis und biodiversitätsfördernden Maßnahmen in Deutschland vorgenommen. Im Anschluss werden Limitationen der betrachteten Modelle im Hinblick auf die agrarwirtschaftliche Anwendung aufgezeigt. Zudem wird ein Bezug zur bestehende Forschungslandschaft hergestellt und die Ergebnisse auf der Grundlage einer persönlichen Kommunikation mit Siv Biada, Leiterin des Internationalen Pflanzenbauzentrums der Deutschen Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG), eingeordnet. Im zweiten Teil des Kapitels wird die Methodik dieser Arbeit kritisch diskutiert und auf Limitationen sowie Stärken eingegangen.

5.1 Ergebnisdiskussion

Die Analyse der vier Modelle hat ergeben, dass die Landwirtschaft meist recht grob differenziert wird. So unterscheiden die meisten Modelle die Landnutzungsarten anhand der vorherrschenden Landbedeckung und beziehen die Art und Weise der Bewirtschaftung nicht oder nur bedingt mit ein. Erfolgt eine Abstufung von Nutzungsintensitäten, fehlen dabei oftmals eindeutige Kriterien. Zudem werden landwirtschaftliche Flächen separat voneinander betrachtet. Der Kontext der umgebenen Landschaft und deren Strukturelemente werden selten in die Modelle einbezogen. In der Konsequenz werden in den meisten Modellen ausschließlich produktive landwirtschaftliche Flächen betrachtet, bei denen davon ausgegangen wird, dass sie keinen Raum für Artenvielfalt bieten.

Im folgenden Abschnitt wird zunächst kurz auf die Strukturen der deutschen Agrarwirtschaft eingegangen, um dann darzustellen, inwieweit die betrachteten Biodiversitäts-Modelle geeignet sind, diese abzubilden. Im darauffolgenden Kapitel wird dargestellt, welche methodischen Aspekte der Modelle eine realitätsnahe Betrachtung der Biodiversität der Agrarlandschaft einschränken. Die Erkenntnisse werden abschließend im letzten Kapitel in die aktuelle Forschungslandschaft eingeordnet und ein Ausblick gegeben.

5.1.1 Landwirtschaft und Biodiversität in Deutschland

Etwa die Hälfte der Fläche Deutschlands wird landwirtschaftlich genutzt (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft [BMEL], 2022, S. 5). Dabei entfallen 70,3 % auf Ackerland, 28,5 % auf Dauergrünland und 1,2 % auf Dauerkulturen (BMEL, 2022, S. 5). Das Dauergrünland wird zu etwa 55,1 % als Weide genutzt (BMEL, 2022, S. 5). Der Anteil von Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert, zu denen unter anderem artenreiche Grünland- und Ackerflächen sowie landschaftliche Strukturelemente gezählt werden, beträgt im Jahr 2022 13,4 % (Bundesamt für Naturschutz [BfN], 2023). Dabei entfallen 4,7 % auf die Strukturelemente der Agrarlandschaft. Darüber hinaus

werden im Jahr 2020 10,3 % der landwirtschaftlichen Nutzflächen ökologisch bewirtschaftet (BMEL, 2022, S. 15). Im Hinblick auf die durchschnittlichen Größen der einzelnen Felder bestehen je nach Region große Unterschiede. So beträgt die durchschnittliche Schlaggröße in Brandenburg 33,8 ha, während sie in Bayern bei 1,8 ha liegt (Budde-von Beust, 2022, S. 22).

Die Struktur der deutschen Agrarwirtschaft stimmt somit grundsätzlich mit der Landnutzungsklassifizierung der betrachteten Modelle überein. Beide unterscheiden im Wesentlichen die drei Bereiche Ackerland, Grünland und Dauerkulturen. Zudem liegen in Deutschland mit der konventionellen und ökologischen Landwirtschaft zwei verschiedene Nutzungsintensitäten vor.

Es zeigt sich jedoch, dass insbesondere Strukturen mit einem geringen Anteil an der agrarwirtschaftlichen Fläche nicht beachtet werden. Darüber hinaus liegen Defizite beim Einbezug besonders artenreicher Strukturen der deutschen Agrarlandschaft und der Differenzierung der Bewirtschaftungssysteme vor. Diese werden im Folgenden anhand der zuvor formulierten Annahmen aufgezeigt und diskutiert.

Annahme 1: Die Agrarlandschaft besteht aus produktiven Flächen.

Der überwiegende Teil der landwirtschaftlichen Flächen Deutschlands wird für die Produktion von Lebens- und Futtermitteln genutzt. Etwa 5 % der Agrarflächen werden jedoch von Strukturelementen eingenommen (BfN, 2023), welche in drei der betrachteten Modelle nicht einbezogen werden. Die ebenfalls nur in SALCA biodiversity betrachteten Brachflächen machen in Deutschland im Jahr 2024 etwa 3 % der landwirtschaftlichen Fläche aus (Destatis, 2025). Obwohl diese Elemente einen geringen Anteil an der Agrarlandschaft ausmachen, sind sie für die Biodiversität von zentraler Bedeutung. Strukturelemente, Saumbiotop sowie Feldränder zeichnen sich durch eine höhere Artenvielfalt gegenüber Acker- und Grünlandflächen aus (Sutcliffe et al., 2024; Wirth et al., 2024, S. 232). Sie dienen als Lebensraum, Nahrungsgrundlage und Rückzugsort für zahlreiche Vogel- und Insektenarten (Wirth et al., 2024, S. 305). Darüber hinaus verbinden sie Lebensräume von Wiesen- und Waldarten und ermöglichen damit die Verbreitung und den Genaustausch dieser Arten (Kühne et al., 2018, S. 24). Sie zeichnen sich außerdem durch eine höhere Biomasse und Diversität von Wildkräutern aus (Sutcliffe et al., 2024). Das Vorkommen dieser Pflanzenarten nimmt auf den Ackerflächen innerhalb weniger Meter stark ab (Sutcliffe et al., 2024). Auch die Tierarten, insbesondere bodenlebende Insekten, weisen einen begrenzten Aktionsradius auf und kommen daher mit zunehmendem Abstand von Strukturelementen seltener vor (Kühne et al., 2018, S. 25). Zusätzlich zu den Strukturelementen haben Feldversuche eine positive Wirkung einjährige Brachflächen gezeigt (Baden-Böhm et al., 2023, S. 14–15). Diese erhöhen die Artenzahl einiger anspruchsvoller Indikatorarten wie etwa die der Schwebfliegen und Wildbienen (Baden-Böhm et al., 2023, S. 6).

Entsprechend der formulierten Annahme besteht die deutsche Agrarlandschaft zwar überwiegend aus produktiven Flächen, umfasst aber auch unproduktive Bereiche. Die positiven Effekte der

Strukturelemente, Feldränder und Brachen werden in den globalen Modellen aufgrund der zu geringen Differenzierung der Landnutzung und dem fehlenden Einbezug der umgebenden Landschaft nicht beachtet. Chaudhary und Brooks (2018) verweisen zwar darauf, dass die geringe Biodiversität innerhalb der Agrarlandschaft auf das Fehlen natürlicher Attribute auf Acker- und Grünland zurückzuführen sei, beziehen solche Strukturen jedoch im Rahmen der Landnutzungskategorien nicht ein. Zudem dienen meist Studien als Datengrundlage der Berechnungen, die die Biodiversität innerhalb der jeweiligen Landnutzung, beispielsweise der Ackerfläche, untersuchen (Hudson et al., 2014) und damit das Artenvorkommen in angrenzenden Bereichen ggf. vernachlässigen. Die Modelle sind somit nicht in der Lage, die Artenvielfalt der deutschen Agrarlandschaft realitätsnah abzubilden und schätzen die Biodiversität innerhalb landwirtschaftlich genutzter Räume möglicherweise zu gering ein.

Annahme 2: Die Nutzungsintensität landwirtschaftlicher Flächen ergibt sich aus der Düngung.

Für die Abstufung der Nutzungsintensitäten werden in den betrachteten Modellen verschiedene Kriterien verwendet, die unterschiedliche Bewertungen der Intensität deutscher Agrarmanagementsysteme zulassen.

In GLOBIO 4 wird die Nutzungsintensität anhand der jährlichen Stickstoffdüngung differenziert. Die Wahl dieses Einzelindikators könnte dadurch begründet werden, dass der Stickstoffeintrag in die Umwelt neben der Landnutzungsänderung und dem Klimawandel die bedeutendste Ursache für den Biodiversitätsverlust darstellt (Benton et al., 2021). Der Fokus auf diesen einen Indikator ist damit aus ökologischer Sicht sinnvoll und die Festlegung des Grenzwertes von 100 kg N/ha im Jahr (Schipper et al., 2020) ermöglicht zudem eine eindeutige Einordnung der Nutzungsintensität. Unter Einbezug dieses Grenzwertes würde die Landwirtschaft in Deutschland aufgrund der langjährigen durchschnittlichen Düngemenge von jährlich 190 kg N/ha (Baumgarten et al., 2018, S. 63) der intensiven Landnutzung zugewiesen werden. Dieser Indikator vernachlässigt jedoch Faktoren, die für die Betrachtung der Umweltauswirkung durch die Düngung von zentraler Bedeutung sind. So resultiert die Beeinträchtigung der biologischen Vielfalt durch die Düngung aus der Anreicherung von Stickstoff in natürlichen Ökosystemen, welche eine Versauerung der Böden und Verdrängung stickstoffempfindlicher Arten zur Folge hat (Wirth et al., 2024, S. 278). Der Umfang des Nährstoffeintrags in die Umwelt kann dabei nicht allein von der Düngemenge abgeleitet werden. Ausschlaggebend ist vielmehr der Anteil des zugeführten Stickstoffs, der nicht durch die Kultur aufgenommen wird, sondern im Boden verbleibt (Baumgarten et al., 2018, S. 53). Dieser Stickstoffüberschuss reichert sich im Boden an und gelangt durch Auswaschung oder Verflüchtigung in die Umwelt (Benton et al., 2021, S. 44, 51). Weitere Faktoren, die den Eintrag von Stickstoff in die Umwelt beeinflussen, sind die in SALCA biodiversity berücksichtigte Art des Düngers sowie der Zeitpunkt und die Häufigkeit der Ausbringung (Baumgarten et al., 2018, S. 59; Jeanneret et al., 2014). Sowohl die jährlichen

Stickstoffüberschüsse als auch die Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer wurden in Deutschland in den vergangenen Jahrzehnten deutlich reduziert (Baumgarten et al., 2018, S. 62, 66). Allerdings zeigt sich unter landwirtschaftlichen Flächen eine seit Jahren stabile Nitratbelastung des Grundwassers (Sundermann et al., 2020). Dabei zeigen etwa 50 % der Messstellen eine niedrige Nitratbelastung, während der Anteil der Messstellen, die den europäischen Grenzwert von 50 mg/l überschreiten, bei 27 % liegt (Sundermann et al., 2020). Eine Einstufung der deutschen Landwirtschaft als intensiv ist damit durchaus vertretbar. Allerdings sollte die Bewirtschaftungsintensität nicht anhand der Düngemenge, sondern mithilfe eines Grenzwertes für die Stickstoffüberschüsse oder die Nitratbelastung eingestuft werden.

