

Abschlussbericht

Evaluierung der Gemeinsamen Agrarpolitik aus Sicht des Umweltschutzes III

von:

Sarah Baum, Johannes Wegmann, Maximilian Zinnbauer

Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen, Braunschweig

Bastian Steinhoff-Knopp

Thünen-Institut, Stabsstelle Klima, Boden, Biodiversität, Braunschweig

Jörn Strassemeyer

Julius Kühn-Institut, Institut für Strategien und Folgenabschätzung, Kleinmachnow

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 142/2025

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3719 36 202 0
FB001830

Abschlussbericht

Evaluierung der Gemeinsamen Agrarpolitik aus Sicht des Umweltschutzes III

von

Sarah Baum, Johannes Wegmann, Maximilian Zinnbauer
Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen
Räumen, Braunschweig

Bastian Steinhoff-Knopp
Thünen-Institut, Stabsstelle Klima, Boden, Biodiversität,
Braunschweig

Jörn Strassemeyer
Julius Kühn-Institut, Institut für Strategien und
Folgenabschätzung, Kleinmachnow

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

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

Durchführung der Studie:

Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen
Bundesallee 64
38116 Braunschweig

Julius Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzung
Starnsdorfer Damm 81
14532 Kleinmachnow

Abschlussdatum:

Dezember 2025

Gegenüber der ersten Veröffentlichung vom November 2025 (mit dem Abschlussdatum Dezember 2024) wurde der Anteil des von den zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betrieben bewirtschafteten Ackerlandes präziser angegeben („rund 92 %“ anstatt „über 90 %“). Der Anteil des Ackerlandes, den die zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe bewirtschafteten, bezieht sich nun auf das gesamte Ackerland und nicht mehr auf das Ackerland der pflichtigen Betriebe (der Anteil wurde korrigiert; in der ersten Fassung war fälschlicherweise als Bezug das gesamte Ackerland genannt). Diese Korrektur betrifft die Zusammenfassung (deutsch, englisch) sowie Kapitel 3.4.1 und Kapitel 3.4.4.

Redaktion:

Fachgebiet II 2.2 Landwirtschaft
Lea Köder

DOI:

<https://doi.org/10.60810/openumwelt-7949>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, 2. Auflage; aktualisierte Fassung Dezember 2025

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

Kurzbeschreibung: Evaluierung der Gemeinsamen Agrarpolitik aus Sicht des Umweltschutzes III

Die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) im Jahr 2013 verfolgte das Ziel, die negativen Umweltwirkungen der Landwirtschaft zu reduzieren. Um die gesamten GAP-Direktzahlungen zu erhalten, mussten landwirtschaftliche Betriebe von 2015 bis 2022 das sog. „Greening“ erfüllen. Mit Hilfe von InVeKoS-Daten der Bundesländer Brandenburg, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz sowie deutschlandweiten ASE-Daten wurden Landnutzungsänderungen und daraus resultierende Umweltwirkungen in Bezug auf das Wassererosionspotenzial, die Humusbilanzen, Stickstoffeinträge, die Nutzung organischer Böden sowie Pflanzenschutzmittelanwendungen analysiert. Weiter wurde untersucht, wie sich die GLÖZ 8-Regelung der Förderperiode ab 2023 und deren Abschwächungen auf die Entwicklung der Ackerbrachen ausgewirkt hätten, wenn die Regelungen bereits 2021 in Kraft gewesen wären. Zu den Hauptergebnissen gehört, dass der Bracheanteil durch die Einführung von ÖVF und durch AUKM gesteigert werden konnte, aber nicht die hohen Anteile wie zur Jahrtausendwende erreichte. In Intensivregionen nahmen die Brachen nicht zu. Die Greeningregelung zur Anbaudiversifizierung betraf zwar 92 % des Ackerlands. Da bereits vor der Einführung auf 81 % des Ackerlands die Vorgaben erfüllt gewesen wären, war der Effekt auf die Umwelt sehr gering. Beim Dauergrünland wurde der Negativtrend gestoppt. Allerdings wurde auch das Ordnungsrecht in den Ländern verschärft, sodass dies nicht allein dem Greening zuzuschreiben ist. Die obligatorische Bereitstellung von 4 % unproduktiver Fläche (GLÖZ 8) hätte die heutige Brachefläche in etwa verdoppeln können- auf 5,7 % am Ackerland. Die Abschwächungen der Regelung und vor allem die Abschaffung ab 2025 verhindern dies jedoch und es bleibt abzuwarten, wie sich die Brachen nun entwickeln. Für die Fortführung der GAP sollten die Prämienzahlungen stärker an die Bereitstellung von Umweltleistungen geknüpft sein und ambitionierte GLÖZ-Standards nicht abgeschwächt werden.

Abstract: Evaluation of the Common Agricultural Policy reform from the perspective of environmental protection III

The 2013 reform of the Common Agricultural Policy (CAP) aimed to reduce the negative environmental impacts of agriculture. To receive full CAP direct payments, agricultural holdings were required to comply with the so-called "greening" measures from 2015 to 2022. Using IACS data of the federal states of Brandenburg, Hesse, Lower Saxony, North Rhine-Westphalia, and Rhineland-Palatinate, as well as nationwide ASE-data, land-use changes and their environmental effects were analyzed with respect to water erosion potential, humus balances, nitrogen inputs, the use of organic soils, and pesticide applications. Additionally, the study examined how the GAEC 8 regulation of the funding period starting in 2023, and their relaxations, would have influenced the development of fallow land if these rules had already been in place in 2021. Key findings include that the share of fallow land increased through the introduction of EFA and AECM but did not reach the high levels observed at the turn of the millennium. In intensive farming regions, fallow land did not increase. The greening regulation on crop diversification covered 92 % of arable land; however, its environmental impact was minimal, as 81 % of the arable land would have already met the diversification requirements before the regulation was introduced. In the case of permanent grassland, the negative trend was halted. However, this cannot be attributed solely to greening measures, as regulatory frameworks were also tightened in the federal states. The mandatory provision of 4 % of non-productive land (GAEC 8) could have approximately doubled the current area of fallow land to 5.7 % of arable land. However, the relaxation of these rules and their abolition starting in 2025 will prevent this, leaving the future development of fallow land uncertain. For the continuation of the CAP, premium payments should be more closely tied to the provision of environmental services, and ambitious GAEC standards should not be weakened.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	11
Tabellenverzeichnis	16
Abkürzungsverzeichnis	18
Zusammenfassung	20
Summary	36
1 Einleitung	50
1.1 Hintergrund und Zielsetzung	50
1.2 Aufbau des Berichts	51
2 Methodik	53
2.1 Zusammenspiel der Arbeitspakete	53
2.2 Untersuchungsgebiet	54
2.3 InVeKoS-Daten	55
2.4 ASE-Daten	57
2.5 Weitere in Kapitel 3 verwendete Methodiken	57
2.6 Entwicklung der Landnutzung	60
2.6.1 Ökologische Vorrangflächen	60
2.6.2 Entwicklung einschlägiger Landnutzungen	61
2.6.2.1 Ackerbrachen und Ackerstreifen	61
2.6.2.2 Leguminosen	62
2.6.3 Grünland	62
2.6.4 Kulturartendiversität	62
2.6.5 Tierhaltende Betriebe	63
2.6.6 Ökologischer Landbau	65
2.6.7 Entwicklung des PSM-Einsatzes	66
2.6.7.1 Untersuchungsregionen und Datenbasis	66
2.6.7.2 Zuordnung der InVeKoS-Flächennutzung zu den SYNOPS-Kulturgruppen	66
2.6.7.3 Quantifizierung des PSM-Einsatzes und der PSM-Intensität	67
2.6.7.4 GAPEval-Map-Viewer zur flexiblen Darstellung des PSM-Einsatzes	69
2.6.8 Entwicklung des Wassererosionspotenzials	71
2.6.8.1 Methodische Grundlagen	71
2.6.8.2 Datengrundlage und Vorgehen	73
2.6.9 Entwicklung der Humusbilanz	75
2.6.10 Entwicklung der Nutzung organischer Böden	76

2.6.11	Entwicklung des Umweltrisikos	76
2.6.11.1	Erhebung der schlagspezifischen Modellparameter	76
2.6.11.2	Ableitung der generischen Anwendungsmuster aus der PAPA-Erhebung	77
2.6.11.3	Methode der GIS-basierten Risikoabschätzung.....	80
2.6.11.4	Berechnung der relativen Indizes für das Umweltrisiko.....	83
2.6.11.5	GAPEval-Map-Viewer zur flexiblen Darstellung des Umweltrisikos.....	84
2.7	Zuweisung von Ursachen zu den beobachteten Landnutzungsänderungen.....	85
2.7.1	GAP-Reform von 2013	85
2.7.2	Wirkungsabschätzung der Düngeverordnung (DüV) 2020	85
2.7.3	Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG).....	87
3	Entwicklung der Landnutzung	88
3.1	Entwicklung der ökologischen Vorrangflächen.....	88
3.1.1	Entwicklung ÖVF-pflichtiger Betriebe und deren Ackerlandanteil.....	88
3.1.2	Flächenanteile der ÖVF-Typen insgesamt	89
3.1.3	Entwicklung ausgewählter ÖVF-Typen und deren räumlicher Konzentration	91
3.1.3.1	ÖVF-Brachen	91
3.1.3.2	ÖVF-Leguminosen.....	94
3.1.3.3	ÖVF-Zwischenfrüchte	100
3.1.4	Einfluss der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung	103
3.1.4.1	Entwicklung der Anzahl ÖVF-pflichtiger Betriebe	103
3.1.4.2	Entwicklung der Nicht-Erfüllung der ÖVF-Regelung.....	105
3.1.4.3	Flächenanteile der ÖVF-Typen	107
3.1.4.4	Entwicklung der Anbauumfänge ausgewählter ÖVF-Typen	110
3.1.5	Einfluss der Ackerfläche auf die ÖVF-Erfüllung	113
3.1.6	Einfluss von Zeit, räumlich-klimatischen Gegebenheiten und betrieblichen Faktoren auf die ÖVF-Erfüllung (Regressionsmodell).....	114
3.1.7	Flächenpotenzial für ÖVF-Meldungen.....	116
3.1.8	Zusammenfassung	118
3.2	Entwicklung einschlägiger Landnutzungen.....	121
3.2.1	Entwicklung von Leguminosen	121
3.2.1.1	Flächenentwicklung von Leguminosen.....	121
3.2.1.2	Standorte von Leguminosen	122
3.2.1.3	Flächengrößen von Leguminosen nach verschiedenen Förderungen.....	124
3.2.2	Entwicklung von Ackerbrachen und -streifen.....	125

3.2.2.1	Flächenentwicklung von Ackerbrachen und -streifen	125
3.2.2.2	Standorte von Ackerbrachen	127
3.2.2.3	Flächengrößen von Brachen und Streifen nach verschiedenen Förderungen	130
3.2.3	Zusammenfassung	131
3.3	Entwicklung des Grünlands	132
3.3.1	Entwicklung der Dauergrünlandfläche	133
3.3.2	Umwandlung des Grünlands	135
3.3.3	Entwicklung der Viehbesatzdichte	136
3.3.4	Zusammenfassung	137
3.4	Entwicklung der Kulturartendiversität	137
3.4.1	Entwicklung der Anbaudiversifizierung im Sinne des Greenings	137
3.4.2	Einfluss der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung	139
3.4.2.1	Entwicklung der Anzahl anbaudiversifizierungspflichtiger Betriebe	139
3.4.2.2	Entwicklung der Nicht-Erfüllung der Regelung zur Anbaudiversifizierung	141
3.4.3	Einfluss der Ackerfläche	143
3.4.4	Zusammenfassung	144
3.5	Entwicklung der tierhaltenden Betriebe	146
3.5.1	Entwicklung der Anzahl der Betriebe und des Viehbestands	146
3.5.1.1	Milchviehbetriebe	146
3.5.1.2	Schweinebetriebe	149
3.5.1.3	Geflügelbetriebe	152
3.5.2	Entwicklung der räumlichen Konzentration	154
3.5.3	Außenwirtschaft der Viehbetriebe	163
3.5.4	Zusammenfassung	165
3.6	Entwicklung des ökologischen Landbaus	166
3.6.1	Entwicklung der Anzahl der Betriebe und der von ihnen bewirtschafteten Fläche	166
3.6.2	Betriebswirtschaftliche Ausrichtung und Anbaudiversifizierung	168
3.6.3	Entwicklung der räumlichen Konzentration	171
3.6.4	Theoretisches Potenzial für ÖVF-Meldungen und Kulturartendiversität in Ökobetrieben	173
3.6.5	Zusammenfassung	174
3.7	Diskussion und Fazit der Kapitel 3.1 bis 3.6	175
4	Identifikation der Umweltwirkungen der untersuchten Instrumente	180
4.1	Entwicklung des Wassererosionspotenzials	180

4.2	Entwicklung der Humusbilanz.....	184
4.3	Entwicklung der Nutzung organischer Böden.....	188
4.4	Entwicklung des PSM-Einsatzes	189
4.5	Entwicklung des Umweltrisikos	205
4.5.1	Umweltrisiken berechnet mit jährlichen Wetter- und Anwendungsdaten.....	205
4.5.1.1	Risiko für aquatische Organismen	205
4.5.1.2	Risiko für Nicht-Ziel-Arthropoden.....	210
4.5.1.3	Risiko für Bodenorganismen.....	213
4.5.1.4	Ursachen für Veränderungen des Umweltrisikos.....	216
4.5.2	Umweltrisiken berechnet mit konstanten Wetter- und Anwendungsdaten.....	218
4.6	Zusammenfassung und Diskussion	225
5	Zuweisung von Ursachen zu den beobachteten Landnutzungsänderungen	231
5.1	GAP-Reform von 2013.....	231
5.2	Wirkungsabschätzung der Düngeverordnung (DüV) 2020	233
5.3	Erneuerbare-Energien-Gesetz.....	234
5.4	Zusammenfassung, Diskussion und Fazit.....	236
6	Förderperiode ab 2023: Erwartete Auswirkungen von GLÖZ 8 und den für 2024 diskutierten Ausnahmeregelungen	238
6.1	Einleitung	238
6.2	Methodik.....	240
6.3	Ergebnisse	241
6.3.1	Anpassungsbedarf der Betriebe an die GLÖZ 8-Ausnahmeregelung ist gering.....	241
6.3.2	Anteil der durch GLÖZ 8 erreichten Flächen ist hoch	243
6.3.3	Durch die ursprüngliche GLÖZ 8-Regelung würde der Anteil der Ackerbrachen stark ansteigen.....	244
6.3.4	Rund 65 % aller Leguminosen werden ohne PSM angebaut.....	245
6.3.5	Sehr hoher Zwischenfrucht-Anteil am Ackerland	247
6.3.6	Die Möglichkeit der Inanspruchnahme von Ökoregelung 1 steigt durch die GLÖZ 8-Ausnahmeregelung	248
6.3.7	Betriebe mit Viehhaltung profitieren am meisten von der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung	250
6.3.8	Der Zwischenfruchtanteil reicht meistens zur Erfüllung der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung	251
6.3.9	Zusammenfassung	255
6.4	Diskussion und Fazit.....	257

7	Quellenverzeichnis	261
A	Anhang	269

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Verzahnung der Arbeitspakete.....	54
Abbildung 2:	Untersuchungsgebiet hinsichtlich der Auswertungen mit InVeKoS-Daten.....	54
Abbildung 3:	Systematik des Aufbaus eines Punktgitters für Deutschland...56	
Abbildung 4:	Aggregierte Bodenklimarräume (BKR) der Bundesländer BB, HE, NI, NW, RP	59
Abbildung 5:	Gegenüberstellung der Tierzahlen der InVeKoS-Betriebe mit Flächenmeldungen und den Tierzahlen aus der ASE	64
Abbildung 6:	Gegenüberstellung der Anzahl der Betriebe mit Flächenmeldung aus dem InVeKoS und der ASE.....	65
Abbildung 7:	Kartendarstellung mit dem GAPEval-Map-Viewer: Behandlungsindex, mit dem im Jahr 2021 für verschiedene Bodenklimarräume	71
Abbildung 8:	Cluster für die regionale Erhebung und Analyse der Pflanzenschutzintensität (CEPI) im Ackerbau in Deutschland (Dachbrodt-Saaydeh et al., 2019).....	79
Abbildung 9:	Von der ÖVF-Regelung betroffene Betriebe	89
Abbildung 10:	Veränderung der Flächenanteile der ÖVF-Typen gegenüber 2015 in den untersuchten InVeKoS-Bundesländern	90
Abbildung 11:	Veränderung der Flächenanteile der ÖVF-Typen gegenüber 2015 in Deutschland.....	91
Abbildung 12:	Regionale Entwicklung der ÖVF-Brachen	93
Abbildung 13:	Deutschlandweite Entwicklung der ÖVF-Brachen.....	94
Abbildung 14:	Regionale Entwicklung der ÖVF-Leguminosen.....	96
Abbildung 15:	Deutschlandweite Entwicklung der ÖVF-Leguminosen	97
Abbildung 16:	ÖVF-Meldungen der Betriebe, die 2017 ÖVF-Leguminosen meldeten und 2018 keine oder mind. 0,05 ha weniger	100
Abbildung 17:	Regionale Entwicklung der ÖVF-Zwischenfrüchte	102
Abbildung 18:	Deutschlandweite Entwicklung der ÖVF-Zwischenfrüchte	103
Abbildung 19:	Einfluss der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung auf die Nicht- Erfüllung der ÖVF-Vorgaben: Entwicklung im Vergleich zum Jahr 2015	107
Abbildung 20:	Entwicklung der Flächenanteile der ÖVF-Typen der vier häufigsten betriebswirtschaftlichen Ausrichtungen, ungewichtet.....	109
Abbildung 21:	Entwicklung der Flächenanteile der ÖVF-Typen der vier häufigsten betriebswirtschaftlichen Ausrichtungen, gewichtet.....	109
Abbildung 22:	Entwicklung der Fläche der ÖVF-Brachen und -Streifen gegenüber 2015 nach Betriebstyp	111
Abbildung 23:	Entwicklung der Fläche der ÖVF-Leguminosen gegenüber 2015 nach Betriebstyp.....	112

Abbildung 24:	Entwicklung der Fläche der ÖVF-Zwischenfrüchte gegenüber 2015 nach Betriebstyp.....	113
Abbildung 25:	Einfluss der Ackerfläche der zur Ausweisung von ÖVF-verpflichteten Betriebe auf die Erfüllung der Vorgabe	114
Abbildung 26:	Effekt der Ackerfläche der Betriebe auf die Wahrscheinlichkeit der Einhaltung der ÖVF-Vorgaben	116
Abbildung 27:	Fläche, die als ÖVF hätte gemeldet werden können (= potenzielle ÖVF-Fläche), und gemeldete ÖVF-Fläche von (theoretisch) ÖVF-pflichtigen Betrieben am Ackerland aller Betriebe (%; ÖVF-Fläche ungewichtet).....	118
Abbildung 28:	Entwicklung der Leguminosen: insgesamt, ÖVF.....	122
Abbildung 29:	Regionale Entwicklung der Leguminosen.....	123
Abbildung 30:	Entwicklung des Anteils der Leguminosen am Ackerland in Kulissen.....	124
Abbildung 31:	Flächengrößen von Leguminosenanbau nach verschiedenen Förderungen	125
Abbildung 32:	Anteil der Brachen am Ackerland in Deutschland von 1997 bis 2022	126
Abbildung 33:	Entwicklung der Ackerbrachen und -streifen: insgesamt, AUKM, ÖVF	127
Abbildung 34:	Regionale Entwicklung der Ackerbrachen	128
Abbildung 35:	Regionale Entwicklung der AUKM-Brachen und -Streifen	129
Abbildung 36:	Entwicklung des Anteils der Brachen und Streifen am Ackerland in Kulissen	130
Abbildung 37:	Flächengrößen von Brachen und Streifen nach verschiedenen Förderungen	131
Abbildung 38:	Entwicklung des Dauergrünlands in Deutschland	133
Abbildung 39:	Entwicklung des Anteils der Dauergrünlandfläche an der landwirtschaftlich genutzten Fläche auf Gemeindeebene zwischen 2010 und 2020	134
Abbildung 40:	Entwicklung des Dauergrünlandanteils in umweltrelevanten Zielkulissen	136
Abbildung 41:	Entwicklung der Viehbesatzdichte	137
Abbildung 42:	Betroffenheit und Umsetzung der Greeningregelung zur Anbaudiversifizierung	139
Abbildung 43:	Einfluss der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung auf die Nicht-Einhaltung der Greeningregelung zur Anbaudiversifizierung: Veränderungen gegenüber 2015	143
Abbildung 44:	Einfluss der Ackerfläche der zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe auf die Erfüllung der Vorgabe	144
Abbildung 45:	Entwicklung der Milchviehbetriebe und der Milchviehbestände in Deutschland	147

Abbildung 46:	Anzahl Betriebe und Milchvieh: spezialisierte und nicht-spezialisierte Milchviehbetriebe.....	148
Abbildung 47:	Milchvieh je Betrieb: alle Betriebe mit Milchvieh, nicht-spezialisierte Milchviehbetriebe und spezialisierte Milchviehbetriebe	148
Abbildung 48:	Milchvieh je Hektar Hauptfutterfläche und Betrieb: alle Betriebe mit Milchvieh, nicht-spezialisierte Milchviehbetriebe und spezialisierte Milchviehbetriebe	149
Abbildung 49:	Entwicklung der Schweinebetriebe und der Schweinebestände in Deutschland.....	150
Abbildung 50:	Anzahl Betriebe und Schweine: spezialisierte und nicht-spezialisierte Schweinebetriebe.....	151
Abbildung 51:	Schweine je Betrieb: alle Betriebe mit Schweinen, nicht-spezialisierte Schweinebetriebe und spezialisierte Schweinebetriebe.....	152
Abbildung 52:	Entwicklung der Geflügelbetriebe und der Geflügelbestände in Deutschland.....	152
Abbildung 53:	Anzahl Betriebe und Geflügel: spezialisierte und nicht-spezialisierte Geflügelbetriebe.....	153
Abbildung 54:	Geflügel je Betrieb: alle Betriebe mit Geflügel, nicht-spezialisierte Geflügelbetriebe und spezialisierte Geflügelbetriebe.....	154
Abbildung 55:	Entwicklung der Milchviehdichte je Hektar LF auf Bundeslandebene.....	155
Abbildung 56:	Entwicklung der Schweinedichte je Hektar LF auf Bundeslandebene.....	157
Abbildung 57:	Entwicklung der Geflügeldichte je Hektar LF auf Bundeslandebene.....	158
Abbildung 58:	Entwicklung des Milchviehbestands je Hektar LF auf Gemeindeebene	160
Abbildung 59:	Entwicklung des Schweinebestands je Hektar LF auf Gemeindeebene	161
Abbildung 60:	Entwicklung des Geflügelbestands je Hektar LF auf Gemeindeebene	162
Abbildung 61:	Außenwirtschaft je Betrieb und betriebswirtschaftlicher Ausrichtung.....	164
Abbildung 62:	Entwicklung des Ökolandbaus: Anteil der Ökobetriebe an allen Betrieben, landwirtschaftlich genutzte Fläche, Acker- und Dauergrünlandfläche an der jeweiligen Gesamtfläche	167
Abbildung 63:	Entwicklung der Größe der konventionellen und der Ökobetriebe.....	168
Abbildung 64:	Anteile der betriebswirtschaftlichen Ausrichtungen in konventionellen Betrieben und Ökobetrieben	169

Abbildung 65:	Anzahl der Kulturgruppen der spezialisierten Weideviehbetriebe, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe und spezialisierten Weideviehbetriebe	170
Abbildung 66:	Vergleich der Anbaudiversität in Ökolandbau- und konventionellen Betrieben	171
Abbildung 67:	Entwicklung des Anteils des Ökolandbaus an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF)	172
Abbildung 68:	Entwicklung der von Ökobetrieben bewirtschafteten Fläche an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) in Kulissen	173
Abbildung 69:	ÖVF-Meldungen der ÖVF-pflichtigen Betriebe (oben) und potenzielle ÖVF-Meldungen der potenziell ÖVF-pflichtigen Ökobetriebe (unten)	174
Abbildung 70:	Mittlerer bewirtschaftungsbedingter Bodenabtrag durch Wasser (A_{bew}) [$t/(ha \times a)$] (gewichtete Mittelwerte je Gemeinde) in den Untersuchungsjahren 2013–2021	181
Abbildung 71:	Flächenanteil der Erosionsgefährdungsklassen auf Grundlage des bewirtschaftungsbedingten Bodenabtrags durch Wasser (A_{bew}) in den Untersuchungsjahren 2013–2021	183
Abbildung 72:	Entwicklung der Humusmenge in Deutschland von 2010 bis 2020	187
Abbildung 73:	Entwicklung der pflanzlichen Humusmenge in Deutschland von 2010 bis 2020	188
Abbildung 74:	Mittelwerte der Behandlungshäufigkeit der Bodenklimate in den einzelnen Jahren	190
Abbildung 75:	Mittelwerte der Behandlungsindizes der Bodenklimate in den einzelnen Jahren	191
Abbildung 76:	Zusammenhang zwischen a) Behandlungsindex und Behandlungshäufigkeit und b) PSM-Mengen und Behandlungshäufigkeit	194
Abbildung 77:	Mittelwerte der Behandlungshäufigkeit (links), der PSM-Menge (Mitte) und des Behandlungsindex (rechts) je Bundesland in den einzelnen Jahren	197
Abbildung 78:	Entwicklung des Anteils der behandelten Flächen in verschiedenen Bodenklimate in Zeitraum 2013–2021	199
Abbildung 79:	Korrelationen zwischen Flächenanteil mit PSM und a) mittlerer PSM-Menge, b) Behandlungshäufigkeit und c) Behandlungsindex	200
Abbildung 80:	Korrelationen zwischen dem Flächenanteil mit PSM und Behandlungshäufigkeit für die einzelnen Bodenklimate	201
Abbildung 81:	Zusammenhang zwischen den Niederschlagssummen und dem Fungizid-Einsatz in den drei Bundesländern	204

Abbildung 82:	Akutes aquatisches Risiko: 90. Perzentile der $ETR_{A(aqu)}$ in den Einzugsgebieten von 2013–2021.....	207
Abbildung 83:	Zeitliche Veränderung der 90. Perzentile des akuten und chronischen aquatischen Risikos (a, c) und die relativen ETR-Werte (b, d)	209
Abbildung 84:	Zeitliche Veränderung der 90. Perzentile des akuten Risikos für NTA (links) und die relativen ETR-Werte (rechts)	211
Abbildung 85:	Chronisches Risiko für NTA: 90. Perzentile der $ETR_{A(NTA)}$ in den Einzugsgebieten von 2013–2021.....	212
Abbildung 86:	Chronisches Risiko für Bodenorganismen: 90. Perzentile der $ETR_{A(soil)}$ in den Einzugsgebieten von 2013 bis 2021	214
Abbildung 87:	Zeitliche Veränderung der 90. Perzentile des akuten Risikos für Bodenorganismen (links) und die relativen ETR-Werte (rechts).....	215
Abbildung 88:	Zusammenhang zwischen den jährlichen Niederschlagssummen (1. März bis 31. Oktober) und den 90. Perzentilen der ETR-Werte für das (a) akute und (b) chronische aquatische Risiko in NW, HE und NI.....	217
Abbildung 89:	Zeitliche Veränderung der 90. Perzentile des akuten und chronischen aquatischen Risikos (a, c) und die relativen ETR-Werte (b, d)	220
Abbildung 90:	Zeitliche Veränderung der 90. Perzentile des akuten Risikos für Bodenorganismen (a) und die relativen ETR-Werte (b)	221
Abbildung 91:	Zeitliche Veränderung der 90. Perzentile des akuten Risikos für NTA (a) und die relativen ETR-Werte (b).....	223
Abbildung 92:	Korrelationen zwischen dem Anteil behandelter Fläche und dem (a) akuten bzw. (b) chronisch aquatischen Risiko, dem (c) Risiko für Bodenorganismen und dem (d) Risiko für NTA	225
Abbildung 93:	Regressions-Diskontinuitäts-Analyse auf Leguminosen sowie Brachen und Streifen.....	232
Abbildung 94:	Selbstselektierungsproblem bei der Regressions-Diskontinuitäts-Analyse.....	232
Abbildung 95:	Stickstoffflächenbilanzen in den Bodenklimarräumen (in kg N/(ha × a))	234
Abbildung 96:	Entwicklung der Anbaufläche von nachwachsenden Rohstoffen in Deutschland	235
Abbildung 97:	Entwicklung der Anbaufläche der nachwachsenden Rohstoffe für die energetische Verwendung in Deutschland	236
Abbildung 98:	Anteil der Brachen am Ackerland – Brachemeldungen insgesamt, ÖVF-Brachen, potenzielle GLÖZ 8-Brachen.....	245
Abbildung 99:	Entwicklung des Leguminosenanbaus.....	246
Abbildung 100:	Entwicklung des Zwischenfruchtanbaus	247

Abbildung 101:	Anteil der Brachen am Ackerland der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe nach Betriebstyp (Jahr 2021).....	252
Abbildung 102:	Anteil der Leguminosen ohne PSM am Ackerland der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe nach Betriebstyp (nur Betriebe mit Leguminosenanbau ohne PSM berücksichtigt, Jahr 2021)....	253
Abbildung 103:	Anteil der AUKM- und ÖVF-Zwischenfrüchte am Ackerland der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe nach Betriebstyp (Jahr 2021)	254
Abbildung 104:	Anteile der GLÖZ 8-relevanten Landnutzungen am Ackerland.....	256

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Mittlere Betriebsgröße und Viehbestandsdichte in den Bundesländern BB, HE, NI, NW und RP im Jahr 2015.....	55
Tabelle 2:	Übersicht der verwendeten Fachdaten zu Kulissen	57
Tabelle 3:	Übersicht ÖVF-Flächentypen und -Landschaftselemente.....	60
Tabelle 4:	Zusammengefasste Flächenanteile der Bundesländer NW, NI und HE für das Jahr 2020 je PAPA-Kulturgruppe im konventionellen Anbau und biologischen Anbau.....	66
Tabelle 5:	Mittelwerte und Standardabweichungen (STD) der PSM-Mengen, Behandlungshäufigkeiten (BH) und Behandlungsindizes (BI)	68
Tabelle 6:	Modellierung des Bodenabtrags durch Wasser mit der ABAG: Methodik, Datengrundlage und raum-zeitliche Auflösung	74
Tabelle 7:	Generisches Applikationsmuster (GAM) für Winterweizen in der CEPI-Region D für drei Intensitätsstufen aus dem Jahr 2018	77
Tabelle 8:	Risikoklassen der ETR-Werte	83
Tabelle 9:	Fläche der ÖVF-Brachen und ihre Entwicklung in den betrachteten InVeKoS-Bundesländern und in Deutschland (ungewichtet)	92
Tabelle 10:	Fläche der ÖVF-Leguminosen und ihre Entwicklung in den betrachteten InVeKoS-Bundesländern und in Deutschland (ungewichtet)	95
Tabelle 11:	Entwicklung der in 2017 ÖVF-pflichtigen Betriebe, die ÖVF-Leguminosen anmeldeten, im Jahr 2018	98
Tabelle 12:	Entwicklung der Erfüllung der ÖVF-Auflagen der pflichtigen Betriebe, die 2017 ÖVF-Leguminosen meldeten und 2018 weniger ($\pm 0,05$ ha Toleranz).....	99
Tabelle 13:	Fläche der ÖVF-Zwischenfrüchte und ihre Entwicklung in den betrachteten InVeKoS-Bundesländern und in Deutschland (ungewichtet)	101

Tabelle 14:	Anzahl und Anteil der ÖVF-pflichtigen Betriebe nach betriebswirtschaftlicher Ausrichtung	104
Tabelle 15:	Relative Bedeutung der betriebswirtschaftlichen Ausrichtungen (BWA) im Hinblick auf die Ausweisung von Ökologischen Vorrangflächen	105
Tabelle 16:	Faktoren, die die Wahrscheinlichkeit beeinflussen, die ÖVF-Regelungen einzuhalten	115
Tabelle 17:	Anzahl und Anteil der anbaudiversifizierungspflichtigen Betriebe nach betriebswirtschaftlicher Ausrichtung.....	140
Tabelle 18:	Relative Bedeutung der betriebswirtschaftlichen Ausrichtungen (BWA) im Hinblick auf die Nicht-Erfüllung der Anbaudiversifizierung.....	141
Tabelle 19:	Mittlerer Bodenabtrag durch Wasser (A_{bew}) [$t/(ha \times a)$] und Veränderung in Bezug zum Basisjahr 2013 [%] (gewichtete Mittelwerte in Bezug zur berücksichtigten Fläche je Bundesland).....	182
Tabelle 20:	Mittlere Humusbilanz in Deutschland und deren Veränderung zwischen 2010, 2016 und 2020 (in kg HÄ je ha AF).....	185
Tabelle 21:	Mittelwerte (Avg) und Standardabweichung (StD) der Behandlungshäufigkeit (BH), der PSM-Mengen und des Behandlungsindex (BI) und die Flächenanteile der Ackerfläche mit und ohne PSM-Anwendungen	192
Tabelle 22:	Entwicklung der Behandlungshäufigkeit (BH), der PSM-Mengen und des Behandlungsindex (BI) in drei Bundesländern.....	195
Tabelle 23:	Ergebnisse verschiedener Modelle der Difference-in-Differences-Methode auf C-Faktoren	233
Tabelle 24:	Anteil der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe, die die jeweilige Auflage erfüllt hätten	242
Tabelle 25:	Anzahl und Anteil pflichtiger ÖVF- bzw. GLÖZ 8-Betriebe an allen Betrieben und deren Ackerlandanteil	243
Tabelle 26:	Anteil theoretisch GLÖZ 8-pflichtiger Betriebe, die von der ÖR 1 Gebrauch machen könnten (ursprüngliche Regelung und Ausnahmeregelung 2024)	249
Tabelle 27:	Anteil der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe, die die Auflagen erfüllt hätten, unterschieden nach betriebswirtschaftlicher Ausrichtung (die vier häufigsten Betriebstypen sind dargestellt)	251
Tabelle 28:	AUKM zu Bracheflächen und -streifen auf Ackerland in den Jahren 2013 bis 2021.....	269
Tabelle 29:	Einteilung zu groß- und kleinkörnigen Leguminosen	270
Tabelle 30:	Zuordnung der harmonisierten TI-Nutzungscodes zu den SYNOPS-Kulturgruppen	272

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
AF	Ackerfläche
AL	Ackerland
ASE	Agrarstrukturerhebung
ATKIS	Amtlich-Topographisch-Kartographisches Informationssystems
AUKM	Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen
BB	Berlin-Brandenburg
BGG	besonders geschützte Gebiete: NSG, FFH, BR, SPA
BH	Behandlungshäufigkeit
BI	Behandlungsindex
BKR	Bodenklimaraum
BR	Biosphärenreservat
BW	Baden-Württemberg
BWA	Betriebswirtschaftliche Ausrichtung
BÜK	Bodenkundliche Übersichtskarte
CEPI	Cluster für die regionale Erhebung und Analyse der Pflanzenschutzintensität
DGL	Dauergrünland
DGM	Digitales Geländemodell
DK	Dauerkultur
DLM	Digitales Landschaftsmodell
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EG	Europäische Gemeinschaft
ETR	Exposure Toxicity Ratio (Risikoindex)
EU	Europäische Union
FFH	Flora-Fauna-Habitat
FLIK	Flächenidentifikator
FM	Frischmasse
GAL	Gesetz über eine Altershilfe für Landwirte (bis 31.12.1994)
GAM	Generische Applikationsmuster
GAMM	Generalized Additive Mixed Models
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union
GLÖZ	Guter landwirtschaftlicher und ökologischer Zustand
GV	Großvieheinheiten
GÜK	Geologische Übersichtskarte
HÄ	Humusäquivalent
HE	Hessen
HFF	Hauptfutterfläche
HIT	Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere

Abkürzung	Bedeutung
HNV	High Nature Value, Flächen mit hohem Naturwert
HQ₂₀	Überschwemmungsgebiet 20-jähriges Hochwasser
HQ₁₀₀	Überschwemmungsgebiet 100-jähriges Hochwasser
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsyste
K	Konzentrationskoeffizient
KOM	Europäische Kommission
KUP	Kurzumtriebsplantagen
LE	Landschaftselement
LF	landwirtschaftlich genutzte Fläche
LOESS	Locally Estimated Scatterplot Smoothing
LSG	Landschaftsschutzgebiet
N	Stickstoff
NTA	Nicht-Ziel-Arthropoden
NawaRo	Nachwachsende Rohstoffe
NI	Niedersachsen
NL	Normallandschaft
NSG	Naturschutzgebiet
NUTS	Nomenclature of Statistical Territorial Units
NW	Nordrhein-Westfalen
PAPA	Panel Pflanzenschutzmittel-Anwendungen
PSM	Pflanzenschutzmittel
ÖVF	Ökologische Vorrangfläche
RAUMIS	Regionalisiertes Agrarumwelt-Informationssystem
RGV	Raufutter verzehrendes Großvieh
RP	Rheinland-Pfalz
SPA	Special Protected Area: EU-Vogelschutzgebiete
SYNOPS	Modell zur synoptischen Bewertung des Risikopotenzials chemischer Pflanzenschutzmittel
VO	Verordnung

Zusammenfassung

Hintergrund und Ziel des Vorhabens

Die Landwirtschaft in Deutschland ist mitverantwortlich für zu hohe Einträge von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln in Böden und Gewässer. Zudem beeinträchtigt sie die Qualität von Böden, Wasser und Luft negativ (z. B. BMU und BMELV (2012)). Zahlreiche vorangegangene Reformbemühungen wie die Novellierung der Düngeverordnung, Anpassungen der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung von 2009 und die Einführung von Cross-Compliance-Regeln in der gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) 2005 konnten die aus der Landwirtschaft ausgehenden Belastungen nicht maßgeblich reduzieren (z. B. ECA (2008)). Vor diesem Hintergrund wurden im Rahmen der GAP-Reform von 2013 Teile der Direktzahlungen an Maßnahmen des sogenannten „Greenings“ geknüpft, mit dem Ziel, die negativen Umweltauswirkungen der Landwirtschaft in der EU zu verringern. Die Greeningmaßnahmen waren von 2015 bis 2022 in Kraft und finden sich in der jetzigen Konditionalität der GAP Förderperiode ab 2023 teilweise wieder. Aufbauend auf zwei Vorgängerprojekten hatte das Forschungsprojekt „Evaluierung der Gemeinsamen Agrarpolitik aus Sicht des Umweltschutzes“ (GAPEval III) zum Ziel, die Umweltwirkungen der GAP-Reform von 2013 für Deutschland zu analysieren, wobei ein besonderer Fokus auf die Greeningmaßnahmen gelegt wurde.

Die detaillierte Analyse der Landnutzung und deren Veränderungen erfolgte anhand von Daten aus dem Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsysteem (InVeKoS-Daten) aus den fünf Bundesländern Brandenburg (BB), Hessen (HE), Niedersachsen (NI), Nordrhein-Westfalen (NW) und Rheinland-Pfalz (RP) sowie Daten der deutschlandweiten Agrarstrukturerhebung (ASE). Neben Landnutzungsänderungen wurden die Entwicklung des ökologischen Landbaus sowie Veränderungen der Tierhaltung anhand von Daten des InVeKoS, der ASE sowie des Herkunftssicherungs- und Informationssystems für Tiere (HIT, Rinderdaten) analysiert. Zur Abschätzung von Umweltwirkungen durch veränderte Politiken wurden zudem das Wassererosionspotenzial, die Humusbilanzen des Ackerbaus und Stickstoffflächenbilanzüberschüsse untersucht. Das Umweltrisiko von Pflanzenschutzmitteln für spezifische Bodenklimaräume wurde anhand von Risikoindikatoren analysiert.

Im Jahr 2023 startete eine neue GAP-Förderperiode, die zunächst ambitioniertere Umweltvorgaben vorsah als ihre Vorgängerin. Diese Vorgaben wurden jedoch seit Beginn der Förderperiode immer weiter durch Ausnahmen abgeschwächt. In einem Ausblick auf die aktuelle Förderperiode wird beleuchtet, welche Auswirkungen auf die Landnutzung die 2024 beschlossene Abschwächung der Vorgabe zur Ausweisung von nicht-produktiven Flächen hat (Vorgabe 8 des „Guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand“ (GLÖZ)). Diese Abschwächung legitimiert die Anrechnung von Zwischenfrüchten und Leguminosen auf die zu erbringenden 4 % nicht-produktiver Ackerfläche im Betrieb. Ab 2025 wird diese Vorgabe ganz abgeschafft (lediglich der Schutz bestehender Landschaftselemente bleibt bestehen).

Kernergebnisse zur Entwicklung der Landnutzung

Die ÖVF-Regelung erreichte einen Großteil des Ackerlands und wurde überwiegend über weniger ökologisch wertvolle Zwischenfrüchte erfüllt, während die Anteile ökologisch wertvollerer ÖVF deutlich geringer ausfielen.

Von 2015 bis 2022 mussten ÖVF-pflichtige Betriebe 5 % ihres Ackerlands als ökologische Vorrangflächen (ÖVF) ausweisen, wenn sie bestimmte Eigenschaften wie z. B. mehr als 15 ha Ackerland aufwiesen. Die unterschiedlichen ÖVF-Typen wie z. B. Brache, Zwischenfrüchte oder

Leguminosen hatten hierbei Gewichtungsfaktoren, die den ökologischen Wert der ÖVF wiedergeben sollten.

Im Laufe der Förderperiode 2015–2022 sank der Anteil der ÖVF-pflichtigen Betriebe. Im Jahr 2014, d. h. vor Einführung des Greenings, wären theoretisch 40,5 % der Betriebe ÖVF-pflichtig gewesen, 2015 waren es ca. 39,5 % und 2021 ca. 36,5 %. Trotz des Rückgangs des Anteils der ÖVF-pflichtigen Betriebe bewirtschafteten die ÖVF-pflichtigen Betriebe zu jedem Zeitpunkt rund 90 % des Ackerlands. Der weit überwiegende Teil der ÖVF-pflichtigen Betriebe hielt sich an die Vorgaben: 2015 erfüllten 92,0 % der pflichtigen Betriebe diese, 2019/2020 97,0 % und 2021 96,2 %. Zur Erfüllung der Verpflichtung wurden vor allem Zwischenfrüchte gemeldet, die ungewichtet bis zu 81,9 % und gewichtet bis zu 54,9 % der ÖVF-Fläche ausmachten. Die aus ökologischer Sicht wertvolleren Brachen und Streifen (z. B. an Wald- und Feldrändern oder als Pufferstreifen an Gewässern) machten zusammen ungewichtet maximal 16,6 % aus, gewichtet waren es bis zu 38,2 %. Nach der Einführung des PSM-Verbots auf ÖVF im Jahr 2018 ging der ÖVF-Leguminosenanbau gegenüber 2017 von ungewichtet 6,5 % auf 3,1 % zurück bzw. gewichtet von 10,2 % auf 6,6 % (InVeKoS-Daten, Bundesländer BB, HE, NI, NW, RP).

Ökologisch wertvolle Flächen wie Ackerbrachen nahmen zwar zu, erreichten aber nicht die Anteile der Jahrtausendwende.

Je nach Bewuchs und Standdauer (ein- oder mehrjährig) bieten Brachen unterschiedlichen Arten einen Lebensraum und sind essenzielle Flächen zur Fortpflanzung, Nahrungssuche und Rückzugsräume, wovon insbesondere zahlreiche Feldvogel- und Insektenarten profitieren (Batáry et al., 2015; Kozak und Pudelko, 2021; Oppermann et al., 2020). Der Anteil der Brachen am Ackerland in Deutschland stieg unter anderem durch die Einführung des Greenings von 2014 zu 2015 von 1,6 % auf 2,6 % und lag 2022 bei 3,2 %. Diese Entwicklung ist positiv zu bewerten, wenngleich die hohen Anteile zur Jahrtausendwende von 7 % bis 8 % des Ackerlands nicht erreicht wurden.

Die ÖVF-Brachefläche ging in den untersuchten Bundesländern von 2015 bis 2021 um 10,4 % zurück; der Anteil am Ackerland sank von 1,9 % auf 1,7 %. Deutschlandweit gingen ÖVF-Brachen zwischen 2015 und 2021 um 13,5 % zurück, wobei der Anteil am Ackerland dem in den untersuchten Ländern entsprach. Niedrige ÖVF-Bracheanteile fanden sich vor allem in Regionen, die durch eine intensive Viehhaltung geprägt sind, da dort die ÖVF-Regelung überwiegend über Zwischenfrüchte erbracht wurde.

Dass der Anteil der Brachen insgesamt am Ackerland in Deutschland nach 2015 weiterhin stieg, kann nicht auf die ÖVF-Brachen zurückgeführt werden, da ihr Anteil am Ackerland sank. Auch lässt es sich nicht über AUKM erklären. Ob diese Brachen, die zwar im InVeKoS verbucht waren und somit über die GAP gefördert wurden, noch außerhalb der EU-Förderung gefördert wurden, lässt sich anhand der vorliegenden Daten nicht ermitteln.

Das PSM-Verbot auf ÖVF ab 2018 führte zum Rückgang der ÖVF-Leguminosen und zum Anstieg von ÖVF-Zwischenfrüchten. Das Verhältnis von großkörnigen zu kleinkörnigen ÖVF-Leguminosen drehte sich zugunsten der ökologisch wertvolleren kleinkörnigen Leguminosen.

Mit der Einführung des Greenings ging die Fläche der kleinkörnigen Leguminosen zurück, während die der großkörnigen anstieg. Ab 2016 stieg die Anbaufläche sowohl für die großkörnigen als auch die kleinkörnigen Leguminosen, wenngleich der Anstieg bei den großkörnigen wesentlich stärker war. Während kleinkörnige Leguminosen in der Regel ohne PSM angebaut werden können, ist dies bei den großkörnigen schwieriger, weshalb ihr Anteil an den ÖVF mit der Einführung des PSM-Verbots 2018 stark zurückging. Betrug das Verhältnis von großkörnigen zu kleinkörnigen ÖVF-Leguminosen zwischen 2015 und 2017 in etwa 7:3, so

drehte sich das Verhältnis zugunsten der kleinkörnigen Leguminosen nach Einführung des PSM-Verbots ab 2018 auf 3:7 um. Unter den Leguminosen sind die kleinkörnigen für bestäubende Insekten und Feldvögel wichtige Nahrungsquellen und Habitate; ihr absoluter und gegenüber den großkörnigen Leguminosen relativer Anstieg ist aus Umweltsicht positiv zu bewerten.

Allerdings ging die ÖVF-Leguminosenfläche von 2017 zu 2018 um -53,1 % zurück und sank von 0,8 % (2015) auf 0,4 % des Ackerlands (2018–2021). Bundesweit war der gleiche Trend zu beobachten, wobei der Rückgang über die Jahre mit -39,7 % deutschlandweit gegenüber -51,4 % (2015 gegenüber 2021) in den untersuchten Bundesländern geringer ausgeprägt war.

Bei den Betrieben, die 2018 weniger ÖVF-Leguminosen als 2017 meldeten, kam es durch die Einführung des Verbots von PSM von 2017 zu 2018 zum Rückgang der ÖVF-Leguminosen von 54,3 % auf 12,6 % (ungewichtet, bezogen auf die ÖVF-Fläche). Diese Betriebe bauten ab 2018 stärker ÖVF-Zwischenfrüchte an, deren Anteil sich von 30,4 % in 2017 auf 60,5 % in 2018 verdoppelte (ungewichtet; Referenzfläche ist die ÖVF-Fläche der genannten Betriebe). Ebenso erhöhten sie ihren Anteil an ÖVF-Brachen von 13,1 % auf 22,2 % (ungewichtet). Innerhalb der ÖVF-pflichtigen Betriebe, die 2018 weniger ÖVF-Leguminosen als 2017 meldeten (betraf 4.780 Betriebe, was ca. 9 % an allen ÖVF-pflichtigen Betrieben entsprach), erhöhte sich also der ÖVF-Flächenanteil der Zwischenfrüchte und der Brachen. Bezogen auf die ÖVF-Anteile aller ÖVF-pflichtigen Betriebe erhöhte sich der Bracheanteil anders als der Zwischenfruchtanteil jedoch nicht; das PSM-Verbot führte also insgesamt zu einem Rückgang der ÖVF-Leguminosen und zu einem Anstieg der ÖVF-Zwischenfrüchte.

Im Vergleich zu Brachen haben Leguminosen ein einseitigeres Blütenangebot, kürzere Standzeiten und sind meistens strukturarm (Nitsch et al., 2016). Das PSM-Verbot für ÖVF sowie die dadurch induzierte Erhöhung des Bracheanteils ist aus Umweltsicht positiv zu bewerten. Die positive Umweltwirkung der Leguminosen liegt v. a. in ihrer Fähigkeit, Luftstickstoff im Boden zu binden, wodurch die Düngung reduziert und somit Treibhausgase (vor allem Lachgas) eingespart werden können. Zwischenfrüchte haben eine phytosanitäre Wirkung, können die Bodenfruchtbarkeit erhöhen und dienen über den Winter dem Erosionsschutz und hatten bereits vor der Einführung des Greenings hohe Anteile am Ackerland. Deswegen ist der Wechsel von ÖVF-Leguminosen zu ÖVF-Zwischenfrüchten weniger positiv zu bewerten.

Die gemeldeten ÖVF-Typen unterschieden sich regional, wobei die ökologisch wertvollen ÖVF-Brachen nicht die Intensivregionen erreichten.

Der Anteil der ÖVF-Zwischenfrüchte war vor allem in Regionen mit intensiver Viehhaltung hoch, wo ihr Anteil am Ackerland 10 % bis über 20 % betrug. Zunahmen gab es überwiegend dort zu beobachten, wo der Anteil bereits hoch war. ÖVF-Brachen fanden sich hingegen vor allem in ertragsschwächeren Regionen und erreichten die Intensivregionen nicht. Der Anteil der ÖVF-Leguminosen zeigte höhere Anteile in tierhaltungsintensiven Regionen. Dies lässt sich mit der Futterverwertung der Leguminosen erklären. Aus Sicht des Umweltschutzes wäre die Umsetzung der ÖVF-Vorgaben über Brachen positiver zu bewerten als über Zwischenfrüchte (s. o.).

Der Anteil der Ackerbrachen und Leguminosen am Ackerland war in Schutzgebieten höher als außerhalb von Schutzgebieten.

Ackerbrachen hatten die höchsten Anteile am Ackerland in den Naturschutzgebieten (6,0 % in 2013, 9,2 % in 2021) sowie FFH-Gebieten (5,7 % in 2013, 8,6 % in 2021). Auch die anderen Schutzgebietskulissen zeigten überdurchschnittlich hohe Werte. Unterdurchschnittlich klein war ihr Anteil außerhalb der Schutzgebiete mit 1,5 % (2013) bis 2,8 % am Ackerland (2021).

Der Anteil der Leguminosen am Ackerland insgesamt stieg von 2013 bis 2021 von 2,1 % auf 4,2 % an. Der Anstieg war vor allem in den FFH-Gebieten (6,4 % in 2013, 10,1 % in 2021) und NSG-Gebieten (5,4 % in 2013, 9,5 % in 2021) hoch. Unter dem Durchschnitt lag der Anteil der Leguminosen am Ackerland außerhalb der Schutzgebiete (1,8 % in 2013, 3,6 % in 2021).

Dass Ackerbrachen und Leguminosen schwerpunktmäßig in Schutzgebieten vorkommen, kann damit begründet werden, dass in Schutzgebieten bestimmte Auflagen an die Bewirtschaftung bestehen (wie z. B. eine Unterlassung der Anwendung von bestimmten Pflanzenschutzmitteln). Dies macht das Anlegen von Brachen und den Leguminosenanbau attraktiv und führt dazu, dass die Umsetzung der ÖVF-Auflagen in diesen Gebieten mit geringeren Opportunitätskosten verbunden ist als es in Gebieten ohne Nutzungseinschränkung der Fall ist.

Ackerbaubetriebe meldeten häufiger ÖVF-Brachen, während tierhaltende Betriebe überwiegend Zwischenfrüchte anpflanzten. Betriebe mit mehr Ackerland erfüllten die ÖVF-Auflagen tendenziell eher, wobei dieser Effekt ab 150 ha nicht weiter zunahm.

Von allen vier betrachteten Betriebstypen (spezialisierte Ackerbau-, Veredlungs-, Weidevieh-, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe) wurden überwiegend ÖVF-Zwischenfrüchte umgesetzt, deren Anteil von 2015 bis 2021 anstieg. Der ÖVF-Zwischenfruchtanteil nahm mit der Bedeutung der Tierhaltung im Betrieb zu. Veredlungsbetriebe hatten mit 87,9 % bis 93,7 % (ungewichtet) den höchsten Anteil bezogen auf die ÖVF-Flächen des jeweiligen Betriebstyps. Dies dürfte mit der relativ einfachen Integration von Zwischenfrüchten in die Anbauplanung zusammenhängen. Den höchsten ÖVF-Bracheanteil hatten die Ackerbaubetriebe (22,2 % bis 25,6 %, ungewichtet). Nach der Einführung des PSM-Verbots für ÖVF kam es bei allen Betriebstypen zu einem starken Rückgang der ÖVF-Leguminosen, außer bei den Weideviehbetrieben. Weideviehbetriebe bauen in erster Linie kleinkörnige Leguminosen an, bei denen überwiegend auf PSM verzichtet wird. Die Betrachtung gewichteten Flächenanteile zeigt, dass die Ackerbaubetriebe einen höheren ÖVF-Brache- als Zwischenfruchtanteil hatten. Bei den anderen Betriebstypen behielten die ÖVF-Zwischenfrüchte auch gewichtet den höchsten Anteil an allen ÖVF-Typen.

Unter den Betrieben, die die ÖVF-Verpflichtung nicht (oder nicht vollständig) erfüllten, waren Ackerbaubetriebe überdurchschnittlich häufig vertreten, viehhaltende Betriebe (insbesondere Veredlungsbetriebe) hingegen unterdurchschnittlich. Der relativ hohe Anteil an Betrieben mit Tierhaltung, die die Anforderungen erfüllen, lässt sich durch die hohe Umsetzung von ÖVF-Zwischenfrüchten in diesen Betrieben erklären.

Verpflichtete Betriebe, die die Auflagen erfüllten, hatten mehr Ackerland als diejenigen, die dies nicht taten. Dieser Unterschied war nach 2018 größer als in den Jahren davor. Dies zeigte auch die statistische Modellierung, die den Einfluss verschiedener Variablen (regionale Lage (Bodenklimaraum), Jahr, Betriebstyp, Ackerland, Standardoutput) auf die Erfüllung der ÖVF-Vorgaben analysiert. Bei Betrieben mit weniger als 70 ha Ackerland stieg die Wahrscheinlichkeit, die ÖVF-Auflagen zu erfüllen, mit jedem Hektar Ackerland an. Zwischen 70 ha und 150 ha verringerte zusätzliche Ackerfläche hingegen die Wahrscheinlichkeit, die ÖVF-Auflagen zu erfüllen. Oberhalb von 150 ha hatte das Ackerland keinen zusätzlichen Effekt auf die Wahrscheinlichkeit der Erfüllung der ÖVF-Vorgabe.

Um den Einfluss des Greenings auf die einschlägigen Landnutzungen zu identifizieren, wurde ermittelt, wie viel Fläche die ÖVF-pflichtigen Betriebe (vor 2015: die theoretisch ÖVF-pflichtigen Betriebe) als ÖVF hätten melden können (= potenzielle ÖVF-Fläche). Die gegenüber den Jahren vor 2015 zunehmende potenzielle ÖVF-Fläche von Brachen und Leguminosen zeigt, dass die ÖVF-Auflagen aus Umweltsicht positive Auswirkungen auf die Landnutzungsentscheidungen der Landwirte hatten.

Auch wenn der Dauergrünlandanteil an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche unverändert blieb, wurde mehr Ackerland in Grünland umgewandelt als anders herum.

Beim Dauergrünland zeigt sich, dass der Anteil des Dauergrünlands an der landwirtschaftlich genutzten Fläche seit 2015 ungefähr gleichgeblieben ist. Wird die Grünlandumwandlung flächenspezifisch betrachtet (Bruttoumwandlung), zeigt sich, dass ca. 8 % der Dauergrünlandfläche (brutto) zwischen 2015 und 2020 in eine neue Nutzung überführt wurden. Auf den meisten dieser Flächen entstand InVeKoS-Ackerland (30 %) oder das Grünland wurde aus verschiedenen Gründen nicht mehr im InVeKoS erfasst (65 %) (nicht GAP-förderfähiges Grünland, da es nicht landwirtschaftlich genutzt wird wie z. B. private Grünlandflächen bzw. es wurde keine Förderung beantragt). Bei der Umwandlung von einer anderen Nutzung in Grünland überwog vor allem die Umwandlung von Ackerfläche zu Grünland (41 %), gefolgt von der Überführung von Nicht-InVeKoS-Grünland in InVeKoS-Grünland (39 %). Insgesamt lässt sich feststellen, dass mehr Ackerland zu Grünland umgewandelt wurde als Grünland zu Ackerland. Vor diesem Hintergrund ist davon auszugehen, dass es durch diese Landnutzungsänderungen langfristig zu einer Netto-Zunahme des Bodenkohlenstoffs kommt. Allerdings werden Bodenkohlenstoff-Vorräte nur sehr langsam aufgebaut, dafür erfolgt deren Freisetzung relativ schnell (slow-in, fast-out).

In den umweltsensiblen Kulissen blieb der Anteil des Dauergrünlands konstant. Ein leichter Anstieg der Dauergrünlandfläche in diesen Kulissen zwischen 2014 und 2015 ist eher einer Neuzuteilung von Zahlungsansprüchen zuzuschreiben als ein direkter Effekt des Greenings.

Der Umwelteffekt der Greeningregelung zur Anbaudiversifizierung ist gering, wobei kleinere Betriebe die Auflagen häufiger verfehlten als größere Betriebe.

Von der Verpflichtung zur Anbaudiversifizierung waren Betriebe mit weniger als 10 ha Ackerland, Betriebe mit einem hohen Anteil an Brachen, Grünfutter und Grünland sowie Betriebe des Ökolandbaus ausgenommen.

Innerhalb der Betriebe mit mindestens 10 ha Ackerland wären vor 2015 92,4 % zu einer entsprechenden Anbaudiversifizierung verpflichtet gewesen (BB, HE, NI, RP). Im Jahr der Greeningeinführung 2015 waren 92,3 % der Betriebe mit mindestens 10 ha Ackerland anbaudiversifizierungspflichtig. Hier war, anders als bei der ÖVF-Verpflichtung, kein Rückgang des Anteils der pflichtigen Betriebe mit Einführung der Regelung zu beobachten. Dies deutet darauf hin, dass sich die Anbaudiversifizierung von den Betrieben einfacher umsetzen lies als die ÖVF-Regelung. Bezogen auf alle Betriebe (also auch auf die mit weniger als 10 ha Ackerland) ging der Anteil der anbaudiversifizierungspflichtigen Betriebe von 45,6 % (2014) auf 40,2 % (2021) zurück.

Der Anteil der pflichtigen Betriebe, die die Auflagen erfüllten, stieg von 80,7 % in 2014 auf 96,2 % (2021). Bezogen auf alle Betriebe stieg der Anteil pflichtiger Betriebe, die die Auflage erfüllten, lediglich von 36,8 % (2014) auf 38,7 % (2021) an.

Insgesamt ist der durch die Greeningvorgabe zur Anbaudiversifizierung erreichte Umwelteffekt als gering zu bewerten. Zwar bewirtschafteten die verpflichteten Betriebe rund 92 % des Ackerlands, aber auf 81 % des Ackerlands wären die Auflagen bereits vor ihrer Einführung erfüllt gewesen. Nach Einführung der Regelung war dies auf 90 % des Ackerlands der Fall. Dies zeigt, dass die Auswirkungen des Greenings gering waren und nur sehr geringe Verbesserungen für den Bodenschutz durch die Auflage erreicht wurden.

Von den wenigen Betrieben, die die Auflagen nicht einhielten, erfüllten die spezialisierten Weideviehbetriebe die Auflagen zur Anbaudiversifizierung überdurchschnittlich häufig nicht

(im Verhältnis zu den jeweiligen Anteilen an der Gesamtheit der verpflichteten Betriebe). Spezialisierte Ackerbaubetriebe hingegen erfüllten die Auflagen überdurchschnittlich häufig, ebenso – wenngleich in geringerem Ausmaß – die Veredlungs- und Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe.

Innerhalb der anbaudiversifizierungspflichtigen Betriebe hatten die Betriebe, die die Vorschriften einhielten, mehr Ackerland als die Betriebe, die sie nicht einhielten. Bezogen auf das bewirtschaftete Ackerland verzichteten kleinere Betriebe häufiger auf die Greeningförderung zur Anbaudiversifizierung als größere Betriebe. Viele Betriebe, die zwischen etwa 30 ha und 40 ha Ackerfläche bewirtschafteten und die Anforderungen bis 2014 nicht erfüllt hätten (entspricht 13 % der Fläche, auf denen die Anbaudiversifizierungsaufgaben 2014 noch nicht erfüllt gewesen wären), änderten ab 2015 ihre Kulturpflanzen-Zusammensetzung, um die Anforderungen zu erfüllen.

Kernergebnisse Tierhaltung

Die Auswertungen zur Tierhaltung anhand von InVeKoS- und ASE-Daten kommen durch unterschiedliche Datengrundlagen teilweise zu unterschiedlichen Entwicklungstrends.

Im InVeKoS sind nur die Betriebe erfasst, die im Rahmen der GAP-Förderung Flächen melden. Anders ist dies bei der ASE, die auch flächenlose Betriebe berücksichtigt. Des Weiteren kommen bei der ASE Erfassungsgrenzen zur Anwendung. So sind Betriebe erst dann enthalten, wenn sie mindestens zehn Rinder oder mindestens 50 Schweine haben. Beim Geflügel waren von 2010 bis 2016 Betriebe ab 1.000 Stück Geflügel berücksichtigt; ab 2020 Betriebe ab mindestens 1.000 Haltungsplätzen für Geflügel (Forschungsdatenzentren der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder, 2018) (vgl. AgrStatG § 91 Absatz 1a Satz 1 bzw. Kapitel 2.6.5). Dadurch weichen nicht nur die absoluten Werte voneinander ab, sondern teilweise auch Entwicklungstrends. Dies ist zum einen auf die Erfassungsmethoden, zum anderen eventuell auch auf die regionale Betrachtungsebene zurückzuführen. Während die ASE-Daten für ganz Deutschland vorliegen, konnten die Auswertungen zum Schweine- und Geflügelbestand anhand der InVeKoS-Daten für die Bundesländer BB, HE, NI, NW und RP erfolgen; die zum Bestand an Milchkühen für BB, NI und RP, da in HE und NW auf „Rinder“ aggregierte Daten vorliegen, aus denen der Bestand an Milchkühen nicht abgeleitet werden kann.

Steigende Tierzahlen je Betrieb in Verbindung mit einer regionalen Intensivierung verstärken Umweltprobleme.

Sowohl bei den Milchkühen als auch den Schweinen und insbesondere beim Geflügel war ein Anstieg der je Betrieb gehaltenen Tiere zu verzeichnen (s. u.). Diese Intensivierung ist regional mit einer starken Umweltbelastung assoziiert: In den Intensivregionen ist die Belastung der Böden und Gewässer durch Stickstoffeinträge unter anderem aus der Gülle und den Gärresten aus Biogasanlagen sehr hoch. Die anfallende Güllermenge und damit verbundene Stickstoffbelastung von Böden und Gewässern steigt mit der Anzahl der Tiere bzw. es müssen kostenintensive Gülle-Transporte in andere, weniger belastete Gebiete organisiert werden. Des Weiteren entstehen bei der Tierhaltung hohe Mengen an Treibhausgasen wie Methan (vor allem durch die Rinderhaltung) sowie andere Luftschatzstoffe (vor allem Ammoniak). Weitere negative Umweltwirkungen kommen über den vermehrten Futtermittelanbau, damit verbundenen Landnutzungsänderungen und Importe zustande.

Die Zahl der Milchviehbetriebe ging zurück, dabei stieg der Milchviehbestand pro Betrieb. Die Anzahl der Milchkühe ging insgesamt leicht zurück.

Deutschlandweit ging die Anzahl der Milchviehbetriebe von 2010 zu 2020 um -39,5 % zurück (von 89.800 in 2010 auf 54.300 Betriebe in 2020). Die Anzahl der Milchkühe stieg zwischen 2013 und 2016 leicht an, ging bis 2020 aber unter den Wert von 2010 zurück (-5,5 %, ASE-Daten; 2010 4,16 Mio., 2020 3,93 Mio. Tiere). Die durchschnittliche Zahl der Tiere je Betrieb stieg von 46,4 auf 72,4.

Die Auswertungen der InVeKoS-Daten waren für BB, NI und RP möglich. Während die Anzahl der spezialisierten Milchviehbetriebe im Betrachtungszeitraum 2013 bis 2021 um -15,9 % zurückging, war dies bei den Betrieben mit Milchvieh, die keine spezialisierten Milchviehbetriebe waren, mit einem Rückgang von -55,3 % wesentlich stärker der Fall. Die Zahl der Milchkühe in spezialisierten Betrieben nahm um 16,2 % gegenüber 2013 zu, die der nicht-spezialisierten hingegen ging um -48,7 % zurück. 67 % der Milchkühe wurden 2013 von spezialisierten Betrieben gehalten. Dieser Anteil stieg bis 2021 auf 79 %. Die Anzahl der Milchkühe je Betrieb stieg in beiden Gruppen tendenziell an, insbesondere bei den spezialisierten Milchviehbetrieben. Der Milchviehbesatz je Hektar HFF war bei den spezialisierten Milchviehbetrieben größer als bei den nicht-spezialisierten. Seit 2013 ist der Mittelwert als auch Median bei in der Besatzdichte bei den nicht-spezialisierten Milchviehbetrieben konstant geblieben. Bei den spezialisierten nahm sowohl der Median als auch Mittelwert zu und erreichte 2019 die höchsten Werte. Seitdem sind die Besatzdichten rückläufig.

Sowohl deutschlandweit – anhand der ASE-Daten – als auch in den betrachteten Bundesländern – anhand der InVeKoS-Daten – war eine Spezialisierung und Intensivierung der Milchviehhaltung auf Betriebsebene zu beobachten, wobei die Anzahl der Milchkühe insgesamt leicht zurückging.

Die Milchviehdichte (GV je ha LF) war in Nordwestniedersachsen am höchsten und zeigte dort den größten Anstieg in den Jahren von 2013 bis 2021 von 5 % bis 30 %. In den meisten übrigen Regionen gab es 2021 gegenüber 2013 Abnahmen von über -15 %. Die Spezialisierung der Milchviehhaltung erfolgte also regional sehr unterschiedlich: In bereits bestehenden Intensivregionen wurde weiter intensiviert, während die Milchviehhaltung in den übrigen Gebieten rückläufig war.

Die Zahl der Schweinebetriebe ging stark zurück. Dabei nahmen die Bestände je Betrieb deutlich zu. Die Anzahl der Schweine ging insgesamt leicht zurück.

Die Anzahl der Schweinebetriebe ging in Deutschland von 2010 bis 2020 um -47,0 % zurück (ASE-Daten, 60.100 in 2010, 31.900 Betriebe in 2020). Die Anzahl der Schweine stieg bis 2013 leicht an, ging bis 2020 um -4,6 % unter den Wert von 2010 zurück (2010 27,57 Mio., 2020 26,30 Mio. Schweine). Die Zahl der Schweine je Betrieb ist im Mittel von 459 (2010) auf 826 (2020) stark angestiegen.

Anhand der InVeKoS-Daten der Bundesländer BB, HE, NI, NW und RP von 2013 zu 2021 ging die Zahl der spezialisierten Schweinebetriebe um -32,5 % zurück, die der nicht-spezialisierten Schweinebetriebe um -33,9 %. Gegenüber 2013 nahm der Schweinebestand bis 2021 bei den spezialisierten Schweinebetrieben um -21,2 % und bei den nicht-spezialisierten Schweinebetrieben um -8,4 % ab. In den spezialisierten Schweinebetrieben sind ca. 70 % aller Schweine gemeldet. Die Anzahl der Schweine je Betrieb stieg für die spezialisierten Schweinebetriebe um 16,8 %, für die nicht-spezialisierten Betriebe um 38,6 %. Die Besatzdichten von Schweinen (GV pro Hektar LF) ist im Median bei den spezialisierten

Betrieben gleichgeblieben. Dafür stieg der Mittelwert 0,4 GV pro Hektar LF bei den spezialisierten Schweinebetrieben. Bei den nicht-spezialisierten Betrieben stiegen sowohl der Median als auch der Mittelwert leicht an.

Die Schweinedichte war 2013 im Norden Nordrhein-Westfalens und Südwesten Niedersachsens mit über 0,8 GV je ha LF am höchsten. Bis 2021 ging in den meisten Regionen der Schweinebestand zurück.

Pro Betrieb wurde 60 % mehr Geflügel gehalten. Der Geflügelbestand ist zwischen 2010 und 2020 deutlich gestiegen.

Während die Anzahl der Geflügelhalter in Deutschland von 2010 bis 2020 um -44,9 % zurückging (2010 67.800, 2020 57.700 Betriebe), stieg der Geflügelbestand von 2010 bis 2013 sprunghaft an und war 2020 gegenüber 2010 um 34,3 % gestiegen (ASE-Daten, 2010 128,90 Mio., 2020 173,15 Mio. Tiere). Der sprunghafte Anstieg ist vor allem auf den Rückgang der Tierzahlen infolge des Verbots der konventionellen Käfighaltung im Jahr 2010 und der daraus resultierenden Umstrukturierung zurückzuführen, wodurch die Tierzahlen in den Folgejahren wieder stiegen. Eine deutliche Zunahme verzeichnete auch das Mastgeflügel (+30 % gegenüber 2010). Die Anzahl des Geflügels je Betrieb stieg von 2010 auf 2020 um 57,8 %.

Bei der Analyse der InVeKoS-Daten, die Betriebe mit Inanspruchnahme von GAP-Förderung umfasst, nahm die Zahl der spezialisierten Geflügelbetriebe von 2013 zu 2021 um 16,1 % zu, die der nicht-spezialisierten Betriebe um 7,0 %, wobei die Zahl der spezialisierten Betriebe weit unter der der nicht-spezialisierten lag. Der scheinbar gegenläufige Trend bei den Betrieben zwischen InVeKoS und ASE dürfte durch Änderungen im Baugesetzbuch (insbesondere im Jahr 2013) zu erklären sein, die Genehmigungen von gewerblichen Tierhaltungsanlagen im Außenbereich erschweren. Zudem kann es steuerliche Vorteile haben, als landwirtschaftlicher Betrieb eingestuft zu sein. Hierfür ist eine ausreichende Flächenausstattung nachzuweisen. Das bedeutet, dass es zwar insgesamt weniger gewerbliche Betriebe gibt, die Anzahl an Betrieben, die eine landwirtschaftliche Nutzung haben und somit einen Antrag auf Förderung stellen können, aber zunimmt. Der Geflügelbestand in den spezialisierten Betrieben stieg vor allem nach 2017 an: Der Bestand stieg von 2013 zu 2017 um 21,1 % und von 2017 zu 2021 um 17,9 %. Bei den nicht-spezialisierten Betrieben mit Geflügel nahm der Geflügelbestand von 2013 bis 2021 um 24,7 % zu. Die spezialisierten Geflügelbetriebe hatten wesentlich höhere Tierzahlen je Betrieb als die nicht-spezialisierten: die spezialisierten hielten 2021 im Median 8.500 Tiere, während es bei den nicht-spezialisierten 20 waren. Spezialisierte Geflügelbetriebe hielten im Mittel 17.200 Tiere (2018).

Die Geflügeldichte je ha LF war 2013 in der Region Emsland-Vechta am höchsten und auch in den umliegenden Gebieten höher als in den meisten übrigen Regionen. Zwischen 2013 und 2021 stieg in den meisten Gemeinden die Geflügeldichte auf über 30 % an.

Aus Sicht des Umweltschutzes sind sinkende Tierzahlen bei Rindern und Schweinen zunächst positiv zu bewerten, da sowohl weniger Futtermittel benötigt werden als auch weniger Wirtschaftsdünger anfällt. Dies führt zu geringeren Emissionen. Allerdings deuten auf Betriebsebene steigende Besatzdichten bei der Rinder-, Schweine- und Geflügelhaltung darauf hin, dass es zu einer höheren Intensivierung bei den Betrieben kommt, was wiederum regional zu höheren Emissionen führen kann. Verlagerungseffekte konnten im Projekt nicht berücksichtigt werden.

Der Ökolandbau nahm zu, was eine Reduzierung der Umweltbelastungen bedeutet. Ökobetriebe haben meistens mehr LF als konventionelle Betriebe und eine andere Betriebstypenzusammensetzung.

Der Anteil der Ökobetriebe an allen Betrieben ist von 2013 auf 2021 von 4,4 % auf 6,7 % im Jahr 2021 gestiegen. Die von ihnen bewirtschaftete Fläche ist ebenfalls gestiegen: So stieg der Anteil des von Ökobetrieben bewirtschafteten Dauergrünlands im gleichen Zeitraum von 11,1 % auf 16,0 % an, das Ackerland von 3,6 % auf 5,6 %. Der Anteil der von Ökobetrieben bewirtschafteten landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) an der gesamten LF stieg von 5,8 % (2013) auf 8,7 % (2021) und war in allen Schutzkulissen überdurchschnittlich hoch, insbesondere in den FFH-Gebieten und NSGs.

Der Vergleich der Landnutzung auf Betriebsebene von Ökobetrieben und konventionellen Betrieben ergibt, dass Ökobetriebe im Mittel mehr landwirtschaftlich genutzte Fläche und mehr Dauergrünland bewirtschafteten als konventionelle Betriebe, während letztere über mehr Ackerland verfügten.

Über 50 % der Ökobetriebe waren spezialisierte Weideviehbetriebe (Mittelwert der Jahre 2015 bis 2021: 54,3 %). Hohe Anteile hatten auch Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe (18,3 %) und spezialisierte Ackerbaubetriebe (12,2 %). Diese Verteilung war bei den konventionellen Betrieben anders: Hier waren 36,6 % der Betriebe spezialisierte Weideviehbetriebe, 22,9 % spezialisierte Ackerbaubetriebe und 20,2 % Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe.

Wären Ökobetriebe nicht generell vom Greening befreit gewesen, wären rund 25 % der Betrieb ÖVF-pflichtig gewesen und hätten, ohne eine Landnutzungsänderung vorzunehmen, vor allem ÖVF-Leguminosen melden können.

Die Zunahme der ökologisch bewirtschafteten Fläche bedeutet eine Reduzierung der mineralischen Düngung und des Pflanzenschutzmitteleinsatzes. Hierdurch kommt es zu positiven Auswirkungen auf den Gewässer-, Boden- und Artenschutz.

