

Space for Nature

NABU-Literatur-Studie zu Interpretation, Umsetzung und Nutzen des EU-Ziels
“10 Prozent Landschaftselemente auf der landwirtschaftlichen Fläche”

Linn Schaan

Linn-Neomi.Schaan@zalf.de

Programmbereich 2: Landnutzung und Governance

Bereitstellung von Ökosystemleistungen

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.

Eberswalder Str. 84

15374 Müncheberg



Leibniz-Zentrum für
Agrarlandschaftsforschung
(ZALF) e.V.

Inhaltsverzeichnis

1. <u>EINLEITUNG</u>	8
2. <u>METHODE</u>	11
2.1 INTERPRETATION & NUTZEN.....	12
2.2 UMSETZUNG	13
2.2.1 IST-ZUSTAND.....	14
2.2.2 SOLL-ZUSTAND	17
3. <u>VERWENDETE DATEN</u>	23
4. <u>THEORETISCHE EINFÜHRUNG</u>	25
5. <u>INTERPRETATION</u>	28
5.1 AUS WELCHEN STUDIEN LÄSST SICH DAS 10 % LE-ZIEL ABLEITEN?.....	28
5.2 WIE KÖNNEN LANDSCHAFTSELEMENTE FÜR DIE BIODIVERSITÄTSSTRATEGIE 2030 BEISPIELHAFT KLASSIFIZIERT WERDEN?	29
6. <u>NUTZEN</u>	32
6.1 WELCHE ÖKOLOGISCHE BEDEUTUNG HABEN LANDSCHAFTSELEMENTE?	32
6.1.1 LE-GEHÖLZE	33
6.1.2 GRASBEWACHSENE LE.....	36
6.2 MIT WELCHEN POTENTIELLEN ÖSL <i>TRADE-OFFS</i> DER LANDSCHAFTSELEMENTE IST ZU RECHNEN?.....	37
7. <u>UMSETZUNG</u>	38
7.1 IST-ZUSTAND.....	39
7.1.1 LANDSCHAFTSKOMPLEXITÄT DER LANDWIRTSCHAFTLICHEN FLÄCHE.....	40
7.1.2 DIVERSITÄT DER LANDNUTZUNGS- UND -BEDECKUNGSTYPEN	42
7.1.3 FINALE <i>COLDSPOT</i> IDENTIFIZIERUNG.....	44
7.2 SOLL-ZUSTAND: BEISPIELGEMEINDE ZICHOW	45

7.2.1	AGRONOMISCHER ANSATZ: EXTREMSTANDORTE	46
7.2.2	ÖKOLOGISCHER ANSATZ: WIEDERHERSTELLUNG DER BIODIVERSITÄT.....	53
7.3	DISKUSSION	60
7.3.1	ERWEITERUNG DER KRITERIENAUSWAHL.....	61
7.3.1	ERWEITERUNG DER ANALYSEEBENE	62
7.3.2	KONKRETISIERUNG DER LE-KLASSEN EMPFEHLUNGEN	63
8.	<u>GOVERNANCE</u>	63
8.1	PRIORISIERUNG DER FLÄCHE	63
8.2	GEZIELTE ÖSL- UND BIODIVERSITÄTSFÖRDERUNG	64
8.3	ERWEITERUNG DER DEFINITION	64
8.4	KOMPENSATIONS-, PRÄMIEN-, ODER AUSGLEICHSZAHLUNGEN.....	65
9.	<u>LITERTURVERZEICHNIS</u>	66
10.	<u>ANHANG</u>	80
10.1	LANDNUTZUNGS- UND -BEDECKUNGSTYPEN.....	80
10.2	IST-ZUSTAND.....	81
10.3	ERGEBNISSE DER HIERARCHISCHEN CLUSTERANALYSE	90

Abbildungs- und Kartenverzeichnis

ABB. 1 DARSTELLUNG VON (JEANNERET ET AL., 2021) ZUM VERHÄLTNIS ZWISCHEN <i>CONFIGURATIONAL</i> UND <i>COMPOSITIONAL LANDSCAPE HETEROGENEITY</i> (SIEHE AUCH SIRAMI ET AL. (2019))	15
ABB. 2 ERGEBNISSE DER HIERARCHISCHEN CLUSTERANALYSE MIT STANDARDISIERTEN WERTEN FÜR LE-DICHTE (X-ACHSE) UND FELDRANDDICHTEN (Y-ACHSE) (MARKIERUNG AUF CLUSTER 5)	41
KARTE 1 ANTEIL DER HNF VON DER GESAMTFLÄCHE (%) PRO GEMEINDE FÜR DIE FALLSTUDIENREGION BRANDENBURG (LINKS) UND DER ANTEIL DER LE VON DER HNF (%) PRO GEMEINDE FÜR DIE FALLSTUDIENREGION BRANDENBURG (RECHTS)	40
KARTE 2 ÜBERSICHT DER BRANDENBURGISCHEN GEMEINDEN, DIE MEHR EINE LE-DICHTE ÜBER 10 % LE AUFWEISEN	40
KARTE 3 ERGEBNISSE DER HIERARCHISCHEN CLUSTERANALYSE FÜR JEDE GEMEINDE IN DER FALLSTUDIENREGION BRANDENBURG (<i>MISSING</i> = GEMEINDEN, DIE IN DER ANALYSE NICHT BERÜCKSICHTIGT WORDEN SIND (SIEHE 3. <i>VERWENDETE DATEN</i>))	41
KARTE 4 GEMEINDEAUSWAHL (CLUSTER 5) DER LANDSCHAFTSKOMPLEXITÄTSBEWERTUNG FÜR DIE <i>COLDSPOT</i> IDENTIFIZIERUNG	42
KARTE 5 ERGEBNISSE DES <i>SHANNON EVENNESS INDEX</i> FÜR AUSGEWÄHLTE LANDNUTZUNGS- UND BEDECKUNGSTYPEN IN BRANDENBURG (IN QUANTILE) (<i>MISSING</i> = GEMEINDEN, DIE IN DER ANALYSE NICHT BERÜCKSICHTIGT WORDEN SIND (SIEHE 3. <i>VERWENDETE DATEN</i>))	43
KARTE 6 GEMEINDEAUSWAHL (UNTERSTEN ZWEI QUANTILE) DER DIVERSITÄT DER LANDNUTZUNGS- UND -BEDECKUNGSTYPEN	44
KARTE 7 ÜBERSICHT DER <i>COLDSPOT</i> GEMEINDEN IN BRANDENBURG	45
KARTE 8 LANDWIRTSCHAFTLICHE HAUPTNUTZUNGSFLÄCHE DER BEISPIELGEMEINDE ZICHOW, BRANDENBURG	46
KARTE 9 TEILAUSSCHNITT DER BEISPIELGEMEINDE ZICHOW MIT ACKERZAHL-SCHWELLENWERT 30	47
KARTE 10 TEILAUSSCHNITT DER BEISPIELGEMEINDE ZICHOW MIT 10 M FELDRAND UND ACKERZAHL-SCHWELLENWERT 30 UND IDENTIFIZIERTER LE FLÄCHE	48
KARTE 11 HOHE WINDEROSIONSGEFAHR (GEFAHRENKLASSE 5 (SEHR HOCH)) DER BEISPIELGEMEINDE ZICHOW	49
KARTE 12 TEILAUSSCHNITT DER BEISPIELGEMEINDE ZICHOW MIT IDENTIFIZIERTER LE-FLÄCHE DES WINDEROSIONSSZENARIO (10 M FELDRAND, ACKERZAHL-SCHWELLENWERT 25 (LINKS) UND 30 (RECHTS)) □	50
KARTE 13 IDENTIFIZIERTE FLÄCHE IM WASSEREROSIONSSZENARIO DER BEISPIELGEMEINDE ZICHOW	51
KARTE 14 TEILAUSSCHNITT DER BEISPIELGEMEINDE ZICHOW MIT IDENTIFIZIERTER LE FLÄCHE IM WASSEREROSIONSSZENARIO	52
KARTE 15 DARSTELLUNG DER BEISPIELGEMEINDE ZICHOW FÜR DEN ÖKOLOGISCHEN ANSATZ ZUR WIEDERHERSTELLUNG DER BIODIVERSITÄT UND REDUZIERUNG DER FELDGRÖÖE IM HINBLICK AUF DIE TEILUNG ALLER FLÄCHEN > 6 HA“ (LINKS) IN FLÄCHEN ≤6 HA	55
KARTE 16 DARSTELLUNG DES IST-ZUSTANDS MIT DEN GRÖÖSTEN FELDBLÖCKE (OBEN) UND DEN TEILUNGSOPTIONEN DIESER FLÄCHEN FÜR 100, 200, 300 UND 400 TEILUNGEN (LINKS NACH RECHTS)	56
KARTE 17 DARSTELLUNG DER FELDRANDOPTIONEN 3 M, 5 M UND 10 M FÜR DAS BEISPIEL 100 TEILUNGEN DER GRÖÖSTEN FELDBLÖCKE MIT (LINKS NACH RECHTS)	57

KARTE 18 TEILAUSSCHNITT DER BEISPIELGEMEINDE ZICHOW MIT STILLGEWÄSSERN	59
KARTE 19 TEILAUSSCHNITT DER BEISPIELGEMEINDE ZICHOW MIT IDENTIFIZIERTER FLÄCHE AUS PUFFERSTREIFEN UM FLIEßGEWÄSSER (5 M)	60

Tabellenverzeichnis

TAB. 1 ÜBERBLICK DER FRAGEN, DIE IN DER STUDIE INNERHALB DER THEMENBLÖCKE BEARBEITET WERDEN (SYSTEMATISCHE LITERATURANALYSE = GELB, ANALYTISCHE GEODATENVERARBEITUNG = GRÜN)	12
TAB. 2 ÜBERSICHT DER SYSTEMATISCHEN LITERATURANALYSE	13
TAB. 3 ÜBERBLICK DER KRITERIEN- UND SZENARIENAUSWAHL DES AGRONOMISCHEN MOTIVATIONSANSATZES FÜR EXTREMSTANDORTE.....	19
TAB. 4 ÜBERBLICK DER KRITERIEN- UND SZENARIENAUSWAHL DES ÖKOLOGISCHEN MOTIVATIONSANSATZES FÜR DIE WIEDERHERSTELLUNG DER BIODIVERSITÄT	20
TAB. 5 ÜBERBLICK DER GROBEN LE-KLASSEN EMPFEHLUNG FÜR DIE SOLL-ZUSTANDS SZENARIEN (X = AUSWAHL; (X) = POTENTIELLE AUSWAHL (TIEFERGEHENDE RECHERCHE BZW. FORSCHUNG NOTWENDIG) 23	
TAB. 6 ÜBERSICHT DER VERWENDETEN DATEN FÜR DEN ANALYTISCHEN UMSETZUNGSTEIL.....	24
TAB. 7 ÜBERNOMMEN AUS CZÚCZ, BARUTH, TERRES, ET AL. (2022) (EIGENE ÜBERSETZUNG).....	30
TAB. 8 FUNKTIONALE LE-KLASSIFIZIERUNG ÜBERNOMMEN AUS CZÚCZ, BARUTH, TERRES, ET AL. (2022) MIT GEOMETRISCHEN SPEZIFIKATIONEN UND MÖGLICHEN QUERVERWEISEN FÜR ANDERE DATENQUELLEN AUF EU-EBENE (EIGENE ÜBERSETZUNG)	31
TAB. 9 ÜBERBLICK DESKRIPTIVER STATISTISCHER ERGEBNISSE FÜR ANTEIL HNF VON GESAMTFLÄCHE UND ANTEIL LE AUF HNF (%).....	39
TAB. 10 ÜBERSICHT DER FLÄCHENSUMMER (IN HA) IN BEZUG AUF DIE ACKERZAHL-SCHWELLENWERTE	47
TAB. 11 ÜBERBLICK DER SUMMER DER IDENTIFIZIERTEN FLÄCHE (IN HA) DER ACKERZAHL-SZENARIEN FÜR EXTREMSTANDORTE	47
TAB. 12 ÜBERBLICK DER SUMMER DER IDENTIFIZIERTEN FLÄCHE (IN HA) DER EROSIONS-SZENARIEN.....	51
TAB. 13 ÜBERBLICK DER SUMMER DER IDENTIFIZIERTEN FLÄCHE (IN HA) DER SZENARIEN MIT HOHER WINDEROSION.....	53
TAB. 14 ÜBERBLICK DER SUMMER DER IDENTIFIZIERTEN FLÄCHE (HA) DES IST-ZUSTANDS UND DER TEILUNGS- SZENARIEN ZUR TEILUNG DER FELDBLÖCKE > 6 HA“.....	54
TAB. 15 ÜBERBLICK DER SUMMER DER IDENTIFIZIERTEN FLÄCHE (HA) DES IST-ZUSTANDS UND DER TEILUNGS- SZENARIEN DER GRÖßTEN FELDBLÖCKE.....	55
TAB. 16 ÜBERBLICK DER SUMME DER IDENTIFIZIERTEN FLÄCHE (HA) FÜR PUFFERSTREIFEN UM STILLGEWÄSSER.....	59
TAB. 17 VERWENDETE CODES FÜR DIE GEFILTERTEN LANDNUTZUNGS- UND BEDECKUNGSTYPEN AUF GRUNDLAGE DER (COPERNICUS LAND MONITORING SERVICE, 2020).....	81
TAB. 18 ÜBERSICHT RELEVANTER KRITERIEN DES IST-ZUSTANDS FÜR DIE BERÜCKSICHTIGTEN 392 GEMEINDEN (GEMEINDEN, DIE ÜBER MEHR ALS 10 % LE AUF HNF VERFÜGEN = BLAU).....	89
TAB. 19 ÜBERSICHT ZUR ANZAHL DER ZUGEORDNETEN GEMEINDEN FÜR JEDES CLUSTER	90

Abkürzungsverzeichnis

GAP.....	Gemeinsame Agrarpolitik
HNF.....	Landwirtschaftliche Hauptnutzungsfläche
LE.....	Landschaftselemente
ÖSL.....	Ökosystemleistungen
SEI.....	Shannon Evenness Index
WHG.....	Wasserhaushaltsgesetz

1. Einleitung

Naturschutzgebiete sind wichtige Grundpfeiler des Biodiversitätsschutzes. Gerade das kürzlich verabschiedete Rahmenwerk der Biodiversitätskonvention (Kunmin-Montreal Global Biodiversity Framework of the United Nations Convention on Biological Diversity (CBD)) unterstreicht die Bedeutung von Schutzgebieten, die Notwendigkeit deren Gesamtfläche zu vergrößern und deren Schutz qualitativ zu verbessern (Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework, 2021). Allerdings befördert die meist isolierte Lage von Schutzgebieten aufgrund fehlender Habitatsverbindungen bzw. -vernetzung (Kleijn et al., 2011; Tschardt et al., 2005) sowie Auswirkungen der Klimakrise den Artenverlust (Díaz et al., 2019; Kremen & Merenlender, 2018). Hinzu kommen Arten, die während ihres gesamten oder teilweisen Lebenszyklus außerhalb von Naturschutzgebieten verbringen und deshalb nur teilweise bis gar nicht von den Naturschutzgebieten profitieren (Gray et al., 2016). Demnach ist die Schutzwirksamkeit der Schutzgebiete im erheblichen Maße von den umgebenden Flächen beeinflusst, die stark durch anthropozentrische Eingriffe geprägt sind (Gray et al., 2016; Tschardt et al., 2021a). Gleichzeitig verfügt diese Fläche über ein enormes Potential im Kampf gegen Herausforderungen, die vom Menschen verursacht werden, wie dem Klimawandel, der Biodiversitätskrise und der Landnutzung (Kremen & Merenlender, 2018). Die landwirtschaftlich bewirtschaftete Fläche mit einem Anteil von ca. 42 % der EU-Gesamtfläche (und ca. 50 % in Deutschland) stellt einen wichtigen Ansatz- und Hebel für einen umfangreichen Natur- und Ressourcenschutz als Ergänzung zu Naturschutzgebieten dar, da sie einen Lebensraum für etwa 50 % aller Tier- und Pflanzenarten in Europa bietet (Garibaldi et al., 2021; JRC, 2018; Marja et al., 2022; Penko Seidl & Golobič, 2020; Šálek et al., 2018; Nitsch et al., 2017)

Die EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 setzt mit dem Ziel „mindestens 10 % der landwirtschaftlichen Fläche sollen Landschaftselemente (LE) mit großer biologischer Vielfalt aufweisen“ (Europäisches Parlament, 2021, 10 % LE-Ziel) bezüglich Schutz und Wiederherstellung der Natur an diesem Hebel an. Es geht im Ansatz um die Ergänzung der Naturschutzgebiete durch weitere naturnahe Flächen, die den Schutz von Lebensraum und Ressourcen einiger Arten unterstützen und die Ausbreitung und Anpassung anderer an die Klimakrise erleichtern sollen. Außerdem soll neben der Bereitstellung von Lebensraum die Vernetzung von Landschaften und Lebensräumen verbessert und die Ausbreitung verschiedener Tierarten gefördert werden, sodass die Wirksamkeit der Naturschutzgebiete grundsätzlich erhöht wird (Kremen, 2015; Kremen & Merenlender, 2018; Perfecto et al., 2019). Das 10 % LE-Ziel der EU bietet damit einerseits die Möglichkeit die Biodiversitätskrise in der

Agrarlandschaft zu bekämpfen, während andererseits die Bereitstellung von Ökosystemleistungen (ÖSL) in bewirtschafteten Gebieten adressiert werden kann (Grass et al., 2019; Perfecto & Vandermeer, 2010; Tschardtke & Brandl, 2003). Im Prinzip wird Biodiversität und Ökosystemen dadurch ein ergänzender Schutzanspruch gewährt, während ÖSL in ihrer Bedeutung für eine nachhaltige und resiliente landwirtschaftliche Produktion neue Gewichtung erhalten. Die Steigerung der Nachhaltigkeit und Resilienz der Agrarsysteme und -landschaften (Klimaanpassung und -schutz) ist im Hinblick auf mögliche Schocks (etwa die COVID-19 Pandemie), Krisen und Auswirkungen der Klimakrise (wie häufigere Extremwetterereignisse (Überschwemmungen, Dürreperioden oder Schädlingsbefälle)) äußerst relevant (Kremen & Merenlender, 2018). Die 10 % LE-Zielsetzung kann als ein Ansatz beschrieben werden, der die verschiedenen Herausforderungen in der Landwirtschaft adressiert, indem die Biodiversität und gewisse ÖSL der Agrarlandschaft wiederhergestellt und langfristig gesichert werden können. Gleichzeitig knüpft das Ziel an eine Debatte an, die eine Extensivierung der landwirtschaftlichen Produktion durch das Einbringen nicht-produktiver Fläche auf intensiv bewirtschaftete landwirtschaftliche Fläche fordert (Mitchell et al., 2020; Swinton et al., 2007).

Allerdings ist die Biodiversitätsstrategie in Bezug auf mögliche Betrachtungs-, Umsetzungs- und Evaluationsebenen nicht eindeutig. Die vorliegende Studie setzt an diesem Interpretationsspielraum an und adressiert relevante Aspekte der Interpretation, Nutzen und Umsetzung, die für die Zielerreichung berücksichtigt werden sollten. Ziel dieser Studie ist es, mögliche Umsetzungsszenarien anhand einer konkreten Beispielregion beschreiben zu können. Diese Umsetzungsszenarien liegen ökologischen und agronomischen Kriterien zugrunde, auf deren Grundlage potentielle Fläche für Landschaftselemente identifiziert werden können. Einfache Landschaften, die über vergleichsweise weniger Diversität der Landbedeckungstypen und Komplexität der Landschaftsstruktur verfügen sind bei der Suche potentieller landwirtschaftlicher Fläche für LE priorisiert zu betrachten, weil hier der Lebensraum insgesamt stärker gefährdet ist, als in komplexeren Landschaften (Batáry et al., 2020; Concepción et al., 2012; Rundlöf & Smith, 2006; Tschardtke et al., 2012). Diese einfachen Landschaften werden im ersten methodischen Teil (Ist-Zustand) als sogenannte *Coldspots* identifiziert, die als Beispielregionen für agronomische und ökologische Umsetzungsszenarien (Soll-Zustand) dienen. Die Analyse- und Betrachtungsebene der Agrarlandschaften dient als integrativer methodischer Ansatz, der die Komplexität der vielfältigen Beziehungsnetze von Landnutzer:innen, ökologischen Funktionen und Prozessen erfasst und in die Agrarlandschaft integriert (Hossard & Chopin, 2019; Meuwissen et al., 2019). Außerdem ermöglicht der hier

beschriebene methodische Ansatz die Landschaftskomposition und -konfiguration angemessen einzubeziehen und dabei die komplexen Interaktionen zwischen landwirtschaftlichen und nicht-landwirtschaftlichen Akteur:innen sowie Ökosystemen zu begreifen und damit anzuerkennen, dass ökologische Prozesse nicht auf der Ebene landwirtschaftlicher Betriebe gebunden sind (Farina, 2006). Die Studie formuliert somit einen neuen konzeptionellen und methodischen Ansatz, der für ein besseres Verständnis von Agrarlandschaften und ihrer Multifunktionalität wirbt und dabei das Potential der Landschaftsebene als wichtige Betrachtungs- und Analyseebene in den Vordergrund rückt (z.B. Mitchell et al., 2020; Slámová et al., 2021; Wartenberg et al., 2021)

Grundsätzlich leiten folgende Fragestellungen durch die Studie:

- Theoretische Einführung
 - *Welche Relevanz hat das 10 % LE-Ziel für die Wiederherstellung der Biodiversität und Ökosystemleistungen auf Landschaftsebene?*
- Interpretation
 - *Aus welchen Studien lässt sich das 10 % LE-Ziel ableiten?*
 - *Wie können Landschaftselemente für die Biodiversitätsstrategie 2030 beispielhaft klassifiziert werden?*
- Nutzen
 - *Welche ökologische Bedeutung haben Landschaftselemente?*
 - *Mit welchen Kompromissen in der Bereitstellung gewisser ÖSL der Landschaftselemente ist zu rechnen?*
- Umsetzung
 - *Wie können Agrarlandschaften ausgewählt werden, die bei der Umsetzung des LE-Ziels priorisiert betrachtet werden sollen?*
 - *Welche Motivationen und Kriterien können bei der Identifizierung landwirtschaftlicher Fläche für LE berücksichtigt werden?*

Ziel dieser Studie ist vorrangig, eine Diskussion zur Umsetzung des 10 % LE Ziels der Biodiversitätsstrategie anzustoßen, die sich an Landwirt:innen, Interessenvertreter:innen und politische Entscheidungsträger:innen richtet. Insbesondere Landwirt:innen sind für die Umsetzung verantwortlich, welche allerdings nur durch unterstützende politische Weichenstellungen gelingen kann. Deshalb wurden sowohl agronomische als auch ökologische Argumente für unterschiedliche Szenarien berücksichtigt. Unterstützend formuliert diese

Studie deshalb abschließend wichtige Fragestellungen, die auf politischer Ebene bearbeitet werden sollten.

2. Methode

Die Studie lässt sich methodisch in zwei Säulen aufteilen: Der erste Teil umfasst einen inhaltlichen Block, der in die Zielsetzung der Biodiversitätsstrategie einführen soll. Hierzu gibt es zu Beginn eine theoretische Einführung in das Zusammenspiel aus Biodiversität, Ökosystemleistungen und Agrarlandschaften, um darauf aufbauend einzelne Interpretations- und Nutzenaspekte des 10 % LE-Ziels abzudecken. Im zweiten Teil der Studie werden mithilfe von räumlichen Daten mögliche Umsetzungsszenarien beschrieben, die bei der Identifizierung für Landschaftselemente geeigneter landwirtschaftlicher Fläche unterstützen sollen. Anhand des Fallstudiengebiets Brandenburg wird hierfür zuerst der Ist-Zustand der Landschaftskomposition und -konfiguration beschrieben, um anschließend einen möglichen Soll-Zustand für eine Beispielgemeinde in Brandenburg mit Blick auf das Biodiversitätsstrategie-Ziel in zwei Motivationsansätze (agronomischer Ansatz: Extremstandorte und ökologischer Ansatz: Wiederherstellung der Biodiversität) mit jeweiligen Szenarien zu skizzieren.

Für jeden inhaltlichen Block wurden eine bis zwei korrespondierende Fragen formuliert (Tab. 1), die relevant für das 10 % LE-Ziel sind. Die Bearbeitung dieser Fragen fand einerseits auf Grundlage einer systematischen Literaturanalyse und andererseits mithilfe einer analytischen Geodatenverarbeitung statt (siehe Farbschema in Tab. 1). Eine Ausnahme stellt die zweite Fragestellung des Interpretations-Blocks dar, für die sich zur Bearbeitung zu Beginn auf das Klassifizierungssystem von Czucz et al. (2022) festgelegt wurde. Beide methodische Ansätze werden in den nachfolgenden Kapiteln ausführlich beschrieben.

Inhaltlicher Block	Korrespondierende Fragestellung
Interpretation	Aus welchen Studien lässt sich das 10 % LE-Ziel ableiten?
	Wie können Landschaftselemente für die Biodiversitätsstrategie 2030 beispielhaft klassifiziert werden?
Nutzen	Welche ökologische Bedeutung haben Landschaftselemente?
	Mit welchen potentiellen ÖSL Trade-offs der Landschaftselemente ist zu rechnen?
Umsetzung	Wie können Agrarlandschaften ausgewählt werden, die bei der Umsetzung des LE-Ziels priorisiert betrachtet werden sollen?
	Welche Motivationen und Kriterien können bei der Identifizierung landwirtschaftlicher Fläche für LE berücksichtigt werden?

Tab. 1 Überblick der Fragen, die in der Studie innerhalb der Themenblöcke bearbeitet werden (systematische Literaturanalyse = gelb, analytische Geodatenverarbeitung = grün)

2.1 Interpretation & Nutzen

Für die Fragestellungen der inhaltlichen Blöcke *Interpretation* und *Nutzen* wurde jeweils eine systematische Literaturrecherche in der interdisziplinären Datenbank Scopus durchgeführt. Mithilfe der systematischen Literaturanalyse können wichtige Daten und Ergebnisse extrahiert und zusammengetragen werden, die schließlich im Hinblick auf die jeweiligen Fragestellungen synthetisiert werden. Hierzu wurden folgende Kriterien festgelegt: Veröffentlichungszeitraum zwischen 2005-2022, Publikationen auf Englisch und Deutsch und ausschließlich Reviews. Die identifizierten Quellen wurden durch sorgfältiges Lesen der Abstracts auf ihre thematische Relevanz überprüft. Bei Unsicherheiten über den thematischen Schwerpunkt der Publikationen wurde der Volltext gelesen. Innerhalb der berücksichtigten Publikationen wurden darüber hinaus auch die zitierten Quellen mit eingebunden und berücksichtigt (sogenanntes *backwards citation chaining*). Die vollständige Liste der Rechercheergebnisse findet sich in Tab. 2.

Inhaltlicher Themenblock	Korrespondierende Fragestellung	Suchbegriffe	Suchergebnisse	Relevante Suchergebnisse	Datum der Suche
Interpretation	Aus welchen Studien lässt sich das 10% LE-Ziel ableiten?	"landscape features" OR "agri-environment scheme" OR "native habitat" AND "target*" OR "conservation" OR "restoration" AND "biodiversity" AND "agriculture" OR "working landscapes"	16	10	01.11.22
Nutzen	Welche ökologische Bedeutung haben Landschaftselemente?	"agri-environment scheme*" OR "landscape feature*" AND "biodiversity" AND "agricultur*"	32	16	15.11.22
		"agri-environment scheme*" OR "landscape feature*" AND "ecosystem service*" AND "agricultur*"	14	8	25.11.22
	Mit welchen potentiellen ÖSL Trade-offs der Landschaftselemente ist zu rechnen?	"agri-environment scheme*" OR "landscape feature*" AND "trade-off*" AND "biodiversity"	3	2	27.11.22
		"agri-environment scheme*" OR "landscape feature*" AND "trade-off*" AND "ecosystem service*"	4	3	27.11.22

Tab. 2 Übersicht der systematischen Literaturanalyse

2.2 Umsetzung

Der analytische Teil der vorliegenden Studie zielt auf eine Beschreibung möglicher Entscheidungs- und Umsetzungspfade des 10 % LE-Ziels ab. Zentrales Ziel ist dabei aufzuzeigen, welche Regionen bei dieser Zielsetzung priorisiert werden sollen und wie Flächen identifiziert werden können, die potentiell für LE in Betracht kommen. Landschaften, die durch eine einfache Struktur gekennzeichnet sind, sollen dabei vordergründig berücksichtigt werden (Tscharntke et al., 2021b). Diesem Ansatz liegt die Annahme zugrunde, dass komplexe Landschaften die lokale Vielfalt der Agrarökosysteme stärken, und die lokale intensive Bewirtschaftung potentiell ausgleichen können (Concepción et al., 2012; Ekroos et al., 2014; Rundlöf & Smith, 2006; Tscharntke et al., 2012).

Als Fallstudiengebiet wurde hierfür Brandenburg ausgewählt, dessen Gemeinden als Landschaften definiert werden. Brandenburg ist für die methodische und analytische Konzeptualisierung, potentielle LE Flächen zu identifizieren, aufgrund seiner intensiven Landwirtschaft, ausgeräumter Landschaften, magerer Böden sowie vergleichsweise geringer Biodiversität besonders interessant (Frielinghaus et al., 2002; Langgemach & Ryslavý, n.d.). Zudem sind viele relevante brandenburgische Daten frei zugänglich. Dennoch kann der hier vorgestellte Ansatz auch auf andere Bundesländer in Deutschland, aber auch auf andere EU Mitgliedsstaaten übertragen werden, denn die Modularität der Kriterienauswahl eröffnet eine gewisse Flexibilität und Dynamik, je nach Standortbedingungen und Kontextfaktoren die Kriterien anzupassen.