In den Modellen LUIS und SALCA biodiversity entscheidet ein Zusammenspiel aus verschiedenen Faktoren über die Nutzungsintensität einer Fläche. Die Differenzierung einzelner Managementoptionen innerhalb der Nutzungskategorien bei SALCA biodiversity bietet dabei die Möglichkeit, eine Vielzahl an Agrarmanagementsystemen zu unterscheiden und in ihren Biodiversitätsauswirkungen gesondert zu betrachten. Da die Auswahl der Managementoptionen und deren Auswirkungen auf Daten der Schweizer Agrarwirtschaft basiert, deckt dieses Modell alle landwirtschaftlichen Praktiken Zentraleuropas mit Relevanz für die Biodiversität ab (Jeanneret et al., 2014) und kann somit zur Bewertung von Agrarsystemen in Deutschland herangezogen werden.

In LUIS werden acht Faktoren genannt, die in den drei Intensitätsklassen unterschiedlich stark ausgeprägt sind (Chaudhary & Brooks, 2018). Da diese Kategorisierung auf groben Beschreibungen beruht und weder Grenzwerte noch ein eindeutiges Zuweisungsschema nennt, lässt das Modell verschiedene Klassifizierungen der deutschen Landwirtschaft zu. So werden als Merkmale einer minimalen Nutzungsintensität unter anderem eine geringe Schlaggröße, eine vorhandene Fruchtfolge sowie der Verzicht auf Bewässerung und mineralische Dünger genannt (Chaudhary & Brooks, 2018). Anhand dieser Kriterien könnten kleinstrukturierte (ökologische) Futterbaubetriebe, wie sie beispielsweise in Süddeutschland zu finden sind (Blumöhr et al., 2011, S. 18), einer minimalen Nutzungsintensität zugeordnet werden. Andererseits verweisen Chaudhary und Brooks (2018) darauf, dass ökologisch wirtschaftende Betriebe in Industrieländern in der Kategorie der mittleren Nutzungsintensität verortet werden. In der Konsequenz müssten konventionell bewirtschaftete Flächen aufgrund des Einsatzes von mineralischen Düngern und synthetischen Pflanzenschutzmitteln der intensiven Nutzungskategorie zugeschrieben werden. Hierbei betonen Chaudhary und Brooks (2018) allerdings das Merkmal der Monokultur und des fehlenden Fruchtwechsels, zu dem Landwirte in Deutschland im Rahmen der GAP verpflichtet sind (§ 18 Abs. 1 Satz 1 GAPKondV). Die Klassifizierung in LUIS kann somit in der deutschen Agrarwirtschaft angewandt werden, lässt jedoch wegen fehlender Referenzwerte für die angegebenen Kriterien unterschiedliche Interpretationen zu, welche Ergebnisse verfälschen und deren Vergleichbarkeit beeinträchtigen können.

Die Annahme bestätigt sich somit aufgrund der hohen Relevanz des Nährstoffeintrags für die Biodiversität. Allerdings wird dadurch die Bedeutung weiterer Faktoren, wie etwa des chemischen Pflanzenschutzes oder der Schlaggröße vernachlässigt. Zudem ergeben sich sowohl positive als auch negative Auswirkungen auf die Biodiversität meist aus dem Zusammenspiel mehrerer Faktoren (Anton et al., 2020, S. 23). Die Einstufung der Nutzungsintensität anhand eines einzelnen Indikators in GLO-BIO 4 verhindert die Evaluation von Auswirkungen anderer landwirtschaftlicher Maßnahmen und relativiert deren Einfluss. Zudem ergibt sich daraus vermutlich eine starke Heterogenität der Agrarmanagementsysteme innerhalb der Intensitätsklassen, insbesondere innerhalb der intensiven Landnutzungskategorie, welche die Aussagekraft der Ergebnisse beeinträchtigt. Das Modell kann dadurch nicht zum Vergleich verschiedener Managementsysteme in Deutschland angewandt werden. Unabhängig von der Anzahl und der Wahl der Intensitätsindikatoren ist die Verwendung von eindeutigen Kriterien und Grenzwerten Voraussetzung für reproduzierbare und vergleichbare Ergebnisse.

Annahme 3: Die Landwirtschaft bietet keinen Raum für die Biodiversität.

Die Bestandszahlen wildlebender Arten zeigen in der deutschen Agrarlandschaft negative Entwicklungen (Wirth et al., 2024, S. 53–54). Insbesondere das Vorkommen von Wildkräutern, Insekten und Vögeln hat in den vergangenen Jahrzehnten stark abgenommen (Wirth et al., 2024, S. 218). Gleichzeitig gelten 69 % der Biotoptypen der Agrar- und Offenlandschaften als langfristig gefährdet, von denen 80 % zunehmend seltener vorkommen (Wirth et al., 2024, S. 52). Diese Entwicklungen sind hauptsächlich auf die Intensivierung der Landwirtschaft in Deutschland seit der Mitte des 20. Jahrhunderts zurückzuführen (Wirth et al., 2024, S. 41). Dabei liegt einer der Hauptgründe in der Zusammenlegung von Feldern, die zu einer Abnahme der strukturellen Vielfalt und Zerschneidung der Lebensräume führte (Anton et al., 2020, S. 24). Darüber hinaus trägt das Zusammenspiel von Elementen der intensivierten Landwirtschaft zum Biodiversitätsverlust bei. So führen der Einsatz schwerer Maschinen und eine intensive, wendende Bodenbearbeitung zu Bodenverdichtungen und einem Rückgang der Bodenorganismen (Baumgarten et al., 2018, S. 93; Haller et al., 2020, S. 51). Gleichzeitig führte der vermehrte Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, die höheren Bestandsdichten und die Winterbegrünung der Äcker zu einer Verdrängung der Ackerwildkräuter (Wirth et al., 2024, S. 273). Auch der Artenreichtum des Grünlands hat durch die gesteigerte Düngung, den Rückgang der Beweidung sowie die häufige und frühere Mahd stark abgenommen (Anton et al., 2020, S. 26–27).

Trotz der Intensivierung der Landwirtschaft und des damit verbundenen Rückgangs der Biodiversität sind in der deutschen Agrarlandschaft noch artenreiche Lebensräume vorhanden. So werden 13,4 % der deutschen Agrarflächen als Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert eingestuft und Agroforstsysteme machen Schätzungen zufolge einen Anteil von 4,6 % der landwirtschaftlichen Fläche aus (BfN, 2023; Wirth et al., 2024, S. 231). Diese weisen eine erhöhte strukturelle Vielfalt auf, wirken sich positiv auf die Biodiversität aus und unterstützen natürliche Ökosystemleistungen, wie die

Bestäubung und die Schädlingskontrolle (Benton et al., 2021, S. 65). Beide Lebensräume verschwanden im Zuge der Intensivierung zunehmend aus der deutschen Agrarlandschaft, zeigten in den vergangenen Jahren jedoch leichte positive Entwicklungen (Wirth et al., 2024, S. 229–231). Auch der Anteil ökologisch bewirtschafteter Fläche in Deutschland ist zwischen 2010 und 2020 von 5,9 % auf 10,3 % gestiegen (BMEL, 2022, S. 15). Aufgrund der vielfältigeren Fruchtfolge und des Verzichts auf synthetische Pflanzenschutzmittel weisen diese Flächen ebenfalls eine höhere Artenvielfalt auf und beherbergen häufiger gefährdete Arten (Baumgarten et al., 2018, S. 17; Wirth et al., 2024, S. 230). Im Rahmen von Feldstudien konnte zudem gezeigt werden, dass agrarökologische Maßnahmen, wie Blühstreifen, Extensivgetreide, blühende Vorgewende und Brachen, die Gesamtartenzahl gegenüber intensiv bewirtschafteten Flächen deutlich erhöhen und das Vorkommen von Indikatorarten fördern (Baden-Böhm et al., 2023, S. 15; Blaix et al., 2026). Einige dieser Maßnahmen sind in Deutschland für alle landwirtschaftlichen Betriebe verpflichtend, die Direktzahlungen im Rahmen der GAP erhalten (Baden-Böhm et al., 2023, S. 42). Zu den sogenannten ökologischen Mindestanforderungen zählen beispielsweise die Anlage von Pufferstreifen an Gewässern (§ 15 Abs. 1 Satz 1 GAPKondV) und das Verbot der Beseitigung von Landschaftselementen (§ 19 Abs. 1 GAPKondV). Außerdem soll ein Mindestanteil von 4 % der Ackerfläche eines Betriebes brachliegen oder von Landschaftselementen bedeckt sein (Baden-Böhm et al., 2023, S. 42; BMEL, 2023, S. 48). Weitere agrarökologische Maßnahmen, etwa Blühflächen und Agroforstsysteme, werden im Zuge der Ökoregelungen honoriert und damit in ihrer bundesweiten Durchführung gefördert (Baden-Böhm et al., 2023, S. 44; BMEL, 2023, S. 26).