Das Wichtigste im Überblick: Landnutzung und Tierhaltung

- ▶ Das Greening hatte eine geringe positive Umweltwirkung: Der Anteil der Brachen am Ackerland stieg durch die ÖVF-Regelung zwar an, blieb aber weit unter den Werten der Jahrtausendwende. Die ÖVF-Regelung wurde überwiegend über Zwischenfrüchte erfüllt; sie machten ungewichtet bis zu 81,9 % der ÖVF-Fläche aus.
- ▶ Brachen als ökologisch wertvolle ÖVF erreichten nicht die Intensivregionen. Dort nahm der Zwischenfruchtanbau zu, der auch vor Einführung des Greenings hohe Anteile hatte.
- ▶ Die aus ökologischer Sicht wertvollen Landnutzungen Brache und Leguminosen finden überproportional häufig in Schutzgebieten und nicht in der „Normallandschaft“ statt, wo sie einen wertvollen Beitrag zum Umweltschutz leisten könnten.
- ▶ Die Greeningregelung zur Anbaudiversifizierung hatte ein geringes Anforderungsniveau und wäre von rund 81 % der verpflichteten Betriebe bereits vor der Einführung erfüllt worden. Nach der Einführung erfüllten etwa 96,2 % der pflichtigen Betriebe die Auflagen. Zwar bewirtschafteten die verpflichteten Betriebe rund 92 % des Ackerlands, aber auf 81 % des Ackerlands wären die Auflagen bereits vor ihrer Einführung erfüllt gewesen; nach der Einführung der Regelung war dies auf 90 % des Ackerlands der Fall. Dies zeigt, dass der Effekt der Anbaudiversifizierungsmaßnahme auf die Landnutzung gering war.

- ▶ Die Dauergrünlandfläche in Deutschland hat sich nach Rückgängen bis Anfang der 2010er Jahre auf einem geringen Niveau stabilisiert. Ca. 8 % der Dauergrünlandfläche aus dem Jahr 2015 wurden in eine andere Nutzung überführt und andernorts kompensiert. Hierbei zeigte sich, dass mehr Ackerland in Dauergrünland als Dauergrünland in Ackerland überführt wurde, was langfristig einen Aufbau von Bodenkohlenstoff zur Folge hat.
- ▶ In der Tierhaltung stieg die Zahl der Tiere je Betrieb stark an. Dies war insbesondere beim Geflügel zu beobachten und ist aus Umweltsicht negativ zu bewerten, da es zu regionalen Intensivierungen kommt. Der deutschlandweite Tierbestand ging bei den Milchkühen und Schweinen zwischen 2010 und 2020 leicht zurück; beim Geflügel stieg er um 34,3 %.
- ▶ Der Anteil der von Ökobetrieben bewirtschafteten landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) an der LF insgesamt stieg von 5,8 % (2013) auf 8,7 % (2021). Die extensivere Wirtschaftsweise trägt zum Umweltschutz bei.

Kernergebnisse Umweltwirkungen

Es gibt mehr erosionsgefährdende Kulturen in Gemeinden mit sensiven Flächen.

Die Ergebnisse der Wassererosionsanalyse zeigen einen deutlichen Anstieg der Abtragsraten durch Wassererosion von im Mittel 22,3 % zwischen 2013 und 2021. Dabei ist der Mittelwert aller Flächen im Jahr 2021 von 1,28 t/(ha × a) weiterhin als niedrig zu bewerten. Allerdings weisen 11,1 % der betrachteten Fläche (etwa 519.000 ha) 2021 Abtragsraten von über 3 t/(ha × a) auf.

Ein großer Teil des Anstiegs der Abtragsraten ist dem berücksichtigten Anstieg der Erosivität der Niederschläge zuzuordnen, der auf die klimawandelbedingte Erwärmung der Atmosphäre zurückgeführt werden kann. Ein weiterer Teil ist auf Veränderungen im Spektrum der angebauten Ackerkulturen in Gemeinden mit besonders sensiven Flächen (hohe potenzielle Bodenabträge > 30 t/(ha × a)) zurückzuführen. Daraus ergibt sich eine verringerte Schutzwirkung durch mehr Zeiträume mit geringer Bodenbedeckung und eine überproportionale Erhöhung der Abtragsraten in diesen Gemeinden, die sich erheblich auf die mittleren Bodenabträge auswirkt. Allerdings sind weder Zwischenfrüchte noch Unterschiede in den Bodenbearbeitungssystemen im Modell abgebildet. Die tatsächlichen Abtragsraten können daher von den Ergebnissen abweichen.

Der Abtrag des Bodens bedeutet eine Abnahme der für die landwirtschaftliche Nutzung essenziellen Bodenfruchtbarkeit. Durch den Abtrag gelangen zudem Nährstoffe wie Phosphor und Stickstoff in Oberflächengewässer, wo sie durch Eutrophierung Ökosysteme schädigen können.

Der Aufbau von organischer Substanz auf Ackerflächen ist deutlich gestiegen.

Die Modellergebnisse zeigen, dass sich die Humusäquivalente-Bilanz (HÄ-Bilanz) pro Hektar Ackerfläche (AF) in Deutschland zwischen 2010 und 2020 stark verändert hat. Während die Bilanz 2010 insgesamt negativ mit -5,6 kg HÄ je ha AF ausfiel, lag sie 2016 bei 15,7 und 2020 bei 63,5 kg HÄ je ha AF. Somit war über die betrachteten zehn Jahre eine deutliche Steigerung des Aufbaus von organischer Substanz auf Ackerflächen zu erkennen. Die tatsächlichen Humusgehalte können von diesen Modellergebnissen abweichen; hierfür wäre eine Validierung der Modellergebnisse mit Messergebnissen auf Bundesebene notwendig. Es gibt vonseiten der Bundesländer Hinweise darauf, dass die berechnete Bilanz häufig mit den gemessenen Werten vor Ort nicht zusammenpasst (kein Aufbau organischer Substanz). Als eine mögliche Ursache hierfür werden steigende Temperaturen und der dadurch schnellere Humusabbau diskutiert. Überregionale Gülle- und Gärresttransporte konnten im Modell nicht berücksichtigt werden.

Regional betrachtet gab es große Unterschiede: Die Humusmenge insgesamt war 2010 in 51,6 % der Gemeinden im ausgeglichenen Bereich (-76 bis 100 kg HÄ/ha Ackerfläche); in diesen lag 57,7 % der Ackerfläche Deutschlands. Im Jahr 2020 waren 45,9 % der Gemeinden im ausgeglichenen Bereich; sie bewirtschafteten 49,3 % der AF. Hier gab es also anders als in der Gesamtbetrachtung einen Rückgang.

Negative Humusbilanzen kamen vor allem in Regionen vor, in denen der Kartoffel- und Gemüseanbau eine große Rolle spielt. Diese Kulturen benötigen viele Nährstoffe und der Boden wird oft und häufig bearbeitet, sodass es zur Humuszehrung kam. Positive Humusbilanzen betrafen in erster Linie Regionen mit intensiver Viehhaltung, wo über die Ausbringung des anfallenden Wirtschaftsdüngers sowie Gärresten aus Biogasanlagen ein Humusaufbau erfolgen konnte. Ausschlaggebend ist hierbei auch die Art des Wirtschaftsdüngers; so unterstützt Mist den Humusaufbau deutlich besser als Gülle.

Eine positive Humusbilanz bedeutet einen Aufbau organischer Substanz auf Ackerflächen, was zur Steigerung der Bodenfruchtbarkeit und des Bodenkohlenstoffgehalts führt.

Die Landnutzung auf organischen Böden blieb in den vergangenen Jahren konstant.

Bei der Nutzung organischer Böden konnte über die Jahre 2013 bis 2021 kaum eine Veränderung in der Landnutzung festgestellt werden. Die Flächen wurden relativ konstant zu ca. 2/3 als Dauergrünland und ca. 1/3 als Ackerland genutzt. Bei den Ackerkulturen wurden vor allem Silomais und Ackergras angebaut. Somit werden organische Böden in erster Linie für die Rinderhaltung genutzt. Durch die anhaltende Entwässerung der organischen Böden wird Torf mineralisiert und der im Torf festgelegte Kohlenstoff freigesetzt, was sich klimaschädlich auswirkt. Aufgrund der tieferen Entwässerung von Ackerland als Grünland setzt Ackerland im Durchschnitt etwas mehr Treibhausgase frei als Grünland (30 zu 42 t CO₂-äq./ha).

Eine GAP-induzierte Reduktion der PSM-befrachteten Fläche steht direkt im Zusammenhang mit einer Verringerung des PSM-Einsatzes.

Regionen mit intensiver Landwirtschaft und hohem Ackeranteil, wie die Jülicher Börde oder Südhannover, weisen die höchsten PSM-Intensitäten auf, während in Grünland-dominierten Gebieten wie der Hocheifel oder der Küsten- und Elbmarschregion der Einsatz deutlich geringer ist.

Zwischen 2013 und 2021 nahm die PSM-Intensität insgesamt ab, wobei die stärkste Reduktion in Hessen (-9 % PSM-Fläche) zu verzeichnen war, während sie in Niedersachsen (-1 %) nur gering ausfiel. Die mittlere Behandlungshäufigkeit (BH) sank in NI um -14 %, in NW um -26 % und in HE um -21 %. Die PSM-Mengen reduzierten sich um bis zu -9 %, während der Behandlungsindex (BI) in NW und HE leicht zurückging, in NI jedoch leicht anstieg.

Die Analyse zeigt eine starke Korrelation zwischen dem Anteil der PSM-Flächen und der Intensität der Anwendungen. In Regionen mit höheren PSM-Flächenanteilen sind BH, BI und PSM-Mengen durchweg höher. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass selbst geringe Veränderungen in der Flächennutzung, insbesondere durch GAP-Maßnahmen, eine spürbare Reduktion des PSM-Einsatzes bewirken können.

Eine GAP-induzierte Reduktion der PSM-befrachteten Fläche führt zu einer signifikanten Verringerung des Umweltrisikos.

Eine Reduktion der PSM-befrachteten Fläche verringert das Umweltrisiko, wobei die Effekte je nach Region und Risikoart unterschiedlich stark ausfallen. In NW und HE sank das akute und chronische aquatische Risiko deutlich, während es in NI weitgehend konstant blieb. Besonders

trockene Jahre wie 2018 führten durch geringeren Oberflächenabfluss zu einer Reduktion des aquatischen Risikos.

Eine starke Korrelation zwischen dem Anteil der PSM-Flächen und den Risikoindizes bestätigt, dass selbst kleine Anpassungen in der Flächennutzung, insbesondere durch GAP-Maßnahmen, zu einer spürbaren Reduktion des Umweltrisikos führen können. Wetterbedingungen und die Veränderung des PSM-Spektrums haben ebenfalls Einfluss, wobei ihre Effekte variabel sind.

Eine Analyse mit konstanten Wetter- und Anwendungsdaten, bei der zusätzliche Einflussgrößen ausgeschlossen waren, zeigt, dass eine Reduktion der PSM-befrachteten Fläche zu einer deutlichen Risikoverminderung führt. Das akute aquatische Risiko sank bis 2021 in HE um -48 %, in NW um -28 % und in NI um -22 %. Ähnlich verlief das chronische aquatische Risiko mit Rückgängen von -47 % (HE), -28 % (NW) und -21 % (NI).

Das chronische Risiko für Bodenorganismen verringerte sich in HE um 23 % und in NW um 8 %, während es in NI mit nur -7 % Rückgang auf hohem Niveau blieb. Beim akuten Risiko für Nicht-Ziel-Arthropoden (NTA) war die stärkste Abnahme in NW (-46 %) und NI (-22 %) zu beobachten, während es in HE stagnierte. Die Ergebnisse belegen eine starke Korrelation zwischen der Reduktion der PSM-Fläche und der Risikoverminderung. Besonders in HE und NW führten diese Veränderungen zu einer deutlichen Entlastung der Umwelt, während in NI durch den weiterhin hohen PSM-Flächenanteil nur geringe Effekte sichtbar wurden.

Ergebnisse zu Umweltrisiken können im [Map Viewer](#) betrachtet werden.

Insgesamt zeigt sich, dass gezielte Maßnahmen zur Reduktion des PSM-befrachteten Flächenanteils eine effektive Strategie zur Minimierung des Umwelt- und Ökosystemrisikos darstellen.

Das Wichtigste im Überblick: Umweltwirkungen

- ▶ Abtragsraten durch Wassererosion sind gestiegen: Ein großer Teil des Anstiegs ist dem Anstieg der Erosivität der Niederschläge zuzuordnen, der auf die klimawandelbedingte Erwärmung der Atmosphäre zurückgeführt werden kann.
- ▶ Humusbilanz entwickelt sich insgesamt positiv bei starken regionalen Unterschieden.
- ▶ Die Nutzung organischer Böden hat sich über den Zeitverlauf kaum verändert. Die daraus abgeleiteten Treibhausgasemissionen aus den organischen Böden blieben ebenfalls relativ konstant.
- ▶ Durch die Verringerung der PSM-befrachteten Fläche sinken sowohl der PSM-Einsatz als auch das daraus resultierende Umweltrisiko.

Kerndergebnisse zu Ursachen der Landnutzungsänderungen

Der GAP von 2015 kann ein kleiner Anstieg bei den Bracheflächen zugeschrieben werden.

Für die Zuweisung der Auswirkungen der GAP-Reform auf die Landnutzung und mögliche Umweltwirkungen wurde untersucht, wie Betriebe, die knapp unter oder über der Grenze der Greeningverpflichtung liegen (15 ha bei ÖVF, 10 ha bei Anbaudiversifizierung), ihre Landnutzung veränderten. Konkret wurde untersucht, ob die ÖVF-pflichtigen Betriebe unmittelbar über der Schwelle von 15 ha Ackerfläche mehr Brachen und Streifen angelegt haben als Betriebe unmittelbar unterhalb dieser Schwelle (nicht-pflichtige Betriebe). Hier zeigt sich, dass Betriebe oberhalb der 15 ha-Schwelle im Durchschnitt 0,2 ha mehr Brachen und Streifen angelegt haben, als Betriebe unterhalb dieser Schwelle (0,2 ha entsprechen 1,3 % des

Ackerlands, wenn der Betrieb genau 15 ha Ackerland hat). Überlagert wird dieses Ergebnis allerdings von einem weiteren Effekt: Vor Einführung des Greenings waren Betriebe in Bezug auf die Ackerfläche der Betriebe um diese Schwelle relativ gleich verteilt. Nach Einführung des Greenings zeigt sich, dass es zu einer deutlichen Häufung der Zahl der Betriebe kam, die etwas weniger als 15 ha bewirtschaften.

Für die Entwicklung des Wassererosionspotenzials wurde untersucht, ob die Einführung der ÖVF-Maßnahmen zu einer Veränderung des Bodenbedeckungsfaktors (C-Faktor) geführt hat und somit das Wassererosionspotenzial seitens der Betriebe reduziert werden konnte. Dazu wurde die Gruppe der Betriebe, die einer ÖVF-Verpflichtung unterlag, mit der Gruppe, die keiner ÖVF-Verpflichtung unterlag, vor und nach Einführung des Greenings gegenübergestellt (Difference-in-Differences-Methode). Hier zeigte sich, dass der C-Faktor insgesamt in der Gruppe der ÖVF-pflichtigen Betriebe stärker abnahm als bei den nicht-ÖVF-pflichtigen Betrieben. Differenziert nach erosionsgefährdeten Flächen konnte eine deutliche Zunahme des C-Faktors auf den stärker gefährdeten Flächen nach Einführung des Greenings festgestellt werden. Dabei fiel die Zunahme bei den ÖVF-pflichtigen Betrieben etwas geringer aus als in der Vergleichsgruppe. Ohne Einführung des Greenings wäre die Zunahme also noch größer gewesen.

Modellierungsergebnisse zeigen, dass die Düngeverordnung von 2020 für das Jahr 2027 zu einem Rückgang der Stickstoffflächenbilanzüberschüsse von rund -37 % führt.

Für das Jahr 2027 wurden Stickstoffflächenbilanzüberschüsse (N-Salden) modelliert, wobei mit und ohne Berücksichtigung der Novelle der Düngeverordnung von 2020 gerechnet wurde. Das Niveau der regionalen N-Salden der Baseline-Projektion (ohne DüV 2020) entspricht in etwa dem des Basiszeitraums (Durchschnitt der Jahre 2014 bis 2016). Die Stickstoffflücke, die wegen des reduzierten Gärrestanfalls durch den angenommenen Rückgang der landwirtschaftlichen Biogasproduktion entsteht, wird durch zusätzlichen Mineraldüngereinsatz kompensiert.

Im Gegensatz dazu bewirkt die Umsetzung der DüV 2020 in der Szenario-Analyse einen deutlichen Rückgang der N-Salden gegenüber dem Baseline-Szenario, insgesamt um rund -37 %. Gerade in den viehstarken Regionen Nordwest-Deutschlands und in den intensiven Ackerbauregionen wirkt die DüV als limitierender Faktor, besonders in den mit Nitrat belasteten Gebieten. In Brandenburg dagegen ist keine nennenswerte Veränderung der ohnehin schon relativ geringen N-Salden zu erwarten.

Stickstoffüberschüsse stellen für die Umwelt ein großes Problem dar, da ihr Austrag Böden, Gewässer, Luft (Treibhausgasemissionen) und Ökosysteme belastet.

Die Flächenentwicklung für Energiepflanzen wird maßgeblich durch die Gesetzgebung gesteuert. Zwischen 2003 und 2007 verdreifachte sich ihre Anbaufläche.

Die Fläche für Energiepflanzen ist ab dem Jahr 2000 stark gestiegen. Das EEG, und hierbei insbesondere die Förderung von Biogas, sowie das Biokraftstoffquotengesetz haben einen maßgeblichen Anteil an dem Anstieg.

Zwischen 2003 und 2007 verdreifachte sich die Anbaufläche für Energiepflanzen. Zwischen 2007 und 2016 war der Anstieg weniger stark ausgeprägt (+34 %) und nach 2016 ging die Fläche leicht zurück. Unterschieden nach der energetischen Verwendung standen Daten von 2007 bis 2022 zur Verfügung. Nach 2007 war die größte Steigerung der Fläche für Biogas-Rohstoffe zu sehen, deren Fläche nach 2011 deutlich größer war als die für Biodiesel/Rapsöl.

Aus Umweltsicht liegt der Vorteil der Energiepflanzen darin, dass klimaschädliche Emissionen aus fossilen Energieträgern substituiert werden. Allerdings entstehen dadurch Nutzungskonkurrenzen und Verlagerungseffekte in der Nahrungs- und Futtermittelproduktion.

Auch der vermehrte Mais- und Rapsanbau führt regional zur Verringerung der Anbau- und damit auch Biodiversität. Zudem wird im Rapsanbau relativ viel PSM benötigt. Ein vermehrter Anbau von Mais führt tendenziell zu einem höheren Erosionsrisiko.

Das Wichtigste im Überblick: Ursachen der Landnutzungsänderungen

- ▶ GAP-Greening bewirkte Anstieg der Brachen: Ein Bracheanstieg zeigte sich in den Betrieben mit Überschreitung des 15 ha-Schwellenwertes (Betriebe ab 15 ha Ackerland waren ÖVF-pflichtig).
- ▶ Beim Wassererosionspotenzial konnte nach Einführung des Greenings eine stärkere Abnahme des C-Faktors bei den ÖVF-pflichtigen Betrieben festgestellt werden als in der Gruppe der nicht-ÖVF-pflichtigen Betriebe.
- ▶ Szenarioanalyse der Novellierung der DüV von 2020: Deutlicher N-Rückgang um insgesamt -37 % bis 2027 wird erwartet.
- ▶ Politische Förderung führte zu starkem Anstieg des Energiepflanzenanbaus: Zwischen 2003 und 2007 verdreifachte sich ihre Anbaufläche.

Kernergebnisse der zu erwarteten Auswirkungen von GLÖZ 8 und der Ausnahmeregelung für 2024

Ausnahmen bei GLÖZ 8 in der GAP ab 2023 verhindern positive Umwelteffekte der Regelung.

Für ein Fact Sheet (Baum, 2024) wurde untersucht, wie sich die im Januar 2024 beschlossene Abschwächung der Regelung zu GLÖZ 8 auf die Landnutzung ausgewirkt hätte, wenn sie bereits zwischen 2015 und 2021 in Kraft gewesen wäre. Dies wurde dem Effekt der ursprünglichen Regelung und den diskutierten Ausnahmeoptionen gegenübergestellt.

Durch die Umsetzung der ursprünglichen GLÖZ 8-Regelung (Ausweisung von 4 % der Ackerfläche auf Betriebsebene als unproduktive Fläche) würde der Anteil an Ackerbrachen am Ackerland deutlich über dem Anteil der ÖVF-Brachen liegen. Der Anteil der Brachen am Ackerland würde sich gegenüber dem aktuellen Brachanteil in etwa verdoppeln – auf bis zu 5,7 % der Ackerfläche.

Der Anpassungsbedarf an die GLÖZ 8-Ausnahmeregelung für 2024, wonach neben Brachen und Landschaftselementen auch PSM-freie Leguminosen und Zwischenfrüchte für GLÖZ 8 angerechnet werden können, ist hingegen gering: Knapp 90 % der pflichtigen Betriebe hätten die Regelung bereits 2021 erfüllt. Rund 65 % hätten sie allein über Zwischenfrüchte und Leguminosen erfüllt. Hierbei profitieren Weideviehbetriebe sowie die Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe am meisten von der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung.

Die Ökoregelung (ÖR 1) könnte von der Ausnahmeregelung für 2024 profitieren: Durch diese hätten in 2021 anstatt von 23,9 % der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe 45,4 % von der freiwilligen ÖR 1 Gebrauch machen können, ohne ihre Landnutzung zu ändern. Die Inanspruchnahme der ÖR 1 wird daher in vielen Fällen dazu führen, dass in erster Linie bestehende Brachen erhalten bleiben.

Ab dem Jahr 2025 ist GLÖZ 8 abgeschafft; Landschaftselemente unterliegen weiterhin dem Beseitigungsverbot. Es bleibt abzuwarten, ob Brachen durch die ÖR 1 oder andere Förderoptionen erhalten bleiben, ob es zu einem Rückgang oder durch attraktive Fördermöglichkeiten zu einem Anstieg der Ackerbrachen kommt.

Das Wichtigste im Überblick: erwartete Auswirkungen von GLÖZ 8 und der Ausnahmeregelung für 2024

- ▶ Wirksame Gestaltung von GLÖZ 8 wäre möglich: Durch die Umsetzung der ursprünglichen GLÖZ 8-Regelung würde der Anteil an Ackerbrachen deutlich über dem der ÖVF-Brachen liegen und sich gegenüber der Brachefläche insgesamt in etwa verdoppeln – auf bis zu 5,7 % der Fläche.
- ▶ Der Anpassungsbedarf an die GLÖZ 8-Ausnahmeregelung für 2024 ist gering: Knapp 90 % der pflichtigen Betriebe hätten die Regelung bereits 2021 erfüllt. Rund 65 % hätten sie allein über Zwischenfrüchte und Leguminosen erfüllt. Weideviehbetriebe sowie die Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe profitieren am meisten von der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung.
- ▶ ÖR 1 könnte profitieren: Durch die Ausnahmeregelung für 2024 hätten in 2021 anstatt von 23,9 % der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe 45,4 % von der freiwilligen ÖR 1 Gebrauch machen können, ohne ihre Landnutzung zu ändern. Die Inanspruchnahme der ÖR 1 wird daher in vielen Fällen dazu führen, dass in erster Linie bestehende Brachen erhalten bleiben.
- ▶ Zwischenfrüchte machen es einfach: Der Anteil der ÖVF- und AUKM-Zwischenfrüchte am Ackerland lag 2021 für die theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe bei 11,9 %. Ungeachtet der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung hätte der Zwischenfruchtanteil am Ackerland meistens schon zur Erfüllung der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung gereicht.

Fazit

Die Ergebnisse zeigen, dass die GAP-Reform 2013 lediglich geringfügige Auswirkungen auf die Landnutzung hatte. Bei den Ackerbrachen war ein leichter Anstieg zu verzeichnen, der auf die Greeningregelungen zurückzuführen ist. Im Bereich Dauergrünland wurde der Negativtrend gestoppt. Allerdings wurde auch das Ordnungsrecht in den Ländern verschärft. Ohne die Einführung des Greenings wären sowohl das Wassererosionspotenzial als auch das Umweltrisiko durch PSM höher ausgefallen. Insgesamt lässt sich wie in den Vorgängerprojekten feststellen, dass der Effekt der Förderperiode 2015–2022 auf den Umwelt- und Naturschutz gering war und nicht im Verhältnis zum finanziellen und bürokratischen Aufwand stand.

Im Jahr 2023 startete eine neue Förderperiode der GAP. Die Direktzahlungen sind nun stärker an Umweltauflagen gebunden, die ambitionierter sind als es die bisherigen Regelungen waren. Insbesondere die Regelung zu nicht-produktiven Flächen auf 4 % des Ackerlands war in Bezug auf den Umwelt- und Naturschutz eine vielversprechende Auflage. Die Vorteile von Ackerbrachen werden im vorliegenden Bericht gezeigt inkl. einer deutlichen Reduktion des Umweltrisikos durch PSM. Mit dieser Auflage – gesetzt, Betriebe steigen nicht aus der GAP-Förderung aus – hätten auch Intensivregionen erreicht werden können, die mit dem Greening nicht erreicht wurden. Allerdings gab es gegen diese Regelungen deutliche Proteste. Mit dem Ukrainekrieg wurden für das Jahr 2023 zunächst Ausnahmen für GLÖZ 7 (Fruchtfolgewechsel) und 8 (Ausweisung von unproduktiver Fläche auf 4 % des Ackerlands) erteilt, um die Produktion zu stabilisieren. Anstatt Brachen und Landschaftselementen konnten auch Getreide (ohne Mais), Sonnenblumen oder Leguminosen (ohne Sojabohnen) auf die 4 % nicht-produktive Fläche angerechnet werden. Nach 2023 wurde auf massiven Druck die Auflage weiter aufgeweicht. 2024 waren neben Brachen und Landschaftselementen auch Leguminosen und Zwischenfrüchte zum Erreichen der 4 % nicht-produktiver Fläche zulässig. Ab 2025 entfällt der GLÖZ 8 komplett. Wie sich der Bracheanteil am Ackerland zukünftig entwickeln wird, bleibt abzuwarten. Im Worst Case fällt das Niveau der Ackerbrachen sogar unterhalb des des Greenings, womit der geringe Erfolg des Greenings aufgehoben würde.

In einer zukünftigen GAP sollten die Prämienzahlungen stärker an die Bereitstellung von Umweltleistungen geknüpft sein, um negative Umweltwirkung der Landwirtschaft zu reduzieren. Ambitionierte GLÖZ-Standards sollten nicht abgeschwächt werden.

Summary

Background and aim of the project

The agricultural sector in Germany is partly responsible for excessive inputs of nutrients and pesticides into soil and water. Agriculture also has a negative impact on the quality of soil, water and air (e. g. BMU and BMELV, 2012). Numerous previous reform efforts, such as the amendment of the Fertilizer Ordinance, adjustments to the Plant Protection Application Ordinance of 2009 and the introduction of cross-compliance rules in the Common Agricultural Policy (CAP) in 2005, have not been able to significantly reduce the environmental impact of agriculture (e. g. ECA, 2008). Against this backdrop, parts of the direct payments of the 2013 EU CAP reform were linked to "greening" measures with the aim of reducing the negative environmental impact of agriculture in the EU. The greening measures have been into force between 2015 to 2022 and are partially reflected in the current conditionality of the CAP funding period starting in 2023. Building on two previous projects, the research project "Evaluation of the Common Agricultural Policy from an environmental perspective" (GAPEval III) aimed to analyze the environmental impacts of the 2013 CAP reform for Germany, with a particular focus on the greening measures.

The detailed analysis of land use and its changes was carried out using data from the Integrated Administration and Control System (IACS data) from five German federal states: Brandenburg (BB), Hesse (HE), Lower Saxony (NI), North Rhine-Westphalia (NW) and Rhineland-Palatinate (RP). Data from the Germany-wide Agricultural Structure Survey (ASE) were used. In addition to changes in land use, the development of organic farming and changes in animal husbandry were analyzed using data from the IACS, the ASE and the Animal Origin Tracing and Information System (HIT, cattle data). In order to assess the environmental impact of policy changes, the water erosion potential, the humus balance of arable farming and nitrogen surpluses were also examined. The environmental risk of plant protection products for specific soil-climate areas was analyzed using risk indicators

A new CAP funding period has started in 2023, initially providing for more ambitious environmental targets than its predecessor. However, since the beginning of the funding period, these requirements have been increasingly weakened by exceptions. In an outlook on the current funding period, the impact on land use of the weakening of the requirement to designate non-productive areas (requirement 8 of "good agricultural and environmental condition" (GAEC)), which was adopted in 2024, is examined. This weakening legitimizes the inclusion of catch crops and legumes in the 4 % of non-productive arable land to be provided on the farm. From 2025 onwards, this requirement will be completely abolished (only the protection of existing landscape elements will remain).

Key findings on the development of land use

The EFA scheme reached a large part of the arable land and was predominantly fulfilled with less ecologically valuable catch crops, while the proportion of more ecologically valuable EFAs was significantly lower.

Between 2015 and 2022, farms subject to EFAs had to designate 5 % of their arable land as Ecological Focus Areas (EFAs) if they managed (among other) more than 15 hectares of arable land. The different EFA types, such as fallow land, catch crops or legumes, had weighting factors that were intended to reflect the ecological value of the EFA.

Over the course of the 2015–2022 funding period, the proportion of farms subject to EFAs fell. In 2014, i. e., before the introduction of greening, 40.5 % of farms would theoretically have been subject to EFAs, in 2015 it was approx. 39.5 % and in 2021 approx. 36.5 %. Despite the decline in

the proportion of farms subject to EFAs, farms subject to EFAs farmed around 90 % of arable land at any given time. The vast majority of farms subject to EFA obligations complied with the requirements: 92.0 % of farms subject to EFA obligations did so in 2015, 97.0 % in 2019/2020 and 96.2 % in 2021. Mainly catch crops were reported to fulfill the obligations. These accounted for up to 81.9 % of the EFA area unweighted and up to 54.9 % weighted. The more ecologically valuable fallow land and strips (e. g., on forest and field edges or as buffer strips along bodies of water) together accounted for a maximum of 16.6 % unweighted and up to 38.2 % weighted. Following the introduction of the PPP ban on EFAs in 2018, the cultivation of EFA legumes fell from an unweighted 6.5 % to 3.1 % and from a weighted 10.2 % to 6.6 % compared to 2017 (IACS data, federal states BB, HE, NI, NW, RP).

Ecologically valuable areas such as fallow land increased, but did not reach the proportions seen at the turn of the millennium.

Depending on the vegetation and duration (annual or perennial), fallow land provides a habitat for different species. It is an essential area for reproduction, foraging and retreats, from which numerous field bird and insect species in particular benefit. The proportion of fallow land on arable land in Germany rose from 1.6 % in 2014 to 2.6 % in 2015, partly due to the introduction of greening, and was 3.2 % in 2022. This development is positive, even though the high proportions of 7 % to 8 % of arable land at the turn of the millennium were not reached.

EFA fallow land decreased by 10.4 % in the federal states surveyed between 2015 and 2021; the proportion of arable land fell from 1.9 % to 1.7 %. Across Germany, EFA fallow land decreased by 13.5 % between 2015 and 2021, with the share of arable land corresponding to that in the states surveyed. Low EFA fallow shares were mainly found in regions characterized by intensive livestock farming, as the EFA scheme was mainly provided via catch crops.

The fact that the share of fallow land in total arable land in Germany continued to rise after 2015 cannot be attributed to EFA fallow land, as its share of arable land fell. Nor can it be explained by AECM. On the basis of the available data, it is not possible to say whether these fallows, which were recorded in the IACS and thus supported via the CAP, were still supported outside of EU funding (for example through compensation and replacement measures).

The PPP ban on EFAs from 2018 led to a decline in EFA legumes and an increase in EFA catch crops. The ratio of large-grain to small-grain EFA legumes shifted in favor of the ecologically more valuable small-grain legumes.

With the introduction of greening, the area of small-grain legumes decreased, while that of large-grain legumes increased. From 2016, the area under cultivation increased for both large-grain and small-grain legumes, although the increase was much greater for large-grain legumes. While small-grain legumes can generally be grown without plant protection products (PPPs), this is more difficult for large-grain legumes, which is why their share of EFAs fell sharply with the introduction of the PPP ban in 2018. While the ratio of large-grain to small-grain EFA legumes was around 7:3 between 2015 and 2017, the ratio was 3:7 in favor of small-grain legumes after the introduction of the PPP ban in 2018. Among legumes, small-grain legumes are important food sources and habitats for pollinating insects and field birds; their absolute and relative increase compared to large-grain legumes is positive.

However, the EFA legume area decreased by 53.1 % from 2017 to 2018, falling from 0.8 % (2015) to 0.4 % of arable land (2018–2021). The same trend was observed nationwide, although the decline over the years was less pronounced at -39.7 % nationwide compared to -51.4 % (2015 compared to 2021) in the federal states surveyed.

For farms that reported fewer EFA legumes in 2018 than in 2017, the introduction of the ban on PPPs from 2017 to 2018 led to a decline in EFA legumes from 54.3 % to 12.6 % (unweighted, in relation to the EFA area). From 2018, these farms cultivated more EFA catch crops, the share of which doubled from 30.4 % in 2017 to 60.5 % in 2018 (unweighted; reference area is the EFA area of the farms mentioned). They also increased their share of EFA fallow land from 13.1 % to 22.2 % (unweighted). Within the farms subject to EFA obligations, which reported fewer EFA legumes in 2018 than in 2017 (4,780 farms, which corresponds to approx. 9 % of all farms subject to EFA obligations), the proportion of EFA area devoted to catch crops and fallow land increased. In relation to the EFA shares of all farms subject to EFA requirements, however, the proportion of fallow land did not increase, unlike the proportion of catch crops; the PPP ban therefore led to an overall decrease in EFA legumes and an increase in EFA catch crops.

Compared to fallow land, legumes have a more one-sided floral offer, shorter standing times and are usually poor in structure (Nitsch et al., 2016). The ban on PPPs for EFAs and the resulting increase in the proportion of fallow land is positive from an environmental perspective. The positive environmental impact of legumes lies primarily in their ability to bind atmospheric nitrogen in the soil, which reduces fertilization and thus saves greenhouse gases (especially nitrous oxide). Catch crops have a phytosanitary effect, can increase soil fertility and serve as erosion protection over the winter and already had a high proportion of arable land before the introduction of greening. For this reason, the switch from EFA legumes to EFA catch crops is less positive.

The types of EFAs reported differed from region to region, with the ecologically valuable EFA fallow land not reaching the intensive regions.

The proportion of EFA catch crops was particularly high in regions with intensive livestock farming, where they accounted for 10 % to over 20 % of arable land. Increases were mainly observed where the proportion was already high. EFA fallow land, on the other hand, was mainly found in lower-yielding regions and did not reach the intensive regions. The proportion of EFA legumes was higher in livestock-intensive regions. This can be explained by the feed conversion of legumes. From an environmental point of view, the implementation of EFA requirements via fallow land would be more positive than via catch crops (see above).

The proportion of arable fallow land and legumes in arable land was higher in protected areas than outside of protected areas.

Arable fallow land had the highest proportion of arable land in nature conservation areas (6.0 % in 2013, 9.2 % in 2021) and FFH areas (5.7 % in 2013, 8.6 % in 2021). The other protected areas also showed above-average figures. Their share outside of protected areas was below average with at 1.5 % (2013) to 2.8 % of arable land (2021).

The share of legumes in total arable land rose from 2.1 % to 4.2 % between 2013 and 2021. The increase was particularly high in FFH areas (6.4 % in 2013, 10.1 % in 2021) and nature conservation areas (5.4 % in 2013, 9.5 % in 2021). The proportion of legumes on arable land outside protected areas was below average (1.8 % in 2013, 3.6 % in 2021).

The fact that arable fallow land and legumes are found mainly in protected areas can be explained by the fact that there are certain management requirements in protected areas (e. g., no use of certain plant protection products). This makes the creation of fallow land and the cultivation of legumes attractive and means that the implementation of EFA requirements in these areas is associated with lower opportunity costs than is the case in areas without restrictions on use.

Arable farms reported EFA fallow more frequently, while livestock farms mainly planted catch crops. Farms with more arable land tended to fulfill the EFA requirements more often, although this effect did not increase further from 150 ha.

Of all four farm types considered (specialized arable, finishing, grazing livestock, crop-livestock farms), EFA catch crops were predominantly implemented, the proportion of which increased from 2015 to 2021. The proportion of EFA catch crops increased with the importance of livestock farming on the farm. At 87.9 % to 93.7 % (unweighted), livestock farms had the highest share in relation to the EFA areas of the respective farm type. This is probably related to the relatively simple integration of catch crops into the cultivation planning. Arable farms had the highest proportion of EFA fallow land (22.2 % to 25.6 %, unweighted). After the introduction of the PPP ban for EFAs, there was a sharp decline in EFA legumes for all farm types, with the exception of grazing livestock farms. Grazing livestock farms primarily grow small-grain legumes, which are predominantly grown without PPPs. Looking at the weighted area shares, arable farms had a higher proportion of EFA fallow than catch crops. For the other farm types, EFA catch crops also had the highest weighted share of all EFA types.

Among the farms that did not (or did not fully) fulfill the EFA obligation, arable farms were represented above average, while livestock farms (especially finishing farms) were below average. The relatively high proportion of livestock farms that meet the requirements can be explained by the high implementation of EFA catch crops on these farms.

Obligated farms that met the requirements had more arable land than those that did not. This difference was greater after 2018 than in previous years. This was also shown by the statistical modeling, which analyzed the influence of various variables (regional location (soil climate area), year, farm type, arable land, standard output) on compliance with the EFA requirements. For farms with less than 70 ha of arable land, the probability of meeting the EFA requirements increased with each hectare of arable land. Between 70 ha and 150 ha, however, additional arable land reduced the probability of meeting the EFA requirements. Above 150 ha, arable land had no additional effect on the probability of meeting the EFA requirement.

In order to identify the influence of the introduction of greening on the relevant land uses, it was determined how much area the farms subject to EFAs (before 2015: the farms theoretically subject to EFAs) could have declared as EFAs (= potential EFA area). The increase in the potential EFA area of fallow land and legumes compared to the years before 2015 shows that the EFA requirements had a positive impact on farmers' land use decisions from an environmental perspective.

Even though the proportion of permanent grassland in the total agricultural area remained unchanged, more arable land was converted into grassland than the other way around.

In the case of permanent grassland, it can be seen that the proportion of permanent grassland in agricultural land has remained roughly the same since 2015. If grassland conversion is considered on an area-specific basis (gross conversion), it can be seen that around 8 % of the permanent grassland area (gross) was converted to a new use between 2015 and 2020. Most of these areas were converted to IACS arable land (30 %) or the grassland was no longer recorded in the IACS for various reasons (65 %) (non-GAP-eligible grassland, as it is not used for agricultural purposes such as private grassland or no support was applied for). The conversion of arable land to grassland (41 %) predominated, followed by the conversion of non-IACS grassland to IACS grassland (39 %). Overall, it can be stated that more arable land was converted to grassland than grassland to arable land. Against this background, it can be assumed

that these land use changes will lead to a net increase in soil carbon in the long term. However, soil carbon stocks are built up very slowly, but are released relatively quickly (slow-in, fast-out).

In the environmentally sensitive areas, the proportion of permanent grassland remained constant. A slight increase in the area of permanent grassland between 2014 and 2015 can be attributed to a reallocation of payment entitlements rather than a direct effect of greening.

The environmental effect of the greening scheme for crop diversification is low, with smaller farms failing to meet the requirements more often than larger farms.

Farms with less than 10 ha of arable land, farms with a high proportion of fallow land, green fodder and grassland and organic farms were exempt from the crop diversification obligation.

Among farms with at least 10 ha of arable land, 92.4 % would have been obliged to diversify their crops accordingly before 2015 (BB, HE, NI, RP). In 2015, the year greening was introduced, 92.3 % of farms with at least 10 ha of arable land were subject to crop diversification. In contrast to the EFA obligation, no decline in the proportion of farms subject to the obligation was observed with the introduction of the scheme. This indicates that crop diversification was easier for farms to implement than the EFA scheme. In relation to all farms (including those with less than 10 ha of arable land), the proportion of farms subject to crop diversification fell from 45.6 % (2014) to 40.2 % (2021).

The proportion of obligated companies that fulfilled the requirements rose from 80.7 % in 2014 to 96.2 % (2021). In relation to all companies, the proportion of obligated companies that fulfilled the requirement only increased from 36.8 % (2014) to 38.7 % (2021).

Overall, the environmental effect achieved by the greening requirement for crop diversification can be assessed as low. Although the obligated farms cultivated around 92 % of the arable land, the requirements would have already been met on 81 % of the arable land before their introduction. After the introduction of the scheme, this was the case on 90 % of the arable land. This shows that the impact of greening was low and only very small improvements in soil protection were achieved as a result of the requirement.

Of the few farms that did not comply with the requirements, the specialized grazing livestock farms did not meet the requirements for crop diversification with above-average frequency (in relation to the respective shares of the total number of obligated farms). Specialized arable farms, on the other hand, complied with the requirements more frequently than average, as did finishing and crop-livestock farms, albeit to a lesser extent.

Within the farms subject to crop diversification, those that complied with the regulations had more arable land than those that did not. In terms of farmed arable land, smaller farms were more likely to forego greening support for crop diversification than larger farms. Many farms that farmed between around 30 ha and 40 ha of arable land and would not have met the requirements by 2014 (corresponding to 13 % of the area on which the crop diversification requirements had not yet been met in 2014) changed their crop composition from 2015 onwards in order to meet the requirements.

Core results Animal husbandry

The evaluations of livestock farming based on IACS and ASE data sometimes arrive at different development trends due to different data bases.

The IACS only includes farms that report land as part of CAP support. This is not the case with the ASE, which also takes landless farms into account. Furthermore, recording limits are applied in the ASE. For example, farms are only included if they have at least 10 cattle or at least 50 pigs.

In the case of poultry, farms with at least 1,000 poultry were included from 2010 to 2016; from 2020, farms with at least 1,000 poultry housing units were included. (see AgrStatG Section 91 (1a) sentence 1 and chapter 2.6.5). As a result, not only the absolute values differ, but also some of the development trends. On the one hand, this is due to the data collection methods and, on the other, possibly also to the regional level of observation. While the ASE data are available for the whole of Germany, the evaluations of the pig and poultry population were carried out using the IACS data for the federal states of BB, HE, NI, NW and RP; the evaluations of the dairy cow population were carried out for BB, NI and RP, as data aggregated to "cattle" are available in HE and NW, from which the dairy cow population cannot be derived.

Increasing numbers of animals per farm combined with regional intensification exacerbate environmental problems.

There was an increase in the number of animals kept per farm for both dairy cows and pigs and especially for poultry (see below). This intensification led to increased regional pollution: in the intensive regions, the pollution of soils and waters by nitrogen inputs from liquid manure and fermentation residues from biogas plants is very high. The amount of liquid manure produced, and thus the nitrogen pollution of soils and waters, increases with the number of animals or cost-intensive liquid manure transports to other, less polluted areas. Furthermore, livestock farming produces large quantities of greenhouse gases such as nitrous oxide and methane (primarily from cattle) as well as increased particulate pollution from ammonia. Further negative environmental impacts are caused by the increased cultivation of animal feed, associated land use changes and imports.

The number of dairy farms decreased, while the number of dairy cows per farm increased. The number of dairy cows fell slightly overall.

Across Germany, the number of dairy farms fell by 39.5 % between 2010 and 2020 (from 89,800 in 2010 to 54,300 farms in 2020). The number of dairy cows rose slightly between 2013 and 2016, but fell below the 2010 level by 2020 (-5.5 %, ASE data; 4.16 million animals in 2010, 3.93 million in 2020). The average number of animals per farm rose from 46.4 to 72.4.

Evaluations of the IACS data were possible for Brandenburg, Lower Saxony and Rhineland-Palatinate. While the number of specialized dairy farms fell by 15.9 % in the period under review from 2013 to 2021, this was much more the case for farms with dairy cattle that were not specialized dairy farms, with a decline of 55.3 %. The number of dairy cows on specialized farms increased by 16.2 % compared to 2013, while the number of non-specialized farms fell by 48.7 %. A total of 67 % of dairy cows were kept by specialized farms in 2013. This share rose to 79 % in 2021. The number of dairy cows per farm tended to increase in both groups, particularly on specialized dairy farms. The number of dairy cows per hectare of HFF was higher on specialized dairy farms than on non-specialized farms. Since 2013, the mean and median stocking density of non-specialized dairy farms has remained constant. Among the specialized farms, both the median and the mean increased and reached their highest values in 2019. Since then, stocking densities have been declining.

Both throughout Germany, based on the ASE data, and in the federal states under consideration, based on the IACS data, a specialization and intensification of dairy farming was observed at the farm level, with the number of dairy cows falling slightly overall.

Dairy cattle density (GM per ha UAA) was highest in northwest Lower Saxony, where it showed the largest increase from 5 % to 30 % between 2013 and 2021. In most other regions, there were decreases of over 15 % in 2021 compared to 2013. The specialization of dairy cattle

farming therefore varied greatly from region to region: in existing intensive regions, dairy cattle farming was further intensified, while dairy cattle farming declined in other areas.

The number of pig farms fell sharply. The herds per farm increased significantly. The number of pigs fell slightly overall.

The number of pig farms in Germany fell by 47.0 % between 2010 and 2020 (ASE data, 60,100 in 2010, 31,900 farms in 2020). The number of pigs rose slightly until 2013, but fell by 4.6 % below the 2010 figure by 2020 (27.57 million pigs in 2010, 26.30 million pigs in 2020). The average number of pigs per farm rose sharply from 459 (2010) to 826 (2020).

Based on the IACS data of the federal states of BB, HE, NI, NW and RP from 2013 to 2021, the number of specialized pig farms decreased by 32.5 % and the number of non-specialized pig farms by 33.9 %. Compared to 2013, the number of pigs on specialized pig farms decreased by 21.2 % and on non-specialized pig farms by 8.4 % by 2021. Around 70 % of all pigs are registered in the specialized pig farms. The number of pigs per farm increased by 16.8 % for specialized pig farms and by 38.6 % for non-specialized farms. The median stocking density of pigs (GM per hectare of UAA) remained the same for specialized farms. On the other hand, the median value rose by 0.4 GM per hectare of UAA on specialized pig farms. For non-specialized farms, both the median and the mean increased slightly.

In 2013, pig density was highest in the north of North Rhine-Westphalia and south-west of Lower Saxony with over 0.8 GM per hectare of UAA. By 2021, the pig population had declined in most regions

60 % more poultry were kept per farm. The poultry population increased significantly between 2010 and 2020.

While the number of poultry farmers in Germany fell by 44.9 % between 2010 and 2020 (2010 67,800, 2020 57,700 farms), the poultry population rose sharply from 2010 to 2013 and had increased by 34.3 % by 2020 (ASE data, 2010 128.90 million, 2020 173.15 million animals). The sharp rise is primarily due to the decline in animal numbers following the ban on conventional cage farming in 2010 and the resulting restructuring, which caused animal numbers to rise again. There was also a significant increase in fattening poultry (+30 % compared to 2010). The number of poultry per farm rose by 57.8 % from 2010 to 2020.

In the analysis of IACS data, which includes farms with CAP support, the number of specialized poultry farms increased by 16.1 % from 2013 to 2021, while the number of non-specialized farms increased by 7.0 %, with the number of specialized farms far below the number of non-specialized farms. The seemingly opposing trend in the number of farms between IACS and ASE can probably be explained by changes to the German Building Code (particularly in 2013), which make it more difficult to obtain permits for commercial livestock facilities in outdoor areas. This means that although there are fewer commercial farms overall, the number of farms with agricultural use is increasing. The number of poultry on specialized farms increased, especially after 2017: the number increased by 21.1 % from 2013 to 2017 and by 17.9 % from 2017 to 2021. In the non-specialized farms with poultry, the poultry population increased by 24.7 % between 2013 and 2021. The specialized poultry farms had significantly higher numbers of animals per farm than the non-specialized ones: the specialized ones kept a median of 8,500 animals in 2021, compared to 20 for the non-specialized ones. Specialized poultry farms kept an average of 17,200 animals (2018).

The poultry density per hectare of UAA was highest in the Emsland-Vechta region in 2013 and was also higher in the surrounding areas than in most other regions. Between 2013 and 2021, the poultry density rose to over 30 % in most municipalities

From an environmental point of view, decreasing animal numbers in cattle and pigs are initially positive, as less feed is required and less manure is produced. This leads to lower emissions. However, at farm level, increasing stocking densities in cattle, pig and poultry farming indicate that farms are becoming more intensive, which in turn can lead to higher regional emissions. The project was unable to take account of displacement effects.

Organic farming has increased, which means a reduction in environmental pollution.
Organic farms usually have more acreage than conventional farms and a different composition of farm types.

The share of organic farms among all farms increased from 4.4 % in 2013 to 6.7 % in 2021. The area farmed by them has also increased: the proportion of permanent grassland farmed by organic farms rose from 11.1 % to 16.0 % in the same period, while arable land increased from 3.6 % to 5.6 %. The share of agricultural land used by organic farms in total agricultural land increased from 5.8 % (2013) to 8.7 % (2021) and was above average in all protected areas, particularly in FFH areas and nature reserves.

The comparison of land use at farm level between organic and conventional farms shows that organic farms on average had more agricultural land and more permanent grassland than conventional farms, while the latter had more arable land.

Over 50 % of organic farms were specialized grazing livestock farms (mean value for the years 2015 to 2021: 54.3 %). Crop-livestock farms (18.3 %) and specialized arable farms (12.2 %) also had high shares. This distribution was different for conventional farms: here, 36.6 % of farms were specialized grazing livestock farms, 22.9 % specialized arable farms and 20.2 % crop-livestock farms.

If organic farms had not been generally exempted from greening, around 25 % of farms would have been subject to EFAs and could have declared mainly EFA legumes without changing land use.

The increase in organically farmed land means a reduction in the use of mineral fertilizers and pesticides. This has a positive impact on water, soil and species protection.

The most important facts at a glance: Land use and animal husbandry

- ▶ Greening had little positive environmental impact: although the proportion of fallow land on arable land increased as a result of the EFA scheme, it remained far below the values at the turn of the millennium. The EFA scheme was predominantly fulfilled by catch crops, which accounted for up to 81.9 % of the EFA area in unweighted terms.
- ▶ Fallow land as ecologically valuable EFAs did not reach the intensive regions. Intercropping, which also had a high share before the introduction of greening, increased there.
- ▶ The ecologically valuable land uses of fallow land and legumes are disproportionately often found in protected areas and not in the "normal landscape", where they could make a valuable contribution to environmental protection.
- ▶ The greening regulation for crop diversification had a low level of requirements and would have been met by around 81 % of the obligated farms before its introduction. After the introduction, around 96.2 % of the obligated farms met the requirements. Although the

obligated farms farmed around 92 % of the arable land, 81 % of the arable land would have already complied with the requirements before their introduction; after the introduction of the scheme, this was the case for 90 % of the arable land. This shows that the impact of crop diversification was low.

- ▶ The area of permanent grassland in Germany has stabilized at a low level after declining until the early 2010s. Around 8 % of the permanent grassland area from 2015 was converted to another use and compensated for elsewhere. This showed that more arable land was converted to permanent grassland than permanent grassland was converted to arable land, resulting in a long-term build-up of soil carbon.
- ▶ In livestock farming, the number of animals per farm rose sharply. This was particularly noticeable in poultry farming and must be viewed negatively from an environmental perspective, as it leads to regional intensification. Germany-wide livestock numbers fell slightly for dairy cows and pigs between 2010 and 2020; for poultry, they rose by 34.3 %.
- ▶ The share of agricultural land used by organic farms in total agricultural land increased from 5.8 % (2013) to 8.7 % (2021). The more extensive farming methods contribute to environmental protection.

Key results Environmental impacts

There are more erosion-prone crops in municipalities with sensitive areas.

The results of the water erosion analysis show a significant increase in erosion rates due to water erosion of 22.3 % on average between 2013 and 2021. The average value for all areas in 2021 of 1.28 t/(ha × a) can still be considered low. However, 11.1 % of the area under consideration (around 519,000 ha) will have erosion rates of over 3 t/(ha × a) in 2021.

A large part of the increase in erosion rates can be attributed to the considered increase in the erosivity of precipitation, which can be attributed to the warming of the atmosphere caused by climate change. Another part is due to changes in the range of arable crops cultivated in municipalities with particularly sensitive areas (high potential soil erosion > 30 t/(ha × a)). This results in a reduced protective effect due to more periods with low soil cover and a disproportionate increase in the removal rates in these municipalities, which has a considerable impact on the average soil loss. However, neither catch crops nor differences in tillage systems are represented in the model. The actual removal rates may therefore deviate from the results.

Soil erosion means a decrease in soil fertility, which is essential for agricultural use. The erosion causes nutrients such as phosphorus and nitrogen to enter surface waters, where they can destroy ecosystems through eutrophication. If nitrogen enters the groundwater, it can be converted into nitrate and pollute drinking water.

The build-up of organic matter on arable land has increased significantly.

The model results show the humus equivalent (HEA) balance per hectare of arable land (AF) in Germany changed significantly between 2010 and 2020. While the overall balance in 2010 was negative at -5.6 kg HA per ha AF, it was 15.7 kg HA per ha AF in 2016 and 63.5 kg HA per ha AF in 2020. This shows a significant increase in the build-up of organic matter on arable land over the ten years under review. The actual humus content may deviate from these model results; this would require validation of the model results with measurement results at federal level. There are indications from the federal states that the calculated balance often does not match the measured values on site (no build-up of organic matter). One possible reason for this is

rising temperatures and the resulting faster decomposition of humus. Supra-regional manure and digestate transports could not be taken into account in the model.

From a regional perspective, there were major differences: in 2010, the total amount of humus was in the balanced range (-76 to 100 kg HÄ/ha of arable land) in 51.6 % of municipalities; 57.7 % of Germany's arable land was located in these municipalities. In 2020, 45.9 % of municipalities were in the balanced range; they cultivated 49.3 % of arable land. There was therefore a decline here, unlike in the overall analysis.

Negative humus balances occurred primarily in regions where potato and vegetable cultivation play a major role. These crops require a lot of nutrients and the soil is worked often and frequently, resulting in humus depletion. Positive humus balances primarily affected regions with intensive livestock farming, where humus could be built up through the application of farm manure and fermentation residues from biogas plants. The type of farm manure is also decisive here; for example, manure supports the build-up of humus significantly better than liquid manure.

A positive humus balance means a build-up of organic matter on arable land, which leads to an increase in soil fertility and soil carbon content.

Land use on organic soils has remained constant in recent years.

There was hardly any change in the use of organic soils between 2013 and 2021. Around two-thirds of the land was used as permanent grassland and around one-third as arable land. Mainly silage maize and arable grass were cultivated among the arable crops. Organic soils are therefore primarily used for cattle farming. The ongoing drainage of organic soils mineralizes peat and releases the carbon stored in the peat, which has a detrimental effect on the climate. Due to the deeper drainage of arable land than grassland, arable land releases slightly more greenhouse gases on average than grassland (30 to 42 t CO₂equ./ha).

A GAP-induced reduction in PPP-treated area leads to a significant decrease in environmental risk.

A reduction in the PPP-loaded areas reduced environmental risk, with effects varying in intensity depending on the region and type of risk. In NW and HE, both acute and chronic aquatic risk decreased significantly, while it remained largely constant in NI. Particularly dry years, such as 2018, led to a reduction in aquatic risk due to lower surface runoff.

A strong correlation between the proportion of PPP-treated areas and risk indices confirms that even small adjustments in land use, particularly through GAP measures, can lead to a noticeable reduction in environmental risk. Weather conditions and changes in the PPP spectrum also have an influence, although their effects vary.

An analysis with constant weather and application data, excluding additional influencing factors, shows that a reduction in the PPP-treated area leads to a significant risk reduction. By 2021, the acute aquatic risk decreased by -48 % in HE, -28 % in NW, and -22 % in NI. Similarly, the chronic aquatic risk showed reductions of -47 % (HE), -28 % (NW), and -21 % (NI).

The chronic risk to soil organisms decreased by 23 % in HE and 8 % in NW, while it remained high in NI with only a -7 % decrease. For the acute risk to non-target arthropods (NTA), the greatest decline was observed in NW (-46 %) and NI (-22 %), while it stagnated in HE. The results demonstrate a strong correlation between the reduction in PPP-loaded areas and risk reduction. Particularly in HE and NW, these changes led to a significant relief for the

environment, while in NI, the still high proportion of PPP-loaded areas resulted in only minor effects being visible.

Results to PPP risk reduction can be found in the <https://sf.julius-kuehn.de/mapviewer/gapeval2>.

The most important facts at a glance: Environmental impacts

- ▶ Rates of erosion due to water erosion have increased: A large part of the increase can be attributed to the increase in the erosivity of precipitation, which can be attributed to the warming of the atmosphere caused by climate change.
- ▶ Humus balance develops positively overall with strong regional differences.
- ▶ The use of organic soils has hardly changed over time. The resulting greenhouse gas emissions from organic soils have also remained relatively constant.
- ▶ By reducing the area exposed to pesticides, both the use of pesticides and the resulting environmental risk are reduced.

Key findings on the causes of land use change

A small increase in fallow land can be attributed to the 2015 CAP.

In order to allocate the effects of the CAP reform on land use and possible environmental impacts, the level to which farms that are just below or above the threshold of the greening obligation (15 ha for EFAs, 10 ha for crop diversification) changed their land use was assessed. Specifically, it was investigated whether the farms subject to the EFA obligation immediately above the threshold of 15 ha of arable land created more fallow land and strips than farms immediately below this threshold (non-obligatory farms). This shows that farms above the 15 ha threshold have on average created 0.2 ha more fallow land and strips than farms below this threshold (0.2 ha corresponds to 1.3 % of arable land if the farm has exactly 15 ha of arable land). However, this result is overlaid by another effect: before the introduction of greening, farms were relatively equally distributed in terms of the arable area of farms around this threshold. After the introduction of greening, there is a clear increase in the number of farms that cultivate slightly less than 15 ha.

For the development of the water erosion potential, it was investigated whether the introduction of EFA measures led to a change in the soil cover factor (C-factor) and thus reduced the water erosion potential at the farm level. To do this, the group of farms subject to EFA obligations was compared with the group not subject to EFA obligations before and after the introduction of Greening (Difference-in-Differences method). It was found that the C-factor decreased more significantly overall in the group of EFA-obligated farms than in the non-EFA -obligated farms. Differentiated by erosion-prone areas, a significant increase in the C-factor was observed on the more endangered areas after the introduction of Greening. This increase was slightly lower in the EFA-obligated farms than in the comparison group. Without the introduction of Greening, the increase would have been even greater.

Modelling results show that the 2020 Fertilizer Ordinance (DÜV 2020) will lead to a decrease in the nitrogen area surplus of around 37 % in 2027.

Nitrogen area surpluses (N balances) were modelled for the year 2027, with and without taking into account the 2020 amendment to the Fertilizer Ordinance. The level of the regional N balances in the baseline projection (without Fertilizer Ordinance 2020) corresponds

approximately to that of the base period (average of the years 2014 to 2016). The nitrogen gap that arises due to the reduced fermentation residue production as a result of the assumed decline in agricultural biogas production is compensated for by additional mineral fertilizer use.

In contrast, the implementation of the DüV 2020 in the scenario analysis results in a significant decrease in N balances compared to the baseline scenario, by around 37 % in total. The Fertilizer Ordinance acts as a limiting factor, particularly in the livestock-heavy regions of north-western Germany and in the intensive arable farming regions, especially in the nitrate-polluted areas. In Brandenburg, on the other hand, no significant change in the already relatively low N balances is to be expected.

Nitrogen surpluses pose a major problem for the environment, as their discharge pollutes soil, water, air (greenhouse gas emissions) and ecosystems.

The development of land for energy crops is controlled largely by legislation. Between 2003 and 2007, the area under cultivation tripled.

The area used for energy crops has risen sharply since 2000. The EEG, in particular the promotion of biogas, and the Biofuel Quota Act have played a significant role in this increase.

Between 2003 and 2007, the area under cultivation for energy crops tripled. Between 2007 and 2016, the increase was less pronounced (+34 %) and after 2016 the area declined slightly. Data was available from 2007 to 2022, broken down by energy use. After 2007, the largest increase was seen in the area for biogas feedstocks, whose area after 2011 was significantly larger than that for biodiesel/rapeseed oil.

From an environmental perspective, the advantage of energy crops is that climate-damaging emissions from fossil fuels are substituted. However, this results in competing uses and displacement effects in food and animal feed production. The increased cultivation of maize and rapeseed also leads to a regional reduction in cultivation and therefore biodiversity. In addition, rapeseed cultivation requires a relatively large amount of PPPs. Increased maize cultivation tends to lead to a higher risk of erosion.

The most important facts at a glance: Causes of land use change

- ▶ CAP greening caused an increase in fallow land. Fallow land on farms increased, exceeding the 15 ha threshold (farms with 15 ha or more of arable land were subject to EFAs).
- ▶ Scenario analysis of the 2020 amendment to the Fertilizer Ordinance: significant N reduction of 37 % in total is expected.
- ▶ Political support led to a sharp increase in the cultivation of energy crops: between 2003 and 2007, the area under cultivation tripled.

Key findings on the expected impact of GAEC 8 and the derogation for 2024

Exemptions for GAEC 8 in the CAP from 2023 prevent positive environmental effects of the scheme.

For a fact sheet, it was examined how the weakening of the GAEC 8 regulation adopted in January 2024 would have affected land use if it had already been in force between 2015 and 2021. This was compared with the effect of the original regulation and the exemption options discussed.

By implementing the original GAEC 8 regulation (designation of 4 % of arable land at farm level as unproductive land), the proportion of arable fallow land in arable land would be significantly higher than the proportion of EFA fallow land. The proportion of fallow land on arable land would roughly double compared to the current proportion of fallow land – up to 5.7 % of arable land.

However, the need to adapt to the GAEC 8 derogation for 2024, according to which PPP-free legumes and catch crops can be counted towards GAEC 8 in addition to fallow land and landscape elements, is low: almost 90 % of the obligated farms would have already complied with the regulation in 2021. Around 65 % would have fulfilled it through catch crops and legumes alone. Grazing livestock farms and crop-livestock farms benefit the most from the GAEC 8 exemption.

The Eco scheme (ES 1) could benefit from the derogation for 2024: This would have allowed 45.4 % of farms subject to GAEC 8 to make use of the voluntary ES 1 in 2021 instead of 23.9 % without changing their land use. In many cases, the use of ES 1 will therefore lead to existing fallow land being preserved.

From 2025, GAEC 8 is abolished; landscape elements are still subject to the ban on removal. It remains to be seen whether fallow land will be preserved through ES 1 or other funding options, whether there will be a decrease or an increase in fallow land due to attractive funding options.

The most important facts at a glance: expected impact of GAEC 8 and the exemption for 2024

- ▶ Effective design of GAEC 8 would be possible: By implementing the original GAEC 8 regulation, the proportion of arable fallow land would be significantly higher than that of EFA fallow land and would roughly double the total area of fallow land – up to 5.7 % of the area.
- ▶ The need to adapt to the GAEC 8 derogation for 2024 is low: almost 90 % of the obligated farms would have already complied with the regulation in 2021. Around 65 % would have complied with it through catch crops and legumes alone. Grazing livestock farms and crop-livestock farms benefit the most from the GAEC 8 derogation.
- ▶ ES 1 could benefit: Due to the exemption for 2024, 45.4 % of farms subject to GAEC 8 in 2021 instead of 23.9 % would have been able to make use of the voluntary ES 1 without changing their land use. In many cases, the use of ES 1 will therefore primarily result in existing fallow land being preserved.
- ▶ Catch crops make it easy: In 2021, the proportion of EFA and SRC catch crops on arable land was 11.9 % for farms theoretically subject to GAEC 8. Regardless of the economic orientation, the proportion of catch crops on arable land would usually have been sufficient to fulfill the GAEC 8 exemption.

Conclusion

Our results show that the 2013 CAP reform had only a minor impact on land use. There was a slight increase in arable fallow land, which can be attributed to the greening regulations. In the area of permanent grassland, the negative trend was halted. However, regulatory law was also tightened in the federal states. Without the introduction of greening, both the water erosion potential and the environmental risk from PPPs would have been higher. Overall, as in the previous projects, it can be stated that the effect of the 2015–2022 funding period on environmental protection and nature conservation was low and not in proportion to the financial and bureaucratic effort involved.

A new CAP funding period started in 2023. Direct payments are now more closely tied to environmental requirements that are more ambitious than the previous regulations. In particular, the regulation on non-productive areas on 4 % of arable land was a promising condition in terms of environmental protection and nature conservation. The advantages of arable fallow land are shown in this report, including a significant reduction in the environmental risks from PPPs. With this requirement – assuming that farms do not opt out of the CAP – intensive regions could also have been reached that were not reached with greening. However, there were clear protests against these regulations. With the Ukraine war, exemptions were initially granted for GAEC 7 (crop rotation) and 8 (designation of unproductive land on 4 % of arable land). Instead of fallow land and landscape elements, cereals (without maize), sunflowers or legumes (without soybeans) could also be counted towards the 4 % non-productive area. The requirement was then softened further due to massive pressure. In 2024, legumes and catch crops were permitted in addition to fallow land and landscape elements. From 2025, GAEC 8 will be completely abolished. It remains to be seen how the proportion of fallow land on arable land will develop in the future. In the worst-case scenario, the level of arable fallow land even falls below that of greening, which would mean that the limited success of greening would fizz out.

For the continuation of the CAP, premium payments should be more closely linked to the provision of environmental services and ambitious GAEC standards should not be watered down.

1 Einleitung

1.1 Hintergrund und Zielsetzung

Die EU-Kommission verfolgte bei der Reform der Gemeinsamen Europäischen Agrarpolitik (GAP) im Jahr 2013/2014 die Ziele einer gerechteren Verteilung der Agrargelder sowie insbesondere eine umweltfreundlichere „grünere“ 1. Säule der GAP. Die Notwendigkeit für eine stärkere Ökologisierung der GAP wird u. a. aufgrund des dramatischen Artenrückgangs in der Agrarlandschaft, anhaltend hoher Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleinträge (PSM) in Böden und Gewässer sowie aus europäischen und globalen Vorgaben zum Schutz der Biodiversität ersichtlich.

In der Reform der GAP von 2013 wurde mit der Einführung des Greenings der Erhalt von 30 % der Direktzahlungen an Verpflichtungen aus dem Bereich des Umweltschutzes gebunden. Zum Greening verpflichtete Betriebe mussten Vorgaben zur a) Kulturrartendiversität, b) zur Bereitstellung von ökologischen Vorrangflächen auf 5 % des Ackerlands des Betriebs und c) zum Erhalt von Grünland einhalten (Einzelheiten zu den Regelungen zu ökologischen Vorrangflächen sowie zur Kulturrartendiversität siehe Kapitel 2.6.1 bzw. Kapitel 2.6.4). Diese Regelungen galten bis zum Ende der Förderperiode im Jahr 2022.

Ergebnisse aus den Vorläuferprojekten „Evaluierung der GAP-Reform aus Sicht des Umweltschutzes“ (GAPEval, FKZ 3715 11 105 0 und GAPEval II, FKZ 3717 11 2370) sowie andere Studien (ECA, 2017; Pe'er et al., 2017; European Commission, 2017) zeigen, dass die GAP-Reform im Jahr 2015 nur begrenzt positive Umweltwirkungen hatte:

- ▶ Die Vorgaben zur Kulturrartendiversität haben nur in wenigen Betrieben und Regionen zu einer Anpassung der Kulturwahl geführt, sodass in etlichen Regionen immer noch stark verengte Fruchtfolgen dominieren.
- ▶ Die Vorgabe zur Anlage von ökologischen Vorrangflächen führte zu einer in absoluten Zahlen geringfügigen Zunahme von Ackerbrachen und mit Leguminosen bebauten Ackerflächen.
- ▶ Der Rückgang der Dauergrünlandfläche ist in Deutschland zum Erliegen gekommen. Hier führt das Greening weitestgehend das entsprechende Instrument aus der Cross-Compliance aus der vorangegangenen Förderperiode fort. Zudem wurde in vielen Bundesländern der ordnungsrechtliche Rahmen zum Grünlandschutz gestärkt.

Die Vorläuferprojekte zeigten, dass sich die Landwirt*innen innerhalb des ersten Jahres weitgehend an die neuen Regeln angepasst haben, und danach nur noch kleinere „Nachjustierungen“ erfolgten. Die Regeln werden vom weitüberwiegenden Teil der Landwirt*innen vollständig eingehalten, und die selbst im ersten Jahr niedrigen „Verstoßquoten“ sind weiter rückläufig. In Deutschland waren Landwirte und Verwaltung primär bestrebt, die Neuerungen fehlerfrei umzusetzen (Nitsch et al., 2017). Fragen der ökologischen Effektivität waren daher von nachrangiger Bedeutung. So versuchten die Landwirt*innen, ihre Verpflichtung zur Bereitstellung von ökologischen Vorrangflächen mit möglichst wenigen Optionen zu erfüllen.

Die relativ geringen „Verstoßquoten“ und die geringe Bereitschaft der Landwirt*innen, ihre ursprüngliche Wahl zu verändern, ist relativ erstaunlich, bestand doch erst Anfang 2015 Klarheit über die konkrete Ausgestaltung des Greenings. Während sich in Deutschland die landwirtschaftliche Flächennutzung zwischen 2005 und 2012 sehr dynamisch veränderte, gab es nach 2013 nur sehr geringe Veränderungen. Selbst die ungewöhnlichen Bedingungen in den

Jahren 2016 bis 2019 (Trockenjahre, hoher Niederschlag) hatten nur geringe Auswirkungen auf das Anbauverhalten der Landwirte. In der Konsequenz hat sich die Umweltwirkung der Landwirtschaft in Deutschland seit 2013 nur gering verändert, allerdings hat die Umweltbelastung tendenziell geringfügig abgenommen (z. B. Entwicklung der Dauergrünlandfläche, Entwicklung der potenziellen Bodenerosion (Röder et al., 2019), Entwicklung des HNV-Indikators (Hünig und Benzler, 2017)).

Die Auswertungen haben gezeigt, dass insbesondere in Marktfruchtbaubetrieben eine leichte Extensivierung zu beobachten war, während in viehhaltenden Betrieben nahezu keine Veränderungen in der Bewirtschaftung festgestellt werden konnten. Im Hinblick auf das Schutzgut Boden ist der stärkste Effekt des Greenings auf die deutliche Zunahme des Zwischenfruchtanbaus zurückzuführen (Baum et al., 2022; Röder et al., 2022). Modellrechnungen ergeben, dass dadurch der mittlere C-Gehalt im Boden leicht angestiegen ist und die potenzielle Erosionsgefährdung leicht zurückgegangen ist (Röder et al., 2022).

Vorangegangene Auswertungen zeigen, dass sich die Landnutzung in Zielkulissen des Natur- und Umweltschutzes zunehmend stärker von der normalen Landnutzung unterscheidet. So nahm z. B. in Naturschutz- und FFH-Gebieten und Moorgebieten die Ackerfläche zwischen 2010 und 2015 zwischen 5 % und 12 % ab (Röder et al., 2018). Im gleichen Zeitraum ging die insgesamt im InVeKoS erfasste Grünlandfläche geringfügig um 1 % bis 3 % zurück. Ferner zeigt sich, dass flächenstarke Betriebe in Schutzgebieten eine deutlich größere Rolle spielen als außerhalb und dass in den Schutzgebieten der Strukturwandel deutlich langsamer läuft (Schoof et al., 2019). Schließlich zeigt sich im Bereich der Grünlandnutzung auf Betriebsebene ein deutlicher Trend zur Extensivierung. 2016 wurde fast 40 % des Grünlands in Deutschland von Betrieben bewirtschaftet, deren Viehbesatz unterhalb von einem 1 RGV je ha HFF lag; 1999 waren es 20 % des Grünlands (Röder et al., 2022).

Die vorangegangenen Projekte haben gezeigt, dass die Umwelteffekte (z. B. Erosion oder die Wirkung von PSM auf die Biodiversität) der Landwirtschaft sehr stark vom Zusammenspiel von Landnutzung, konkreter Bewirtschaftung, lokalen Standortbedingungen und Witterung abhängen. Während die konkrete Bewirtschaftung am Standort weiterhin nur auf Basis von Stichprobenerhebungen abgebildet werden kann, können die anderen Faktoren zunehmend besser flächendeckend abgebildet werden, bzw. die Unsicherheiten abgeschätzt werden. Ziel dieses Forschungsvorhabens GAPEval III ist es,

- ▶ die Zeitreihe zur landwirtschaftlichen Landnutzung in Deutschland deutlich zu erweitern,
- ▶ die Ursachen für die Veränderungen herauszuarbeiten und den Einfluss der einzelnen Faktoren zu quantifizieren
- ▶ und die sich im Beobachtungszeitraum ergebenen Veränderungen in der Landnutzung im Hinblick auf die Auswirkung auf abiotische Schutzgüter zu bewerten.

Eine solide Datenbasis ist unerlässlich, um die Auswirkungen verschiedener Ausgestaltungsoptionen der Agrarpolitik sowie für die Landnutzung relevanter Gesetzgebungen auf die einzelnen Umweltgüter abschätzen zu können. Vor diesem Hintergrund stellen die in diesem Bericht vorliegenden Analysen die Entwicklungen in der Landwirtschaft dar und ordnen sie in den agrarpolitischen Kontext ein.

1.2 Aufbau des Berichts

Da die Ergebniskapitel 3 bis 5 methodisch und bezogen auf die Datengrundlagen viele Überschneidungen haben, haben sie einen gemeinsamen Methodenteil mit entsprechenden

Unterkapiteln (Kapitel 2). In den an den Methodenteil anschließenden Kapiteln 3 bis 5 werden zunächst die Ergebnisse dargestellt. Am Ende jedes Kapitels folgt eine Zusammenfassung und eine Diskussion mit einem Fazit.

Kapitel 6 basiert weitestgehend auf dem Fact Sheet „Europäische Agrarpolitik: Ausnahmen bei GLÖZ 8 verhindern positive Umwelteffekte der Regelung in Deutschland“ (Baum, 2024) und hat eine eigene Einleitung (Kapitel 6.1) sowie einen eigenen Methodenteil (Kapitel 6.2). Im Gegensatz zum genannten Fact Sheet werden in Kapitel 6 neben den Bundesländern Hessen, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen auch Brandenburg und Rheinland-Pfalz analysiert.

2 Methodik

2.1 Zusammenspiel der Arbeitspakete

Das Arbeitspaket (AP) 1, „Datenbeschaffung und -aufbereitung“, umfasste in Zusammenarbeit mit anderen Projekten des Thünen-Instituts für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen die Abstimmung mit den Bundesländern, die Beschaffung der InVeKoS-Daten und -Geometrien sowie deren Aufbereitung. Zum Teil konnte hier auf bereits vorliegende Daten zurückgegriffen werden, die im Rahmen vorangegangener Projekte beschafft und aufbereitet wurden. Ein wesentlicher zeitlicher Aufwand war hierbei die Ausarbeitung von Nutzungsverträgen mit den Ländern, da InVeKoS-Daten aufgrund der personenbezogenen Angaben einem sehr hohen Schutzstatus unterliegen.