Der methodische Ansatz des analytischen Teils lässt sich durch zwei Schritte beschreiben. Zu Beginn wird der Ist-Zustand der Agrarlandschaften anhand von Landschaftskonfigurations- und -kompositionskriterien beschrieben, um darauf aufbauend sogenannte *Coldspots* zu identifizieren, die als Gemeinden mit einfachen Landschaften verstanden werden. Ausgehend von der Identifikation der *Coldspots* kann eine Gemeinde ausgewählt werden, die als Fallbeispielgemeinde des Soll-Zustands herangezogen wird. Beiden Analyseschritten liegt ein relativer Ansatz zu Grunde, der den Vergleich der verschiedenen Gemeinden ermöglicht. Nachfolgend ist dieses methodische Vorgehen für den Abschnitt Umsetzung detailliert beschrieben.

Die gesamte Datenerfassung, -harmonisierung und -analyse wurde in der Programmiersprache *R* in *R Markdown* prozessiert.

2.2.1 Ist-Zustand

Die Beschreibung des Ist-Zustands adressiert maßgeblich folgende Frage: *Wie können Agrarlandschaften ausgewählt werden, die bei der Umsetzung des 10 % LE-Ziels priorisiert betrachtet werden sollen?*

Zu Beginn wird hierzu überblicksartig der Status quo der Agrarlandschaften berücksichtigter brandenburgischer Gemeinden beschrieben, um im Anschluss die Landschaftskomplexität der landwirtschaftlichen Fläche und Diversität der Landnutzungs- und -bedeckungstypen zu bewerten. Sie ermöglicht schließlich die Klassifizierung der *Coldspot* Gemeinden.

2.2.1.1 *Coldspot* Identifizierung

Die Identifizierung von *Coldspots* bildet die Grundlage für die Auswahl zu priorisierender Gemeinden hinsichtlich des Einsetzens von LE. Sie erfolgt durch eine räumliche Analyse mithilfe von Geodaten zur Identifizierung geographischer Klassen. In dieser Studie werden *Coldspots* als jene Landschaften verstanden, die im Vergleich zu anderen Landschaften über weniger komplexe Landschaftsstrukturen verfügen und deshalb als einfachere Landschaften in der Etablierung und Wiederherstellung von LE vorrangig berücksichtigt werden sollten. Dies begründet sich aus der wissenschaftlichen Erkenntnis, dass Biodiversität von einer steigenden Komplexität auf lokaler, regionaler und Landschaftsebene profitiert (Tscharntke et al. 2021). Im Sinne der Praktikabilität und Reproduzierbarkeit wird die Analyse auf Ebene der Gemeinden durchgeführt, die als Landschaften definiert sind.

Aufbauend auf den Ergebnissen von Tscharntke et al. (2021a) speist sich die *Coldspot* Identifizierung aus einem möglichst umfangreichen Ansatz. Dieser berücksichtigt vorrangig ökologische Kriterien, die sich nicht nur auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen beziehen, sondern auch ganzheitlich die Landschaften beschreiben und bewerten. Die Bewertung der Landschaftskomplexität der landwirtschaftlichen Fläche und der Diversität der Landnutzungs- und -bedeckungstypen sind jene Kriterien, deren Ergebnisse zerschnitten und überlappt werden und die schließlich die *Coldspot* Identifizierung ergeben (Batáry et al., 2020).

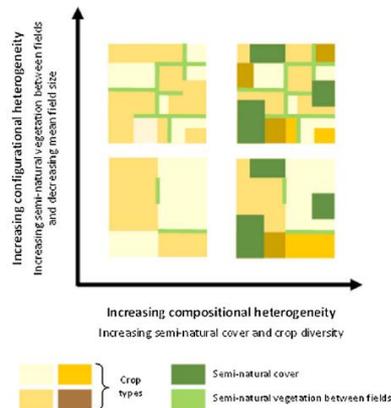


Abb. 1 Darstellung von (Jeanneret et al., 2021) zum Verhältnis zwischen *configurational* und *compositional landscape heterogeneity* (siehe auch Sirami et al. (2019))

Die Einbindung dieser beiden Kriterien ermöglicht es über Näherungswerte die *configurational*- und die *compositional landscape heterogeneity* abzuschätzen (Abb. 1). Die *configurational landscape heterogeneity* umfasst nach (Jeanneret et al., 2021; Sirami et al., 2019) den räumlichen Charakter und die Anordnung naturnaher Vegetation zwischen den Feldern und durchschnittliche Feldgröße, während als *compositional landscape heterogeneity* die Vielfalt und Häufigkeit naturnaher Landbedeckungstypen wie auch die Vielfalt der angebauten Kulturpflanzen (unabhängig von ihrer räumlichen Anordnung) verstanden werden.

2.2.1.1.1 Landschaftskomplexität der landwirtschaftlichen Fläche: Hierarchische Clusteranalyse

Die Landschaftskomplexität ist eine Ebene, die in die finale *Coldspot* Identifizierung einfließt. Zur Operationalisierung der Landschaftskomplexität sind folgende zwei Variablen relevant, die die *configurational landscape heterogeneity* berücksichtigen und deren Auswahl sich aus aktuellen Forschungsergebnissen ableiten lässt (Fahrig et al., 2011; Hass et al., 2018; Marja et al., 2022):

- (i) Feldranddichte: Verhältnis zwischen Feldumfang und -fläche der landwirtschaftlichen Hauptnutzungsfläche (HNF)
- (ii) LE-Dichte: Anteil der Landschaftselemente pro HNF

Für den Aspekt der (i) Feldranddichte wird der Feldumfang jeder Fläche ins Verhältnis zur Feldfläche gesetzt, um darauf aufbauend den Median für jede Gemeinde zu berechnen. Die Variable basiert auf Ergebnissen von Marja et al. (2022), die mit steigender Feldranddichte erhöhte Biodiversität nachweisen konnten. Der Median dient schließlich als Vergleichswert zwischen den verschiedenen Gemeinden (relativer Analyseansatz). Ähnlich erfolgt die Berechnung der Variable (ii) LE-Fläche, die das Verhältnis zwischen landwirtschaftlicher

Fläche und Landschaftselementen angibt und als Näherungswert für Landschaftsstrukturvielfalt weiterverwendet wird.

Auf Grundlage der beiden Variablen kann somit die (agglomerative) hierarchische Clusteranalyse durchgeführt werden. Mithilfe des R Pakets „stats“ wird die Clusteranalyse für einen euklidischen Abstand und den Durchschnitt in R Markdown durchgeführt. Das Analyse ermöglicht, die berücksichtigten Gemeinden zu clustern und damit Gruppen zu identifizieren, die in der Ausgestaltung der beiden berücksichtigten Variablen ((i) und (ii)) ähnlich zueinander sind (d.h., sie zeigen eine geringe Distanz in der Ausgestaltung der beiden Variablen). Zur Bewertung der Landschaftskomplexität der HNF ist deshalb jenes Cluster interessant, das eine geringe bis keine Ausprägung der beiden berücksichtigten Variablen aufweist. Diese geringe Ausprägtheit der Variable (i) und (ii) lässt auf eine geringe *configurational landscape heterogeneity* im Vergleich zu den anderen betrachteten Gemeinden schließen und damit auf eine höhere Simplität der Landschaften (bzw. eine geringere Komplexität in der Struktur in der Agrarlandschaft). Dieses Cluster bildet schließlich eine von zwei Ebenen für die Identifizierung der *Coldspot* Gemeinden und deckt mit der Berücksichtigung der Variablen (i) und (ii) zwei relevante Aspekte in der Beschreibung der Komplexität in Agrarlandschaften ab.

2.2.1.1.2 Diversität der Landnutzungs- und -bedeckungstypen: *Shannon Evenness Index*

Die zweite Ebene zur Identifizierung von *Coldspots* weitet den Analysefokus auf die *compositional landscape heterogeneity* (Jeanneret et al., 2021) aus und berücksichtigt neben der landwirtschaftlichen Fläche auch andere Landnutzungs- und -bedeckungstypen. Mithilfe des *Shannon Evenness Index (SEI)* kann auf Grundlage verschiedener Landnutzungs- und -bedeckungstypen die relative Häufigkeit den Grad der Vielfalt an Bedeckungstypen in einer Gemeinde wiedergeben und damit die Landschaftsvielfalt bewerten. Unter Berücksichtigung der Anzahl der beobachteten Bedeckungstypen einerseits, sowie ihrer relativen Häufigkeit andererseits, ergibt sich ein Index zwischen 0 und 1. Ein Indexwert von 0 steht für eine Landschaft ohne Vielfalt (nur ein Bedeckungstyp), während für den Wert 1 eine maximale Vielfalt an (berücksichtigten) Bedeckungstypen gegeben ist, also Bodentypen in gleichem Maße vertreten sind (Eurostats, n.d.). Der SEI tendiert demnach gegen 0, wenn ein einziger Bodenbedeckungstyp in der Landschaft vorherrschend ist. Umgekehrt tendiert der Index gegen 1, kommen alle Bedeckungstypen in gleicher Häufigkeit vor.

Auf Grundlage der berücksichtigten Landbedeckungs- und Landnutzungsdaten wird der SEI für die einzelnen Gemeinden berechnet. Eine Einteilung der Indexergebnisse in Quartile ermöglicht ein besseres Verständnis für die relative Verteilung und Diversität verschiedener Landschaftstypen im Fallstudiengebiet Brandenburg. Für die Weiterverwendung dieser

Ergebnisse in der *Coldspot* Identifizierung wurde die weniger diverse Hälfte der Gemeinden, also die unteren zwei Quartile, ausgewählt. Diese umfassen jene Gemeinden, die im Verhältnis zu den anderen Gemeinden den geringsten SEI Index vorweisen. Die Auswahl der Gemeinden mit dem geringsten *Shannon Evenness Index* stellt somit die zweite Ebene der finalen *Coldspot* Identifizierung dar.

2.2.1.2 Finale *Coldspot* Identifizierung

Schließlich können die beiden Ergebnisse aus den zuvor beschriebenen Kriterien zusammengeführt und überlagert werden: Aus dem Kriterium für Landschaftskomplexität sind es jene Cluster, die sich durch eine geringe bzw. keine Ausprägung der (i) Feldranddichte und der (ii) LE-Dichte auszeichnen. Aus dem Kriterium zur Diversität der Landnutzungs- und -bedeckungstypen werden die SEI Ergebnisse genutzt, für die im Verhältnis zu den anderen Gemeindeergebnissen, ein geringes Indexergebnis berechnet wurde.

Schließlich ergibt sich die finale *Coldspot* Identifizierung aus der Zusammenlegung und Überlappung der beschriebenen Kriterien-Ebenen. Dabei werden Gemeinden identifiziert, die durch einfache Landschaften charakterisiert sind und damit vorrangig für die Umsetzung des 10 % LE-Ziels betrachtet werden sollten.

2.2.2 Soll-Zustand

Die Analyse des Soll-Zustands baut auf den Ergebnissen des Ist-Zustands auf und fokussiert sich ausschließlich auf die identifizierten *Coldspot* Gemeinden (nachfolgend anhand einer ausgewählten Fallbeispielgemeinde). Dieser Ansatz ermöglicht erste Motivations- und Kriterienvorschläge, die bei der Identifizierung landwirtschaftlicher Fläche für LE berücksichtigt werden können.

Während der Ist-Zustand vordergründig den Status quo der brandenburgischen Gemeinden beschreibt, werden im Analyseschritt zum Soll-Zustand verschiedene Entscheidungs- und Umsetzungswege skizziert, die zur Erreichung des 10 % LE-Ziels beitragen können und dabei an die methodischen Annahmen des Ist-Zustands anknüpfen. Hierzu werden verschiedene Szenarien beschrieben, die die grundsätzliche Komplexität in der Landschaft erhöhen sollen. Es haben sich zwei Motivationsansätze und korrespondierenden Kriterien herausgebildet, die sich in ihrer Schwerpunktsetzung auf agronomische oder ökologische Kriterien unterscheiden. Der Ansatz der Extremstandorte berücksichtigt vordergründig agronomische Kriterien, die teilweise auch ökologische Kriterien inkorporieren (Berger & Pfeffer, 2011), während der zweite Ansatz zur Wiederherstellung der Biodiversität hauptsächlich eine ökologische und

naturschutzfachliche Herangehensweise priorisiert, die allerdings auch gewisse agronomische Perspektiven berücksichtigt (Garibaldi et al., 2021; Tschardt et al., 2012).

Innerhalb der landwirtschaftlichen Fläche gibt es mehrere Möglichkeiten, potentielle Fläche für LE auszumachen. Grob lassen sich zwei potentielle Flächentypen anhand ihrer Lage unterscheiden (Berger & Pfeffer, 2011): Flächen, die sich am Feldrand befinden, allerdings noch innerhalb der landwirtschaftlichen Fläche liegen – und Flächen, die sich isoliert innerhalb der landwirtschaftlichen Fläche ohne direkte Außengrenzen an andere Flächen befinden. Diese Studie fokussiert sich auf die potentielle Fläche an Feldrändern und lässt isolierte Flächen außen vor. Die festgelegte Feldrandlage ermöglicht es, die Ergebnisse der unterschiedlichen Kriterien der Motivationsansätze mit der Feldrandlage zu verschneiden und als Fläche zu identifizieren, die potentiell für LE genutzt werden kann. Zur Eingrenzung der Feldrandlage wird ein „negativer“ Feldrand eingezeichnet. Dieser „negative“ Feldrand wird nachfolgend als äußerer Flächenstreifen innerhalb des landwirtschaftlichen Feldes verstanden und ist deshalb nicht im klassischen Sinne als Feldrand zu verstehen. Methodisch wird hierfür ein negativer Pufferstreifen innerhalb des Feldes eingezeichnet.

Die unterschiedlichen methodischen Schritte berücksichtigen unterschiedliche Varianzen „negativer“ Feldrandoptionen, deren Flächen schließlich als potentielle LE-Flächen betrachtet werden können. Für die Ergebnisse der Extremstandorte sind jeweils 5 m und 10 m Pufferzonen berücksichtigt, wohingegen für den Motivationsansatz der Wiederherstellung der Biodiversität neben den 5 m und 10 m Feldrandoptionen auch eine 3 m Option mitberücksichtigt ist. Diese ergänzende Option in den Biodiversitätsszenarien lässt sich mit der Kriterienauswahl begründen, die im Sinne einer Radikalitätsreduktion die Berücksichtigung einer weiteren Feldrandoption als sinnvoll erscheinen ließ.

2.2.2.1 Agronomischer Ansatz: Extremstandorte

Berger & Pfeffer (2011) beschreiben aus agronomischer Perspektive naturschutzfachliche Kriterien, auf deren Grundlage Flächen für LE bestimmt werden können. Diese Kriterien bilden die Grundlage für unterschiedliche Szenarien innerhalb des Extremstandorte-Motivationsansatzes. Aus agronomischer Perspektive ist es sinnvoll die landwirtschaftliche Fläche für LE zu identifizieren, die vergleichsweise durch eine geringere Produktivität ausgezeichnet ist. Aus diesem Grund werden nachfolgend Extremstandorte anhand ihrer (i) Ackerzahl und (ii) Erosionsgefährdung (Wind und Wasser) charakterisiert und bestimmt, wie in Tab. 3 übersichtlich dargestellt ist. Beide Variablen sind wichtige Einflussgrößen auf das Ertragspotential und bieten eine gute Argumentationsgrundlage gegenüber Landwirt:innen

einen Teil ihrer produktiven Fläche in nicht-produktive Fläche umzuwandeln, weshalb diese Kriterien durch eine gewisse Praktikabilität ausgezeichnet sind.

Kriterium	Szenario	„Negative“ Feldrandoption		
		3	5	10
Geringe Ackerzahl	Ackerzahl Schwellenwert 20, 25, 30		x	X
Erosionsgefährdung	Durch Wind: Gefahrenklasse 4 und 5		x	X
	Durch Wasser: Förderkulisse Gewässerschutz		x	X

Tab. 3 Überblick der Kriterien- und Szenarienauswahl des agronomischen Motivationsansatzes für Extremstandorte

(i) Geringe Ackerzahl

Das erste Kriterium der Extremstandorte umfasst den Wert der Ackerzahl, die einen groben Richtwert für die Qualität der Ackerfläche angibt und als Hinweis auf das Ertragspotential interpretiert wird. Die Qualität der landwirtschaftlichen Fläche bei geringen Ackerzahlen ist demnach geringer und kann deshalb als Kriterium für landwirtschaftlich weniger attraktive Flächen verwendet werden. Es gibt zwar grobe Richtwerte für geringe Ackerzahlen, allerdings sind diese sehr kontextspezifisch. Für die Fallstudiengebiete wurden drei Ackerzahlen für unterschiedliche Szenarien festgelegt, deren Flächenauswahl potentiell für LE genutzt werden kann: 20, 25 und 30 (Berger & Pfeffer, 2011).

Die Festlegung eines allgemeinen Schwellenwertes für geringe Ackerzahlen ist komplex und würde der Standort- und Kontextabhängigkeit dieses Wertes nicht gerecht werden. Würde ein standortunabhängiger allgemeiner Schwellenwert festgelegt werden, wären insbesondere Flächen bevorteilt, die durch eine hohe Ackerzahl einen höheren Ertrag gekennzeichnet sind. Da Flächen mit einem höheren Ertragsniveau häufig auch intensiver bewirtschaftet werden, könnte das Festlegen eines allgemeinen Schwellenwerts dazu führen, dass in diesen Regionen weniger bis keine Fläche für LE identifiziert werden kann, obwohl eine intensive Bewirtschaftung starken negativen Druck auf die Biodiversität und ÖSL in der Agrarlandschaft ausübt. Deshalb kann zwar ein grober Richtwert der Ackerzahl angegeben werden (nach Berger & Pfeffer (2011) wäre das ≤ 20), sollte allerdings regions- und landschaftsabhängig entschieden werden.

(ii) Erosionsgefährdung durch Wind und Wasser

Die Berücksichtigung der Erosionsgefährdung durch Wind und Wasser ist das zweite Kriterium zur Beschreibung von Extremstandorten, da sie eine wichtige Einflussgröße des Ertragspotentials beschreibt. Die Modellierung der Erosionsgefährdungen durch Wind und Wasser ist sehr unterschiedlich, weshalb für beide individuelle Richtlinien festgelegt werden. Grundsätzlich ist für die nachfolgenden Szenarien ein Richtwert für landwirtschaftliche Fläche

festgelegt, die von einer hohen Erosionsgefährdung (durch Wind und Wasser) geprägt ist. Für Winderosion stehen Daten für Brandenburg zur Verfügung, deren höchsten Gefahrenklassen 4 und 5 berücksichtigt werden (Landesvermessung und Geobasisinformation, 2022b). Für die Wassererosionsdaten stehen die Ergebnisse der Förderkulisse für die Blühstreifen-Richtlinie bereit, in die bereits die Wassererosionsdaten eingeflossen sind (Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg, 2020).

2.2.2.2 Ökologischer Ansatz: Wiederherstellung der Biodiversität

Basierend auf Garibaldi et al. (2021) und Tschardt et al. (2012) konnten zwei biodiversitätsfördernde Kriterien synthetisiert werden, die für die Identifizierung von LE Flächen genutzt werden und in Tab. 4 aufgelistet sind. Die (i) Reduzierung der Feldgröße und der (ii) Schutz bestehender Biotope sind die beiden Kriterien, die in dieser Studie verwendet werden um den Schutz und die Wiederherstellung der Biodiversität auf Landschaftsebene zu stärken. Die zugrundeliegende Annahme beider Kriterien fokussiert, neben dem Schutz bestehender Biotope, die Steigerung der Landschaftskomplexität und -diversität (Marja et al., 2022; Tschardt et al., 2012).

Kriterium	Szenario	„Negative“ Feldrand-Option		
		3	5	10
Reduzierung der Feldgrößen	Teilung aller Flächen > 6 ha in Feldgrößen unter 6 ha	x	x	X
	Teilung aller größeren Flächen (größten 25 %) mit unterschiedlichen Feldgrößenteilungen (100, 200, 300, 400 Teilungen)	x	x	X
Schutz bestehender Biotope	5 m Pufferstreifen um Stillgewässer	x	x	X

Tab. 4 Überblick der Kriterien- und Szenarienauswahl des ökologischen Motivationsansatzes für die Wiederherstellung der Biodiversität

(i) Reduzierung der Feldgrößen

Viele wissenschaftliche Ergebnisse kommen zu dem Schluss, dass bei der Betrachtung auf Landschaftsebene die Feldgröße ein entscheidender Faktor bei der Wiederherstellung der Biodiversität und der Verbesserung in der Bereitstellung gewisser ÖSL ist (Botzas-Coluni et al., 2021; Estrada-Carmona et al., 2022). Tschardt et al. (2012) geben einen optimalen Feldgrößenrichtwert von maximal 6 ha an. Jene landwirtschaftliche Fläche, die eine Feldgröße über 6 ha aufweist, kann geteilt werden, um schließlich über eine Optimalgröße von unter 6 ha zu verfügen. Mithilfe des GIS Werkzeugs *Polygon Divider* können in QGIS die ausgewählten Flächen geteilt und ihre Maximalgröße festgelegt werden. Ausgehend von dem zuvor beschriebenen Ansatz des „negativen“ Feldrandes ergeben sich durch die Teilungsoptionen

natürlicherweise mehr Optionen einen negativen Feldrand einzusetzen. Diese Feldrandoptionen stellen damit Flächen dar, die für LE genutzt werden können.

Als Alternativkriterium wird ein weiterer Feldgrößenwert festgelegt, der sich auf die Auswahl der größten landwirtschaftlichen Fläche bezieht, die methodisch als größte Flächen (obersten 25 %) innerhalb der Agrarlandschaft beschrieben werden. Hierzu werden verschiedene Teilungsszenarien mithilfe des *Polygon Dividers* durchgespielt, die sich hinsichtlich der Anzahl der Flächenteilung unterscheiden. Die Teilungsanzahl ist auf 100, 200, 300 und 400 festgelegt. Auch hier übernimmt das zusätzliche Einsetzen des „negativen“ Feldrandes die abschließende Identifizierung der LE Flächen.

Für das Kriterium (i) Reduzierung der Feldgröße ergeben sich zusammenfassend folgende Szenarien: Erstens, die Teilung der Feldblöcke > 6 Schutz bestehender Biotope

Der Schutz bestehender Biotope vor negativen Auswirkungen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und Ausdehnung ist das zweite ökologische Kriterium. Pufferstreifen ermöglichen einen wirksamen Schutz wertvoller Lebensräume gegenüber negativen Einflüssen (Donald & Evans, 2006). Sie sollen den negativen Einfluss (intensiv) landwirtschaftlich genutzter Flächen auf vorhandene Biotope minimieren. Die Festlegung einer allgemeinen Größe von Puffern um bestehende Biotope ist jedoch nicht sinnvoll. Hierbei muss zwischen den unterschiedlichen Biotopen und deren Schutzanforderungen durch Pufferstreifen unterschieden werden. Diese Anforderungen sind komplex und erfordern die Berücksichtigung verschiedener Faktoren, wie z.B. Standortbedingungen, vorhandener taxonomischer Gruppen oder die Sensitivität der Lebensgemeinschaften gegenüber Einflüssen. Um diesen Aspekt zu vereinfachen wird sich bei dem Schutz bestehender Biotope auf Pufferzonen um Stillgewässer konzentriert. Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) regelt eine Mindestbreite von 5 m Gewässerrandstreifen in Brandenburg, die als Kriterium für die Pufferstreifen um Stillgewässer angewandt werden (Brandenburgisches Wassergesetz (BbgWG), 2012; Bärwolff et al., 2013). Die Überschneidung der Gewässerrandstreifen mit der landwirtschaftlichen Hauptnutzungsfläche kann schließlich als potentielle Fläche für LE identifiziert werden.

2.2.2.3 Grobe LE-Klassen Empfehlung

Für den agronomischen und ökologischen Motivationsansatz werden nach der Analyse abschließend Empfehlungen dazu ausgesprochen, welche LE-Klassen auf der identifizierten Fläche in Hinblick auf die untersuchten ökologischen und agronomischen Kriterien idealerweise eingesetzt werden können. Die Multidimensionalität der Auswahl von LE ist allerdings komplex, weshalb diese Auswahl nur grobe Richtungen vorgeben kann, die in der

konkreten Umsetzung weitere Variablen berücksichtigen müsste (wie z.B. Fördermöglichkeiten, Eigentumsfragen, Standortbedingungen etc.) (Hauck et al., 2016). Der Anspruch und Ziel dieser Studie ist nicht, spezifische LE-Klassen für gewisse Standorte zu empfehlen, sondern vielmehr aufzuzeigen, wie dieser Entscheidungs- und Umsetzungspfad aussehen können (Tab. 5).

Für das Extremstandorte-Kriterium (i) geringe Ackerzahl kann theoretisch auf alle LE-Klassen zurückgegriffen werden, denn Grundlage dieses Kriteriums ist die Auswahl wenig produktiver Fläche ohne weitere Einschränkungen (Berger & Pfeffer, 2011). Für (ii) Erosionsgefährdung durch Wind im Extremstandorte-Kriterium ergeben sich hingegen weniger ideale LE-Optionen: LE-Gehölze (z.B. Hecken, Baumreihen) bieten bei standortgemäßer Einsetzung Windschutz, der bei der Eindämmung von Winderosion nützlich sein kann; Steinige LE-Klassen sind theoretisch denkbar, erfordern allerdings zusätzliche Forschung, um deren Wirkung umfassend nachvollziehen zu können (Baudry et al., 2000; Carlier & Moran, 2019; Donjadee et al., 2010). Zur Eindämmung der Wassererosion hingegen sind grasbewachsene LE oder LE-Gehölze eine Option, um durch die Steigerung einer Oberflächenbedeckung den Abtrag des Oberbodens durch Wasser zu verhindern (Boetzel et al., 2021; Cole et al., 2020; Concepción et al., 2012).

Für das Szenario der Wiederherstellung der Biodiversität sind die Empfehlungen weniger eindeutig. Das ist vordergründig auf die Analyseebene des Landschaftsansatzes zurückzuführen, der sich auf die Landschaftsstruktur und nicht auf die vorhandenen bzw. zu fördernden Arten sowie deren Lebensraum konzentriert. Für eine detailliertere Auskunft der LE-Klassen müsste festgelegt werden, welche Arten unterstützt/gefördert werden sollen und wie deren Lebensraumanspruch aussieht, bzw. welcher Habitatverbund sinnvoll wäre (Diekötter et al., 2008; Donald & Evans, 2006; Kruess & Tschardtke, 1994; Préau et al., 2022). Ähnliches gilt für den (ii) Schutz bestehender Biotop, denn jedes Biotop verlangt eine umfassende Berücksichtigung der Ansprüche von Pufferzonen als Schutzraum zur landwirtschaftlichen Fläche (d.h. andere Ansprüche von Pufferzonen um Wälder im Gegensatz zu Gewässern) (Youngquist & Boone, 2021). Für das konkrete Beispiel der Pufferstreifen um Stillgewässer können vordergründig grasbewachsene LE (wie z.B. Blüh- oder Grasrandstreifen) eingesetzt werden, da sie durch die dichte Oberflächenbedeckung das Auswaschen von Nährstoffen aus der landwirtschaftlichen Produktion reduzieren (Cole et al., 2020).

Soll-Zustands Szenarien		LE-Gehölze	Grasbewachsene LE	Feuchte LE	Steinige LE
Extremstandorte					
Geringe Ackerzahl	Ackerzahl Schwellenwert 20, 25, 30	x	x	x	X
Erosionsgefährdung durch Wind	Durch Wind	x			(x)
	Durch Wasser	x	x		
Wiederherstellung der Biodiversität					
(i) Reduzierung der Feldgrößen (auch)	Teilung aller Flächen > 6 ha in Feldgrößen unter 6 ha	(x)	(x)	(x)	(x)
	Teilung aller größeren Flächen (größten 25 %) mit unterschiedlichen Feldgrößenteilungen (100, 200, 300, 400 Teilungen)	(x)	(x)	(x)	(x)
(ii) Schutz bestehenden Biotope	5 m Pufferstreifen um Stillgewässer		x		

Tab. 5 Überblick der groben LE-Klassen Empfehlung für die Soll-Zustands Szenarien (x = Auswahl; (x) = Potentielle Auswahl (tiefergehende Recherche bzw. Forschung notwendig)

3. Verwendete Daten

Die aufgelisteten (Geo-)Daten in Tab. 6 fanden ausschließlich im analytischen Umsetzungsteil Verwendung, während die anderen Kapitel (Theoretische Einführung, Interpretation und Nutzen) ihre Datengrundlage aus der systematischen Literaturanalyse ziehen. Einige Datensätze wurden je nach Analysezweck gefiltert, was sich wiederum in Tab. 6 ablesen lässt.

Name	Filter innerhalb des Datensatzes	Datenquelle
Gemeinden Brandenburg		(Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg, 2022)
Kreise BB		(Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg, 2022)
Landwirtschaftliche Hauptnutzungsfläche (HNF)	TF_TYP == HNF HNF >= 10% der Gesamtfläche ¹	(Landesvermessung und Geobasisinformation, 2022c)

Fortführung der Tabelle auf der nächsten Seite

¹ Der Analysefokus liegt klar auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche, die auf Grundlage der InVeKoS Antragsdaten von 2021 klassifiziert wurden. Um in der weiteren Analyse berücksichtigt zu werden, wurde ein Schwellenwert von mindestens 10 % HNF innerhalb der Gemeinden in Brandenburg festgelegt. Insgesamt wurden 392 Gemeinden identifiziert, die für die weitere Analyse berücksichtigt werden und den Rahmen für die Analyse setzen (Tab. 18).