Die formulierte Annahme entspricht somit nur bedingt der landwirtschaftlichen Realität in Deutschland. Einerseits weisen große Teile der deutschen Agrarlandschaft rückläufige Artenzahlen und negative Entwicklungen der Lebensräume aufgrund intensiver Bewirtschaftung auf. Andererseits bieten verschiedene Strukturen innerhalb der Agrarlandschaft Lebensräume für Pflanzen und Tiere und wirken sich damit positiv auf die lokale Biodiversität aus. Diese Strukturen, wie der Ökolandbau, Agroforstsysteme und agrarökologische Maßnahmen, werden zudem von der Politik aktiv gefördert. Durch die geringe Differenzierung der Nutzungsintensitäten und Bewirtschaftungsmaßnahmen in den Modellen werden diese Strukturen in die Berechnungen nicht mit einbezogen. Zudem betrachten die Modelle die Auswirkungen einer Landnutzung losgelöst vom Kontext der umgebenden Landschaft. So wird eine intensiv bewirtschaftete Ackerkultur innerhalb einer vielfältigen Landschaft aus Strukturelementen, Blühflächen und Grünland gleich bewertet wie innerhalb eines großflächigen Gebiets derselben Ackerkultur und die positiven Effekte einer heterogenen Landschaft außer Acht gelassen.

Es ist zu berücksichtigen, dass die genannten Maßnahmen die Biodiversität ausschließlich gegenüber dem aktuellen Zustand verbessern und keine Steigerung der Artenvielfalt gegenüber einer natürlichen Referenzsituation bewirken. Dennoch tragen sie dazu bei, den Rückgang der Biodiversität in

Agrarlandschaften aufzuhalten und umzukehren. Durch den fehlenden oder unzureichenden Einbezug dieser Maßnahmen in die Landnutzungskategorien der globalen Biodiversitäts-Modelle, können positive Entwicklungen der Agrarbiodiversität in Deutschland nicht dargestellt werden. Auch die langfristigen Entwicklungen der Artenvielfalt in Deutschland durch die Etablierung der genannten Maßnahmen können durch die untersuchten Modelle nicht berechnet werden.

5.1.2 Limitationen der Modelle

Die diskutierten Annahmen und die Abweichungen von der landwirtschaftlichen Realität in Deutschland sind hauptsächlich auf die den Modellen zugrundeliegenden Daten zurückzuführen. Zum einen ist die Datenverfügbarkeit hinsichtlich der Auswirkungen verschiedener Landnutzungsarten auf die Biodiversität begrenzt. Für viele Ökosysteme liegen keine oder wenige Daten zur Artenvielfalt innerhalb verschiedener Nutzungsarten und -intensitäten vor (De Baan et al., 2013). Auch das in LUIS verwendete Habitats-Klassifikationssystem der IUCN, welches die Fähigkeit von Arten zur Besiedlung genutzter Lebensräume beschreibt, ist lediglich für sechs grobe Landnutzungskategorien verfügbar (Chaudhary & Brooks, 2018). Eine stärkere Differenzierung der Landnutzung und der Einbezug verschiedener Agrarmanagementsysteme in globalen Biodiversitäts-Modellen ist daher auf Grundlage der aktuell verfügbaren Daten nicht möglich, ohne einzelne Studienergebnisse zu verallgemeinern. Darüber hinaus stammt ein Großteil der Daten aus Studien in subtropischen und tropischen Ökosystemen, während Ökosysteme der gemäßigten Klimate aufgrund fehlender Daten seltener oder gar nicht einbezogen werden (De Baan et al., 2013; Schipper et al., 2020). Folglich werden Veränderungen der Artenvielfalt durch landwirtschaftliche Aktivitäten, die in tropischen Regionen beobachtet wurden, auf deutsche Ökosysteme und Agrarsysteme übertragen. Aufgrund der verschiedenen Artenvielfalt und -zusammensetzung sowie der abweichenden landwirtschaftlichen Nutzung und Bewirtschaftung kann eine Verfälschung der Ergebnisse hierbei nicht ausgeschlossen werden. Auf die gleiche Weise ergibt sich eine Verzerrung aus der unzureichenden Heterogenität und Repräsentativität untersuchter Arten. So liegen den Modellen hauptsächlich Daten zu Pflanzen und Wirbeltieren zugrunde (Chaudhary & Brooks, 2018; De Baan et al., 2013; Schipper et al., 2020), welche lediglich einen Anteil von 2 bzw. 0,4 % der Artenvielfalt ausmachen (Heywood & Watson, 1996, S. 118). Anthropoden (Gliederfüßer) sind hingegen unterrepräsentiert (De Baan et al., 2013) und die Gruppen der Pilze und Bakterien werden in den betrachteten Modellen nicht einbezogen. Diese, sowie andere nicht gesondert betrachtete Bodenorganismen (Jeanneret et al., 2014), sind für die Bodengesundheit und Stoffkreisläufe der Agrarlandschaft von zentraler Bedeutung und ihr Vorkommen in Ackerböden zum Teil stark reduziert (Wirth et al., 2024, S. 246). Durch die fehlende Betrachtung dieser Arten werden somit bedeutende Aspekte der Agrarbiodiversität vernachlässigt.

Die hier betrachteten globalen Biodiversitätsmodelle nutzen bei der Darstellung des Zustands und der Entwicklung der Biodiversität zudem die ungestörte natürliche oder halbnatürliche Vegetation

als Referenz (Chaudhary & Brooks, 2018; De Baan et al., 2013; Schipper et al., 2020). Dies ist aus umweltbiologischer Sicht sinnvoll und bedeutend, um das Ausmaß und die Treiber des globalen Biodiversitätsverlustes zu verstehen. Im Hinblick auf Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität in von Menschen genutzten Lebensräumen wie der Agrarlandschaft ist diese Betrachtung jedoch limitierend. So lassen sich positive und negative Auswirkungen verschiedener Managementmaßnahmen der Agrarwirtschaft eindeutiger darstellen, wenn als Referenz anstelle der (halb-)natürlichen Vegetation der aktuelle Zustand der Biodiversität im betrachteten Gebiet herangezogen wird. Währenddessen sind die erzielten Veränderungen der Artenvielfalt im Verhältnis zur Biodiversität in natürlichen Lebensräumen gering, sodass bei diesem Vergleich ggf. keine signifikanten Unterschiede gezeigt werden können. In der Konsequenz wird das Potenzial der Agrarökologie zur Biodiversitätsförderung in globalen Modellen übersehen und nur eine Ausweitung natürlicher Vegetation im Rahmen des „Land-Sparing“-Ansatzes als wirksam erachtet (Alkemade et al., 2022).

Der Großteil der hier beschriebenen Limitationen bezieht sich auf die globalen Modelle BDP, LUIS und GLOBIO 4. Das regional spezifische Modell SALCA biodiversity hingegen weist eine breitere Datengrundlage hinsichtlich der betrachteten Arten und Agrarsysteme auf und betrachtet zudem ausschließlich Ökosysteme Zentraleuropas. Es kann dadurch als einziges der betrachteten Modelle effektiv zur Bewertung agrarwirtschaftlicher Maßnahmen und Systeme hinsichtlich ihrer Biodiversitätswirkung in Deutschland herangezogen werden. Der Nachteil dieses Modells liegt jedoch in dem gewählten Bewertungssystem, welches keine Prognosen konkreter Artenzahlen und -zusammensetzungen zulässt.

Im Hinblick auf die beschriebenen Limitationen der Modelle sind die formulierten Annahmen somit primär auf eine begrenzte Verfügbarkeit und globale Vergleichbarkeit von Daten zu Biodiversitätsveränderungen zurückzuführen. Die Autoren verweisen zum Teil selbst auf die unzureichende Differenzierung der Landnutzung und die dadurch limitierte Eignung der Modelle, politische und betriebswirtschaftliche Entscheidungen hinsichtlich der Gestaltung der Agrarwirtschaft zu unterstützen (De Baan et al., 2013). Eine undifferenzierte Betrachtung der Landwirtschaft an sich liegt nicht vor.

5.1.3 Einordnung der Ergebnisse

Die Ergebnisse dieser Arbeit bestätigen weitgehend, dass die Landnutzung und die Heterogenität landwirtschaftlicher Systeme in den globalen Modellen unzureichend differenziert wird. Insbesondere strukturreiche Elemente und agrarökologische Maßnahmen werden in den Landnutzungskategorien selten einbezogen, obwohl diese von zentraler Bedeutung für die Biodiversität der deutschen Agrarlandschaft sind. Dies unterstreicht die Argumente von Alkemade et al. (2022) hinsichtlich der fehlenden Betrachtung multifunktionaler Systeme in Biodiversitäts-Modellen und der limitierten Darstellung der Landwirtschaft. Dadurch sind die betrachteten Biodiversitäts-Modelle nur bedingt zum Vergleich von Agrarmanagementsystemen in Deutschland geeignet. Darüber hinaus konnte ein

Vorteil von regionalen gegenüber globalen Modellen gezeigt werden. So deckte das regionale Modell SALCA biodiversity gegenüber den anderen Modellen mehr einheimische Arten und Agrarmanagementmaßnahmen ab und lässt dadurch einen Vergleich verschiedener Agrarsysteme in Deutschland zu. Dies unterstreicht die Erkenntnisse von Burgess et al. (2024) über einen Bedarf an nationalen Modellen, die die jeweiligen Gegebenheiten einbeziehen.

Darüber hinaus zeigt der Vergleich der Annahmen mit der landwirtschaftlichen Praxis in Deutschland, dass agrarökologische Maßnahmen, die finanziell gefördert werden und flexibel umsetzbar sind, in die Modelle aufgrund der ausschließlichen Betrachtung produktiver Flächen nicht einbezogen werden. Bei der Differenzierung der Nutzungsintensität werden stattdessen Managementmaßnahmen wie die Düngung, der Pflanzenschutz oder die Fruchtfolge als Indikatoren gewählt. Diese stehen zwar in engem Zusammenhang mit der Biodiversität auf dem Feld, sind jedoch meist fester Bestandteil des betrieblichen Managementsystems und entscheidend für die Ertrags- und Qualitätssicherung sowie die Wirtschaftlichkeit des Betriebs (Wirth et al., 2024, S. 265, 308). Änderungen dieser Faktoren bedürfen daher langfristiger Planung und einer Systemumstellung, die zum Teil mit hohen Investitionskosten verbunden ist (Wirth et al., 2024, S. 308). Damit sind Veränderungen dieser Faktoren zwar langfristig anzustreben, um eine flächendeckende biodiversitätsfreundliche Landwirtschaft zu ermöglichen, kurzfristig jedoch für viele Betriebe nicht realisierbar.