Das AP 2, „Abbildung der Entwicklung der Landnutzung und des PSM-Einsatzes“, hat zum Hauptziel, Muster in der Veränderung der Landnutzung zu identifizieren. Die Ergebnisse dieses Arbeitspakets bilden die Basis für die Analyseschritte in den folgenden Arbeitspaketen (Abbildung 1). Je nach Datengrundlage deckt der analysierte Zeitraum die Jahre 2010 bis 2020 (ASE-Daten) bzw. 2013 bis 2021 (InVeKoS-Daten) ab.

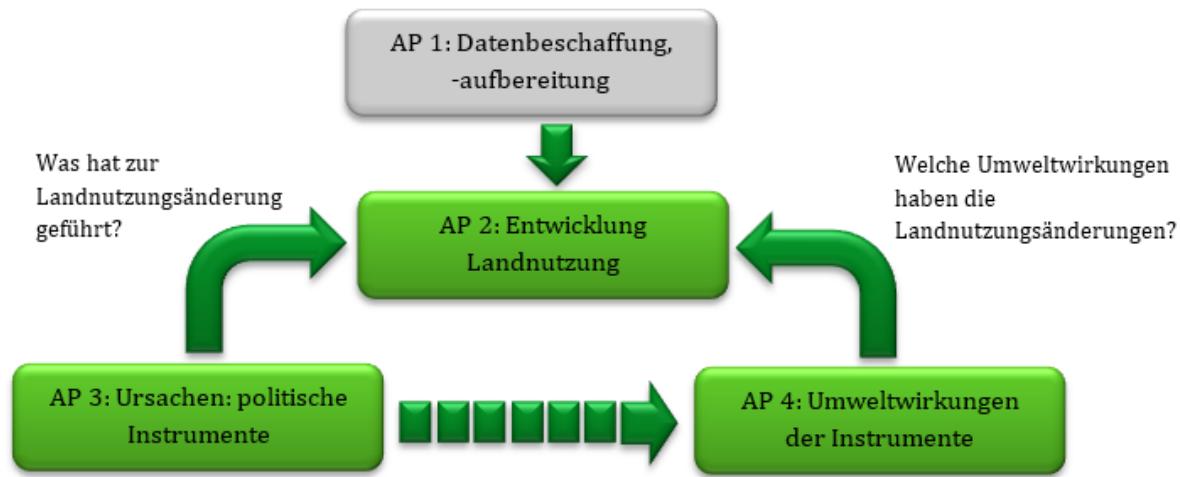
Die Arbeiten in den Arbeitspaketen 2.1 bis 2.4 (Entwicklung der ökologischen Vorrangflächen bzw. vergleichbarer Landnutzungen; Entwicklung des Grünlandanteils; Entwicklung der Kulturartendiversität; Entwicklung tierhaltender Betriebe und Betriebe des ökologischen Landbaus) basieren auf Auswertungen der InVeKoS-Daten der in Abbildung 2 dargestellten Bundesländer. Zur Einordnung der Auswertungen werden die Ergebnisse zum Teil deutschlandweit verfügbaren Datensätzen gegenübergestellt (ASE-Daten: Dauergrünland, Tierhaltung; (Deutscher Bundestag, 2015, 2018, 2019; BMEL, 2020, 2022); ÖVF).

Basierend auf der Flächennutzung aus den InVeKoS-Daten stellt das AP 2.5, „Entwicklung des PSM-Einsatzes“, die zeitliche Veränderung des Einsatzes einzelner PSM-Wirkstoffe dar.

Im AP 3, „Zuweisung von Ursachen zu den beobachteten Landnutzungsänderungen“, wird geklärt, welchen Einfluss bestimmte Faktoren auf die Entwicklung der landwirtschaftlichen Landnutzung in Deutschland hatten. Die analysierten Änderungen der landwirtschaftlichen Landnutzung fokussieren sich hierbei auf die im AP 2 dargestellten Aspekte. Das AP 3 umfasst die Quantifizierung des Einflusses der GAP-Reform von 2013, die Quantifizierung des Einflusses der Novellierung der DüV von 2017, die Quantifizierung des Einflusses des EEG, die Quantifizierung des Einflusses autonom ablaufender Prozesse (Witterung, Strukturwandel) sowie die Quantifizierung des PSM-Einsatzes infolge von Änderungen der GAP.

Im AP 4, „Identifikation der Umweltwirkungen der untersuchten Instrumente“, erfolgen eine Bewertung der im Zeitverlauf erfolgten Veränderungen der Landnutzung und eine Zuordnung dieser Veränderungen zu den verschiedenen im AP 3 analysierten Instrumenten. Diese Bewertung fokussiert sich auf das Erosionspotenzial, die Humusbilanzen, die Nutzung organischer Böden und das Umweltrisiko des PSM-Einsatzes.

Abbildung 1: Verzahnung der Arbeitspakete

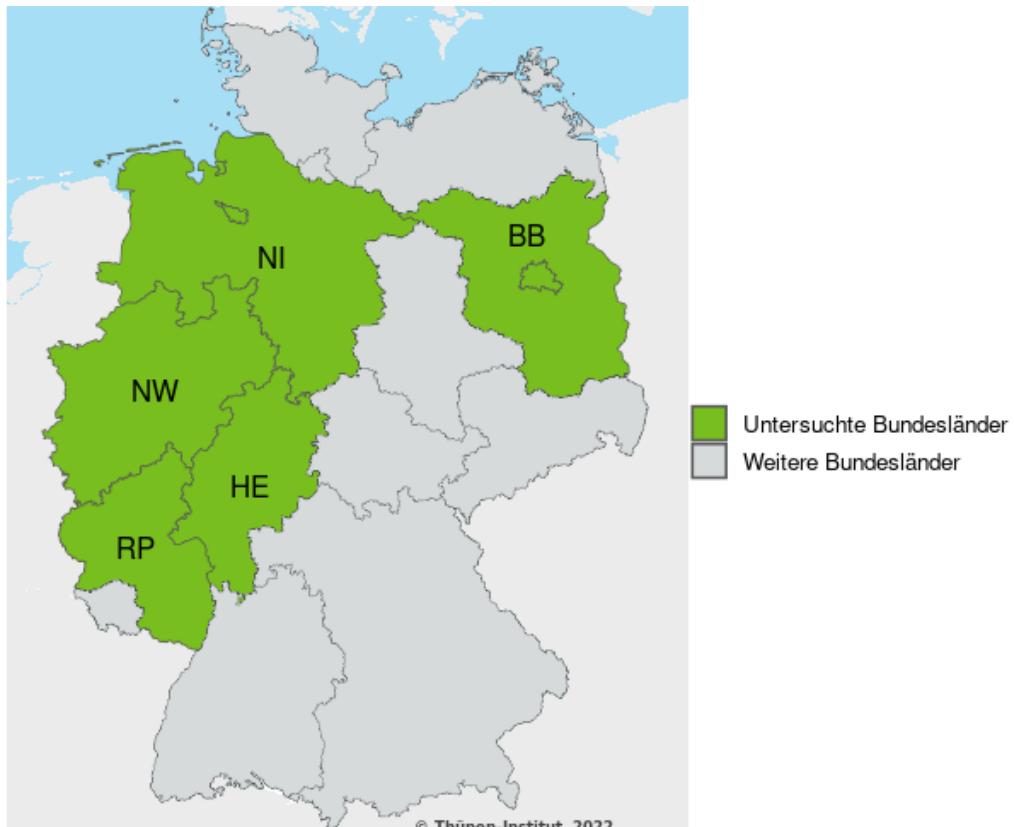


Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

2.2 Untersuchungsgebiet

Für den vorliegenden Bericht konnten die hochaufgelösten Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS, siehe Kapitel 2.3) der Bundesländer Brandenburg (BB), Hessen (HE), Niedersachsen (NI), Nordrhein-Westfalen (NW) sowie Rheinland-Pfalz (Abbildung 2) der Jahre 2013 bis 2021 verwendet werden. Da alle Betriebe, die Direktzahlungen beantragen, in diesen Daten enthalten sind, stellt der Datensatz beinahe eine Vollerhebung dar. Die Angaben zur Landnutzung werden auf Schlagschleife von den jeweiligen Bundesländern erhoben.

Abbildung 2: Untersuchungsgebiet hinsichtlich der Auswertungen mit InVeKoS-Daten



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Die fünf betrachteten Bundesländer weisen sehr deutliche Unterschiede in den Betriebsgrößen und der Nutzungsintensität auf. Die zum Betrieb gehörigen Landwirtschaftsflächen sowie die Ackerflächen sind in Brandenburg deutlich größer als in Niedersachsen, Rheinland-Pfalz, Hessen und Nordrhein-Westfalen. Auch die mittlere Anzahl an Rindern je Betrieb ist in Niedersachsen höher (Tabelle 1).

Tabelle 1: Mittlere Betriebsgröße und Viehbestandsdichte in den Bundesländern BB, HE, NI, NW und RP im Jahr 2015

Bundesland	Landwirtschaftsfläche je Betrieb (ha) ¹		Ackerland je Betrieb (ha) ¹		Anzahl Rinder ²	Durchschnittliche Anzahl Rinder je Betrieb ²
	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median		
Brandenburg	228,0	42,2	175,0	15,7	561.859	127
Hessen	35,9	15,7	21,8	4,8	458.891	52
Niedersachsen	53,5	31,4	38,5	16,8	2.652.139	122
Nordrhein-Westfalen	35,0	17,5	24,7	7,6	1.458.481	81
Rheinland-Pfalz	37,0	13,8	21,5	0,3	359.555	67

Quelle: ¹Eigene Berechnungen mit InVeKoS-Daten; ²Daten von DeStatistis (2016)

2.3 InVeKoS-Daten

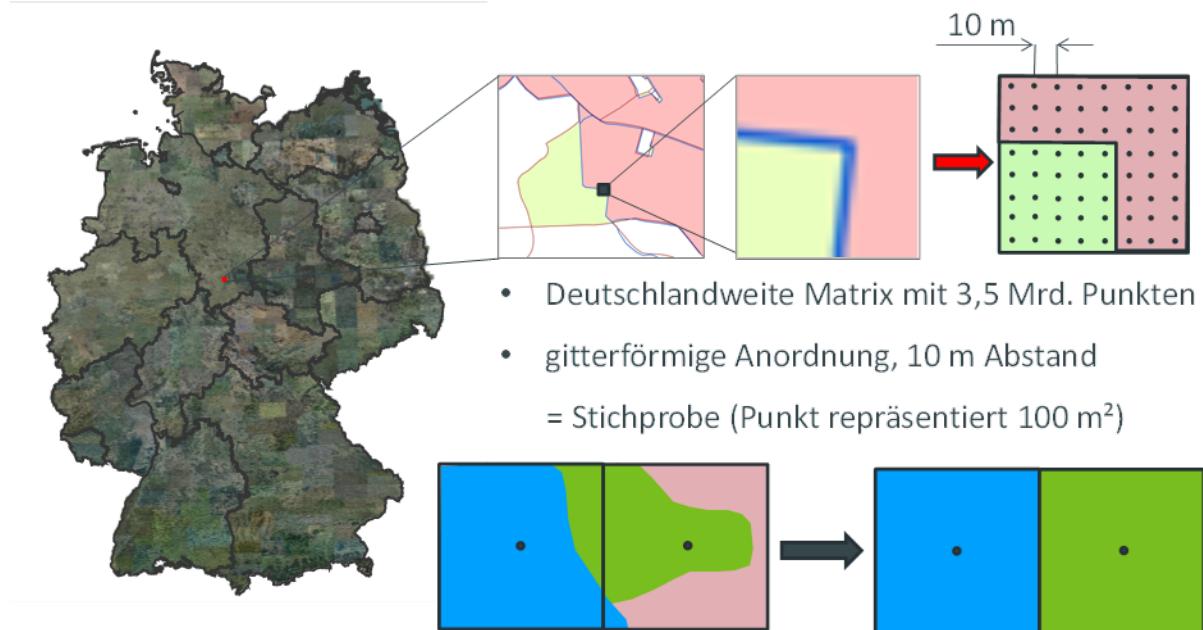
Die Auswertungen des vorliegenden Berichts basieren überwiegend auf Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS), welches für die Abwicklung der Agrarzahlungen im Rahmen der EU-Agrarförderung verwendet wird. Die Daten werden von jedem Bundesland jährlich erfasst, wobei sich die enthaltenen Informationen zu Landnutzung, Tierbestand und Maßnahmen immer auf die Betriebsebene beziehen. Der Vorteil der InVeKoS-Daten ist die hohe zeitliche und räumliche Auflösung. Ein großer Nachteil sind allerdings die hohen Datenschutzbestimmungen, die eine Nutzung der Daten sehr erschweren, sowie die bundeslandspezifischen Erhebungsweisen der Antragsdaten und Geometrien.

Um InVeKoS-Daten nutzen zu können, muss zunächst eine Datennutzungsvereinbarung zwischen dem jeweiligen Bundesland und dem Thünen-Institut geschlossen werden. Anschließend erfolgen die InVeKoS-Datenlieferungen der Bundesländer ans Thünen-Institut, wo die Antragsdaten zunächst für eine länder- und jahresübergreifende Auswertung aufbereitet werden müssen. Dies beinhaltet die Umwandlung der Landescodierungen in einen einheitlichen Code, um z. B. Landnutzungscodes, Tiercodes oder ÖVF-Codes übergreifend auswerten zu können. Dabei kann eine Aggregierung erforderlich sein, um die Unterschiede in der Differenzierung von Anbaukulturen zwischen den Bundesländern auszugleichen. Zum Beispiel: Wenn Bundesland A „Sommermenggetreide mit Weizen“ und „Sommermenggetreide ohne Weizen“ unterscheidet, während Bundesland B nur „Sommermenggetreide“ angibt, wird eine Aggregierung zu „Sommermenggetreide“ vorgenommen. Oder wenn Bundesland A zwischen den ÖVF-Streifen „Streifen am Waldrand“, „Streifen auf Ackerland“, „Streifen auf Grünland“, „Feldrand“ und „Ufervegetation“ unterscheidet, Bundesland B nur den ÖVF-Typ „alle Arten von Streifen“ anbietet, muss für eine gemeinsame Auswertung einheitlich auf die Ebene von „alle Streifen“ aggregiert werden.

Neben den Antragsdaten umfassen die Datenlieferungen auch Geometrien aus dem LPIS (Land parcel identification system). Hier werden die Flächen als FLIK (Flächenidentifikator: kleinste räumliche georeferenzierte Einheit) angegeben. Bis 2016 hatten die Bundesländer hierbei unterschiedliche Erfassungsebenen. Während die Bundesländer NI und NW das Feldblocksysteem hatten, stellte RP Flurstücksgeometrien bereit. In HE waren es Schlaggeometrien (vgl. Röder et al., 2019: Kapitel 5.3.2). Dies wurde 2016 vereinheitlicht: Seitdem werden in allen Ländern Schlaggeometrien verwendet, welche aber nach Selbstauskunft der Länder meist erst ab 2018 eine hinreichende Qualität haben (vgl. Röder et al., 2022: Kapitel 2.3).

Um Probleme der Lagegenauigkeit und der daraus resultierenden Überschneidung einzelner Geodatenlayer zu lösen, hat das Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen ein deutschlandweites Punktgitter entwickelt. Dabei repräsentiert jeder Punkt eine Fläche von 10×10 m (siehe Abbildung 3). Jeder Punkt im Punktgitter enthält präzise Informationen zu verschiedenen Aspekten wie Schutzgebieten, Hangneigung und Bodenklimaraum. Diese Informationen werden auf das jeweilige 10×10 m-Quadrat übertragen. Dieser Ansatz ermöglicht es, Probleme, die durch Lagegenauigkeiten einzelner Geodatenlayer entstehen können, effektiv zu umgehen.

Abbildung 3: Systematik des Aufbaus eines Punktgitters für Deutschland



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Die Erstellung von Zeitreihen zur Analyse von Änderungen in der Landnutzung oder Fruchfolgen erfordert eine eindeutige Identifizierung der Lage der FLIKs. Da sich FLIK-Nummern und -Geometrien jedoch von Jahr zu Jahr ändern können, ist eine Zuordnung allein über die FLIK-Nummer in den Jahren vor 2018 nicht möglich. Stattdessen erfolgt die Zuordnung über das oben genannte Punktgitter. Dennoch können Unschärfen auftreten, insbesondere wenn ein Feldblock mehrere Nutzungen umfasst. In solchen Fällen ist die Lage nicht eindeutig bestimmbar; es ist lediglich bekannt, welche Nutzungen mit welcher Fläche innerhalb eines Feldblocks/FLIKs aufgetreten sind. Hier muss mit Wahrscheinlichkeiten gerechnet werden: Zum Beispiel, wenn in einem Schlag 0,3 ha Winterweizen und 0,7 ha Raps gemeldet wurden, erhält

jeder Punkt des Punktgitters (= 0,01 ha) in diesem FLIK die Information, dass 0,003 ha mit Winterweizen und 0,007 ha mit Raps kultiviert werden (vgl. Röder et al., 2019: Kapitel 5.3.6).

Diese Problematik tritt ebenso bei der Zuordnung von Standorteigenschaften auf. Wenn beispielsweise festgestellt werden soll, wie groß der Anteil der Maisflächen in Schutzgebieten ist und nur ein Teil eines FLIKs mit mehreren Nutzungen im Schutzgebiet liegt, muss ebenfalls mit Wahrscheinlichkeiten gerechnet werden (vgl. Röder et al., 2019: Kapitel 5.3.6).

Seit der Meldung von Schlaggeometrien ab dem Jahr 2018 besteht diese Problematik nicht mehr.

Das Zusammenbringen der FLIK-Geometrien und der Antragsdaten ist vor allem bei älteren Datensätzen oftmals schwierig. Dabei treten mitunter erhebliche Zuordnungs- und Flächendiskrepanzen auf. Diese können jedoch größtenteils über das Zusammenführen der Antragsdaten mit älteren Geometrien, falls keine aktuellen gefunden werden können, behoben werden (vgl. Röder et al., 2019: Kapitel 5.3.3).

Für eine ausführliche Methodenbeschreibung verweisen wir auf Röder et al. (2019, 2022) sowie auf Nitsch et al. (2017).

2.4 ASE-Daten

Daten der Agrarstrukturerhebung (ASE) sind die wichtigste Datenquelle der Offizialstatistik zur Landwirtschaft in Deutschland. Es werden Daten zum Pflanzenbau und zur Tierhaltung erfasst, wobei die Erhebungseinheit der Betrieb ist und die kleinste räumliche Auflösung die Gemeinde ist. Dabei wird ein Betrieb der Gemeinde zugeordnet, in der sein juristischer Sitz liegt (Betriebssitzprinzip). Alle drei bis sechs Jahre findet eine Vollerhebung statt und umfasst alle Betriebe, die bestimmte Mindestumfänge landwirtschaftlicher Tätigkeit überschreiten. Zwischen den Vollerhebungen werden Stichprobenerhebungen durchgeführt, bei denen Daten von einem Viertel der Betriebe erhoben werden. Eine Auswertung der ASE-Daten ist uns ab dem Jahr 1999 möglich. Ein Vorteil der ASE ist die lange verfügbare Zeitreihe der Daten, während ein Nachteil die periodische Erhebung ist.

2.5 Weitere in Kapitel 3 verwendete Methodiken

Um zu analysieren, welche Rolle die betriebswirtschaftliche Ausrichtung (BWA) bei der Wahl der ÖVF-Typen, Nicht-Einhaltung der Greeningvorgaben zu ÖVF und Anbaudiversifizierung, der Tierhaltung oder auch bei den Ökobetrieben spielt, wurde die BWA wie folgt berechnet. Die betriebswirtschaftliche Ausrichtung (BWA) beschreibt den Produktionsschwerpunkt landwirtschaftlicher Betriebe und ist nach dem Klassifizierungssystem der Europäischen Union (VO (EG) Nr. 1242/2008) (Regulation (EU) No 1242/2008) dreistufig in Allgemeine-, Haupt- und Einzel-BWA-Typen unterteilt. Ausschlaggebend für die Eingruppierung ist der Standardoutput der einzelnen Produktionszweige in Bezug zum gesamten Standardoutput des Betriebs. Der Standardoutput basiert auf Durchschnittswerten während eines Bezugszeitraums von fünf Jahren, die auf Ebene der NUTS-2-Regionen (Nomenclature of Statistical Territorial Units) erhoben werden, um regionale Unterschiede zu berücksichtigen. Im vorliegenden Bericht wurden die im InVeKoS angegebenen einzelbetrieblichen Angaben zu Art und Umfang der Flächennutzung sowie Größe und Zusammensetzung des Viehbestands verwendet. Die Standardoutputs der Betriebe wurden für die Jahre 2015 bis 2017 bestimmt. Auf Grundlage der in der VO (EG) Nr. 1242/2008 vorgeschriebenen Schwellenwerte erfolgte die Klassifizierung der landwirtschaftlichen Betriebe in spezialisierte Ackerbaubetriebe, spezialisierte Gartenbaubetriebe, Pflanzenbauverbundbetriebe, spezialisierte Dauerkulturbetriebe, spezialisierte Weideviehbetriebe, spezialisierte Veredlungsbetriebe,

Viehhaltungsverbundbetriebe, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe sowie „Nicht im Klassifizierungssystem erfasste Betriebe“.

Um die Entwicklungen der Landnutzung in umweltsensiblen Kulissen zu untersuchen, wurden verschiedene Schutzkategorien betrachtet (siehe Tabelle 2). Die Naturschutzgebiete (NSG), Flora-Fauna-Habitat-Gebiete (FFH), Biosphärenreservate (BR) sowie Special Bird Protection Areas (SPA) wurden hierbei zu den „besonders geschützten Gebieten“ (BGG) zusammengefasst betrachtet. Sie dienen insbesondere dem Schutz der Biodiversität und zeichnen sich im Vergleich zu anderen Schutzkategorien des Naturschutzrechtes dadurch aus, dass meistens zusätzliche ordnungsrechtliche Anforderungen an die Landbewirtschaftung gestellt werden (im Gegensatz zu LSG). Als Referenzkulisse wurde die „Normallandschaft“ herangezogen; diese umfasst die Bereiche außerhalb sämtlicher in Tabelle 2 genannten Schutzgebiete.

Tabelle 2: Übersicht der verwendeten Fachdaten zu Kulissen

Fachdatensatz	Aktualität
Nationalparke (NLP)	2022
Biosphärenreservate (BR)	2022
Naturschutzgebiete (NSG)	2022
Flora-Fauna-Habitate (FFH)	2022
Besondere Schutzgebiete nach der Vogelschutzrichtlinie der EU (SPA)	2022
Naturparke (NP)	2022
Landschaftsschutzgebiete (LSG)	2022
Feuchtgebiete (RAMSAR)	2013
Aktualisierte Kulisse organischer Böden in Deutschland	2023
Festgesetzte Überschwemmungsgebiete Deutschlands eines 20jährigen Hochwassers (HQ20)	
Festgesetzte Überschwemmungsgebiete Deutschlands eines 20jährigen Hochwassers (HQ100)	

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Da die Landwirte ihre Entscheidungen jährlich, aber abhängig vom Standort treffen, wenden wir ein verallgemeinertes additives gemischtes Modell (**GAMM**: generalized additive mixed model) an. Die Entscheidung, die Anforderungen zu erfüllen, kann als binäres Ergebnis modelliert und über ein Logit-Modell ausgewertet werden. Die abhängige binäre Variable war „ÖVF-Anforderungen erfüllt (nein: 0/ja: 1)“. Formal lautet das Modell wie in Gleichung 1 dargestellt, wobei g die inverse Link-Logit-Funktion ist, β ein linearer Prädiktor ist, $f_j(x_{it})$ eine nichtparametrische Funktion ist, die mit Splines geschätzt werden kann, und bi die zufälligen Effekte sind. x_{it} sind die jeweiligen betrachteten Variablen und zi die Spezifikation für die zufälligen Effekte. Die Indizes geben an, dass die Beobachtungen auf Betriebsebene i und zu verschiedenen Zeitpunkten t gemacht werden. Für die Analyse wird die Beziehung zwischen der Ergebnisvariable (Erfüllung der ÖVF-Anforderungen) und dem Betriebstyp, der Landnutzungsintensität (genutzte landwirtschaftliche Fläche pro Tier), dem Standardoutput (EUR) sowie der Lage der Parzellen des Betriebs im Bodenklimateraum (BKR) linear untersucht. Die Beziehung zwischen dem Ereignis und der (Acker-)Fläche (in Hektar) wird mit Hilfe von penalisierten Splines geschätzt. Die zufälligen Effekte im Modell liegen auf der Ebene der

einzelnen Betriebe (zufälliger Intercept) und variieren zwischen den Jahren sowie zwischen den BKR.

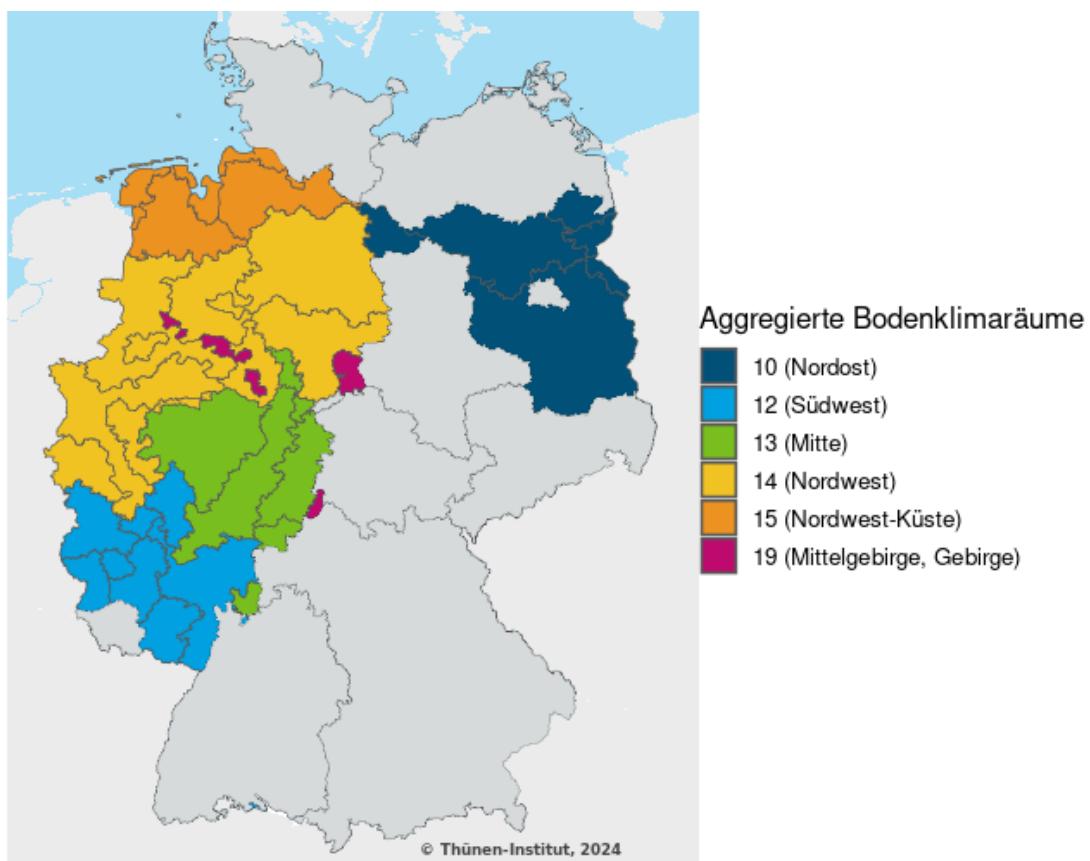
Gleichung 1

$$g(\mu_{it}) = x'_{it}\beta + \sum_{j=1}^m f_j(x_{it}) + z'_i b_i$$

Bodenklimaräume (BKR) (siehe Abbildung 4) repräsentieren Regionen mit mehr oder weniger homogenen Standortbedingungen für die landwirtschaftliche Produktion in Deutschland, wobei insbesondere der Einfluss von Bodenqualität und Klima berücksichtigt wird (Roßberg et al., 2007). Daher beziehen wir diese Informationen als Zufallseffekt mit ein. Da die Nummerierung der BKR einem hierarchischen System folgt, war es möglich, Aggregate zu bilden, indem die letzte Ziffer der BKR-Codes gestrichen wurde. Dies geschah hauptsächlich, um die Klarheit der Visualisierung der Ergebnisse zu verbessern, die sich nicht änderte, wenn die BKR nicht aggregiert wurden.

Abbildung 4: Aggregierte Bodenklimaräume (BKR) der Bundesländer BB, HE, NI, NW, RP

Dunkelgraue Linien: Grenzen der unaggregierten BKR nach Roßberg et al. (2007).



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Die regionale Ergebnisdarstellung der Analysen der InVeKoS-Daten erfolgte auf Ebene der **Agraratlasmgemeinden**. Sie bilden die Gemeindeebene mit dem Gebietsstand von 2010 ab.¹

¹ <https://atlas.thuenen.de/atlanten/agraratlas> (letzter Zugriff: 19.11.2024)

2.6 Entwicklung der Landnutzung

2.6.1 Ökologische Vorrangflächen

Um die Greeningprämie vollständig zu erhalten (Art. 46 EU-VO 1307/2013 (VO(EU) 1307/2013)), mussten die verpflichteten Betriebe von 2015 bis 2022 mindestens 5 % ihres Ackerlands für Ökologische Vorrangflächen (ÖVF) bereitstellen. Hier von befreit waren:

- ▶ Betriebe mit weniger als 15 ha Ackerland,
- ▶ Betriebe, bei denen Ackergras, Grünfutter, Ackerbrachen und/oder Leguminosen mehr als 75 % des Ackerlands ausmachten (und das verbleibende Ackerland 30 ha nicht überschreitet; dieser Zusatz galt von 2015 bis 2017),
- ▶ Betriebe, die mehr als 75 % der beihilfefähigen Fläche als Dauergrünland, Ackergras und/oder für andere Grünfutterpflanzen nutzten (und das verbleibende Ackerland 30 ha nicht überschreitet; dieser Zusatz galt von 2015 bis 2017),
- ▶ Betriebe des Ökolandbaus,
- ▶ Kleinerzeuger.

Einen Überblick über mögliche ÖVF-Typen und ihre Gewichtungsfaktoren gibt Tabelle 3. Wurden verschiedene ÖVF-Typen aggregiert und ihre Fläche gewichtet dargestellt (betrifft die aggregierten ÖVF-Typen Brachen; KUP, Aufforstung und NawaRo; Landschaftselemente), wurden die Flächen der einzelnen ÖVF-Typen zunächst gewichtet berechnet und dann addiert, sodass die korrekte Gewichtung in der Aggregation enthalten ist.

Tabelle 3: Übersicht ÖVF-Flächentypen und -Landschaftselemente

Flächen (ÖVF)	ÖVF-Einzelcodes in den Bundesländern	Aggrierter ÖVF-Typ, wie im Bericht verwendet	Gewichtung	Bemerkung
	Zwischenfrucht	Zwischenfrucht, Untersaat, Gründcke	0,3	
	Untersaat	Zwischenfrucht, Untersaat, Gründcke	0,3	
	Streifen am Waldrand	Streifen	1,5	
	Pufferstreifen (Ackerland)	Streifen	1,5	
	Pufferstreifen (Grünland)	Streifen	1,5	
	Feldrand	Streifen	1,5	
	Ufervegetation	Streifen	1,5	
	Kurzumtriebsplantagen (KUP)	KUP, Aufforstung und NawaRo	2015–2017: 0,3; 2018–2022: 0,5	
	Aufforstungsflächen	KUP, Aufforstung und NawaRo	1,0	

	ÖVF-Einzelcodes in den Bundesländern	Aggregierter ÖVF-Typ, wie im Bericht verwendet	Gewichtung	Bemerkung
Landschaftselemente (ÖVF-LE)	Miscanthus	KUP, Aufforstung und NawaRo	0,7	2018 eingeführt
	Durchwachsene Silphie		0,7	2018 eingeführt
	Leguminosen	Leguminosen	2015–2017: 0,7; 2018–2022: 1,0	
	Brachen ohne Erzeugung	Brachen	1,0	
	Honigbrache einjährig	Brachen	1,5	2018 eingeführt
	Honigbrache mehrjährig	Brachen	1,5	2018 eingeführt
	Baumreihen	ÖVF-LE	2,0	
	Einzelbäume, Sträucher	ÖVF-LE	1,5	
	Feldgehölze	ÖVF-LE	1,5	
	Feldraine	ÖVF-LE	1,5	
	Hecken oder Knicks	ÖVF-LE	2,0	
	Fels- und Steinriegel, naturversiegelte Flächen	ÖVF-LE	1,0	
	Terrassen	ÖVF-LE	1,0	
	Trocken-, Natursteinmauern, Lesewälle	ÖVF-LE	1,0	
	Feuchtgebiete	ÖVF-LE	1,0	
	Tümpel, Sölle, Moore, Dolinen und andere vergleichbare Feuchtgebiete	ÖVF-LE	1,0	
	Gräben	ÖVF-LE	2,0	

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Die Umsetzung von ÖVF wird zum einen deutschlandweit über die gesamte Förderperiode des Greenings von 2015 bis 2022 betrachtet, wofür Daten des BMEL (Deutscher Bundestag, 2015, 2018, 2019; BMEL, 2022) verwendet werden. Zum anderen konnten InVeKoS-Daten der in Kapitel 1.2 vorgestellten Bundesländer bis auf Betriebsebene für die Jahre 2013 bis 2021 ausgewertet werden.

2.6.2 Entwicklung einschlägiger Landnutzungen

Unter „einschlägigen Landnutzungen“ verstehen wir solche, die einen höheren Wert für die Umwelt haben als die übrigen Ackernutzungen. Dies sind im Einzelnen die ökologischen Vorrangflächen (ÖVF) des Greenings, Ackerbrachen und Ackerstreifen sowie Leguminosen.

2.6.2.1 Ackerbrachen und Ackerstreifen

Bei der Betrachtung der Ackerbrachen und Ackerstreifen werden neben allen Brachen und Streifen und den ÖVF-Meldungen auch die Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM)

analysiert. Die hierbei in den jeweiligen Bundesländern betrachteten Brache-AUKM finden sich im Anhang in Tabelle 28. Da anhand der uns für HE vorliegenden Daten zu AUKM keine räumliche Zuordnung möglich ist, ist HE aus räumlichen Darstellungen ausgeschlossen.

2.6.2.2 Leguminosen

AUKM zu Leguminosen wurden im Betrachtungszeitraum und in den betrachteten Bundesländern nur in BB angeboten (Anbau kleinkörniger Leguminosen auf Kippenflächen, FP674, Förderperiode 2007 bis 2013), weshalb zu AUKM-Leguminosen keine Auswertung erfolgte.

Bei den Leguminosen wurde bei einigen Analysen (siehe Abbildung 34 sowie Kapitel 6) zwischen groß- und kleinkörnigen Leguminosen unterschieden. Der Hintergrund ist, dass in Ökologischen Vorrangflächen (ÖVF) ab 2018 Pflanzenschutzmittel (PSM) verboten waren. Da kleinkörnige im Gegensatz zu großkörnigen Leguminosen überwiegend ohne PSM angebaut werden, ist an dieser Stelle eine Analyse der unterschiedlichen Entwicklung der Anbauflächen von Interesse. Aus ökologischer Sicht sind insbesondere niedrigwüchsige kleinkörnige Leguminosen ohne PSM-Einsatz wertvoll, da sie für bestäubende Insekten und Feldvögel als Nahrungsquelle und Habitat besonders geeignet sind (Nitsch et al., 2016).

2.6.3 Grünland

Zur Auswertung der Veränderung des Dauergrünlands werden verschiedene Datenquellen genutzt. Die Definition des Dauergrünlands erfolgt nach EU-Verordnung 1307/2013. Demnach gilt eine Fläche als Dauergrünland, wenn diese mehr als fünf Jahre zum Anbau von Gras oder anderen Grünfutterpflanzen genutzt wurde und nicht Teil der Fruchfolge eines Betriebs war. Um die deutschlandweite Entwicklung abzubilden, wurden die ASE-Daten der Jahre 2007, 2010, 2016 und 2020 genutzt. Da über die ASE-Daten nur die Netto-Umwandlung betrachtet werden kann, d. h. nur die gesamte Umwandlung und nicht die flächenspezifische, wurden auch die bereitgestellten InVeKoS-Daten der Länder genutzt und mit den Daten des Digitalen Landschaftsmodells (Basis-DLM) verschnitten. Somit kann die Brutto-Umwandlung erfasst werden. Diese gibt Aufschluss darüber, in welche Landnutzung Grünland umgewandelt wurde, bzw. aus welcher Landnutzung Grünland entstanden ist. Ein Problem bei der Verwendung des Basis-DLM sind dabei die unterschiedlichen Erhebungszeiträume beim Basis-DLM zwischen und innerhalb der Bundesländer, sodass es hier zwischen der Nutzung nach InVeKoS und der kartierten Nutzung nach Basis-DLM zu Differenzen kommen kann. Die Folge ist eine Ungenauigkeit bei der Landnutzungsänderung ins und aus dem Grünland.

Ein Schwerpunkt in der Analyse ist die Grünlandnutzung in der Moorkulisse. Die Flächennutzung in der Moorkulisse wird in Kapitel 2.6.10 beschrieben.

2.6.4 Kulturtendiversität

Im Jahr 2015 wurden im Rahmen des Greenings Vorschriften zur Anbaudiversifizierung eingeführt (gemäß Artikel 44 der EU-Verordnung 1307/2013 (VO(EU) 1307/2013)), deren Nicht-Einhaltung zu Kürzungen der Direktzahlungen führte. Betriebe, die die folgenden Punkte erfüllen, waren von der Anbaudiversifizierung befreit:

- ▶ Betriebe mit weniger als 10 ha Ackerland,
- ▶ Betriebe, bei denen Ackergas, Grünfutter und/oder Ackerbrachen mehr als 75 % des Ackerlands ausmachen (wobei das verbleibende Ackerland 30 ha nicht überschreitet: dieser Zusatz galt von 2015 bis 2017),

- ▶ Betriebe, die mehr als 75 % Grünland (Dauergrünland, Ackergras und/oder andere Grünfutterpflanzen) an der LF haben (wobei das verbleibende Ackerland 30 ha nicht überschreitet: dieser Zusatz galt von 2015 bis 2017),
- ▶ Betriebe des Ökolandbaus,
- ▶ Kleinerzeuger.

Betriebe mit 10 bis 30 ha Ackerland mussten mindestens zwei Kulturen anbauen. Hierbei durfte der Flächenanteil der Hauptkultur maximal 75 % des Ackerlands betragen.

Betriebe mit über 30 ha Ackerland mussten mindestens drei Kulturen anbauen. Die Hauptkultur durfte 75 % des Ackerlands nicht überschreiten und die beiden größten Kulturen durften gemeinsam maximal 95 % des Ackerlands einnehmen.

Die Einteilung der Kulturpflanzen im Sinne der Anbaudiversifizierung erfolgte nach den offiziellen Vorgaben, die sich an den Gattungen und Pflanzenfamilien orientieren.

Bei Analysen, die die Jahre 2013 und 2014 miteinbeziehen, musste NW ausgeschlossen werden, da es in den Jahren vor 2015 nur einen aggregierten Nutzcode für Getreide (außer Mais) gab; in den Folgejahren wurde hier viel feiner unterschieden.

2.6.5 Tierhaltende Betriebe

In den vergangenen Jahren war die Entwicklung im Bereich der intensiven Tierhaltung sehr dynamisch. So nahm die Zahl der schweine- oder milchviehhaltenden Betriebe deutlich ab und es waren deutliche räumliche Verlagerungseffekte erkennbar. Insbesondere die Aufhebung der Milchquote und die wiederholten Novellen der Düngeverordnung haben auf diesen Sektor einen erheblichen Anpassungsdruck entfaltet.

Vor diesem Hintergrund haben wir untersucht, wie sich die Größe und Lage tierhaltender Betriebe über die Jahre verändert hat. Hierbei kamen sowohl InVeKoS- als auch ASE-Daten (DeStatist, versch. Jahrgänge) zum Einsatz. InVeKoS-Daten haben den Vorteil, dass für jedes Jahr Daten auf Betriebsebene vorliegen. Dies trifft allerdings nur auf Betriebe mit Flächenmeldungen zu. In den ASE-Daten sind alle Betriebe enthalten, unabhängig davon, ob sie Flächen bewirtschaften. Allerdings werden ASE-Daten in größeren zeitlichen Abständen erhoben (hier verwendet: 2010, 2013, 2016, 2020) und auf Bundesland- oder Deutschlandebene veröffentlicht, sodass Analysen auf Betriebsebene nicht möglich sind.

Die Betrachtung der Entwicklung der Tierzahlen für Geflügel, Milchkühe und Schweine (Abbildung 5) zeigt, dass die Tierzahlen der ASE unterschiedlich stark über denen der InVeKoS-Daten liegen und sich die Trends anders verhalten können. Für Geflügel zeigen die InVeKoS-Daten eine kontinuierliche Zunahme von 2013 bis 2020, während die ASE-Daten von 2013 bis 2020 einen Rückgang wiedergeben.

Bei den Milchkühen unterscheiden sich die Tierzahlen weniger stark: Die Angaben zu Rindern der InVeKoS-Betriebe stammen ursprünglich aus der HIT-Datenbank (Herkunftssicherungs- und Informationssystem Tiere). Die HIT-Daten sind am besten belastbar, da für Rinder laut Viehverkehrsordnung sämtliche Bestandsveränderungen und Bewegungen der Meldepflicht unterliegen. Bei den InVeKoS-Daten haben wir auf Betriebe mit Flächenmeldungen gefiltert.

Dass die im InVeKoS erfassten Tierzahlen unter denen der ASE-Daten liegen, liegt daran, dass im InVeKoS nur die Tierzahlen der Betriebe enthalten sind, die auch Flächen melden; in der ASE sind hingegen alle enthalten. Lakner et al. (2020) sowie Zinnbauer et al. (2023b) haben die InVeKoS-Tiermeldungen in Rheinland-Pfalz mit Daten des Statistischen Landesamtes Rheinland-

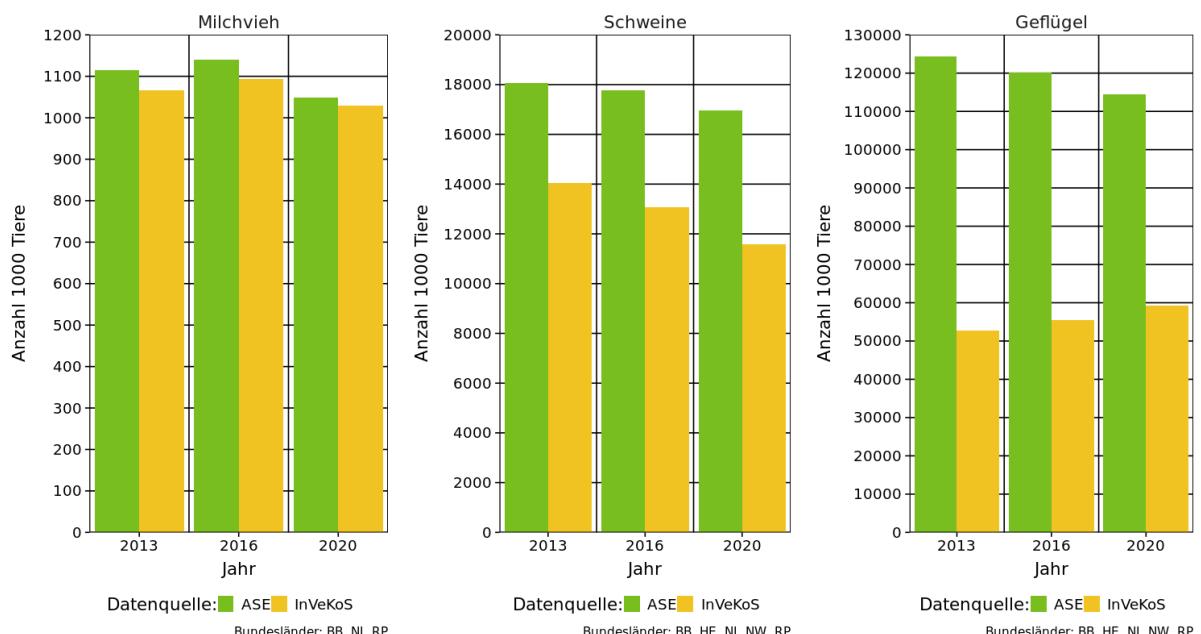
Pfalz (StaLa RP) verglichen. Während die Zahlen der Rinder, Schweine und Schafe des StaLa RP nur leicht über den InVeKoS-Meldungen lagen, war der Unterschied bei den Geflügelmeldungen enorm: Die StaLa-Meldungen waren rund dreimal so hoch wie die InVeKoS-Meldungen.

Ursächlich hierfür ist, dass gewerbliche Tierhaltung ohne EU-Agrarförderantrag nicht im InVeKoS erfasst wird (Zinnbauer et al., 2023b). Folglich sind die in diesem Bericht vorliegenden, auf InVeKoS-Daten basierenden Ergebnisse eine starke Unterschätzung des tatsächlichen Geflügelbestands der betrachteten Bundesländer. Die Geflügelzahlen in den ASE-Daten hingegen beinhalten auch die flächenlosen Betriebe und sind dementsprechend höher. Sie waren gleich denen des StaLa RP, wie hier für 2016 gezeigt: InVeKoS: 0,49 Mio. Geflügel, StaLa RP: 1,47 Mio. Geflügel (beide Angaben aus Zinnbauer et al. (2023b)), ASE: 1,47 Mio. Geflügel (DeStatist, versch. Jahrgänge).

In einem weiteren Bericht verglichen Zinnbauer et al. die Viehzahlen aus der ASE 2016 mit den InVeKoS-Daten für 2016: Für Deutschland waren die Geflügelzahlen in der ASE rund 2,2-mal höher als im InVeKoS. Die Rinderangaben waren gleich. Die Anzahl der Schweine war in der ASE 1,3-mal höher als im InVeKoS (Zinnbauer et al., 2023a).

Abbildung 5: Gegenüberstellung der Tierzahlen der InVeKoS-Betriebe mit Flächenmeldungen und den Tierzahlen aus der ASE

InVeKoS: Angaben zu Milchkühen stammen aus der HIT-Datenbank (gefiltert auf Betriebe mit Flächenmeldung)



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

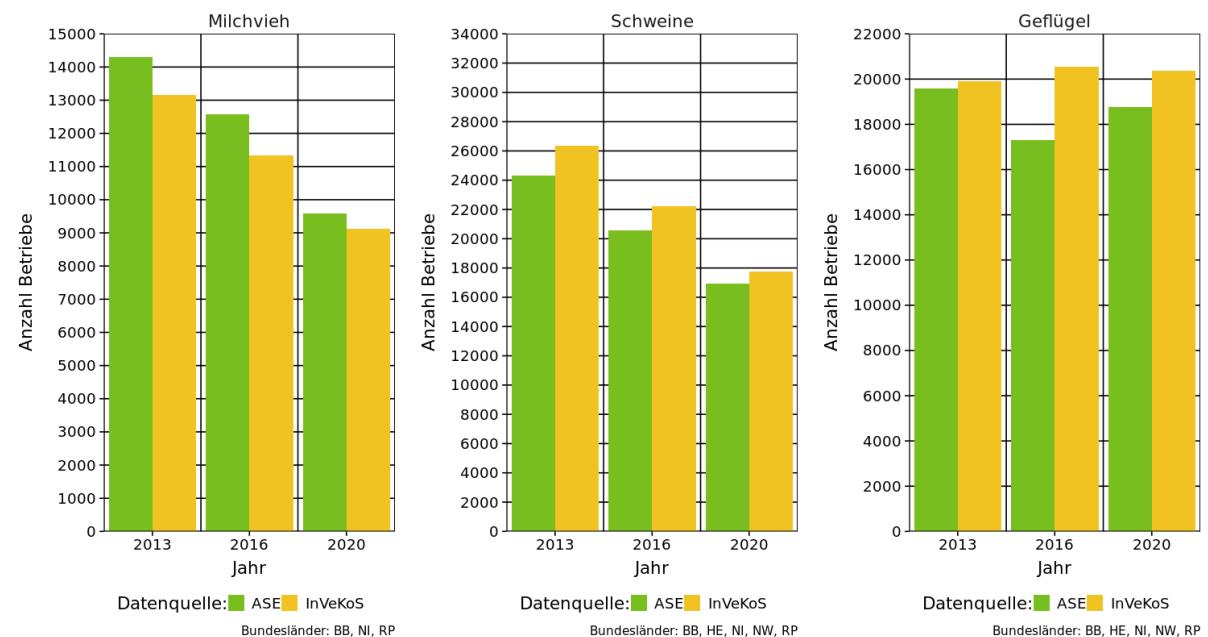
Der Vergleich der Anzahl der erfassten Betriebe zeigt bei den Milchvieh- und Schweinebetrieben einen Rückgang von 2013 bis 2020. Hierbei ist die Anzahl der Betriebe beim Milchvieh in den Daten der ASE höher als im InVeKoS. Bei den Schweinebetrieben ist es umgekehrt (Abbildung 6).

Bei den Geflügelbetrieben liegt die Anzahl der Betriebe im InVeKoS über der der ASE. Die Entwicklung unterscheidet sich: Im InVeKoS nahm die Anzahl der Geflügelbetriebe von 2013 zu 2016 leicht zu und lag 2020 minimal unter dem Wert von 2016. In der ASE ging die Zahl der Betriebe von 2013 zu 2016 zurück und stieg 2020 an, lag aber unter dem Wert von 2013.

Dass die Anzahl der Betriebe im InVeKoS über der der ASE liegt, liegt an den Erfassungsgrenzen, die das Agrarstatistikgesetz (AgrStatG) in § 91 Absatz 1a Satz 1 festlegt. In den ASE-Daten sind demnach Betriebe enthalten, die zum Beispiel mindestens zehn Rinder oder mindestens 50 Schweine haben. Beim Geflügel waren von 2010 bis 2016 Betriebe ab 1.000 Stück Geflügel berücksichtigt; ab 2020 Betriebe ab mindestens 1.000 Haltungsplätzen für Geflügel (Forschungsdatenzentren der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder, 2018). Diese Mindest-Tierzahlen gibt es im InVeKoS nicht, sodass dort auch Betriebe mit deutlich geringeren Tierzahlen erfasst sind.

Abbildung 6: Gegenüberstellung der Anzahl der Betriebe mit Flächenmeldung aus dem InVeKoS und der ASE

InVeKoS: Angaben zu Milchkühen stammen aus der HIT-Datenbank (gefiltert auf Betriebe mit Flächenmeldung)



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Für die Auswertungen wurde nach den jeweiligen Haupt-BWA-Typen (BWA: betriebswirtschaftliche Ausrichtung, siehe Kapitel 2.5) differenziert. Die spezialisierten Milchvieh-, Schweine- und Geflügelbetriebe wurden hinsichtlich der Entwicklung der Anzahl der Betriebe sowie des Tierbestands analysiert und allen Betrieben mit Milchvieh, Schweinen bzw. Geflügel sowie den nicht-spezialisierten Betrieben gegenübergestellt.

In den InVeKoS-Daten werden die Angaben zur Tierhaltung bundeslandspezifisch z. T. sehr unterschiedlich getätigt bzw. aggregiert. Aus diesem Grund konnten die Bundesländer HE und NW nicht bei der Milchviehauswertung berücksichtigt werden, da die InVeKoS-Daten hier die Angabe „Rinder“ enthalten und, anders als in BB, NI und RP, nicht weiter differenziert werden können.

2.6.6 Ökologischer Landbau

In den vergangenen Jahren hat sich der ökologische Landbau deutlich ausgedehnt. Vor diesem Hintergrund wird die Landnutzung der Ökobetriebe und deren Entwicklung über die Zeit analysiert und der Entwicklung der konventionellen Betriebe gegenübergestellt.

Die Einordnung eines Betriebs und seiner Nutzungsflächen als Ökobetrieb wird auf Grundlage der Öko-Kennung im Betriebsprofil bzw. den Stammdaten des Betriebs im InVeKoS verwendet.

2.6.7 Entwicklung des PSM-Einsatzes

2.6.7.1 Untersuchungsregionen und Datenbasis

Es war ursprünglich geplant, in mehreren Bundesländern die Quantifizierung des PSM-Einsatzes basierend auf den InVeKoS-Schlaggeometrien und den dazugehörigen Flächennutzungen durchzuführen, um die Auswirkungen der GAP-Maßnahmen bzw. eine Veränderung der Flächennutzung auf den Einsatz von PSM-Mengen, Behandlungshäufigkeit (BH) und Behandlungsintensität (BI) abzuschätzen. Aufgrund der rechtlichen Situation war die Nutzung der InVeKoS-Daten für nur drei Bundesländer möglich. Für die Bundesländer HE, NI und NW waren die Daten für den Zeitraum 2013–2021 verfügbar. Aufgrund dessen konnten die Analysen und Berechnungen nur für diese drei Bundesländer durchgeführt werden.

2.6.7.2 Zuordnung der InVeKoS-Flächennutzung zu den SYNOPS-Kulturgruppen

Seit dem Jahr 2011 werden vom Julius Kühn-Institut in Zusammenarbeit mit den Landwirtschaftsverbänden jährlich Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Praxis (sog. PAPA-Erhebungen) in sechs pflanzenschutzrelevanten Hauptkulturgruppen im Ackerbau in Deutschland durchgeführt (Roßberg et al., 2017; Roßberg, 2016).

Die Information zum PSM-Einsatz wird über die bundeweit harmonisierten TI-Nutzungs-Codes den einzelnen Kulturgruppen zugeordnet. Im Rahmen der PAPA-Erhebungen werden für die sechs Hauptkulturen deutschlandweit PSM-Anwendungen erfasst. Die Ergebnisse dieser Erhebungen dienen als Basis für die hier durchgeführten Analysen. Zusätzlich wurden Kulturen wie Winterroggen, Sommergerste, Hafer, Triticale und Ackerbohnen aus dem Netz „Vergleichsbetriebe Integrierter Pflanzenschutz“ herangezogen (Dachbrodt-Saaydeh et al., 2021). Für diese insgesamt elf Kulturgruppen werden Informationen für die kulturspezifische Verteilung von PSM-Mengen, BH und BI auf die InVeKoS-Schläge abgeleitet und bereitgestellt.

Die Zuordnungen der Flächennutzung ist in Tabelle 4 zusammengefasst. In Tabelle 4 wurden die Flächenanteile der einzelnen Kulturgruppen für die drei Bundesländer NW, NI und HE für das Jahr 2020 exemplarisch dargestellt. Der Anteil der Anbaufläche, die nicht zugeordnet werden konnte und damit nicht berücksichtigt wurde, beträgt demnach in 2020 nur 5,5 %.

Für die Nutzungsmerkmale, die der Kategorie Brache und Grünland zugeordnet wurden, wurde angenommen, dass keine PSM-Maßnahmen durchgeführt wurden. Auch für alle Flächen mit biologischem Anbau wurde angenommen, dass keine PSM eingesetzt wurden. Der PSM-Einsatz wurde für diese Flächennutzungen somit immer auf null gesetzt (Tabelle 4, grün hinterlegt). Für alle anderen Flächen konnten die PSM-Information über kulturspezifische Zufallsverteilungen aus den Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln zugeordnet werden (Tabelle 4, blau hinterlegt).

Tabelle 4: Zusammengefasste Flächenanteile der Bundesländer NW, NI und HE für das Jahr 2020 je PAPA-Kulturgruppe im konventionellen Anbau und biologischen Anbau

Für die hellblau eingefärbten Flächenanteile wurden PSM-Anwendungen angenommen und verteilt und für die grün eingefärbten Flächenteile wurde angenommen, dass keine PSM eingesetzt wurden.

Kultur-ID	SYNOPS Kulturgruppe	Jahr	Konventionell			Bio-Anbau		
			Flächenanzahl	Fläche [ha]	Flächenanteil	Flächenanzahl	Fläche [ha]	Flächenanteil
1	Winterweizen	2020	203.770	676.478	14,72 %	5.769	15.762	0,34 %
2	Wintergerste	2020	121.541	364.108	7,92 %	1.517	3.759	0,08 %

			Konventionell			Bio-Anbau		
3	Winterroggen	2020	53.543	179.989	3,92 %	2.896	6.398	0,14 %
4	Sommergerste	2020	27.640	68.284	1,49 %	2.018	3.973	0,09 %
5	Hafer	2020	15.160	25.535	0,56 %	3.060	5.828	0,13 %
6	Triticale	2020	45.676	131.051	2,85 %	2.787	6.070	0,13 %
7	Mais	2020	299.448	958.952	20,86 %	3.871	11.761	0,26 %
9	Winterraps	2020	50.020	160.156	3,48 %	109	416	0,01 %
11	Zuckerrübe	2020	36.036	167.335	3,64 %	300	831	0,02 %
12	Kartoffeln	2020	36.899	159.851	3,48 %	1.880	4.579	0,10 %
18	Ackerbohnen	2020	5.290	17.927	0,39 %	2.380	6.705	0,15 %
138	Grünland	2020	888.580	1.339.850	29,15 %	131.783	191.436	4,16 %
199	Brachen	2020	171.731	87.188	1,90 %	4.404	2.513	0,05 %
	nicht zugeordnet	2020	158.609	253.108	5,51 %			0,00 %
	Summe		1.955.334	4.336.704	94,34 %	162.774	260.031	5,66 %
	Insgesamt (Bio + konvent.)					2.118.108	4.596.735	100 %
	Flächen mit PSM	2020	895.023	2.909.666	63,30 %			
	Flächen ohne OSM	2020	1.060.311	1.427.038	31,04 %	162.774	260.031	5,66 %

Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

2.6.7.3 Quantifizierung des PSM-Einsatzes und der PSM-Intensität

Der PSM-Einsatz wird basierend auf den PAPA-Erhebungen mit den PSM-Mengen, der Behandlungshäufigkeiten (BH, Anzahl PSM-Anwendungen je Schlag) und der Behandlungsintensität dargestellt. Die Behandlungsintensität wird mit dem Behandlungsindex (*BI*) abgebildet, der die Anzahl der PSM Anwendungen in einer Anbausaison pro Hektar und Anbauperiode zusammenfasst, standardisiert auf die zugelassene Aufwandmenge für jedes PSM (Gleichung 2), wobei *i* die *i-te* Anwendung, *n* die Gesamtzahl der Anwendungen, *bF_i* die behandelte Fläche [ha], *F* die Fläche des Schlages [ha], *AR_i* die Anwendungsrate [g ha⁻¹ oder mL ha⁻¹] und *rAR_i* die registrierte Anwendungsrate [g ha⁻¹ oder mL ha⁻¹] ist. *AR* und *rAR* beziehen sich beide auf das PSM. Der *BI* wurde als Summe der *BI* für alle PSM-Anwendungen auf einem Feld während der Anbausaison und getrennt für Herbizide, Fungizide und Insektizide berechnet.

Gleichung 2

$$BI = \sum_{i=1}^n \frac{AR_i * bF_i}{rAR_i * F}$$

Die Ergebnisse der PAPA-Erhebungen werden als mittlere BH und BI mit deren Standardabweichung je Kultur auf Bundesebene berechnet und unter <https://papa.julius-kuehn.de> zusammengefasst. Für die vorliegende Untersuchung wurden die Mittelwerte und Standardabweichungen der drei Indikatoren PSM-Mengen, BH und BI auf Ebene der Cluster zur regionalen Erhebung von PSM (Dachbrodt-Saaydeh et al., 2019; CEPI-Regionen) neu berechnet. In Tabelle 5 wird dies exemplarisch für die Kultur Winterweizen dargestellt.

Basierend auf diesen Mittelwerten und deren Standardabweichungen wurden die einzelnen PSM-Mengen, BH und BI-Werte auf die InVeKoS-Schläge entsprechend einer Normalverteilung je Kultur und CEPI-Region zufällig verteilt. Dies erfolgt sowohl für den PSM-Einsatz insgesamt als auch für die drei PSM-Gruppen Herbizide, Fungizide und Insektizide, sodass je InVeKoS-Schlag jeweils ein Wert der PSM-Menge, der BH und des BI für die drei Wirkbereiche und die Mittel insgesamt zugeordnet wurde.

Entsprechend der zufällig verteilten PSM-Mengen, der BH und des BI wurde für jede Raumeinheit eine Bandbreite von schlagspezifischen Werten berechnet. Diese wurden in einer räumlichen Datenbank gespeichert und aggregiert, indem für jede Raumeinheit (z. B. Bodenklimaraum oder CEPI-Region) der flächengewichtete Mittelwert berechnet wird.

Für die Darstellung der zeitlichen Entwicklung der PSM-Menge, der BH und des BI wurden relative Indizes berechnet, indem die einzelnen jährlichen Indizes auf die des Basiszeitraums 2011–2015 bezogen werden (vgl. Kapitel 2.6.11.4).

Alle Ergebnisse werden im GAPEval-Map-Viewer dargestellt, der im Rahmen des Projektes zur flexiblen Darstellung und Analyse der Ergebnisse entwickelt wurde (siehe Kapitel 2.6.7.4).

Tabelle 5: Mittelwerte und Standardabweichungen (STD) der PSM-Mengen, Behandlungshäufigkeiten (BH) und Behandlungsindizes (BI)

Basierend auf diesen Werten wurde die zufällige Verteilung auf die InVeKoS-Schläge je CEPI-Region durchgeführt.

CEPI-ID	Anzahl InVeKoS-Schläge	Jahr	Kultur	Anzahl Flächen	Anzahl Betriebe	Mittelwert ± STD BH	Mittelwert ± STD BI	Mittelwert ± STD PSM Menge [kg ha ⁻¹]
A	66.346	2013	WW	34	9	7,62 ± 4,29	4,76 ± 2,08	5,84 ± 2,46
A	74.903	2014	WW	62	17	7,94 ± 3,68	4,67 ± 1,85	6,01 ± 2,43
A	77.187	2015	WW	61	16	8,9 ± 5,3	5,04 ± 2,4	6,22 ± 2,9
A	74.172	2016	WW	77	15	8,18 ± 4,29	4,84 ± 1,8	5,84 ± 2,47
A	75.143	2017	WW	52	14	9,44 ± 4,69	5,62 ± 2,43	6,99 ± 5,31
A	72.990	2018	WW	41	10	9,34 ± 3,61	5,67 ± 2,3	5,64 ± 2,47
A	71.004	2019	WW	72	13	7,94 ± 4,22	5,1 ± 2,51	4,79 ± 2,07
A	71.295	2020	WW	86	13	9,38 ± 3,72	5,67 ± 2,36	5,43 ± 2,78
B	673.504	2013	WW	52	13	8,31 ± 3,25	5,07 ± 1,78	6,48 ± 2,48
B	754.948	2014	WW	53	12	9,91 ± 2,99	5,88 ± 1,4	6,6 ± 2,43
B	749.261	2015	WW	70	16	10,14 ± 3,38	5,82 ± 1,65	6,66 ± 2,04
B	747.872	2016	WW	117	20	9,32 ± 2,77	5,59 ± 1,47	6,65 ± 2,36

CEPI-ID	Anzahl InVeKoS-Schläge	Jahr	Kultur	Anzahl Flächen	Anzahl Betriebe	Mittelwert ± STD BH	Mittelwert ± STD BI	Mittelwert ± STD PSM Menge [kg ha ⁻¹]
B	743.295	2017	WW	48	16	8,63 ± 2,97	5,08 ± 1,36	5,76 ± 2,31
B	748.769	2018	WW	112	17	8,29 ± 2,8	5,48 ± 1,7	5,6 ± 2,18
B	752.806	2019	WW	83	13	8,8 ± 3,03	6,13 ± 2,15	5,05 ± 1,99
B	756.896	2020	WW	109	19	8,46 ± 2,91	5,47 ± 1,83	5,2 ± 2,08
D	546.641	2013	WW	8	6	12,25 ± 3,11	5,9 ± 1,42	7,35 ± 2,86
D	599.072	2014	WW	10	6	1 ± 4,8 ± 2,66	7,79 ± 1,18	8,29 ± 1,08
D	621.912	2015	WW	15	7	12,47 ± 3,16	6,85 ± 1,44	7,74 ± 1,78
D	623.581	2016	WW	27	11	13,37 ± 3,04	6,85 ± 1,23	8,17 ± 1,84
D	622.359	2017	WW	20	12	12 ± 4,21	6,5 ± 2,22	8,52 ± 2,83
D	628.233	2018	WW	26	13	8,65 ± 3,31	4,99 ± 1,64	5,31 ± 1,86
D	634.722	2019	WW	43	14	10,6 ± 1,84	6,98 ± 1,61	7,6 ± 1,7
D	638.670	2020	WW	50	14	9,86 ± 1,99	5,99 ± 1,34	7,24 ± 2,02
E	958.029	2013	WW	13	7	6,77 ± 2,13	3,81 0,95	5,14 ± 1,15
E	989.944	2014	WW	19	9	9,47 ± 2,67	5,83 ± 1,8	7,09 ± 2,27
E	1.012.971	2015	WW	30	11	7,6 ± 2,93	4,53 ± 1,26	5,27 ± 2,08
E	983.220	2016	WW	23	11	10,22 ± 2,68	6,56 ± 2,41	8,24 ± 3,71
E	982.050	2017	WW	21	10	8,81 ± 2,14	5,39 1	5,58 0,9
E	990.781	2018	WW	30	7	7,9 ± 3,88	4,67 ± 1,9	4,5 ± 1,55
E	981.305	2019	WW	27	9	6,89 ± 2,17	4,24 ± 1,7	4,72 ± 1,83
E	985.214	2020	WW	27	8	7,52 ± 1,74	4,81 0,86	4,8 ± 1,31
F	175.481	2013	WW	21	13	7,9 ± 2,84	,43 ± 1,57	5,08 ± 1,92
F	211.223	2014	WW	20	11	8,2 ± 2,84	5,05 ± 2,33	6,01 ± 2,84
F	212.264	2015	WW	21	13	7,24 ± 2,64	4,94 ± 2,06	5,55 ± 2,39
F	216.297	2016	WW	30	17	7,7 ± 2,02	5,05 ± 1,61	5,62 ± 1,99
F	212.794	2017	WW	24	15	6,83 ± 1,61	4,71 ± 1,69	5,11 ± 2,34
F	214.084	2018	WW	48	12	5,65 ± 2,01	4,1 ± 1,35	4,41 ± 1,75
F	218.769	2019	WW	84	17	5,9 ± 2,77	4,4 ± 1,9	4,19 ± 1,81
F	219.711	2020	WW	72	17	6,08 ± 2,47	3,9 ± 1,15	3,87 ± 2,15

Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

2.6.7.4 GAPEval-Map-Viewer zur flexiblen Darstellung des PSM-Einsatzes

Zur umfassenden Bereitstellung der Ergebnisse aus GAPEval III wurde ein webbasierter Map-Viewer entwickelt, der eine flexible Aggregation der schlagspezifischen Indikatorwerte und

Flächen auf räumlicher Ebene und eine Darstellung als Karten ermöglicht (<https://sf.julius-kuehn.de/mapviewer/gapeval2>). Enthalten sind die ausgewerteten Daten der Bundesländer NI, HE, NW.

Der **GAPEval-Map-Viewer** bietet die Reiter **PSM-Einsatz**, **Risikoanalyse** und **Flächen** zur Auswahl an. Der Inhalt des Reiters Risikoanalyse wird im Kapitel 2.7.4 detailliert beschrieben. Der Reiter **Flächen** enthält Flächensummen und Anteile der berücksichtigten und behandelten Schläge. Unter dem Reiter **PSM-Einsatz** werden die Ergebnisse zu den Berechnungen des PSM-Einsatzes dargestellt. Es können folgende **Indikatoren** ausgewählt werden:

- ▶ Mittelwert der PSM-Menge
- ▶ Mittelwert der Behandlungshäufigkeit (PSM)
- ▶ Mittelwert der Behandlungsindizes (PSM)

Neben den Indikatoren kann auch die zu analysierende **PSM-Gruppe** gewählt werden. Folgende Auswahlmöglichkeiten stehen zur Verfügung:

- ▶ PSM insgesamt
- ▶ Herbizide
- ▶ Insektizide
- ▶ Fungizide + Wachstumsregler

Für die einzelnen **Jahre** von 2013 bis 2021 können verschiedene räumliche **Aggregationsebenen** ausgewählt werden, für die die drei Inkatoren PSM-Menge, BI und BH entweder als **absolute** Werte oder als **relative** Werte bezogen auf den Basiszeitraum von 2011 bis 2015 dargestellt werden. Es besteht die Auswahlmöglichkeit von drei verschiedenen Raumeinheiten:

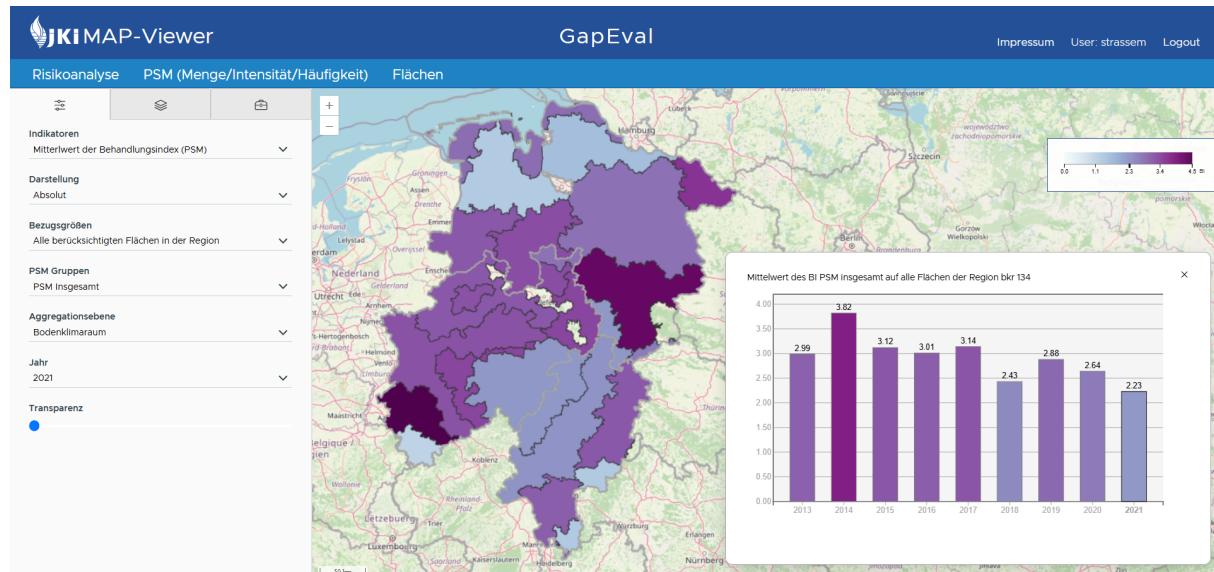
- ▶ Bundesland
- ▶ CEPI-Regionen
- ▶ Bodenklimaräume

Die **Bezugsgrößen** für die Darstellung der Ergebnisse beziehen sich dabei entweder auf alle berücksichtigten Flächen einschließlich der Flächen auf denen keine PSM-Anwendungen angenommen werden (alle Schläge einschließlich Grünland, Brachen und Flächen mit Bio-Anbau) oder nur auf die Flächen mit PSM-Anwendungen.

Durch Auswahl mit einem Mausklick auf der Karte kann ein Säulendiagramm über die zeitliche Entwicklung des ausgewählten Indikators für die einzelnen Raumeinheiten dargestellt werden. In Abbildung 7 ist die Web-Oberfläche des Map-Viewers beispielhaft dargestellt. Es werden die BI aller Flächen dargestellt.

Abbildung 7: Kartendarstellung mit dem GAP-Eval-Map-Viewer: Behandlungsindex im Jahr 2021 für verschiedene Bodenklimaräume

Die zeitliche Entwicklung der Behandlungsindizes wurde als Säulendiagramm für den Bodenklimaraum 134 dargestellt.



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Unter dem Reiter *Flächen* können folgende Flächenindikatoren für einzelne Jahre und verschiedene räumliche Aggregationsebenen ausgewählt und dargestellt werden:

- ▶ Summe der Fläche aller Schläge
(enthält auch Schläge, für die keine Kulturen zugeordnet wurden; vgl. Tabelle 30)
- ▶ Summe der Fläche der berücksichtigten Schläge
(enthält nur Schläge mit Kulturzuordnung; vgl. Tabelle 30)
- ▶ Summe der Fläche der behandelten Schläge
- ▶ Summe der Fläche der nicht behandelten Schläge
- ▶ Flächenanteil der Schläge mit PSM-Anwendungen
- ▶ Flächenanteil der Schläge ohne PSM-Anwendungen
- ▶ Identifikation der Umweltwirkungen der untersuchten Instrumente

2.6.8 Entwicklung des Wassererosionspotenzials

2.6.8.1 Methodische Grundlagen

Die Höhe des zu erwartenden Bodenabtrags durch Wasser in den Jahren 2012 bis 2021 wurde für das Untersuchungsgebiet mittels der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) in einer hohen räumlichen Auflösung von 10×10 m modelliert. Berücksichtigt wurden alle Ackerflächen mit Fruchtartenmeldungen für Ackerland; Grünlandflächen und Sonderkulturen wurden nicht berücksichtigt. Vorrangiges Ziel der Modellierung ist die Abbildung der zeitlichen Veränderung der Erosionsgefährdung in den Jahren 2013 bis 2021, die hier in Form räumlich aggregierter Kennwerte auf Ebene der Gemeinden, Bundesländer und der Gesamtfläche dargestellt wird. Modellbedingt ergeben sich Änderungen in den Abtragsraten vorrangig aus Änderungen in der

Niederschlagsintensität und Verschiebungen in den Anteilen der angebauten Ackerkulturen, nachrangig auch aus veränderten Ackerschlaggeometrien, aus denen sich geänderte Fließlängen ergeben. Änderungen in den Bodenbearbeitungsverfahren und der Zwischenfruchtanbau können wegen nicht vorliegender bzw. geringer raum-zeitlicher Auflösung der Datengrundlagen nicht abgebildet werden.