Name	Filter innerhalb des Datensatzes	Datenquelle
Landschaftselemente ²	L_BEZEICH = c(BR, EB, FH, FR, FS, HK, NT, TÛ)	
	CODE = c(545, 564, 583, 590, 591, 592, 594, 595)	(Landesvermessung und Geobasisinformation, 2022c)
	bioklas_t = c(Gras- und Staudenfluren, Laubgebüsch, Feldgehölze, Alleen, Baumreihen und Baumgruppen, Biotop der Grün- und Freiflächen, Trockenrasen, Röhrichtgesellschaften, Standgewässer (einschließlich Uferbereiche, Röhrichte etc.), Zwergstrauchheiden und Nadelgebüsch, Moore und Sümpfe)	(Landesvermessung und Geobasisinformation, 2022a)
Flächengröße der Felder (auf HNF) ³	SHAPE_Area	(Landesvermessung und Geobasisinformation, 2022c)
Umfang der Felder (auf HNF) ⁴	SHAPE_Leng	(Landesvermessung und Geobasisinformation, 2022c)
Landnutzungs- und -bedeckungstypen	LABEL1 = c(Agricultural areas, Artificial surfaces, Forest and semi natural areas, Water bodies, Wetlands) (Tab. 17)	(Copernicus Land Monitoring Service, 2018)
Ackerzahl	fieldscore <=20; fieldscore <=25 fieldscore <=30	(Landesvermessung und Geobasisinformation, 2022d)
Hohe Erosionsgefährdung durch Wind	Gefahrenklasse = c(4, 5)	(Landesvermessung und Geobasisinformation, 2022b)
Hohe Erosionsgefährdung durch Wasser		(Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg, 2020)
Stillgewässer	Gewässer (gew01_f) des Digitalen Landschaftsmodell	(Landesvermessung und Geobasisinformation, 2022c)
	Vektorisieren von Satellitenbildern	(Esri; Maxar; Earthstar Geographics; GIS User Community, 2023)

Tab. 6 Übersicht der verwendeten Daten für den analytischen Umsetzungsteil

² Die Berücksichtigung der LE speist sich aus drei verschiedenen Datenquellen, deren georeferenzierte Polygone ausschließlich verwendet wurden (keine Berücksichtigung der Punkte, Multipunkte, Linien und Multilinen), da der Analysefokus auf der Flächenberechnung liegt: (1) LE Daten, die im Feldblockkataster des Agrarförderantrages, das ausschließlich jene LE umfasst, die durch die Gemeinsame Agrarpolitik der EU finanziert werden (Landesvermessung und Geobasisinformation, 2022c); (2) Brachen, die im InVeKoS Antragsdatensatz gelistet sind und damit auch durch die GAP finanziert werden (Landesvermessung und Geobasisinformation, 2022c); (3) LE Daten, die im Biotopkataster weitere LE berücksichtigen, die sich teilweise bzw. nicht auf landwirtschaftlicher Fläche befinden. Die Biotopklassen, die für die LE Klassifizierung relevant sind, wurden zuvor identifiziert und dem LE-Datensatz hinzugefügt (siehe Auflistung in der Tabelle). Ausgehend von Czúcz et al. (2022)'s Definition wurden nur die Biotop mit einbezogen, die eine Fläche unter 0.5 ha aufweisen.

³ Die Flächengröße der Felder auf der HNF wurde mithilfe des sf Pakets in R berechnet und mit den InVeKoS Daten abgeglichen.

⁴ Der Umfang der Felder konnte direkt aus dem InVeKos Datensatz abgelesen werden.

4. Theoretische Einführung

Folgender erster inhaltlicher Teil umfasst eine kurze theoretische Einführung und Konzeptualisierung, wie die Einbettung der landwirtschaftlichen Produktion in Landschaften analytisch verstanden werden kann und operationalisierbar ist. In diesem Zusammenhang wird auch das Zusammenspiel aus Biodiversität und ÖSL in den Agrarlandschaften skizziert. Dieser theoretische und konzeptionelle Entwurf ermöglicht es das grundsätzliche Verständnis für das 10 % LE-Ziel der Biodiversitätsstrategie zu erweitern und konzentriert sich auf die Frage, welche Relevanz das 10 % LE-Ziel für die Wiederherstellung der Biodiversität und der Ökosystemleistungen auf Landschaftsebene hat.

Die landwirtschaftliche Produktion beinhaltet unweigerlich einen Eingriff in die Natur (Feindt et al., 2019). Wie dieser Eingriff ausgestaltet ist, beeinflusst maßgeblich die Landschaft, in die sie eingebettet ist und damit auch, in welchem Zustand die Biodiversität sowie die Leistung bzw. das Leistungspotential der Ökosysteme zu bewerten ist. Die dabei entstehenden Agrarlandschaften werden auch als Kulturlandschaften bezeichnet, die sich insbesondere durch den anthropogenen Eingriff kennzeichnen. Sie sind Ausdruck des komplexen Zusammenspiels zwischen Menschen und Ökosystemen auf Landschaftsebene (Mitchell et al., 2020; Swinton et al., 2007a). Folglich werden Agrarlandschaften als komplexe und multifunktionale Systeme verstanden, eingebettet in- und interagierend mit einem Geflecht aus Ökosystemen, die gewisse ÖSL bereitstellen, die für das gesellschaftliche Wohlergehen der Menschen bedeutend sind (TEEB, 2010). Im Kontext der landwirtschaftlichen Produktion sind in diesem Zusammenspiel jene ÖSL (wie z.B. Wasserfilterung) relevant, die einerseits von den Agrarlandschaften erbracht werden (als Leistungserbringer) und andererseits für landwirtschaftliche Produktion notwendig sind (wie z.B. Bestäubung) (Agrarlandschaften als Leistungsempfänger (Holland et al., 2017; Swinton et al., 2007)). Agrarlandschaften zeichnen sich deshalb als Leistungserbringer und -empfänger von ÖSL aus, deren Bereitstellung eng an die vorhandene Biodiversität gekoppelt ist (TEEB, 2010)

Für die Bereitstellung von ÖSL nimmt die Biodiversität eine bedeutende Rolle ein (Naeem et al., 2012; Tilman & Clark, 2014). Neben ihrem Wert an sich, ist Biodiversität Grundlage für die Bereitstellung vieler ÖSL, wenn auch die Synthese und die konkreten (Leistungs-) Abhängigkeiten in der Wissenschaft stark diskutiert werden (Dainese et al., 2019; Kleijn et al., 2015). Unbestritten ist, dass Biodiversität und ÖSL in einem Verhältnis direkter Wechselwirkung zueinander stehen (Walz & Syrbe, 2018).

Trotz dieses signifikanten Abhängigkeitsverhältnisses der landwirtschaftlichen Produktion von ÖSL für ein nachhaltiges Funktionieren von Agrarlandschaften, nimmt die landwirtschaftliche

Produktion großen negativen Einfluss auf die Biodiversität und die Bereitstellung von ÖSL (Power, 2010; Swinton et al., 2007) und forciert potentielle *Trade-offs* in der Bereitstellung gewisser ÖSL. Die zunehmende Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion im Zuge der Industrialisierung gilt als ein wichtiger negativer Einflussfaktor, der die Bereitstellung der ÖSL in modernen Agrarlandschaften signifikant beeinflusst (Feindt et al., 2019).

Die Intensivierung in der Landwirtschaft umfasst grundsätzlich eine Steigerung der Produktionsfaktoren, die durch einen „vermehrten Eintrag an Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, Einengung von Fruchtfolgen, steigenden Einsatz von schweren Maschinen oder die Vergrößerung der Schläge durch die Beseitigung von natürlichen und halbnatürlichen Strukturelemente[n]“ (Feindt et al., 2019) geprägt ist. Sie zielt innerhalb der landwirtschaftlichen Produktion auf eine Homogenisierung der Standortbedingungen ab, die kurzfristig Produktionssteigerung und ökonomische Gewinne für Landwirt:innen und die Lebensmittelindustrie bereithält. Die externen Kosten für die Gesellschaft auf die Umwelt sowie das Gesundheits- und Sozialwesen, wie auch langfristige intersektorale Folgen für die Produktivitätsstabilität sind dabei nicht mit eingepreist (Pe'er, Lakner, et al., 2017).

Zusammenfassend lassen sich zwei direkte Folgen der Intensivierung auf die Agrarlandschaft beschreiben:

(A) Ausgeräumte, einfache Agrarlandschaften entstehen durch die Homogenisierung und Simplifizierung der Landschaft sowie Fragmentierung, Zerstörung und Vereinzelung von Habitaten (Batáry et al., 2020; IPBES, 2016; Tschardt et al., 2005, 2012). Der Verlust und die Fragmentierung naturnaher Lebensräume beeinflusst Nahrungsnetze (von z.B. Honig- und Wildbienen, Schmetterlingen, anderen Gliederfüßern und Wirbeltieren (Vögeln)), Habitats und damit auch den Fortpflanzungserfolge, die sich in einem signifikanten Populationsrückgang der Bestäuber- und Schädlingsbekämpfer niederschlägt und als eine der größten Bedrohungen für die Biodiversität im Anthropozän beschrieben wird (Biesmeijer et al., 2006; Chaplin-Kramer et al., 2013; van Swaay et al., 2015; Winfree et al., 2009). Die Intensivierung ist damit wesentlicher Treiber für den Verlust der Biodiversität, da Fauna-Flora Habitats verkleinert, zerstört oder getrennt werden (Feindt et al., 2019).

(B) Die Qualität natürlicher Ressourcen verschlechtert sich durch Überdüngung, Bodenbearbeitung, Entwässerung und Pestizidausbringung, was eine Steigerung der Erosionsgefährdung und Verschärfung der Klimakrise forciert (Collins & Sutherland, 2019; Duru et al., 2015; Feindt et al., 2019; van Grinsven et al., 2013).

Diese Entwicklungen und Trends stehen der „klassische“ Zielsetzung der landwirtschaftlichen Produktion zur Nahrungs-, Futtermittel und Energieproduktion und damit der ursprünglichen

Intention der Intensivierungsbestrebung diametral entgegen, denn die Verluste der naturnahen Lebensräume gefährden grundsätzliche produktionsnotwendige ÖSL wie die Bestäubung der Feldfrüchte oder die biologische Schädlingsbekämpfung (Bianchi et al., 2006; Dainese et al., 2019; Ricketts et al., 2008).

Biodiversitätsverlust stellt damit das zentrale Ziel der Landwirtschaft – die Produktionskapazität und die damit zusammenhängende Forderung nach Ernährungssicherheit – in Frage (Garibaldi et al., 2013). Darüber hinaus werden trotz anhaltender Intensivierung zunehmend Ertragsrückstände verzeichnet, die die Bedeutung neuer Lösungsansätzen verdeutlichen (Ray et al., 2012).

Hier setzt das 10 % LE-Ziel der Biodiversitätsstrategie 2030 der EU an. Denn LE sind Teil von nicht-produktiver Fläche in der Agrarlandschaft, die den Kern multifunktionaler Bewirtschaftungsstrategien der Landschaft bilden (Garibaldi et al., 2021; Mitchell et al., 2020). LE können als Schnittstelle zwischen der landwirtschaftlichen Produktivität, dem Erhalt der Biodiversität und als Beitrag der Natur für den Menschen (als ÖSL) betrachtet werden. Im Detail bedeutet das, dass LE

- (a) zur Bereitstellung von Lebensmitteln, Futtermitteln, Energie, Arzneimitteln und genetischen Ressourcen beitragen, während sie
- (b) einen Teilaspekt der Naturschutzbemühungen unterstützen, indem die Wirksamkeit der Naturschutzgebiete erhöht wird (durch z.B. Verbindungen von Habitaten) und
- (c) die Bereitstellung von ÖSL in den Agrarlandschaften fördert, die die landwirtschaftliche Produktion garantiert und die Lebensqualität der Menschen verbessert (Díaz et al., 2019; Kremen & Merenlender, 2018).

Auch wenn die Reduktion der produktionsorientierten Fläche durch das Einsetzen von LE zur Folge haben kann, dass die potentielle Ertragsfläche abnimmt, kann die Erhöhung der naturnahen Lebensräume die Produktivität der Anbaufläche erhöhen und die Gesamtproduktion auf Landschaftsebene steigern (Garibaldi et al., 2011, 2016; Ricketts et al., 2004).

Schließlich kann die Erhöhung von LE in der Agrarlandschaft Möglichkeiten bieten, Auswirkungen der intensiven Bewirtschaftung entgegenzuwirken und damit zumindest teilweise zentrale Fragen des Umwelt-, Ressourcen- und Klimaschutzziele zu adressieren (Boetzel et al., 2021; Ekroos et al., 2014; Hannon & Sisk, 2009). In Hinblick darauf bietet die Landschaftsebene einen integrativen Analyseansatz, der das vielfältige und komplexe Zusammenspiel zwischen Menschen und Ökosystemen anerkennt und versucht, die Multifunktionalität der Agrarsysteme zu erfassen, deren Grenzen nicht durch Feld- oder Betriebsstrukturen gebunden sind (Hossard & Chopin, 2019; Meuwissen et al., 2019).

5. Interpretation

Nachfolgendes Kapitel ist durch zwei Fragen strukturiert, die sich insbesondere auf die Interpretation der des 10 % LE-Ziels beziehen.

5.1 Aus welchen Studien lässt sich das 10 % LE-Ziel ableiten?

Eine Vielzahl von wissenschaftlichen Studien verweist auf den dringenden Bedarf des Schutzes von naturnahen Lebensräumen in der Agrarlandschaft, um den Artenrückgang durch die Schaffung von Lebensraum und Rückzugsmöglichkeiten zu verlangsamen und die Wiederherstellung der Biodiversität zu fördern (Batáry et al., 2020; Estrada-Carmona et al., 2022; IPBES, 2016; Jeanneret et al., 2021; Tschardt et al., 2012). Die Frage, wie groß die dafür benötigte Fläche ist, ist komplex.

Das 10 % LE-Ziel der EU lässt sich nicht direkt auf eine wissenschaftliche Studie zurückführen. Vielmehr handelt es sich um ein politisches Ziel, das grob durch verschiedene wissenschaftliche Studien abgedeckt ist. Ähnliches gilt beispielsweise auch für das Greening der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) (2015-2022), das für Ackerland (ab 15 ha) 5 % ökologische Vorrangfläche festlegte. Trotz allem kommen verschiedene wissenschaftliche Studien in ihren Berechnungen oder durch Metaanalysen in Bezug auf den notwendigen Anteil von LE als nicht-produktive Fläche in der Agrarlandschaft zu ähnlichen Ergebnissen. Abweichende Ergebnisse in den Studien lassen sich durch unterschiedliche analytische Ansätze hinsichtlich folgender Aspekte begründen:

- Betrachtungsebene (z.B. global, europäisch, national)
- berücksichtigte Fläche (z.B. Ackerland, *working landscapes*)
- Zielsetzung (z.B. Naturschutz oder ÖSL-Gewährleistung)

Beispielsweise ermittelten Oppermann, Pfister, et al. (2020) in einer Quantifizierungsstudie einen Gesamtbedarf von 5- 10 % ungenutzter Fläche im Ackerland und 5 % im Grünland für 25 typische Arten und Artengruppen der Agrarlandschaft. Diese Studie baut auf Ergebnissen von Nitsch et al. (2017) auf, die die Wirkung und Qualität von ökologischen Vorrangflächen untersuchten und auf betrieblichen Ackerflächen kurzfristig mindestens 7 % und langfristig mindestens 10 % hochwertige, ökologische und naturnahe LE in der Agrarlandschaft als notwendig betrachteten. Oppermann, Chalwatzis, et al. (2020) kommen zum Ergebnis, ein Flächenanteil von 10 % ökologisch wertvollen Landschaftselementen im Ackerland habe einen deutlichen, und 15 % einen sehr deutlichen Effekt auf die Brutvogel- und Winterbestände von Agrarvögeln. Dagegen definieren Tschardt et al. (2021) einen Schwellenwert von 20 %

naturnaher Lebensräume in der Agrarlandschaft, der nicht unterschritten werden darf, um den Erhalt der Biodiversität zu gewährleisten (vgl. Thies & Tschardtke (1999)). Garibaldi et al. (2021) kommen auf Grundlage der Synthese verschiedener Studien ebenfalls zu dem Ergebnis von mindestens 20 %, die notwendig seien, um die Bereitstellung von ÖSL (über die Pflanzenproduktion hinaus) weltweit für Menschen garantieren zu können. Diese 20 % beziehen sich allerdings auf *working landscapes*, die nicht nur landwirtschaftlich genutzte Flächen, sondern alle bewirtschafteten Flächen außerhalb von Naturschutzgebieten umfassen, die für Land-, Vieh-, und/oder Forstwirtschaft (>10 ha) bewirtschaftet werden.

5.2 Wie können Landschaftselemente für die Biodiversitätsstrategie 2030 beispielhaft klassifiziert werden?

Für die Biodiversitätsstrategie 2030 ist eine einheitliche Definition von LE von zentraler Bedeutung. Einerseits, um den Rahmen der Umsetzungsmöglichkeiten abzustecken und andererseits, um die Einhaltung der Ziele kontrollieren und bewerten zu können. Viele Dokumente, die sich auf politischer Ebene mit LE beschäftigen, enthalten allgemeine Auflistungen verschiedener LE, ohne dabei allerdings Anspruch auf eine umfassende Definition oder ein erschöpfendes Klassifizierungssystem zu erheben (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2016; Verordnung (EU) 2021/2115 Informationsaustausch, 2021). Dieser Ansatz ist beim Schutz oder der Wiederherstellung von LE sinnvoll, weil er eine gewisse Flexibilität in der Umsetzung, Ausgestaltung und Interpretation einräumt. Sie erlaubt es, standortabhängige ökologische und soziokulturelle Gegebenheiten zu berücksichtigen (Czúcz, Baruth, Terres, et al., 2022). Wenn die Erhöhung und damit die Einbringung von neuen, zusätzlichen Elementen in die Agrarlandschaft im Fokus stehen (wie es bei der EU-Biodiversitätsstrategie der Fall ist), ist ein System der Berichterstattung, des Monitorings und der Evaluation abhängig von einer klaren (EU-weiten) Definition für LE.

Czúcz et al. (2022) formulieren folgende Definition, die mit vielen wissenschaftlichen Publikationen übereinstimmt (Czúcz, Baruth, Angileri, et al., 2022). und im Folgenden auch dieser Studie zugrunde liegen wird. Sie beschreiben Landschaftselemente in der Agrarlandschaft als „small fragments of non-productive natural or semi-natural vegetation in agricultural landscape which provide ecosystem services and support for biodiversity“ (Czúcz, Baruth, Terres, et al., 2022). Auch andere Landnutzungstypen wie urbane oder industrielle Räume verfügen über Elemente (z.B. in privaten Gärten oder in öffentlichen Parks), die allerdings im klassischen Sinne nicht als LE bezeichnet werden und deshalb von der LE-Definition abzugrenzen sind (Czúcz, Baruth, Terres, et al., 2022). Diese funktionale

Klassifizierung der LE kann dabei helfen, die berücksichtigten LE eng an politische Zielsetzungen (z.B. die Einhaltung gewisser ÖSL) zu koppeln, während gleichzeitig ein hohes Maß an Praktikabilität und Effektivität in der Umsetzung und der Bewertung gewährleistet werden kann (Czúcz, Baruth, Terres, et al., 2022).

Auf Grundlage verschiedener EU-weiter Definitions- und Erhebungssysteme (GAP; LUCAS; EMBAL (Czúcz, Baruth, Angileri, et al., 2022), entwarfen Czúcz, Baruth, Terres, et al. (2022) ein umfassendes und kohärentes Klassifizierungssystem von LE, auf das sich in der nachfolgenden Studie immer wieder bezogen wird. Dieses Klassifizierungssystem unterscheidet zwischen LE-Klassen hinsichtlich ihrer funktionalen Merkmale, die sich aus der biophysischen, ästhetischen und kulturellen Rolle und aus der Interaktion mit der lokalen Flora und Fauna ergeben. Die Berücksichtigung der verschiedenen Funktionen und Interaktionen erlaubt es darüber hinaus, die Klassifizierung an die Bereitstellung gewisser ÖSL zu koppeln. Demnach können verschiedene funktionale LE- Klassen unterschieden werden (Tab. 7), deren Komponenten sich leicht auf unterschiedliche Datenquellen und politischen Dokumenten (wie z.B. GAP) anwenden bzw. übertragen lassen und sich eng an den bevorstehenden EMBAL- und LUCAS Erhebungen orientieren (Europäische Kommission, n.d.; Eurostat (EU), 2022; Gallego & Delincé, 2010).

Funktionale LE-Klassen	Beispiele für LE-Typen
LE-Gehölze (<i>woody features</i>)	Gehölzstreifen, Bäume in Gruppen, Hecken, Feldgehölze, Ufergehölze
Grasbewachsene LE (<i>grassy features</i>)	(Dauerhafte oder temporäre) Grün- und Blühstreifen, Böschungen, Pufferstreifen, Brachen
Feuchte LE (<i>wet features</i>)	Binnengewässer mit Süßwasser, stehende Kleingewässer
Steinige LE (<i>stony features</i>)	Trockensteinmauern, Terrassenelemente, Felsvorsprünge, natürliche oder künstliche Steinhaufen

Tab. 7 Übernommen aus Czúcz, Baruth, Terres, et al. (2022) (eigene Übersetzung)

Grasbewachsene LE sind als Sonderfall zu betrachten, da sie nur als LE gelten, wenn sie in einer Matrix aus Kulturen in Form von Feldrändern, Streifen oder kleineren Abschnitten vorkommen. Grünlandfelder hingegen werden meistens produktiv bewirtschaftet und leisten häufig andere ÖSL. Einige der grasbewachsenen LE können auch unter die Definition der (Acker-)Brache gefasst werden. Auch wenn es nicht explizit in der Klassifizierung von Czúcz, Baruth, Terres, et al. (2022) aufgelistet wird, erscheint es aus naturschutzfachlicher Sicht grundsätzlich sinnvoll „Brachen“ als weitere LE-Option mit in das funktionale Klassifizierungssystem aufzunehmen und in die Klasse der grasbewachsenen LE einzuordnen.

Während ein grobes einheitliches Verständnis über die verschiedenen LE-Typen auf landwirtschaftlicher Fläche besteht, sind andere Aspekte der Definition einschließlich der

geometrischen Spezifizierung (Größenbereiche) umstritten und uneinheitlich, auch wenn eine umfassende, konsistente und zuverlässige LE Quantifizierung unabdingbar für die Erreichung von politischen Zielen ist (Czúcz, Baruth, Terres, et al., 2022) Insbesondere die Definition der Größenbereiche auf landwirtschaftlicher Fläche ist relevant, da LE als in der Agrarlandschaften eingebettet wahrgenommen werden und deshalb nicht als eigene Landschaftstypen klassifiziert werden (wie bspw. ein Mosaik aus Waldstücken). Czúcz, Baruth, Terres, et al. (2022) knüpfen an diesen Bedarf an und entwickeln für ihre LE-Klassen auch geometrische Spezifizierungen, die an bereits bestehende Ansätze anknüpfen und Elemente übertragen, um eine einheitliche Semantik zu entwerfen (Tab. 8).

Funktionale LE-Klassen	Vorschlag der geometrischen Spezifizität	LUCAS Transect	LUCAS LE	EMBAL
LE-Gehölze (<i>woody features</i>)	Breite ≥ 1 m UND (Breite ≤ 20 m ODER Fläche ≤ 0.5 ha)	02, 10, 11, 12, 13, 14, 15	W	eE11, eE12, eE13
Grasbewachsene LE (<i>grassy features</i>)	Breite ≥ 1 m UND (Breite ≤ 20 m ODER Fläche ≤ 0.5 ha)	01	G	eE21, eE22
Feuchte LE (<i>wet features</i>)	Breite ≥ 1 m UND (Breite ≤ 20 m ODER Fläche ≤ 0.5 ha)	31, 32, 41	D, P	eE31, eE32, eE33, eE34
Steinige LE (<i>stony features</i>)	Breite ≥ 1 m UND (Breite ≤ 20 m ODER Fläche ≤ 0.5 ha)	21, 51	S	eE41, eE42, eE43

Tab. 8 Funktionale LE-Klassifizierung übernommen aus Czúcz, Baruth, Terres, et al. (2022) mit geometrischen Spezifikationen und möglichen Querverweisen für andere Datenquellen auf EU-Ebene (eigene Übersetzung)

Schließlich bietet Czúcz, Baruth, Terres, et al. (2022)‘ Klassifizierung der LE eine kohärente, operative und geometrisch spezifische Definition, deren Ansatz bestehende Klassifikationssysteme harmonisiert und damit eine Grundlage für ein einheitliches Verständnis von LE schafft. Für weitere Informationen zu verschiedenen Datenquellen und einem Vergleich der geometrischen Abgrenzung von LE auf EU-Ebene gibt Czúcz, Baruth, Angileri, et al. (2022) einen ausführlichen Überblick.

Die Vielzahl an unterschiedlichen Typologien und Definitionen von LE auf EU-Ebene verdeutlichen die Dringlichkeit eines einheitlichen Quantifizierungssystems, um die Zielumsetzung und -erreicherung europaweit einheitlich einordnen, umsetzen und schließlich bewerten zu können. Das hier vorgeschlagene Klassifizierungssystem nimmt sich dieser Fragen an und gibt einen ersten Ansatz systematisch LE auf EU-Ebene zu klassifizieren.

6. Nutzen

In den letzten Jahren wurde LE im Zuge der tiefgehenden Erforschung ihres Beitrags zum Biodiversitätsschutz und gewisser Ökosystemleistungen eine immer größere Aufmerksamkeit zuteil (Batáry et al., 2015, 2020; Collier, 2021). Wissenschaftliches Desiderat bleibt es, die funktionale Bedeutung verschiedener LE-Klassen zu verstehen, um sie in Zukunft effektiver einsetzen zu können (Ekroos et al., 2014). Im Folgenden Kapitel sind die wichtigsten Aspekte zum Nutzen von LE und damit zusammenhängend mögliche ÖSL Trade-offs zusammengefasst.

6.1 Welche ökologische Bedeutung haben Landschaftselemente?

Der politische und wissenschaftliche Konsens zeigt, dass die Einbindung der LE in die ausgeräumte Agrarlandschaft unabdingbar ist (EU-AGRI Focus Group, 2017; Marja et al., 2022; Pe'er et al., 2021). Grundsätzlich eröffnet diese Multifunktionalität der LE die Möglichkeit, unterschiedliche politische Ziele (wie Klimaschutz, Schutz und Erhalt der Biodiversität oder die Reduzierung von Umweltverschmutzung) zu adressieren. Folgendes Kapitel wird einen kurzen Überblick über positive ökologische Effekte von LE geben und dazu anhand zweier LE-Klassen (LE-Gehölze und grasbewachsenen LE) die möglichen ÖSL benennen (Definition und Klassifizierung der ÖSL leitet sich aus TEEB (2010) ab). Die Bereitstellung der ÖSL ist immer von der vegetativen Zusammensetzung, dem ökologischen Zustand sowie von biophysischen Standortbedingungen abhängig und kann durch Planungs-, Management-, Pflege- und Erhaltungsaufwand beeinflusst werden (Oppermann, Pfister, et al., 2020; Pe'er, Lakner, et al., 2017). Schließlich kann die eigentliche Bereitstellung de facto sehr variieren. Eine klare Zuweisung spezifischer ÖSL ist deshalb noch mit gewissen Unsicherheiten verbunden. Beispielsweise kann die Schädlingsbekämpfungs- und Bestäubungsleistung grasbewachsener LE durch Artenmischungen mit funktionaler Vielfalt verbessert werden. Grasbewachsene LE können das Vorkommen verschiedener Nektararten erhöhen und damit eine größere Vielfalt von Nützlingen (z.B. Schlupfwespen oder Schwebfliegen) unterstützen (Boetzl et al., 2021; Vickery et al., 2009). Auf der anderen Seite kann fehlende Pflege mögliche positive ökologische Effekte minimieren (EU-AGRI Focus Group, 2017). Ähnliches gilt für die Brache, denn wird sie als stillgelegtes Feld oder mit einer Wildblumenmischung belassen, kann sich dies positiv auf die Vogelfielfalt auswirken (Henderson et al., 2000), während die Schwarzbrache mit nacktem Boden wenig bis keine ÖSL bereitstellt und sich aufgrund erhöhter Bodenerosionsgefährdung sogar negativ auf ÖSL auswirken kann (Pe'er, Zinngrebe, et al., 2017).

Grundsätzlich können LE die Gesamtkomplexität und -heterogenität der Landschaft, die Flexibilität der Nahrungsnetze wie auch die Bereitstellung von Lebensraum erhöhen, wovon die ober- und unterirdische Artendiversität, taxonomische und funktionale Diversität profitieren (Marja et al., 2022; Tschardt et al., 2002). Darüber hinaus ermöglichen sie die Vernetzung bestehender Habitats durch neue ökologische Korridore, während sie negativen Folgen der intensiven landwirtschaftlichen Produktion entgegenwirken, da sie beispielsweise den Bedarf von Pestiziden oder das Anmieten von Bienenstöcken reduzieren können (Batáry et al., 2015; Marja et al., 2022). Denn LE unterstützen die nachhaltige landwirtschaftliche Produktion und ökologisierte Intensivierung durch regulierende Funktionen, wie tierische Bestäubung, natürliche Schädlingsbekämpfung, Verbesserung des Bodenschutzes und einer Erhöhung des Speicherungspotentials von Treibhausgasen (Dainese et al., 2019; Ekroos et al., 2014; Holland et al., 2017; Uyttenbroeck et al., 2016). LE werden als Puffer zwischen landwirtschaftlicher Fläche und Habitats (z.B. als Gewässerrandstreifen) eingesetzt, um die Auswaschung überschüssiger Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel zu reduzieren (Cole et al., 2020). Außerdem werden LE als historische und ästhetische Elemente in der Agrarlandschaft betrachtet, die kulturelle ÖSL, wie Naherholung und Tourismus begünstigen (Burel & Baudry, 2003; van Zanten et al., 2016).

Die wissenschaftliche Grundlage der ÖSL Potentiale ist für LE-Gehölze (z.B. Hecken und Gehölzstreifen) und grasbewachsene LE (z.B. Feldraine, Blüh- und Grünlandstreifen) im Vergleich zu den anderen LE-Klassen umfangreicher. Das lässt sich besonders auf das große Bereitstellungs-Potential dieser LE-Klassen zurückführen (Duru et al., 2015; Holland et al., 2017). Dies mündete wiederum in einer gesteigerten öffentlichen Aufmerksamkeit auf politischer Ebene, die sich beispielhaft in der Förderung von LE als ökologische Vorrangflächen im Greening der letzten GAP- Förderperiode widerspiegelte. Aus diesem Grund erscheint es sinnvoll den Fokus auf LE-Gehölze und grasbewachsene LE zu legen und beispielhaft ausgewählte ÖSL zu betrachten, die über die klassischen Bereitstellungsleistungen (Energie-, Nahrungs- und Futtermittelproduktion) hinausgehen.