Siv Biada, Leiterin des internationalen DLG-Pflanzenbauzentrums, warnt zudem vor einem gänzlichen Verzicht auf die genannten Maßnahmen (Siv Biada, Anhang B, Z. 46-47). Zum einen seien alternative Managementmaßnahmen, wie etwa die mechanische Unkrautbekämpfung, ebenfalls mit negativen Folgen für die Biodiversität verknüpft, zum anderen sei beispielsweise die Reduktion chemischer Pflanzenschutzmittel nur wirksam, wenn gleichzeitig Lebensraum und Nahrung, etwa in Form von Blühpflanzen zur Verfügung gestellt wird (Siv Biada, Anhang B, Z. 42-49). Darüber hinaus ist eine Extensivierung der Bewirtschaftung durch den Verzicht auf Pflanzenschutz- und Düngemittel meist mit einer Minderung der Erträge verbunden. So fallen die Erträge im ökologischen Ackerbau durchschnittlich um etwa 20 % geringer aus als im konventionellen Anbau (Haller et al., 2020, S. 92). Eine flächendeckende Umstellung der Bewirtschaftungssysteme bei gleichbleibender Nachfrage hätte somit eine Steigerung von Lebensmittelimporten zur Folge. In der Konsequenz „verschieben wir [...] viele Probleme in andere Regionen der Welt und das ist [...] nicht ganz zielführend, wenn wir global denken wollen“ (Siv Biada, Anhang B, Z. 86-88). Sinnvoller, auch im Hinblick auf die Ernährungssicherheit, sei es, die Ertragspotenziale der deutschen „Hohertragsstandorte [...] auszuschöpfen“ (Siv Biada, Anhang B, Z. 88-90).

Eine ausschließliche Betrachtung dieser Managementmaßnahmen bei der Bewertung der Umweltauswirkungen eines Betriebes oder Agrarsystems sind somit weder in der Praxis noch in Biodiversitäts-Modellen zielführend. Anzustreben sei laut Frau Biada ein „Maßnahmenkatalog“, aus dem

jeweils an die Region, den Betrieb und die zu fördernde Tier- oder Pflanzenarten angepasste Maßnahmen gewählt und in die Bewirtschaftung integriert werden können (Siv Biada, Anhang B, Z. 33-36). Erfolgversprechend seien dabei insbesondere Blühflächen, Strukturen zur Habitatsvernetzung sowie Agroforstsysteme (Siv Biada, Anhang B, Z. 40-42, Z. 74). Politisch wird dies durch die Öko-regelungen der neuen GAP bereits im Ansatz ermöglicht (Baden-Böhm et al., 2023, S. 45).

Damit Biodiversitäts-Modelle die Politik und Forschung sinnvoll unterstützen und Entwicklungen der Agrarbiodiversität abschätzen können, sind folglich methodische Verbesserungen und Weiterentwicklungen notwendig. Dabei sollten zukünftige Modelle bei der Einstufung der Nutzungsintensität landwirtschaftlicher Flächen neben biodiversitätsschädigenden Maßnahmen wie der Düngung und dem Pflanzenschutz auch biodiversitätsfördernde Maßnahmen einbeziehen. Für die verschiedenen Maßnahmen sollten dabei aussagekräftige Indikatoren und Grenzwerte festgelegt werden, die eindeutige Zuordnungen in verschiedene Intensitätsklassen zulassen. Zudem sollten zukünftige Biodiversitäts-Modelle die Heterogenität der Landwirtschaft abbilden. Denkbar wäre beispielsweise eine von festen Landnutzungskategorien losgelöste Differenzierung von Bewirtschaftungssystemen, die ähnlich wie SALCA biodiversity auf komplexen Entscheidungsbäumen beruhen und diverse Faktoren einbeziehen (vgl. Lindner et al., 2021; López Rodríguez et al., 2024; van Asselen & Verburg, 2012). Darüber hinaus ist zu prüfen, inwieweit technische Fortschritte, die die Genauigkeit und Effizienz der Applikation von Pflanzenschutz- und Düngemitteln verbessert haben (Siv Biada, Anhang B, Z. 105-111), die biodiversitätsschädigende Wirkung dieser Maßnahmen mindern und ob Modelle dies durch eine Anpassung der Datengrundlage oder Differenzierung der Ausbringtechnik abbilden können. Im Allgemeinen erfordern diese Optimierungen der Biodiversitäts-Modelle umfangreiche und aktuelle Daten. Die Berechnungen der Modelle setzen zudem Kenntnisse der konkreten Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen Belastungsfaktoren und Artenvielfalt voraus (De Baan et al., 2013). Um alle genannten landwirtschaftlichen Maßnahmen in die Modelle einzubeziehen, sind somit Untersuchungen zu ihren spezifischen Auswirkungen auf die Biodiversität erforderlich (Anton et al., 2020, S. 58–60). Im Hinblick auf Deutschland unterstreicht dies die Notwendigkeit eines bundesweiten Monitorings des Zustands und der Veränderungen der Artenvielfalt in Agrarlandschaften sowie weiterer Praxisforschung zu den Interaktionen von Landwirtschaft und Biodiversität (Anton et al., 2020, S. 60–62; BMUKN, 2024, S. 41). Auf der Grundlage dieser Daten könnte zudem die Entwicklung eines nationalen Modells angestrebt werden, welches die spezifischen Gegebenheiten der deutschen Landschaft sowie das Artenvorkommen und die heterogenen Agrarsysteme einbezieht.

Neue oder optimierte Modelle könnten dann auf verschiedene Weise in die Agrarforschung und -politik integriert werden. So könnten sie herangezogen werden, um verschiedene Zukunftsszenarien der Landwirtschaft und der Agrarbiodiversität darzustellen (Anton et al., 2020, S. 61). Außerdem könnten sie angewandt werden, um die Wirksamkeit von verschiedenen Kombinationen kurz- und langfristiger Maßnahmen abzuschätzen und so bei der Gewichtung der Maßnahmen zu unterstützen.

Darüber hinaus könnten sie einen Beitrag dazu leisten, Förderungen von Agrarumweltmaßnahmen stärker an positive Ergebnisse und weniger allein an die Umsetzung zu binden (Siv Biada, Anhang B, Z. 13-16; Prieto López et al., 2024, S. 42).

5.2 Methodendiskussion

Die dieser Arbeit zugrundeliegende Methodik weist Limitationen aber auch Stärken auf, die im Folgenden aufgezeigt und hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Ergebnisse diskutiert werden sollen.

Zu den Limitationen zählt die geringe Anzahl der betrachteten Biodiversitäts-Modelle. Diese stellt im Vergleich zu der Vielzahl an verfügbaren Modellen eine sehr kleine Stichprobe dar. Durch die gewählten Ein- und Ausschlusskriterien wurden zudem nur Modelle betrachtet, die bereits in der deutschen Agrarforschung verwendet wurden. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass bereits überarbeitete oder neue Modelle entwickelt wurden, die die hier beschriebenen Limitationen der Modelle adressieren und eine differenziertere Landnutzungsklassifizierung aufweisen. Darüber hinaus ist die Stichprobe dieser Arbeit trotz der Diversität der eingeschlossenen Modelle möglicherweise nicht repräsentativ.

Während bewusst heterogene Modelle für die Arbeit ausgewählt wurden, erschwerte dies den Vergleich der Modelle hinsichtlich der Landnutzungskategorien und das Herausarbeiten von Gemeinsamkeiten hinsichtlich der Annahmen über die Landwirtschaft. Zwischen den Modellen bestehen Unterschiede in der Methodik, den gewählten Biodiversitäts-Indikatoren, geografischen Umfängen und vorgesehenen Anwendungsbereichen, aus denen verschieden differenzierte Betrachtungen der Landnutzung resultierten. Insbesondere das Modell SALCA biodiversity wich hinsichtlich der Darstellung der Landwirtschaft stark von den übrigen Modellen ab. In der Folge konnten lediglich sehr allgemeine Annahmen formuliert werden, welche teilweise von der landwirtschaftlichen Realität in Deutschland abweichen. Daraus ergab sich die Schlussfolgerung, dass zumindest die globalen Modelle für die Bewertung der Biodiversität der deutschen Agrarlandschaft nicht geeignet sind. Die individuellen Stärken und alternativen Anwendungsmöglichkeiten dieser Modelle wurden dabei außer Acht gelassen. Darüber hinaus beruht die positive Bewertung regionaler Modelle in dieser Arbeit auf einem einzigen Modell, welches hinsichtlich der Methodik und der Ausrichtung stark von den anderen Modellen abweicht. Das Ergebnis unterstreicht zwar Erkenntnisse aus früheren Arbeiten, hat einzeln betrachtet jedoch nur begrenzte Aussagekraft.

Abschließend hätte die Betrachtung der den Modellen zugrundeliegende Datenbanken und Studien in einzelnen Fällen Aufschluss über die Abgrenzung der Landnutzungskategorien bringen können. Aufgrund der Vielzahl an Studien und der begrenzten Kapazitäten wurde jedoch darauf verzichtet. In der Konsequenz besteht trotz sorgfältigen Vorgehens eine Unsicherheit bei der Zuweisung der Landnutzungskategorien und -intensitäten zu den Landnutzungsklassen von Koellner et al. (2013).

Dennoch liegt in der systematischen Klassifizierung der Landnutzungskategorien der Modelle anhand des etablierten Schemas von Koellner et al. (2013) eine Stärke dieser Arbeit. Dieses Vorgehen ermöglichte einen objektiven Vergleich der Modelle hinsichtlich der Abdeckung verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungen und Nutzungsintensitäten. Zudem wurde in dieser Arbeit erstmals die Darstellung der Landwirtschaft in Biodiversitäts-Modellen systematisch analysiert, während sich die bisherige Forschung auf den Vergleich der Limitationen oder der Ergebnisse der Modelle fokussierte (Rosa et al., 2020; Sanyé-Mengual et al., 2023). Darüber hinaus können die Ergebnisse dieser Arbeit nicht nur im Rahmen zukünftiger Anwendungen der Biodiversitäts-Modelle berücksichtigt werden, sondern ermöglichen durch die Analyse bereits in Deutschland verwendeter Modelle auch eine differenzierte Betrachtung vergangener Studienergebnisse.

In dieser Arbeit wurde ein Fokus auf den Vergleich einzelner Modelle hinsichtlich der Landnutzungs-klassifizierung gelegt. Weitere Forschungsarbeiten könnten klären, inwieweit sich die herausgearbeiteten Limitationen der Modelle im Detail auf deren Ergebnisse auswirken und wie eine differenziertere Landnutzungsklassifizierung gestaltet werden könnte.