Mit der ABAG wird der zu erwartende langjährige mittlere Bodenabtrag in $t/(ha \times a)$ auf der Grundlage von erosionsbestimmenden Faktoren abgeleitet. Sie ist eine Übertragung der Universal Soil Loss Equation (USLE; (Wischmeier und Smith, 1965, 1978)) auf bayerische Verhältnisse: Schwertmann et al., 1990) und liegt als für Deutschland gültige DIN 19708 (2022, 2022) vor. Die hier vorgenommene Modellierung orientiert sich an den DIN-Vorgaben. Da diese jedoch für Einzelhänge bzw. -schläge konzipiert ist und hier eine flächenhaft-differenzierte Modellierung auf Rasterzellenbasis vorgenommen wird, müssen für einzelne Faktoren abweichende Methoden verwendet werden. Es gilt:

$$A_{bew} = R \times K \times LS \times C \times P$$

$$A_{pot} = R \times K \times LS$$

- ▶ **A_{bew} = langjährig zu erwartender Bodenabtrag durch Wasser unter Berücksichtigung der Bewirtschaftung [$t/(ha \times a)$]:** Auch „aktueller Bodenabtrag“ genannt. Bildet den langjährigen Abtrag unter Berücksichtigung der Fruchtfolge oder -sequenz eines Ackerschlages bzw. einer mittleren Fruchtartenverteilung einer Region ab.
- ▶ **A_{pot} = langjährig zu erwartender potenzieller Bodenabtrag durch Wasser [$t/(ha \times a)$]:** Berücksichtigt nur die „natürlichen“, d. h. vom Menschen nur wenig direkt beeinflussbaren Faktoren der ABAG. Gibt den Bodenabtrag unter der Annahme einer dauerhaften Schwarzbrache (keine Bodenbedeckung, fein gegrubbert) an. Auch „natürlicher Bodenabtrag“ genannt.
- ▶ **R = Erosivität der Niederschläge (R-Faktor) [$N/(h \times a)$]:** Maß für die kinetische Energie, mit der Bodenpartikel aus dem Boden herausgelöst und transportiert werden. Der R-Faktor integriert als langjähriger Faktor die kinetische Energie erosiver Niederschläge vieler Jahre, normiert auf ein Jahr.
- ▶ **K = Bodenerodierbarkeit durch Wasser (K-Faktor) [$(t \times h)/(ha \times N)$]:** Maß für die Ablös- und Transportierbarkeit von Bodenpartikeln aus dem Oberboden bzw. der Bodenoberfläche. Abhängig von der Korngrößenzusammensetzung, dem Humusgehalt, der Aggregierung sowie der Permeabilität des Bodens.
- ▶ **LS = Topografie-Faktor (LS-Faktor) [-]:** Dimensionsloser Faktor, der den Einfluss der Hangneigung und Hanglänge auf den Bodenabtrag beschreibt. Zusammenfassung der Faktoren L und S der DIN 19708 (2022, 2022).
- ▶ **C = Bodenbedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor (C-Faktor) [-]:** Dimensionsloser Faktor, der die Wirkung der Bodenbedeckung und Bodenbearbeitung auf den Bodenabtrag in Abhängigkeit der angebauten Ackerkulturen und des Bodenbearbeitungssystems beschreibt. Der C-Faktor kann schlagbezogen unter Berücksichtigung der Fruchtfolge oder -sequenz bzw. einer mittleren Fruchtartenverteilung einer Region bestimmt werden. In der Modellierung für diesen Bericht wurden jährliche C-Faktoren für Gemeinden auf Grundlage der Fruchtartenverteilung bestimmt.
- ▶ **P = Erosionsschutzmaßnahmen (P-Faktor) [-]:** Faktor zur Berücksichtigung zusätzlicher Erosionsschutzmaßnahmen. In der hier vorgenommenen Modellierung einheitlich auf 0,9

gesetzt. Dies entspricht einer mittleren Reduzierung des Bodenabtrags um 10 % durch Maßnahmen wie Quer- oder Konturbewirtschaftung (Bearbeitung quer zum Hang).

2.6.8.2 Datengrundlage und Vorgehen

2.6.8.2.1 Berechnung der Einzelfaktoren

Für den R-Faktor wird ein vom DWD bereitgestellter Rasterdatensatz zur Erosivität der Niederschläge verwendet (siehe Tabelle 6), der aus Radarniederschlagsdaten (RADKLIM-Daten) der Jahre 2001 bis 2017 abgeleitet wurde (Fischer et al., 2019). Der R-Faktor-Datensatz wurde nach einer vom DWD vorgeschlagenen Methodik (DWD, 2024) mittels folgender Regressionsgleichung an die Untersuchungsjahre 2013 bis 2021 angepasst:

Gleichung 3

$$R_y = R_{2001-2017} \cdot (1 + 0,01415 \cdot (y - 2009))$$

mit $R_y = R$ – Faktor für Jahr y

$y = Jahr (2013 bis 2021)$

$R_{2001-2017} = R$ – Faktor der Jahre 2001 bis 2017

K-Faktor: Der K-Faktor wird nach DIN 19708 (2022, 2022) aus der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK200) (BGR, 2022) abgeleitet (siehe Tabelle 6). Dazu werden die Bodenprofildaten der Leitböden je Kartiereinheit der BÜK200 ausgewertet und der K-Faktor auf Grundlage der Bodenart, dem Humusgehalt, der Aggregatklasse und der Permeabilitätsklasse bestimmt.

LS-Faktor: Der LS-Faktor wurde auf Basis des Digitalen Geländemodells mit der Gitterweite 10 m (DGM10; (BKG, 2020)) für jede 10×10 m-Rasterzelle der berücksichtigten Ackerflächen nach Desmet und Govers, (1996) berechnet (siehe Tabelle 6). Als jeweils einzeln abgegrenzte Fließeinheiten werden die InVeKoS-Feldblockgeometrien verwendet. Damit werden die unregelmäßig geneigten Ackerflächen durch die Rasterzellen des DGM10 in Einzelflächen aufgeteilt und für jede Rasterzelle der LS-Faktor lokal berechnet. Dazu wird jeweils die lokale Hangneigung und die Fließlänge in Form der Einzugsgebietsgröße bestimmt.

C-Faktor: Der C-Faktor gibt als dimensionslose Verhältniszahl den Bodenverlust bei Anbau einer Ackerfrucht im Vergleich zum theoretischen Bodenverlust bei Schwarzbrache wieder. Zur Bestimmung jährlicher C-Faktoren auf Ebene der Gemeinden wurde die Methode der summierbaren C-Faktoren (Csum) nach Auerswald et al. (2021) umgesetzt (siehe Tabelle 6). Sie legen 57 Csum-Werte für Fruchtarten bzw. Fruchtarten-Bodenbearbeitungsmethoden-Kombinationen vor. Diese wurden mittels statistischer Disaggregierung aus 261 nach ABAG-Standardmethode berechneten C-Faktoren (DIN 19708, 2022, 2022) bestimmt. Die Csum-Werte sind für Deutschland unter aktuellen klimatischen Bedingungen gültig und können für die direkte Bestimmung von mittleren C-Faktoren für Gebietseinheiten auf der Grundlage von Fruchtartenverteilungen verwendet werden. Es gilt:

Gleichung 4

$$C_{Mean} = \max(0.025; \sum Anteil_{Fruchtart} \cdot Csum_{Fruchtart})$$

Wobei $Anteil_{Fruchtart}$ der Anteil der verschiedenen Fruchtarten an der berücksichtigten Ackerfläche innerhalb einer Gebietseinheit (hier Gemeinden) ist. $Csum_{Fruchtart}$ ist der

fruchtartenspezifische Csum-Wert. Wegen negativer Csum-Werte für grasnarbenbildende Pflanzen kann der berechnete mittlere C-Faktor einer Region sehr niedrig oder sogar negativ werden. Um dies zu verhindern, ist 0,025 (der niedrigste C-Faktor typischer Fruchtfolgen) als minimaler Wert festgesetzt.

Die mittleren C-Faktoren je Gemeinde und Modellierungsjahr wurden auf Grundlage der InVeKoS-Antragsdaten bestimmt (siehe Tabelle 6). Dazu wurde jeder gemeldeten Fruchtart ein Csum-Wert zugeordnet, der Flächenanteil je Fruchtart in den Gemeinden berechnet und der mittlere C-Faktor nach Gleichung 5 bestimmt. Grünland und Sonderkulturen wurden in der C-Faktorberechnung nicht berücksichtigt.

Tabelle 6: Modellierung des Bodenabtrags durch Wasser mit der ABAG: Methodik, Datengrundlage und raum-zeitliche Auflösung

RADKLIM: Radarklimatologie

Faktor	Methodik	Datengrundlage	Raum-zeitliche Auflösung
R (Erosivität der Niederschläge)	R-Faktor-Karte der Jahre 2001–2017 (Fischer et al., 2019); konform mit DIN 19708 (2022, 2022), mittels Regressionsgleichung nach (DWD, 2024) auf die Untersuchungsjahre angepasst	Precipitation Erosivity (R factor) based on RADKLIM Version 2017.002 (Fischer et al., 2019)	1 × 1 km, Untersuchungsjahre 2013–2021 (Anpassung des Zentraljahres)
K (Bodenerodierbarkeit)	Berechnung nach DIN 19708 (2022, 2022)	Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 (BÜK200) (BGR, 2022)	Bodeneinheiten der BÜK200
LS (Hanglänge und Hangneigung)	Räumlich-differenzierte LS-Faktor-Berechnung nach Desmet und Govers (1996)	Digitales Geländemodell Gitterweite 10 m (DGM10) (BKG, 2020) FLIK-Geometrien	Keine zeitliche Variation 10 × 10 m Untersuchungsjahre 2013–2021 (Variation durch gemeldete FLIK-Geometrien)
C (Bodenbedeckung und Bodenbearbeitung)	Summierbare C-Faktoren nach Auerswald et al. (2019)	InVeKoS-Daten zu angebauten Ackerkulturen, FLIK-Geometrien, Gemeinde-Geometrien	Gemeinden Untersuchungsjahre 2013–2021 (Variation durch gemeldete Fruchtarten je FLIK)
P (Erosionsschutzmaßnahmen)	statisch festgesetzt auf 0,9	-	10 × 10 m keine zeitliche Variation

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

2.6.8.2.2 Statistische Auswertungen

Alle räumlich explizit im 10 × 10 m-Raster berechneten Werte des Bodenabtrags wurden für die Darstellung in diesem Bericht auf Gemeinden, Bundesländer und die gesamt untersuchte Fläche als Auswertungseinheiten aggregiert. Als statistischer Kennwert wird der mittlere Bodenabtrag je Gebietseinheit, jeweils bezogen auf die in der Modellierung berücksichtigte Ackerfläche, angegeben.

Als weitere Auswertung wurden für alle Untersuchungsjahre die Flächenanteile der Erosionsgefährdungsklassen nach DIN 19708 (2022, 2022) berechnet. Hierzu wurden alle Flächen mit modellierten bewirtschaftungsbedingten Abtragsraten (A_{bew}) in die folgenden sieben Gefährdungsklassen nach DIN 19708 (2022, 2022) eingestuft:

- ▶ keine bis sehr geringe Erosionsgefährdung: $A_{bew} \leq 0,2 \text{ t}/(\text{ha} \times \text{a})$
- ▶ sehr geringe Erosionsgefährdung: $A_{bew} > 0,2 - 1,0 \text{ t}/(\text{ha} \times \text{a})$
- ▶ geringe Erosionsgefährdung: $A_{bew} > 1,0 - 2,0 \text{ t}/(\text{ha} \times \text{a})$
- ▶ mittlere Erosionsgefährdung: $A_{bew} > 2,0 - 3,0 \text{ t}/(\text{ha} \times \text{a})$
- ▶ Erosionsgefährdung: $A_{bew} > 3,0 - 6,0 \text{ t}/(\text{ha} \times \text{a})$
- ▶ sehr hohe Erosionsgefährdung: $A_{bew} > 6,0 - 11,0 \text{ t}/(\text{ha} \times \text{a})$
- ▶ extrem hohe Erosionsgefährdung: $A_{bew} > 11,0 \text{ t}/(\text{ha} \times \text{a})$

2.6.9 Entwicklung der Humusbilanz

Humus ist ein bedeutender Kohlenstoffspeicher. Veränderungen im Humusgehalt des Bodens können die CO_2 -Konzentration in der Atmosphäre beeinflussen. Zudem dient Humus als Speicher- und Puffermedium für Wasser, Nährstoffe und Schadstoffe (VDLUFA, 2010). Die Humusbilanzierung zielt darauf ab, die durch landwirtschaftliche Bewirtschaftung zu erwartenden Veränderungen der Humusvorräte in acker- und gartenbaulich genutzten Böden auf Fruchtfolgeebene abzuschätzen. Dies ermöglicht Anpassungen in der organischen Düngung oder der Gestaltung der Fruchtfolge, um den Humusgehalt im Boden zu erhalten. Mit Hilfe der Humusbilanzierung kann grob eingeschätzt werden, ob eine Fruchtfolge ausreichend organisches Material bereitstellt, um den Humusgehalt im Boden zu bewahren (VDLUFA, 2014).

Im Rahmen dieser Arbeiten wurde der Ansatz genutzt, um basierend auf der Landnutzung einer Gemeinde Aussagen über den Zustand und die Entwicklung des Bodenkohlenstoffgehaltes zu treffen. Dafür wurden die Anbau- und Haltungsdaten der Agrarstrukturerhebung (ASE) für Deutschland aus den Jahren 2010, 2016 und 2020 auf Gemeindeebene analysiert.

Die Biogas-Eingangsdaten sind ein Mittelwert der eingesetzten Substratmengen aus den Jahren 2014 bis 2016 und wurden für 2016 verwendet. Für 2010 wurde aus der installierten elektrischen Leistung der Biogasanlagen in 2010 und 2011 der Mittelwert (2010: 2,3 GW, 2011: 3,1 GW) gebildet; dieser betrug 64 % der für 2016 (4,2 GW; (Statista, 2024)) angegebenen installierten Leistung. Das Jahr 2011 wird hier mitbetrachtet, da bei Inbetriebnahme der Biogasanlage vor Jahresmitte das Gärsubstrat in 2010 angebaut wurde. Für die Abschätzung der Humusbilanz wird davon ausgegangen, dass der Substratmix und die räumliche Verteilung der Anlagen konstant bleiben und die Menge der Gärreste analog zur Leistung in 2010 nur 64 % des Wertes von 2016 betragen. Analog wurde für das Jahr 2020 vorgegangen, wobei der Mittelwert der 2020 (5,7 GW) und 2021 (5,8 GW, (Statista, 2024)) installierten Leistung 136 % der für 2016 angegebenen installierten Leistung betrug.

Bei den Ergebnissen handelt es sich um Modellierungsergebnisse, die mit Messwerten auf Bundesebene validiert werden müssten. Es gibt vonseiten der Bundesländer Hinweise darauf, dass die berechnete Bilanz häufig nicht mit den gemessenen Werten vor Ort zusammenpasst (kein Aufbau organischer Substanz). Als eine mögliche Ursache hierfür werden steigende Temperaturen und der dadurch schnellere Humusabbau diskutiert.

Überregionale Gülle- und Gärresttransporte konnten im Modell nicht berücksichtigt werden. Die Analysen bauen auf denen des Vorgängerprojektes GAPEval II auf und sind in dessen Endbericht umfangreich beschrieben (Röder et al., 2022).

2.6.10 Entwicklung der Nutzung organischer Böden

Für die Entwicklung der Nutzung auf organischen Böden wird die Kulisse der organischen Böden (Wittnebel et al., 2023) herangezogen. Diese beruht auf den aktuellsten Karten der Länder und wurde deutschlandweit harmonisiert. Die Karte stellt Informationen zur Genese der Moorböden zur Verfügung: Hochmoor, Niedermoor, Moorfolgeböden, flach und mächtig überdeckte Moor sowie Tiefumbruchböden. Darauf wurden die InVeKoS-Daten der Bundesländer verschnitten, um über die Jahre die Nutzung auf Moorböden zu ermitteln. Die abgeleiteten Emissionswerte und deren Veränderung wurden aus Tiemeyer et al. (2020) übernommen. Als Emissionsfaktoren wurde für Ackerfläche 40,4 t/CO₂-äq, für Grünland 31,7 t/CO₂-äq pro Hektar und Jahr angenommen. Eine Unterscheidung zwischen den Moortypen wird nicht vorgenommen. Nicht berücksichtigt sind zudem Maßnahmen, die zu einer Anhebung des Wasserstandes und damit zu einer Reduktion der THG-Emissionen führen. Die Emissionen aus organischen Böden werden daher eher überschätzt.

2.6.11 Entwicklung des Umweltrisikos

2.6.11.1 Erhebung der schlagspezifischen Modellparameter

Die Grundlage für die Risikoanalysen, die in dieser Studie mit dem Modell SYNOPS-GIS durchgeführt wurden, bilden die Schlaggeometrien der beantragten beihilfefähigen Flächen (InVeKoS). Durch die Kombination dieser Daten mit weiteren Geoinformationen lässt sich die Lage sowie die Nachbarschaft der landwirtschaftlich genutzten Flächen zu Nicht-Zielflächen und anderen wichtigen Strukturelementen der Agrarlandschaft, wie Gewässern, Wegen und Gehölzen und Saumstrukturen, bestimmen. Beispielsweise wird durch die Überlagerung der InVeKoS-Geometrien mit den Gewässerdaten des Amtlich-Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) (AdV, 2008, 2015) die Entfernung der InVeKoS-Schläge zu den Oberflächengewässern sowie der jeweilige Gewässertyp und die Breitenklasse ermittelt.

Durch zusätzliche GIS-Prozeduren wird es möglich, die digitale Bodenkarte BÜK200 (BGR, 1996) zur Beschreibung der Bodenparameter sowie das digitale Geländemodell DGM-5 (Auerswald, 2002) zur Darstellung des Landschaftsreliefs mit den InVeKoS-Geometrien zu verknüpfen. Dies ermöglicht die Berechnung von schlagbezogenen Bodenparametern und die Hangneigungen der einzelnen Flächen, wobei die Hangneigung auf einen maximalen Wert von 20 % begrenzt wurde.

Der Klimadatensatz, der verwendet wird, umfasst täglich interpolierte Wetterdaten (Temperatur, Niederschlag, Globalstrahlung, Wind) im Rasterformat von 1 km² des DWD (DWD, 2016). Diese DWD-Kacheln (1 km²) wurden den einzelnen Schlägen zugeordnet, um die Tageswerte der Wetterdaten spezifisch für die Flächen verfügbar zu machen.

Zur Bewertung der Auswirkungen von GAP-bedingten Änderungen in der Landnutzung auf das Umweltrisiko durch PSM-Anwendungen wurden zwei verschiedene Risikoanalysen durchgeführt. Erstens wurden Risikoindizes auf Basis der jeweiligen Wetterdaten und PSM-Anwendungen der einzelnen Jahre berechnet. Dadurch lässt sich die Risikosituation unter den spezifischen Bedingungen eines Jahres für einzelne Raumeinheiten erfassen, sodass jährliche Effekte durch Landnutzungsänderungen überlagert werden können.

Um Verzerrungen durch unterschiedliche Wetterbedingungen in den einzelnen Jahren zu vermeiden, wurde zusätzlich eine Berechnung durchgeführt, bei der für alle Jahre die Wetterdaten aus 2021 verwendet wurden, während die PSM-Anwendungen aus sämtlichen Jahren einbezogen wurden. Auf diese Weise werden sowohl regionale Unterschiede als auch innerhalb eines Jahres auftretende Schwankungen berücksichtigt, während gleichzeitig die

Variation der Wetterdaten zwischen den Jahren und deren Einfluss auf die jährlichen Risikoindizes minimiert wird.

Die Information bezüglich der Wirkstoffgehalte und Anwendungsauflagen der angewandten PSM erfolgte über eine Verknüpfung mit der online-Datenbank der zugelassenen Pflanzenschutzmittel des BVL (BVL, 2019). Die toxikologischen und physikalisch chemischen Eigenschaften der PSM-Wirkstoffe werden der online verfügbaren Pesticide Property Database (PPDB, Stand: 1.4.2024) entnommen (Lewis et al., 2016). Beide Datenbanken werden regelmäßig im Abstand von drei Monaten aktualisiert.

2.6.11.2 Ableitung der generischen Anwendungsmuster aus der PAPA-Erhebung

Für die Risikoanalyse wurden generische Applikationsmuster für Winterweizen, Wintergerste, Mais, Winterraps, Zuckerrübe und Kartoffel aus den PAPA-Erhebungen der Jahre 2011 bis 2020 und für die Kulturen Winterroggen und Ackerbohne aus dem „Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz“ erstellt. Aufgrund vertragsrechtlicher Einschränkungen konnten die Originaldaten nicht direkt verwendet werden. Daher wurde eine Methode entwickelt, um aus den Erhebungen allgemeingültige Applikationsmuster für diese Kulturen abzuleiten.

Als Grundlage dienten Daten der PAPA-Erhebungen 2011 und 2020, die regional anhand der sechs CEPI-Regionen (Dachbrodt-Saaydeh et al., 2019) ausgewertet wurden (Abbildung 8). Ziel war es, für jede Kultur drei Applikationsmuster pro Jahr in jeder Region zu berechnen, die eine hohe, mittlere und niedrige PSM-Intensität widerspiegeln – entsprechend der landwirtschaftlichen Praxis in Deutschland. Insgesamt wurden so 180 generische Applikationsmuster je Kultur erstellt, jeweils drei Intensitätsstufen in zehn Jahren und sechs CEPI-Regionen. Für die Kultur Winterroggen konnte nicht in verschiedene Intensitätsstufen unterschieden werden, da für diese Kultur keine ausreichenden Erhebungen vorlagen. Es wurden für Winterroggen also insgesamt nur 60 generische Applikationsmuster erstellt. In Tabelle 7 sind exemplarisch die generischen Applikationsmuster (GAM) für Winterweizen der CEPI-Region D aus dem Jahr 2018 dargestellt. Der komplette Satz der GAM wird z. Z. zur Publikation vorbereitet (Helbig und Hofhues, 2025, in Vorbereitung).

Tabelle 7: Generisches Applikationsmuster (GAM) für Winterweizen in der CEPI-Region D für drei Intensitätsstufen aus dem Jahr 2018

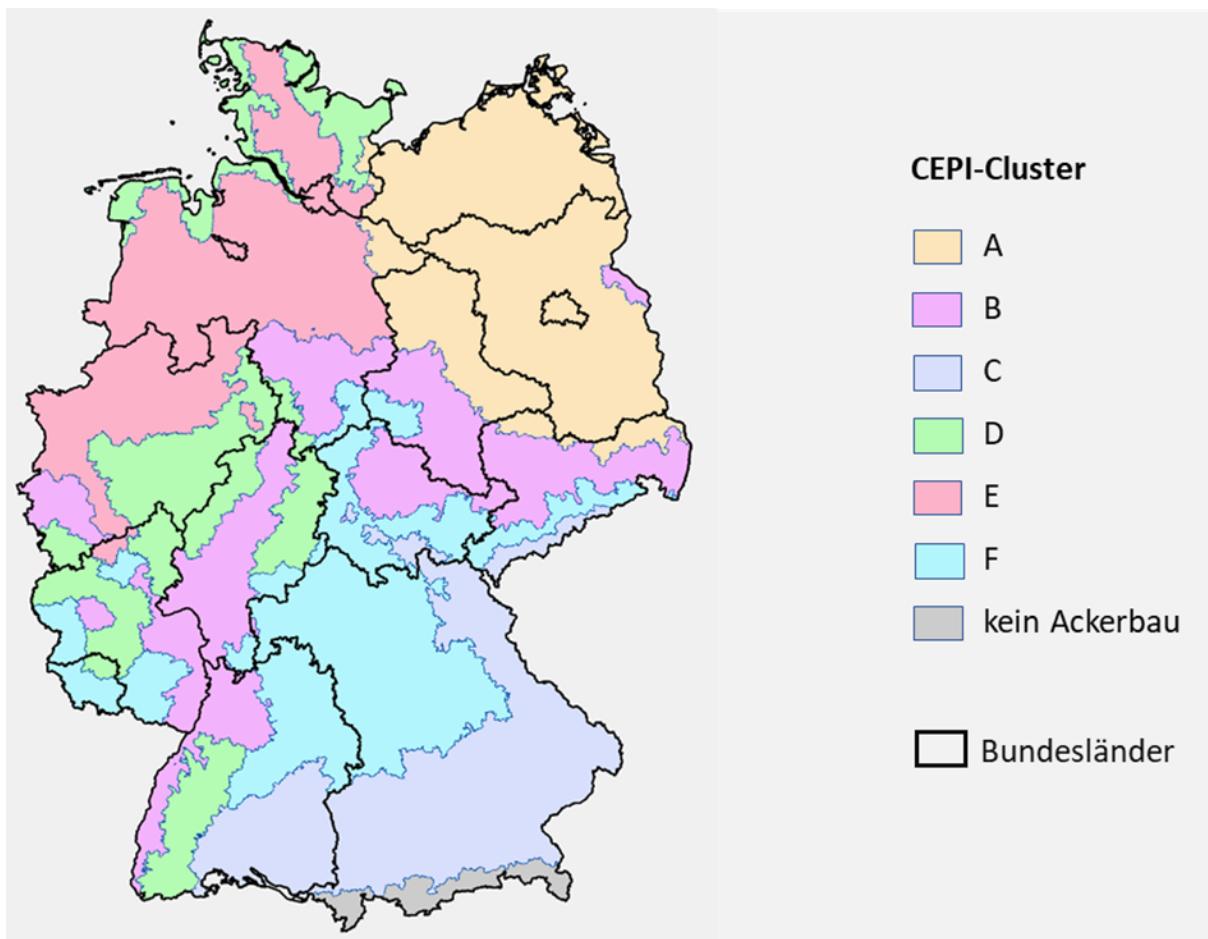
H: Herbizide, F: Fungizide, I: Insektizide, W: Wachstumsregler, EBI: Behandlungsindex der einzelnen Anwendung

Inten-sität	Datum der Anwendung	PSM-Nr.	PSM-Name	PSM-Kat.	AWM [kg/ha]	Regel AWM [kg/ha]	EBI
1	26.10.2017	006369-00	Bacara FORTE	H	0,8	0,8	1,00
1	17.04.2018	034046-00	Chlormequat 720	W	1	2,1	0,48
1	11.05.2018	007413-00	Siltra Xpro	F	0,5	1	0,50
1	11.05.2018	006542-00	CREDO	F	1	2	0,50
2	05.10.2017	005908-00	Cadou SC	H	0,3	0,5	0,60
2	05.10.2017	006369-00	Bacara FORTE	H	0,75	0,8	0,94
2	21.04.2018	034046-60	CCC720	W	0,5	2,1	0,24

Inten-sität	Datum der Anwendung	PSM-Nr.	PSM-Name	PSM-Kat.	AWM [kg/ha]	Regel AWM [kg/ha]	EBI
2	21.04.2018	024212-00	Moddus	W	0,2	0,4	0,50
2	28.04.2018	006276-00	Capalo	F	1,5	2	0,75
2	18.05.2018	025620-00	Medax Top	W	0,5	1,5	0,33
2	28.05.2018	006591-00	Osiris	F	1,5	3	0,50
2	28.05.2018	026998-00	Skyway Xpro	F	0,8	1,25	0,64
3	15.10.2017	006369-00	Bacara FORTE	H	0,5	0,8	0,63
3	15.10.2017	005908-00	Cadou SC	H	0,3	0,5	0,60
3	28.04.2018	034046-00	Chlormequat 720	W	1	2,1	0,48
3	28.04.2018	024212-00	Moddus	W	0,3	0,4	0,75
3	07.05.2018	006914-63	Lodin EC	H	0,8	1	0,80
3	07.05.2018	060939-00	U 46 M-Fluid	H	1,4	1,4	1,00
3	12.05.2018	025625-00	Input Classic	F	0,8	1,25	0,64
3	16.05.2018	024034-00	Camposan-Extra	W	0,15	0,7	0,21
3	16.05.2018	025620-00	Medax Top	W	0,4	1,5	0,27
3	28.05.2018	006591-00	Osiris	F	1	3	0,33
3	28.05.2018	026998-00	Skyway Xpro	F	0,7	1,25	0,56
3	08.06.2018	006591-00	Osiris	F	1	3	0,33
3	08.06.2018	025662-00	Prosaro	F	1	1	1,00
3	15.06.2018	005918-00	Biscaya	I	0,3	0,3	1,00

Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Abbildung 8: Cluster für die regionale Erhebung und Analyse der Pflanzenschutzintensität (CEPI) im Ackerbau in Deutschland (Dachbrodt-Saaydeh et al., 2019)



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Die Bewertung der PSM-Intensität erfolgte anhand des Behandlungsindex (BI), der die Anzahl der PSM-Anwendungen pro Anbauperiode in Relation zur maximal zulässigen Anwendungsraten zusammenfasst (vgl. Gleichung 2).

Die Ermittlung der generischen Applikationsmuster erfolgte jeweils für drei Intensitätsstufen. Die Intensitätsstufen wurden basierend auf dem BI wie folgt definiert:

- ▶ Hohe Intensität: $BI \geq 66$. Perzentil
- ▶ Mittlere Intensität: $66. > BI \geq 33$. Perzentil
- ▶ Niedrige Intensität: $BI \leq 33$. Perzentil

Die PAPA-Anwendungsmuster wurden entsprechend ihres BI den jeweiligen Intensitätsstufen zugeordnet. Die Ermittlung der generischen Applikationsmuster erfolgte dann in vier Schritten:

Schritt 1: Festlegung der Anzahl der PSM-Anwendungen pro Vegetationsperiode basierend auf der kulturspezifischen Behandlungshäufigkeit (BH).

Schritt 2: Festlegung der Anwendungszeiträume für Herbizide, Fungizide und Insektizide, basierend auf den häufigsten Anwendungen in den untersuchten Monaten. Die Monate mit den häufigsten Anwendungen werden als Anwendungszeiträume definiert

Schritt 3: Auswahl der am häufigsten eingesetzten PSM und Tankmischungen für die festgelegten Anwendungen, basierend auf den PAPA-Daten. Es werden die häufigsten Anwendungstermine und die Modalwerte für Aufwandmengen und behandelte Flächen verwendet. Dadurch werden allerdings PSM, die in den einzelnen CEPI-Regionen nicht so häufig angewandt werden, nicht berücksichtigt.

Schritt 4: Überprüfung der generierten Spritzfolgen hinsichtlich des BI. Wenn der BI von den Zielwerten der Intensitätsstufen abweicht (Differenz $> 0,5$), werden in Schritt 2 andere PSM-Anwendungen ausgewählt und die Schritte 3 und 4 erneut durchgeführt.

Die Erzeugung der generischen Applikationsmuster wurde mit einer JKI-internen Web-Anwendung (halb-)automatisiert, um den Grad der Reproduzierbarkeit zu erhöhen. Ein integrierter Plausibilitätstest hilft, Überdosierungen ($> 100\%$ der zugelassenen Aufwandmenge) und geringe Aufwandmengen ($< 5\%$ der zugelassenen Aufwandmenge) zu identifizieren. Dies liefert Ansatzpunkte für eine weiterführende Plausibilitätsprüfung, bei der die Angemessenheit der generischen Applikationsmuster durch den Abgleich mit den Pflanzenschutzhinweisen der Pflanzenschutzdienste sowie der Zulassungssituation für PSM überprüft und bei Bedarf angepasst wird. Dabei werden die Aufwandmengen der generischen Applikationsmuster mit den maximal zugelassenen Mengen verglichen und gegebenenfalls je nach Indikation angepasst. Zudem erfolgt ein Abgleich der Aufwandmengen von Tankmischungspartnern mit den Pflanzenschutzempfehlungen.

2.6.11.3 Methode der GIS-basierten Risikoabschätzung

Die generischen Applikationsmuster werden zufällig den InVeKoS-Schlägen zugewiesen, differenziert nach Kulturgruppe und CEPI-Region. Dabei wurden zwei verschiedene Verteilungen durchgeführt:

In der ersten Verteilung erfolgte die Zuweisung der Applikationsmuster jahresspezifisch und wurde mit dem Wetterdatensatz aus 2021 kombiniert. In Verbindung mit den Schlag- und Umwelteigenschaften ermöglicht dies SYNOPS-GIS die Berechnung schlagspezifischer Risikowerte auf jährlicher Basis. Die Informationen zu Wirkstoffgehalten und Anwendungsauflagen der eingesetzten PSM stammen aus der PSM-Datenbank des BVL (BVL, 2021).

Bei der zweiten Verteilung wurden die Eingangsparameter so gewählt, dass allein die räumliche Verteilung der Anbaukulturen und die GAP-Maßnahmen zeitliche Veränderungen des Umweltrisikos beeinflussen können. Um Wechselwirkungen mit Wetter- und PSM-bedingten Risikoveränderungen auszuschließen, wurden die generischen Applikationsmuster sowie die Wetterdaten über den gesamten Untersuchungszeitraum konstant gehalten. Konkret bedeutet dies, dass die abgeleiteten generischen Applikationsmuster aus den Jahren 2013–2021 verwendet und für jedes InVeKoS-Jahr zufällig entsprechend der jeweiligen Kultur und CEPI-Region auf alle Schläge verteilt wurden. Als einheitliches Wetterszenario wurde der Datensatz aus dem Jahr 2021 für alle Jahre herangezogen.

Die erwarteten Ergebnisse dieser Analyse stellen daher keine realitätsnahe Risikoabschätzung der einzelnen Jahre dar. Vielmehr beruhen sie auf Szenarien, die bewusst so gestaltet wurden, dass ausschließlich Veränderungen in den Anbauverhältnissen das Umweltrisiko beeinflussen. Falls diese Veränderungen durch GAP-Maßnahmen bedingt sind, kann sich dies entsprechend auf das Umweltrisiko auswirken.

Die Methoden zur Berechnung des Umweltrisikos mit SYNOPS wurden in Strassemeyer et al. (2017) ausführlich dargestellt. Hier werden die wesentlichen Berechnungsmethoden zusammengefasst.

Das Modell berücksichtigt zur Bewertung des aquatischen Risikos folgende Referenzorganismen: Algen, Fische, aquatische Invertebraten, Fische, höhere Wasserpflanzen und Sedimentorganismen stellvertretend für aquatische Organismen, Regenwurm und Springschwänze stellvertretend für Bodenorganismen sowie Bienen, Brackwespen und Raubmilben stellvertretend für Bewohner von Saumbiotopen.

Die Risikobewertung basiert auf der Ermittlung der potenziellen Exposition von Nichtzielorganismen gegenüber PSM. Hierzu wird die Exposition einzelner Umweltkompartimente für jede Anwendung des Wirkstoffs berechnet, wodurch eine zeitabhängige Konzentrationskurve (PEC, predicted environmental concentration) entsteht. Das Risiko für Nichtzielorganismen wird durch das Verhältnis von Exposition zur Toxizität des Wirkstoffs (ETR, Exposure Toxicity Ratio) beschrieben. Die Toxizität wird anhand der halbmaximal letalen Konzentration (LC50), der Effektkonzentration (EC50) und der No-Effect-Konzentration (NOEC) bewertet. Diese Daten stammen aus der Pesticide Properties Data Base (Lewis et al., 2016).

Über einen Zeitraum von einem Jahr, beginnend mit dem Start der Vegetationsperiode, werden das 90. Perzentil der zeitabhängigen PEC-Kurven (PEC_{P90} , Gleichung 5) und das 90. Perzentil der zeitlich gewichteten Durchschnittskonzentration von sieben Tagen ($PEC_{TWA,P60}$) (Gleichung 6) als Worst-Case-Wert der akuten und chronischen Exposition berechnet.

Gleichung 5

$$PEC_{P90} = \underset{1 \leq t \leq 365}{P90} PEC(t)$$

Gleichung 6

$$PEC_{TWA,P90} = \underset{1 \leq t \leq 365}{P90} PEC_{TWA}(t) \quad \text{wobei } PEC_{TWA}(t) = \frac{\int_{t-7}^t PEC(t)}{7}$$

Zur Beschreibung der akuten und chronischen Toxizität werden LC_{50} bzw. EC_{50} und $NOEC$ der einzelnen Wirkstoffe verwendet. Für die verschiedenen Referenzorganismen (RO) werden aus den Expositions- und Toxizitätswerten ein $c(ETR_{A(RO,W)}$, Gleichung 7) und ein chronisches Risiko ($ETR_{C(RO,W)}$), Gleichung 8) berechnet. Akute Risikoindizes werden mit einem Faktor von 10 multipliziert.

Gleichung 7

$$ETR_{A(RO,W)} = \frac{PEC_{P90}}{LC50/EC50_{(RO,W)}} * 10$$

Gleichung 8

$$ETR_{C(RO,W)} = \frac{PEC_{TWA,P90}}{NOEC_{(RO,W)}}$$

Gleichung 5 und Gleichung 6 stellen das Risiko eines Wirkstoffs auf einer spezifischen Fläche dar. Pflanzenschutzstrategien beinhalten in der Regel mehrere PSM-Anwendungen, wobei ein einzelnes Mittel auch mehrere Wirkstoffe enthalten kann. Die akuten und chronischen Risikowerte der einzelnen Wirkstoffe werden nach dem Konzept der Konzentrationsaddition aggregiert, um das Risiko der gesamten Pflanzenschutzstrategie darzustellen. Im Gegensatz zu der Modellbeschreibung in Strassemeyer et al. (2017) wird das Konzept der Konzentrationsaddition in dieser Untersuchung auch für das akute Risiko angewandt. Wirkstoffe

mit identischen Wirkmechanismen können zusammenwirken und synergistische Effekte erzielen, die größer sind als die Effekte der einzelnen Wirkstoffe. Synergistische Effekte können auch durch Wirkstoffe mit unterschiedlichen Wirkmechanismen bzw. unterschiedlicher Gruppen (Fungizide und Insektizide) hervorgerufen werden. Diese werden mit dem Konzept der Konzentrationsaddition nicht erfasst, sodass die durch Synergismus hervorgerufenen Risiken mit diesem Ansatz unterschätzt werden. Die Risikoaggregation eines Applikationsmusters erfolgt in zwei Schritten. Zuerst werden die akuten (Gleichung 9) und chronischen (Gleichung 10) Risikowerte für jeden angewandten Wirkstoff berechnet und auf täglicher Basis addiert, um Kurven der *ETR*-Summen abzuleiten. Anschließend wird das 90. Perzentil dieser *ETR*-Summenkurven abgeleitet, welches das akute und chronische Risiko der gesamten Anwendungsstrategie darstellt (Gleichung 9 und Gleichung 10), wobei *n* die Anzahl, der auf derselben Fläche angewendeten Wirkstoffe, repräsentiert.

Gleichung 9

$$ETR_{A(RO)} = \text{P90}_{1 \leq t \leq 365} \sum_{1 \leq i \leq n} \frac{PEC(t, W_i)}{LC50/(EC50*10)(RO, W_i)}$$

Gleichung 10

$$ETR_{C(RO)} = \text{P90}_{1 \leq t \leq 365} \sum_{1 \leq i \leq n} \frac{PEC_{TWA}(t, W_i)}{NOEC(RO, W_i)}$$

Die Risikoindizes werden für jeden aquatischen Referenzorganismus separat berechnet. Das zusammengefasste akute (Gleichung 11) und das chronische aquatische Risiko (Gleichung 12) werden als Maximum der Risikoindizes der fünf aquatischen Referenzorganismen Fische (*fi*), Algen (*al*), Wasserlinsen (*Lemna; le*), Wasserflöhe (*Daphnia; da*) und Sedimentorganismen (*Chironomus; ch*) zusammengefasst.

Gleichung 11

$$ETR_{A(aqu)} = \max(ETR_{A(al)}, ETR_{A(da)}, ETR_{A(fi)}, ETR_{A(le)}, ETR_{A(ch)})$$

Gleichung 12

$$ETR_{C(aqu)} = \max(ETR_{C(al)}, ETR_{C(da)}, ETR_{C(fi)}, ETR_{C(le)}, ETR_{C(ch)})$$

Die Risikoindizes für Bodenorganismen wurden entsprechend berechnet (Gleichung 13 und Gleichung 14). Toxizitätsdaten der Referenzorganismen im Boden waren für Regenwürmer (*re*) und Springschwänze (*Collembolae; co*) verfügbar. Für die Risikoanalyse werden derzeit jedoch nur die chronischen Risiken betrachtet.

Gleichung 13

$$ETR_{A(soil)} = \max(ETR_{A(re)}, ETR_{A(co)})$$

Gleichung 14

$$ETR_{C(soil)} = \max(ETR_{C(re)}, ETR_{C(co)})$$

Für die drei Referenzorganismen von Saumbiotopen, Honigbienen (*bi*), Raubmilben (*Typhlodromus pyri; tp*) und Brackwespen (*Aphidius rhopalosiphi; ar*) werden bei dieser Risikoanalyse nur akute Toxizitätswerte betrachtet. Im Rahmen der Zulassung werden für die Biene auch chronische Toxizitätswerte erhoben, die hier allerdings nicht berücksichtigt wurden.

Die akuten Risiken werden dann als Maximum der Indizes der drei Referenzorganismen im Saum berechnet (Gleichung 15).

Gleichung 15

$$ETR_{A(NTA)} = \max(ETR_{A(bi)}; ETR_{A(ar)}; ETR_{A(tp)})$$

Bei der Risikoberechnung werden die Abstandsauflagen zu Gewässern und terrestrischen Kleinstrukturen wie auch die Run-Off-Auflagen berücksichtigt. Die berechneten ETR-Werte für Gewässerorganismen, Nicht-Ziel-Arthropoden (NTA) und für Bodenorganismen werden entsprechend Tabelle 8 in vier Risikoklassen eingeteilt.

Die berechneten Risikoindizes $ETR_{A(aqu)}$, $ETR_{C(aqu)}$, $ETR_{A(NTA)}$ und $ETR_{C(Boden)}$ werden zusammengefasst, indem schlagspezifisch der Mittelwert aus den vier Risikoindizes berechnet wird.

Gleichung 16

$$ETR_{All_{AVG}} = (ETR_{A(aqu)} + ETR_{C(aqu)} + ETR_{A(NTA)} + ETR_{C(Boden)})/4$$

Entsprechend der schlagspezifischen Umweltbedingungen berechnet SYNOPS-GIS eine Bandbreite an Risikoindizes für jede Raumeinheit. Die Risikoindizes werden in einer räumlichen Datenbank gespeichert und aggregiert, indem für jede BKR das räumliche 90. Perzentil aller schlagspezifischen Risikoindizes ermittelt wird. Damit liegt das Umweltrisiko auf 10 % der Fläche über dem räumlich aggregierten Risikowert.

Für die Darstellung der zeitlichen Entwicklung der Risikoindizes, werden relative Risikoindizes berechnet, indem die einzelnen jährlichen Risikoindizes auf die Risikoindizes des Basiszeitraums von 2011 bis 2015 bezogen werden.

Alle Ergebnisse werden zur flexiblen Darstellung und Analyse im GAPEval-Map-Viewer dargestellt (Kapitel 2.6.11.5).

Tabelle 8: Risikoklassen der ETR-Werte

Risikoklassen	Wertebereiche	Farbliche Darstellung
kein Risiko	ETR = 0	grün
sehr niedriges Risiko	ETR < 0,1	hellgrün
niedriges Risiko	0,1 < ETR < 1	hellgrau
erhöhtes Risiko	1 < ETR < 10	gelb
hohes Risiko	ETR > 10	rot

Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

2.6.11.4 Berechnung der relativen Indizes für das Umweltrisiko

Mit der Einführung des Greenings im Jahr 2015 kam es infolge der GAP zu einer Veränderung der Kulturverteilung sowie der Ackerflächen mit PSM-Anwendungen. Daher wurden die Jahre 2013–2015 als Basiszeitraum gewählt, um die relativen ETR-Werte sowie die Indikatoren PSM-Menge, BH und BI darzustellen. Es wird davon ausgegangen, dass sich die Greeningmaßnahmen erst ab 2016 in den Daten bemerkbar machen.

Alle berechneten Risikowerte sowie die Indikatoren für den PSM-Einsatz (PSM-Menge, BH und BI) können relativ dargestellt werden, indem die Werte eines bestimmten Jahres in Relation zum Mittelwert des Basiszeitraums gesetzt werden (Gleichung 17).

Gleichung 17

$$ETR_{rel} = ETR_{Jahr} / ETR_{Basis}$$

Die resultierenden relativen Werte liegen um den Wert 1. Werte über 1 zeigen eine Zunahme im Vergleich zum Basiszeitraum an, während Werte unter 1 eine Abnahme widerspiegeln.

2.6.11.5 GAPEval-Map-Viewer zur flexiblen Darstellung des Umweltrisikos

Zur umfassenden Bereitstellung der Risikoanalysen in GAPEval III wurde ein webbasiertes Karten-Visualisierungstool entwickelt, das eine flexible Aggregation der schlagspezifischen Risikoindizes auf räumlicher Ebene sowie deren Darstellung in Karten ermöglicht ([GAPEval-Map-Viewer](#)). Der Map-Viewer enthält die ausgewerteten Daten der Bundesländer Niedersachsen (NI), Hessen (HE) und Nordrhein-Westfalen (NW).

Der GAPEval-Map-Viewer bietet drei Hauptbereiche zur Auswahl: **PSM-Einsatz**, **Risikoanalyse** und **Flächen**. In diesem Abschnitt wird der Inhalt des Reiters **Risikoanalyse** beschrieben, während die Reiter **Flächen** und **PSM-Einsatz** in Kapitel 2.6.7. detailliert erläutert werden.

Im Map-Viewer können zwei verschiedene Risikoanalysen als Datenquelle gewählt werden:

- ▶ **Pflanzenschutz und Wetter variieren über die Jahre**
- ▶ **Pflanzenschutz und Wetter bleiben konstant**

Für die Jahre 2013–2021 stehen verschiedene räumliche Aggregationsebenen zur Verfügung, auf denen die vier Risikoindikatoren berechnet werden können:

- ▶ **Aquatisch akutes Risiko**
- ▶ **Aquatisch chronisches Risiko**
- ▶ **Akutes Risiko für Nicht-Ziel-Arthropoden (NTA)**
- ▶ **Chronisches Risiko für Bodenorganismen**

Dabei kann die Risikoanalyse auf drei verschiedene räumliche Einheiten aggregiert werden:

- ▶ **Bundesländer**
- ▶ **CEPI-Regionen**
- ▶ **Bodenklimaräume**

Zusätzlich gibt es vier Möglichkeiten zur Zusammenfassung des Risikos auf räumlicher Ebene:

- ▶ 80. Perzentil
- ▶ 90. Perzentil
- ▶ Fläche mit $ETR > 0,1$
- ▶ Fläche mit $ETR > 1$

2.7 Zuweisung von Ursachen zu den beobachteten Landnutzungsänderungen

2.7.1 GAP-Reform von 2013

Für die Zuweisung von Landnutzungsänderungen muss sichergestellt werden, dass keine andere Politik als die GAP-Reform von 2013 die Landnutzung beeinflusst hat. Aufgrund der Einführung der Greeningmaßnahmen nach bestimmten Schwellenwerten (15 ha-Regelung für ÖVF-Maßnahmen und 10 ha bei der Anbaudiversifizierung) bietet sich die Methode der Regressions-Diskontinuitäts-Analyse an. Die Idee ist, dass es aufgrund dieser relativ willkürlich gesetzten Schwelle zu einer zufälligen Einteilung zwischen Kontroll- und Behandlungsgruppe kommt und es zu keiner absichtlichen/selbstgewählten Zuteilung in einer dieser Gruppe kommt. Hierdurch wird davon ausgegangen, dass der Effekt nur der GAP-Reform zugesprochen wird und keinem anderen Einflussfaktor.

In Bezug auf die Landnutzungsänderung durch die GAP bieten sich die Bereitstellung der Betriebe von Brachen und Streifen sowie von Leguminosen an. Dafür wird ermittelt, ob es vor Einführung des Greenings einen linearen Zusammenhang zwischen der Bereitstellung von Ackerfläche, Brachen und Streifen gab und ob es zu einem „Bruch“ unter und oberhalb des Schwellenwertes nach Einführung des Greenings kommt.

Bei der Zuweisung der Änderung beim Wassererosionspotenzial wird die Methode der Difference-in-Differences angewandt. Die Hypothese ist, dass die herbeigeführte Landnutzungsänderung durch ÖVF (ohne Zwischenfrüchte, da diese nicht im Modell berücksichtigt werden) zu einer Reduktion des C-Faktors (Kapitel 2.6.8) führte. Hierbei wird die durchschnittliche Änderung der C-Faktoren in der Gruppe der ÖVF-pflichtigen Betriebe (Kapitel 2.6.1) und der Gruppe der nicht-ÖVF-pflichtigen Betriebe vor und nach Einführung der GAP miteinander verglichen. Dadurch werden sowohl allgemeine Unterschiede als auch Trends zwischen den Gruppen und Zeiten herausgerechnet. Die berechnete Änderung des C-Faktors quantifiziert somit den Effekt der Politikmaßnahme (Änderung der Landnutzung durch ÖVF-pflichtige Betriebe). Um unterschiedliche natürliche Begebenheiten im Wassererosionspotenzial zu berücksichtigen, wurde die Berechnung für die unterschiedlichen erosionsgefährdeten Flächen separat durchgeführt (Kapitel 2.6.8). Für betriebsspezifische Einflussfaktoren sowie gruppenspezifische, nicht-variable Einflussfaktoren (fixed effects) wurde ebenfalls kontrolliert.

2.7.2 Wirkungsabschätzung der Düngeverordnung (DüV) 2020

Die Düngeverordnung (DüV) von 2020 (DüV 2020) brachte in Deutschland mehrere wesentliche Änderungen mit sich, die darauf abzielen, den Einsatz von Düngemitteln zu regulieren, um Umweltbelastungen, insbesondere durch Nitrat im Grundwasser, zu verringern. Die wichtigsten Änderungen gegenüber der DüV 2017 umfassen:

- ▶ Erhöhung des N-Ausnutzungsgrades für Rinder- und Schweinegülle sowie für Gärreste und Berücksichtigung der Herbstdüngung bei der Düngebedarfsermittlung
- ▶ Unverzügliche Einarbeitung (nach einer Stunde) von Wirtschaftsdüngern und Gärresten auf unbestelltem Ackerland
- ▶ Ausweitung der Sperrzeiten: Die Zeiten im Winter, in denen keine Düngemittel ausgebracht werden dürfen, wurden erweitert.
- ▶ Die einzuhaltenden Abstände zu Gewässern bei der Düngemittelausbringung auf geneigten Flächen wurden erweitert.

- ▶ Erhöhte Anforderungen an die Düngedokumentation: Landwirte sind verpflichtet, detailliertere Aufzeichnungen über die Düngebedarfsermittlung sowie die Ausbringung von Düngemitteln zu führen, einschließlich der genauen Mengen und Zeitpunkte.
- ▶ Strengere Vorgaben für die Stickstoffdüngung in mit Nitrat belasteten Gebieten („Rote Gebiete“), die nach Vorgaben der „Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung mit Nitrat belasteter und eutrophierter Gebiete (AVV GeA)“ abgegrenzt werden:
 - Verringerung des ermittelten Stickstoff-Düngebedarf pauschal um 20 % gegenüber dem nominalen Düngebedarf.
 - Die 170 kg N/ha-Obergrenze für organische Düngemittel gilt schlagbezogen (sonst betriebsbezogen)
 - Starke Einschränkung der Herbstdüngung
 - Quasi-verpflichtender Zwischenfruchtanbau
 - Schlagbezogene Dokumentationspflicht
- ▶ Der in der DüV 2017 enthaltene Nährstoffvergleich entfällt.

Diese Änderungen zielen darauf ab, die Belastung von Boden und Wasser durch übermäßige Düngung zu verringern und die am Bedarf der Pflanze orientierte Düngung zu fördern. Die Regelungen erfordern von den Landwirten eine präzisere Planung und Dokumentation ihrer Düngemaßnahmen und können zu zusätzlichen Anpassungen in der landwirtschaftlichen Praxis führen.

Ähnlich wie im Projekt GAPEval II, werden auch im Projekt GAPEval III die Stickstoffflächenbilanzen (N-Bilanzen) von AGRUM Deutschland herangezogen. In AGRUM Deutschland wurden u. a. flächendeckende N-Bilanzen auf Gemeindeebene auf Grundlage von InVeKoS-Daten mit dem Modellsystem RAUMIS (Kreins et al., 2010) berechnet. Aufbauend darauf wurde im Rahmen einer Szenarioanalyse eine Abschätzung der Wirkung der Düngeverordnung 2020 auf die N-Bilanzen vorgenommen, die sowohl die umfassenden Vorgaben der geänderten Düngebedarfsermittlung als auch die mit Nitrat belasteten Gebiete berücksichtigt.

Die Datengrundlagen, die Methodik und die Ergebnisse sind umfassend in Zinnbauer et al. (2023a) beschrieben und auch im Abschlussbericht von GAPEval II (Röder et al., 2022) dargestellt. Aus diesem Grund wird auf eine erneute Ausführung an dieser Stelle verzichtet. Für den vorliegenden Abschlussbericht werden die in Zinnbauer et al. (2023a) veröffentlichten Ergebnisse auf Ebene der Bodenklimarräume aggregiert.

Folgende Maßnahmen der DüV 2020 wurden bei der Szenario-Analyse berücksichtigt:

- ▶ Die Vorgaben der Düngebedarfsermittlung nach § 4 DüV. Darunter
 - die N-Bedarfswerte der einzelnen Kulturen,
 - der verfügbare Stickstoff im Boden im Frühjahr (N_{min}),
 - die Abschläge für die N-Nachlieferung organischer Böden unter organischer Düngung des Vorjahres und der Vorfrüchte,
 - die Möglichkeit der maximalen Überschreitung des Düngebedarfs um 10 % aufgrund nachträglich eintretender Umstände.

- ▶ Mindestanrechnung von organischen Düngemitteln
- ▶ Ausweitung der 170 kg N-Grenze
- ▶ Zusätzliche Vorgaben in mit Nitrat belasteten Gebieten, darunter die Reduzierung des N-Düngedarfs um 20 %.

2.7.3 Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG)

Für die Entwicklung der Anbaufläche von nachwachsenden Rohstoffen in Deutschland wurden Daten der Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe (FNR) für die Jahre 1994 bis 2022 verwendet (auf Nachfrage persönlich übermittelt). Bei den Angaben für das Jahr 2021 handelt es sich um vorläufige Angaben, bei denen für 2022 um geschätzte Werte. Da die Daten hinsichtlich der energetischen oder technischen Verwendung sowie innerhalb der energetischen Verwendung in den Jahren vor 2007 z. T. aggregiert vorliegen, kann die Entwicklung der Energiepflanzen erst ab dem Jahr 2007 detailliert für Biodiesel, Biogas, Bioethanol und Festbrennstoffe angegeben werden.

Eine Auswertung anhand von InVeKoS-Daten ist nicht möglich, da aus der Landnutzung zumeist nicht hervorgeht, für welche Verwendung die Kultur angebaut wird.

3 Entwicklung der Landnutzung

3.1 Entwicklung der ökologischen Vorrangflächen

3.1.1 Entwicklung ÖVF-pflichtiger Betriebe und deren Ackerlandanteil

Nach der Einführung des Greenings im Jahr 2015 waren in den betrachteten Bundesländern 39,5 % der Betriebe ÖVF-pflichtig. Dieser Prozentsatz ging kontinuierlich zurück und erreichte 2021 36,4 % (Abbildung 9). In den Jahren vor der Einführung des Greening lag dieser Wert mit 40,6 % (2013) bzw. 40,5 % (2014) der Betriebe etwas höher. Bei der Verwendung von InVeKoS-Daten ist es nicht möglich, zu sagen, wie viele der Betriebe in der Lage gewesen wären, die Verpflichtungen zu erfüllen, da Zwischenfrüchte nur gemeldet werden, wenn sie als ÖVF oder Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) gefördert wurden. Die Entwicklung der pflichtigen Betriebe deutet auf eine stärkere Anpassung der Betriebsstruktur hin, die mit der Umsetzung des Greenings im Jahr 2015 zusammenfällt.

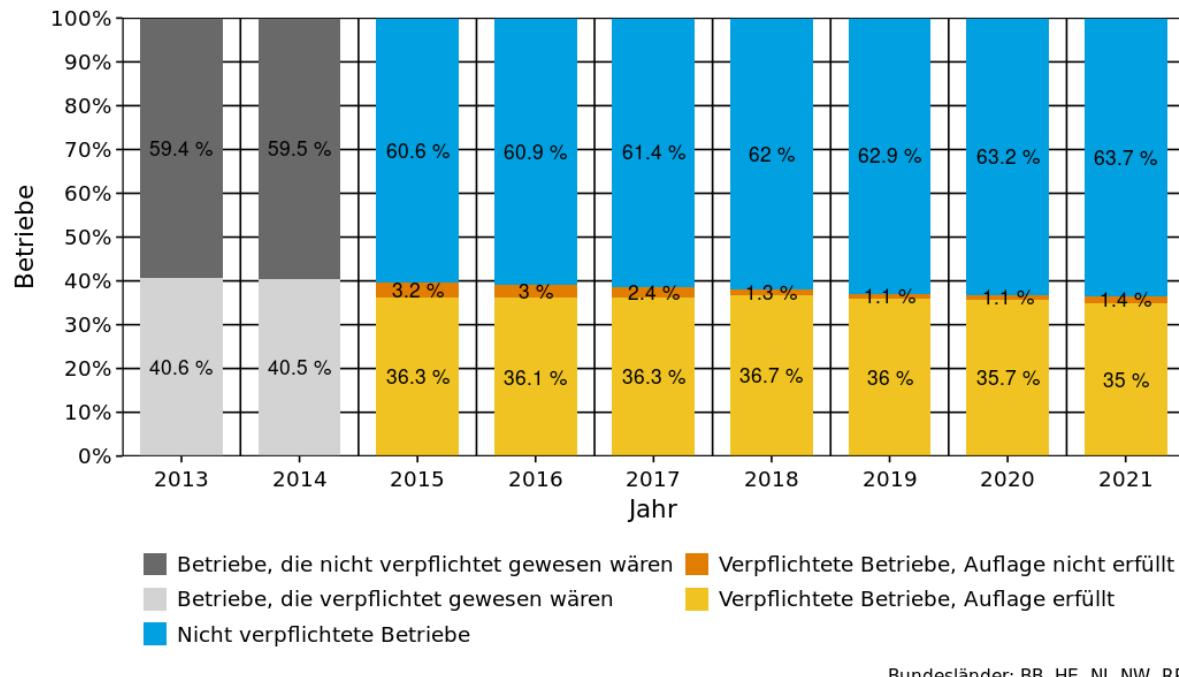
Die überwiegende Mehrheit der verpflichteten Betriebe erfüllte die Anforderung, mindestens 5 % (gewichtete Fläche) ihrer Ackerfläche als ÖVF-Fläche zu bewirtschaften. Nur 3,2 % aller Betriebe (oder 8,0 % der Verpflichteten) erfüllten 2015 die Anforderungen nicht. Diese Zahl sank bis 2019/2020 auf 1,1 % aller Betriebe; 2021 waren es 1,4 % (3,0 % (2019/2020) bzw. 3,8 % (2021) der verpflichteten Betriebe) (Abbildung 9). Hätten diese Betriebe 5 % ihrer Ackerfläche als ÖVF gemeldet (Anmerkung: Sie haben nicht unbedingt nichts gemeldet, sondern weniger als 5 %), wäre die ÖVF-Fläche aller Betriebe 2015 um 2,1 % höher gewesen; 2021 wären es 1,3 % gewesen.

Neben dem Anteil der ÖVF-pflichtigen Betriebe ist auch die Anzahl der Betrieb zurückgegangen, wenngleich in geringerem Maße: Die Anzahl der Betriebe insgesamt ging von 2015 bis 2021 um -4,4 % zurück, die der ÖVF-pflichtigen Betriebe um -12,9 % (ohne Abbildung).

Die rund 40 % der ÖVF-pflichtigen Betriebe bewirtschafteten jahresabhängig zwischen 89,1 % (2021) und 91,3 % (2015) des Ackerlands aller Betriebe. Die Greeningregelung zu den ÖVF erreichte somit einen Großteil des Ackerlands.

Abbildung 9: Von der ÖVF-Regelung betroffene Betriebe

2013–2014: theoretisch (nicht-)pflichtige Betriebe; 2015–2021 (nicht-)pflichtige Betriebe



Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.1.2 Flächenanteile der ÖVF-Typen insgesamt

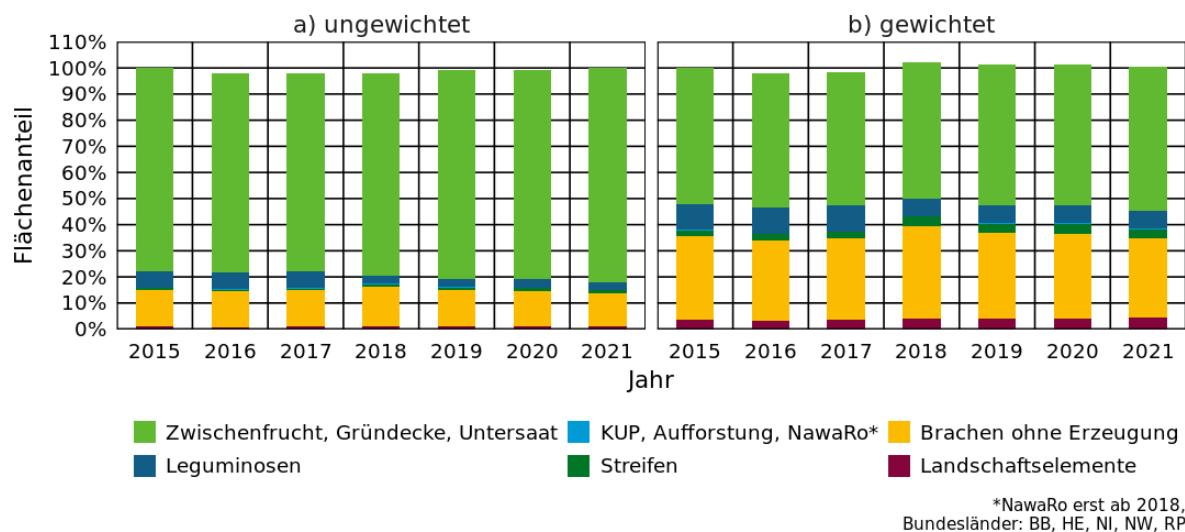
Die Auswertungen der InVeKoS-Daten der betrachteten Bundesländer zeigen, dass sich die ÖVF-Fläche insgesamt über die Jahre nur unwesentlich veränderte, sowohl die ungewichtete als auch die gewichtete Fläche (Abbildung 10). Die Betriebe erfüllten die ÖVF-Vorgaben überwiegend durch den Anbau von Zwischenfrüchten, Gründcke und Untersaaten (jahresabhängig 77,4 % bis 81,9 % der ungewichteten Fläche; 51,0 % bis 54,9 % gewichtet). Die aus ökologischer Sicht wertvolleren Brachen und Streifen machten lediglich 12,8 % bis 15,5 % bzw. 0,6 % bis 1,1 % (ungewichtet; gewichtet: 30,3 %-34,6 % bzw. 2,1 % bis 3,6 %) der ÖVF-Meldungen aus.

Bei den Leguminosen ist ein deutlicher Rückgang der Anbaufläche im Jahr 2018 gegenüber 2017 zu erkennen: Ihre Fläche ging von 6,5 % auf 3,1 % (ungewichtet) bzw. von 10,2 % auf 6,6 % (gewichtet) zurück (Abbildung 10). Ursächlich hierfür wird die Einführung des PSM-Verbots auf ÖVF gewesen sein. Zugleich ging der Gewichtungsfaktor von 0,7 auf 1,0 hoch.

Die Abbildung 10 zeigt den Einfluss der Gewichtungsfaktoren der ÖVF-Typen auf ihre Anteile an der Fläche aller ÖVF-Typen. Diese Faktoren sollten ihre ökologische Wertigkeit im Groben widerspiegeln. Auch gewichtet (Faktor 0,3) hatten die Zwischenfrüchte den größten Anteil an der gemeldeten ÖVF-Fläche. Der Anteil der Brachen und Streifen an allen ÖVF stieg durch die Gewichtung deutlich (Faktor 1 bis 1,5).

Die Entwicklung der ÖVF-Typen der verschiedenen Betriebstypen ist in Kapitel 3.1.4.2 zu finden.

Abbildung 10: Veränderung der Flächenanteile der ÖVF-Typen gegenüber 2015 in den untersuchten InVeKoS-Bundesländern



Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut

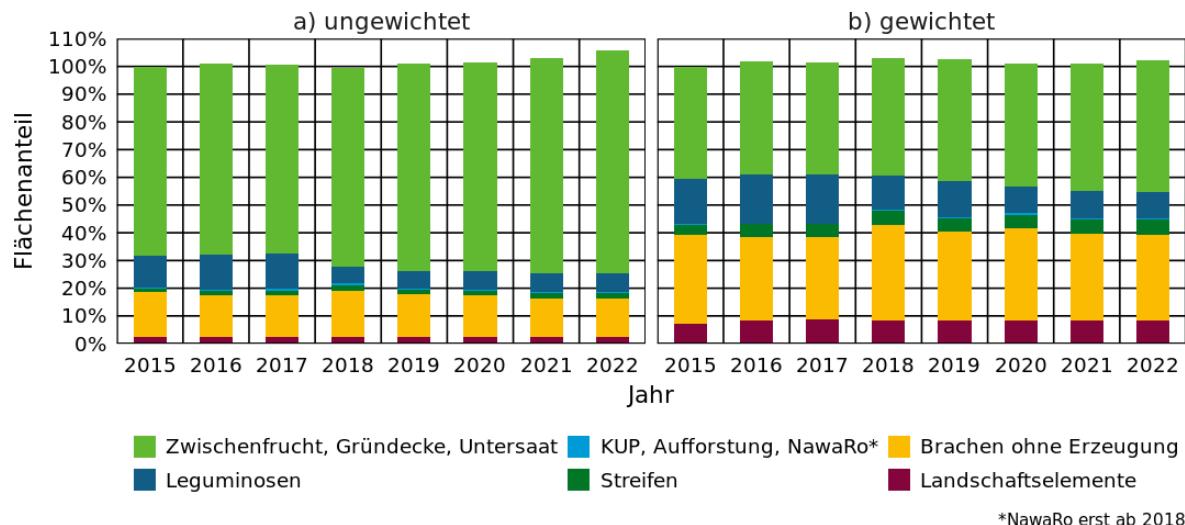
Zur Einordnung der InVeKoS-Daten für einige Bundesländer (siehe Abbildung 10) zeigt Abbildung 11 die Entwicklung der Flächenanteile der ÖVF-Typen in Deutschland. Anders als in den untersuchten InVeKoS-Bundesländern stieg die ÖVF-Gesamtfläche 2022 gegenüber 2015 ungewichtet um 6 % und gewichtet um 2 % an.

Auch wenn die Tendenzen mit denen der in Abbildung 10 betrachteten Bundesländer im Groben übereinstimmen, unterscheiden sich die Flächenanteile der einzelnen ÖVF-Typen. So ist der Anteil der Zwischenfrüchte geringer (67,5 % bis 75,9 % ungewichtet; 39,8 % bis 46,5 % gewichtet). Der ÖVF-Leguminosenanteil hingegen ist in Deutschland etwa doppelt so hoch (ungewichtet: 2017: 12,7 %, 2018: 6,2 %, gewichtet: 2017: 17,4 %, 2018: 11,9 %) wie in den betrachteten InVeKoS-Bundesländern.

Die ÖVF-Brachen gingen deutschlandweit von 16,3 % in 2015 auf 13,3 % in 2022 zurück (ungewichtet; gewichtet: Rückgang von 32,1 % auf 29,9 %). Bei den ÖVF-Streifen gab es einen leichten Anstieg von 1,2 % auf 1,8 % in 2022 (ungewichtet; gewichtet: 3,6 % bzw. 5,4 %).

Abbildung 11: Veränderung der Flächenanteile der ÖVF-Typen gegenüber 2015 in Deutschland

Datengrundlage: Deutscher Bundestag (2015, 2018, 2019; BMEL, 2020, 2022), eigene Darstellung.



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.1.3 Entwicklung ausgewählter ÖVF-Typen und deren räumlicher Konzentration

Im folgenden Abschnitt werden zunächst die Flächensummen und Anteile am Ackerland der ÖVF-Brachen a) der Bundesländer BB, HE, NI, NW und RP (InVeKoS-Daten) den b) deutschlandweiten Angaben gegenübergestellt (Daten: BMEL (2022); Deutscher Bundestag (2015, 2018, 2019)).

Anschließend wird die Entwicklung der ÖVF-Brachen, -Leguminosen und -Zwischenfrüchte auf Basis der InVeKoS-Daten für die Bundesländer BB, HE, NI, NW und RP auf Ebene der Agraratlasmgemeinden mit dem Gebietsstand von 2010 (vgl. Kapitel 2.5) räumlich abgebildet. Hierbei wird der Anteil am Ackerland im Jahr 2015 sowie die Veränderung gegenüber 2015 für die Jahre 2017, 2018 und 2021 gezeigt. Diese Entwicklung wird mit der für ganz Deutschland verglichen, wobei die Bundeslandebene betrachtet wird. Da 2018 ein PSM-Verbot auf ÖVF eingeführt wurde, wurden als Vergleichsjahre 2017 und 2018 gewählt.

Für die Entwicklung der Brachen und Leguminosen insgesamt sei auf Kapitel 3.2 verwiesen.

3.1.3.1 ÖVF-Brachen

In den InVeKoS-Bundesländern BB, HE, NI, NW und RP ging die ÖVF-Brachefläche von 2015 zu 2021 um 10,4 % zurück. Der Anteil am Ackerland sank von 1,9 % auf 1,7 %. Gegenüber dem Jahr 2015 wurden mit Ausnahme von 2018 (+6,6%; +9,4 % gegenüber 2017) weniger ÖVF-Brachen gemeldet. Der Rückgang war vor allem von 2020 zu 2021 mit -6,4 % ausgeprägt. Der Anteil der ÖVF-Brachen am Ackerland lag bei 1,7 % bis 2,0 % (Tabelle 9).

In Deutschland gingen die ÖVF-Brachen von 221.842 ha im Jahr 2015 um -13,5 % auf 191.827 ha im Jahr 2021 zurück. Der Rückgang war somit höher als in den betrachteten InVeKoS-Bundesländern (-10,4 %). Wie bei den InVeKoS-Bundesländern wurden auch deutschlandweit von 2015 bis 2021 gegenüber dem Jahr 2015 weniger ÖVF-Brachen gemeldet – mit Ausnahme von 2018: da waren es 3,7 % mehr (Tabelle 9; InVeKoS-Bundesländer: 6,6 %). Der Anteil am Ackerland lag wie bei den InVeKoS-Bundesländern zwischen 2,0 % (2018) und 1,7 % (2021, 2022).

Vor allem die Entwicklung des Anteils der ÖVF-Brachen am Ackerland zeigte in den InVeKoS-Ländern ein gleiches Bild wie die deutschlandweite Entwicklung.

Tabelle 9: Fläche der ÖVF-Brachen und ihre Entwicklung in den betrachteten InVeKoS-Bundesländern und in Deutschland (ungewichtet)

Datengrundlage: Deutscher Bundestag (2015, 2018, 2019; BMEL, 2020, 2022). BB, HE, NI, NW, RP: InVeKoS-Daten.

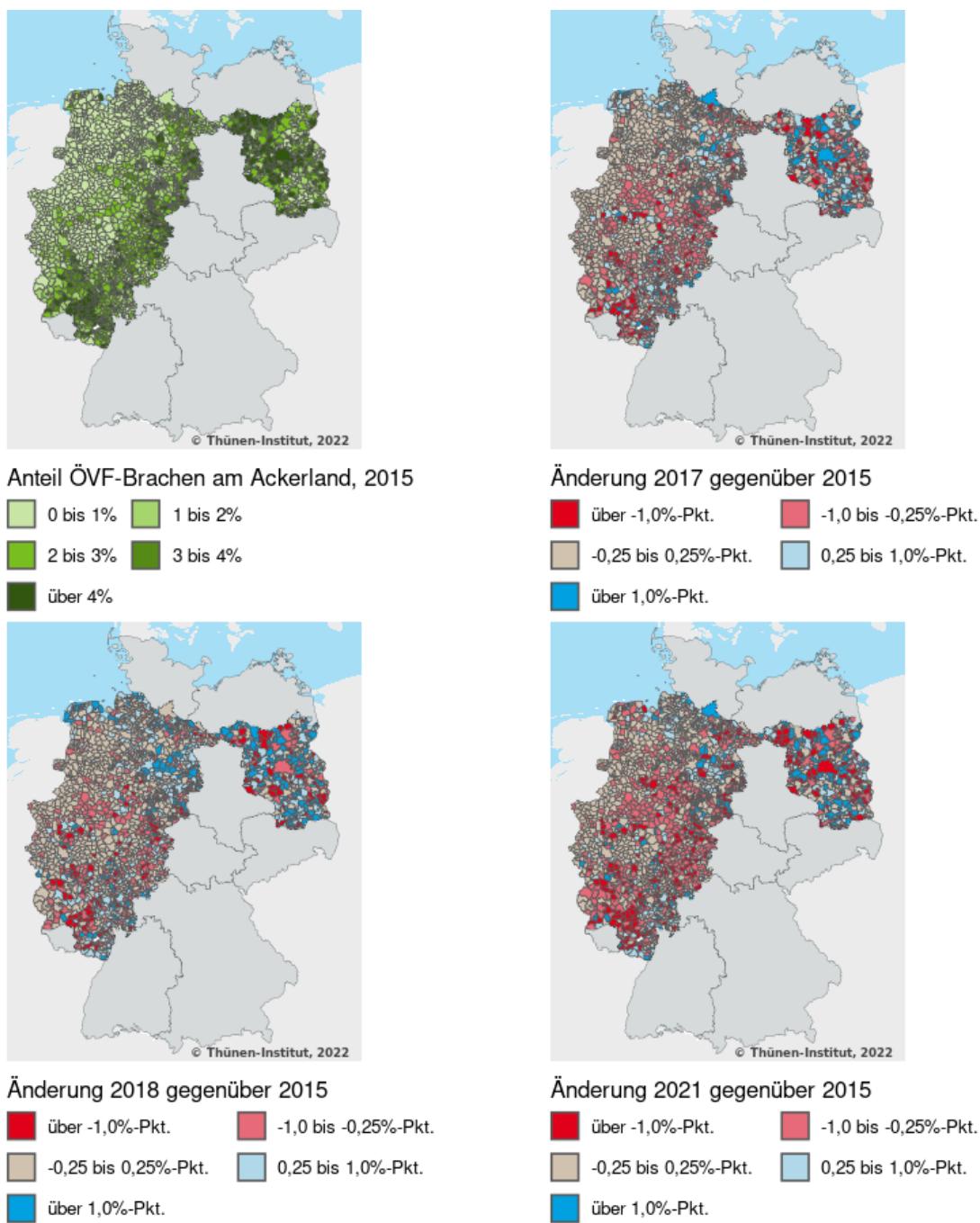
Jahr	BB, HE, NI, NW, RP				Deutschland			
	Fläche (ha)	Prozentuale Veränderung der Fläche gegenüber dem Vorjahr (%)	Prozentuale Veränderung der Fläche gegenüber 2015 (%)	Anteil am Ackerland im jeweiligen Jahr (%)	Fläche (ha)	Prozentuale Veränderung der Fläche gegenüber dem Vorjahr (%)	Prozentuale Veränderung der Fläche gegenüber 2015 (%)	Anteil am Ackerland im jeweiligen Jahr (%)
2015	90.370	-	-	1,9	221.842	-	-	1,9
2016	86.704	-4,1	-4,1	1,8	209.265	-5,7	-5,7	1,8
2017	88.113	1,6	-2,5	1,9	207.673	-0,8	-6,4	1,8
2018	96.353	9,4	6,6	2,0	230.128	10,8	3,7	2,0
2019	87.958	-8,7	-2,7	1,9	211.730	-8,0	-4,6	1,8
2020	86.462	-1,7	-4,3	1,8	205.034	-3,2	-7,6	1,8
2021	80.972	-6,4	-10,4	1,7	191.827	-6,4	-13,5	1,7
2022	Keine Daten	-	-	-	191.720	-0,1	-13,6	1,7

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Die Auswertung der InVeKoS-Daten zeigt, dass ÖVF-Brachen 2015 die geringsten Anteile am Ackerland in den vieldichten Regionen im Westen Niedersachsens und Nordrhein-Westfalens hatten, wo es überwiegend 0 bis 1 % waren. Hohe Anteile hingegen kamen in weiten Teilen Brandenburgs, Rheinland-Pfalz sowie den Mittelgebirgslagen vor (Abbildung 12). Dies sind die Regionen, in denen bereits vor der Einführung des Greenings die höchsten Bracheanteile am Ackerland zu finden waren (siehe Abbildung 34).