Zukünftig sind Langzeitstudien notwendig, die für die verschiedenen LE-Klassen unter Berücksichtigung unterschiedlicher Standortbedingungen sowie das ÖSL Potential und den Schutz der Biodiversität untersuchen.

6.1.1 LE-Gehölze

Grundsätzlich lassen sich für die LE-Gehölze viele ähnliche Schlussfolgerungen in der Bereitstellung von ÖSL wie für Agroforstsystemen ziehen, da Aufbau und Komposition häufig

vergleichbar sind und sich im Hinblick auf die LE Definition zunächst nur in der Produktivität unterscheiden (Golicz et al., 2021).

6.1.1.1 Biodiversität: Fauna

Insbesondere Vögel profitieren vom Lebensraum sowie dem Nahrungs- und Vernetzungsangebot der LE-Gehölze, denn für einige Arten reicht die Errichtung von künstlichen Sitzwarten nicht aus, da sie den Mangel an LE-Gehölzen nicht kompensieren können (Mirski & Väli, 2021; Mortelliti et al., 2010; Pe'er, Zinngrebe, et al., 2017). Bei Hecken korreliert beispielsweise die zunehmende Größe (in Höhe und Breite) mit dem Artenreichtum und der Häufigkeit von Vögeln (EIP-AGRI Focus Group, 2016). Wie schon zuvor beschrieben, hängt dieser Effekt auch von der vegetativen Zusammensetzung und dem ökologischen Zustand der Hecke ab. Wohingegen Vögel, die sich eher in offenen Landschaften bewegen, sich natürlicherweise durch die Etablierung von LE-Gehölzen eingeschränkt fühlen (Hannon & Sisk, 2009; Hinsley & Bellamy, 2000; Parish et al., 1994).

Samen und Früchte der LE-Gehölze (z.B. in Hecken) können darüber hinaus auch wirbellosen Tieren als Nahrungsquelle zur Verfügung stehen (Hinsley & Bellamy, 2000), während Schmetterlinge und Bienen durch die Vielfalt an Boden- und Strauchflora im Gehölz einen attraktiven Lebensraum vorfinden können (Hannon & Sisk, 2009).

Auch für Säugetiere (überwiegend Kleinsäuger) bieten LE-Gehölze ein gewisses Nahrungs- und Lebensraumangebot (Carlier & Moran, 2019). Für große und mittelgroße Säugetiere – wie auch andere Tierarten, die eine intensive Landnutzung meiden – stellen LE-Gehölze optimale Bewegungskorridore dar (Arnold, 1983; Baudry et al., 2000; Carlier & Moran, 2019; Hinsley & Bellamy, 2000; Pelletier-Guittier et al., 2020)

6.1.1.2 Regulierungsleistung: Prävention von Bodenerosion

LE-Gehölze ermöglichen durch die Gehölzstruktur und -komposition eine potentielle Reduktion des Bodenabtrags durch Wind und Wasser an angrenzenden Flächen (Cleugh, 1998). Beispielsweise unterstützen Hecken die Verlangsamung der Windgeschwindigkeit, während sie gleichzeitig die Luftfeuchtigkeit auf der Leeseite der Hecke erhöhen, was wiederum eine Steigerung der landwirtschaftlichen Erträge zur Folge haben kann. An Flächen mit Steigung können LE-Gehölze die Fließgeschwindigkeit des Abflusswassers reduzieren, durch das Wurzelsystem die Bodenstabilität sowie Infiltrationskapazität verbessern und damit das Risiko für Wassererosion verringern (Kollmann, 2019; Reif & Achtziger, 2014).

6.1.1.3 Regulierungsleistung: Erhalt der Bodenfruchtbarkeit

Die Verminderung der Bodenerosion kann überdies zu einer Senkung von Staubverwehungen führen und die Austrocknung des angrenzenden Bodens verhindern. Zusätzlicher Stoffeintrag der LE-Gehölze kann außerdem die mikrobielle Aktivität im Boden insbesondere mit Blick auf die nährstoffbindenden Prozesse erhöhen und dadurch einen verbessertes Nährstoffrecycling ermöglichen (Caubel-Forget et al., 2001). Grundsätzlich können LE-Gehölze zu einer Steigerung der Bodenfruchtbarkeit führen (Reif & Achtziger, 2014), die zudem durch das tiefe Wurzelsystem und höhere Stickstoffverbindungen der LE-Gehölze verbessert werden kann (Ellenberg & Leuschner, 2010; Kollmann, 2019).

6.1.1.4 Regulierungsleistung: Veränderung des Mikroklimas

Wie bereits erwähnt können LE-Gehölze unter anderem dank des Windschutzes zu einer Verringerung der Verdunstung und einer Senkung der Temperatur führen, was insgesamt zu einer Veränderung des Mikroklimas beitragen kann (Cleugh, 1998; Kollmann, 2019; Reif & Achtziger, 2014).

6.1.1.5 Regulierungsleistung: Klimaregulierung

Abhängig von verschiedenen Variablen wie Bodenbedingungen, Landnutzungshistorie, Baum-, Strauchdichte und -arten sowie landwirtschaftlichen Bewirtschaftungspraktiken, können LE-Gehölze die Kohlenstoffbindung und -speicherung erhöhen (Chatterjee et al., 2018; de Stefano & Jacobson, 2018; Ma et al., 2020; Shi et al., 2018). Allerdings muss berücksichtigt werden, dass die Komplexität der verschiedenen Einflussvariablen auf die Kohlenstoffbindungsdynamik noch nicht vollständig einbezogen werden kann (Plieninger, 2011; Walter et al., 2003).

6.1.1.6 Bereitstellungsleistung

LE-Gehölze können zusätzlich zu einer Ertragssteigerung der angrenzenden Grünland- und Ackerflächen führen aufgrund der geringeren Windgeschwindigkeit, reduzierter Evapotranspiration, mehr Niederschlag und Kondensation sowie dem vermutlich höheren Kohlenstoff- und Stickstoffkonzentration (Collier, 2021; de Stefano & Jacobson, 2018).

6.1.2 Grasbewachsene LE

Zur Klasse der grasbewachsenen LE werden, abweichend zu Czúcz, Baruth, Terres, et al. (2022), in dieser Studie auch Brachen gezählt, weshalb sich deren ÖSL-Potential auch im nachfolgenden Überblick wiederfindet.

6.1.2.1 Biodiversität: Flora & Fauna

Auch für grasbewachsene LE ist mit Hinblick auf den ökologischen Zustand und die Förderung der Artenvielfalt die vegetative Zusammensetzung ausschlaggebend. Beispielsweise korreliert die Anzahl der Pflanzenarten in Blühstreifen positiv mit der Artenvielfalt von Bestäubern (Tschardt et al., 2021). Grundsätzlich können grasbewachsene LE demnach sowohl durch eine faunistische (z.B. Arthropoden) als auch durch eine floristische Schutzfunktion für Wildblumen und -kräuter beschrieben (Holland et al., 2017; Uyttenbroeck et al., 2016).

Eine Vielzahl von Studien konnte nachweisen, dass durch das Einsetzen von grasbewachsenen LE (z.B. Blüh- und Grünstreifen oder Brachen) in die Agrarlandschaft die Biodiversität gestärkt wird, weil sie für verschiedene Tierarten – sowohl spezialisierte Arten (*specialist species*) als auch Ackerlandarten (*farmland species*) (Pe'er, Zinngrebe, et al., 2017) – Unterschlupf für Fortpflanzung, Überwinterungs- und Brutplätze, Nahrungsquellen und Schutz vor landwirtschaftlichen Eingriffen bieten (Cole et al., 2020; Holland et al., 2017)

6.1.2.2 Regulierungsleistung: Natürliche Schädlingsbekämpfung

Viele der Tierarten (insbesondere Arthropoden), für die grasbewachsene LE sehr attraktiv sind, fungieren als natürliche Feinde landwirtschaftlicher Schädlinge, die primär für die natürliche Schädlingsbekämpfung verantwortlich sind (Campbell et al., 2012; Chaplin-Kramer et al., 2013; Dainese et al., 2019; Pérez & Remmers, 1997; Winfree, 2010). Außerdem kann die Aussaat von konkurrenzfähigen Gras- oder Gras-Blumen-Mischungen die Ausbreitung von schädlichen Unkrautarten verringern (Bianchi et al., 2006). Nichtsdestoweniger können auch umgekehrte Effekte festgestellt werden, deren Auswirkungen in *6.2 Mit welchen Kompromissen in der Bereitstellung gewisser ÖSL der Landschaftselemente* ist zu rechnen? beschrieben werden.

6.1.2.3 Regulierungsleistung: Bestäubung

Grasbewachsene LE sind außerdem sehr attraktiv für funktionale Arthropoden wie Bestäuber (z.B. Hummeln und stachellose Bienen), die neben der gemeinen Honigbiene einen

signifikanten Einfluss auf die Bestäubungsleistung nehmen (Batáry et al., 2015; Dainese et al., 2019; Knop et al., 2006).

6.1.2.4 Regulierungsleistung: Prävention von Bodenerosion

Die Bodenbedeckung durch grasbewachsene LE kann außerdem für eine Verringerung des erosionsbedingten Bodenverlusts durch Wasser sorgen (Holland et al., 2017).

6.1.2.5 Regulierungsleistung: Erhalt der Bodenfruchtbarkeit

Grasbewachsene LE können außerdem durch die Verminderung der Bodenerosion, die Erhöhung der Kapazitäten zur Speicherung von Nährstoffen und dem Abbau von Schadstoffen (wie Pestiziden) insgesamt zur Bodenfruchtbarkeit beitragen (Holland et al., 2017).

6.1.2.6 Regulierungsleistung: Klimaregulierung

Für grasbewachsene LE gibt es außerdem Studien, deren Schätzungen zufolge die Kohlenstoffspeicherung erhöht werden kann, allerdings ähnlich wie bei LE-Gehölzen mit gewissen Unsicherheiten abhängig von standortbedingten Faktoren (Conant et al., 2001; Gadermaier et al., 2011).

6.2 Mit welchen Kompromissen in der Bereitstellung gewisser ÖSL der Landschaftselemente ist zu rechnen?

Der volle Umfang aller potentiellen ÖSL der LE können nicht immer im selben Maße bereitgestellt werden, denn dies ist abhängig von multivariaten Einflussfaktoren und Kontextspezifität, weshalb mit Kompromissen in der Bereitstellung von ÖSL, sog. *Trade-offs* der ÖSL zu rechnen ist. Aus diesem Grund wird im Folgenden nur grob skizziert, welche Abwägungen bei der Etablierung von LE berücksichtigt werden müssen. Eine systematische Literaturübersicht, die auf Grundlage der wissenschaftlichen Ergebnisse zwischen LE-Klassen, unterschiedlichen Kontexten sowie Pflege- und Managementaufwand unterscheidet, könnte in dieser Hinsicht weiterführend sinnvoll sein (Ekroos et al., 2014; Graham et al., 2018).

Grundsätzlich geht durch das Einsetzen von LE landwirtschaftlich produktive Fläche verloren, die potentiell zu einem Ertragsverlust führen kann. Allerdings müssen hierbei auch die zuvor beschriebenen ÖSL und deren (positiver) Einfluss auf den Ertrag sowie die Auswahl der LE Fläche berücksichtigt werden. Außerdem besteht die Möglichkeit, dass durch das Einsetzen der LE der Ertrag der angrenzenden landwirtschaftlichen Fläche verringert werden kann (Ekroos et al., 2014). Dies kann bei LE-Gehölzen durch Beschattung oder Wurzelkonkurrenz und bei

grasbewachsenen LE durch den erleichterten Eintrag von Un- und Wildkräutern in das Feld sowie Schädlingen begünstigt werden (Wäckers & van Rijn, 2012). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass diese Effekte insbesondere auftreten können, wenn gewisse standortspezifische Einflussfaktoren (wie z.B. Windrichtung) und kontextspezifische Planungs-, Pflege- und Managementfragen den ökologischen Zustand und damit das ÖSL-Potential gefährden. Eine hohe Nährstoffbelastung kann Pufferstreifen soweit sättigen, dass sie als Quelle für Schadstoffe fungieren, wodurch ihre langfristige Wirksamkeit gefährdet wird, die unter anderem auch zu erhöhten Treibhausgasemissionen führen kann (Cole et al., 2020). Senapathi et al. (2015) sehen die Wirksamkeit von LE entlang einer Kurve, die von ÖSL bis zum Erhalt der Biodiversität versucht Synergien zu finden (Batáry et al., 2020).

7. Umsetzung

Schließlich stellt sich die Frage, wie das 10 % LE-Ziel umgesetzt werden kann. Verschiedene Aspekte, die für die Erreichung und Umsetzung des Ziels relevant sind, wurden zuvor in den einzelnen Kapiteln beschrieben. Diese Synthese unterstreicht die Komplexität der Zielsetzung und damit auch die Herausforderungen, die mit deren Umsetzung einhergehen. Dennoch kann es hilfreich sein, erste Entwürfe und Ansätze zu skizzieren, die als Grundlage und zur Anregung für Diskussionen dienen. Ausgehend davon dient der nachfolgende Umsetzungsansatz als Konzeptualisierungsentwurf eines Entscheidungs- und Umsetzungspfads des Biodiversitätsziels, der vielseitige Anknüpfungspunkte bietet, übertragen, modifiziert und weiterentwickelt zu werden.

Der nachfolgende analytische Teil umfasst deshalb zuerst die Beschreibung des Ist-Zustands der brandenburgischen Agrarlandschaften anhand ihrer Landschaftskonfiguration und -komposition, um daraus *Coldspots*, Gemeinden mit einfachen Landschaften identifizieren zu können. Diese *Coldspot* Gemeinden bilden die Entscheidungsgrundlage für die Auswahl der Fallbeispielgemeinde für das nachfolgende Soll-Zustands-Kapitel. Der Soll-Zustand umfasst den zweiten Teil des Umsetzungs Kapitels, der anhand von einem agronomischen (Extremstandorte) und einem ökologischen (Wiederherstellung der Biodiversität) Motivationsansatz verschiedene Szenarien zur Identifizierung potentieller Fläche für LE auf der landwirtschaftlichen Fläche skizziert und damit Umsetzungsmöglichkeiten des 10 % LE-Ziels beschreibt.

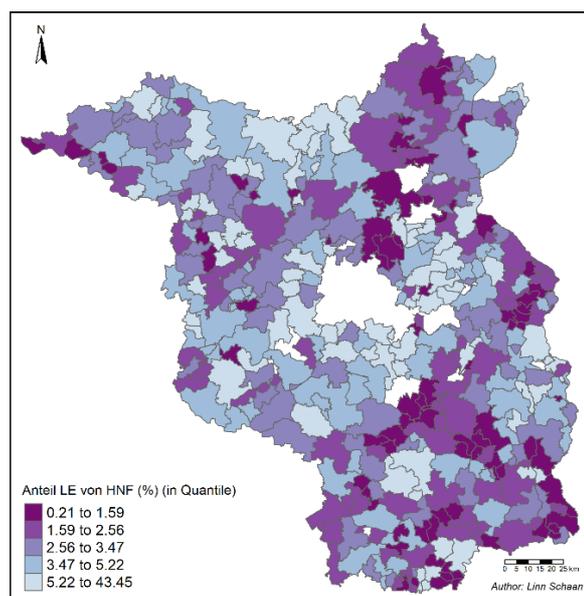
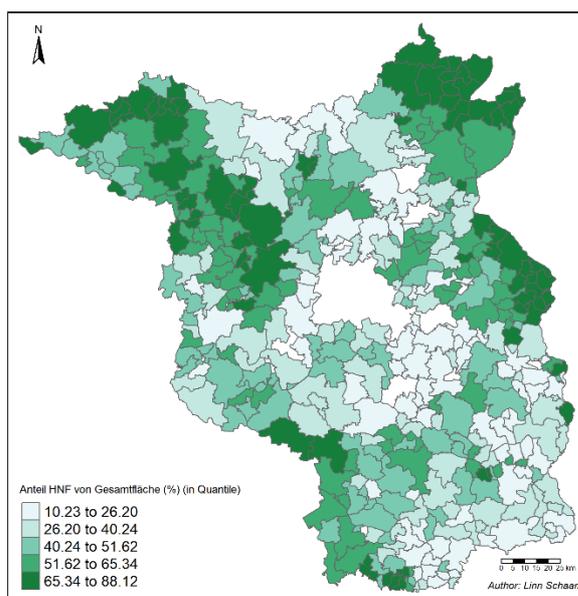
7.1 Ist-Zustand

Für die Analyse des Ist-Zustands wurden von insgesamt 413 Gemeinden in Brandenburg 392 berücksichtigt, da diese über mindestens 10 % landwirtschaftliche Fläche verfügen. Tab. 9 gibt einen kurzen Überblick darüber, wie der Anteil der HNF zur Gesamtfläche und der Anteil der LE auf die HNF über die berücksichtigten Gemeinden verteilt ist.

	Min	1. Quartil	Median	3. Quartil	Max
Anteil HNF von Gesamtfläche (%)	10.23	28.82	45.49	61.01	88.12
Anteil LE von HNF (%)	0.210	1.862	3.025	4.606	43.445

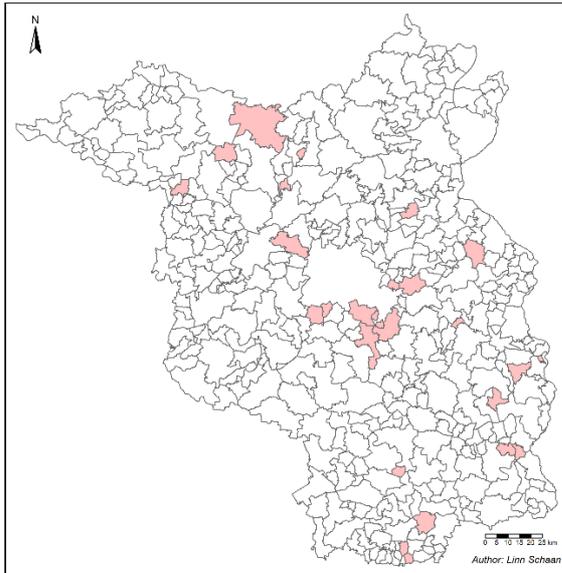
Tab. 9 Überblick deskriptiver statistischer Ergebnisse für Anteil HNF von Gesamtfläche und Anteil LE auf HNF (%)

In Tab. 18 im Anhang finden sich für jede Gemeinde die berechneten Werte sowie ergänzende Informationen über die Gesamtfläche, die absolute HNF sowie die LE Fläche und ihre jeweiligen Verhältnis von der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Diese Verteilung findet sich graphisch aufbereitet auch in Karte 1 wieder, die bereits einen ersten Eindruck zum Status quo hinsichtlich Verteilung der LE und HNF für Brandenburg gibt. Kaum überrascht, dass der Anteil der landwirtschaftlichen Fläche von der Gesamtfläche in jenen Gemeinden besonders hoch ist, die durch eine intensive landwirtschaftliche Produktion geprägt sind (wie jene Gemeinden die z.B. zu den Kreisen Prignitz, Uckermark, Märkisch-Oderlands, Teltow-Fläming und Elbe-Elster zählen). Dadurch, dass die landwirtschaftliche Großproduktion der ehemaligen DDR die Landschaften ausräumte, finden sich in jenen Gemeinden, die von der Landwirtschaft geprägt sind, auch vergleichsweise weniger LE (Báldi & Batáry, 2011) (Karte 1).



Karte 1 Anteil der HNF von der Gesamtfläche (%) pro Gemeinde für die Fallstudienregion Brandenburg (links) und der Anteil der LE von der HNF (%) pro Gemeinde für die Fallstudienregion Brandenburg (rechts)

Auffällig sind insgesamt 27 Gemeinden, die eine LE Dichte über 10 % aufweisen (Karte 2) (in Tab. 18 sind diese Gemeinden zusätzlich gekennzeichnet). Mit Blick auf Karte 2 und die geringe LE Dichte wird die Bedeutsamkeit des 10 % LE-Ziels für die hier betrachtete Fallbeispielregion Brandenburg deutlich.



Karte 2 Übersicht der brandenburgischen Gemeinden, die eine LE-Dichte über 10 % LE aufweisen

7.1.1 Landschaftskomplexität der landwirtschaftlichen Fläche

Mithilfe der hierarchischen Clusteranalyse konnten Gemeinden anhand ihrer Feldranddichte (Verhältnis zwischen Feldumfang und -fläche der HNF) und der LE-Dichte (Anteil der LE pro HNF) geclustert werden. Abb. 2 stellt die Verteilung der berücksichtigten Gemeinden der beiden Variablen (x-Achse: LE-Dichte; y-Achse: Feldranddichte) dar und deren jeweilige Cluster. Welche Gemeinden welchem Cluster zugeordnet werden, lässt sich am besten in Karte 3 nachvollziehen. Sowohl Abb. 2 als auch Karte 3 folgen demselben Farbschema und können deshalb komplementär betrachtet werden. Bei der Betrachtung der Cluster ist dabei zu berücksichtigen, dass es sich bei den Clustern nicht um Klassen handelt, die graduell aufeinander aufbauend verteilt sind. Die Cluster ergeben sich durch die ähnliche Ausprägung der berücksichtigten Variablen (LE-Dichte und Feldranddichte) in den betrachteten Gemeinden. Im Anhang zeigt Tab. 18 die Anzahl der Gemeinden für jedes Cluster.

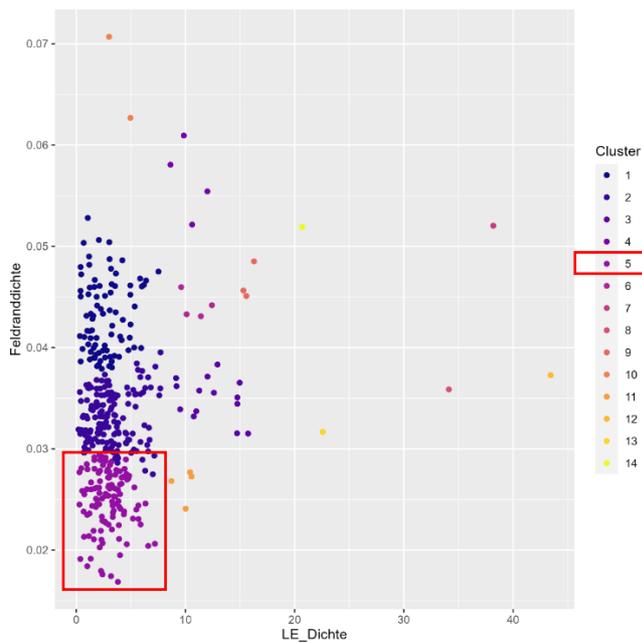
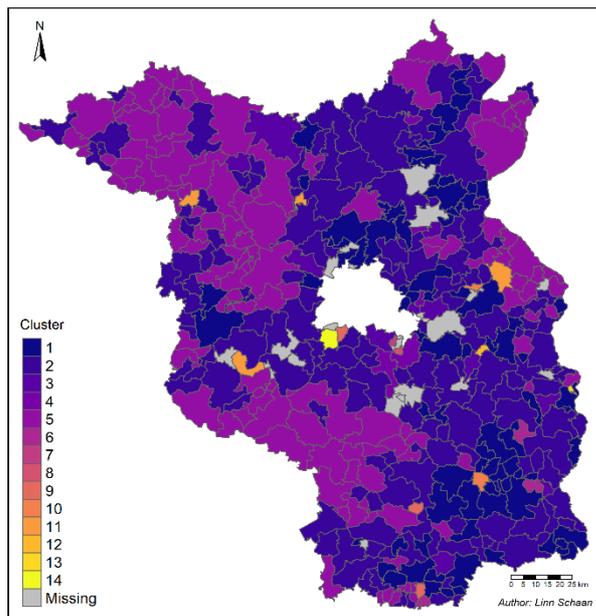


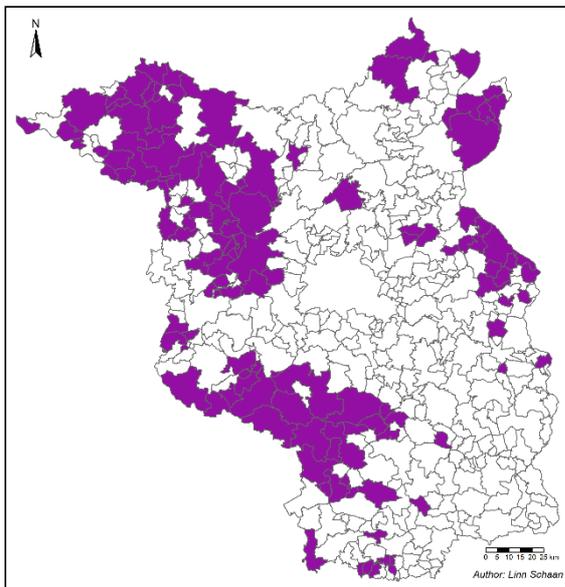
Abb. 2 Ergebnisse der hierarchischen Clusteranalyse mit standardisierten Werten für LE-Dichte (x-Achse) und Feldranddichte (y-Achse) (Markierung auf Cluster 5)



Karte 3 Ergebnisse der hierarchischen Clusteranalyse für jede Gemeinde in der Fallstudienregion Brandenburg (*Missing* = Gemeinden, die in der Analyse nicht berücksichtigt worden sind (siehe 3. *Verwendete Daten*))

Im Hinblick auf die finale *Coldspot* Identifizierung, die einfache Landschaften erkennen soll, die dann bei der Etablierung von LE priorisiert betrachtet werden sollen, ist in dieser Vorgehensweise nur ein Cluster relevant, das sowohl über eine geringe Feldranddichte als auch über eine geringe LE-Dichte verfügt. Cluster 5 erfüllt die zuvor in der Methodik beschriebenen Kriterien, die für die nachfolgende Analyse relevant sind, denn beide einbezogenen Variablen sind in den zugeordneten Gemeinden wenig bis gar nicht vertreten. Cluster 5 grenzt sich von

den anderen Clustern deshalb durch eine sehr geringe Ausprägung der Feldranddichte ab, was in anderen Worten auf vergleichsweise große Felder (kleiner Feldumfang auf große Feldfläche) hindeutet. Cluster 5 ist außerdem – wie viele andere Cluster auch – durch eine geringe Ausprägung der LE-Dichte charakterisiert. Hieraus lässt sich deutlich ableiten, dass die Gemeinden in Cluster 5 über vergleichsweise weniger *configurational landscape heterogeneity* verfügen und damit priorisiert zu betrachten sind. Diese Eigenschaften sind besonders wichtig bei der Identifizierung der *Coldspots*, weshalb in der finalen *Coldspot* Identifizierung nur Gemeinden, die Cluster 5 zugeordnet wurden, mitberücksichtigt werden (Abb. 2). In Karte 4 sind deshalb nur die Cluster dargestellt, die für die weitere Analyse relevant sind. Diese finden sich mehrheitlich in landwirtschaftlich geprägten Kreisen, wie z.B. Prignitz, Teile der Uckermark und Teltow-Fläming, was nicht sonderlich überraschend ist im Hinblick auf die berücksichtigten Variablen und den zuvor beschriebenen Status quo (Karte 1)

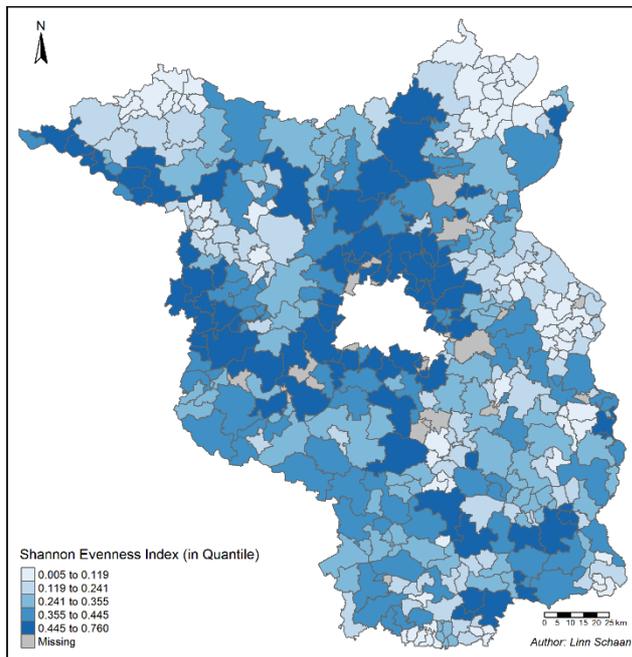


Karte 4 Gemeindeauswahl (Cluster 5) der Landschaftskomplexitätsbewertung für die *Coldspot* Identifizierung

7.1.2 Diversität der Landnutzungs- und -bedeckungstypen

Basierend auf den berücksichtigten Landnutzungs- und -bedeckungstypen konnten für die ausgewählten Gemeinden in Brandenburg jeweils der *Shannon Evenness Index* berechnet werden, der dem Grad der Vielfalt an Landnutzungs- und -bedeckungstypen bemisst. Karte 5 stellt die Ergebnisse des SEI für jede Gemeinde dar. Dabei sind Landschaften, die im Vergleich zu den anderen Gemeinden über einen hohen Wert SEI Wert verfügen in dunkelblau eingezeichnet. In diesen Gemeinden sind viele der berücksichtigten Bedeckungstypen in

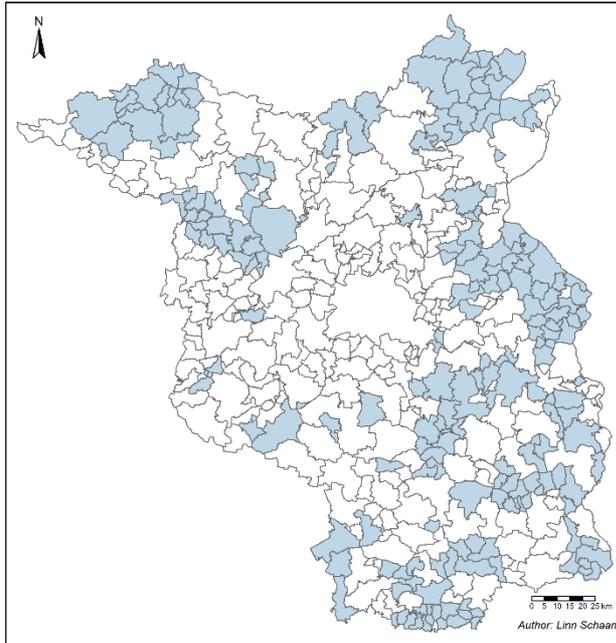
gleichem Maße vorhanden. Dagegen sind jene Gemeinden, die in hellblau eingezeichnet sind, eher durch einen vorherrschenden Bedeckungstyp charakterisiert.