6 Schlussfolgerung

Die Landnutzung ist die primäre Ursache des Verlustes der Artenvielfalt und wird als Belastungsfaktor in einer Vielzahl von Biodiversitäts-Modellen einbezogen. Die agrarwirtschaftliche Landnutzung wird dabei unterschiedlich stark differenziert. Die Modelle fokussieren sich auf produktive landwirtschaftliche Fläche und biodiversitätsschädigende Praktiken. Wenn Nutzungsintensitäten unterschieden werden, dienen betriebswirtschaftliche Maßnahmen wie die Düngung oder der Pflanzenschutz als Indikator. Die Biodiversitäts-Modelle lassen damit artenreiche Räume und biodiversitätsfördernde Maßnahmen der Agrarwirtschaft außer Acht. Dadurch stellen Berechnungsergebnisse der Modelle die Auswirkungen der Landwirtschaft möglicherweise negativer dar und beziehen potenzielle positive Entwicklungen der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft nicht mit ein. Als Lösungsansätze ergeben sich daraus lediglich die generelle Extensivierung der Landwirtschaft oder die Minimierung landwirtschaftlicher Flächen nach dem „Land-Sparing“-Ansatz. Agrarökologische Maßnahmen, die in Deutschland flächendeckend gefördert und umgesetzt werden können, ohne dabei die Ernährungssicherheit zu gefährden oder die Problematik des Biodiversitätsverlustes in andere Regionen zu verlagern, werden nicht berücksichtigt.

Der Grund für die unzureichende Differenzierung der Landnutzung und landwirtschaftlicher Praktiken in Biodiversitäts-Modellen ist die limitierte Datenverfügbarkeit zu Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungssysteme auf Arten in unterschiedlichen Ökosystemen. Sie ist nicht auf eine undifferenzierte Betrachtung der Agrarwirtschaft durch die Autoren der Modelle zurückzuführen. Zur Optimierung der Modelle besteht daher ein Bedarf an Forschungen zu Wirkungsbeziehungen zwischen

diversen agrarwirtschaftlichen Maßnahmen und der Artenvielfalt sowie an Daten zum Zustand und der Entwicklung der Biodiversität in verschiedenen Lebensräumen. Regionale und nationale Modelle haben diesbezüglich einen Vorteil gegenüber globalen Modellen, da sie eine geringere Vielfalt an Arten, Ökosystemen und Landnutzungen betrachten. Um Biodiversitäts-Modelle in die deutsche Agrarforschung und -politik integrieren zu können, sollte daher die Entwicklung eines nationalen Modells angestrebt werden. Um präzise Vorhersagen zu ermöglichen, sollte dieses idealerweise den aktuellen Zustand der Biodiversität in Deutschland als Referenzsituation einbeziehen und einen Indikator verwenden, der konkrete Entwicklungsprognosen der Biodiversität zulässt. Die Voraussetzung hierfür sind umfangreiche Daten zur Artenvielfalt in der deutschen Agrarlandschaft, welche aus dem von der NBS vorgesehenen nationalen Biodiversitätsmonitoring stammen könnten.

Literaturverzeichnis

- Alkemade, R., van Bussel, L. G., López Rodríguez, S., & Schipper, A. M. (2022). Global biodiversity assessments need to consider mixed multifunctional land-use systems. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 56. doi:10.1016/j.cosust.2022.101174
- Anton, C., Mengel, J., Mupepele, A.-C., & Steinicke, H. (2020). *Biodiversität und Management von Agrarlandschaften - Umfassendes Handeln ist jetzt wichtig*. Stellungnahme. Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, acatech – Deutsche Akademie der Technikwissenschaften, Union der deutschen Akademien der Wissenschaften, Halle (Saale). <https://www.leopoldina.org/publikationen/detailansicht/publication/biodiversitaet-und-management-von-agrarlandschaften-umfassendes-handeln-ist-jetzt-wichtig-2020/>
- Baden-Böhm, F., Beninde, J., Budde-von Beust, M., Dauber, J., Gienapp, P., Hunke, P., Klingenberg, E., Kulow, J., Leuschner, C., Peitz, C., Reiter, K., Rodenwald, N., Röder, N., Schnee, L., Stupak, N., Sutcliffe, L., & Thiele, J. (2023). *F.R.A.N.Z. Zwischenbilanz 2023 - Aktuelle Erkenntnisse aus dem F.R.A.N.Z.-Projekt*. Projektbericht. Umweltstiftung Michael Otto und Deutscher Bauernverband e.V. <https://www.franz-projekt.de/forschung>
- Batáry, P., Gallé, R., Riesch, F., Fischer, C., Dormann, C. F., Mußhoff, O., Császár, P., Fusaro, S., Gayer, C., Happe, A.-K., Kurucz, K., Molnár, D., Rösch, V., Wietzke, A., & Tschardtke, T. (2017). The former Iron Curtain still drives biodiversity–profit trade-offs in German agriculture. *Nature Ecology & Evolution*, 1(9), 1279–1284. doi:10.1038/s41559-017-0272-x
- Baumgarten, C., Bilharz, M., Döring, U., Eisold, A., Friedrich, B., Frische, T., Gather, C., Günther, D., Große Wichtrup, W., Hofmeier, K., Hofmeier, M., Jering, A., Klatt, A., Köder, L., Lamfried, D., Langner, M., Leujak, W., Marx, M., Matthey, A., ... Zimmermann, A. (2018). *Daten zur Umwelt 2018: Umwelt und Landwirtschaft*. Bericht. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/daten-zur-umwelt-2018-umwelt-landwirtschaft>
- Benton, T. G., Bieg, C., Harwatt, H., Pudasaini, R., & Wellesley, L. (2021). *Food system impacts on biodiversity loss: Three levers for food system transformation in support of nature*. London: Chatham House. <https://www.chathamhouse.org/2021/02/food-system-impacts-biodiversity-loss>
- BfN. (2023). *Anteil der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert an der Agrarlandschaftsfläche Deutschlands von 2009 bis 2022 in Prozent*. Tabelle. Bundesamt für Naturschutz. <https://www.bfn.de/monitoring-von-landwirtschaftsflaechen-mit-hohem-naturwert>
- Blaix, C., Dumont, B., Bloor, J. M. G., Zagaria, C., Fleurance, G., Joly, F., & Huguenin-Elie, O. (2026). Agroecological interventions increase biodiversity and the potential for climate change mitigation in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 395. doi:10.1016/j.agee.2025.109938
- Blumöhr, T., Brandl, M., Breitenfeld, J., Dahl, S., Führer, J., Gabka, D., Haffmans, C., Heinze, S., Kraft, M., Schaber, J., Seitz, R., & Troegel, T. (2011). *Agrarstrukturen in Deutschland – Einheit in Vielfalt*. Bericht. Stuttgart: Statistische Ämter des Bundes und der Länder. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Landwirtschaftliche-Betriebe/Publikationen/Downloads-Landwirtschaftliche-Betriebe/agrarstrukturen-in-deutschland-5411203109004.html>

- BMEL. (2022). *Daten und Fakten: Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft mit Fischerei und Wein- und Gartenbau*. Bericht. Berlin: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.
- BMEL. (2023). *Umsetzung der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union 2023 in Deutschland*. Bericht. Berlin: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.
- BMUKN. (2024). *Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt 2030*. Beschluss des Bundeskabinetts. Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit.
- Budde-von Beust, M. (2022). *Mögliche Potenziale zur Regionalisierung von F.R.A.N.Z.-Maßnahmen*. Bericht aus dem Projekt F.R.A.N.Z. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. <https://franz-projekt.de/news/moegliche-potenziale-zur-regionalisierung-von-f-r-a-n-z-masnahmen/37>
- Bulle, C., Margni, M., Patouillard, L., Boulay, A. M., Bourgault, G., De Bruille, V., Cao, V., Hauschild, M., Henderson, A., Humbert, S., Kashef-Haghighi, S., Kounina, A., Laurent, A., Levasseur, A., Liard, G., Rosenbaum, R. K., Roy, P. O., Shaked, S., Fantke, P., & Joliet, O. (2019). IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(9), 1653–1674. doi:10.1007/s11367-019-01583-0
- Burgess, N. D., Ali, N., Bedford, J., Bhola, N., Brooks, S., Cierna, A., Correa, R., Harris, M., Harghey, A., Hughes, J., McDermott-Long, O., Miles, L., Ravilious, C., Ramos Rodrigues, A., van Soesbergen, A., Sihvonen, H., Seager, A., Swindell, L., Vukelic, M., ... Butchart, S. H. M. (2024). Global Metrics for Terrestrial Biodiversity. *Annual Review of Environment and Resources*, 49, 673–709. doi:10.1146/annurev-environ-121522
- Campbell, B. M., Beare, D. J., Bennett, E. M., Hall-Spencer, J. M., Ingram, J. S. I., Jaramillo, F., Ortiz, R., Ramankutty, N., Sayer, J. A., & Shindell, D. (2017). Agriculture production as a major driver of the earth system exceeding planetary boundaries. *Ecology and Society*, 22(4). doi:10.5751/ES-09595-220408
- CBD. (20.09.2021). *Introduction*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. <https://www.cbd.int/convention/bodies/intro.shtml>. Stand 07.11.2025.
- CBD. (2022). *Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework*. Konferenzbericht. Montreal: Convention on Biological Diversity.
- CBD. (21.11.2025). *History of the Convention*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. <https://www.cbd.int/history>. Stand 23.11.2025.
- Chaudhary, A., & Brooks, T. M. (2018). Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints. *Environmental Science and Technology*, 52(9), 5094–5104. doi:10.1021/acs.est.7b05570
- Chaudhary, A., Verones, F., De Baan, L., & Hellweg, S. (2015). Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species-Area Models and Vulnerability Indicators. *Environmental Science and Technology*, 49(16), 9987–9995. doi:10.1021/acs.est.5b02507
- Dainese, M., Isaac, N. J. B., Powney, G. D., Bommarco, R., Öckinger, E., Kuussaari, M., Pöyry, J., Benton, T. G., Gabriel, D., Hodgson, J. A., Kunin, W. E., Lindborg, R., Sait, S. M., & Marini, L. (2017). Landscape simplification weakens the association between terrestrial producer and