Insgesamt war die Entwicklungsdynamik von 2015 bis 2021 eher gering. In den Regionen, wo es geringe ÖVF-Bracheanteile gab, war die Dynamik über die Jahre bis 2021 am geringsten. Zu einem leichten Rückgang kam es in weiten Teilen Hessens sowie Rheinland-Pfalz, wo es z. T. auch stärkere Rückgänge gab. In Ostniedersachsen nahmen die ÖVF-Bracheanteile am Ackerland zunächst zu, gingen dann aber wieder zurück. Zunahmen gab es vor allem in Brandenburg zu beobachten (Abbildung 12).

Abbildung 12: Regionale Entwicklung der ÖVF-Brachen

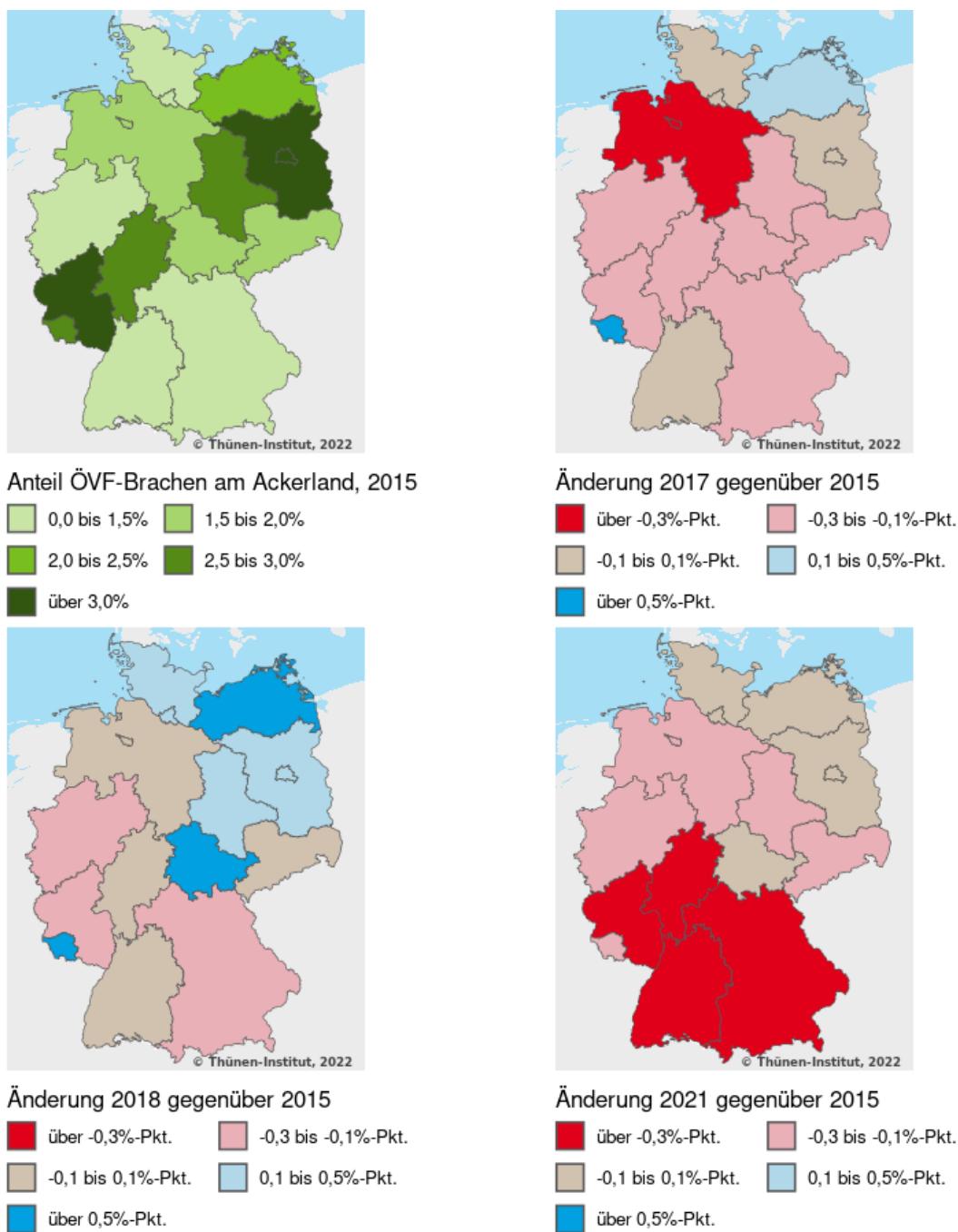


Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Die Entwicklung in den einzelnen Bundesländern in der deutschlandweiten Auswertung zeigt, dass der ÖVF-Bracheanteil am Ackerland in Brandenburg und Rheinland-Pfalz mit über 3,0 % am höchsten war. Hohe Anteile von 2,5 % bis 3,0 % zeigten sich für Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt, Hessen und das Saarland (Abbildung 13).

Während es in 2017 gegenüber 2015 in den meisten Bundesländern einen Rückgang gab, kam es 2018 in sechs Bundesländern zu einem Anstieg des ÖVF-Bracheanteils am Ackerland. Bis 2021 ging der Bracheanteil wieder zurück und gegenüber 2015 gab es einen geringeren Bracheanteil oder er blieb nahezu unverändert (Abbildung 13).

Abbildung 13: Deutschlandweite Entwicklung der ÖVF-Brachen



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.1.3.2 ÖVF-Leguminosen

In den InVeKoS-Bundesländern BB, HE, NI, NW und RP stieg die ÖVF-Leguminosenfläche von 2015 zu 2017 um 1,5 % an. 2018 kam es gegenüber 2015 zu einem drastischen Rückgang von 52,3 % und auch 2019 ging die Fläche weiter zurück (Tabelle 10). Ursächlich ist hier das 2018 eingeführte Verbot der Anwendung von PSM auf ÖVF. Während kleinkörnige Leguminosen überwiegend ohne PSM angebaut werden, ist dies bei den großkörnigen Leguminosen im konventionellen Ackerbau nicht gängig. Eine Auswertung zur Anbauentwicklung von groß- und kleinkörnigen Leguminosen (insgesamt und für ÖVF-Leguminosen) findet sich in Abbildung 34.

Der Anteil der ÖVF-Leguminosen am Ackerland betrug 2015 0,8 % und war 2021 mit 0,4 % halb so hoch.

Deutschlandweit stieg die Fläche der ÖVF-Leguminosen von 159.061 ha in 2015 zunächst um rund 25.000 ha bis 2017 an. Von 2017 zu 2018 ging die Fläche um 51,6 % auf 84.395 ha zurück. Die ÖVF-Leguminosenfläche stieg anschließend bis 2021 leicht an, ging 2022 leicht zurück und betrug dann 93.192 ha, was einen Rückgang gegenüber der Fläche von 2015 um 41,4 % bedeutet. Der Anteil am Ackerland stieg zunächst von 1,3 % in 2015 auf 1,5 % in 2017 an und betrug von 2019 bis 2022 0,8 % (Tabelle 10).

Die Entwicklung des Anteils der ÖVF-Leguminosen am Ackerland zeigte in den untersuchten InVeKoS-Ländern sowie deutschlandweit bezogen auf den Trend die gleiche Entwicklung. Allerdings war der Anteil der ÖVF-Leguminosen am Ackerland in den InVeKoS-Ländern um bis zu 50 % geringer und der Rückgang über die Jahre mit -51,4 % (2015 gegenüber 2021) gegenüber -39,7 % deutschlandweit etwas geringer ausgeprägt.

Tabelle 10: Fläche der ÖVF-Leguminosen und ihre Entwicklung in den betrachteten InVeKoS-Bundesländern und in Deutschland (ungewichtet)

Datengrundlage: Deutscher Bundestag (2015, 2018, 2019); BMEL (2020, 2022). BB, HE, NI, NW, RP: InVeKoS-Daten.

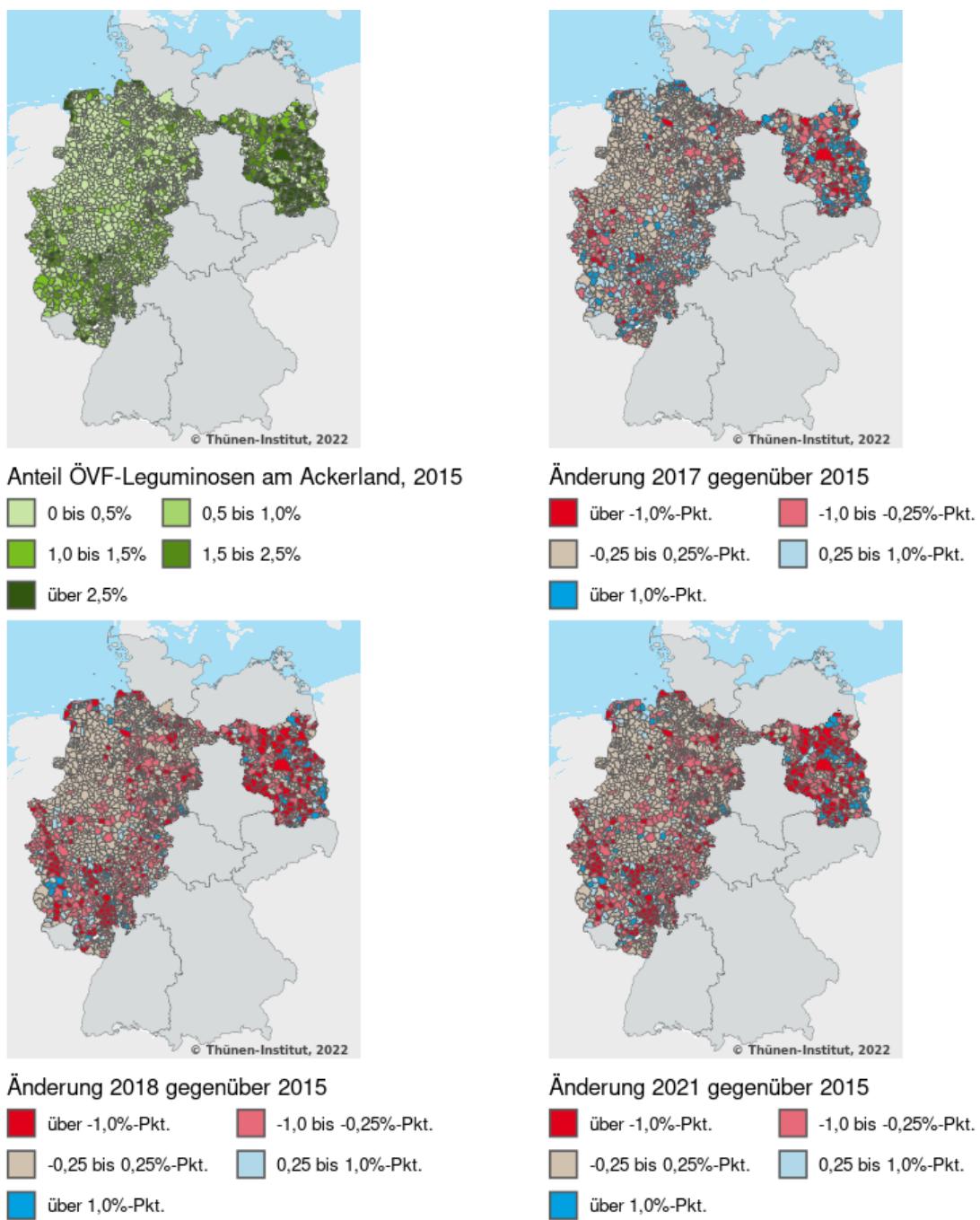
Jahr	BB, HE, NI, NW, RP				Deutschland			
	Fläche (ha)	Prozentuale Veränderung der Fläche gegenüber dem Vorjahr (%)	Prozentuale Veränderung der Fläche gegenüber 2015 (%)	Anteil am Ackerland im jeweiligen Jahr (%)	Fläche (ha)	Prozentuale Veränderung der Fläche gegenüber dem Vorjahr (%)	Prozentuale Veränderung der Fläche gegenüber 2015 (%)	Anteil am Ackerland im jeweiligen Jahr (%)
2015	39.962	-	-	0,8	159.061	-	-	1,3
2016	41.920	4,9	4,9	0,9	175.647	10,4	10,4	1,5
2017	40.576	-3,2	1,5	0,9	174.206	-0,8	9,5	1,5
2018	19.042	-53,1	-52,3	0,4	84.395	-51,6	-46,9	0,7
2019	18.712	-1,73	-53,2	0,4	89.913	6,5	-43,5	0,8
2020	19.234	2,8	-51,9	0,4	94.800	5,4	-40,4	0,8
2021	19.418	1,0	-51,4	0,4	95.872	1,1	-39,7	0,8
2022	Keine Daten	-	-	-	93.192	-2,8	-41,4	0,8

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Die Auswertung der InVeKoS-Daten zeigt, dass ÖVF-Leguminosen 2015 in weiten Teilen Brandenburgs mit 2,5 % die höchsten Anteile am Ackerland hatten. In einigen Regionen in Rheinland-Pfalz kamen Anteile von 1 % bis über 2,5 % vor, ansonsten lag der Anteil überwiegend bei 0 % bis 0,5 % (Abbildung 14).

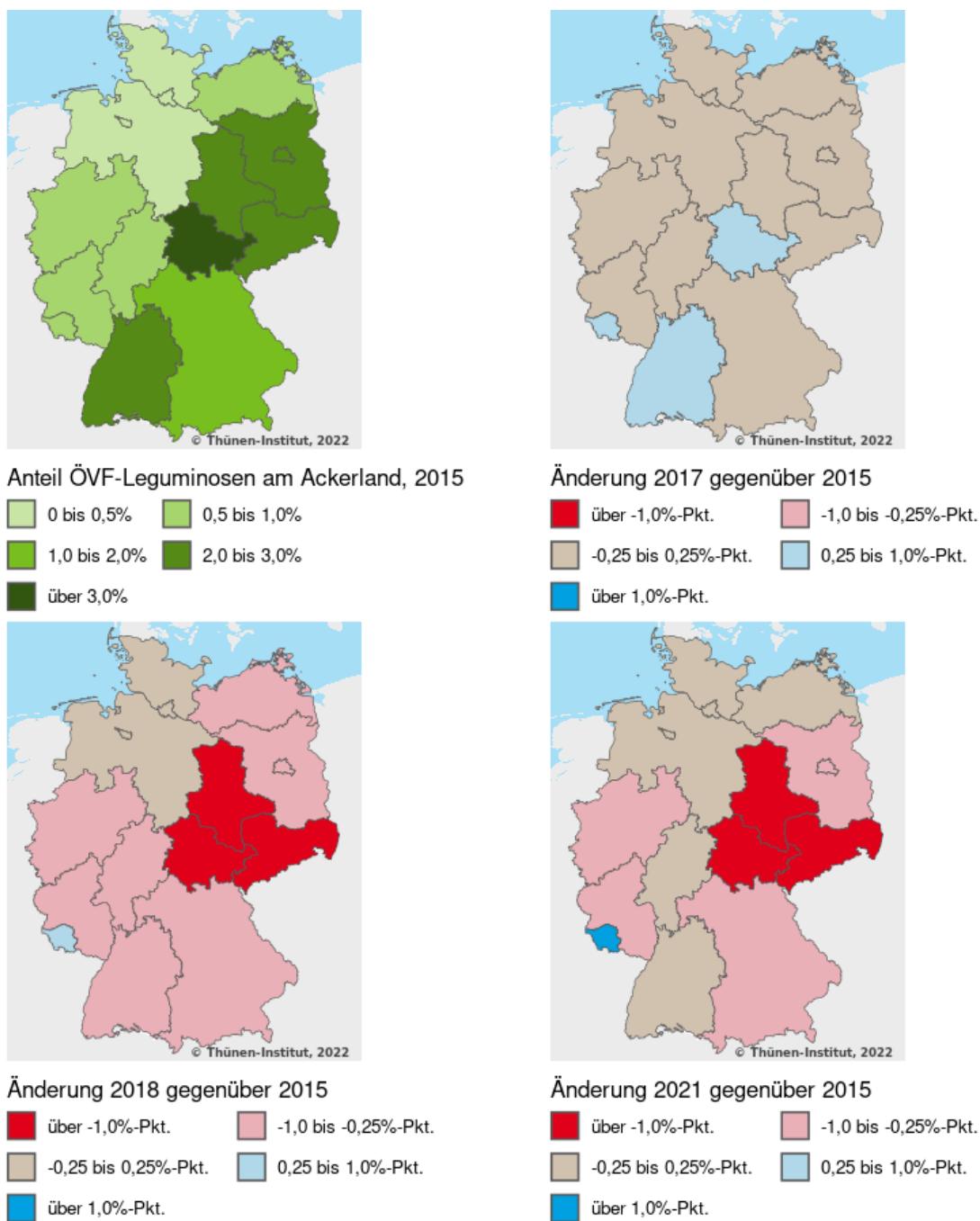
Von 2015 zu 2017 gab es überwiegend kleinere Veränderungen, aber auch Gemeinden mit einer Zu- oder Abnahme von über 1 % am Ackerland. Der Rückgang der Leguminosen im Jahr 2018 erfolgte dort, wo der Anteil höher war, stärker als dort, wo er geringer war. Es gab aber auch Regionen mit einer Zunahme. Insgesamt war die Entwicklungsdynamik in den Regionen in Brandenburg am stärksten ausgeprägt (Abbildung 14).

Abbildung 14: Regionale Entwicklung der ÖVF-Leguminosen



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Deutschlandweit betrachtet war der ÖVF-Leguminosenanteil am Ackerland 2015 in Thüringen mit über 3,0 % am höchsten. Anteile von 2,0 % bis 3,0 % fanden sich in Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen und Baden-Württemberg; 1,0 % bis 2,0 % waren es in Bayern. Die geringsten Anteile von weniger als 0,5 % hatten Schleswig-Holstein und Niedersachsen. 2017 kam es gegenüber 2015 zu einem leichten Anstieg im Saarland, in Thüringen sowie Baden-Württemberg. 2018 und 2021 ist der ÖVF-Leguminosenanteil im Saarland gegenüber 2015 gestiegen. In den meisten anderen Bundesländern hingegen kam es zu einer Abnahme. Diese war insbesondere in Sachsen-Anhalt, Thüringen und Sachsen mit über -1 %-Punkt ausgeprägt (Abbildung 15).

Abbildung 15: Deutschlandweite Entwicklung der ÖVF-Leguminosen

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.1.3.2.1 Was meldeten Betriebe, die 2017 ÖVF-Leguminosen gemeldet haben, in 2018?

Durch die Einführung des PSM-Verbots auf ÖVF kam es von 2017 zu 2018 zu einem starken Rückgang der ÖVF-Leguminosen (siehe u. a. Abbildung 34). Vor diesem Hintergrund wird im Folgenden dargelegt, was die ÖVF-pflichtigen Betriebe, die 2017 ÖVF-Leguminosen anbauten, im Jahr 2018 meldeten.

Im Jahr 2017 hatten in den betrachteten Bundesländern 4.780 ÖVF-pflichtige Betriebe ÖVF-Leguminosen gemeldet, was 9,3 % aller ÖVF-pflichtigen Betriebe entsprach. 2018 wurden von diesen Betrieben 3,7 % nicht in den InVeKoS-Daten wiedergefunden (mögliche Gründe: neue Betriebsnummer aufgrund von Hofübergabe oder Zusammenschluss, Ausstieg aus der EU-

Agrarförderung) und 2,7 % waren nicht mehr ÖVF-pflichtig. Bei 75,4 % der Betriebe nahm der ÖVF-Leguminosenanbau ab. Bei 5,4 % der Betriebe änderte sich der ÖVF-Leguminosenumfang nicht, bei 12,9 % nahm der Anbau zu (Tabelle 11).

Um Toleranz bzgl. von Abmessungskorrekturen einzubringen, wurden Betriebe mit einem Rückgang oder einer Zunahme von höchsten 0,05 ha von der weiteren Analyse ausgeschlossen; dies betraf 230 Betriebe bzw. 4,8 % der Betriebe, die 2017 ÖVF-Leguminosen meldeten. Einen Rückgang gab es bei 72,8 % und eine Zunahme bei 10,2 % der Betriebe (Tabelle 11).

Tabelle 11: Entwicklung der in 2017 ÖVF-pflichtigen Betriebe, die ÖVF-Leguminosen anmeldeten, im Jahr 2018

Bundesländer BB, HE, NI, NW, RP

Entwicklung der Betriebe, die 2017 ÖVF-Leguminosen meldeten, zum Jahr 2018	Keine Toleranz bei der Flächenänderung		Toleranz der Flächenänderung von $\pm 0,05$ ha	
	Anzahl Betriebe	Anteil (%)	Anzahl Betriebe	Anteil (%)
ÖVF-Leguminosenfläche ging zurück	3.602	75,4	3.478	72,8
ÖVF-Leguminosenfläche nahm zu	615	12,9	509	10,6
ÖVF-Leguminosenfläche unverändert	257	5,4	257	5,4
Ausgeschlossen, da Änderung im Toleranzbereich von $\pm 0,05$ ha	-	-	230	4,8
Betriebe 2018 nicht mehr ÖVF-pflichtig	130	2,7	130	2,7
Betriebe 2018 nicht in InVeKoS-Daten wiedergefunden	176	3,7	176	3,7
Summe	4.780	100	4.780	100

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Von den ÖVF-pflichtigen Betrieben, die 2017 ÖVF-Leguminosen meldeten und einen Rückgang an ÖVF-Leguminosen in 2018 aufwiesen (mit einer Abweichungstoleranz von $\pm 0,05$ ha), erfüllten in 2017 97,1 % die ÖVF-Auflagen. 93,5 % der Betriebe erfüllten die Auflagen sowohl in 2017 als auch in 2018. 2,6 % erfüllten die Auflagen nicht in 2017, aber in 2018 (Tabelle 12).

Tabelle 12: Entwicklung der Erfüllung der ÖVF-Auflagen der pflichtigen Betriebe, die 2017 ÖVF-Leguminosen meldeten und 2018 weniger ($\pm 0,05$ ha Toleranz)

ÖVF-pflichtig in 2017	ÖVF-Pflicht voll erfüllt (2017)	ÖVF-pflichtig in 2018	ÖVF-Pflicht voll erfüllt (2018)	Anzahl Betriebe	Anteil (%)
Ja	Ja	Ja	Ja	3.369	93,5
Ja	Ja	Ja	Nein	128	3,6
Ja	Nein	Ja	Ja	94	2,6
Ja	Nein	Ja	Nein	11	0,3
Summe				3.602	100

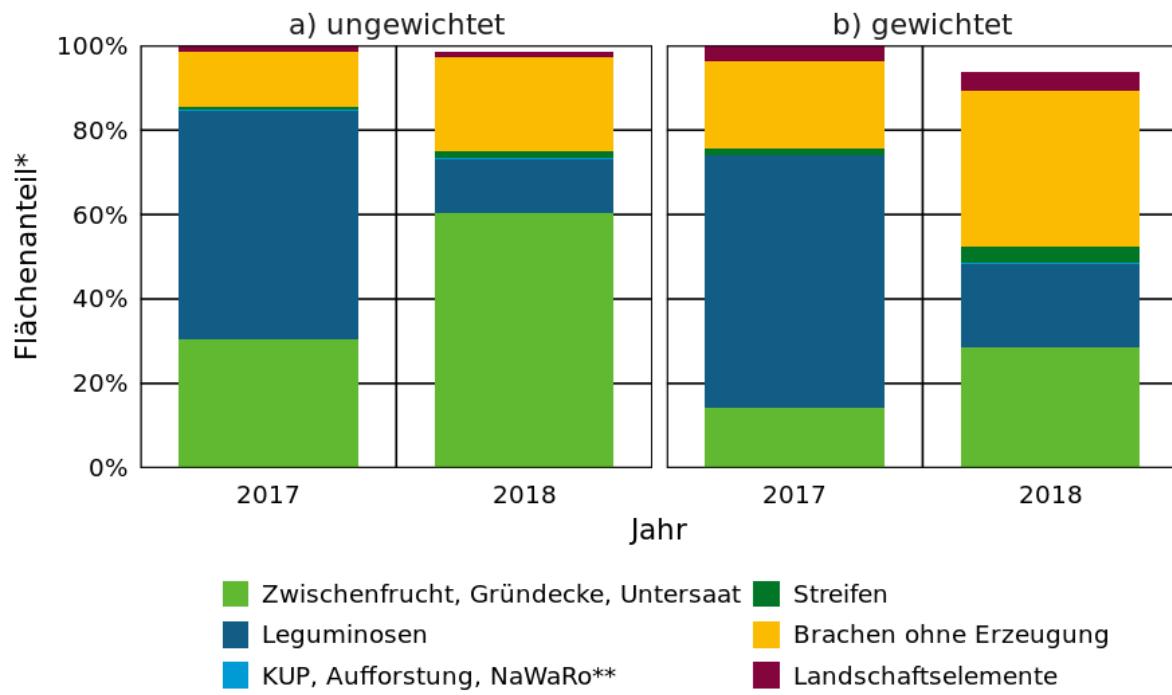
Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Die Einführung des PSM-Verbots in ÖVF-Leguminosen führte bei den Betrieben, die 2017 ÖVF-Leguminosen meldeten und 2018 weniger, in 2018 zu einem leichten Anstieg des Anteils der Betriebe, die die ÖVF-Auflagen nicht (voll) erfüllten. Auch ging die von diesen Betrieben gemeldete ÖVF-Fläche um -1,3 % (ungewichtet) bzw. -6,3 % (gewichtet) zurück (Abbildung 16).

Abbildung 16 zeigt die Veränderung der ÖVF-Flächenmeldungen der Betriebe mit einem ÖVF-Leguminosenrückgang. Durch die Einführung des Verbots von PSM kam es zum Rückgang der ÖVF-Leguminosen von 54,3 % auf 12,6 % (ungewichtet; gewichtet: von 59,65 % auf 19,8 %; bezogen auf die ÖVF-Fläche) und zum Anstieg der ÖVF-Zwischenfrüchte von 30,4 % in 2017 auf 60,5 % in 2018 (ungewichtet; gewichtet: von 14,3 % auf 28,5 %; Referenzfläche ist die ÖVF-Fläche aus 2017). Auch der Anteil der ÖVF-Brachen stieg bei diesen Betrieben von 13,1 % auf 22,2 % (ungewichtet; gewichtet: von 20,5 % auf 37,0 %).

Die Betrachtung der ÖVF-Meldungen aller ÖVF-pflichtigen Betriebe zeigt, dass es auch insgesamt zu einem Anstieg der ÖVF-Zwischenfrüchte und -Brachen von 2017 zu 2018 kam, allerdings in geringerem Ausmaß: Der Anteil der ÖVF-Zwischenfrüchte an allen ÖVF betrug 2017 77,4 % und stieg 2018 leicht auf 79,1 % (ungewichtet; gewichtet: von 51,7 % auf 51,0 %, ohne Abbildung; siehe auch Abbildung 10 und Tabelle 13); bei den ÖVF-Brachen stieg der Anteil von 14,2 % auf 15,5 % (ungewichtet; gewichtet: von 31,7 % auf 34,6 %, ohne Abbildung; siehe auch Abbildung 10 und Tabelle 9).

Abbildung 16: ÖVF-Meldungen der Betriebe, die 2017 ÖVF-Leguminosen meldeten und 2018 keine oder mind. 0,05 ha weniger



*der Betriebe, die anders als in 2017 im Jahr 2018 weniger oder keine ÖVF-Leguminosen meldeten

**NaWaRo ab 2018.

Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.1.3.3 ÖVF-Zwischenfrüchte

Die Fläche der ÖVF-Zwischenfrüchte stieg in den betrachteten InVeKoS-Bundesländern von 2015 bis 2021 um 5,4 %. Der Anteil am Ackerland erhöhte sich von 10,2 % auf 11,0 %. Der Anstieg erfolgte von 2017 zu 2018 und 2018 zu 2019 (Tabelle 13), dem Jahr, in dem der ÖVF-Leguminosenanteil zurückging. Auch von 2020 zu 2021 gab es einen Anstieg zu beobachten (+2,0 %).

Deutschlandweit stieg die Fläche der ÖVF-Zwischenfrüchte von 2015 bis 2022 um 17,8 % an (2015 bis 2021: +13,9 %), was einem Anstieg am Anteil am Ackerland von 7,9 % auf 9,4 % entsprach. Wie bei den InVeKoS-Daten ist der Sprung von 2017 zu 2018 und 2019 zu sehen sowie von 2020 zu 2021 (und zu 2022: +3,6 % bzw. + 3,4 %).

Die Veränderung der Fläche der ÖVF-Zwischenfrüchte stieg deutschlandweit wesentlich stärker als in den betrachteten InVeKoS-Bundesländern (2015 bis 2021: 13,9 % bzw. 5,4 %). Der Anteil der ÖVF-Zwischenfrüchte am Ackerland war deutschlandweit jedoch etwas geringer (Tabelle 13).

Tabelle 13: Fläche der ÖVF-Zwischenfrüchte und ihre Entwicklung in den betrachteten InVeKoS-Bundesländern und in Deutschland (ungewichtet)

Datengrundlage: Deutscher Bundestag (2015, 2018, 2019); BMEL (2020, 2022). BB, HE, NI, NW, RP: InVeKoS-Daten.

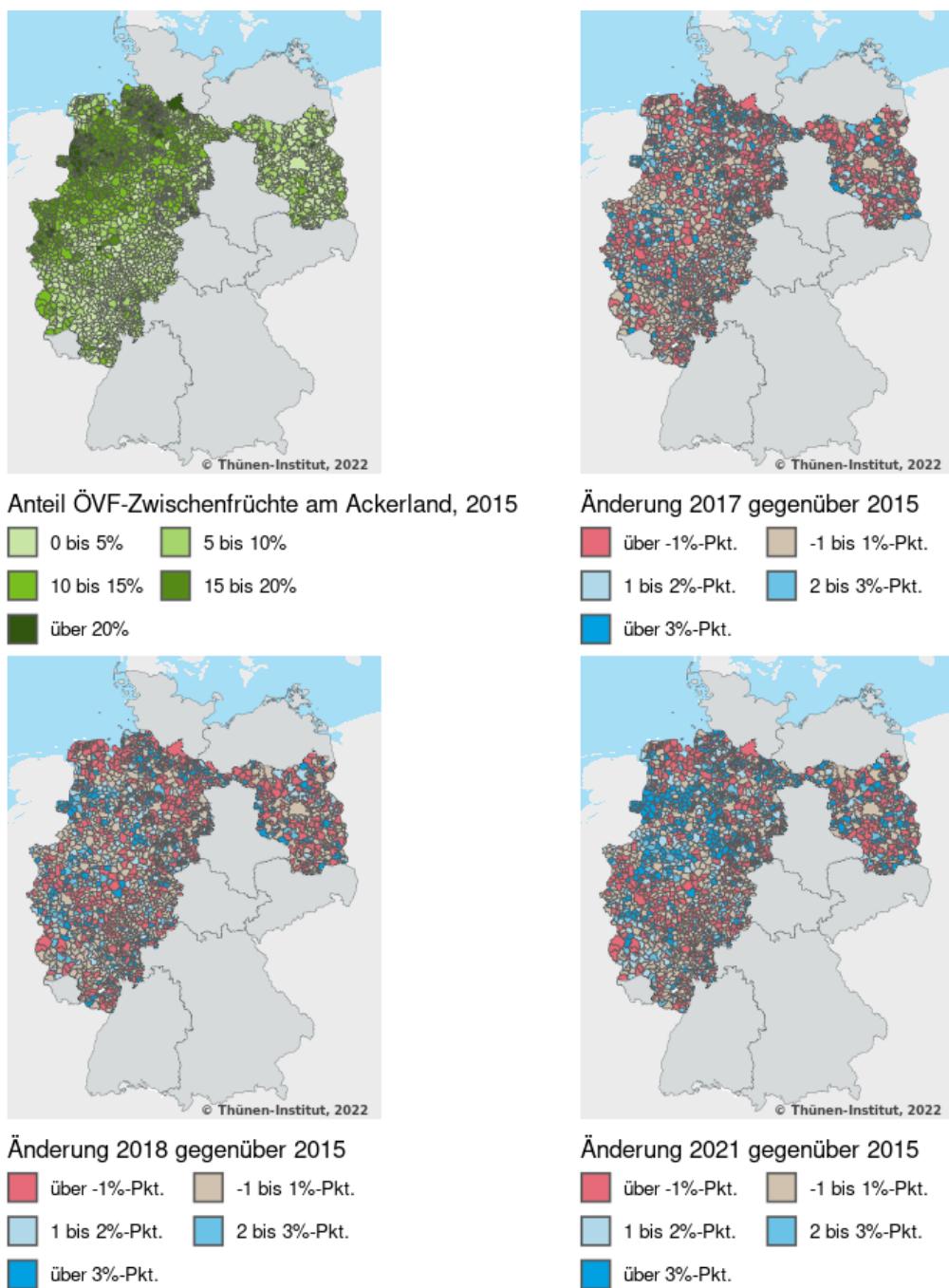
Jahr	BB, HE, NI, NW, RP				Deutschland			
	Fläche (ha)	Prozentuale Veränderung der Fläche gegenüber dem Vorjahr (%)	Prozentuale Veränderung der Fläche gegenüber 2015 (%)	Anteil am Ackerland im jeweiligen Jahr (%)	Fläche (ha)	Prozentuale Veränderung der Fläche gegenüber dem Vorjahr (%)	Prozentuale Veränderung der Fläche gegenüber 2015 (%)	Anteil am Ackerland im jeweiligen Jahr (%)
2015	491.919	-	-	10,2	930.158	-	-	7,9
2016	481.299	-2,2	-2,2	10,1	938.075	0,9	0,9	8,0
2017	480.168	-0,2	-2,4	10,1	927.847	-1,1	-0,2	7,9
2018	490.884	2,2	-0,2	10,2	976.502	5,2	5,0	8,3
2019	506.428	3,2	3,0	10,7	1.018.006	4,3	9,4	8,7
2020	508.035	0,3	3,3	10,7	1.022.869	0,5	10,0	8,8
2021	518.406	2,0	5,4	11,0	1.059.514	3,6	13,9	9,1
2022	Keine Daten	-	-	-	1.095.488	3,4	17,8	9,4

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Der Anteil der ÖVF-Zwischenfrüchte am Ackerland war 2015 vor allem in den Regionen mit intensiver Tierhaltung in Nordwest- und Westniedersachsen sowie im Nordwesten Nordrhein-Westfalens mit 10 % bis zu über 20 % hoch (Abbildung 17).

Von 2015 zu 2017 gab es überwiegend kleinere Veränderungen, die sowohl Zu- als auch Abnahmen waren. 2018 zeigten sich gegenüber 2015 in vielen Gegenden Zunahmen des ÖVF-Zwischenfruchtanteils, oftmals dort, wo der Anteil bereits hoch war. Dieses Bild verstärkt sich bei der Betrachtung der Änderungen 2021 gegenüber 2015 (Abbildung 17).

Abbildung 17: Regionale Entwicklung der ÖVF-Zwischenfrüchte



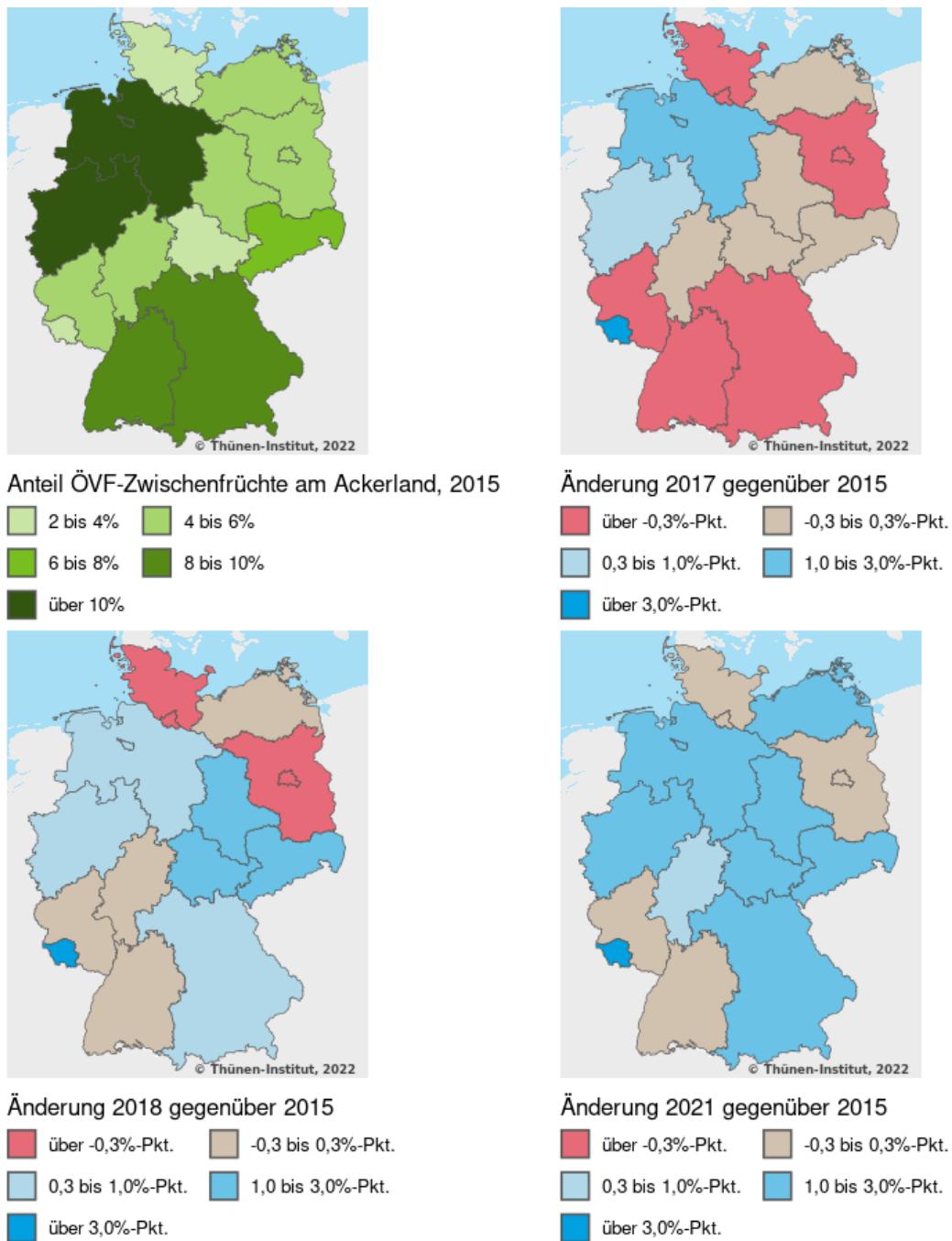
Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Deutschlandweit hatten 2015 Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen den höchsten ÖVF-Zwischenfruchtanteil am Ackerland mit über 10 %. In Bayern und Baden-Württemberg betrug der Anteil 8 % bis 10 % (Abbildung 18).

2017 war der Anteil gegenüber 2015 im Saarland (über 3 %-Punkte), in Niedersachsen (1, bis 3 %-Punkte) und Nordrhein-Westfalen (über 3 %-Punkte) gestiegen. Leichte Abnahmen gab es in fünf Bundesländern. 2018 gab es gegenüber 2015 nur in Brandenburg und Schleswig-Holstein einen Rückgang und es überwogen die Zunahmen. Mit Ausnahme von Schleswig-Holstein, Brandenburg, Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg, die 2021 einen mehr oder weniger

genauso hohen ÖVF-Zwischenfruchtanteil am Ackerland hatten wie 2015, stieg der Anteil der ÖVF-Zwischenfrüchte überwiegend um 1 % bis 3 %-Punkte (Abbildung 18).

Abbildung 18: Deutschlandweite Entwicklung der ÖVF-Zwischenfrüchte



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.1.4 Einfluss der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung

3.1.4.1 Entwicklung der Anzahl ÖVF-pflichtiger Betriebe

Der Anteil und die Anzahl ÖVF-pflichtiger Betriebe war von 2015 bis 2021 rückläufig (siehe Kapitel 3.1.1). Der Anteil der pflichtigen Betriebe, die die ÖVF-Auflagen nicht erfüllten, ging von 2017 zu 2018 stark zurück (siehe Abbildung 9). In diesem Kapitel wird untersucht, ob diese

Entwicklungen betriebstypenspezifisch waren. Tabelle 14 gibt die Entwicklung der Anzahl und der Anteile aller sowie der ÖVF-pflichtigen Betriebe nach Betriebstyp wieder. Dabei sind die Jahre 2015, 2017, 2018 und 2021 für die vier häufigsten Betriebstypen dargestellt.

Spezialisierte Weideviehbetriebe, Ackerbaubetriebe, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe und Veredlungsbetriebe waren die vier häufigsten Betriebsformen, sowohl in der Grundgesamtheit (87,8 %–89,0 %) als auch (stärker ausgeprägt) innerhalb der ÖVF-pflichtigen Betriebe (94,2 %–95,4 %, Tabelle 14).

Innerhalb der Betriebstypen gab es bei allen einen absoluten Rückgang der Anzahl der ÖVF-pflichtigen Betriebe. Dieser war bei den Weideviehbetrieben am größten (2015 gegenüber 2021: -16,3 %), gefolgt von den Veredlungsbetrieben (-15,6 %), Ackerbaubetrieben (-9,4 %) und Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben (-7,2 %).

Der Anteil ÖVF-pflichtiger Betriebe einer Betriebsausrichtung an allen pflichtigen Betrieben stieg über die Jahre bei den Ackerbaubetrieben (+1,4 %-Punkte) und bei den Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben (+1,3 %-Punkte), während es einen Rückgang bei den Weideviehbetrieben (-1,0 %-Punkte) und den Veredlungsbetrieben (-0,5 %-Punkte) gab (Tabelle 14).

Tabelle 14: Anzahl und Anteil der ÖVF-pflichtigen Betriebe nach betriebswirtschaftlicher Ausrichtung

Bundesländer BB, HE, NI, NW, RP

Jahr	Betriebswirtschaftliche Ausrichtung	Anzahl ÖVF-pflichtiger Betriebe	Anteil an allen ÖVF-pflichtigen Betrieben des jeweiligen Jahres (%)	Anteil an allen Betrieben des jeweiligen Jahres (%)
2015	Spez. Ackerbaubetriebe	18.787	34,6	22,7
2017	Spez. Ackerbaubetriebe	18.486	35,9	22,8
2018	Spez. Ackerbaubetriebe	18.137	36,0	22,5
2021	Spez. Ackerbaubetriebe	17.024	36,0	21,6
2015	Spez. Weideviehbetriebe	13.009	24,0	38,2
2017	Spez. Weideviehbetriebe	11.962	23,2	37,7
2018	Spez. Weideviehbetriebe	11.531	22,9	37,6
2021	Spez. Weideviehbetriebe	10.888	23,0	37,2
2015	Spez. Veredlungsbetriebe	9.197	16,9	8,6
2017	Spez. Veredlungsbetriebe	8.564	16,6	8,4
2018	Spez. Veredlungsbetriebe	8.395	16,7	8,2
2021	Spez. Veredlungsbetriebe	7.763	16,4	8,1
2015	Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe	10.117	18,6	18,3
2017	Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe	9.796	19,0	19,6
2018	Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe	9.741	19,3	20,2

Jahr	Betriebswirtschaftliche Ausrichtung	Anzahl ÖVF-pflichtiger Betriebe	Anteil an allen ÖVF-pflichtigen Betrieben des jeweiligen Jahres (%)	Anteil an allen Betrieben des jeweiligen Jahres (%)
2021	Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe	9.389	19,9	22,1
2015	Sonstige	3.170	5,8	12,2
2017	Sonstige	2.751	5,3	11,5
2018	Sonstige	2.615	5,2	11,5
2021	Sonstige	2.190	4,6	11,1

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.1.4.2 Entwicklung der Nicht-Erfüllung der ÖVF-Regelung

Da 8,0 % (2015) bis 3,0 % (2019/2020, siehe Kapitel 3.1.1) der verpflichteten Betriebe die ÖVF-Vorschriften nicht (vollständig) erfüllten, wurden mögliche Faktoren untersucht, die die Entscheidung beeinflussten, die Greeningvorschriften vollständig zu erfüllen oder auf (zumindest einen Teil) der Zahlung zu verzichten.

Die meisten ÖVF-verpflichteten Betriebe, die die Vorgaben nicht (oder nicht vollständig) erfüllten, rekrutieren sich (in abnehmender Reihenfolge der Bedeutung) aus den Bewirtschaftungsformen „spezialisierte Ackerbaubetriebe“, „spezialisierte Weideviehbetriebe“, „Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe“ und „spezialisierte Veredlungsbetriebe“ (vgl. Tabelle 15). Auf diese vier Betriebsformen entfielen rund 96 % aller Betriebe, die zur Ausweisung von ÖVF verpflichtet waren, die Anforderungen aber nicht erfüllten (siehe Tabelle 14). Im Verhältnis zu den jeweiligen Anteilen an der Grundgesamtheit der ÖVF-pflichtigen Betriebe sind die spezialisierten Ackerbaubetriebe deutlich überrepräsentiert und insbesondere die spezialisierten Veredlungsbetriebe unterrepräsentiert (Tabelle 15). Der relativ hohe Anteil an Betrieben mit Tierhaltung, die die Anforderungen erfüllen, lässt sich durch die Umsetzung von Zwischenfrüchten als ÖVF erklären: Spezialisierte Veredlungs-, spezialisierte Weidevieh-, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe sowie spezialisierte Ackerbaubetriebe meldeten im Durchschnitt der Jahre 2015 bis 2021 92,7 %, 85,6 %, 77,6 % bzw. 69,9 % ihrer gemeldeten ÖVF-Fläche als Zwischenfrüchte (ungewichtete Flächenanteile; vgl. Abbildung 20).

Tabelle 15: Relative Bedeutung der betriebswirtschaftlichen Ausrichtungen (BWA) im Hinblick auf die Ausweisung von Ökologischen Vorrangflächen

Bundesländer BB, HE, NI, NW, RP

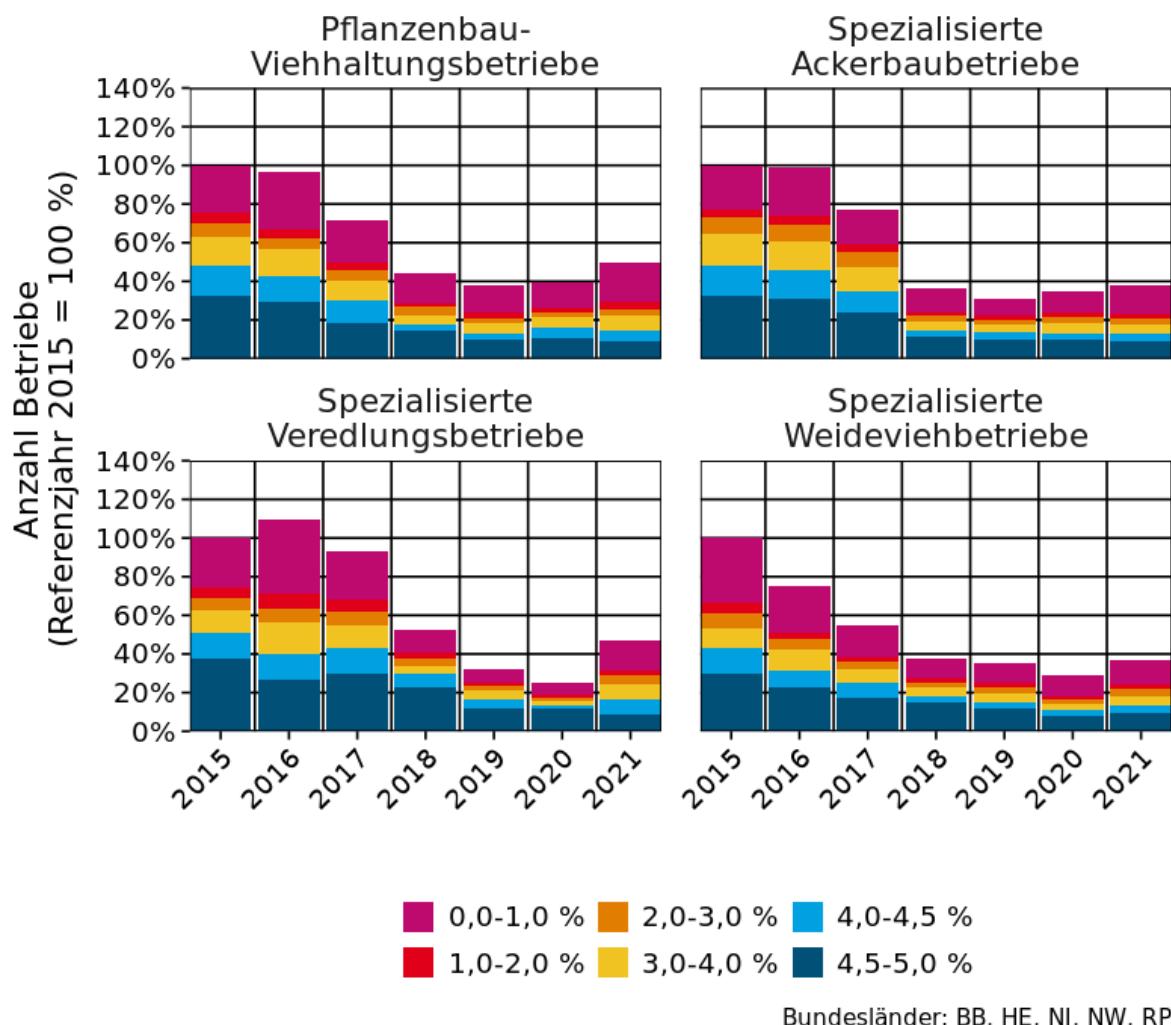
BWA	Anteil innerhalb verpflichteter Betriebe, die die Auflagen nicht vollständig erfüllten (%) (ÖVF _{pn})	Anteil innerhalb aller verpflichteter Betriebe (%) (ÖVF _p)		Überrepräsentation der pflichtigen Betriebe, die nicht erfüllten (ÖVF _{pn}), gemessen an allen pflichtigen (ÖVF _p) (ÖVF _{pn} /ÖVF _p)		
		Min.	Max.	Min.	Max.	
Spezialisierte Ackerbaubetriebe	41,2 [2018]	48,0 [2020]	34,6 [2015]	36,0 [2018,2021]	5,2 [2018]	12,6 [2016]

BWA	Anteil innerhalb verpflichteter Betriebe, die die Auflagen nicht vollständig erfüllten (%) (ÖVF _{pn})		Anteil innerhalb aller verpflichteter Betriebe (%) (ÖVF _p)		Überrepräsentation der pflichtigen Betriebe, die nicht erfüllt (ÖVF _{pn}), gemessen an allen pflichtigen (ÖVF _p) (ÖVF _{pn} /ÖVF _p)	
	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Spezialisierte Weideviehbetriebe	17,4 [2017]	24,1 [2019]	22,9 [2018]	24,0 [2015]	0,7 [2019]	-5,8 [2017]
Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe	17,2 [2017]	21,2 [2021]	18,6 [2015]	19,9 [2021]	0,1 [2018]	-1,8 [2017]
Spezialisierte Veredlungsbetriebe	7,9 [2020]	13,7 [2018]	16,4 [2020,2021]	16,9 [2015]	-3,0 [2018]	-8,5 [2020]

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Abbildung 19 zeigt, dass innerhalb der Gruppe der ÖVF-pflichtigen Betriebe, die die Auflagen nicht erfüllten, die Betriebsform keinen Einfluss auf den Anteil der gemeldeten ÖVF hatte: Die meisten Betriebe meldeten entweder keine oder kaum ÖVF (0–1 %) oder verfehlten das Ziel leicht (4,5–5 %). Bei allen vier betrachteten Betriebstypen ging die Anzahl der pflichtigen Betriebe, die die Auflagen nicht erfüllten, über die Jahre zurück, wobei es Unterschiede im Verlauf gab. Von 2015 zu 2016 kam es nur bei den Weideviehbetrieben zu einem deutlichen Rückgang; bei den anderen Betriebstypen kam es erst 2017 dazu. Von 2017 zu 2018 gab es einen starken Rückgang an Nicht-Erfüllern, der bei den Weideviehbetrieben am geringsten ausgeprägt war. Mit ursächlich hierfür könnte das PSM-Verbot für ÖVF gewesen sein, was zu einem Rückgang an ÖVF-Leguminosen führte (vgl. auch Kapitel 2.6.2.2 und 3.1.3.2): Während großkörnige Leguminosen überwiegend mit PSM angebaut werden, ist dies bei den kleinkörnigen nicht der Fall. Da kleinkörnige Leguminosen als Weidefutter verwendet werden können, bauen Weideviehbetriebe diese an; somit waren diese Betriebe von dem PSM-Verbot auf ÖVF weniger betroffen als andere Betriebstypen. In den Jahren nach 2018 gab es nur kleinere Veränderungen. 2021 stieg die Zahl der Betriebe, die nicht erfüllten, wieder leicht an; bei den Veredlungsbetrieben um fast 20 % gegenüber 2020. Dennoch gab es 2021 gegenüber 2015 einen Rückgang der Anzahl der Betriebe, die die Auflagen nicht erfüllten, von -53,0 % bei den Veredlungsbetrieben, -50,6 % bei den Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben, -62,2 % bei den Ackerbaubetrieben und -63,2 % bei den Weideviehbetrieben (Abbildung 19). Dieses Muster weicht teilweise von unseren Erwartungen ab: Aus wirtschaftlichen Gründen sollten sich spezialisierten Ackerbaubetriebe am stärksten anpassen und nicht spezialisierte Weideviehbetriebe (wir hätten einen größeren Unterschied erwartet), da der Einfluss von Restriktionen wie Futterrationen oder angepassten Nährstoffbilanzen sowie kurzfristigen Opportunitätskosten mit zunehmender Viehhaltung steigt. Die verhältnismäßig geringe Anpassung von Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben entspricht dieser Erwartung.

Abbildung 19: Einfluss der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung auf die Nicht-Erfüllung der ÖVF-Vorgaben: Entwicklung im Vergleich zum Jahr 2015



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.1.4.3 Flächenanteile der ÖVF-Typen

Abbildung 20 und Abbildung 21 zeigen die Entwicklung der ÖVF-Typen nach betriebswirtschaftlicher Ausrichtung in den InVeKoS-Bundesländern gegenüber dem Jahr 2015. Hierbei wurde sich auf die vier häufigsten betriebswirtschaftlichen Ausrichtungen aller Betriebe beschränkt: spezialisierte Ackerbaubetriebe, spezialisierte Weideviehbetriebe, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe und spezialisierte Veredlungsbetriebe. Diesen vier Betriebstypen wurden jahresabhängig zwischen 94,2 % (2015) und 95,4 % (2021) aller Betriebe zugeordnet. Nähere Angaben hierzu finden sich in Kapitel 3.1.4.1.

Insgesamt verändert sich die ungewichtete ÖVF-Fläche über die Jahre nur geringfügig. Bei den Ackerbaubetrieben nahm die Gesamt-ÖVF-Fläche bis 2021 um 6,0 % gegenüber 2015 zu; bei den anderen Betriebstypen gab es leichte Rückgänge von maximal -2,5 % (Abbildung 20).

Die gewichtete Gesamt-ÖVF-Fläche (Abbildung 21) zeigte etwas größere Schwankungen als die ungewichtete Fläche, wobei auch hier keine großen Veränderungen auftraten. Bei den Weideviehbetrieben kam es 2021 gegenüber 2015 zu einer gewichteten ÖVF-Flächenzunahme von 2,0 % (ungewichtet: -2,5 %). Dies liegt daran, dass Weideviehbetriebe verhältnismäßig viele

ÖVF-Leguminosen anbauen, deren Gewichtungsfaktor 2018 von 0,7 auf 1,0 angehoben wurde (siehe auch Tabelle 3).

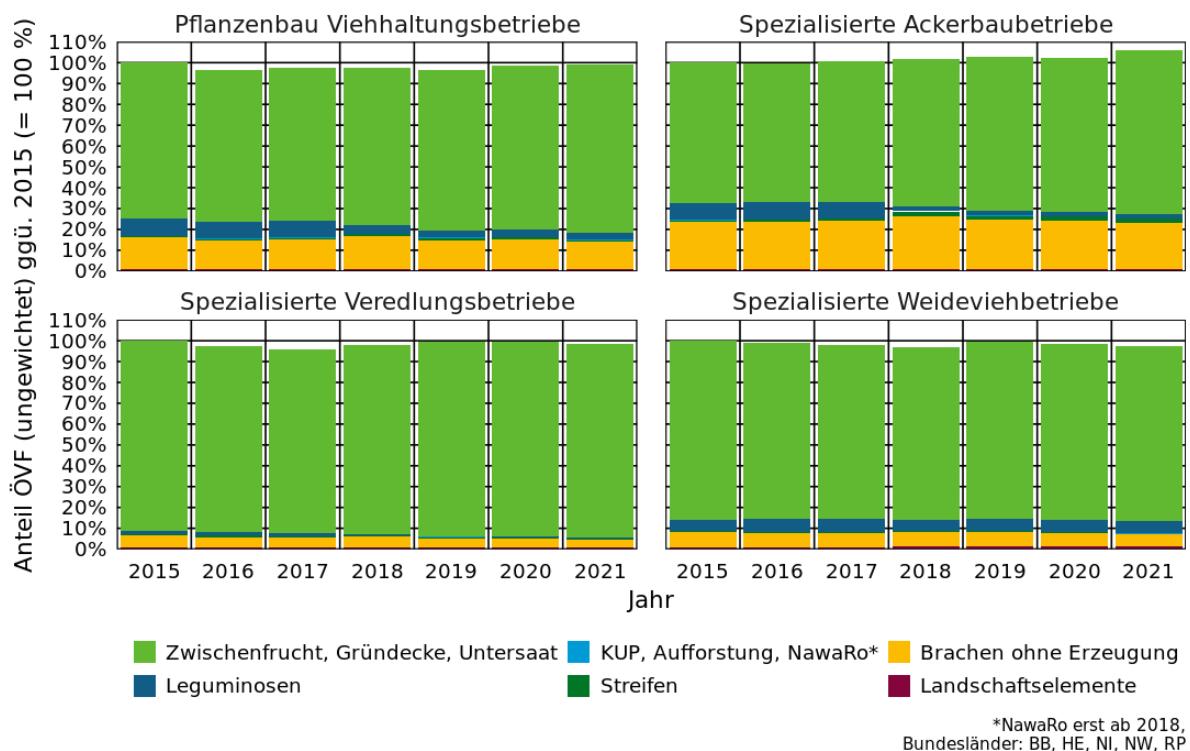
Hinsichtlich der ungewichteten Anteile der verschiedenen ÖVF-Typen zeigen sich Unterschiede. Zwar überwogen bei allen vier Betriebstypen die ÖVF-Zwischenfrüchte und ihr Anteil an allen ÖVF nahm bei allen Betriebstypen von 2015 bis 2021 zu. Ihr Anteil an allen ÖVF war jedoch bei den Ackerbaubetrieben mit 66,5 % (2016) bis 78,6 % (2021) am geringsten und bei den Veredlungsbetrieben mit 87,9 % (2017) bis 93,7 % (2020) am höchsten (Abbildung 20). Bei den Weideviehbetrieben war der ÖVF-Zwischenfruchtanteil höher als bei den Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben; der ÖVF-Zwischenfruchtanteil nahm also mit Bedeutung der Tierhaltung im Betriebszweig zu. Für tierhaltende Betriebe sind Zwischenfrüchte unter den ÖVF die attraktivste Option, da sie dort den anfallenden Wirtschaftsdünger ausbringen können. Für Ackerbaubetriebe hingegen bedeuten Zwischenfrüchte, dass im Folgejahr eine Sommerung ausgebracht werden muss (die Zwischenfrucht muss über den Winter auf der Fläche bleiben), was bei der Anbauplanung beachtet werden muss.

ÖVF-Brachen hatten die höchsten Anteile bei den Ackerbaubetrieben (22,2 bis 25,6 %). Bei den Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben lag der Anteil bei 12,9 % bis 15,8 %. Wesentlich geringe ÖVF-Bracheanteile hatten die Weidevieh- (5,9 bis 7,4 %) sowie Veredlungsbetriebe (3,6 bis 5,5 %, Abbildung 20).

Nach der Einführung des PSM-Verbots für ÖVF kam es bei allen Betriebstypen außer den Weideviehbetrieben zu einem starken Rückgang der ÖVF-Leguminosen. Weideviehbetriebe bauen in erster Linie kleinkörnige Leguminosen an, bei denen überwiegend auf PSM verzichtet wird. Dies ist bei den großkörnigen Leguminosen nicht der Fall, weshalb der Rückgang des ÖVF-Leguminosenanbaus ab 2018 erfolgte. Während der ÖVF-Leguminosenanteil bei den Weideviehbetrieben von 2017 auf 2018 lediglich von 6,4 % auf 5,0 % (2018) zurückging, war es bei den Ackerbaubetrieben ein Rückgang von 7,8 % auf 2,2 % (Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe: 8,1 % auf 3,9 %; Veredlungsbetriebe: 1,7 % auf 0,5 %, Abbildung 20).

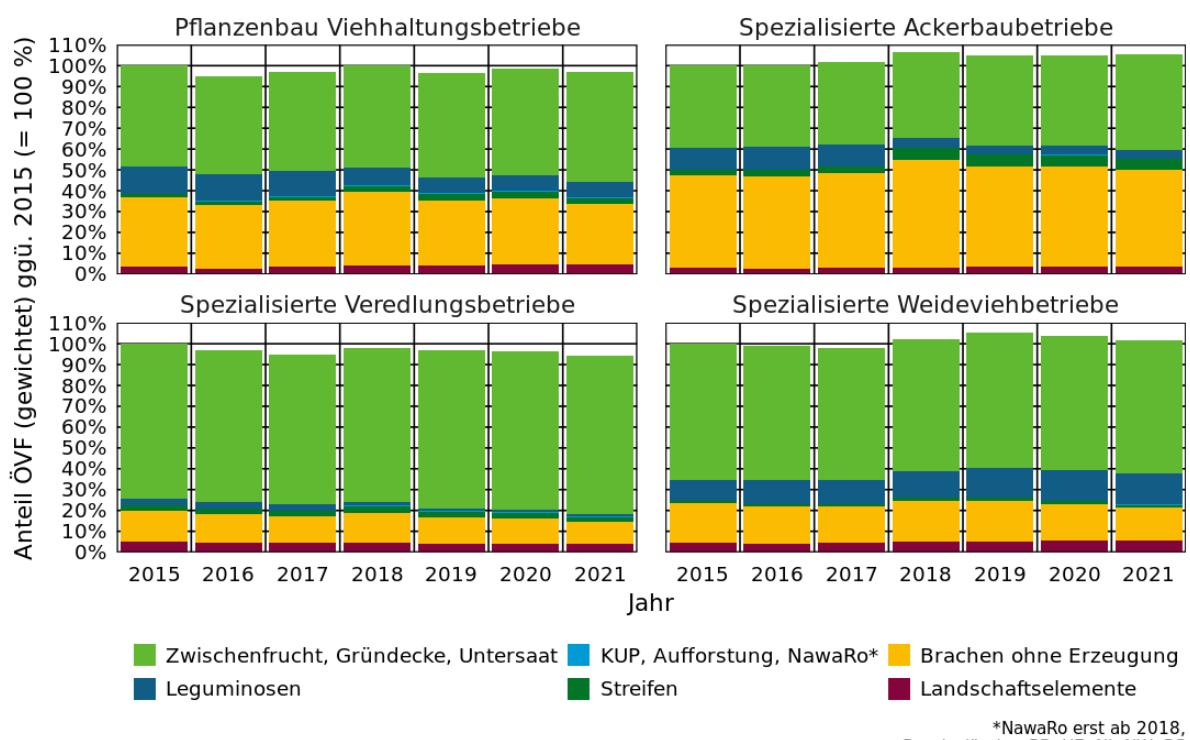
Bei den gewichteten ÖVF-Flächenanteilen ergab sich ein etwas anderes Bild (Abbildung 21). Der ÖVF-Zwischenfruchtanteil war aufgrund seines Gewichtungsfaktors von 0,3 bezogen auf alle ÖVF geringer als in der ungewichteten Betrachtung. Der ÖVF-Bracheanteil war gewichtet höher (Gewichtungsfaktor = 1,0; ab 2018 zusätzlich Honigbrachen: Faktor 1,5), ebenso der der Leguminosen (Gewichtungsfaktor 2015–2017: 0,7; ab 2018: 1,0). Gewichtet hatten die Ackerbaubetriebe mehr ÖVF-Brachen als ÖVF-Zwischenfrüchte (44,3 % bis 51,7 % bzw. 38,8 % bis 45,9 %); bei den anderen Betriebstypen behielten die ÖVF-Zwischenfrüchte den höchsten Anteil an allen ÖVF-Typen.

Abbildung 20: Entwicklung der Flächenanteile der ÖVF-Typen der vier häufigsten betriebswirtschaftlichen Ausrichtungen, ungewichtet



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Abbildung 21: Entwicklung der Flächenanteile der ÖVF-Typen der vier häufigsten betriebswirtschaftlichen Ausrichtungen, gewichtet



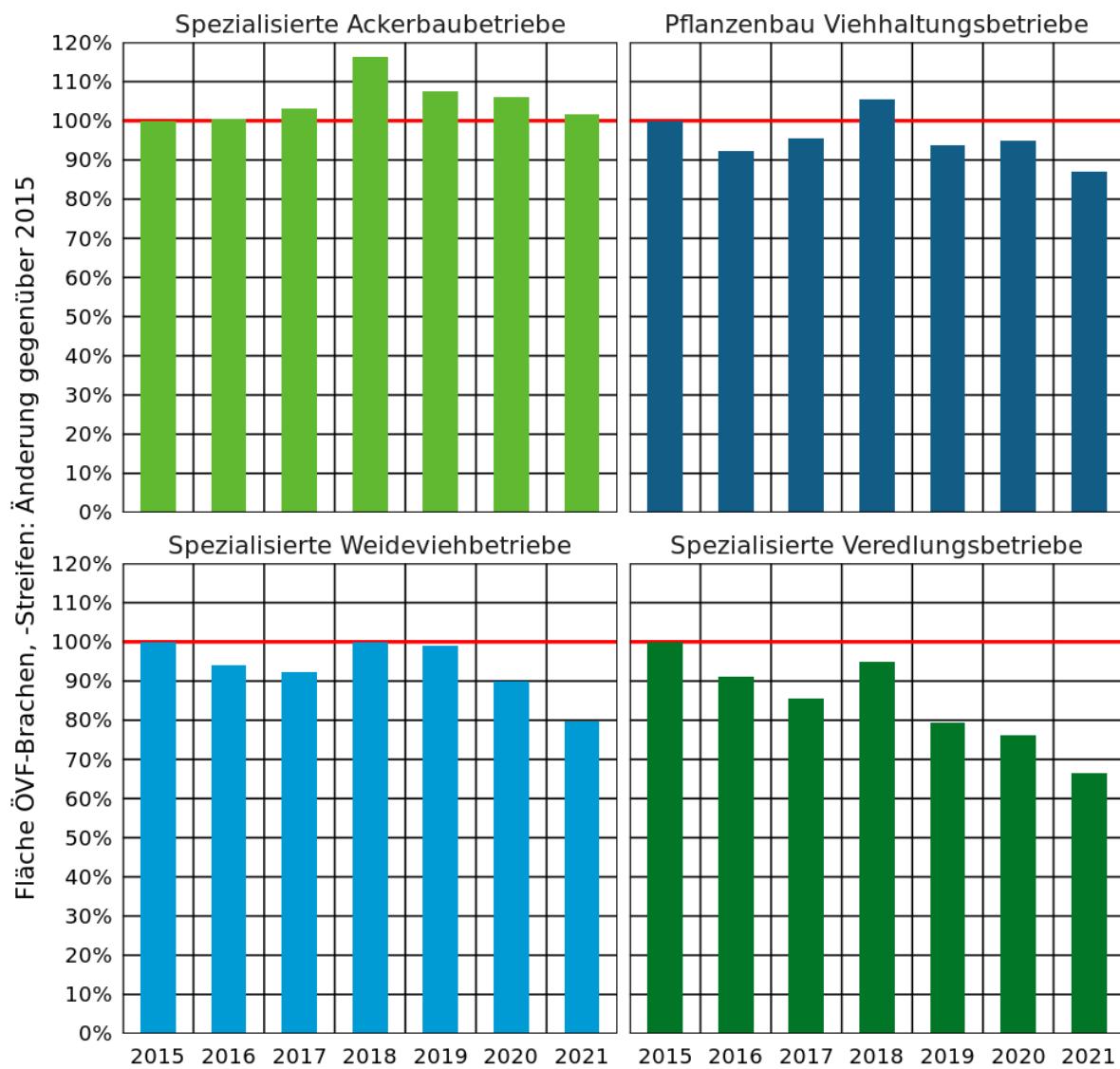
Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.1.4.4 Entwicklung der Anbauumfänge ausgewählter ÖVF-Typen

Im Folgenden wird die flächenmäßige Entwicklung der ÖVF-Brachen, -Leguminosen und -Zwischenfrüchte der vier häufigsten Betriebsformen näher untersucht. Zur Einordnung der Flächenentwicklung gegenüber dem Jahr 2015 ist die Entwicklung der Anzahl der ÖVF-pflichtigen Betriebe der Betriebsformen hilfreich: Innerhalb der Betriebstypen gab es bei allen einen absoluten Rückgang der Anzahl der ÖVF-pflichtigen Betriebe. Dieser war bei den Weideviehbetrieben am größten (2015 gegenüber 2021: -16,3 %), gefolgt von den Veredlungsbetrieben (-15,6 %), Ackerbaubetrieben (-9,4 %) und Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben (-7,2 %), siehe Kapitel 3.1.4.1.

Die Entwicklung der aus ökologischer Sicht wertvollen Flächen der ÖVF-Brachen und -Streifen unterschied sich zwischen den Betriebstypen (Abbildung 22). Während die Fläche bei den Ackerbaubetrieben bis 2018 leicht stieg und anschließend wieder leicht zurückging, sodass schließlich 2021 etwa wieder das Niveau von 2015 erreicht war, zeigte sich bei den Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben (-12,9 %), Weideviehbetrieben (-20,2 %) und den Veredlungsbetrieben (-33,9 %) ein Rückgang gegenüber 2015.