Karte 5 Ergebnisse des *Shannon Evenness Index* für ausgewählte Landnutzungs- und bedeckungstypen in Brandenburg (in Quantile) (*Missing* = Gemeinden, die in der Analyse nicht berücksichtigt worden sind (siehe 3. *Verwendete Daten*))

An Berlin grenzende Gemeinden zeigen einen vergleichsweise hohen Wert an Vielfalt der Landbedeckungstypen (hoher *SEI* Wert). Ähnliche Ergebnisse zeigen sich in Gemeinden, die durch urbane Strukturen charakterisiert sind, beispielsweise Potsdam, Brandenburg an der Havel, Eberswalde oder Cottbus. Darüber hinaus lassen sich auch Gemeinden mit höheren *SEI* Wert erkennen, die größere Still- oder Fließgewässer beheimaten. Hinzu kommen Naturschutzgebiete (wie z.B. Biosphärenreservate, Nationalparks etc.), die in vielen Gemeinden über diverse Bedeckungstypen verfügen. Darunter fallen jene Gemeinden im nördlichen Barnim oder auch der südlichen Prignitz.

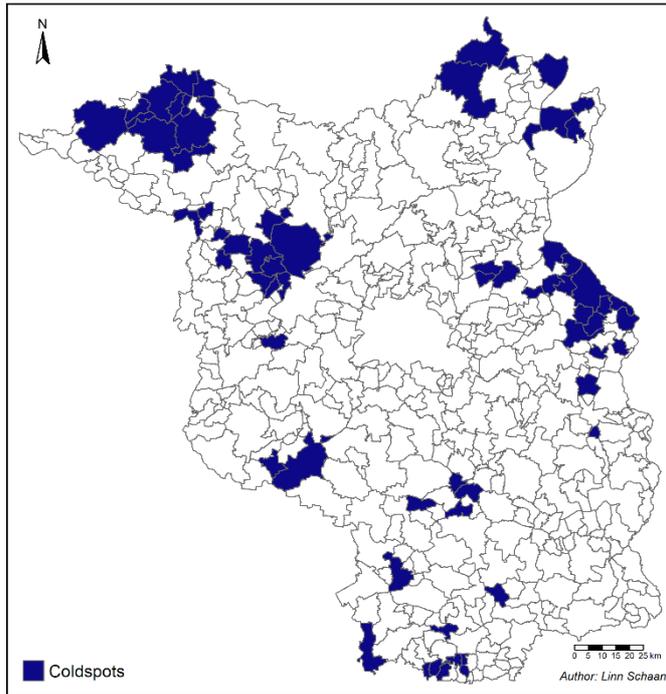
Für die Identifizierung der *Coldspot* Gemeinden und die Auswahl einer Beispielmgemeinde sind Gemeinden interessant, die aufgrund vergleichsweise geringer *SEI* Werte auf Landschaften schließen lassen, die über weniger diverse Bedeckungstypen verfügen und damit über eine geringere *compositional landscape heterogeneity* (Karte 6). Wenig überraschend wurden für Gemeinden, die stark von landwirtschaftlicher Nutzung geprägt sind (wie z.B. Prignitz, Potsdam-Mittelmark, Dahme-Spreewald, Märkisch-Oderland), vergleichsweise geringe *SEI* Werte berechnet. Für die nachfolgende finale *Coldspot* Identifizierung werden nachfolgend nur die Gemeinden ausgewählt, die im Vergleich zu den anderen Gemeinden zu den unteren Quartilen der *SEI* Ergebnisse zählen.



Karte 6 Gemeindeauswahl (untersten zwei Quartile) der Diversität der Landnutzungs- und -bedeckungstypen

7.1.3 Finale *Coldspot* Identifizierung

Die finale *Coldspot* Identifizierung kann als Synthese der beiden zuvor beschriebenen Analyseergebnisse beschrieben werden. Sie ergibt sich einerseits aus den Gemeinden, die in Cluster 5 eingeordnet worden sind (aus 7.1.1 *Landschaftskomplexität der landwirtschaftlichen Fläche* und Karte 1) und andererseits aus den Gemeinden mit sehr geringem *SEI* Wert (aus 7.1.2 *Diversität der Landnutzungs- und -bedeckungstypen* und Karte 5). Das Übereinanderlegen der beiden Ergebnisebenen (wie in Karte 7 dargestellt) ermöglicht schließlich die Auswahl bestimmter Gemeinden, die auf Grundlage der berücksichtigten Variablen durch vergleichsweise weniger *compositional* und *configuratinoal landscape heterogeneity* verfügen und damit als einfache Landschaften beschrieben werden können. Diese Gemeinden können schließlich als *Coldspots* identifiziert werden, die durch einfache Landschaften ausgezeichnet sind und priorisiert beim Einsetzen von LE und der Umsetzung des 10 % LE-Ziels betrachtet werden sollten. In Karte 4 sind die finalen *Coldspot* Gemeinden eingezeichnet.

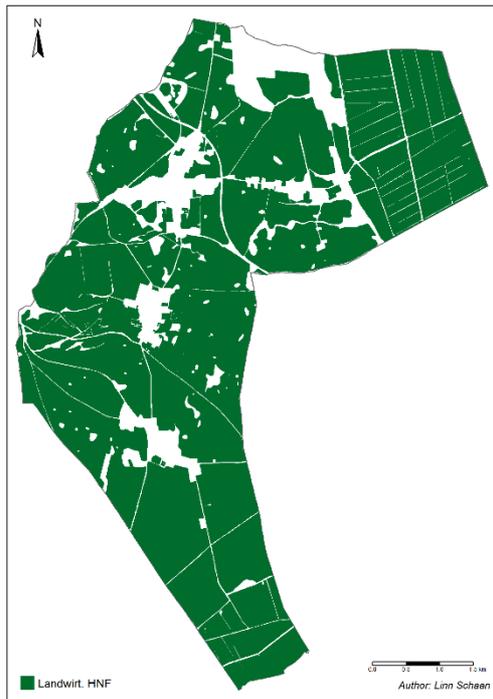


Karte 7 Übersicht der *Coldspot* Gemeinden in Brandenburg

7.2 Soll-Zustand: Beispielgemeinde Zichow

Auf der Grundlage der Ergebnisse in der *Coldspot* Identifizierung ist die uckermärkische Beispielgemeinde Zichow ausgewählt worden. An ihr werden beispielhaft die methodischen Ansätze zur potentielle Flächenauswahl für LE angewandt.

Zichow umfasst eine Gesamtfläche von 3219.1 ha wovon 82.71 % (mit 2662.76 ha) als HNF genutzt wurden (Stand 2021) (Karte 5). Ausgehend davon ist die Gemeinde vorherrschend durch die landwirtschaftliche Produktion geprägt, die mit einer vergleichsweise geringen LE Dichte von 1.36 % korrespondiert (Tab. 18). Die vorangegangene methodische Herangehensweise einfache Agrarlandschaften zu klassifizieren und identifizieren erlaubt nun die Gemeinde Zichow als *Coldspot* zu beschreiben, da sie sich sowohl durch eine geringe Landschaftskomplexität der landwirtschaftlichen Fläche als auch durch eine geringe Diversität der Landnutzungs- und -bedeckungstypen auszeichnet.



Karte 8 Landwirtschaftliche Hauptnutzungsfläche der Beispielgemeinde Zichow, Brandenburg

Zur Steigerung des LE-Anteils werden im Folgenden unterschiedliche Szenarien durchgespielt, die Möglichkeiten aufzeigen, wie die LE Fläche potentiell erhöht werden kann. Diese lassen sich grob in zwei Motivationsansätze einteilen: Extremstandorte und Wiederherstellung der Biodiversität. Schließlich werden zu jedem Szenario ergänzend idealtypische LE- Klassen empfohlen (basierend auf 2.2.2.3. *Grobe LE-Klassen Empfehlung*).

Damit ermöglicht diese Vorgehensweise verschiedene Szenarien eines Soll-Zustands zu skizzieren, die zum Biodiversitätsstrategieziel der EU durch die Erhöhung der LE-Dichte in der Gemeinde beitragen kann.

7.2.1 Agronomischer Ansatz: Extremstandorte

Auf Grundlage naturschutzfachlicher Einschätzungen bietet die Auswahl ökologischer und agronomischer Kriterien die Möglichkeit, Extremstandorte über die geringe Ackerzahl und die Erosionsgefährdung durch Wind und Wasser zu erfassen. Dieser Ansatz wird in den nachfolgenden Kapiteln für die Beispielgemeinde Zichow angewandt.

7.2.1.1 Geringe Ackerzahl

In Zichow ergeben die Schwellenwerte der Ackerzahl 25 und 30 relevante Flächenanteile, während der Ackerzahl-Schwellenwert 20 keine weitere Berücksichtigung findet aufgrund der

sehr kleinen Flächenergebnisse (Tab. 10). Karte 9 stellt die Ergebnisse für einen Teilausschnitt der Gemeinde Zichow beispielhaft für den Ackerzahl-Schwellenwert 30 graphisch dar.

Ackerzahl-Schwellenwert	Summe der Fläche (ha) (Anteil von HNF (%))
20	2.56 (0.1)
25	14.72 (0.6)
30	31.36 (1.9)

Tab. 10 Übersicht der Flächensumme (in ha) in Bezug auf die Ackerzahl-Schwellenwerte



Karte 9 Teilausschnitt der Beispielmunicipality Zichow mit Ackerzahl-Schwellenwert 30

Ausgehend von diesen Ergebnissen können die zuvor definierten Kriterien des „negativen“ Feldrands (5 und 10 m) in die Betrachtung mit einfließen, deren Überschneidungen mit den Ergebnissen der Ackerzahl potentielle landwirtschaftliche Flächen für LE identifizieren (in den Karten als „identifizierte Fläche“ bezeichnet). Karte 10 zeigt hierzu beispielhaft eine Option dieses Ansatzes. Tab. 11 ermöglicht einen schnellen Überblick der möglichen Szenarien und bildet die Fläche ab, die sich aus den einzelnen Szenarien ergeben. Diese Fläche steht auf Grundlage der zuvor beschriebenen agronomischen Kriterien als potentielle Fläche für LE zur Verfügung. Es überrascht nicht, dass dabei die Steigerung der LE Fläche, für den 10 m „negativen“ Feldrand und den Schwellenwert der Ackerzahl 30, mit Abstand am größten ist (0.3 %). Nichtsdestotrotz ist dieser Flächenanteil eher gering und unterstreicht, wie bedeutend die Berücksichtigung diverser Umsetzungsmöglichkeiten und Entscheidungsszenarien ist.

Identifizierte Fläche (ha) (Anteil von HNF (%))	„Negativer“ Feldrand	
	5 m	10 m
Ackerzahl-Schwellenwert		
25	2.47 (0.1)	4.58 (0.2)
30	4.9 (0.2)	8.84 (0.3)

Tab. 11 Überblick der Summer der identifizierten Fläche (in ha) der Ackerzahl-Szenarien für Extremstandorte

Eine Empfehlung für bestimmte LE-Klassen für diese Kriterienauswahl ist nicht notwendig, da hier alle beschriebenen LE-Klassen potentiell einsetzbar wären. Eine Eingrenzung von LE-

Klassen ist durch die Berücksichtigung weiterer ökologischer, agronomischer, ökonomischer, sozialer oder politischer Kriterien möglich.

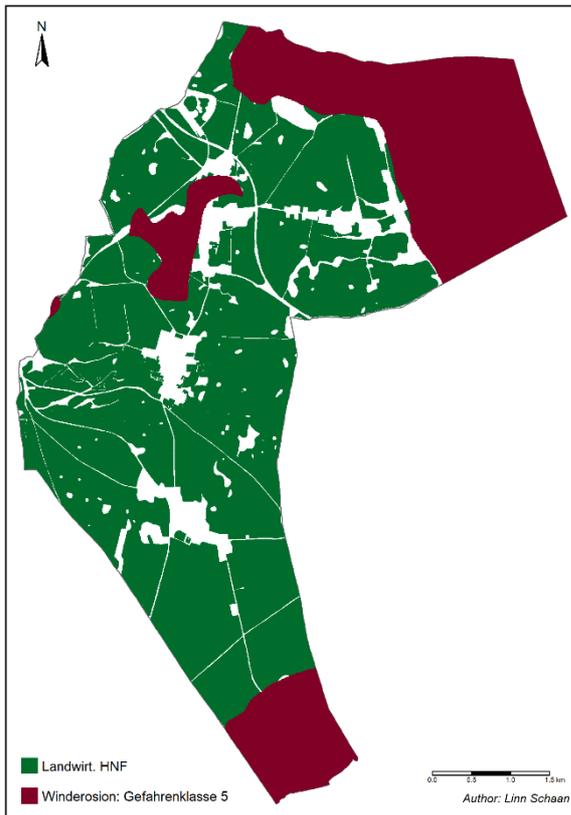


Karte 10 Teilausschnitt der Beispielmgemeinde Zichow mit 10 m Feldrand und Ackerzahl-Schwellenwert 30 und identifizierter LE Fläche

7.2.1.2 Erosionsgefährdung durch Wind und Wasser

Die Kriterien zur Erosionsgefährdung durch Wind und Wasser werden im Folgenden separat betrachtet, da die Wirkung und mögliche Eindämmungsansätze der beiden Erosionsursachen divergieren.

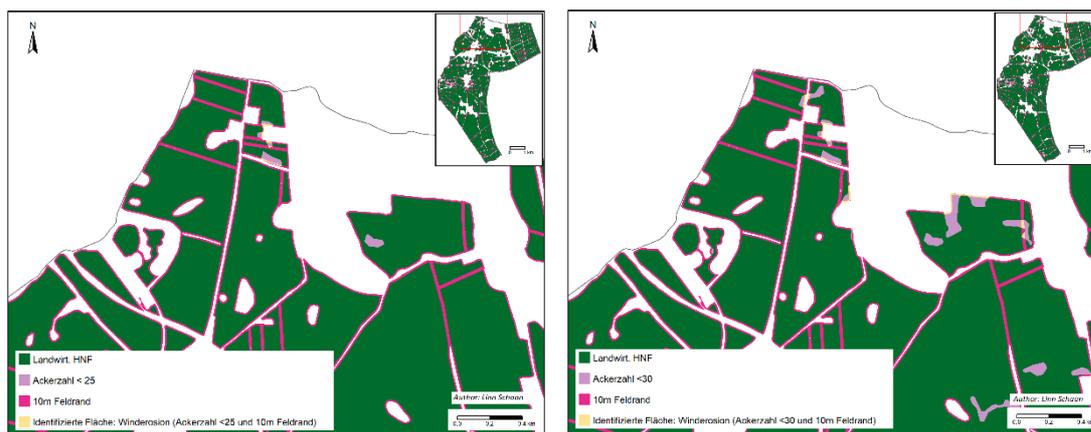
Für die Berücksichtigung der Winderosion sind die Gefahrenklassen 4 und 5 relevant, die eine hohe Winderosionsgefährdung der landwirtschaftlichen Fläche angeben. Wie Karte 11 zeigt, findet sich allerdings nur Gefahrenklasse 5 in der Beispielmgemeinde, was mit der Auflösung der berücksichtigten Erosionsdaten zusammenhängt. Für Zichow ergibt sich eine Fläche von 889.51 ha (33,5 %) der HNF, die von hoher Winderosionsgefahr betroffen ist.



Karte 11 Hohe Winderosionsgefahr (Gefahrenklasse 5 (sehr hoch)) der Beispielgemeinde Zichow

Ausgehend von dieser identifizierten Winderosionsfläche kann das Kriterium des „negativen“ Feldrandes auch hier angewandt werden, um durch das Einsetzen von LE einen gewissen Windschutz zu erzeugen. Die Fläche, die sich aus der Überlappung der beiden Kriterien ergibt, ist in Tab. 12 dargestellt. Beispielhaft zeigt Karte 12 die Ergebnisse hinsichtlich des 10 m Feldrandes. Beide Feldrandoptionen zeigen erhebliches Steigerungspotential der LE-Fläche (mit 2.2 % und 4.2 % (Tab. 12)).

LE-Gehölze wie Hecken oder Baumreihen sind in diesem Szenario empfehlenswert, um die Winderosionsgefährdung zu reduzieren. Auch steinige LE stellen eine Option dar. Dabei ist auch die Berücksichtigung der Windstärke und -richtung relevant, um einerseits das Minderungs- und Präventionspotential der LE umfassend auszuschöpfen (LE orthogonal zur Windrichtung) und andererseits die Erosionseffekte durch LE nicht zu verstärken.



Karte 12 Teilausschnitt der Beispielmgemeinde Zichow mit identifizierter LE-Fläche des Winderosionsszenario (10 m Feldrand, Ackerzahl-Schwellenwert 25 (links) und 30 (rechts))

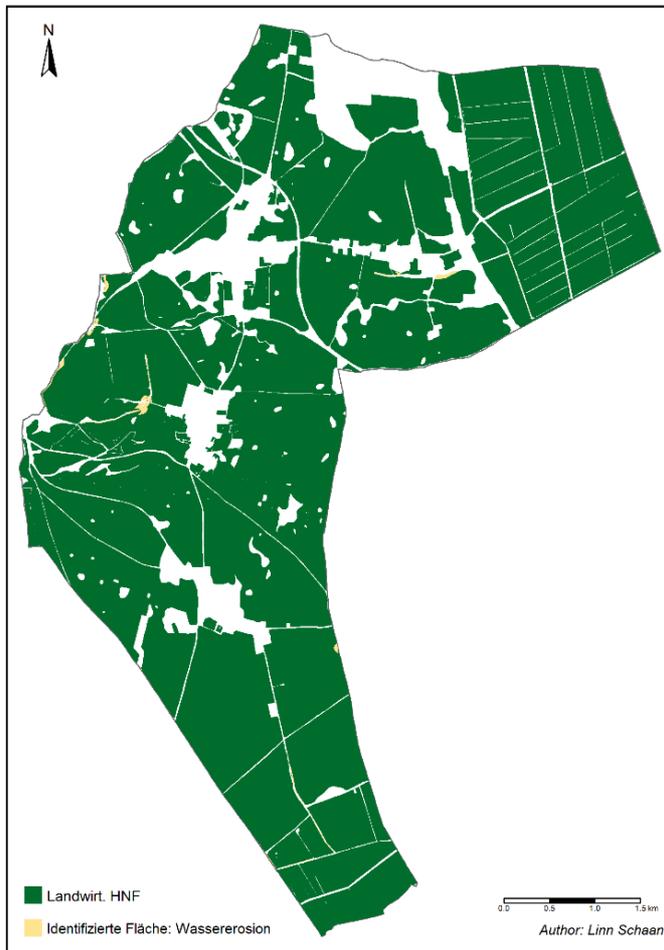
Die Berücksichtigung der Erosionsgefährdung durch Wasser basiert auf dem Datensatz Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg (2020), in der bereits Fläche für Landschaftselemente (explizit Blühstreifen) identifiziert wurden. Für die Beispielmgemeinde Zichow entspricht dies einer Fläche von 7.81 ha (0.3 %). Im Sinne einer konsistenten methodischen Herangehensweise ist der „negative“ Feldrand auch für die Wassererosionsflächen berücksichtigt worden. Trotzdem sind die bereits identifizierten Flächen der Förderkulisse Gewässerschutz hilfreich und könnten auch ohne den „negativen“ Feldrand berücksichtigt werden. Dafür gibt Tab. 12 die Flächensumme der potentiellen LE-Fläche an, während Karte 13 und Karte 14 die Ergebnisse graphisch darstellen.

In Übereinstimmung mit Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg (2020) sind grasbewachsene LE oder LE-Gehölze, die für eine Steigerung der Oberflächenbedeckung und damit zur Verminderung der Wassererosion beitragen, empfehlenswert.

Im Hinblick auf die Flächensumme (Tab. 12) der Erosions-Szenarien scheint eine Berücksichtigung beider Erosionsgefahren sowohl aus ökologischer, als auch aus agronomischer Perspektive sinnvoll. Einerseits könnte darüber die potentielle Fläche für mögliche LE erhöht werden, andererseits kann so präventiv gegen den Abtrag der wertvollen oberen Bodenschichten vorgegangen werden. Das würde den naturschutzfachlichen Wert der landwirtschaftlichen Fläche an sich erhöhen, dient als wichtiger Beitrag zum 10 % LE-Ziel und berücksichtigt schließlich ebenso die Erosionsgefährdung als große landwirtschaftliche Herausforderung.

Identifizierte Fläche (ha) (Anteil von HNF (%))	„Negativer“ Feldrand	
	5 m	10 m
Hohe Erosionsgefährdung		
Winderosion (Gefahrenklasse 5)	57.59 (2.2)	111.38 (4.2)
Wassererosion (Förderkulisse Gewässerschutz)	3.09 (0.2)	4.7 (0.2)
Insgesamt: Erosionsgefährdung	60.68 (2.3)	116.08 (4.4)

Tab. 12 Überblick der Summer der identifizierten Fläche (in ha) der Erosions-Szenarien



Karte 13 Identifizierte Fläche im Wassererosionsszenario der Beispielmgemeinde Zichow



Karte 14 Teilausschnitt der Beispielgemeinde Zichow mit identifizierter LE Fläche im Wassererosionsszenario

7.2.1.3 Zusammenfassung Extremstandorte

Schließlich ermöglichen die beiden Extremstandorte-Szenarien, die in 7.2.1.1 *Geringe Ackerzahl* und in 7.2.1.2 *Erosionsgefährdung durch Wind und Wasser* beschrieben wurden, durch das Zusammenführen beider Optionen ein weiteres Szenario. Diese erneute Anpassung der Szenarien ist sinnvoll, da sie durch die Berücksichtigung der ökologischen und agronomischen Kriterien die potentielle Praktikabilität und Akzeptanz der Landwirt:innen und möglicher Interessenvertreter:innen erhöht.

Folgende Ergebnisse lassen sich kontestieren: Insgesamt ist aus den Kriterien des Ackerzahl-Schwellenwerts von 30, der Winderosion, sowie den Feldrandoptionen 5 und 10 m eine identifizierte Fläche von 1.35 ha und 2.64 ha erfassbar, während durch den Schwellenwert von 25 vergleichsweise signifikant weniger Fläche zur Verfügung steht (Tab. 13). Für die Daten der Wassererosion ist diese Berücksichtigung nicht sinnvoll, da sich die identifizierten Flächen bereits aus ökologischen und rechtlichen Kriterien ableiten lassen und keiner weiteren Ergänzung bedürfen (Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg, 2020), zumal die Ergebnisse aufgrund der geringen Fläche eine zweitrangige Bedeutung einnehmen (Tab. 12).

Abschließend lässt sich festhalten, dass das Zusammenführen der Szenarien für Extremstandorte mit Blick auf die Flächenergebnisse, die allesamt sehr gering ausfallen, nicht zielführend ist und deshalb eher separat voneinander betrachtet werden sollte.

Identifizierte Fläche (ha) (Anteil von HNF (%))	„Negativer“ Feldrand	
	5 m	10 m
25	0.001 (0)	0.33 (0.01)
30	1.35 (0.1)	2.64 (0.1)

Tab. 13 Überblick der Summer der identifizierten Fläche (in ha) der Szenarien mit hoher Winderosion

7.2.2 Ökologischer Ansatz: Wiederherstellung der Biodiversität

Nachfolgend werden die Szenarien beschrieben, die sich aus der Zielsetzung der Wiederherstellung der Biodiversität ergeben und auf den Annahmen zur Erhöhung der Komplexität und Heterogenität der Landschaftskomposition beruhen.

7.2.2.1 Reduzierung der Feldgrößen

Zwei unterschiedliche Szenarien werden unter dem Kriterium der Reduktion der Feldgröße berücksichtigt: Einerseits beschreibt die Teilung aller Flächen über 6 ha einen Idealzustand, der auf Grundlage von ökologischen Kriterien radikale Forderungen zur Reduzierung aller Felder auf eine Maximalgröße von 6 ha stellt, die allerdings wegen fehlender Praktikabilität kritisiert werden könnten. Aus diesem Grund ermöglicht andererseits die Teilung der größten Flächen verschiedene Optionen, die an den größten Flächen (obersten 25 %) ansetzen, die vermutlich eher umsetzbar sind und mögliche Kritik antizipiert. Ziel der verschiedenen Ansätze dieses Kriteriums ist es, durch die Erhöhung der Feldranddichte die Komplexität der Agrarlandschaft (*configurational landscape heterogeneity*) zu erhöhen, indem mehr Flächen für LE in „negativen“ Feldrändern zur Verfügung stehen und schließlich die Biodiversität in der Landschaft gestärkt werden kann. Grundannahme dieses Ansatzes ist demnach, dass jede zusätzliche „negative“ Feldrandfläche als potentielle Fläche für LE verstanden werden kann. Diese Annahme ist zwar etwas verkürzt, ermöglicht allerdings erste Ein- und Abschätzungen, wie viel potentielle LE Fläche theoretisch möglich wäre. Gleichzeitig können sich auch andere Optionen durch die Kombination mit anderen Kriterien (wie z.B. Erosionsgefährdung durch Wind) ergeben. Zur Verdeutlichung dieses Potentials wird die „negative“ Feldrandfläche des Ist-Zustands (3 m, 5 m, 10 m) als Ausgangszustand gewählt und dient als Vergleichsfläche für die verschiedenen Szenarien. Grundsätzlich sind nachfolgende Teilungsoptionen nur Vorschläge, die durch viele andere Flächenteilungen verändert und ergänzt werden können.

7.2.2.1.1 Teilung der Feldblöcke > 6 ha

Ein mögliches Szenario der Beispielgemeinde Zichow, in dem alle landwirtschaftlichen Flächen, die über 6 ha liegen, in kleinere Flächen (Maximalflächengröße von 6 ha) aufgeteilt werden, findet sich in Karte 15. Aus insgesamt 91 Flächen, die eine Flächengröße über 6 ha

aufweisen, wurden insgesamt 482 Feldblöcke, die nur noch eine Flächengröße unter 6 ha haben. In Tab. 14 ist hochgerechnet, welcher „negative“ Feldrand (3 m, 5 m und 10 m) welche potentielle LE Fläche aufweist: So steht im Ist-Zustand bei einem „negativen“ Feldrand von 3 m ein Anteil von 3 % der HNF für LE zur Verfügung, während der Anteil im Soll- Zustands-Szenario zur Teilung der Feldblöcke > 6 ha bereits ein Anteil von 5.7 % identifiziert. Mit steigender „negativer“ Feldrandgröße divergieren die identifizierten LE Flächenergebnisse immer stärker und unterstreichen damit das Potential der Feldranddichteerhöhung im Hinblick auf die 10 % LE-Ziel der Biodiversitätsstrategie.

Identifizierte Fläche (ha) (Anteil von HNF (%))	Anzahl der Felder	„Negativer“ Feldrand		
		3m	5m	10m
Ist-Zustand	91	78.97 (3)	131.18 (5)	259.6 (9.8)

Identifizierte Fläche (ha) (Anteil von HNF (%))	Anzahl der Felder (zusätzliche Felder)	„Negativer“ Feldrand		
		3m	5m	10m
Teilung aller Flächen >6 ha				
In <= 6 ha Flächen	482 (391)	151.64 (5.7)	249.91 (9.4)	485.56 (18.3)

Tab. 14 Überblick der Summer der identifizierten Fläche (ha) des Ist-Zustands und der Teilungs-Szenarien zur Teilung der Feldblöcke > 6 ha“



Karte 15 Darstellung der Beispielmgemeinde Zichow für den ökologischen Ansatz zur Wiederherstellung der Biodiversität und Reduzierung der Feldgröße im Hinblick auf die Teilung aller Flächen > 6 ha“ (links) in Flächen ≤6 ha

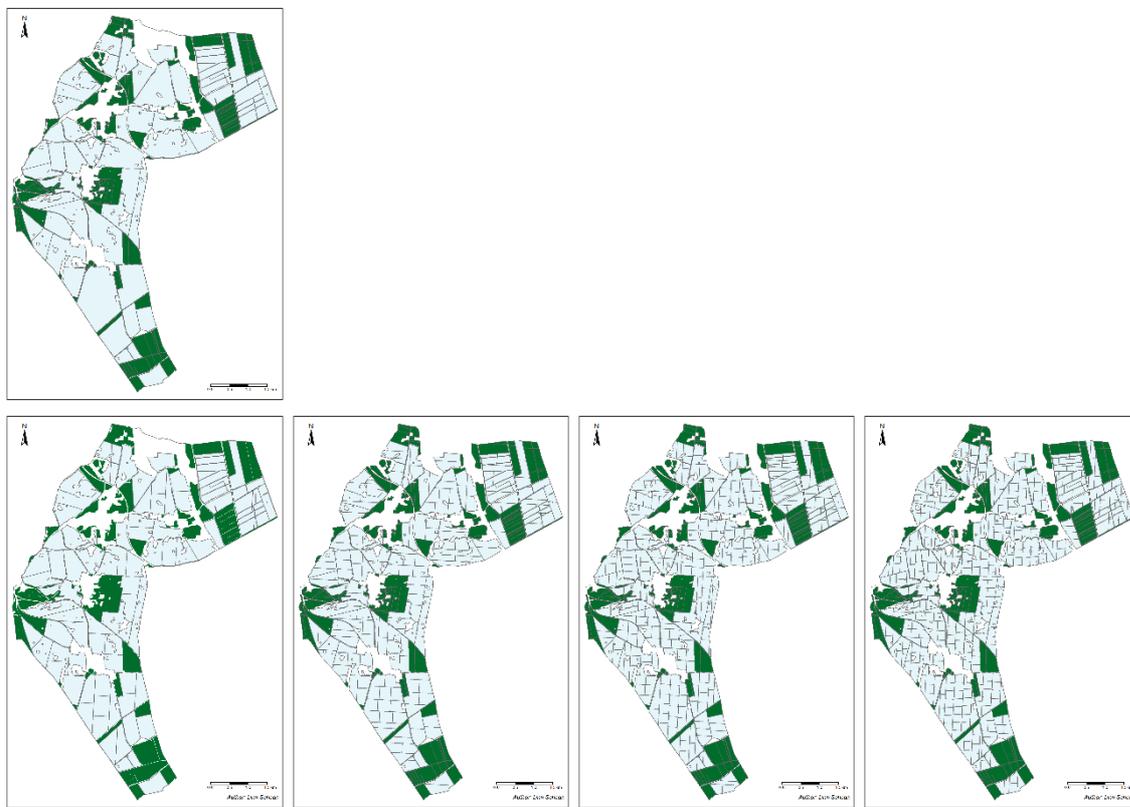
7.2.2.1.2 Teilung der größten Feldblöcke

Als Alternative zum ökologischen Idealzustand (Teilung der Feldblöcke >6 ha) ergeben sich verschiedene Teilungsszenarien für die größten landwirtschaftlich genutzten Flächen (oberste 25 %). Für dieses Szenario zur Wiederherstellung der Biodiversität werden folgende Teilungsoptionen berücksichtigt: Teilung der größten Feldblöcke mit 100, 200, 300 und 400 Teilungsschritten (Karte 16). Darauf aufbauend werden auch hier verschiedene Feldrandoptionen (3 m, 5 m, 10 m) angewandt. In Tab. 15 finden sich die Flächensummen aus den Feldränder-Optionen des Ist-Zustands sowie aus den verschiedenen Teilungsoptionen. Wie auch schon im vorherigen Kapitel zur Teilung der Feldblöcke > 6 ha zeigen die Ergebnisse kein überraschendes Ergebnis. Durch die Teilung der Felder ergibt sich eine größere Fläche des „negativen“ Feldrandes. Deshalb soll die tabellarische Auflistung (Tab. 15) vielmehr das Potential, das sich durch die Teilung und Einrichtung verschiedener Feldrandoptionen eröffnet, verdeutlichen. Zusätzlich vermittelt es ein Gefühl dafür, welche Umsetzungsmöglichkeiten hinsichtlich des 10 % LE-Ziels in Betracht gezogen werden können. Karte 16 gibt die verschiedenen Teilungsoptionen wieder, während in Karte 17 für das Beispiel von 100 Teilungen jeweils die möglichen „negativen“ Feldrandoptionen eingezeichnet sind.