- consumer diversity in Europe. *Global Change Biology*, 23(8), 3040–3051. doi:10.1111/gcb.13601
- Damiani, M., Sinkko, T., Caldeira, C., Tosches, D., Robuchon, M., & Sala, S. (2023). Critical review of methods and models for biodiversity impact assessment and their applicability in the LCA context. *Environmental Impact Assessment Review*, 101. doi:10.1016/j.eiar.2023.107134
- De Baan, L., Alkemade, R., & Koellner, T. (2013). Land use impacts on biodiversity in LCA: A global approach. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1216–1230. doi:10.1007/s11367-012-0412-0
- Destatis. (19.11.2025). *Bodennutzungshaupterhebung: Landwirtschaftliche Betriebe, Landwirtschaftlich genutzte Fläche: Deutschland, 2024, Bodennutzungsarten*. GENESIS-Online. <https://www-genesis.destatis.de/datenbank/online/url/f09131e5>. Stand 26.11.2025
- Di Gregorio, A., & Jansen, L. J. M. (2005). *Land cover classification system (LCCS): classification concepts and user manual*. Rom: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. (2019). *The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture*. Bericht. Rom: FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture Assessments.
- Finckh, M. R., Bahrs, E., Dauber, J., Feindt, P. H., Schleip, I. M., Tholen, E., Wagner, S., Wätzold, F., Wider, J., Wolters, V., Jaenicke, H., Kleinschmit, J. R. G., Krämer, F., Kreuter-Kirchhof, C., Stein, N., Wedekind, H., Weigend, S., & Zander, K. (2024). *Biodiversität in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion: Voraussetzung für Pflanzenschutz, Klimaschutz und Produktivität*. Stellungnahme. Bonn und Berlin: Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.
- Geppert, F., Krachunova, T., Mouratiadou, I., von der Nuell, J., & Bellingrath-Kimura, S. D. (2024). Digital and smart technologies to enhance biodiversity in agricultural landscapes: An analysis of stakeholders' perceptions of opportunities and challenges for broader adoption. *Environmental and Sustainability Indicators*, 23. doi:10.1016/j.indic.2024.100444
- Haller, L., Moakes, S., Niggli, U., Riedel, J., Stolze, M., & Thompson, M. (2020). *Entwicklungsperspektiven der ökologischen Landwirtschaft in Deutschland*. Studie. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/entwicklungsperspektiven-der-oekologischen>
- Heywood, V. H., & Watson, R. T. (1996). *Global biodiversity assessment*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Hoskins, A. J., Bush, A., Gilmore, J., Harwood, T., Hudson, L. N., Ware, C., Williams, K. J., & Ferrier, S. (2016). Downscaling land-use data to provide global 30" estimates of five land-use classes. *Ecology and Evolution*, 6(9), 3040–3055. doi:10.1002/ece3.2104
- Hudson, L. N., Newbold, T., Contu, S., Hill, S. L. L., Lysenko, I., De Palma, A., Phillips, H. R. P., Senior, R. A., Bennett, D. J., Booth, H., Choimes, A., Correia, D. L. P., Day, J., Echeverría-Londoño, S., Garon, M., Harrison, M. L. K., Ingram, D. J., Jung, M., Kemp, V., ... Purvis, A. (2014). The PREDICTS database: A global database of how local terrestrial biodiversity responds to human impacts. *Ecology and Evolution*, 4(24), 4701–4735. doi:10.1002/ece3.1303
- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., & van Zelm, R. (2017). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact

- assessment method at midpoint and endpoint level. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), 138–147. doi:10.1007/s11367-016-1246-y
- IPBES. (2016). *The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services*. Bericht. Bonn: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- IPBES. (2019). *The global assessment report on biodiversity and ecosystem services – Summary for policymakers*. Bericht. Bonn: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- Isbell, F., Reich, P. B., Tilman, D., Hobbie, S. E., Polasky, S., & Binder, S. (2013). Nutrient enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(29), 11911–11916. doi:10.1073/pnas.1310880110
- Jeanneret, P., Baumgartner, D. U., Freiermuth Knuchel, R., Koch, B., & Gaillard, G. (2014). An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecological Indicators*, 46, 224–231. doi:10.1016/j.ecolind.2014.06.030
- Koellner, T., Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Goedkoop, M., Margni, M., Canals, L. M., Müller-Wenk, R., Weidema, B., & Wittstock, B. (2013). Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1203–1215. doi:10.1007/s11367-012-0392-0
- Kühne, S., Stein, M., Friedrich, B., Michel, B., Moog, D., Döffinger, L., & Saure, C. (2018). *Hecken und Raine in der Agrarlandschaft: Bedeutung - Neuanlage - Pflege*. Broschüre. Bonn: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. <https://www.ble-medianservice.de/1619-1-hecken-und-raine-in-der-agrarlandschaft.html>
- Kurth, T., Subei, B., Plötner, P., Bünger, F., Havermeier, M., & Krämer, S. (2023). *Der Weg zu regenerativer Landwirtschaft in Deutschland - und darüber hinaus*. Studie. Naturschutzbund Deutschland e. V. <https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/landwirtschaft/230526-bcg-nabu-studie-der-weg-zu-regenerativer-landwirtschaft-langversion.pdf>
- Lindner, J. P., Eberle, U., Knuepfer, E., & Coelho, C. R. V. (2021). Moving beyond land use intensity types: assessing biodiversity impacts using fuzzy thinking. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 26, 1338–1356. doi:10.1007/s11367-021-01899-w
- Lindner, J. P., Fehrenbach, H., Winter, L., Bischoff, M., Bloemer, J., & Knuepfer, E. (2019). Valuing biodiversity in life cycle impact assessment. *Sustainability (Switzerland)*, 11(20). doi:10.3390/su11205628
- López Rodríguez, S., van Bussel, L. G. J., & Alkemade, R. (2024). Classification of agricultural land management systems for global modeling of biodiversity and ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 360. doi:10.1016/j.agee.2023.108795
- Nemecek, T., Roesch, A., Bystricky, M., Jeanneret, P., Lansche, J., Stüssi, M., & Gaillard, G. (2024). Swiss Agricultural Life Cycle Assessment: A method to assess the emissions and environmental impacts of agricultural systems and products. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 29(3), 433–455. doi:10.1007/s11367-023-02255-w
- Prieto López, A., Odriozola, F., Oberč, B. P., Demozzi, T., Cuanacháin, D. Ó., Cuvillard, O., & Schnell, A. A. (2024). *Assessing the biodiversity-agriculture nexus: An overview of*

- international and European Union methods*. Gland: International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/KZMX9763>
- Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S. E., Donges, J. F., Drüke, M., Fetzer, I., Bala, G., Von Bloh, W., Feulner, G., Fiedler, S., Gerten, D., Gleeson, T., Hofmann, M., Huiskamp, W., Kumm, M., Mohan, C., Nogués-Bravo, D., ... Rockström, J. (2023). Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances* 9(37). doi:10.1126/sciadv.adh2458
- Rosa, I. M. D., Purvis, A., Alkemade, R., Chaplin-Kramer, R., Ferrier, S., Guerra, C. A., Hurtt, G., Kim, H., Leadley, P., Martins, I. S., Popp, A., Schipper, A. M., van Vuuren, D., & Pereira, H. M. (2020). Challenges in producing policy-relevant global scenarios of biodiversity and ecosystem services. *Global Ecology and Conservation*, 22. doi:10.1016/j.gecco.2019.e00886
- Sanyé-Mengual, E., Biganzoli, F., Valente, A., Pfister, S., & Sala, S. (2023). What are the main environmental impacts and products contributing to the biodiversity footprint of EU consumption? A comparison of life cycle impact assessment methods and models. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 28(9), 1194–1210. doi:10.1007/s11367-023-02169-7
- Schipper, A. M., Hilbers, J. P., Meijer, J. R., Antão, L. H., Benítez-López, A., de Jonge, M. M. J., Leemans, L. H., Scheper, E., Alkemade, R., Doelman, J. C., Mylius, S., Stehfest, E., van Vuuren, D. P., van Zeist, W. J., & Huijbregts, M. A. J. (2020). Projecting terrestrial biodiversity intactness with GLOBIO 4. *Global Change Biology*, 26(2), 760–771. doi:10.1111/gcb.14848
- Sundermann, G., Wägener, N., Cullmann, A., Von Hirschhausen, C., & Kemfert, C. (2020). Nitratbelastung im Grundwasser überschreitet Grenzwert seit Langem - mehr Transparenz und Kontrolle in der Düngepraxis notwendig. *DIW Wochenbericht*, 87(9), 119–130. doi:10.18723/diw_wb:2020-9-1
- Sutcliffe, L. M. E., Schellenberg, J., Meyer, S., & Leuschner, C. (2024). Close to the edge: Spatial variation in plant diversity, biomass and floral resources in conventional and agri-environment cereal fields. *Journal of Applied Ecology*, 61(9), 2075–2086. doi:10.1111/1365-2664.14737
- UN. (1992). *Convention on biological diversity*. Konferenzbericht. Rio de Janeiro: United Nations.
- UNEP. (2017). *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators* (Bd. 1). Paris: United Nations Environment Programme.
- UNEP. (2021). *Making Peace with Nature: A scientific blueprint to tackle the climate, biodiversity and pollution emergencies*. Bericht. Nairobi: United Nations Environment Programme. <https://www.unep.org/resources/making-peace-nature>
- van Asselen, S., & Verburg, P. H. (2012). A Land System representation for global assessments and land-use modeling. *Global Change Biology*, 18(10), 3125–3148. doi:10.1111/j.1365-2486.2012.02759.x
- Wirth, C., Bruelheide, H., Farwig, N., Marx, J. M., & Settele, J. (Hrsg.) (2024). *Faktencheck Artenvielfalt: Bestandsaufnahme und Perspektiven für den Erhalt der biologischen Vielfalt in Deutschland*. München: oekom Verlag.
- Woodcock, B. A., Bullock, J. M., McCracken, M., Chapman, R. E., Ball, S. L., Edwards, M. E., Nowakowski, M., & Pywell, R. F. (2016). Spill-over of pest control and pollination services

into arable crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 231, 15–23. doi:10.1016/j.agee.2016.06.023

Rechtsquellenverzeichnis

GAP-Konditionalitäten-Verordnung (GAPKondV):

GAP-Konditionalitäten-Verordnung vom 7. Dezember 2022 (BGBl. I S. 2244), zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 30. April 2025 (BGBl. 2025 I Nr. 128)

Anhang

A: Einverständniserklärung

Einverständniserklärung zur Erhebung und Verarbeitung von Interviewdaten

Erläuterung

Sie erklären sich dazu bereit, im Rahmen der Bachelorarbeit mit dem Titel „Annahmen über die Agrarwirtschaft in Biodiversitäts-Modellen“ an einem Interview teilzunehmen.