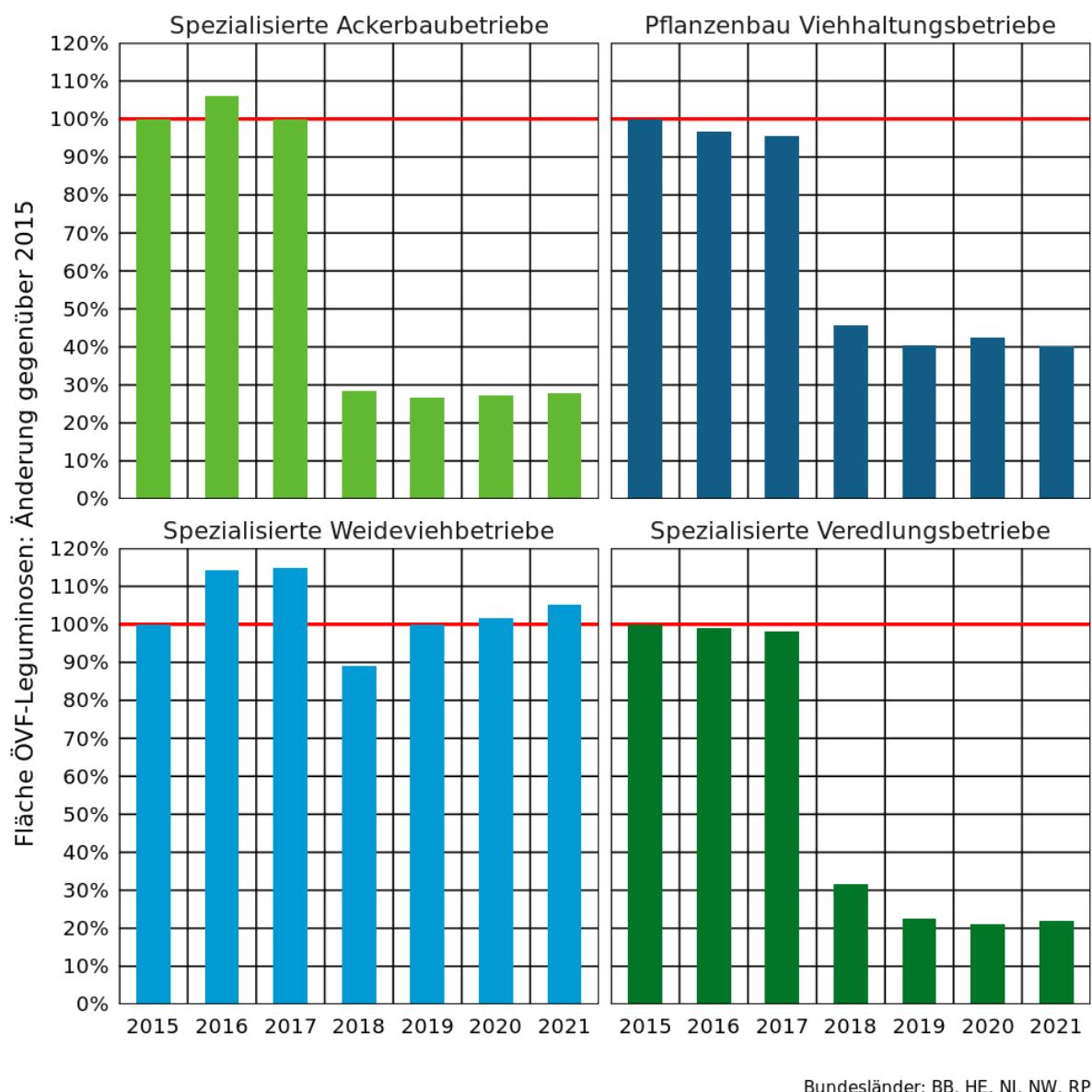
Abbildung 22: Entwicklung der Fläche der ÖVF-Brachen und -Streifen gegenüber 2015 nach Betriebstyp



Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP

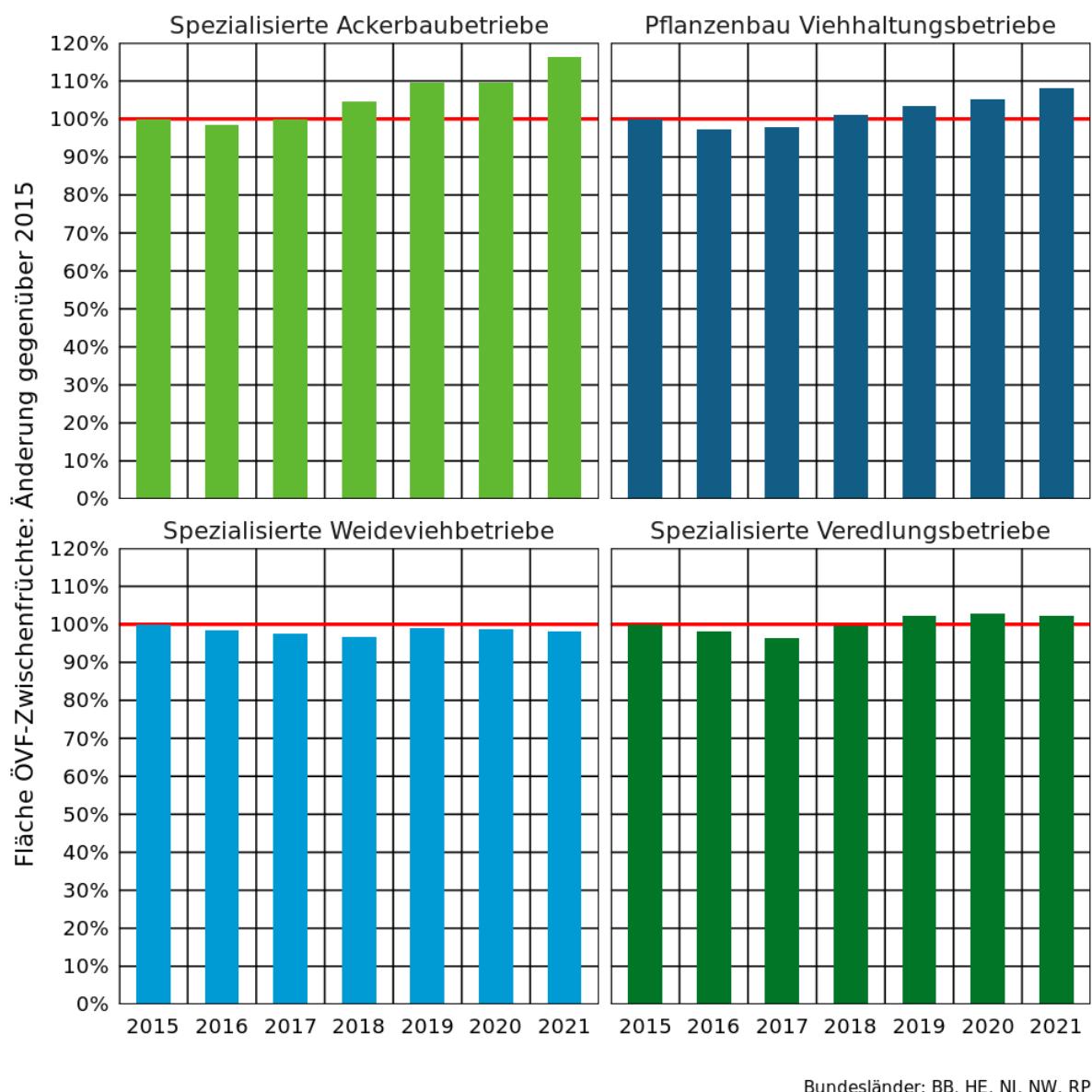
Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Das 2018 eingeführte Verbot von PSM in ÖVF führte zu einem drastischen Rückgang der ÖVF-Leguminosenfläche. Ausgenommen hiervon waren die Weideviehbetriebe: Da diese in erster Linie kleinkörnige Leguminosen anbauen, die ohne PSM auskommen, war hier nur in 2018 ein leichter Rückgang und anschließender Anstieg von 2019 bis 2021 über das Niveau von 2015 zu beobachten. Den stärksten Flächenrückgang um -79,9 % gab es bei den Veredlungsbetrieben; bei den Ackerbaubetrieben waren es -72,2 % (Abbildung 23).

Abbildung 23: Entwicklung der Fläche der ÖVF-Leguminosen gegenüber 2015 nach Betriebstyp

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Die ÖVF-Zwischenfruchtfläche nahm bei den Ackerbaubetrieben gegenüber 2015 bis 2021 um 16,4 % zu. Eine Zunahme gab es auch bei den Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben (+8,0 %). Bei den Weidevieh- sowie Veredlungsbetrieben kam es nur zu geringen Schwankungen (Abbildung 24). Diese Zunahmen setzten 2018 ein und könnten eine Reaktion auf das PSM-Verbot, gekoppelt mit dem Rückgang der ÖVF-Leguminosen sein.

Abbildung 24: Entwicklung der Fläche der ÖVF-Zwischenfrüchte gegenüber 2015 nach Betriebstyp

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

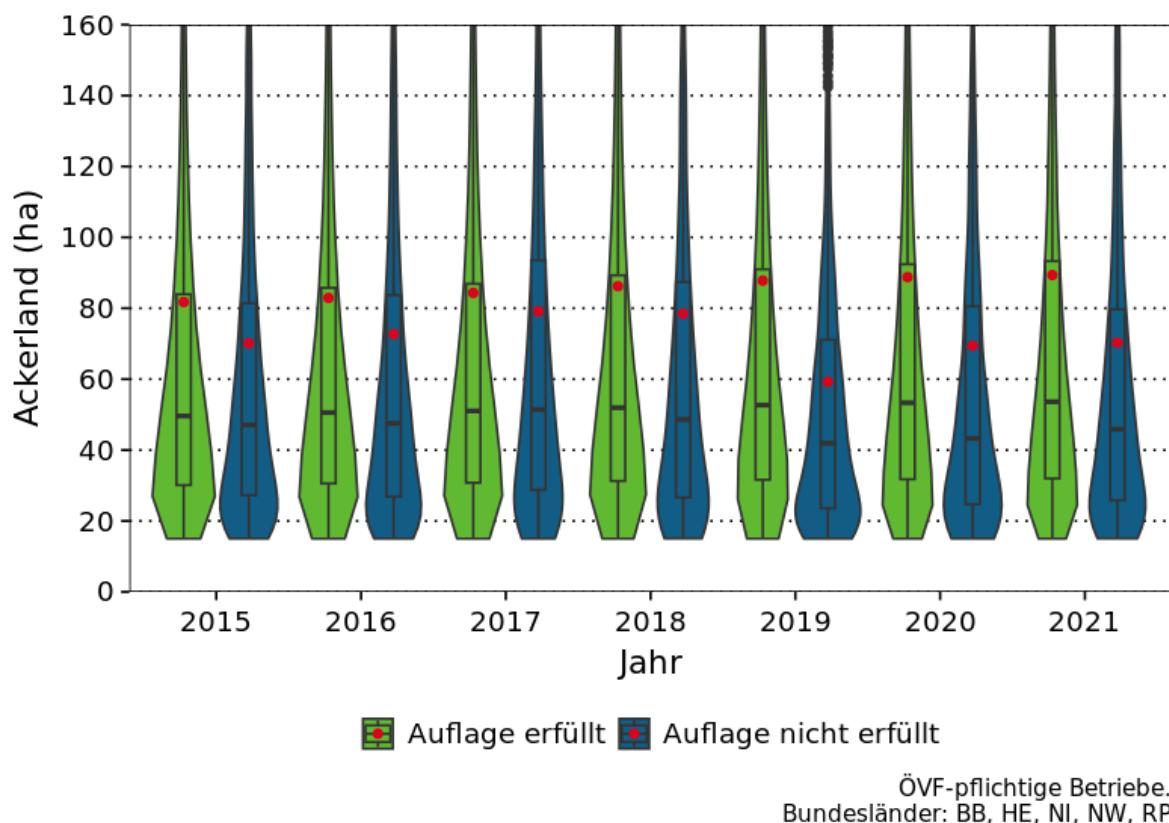
3.1.5 Einfluss der Ackerfläche auf die ÖVF-Erfüllung

Die Betrachtung der Ackerfläche der zur Ausweisung von ÖVF-verpflichteten Betriebe zeigt, dass verpflichtete Betriebe, die die Auflagen erfüllten, mehr Ackerland hatten als diejenigen, die dies nicht taten. Dieser Unterschied variierte über die Jahre 2015 bis 2021: Die Mediane und Mittelwerte der Betriebe, die die Auflagen erfüllten, und derer, die sie nicht erfüllten, lagen bis 2018 näher beieinander als in den Jahren danach (Abbildung 25). Dabei lagen die Mittelwerte stets deutlich weiter auseinander als die Mediane.

Bei den Betrieben, die der Auflage nachkamen, stiegen der Median und der Mittelwert des Ackerlands des Betriebs über die betrachteten Jahre kontinuierlich an (Median: 2015: 49,5 ha, 2021: 53,5 ha; Mittelwert: von 81,6 ha auf 89,2 ha). Bei den Betrieben, die die Auflage nicht erfüllten, stiegen beide Größen bis 2017 an, gingen dann zurück, stiegen 2020 und 2021 wieder leicht (Werte für 2015 und 2021: Median: 47,0 ha und 45,9 ha, Mittelwert: 70,1 ha und 70,2 ha). Der Mittelwert ging vor allem von 2018 zu 2019 zurück: von 78,3 ha auf 59,2 ha (Abbildung 25).

Abbildung 25: Einfluss der Ackerfläche der zur Ausweisung von ÖVF-verpflichteten Betriebe auf die Erfüllung der Vorgabe

Roter Punkt: Mittelwert.



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.1.6 Einfluss von Zeit, räumlich-klimatischen Gegebenheiten und betrieblichen Faktoren auf die ÖVF-Erfüllung (Regressionsmodell)

Um zu analysieren, ob die Wahrscheinlichkeit, die ÖVF-Vorgaben einzuhalten, von bestimmten Faktoren abhängt, wurde ein Regressionsmodell (Generalized additive mixed model (GAMM) mit logit link function (vgl. Kapitel 2.5)) verwendet. Als Faktoren wurden die Zeit anhand der Jahre 2015 bis 2018, die räumlich-klimatische Lage anhand der Bodenklimate (BKR), der Betriebstyp sowie der Standardoutput verwendet.

Das Ergebnis des Regressionsmodells zeigt einen relativ hohen Intercept (Tabelle 16). Dies deutet darauf hin, dass die Wahrscheinlichkeit der Einhaltung der ÖVF-Regelung von keinem der gewählten Faktoren in stärkerem Maße abhängig war (Wahrscheinlichkeit am Achsenabschnitt: 79 %). Dies reflektiert, dass ÖVF-Vorgaben für viele Betriebe etwa durch Zwischenfruchtanbau relativ leicht umsetzbar waren. Im Jahr 2018 war die Wahrscheinlichkeit, die ÖVF-Verordnung einzuhalten, viel geringer als im Jahr 2015. Im Vergleich zu den Ackerbaubetrieben erfüllten dieviehhaltenden Betriebe (spezialisierte Veredlungsbetriebe, spezialisierte Weideviehbetriebe und Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe) mit einer höheren Wahrscheinlichkeit die ÖVF-Regelungen, was mit unserem Ergebnis im Kapitel 3.1.4.2 übereinstimmt. Die relativ niedrige Erfüllungsquote der auf Gartenbau und Dauerkulturen spezialisierten Betriebe entspricht unseren Erwartungen, da insbesondere im Gartenbau die Wertschöpfung pro Hektar die Greeningförderung übersteigt. Im Allgemeinen erfüllen alle viehhaltenden Betriebe die ÖVF-Greeninganforderungen mit größerer Wahrscheinlichkeit als die anderen Betriebe. Was die

Bodenklimaräume betrifft, so hielten sich Betriebe in Bergregionen (BKR 19) sowie im Südwesten (BKR 12) seltener an die ÖVF-Vorschriften, während Betriebe im Nordosten (BKR 10) diese eher einhielten.

Tabelle 16: Faktoren, die die Wahrscheinlichkeit beeinflussen, die ÖVF-Regelungen einzuhalten

Bundesländer BB, HE, NI, NW, RP; ein Odds Ratio von 1 gibt an, dass es keinen Zusammenhang zwischen dem Prädiktor (Variable) und dem Ereignis (ÖVF-Regelungen werden eingehalten) gibt. Ein Odds Ratio von > 1 zeigt an, dass die Wahrscheinlichkeit für das Ereignis unter dem Prädiktor höher ist; bei < 1 ist die Wahrscheinlichkeit geringer.

Variable	Odds Ratio	Konfidenz-Intervall	
		2,5 %	97,5 %
Intercept	3,77	3,58	3,97
Intensität	1,02	1,00	1,04
BKR (Referenz: BKR 14)			
BKR 10	1,62	1,47	1,78
BKR 12	0,47	0,44	0,51
BKR 13	0,84	0,79	0,89
BKR 15	1,07	1,01	1,14
BKR 19	0,64	0,55	0,75
Jahr (Referenz: 2015)			
2016	1,02	0,98	1,07
2017	1,28	1,22	1,34
2018	0,85	0,81	0,89
Betriebstyp (Referenz: Spez. Ackerbaubetriebe)			
Spez. Gartenbaubetriebe	0,74	0,63	0,87
Spez. Dauerkulturbetriebe	0,63	0,55	0,73
Spez. Weideviehbetriebe	1,63	1,54	1,72
Spez. Veredlungsbetriebe	1,78	1,66	1,92
Pflanzenbauverbundbetriebe	1,02	0,90	1,15
Viehhaltungsverbundbetriebe	1,97	1,78	2,17
Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe	1,44	1,38	1,51
Nicht im Klassifizierungssystem erfasste Betriebe	0,12	0,00	1,99
Standardoutput	0,99	0,99	1,00
Anzahl Betriebe (ausgewogenes Panel für die Jahre 2015–2018):	61.837		

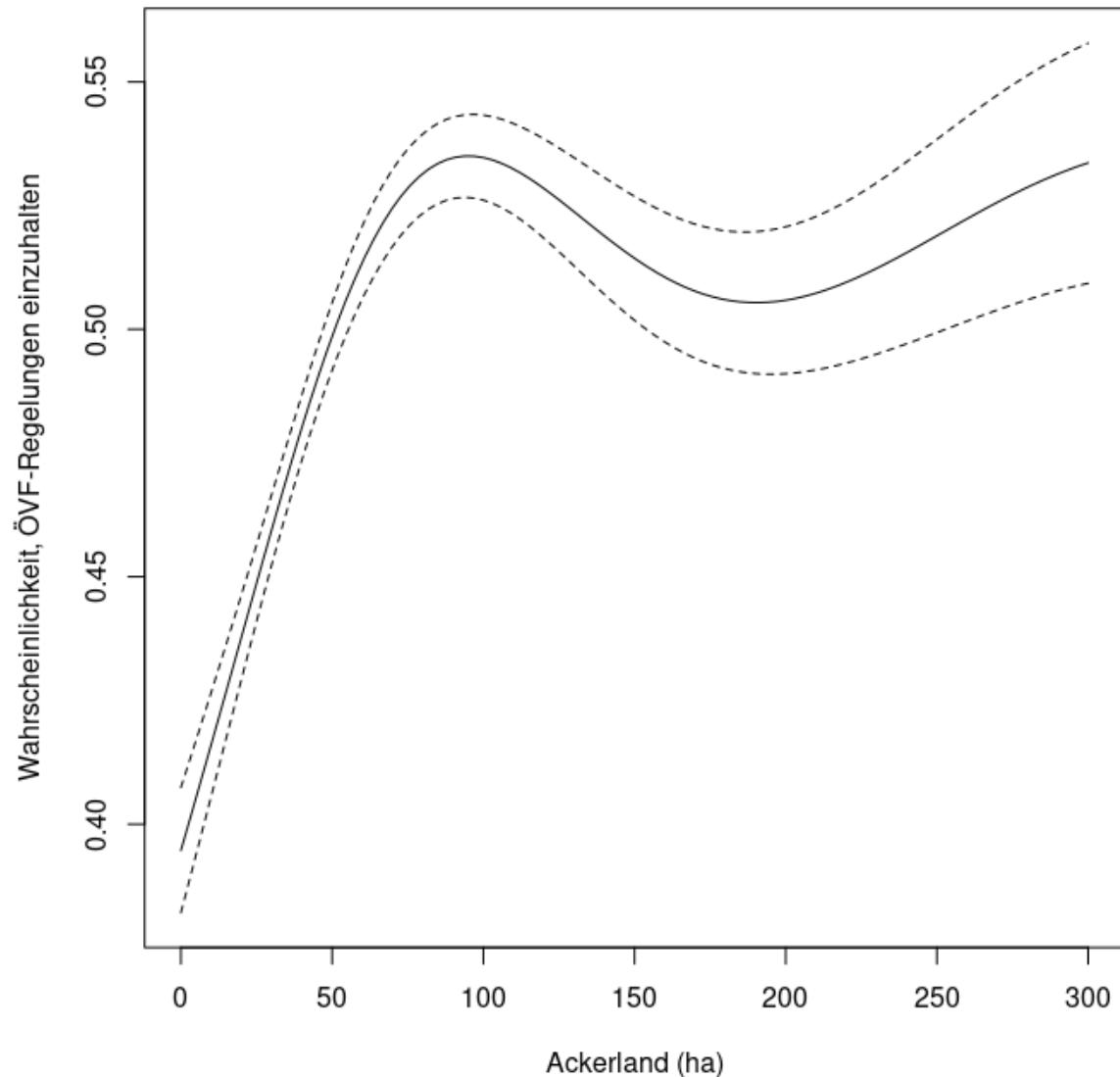
Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Abbildung 26 zeigt den partiellen Effekt der Ausstattung der Betriebe mit Ackerland aus dem obigen GAMM-Modell. Unterhalb von 70 ha korreliert die Wahrscheinlichkeit, die ÖVF-

Verpflichtungen zu erfüllen, positiv mit der Flächengröße des Ackerlands eines Betriebs. Oberhalb dieser Schwelle führt zusätzliche Ackerfläche zu einer geringeren Wahrscheinlichkeit der Einhaltung (bis etwa 150 ha). Jenseits dieser Schwelle hat die Ausstattung mit Ackerland keinen Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit der Einhaltung der ÖVF-Vorschriften.

Abbildung 26: Effekt der Ackerfläche der Betriebe auf die Wahrscheinlichkeit der Einhaltung der ÖVF-Vorgaben

Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP.



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.1.7 Flächenpotenzial für ÖVF-Meldungen

Abbildung 27 zeigt den Flächenanteil am Ackerland, den (theoretisch) ÖVF-pflichtige Betriebe mit potenziell förderfähigen ÖVF-Nutzungen bewirtschafteten (potenzielle ÖVF-Flächen) sowie die tatsächlich von den Betrieben gemeldeten ÖVF-Flächen (gemeldete ÖVF). Zwischenfrüchte, Untersaaten sowie Landschaftselemente sind aus dieser Analyse ausgeschlossen, da Zwischenfrüchte und Untersaaten nur gemeldet werden, wenn sie über ÖVF oder AUKM finanziell gefördert werden und Daten für Landschaftselemente nicht für alle Jahre verfügbar waren. Dadurch wird die potenzielle ÖVF-Fläche unterschätzt.

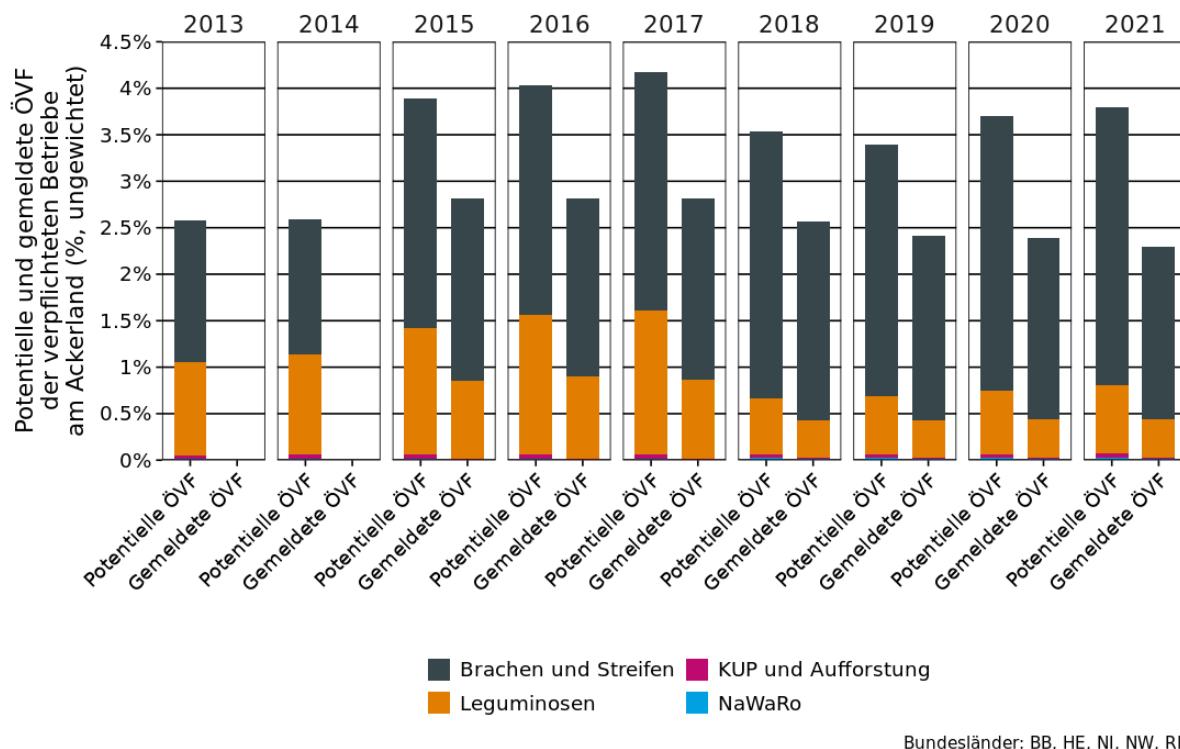
Vor der Einführung des Greenings im Jahr 2015 lag der potenzielle Anteil der ÖVF an der Ackerfläche bei 2,6 % und stieg mit der Einführung des Greenings von 2014 auf 2015 auf 3,9 %. Bis 2017 stieg der Anteil der potenziellen ÖVF auf Ackerflächen stetig weiter auf 4,2 % an. Ab 2018 waren PSM auf ÖVF verboten, was sich auf die Leguminosen auswirkte: Kleinkörnige Leguminosen werden in der Regel ohne PSM angebaut; bei großkörnigen ist dies meistens nicht der Fall, weshalb letztere ab 2018 aus der Betrachtung der theoretischen ÖVF-Leguminosenfläche ausgenommen wurden. Infolge dessen ging der potenzielle ÖVF-Anteil am Ackerland 2018 auf 3,5 % zurück und lag 2021 bei 3,8 % (Abbildung 27). Die gegenüber den Jahren vor 2015 zunehmende potenzielle ÖVF-Fläche von Brachen und Leguminosen zeigt, dass die ÖVF-Verordnungen Auswirkungen auf die Landnutzungsentscheidungen der Landwirte hatten. Während vor 2015 wenig ertragreiche Flächen in die Produktion genommen wurden, wurde es durch die Greeningregelungen vergleichsweise attraktiv, diese Flächen stillzulegen.

Die als ÖVF gemeldete Fläche betrug zwischen 2015 und 2017 2,8 % am Ackerland und ging 2018 infolge des ÖVF-Leguminosenrückgangs auf 2,6 % zurück; 2021 waren es 2,3 %. Der ÖVF-Bracheanteil am Ackerland war mit 1,9 % bis 2,2 % relativ stabil. Der ÖVF-Leguminosenanteil hingegen ging nach Einführung des PSM-Verbots um die Hälfte zurück und lag 2021 bei 0,4 % des Ackerlands (Abbildung 27).

Die Differenz zwischen dem potenziellen und dem gemeldeten ÖVF-Anteil lag zwischen 1,0 (2018, 2019) und 1,5 %-Punkten (2021). Der Differenzrückgang von 2017 zu 2018 kann auf den Rückgang der potenziellen ÖVF-Leguminosenfläche ab 2018 zurückgeführt werden (aufgrund des PSM-Verbots). Ab 2020 nahm die Potenzialfläche wieder zu, was an dem Anstieg der potenziellen Brachflächen lag. Hierbei war die zunehmende Förderung verschiedener Brachen und Blühstreifen durch AUKM ein wichtiger Treiber.

Abbildung 27: Fläche, die als ÖVF hätte gemeldet werden können (= potenzielle ÖVF-Fläche), und gemeldete ÖVF-Fläche von (theoretisch) ÖVF-pflichtigen Betrieben am Ackerland aller Betriebe (%, ÖVF-Fläche ungewichtet)

2010–2014: theoretisch ÖVF-pflichtige Betriebe; 2015–2021: ÖVF-pflichtige Betriebe. Ab 2018 sind bei den potenziellen Leguminosenflächen nur die PSM-freien bzw. kleinkörnigen Leguminosen berücksichtigt worden.



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.1.8 Zusammenfassung

Sofern es nicht angegeben ist, beziehen sich die Angaben auf die Auswertungen der InVeKoS-Daten der Bundesländer BB, HE, NI, NW und RP.

Vor der Einführung des ÖVF-Greenings wären 40,5 % der Betriebe ÖVF-pflichtig gewesen. Dieser Anteil ging mit der Einführung 2015 auf 39,5 % zurück und sank bis 2021 auf 36,4 %. Die überwiegende Mehrheit der verpflichteten Betriebe erfüllte die Anforderung, mindestens 5 % (gewichtete Fläche) ihrer Ackerfläche als ÖVF-Fläche zu bewirtschaften. Nur 3,2 % aller Betriebe (bzw. 8,0 % der Verpflichteten) erfüllten 2015 die Anforderungen nicht; 2021 waren es 1,4 % (bzw. 3,8 % der verpflichteten Betriebe).

Die rund 40 % der ÖVF-pflichtigen Betriebe bewirtschafteten jahresabhängig zwischen 89,1 % (2021) und 91,3 % (2015) des Ackerlands aller Betriebe. Die Greeningregelung zu den ÖVF erreichte somit einen Großteil des Ackerlands.

Die Betriebe erfüllten die ÖVF-Vorgaben überwiegend über den Anbau von Zwischenfrüchten, die ungewichtet bis zu 81,9 % und gewichtet bis zu 54,9 % der ÖVF-Fläche ausmachten. Die aus ökologischer Sicht wertvolleren Brachen und Streifen machten ungewichtet maximal 15,5 % (Brachen) bzw. 1,1 % (Streifen) aus, gewichtet waren es bis zu 34,6 % bzw. 3,6 %. Nach der Einführung des PSM-Verbots auf ÖVF im Jahr 2018 ging der ÖVF-Leguminosenanbau gegenüber 2017 ungewichtet von 6,5 % auf 3,1 % der ÖVF-Fläche zurück bzw. gewichtet von 10,2 % auf 6,6 %. Die deutschlandweite Betrachtung zeigte gegenüber den InVeKoS-Bundesländern einen

geringeren ÖVF-Zwischenfruchtanteil, während der ÖVF-Leguminosenanteil in etwa doppelt so hoch war.

Die ÖVF-Brachefläche ging in den InVeKoS-Bundesländern von 2015 bis 2021 um -10,4 % zurück; der Anteil am Ackerland sank von 1,9 % auf 1,7 %. Der Rückgang war hierbei nicht kontinuierlich. 2018 gab es gegenüber dem Vorjahr einen Anstieg von 9,4 %. Der Rückgang war vor allem von 2020 zu 2021 mit 6,4 % ausgeprägt. Deutschlandweit gingen ÖVF-Brachen zwischen 2015 und 2021 um 13,5 % zurück, wobei der Anteil am Ackerland dem in den InVeKoS-Ländern entsprach. Niedrige ÖVF-Bracheanteile fanden sich vor allem in Regionen, die von Viehhaltung geprägt sind.

Nachdem die ÖVF-Leguminosenfläche nach 2015 zunächst leicht anstieg, ging sie 2018 gegenüber 2017 um -53,1 % zurück und sank von 0,8 % (2015) am Ackerland auf 0,4 % (2018–2021). Die Entwicklung des Anteils der ÖVF-Leguminosen am Ackerland zeigte in den InVeKoS-Ländern sowie deutschlandweit bezogen auf den Trend die gleiche Entwicklung. Allerdings war der Anteil der ÖVF-Leguminosen am Ackerland in den InVeKoS-Ländern um bis zu 50 % geringer und der Rückgang über die Jahre mit -51,4 % (2015 gegenüber 2021) gegenüber -39,7 % deutschlandweit geringer ausgeprägt. ÖVF-Leguminosen hatten vor allem in weiten Teilen Brandenburgs höhere Anteile sowie, wenngleich geringer ausgeprägt, in Rheinland-Pfalz. Das PSM-Verbot in ÖVF bewirkte einen Rückgang der großkörnigen Leguminosen, die, anders als die kleinkörnigen, in der Regel mit PSM angebaut werden. Betrug das Verhältnis von großkörnigen zu kleinkörnigen ÖVF-Leguminosen zwischen 2015 und 2017 in etwa 7:3, so drehte sich das Verhältnis zugunsten der kleinkörnigen Leguminosen nach Einführung des PSM-Verbots ab 2018 auf 3:7 um.

Durch die Einführung des Verbots von PSM kam es, bei den Betrieben, die einen Rückgang an ÖVF-Leguminosen hatten (dies traf auf ca. 9 % der ÖVF-pflichtigen Betriebe zu), von 2017 zu 2018 zum Rückgang der ÖVF-Leguminosenfläche von 54,3 % auf 12,6 % (ungewichtet, bezogen auf die ÖVF-Fläche). Die Betriebe, die weniger ÖVF-Leguminosen meldeten, bauten ab 2018 stärker ÖVF-Zwischenfrüchte an, deren Anteil sich von 30,4 % in 2017 auf 60,5 % in 2018 verdoppelte (ungewichtet; Referenzfläche ist die ÖVF-Fläche aus 2017). Der Anteil der ÖVF-Brachen stieg von 13,1 % auf 22,2 % (ungewichtet). Diese Anstiege sind weitaus stärker, als sie es insgesamt für alle ÖVF-pflichtigen Betriebe betrachtet waren: Der Anteil der ÖVF-Zwischenfrüchte an allen ÖVF betrug 2017 77,4 % und stieg 2018 leicht auf 79,1 % (ungewichtet), der der ÖVF-Brachen stieg von 14,2 % auf 15,5 %. Das PSM-Verbot führte also insgesamt zu einem Rückgang der ÖVF-Leguminosen und zu einem Anstieg der ÖVF-Zwischenfrüchte.

Die Fläche der ÖVF-Zwischenfrüchte stieg in den InVeKoS-Bundesländern von 2015 bis 2021 um 5,4 %, sodass sich der Anteil am Ackerland von 10,2 % auf 11,0 % erhöhte. Der Anstieg erfolgte ab 2018. Deutschlandweit stieg die ÖVF-Zwischenfruchtfäche wesentlich stärker an (2015 bis 2021: +13,9 %), wobei der Anteil am Ackerland mit 7,9 % bis 9,1 % geringer als in den InVeKoS-Bundesländern war. Regional betrachtet war der Anteil der ÖVF-Zwischenfrüchte am Ackerland 2015 vor allem in den Regionen mit intensiver Tierhaltung in Nordwest- und Westniedersachsen sowie im Nordwesten Nordrhein-Westfalens mit 10 % bis zu über 20 % hoch. Zunahmen gab es überwiegend dort zu beobachten, wo der Anteil bereits hoch war.

Unter den Betrieben, die die ÖVF-Verpflichtung nicht (oder nicht vollständig) erfüllten, waren Ackerbaubetriebe überdurchschnittlich häufig vertreten, viehhaltende Betriebe (insbesondere Veredlungsbetriebe) hingegen unterdurchschnittlich. Die Anzahl der pflichtigen Betriebe, die die Auflagen nicht erfüllten, ging über die Jahre zurück, wobei es hinsichtlich der Betriebstypen Unterschiede im Verlauf gab. 2021 stieg die Zahl der Betriebe, die nicht erfüllten, wieder leicht

an; bei den Veredlungsbetrieben um fast 20 % gegenüber 2020. Dennoch gab es 2021 gegenüber 2015 einen Rückgang der Anzahl der Betriebe, die die Auflagen nicht erfüllten, von -53,0 % bei den Veredlungsbetrieben, -50,6 % bei den Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben, -62,2 % bei den Ackerbaubetrieben und -63,2 % bei den Weideviehbetrieben. Dieses Muster weicht teilweise von unseren Erwartungen ab: Aus wirtschaftlichen Gründen sollten sich spezialisierte Ackerbaubetriebe und nicht-spezialisierte Weideviehbetriebe (wir hätten einen größeren Unterschied erwartet) am stärksten anpassen, da der Einfluss von Restriktionen wie Futterrationen oder angepassten Nährstoffbilanzen sowie kurzfristigen Opportunitätskosten mit zunehmender Viehhaltung steigt. Die geringe Anpassung von Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben entspricht dieser Erwartung.

In allen vier betrachteten Betriebstypen wurden überwiegend ÖVF-Zwischenfrüchte umgesetzt und ihr Anteil stieg von 2015 bis 2021 an. Der ÖVF-Zwischenfruchtanteil nahm mit der Bedeutung der Tierhaltung im Betriebszweig zu; den höchsten Anteil hatten Veredlungsbetriebe (87,9 % bis 93,7 %, ungewichtet). Den höchsten ÖVF-Bracheanteil hatten die Ackerbaubetriebe (22,2 % bis 25,6 %). Nach der Einführung des PSM-Verbots für ÖVF kam es bei allen Betriebstypen außer den Weideviehbetrieben zu einem starken Rückgang der ÖVF-Leguminosen (Weideviehbetriebe bauen in erster Linie kleinkörnige Leguminosen an, bei denen überwiegend auf PSM verzichtet wird). Hinsichtlich der gewichteten Flächenanteile hatten die Ackerbaubetriebe einen höheren ÖVF-Brache- als Zwischenfruchtanteil. Bei den anderen Betriebstypen behielten die ÖVF-Zwischenfrüchte den höchsten Anteil an allen ÖVF-Typen.

Bezogen auf den Betriebstyp war ein ÖVF-Bracherückgang bei den Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben (-12,9 %), Weideviehbetrieben (-20,2 %) und den Veredlungsbetrieben (-33,9 %) zu beobachten (2021 gegenüber 2015). ÖVF-Leguminosen gingen von 2017 zu 2018 drastisch zurück, mit Ausnahme bei den Weideviehbetrieben. ÖVF-Zwischenfrüchte nahmen bei den Ackerbaubetrieben um 16,4 % zu (2021 gegenüber 2015), bei den Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben um 8,0 %. Bei den Weidevieh- sowie Veredlungsbetrieben kam es nur zu geringen Schwankungen. Diese Zunahmen setzten 2018 ein und könnten eine Reaktion auf das PSM-Verbot, gekoppelt mit dem Rückgang der ÖVF-Leguminosen sein.

Verpflichtete Betriebe, die die Auflagen erfüllten, hatten mehr Ackerland als diejenigen, die dies nicht taten. Dieser Unterschied war nach 2018 größer als in den Jahren davor. Dies zeigte auch die statistische Modellierung, die den Einfluss verschiedener Variablen (regionale Lage [Bodenklimaraum], Jahr, Betriebstyp, Ackerland, Standardoutput) auf die Erfüllung der ÖVF-Vorgaben analysiert. Bei Betrieben mit weniger als 70 ha Ackerland stieg die Wahrscheinlichkeit, die ÖVF-Auflagen zu erfüllen, mit jedem Hektar Ackerland an. Zwischen 70 ha und 150 ha verringerte zusätzliche Ackerfläche hingegen die Wahrscheinlichkeit. Oberhalb von 150 ha hatte das Ackerland keinen zusätzlichen Effekt auf die Erfüllung der ÖVF-Vorgabe.

Um den Einfluss der Einführung des Greenings auf die einschlägigen Landnutzungen zu identifizieren, wurde ermittelt, wie viel Fläche die ÖVF-pflichtigen Betriebe (vor 2015: die theoretisch ÖVF-pflichtigen Betriebe) als ÖVF hätten melden können (= potenzielle ÖVF-Fläche). Die gegenüber den Jahren vor 2015 zunehmende potenzielle ÖVF-Fläche von Brachen und Leguminosen zeigt, dass die ÖVF-Auflagen aus Umweltsicht positive Auswirkungen auf die Landnutzungsentscheidungen der Landwirte hatten. Während vor 2015 wenig ertragreiche Flächen in die Produktion genommen wurden, wurde es durch die Greeningregelungen vergleichsweise attraktiv, diese Flächen stillzulegen. Die Differenz zwischen dem potenziellen und dem gemeldeten ÖVF-Anteil lag zwischen 1,0 (2018, 2019) und 1,5 %-Punkten (2021). Der Differenzrückgang von 2017 zu 2018 kann auf den Rückgang der potenziellen ÖVF-Leguminosenfläche ab 2018 zurückgeführt werden (aufgrund des PSM-Verbots). Ab 2020 nahm

die Potenzialfläche wieder zu, was an dem Anstieg der potenziellen Brachflächen lag. Hierbei war die zunehmende Förderung verschiedener Brachen und Blühstreifen durch AUKM ein wichtiger Treiber.

3.2 Entwicklung einschlägiger Landnutzungen

3.2.1 Entwicklung von Leguminosen

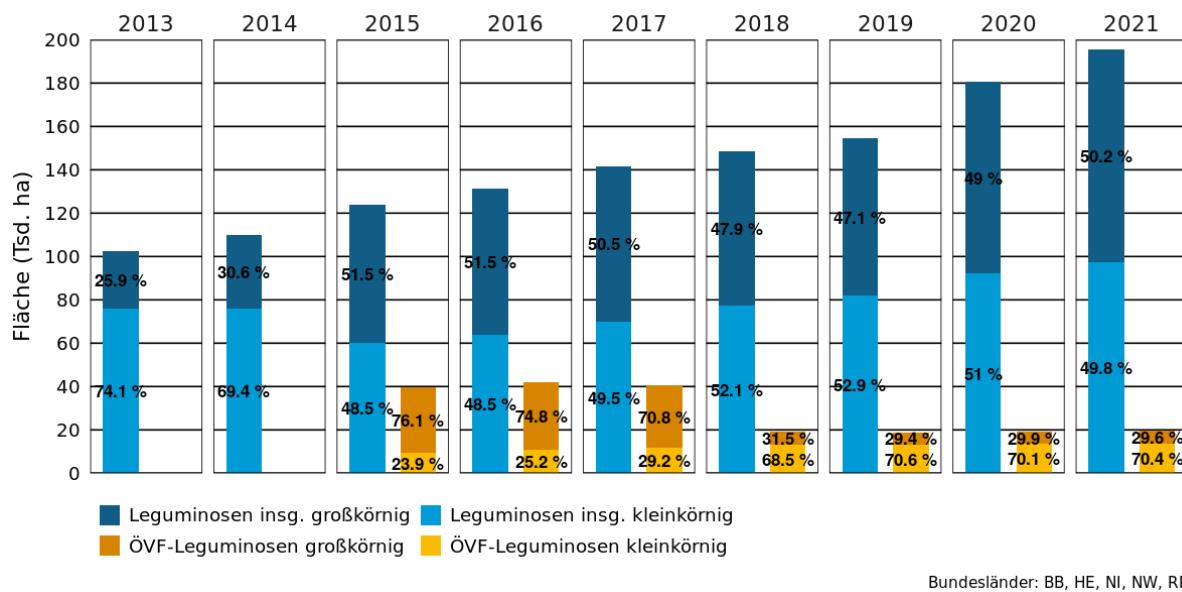
3.2.1.1 Flächenentwicklung von Leguminosen

Leguminosen als Stickstofffixierer zählen zu den wertvolleren unter den ÖVF-Optionen, da sie zur Verbesserung der Bodenstruktur und des Humusgehalts sowie zur Einsparung von mineralischem Dünger beitragen können. Die Entwicklung der als ÖVF geförderten Leguminosen sowie insgesamt wurde für die Bundesländer BB, HE, NI, NW und RP ausgewertet. Da eine Förderung über AUKM nur in BB (für die hier betrachteten Jahre 2013 bis 2014: Fördermaßnahme „Anbau kleinkörniger Leguminosen auf Kippenflächen“) möglich war, konnten hier, anders als für die Ackerbrachen, keine AUKM berücksichtigt werden. Die AUKM-Förderung von Leguminosen ist oftmals Bestandteil von Maßnahmen zur vielfältigen Fruchtfolge, wo sie einen Mindestanteil ausmachen.

Die Betrachtung der Leguminosen insgesamt zeigt zwischen 2013 und 2021 einen Anstieg mit einem kleineren Sprung im Jahr der Einführung des Greenings von ca. 110.000 ha in 2014 auf 124.000 ha in 2015. Ein größerer Anstieg war von 2020 von 180.000 ha zu 2021 auf 196.000 ha zu beobachten (Abbildung 34). Dabei ging die Fläche der kleinkörnigen Leguminosen 2015 zurück, stieg aber in den Folgejahren wieder an. Der Anteil der kleinkörnigen Leguminosen an allen Leguminosen betrug vor der Einführung des Greenings 2014 69,4 % und ging 2015 auf 48,5 % zurück, da vor allem großkörnige Leguminosen als ÖVF gemeldet wurden. Zwischen 2015 und 2021 schwankten die Anteile der groß- und kleinkörnigen Leguminosen leicht und lagen bei um die 50 %.

Der Anteil der ÖVF-Leguminosen an allen Leguminosen ging 2017 von 28,7 % um mehr als die Hälfte auf 12,8 % in 2018 zurück: Zwar wurde der ÖVF-Gewichtungsfaktor im Jahr 2018 von 0,7 auf 1 angehoben, aber zugleich trat ein Verbot von Pflanzenschutzmitteln in Kraft, was zu dem Rückgang geführt haben dürfte, da dies den Anbau großkörniger Leguminosen stark erschwert. Dies spiegelt sich auch in der Wahl wider: Hatten großkörnige Leguminosen zwischen 2015 und 2017 Anteile von 76,1 % bis 70,8 % an allen ÖVF-Leguminosen, drehte sich hier ab 2018 nahezu das Bild; nun hatten die kleinkörnigen Leguminosen Anteile von 68,5 % bis 70,4 % (Abbildung 28); das Verhältnis drehte sich von in etwa 7:3 zu 3:7.

Durch die Einführung des Greenings ging die Fläche der kleinkörnigen Leguminosen zurück, während die der großkörnigen anstieg. Anschließend stieg die Anbaufläche sowohl für die großkörnigen als auch die kleinkörnigen Leguminosen, wenngleich der Anstieg bei den großkörnigen wesentlich stärker war.

Abbildung 28: Entwicklung der Leguminosen: insgesamt, ÖVF

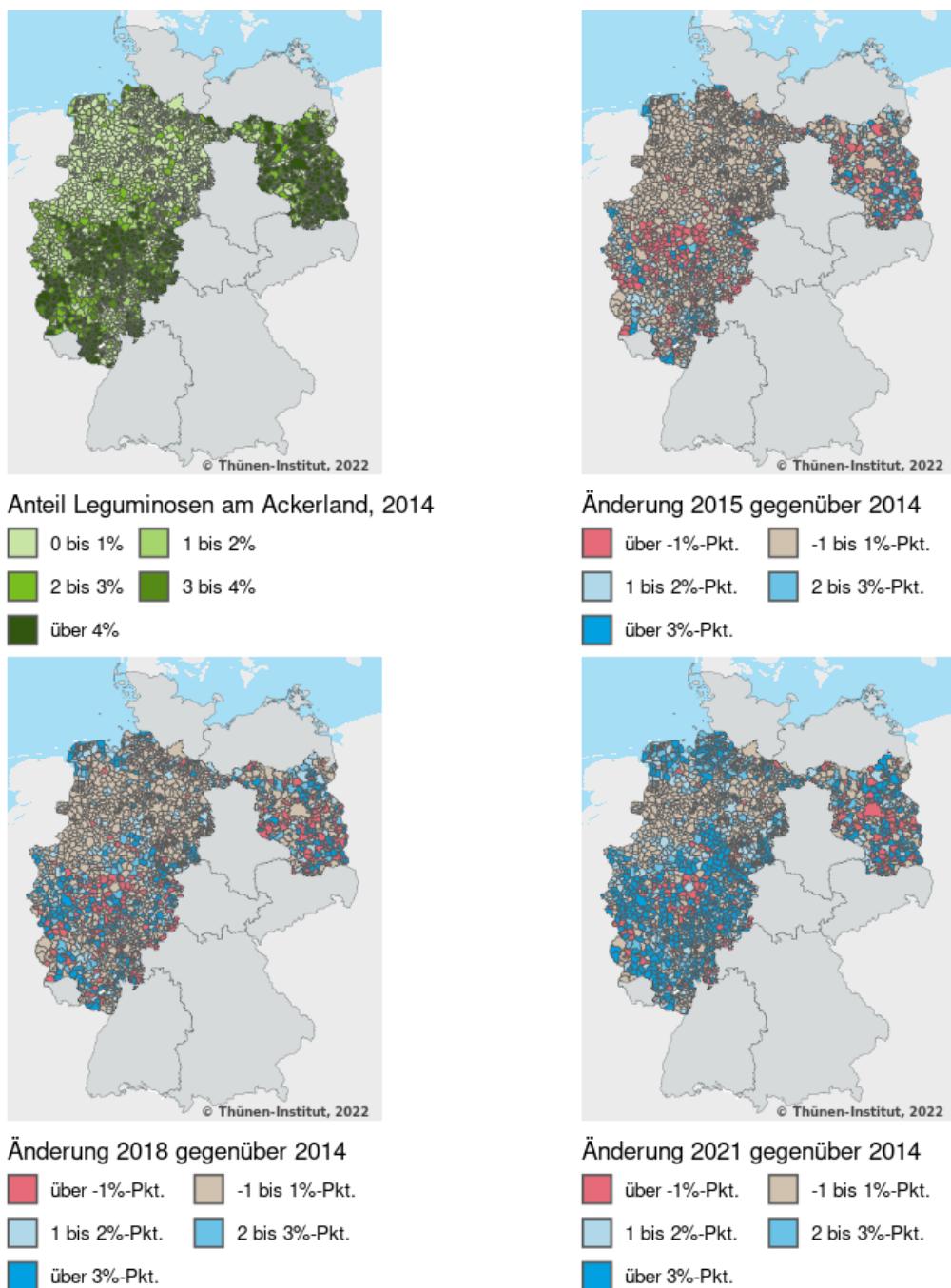
Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.2.1.2 Standorte von Leguminosen

Die höchsten Anteile an Leguminosen am Ackerland gab es 2014 in weiten Teilen Brandenburgs, aber auch in Hessen und Rheinland-Pfalz mit bis zu über 4 % (Abbildung 29). In Niedersachsen sowie im Norden und Westen Nordrhein-Westfalens lag der Anteil überwiegend bei 0 % bis 1 %. Beim Vergleich mit Abbildung 67 fällt auf, dass der Leguminosenanteil tendenziell dort höher ist, wo auch der Anteil der ökologisch bewirtschafteten Fläche vergleichsweise hoch ist. Da Ökobetriebe auf Mineraldünger verzichten, nutzen sie Leguminosen, die Stickstoff fixieren, zur Steigerung der Bodenfruchtbarkeit.

2015 gab es erste regionale Veränderungen zu beobachten, die sich in den Folgejahren verstärkten. 2021 war die Leguminosenzunahme gegenüber 2015 in den meisten Regionen außerhalb der Bereiche der intensiven Tierhaltung (Nordwesten Nordrhein-Westfalens, West-Niedersachsen) zu sehen. In Brandenburg gab es sowohl regionale Zu- als auch Abnahmen (Abbildung 29).

Abbildung 29: Regionale Entwicklung der Leguminosen



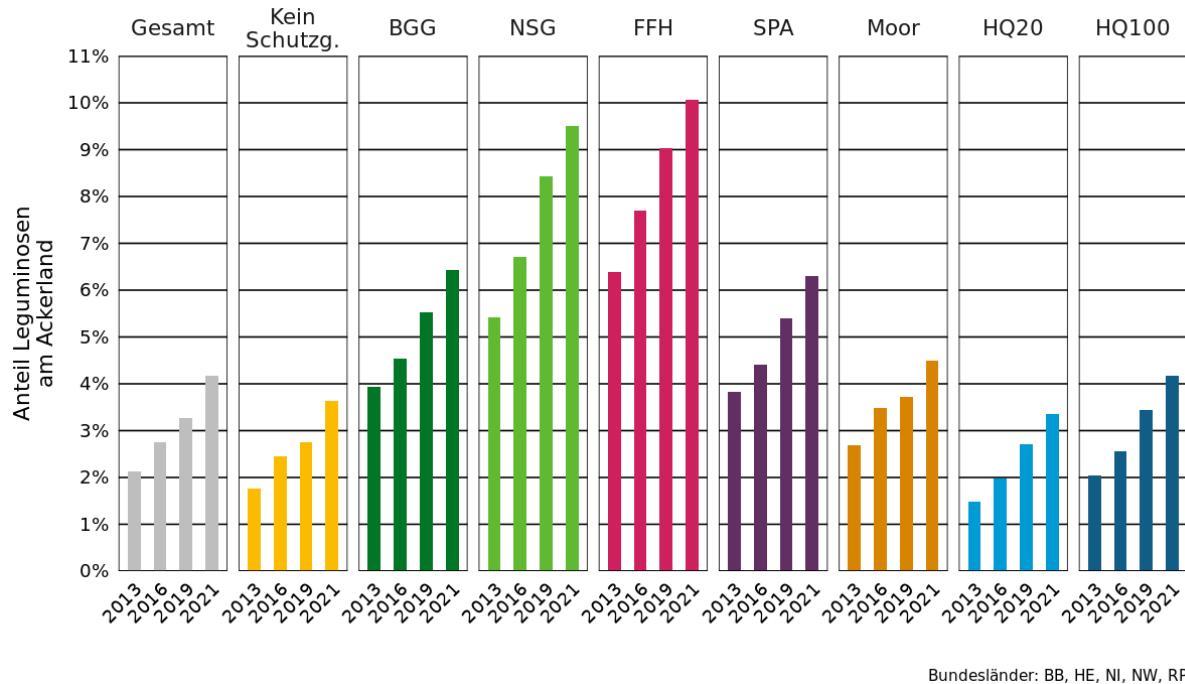
Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Der Anteil der Leguminosen am Ackerland stieg von 2013 bis 2021 von 2,1 % auf 4,2 % an (Abbildung 30). Mit Ausnahme der Überschwemmungskulissen des 20-jährigen und 100-jährigen Hochwassers war der Leguminosenanteil in den Schutzgebietskulissen überdurchschnittlich hoch, mit den höchsten Werten in den FFH-Gebieten (6,4 % in 2013, 10,1 % in 2021) und NSG-Gebieten (5,4 % in 2013, 9,5 % in 2021). Auch in den Vogelschutzgebieten (SPA) war der Anteil mit 3,8 % (2013) bis 6,3 % (2021) hoch. Unter dem Durchschnitt lag der Anteil der Leguminosen am Ackerland außerhalb der Schutzgebiete (1,8 % in 2013, 3,6 % in 2021). Ein ähnliches Bild zeigt sich beim Vorkommen der ökologisch bewirtschafteten LF; auch hier ist der Anteil in den Schutzgebietskulissen überdurchschnittlich hoch (vgl. Abbildung 68).

Abbildung 30: Entwicklung des Anteils der Leguminosen am Ackerland in Kulissen

Abkürzungen und Erklärungen der Kulissen siehe Kapitel 2.5. Biosphärenreservate sind aufgrund ihres geringen Ackerlandvorkommens von 14 bis 17 ha nicht dargestellt.

d



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

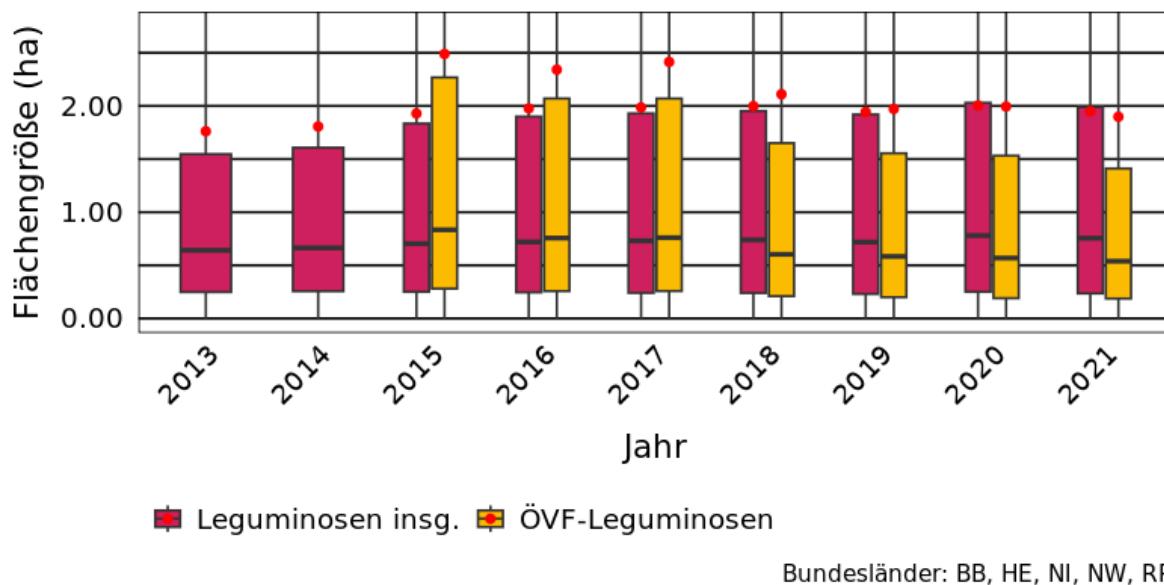
3.2.1.3 Flächengrößen von Leguminosen nach verschiedenen Förderungen

Bei den Leguminosen insgesamt stiegen die Flächengrößen von 2014 zu 2015 an und waren 2021 größer als 2015 (Abbildung 29). Die ÖVF-Leguminosenflächen waren vor allem 2015 tendenziell größer als die Flächen der Leguminosen insgesamt. Im Jahr 2018 änderte sich dies und die ÖVF-Flächen waren kleiner (2018 wurde ein PSM-Verbot auf ÖVF eingeführt. Daraufhin ging die Fläche der ÖVF-Leguminosen insgesamt zurück, siehe Abbildung 10).

Der Mittelwert der Flächengrößen der Leguminosen lag in allen Jahren weit über dem Median und in den meisten Fällen über dem 75. Perzentil, insbesondere bei den ÖVF-Leguminosen (Abbildung 31): Es existierten also einige sehr große Leguminosenschläge; diese befanden sich insbesondere in Brandenburg.

Abbildung 31: Flächengrößen von Leguminosenanbau nach verschiedenen Förderungen

Da AUKM-Leguminosen nur in BB (Förderperiode 2007–2014) vorkamen, sind sie nicht abgebildet worden.
Roter Punkt: Mittelwert.



Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.2.2 Entwicklung von Ackerbrachen und -streifen

3.2.2.1 Flächenentwicklung von Ackerbrachen und -streifen

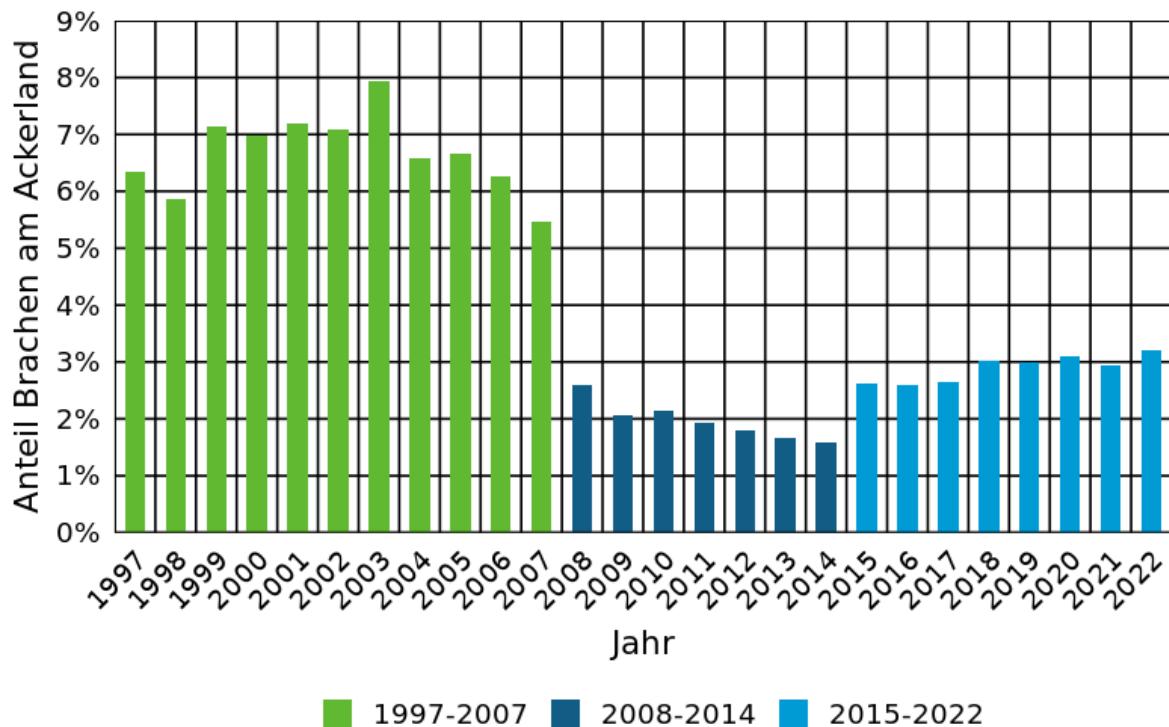
Brachen und Streifen zählen aus ökologischer Sicht zu den wertvollsten unter den ÖVF-Optionen, da sie insbesondere vielen Feldvogelarten, Kleinsäugern, Niederwild und Insekten einen Lebensraum und Nahrung bieten.

Der Anteil der Brachen am Ackerland unterliegt starken Schwankungen, die sich auf EU-politische Entscheidungen zurückführen lassen. Nach dem Aussetzen der obligatorischen Flächenstilllegung im Anbaujahr 2008 und der aufgrund des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) gestiegenen Nachfrage nach Ackerflächen ging der Bracheanteil von bis zu 7,9 % im Jahr 2003 auf 2,6 % im Jahr 2008 zurück. Dieser Rückgang hielt bis 2014 an, woraufhin sich der Bracheanteil mit Beginn der neuen Förderperiode und der Einführung des Greenings im Jahr 2015 von 1,6 % auf 2,6 % erhöhte. Dieser Anstieg hielt danach an, sodass der Bracheanteil im Jahr 2022 bei 3,2 % des Ackerlands lag (Abbildung 32).

Der Bracheanteil im Ackerland ist in den vergangenen Jahren gestiegen, aber die Zunahme erfolgte auf relativ geringem Niveau und die hohen Bracheanteile zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurden nicht erreicht.

Abbildung 32: Anteil der Brachen am Ackerland in Deutschland von 1997 bis 2022

Datengrundlage: Statistisches Bundesamt (1998–2023): Ackerbrachen-Entwicklung in Deutschland von 1997 bis 2022



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

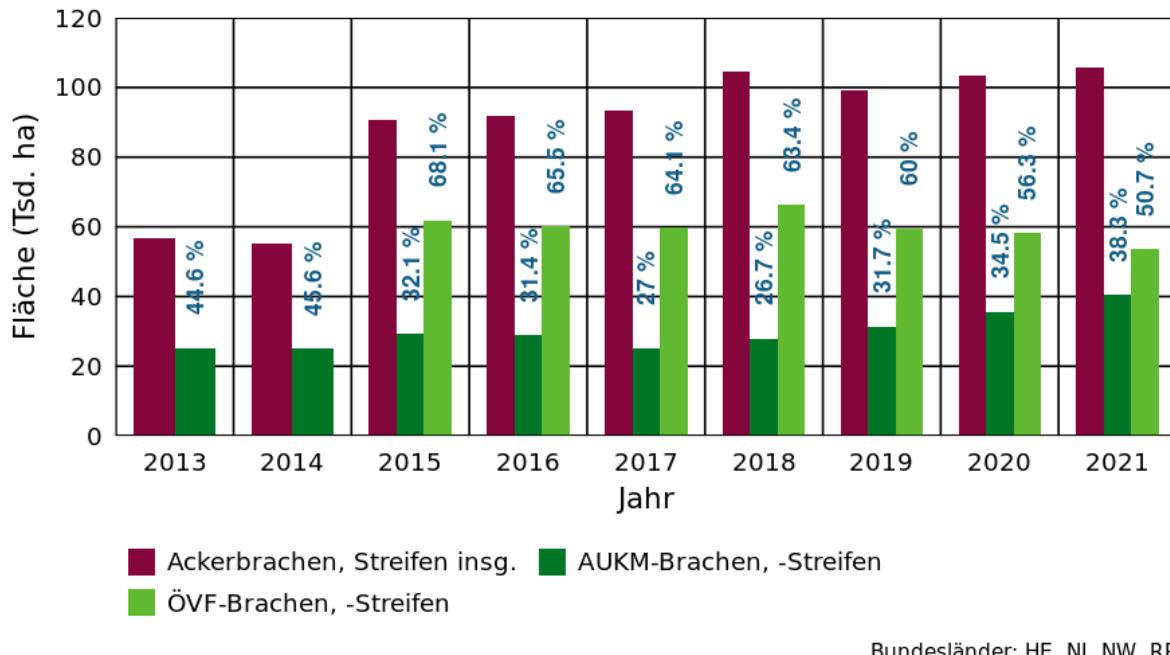
Die Entwicklung der als ÖVF oder AUKM geförderten Ackerbrachen und -streifen sowie derselben insgesamt wurde für die Bundesländer HE, NI, NW und RP ausgewertet; BB konnte nicht berücksichtigt werden, da dort keine Ackerbrachen oder -streifen als AUKM gefördert wurden. Welche AUKM berücksichtigt wurden, ist in Tabelle 28 im Anhang zu finden.

Die Entwicklung der Ackerbrachen und -streifen insgesamt zeigte von 2013/2014 einen Anstieg zu Beginn der neuen GAP-Förderperiode in 2015: Es kam zu einem deutlichen Anstieg von 55.100 ha auf 90.800 ha. Im Jahr 2018 waren es 105.000 ha, 2021 106.000 ha (Abbildung 33). Dieser Anstieg ist vor allem auf die Einführung von ÖVF-Brachen und -Streifen zurückzuführen, deren Anteil an allen Brachen und Streifen 2015 bei 68,1 % lag und dann 2021 auf 50,7 % zurückging; auch absolut wurde 2021 weniger Fläche als ÖVF-Brachen und -Streifen gemeldet als 2015 (Abbildung 33). Auch die AUKM-Brachefläche stieg an.

Über den Betrachtungszeitraum nahmen die Fläche der AUKM-Brachen und -Streifen und ihr Anteil an allen Brachen und Streifen zu, wobei es 2017 einen Rückgang gab. 2021 machten AUKM-Brachen und -Streifen 38,3 % aller Ackerbrachen und -streifen aus. Die Einführung von ÖVF hatte keinen Einfluss auf den Flächenumfang der AUKM-Brachen und -Streifen. Die Differenz zwischen den Anteilen der AUKM- und ÖVF-Brachen und -Streifen nahm über den Betrachtungszeitraum ab (Abbildung 33).

Abbildung 33: Entwicklung der Ackerbrachen und -streifen: insgesamt, AUKM, ÖVF

Prozentangaben in Abbildung: Anteil an allen Ackerbrachen, Streifen. Die Summe aus ÖVF und AUKM kann über 100 % an allen Brachen liegen, da in NI, NW, RP eine Brache als ÖVF und AUKM zugleich gefördert werden kann.



Bundesländer: HE, NI, NW, RP

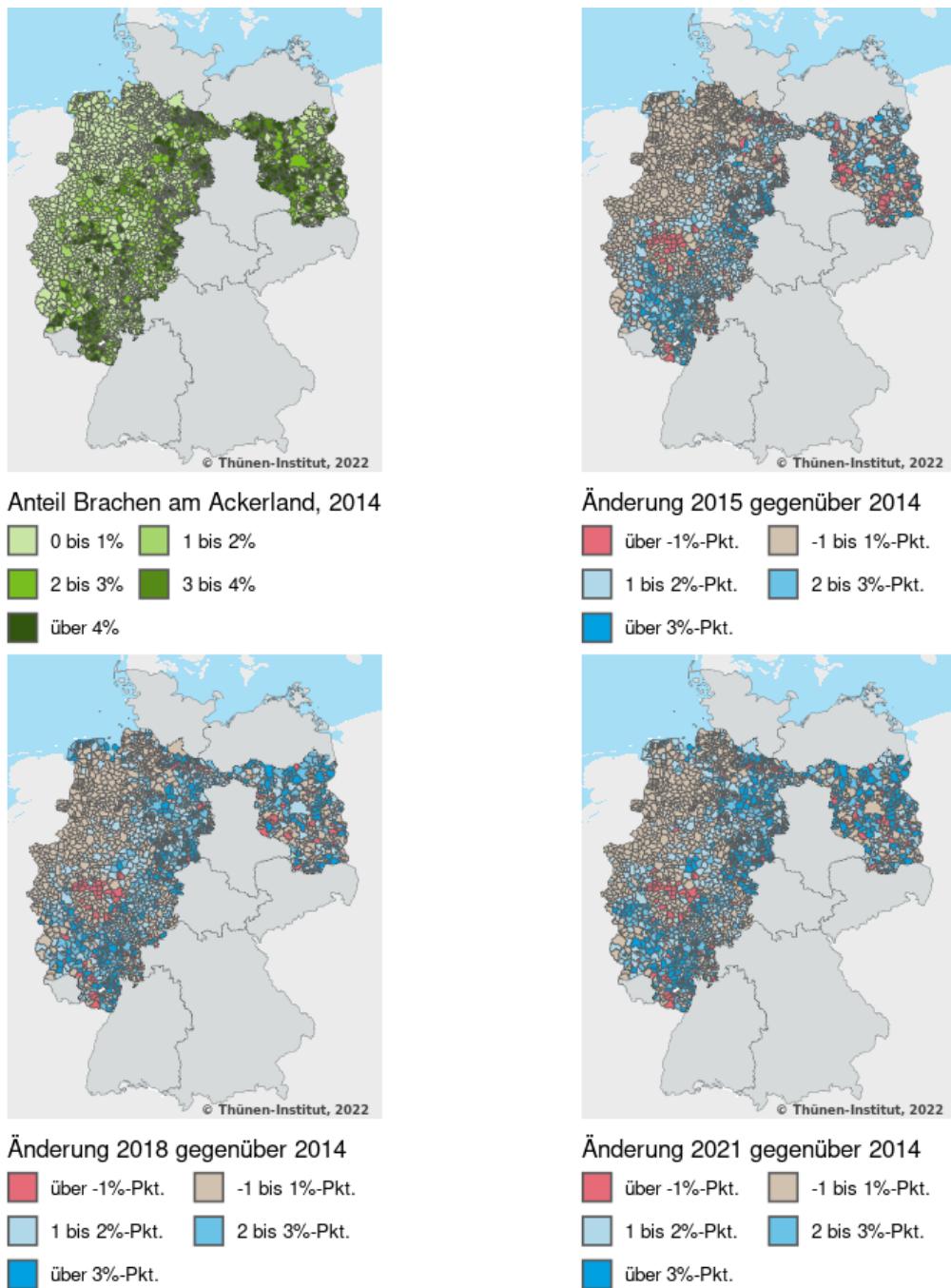
Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.2.2.2 Standorte von Ackerbrachen

Im Folgenden wird die regionale Entwicklung der Ackerbrachen auf Basis der InVeKoS-Daten für die Bundesländer BB, HE, NI, NW und RP auf Ebene der Agraratlasmgemeinden (vgl. Kapitel 2.5) mit dem Gebietsstand von 2010 räumlich abgebildet (Abbildung 34). Hierbei wird der Anteil am Ackerland im Jahr 2014 sowie die Veränderung gegenüber 2014 für die Jahre 2015, 2018 und 2021 gezeigt. Die Entwicklung der AUKM-Brachen und -Streifen wird für NI, NW und RP dargestellt (Abbildung 35). HE konnte nicht abgebildet werden, da uns hierzu keine georeferenzierten Daten vorliegen. In BB wurden im Betrachtungszeitraum keine AUKM zu Brachen und Streifen angeboten. Eine Liste der berücksichtigten AUKM findet sich im Anhang (Tabelle 28).

Die geringsten Bracheanteile am Ackerland fanden sich 2014 in den Regionen, die durch intensive Viehhaltung geprägt sind (Nordwest-, Westniedersachsen, Nord- und Nordwesten Nordrhein-Westfalens, Abbildung 34). Vor allem durch die Einführung von ÖVF-Brachen nahm der Bracheanteil 2015 gegenüber 2014 zu, allerdings nicht in den viehstarken Regionen, sondern überwiegend dort, wo der Bracheanteil auch bereits zuvor die höchsten Werte hatte. In den Folgejahren kam es in vielen Regionen zu einem Anstieg des Bracheanteils und nur in wenigen zu einem Rückgang. Die oben abgebildete Entwicklung der ÖVF-Brachen (siehe Abbildung 12) zeigte hingegen für viele Regionen einen Rückgang (ÖVF-Brachen: siehe Kapitel 3.1.3); in vielen Fällen wurden demnach möglicherweise anstelle von ÖVF-Brachen AUKM-Brachen gemeldet.

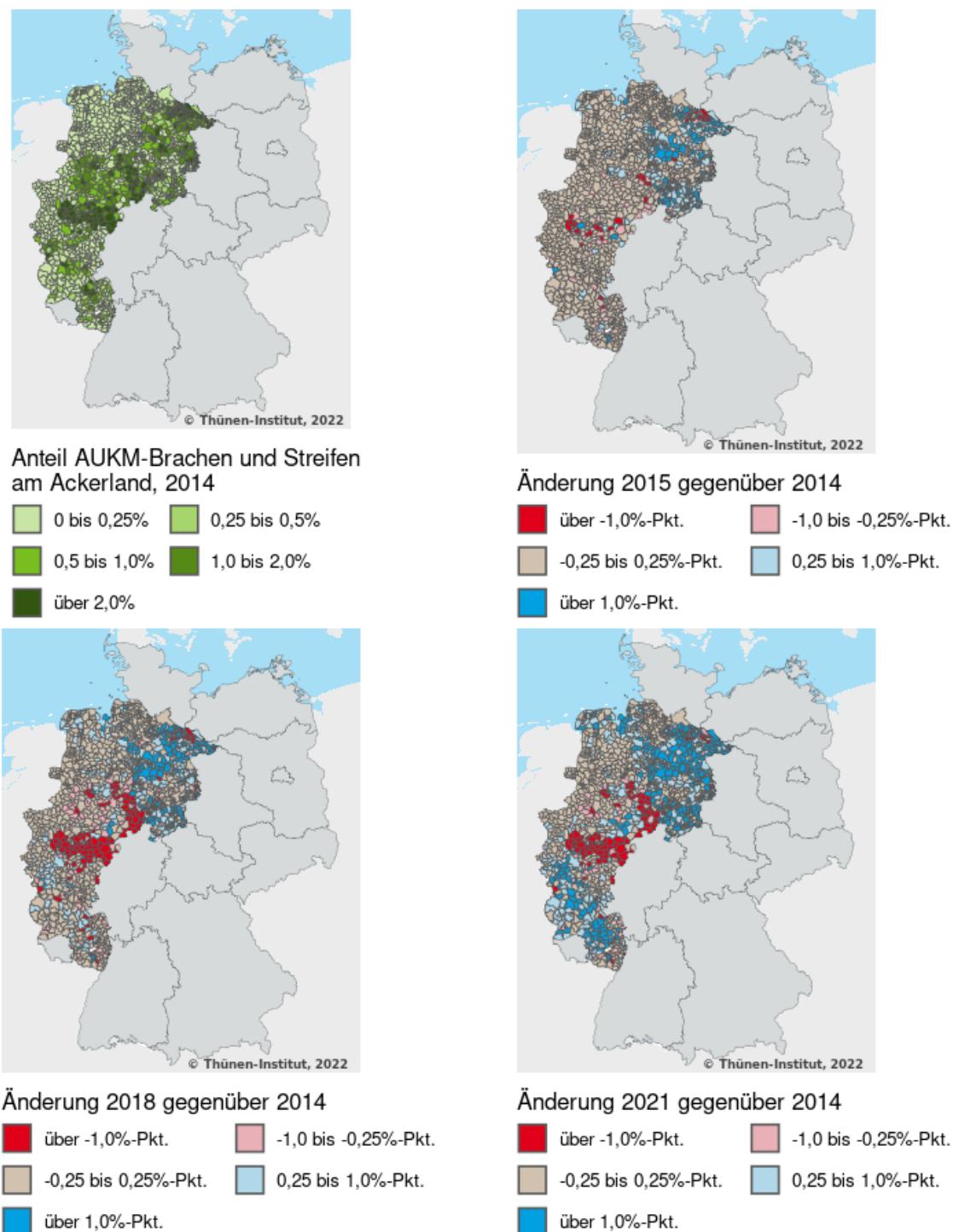
Abbildung 34: Regionale Entwicklung der Ackerbrachen



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Der Anteil der AUKM-Brachen und -Streifen am Ackerland war 2014 in den Regionen in Nordostniedersachsen sowie den Höhenlagen im Osten Nordrhein-Westfalens am höchsten, wo der Anteil bis über 2,0 % erreichte (Abbildung 35). Der Beginn der neuen Förderperiode im Jahr 2015 hatte eine kleinflächige Abnahme in den Höhenlagen im Osten Nordrhein-Westfalens zur Folge, die sich bis 2021 verstärkte und die Regionen betraf, die 2014 die höchsten Anteile hatten. In Ost-Niedersachsen kam es zu einer Zunahme, die sich in den Folgejahren ausweitete. In weiten Teilen von Rheinland-Pfalz hatte der Anteil der AUKM-Brachen und -Streifen am Ackerland 2021 gegenüber 2014 deutlich zugenommen.