Identifizierte Fläche (ha) (Anteil von HNF (%))	Anzahl der Felder	„Negativer“ Feldrand		
		3m	5m	10m
Ist-Zustand	50	56.78 (2.1)	94.75 (3.6)	186.93 (7)

Identifizierte Fläche (ha) (Anteil von HNF (%))	Anzahl der Felder (zusätzliche Felder)	„Negativer“ Feldrand		
		3m	5m	10m
Anzahl der Teilung der Fläche				
100	84 (34)	68.57 (2.6)	114.26 (4.2)	225.67 (8.5)
200	197 (147)	94.1 (3.6)	155.7 (5.9)	305.31 (11.5)
300	304 (254)	113.77 (4.3)	187.89 (7.1)	366.8 (13.8)
400	400 (350)	127.96 (4.8)	210.93 (8)	409.93 (15.5)

Tab. 15 Überblick der Summer der identifizierten Fläche (ha) des Ist-Zustands und der Teilungsszenarien der größten Feldblöcke



Karte 16 Darstellung des Ist-Zustands mit den größten Feldblöcke (oben) und den Teilungsoptionen dieser Flächen für 100, 200, 300 und 400 Teilungen (links nach rechts)



Karte 17 Darstellung der Feldrandoptionen 3 m, 5 m und 10 m für das Beispiel 100 Teilungen der größten Feldblöcke mit (links nach rechts)

7.2.2.1.3 Zusammenfassung der Feldgrößen

Viele weitere Optionen der Flächenteilung sind theoretisch denkbar, beispielsweise können die Berücksichtigung von standortabhängigen Variablen (z.B. Windrichtung, Steigung) oder das Einbeziehen der landwirtschaftlichen Praktikabilität (z.B. Bearbeitungsrichtung, Größe der landwirtschaftlichen Maschinen) wichtige Säulen in der Entscheidungsfindung darstellen. Die Auswahl der beiden Szenarien soll nur beispielhaft einen Eindruck vermitteln und kann darüber hinaus vielseitig weiterentwickelt und überarbeitet werden.

Für die ausgewählten Beispielszenarien lässt sich resümieren, dass für das Teilungsszenario aller Feldblöcke, die eine Fläche aufweisen, die größer als 6 ha ist, und das Einsetzen eines „negativen“ Feldrandes von 3 m insgesamt die doppelte Fläche für Landschaftselemente zur Verfügung steht (von 3 % auf 6 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche). Ähnliches lässt sich auch für die weiteren Szenarien mit erhöhtem „negativen“ Feldrand kontestieren (bei 5 m von 5 % auf 9 % und bei 10 m von 10 % auf 18 %) (Tab. 14). Darüber hinaus ergibt die

Auswahl verschiedener Teilungsszenarien (100, 200, 300 und 400) der größten Feldblöcke einen weiteren Ansatz, wie die Fläche für LE erhöht werden kann. In der Natur des Ansatzes liegt zu Grunde, dass eine Erhöhung der Teilungsoptionen auch mit einer Erhöhung der potentiell zur Verfügung stehenden Fläche einhergeht. Für das Teilungsszenario 200 lässt sich hierbei eine Erhöhung um mehr als 1 % der LE- Fläche bei einem „negativen“ Feldrand von 3m ausmachen. Für die Szenarien 300 und 500 liegt die Steigerung potentieller LE Fläche im Vergleich zum Ist-Zustand bei jeweils über 2 %. Grundsätzlich kann bereits das Teilungsszenario von 200 (mit einem Feldrand von 5m) eine Fläche von 5% der landwirtschaftlichen Fläche für LE zur Verfügung stellen (vergleichbare Flächenergebnisse lassen sich für die Anzahl der Teilungen von 300 und 400 mit einer „negativen“ Feldrandoption von 3m erzielen). Um das 10 % LE-Ziel zu erreichen, wären für dieses Szenario das Beispiel von 100 und 200 Teilungen und 10m Feldrand sowie Teilungen von 300 und 400 zwischen 5 und 10m Feldrandoptionen denkbar.

Die beschriebenen Optionen des ökologischen Ansatzes unterstreichen damit die vielfältigen Möglichkeiten in der Erhöhung der LE-Dichte und eröffnen den Raum für weitere Diskussionen und Modifizierungen dieses Ansatzes.

Eine Empfehlung der einzusetzenden LE-Klassen ist im Szenario zur *7.2.2.1 Reduzierung der Feldgrößen* schwierig. Hierzu müssten, wenn zukünftig mit den Ergebnissen weitergearbeitet würde, klare ökologische Zielvorgaben erfolgen. Beispielsweise würde eine Festlegung, welche taxonomische Gruppe unterstützt werden soll, erlauben, LE-Klassen zu identifizieren, die gewisse Lebensräume zielgerichteter schützen können. Alternativ kann die Festlegung bestimmter ÖSL, die durch das Einsetzen der LE unterstützt werden sollen, die LE-Klassensoptionen eingrenzen.

7.2.2.2 Schutz bestehender Biotope

Für den Schutz der bestehenden Biotope wurden beispielhaft Stillgewässer ausgewählt, die in Brandenburg durch eine gesetzliche Regelbreite von 5 m Gewässerrandstreifen auf Grundlage des WHG geschützt sein müssen. Weitere Biotoptypen, die für diesen Aspekt relevant wären sind beispielsweise Gras- und Staudenflure, Moore und Sümpfe, Laubgebüsche, Feldgehölze, Alleen und Baumreihen oder -gruppen.

In Karte 18 sind die Stillgewässer in einem Teilausschnitt, in Karte 19 die die für das zusätzliche Einsetzen von LE in Betracht kommenden Flächen dargestellt. Die identifizierte Fläche ergibt sich demnach aus der Überlappung der 5 m Pufferstreifen um die Stillgewässer mit der landwirtschaftlichen Hauptnutzungsfläche. Wie aus Tab. 16 abzulesen ist, würde sich durch die

Pufferstreifen 0.99 ha zusätzliche LE-Fläche auf der HNF ergeben, die insgesamt einen Anteil von 0.04 % ausmacht. Als mögliche LE-Klassen können insbesondere grasbewachsene LE (wie z.B. Blüh- oder Grasrandstreifen) eingesetzt werden. Allerdings ist eine generelle Empfehlung für den Schutz bestehender Biotope – wie bereits auch in der Methode erläutert wurde – zu komplex, als dass sie an dieser Stelle berücksichtigt werden könnte.

Identifizierte Fläche (ha) (Anteil von HNF (%))	Gewässerrandstreifen
	5 m
Stehengewässer	0.99 (0.04)

Tab. 16 Überblick der Summe der identifizierten Fläche (ha) für Pufferstreifen um Stillgewässer



Karte 18 Teilausschnitt der Beispielgemeinde Zichow mit Stillgewässern



Karte 19 Teilausschnitt der Beispielmgemeinde Zichow mit identifizierter Fläche aus Pufferstreifen um Fließgewässer (5 m)

7.3 Diskussion

Das vordergründige Ziel dieser Studie ist es unterschiedliche Herangehensweisen zur Erreichung des 10 % LE-Ziels auf Landschaftsebene (hier Gemeinden) zu beschreiben, die sich aus einem vordergründig agronomischen und einem eher ökologischen Motivationsansatz in Entscheidungs- und Umsetzungspfade übertragen lassen. Die Integration ökologischer und agronomischer Kriterien soll auf die Bedeutung der Einbindung verschiedener Motivationen hinweisen, um sich der LE-Zielsetzung aus unterschiedlichen Richtungen zu nähern. Wenn das 10 % LE-Ziel erreicht werden soll, müssen verschiedene Strategien und Ansätze zeitgleich verfolgt werden. Einer davon ist der hier beschriebene und angewandte Ansatz, dessen ökologische und agronomische Kriterien bewusst verbunden wurden, um bestehende Konfliktlinien zu überwinden und mögliche Potentiale beider Seiten zu bündeln.

Der neu konzipierte analytische Ansatz der *Coldspot* Identifizierung auf Grundlage von räumlichen Daten ermöglicht es, gewisse Agrarlandschaften (in diesem Fall Gemeinden) zu priorisieren, deren Landschaften durch einfachere Landschaften geprägt sind. Diese Priorisierung ist sinnvoll, um limitierte Ressourcen effektiv und effizient einzusetzen. Je nach Fokus (Landschaftskonfiguration oder -komposition) und Zielsetzung (z.B. Schutz bestimmter taxonomischer Gruppen) ist eine Einzelbetrachtung der methodischen Ansätze zur Priorisierung der Gemeinden möglich. Ein Vorteil der Einzelbetrachtung wäre eine größere Auswahl zu priorisierender Gemeinden, die die Umsetzung mit Sicherheit erleichtern würde.

Die beschriebenen Motivationsansätze – Extremstandorte und Wiederherstellung der Biodiversität – ermöglichten es, darauf aufbauend für jedes Kriterium zusätzliche Fläche für

LE auf der landwirtschaftlichen Fläche in der Beispielmgemeinde Zichow zu identifizieren, um damit schließlich der Anteil der LE pro HNF zu erhöhen. Die berücksichtigten Kriterien können grundsätzlich als modulare Systeme verstanden werden, die nach Anforderungen, Motivation und Bedürfnissen der eingebundenen Akteure eingesetzt und weiterverarbeitet werden können. Somit können die Ergebnisse der beiden Motivationsansätze auch miteinander kombiniert werden.

Grundsätzlich erhebt diese Konzeptualisierung keinen Anspruch auf Vollständigkeit, viel eher ist den Autorinnen bereits während der Konzipierung der Studie bewusst gewesen, dass die Erhöhung der LE-Dichte auf der landwirtschaftlichen Fläche in seiner Komplexität nur bruchstückhaft bearbeitet werden kann. Dies erforderte eine Eingrenzung, der zu berücksichtigen Kriterien, die vordergründig auf ökologische und agronomische Kriterien fiel. Dieser inhaltliche Fokus stellt keine Priorisierung dar, sondern wurde hinsichtlich der zeitlichen Ressourcen und wissenschaftlichen Schwerpunkte der einbezogenen Wissenschaftlerinnen getroffen. Außerdem ermöglicht die Berücksichtigung dieser agronomischen und ökologischen Motivation (vermeintlich) konvergierende Interessen zusammen zu denken und damit unterschiedliche Interessensvertreter:innen-Gruppen miteinander ins Gespräch zu bringen.

Grundsätzlich zeigt die Studie, dass das Festlegen von Kriterien, trotz Verkürzung und Auslassen anderer Kriterien, den komplexen Entscheidungspfad der LE-Flächen Identifizierung wie auch deren Umsetzung erleichtern kann.

Für die Beispielmgemeinde Zichow ergaben die Kriterien für Extremstandorte (insbesondere bei separater Betrachtung) erste Anhaltspunkte der Flächenidentifikation. Insbesondere die Erosionsergebnisse sind vielversprechend, da von einem direkten Effekt der Erosionsminderung und potentieller Ertragssteigerung auszugehen ist, wobei gleichzeitig der naturschutzfachliche Wert der landwirtschaftlichen Fläche erhöht würde. Perspektivisch könnten höher aufgelöste Daten robustere Ergebnisse erzielen. Der Ansatz der landwirtschaftlichen Komplexitätserhöhung für die Wiederherstellung der Biodiversität erscheint vielversprechend, da er zielorientiert in kürzester Zeit erste Ansätze und Ergebnisse bietet, vergleichsweise „viel“ LE-Fläche identifiziert und eine Möglichkeit für weitere Diskussionen eröffnet. Grundsätzlich sind unzählige Optionen der Flächenteilung möglich, die hier nur beispielhaft abgedeckt sind.

7.3.1 Erweiterung der Kriterienauswahl

Beide Schwerpunktkriterien (ökologisch und agronomische) konnten aufgrund des zeitlichen Rahmens nicht vollumfänglich inkorporiert werden. Beispielsweise sind für das Szenario zur

Wiederherstellung der Biodiversität weitere Kriterien relevant: Biotopverbund und –korridore; Unterstützung gewisser ökologischer Funktionen, Schutz bestimmter taxonomischer Gruppen, gewisser Lebensräume oder Ökosysteme; Differenzierte Pufferstreifen um bestehende Biotope; Pufferzonen um Infrastruktur und Siedlungen oder die Veränderungen, bzw. Anpassungsmöglichkeiten des landwirtschaftlichen Managements (Garibaldi et al., 2021; Kremen & Merenlender, 2018). Weitere zielführende Ergänzungen der bestehenden Flächenteilung könnten standortabhängige Faktoren (z.B. Windrichtung, Steigung) oder der Einbezug der landwirtschaftlichen Praktikabilität (z.B. Bearbeitungsrichtung, Größe der landwirtschaftlichen Maschinen) sein.

Der Ansatz für Extremstandorte, der sich vordergründig aus agronomischen Kriterien speist, ist durch den zeitlichen Rahmen auch nur eingeschränkt aufbereitet. Für das Winderosionsbeispiel sind nämlich auch Windrichtung und -stärke relevant, um den Windschutz der einzusetzenden LE zu optimieren (orthogonal zur Windrichtung) und konträre Effekte, etwa eine Erhöhung der Windgeschwindigkeit, zu minimieren.

Neben den berücksichtigten Kriterien ist die Einbindung weiterer Aspekte relevant, die die Umsetzung des LE-Ziels maßgeblich beeinflussen. Die Einbindung ökonomischer und politischer Kriterien, die Finanzierungs- und Kompensationsoptionen aufzeigen und mögliche Pfadabhängigkeiten beschreiben (Röder et al., 2020). Außerdem ist die Berücksichtigung sozialer Kriterien sinnvoll, die die Umsetzungsoptionen auf Gerechtigkeitsaspekte innerhalb und außerhalb der EU prüfen kann.

Grundsätzlich ist der hier gewählte Ansatz wegen seiner Ergebnisse als Grundlage weiterführender Diskussionen und Austausch hilfreich. Die Einbindung verschiedener Interessenvertreter:innen (wie Landwirt:innen, Naturschützer:innen, Wissenschaftler:innen) wäre einer weiterführende Diskussion zuträglich, um standortbezogenes Wissen und Erfahrungen in den Planungsprozess miteinbeziehen und damit eine praxisnahe und erfolgreiche Umsetzung zu begünstigen. Das Einbinden verschiedener Interessenvertreter:innen ermöglicht nicht nur die Prüfung der bereits ausgearbeiteten ökologischen und agronomischen Kriterien, sondern eröffnet weitere Perspektiven und Kriterien, die mit in die methodische Konzeptualisierung zur Identifizierung von LE-Fläche integriert werden können.

7.3.1 Erweiterung der Analyseebene

Die Landschafts- als Analyseebene ermöglichte es über die Betriebsebene hinaus ökologische Prozesse und anthropogene Eingriffe in ihrem komplexen Beziehungsnetz anzuerkennen und

zu integrieren (Benoît et al., 2012): Allerdings wäre eine Ergänzung der Analyseebene auf die landwirtschaftliche Betriebsebene sinnvoll. Auf der einen Seite ist die ökologische und naturschutzfachliche Qualitätssicherung von LE notwendig, die auf der Landschaftsebene nicht gelingen kann. Auf der anderen ermöglicht die Erweiterung auf die Betriebsebene weitere Kriterien miteinzubeziehen, die sich einschränkend auf die Umsetzung und die Praktikabilität auswirken können. Auf Betriebsebene könnten beispielsweise Besitzverhältnisse und die Möglichkeit zur Umwidmung der landwirtschaftlichen Fläche in nicht-produktive Fläche mit eingebunden werden, oder die zur Verfügung stehenden landwirtschaftlichen Maschinen, die sich schließlich auf die mögliche Flächenverfügbarkeit auswirken kann.

7.3.2 Konkretisierung der LE-Klassen Empfehlungen

Auf Grundlage der groben LE-Klassen Empfehlung ist eine Konkretisierung hilfreich, welche schließlich auf Grundlage verschiedener Kriterien für LE-Klassen optimale Optionen vorschlägt unter Berücksichtigung von *Trade-offs*. Diese *Trade-offs* können sich einerseits auf das ÖSL-Potential der LE beziehen und andererseits auf deren Auswirkungen auf benachbarte produktive Flächen wie auch deren ÖSL (z.B. Ertrag). Mithilfe dieser Konkretisierung bestimmter LE-Klassen wäre eine detailliertere Prioritätensetzung möglich, die die Operationalisierung und Einbindung der Interessen verschiedener Akteure erleichtern könnte.

8. Governance

Das übergreifende Ziel der Biodiversitätsstrategie ist der Schutz und die Wiederherstellung der Biodiversität und Ökosysteme, das darunter geordnete 10 % LE-Ziel setzt mit dem Fokus auf die landwirtschaftliche Produktion auf strukturelle Veränderungen des dominierenden Landnutzungstypen in der EU.

Der folgende Abschnitt beschreibt, welchen Themenfeldern sich politische Entscheidungsträger:innen widmen müssen, um sich dieser Zielsetzung gerichtet, pragmatisch und realistisch zu nähern. Die Themenfelder werden durch Fragestellungen konkretisiert, um zentrale Aspekte herauszustellen, die für eine Diskussion relevant sind.

8.1 Priorisierung der Fläche

Eine effektive und effiziente Umsetzung erfordert die Identifizierung von Landschaften, die priorisiert durch das Einsetzen von Landschaftselementen gestärkt werden soll (Concepción et al., 2012; Ekroos et al., 2014; Rundlöf & Smith, 2006; Tschardtke et al., 2012).

- Wie kann der hier konzeptualisierte Ansatz zur Priorisierung von Landschaften durch *Coldspots* auf Policy Instrumente übertragen werden?
- Welche politischen Standards, Instrumente und Zahlungen können eine faire und gerechte Umsetzung garantieren, wenn bestimmte Landschaften priorisiert betrachtet, gefordert und gefördert werden?

8.2 Gezielte ÖSL- und Biodiversitätsförderung

Unterschiedliche LE-Klassen unterstützen verschiedene taxonomische Gruppen und variieren in ihrer Bereitstellung von ÖSL (Knop et al., 2006). Bei der Unterstützung bestimmter LE-Klassen ist dabei die gezielte Qualitätssicherung der LE durch die Erhebung von Monitoring- und Überwachungsdaten entscheidend (Röder et al., 2020).

- Wie kann eine zielorientierte Förderung von LE im Hinblick auf die Wiederherstellung und Unterstützung von ÖSL und Biodiversität auf unterschiedliche Gegebenheiten der Agrarlandschaften angepasst werden?
- Können taxonomische Gruppen festgelegt werden, die durch das Einsetzen der LE, unterstützt werden sollen? Können ÖSL priorisiert werden, die durch die LE bereitgestellt werden sollen? Welche politische Ebene wäre sinnvoll, um die ÖSL und Biodiversitäts-Zielsetzungen zu erreichen? Wie können Expert:innen in diesen Prozess mit eingebunden werden?
- Wie kann die Qualität der LE garantiert und kontrolliert werden?
- Wie können Beratungsdienste und (Weiter-)Bildungsangebote mit ausreichend ökologischen Kenntnissen geschaffen werden?
- Welche Möglichkeiten gibt es Bewirtschaftungsauflagen für LE festzulegen?

8.3 Erweiterung der Definition

Die Dringlichkeit die Agrarlandschaft in ihrer strukturellen Komplexität und Heterogenität zu erhöhen ist unumstritten (Marja et al., 2022a).

- Welche Strukturelemente können ergänzend zu den nicht-produktiven LE gefördert werden, um die Komplexität und Heterogenität der Landschaft zu erhöhen (z.B. Agroforstsysteme oder Paludikultur (landwirtschaftliche Produktion auf wiedervernässten Mooren)?)

8.4 Kompensations-, Prämien-, oder Ausgleichszahlungen

- Welche agrarpolitischen Instrumente können die explizite Förderung von LE unterstützen? Wie kann diese Förderung möglichst produktiv, zielorientiert und einfach ausgestaltet sein, um Unsicherheiten und Sanktionsrisiken zu verhindern?
- Wie kann der administrative Aufwand, der von Landwirt:innen als Hindernis zur Umsetzung verstanden wird, verringert werden?
- Welche Alternativen Antragsformate sollten zukünftig berücksichtigt werden, um die Realität der Antragsteller:innen einzupreisen (z.B. Kooperationsmöglichkeiten bei den Agrarsubventionsanträgen)?
- Wie kann die Qualität der LE honoriert werden?

9. Literaturverzeichnis

- Arnold, G. W. (1983). The Influence of Ditch and Hedgerow Structure, Length of Hedgerows, and Area of Woodland and Garden on Bird Numbers on Farmland. *Journal of Applied Ecology*, 20(3), 731–750.
- Báldi, A., & Batáry, P. (2011). The past and future of farmland birds in Hungary. In *Bird Study* (Vol. 58, Issue 3, pp. 365–377). <https://doi.org/10.1080/00063657.2011.588685>
- Batáry, P., Báldi, A., Ekroos, J., Gallé, R., Grass, I., & Tschardtke, T. (2020). Biologia Futura: landscape perspectives on farmland biodiversity conservation. *Biologia Futura*, 71(1–2), 9–18. <https://doi.org/10.1007/S42977-020-00015-7/FIGURES/4>
- Batáry, P., Dicks, L. v., Kleijn, D., & Sutherland, W. J. (2015). The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 29(4), 1006–1016. <https://doi.org/10.1111/cobi.12536>
- Baudry, J., Bunce, R. G. H., & Burel, F. (2000). Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*, 60(1), 7–22. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0358>
- Benoît, M., Rizzo, D., Marraccini, E., Moonen, A. C., Galli, M., Lardon, S., Rapey, H., Thenail, C., & Bonari, E. (2012). Landscape agronomy: A new field for addressing agricultural landscape dynamics. *Landscape Ecology*, 27(10), 1385–1394. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9802-8>
- Berger, G., & Pfeffer, H. (2011). *Naturschutzbrachen im Ackerbau Praxishandbuch für die Anlage und optimierte Bewirtschaftung kleinflächiger Lebensräume für die biologische Vielfalt*. https://books.google.com/books/about/Naturschutzbrachen_im_Ackerbau.html?id=7SQstwAACAAJ
- Bianchi, F. J. J. A., Booij, C. J. H., & Tschardtke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1595), 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/RSPB.2006.3530>
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., & Kunin, W. E. (2006). Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), 351–354. <https://doi.org/10.1126/science.1129551>
- Boetzl, F. A., Krauss, J., Heinze, J., Hoffmann, H., Juffa, J., König, S., Krimmer, E., Prante, M., Martin, E. A., Holzschuh, A., & Steffan-Dewenter, I. (2021). *A multitaxa assessment*

- of the effectiveness of agri-environmental schemes for biodiversity management.*
<https://doi.org/10.1073/pnas.2016038118/-/DCSupplemental>
- Botzas-Coluni, J., Crockett, E. T. H., Rieb, J. T., & Bennett, E. M. (2021). Farmland heterogeneity is associated with gains in some ecosystem services but also potential trade-offs. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 322, 107661. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2021.107661>
- Brandenburgisches Wassergesetz (BbgWG), (2012). <https://bravors.brandenburg.de/gesetze/bbgwg>
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. (2016). *Rahmenplan der Gemeinschaftsaufgabe "Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes" 2022-2025.*
- Burel, F., & Baudry, Jacques. (2003). *Landscape ecology: concepts, methods, and applications.* Science Publishers.
- Campbell, A. J., Biesmeijer, J. C., Varma, V., & Wäckers, F. L. (2012). Realising multiple ecosystem services based on the response of three beneficial insect groups to floral traits and trait diversity. *Basic and Applied Ecology*, 13(4), 363–370. <https://doi.org/10.1016/J.BAAE.2012.04.003>
- Carlier, J., & Moran, J. (2019). Hedgerow typology and condition analysis to inform greenway design in rural landscapes. *Journal of Environmental Management*, 247, 790–803. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.116>
- Caubel-Forget, V., Grimaldi, C., & Rouault, F. (2001). Contrasted dynamics of nitrate and chloride in groundwater submitted to the influence of a hedge. *Comptes Rendus de l'Academie de Sciences - Serie Iia: Sciences de La Terre et Des Planetes*, 332(2), 107–113. [https://doi.org/10.1016/S1251-8050\(00\)01505-6](https://doi.org/10.1016/S1251-8050(00)01505-6)
- Chaplin-Kramer, R., de Valpine, P., Mills, N. J., & Kremen, C. (2013). Detecting pest control services across spatial and temporal scales. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 181, 206–212. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2013.10.007>
- Chatterjee, N., Nair, P. K. R., Chakraborty, S., & Nair, V. D. (2018). Changes in soil carbon stocks across the Forest-Agroforest-Agriculture/Pasture continuum in various agroecological regions: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 266, 55–67. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2018.07.014>
- Cleugh, H. A. (1998). Effects of windbreaks on airflow, microclimates and crop yields. *Agroforestry Systems*, 41(1), 55–84. <https://doi.org/10.1023/A:1006019805109/METRICS>

- Cole, L. J., Stockan, J., & Helliwell, R. (2020). Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. In *Agriculture, Ecosystems and Environment* (Vol. 296). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106891>
- Collier, M. J. (2021). Are field boundary hedgerows the earliest example of a nature-based solution? *Environmental Science and Policy*, *120*(April 2020), 73–80. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.02.008>
- Collins, M., & Sutherland, M. (2019). Extremes, Abrupt Changes and Managing Risks. *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, 3–63. https://report.ipcc.ch/srocc/pdf/SROCC_FinalDraft_Chapter6.pdf
- Conant, R. T., Paustian, K., & Elliott, E. T. (2001). Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications*, *11*(2), 343–355. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0343:GMACIG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0343:GMACIG]2.0.CO;2)
- Concepción, E. D., Díaz, M., Kleijn, D., Báldi, A., Batáry, P., Clough, Y., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Knop, E., Marshall, E. J. P., Tschamntke, T., & Verhulst, J. (2012). Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. *Journal of Applied Ecology*, *49*(3), 695–705. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2664.2012.02131.X>
- Kunming-Montreal Global biodiversity framework, (2021).
- Copernicus Land Monitoring Service. (2018). *CLC 2018*. <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018>
- Copernicus Land Monitoring Service. (2020). *Corine Land Cover Change (CHA) 2012-2018*. <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/lcc-2012-2018>
- Czúcz, B., Baruth, B., Angileri, V., Prieto Lopez, A., Hagyo, A., & Terres, J. M. (2022). *Landscape features in the EU Member States : a review of existing data and approaches*.
- Czúcz, B., Baruth, B., Terres, J. M., Gallego, J., Hagyo, A., Angileri, V., Nocita, M., Perez Soba, M., Koeble, R., & Paracchini, M. (2022). *Classification and quantification of landscape features in agricultural land across the EU*.
- Dainese, M., Martin, E. A., Aizen, M. A., Albrecht, M., Bartomeus, I., Bommarco, R., Carvalheiro, L. G., Chaplin-Kramer, R., Gagic, V., Garibaldi, L. A., Ghazoul, J., Grab, H., Jonsson, M., Karp, D. S., Kennedy, C. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Letourneau, D. K., ... Steffan-Dewenter, I. (2019). A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances*, *5*(10). https://doi.org/10.1126/SCIADV.AAX0121/SUPPL_FILE/AAX0121_SM.PDF