Datenerhebung durchgeführt von:

Datum:

Interviewteilnehmer/in:

Sie wurden über das Forschungsvorhaben ausreichend informiert und offene Fragen Ihrerseits wurden von der Forscherin/dem Forscher zu Ihrer Zufriedenheit beantwortet. Die Teilnahme an der Datenerhebung ist freiwillig und Sie können diese jederzeit ohne Angaben von Gründen beenden. Das Interview wird mit einem Aufnahmegerät aufgezeichnet und später in Schriftform übertragen. Sie wurden darüber informiert, dass Ihre Aussagen unter Nennung Ihres Namens in der wissenschaftlichen Arbeit zitiert werden können.

Einverständniserklärung

Ich gebe meine Zustimmung zur Verwendung meiner personenbezogenen Daten im Rahmen des oben genannten Forschungsvorhabens. Insbesondere dürfen meine Aussagen in wissenschaftlichen Arbeiten und Publikationen unter Nennung meines Namens zitiert werden. Angaben zu meiner Person wie Telefonnummer, Emailadresse oder Postadresse werden nicht veröffentlicht oder an Dritte weitergegeben.

.....

Ort und Datum

.....

Unterschrift

B: Transkript der persönlichen Kommunikation mit Siv Biada in Hannover
am 14.11.2025 um 11:00 Uhr

[Begrüßung, Informationsaustausch über das Thema der Bachelorarbeit und das Ziel des Gesprächs, Einholung der Erlaubnis zur Aufzeichnung und Verwendung des Gesprächs]

I: Meine erste Frage wäre einmal, ob Sie wissen, ob Biodiversitätsmodelle in der Politik oder in der Agrarforschung eine Rolle spielen und dort angewandt werden.

SB: Die Frage ist ja, wie weit man Agrarpolitik auslegt. Also ob es um Konditionalitäten geht, um Ökoregelungen, da gibt es ja viele Modelle tatsächlich, die natürlich immer bundeslandspezifisch sind. Aber grundsätzlich ist Biodiversität in der Agrarpolitik schon verankert.

I: Wissen Sie, ob dann auch diese Berechnungsmodelle zur Entwicklung der Biodiversität eingesetzt werden?

SB: Das Problem aktuell ist, dass viele dieser Richtlinien, Öko-Regelungen oder sonst etwas, rein auf die Anlage der Maßnahme konzentriert sind und nicht auf den Output der Maßnahme.

10 I: Ja, okay. Und sehen Sie da ein Potential, solche Modelle anzuwenden, um eben zu schauen, welche Maßnahmen, die aktuell umgesetzt werden, in der Zukunft für die Biodiversität entscheidend sein könnten.

SB: Also, ich glaube, wir müssen unbedingt dahin, dass wir nicht die Anlage der Maßnahmen fördern, sondern eben wirklich das, was nachher dabei rauskommt. Das hat den Vorteil, dass wir tatsächlich kriegen, was wir wollen. Wir haben die Chance, es tatsächlich auch messbar und damit auch besser kommunizierbar zu machen. Und wir müssen dabei irgendwie so ein bisschen beachten, dass man dem Landwirt als Betriebsinhaber und als Unternehmer, der er ja nach wie vor ist, auch irgendwo eine gewisse Flexibilität einräumt. Das bringt ja irgendwie nichts, wenn wir nachher sagen, zur Förderung der Feldlerche als Beispiel, brauchen wir die und die Maßnahme. Der Landwirt legt die an, kriegt gegebenenfalls oder kriegt idealerweise da auch einen finanziellen Ausgleich dafür, aber wir haben keine Möglichkeit zu gucken, ob eine Feldlerche da wirklich gefördert wurde. Hat sich da eine angesiedelt oder gar schon vorgelagert die Frage, ist das überhaupt ein Gebiet, wo eine Feldlerche vorkommt? Das ist oftmals auch das, dass so bestimmte Förderkulissen eigentlich nicht unbedingt den wirklichen natürlichen Raum abdecken.

25 I: Und wäre das dann in dem Kontext zum Beispiel eine Möglichkeit, deutschlandweit ein nationales Modell zu entwickeln, das eben all diese Maßnahmen, die zum Beispiel gefördert werden oder die in Deutschland auch Wirkung gezeigt haben, aber auch Arten, die in Deutschland vorkommen, einbezieht und dann eben berechnen kann, in welcher Region welche Maßnahmen zu welchem Erfolg führen könnten.

30 SB: Müssen wir, glaube ich. Ich glaube, wir brauchen am Ende irgendwie so einen Blumenstrauß an Maßnahmen, die wirklich eben sinnvoll sind. Es macht ja schon einen Unterschied, ob ich beispielsweise Wildbienen fördern will oder Nützlinge fördern will. Allein dann würde ein Blühstreifen ja zum Beispiel ganz anders aussehen. Aber dass man wirklich einen einheitlichen Maßnahmenkatalog hat, wo sich dann die Betriebe eben deutschlandweit möglichst die Maßnahmen für den Betrieb und
35 eben auch für die Region und für das zu fördernde Objekt, sag ich jetzt einfach mal, das Passende raussuchen können.

I: Dann hätte ich noch ein paar Fragen zu den konkreten Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität. Und zwar, welche Maßnahmen da aktuell Ihrer Meinung nach im Hinblick auf die Umsetzbarkeit, aber auch auf die Wirtschaftlichkeit und die Umweltwirkung den größten Erfolg versprechen.

40 SB: Das ist aber auch eine spannende und schwierige Frage. Ich glaube schon, dass alles, was irgendwie Blühstreifen, Blühflächen sind, idealer Weise in einer guten Habitatsvernetzung eingebaut, einen deutlich positiven Einfluss haben. Das ist schon das, was wir wirklich gut sehen. Was wir auch gut sehen, ist, dass eine Reduktion chemischer Pflanzenschutzmittel, wenn gleichzeitig so einzelne Blühpflanzen und wertgebenden Wildkräutern vorhanden sind, schon deutlich positive Effekte auf
45 die Artenvielfalt allgemein hat, auf die Biodiversität, was glaube ich gar nicht so im Bewusstsein ist. Ich glaube, wir müssen ein bisschen vorsichtig sein mit Maßnahmen wie: Wir verzichten komplett auf chemischen Pflanzenschutz und machen alles mechanisch. Wenn ich halt über so einen Wintergetreide dreimal mit einem Striegel drüberfahre, dann bleibt da am Ende auch nichts über. Und ich habe dazu auch noch alle Bogenbrüter plattgestriegelt. Auch das ist ein bisschen schwierig in der
50 Kommunikation, beziehungsweise in der Differenzierung. Ich glaube, dass es sehr unterschiedliche Maßnahmen gibt, je nach Agrarstrukturregion. Wenn ich so an unsere ostdeutschen Bereiche in Sachsen-Anhalt denke, da ist eine Schlaggröße von 100 Hektar tatsächlich keine Seltenheit. Da gibt es halt so einen 6 Meter Blühstreifen außen drumherum, der ist an der Stelle sicher schön. Aber ich glaube, es gäbe mit anderen Maßnahmen eine deutlich größere Reichweite in Sachen Stärkung der
55 Biodiversität, wenn man es einfach vernetzter anstellen würde. Und ich glaube schon, dass es für viele Betriebe viele Möglichkeiten gibt, auch mit vermeintlich kleinen Sachen Größeres zu erreichen. Ich war zum Beispiel in Nauen mal auf der Agrofarm, Agrofarm Nauen, die haben unglaublich intensiv zum Beispiel auch Beetle-Banks und Bee-Banks angelegt. Dort haben sie halt einfach wirklich, ich sag mal so, Erdhaufen an der Seite aufgeschüttet und immer an einer Seite sauber gehalten.
60 Also, dass da eben wirklich für alle Insekten irgendwie Platz drin ist. Das fand ich unglaublich beeindruckend. Das kostet den Landwirt keine Fläche. Es hat für Fluginsekten ein relativ großes Einzugsgebiet. Es ist relativ easy im Unternehmen handelbar. Das sind, glaube ich, so Sachen, die noch gar nicht so im Bewusstsein sind. Für uns auch immer spannend: Biodiversität beginnt nicht auf dem Acker, sondern oftmals auf Hofflächen. Wenn man sieht, wie groß viele Hochflächen sind. Auch da
65 kann man, glaube ich, unglaublich viel gestalten und umgestalten. Und für den Acker ist mir, glaube

ich, einfach immer wichtig, dass der Landwirt da eine gewisse Freiheit und Flexibilität hat. Wenn ich eine Blühfläche habe, die einen Bindungszeitraum hat von fünf Jahren. Ich meine, ich finde es gut, wenn es langfristig angelegte Sachen sind, weil das sind die Sachen, die einfach eine deutlich größere Wirkung haben als jedes Jahr den Blühstreifen auf einem anderen Schlag beispielsweise. Aber wenn wir feststellen, dass es da zu unerwünschten Arten kommt, die sich so dominant vermehren, dass eben wirklich auch der Erfolg der Maßnahme gefährdet ist, dann muss halt der Landwirt ohne großartigen bürokratischen Aufwand die Möglichkeit haben, da einzugreifen, das gegebenenfalls neu anzusäen, anders anzusäen vielleicht. Aber eben einfach reaktionsfähig zu bleiben. Auch heiß diskutiert sind Agroforstsysteme. Da gibt es glaube ich ganz gute Beispiele. Wenn ich so bei uns an die Trockenregion denke, wir sind halt doch mit recht wenig Niederschlag unterwegs. Da ist die Angst natürlich, dass so Agroforstsysteme dem Acker halt noch mehr Feuchtigkeit entziehen, einfach sehr weit verbreitet. Ich glaube, es gibt einfach viele kleine Maßnahmen.

I: Aber ich hör da heraus, dass es eben dann doch viel mehr um die Maßnahmen geht, die Strukturen oder vielfältige Strukturen in der Agrarlandschaft fördern und weniger um die Maßnahmen, die die Bewirtschaftungsintensität zurückfahren und eben Pflanzenschutz zurückfahren, Düngung einschränken.