Abbildung 35: Regionale Entwicklung der AUKM-Brachen und -Streifen

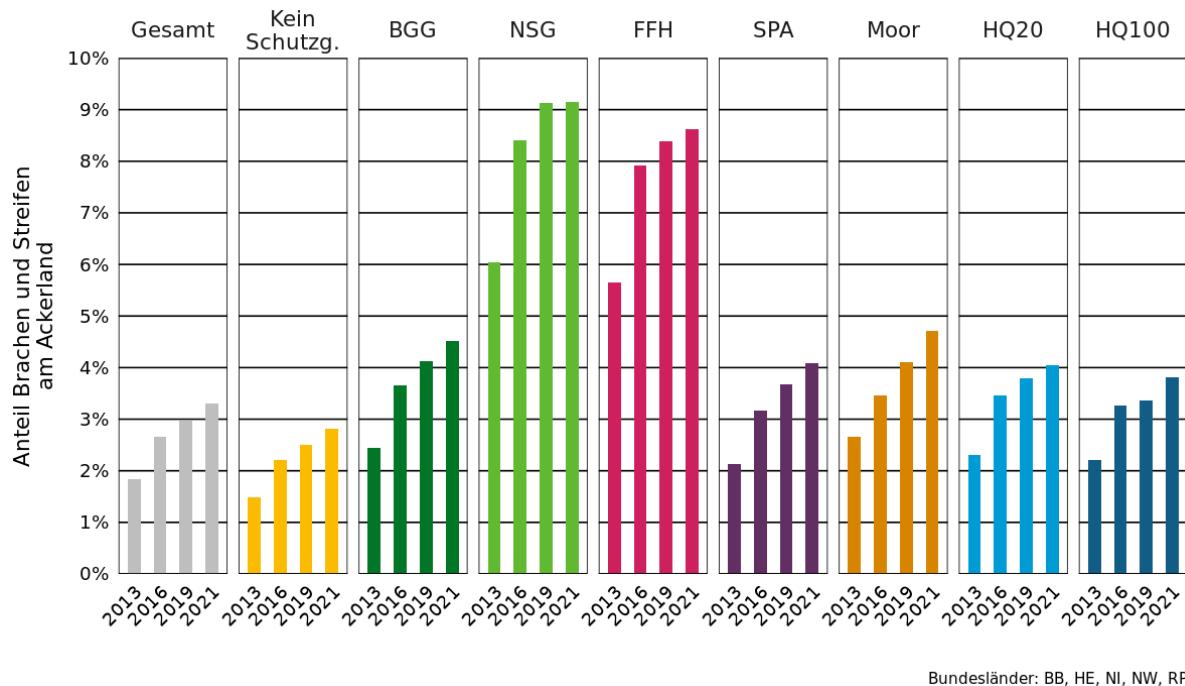


Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Abbildung 36 zeigt die Entwicklung der Ackerbrachen in den Kulissen. Der Anteil der Brachen insgesamt stieg von 1,8 % (2013) auf 3,3 % (2021). Außerhalb der Schutzgebiete war der Bracheanteil mit 1,5 % (2013) bis 2,8 % (2021) unterdurchschnittlich klein. In allen anderen dargestellten Kulissen lag der Anteil der Brachen und Streifen über dem Gesamt-Anteil. Die höchsten Anteile befanden sich in den Naturschutzgebieten (6,0 % in 2013, 9,2 % in 2021) sowie FFH-Gebieten (5,7 % in 2013, 8,6 % in 2021) (Abbildung 36).

Abbildung 36: Entwicklung des Anteils der Brachen und Streifen am Ackerland in Kulissen

Abkürzungen und Erklärungen der Kulissen siehe Kapitel 2.5. Biosphärenreservate sind aufgrund ihres geringen Ackerlandvorkommens von 14 bis 17 ha nicht dargestellt.



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

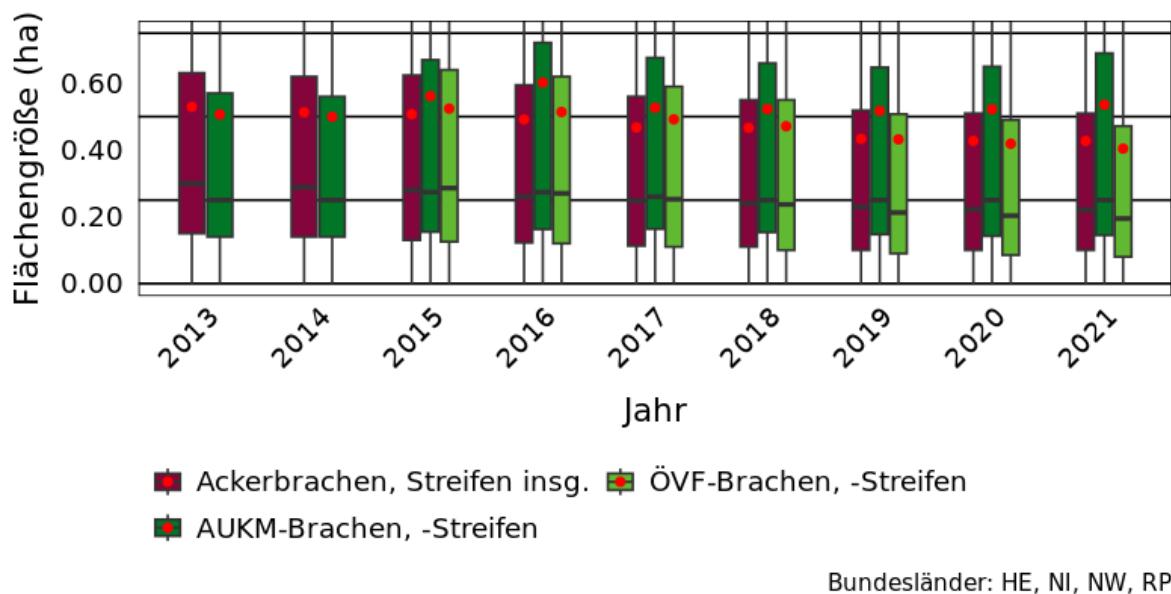
3.2.2.3 Flächengrößen von Brachen und Streifen nach verschiedenen Förderungen

Bei Brachen und Streifen insgesamt nahm die Flächengröße von 2013 bis 2021 tendenziell ab. Bei den AUKM-Brachen und -Streifen stieg die Flächengröße von 2014 zu 2015 und 2016 deutlich an, sodass die AUKM-Flächen ab 2016 im Durchschnitt und Median größer waren als die Brachen- und Streifenflächen insgesamt. Die Flächengrößen der 2015 eingeführten ÖVF-Brachen und -Streifen gingen bis 2021 kontinuierlich zurück. Die AUKM-Brachen und -Streifen waren im Mittel und Median größer als die ÖVF-Brachen und -Streifen, wobei diese Differenz über die Jahre zunahm. ÖVF-Brachen und -Streifen waren bis 2017 größer als die Brachen und Streifen insgesamt. Ab 2019 waren sie zunehmend etwas kleiner (Abbildung 37).

Abbildung 37: Flächengrößen von Brachen und Streifen nach verschiedenen Förderungen

Da AUKM-Brachen, -Streifen in BB nicht gefördert wurden, ist BB bei der Auswertung der Brachen und Streifen nicht berücksichtigt worden.

Roter Punkt: Mittelwert.



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.2.3 Zusammenfassung

Brachen und Streifen zählen aus ökologischer Sicht zu den wertvollsten unter den ÖVF-Optionen, da sie insbesondere vielen Feldvogelarten, Kleinsäugern, Niederwild und Insekten einen Lebensraum und Nahrung bieten.

Der Anteil der Brachen am Ackerland unterliegt starken Schwankungen, die sich auf EU-politische Entscheidungen zurückführen lassen. Durch die Einführung des Greenings ist der Bracheanteil zwar von 1,6 % auf 2,6 % gestiegen und lag 2022 bei 3,2 % des Ackerlands, aber die hohen Anteile zu Beginn des 20. Jahrhunderts von ca. 7 % bis 8 % wurden nicht erreicht.

Der Anteil der ÖVF-Brachen und -Streifen an allen Brachen ging von 2015 bis 2021 von 68,1 % auf 50,7 % zurück, wobei die Brachefläche insgesamt zunahm (Bundesländer HE, NI, NW, RP). Der Anteil der AUKM-Brachen und -Streifen war 2017 und 2018 mit rund 27 % am geringsten. 2021 machten AUKM-Brachen und -Streifen 38,3 % aller Ackerbrachen und -streifen aus. Die Einführung von ÖVF hatte keinen Einfluss auf den Flächenumfang der AUKM-Brachen und -Streifen. Die Differenz zwischen den Anteilen der AUKM- und ÖVF-Brachen und -Streifen nahm über den Betrachtungszeitraum ab.

Die geringsten Bracheanteile am Ackerland fanden sich in den Regionen, die durch intensive Viehhaltung geprägt sind (Nordwest-, Westniedersachsen, Nord- und Nordwesten Nordrhein-Westfalens). Mit der Einführung von ÖVF-Brachen nahm der Bracheanteil 2015 gegenüber 2014 zu, allerdings nicht in den viehstarken Regionen, sondern überwiegend dort, wo der Bracheanteil auch bereits zuvor die höchsten Werte hatte. AUKM-Brachen und -Streifen hatten 2014 in den Regionen in Nordostniedersachsen sowie den Höhenlagen im Osten Nordrhein-Westfalens die höchsten Anteile am Ackerland, wo der Anteil bis über 2,0 % erreichte. Bis 2021 nahm der Anteil in den Regionen der Höhenlagen im Osten Nordrhein-Westfalens ab, wo 2014 die höchsten Anteile waren. In Ostniedersachsen kam es zu einer Zunahme, die sich in den Folgejahren ausweitete. In weiten Teilen in Rheinland-Pfalz hatte der Anteil der AUKM-Brachen und -Streifen am Ackerland 2021 gegenüber 2014 deutlich zugenommen.

Die Betrachtung der Bracheentwicklung, gemessen am Anteil am Ackerland in verschiedenen Kulissen, zeigt, dass der Bracheanteil am Ackerland außerhalb der Schutzgebiete mit 1,5 % (2013) bis 2,8 % (2021) unterdurchschnittlich klein war. Die höchsten Anteile befanden sich in den Naturschutzgebieten (6,0 % in 2013, 9,2 % in 2021) sowie FFH-Gebieten (5,7 % in 2013, 8,6 % in 2021). Auch die anderen Schutzgebietskulissen zeigten überdurchschnittlich hohe Werte.

Bei den Brachen und Streifen insgesamt nahm die Flächengröße von 2013 bis 2021 tendenziell ab. Die AUKM-Brachen und -Streifen waren im Mittel und Median größer als die ÖVF-Brachen und -Streifen, wobei diese Differenz über die Jahre zunahm.

Leguminosen als Stickstofffixierer zählen nach den Brachen und Streifen zu den wertvolleren unter den ÖVF-Optionen, da sie zur Verbesserung der Bodenstruktur und des Humusgehalts sowie zur Einsparung von mineralischem Dünger beitragen können.

Durch die Einführung des Greenings ging die Fläche der kleinkörnigen Leguminosen zurück, während die der großkörnigen anstieg. Anschließend stieg die Anbaufläche sowohl für die großkörnigen als auch die kleinkörnigen Leguminosen, wenngleich der Anstieg bei den großkörnigen wesentlich stärker war. Innerhalb der ÖVF-Leguminosen war der Anteil der großkörnigen zu den kleinkörnigen ÖVF-Leguminosen in etwa 7:3; nach Einführung des PSM-Verbots für ÖVF-Leguminosen ab 2018 drehte sich das Verhältnis um zu 3:7 (siehe auch Kapitel 3.1.8).

Die höchsten Anteile an Leguminosen am Ackerland gab es 2014 in weiten Teilen Brandenburgs, aber auch in Hessen und Rheinland-Pfalz mit bis zu über 4 %. Bis 2021 gab es in den meisten Regionen außerhalb der Bereiche der intensiven Tierhaltung (Nordwesten Nordrhein-Westfalens, West-Niedersachsen) einen Anstieg des Leguminosenanteils am Ackerland.

Der Anteil der Leguminosen am Ackerland stieg von 2013 bis 2021 von 2,1 % auf 4,2 % an. Der Anstieg war vor allem in den FFH-Gebieten (6,4 % in 2013, 10,1 % in 2021) und NSG-Gebieten (5,4 % in 2013, 9,5 % in 2021) hoch. Unter dem Durchschnitt lag der Anteil der Leguminosen am Ackerland außerhalb der Schutzgebiete (1,8 % in 2013, 3,6 % in 2021).

Die Größe der Leguminosenschläge stieg von 2014 bis 2021 an. Die ÖVF-Leguminosenflächen waren vor allem 2015 tendenziell größer als die Flächen der Leguminosen insgesamt. Im Jahr 2018 änderte sich dies und die ÖVF-Flächen waren kleiner als die der Leguminosen insgesamt.

Dass Ackerbrachen und Leguminosen schwerpunktmäßig in Schutzgebieten vorkommen, kann damit begründet werden, dass in Schutzgebieten bestimmte Auflagen an die Bewirtschaftung bestehen (wie z. B. eine Unterlassung der Anwendung von bestimmten Pflanzenschutzmitteln). Dies macht das Anlegen von Brachen und den Leguminosenanbau attraktiv und führt dazu, dass die Umsetzung der ÖVF-Auflagen in diesen Gebieten mit geringeren Opportunitätskosten verbunden ist, als es in Gebieten ohne Nutzungseinschränkung der Fall ist.

3.3 Entwicklung des Grünlands

Die Ergebnisse aus GAPEval II (Röder et al., 2022) zeigten, dass die im InVeKoS und der Agrarstatistik erfasste Dauergrünlandfläche seit 2013 konstant oder sogar leicht steigend ist. Allerdings geht aus den aggregierten Daten nicht hervor, ob dies daran liegt, dass weniger Grünland in Ackerland bzw. v. a. Siedlungs- und Verkehrsfläche umgewandelt wird oder ob diese Umwandlungsrate konstant ist und verstärkt bisher nicht gemeldetes Grünland im InVeKoS und der Agrarstatistik erfasst wird. Zudem soll in diesem Kapitel gezeigt werden, wie sich die Dauergrünlandfläche in verschiedenen Schutzkulissen verändert hat, um standortspezifische Unterschiede zu erfassen.

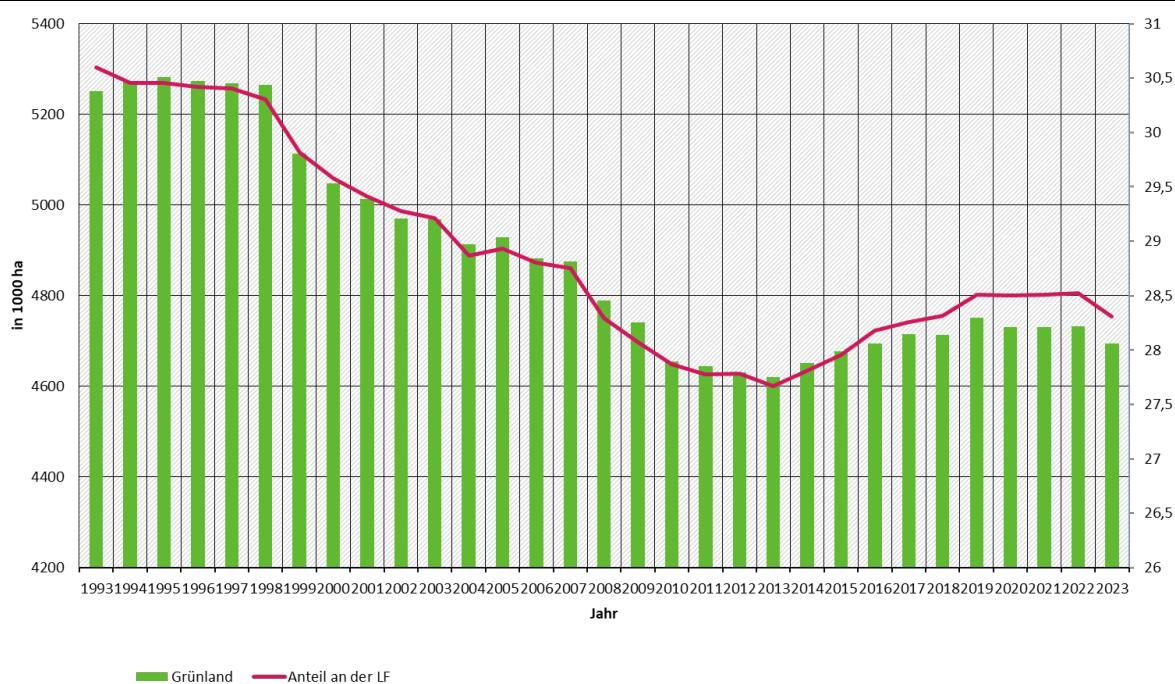
Eine weitere Analyse erfolgt in Bezug auf die Viehbesatzdichten. Durch den strukturellen Wandel in der Landwirtschaft nimmt die Anzahl der Betriebe ab. Daher soll untersucht werden, wie sich der Viehbesatz verändert und wie sich die Struktur der Betriebe, die Grünland bewirtschaften, verändert hat.

3.3.1 Entwicklung der Dauergrünlandfläche

Deutschlandweit bleibt die Dauergrünlandfläche seit 2014 relativ konstant, insbesondere in Relation zur gesamten LF (Abbildung 38). Die Grünlandfläche nahm zwischen 1999 und 2013 hingegen um mehr als 600.000 ha ab, was unter anderem auf den Ausbau von nachwachsenden Rohstoffen zurückzuführen ist.

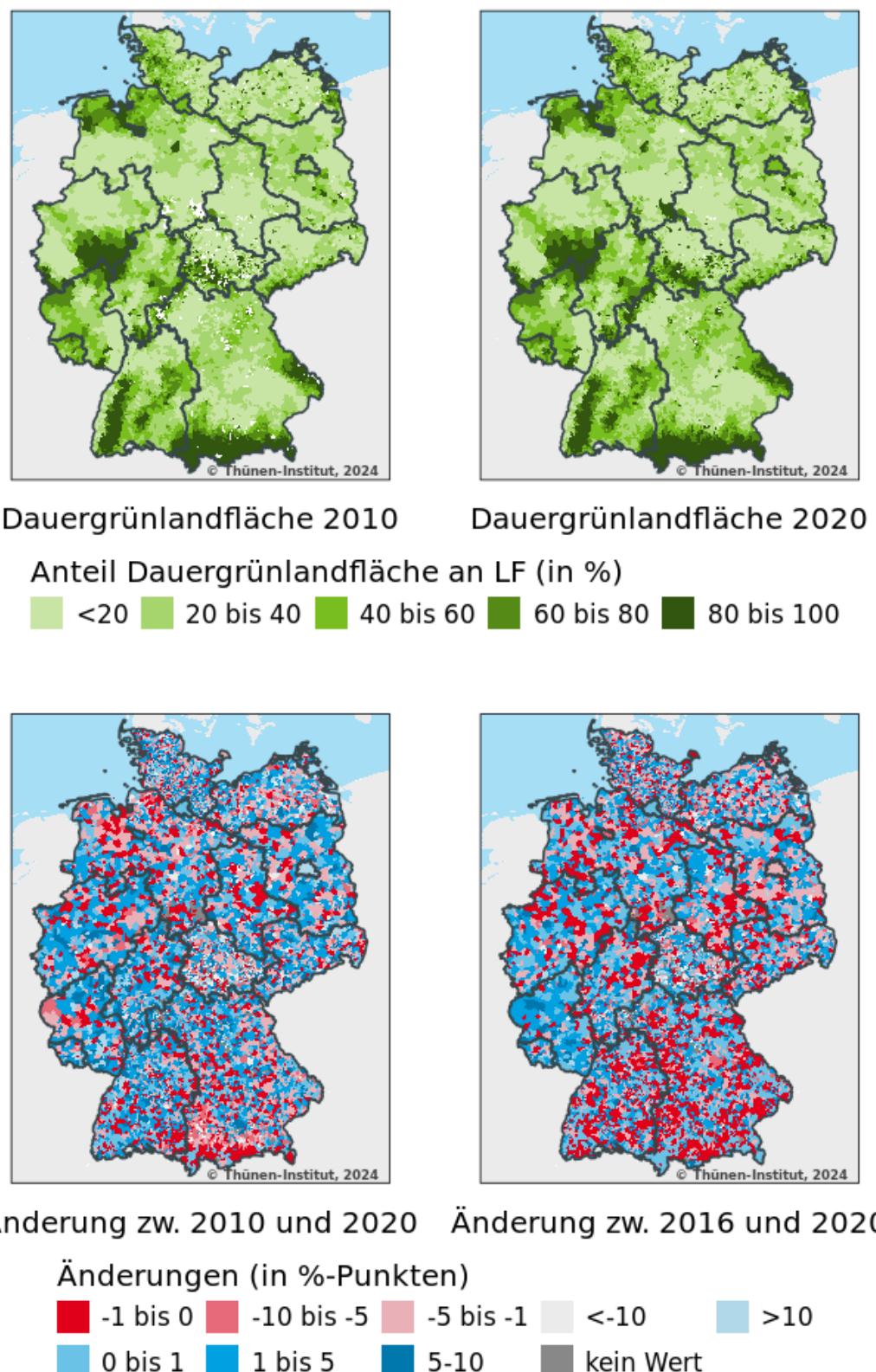
Mit Hilfe der ASE-Daten und des Thünen-Agraratlases wird die Entwicklung der Dauergrünlandfläche in Deutschland regionaldifferenziert dargestellt. Dabei lassen sich regionale Unterschiede erkennen. Insbesondere in Regionen mit hohem DGL-Anteil an der LF hat dieser abgenommen. Die Veränderungen des DGL-Anteils zwischen 2010 und 2020 (Abbildung 39) zeigen eine deutliche Abnahme z. B. im Alpenvorland, Rhön / Thüringer Wald, Eifel oder entlang der niedersächsischen Nordseeküste.

Abbildung 38: Entwicklung des Dauergrünlands in Deutschland



Quelle: Eigene Darstellung auf Basis Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland Versch. Jahrg.

Abbildung 39: Entwicklung des Anteils der Dauergrünlandfläche an der landwirtschaftlich genutzten Fläche auf Gemeindeebene zwischen 2010 und 2020



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.3.2 Umwandlung des Grünlands

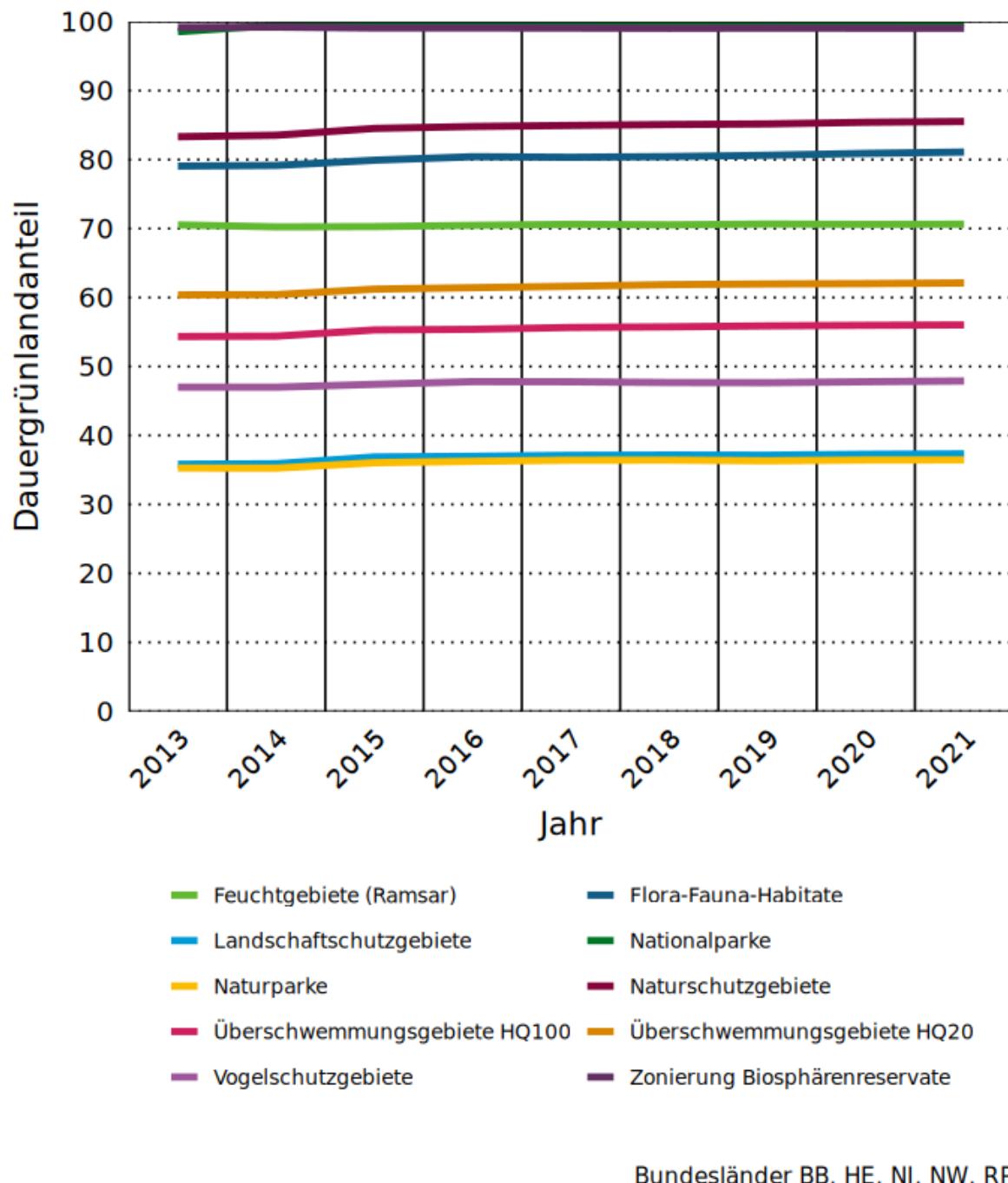
Die Nettoumwandlung von Dauergrünland im InVeKoS-Bereich beträgt insgesamt 15.500 ha. In den ASE-Daten beträgt die Netto-Grünlandumwandlung im gleichen Zeitraum 47.000 ha. Die Unterschiede lassen sich vor allem durch andere Abschneidegrenzen (5 ha-Grenze) und dem Betriebssitzprinzip der Agrarstrukturerhebung erklären. Dies rechnet einem Kreis / einer Gemeinde die Flächen eines Betriebs zu, der seinen Sitz im Kreis / in der Gemeinde hat, auch wenn die Flächen in einem anderen Kreis / einer anderen Gemeinde verortet sind.

Bei der Brutto-Umwandlung zeigt sich, dass zwischen 2015 und 2020 (nach Basis-DLM-Daten und auf Grundlage der InVeKoS-Antragsgeometrien von 2015 und 2020) insgesamt über alle betrachteten Bundesländer 92 % der Grünlandfläche lagetreu blieben. Von den 180.000 ha, die neu als Grünland aufgenommen wurden, kamen 55 % aus Nicht-InVeKoS-Flächen, 41 % aus Ackerflächen und 4 % aus Dauerkulturländern. Von den 165.000 ha, die 2020 nicht mehr als Dauergrünlandflächen gemeldet wurden, gingen 65 % in eine Nicht-InVeKoS-Nutzung über, 31 % in InVeKoS-Ackerfläche, 4 % in InVeKoS-Dauerkulturläche. Es wurde also mehr InVeKoS-Ackerland (ca. 74.000 ha) in Dauergrünland umgewandelt als Dauergrünland in Ackerland (51.000 ha).

Bei der Analyse der Nutzcodes aus dem Basis-DLM bei der Umwandlung aus und ins InVeKoS-Grünland zeigt sich, dass vor allem Nicht-InVeKoS-Grünland 2020 ins InVeKoS aufgenommen wurde (insgesamt 70 % aller im InVeKoS 2020 neu erfassten Grünlandflächen), gefolgt von Nicht-InVeKoS-Ackerland (12,5 %) und naturnaher Fläche (2,5 %). Flächen, die 2015 noch als Grünland im InVeKoS gemeldet waren, wurden in erster Linie Nicht-InVeKoS-Grünland (73 % aller InVeKoS-Flächen, die 2015 noch im InVeKoS gemeldet wurden) bzw. Nicht-InVeKoS-Ackerland (13 %). Wenn Grünland in eine nicht-landwirtschaftliche Nutzung umgewandelt wurde, entstand daraus vor allem Wald und naturnahe Flächen (3,5 % bzw. 2,5 %). Ca. 1 % entfallen auf die Umnutzung in Fläche gemischter Nutzung, Siedlung und Wohnbaufläche sowie Industriefläche.

Insgesamt bleibt die Dauergrünlandfläche relativ stabil. Das Gros des Dauergrünlandzuwachses kommt von der Umwandlung von Acker in Grünlandfläche. Bei der Brutto-Umwandlung von Grünland handelt es sich zum Großteil aus Umwidmungen von InVeKoS-Dauergrünland aus Nicht-InVeKoS-Flächen und vice versa. Auf sehr geringem Niveau lässt sich, wenn Dauergrünland umgenutzt wird, eine Veränderung zu Wald und Gehölzen feststellen.

In den umweltrelevanten Zielkulissen (Gebiete mit Schutzstatus) ist der Dauergrünlandanteil ebenfalls konstant geblieben (Abbildung 40). Ein leichter Anstieg lässt sich im Jahr 2015 feststellen. Dies ist aber eher auf eine geänderte Grünlanddefinition im Jahr 2015 zurückzuführen. In Naturparken sowie in Zonierungen der Biosphärenreservate nehmen die landwirtschaftlich genutzten Flächen immer weiter ab und werden fast ausschließlich als Dauergrünland genutzt. Gebiete mit einem geringeren Schutzniveau (Landschaftsschutzgebiete, Naturparke, Vogelschutzgebiete) haben einen deutlich geringeren Dauergrünlandanteil als Gebiete mit hohem Schutzniveau.

Abbildung 40: Entwicklung des Dauergrünlandanteils in umweltrelevanten Zielkulissen

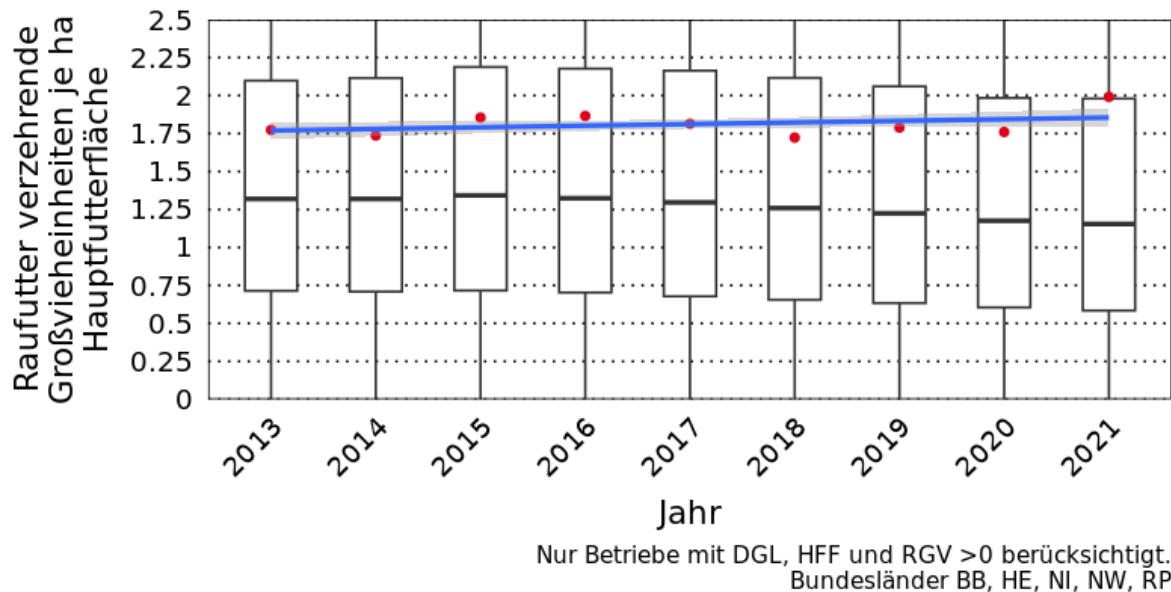
Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.3.3 Entwicklung der Viehbesatzdichte

Bei der Viehbesatzdichte in den Betrieben, die Rinder halten, ist seit 2015 eine Abnahme zu erkennen (Abbildung 41). Der Median der RGV pro ha HFF der Betriebe ist dabei von 1,34 im Jahr 2015 auf 1,15 RGV pro ha HFF im Jahr 2021 gesunken; im 75 %-Perzentil von 2,19 auf 1,98 und im 25 %-Perzentil von 0,71 auf 0,58. Der Mittelwert ist hingegen im Jahr 2021 stark angestiegen von 1,8 im Jahr 2015 auf 2,0 im Jahr 2021. Dies deutet darauf hin, dass es weniger Betriebe mit mehr RGV gibt, während der Besatz im Allgemeinen rückläufig ist. Der starke Anstieg im Viehbesatz ist vermutlich auf den Wegfall der Milchquote zurückzuführen, die

besonders bei den spezialisierten Milchviehbetrieben zu einer Intensivierung geführt hat (siehe auch Kapitel 3.5.1.1).

Abbildung 41: Entwicklung der Viehbesatzdichte



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.3.4 Zusammenfassung

Wie bereits in GAPEval II gezeigt, nahm die Dauergrünlandfläche seit 2013 nach einem vorangegangenen, deutlichen Rückgang wieder zu, blieb aber unter dem Niveau der 90er Jahre. Seit 2017 ist die Dauergrünlandfläche relativ konstant. Dagegen ist der Viehbesatz in Bezug auf die Hauptfutterfläche rückläufig. Da insbesondere der Median der Viehbesatzdichten der Betriebe rückläufig ist, kann von einer weiteren Extensivierung bereits extensiv genutzter Flächen ausgegangen werden.

Bei der Umwandlung in Dauergrünland aus anderen Nutzungskategorien zeigt sich, dass vor allem Ackerfläche in Dauergrünland umgewandelt wurde, gefolgt von der Umwandlung aus Nicht-InVeKoS-Flächen in Dauergrünland. Aus den Nicht-InVeKoS-Flächen wurde vorwiegend eine nicht-beihilfefähige Grünlandfläche in InVeKoS-Nutzung überführt. Wenn Flächen in Nicht-InVeKoS-Flächen überführt wurden, wurden diese überwiegend zu Nicht-InVeKoS-Grünland oder -Ackerfläche und zu einem sehr geringen Anteil zu Wald und naturnahen Flächen. Insgesamt bleiben die Dauergrünlandflächen aber zu über 90 % lagetreu.

3.4 Entwicklung der Kulturartendiversität

3.4.1 Entwicklung der Anbaudiversifizierung im Sinne des Greenings

In den Jahren 2013 bis 2014 wären 45,6 % aller Betriebe zur Einhaltung der Verpflichtung zur Anbaudiversifizierung verpflichtet gewesen, wenn die Regelung (vgl. Kapitel 2.6.4) dann bereits gegolten hätte (Bundesländer BB, HE, NI, RP: NW ist aus dieser Berechnung ausgenommen, da NW bis 2014 alles Getreide [außer Mais] zu einem Nutzcode im InVeKoS zusammenfasste, siehe Kapitel 2.6.4). Unter den Betrieben mit mindestens 10 ha Ackerland wären 92,4 % aller Betriebe

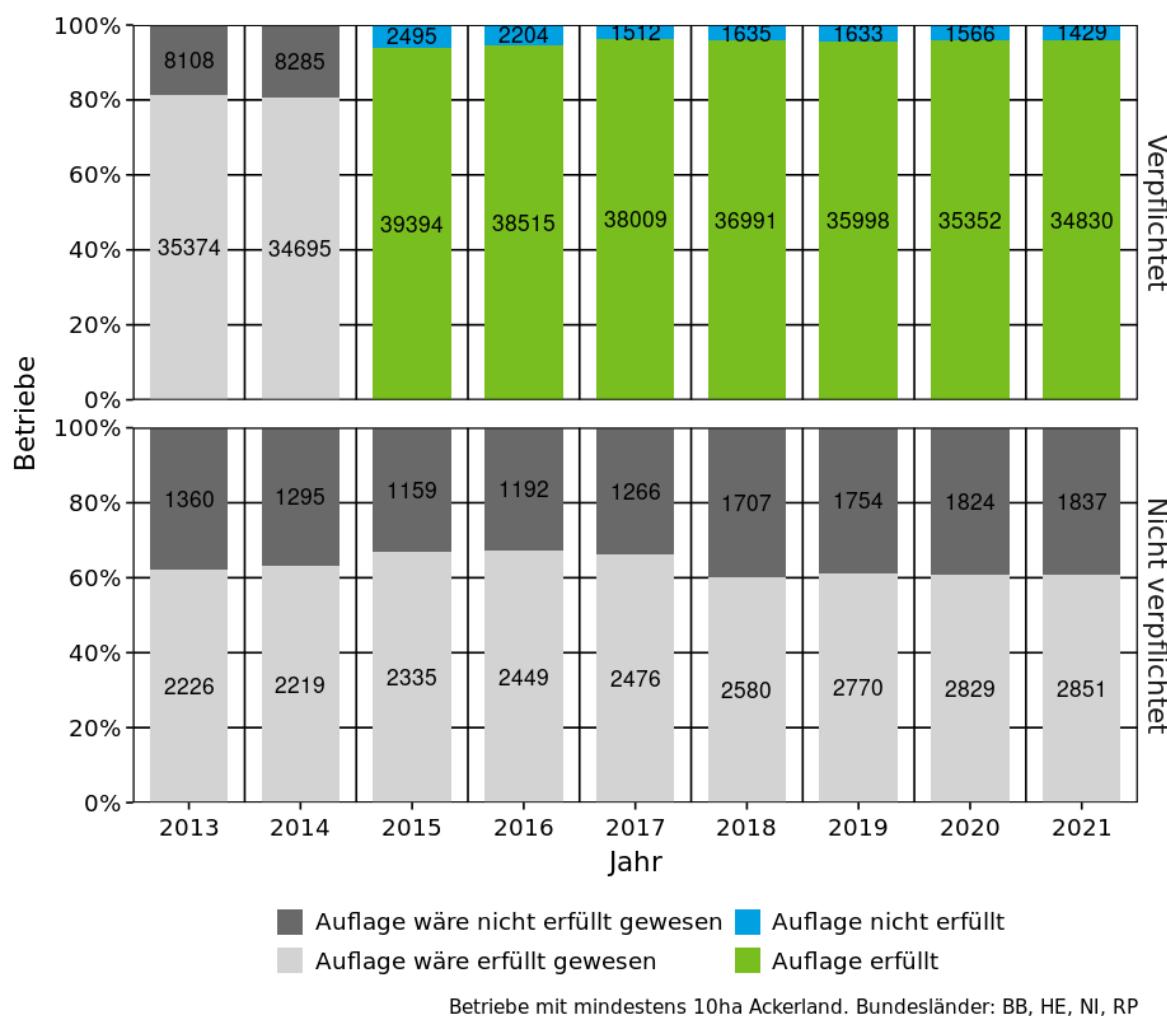
anbaudiversifizierungspflichtig gewesen (Abbildung 42). Ein Großteil der Betriebe, die nicht zur Anbaudiversifizierung verpflichtet sind, sind demnach Betriebe mit Ackerflächen unter 10 ha.

Im Jahr der Greeningeinführung, 2015, waren 92,3 % der Betriebe mit mindestens 10 ha Ackerland anbaudiversifizierungspflichtig; hier gab es, anders als bei der ÖVF-Verpflichtung, keinen Rückgang der pflichtigen Betriebe bei der Einführung der Regelung zu beobachten. In den Folgejahren ging der Anteil der anbaudiversifizierungspflichtigen Betriebe geringfügig, aber stetig auf 88,6 % der Betriebe im Jahr 2021 zurück (Betriebe mit mindestens 10 ha Ackerland). Für alle Betriebe lag dieser stetige Rückgang in einer ähnlichen relativen Größenordnung; hier waren 2021 40,2 % der Betriebe anbaudiversifizierungspflichtig. Das bedeutet, dass ein immer geringerer Anteil der Betriebe der Verpflichtung zur Anbaudiversifizierung nachkommen musste, wobei gleichzeitig die absolute Zahl der Betriebe stetig zurückging. Dies könnte darauf hindeuten, dass die Betriebe ihre Anbaustrategien angepasst haben, um die Auflagen zur Anbaudiversifizierung nicht erfüllen zu müssen, indem sie beispielsweise ihren Grünlandanteil steigerten.

Abbildung 42 zeigt, dass nur wenige Betriebe etwas am Anbau ändern mussten, um ab 2015 die volle Direktzahlungsfinanzierung zu erhalten. Von den anbaudiversifizierungspflichtigen Betrieben hätten rund 81 % die Bedingungen bereits vor Einführung des Greenings erfüllt (Abbildung 42 oben, 2013–2014). Mit der Einführung im Jahr 2015 erfüllten je nach Jahr 94,0 % bis 96,2 % der Verpflichteten die Vorschriften. Die Auswirkungen der Anbaudiversifizierung im Greening waren dementsprechend gering: Etwa 20 % der Betriebe mussten ihren Anbau anpassen. Sogar unter den von der Verpflichtung ausgenommenen Betrieben hätten 60,2 % bis 67,3 % (Abbildung 42 unten) die Vorschriften für die Anbaudiversifizierung erfüllt.

Bezogen auf alle Betriebe, also auch die mit weniger als 10 ha Ackerland, ging der Anteil der anbaudiversifizierungspflichtigen Betriebe von 45,6 % (2014) auf 40,2 % (2021) zurück; der Anteil der pflichtigen Betriebe, die die Auflagen erfüllten, stieg von 80,7 % auf 96,2 %. Das bedeutet, dass der Anteil pflichtiger Betriebe, die die Auflage erfüllten, an allen Betrieben von 36,8 % (2014) lediglich auf 38,7 % (2021) stieg. Dies zeigt, dass die Auswirkungen des Greenings gering waren.

Wichtiger als die Anzahl der verpflichteten Betriebe ist der Anteil des erreichten Ackerlands. Die zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe bewirtschafteten 2015 93,5 % des gesamten Ackerlands; 2021 waren es 91,2 %. Allerdings wären auf 81 % des Ackerlands die Auflagen bereits vor ihrer Einführung erfüllt gewesen. Nach Einführung der Regelung war dies auf 90 % des Ackerlands der Fall. Dies zeigt, dass die Auswirkungen des Greenings gering waren und nur sehr geringe Verbesserungen für den Bodenschutz durch die Auflage erreicht wurden.

Abbildung 42: Betroffenheit und Umsetzung der Greeningregelung zur Anbaudiversifizierung

Betriebe mit mindestens 10ha Ackerland. Bundesländer: BB, HE, NI, RP

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.4.2 Einfluss der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung

3.4.2.1 Entwicklung der Anzahl anbaudiversifizierungspflichtiger Betriebe

Der Anteil und die Anzahl anbaudiversifizierungspflichtiger Betriebe waren von 2015 bis 2021 rückläufig (Betriebe mit mind. 10 ha Ackerland: Rückgang der Pflichtigen von 92,4 % auf 88,6 % bzw. von 60.520 auf 52.105 Betriebe, siehe Abbildung 42). In Tabelle 17 ist die Entwicklung der Anzahl und Anteile aller sowie der anbaudiversifizierungspflichtigen Betriebe nach Betriebstyp angegeben, analog zur Tabelle 14 (ÖVF) für die Jahre 2015, 2017, 2018 und 2021 für die vier häufigsten Betriebstypen.

Spezialisierte Weideviehbetriebe, Ackerbaubetriebe, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe und Veredlungsbetriebe waren die vier häufigsten Betriebsformen, sowohl in der Grundgesamtheit (87,8 % bis 89,0 %) als auch (stärker ausgeprägt) innerhalb der anbaudiversifizierungspflichtigen Betriebe (93,0 % bis 96,8 %, Tabelle 17).

Wie auch bei den ÖVF-pflichtigen Betrieben gab es bei den zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betrieben einen absoluten Rückgang der Anzahl der pflichtigen Betriebe innerhalb aller Betriebstypen. Dieser war bei den Weideviehbetrieben am größten (2015 gegenüber 2021: -17,6 %), gefolgt von den Veredlungsbetrieben (-16,2 %), Ackerbaubetrieben (-10,6 %) und Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben (-8,4 %; Anmerkung: Die Reihenfolge war bei

den ÖVF-pflichtigen Betrieben die gleiche: Fast alle Betriebe waren sowohl zu ÖVF als auch zur Anbaudiversifizierung verpflichtet).

Der Anteil zur Anbaudiversifizierung verpflichteter Betriebe einer Betriebsausrichtung an allen pflichtigen Betrieben stieg lediglich bei den Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben (+3,8 %-Punkte) und ging bei den Ackerbaubetrieben (-1,1 %-Punkte), den Weideviehbetrieben (-1,0 %-Punkte) sowie den Veredlungsbetrieben (-0,5 %-Punkte) zurück (Tabelle 17; dies war bei den ÖVF-Betrieben anders: Ackerbaubetriebe +1,4 %-Punkte, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe +1,3 %-Punkte, Weideviehbetriebe -1,0 %-Punkte, Veredlungsbetriebe -0,5 %-Punkte; siehe Tabelle 14).

Tabelle 17: Anzahl und Anteil der anbaudiversifizierungspflichtigen Betriebe nach betriebswirtschaftlicher Ausrichtung

Bundesländer BB, HE, NI, NW, RP

Jahr	Betriebswirtschaftliche Ausrichtung	Anzahl anbaudiversifizierungspflichtiger Betriebe	Anteil an allen anbaudiversifizierungspflichtigen Betrieben des jeweiligen Jahres (%)	Anteil an allen Betrieben des jeweiligen Jahres
2015	Spez. Ackerbaubetriebe	21.321	35,2	22,7
2017	Spez. Ackerbaubetriebe	20.852	36,5	22,8
2018	Spez. Ackerbaubetriebe	20.440	36,6	22,5
2021	Spez. Ackerbaubetriebe	19.056	36,6	21,6
2015	Spez. Weideviehbetriebe	14.472	23,9	38,2
2017	Spez. Weideviehbetriebe	13.199	23,1	37,7
2018	Spez. Weideviehbetriebe	12.713	22,8	37,6
2021	Spez. Weideviehbetriebe	11.928	22,9	37,2
2015	Spez. Veredlungsbetriebe	9.677	16,0	8,6
2017	Spez. Veredlungsbetriebe	8.947	15,7	8,4
2018	Spez. Veredlungsbetriebe	8.760	15,7	8,2
2021	Spez. Veredlungsbetriebe	8.112	15,6	8,1
2015	Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe	11.571	19,1	18,3
2017	Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe	11.147	19,5	19,6
2018	Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe	11.057	19,8	20,2
2021	Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe	10.600	20,3	22,1

Jahr	Betriebswirtschaftliche Ausrichtung	Anzahl anbaudiversifizierungspflichtiger Betriebe	Anteil an allen anbaudiversifizierungspflichtigen Betrieben des jeweiligen Jahres (%)	Anteil an allen Betrieben des jeweiligen Jahres
2015	Sonstige	3.479	5,8	12,2
2017	Sonstige	3.015	5,3	11,5
2018	Sonstige	2.845	5,1	11,5
2021	Sonstige	2.409	4,6	11,1

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.4.2.2 Entwicklung der Nicht-Erfüllung der Regelung zur Anbaudiversifizierung

96,0 % bis 96,8 % der anbaudiversifizierungspflichtigen Betriebe, die die Auflagen nicht erfüllten, gehörten zu den Betriebsformen „spezialisierte Ackerbaubetriebe“, „spezialisierte Weideviehbetriebe“, „Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe“ und „spezialisierte Veredlungsbetriebe“ (in abnehmender Reihenfolge der Bedeutung). In Bezug auf alle anbaudiversifizierungspflichtigen Betriebe waren diese vier Betriebsformen auch am häufigsten vertreten (jahresabhängig 94,3 % bis 95,4 %).

Im Verhältnis zu den jeweiligen Anteilen an den anbaudiversifizierungspflichtigen Betrieben waren spezialisierte Weideviehbetriebe deutlich überrepräsentiert, erfüllten also überdurchschnittlich häufig nicht die Auflagen zur Anbaudiversifizierung. Spezialisierte Ackerbaubetriebe waren unterrepräsentiert, ebenso, wenngleich in geringerem Ausmaß, die Veredlungs- und Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe (Tabelle 18). Dass Ackerbaubetriebe unterdurchschnittlich häufig die Regeln zur Anbaudiversifizierung nicht erfüllen, entspricht unseren Erwartungen, da sie ihr Anbauprogramm leichter anpassen können als Betriebe mit Viehhaltung.

Tabelle 18: Relative Bedeutung der betriebswirtschaftlichen Ausrichtungen (BWA) im Hinblick auf die Nicht-Erfüllung der Anbaudiversifizierung

Bundesländer BB, HE, NI, NW, RP

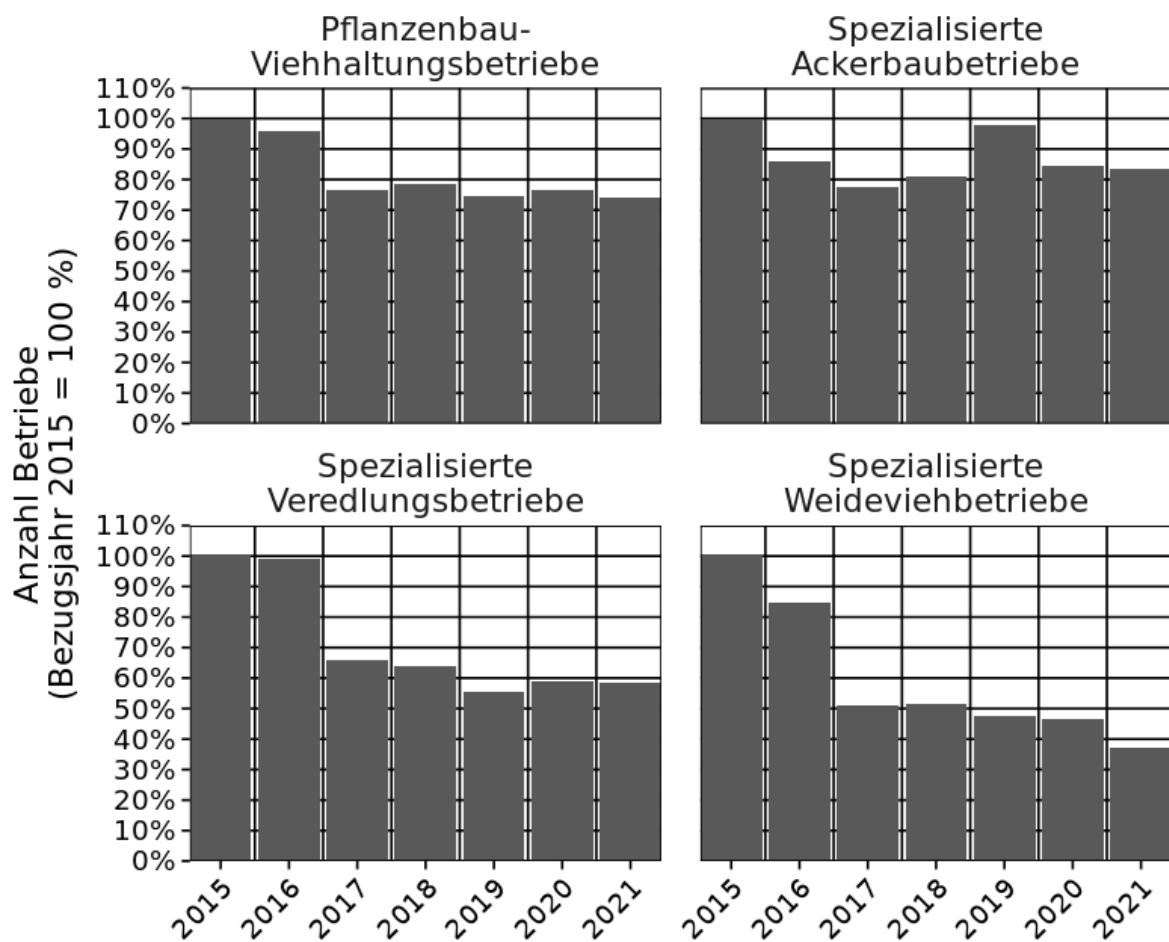
BWA	Anteil innerhalb verpflichteter Betriebe, die die Auflagen nicht vollständig erfüllten (%) (Anbd _{pn})		Anteil innerhalb aller verpflichteter Betriebe (%) (Anbd _p)		Überrepräsentation der pflichtigen Betriebe, die nicht erfüllten (Anbd _{pn}), gemessen an allen Pflichtigen (Anbd _p) (Anbd _{pn} /Anbd _p)	
	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Spezialisierte Ackerbaubetriebe	23,0 [2016]	35,6 [2019]	35,2 [2015]	36,6 [2018]	-1,0 [2019]	-13,0 (2016)
Spezialisierte Weideviehbetriebe	29,2 [2021]	44,6 [2015]	22,8 (2018)	23,9 [2015]	6,3 [2021]	20,7 [2015]
Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe	16,1 [2015]	20,8 [2021]	19,1 [2015,2016]	20,3 [2021]	-0,1 [2017]	-3,1 [2015]

BWA	Anteil innerhalb verpflichteter Betriebe, die die Auflagen nicht vollständig erfüllten (%) (Anbd _{pn})	Anteil innerhalb aller verpflichteter Betriebe (%) (Anbd _p)		Überrepräsentation der pflichtigen Betriebe, die nicht erfüllten (Anbd _{pn}), gemessen an allen Pflichtigen (Anbd _p) (Anbd _{pn} /Anbd _p)		
		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.
Spezialisierte Veredlungsbetriebe	10,0 [2019]	13,3 [2016]	15,5 [2019,2020]	16,0 [2015]	-2,6 [2016]	-5,5 [2019]

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Bei allen vier Betriebsarten ist die Zahl der Betriebe, die die Verpflichtungen zur Anbaudiversifizierung nicht erfüllen, seit 2015 zurückgegangen (Abbildung 43). Dieser Rückgang war bei den spezialisierten Weideviehbetrieben mit -62,7 % im Jahr 2021 (im Vergleich zu 2015) am stärksten, gefolgt von den Veredlungsbetrieben (-41,7 %), Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben (-26,1 %) und den Ackerbaubetrieben (-16,5 %). Der stärkere Rückgang der Zahl der Betriebe, die die Anforderungen nicht erfüllen, im Vergleich zu den ÖVF-Anforderungen, entspricht unseren Erwartungen, wenn davon ausgegangen wird, dass die Anpassung an die Anbaudiversifizierung einfacher ist als an die ÖVF-Regelungen.

Abbildung 43: Einfluss der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung auf die Nicht-Einhaltung der Greeningregelung zur Anbaudiversifizierung: Veränderungen gegenüber 2015



Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.4.3 Einfluss der Ackerfläche

Unter den anbaudiversifizierungspflichtigen Betrieben hatten die Betriebe, die die Vorschriften einhielten, mehr Ackerland als die Betriebe, die die Vorschriften nicht einhielten. Bei den Betrieben, die die Auflagen erfüllten, war zwischen 2013 und 2021 ein deutlicher Anstieg des Mittelwerts (von 86,3 ha auf 93,6 ha) und des Medians (von 48,2 ha auf 52,5 ha) der Ausstattung mit Ackerland zu beobachten (Abbildung 44; ohne NW, siehe Kapitel 2.6.4). Bei den anbaudiversifizierungspflichtigen Betrieben, die die Auflagen nicht erfüllten, war im gleichen Zeitraum ein geringerer Anstieg des Mittelwerts (54,3 ha auf 56,6 ha) und ein Rückgang des Medians (38,0 ha auf 34,1 ha) der Ackerlandfläche der Betriebe zu verzeichnen. Dieser Rückgang ist größtenteils auf die Veränderungen zwischen 2014 und 2015 zurückzuführen; ein Rückgang des Medians von 37,8 ha auf 33,5 ha (da viele größere Betriebe, die die Auflagen vor 2015 nicht erfüllt hätten, diese ab 2015 erfüllten). Bezogen auf die bewirtschaftete Ackerfläche verzichteten kleinere Betriebe häufiger auf die Greeningförderung als größere Betriebe und es gab Anpassungsreaktionen auf das Greening. Die Violinen-Plots zeigen außerdem, dass viele Betriebe, die zwischen ca. 30 ha und 40 ha Ackerfläche bewirtschafteten, die Anforderungen bis 2014 nicht erfüllt hätten, aber danach ihre Kulturpflanzen-Zusammensetzung geändert haben,

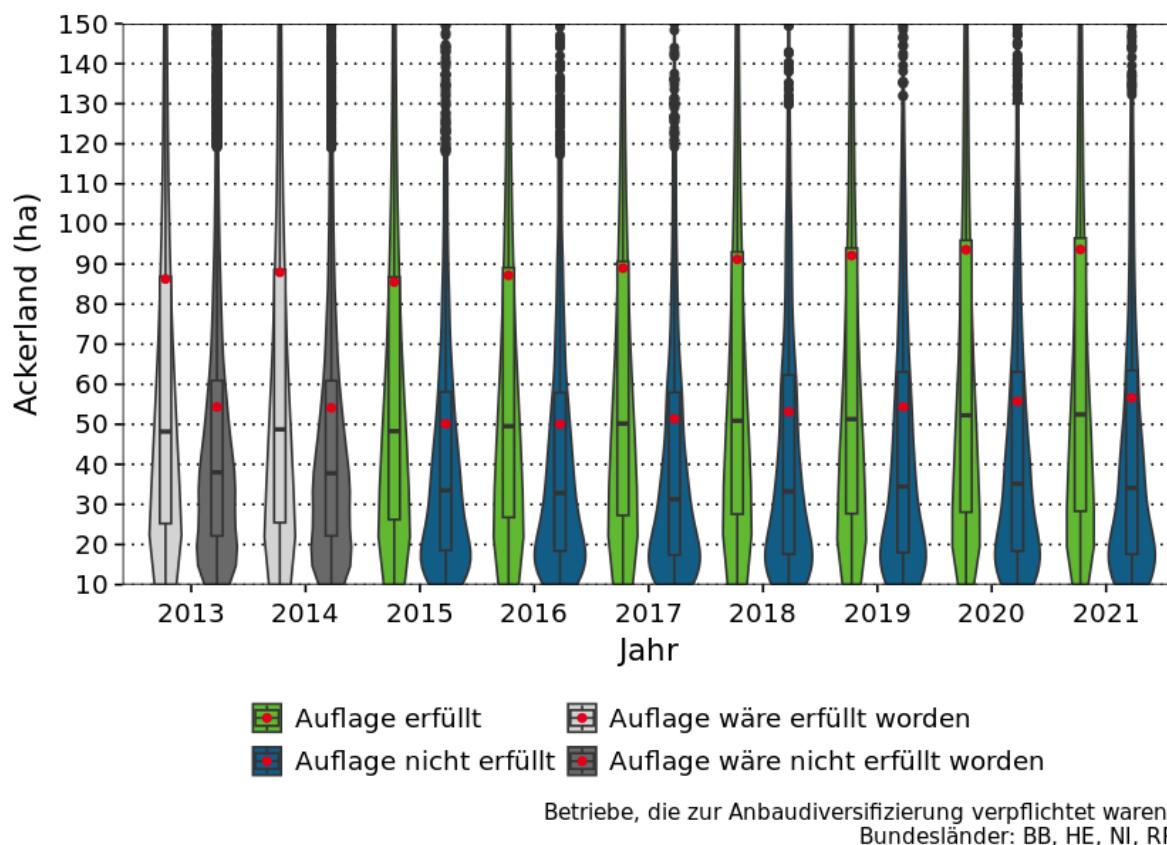
um die Anforderungen zu erfüllen (dunkelgrauer bzw. dunkelblaue Violinen-Plots: Der „Bauch“ aus 2013 und 2014 bei 30–40 ha ist ab 2015 nicht mehr zu sehen; Abbildung 44).

Abbildung 44: Einfluss der Ackerfläche der zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe auf die Erfüllung der Vorgabe

Es wurden nur Betriebe berücksichtigt, die zur Anbaudiversifizierung verpflichtet waren (ab 2015) oder gewesen wären (2013–2014).

Die y-Achse beginnt mit 10 ha, da Betriebe mit weniger als 10 ha Ackerland von den Anbaudiversifizierungs-Verordnungen ausgeschlossen waren.

Roter Punkt: Mittelwert.



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.4.4 Zusammenfassung

Vor der Einführung des Greenings wären 2013 und 2014 45,6 % aller Betriebe zur Anbaudiversifizierung verpflichtet gewesen; bezogen auf Betriebe mit mindestens 10 ha Ackerland wären es 92,4 % gewesen. Im Jahr der Greening einföhrung, 2015, waren 92,3 % der Betriebe mit mindestens 10 ha Ackerland anbaudiversifizierungspflichtig; hier gab es, anders als bei der ÖVF-Verpflichtung, keinen Rückgang der pflichtigen Betriebe bei der Einföhrung der Regelung zu beobachten. Dies deutet darauf hin, dass sich die Anbaudiversifizierung von den Betrieben einfacher umsetzen ließ als die ÖVF-Regelung. In den Folgejahren ging dieser Anteil auf 88,6 % in 2021 zurück. Die zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe bewirtschafteten 2015 93,4 % des gesamten Ackerlands; 2021 waren es 92,3 %. Mit der Greeningmaßnahme zur Anbaudiversifizierung wurde also ein Großteil der Fläche erreicht.

Bereits vor der Einführung des Greenings hätten 80,7 % (2014) der verpflichteten Betriebe die Vorgaben zur Anbaudiversifizierung erfüllt. Dieser Anteil stieg mit der Einführung jahresabhängig auf 94,0 % (2015) bis 96,2 % (2021). Bezogen auf alle Betriebe stieg der Anteil pflichtiger Betriebe, die die Auflage erfüllten, lediglich von 36,8 % (2014) auf 38,7 % (2021) an. Sogar unter den von der Verpflichtung ausgenommenen Betriebe hätten 60,2 % bis 67,3 % die Auflagen erfüllt, was das niedrige Ambitionsniveau der Auflage zeigt.

Insgesamt ist der durch die Greeningvorgabe zur Anbaudiversifizierung erreichte Umwelteffekt als gering zu bewerten. Zwar bewirtschafteten die verpflichteten Betriebe rund 92 % des Ackerlands, aber auf 81 % des Ackerlands wären die Auflagen bereits vor ihrer Einführung erfüllt gewesen. Nach Einführung der Regelung war dies auf 90 % des Ackerlands der Fall. Dies zeigt, dass die Auswirkungen des Greenings gering waren und nur sehr geringe Verbesserungen für den Bodenschutz durch die Auflage erreicht wurden.

Der Anteil und die Anzahl anbaudiversifizierungspflichtiger Betriebe waren von 2015 bis 2021 rückläufig. Wie auch bei den ÖVF-pflichtigen Betrieben gab es bei den zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betrieben einen absoluten Rückgang der Anzahl der pflichtigen Betriebe innerhalb aller vier häufigsten Betriebstypen (Spezialisierte Weideviehbetriebe, Ackerbaubetriebe, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe und Veredlungsbetriebe). Der Anteil zur Anbaudiversifizierung verpflichteter Betriebe einer Betriebsausrichtung an allen pflichtigen Betrieben stieg lediglich bei den Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben und ging bei den anderen drei Betriebstypen zurück.

Von den wenigen Betrieben, die die Auflagen nicht einhielten, erfüllten die spezialisierten Weideviehbetriebe die Auflagen zur Anbaudiversifizierung überdurchschnittlich häufig nicht (im Verhältnis zu den jeweiligen Anteilen an der Gesamtheit der anbaudiversifizierungspflichtigen Betriebe). Spezialisierte Ackerbaubetriebe hingegen erfüllten die Auflagen überdurchschnittlich häufig, ebenso, wenngleich in geringerem Ausmaß, die Veredlungs- und Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe. Dass Ackerbaubetriebe unterdurchschnittlich häufig die Regeln zur Anbaudiversifizierung nicht erfüllen, entspricht unseren Erwartungen, da sie ihr Anbauprogramm leichter anpassen können als Betriebe mit Viehhaltung.

Die Zahl der Betriebe, die die Verpflichtungen zur Anbaudiversifizierung nicht erfüllen, ging vor allem bei den spezialisierten Weideviehbetrieben (-62,7 % im Jahr 2021 gegenüber 2015) zurück, gefolgt von den Veredlungsbetrieben (-41,7 %), Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben (-26,1 %) und den Ackerbaubetrieben (-16,5 %). Der stärkere Rückgang der Zahl der Betriebe, die die Anforderungen nicht erfüllen, im Vergleich zu den ÖVF-Anforderungen, entspricht unseren Erwartungen, wenn wir davon ausgehen, dass die Anpassung an die Anbaudiversifizierung einfacher ist als an die ÖVF-Regelungen.

Innerhalb der anbaudiversifizierungspflichtigen Betriebe hatten die Betriebe, die die Vorschriften einhielten, mehr Ackerland als die Betriebe, die sie nicht einhielten, auch wenn in beiden Gruppen das Ackerland je Betrieb stieg. Bezogen auf das bewirtschaftete Ackerland verzichteten kleinere Betriebe häufiger auf die Greeningförderung als größere Betriebe. Viele Betriebe, die zwischen etwa 30 ha und 40 ha Ackerfläche bewirtschafteten und die Anforderungen bis 2014 nicht erfüllt hätten, änderten ab 2015 ihre Kulturpflanzen-Zusammensetzung, um die Anforderungen zu erfüllen.

3.5 Entwicklung der tierhaltenden Betriebe

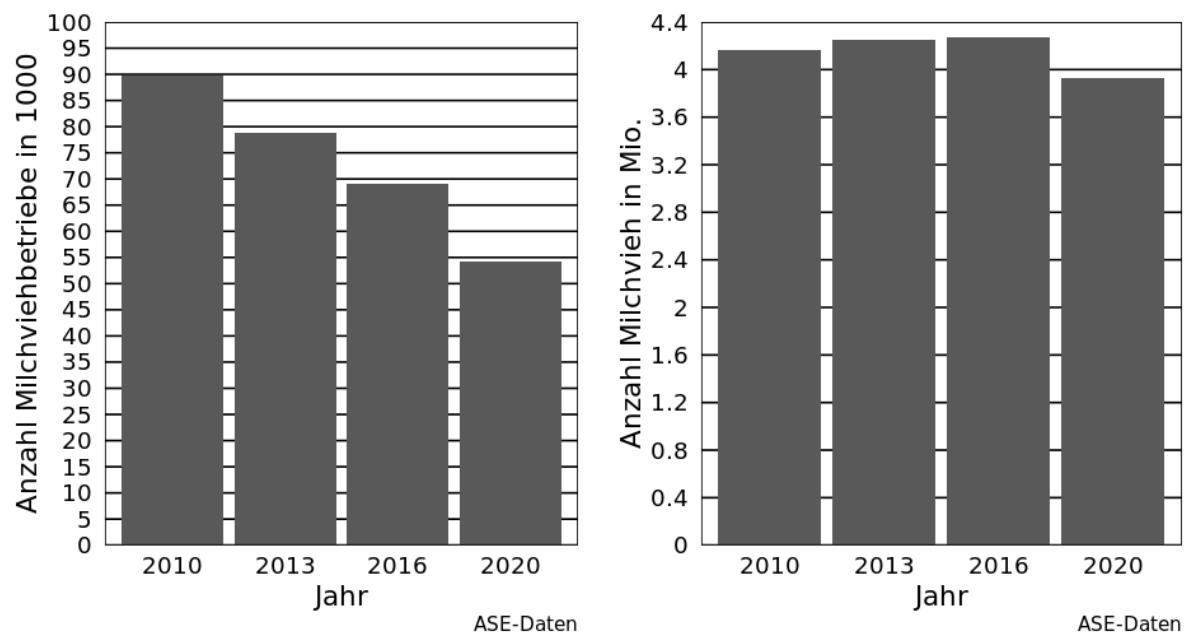
Die im InVeKoS und in der ASE erfassten Tierzahlen weichen voneinander ab und können unterschiedliche Trends zeigen. Dies liegt zum einen an den unterschiedlichen Erfassungsgrenzen der beiden Systeme, vgl. Kapitel 2.6.5. Zum anderen liegen die ASE-Daten deutschlandweit vor; die InVeKoS-Daten hingegen beim Milchvieh für die Bundesländer BB, NI und RP und bei Schweinen und Geflügel für BB, HE, NI, NW und RP. Da bei den InVeKoS-Daten nur einige Bundesländer ausgewertet werden konnten und die Bundesländer außerdem unterschiedliche Strukturen für die Nutztierhaltung aufweisen, ist hier ein direkter Vergleich mit den deutschlandweiten Auswertungen auf Basis der ASE-Daten nur bedingt möglich. Auch sind Betriebe, die nicht an der GAP teilnehmen, nicht im InVeKoS erfasst.

In den folgenden Kapiteln wird bei den InVeKoS-Auswertungen zwischen spezialisierten und nicht-spezialisierten Betrieben unterschieden. Die Betriebstypen „Spezialisierter Milchviehbetrieb“, „Spezialisierter Schweinebetrieb“ sowie „Spezialisierter Geflügelbetrieb“ sind nach dem Klassifizierungssystem der Europäischen Union (VO (EG) Nr. 1242/2008) (Regulation (EU) No 1242/2008) zugewiesen worden und geben den Betriebsschwerpunkt an (vgl. auch Kapitel 2.5). Die den spezialisierten Betriebstypen gegenübergestellten nicht-spezialisierten Milchvieh-, Schweine- bzw. Geflügelbetriebe bezeichnen Betriebe, die zwar Tiere der jeweiligen Art halten, aber deren Haupterwerbszweig ein anderer ist, sodass sie einem anderen Betriebstyp zugeordnet werden (zum Beispiel den spezialisierten Ackerbaubetrieben).

3.5.1 Entwicklung der Anzahl der Betriebe und des Viehbestands

3.5.1.1 Milchviehbetriebe

Die Entwicklung der Anzahl der Milchviehbetriebe und des Milchviehs in Deutschland ist anhand der ASE-Daten der Jahre 2010, 2013, 2016 und 2020 in Abbildung 45 dargestellt. Die Anzahl der Betriebe ging kontinuierlich von rund 89.800 in 2010 auf 54.300 in 2020 zurück (-39,5 %). Die Anzahl der Tiere hingegen stieg von 2010 bis 2016 leicht von 4,16 Mio. auf 4,28 Mio. an und ging dann 2020 leicht zurück auf 3,93 Mio. Tiere (-5,5 % gegenüber 2010). Dementsprechend ist die Zahl der Tiere je Betrieb im Mittel von 46,4 (2010) auf 72,4 (2020) gestiegen.

Abbildung 45: Entwicklung der Milchviehbetriebe und der Milchviehbestände in Deutschland

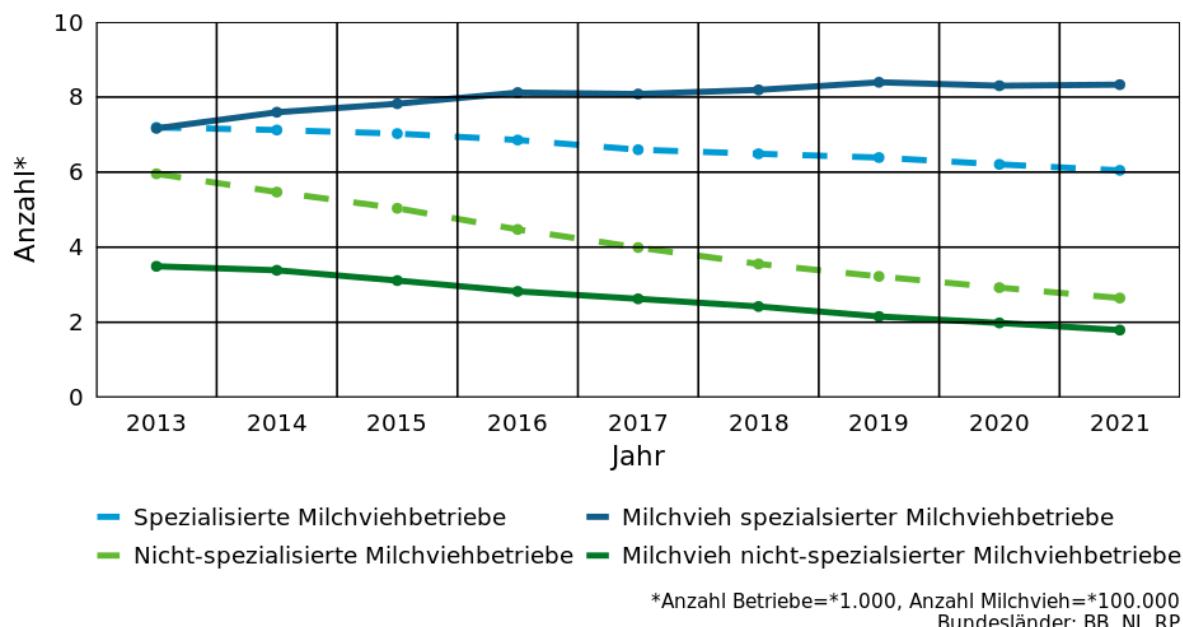
Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

In HE und NW konnte Milchvieh in den InVeKoS-Daten nicht von anderen Rindern unterschieden werden, weshalb diese Bundesländer von den entsprechenden Auswertungen ausgenommen sind. Die Anzahl der erfassten Milchviehbetriebe ist in den ASE-Daten höher als im InVeKoS. Hinsichtlich der Anzahl der Milchkühe liegen die ASE-Daten nur leicht über denen des InVeKoS, was daran liegt, dass die Angaben zu Rindern der InVeKoS-Betriebe ursprünglich aus der HIT-Datenbank (Herkunftssicherungs- und Informationssystem Tiere) stammen (vgl. Kapitel 2.6.5, Bundesländer BB, NI und RP).

Im Zeitraum von 2013 bis 2021 ging bei den spezialisierten Milchviehbetrieben die Zahl der Betriebe um -15,9 % zurück, während der Milchviehbestand um 16,2 % zunahm. Anders sah die Entwicklung bei den nicht-spezialisierten Betrieben aus. Hier ging die Zahl der Betriebe um mehr als die Hälfte (-55,6 %) zurück und auch der Viehbestand nahm stark ab, um -48,7 % (Abbildung 46).

Ursächlich für den drastischen Rückgang der nicht-spezialisierten Milchviehbetriebe war die Aufhebung der Milchquote am 1. April 2015. Die Betriebe konnten nun mehr Milch produzieren und an die Molkereien verkaufen, was für große Betriebe mit Hochleistungskühen rentabel war, für kleinere, nicht spezialisierte Betriebe hingegen dazu führte, dass die Erträge nicht mehr die Kosten decken.