- de Stefano, A., & Jacobson, M. G. (2018). Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. *Agroforestry Systems*, 92(2), 285–299. <https://doi.org/10.1007/S10457-017-0147-9>
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E. S., Ngo, H. T., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K. A., Butchart, S. H. M., Chan, K. M. A., Garibaldi, L. A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S. M., Midgley, G. F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., ... Zayas, C. N. (2019). Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.aaw3100>
- Diekötter, T., Billeter, R., & Crist, T. O. (2008). Effects of landscape connectivity on the spatial distribution of insect diversity in agricultural mosaic landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 9(3), 298–307. <https://doi.org/10.1016/J.BAAE.2007.03.003>
- Donald, P. F., & Evans, A. D. (2006). Habitat connectivity and matrix restoration: The wider implications of agri-environment schemes. In *Journal of Applied Ecology* (Vol. 43, Issue 2, pp. 209–218). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01146.x>
- Donjadee, S., Clemente, R. S., Tingsanchali, T., & Chinnarasri, C. (2010). Effects of vertical hedge interval of vetiver grass on erosion on steep agricultural lands. *Land Degradation and Development*, 21(3), 219–227. <https://doi.org/10.1002/ldr.900>
- Duru, M., Therond, O., Martin, G., Martin-Clouaire, R., Magne, M. A., Justes, E., Journet, E. P., Aubertot, J. N., Savary, S., Bergez, J. E., & Sarthou, J. P. (2015). How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. In *Agronomy for Sustainable Development* (Vol. 35, Issue 4, pp. 1259–1281). Springer-Verlag France. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>
- EIP-AGRI Focus Group. (2016). *Benefits of landscape features for arable crop production - Final report*.
- Ekroos, J., Olsson, O., Rundlöf, M., Wätzold, F., & Smith, H. G. (2014). Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? In *Biological Conservation* (Vol. 172, pp. 65–71). Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.02.013>
- Ellenberg, H., & Leuschner, C. (2010). Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. In *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* (Vol. 8104). <https://doi.org/10.1007/bf02853332>
- Esri; Maxar; Earthstar Geographics; GIS User Community. (2023). *World Imagery (MapServer)*. <https://www.arcgis.com/home/item.html?id=10df2279f9684e4a9f6a7f08febac2a9>

- Estrada-Carmona, N., Sánchez, A. C., Remans, R., & Jones, S. K. (2022). Complex agricultural landscapes host more biodiversity than simple ones: A global meta-analysis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119(38), e2203385119.
https://doi.org/10.1073/PNAS.2203385119/SUPPL_FILE/PNAS.2203385119.SAPP.PDF
- EU-AGRI Focus Group. (2017). *EIP-AGRI Focus Group. Mixed farming systems: livestock / cash crops* (Issue Mai).
- Europäische Kommission. (n.d.). *European Monitoring of Biodiversity in Agricultural Landscapes (EMBAL)*. Retrieved February 4, 2023, from <https://wikis.ec.europa.eu/pages/viewpage.action?pageId=25560696>
- Verordnung (EU) 2021/2115 Informationsaustausch, (2021).
- Europäisches Parlament. (n.d.). *EU-Biodiversitätsstrategie für 2030: Mehr Raum für die Natur in unserem Leben*. Retrieved August 19, 2021, from https://ec.europa.eu/environment/strategy/biodiversity-strategy-2030_de
- Eurostat (EU). (2022). *Land cover/use statistics* . <https://ec.europa.eu/eurostat/web/lucas>
- Eurostats. (n.d.). *Glossary: Shannon evenness index (SEI)*. Retrieved February 4, 2023, from [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Shannon_evenness_index_\(SEI\)](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Shannon_evenness_index_(SEI))
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., & Martin, J. L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2), 101–112.
<https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2010.01559.X>
- Farina, A. (2006). Introduction to landscape ecology. *Principles and Methods in Landscape Ecology*, 1–52. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5535-5_1
- Feindt, P. H., Krämer, C., Früh-Müller, A., Heißenhuber, A., Pahl-Wostl, C., Purnhagen, K. P., Thomas, F., van Bers, C., & Wolters, V. (2019). *Ein neuer Gesellschaftsvertrag für eine nachhaltige Landwirtschaft Wege zu einer integrativen Politik für den Agrarsektor*.
- Frielinghaus, M., Winnige, B., Deumlich, D., Funk, R., Thiere, J., & Völker, L. (2002). *Informationsheft zum landwirtschaftlichen Bodenschutz im Land Brandenburg Teil Bodenerosion*.
- Gadermaier, F., Berner, A., Fliebach, A., Friedel, J. K., & Mäder, P. (2011). Impact of reduced tillage on soil organic carbon and nutrient budgets under organic farming. *Renewable*

- Gallego, J., & Delincé, J. (2010). The european land use and cover area-frame statistical survey. *Agricultural Survey Methods*, 151–168. <https://doi.org/10.1002/9780470665480.CH10>
- Garibaldi, L. A., Carvalheiro, L. G., Vaissière, B. E., Gemmill-Herren, B., Hipólito, J., Freitas, B. M., Ngo, H. T., Azzu, N., Sáez, A., Åström, J., An, J., Blochtein, B., Buchori, D., Chamorro García, F. J., da Silva, F. O., Devkota, K., de Fátima Ribeiro, M., Freitas, L., Gaglianone, M. C., ... Zhang, H. (2016). Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science*, 351(6271), 388–391. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.AAC7287>
- Garibaldi, L. A., Oddi, F. J., Miguez, F. E., Bartomeus, I., Orr, M. C., Jobbágy, E. G., Kremen, C., Schulte, L. A., Hughes, A. C., Bagnato, C., Abramson, G., Bridgewater, P., Carella, D. G., Díaz, S., Dicks, L. v., Ellis, E. C., Goldenberg, M., Huaylla, C. A., Kuperman, M., ... Zhu, C. D. (2021). Working landscapes need at least 20% native habitat. *Conservation Letters*, 14(2), e12773. <https://doi.org/10.1111/CONL.12773>
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J. M., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Carvalheiro, L. G., Chacoff, N. P., Dudenhöffer, J. H., Greenleaf, S. S., Holzschuh, A., Isaacs, R., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M. M., Morandin, L. A., Potts, S. G., Ricketts, T. H., Szentgyörgyi, H., ... Klein, A. M. (2011). Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters*, 14(10), 1062–1072. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2011.01669.X>
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalheiro, L. G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N. P., Dudenhöffer, J. H., Freitas, B. M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., ... Klein, A. M. (2013). Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science (New York, N.Y.)*, 339(6127), 1608–1611. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1230200>
- Golicz, K., Ghazaryan, G., Niether, W., Wartenberg, A. C., Breuer, L., Gattinger, A., Jacobs, S. R., Kleinebecker, T., Weckenbrock, P., & Große-Stoltenberg, A. (2021). The role of small woody landscape features and agroforestry systems for national carbon budgeting in Germany. *Land*, 10(10). <https://doi.org/10.3390/land10101028>
- Graham, L., Gaulton, R., Gerard, F., & Staley, J. T. (2018). The influence of hedgerow structural condition on wildlife habitat provision in farmed landscapes. In *Biological*

- Conservation* (Vol. 220, pp. 122–131). Elsevier Ltd.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.017>
- Grass, I., Loos, J., Baensch, S., Batáry, P., Librán-Embí, F., Ficiciyan, A., Klaus, F., Riechers, M., Rosa, J., Tiede, J., Udy, K., Westphal, C., Wurz, A., & Tschardtke, T. (2019). Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. *People and Nature*, 1(2), 262–272.
<https://doi.org/10.1002/PAN3.21/SUPPINFO>
- Gray, C. L., Hill, S. L. L., Newbold, T., Hudson, L. N., Boirger, L., Contu, S., Hoskins, A. J., Ferrier, S., Purvis, A., & Scharlemann, J. P. W. (2016). Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications* 2016 7:1, 7(1), 1–7. <https://doi.org/10.1038/ncomms12306>
- Hannon, L. E., & Sisk, T. D. (2009). Hedgerows in an agri-natural landscape: Potential habitat value for native bees. *Biological Conservation*, 142(10), 2140–2154.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.014>
- Hass, A. L., Kormann, U. G., Tschardtke, T., Clough, Y., Baillod, A. B., Sirami, C., Fahrig, L., Martin, J. L., Baudry, J., Bertrand, C., Bosch, J., Brotons, L., Bure, F., Georges, R., Giralt, D., Marcos-García, M., Ricarte, A., Siriwardena, G., & Batáry, P. (2018). Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1872). <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2242>
- Hauck, J., Schmidt, J., Werner, A., Hauck, J., Schmidt, J., & Werner, A. (2016). Using social network analysis to identify key stakeholders in agricultural biodiversity governance and related land-use decisions at regional and local level. *Ecology and Society, Published Online: Jun 28, 2016 | Doi:10.5751/ES-08596-210249*, 21(2).
<https://doi.org/10.5751/ES-08596-210249>
- Henderson, I. G., Cooper, J., Fuller, R. J., & Vickery, J. (2000). The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *Journal of Applied Ecology*, 37(2), 335–347. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2664.2000.00497.X>
- Hinsley, S. A., & Bellamy, P. E. (2000). The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management*, 60(1), 33–49. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0360>
- Holland, J. M., Douma, J. C., Crowley, L., James, L., Kor, L., Stevenson, D. R. W., & Smith, B. M. (2017). Semi-natural habitats support biological control, pollination and soil

- conservation in Europe. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(4).
<https://doi.org/10.1007/s13593>
- Hossard, L., & Chopin, P. (2019). Modelling agricultural changes and impacts at landscape scale: A bibliometric review. *Environmental Modelling and Software*, 122, 104513.
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104513>
- IPBES. (2016). *The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production*.
<https://doi.org/10.5281/ZENODO.3402857>
- Jeanneret, P., Aviron, S., Alignier, A., Lavigne, C., Helfenstein, J., Herzog, F., Kay, S., & Petit, S. (2021). Agroecology landscapes. *Landscape Ecology* 2021 36:8, 36(8), 2235–2257.
<https://doi.org/10.1007/S10980-021-01248-0>
- JRC. (2018). Trends in the EU agricultural land within 2015-2030. *JRC Policy Insights*.
www.ec.europa.eu/jrc/en/publications
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H. G., & Tscharntke, T. (2011). Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology and Evolution*, 26(9), 474–481. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2011.05.009>
- Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I., Carvalheiro, L. G., Henry, M., Isaacs, R., Klein, A. M., Kremen, C., M'Gonigle, L. K., Rader, R., Ricketts, T. H., Williams, N. M., Lee Adamson, N., Ascher, J. S., Báldi, A., Batáry, P., Benjamin, F., Biesmeijer, J. C., Blitzer, E. J., ... Potts, S. G. (2015). Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nature Communications*, 6.
<https://doi.org/10.1038/NCOMMS8414>
- Knop, E., Kleijn, D., Herzog, F., & Schmid, B. (2006). Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 43(1), 120–127. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01113.x>
- Kollmann, J. (2019). Waldmäntel, Hecken und Gebüsch. In J. Kollmann, A. Kirmer, S. Tischew, N. Hölzel, & K. Kiehl (Eds.), *Renaturierungsökologie* (pp. 259–276). Springer Spektrum.
- Kremen, C. (2015). Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355(1), 52–76.
<https://doi.org/10.1111/NYAS.12845>
- Kremen, C., & Merenlender, A. M. (2018). Landscapes that work for biodiversity and people. *Science*, 362(6412).

https://doi.org/10.1126/SCIENCE.AAU6020/SUPPL_FILE/AAU6020-KREMENS.M.PDF

- Kruess, A., & Tschardtke, T. (1994). Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science*, 264(5165), 1581–1584. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.264.5165.1581>
- Landesvermessung und Geobasisinformation. (2022a). *Biotopkataster in Brandenburg*. <https://geoportal.brandenburg.de/detailansichtdienst/render?url=https://geoportal.brandenburg.de/gs-json/xml?fileid=95DC1532-DEDA-4B8A-B1E8-B3DCB50EB4E7>
- Landesvermessung und Geobasisinformation. (2022b). *Bodenerosionsgefährdung*. <https://geoportal.brandenburg.de/detailansichtdienst/render?url=https://geoportal.brandenburg.de/gs-json/xml?fileid=776fa91c-2fc9-4a58-8daf-589627397bd1>
- Landesvermessung und Geobasisinformation. (2022c). *Digitales Feldblock Kataster*. <https://geoportal.brandenburg.de/detailansichtdienst/render?url=https://geoportal.brandenburg.de/gs-json/xml?fileid=9e95f21f-4ecf-4682-9a44-e5f7609f6fa0>
- Landesvermessung und Geobasisinformation. (2022d). *Landwirtschaftliches Ertragspotenzial*. <https://geoportal.brandenburg.de/detailansichtdienst/render?url=https://geoportal.brandenburg.de/gs-json/xml?fileid=bfafc655-9fa0-4b42-9c9b-43d00342e7ca>
- Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg. (2020). *Förderkulisse für die Blühstreifen-Richtlinie - Produktmetadaten | Geobroker - Der Internetshop der LGB*. <https://geobroker.geobasis-bb.de/gbss.php?MODE=GetProductInformation&PRODUCTID=d1e4be15-25c8-4587-8486-e138527366c4>
- Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg. (2022). *Digitale Verwaltungsgrenzen - Produktmetadaten | Geobroker - Der Internetshop der LGB*. <https://geobroker.geobasis-bb.de/gbss.php?MODE=GetProductInformation&PRODUCTID=00fdc3fb-3bc1-4548-bca2-e735fb11c974>
- Langgemach, T., & Ryslavy, T. (n.d.). *Vogelarten der Agrarlandschaft in Brandenburg - Überblick über Bestand und Bestandstrends*.
- Bärwolff, M. von, Reinhold, G., Fürstenau, C., Graf, T., Jung, L., Vetter, A., & Landesanstalt für Landwirtschaft, T. (2013). *Gewässerrandstreifen als Kurzumtriebsplantagen oder Agroforstsysteme Gutachten*. <http://fuer-mensch-und-umwelt.de/>
- Marja, R., Tschardtke, T., & Batáry, P. (2022). Increasing landscape complexity enhances species richness of farmland arthropods, agri-environment schemes also abundance – A

- meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 326. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107822>
- Ma, Z., Chen, H. Y. H., Bork, E. W., Carlyle, C. N., & Chang, S. X. (2020). Carbon accumulation in agroforestry systems is affected by tree species diversity, age and regional climate: A global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 29(10), 1817–1828. <https://doi.org/10.1111/GEB.13145>
- Meuwissen, M. P. M., Feindt, P. H., Spiegel, A., Termeer, C. J. A. M., Mathijs, E., de Mey, Y., Finger, R., Balmann, A., Wauters, E., Urquhart, J., Vigani, M., Zawalińska, K., Herrera, H., Nicholas-Davies, P., Hansson, H., Paas, W., Slijper, T., Coopmans, I., Vroege, W., ... Reidsma, P. (2019). A framework to assess the resilience of farming systems. *Agricultural Systems*, 176(January), 102656. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2019.102656>
- Mirski, P., & Väli, Ü. (2021). Movements of birds of prey reveal the importance of tree lines, small woods and forest edges in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 36(5), 1409–1421. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01223-9>
- Mitchell, M. G. E., Chan, K. M. A., Newlands, N. K., & Ramankutty, N. (2020). Spatial Correlations Don't Predict Changes in Agricultural Ecosystem Services: A Canada-Wide Case Study. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 235. <https://doi.org/10.3389/FSUFS.2020.539892/BIBTEX>
- Mortelliti, A., Amori, G., & Boitani, L. (2010). The role of habitat quality in fragmented landscapes: A conceptual overview and prospectus for future research. *Oecologia*, 163(2), 535–547. <https://doi.org/10.1007/S00442-010-1623-3/TABLES/2>
- Naeem, S., Duffy, J. E., & Zavaleta, E. (2012). The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science*, 336(6087), 1401–1406. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1215855/ASSET/3EC40010-EC35-4C57-AC1D-EB3E56290B59/ASSETS/GRAPHIC/336_1401_F3.JPEG
- Nitsch, H., Röder, N., Oppermann, R., Baum, S., & Schramek, J. (2017). *Naturschutzfachliche Ausgestaltung von Ökologischen Vorrangflächen*.
- Oppermann, R., Chalwatzis, D., Röder, N., & Baum, S. (2020). *Biodiversität in der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU nach 2020*.
- Oppermann, R., Pfister, S. C., & Eirich, A. (2020). *Sicherung der Biodiversität in der Agrarlandschaft Quantifizierung des Maßnahmenbedarfs und Empfehlungen zur Umsetzung*.
- Parish, T., Lakhani, K. H., & Sparks, T. H. (1994). Modelling the Relationship Between Bird Population Variables and Hedgerow and Other Field Margin Attributes. I. Species

- Richness of Winter, Summer and Breeding Birds. *The Journal of Applied Ecology*, 31(4), 764. <https://doi.org/10.2307/2404166>
- Pe'er, G., Birkenstock, M., & Röder, N. (2021). *The Common Agricultural Policy post-2020: Views and recommendations from scientists to improve performance for biodiversity (Volume 3 - Policy Brief)*.
- Pe'er, G., Lakner, S., Müller, R., Passoni, G., Bontzorlos, V., Clough, D., Moreira, F., Azam, C., Berger, J., Bezak, P., Bonn, A., Hansjürgens, B., Hartmann, L., Kleemann, J., Lomba, A., Sahrbacher, A., Schindler, S., Schleyer, C., Schmidt, J., ... von Cramon-Taubadel, S. (2017). *Is the CAP Fit for purpose? An evidence-based fitness-check assessment*.
- Pe'er, G., Zinngrebe, Y., Hauck, J., Schindler, S., Dittrich, A., Zingg, S., Tschardtke, T., Oppermann, R., Sutcliffe, L. M. E., Sirami, C., Schmidt, J., Hoyer, C., Schleyer, C., & Lakner, S. (2017). Adding Some Green to the Greening: Improving the EU's Ecological Focus Areas for Biodiversity and Farmers. In *Conservation Letters* (Vol. 10, Issue 5, pp. 517–530). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1111/conl.12333>
- Pelletier-Guittier, C., Théau, J., & Dupras, J. (2020). Use of hedgerows by mammals in an intensive agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 302. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107079>
- Penko Seidl, N., & Golobič, M. (2020). Quantitative assessment of agricultural landscape heterogeneity. *Ecological Indicators*, 112(January), 106115. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106115>
- Pérez, A. S., & Remmers, G. G. A. (1997). Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 62(2–3), 81–91. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(96\)01143-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(96)01143-7)
- Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2010). The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(13), 5786–5791. <https://doi.org/10.1073/PNAS.0905455107/ASSET/2A62F91C-4FC7-4DA5-B2D1-0218D64040C0/ASSETS/GRAPHIC/PNAS.0905455107UNEQ5.JPEG>
- Perfecto, I., Vandermeer, J., & Wright, A. (2019). Nature's Matrix: Linking Agriculture, Biodiversity Conservation and Food Sovereignty. *Nature's Matrix: Linking Agriculture, Biodiversity Conservation and Food Sovereignty*, 1–295. <https://doi.org/10.4324/9780429028557/NATURE-MATRIX-IVETTE-PERFECTO-JOHN-VANDERMEER-ANGUS-WRIGHT>

- Plieninger, T. (2011). Capitalizing on the Carbon Sequestration Potential of Agroforestry in Germany's Agricultural Landscapes: Realigning the Climate Change Mitigation and Landscape Conservation Agendas. *https://doi.org/10.1080/01426397.2011.582943*, 36(4), 435–454. <https://doi.org/10.1080/01426397.2011.582943>
- Power, A. G. (2010). Ecosystem services and agriculture: Tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2959–2971. <https://doi.org/10.1098/RSTB.2010.0143>
- Préau, C., Tournebize, J., Lenormand, M., Alleaume, S., Boussada, V. G., & Luque, S. (2022). Habitat connectivity in agricultural landscapes improving multi-functionality of constructed wetlands as nature-based solutions. *Ecological Engineering*, 182. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2022.106725>
- Ray, D. K., Ramankutty, N., Mueller, N. D., West, P. C., & Foley, J. A. (2012). Recent patterns of crop yield growth and stagnation. *Nature Communications 2012 3:1*, 3(1), 1–7. <https://doi.org/10.1038/ncomms2296>
- Reif, A., & Achtziger, R. (2014). Gebüsch, Hecken, Waldmäntel, Feldgehölze (Strauchformationen). *Handbuch Naturschutz Und Landschaftspflege*, 1–45.
- Ricketts, T. H., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., & Michener, C. D. (2004). Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(34), 12579–12582. <https://doi.org/10.1073/PNAS.0405147101>
- Ricketts, T. H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Bogdanski, A., Gemmill-Herren, B., Greenleaf, S. S., Klein, A. M., Mayfield, M. M., Morandin, L. A., Ochieng', A., & Viana, B. F. (2008). Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters*, 11(5), 499–515. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2008.01157.X>
- Röder, N., Ackermann, A., Baum, S., Wegmann, J., Strassemeier, J., & Pöllinger, F. (2020). *Geringe Umweltwirkung, hohe Kosten - Ergebnisse und Empfehlungen aus dem Projekt „Evaluierung der Gemeinsamen Agrarpolitik aus Sicht des Umweltschutzes II“*. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>
- Rundlöf, M., & Smith, H. G. (2006). The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1121–1127. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2664.2006.01233.X>
- Šálek, M., Bažant, M., & Žmihorski, M. (2018). Active farmsteads are year-round strongholds for farmland birds. *Journal of Applied Ecology*, 55(4), 1908–1918. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13093>

- Senapathi, D., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Kleijn, D., Potts, S. G., & Carvalheiro, L. G. (2015). Pollinator conservation - The difference between managing for pollination services and preserving pollinator diversity. In *Current Opinion in Insect Science* (Vol. 12, pp. 93–101). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2015.11.002>
- Shi, L., Feng, W., Xu, J., & Kuzyakov, Y. (2018). Agroforestry systems: Meta-analysis of soil carbon stocks, sequestration processes, and future potentials. *Land Degradation & Development*, 29(11), 3886–3897. <https://doi.org/10.1002/LDR.3136>
- Sirami, C., Gross, N., Baillod, A. B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguet, P., Vuillot, C., Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle, C., Giralt, D., Bota, G., Badenhauer, I., Lefebvre, G., Gauffre, B., ... Fahrig, L. (2019). Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(33), 16442–16447. https://doi.org/10.1073/PNAS.1906419116/SUPPL_FILE/PNAS.1906419116.SAPP.PDF
- Slámová, M., Kruse, A., Belčáková, I., & Dreer, J. (2021). Old but not old fashioned: Agricultural landscapes as European heritage and basis for sustainable multifunctional farming to earn a living. *Sustainability (Switzerland)*, 13(9). <https://doi.org/10.3390/su13094650>
- Swinton, S. M., Lupi, F., Robertson, G. P., & Hamilton, S. K. (2007a). Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics*, 64(2), 245–252. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2007.09.020>
- TEEB. (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. TEEB.
- Thies, C., & Tschardtke, T. (1999). Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science*, 285(5429), 893–895. <https://doi.org/10.1126/science.285.5429.893>
- Tilman, D., & Clark, M. (2014). Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature* 2014 515:7528, 515(7528), 518–522. <https://doi.org/10.1038/nature13959>
- Tschardtke, T., & Brandl, R. (2003). Plant-insect interactions in fragmented landscapes. *https://doi.org/10.1146/Annurev.Ento.49.061802.123339*, 49, 405–430. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV.ENTO.49.061802.123339>

- Tscharntke, T., Grass, I., Wanger, T. C., Westphal, C., & Batáry, P. (2021a). Beyond organic farming – harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, *36*(10), 919–930. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecology Letters*, *8*(8), 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., & Thies, C. (2002). Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. In *Ecological Applications* (Vol. 12, Issue 2, pp. 354–363). Ecological Society of America. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0354:coshft\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0354:coshft]2.0.co;2)
- Tscharntke, T., Tylianakis, J. M., Rand, T. A., Didham, R. K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T. O., Dormann, C. F., Ewers, R. M., Fründ, J., Holt, R. D., Holzschuh, A., Klein, A. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Laurance, W., ... Westphal, C. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, *87*(3), 661–685. <https://doi.org/10.1111/J.1469-185X.2011.00216.X>
- Uyttenbroeck, R., Hatt, S., Paul, A., Boeraeve, F., Piqueray, J., Francis, F., Danthine, S., Frederich, M., Dufrêne, M., Bodson, B., & Monty, A. (2016). Pros and cons of flowers strips for farmers. A review. In *Biotechnol. Agron. Soc. Environ* (Issue S1).
- van Grinsven, H. J. M., Holland, M., Jacobsen, B. H., Klimont, Z., Sutton, M. A., & Jaap Willems, W. (2013). Costs and benefits of nitrogen for Europe and implications for mitigation. *Environmental Science and Technology*, *47*(8), 3571–3579. <https://doi.org/10.1021/es303804g>
- van Swaay, C., van Strien, A., Aghababayan, K., Astrom, S., Botham, M., Brereton, T., Chambers, P., Collins, S., Domenech Ferre, M., Escobes, R., Feldmann, R., Fernandez-Garcia, J. M., Fontaine, B., Goloshchapova, S., Gracianteparaluceta, A., Harpke, A., Heliola, J., Khanamirian, G., Julliard, R., ... Warren, M. (2015). *The European Butterfly Indicator for grassland species: 1990-2013*.
- van Zanten, B. T., Zasada, I., Koetse, M. J., Ungaro, F., Häfner, K., & Verburg, P. H. (2016). A comparative approach to assess the contribution of landscape features to aesthetic and recreational values in agricultural landscapes. *Ecosystem Services*, *17*, 87–98. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2015.11.011>

- Vickery, J. A., Feber, R. E., & Fuller, R. J. (2009). Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. In *Agriculture, Ecosystems and Environment* (Vol. 133, Issues 1–2, pp. 1–13). <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.012>
- Wäckers, F. L., & van Rijn, P. C. J. (2012). Pick and Mix: Selecting Flowering Plants to Meet the Requirements of Target Biological Control Insects. In *Biodiversity and Insect Pests: Key Issues for Sustainable Management* (pp. 139–165). John Wiley and Sons. <https://doi.org/10.1002/9781118231838.ch9>
- Walter, C., Merot, P., Layer, B., & Dutin, G. (2003). The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes. *Soil Use and Management*, 19(3), 201–207. <https://doi.org/10.1111/J.1475-2743.2003.TB00305.X>
- Walz, U., & Syrbe, R. U. (2018). Landscape indicators – Monitoring of biodiversity and ecosystem services at landscape level. *Ecological Indicators*, 94, 1–5. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2018.02.058>
- Wartenberg, A. C., Moanga, D., Potts, M. D., & Butsic, V. (2021). Limited Economic-Ecological Trade-Offs in a Shifting Agricultural Landscape: A Case Study From Kern County, California. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 5(April), 1–14. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.650727>
- Winfree, R. (2010). The conservation and restoration of wild bees. In *Annals of the New York Academy of Sciences* (Vol. 1195, pp. 169–197). Blackwell Publishing Inc. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05449.x>
- Winfree, R., Aguilar, R., Vázquez, D. P., Lebuhn, G., & Aizen, M. A. (2009). A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*, 90(8), 2068–2076. <https://doi.org/10.1890/08-1245.1>
- Youngquist, M. B., & Boone, M. D. (2021). Making the connection: combining habitat suitability and landscape connectivity to understand species distribution in an agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 36(10), 2795–2809. <https://doi.org/10.1007/S10980-021-01295-7>

10. Anhang

10.1 Landnutzungs- und -bedeckungstypen

Landnutzungs- und -bedeckungstyp	Code
----------------------------------	------

Artificial surfaces	111, 112, 121, 122, 123, 124, 131, 132, 133, 141, 142
Agricultural areas	211, 212, 213, 221, 222, 223, 231, 241, 242, 243, 244
Forest and semi natural areas	311, 312, 313, 321, 322, 323, 324, 331, 332, 333, 334, 335
Wetlands	411, 412, 421, 422, 423
Water bodies	511, 512, 521, 522, 523

Tab. 17 Verwendete Codes für die gefilterten Landnutzungs- und bedeckungstypen auf Grundlage der (Copernicus Land Monitoring Service, 2020)

10.2 Ist-Zustand

Gemeinde	Gesamtfläche (ha)	Gesamtfläche HNF (ha)	Anteil HNF von Gesamtfläche (%)	Summe LE (ha)	Anteil LE von HNF (%)
Brandenburg an der Havel	22969,2116	5138,196571	22,37	251,8169777	4,901
Cottbus	16549,83487	4046,447374	24,45	98,8702081	2,443
Frankfurt (Oder)	14773,7943	5885,567238	39,838	355,3113816	6,037
Potsdam	18817,13448	4458,467474	23,694	262,1826467	5,881
Ahrenfelde	5791,741409	3485,504775	60,181	90,6504861	2,601
Althüttendorf	1877,553469	806,7254934	42,967	24,7486308	3,068
Bernau bei Berlin	10411,09472	3406,55105	32,72	46,3684358	1,361
Biesenthal	6088,109032	1328,832814	21,827	82,3369363	6,196
Breydin	3529,24891	1554,242774	44,039	167,2329666	10,76
Britz	1549,237493	555,3698741	35,848	5,0165099	0,903
Chorin	12198,52731	3266,50943	26,778	60,6536486	1,857
Friedrichswalde	4505,34134	1444,699366	32,066	17,5508109	1,215
Hohenfinow	2182,588998	733,3074458	33,598	6,8672913	0,936
Liepe	1083,847865	631,9450647	58,306	8,2866882	1,311
Lunow-Stolzenhagen	3388,102991	2010,239932	59,332	52,9295965	2,633
Marienwerder	4029,718068	1188,385003	29,491	59,0320284	4,967
Melchow	1657,735382	250,5559184	15,114	24,6764824	9,849
Niederfinow	1327,838907	535,7272874	40,346	14,0915122	2,63
Oderberg	3609,380673	1022,700617	28,335	32,8971194	3,217
Panketal	2583,439086	889,3699605	34,426	9,5701192	1,076
Parsteinsee	1704,449477	1326,495362	77,825	21,2116339	1,599
Rüdnitz	1391,220364	572,8117475	41,173	5,6253816	0,982
Schorfheide	23804,12797	4498,643595	18,899	41,743115	0,928
Sydower Fließ	3237,321309	1965,378343	60,71	107,6663165	5,478
Wandlitz	16274,71303	4154,254773	25,526	64,885998	1,562
Werneuchen	11693,01873	6908,007963	59,078	265,6856713	3,846
Ziethen	2434,420292	1517,299503	62,327	80,4319435	5,301
Alt Zauche-Wußwerk	3328,761489	1486,315056	44,651	23,5558106	1,585
Bersteland	2950,820277	1685,525038	57,121	63,2632684	3,753
Bestensee	3802,248128	780,1613751	20,518	47,7700903	6,123
Byhleguhre-Byhlen	3577,848069	1113,394298	31,119	18,9424345	1,701
Drahnsdorf	2691,981901	1424,650248	52,922	9,7387879	0,684
Golßen	6364,84803	3653,160502	57,396	37,6109088	1,03
Halbe	7796,659327	1211,338304	15,537	7,3118899	0,604
Heidensee	13558,77496	3073,895804	22,671	131,7807811	4,287