SB: Na ja, mit Sicherheit hat beides einen deutlich positiven Effekt, gar keine Frage. Auf der anderen Seite sind wir natürlich auch ein Agrarland und wir produzieren auch für eine gewisse Ernährungssicherheit. Dass wir uns in Deutschland oder in Europa den Weizen aus der Welt einfach kaufen können, wenn wir selber nichts mehr produzieren, das wird schon gehen. Dann ist das Rumore wieder ziemlich groß, wenn das Brot noch einen Euro teurer ist. Grundlegend aber verschieben wir aus meiner Sicht damit viele Probleme in andere Regionen der Welt und das ist glaube ich nicht ganz zielführend, wenn wir global denken wollen. Von daher würde ich mich schon freuen, wenn wir auch wirklich unsere, ja, Hohertragsstandorte, die wir stellenweise auch in Deutschland haben, im Potential wirklich ausschöpfen. Und von daher glaub ich, wird es der einfachere Weg sein, auch für die Unternehmerinnen und Unternehmer, die ganzen Sachen so ein bisschen differenziert zu betrachten. Wenn man zum Beispiel sagt, man hat einen großen Ackerschlag und will eigentlich nicht über den ganzen Schlag Blühpflanzen dabei haben, die natürlich auch in der Ernte unglaublich erschwerend sind, sondern würde das zum Beispiel konzentrieren, in regelmäßigen Abständen die Fahrgassen zu begrünen, zum Beispiel mit verschiedenen Wildkräutern, ist das, glaube ich, ein guter Kompromiss für alle. Ich glaube, dass damit eine große Biodiversitätssteigerung einhergehen kann. Trotzdem habe ich aber auf den anderen Flächen eine möglichst störungsfreie, sag ich jetzt einfach mal, oder konventionell angepasste Bewirtschaftung, egal ob es dann im Ökolandbau oder im konventionellen Landbau ist. Aber das gibt so ein bisschen Freiheit in der Maschinenbewirtschaftung, das gibt so ein bisschen Freiheit in der Effizienz in den Arbeiten. Das ist ja was, was gerade bei den großen Betrieben eine große Rolle spielt. Man muss sich eben nicht komplett neu in Systemen umstellen, denn das

ist natürlich auch mit Investitionen unter Umständen für die Landwirte verbunden, wenn man jetzt sagt, man investiert komplett in mechanische Unkrautregulierungen und so Faktoren, wenngleich eben auch da die negativen Effekte nicht ganz von der Hand zu weisen sind.

105 Da muss man gucken, ich glaube auch im technischen Bereich, gerade was Applikationen, Pflanzenschutzmittel und Düngemittel angeht, sind natürlich technisch in den letzten Jahren auch immense Fortschritte geleistet worden, was die Genauigkeit angeht, was die Verteilung angeht, was die Effizienz der eingesetzten Betriebsmittel angeht, die einfach durch technische Neuerungen besser geworden sind. Wenn man zum Beispiel an Spot Spraying-Sachen denkt, dass ich eben nicht mehr ein
110 komplettes Feld appliziere, sondern eben wirklich nur noch die Problemecken, sag ich jetzt einfach mal, wenn da bestimmte Unkräuter dominant werden. Was wir schon merken, ist, dass sich bestimmte Arten, ja einfach auch aufgrund von klimatischen Verschiebungen, wenn halt der Winter extrem mild ist, dass sich da Problemarten an Unkräutern, Gräsern auch deutlich vermehren können. Das ist was, was ich nachher mit mechanischer Regulierung auch schwer in den Griff kriege unter
115 Umständen oder halt auch da mit einer Intensität.

I: Da war auch schon eigentlich die Beantwortung noch einer Frage drin, nämlich welche Hürden dabei bestehen, diese Biodiversitätsmaßnahmen umzusetzen und dass da ja eben auch abgewogen werden muss zwischen Biodiversität und Ernährungssicherheit.

SB: Ich glaube, ein Punkt, der uns noch so ein bisschen fehlt bei den Herausforderungen, ist an
120 einigen Stellen auch das Know-how in den Betrieben. Oftmals wird halt immer noch davon ausgegangen, so ein Blühstreifen ist angelegt und dann fertig. Ich würde mal behaupten, eine anständige Blühfläche dahinzustellen ist nicht viel weniger Aufwand, als einen anständigen Weizen oder Zuckerrübenbestand dahinzustellen. Auch da muss ich hingucken, da muss ich wissen, welche Maßnahmen ich wie fördere. Es geht schon los mit Schnitthöhen, zum Beispiel, wenn ich so einen Streifen
125 einmal mulchen will, dass ich den schröpfe und nicht einfach Erdboden gleich alles kahl rasiere. Das macht tatsächlich einfach einen Riesenunterschied in dem Aufwuchs und der Langlebigkeit der Maßnahmen. Ich glaube, da fehlt auch noch an einigen Stellen wirklich das Bewusstsein und auch wie man das angeht möglicherweise. Also Landwirte probieren unglaublich viel auf den Feldern, aber ich glaube gerade bei biodiversitätsfördernden Maßnahmen ist man doch noch ziemlich zurückhaltend, es einfach mal zu probieren. Da braucht man vielleicht auch so ein paar mutige Landwirte, die
130 da einfach auch mal erzählen, wie es cool funktionieren kann, wie sie das angegangen sind, wie sie vielleicht auch einfach einen Partner in der Region gefunden haben, mit dem man das zusammen machen kann.

I: Da gab es ja auch dieses groß angelegte FRANZ-Projekt, das habe ich mir auch sehr eingehend
135 angeschaut.

SB: FINKA ist auch ein cooles Projekt. Da haben sie auch die Förderung von Nützlingen und Insekten, indem sie tatsächlich Flächen getauscht haben oder gemeinsam bewirtschaftet haben. Ein ökologischer und konventioneller Betrieb quasi aus der Region in Niedersachsen und dann haben sie einfach auf Herbizide und Insektizide verzichtet und da dann mal geschaut über fünf Jahre, wie sich das auch auf Ertragssachen ausgewirkt hat. Aber da merkt man schon, Insektizide ist in den Kulturen tatsächlich gar nicht so das Problem gewesen. Aber Herbizide sind unter Umständen eben schon ein großes Problem.

I: Ich glaube, das war dann auch schon viel Wichtiges dabei und einiges, was ich auf jeden Fall verwenden kann. Ich würde gerne meine Ergebnisse noch ein bisschen einordnen und schauen, was für weitere Forschung da jetzt noch ansetzen könnte. Und meine Ergebnisse sind ja die drei Annahmen, die ich herausgearbeitet habe. Das ist einerseits, dass Landwirtschaft ausschließlich produktive Flächen bietet. Zweitens, dass die Intensität sich eben an der Stickstoffdüngung ausrichtet. Und drittens, dass Landwirtschaft keinen Mehrwert für die Biodiversität bieten kann.

Wenn ich das jetzt so aufzähle, was wäre da für Sie vielleicht der Punkt, der am dringendsten in Biodiversitätsmodellen anders dargestellt werden kann oder weiter eingehend untersucht werden muss, damit man dort vorankommt in der Forschung?

SB: Also ich glaube, dass rein die Nährstoffhöhe nicht das Entscheidende sein kann. Da müssen wir halt schon irgendwie eine Bilanz draus ziehen. Auf der anderen Seite, wenn ich in vielen ökologischen Bereichen unterwegs bin, wo die Stickstoffbilanzen zum Beispiel langjährig negativ sind, ist auch das zumindest aus meiner Sicht nicht wirklich nachhaltig. Weil auch dann ziehe ich viel zu viel aus dem Boden, als ich eigentlich nachdünge. Ich finde, glaube ich, dass wir so ein bisschen versuchen müssen, dass wir diese vielfältigen Bewirtschaftungsmethoden, die es mittlerweile ja gibt, beachten. Wir sind ja nicht mehr nur bei ökologisch oder konventionell, wir reden über regenerative Landwirtschaft, wir reden über angepasste Fruchtfolgen, wir reden über Zwischenfruchtanbau, je nachdem. Ich glaube, dass diese Vielfältigkeit der Landwirtschaft in den Biodiversitätsdiskussionen noch gar nicht richtig abgebildet ist. Und auch dieser technische Fortschritt, so eine Innovation wie Spot Spraying zum Beispiel. Es zählt halt immer noch die Maßnahme, es ist chemisches Pflanzenschutzmittel und es zählt eine gewisse Aufwandmenge. Dass da vielleicht aber die behandelte Fläche einfach schon deutlich kleiner ist, das glaub ich, ist auch nicht in der Abbildung dabei. Also das wird ein riesen Katalog, ist mit Sicherheit nicht einfach. Aber ich glaube, dass wir diese Entwicklung einfach mitgehen müssen, um das Ganze ganzheitlich abbilden zu können.

I: Das heißt, dass man die Landwirtschaft mehr in diesen heterogenen Intensitäten, sage ich mal, betrachtet und weniger unterscheidet zwischen leicht, mittel, intensiv oder?

170 SB: Ja, ich glaube schon. Und vor allem muss man halt glaube ich weg von dieser Unterscheidung, dass ist ein ökologischer Betrieb oder ein konventioneller Betrieb, weil dazwischen liegt einfach viel, viel, viel mehr mittlerweile.

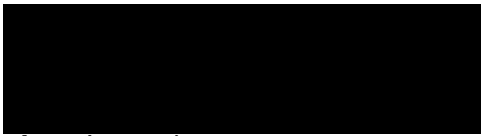
I: Ja, auch innerhalb der Kategorien.

SB: Absolut, na klar. Also es gibt auch Ökobetriebe, da steht kein einziges Wildkraut auf dem Acker. Wenn das intensive Ökobetriebe sind, dann erzielen die einen hohen Ertrag. Da ist auch ein ganz
175 anderer Input dahinter. Aber auch da ist von bis vieles drin.

[keine weiteren Fragen, beide bedanken und verabschieden sich]

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere, dass ich vorliegende Arbeit ohne fremde Hilfe selbständig verfasst und nur die angegebenen Hilfsmittel benutzt habe. Wörtlich oder dem Sinn nach aus anderen Werken entnommene Stellen sind unter Angabe der Quelle kenntlich gemacht.

A solid black rectangular box used to redact the signature of the author.

Anna Langenhagen

Westergellersen, den 30.11.2025