Heideblick	16647,1221	7227,809212	43,418	480,9297164	6,654
Jamlitz	4339,103682	633,4433321	14,598	78,703879	12,425
Kasel-Golzig	3433,096504	1742,934888	50,769	52,2743709	2,999
Königs Wusterhausen	9597,998306	997,3310326	10,391	105,8984925	10,618
Krausnick-Groß Wasserburg	5475,902518	820,1583599	14,978	2,7254539	0,332
Lieberose	7297,545768	1799,21388	24,655	76,0425295	4,226
Lübben (Spreewald)	12076,17961	5127,954993	42,463	126,4944377	2,467
Luckau	20730,76596	11083,49823	53,464	692,6357864	6,249
Märkisch Buchholz	2484,115262	318,8302463	12,835	3,8137811	1,196
Märkische Heide	21140,45861	9224,417617	43,634	193,5768136	2,099
Münchehofe	6227,679989	1308,231697	21,007	5,6327531	0,431
Neu Zauche	3901,010125	1753,15996	44,941	16,1212527	0,92
Rietzneuendorf-Staakow	2808,709058	737,3134284	26,251	2,1260783	0,288
Schlepzig	3063,636237	1048,290566	34,217	26,2913346	2,508
Schönefeld	8157,762864	2952,373673	36,191	354,810481	12,018
Schönwald	4490,737909	1667,821192	37,139	35,4091106	2,123
Schulzendorf	909,4902108	218,1797708	23,989	83,3177873	38,188
Schwielochsee	13130,99696	2754,797915	20,979	36,676379	1,331
Spreewaldheide	3613,088262	1108,863027	30,69	13,7278013	1,238
Steinreich	4193,237216	1476,252313	35,206	11,004816	0,745
Straupitz (Spreewald)	2169,456741	1307,843452	60,284	8,9128665	0,681
Unterspreewald	2599,771273	1502,427784	57,791	26,1674192	1,742
Wildau	909,8701727	176,1672001	19,362	60,1119303	34,122
Bad Liebenwerda	13881,5835	7534,120444	54,274	345,6494429	4,588
Crinitz	2194,115982	388,7773946	17,719	59,5175626	15,309
Doberlug-Kirchhain	15028,4538	6252,304011	41,603	217,8159923	3,484
Elsterwerda	4055,451016	1849,85939	45,614	86,0432869	4,651
Falkenberg/Elster	8212,391856	4108,113487	50,023	75,6210974	1,841
Fichtwald	3174,20463	1384,583898	43,62	7,6494187	0,552
Finstervalde	7746,80941	1882,745209	24,303	89,5767267	4,758
Gorden-Staupitz	2849,560314	1008,999131	35,409	4,6257438	0,458
Gröden	2212,830928	1490,837125	67,372	48,4102212	3,247
Großthiemig	2008,583152	1634,799095	81,391	12,280995	0,751
Heideland	3171,456595	1236,61421	38,992	15,4518125	1,25
Herzberg (Elster)	14895,13155	8063,45189	54,135	198,4885398	2,462
Hirschfeld	2045,241315	1609,86739	78,713	38,1372609	2,369
Hohenbucko	4301,458943	958,3710266	22,28	30,835181	3,217
Hohenleipisch	3504,044591	933,0729181	26,628	17,4503758	1,87
Kremitzau	2357,805387	1508,57655	63,982	24,9219285	1,652
Lebusa	3377,437346	927,9108792	27,474	12,5795892	1,356
Lichterfeld-Schacksdorf	4023,783873	876,617946	21,786	3,5216022	0,402
Massen-Niederlausitz	7604,09895	2062,78101	27,127	52,7820177	2,559
Merzdorf	1277,17676	570,5288543	44,671	26,546793	4,653
Mühlberg/Elbe	8915,865272	5568,849247	62,46	136,0976408	2,444
Plessa	5271,147089	2711,877201	51,448	106,4023614	3,924
Röderland	4617,95048	3185,721619	68,986	102,7701983	3,226
Rückersdorf	2469,648717	1101,70374	44,61	38,2323951	3,47

Sallgast	4219,691866	1890,654679	44,806	14,9234756	0,789
Schilda	868,8652825	356,2140408	40,998	6,0437443	1,697
Schlieben	7860,626279	3994,033645	50,811	86,7650899	2,172
Schönborn	3880,605236	1520,912663	39,193	29,6699134	1,951
Schönewalde	15610,79449	8255,949586	52,886	428,4959845	5,19
Schraden	1648,254027	1097,19854	66,567	24,7578602	2,256
Sonnenwalde	11922,40833	6142,767168	51,523	101,7310273	1,656
Uebigau-Wahrenbrück	13555,06682	8177,054236	60,325	257,4347524	3,148
Brieselang	4424,193467	1964,357829	44,4	119,0779329	6,062
Dallgow-Döberitz	6652,669856	1269,886039	19,088	35,4843175	2,794
Falkensee	4332,297646	753,8302165	17,4	36,0146946	4,778
Friesack	8401,155373	4766,91262	56,741	271,6280016	5,698
Gollenberg	3051,015843	1749,895179	57,355	5,1172962	0,292
Großderschau	2014,808507	1658,928859	82,337	44,3359517	2,673
Havelaue	7481,517399	5125,456406	68,508	92,1968228	1,799
Wiesenaue	4692,943108	3299,711589	70,312	237,6143341	7,201
Ketzin/Havel	9361,284785	6010,945152	64,211	200,7594401	3,34
Kleßen-Görne	4217,810692	2359,217143	55,935	148,848649	6,309
Kotzen	4286,326365	2559,642456	59,716	144,7112757	5,654
Märkisch Luch	7152,391129	4269,653826	59,695	112,9163039	2,645
Milower Land	16133,55535	7410,866103	45,934	287,6741151	3,882
Mühlenberge	3961,497521	2498,640997	63,073	60,1476883	2,407
Nauen	26807,16874	17525,33338	65,376	589,9364378	3,366
Nennhausen	8968,059719	5406,317157	60,284	90,0474791	1,666
Paulinaue	3157,983777	2020,281138	63,974	37,6413475	1,863
Pessin	2039,104103	1466,094985	71,899	35,4512985	2,418
Premnitz	4626,832148	849,6640081	18,364	49,8519533	5,867
Rathenow	11309,83517	3293,335748	29,119	97,1733367	2,951
Retzow	1483,56981	1091,02932	73,541	41,5886773	3,812
Rhinow	3166,159673	1792,18366	56,604	82,1739662	4,585
Schönwalde-Glien	9732,172381	3671,701857	37,727	403,5398301	10,991
Seeblick	4841,02282	2900,524034	59,916	87,6776866	3,023
Stechow-Ferchesar	5121,760745	1479,92842	28,895	5,4755644	0,37
Wustermark	5286,422826	2887,44107	54,62	153,4845817	5,316
Alt Tucheband	3065,527388	2604,985206	84,977	39,5040032	1,516
Altlandsberg	10653,15743	5001,740204	46,951	297,3459891	5,945
Bad Freienwalde (Oder)	13101,93766	4733,328031	36,127	255,5962287	5,4
Beiersdorf-Freudenberg	2533,213625	1533,196927	60,524	61,4476969	4,008
Bleyen-Genschmar	2965,657335	2310,054658	77,894	39,2500558	1,699
Bliesdorf	3494,15128	2274,324611	65,089	103,4451873	4,548
Buckow (Märkische Schweiz)	1440,711982	301,7232443	20,943	9,0717691	3,007
Falkenberg	5956,059329	2888,096221	48,49	58,8192662	2,037
Falkenhagen (Mark)	2720,450662	1414,842632	52,008	20,9700629	1,482
Fichtenhöhe	2289,353135	2017,424815	88,122	20,4000421	1,011
Fredersdorf-Vogelsdorf	1640,697659	312,7254321	19,061	26,989568	8,63
Garzau-Garzin	2607,751655	1432,721778	54,941	83,7263022	5,844
Gusow-Platkow	3801,084531	2307,25719	60,7	41,5861978	1,802

Heckelberg-Brunow	3575,47254	2161,525797	60,454	85,0965458	3,937
Höhenland	5390,987921	2165,471968	40,168	142,7981512	6,594
Hoppegarten	3195,947996	1168,373768	36,558	57,8368143	4,95
Küstliner Vorland	4648,949553	3292,098782	70,814	71,7955098	2,181
Lebus	5437,716957	4023,200061	73,987	90,5155377	2,25
Letschin	14210,23725	11705,83015	82,376	245,899924	2,101
Lietzen	2923,540856	1521,669644	52,049	28,4166481	1,867
Lindendorf	4010,700138	3402,528492	84,836	47,9814547	1,41
Märkische Höhe	3423,768829	1998,104801	58,36	94,8838334	4,749
Müncheberg	15217,78948	6879,43211	45,207	293,6417065	4,268
Neuenhagen bei Berlin	1959,456903	550,0421951	28,071	11,4376491	2,079
Neuhardenberg	7806,867955	3574,112746	45,782	377,2252776	10,554
Neulewin	4097,363899	3344,083553	81,615	99,358856	2,971
Neutrebbin	3673,657578	2960,06908	80,576	129,0057288	4,358
Oberbarnim	5268,73938	3121,358613	59,243	117,9700764	3,779
Oderau	6586,146839	5521,989828	83,842	55,4020975	1,003
Petershagen/Eggersdorf	1762,022875	215,7069384	12,242	2,2867486	1,06
Podelzig	2521,451627	1914,536262	75,93	88,0502202	4,599
Prötzel	8603,205207	2386,266138	27,737	125,8995167	5,276
Rehfelde	4647,776576	2995,845534	64,458	273,893449	9,142
Reichenow-Möglin	2280,448201	1736,004578	76,126	52,4644461	3,022
Reitwein	2388,031734	1679,338762	70,323	43,8026758	2,608
Rüdersdorf bei Berlin	7034,223898	1893,921787	26,924	238,8011318	12,609
Seelow	4269,930944	3202,805319	75,008	125,6749812	3,924
Strausberg	6790,314706	1748,148584	25,745	134,8942872	7,716
Treplin	1134,169174	514,6295053	45,375	1,6105022	0,313
Vierlinden	6968,624411	4272,437791	61,31	81,1150652	1,899
Wriezen	9507,598988	5901,183207	62,068	140,3116308	2,378
Zechin	2783,170516	2361,915177	84,864	16,929733	0,717
Zeschdorf	4040,945688	2315,440393	57,299	11,1319248	0,481
Fürstenberg/Havel	21375,94511	3533,698804	16,531	256,157268	7,249
Gransee	12162,83609	6206,510041	51,028	312,2967911	5,032
Großwoltersdorf	5264,150525	1986,167328	37,73	107,8927353	5,432
Hohen Neuendorf	4853,916409	535,0665791	11,023	17,3704482	3,246
Kremmen	20946,88876	9816,921127	46,866	275,3224014	2,805
Leegebruch	644,592668	263,2717465	40,843	4,1962367	1,594
Liebenwalde	14207,27316	7493,555234	52,745	264,2548184	3,526
Löwenberger Land	24531,72438	12916,27484	52,651	330,4149422	2,558
Mühlenbecker Land	5262,576954	1450,03649	27,554	46,1524552	3,183
Oberkrämer	10358,01073	4474,502942	43,198	158,446425	3,541
Oranienburg	16361,91467	3670,160742	22,431	119,8702392	3,266
Schönermark	1190,382472	810,8959433	68,121	119,6453451	14,755
Sonnenberg	5054,863026	3749,891192	74,184	181,4623272	4,839
Stechlin	8470,085107	1165,31967	13,758	74,5244059	6,395
Velten	2341,188196	446,845279	19,086	28,1961491	6,31
Zehdenick	22295,8468	9986,459581	44,791	484,0383973	4,847
Altdöbern	6149,793187	801,5462748	13,034	16,6299284	2,075

Bronkow	3851,373256	1710,477143	44,412	22,6238206	1,323
Calau	16338,27918	5103,442565	31,236	112,7090647	2,208
Tschernitz	1324,755337	378,617856	28,58	1,5522074	0,41
Turnow-Preilack	3799,492467	822,3489781	21,644	25,0191773	3,042
Frauendorf	2081,37806	491,0425763	23,592	76,484688	15,576
Großkmehlen	1387,25901	899,6932254	64,854	16,6787559	1,854
Großbräschen	8180,31213	2638,663309	32,256	52,6220221	1,994
Grünewald	1344,526739	499,8137876	37,174	3,3290726	0,666
Welzow	3953,66132	912,795712	23,087	12,1681237	1,333
Werben	2499,652238	1709,634796	68,395	60,7615949	3,554
Wiesengrund	5040,371372	1651,920579	32,774	44,7720764	2,71
Am Mellensee	10462,56793	2724,579192	26,041	123,800053	4,544
Baruth/Mark	23370,95237	5780,735588	24,735	171,0294538	2,959
Blankenfelde-Mahlow	5514,204229	2092,97696	37,956	108,115579	5,166
Dahme/Mark	16249,46833	7821,710694	48,135	239,8662091	3,067
Dahmetal	4154,181872	2066,954969	49,756	35,7442089	1,729
Großbeeren	5187,229861	2624,169059	50,589	90,7848607	3,46
Ihlow	4766,343504	2919,48534	61,252	104,3521917	3,574
Jüterbog	17640,64941	4932,074956	27,959	312,4262835	6,335
Luckenwalde	4659,020349	1383,595499	29,697	52,9239867	3,825
Ludwigsfelde	10993,43987	5109,733232	46,48	365,3265017	7,15
Guteborn	1668,183957	240,4669819	14,415	1,086908	0,452
Hermisdorf	3301,093238	753,8261795	22,836	8,646586	1,147
Niedergörsdorf	20570,92054	14045,42402	68,278	446,7195683	3,181
Niederer Fläming	18602,97706	12333,16056	66,297	279,538162	2,267
Nuthe-Urstromtal	34115,52594	10258,7881	30,071	409,7004601	3,994
Rangsdorf	3376,879653	1611,227404	47,713	147,933018	9,181
Trebbin	12630,71314	6518,568796	51,609	207,7555012	3,187
Zossen	18029,93441	5347,599245	29,66	185,6564515	3,472
Angermünde	32401,25467	18059,82866	55,738	589,6808702	3,265
Boitzenburger Land	21725,00489	9762,390666	44,936	275,9085914	2,826
Brüssow	10173,92817	7654,311066	75,235	335,8993523	4,388
Carmzow-Wallmow	3204,346288	2668,124398	83,266	69,8189552	2,617
Casekow	9419,336794	6797,896035	72,17	222,0966161	3,267
Flieth-Stegelitz	4687,452967	2478,736709	52,88	53,0259909	2,139
Gartz (Oder)	6183,978777	4124,909978	66,703	110,896855	2,688
Gerswalde	9700,55194	5757,060275	59,348	180,7375511	3,139
Göritz	2553,493198	2040,525571	79,911	13,8777198	0,68
Hohenbocka	1559,298901	233,7124343	14,988	0,7829429	0,335
Kroppen	1524,478825	418,2195262	27,434	42,2770347	10,109
Lauchhammer	8924,585599	1505,277942	16,867	31,0962031	2,066
Gramzow	6615,706173	5245,467514	79,288	163,4117169	3,115
Grünow	3489,146361	2883,446508	82,64	70,6003496	2,448
Hohenselchow-Groß Pinnow	4146,689829	3069,643723	74,026	72,0507936	2,347
Lychen	11192,2077	2660,768838	23,773	181,4775467	6,82
Mescherin	3101,11749	2248,361565	72,502	132,2367605	5,881
Milmersdorf	6352,352194	1868,9338	29,421	19,1585418	1,025

Nordwestuckermark	25416,2898	16730,77338	65,827	364,993063	2,182
Oberuckersee	8490,500833	4383,611954	51,63	102,091115	2,329
Lindenau	1116,030974	560,5281201	50,225	8,1660233	1,457
Lübbenau/Spreewald	13941,22686	5460,693568	39,169	198,1530952	3,629
Luckaitztal	4188,043405	1439,442949	34,37	16,5896942	1,153
Neu-Seeland	3796,932547	1422,095826	37,454	24,5727539	1,728
Neupetershain	1878,972285	529,6160542	28,186	10,7908599	2,037
Ortrand	735,6235486	266,6793002	36,252	25,6341717	9,612
Ruhland	3719,538428	733,7362745	19,727	55,2184337	7,526
Schipkau	6889,510593	1181,615826	17,151	176,8923579	14,97
Schwarzbach	1582,723591	781,3128965	49,365	9,8474076	1,26
Schwarzheide	3341,598281	477,539515	14,291	6,881344	1,441
Senftenberg	12747,67532	1304,36069	10,232	69,7918845	5,351
Tettau	883,9594729	462,1077218	52,277	12,4479267	2,694
Vetschau/Spreewald	11134,31548	5183,111038	46,551	170,5139816	3,29
Bad Saarow	5032,39027	802,8721893	15,954	76,409352	9,517
Beeskow	7790,723342	3990,102057	51,216	152,9121521	3,832
Berkenbrück	1783,319213	191,8428585	10,758	9,5024082	4,953
Briesen (Mark)	11158,14868	3482,256252	31,208	105,0078605	3,016
Brieskow-Finkenheerd	1360,387286	284,8063152	20,936	21,9222553	7,697
Diensdorf-Radlow	934,1809083	317,3957969	33,976	0,665551	0,21
Eisenhüttenstadt	6341,960209	1335,553359	21,059	48,2255621	3,611
Erkner	1651,475283	178,0645251	10,782	3,3125141	1,86
Friedland	17402,05067	7324,142666	42,088	278,8487845	3,807
Fürstenwalde/Spree	7062,274361	1849,593516	26,19	57,6626822	3,118
Gosen-Neu Zittau	1525,069168	298,3588966	19,564	1,7209507	0,577
Grunow-Dammendorf	4503,515498	565,7966197	12,563	33,98005	6,006
Jacobsdorf	5053,952855	3307,623257	65,446	118,5215931	3,583
Langewahl	1343,429851	150,8488146	11,229	65,5362338	43,445
Lawitz	606,8400413	192,9399821	31,794	2,2653976	1,174
Mixdorf	1321,316123	393,384359	29,772	15,351808	3,902
Müllrose	6917,882671	735,3440561	10,63	25,5277595	3,472
Neißemünde	4224,505159	2768,441402	65,533	81,2100294	2,933
Neuzelle	13581,6873	4733,111341	34,849	167,1624265	3,532
Ragow-Merz	4372,186214	1033,140084	23,63	28,3352065	2,743
Rauen	2157,471656	328,1721126	15,211	6,2550147	1,906
Reichenwalde	2629,704794	809,7597959	30,793	18,5702286	2,293
Rietz-Neuendorf	18467,88707	8225,919818	44,542	179,9042121	2,187
Schlaubetal	5251,740877	1280,852393	24,389	165,6943168	12,936
Schöneiche bei Berlin	1672,031661	680,5184542	40,7	76,684819	11,269
Siehlichum	7356,806037	785,6390238	10,679	25,9242602	3,3
Spreenhagen	13693,93316	2234,264233	16,316	78,0439038	3,493
Steinhöfel	16035,74205	10428,35058	65,032	281,338917	2,698
Storkow (Mark)	18059,24005	4281,219285	23,707	99,7898762	2,331
Tauche	12151,19812	6520,575993	53,662	183,0406889	2,807
Pinnow	1293,201374	784,1838009	60,639	8,7272539	1,113
Prenzlau	14287,04197	9422,598566	65,952	127,8470921	1,357

Randowtal	6414,854709	5323,434187	82,986	206,4328933	3,878
Schenkenberg	3014,233059	2534,133147	84,072	76,7183815	3,027
Vogelsang	585,439536	259,7294051	44,365	58,6282083	22,573
Wiesenu	2971,883221	1624,803376	54,673	109,1253781	6,716
Ziltendorf	2875,584834	2297,277048	79,889	43,6030736	1,898
Breddin	4498,163494	2650,798421	58,931	80,5927777	3,04
Dabergotz	1265,280485	942,5965836	74,497	11,4990999	1,22
Dreetz	6474,444852	3584,244595	55,36	123,1031911	3,435
Fehrbellin	27038,37246	21190,59345	78,372	487,6779623	2,301
Heiligengrabe	20762,18533	11987,07124	57,735	779,2294729	6,501
Herzberg (Mark)	1871,83533	1176,607129	62,858	8,8562946	0,753
Kyritz	15737,76402	8964,514428	56,962	291,03347	3,247
Lindow (Mark)	6544,694644	2693,050341	41,149	140,6471096	5,223
Märkisch Linden	4418,853485	3333,999162	75,449	91,2697112	2,738
Neuruppin	30512,05536	10291,27848	33,729	412,6219833	4,009
Neustadt (Dosse)	7587,026112	4769,463482	62,863	262,964528	5,514
Rheinsberg	32803,89089	7143,835486	21,777	1054,224988	14,757
Rüthnick	1768,98431	888,304437	50,216	92,5753244	10,422
Sieversdorf-Hohenofen	2001,507176	1613,7597	80,627	35,5016352	2,2
Storbeck-Frankendorf	4268,31525	597,2987214	13,994	45,4565096	7,61
Stüdenitz-Schönermark	2439,243186	1896,680796	77,757	43,8003011	2,309
Temnitzquell	6573,995779	2077,689207	31,605	305,9398652	14,725
Temnitztal	5246,679454	4490,630994	85,59	121,574818	2,707
Vielitzsee	2217,565898	1054,143862	47,536	34,2797277	3,252
Walsleben	3190,116655	1685,242755	52,827	21,906922	1,3
Wittstock/Dosse	42021,15913	16797,61566	39,974	800,5182752	4,766
Wusterhausen/Dosse	19631,47971	13069,99367	66,577	428,8780469	3,281
Zernitz-Lohm	3731,362621	2878,881801	77,154	288,4114983	10,018
Beelitz	18124,07661	6427,766782	35,465	229,6326749	3,573
Beetzsee	2127,570224	1176,084521	55,278	34,0533978	2,895
Beetzseeheide	3759,115971	2290,448626	60,931	83,8475033	3,661
Bad Belzig	23605,62206	9672,850978	40,977	678,0633216	7,01
Bensdorf	3433,421716	1665,617887	48,512	109,6879699	6,585
Schwedt/Oder	36047,88138	20364,94198	56,494	758,1503301	3,723
Tantow	3543,768185	2792,244232	78,793	111,070023	3,978
Temmen-Ringenwalde	6326,895964	1527,688094	24,146	29,1914536	1,911
Templin	37937,21992	10839,63733	28,573	236,7440572	2,184
Uckerfelde	4623,943187	3871,618789	83,73	119,9525385	3,098
Uckerland	16710,77386	13602,72746	81,401	291,5773809	2,144
Brück	8617,016357	3949,604991	45,835	122,2014455	3,094
Buckautal	3932,088108	1924,293356	48,938	64,9453852	3,375
Görzke	7557,869833	2234,96581	29,571	45,7280725	2,046
Gräben	4061,480853	960,6292346	23,652	18,0890885	1,883
Groß Kreutz (Havel)	9934,811225	5796,622633	58,347	168,9582332	2,915
Havelsee	8196,046657	3190,932789	38,933	57,3113149	1,796
Kloster Lehnin	20088,41524	7138,239807	35,534	321,0755762	4,498
Linthe	2977,783333	1496,740866	50,264	31,2883241	2,09

Michendorf	6866,406286	1756,880073	25,587	32,8131093	1,868
Mühlenfließ	5869,986577	3336,27943	56,836	97,3538436	2,918
Niemegk	4510,589283	1848,320176	40,977	76,7591364	4,153
Nuthetal	4800,69725	2190,147823	45,621	82,8313058	3,782
Päwesin	2365,564062	1060,285374	44,822	39,4310949	3,719
Planebruch	6537,289814	2062,498795	31,55	179,738953	8,715
Planetal	4275,592338	2787,609428	65,198	61,1767671	2,195
Rabenstein/Fläming	7917,006617	3228,299361	40,777	138,1938133	4,281
Rosenau	4974,176171	3094,836254	62,218	143,1591613	4,626
Roskow	3925,716585	3077,163044	78,385	35,7834607	1,163
Stahnsdorf	4944,509781	1816,640542	36,741	375,9463621	20,695
Teltow	2158,559618	611,9949209	28,352	99,6440562	16,282
Treuenbrietzen	21237,47629	10032,08568	47,238	313,7113664	3,127
Wenzlow	2054,236272	887,2266522	43,19	41,1745814	4,641
Werder (Havel)	11708,99468	4080,928478	34,853	226,2649318	5,544
Wiesenburg/Mark	22017,9823	6101,215924	27,71	252,6525668	4,141
Wollin	2799,381701	1148,590136	41,03	40,9955081	3,569
Wusterwitz	2378,568689	761,9912986	32,036	50,2397507	6,593
Ziesar	6795,216801	3456,990798	50,874	70,9873043	2,053
Bad Wilsnack	7939,470865	3379,125713	42,561	81,1715083	2,402
Berge	2662,389805	1980,270013	74,379	74,3715953	3,756
Zichow	3219,105473	2662,757339	82,717	36,1923775	1,359
Breese	2376,255765	1097,395409	46,182	14,8419443	1,352
Cumlosen	2219,109108	1350,001817	60,835	36,2116168	2,682
Gerdshagen	2300,726635	1766,803593	76,793	63,5729973	3,598
Groß Pankow (Prignitz)	25081,69524	16278,04685	64,9	478,4633559	2,939
Gülitz-Reetz	2434,474461	1766,217925	72,55	49,5864239	2,807
Gumtow	21315,16754	15059,48283	70,651	666,8684719	4,428
Halenbeck-Rohlsdorf	3967,05806	3069,779354	77,382	49,4216189	1,61
Karstädt	25364,33491	17253,07119	68,021	507,5737403	2,942
Kümmernitztal	2037,861742	1688,016276	82,833	68,279525	4,045
Lanz	6037,954812	2475,709418	41,002	23,6761238	0,956
Legde/Quitze	4183,146193	2127,88172	50,868	125,4793451	5,897
Lenzen (Elbe)	9624,117353	4618,527064	47,989	107,8695131	2,336
Lenzerwische	4209,37756	3364,202845	79,922	32,5682648	0,968
Marienfließ	7770,716669	3909,343607	50,309	134,1557964	3,432
Meyenburg	5074,268577	3528,924646	69,545	134,7463794	3,818
Perleberg	13873,06817	6939,826475	50,024	241,0332206	3,473
Pirow	3781,686122	2955,862683	78,163	77,1221484	2,609
Plattenburg	20204,39364	11962,10696	59,205	462,6565982	3,868
Pritzwalk	16747,26217	12523,14101	74,777	416,6717019	3,327
Putlitz	11969,54686	8282,091831	69,193	455,150982	5,496
Rühstädt	2915,35294	2047,365019	70,227	43,5314383	2,126
Triglitz	3182,115851	2522,721118	79,278	143,4223014	5,685
Weisen	1563,826942	669,528027	42,813	9,9738354	1,49
Wittenberge	5065,039626	2457,736733	48,524	65,9150396	2,682
Briesen	913,6079136	408,848764	44,751	3,0594848	0,748

Burg (Spreewald)	3523,027086	1926,980621	54,697	95,52297	4,957
Dissen-Striesow	1996,057845	1228,635401	61,553	12,3789394	1,008
Döbern	1577,365988	256,8238855	16,282	1,0158683	0,396
Drachhausen	3837,253872	858,7298975	22,379	35,6699673	4,154
Drebkau	14380,72321	4662,376456	32,421	222,8926505	4,781
Drehnow	1096,034758	650,5432482	59,354	19,8861628	3,057
Felixsee	3549,935808	997,0148077	28,085	10,9916061	1,102
Forst (Lausitz)	11060,86623	4379,11868	39,591	44,1540648	1,008
Groß Schacksdorf-Simmersdorf	2514,571534	748,5479711	29,768	16,4234541	2,194
Guben	4396,083422	1540,975359	35,053	62,0761143	4,028
Guhrow	666,3016102	455,1868649	68,315	12,7080756	2,792
Heinersbrück	2396,147253	1174,385628	49,011	184,7755528	15,734
Jämlitz-Klein Döben	2869,820022	628,1784928	21,889	19,7497136	3,144
Jänschwalde	8230,331886	1638,569031	19,909	13,9251285	0,85
Kolkwitz	10460,1243	4418,320559	42,24	99,4900234	2,252
Neiße-Malxetal	8250,5307	1369,181076	16,595	5,5921292	0,408
Neuhausen/Spree	13411,52078	4478,577221	33,394	144,1874733	3,219
Peitz	1347,897613	770,0182517	57,127	12,7330755	1,654
Schenkendöbern	21487,8336	5999,730645	27,922	182,0434015	3,034
Schmogrow-Fehrow	3038,81052	968,4849929	31,871	10,7712076	1,112
Spremberg	20216,61091	5171,147571	25,579	119,2259258	2,306
Tauer	4219,15063	758,1257079	17,969	7,8306501	1,033
Teichland	3514,867439	724,0617664	20,6	82,6720482	11,418
Schönfeld	2923,654947	2435,043022	83,288	70,0069165	2,875
Golzow_Mittelmark	4023,819923	2304,749996	57,278	8,707082	0,378
Golzow_Oderbruch	1727,184997	1458,982803	84,472	29,4478807	2,018
Mittenwalde_Uckermark	2305,448414	1710,644111	74,2	20,8645524	1,22
Mittenwalde	9908,224173	4831,005202	48,758	579,968071	12,005

Tab. 18 Übersicht relevanter Kriterien des Ist-Zustands für die berücksichtigten 392 Gemeinden (Gemeinden, die über mehr als 10 % LE auf HNF verfügen = blau)

10.3 Ergebnisse der hierarchischen Clusteranalyse

Cluster	Anzahl der Gemeinden
1	83
2	157
3	12
4	4
5	118
6	4
7	1
8	1
9	3
10	2
11	4
12	1
13	1
14	1

Tab. 19 Übersicht zur Anzahl der zugeordneten Gemeinden für jedes Cluster