Abbildung 46: Anzahl Betriebe und Milchvieh: spezialisierte und nicht-spezialisierte Milchviehbetriebe

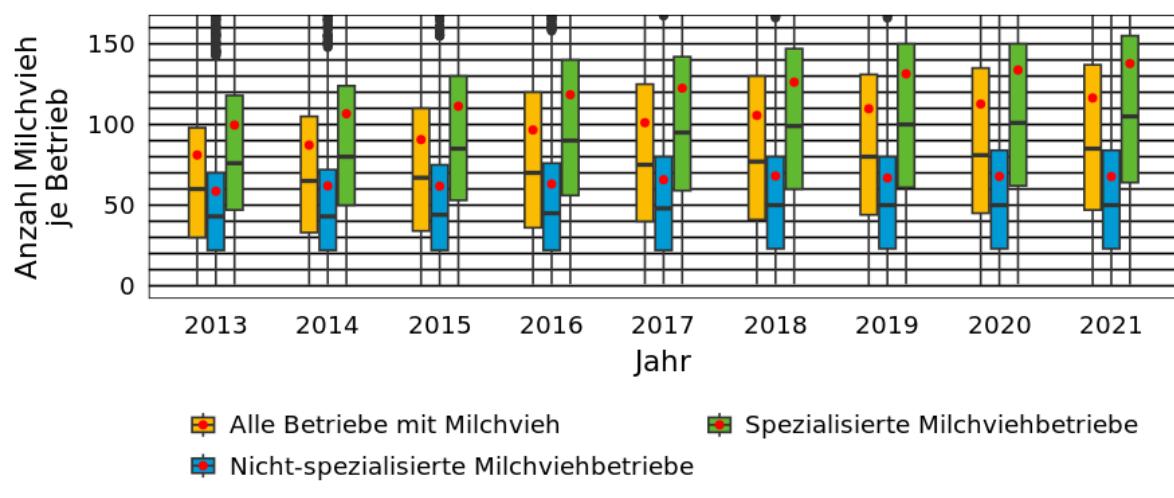


Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Die Anzahl des Milchviehs je Betrieb war bei den spezialisierten Milchviehbetrieben am größten und stieg dort auch am stärksten an (Abbildung 47): Während es 2013 im Mittel 100 Milchkühe je Betrieb waren, waren es 2021 138. Bei den nicht-spezialisierten Milchviehbetrieben stieg der Mittelwert von 59 (2013) auf 68 (2021) Tiere je Betrieb. Die Betrachtung aller Betriebe mit Milchvieh zeigt, dass 2013 im Mittel 81 und 2021 116 Tiere je Betrieb gemeldet wurden. Diese Werte liegen über den am Anfang dieses Unterkapitels für Deutschland angegebenen ASE-Werten (2010: 46,4; 2020: 72,4 Milchvieh/Betrieb).

Abbildung 47: Milchvieh je Betrieb: alle Betriebe mit Milchvieh, nicht-spezialisierte Milchviehbetriebe und spezialisierte Milchviehbetriebe

Alle Betriebe: Gesamtheit aus spezialisierten Milchviehbetrieben und nicht-spezialisierten Milchviehbetrieben.



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Abbildung 48 zeigt die Entwicklung der Großviehseinheiten (eine Milchkuh entspricht einer GVE) je Hektar Hauptfutterfläche (HFF). Sowohl bei den spezialisierten als auch bei den nicht-spezialisierten Milchviehbetrieben gab es keine großen Veränderungen. Bei den nicht-spezialisierten Betrieben lag der Median zwischen 0,9 GVE/ha HFF (2013–2020) und 0,8 GVE/ha HFF (2021), der Mittelwert lag bei 0,9 bis 1,0 GVE/ha HFF. Die Spanne der Betriebe vom 25. bis zum 75. Perzentil nahm ab 2015 zu; die Streuung der GVE/ha HFF nahm also bei den nicht-spezialisierten Betrieben leicht zu.

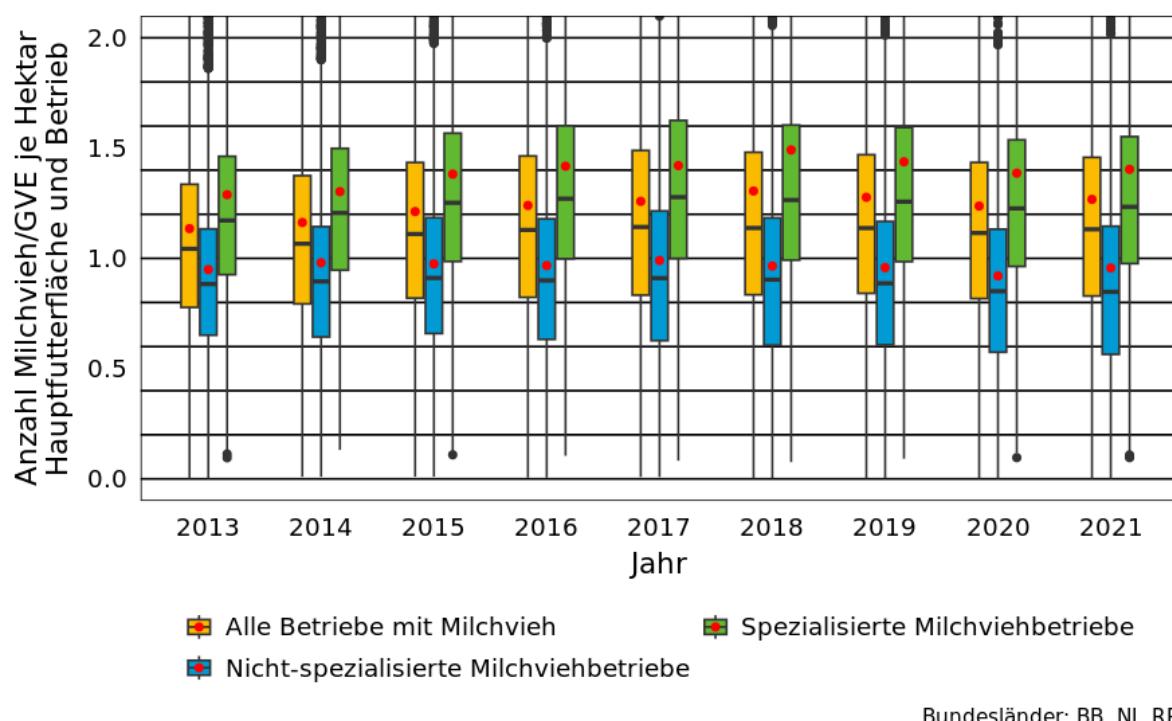
Bei den spezialisierten Milchviehbetrieben lag der Median zwischen 1,2 GVE/ha HFF (2013–2014, 2020–2021) bis 1,3 GVE/ha HFF (2015–2019), der Mittelwert zwischen 1,3 GVE/ha HFF (2013–2014) bis 1,5 GVE/ha HFF (2018). Der Milchviehbesatz je ha HFF war bei den spezialisierten Betrieben erwartungsgemäß höher als bei den nicht-spezialisierten (Abbildung 48).

Abbildung 48: Milchvieh je Hektar Hauptfutterfläche und Betrieb: alle Betriebe mit Milchvieh, nicht-spezialisierte Milchviehbetriebe und spezialisierte Milchviehbetriebe

Alle Betriebe: Gesamtheit aus spezialisierten Milchviehbetrieben und nicht-spezialisierten Milchviehbetrieben.

Eine Milchkuh entspricht einer Großviehseinheit (GVE).

Roter Punkt: Mittelwert.

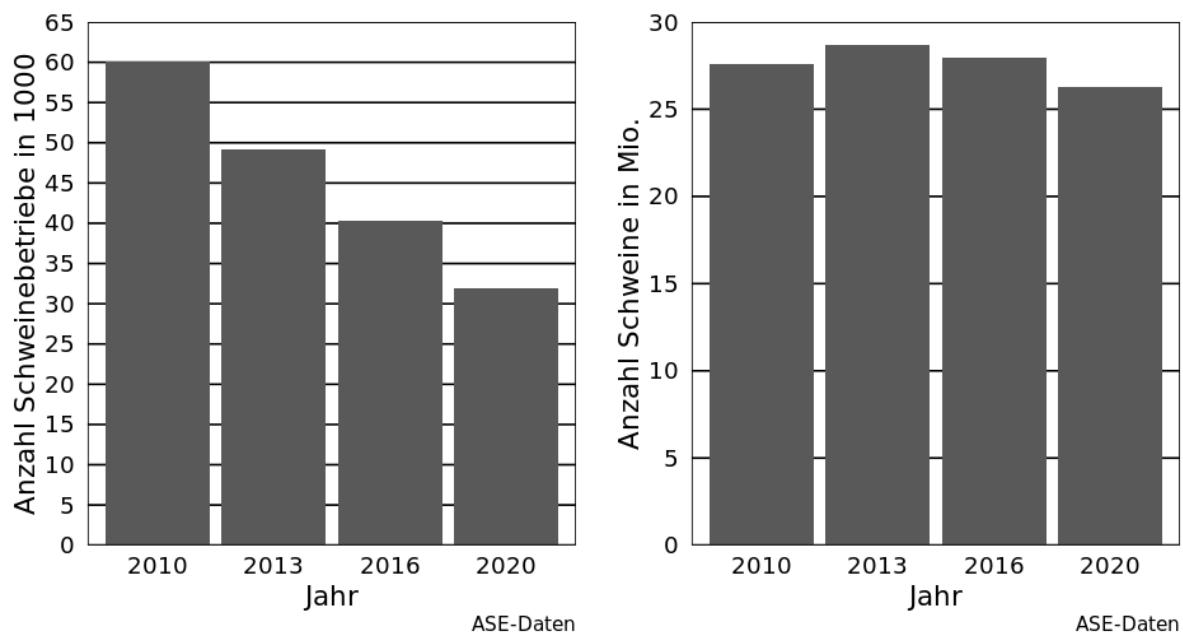


Bundesländer: BB, NI, RP

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.5.1.2 Schweinebetriebe

Deutschlandweit ging die Anzahl der schweinehaltenden Betriebe kontinuierlich von rund 60.100 in 2010 auf 31.900 in 2020 zurück (-47,0 %). Die Anzahl der Tiere stieg von 2010 zu 2013 leicht an von 27,57 Mio. auf 28,70 Mio. und ging dann 2016 und 2020 zurück unter das Niveau von 2010 auf 26,30 Mio. Schweine (2020 gegenüber 2010: -4,6 %, Abbildung 49). Dementsprechend ist die Zahl der Schweine je Betrieb im Mittel von 459 (2010) auf 826 (2020) stark angestiegen.

Abbildung 49: Entwicklung der Schweinebetriebe und der Schweinebestände in Deutschland

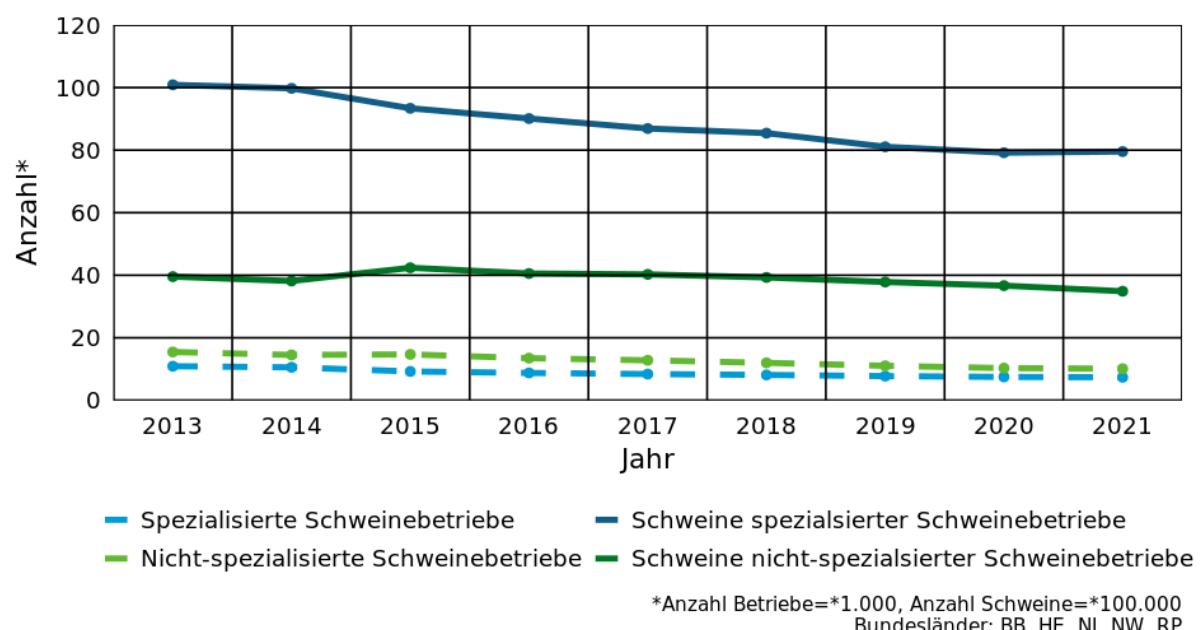
Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von ASE-Daten

Der Vergleich der Anzahl der erfassten Betriebe zeigt sowohl im InVeKoS als auch in der ASE einen Rückgang von 2013 bis 2020, wobei die Anzahl der Schweinebetriebe in den Daten der ASE niedriger als im InVeKoS ist. Die Anzahl der Schweine hingegen liegt in den ASE-Daten deutlich über der der InVeKoS-Daten (vgl. Kapitel 2.6.5, Bundesländer BB, HE, NI, NW, RP). Dies liegt an den unterschiedlichen Erfassungsgrenzen: Betriebe mit weniger als 50 Schweinen tauchen in der ASE nicht auf, wohl aber im InVeKoS, sodass dort die Anzahl der Betriebe höher ist. Viehstarke Betriebe, die keine EU-Förderung beantragt haben, sind nicht im InVeKoS erfasst, sodass dort die Anzahl der Schweine geringer ist als in der ASE.

Im InVeKoS ging die Zahl der spezialisierten und der nicht-spezialisierten Schweinebetriebe zwischen 2013 und 2021 gleichmäßig zurück. Die Zahl der nicht-spezialisierten Schweinebetriebe betrug sowohl 2013 als auch 2021 das 1,4-fache der spezialisierten Schweinebetriebe (2013: 15.400 bzw. 10.900 Betriebe; 2021: 10.100 bzw. 7.400 Betriebe, Abbildung 50). Von 2013 zu 2021 ging die Zahl der spezialisierten Schweinebetriebe um -32,5 % zurück, die der nicht-spezialisierten Schweinebetriebe um -34,7 %.

Wie die Betriebe nahmen auch die Tierzahlen ab. Gegenüber 2013 nahm der Schweinebestand bis 2021 bei den spezialisierten Schweinebetrieben um -21,2 % und bei den nicht-spezialisierten Schweinebetrieben um -11,8 % ab. Die Anzahl der Betriebe sank stärker als die Anzahl der Schweine (Abbildung 50).

Abbildung 50: Anzahl Betriebe und Schweine: spezialisierte und nicht-spezialisierte Schweinebetriebe



Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von InVeKoS-Daten

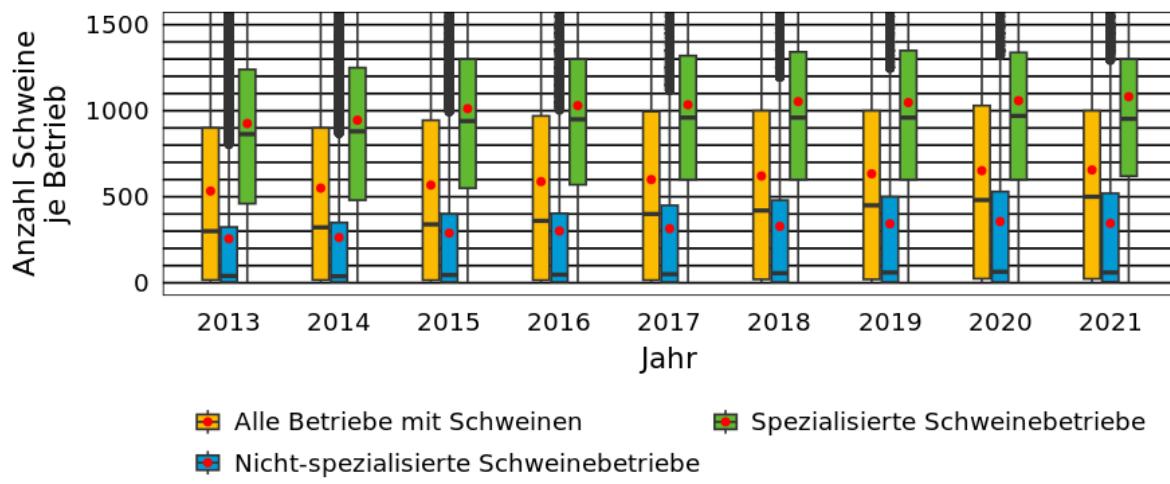
Die Anzahl der Schweine je Betrieb stieg im Mittel von 2013 bis 2021 stärker für alle schweinehaltenden Betriebe als für die spezialisierten Schweinebetriebe; nämlich von 533 auf 656 (+23,0 %) bzw. von 926 auf 1.082 (+16,8 %) Schweine je Betrieb (Abbildung 51). Für beide Kategorien sind die Anstiege kontinuierlich und weisen keine Sprünge auf. Die Spanne ist bei allen schweinehaltenden Betrieben erwartungsgemäß größer. Die Anzahl der Schweine bei den nicht-spezialisierten Betrieben war wesentlich niedriger und stieg von 256 (2013) auf 346 (2021) je Betrieb (+35,0 %). Die anfangs dieses Unterkapitels genannten ASE-Werte für Deutschland zeigten einen stärkeren Anstieg von 2013 zu 2020: Der Wert stieg von im Mittel 586 Schweinen je Betrieb auf 826, also um 41,0 %. Von 2010 zu 2020 betrug der Anstieg 80,0 % (von 459 [2010] auf 826 [2020] Schweine je Betrieb).

Werden die Besatzdichten von Schweinen (GV pro Hektar LF) je Betrieb betrachtet, lässt sich feststellen, dass bei den nicht-spezialisierten Betrieben sowohl der Median als auch der Mittelwert leicht anstiegen (ohne Abbildung). Dies passt zu der Beobachtung steigender Tierzahlen bei nicht-spezialisierten Schweinebetrieben. Bei den spezialisierten Betrieben blieb der Median über die Zeit in etwa gleich. Dafür stieg bei den spezialisierten Schweinebetrieben der Mittelwert um 0,4 GV pro Hektar LF.

Abbildung 51: Schweine je Betrieb: alle Betriebe mit Schweinen, nicht-spezialisierte Schweinebetriebe und spezialisierte Schweinebetriebe

Alle Betriebe: Gesamtheit aus spezialisierten Schweinebetrieben und nicht-spezialisierten Schweinebetrieben.

Roter Punkt: Mittelwert.



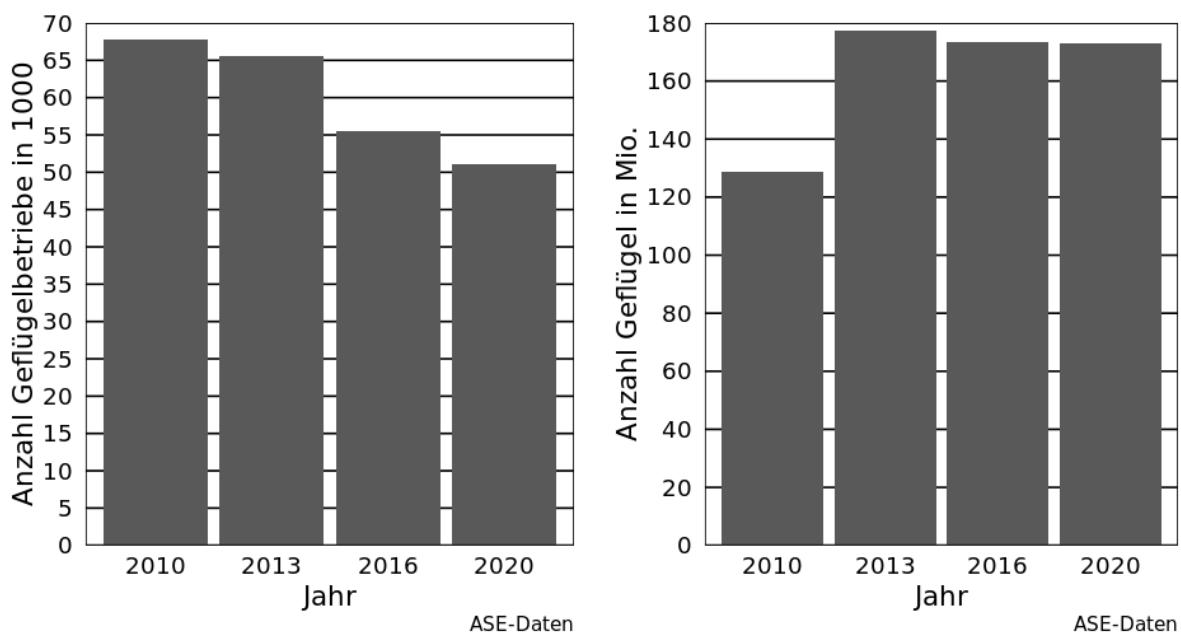
Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP

Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von InVeKoS-Daten

3.5.1.3 Geflügelbetriebe

Wie bei den Milchvieh- und Schweinebetrieben ist auch die Zahl der Geflügelbetriebe kontinuierlich zurückgegangen (Abbildung 52). Gab es 2010 noch 67.800 Betriebe, so waren es 2020 51.250 (-24,4 %). Die Zahl des Geflügels stieg von 2010 zu 2013 stark an, von 128,90 Mio. auf 177,33 Mio. Tiere, und lag 2020 bei 173,15 Mio. Tieren. Bis 2020 stieg die Zahl des Geflügels gegenüber 2010 um +34,3 %. Die Anzahl des Geflügels je Betrieb stieg von 1.902 (2010) auf 3.001 (2020), was einen Anstieg um +57,8 % bedeutet.

Abbildung 52: Entwicklung der Geflügelbetriebe und der Geflügelbestände in Deutschland



Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von ASE-Daten

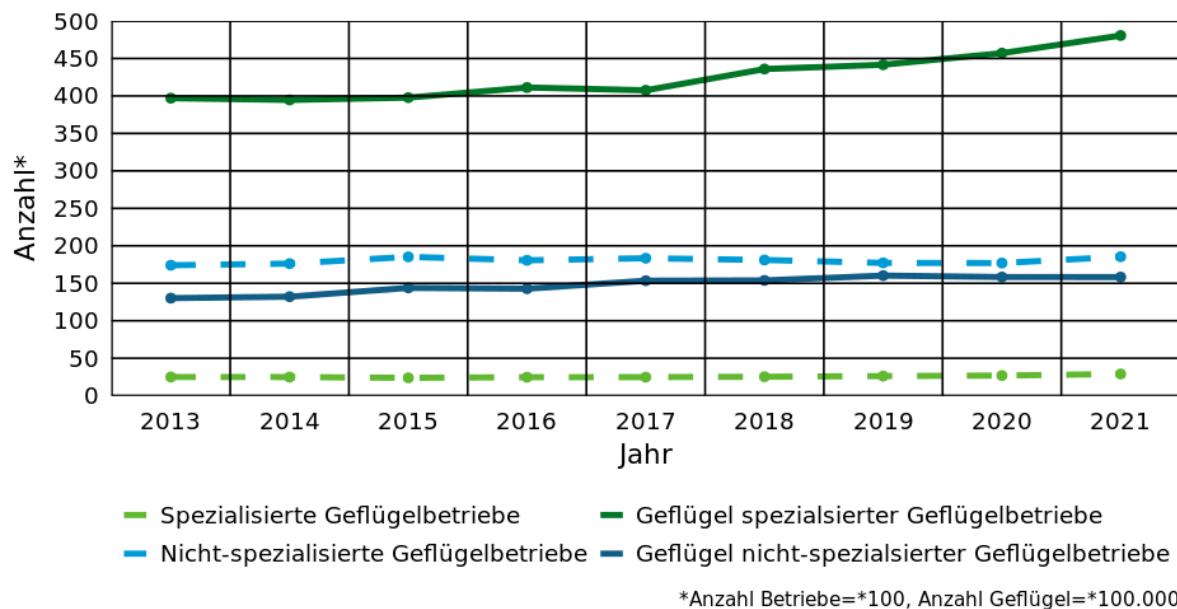
Bei den Geflügelbetrieben liegt die Anzahl der Betriebe im InVeKoS über der der ASE. Die Entwicklung unterscheidet sich: Im InVeKoS nahm die Anzahl der Geflügelbetriebe von 2013 zu 2016 leicht zu und lag 2020 minimal unter dem Wert von 2016. In der ASE ging die Zahl der Betriebe von 2013 zu 2016 zurück und stieg 2020 an, lag aber unter dem Wert von 2013. Die Anzahl Geflügel ist in den ASE-Daten höher als im InVeKoS. Für Geflügel zeigen die InVeKoS-Daten eine kontinuierliche Zunahme von 2013 bis 2020, während die ASE-Daten von 2013 bis 2020 einen Rückgang wiedergeben (vgl. Kapitel 2.6.5, Bundesländer BB, HE, NI, NW, RP).

Anders als bei den spezialisierten Milchvieh- und Schweinebetrieben nahm die Zahl der spezialisierten Geflügelbetriebe von 2013 zu 2021 um 16,1 % zu (Abbildung 53). Bei den nicht-spezialisierten Betrieben gab es von 2013 zu 2021 einen Anstieg von 7,7 %, wobei die Zahl der spezialisierten Betriebe weit unter der der nicht-spezialisierten lag.

Die Zahl des Geflügels in den spezialisierten Betrieben stieg vor allem nach 2017 an; von 2017 zu 2021 war es ein Anstieg um 17,9 %, von 2013 zu 2021 um 21,1 %. Bei den nicht-spezialisierten Geflügelbetrieben nahm der Geflügelbestand von 2013 zu 2021 um 21,6 % zu (Abbildung 53).

Abbildung 53: Anzahl Betriebe und Geflügel: spezialisierte und nicht-spezialisierte Geflügelbetriebe

Anzahl der Betriebe: angegeben in 1/100; Anzahl Tiere: angegeben in 1/100.000.



Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von InVeKoS-Daten

Bei allen Betrieben, die Geflügel hielten, kam es von 2015 zu 2016 zu einem Anstieg der Anzahl des Geflügels je Betrieb, der ab 2018 stärker wurde. Der Median blieb dabei zwischen 2013 und 2021 unverändert bei 20; der Mittelwert stieg um 12,5 % auf 2.979 (Abbildung 54 oben). Diesen Anstieg gab es nicht bei den spezialisierten Geflügelbetrieben; hier waren die Geflügelzahlen zwischen 2015 und 2018 tendenziell am höchsten (Abbildung 54 unten). Für beide Gruppen war ein Anstieg der Tiere je Betrieb von 2017 zu 2018 zu beobachten. Da es einige Betriebe mit sehr viel Geflügel gab, lagen die Mittelwerte aller geflügelhaltenden Betriebe zwischen rund 2.600 (2013–2015) und 3.000 (2019–2021) Tieren je Betrieb, wobei der Median lediglich 20 betrug (daher konnten die Mittelwerte in der Abbildung nicht dargestellt werden). Diese Werte liegen nahe bei denen der am Anfang dieses Unterkapitels gezeigten ASE-Werte, die einen Anstieg der

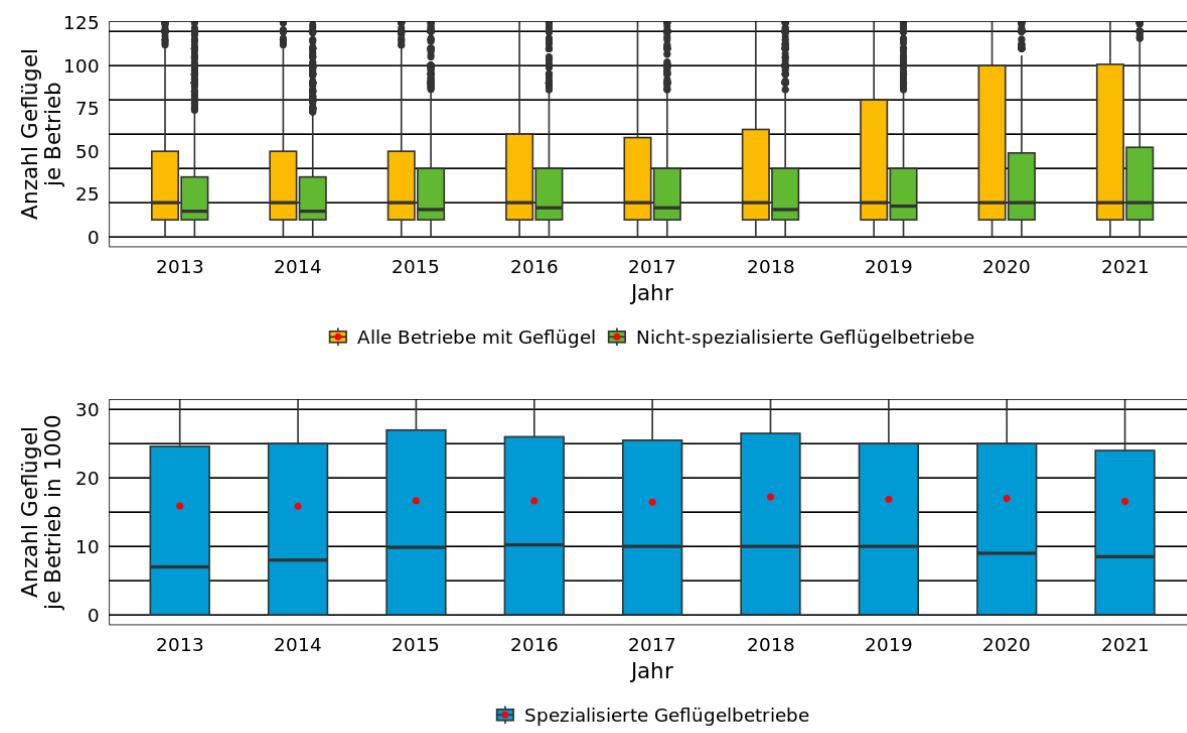
Anzahl des Geflügels je Betrieb von 1.902 (2010) auf 2.620 (2013) auf 3.001 (2020) wiedergeben.

Bei den spezialisierten Geflügelbetrieben war diese Verteilung der Tiere je Betrieb weitaus weniger gestreut; von 2013 zu 2021 veränderte sich der Mittelwert von 15.900 auf 16.600 (Maximum 2018: 17.200) und der Median von 7.000 auf 8.500 Tiere je Betrieb (Maximum 2016: 10.200). Innerhalb der nicht-spezialisierten Geflügelbetriebe stieg der Median von 15 auf 20; der Mittelwert von 748 auf 853 an (Maximum 2019: 904).

Abbildung 54: Geflügel je Betrieb: alle Betriebe mit Geflügel, nicht-spezialisierte Geflügelbetriebe und spezialisierte Geflügelbetriebe

Bei allen Betrieben mit Geflügel sowie nicht-spezialisierten Geflügelbetrieben (obere Abbildung) sind die Mittelwerte nicht dargestellt, da diese weit über dem 90. Perzentil lagen; bei allen Betrieben zwischen 2.590 und 3.018, bei nicht-spezialisierten Geflügelbetrieben zwischen 748 und 904.

Roter Punkt: Mittelwert.



Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von InVeKoS-Daten

3.5.2 Entwicklung der räumlichen Konzentration

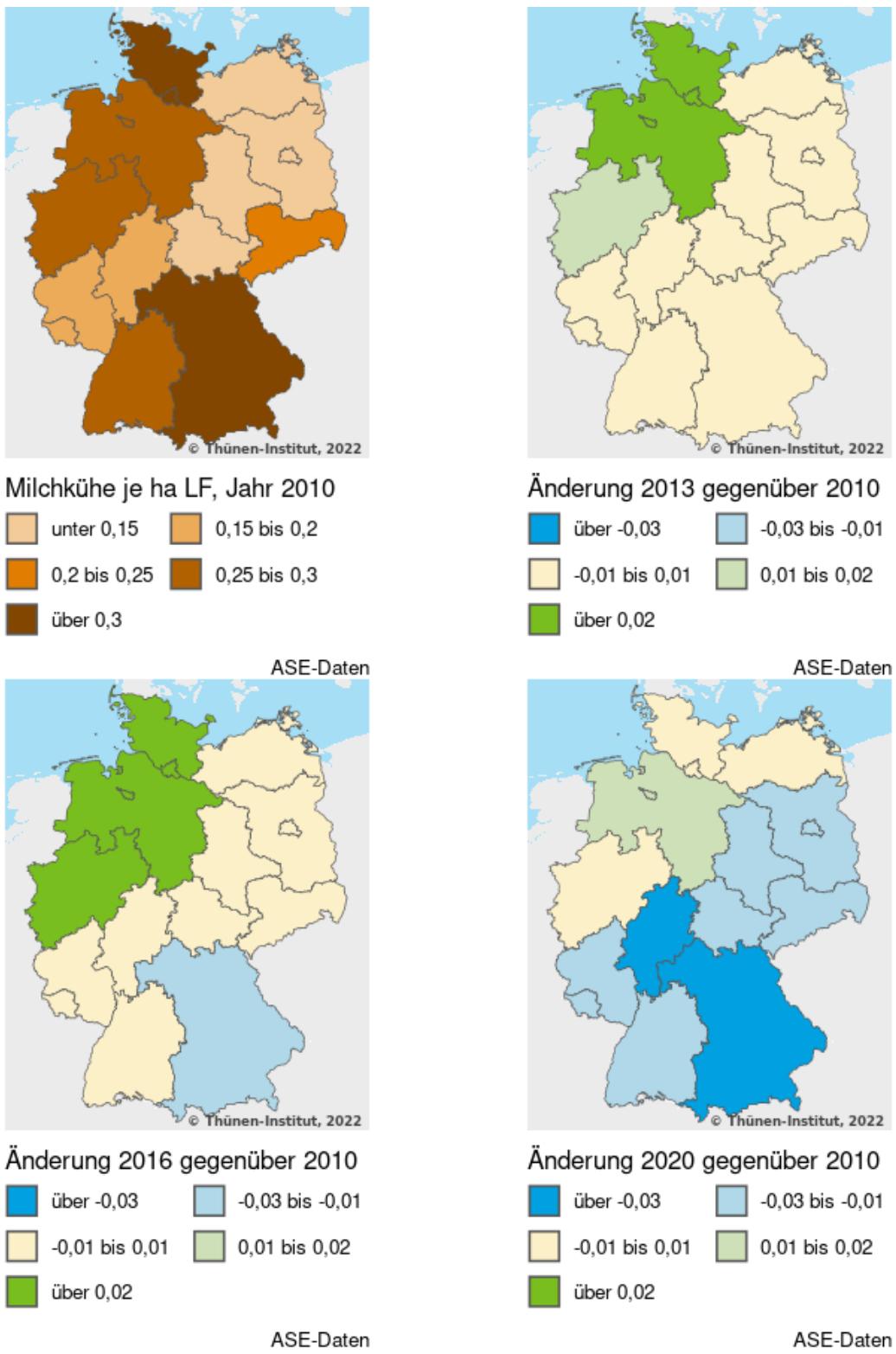
In Deutschland blieb die Anzahl der Milchkühe je Hektar LF relativ konstant. In den Jahren 2010 und 2013 betrug sie 0,25, 2016 0,26 und 2020 0,24 Milchkühe je Hektar LF.

Regional betrachtet ergeben sich starke Unterschiede hinsichtlich des Milchviehbestands je Hektar LF (Abbildung 55). Die höchsten Dichten gab es 2010 in den Bundesländern Schleswig-Holstein und Bayern zu beobachten. Hohe Dichten von 0,25 bis 0,3 Milchkühe je Hektar LF kamen in Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg vor. In Mittel- und Ostdeutschland waren die Dichten geringer.

2013 gab es gegenüber 2010 zumeist keine wesentliche Veränderung. Eine leichte Zunahme des Milchviehbestands je Hektar LF war in Nordrhein-Westfalen zu beobachten, eine etwas ausgeprägtere in Niedersachsen und Schleswig-Holstein. Dies traf 2016 auch auf Nordrhein-

Westfalen zu, während es in Bayern zu einem leichten Rückgang kam. 2020 gab es gegenüber 2010 lediglich in Niedersachsen eine leichte Zunahme zu sehen. In den anderen Bundesländern Hessen und Bayern gab es stärkere Rückgänge. Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Nordrhein-Westfalen zeigten keine Veränderung. In den übrigen Bundesländern gab es einen leichten Rückgang (Abbildung 55).

Abbildung 55: Entwicklung der Milchviehdichte je Hektar LF auf Bundeslandebene



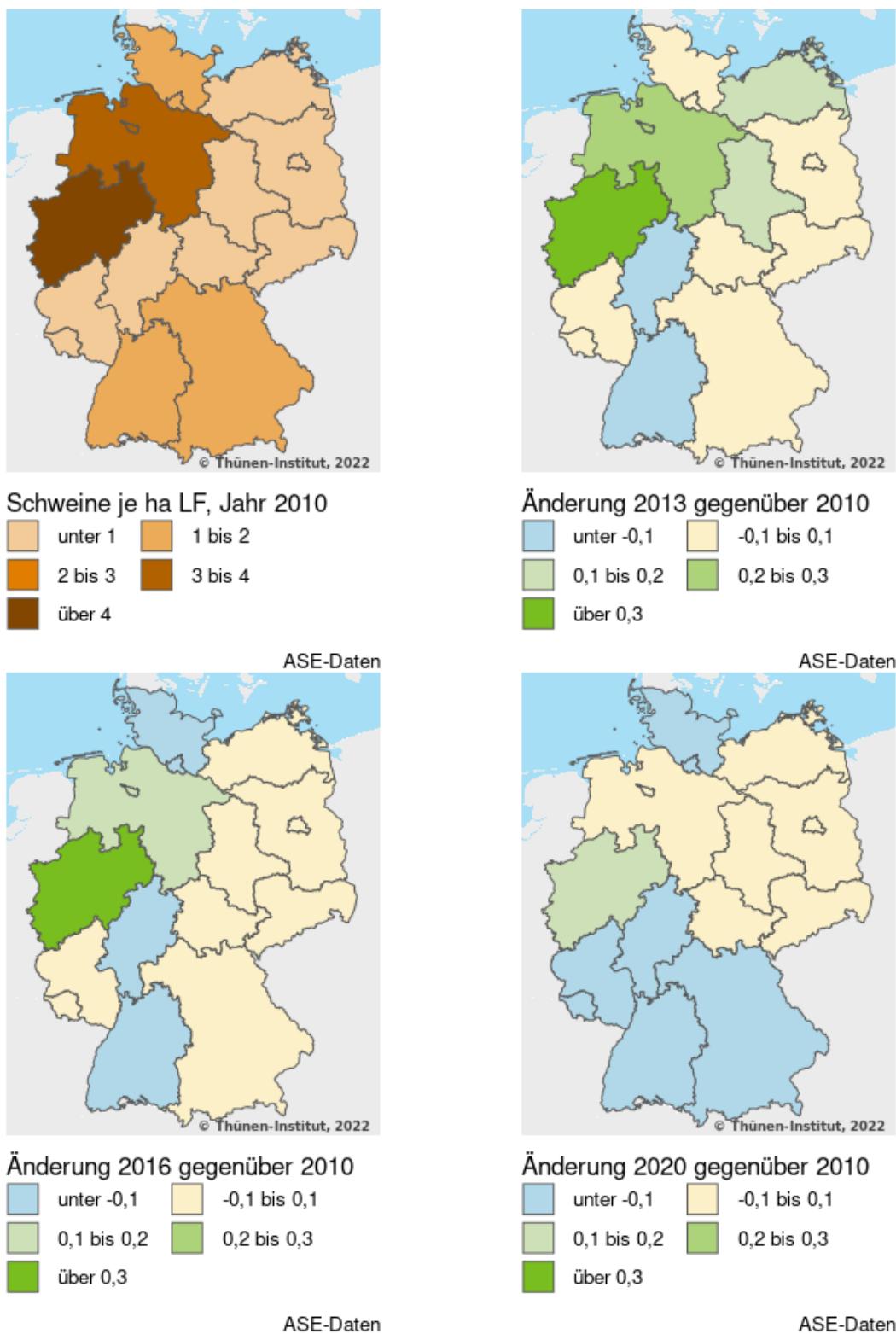
Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Die Anzahl der Schweine je ha LF ging in Deutschland von ungefähr 1,7 in den Jahren 2010, 2013 und 2016 auf 1,6 in 2020 leicht zurück.

2010 gab es in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen die höchsten Bestände. In diesen beiden Bundesländern kam es 2013 gegenüber 2010 zu einem Anstieg, wobei die Dichte und der Anstieg in Nordrhein-Westfalen stärker ausgeprägt waren (Abbildung 56).

2020 war die Schweinedichte gegenüber 2010 nur in Nordrhein-Westfalen leicht gestiegen. In Niedersachsen sowie im Osten gab es gegenüber 2010 keine Veränderung. In den übrigen Bundesländern gab es einen Rückgang (Abbildung 56).

Abbildung 56: Entwicklung der Schweinedichte je Hektar LF auf Bundeslandebene



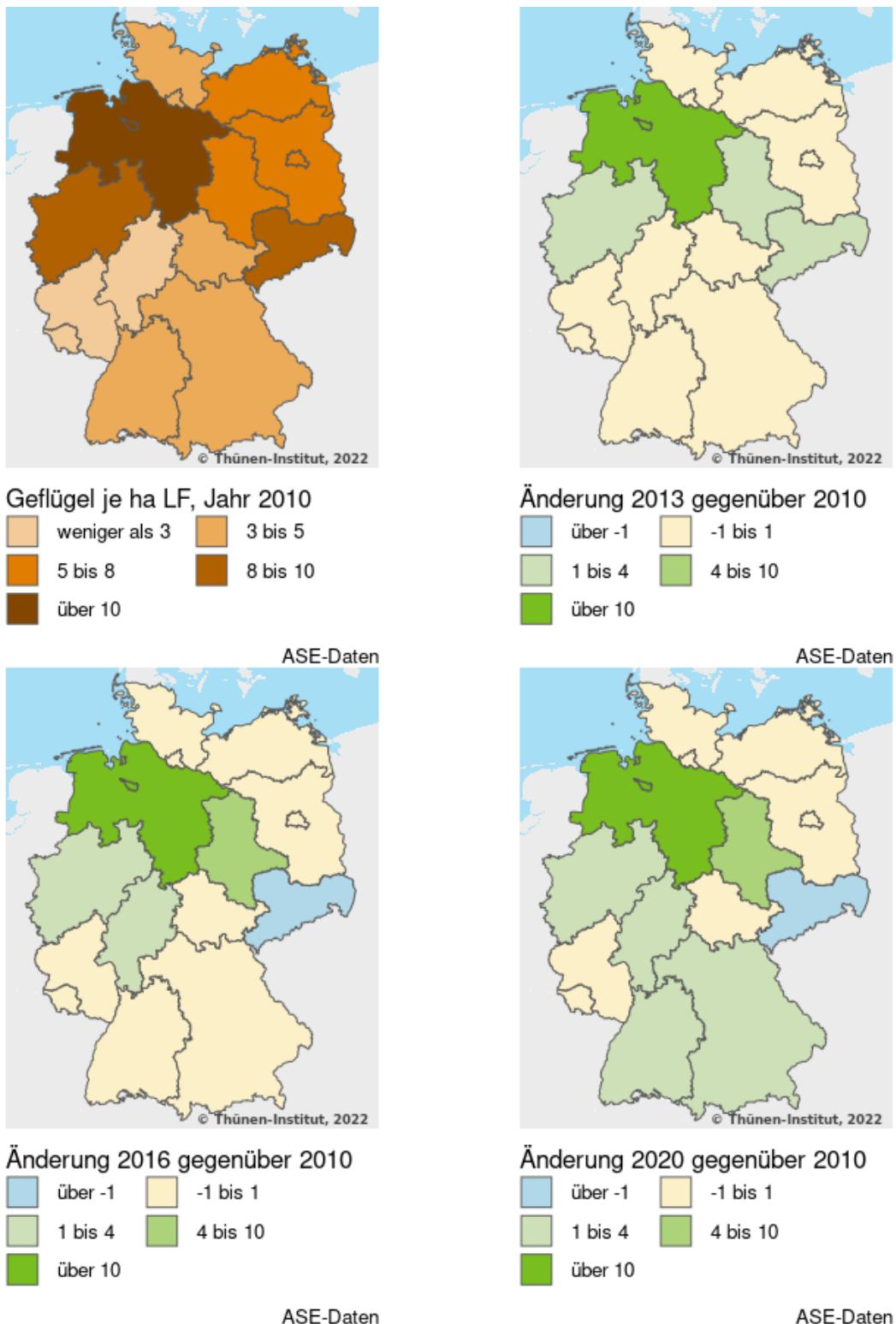
Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Während es in Deutschland 2010 7,7 Geflügel je ha LF gab, waren es 2013 10,6 und 2016 sowie 2020 10,4.

Im Jahr 2010 war die Geflügeldichte, bezogen auf die LF, in Niedersachsen am höchsten. Auch in Nordrhein-Westfalen sowie Sachsen war sie besonders hoch (Abbildung 57).

2013 kam es gegenüber 2010 in Niedersachsen zu einem starken Anstieg der Geflügeldichte. Leichte Anstiege gab es in Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt und Sachsen. 2020 war die Geflügeldichte gegenüber 2010 in Niedersachsen höher und in geringerer Ausprägung auch in Sachsen-Anhalt. Leichte Anstiege gab es in Bayern, Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen sowie Hessen. In Thüringen gab es einen leichten Rückgang (Abbildung 57).

Abbildung 57: Entwicklung der Geflügeldichte je Hektar LF auf Bundeslandebene

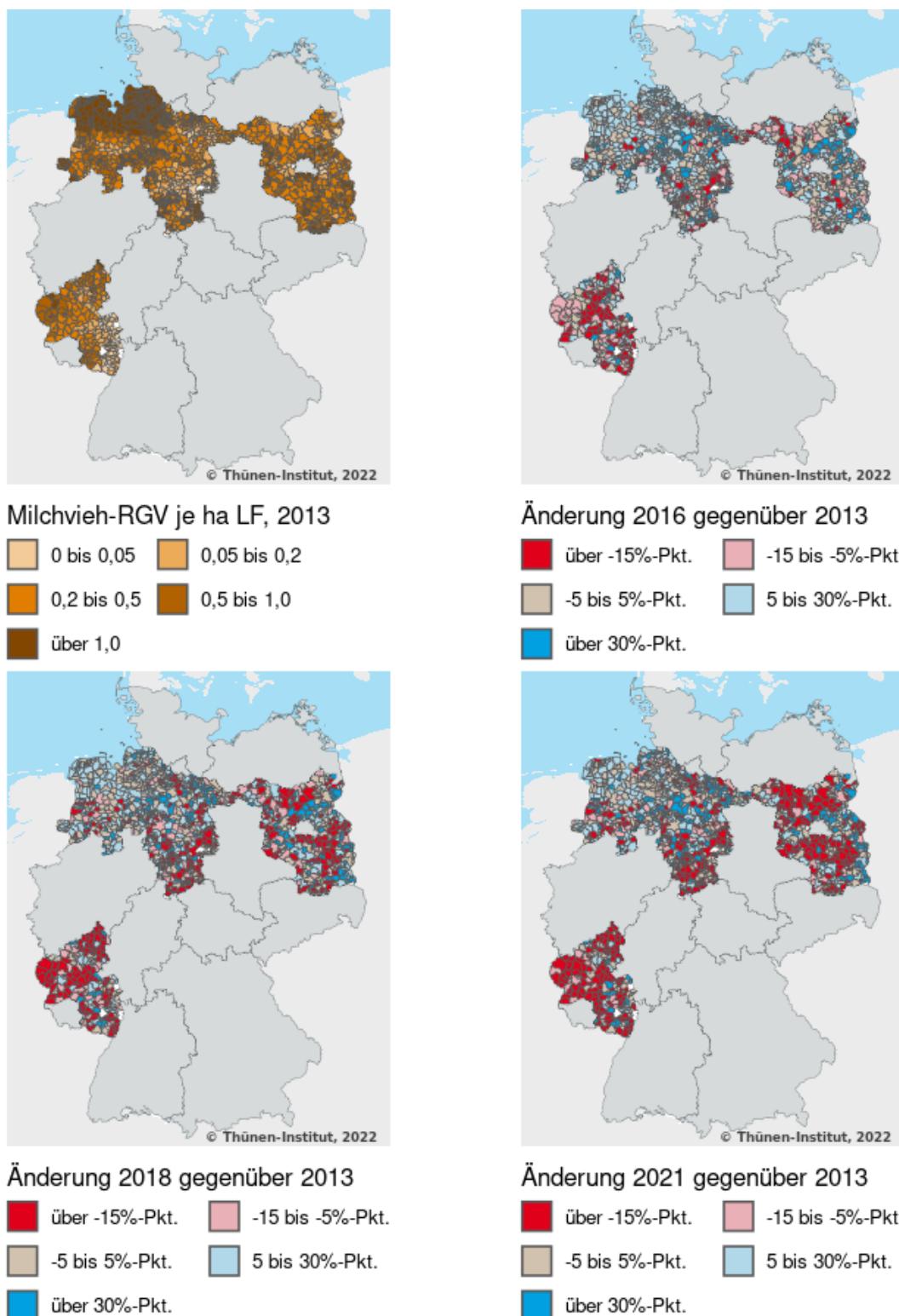


Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Die Auswertungen anhand der InVeKoS-Daten auf Gemeindeebene können erst ab 2013 dargestellt werden. Da Milchvieh in den InVeKoS-Daten aus Hessen und Nordrhein-Westfalen nicht von anderen Rindern unterscheidbar sind, konnte hier keine Auswertung erfolgen.

Die höchsten Dichten waren in Nordwestniedersachsen zu finden mit über 1,0 RGV/ha LF; hier gibt es eine Ballungsregion (Abbildung 58). Weitere Gemeinden mit hohen Dichten sind verstreut zu finden. 2016 gab es gegenüber 2013 in Nordwestniedersachsen überwiegend leichte Zunahmen. In weiten Teilen in Rheinland-Pfalz nahm die Milchviehdichte hingegen ab. 2018 war in allen betrachteten Regionen eine stärkere Abnahme gegenüber 2013 zu beobachten. Ausgenommen hiervon war v. a. Nordwestniedersachsen. In Brandenburg gab es zahlreiche Regionen mit einer Zu- oder Abnahme. Im Jahr 2021 gab es in weiteren Teilen Brandenburgs Abnahmen zu sehen.

Abbildung 58: Entwicklung des Milchviehbestands je Hektar LF auf Gemeindeebene

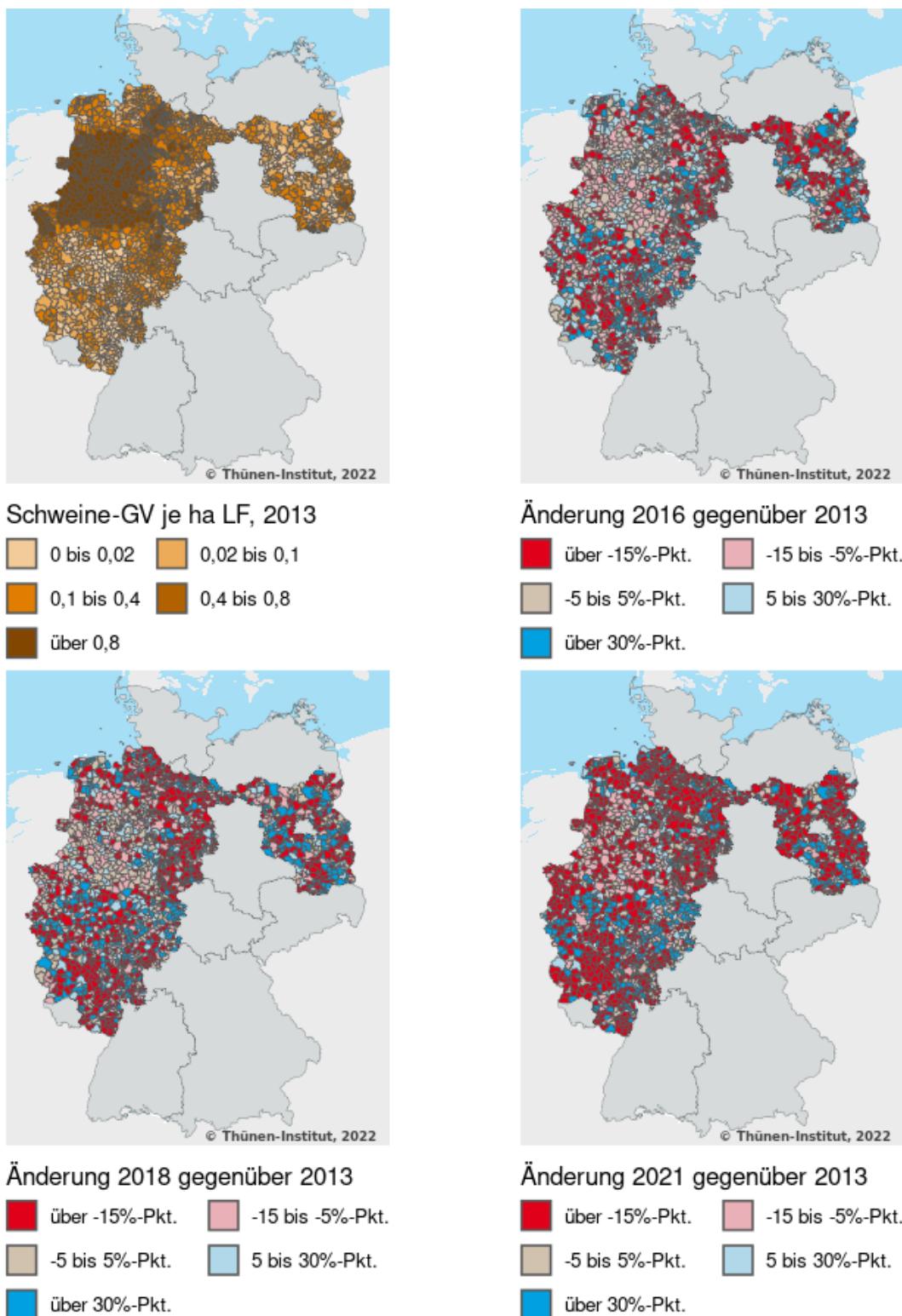


Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Die Schweinedichte war 2013 im Norden Nordrhein-Westfalens und im Südwesten Niedersachsens mit über 0,8GV je ha LF am höchsten (Abbildung 59). In weiten Teilen Brandenburgs, der Rheinland-Pfalz sowie im Süden Nordrhein-Westfalens gab es geringe bis

mittlere Dichten zu beobachten. In den Folgejahren kam es überwiegend zu Rückgängen, die sich von 2016 zu 2018 zu 2021 steigerten. Regionen mit einer Zunahme waren die Minderheit.

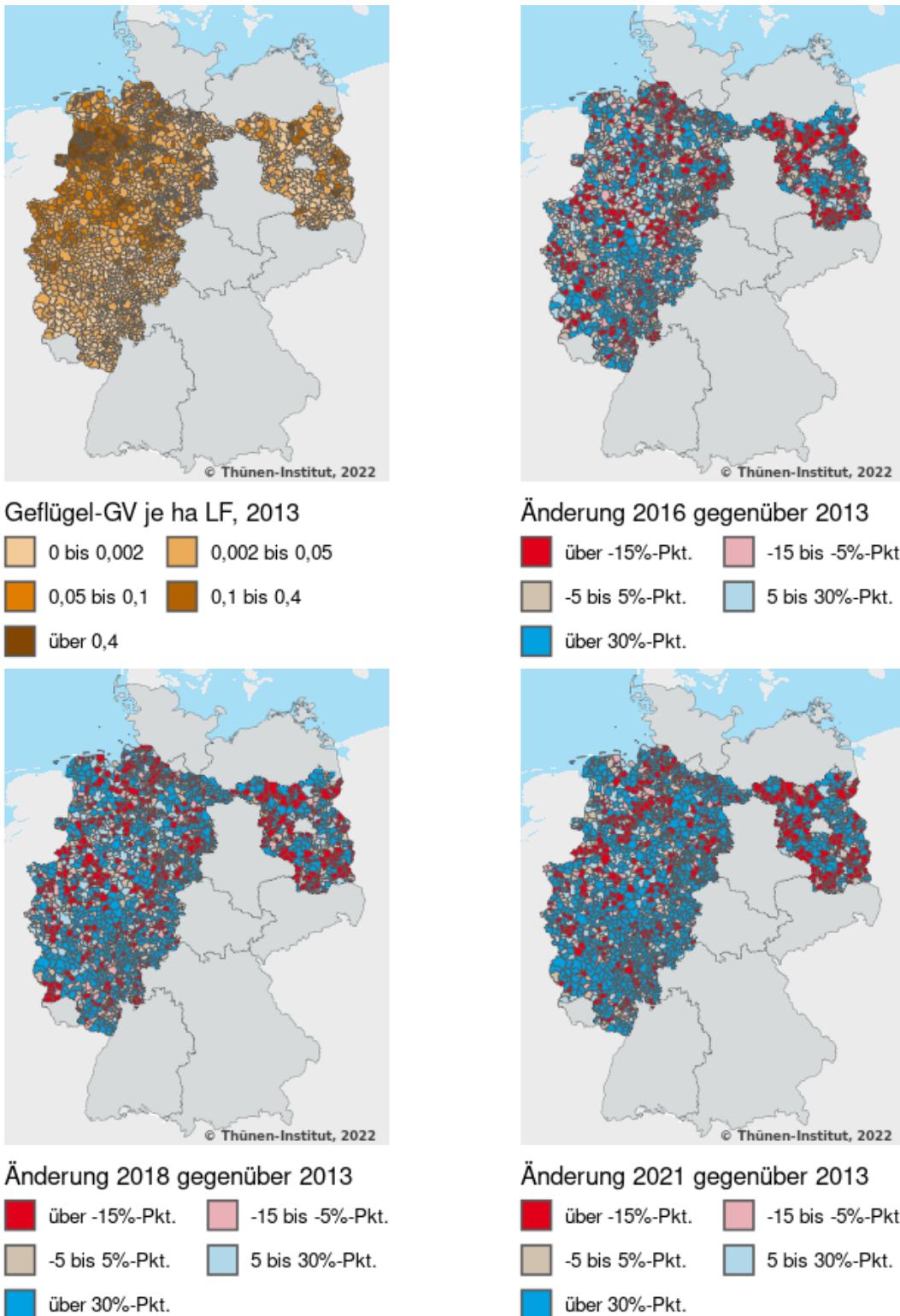
Abbildung 59: Entwicklung des Schweinebestands je Hektar LF auf Gemeindeebene



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Die Geflügeldichte je ha LF war 2013 in der Region Emsland-Vechta am höchsten und auch in den umliegenden Gemeinden höher als in den meisten übrigen Regionen (Abbildung 60). 2021 war gegenüber 2013 in den meisten Gemeinden eine starke Zunahme der Geflügeldichte von über 30 % zu erkennen. Es gab aber auch Gemeinden mit starken Rückgängen.

Abbildung 60: Entwicklung des Geflügelbestands je Hektar LF auf Gemeindeebene



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

3.5.3 Außenwirtschaft der Viehbetriebe

Im Folgenden wird untersucht, ob es Unterschiede in der Außenwirtschaft der spezialisierten Milchvieh-, Schweine- und Geflügelbetriebe gab. Dies wurde im Hinblick auf den Umfang des Ackerlands, Dauergrünlands und der Dauerkulturen je Betrieb und betriebswirtschaftlicher Ausrichtung ausgewertet. Da HE und NW wegen fehlender, geeigneter Datenbestände nicht bei den Milchviehbetrieben berücksichtigt werden konnten (die InVeKoS-Daten enthalten in den Bundesländern die Angabe „Rinder“ und können nicht weiter differenziert werden, vgl. Kapitel 2.6.5), sind diese Bundesländer in dieser Auswertung auch nicht für die anderen betriebswirtschaftlichen Ausrichtungen ausgewertet worden.

Den deutlichsten Flächenunterschied gab es bei den drei betrachteten Betriebsausrichtungen beim Dauergrünland (Abbildung 61). Während die spezialisierten Milchviehbetriebe im Median 38,7 ha bis 46,1 ha DGL hatten, waren es bei den Schweine- und Geflügelbetrieben deutlich unter 1 ha (Geflügel max. 0,8 ha; Schweine max. 0,3 ha). Der DGL-Umfang der spezialisierten Milchviehbetriebe ist zwischen 2013 und 2021 angestiegen; dies passt zu dem Anstieg der Milchkühe je Betrieb, der in Abbildung 45 dargestellt ist.

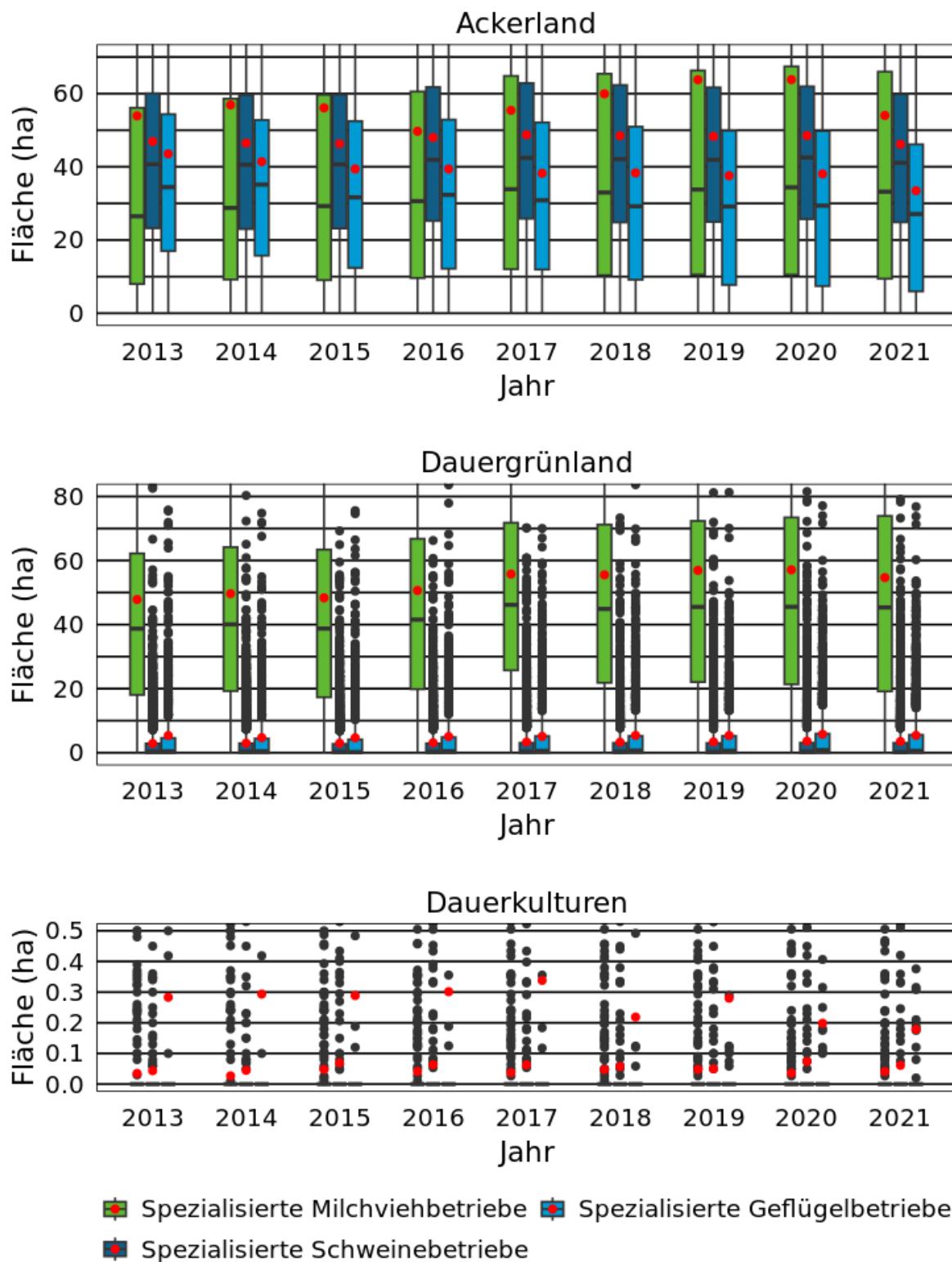
Hinsichtlich des Ackerlandumfangs lagen die drei Betriebsausrichtungen deutlich näher beieinander. Im Median hatten hier die spezialisierten Schweinebetriebe die höchsten Werte, im Mittel die spezialisierten Milchviehbetriebe. Das Ackerland zeigte bei spezialisierten Milchviehbetrieben (Median: 2013: 26,5 ha, 2021: 33,2 ha) und spezialisierten Schweinebetrieben (Median: 2013: 40,7 ha, 2021: 41,1 ha) einen Anstieg, während es bei den spezialisierten Geflügelbetrieben (Median: 2013: 34,4 ha, 2021: 27,1 ha) zurückging.

Bei den Dauerkulturen (DK) fällt auf, dass die Mittelwerte oft über dem 75 %-Perzentil lagen, es also einige wenige Betriebe mit sehr hohen DK-Umfängen gab. Die meisten Dauerkulturfläche wurde von NaWaRo-Kulturen (KUPs, Miscanthus, Silphium) belegt (40 %), gefolgt von Rebflächen (37 %) und Spargel (16 %). Insgesamt hatten die meisten Betriebe keine Dauerkulturen. Der Median lag bei allen drei Betriebsausrichtungen bei 0 ha. Die höchsten Mittelwerte hatten die Geflügelbetriebe. Allerdings waren diese mit Werten zwischen 0,2 ha und 0,3 ha niedrig (Abbildung 61).

Abbildung 61: Außenwirtschaft je Betrieb und betriebswirtschaftlicher Ausrichtung

Auch Betriebe ohne Fläche in der jeweiligen landwirtschaftlichen Ausrichtung wurden berücksichtigt.

Roter Punkt: Mittelwert.



Bundesländer: BB, NI, RP

Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von InVeKoS-Daten

3.5.4 Zusammenfassung

Deutschlandweit ging die Anzahl der Milchviehbetriebe von 2010 zu 2020 um -39,5 % zurück: Die Anzahl der Milchkühe stieg 2013 und 2016 leicht an, ging 2020 aber unter den Wert von 2010 zurück (-5,5 %, ASE-Daten). Die durchschnittliche Zahl der Tiere je Betrieb stieg von 46,4 auf 72,4.

Die Auswertungen der InVeKoS-Daten waren für Brandenburg, Niedersachsen und Rheinland-Pfalz möglich. Während die Anzahl der spezialisierten Milchviehbetriebe im Betrachtungszeitraum 2013 bis 2021 um -15,9 % zurückging, war dies bei den nicht-spezialisierten mit -55,3 % wesentlich stärker der Fall. Die Zahl der Milchkühe der spezialisierten Betriebe nahm um 16,2 % gegenüber 2010 zu, die der nicht-spezialisierten hingegen ging um -48,7 % zurück. Die Anzahl der Milchkühe je Betrieb stieg in beiden Gruppen tendenziell an, insbesondere bei den spezialisierten Milchviehbetrieben. Der Milchviehbesatz je Hektar HFF war bei den spezialisierten Milchviehbetrieben erwartungsgemäß größer als bei den nicht-spezialisierten.

Die Anzahl der Schweinebetriebe ging in Deutschland von 2010 bis 2020 um -47,0 % zurück (ASE-Daten). Die Anzahl der Schweine stieg 2013 und 2016 leicht an, ging 2020 aber um -4,6 % unter den Wert von 2010 zurück. Dementsprechend ist die Zahl der Schweine je Betrieb im Mittel von 459 (2010) auf 826 (2020) stark angestiegen.

Anhand der InVeKoS-Daten der Bundesländer Brandenburg, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz von 2013 zu 2021 ging die Zahl der spezialisierten Schweinebetriebe um -32,5 % zurück, die der nicht-spezialisierten Schweinebetriebe um -33,9 %. Gegenüber 2013 nahm der Schweinebestand bis 2021 bei den spezialisierten Schweinebetrieben um -21,2 % und bei den nicht-spezialisierten Schweinebetrieben um -8,4 % ab. Die Anzahl der Schweine je Betrieb stieg für die spezialisierten Schweinebetriebe um 16,8 %, für die nicht-spezialisierten Betriebe um 38,6 %.

Während die Anzahl der Geflügelbetriebe in Deutschland von 2010 bis 2020 um -44,9 % zurückging, stieg die Zahl des Geflügels nach 2010 sprunghaft an und war 2020 um 34,3 % gestiegen (ASE-Daten). Die Anzahl des Geflügels je Betrieb stieg von 2010 auf 2020 um 57,8 %.

In den betrachteten InVeKoS-Bundesländern nahm die Zahl der spezialisierten Geflügelbetriebe von 2013 zu 2021 um 16,1 % zu, die der nicht-spezialisierten Betriebe um 7,0 %, wobei die Zahl der spezialisierten Betriebe weit unter der der nicht-spezialisierten lag. Die Zahl des Geflügels in den spezialisierten Betrieben stieg vor allem nach 2017 an; von 2017 zu 2021 war es ein Anstieg um 17,9 %, von 2013 zu 2021 um 21,1 %. Bei den nicht-spezialisierten Geflügelbetrieben nahm der Geflügelbestand von 2013 zu 2021 um 24,7 % zu. Die spezialisierten Geflügelbetriebe hatten wesentlich höhere Tierzahlen je Betrieb als die nicht-spezialisierten: Während es bei den spezialisierten 2021 im Median 8.500 Tiere waren, waren es bei den nicht-spezialisierten 20. Spezialisierte Geflügelbetriebe hatten im Mittel bis zu 17.200 Geflügel (2018).

Die Dichte der Milchvieh-GV je ha LF war in Nordwestniedersachsen am höchsten und verzeichnete auch dort den größten Zuwachs in den Jahren von 2013 bis 2021 von 5 % bis 30 %. In den meisten übrigen Regionen gab es 2021 gegenüber 2013 Abnahmen von über 15 % zu sehen.

Die Schweinedichte war 2013 im Norden Nordrhein-Westfalens und Südwesten Niedersachsens mit über 0,8 GV je ha LF am höchsten. In den Jahren bis 2021 gab es überwiegend Abnahmen zu beobachten.

Die Geflügeldichte je ha LF war 2013 in der Region Emsland-Vechta am höchsten und auch in den umliegenden Gemeinden höher als in den meisten übrigen Regionen. 2021 war gegenüber

2013 in den meisten Gemeinden eine starke Zunahme der Geflügeldichte von über 30 % zu erkennen. Demgegenüber stehen Gemeinden mit einem starken Rückgang.

Wie erwartet, war die Dauergrünlandfläche je Betrieb bei den spezialisierten Milchviehbetrieben deutlich am größten. Das DGL je Milchviehbetrieb stieg über die Jahre leicht an; dies passt zu dem Anstieg der Milchkühe je Betrieb. Hinsichtlich des Ackerlandumfangs lagen die drei Betriebsausrichtungen deutlich näher beieinander, wobei die spezialisierten Geflügelbetriebe den geringsten Flächenumfang hatten. Das Ackerland je Betrieb zeigte bei spezialisierten Milchviehbetrieben (und spezialisierten Schweinebetrieben) einen Anstieg, während es bei den spezialisierten Geflügelbetrieben zurückging. Der Umfang an Dauerkulturen war bei allen drei Betriebsausrichtungen gering.

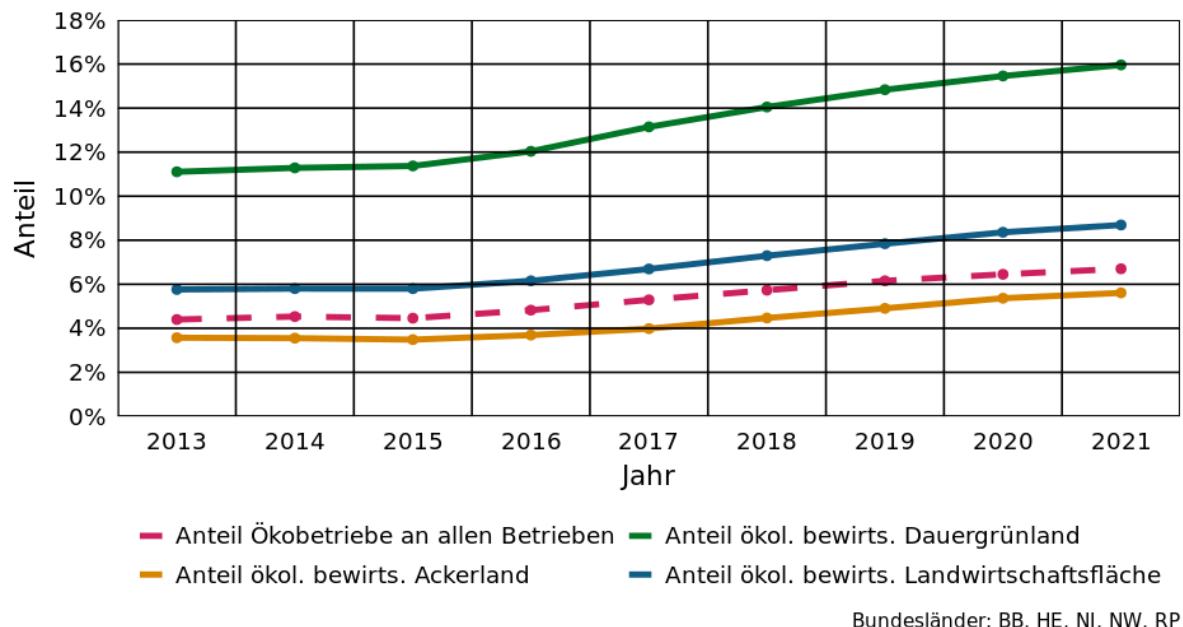
3.6 Entwicklung des ökologischen Landbaus

3.6.1 Entwicklung der Anzahl der Betriebe und der von ihnen bewirtschafteten Fläche

Der Anteil der Ökobetriebe und die von ihnen bewirtschaftete Fläche sind im Zeitraum von 2013 bis 2021 gestiegen (Abbildung 62). Während 2013 4,4 % der im InVeKoS gemeldeten Betriebe Ökobetriebe waren, stieg der Anteil auf 6,7 % im Jahr 2021 an. Zum Vergleich: In Deutschland waren 2013 8,2 % aller Betriebe Ökobetriebe; 2021 waren es 14,0 % (BLE, 2024), also mehr als in den hier betrachteten InVeKoS-Bundesländern BB, HE, NI, NW und RP. Dies liegt daran, dass in NI und NW vergleichsweise wenig Ökobetriebe bestehen.

Ökobetriebe bewirtschaften insbesondere Dauergrünland, wobei der ökologisch bewirtschaftete Grünlandanteil am Dauergrünland insgesamt von 11,1 % (2013) auf 16,0 % (2021) zunahm. Auch die ökologisch bewirtschafteten Anteile des Ackerlands nahmen von 3,6 % (2013) auf 5,6 % (2021) zu. Insgesamt zeigen alle Kurven in Abbildung 62 ab 2015 einen steigenden Anteil bei den ökologisch bewirtschafteten Flächen. Deutschlandweit lag der Anteil der ökologisch bewirtschafteten Fläche an der LF 2013 bei 6,3 % und 2021 bei 10,9 % (BLE, 2024). In den betrachteten InVeKoS-Bundesländern 2013 5,8 % und 2021 8,7 %; also etwas weniger als in ganz Deutschland.

Abbildung 62: Entwicklung des Ökolandbaus: Anteil der Ökobetriebe an allen Betrieben, landwirtschaftlich genutzte Fläche, Acker- und Dauergrünlandfläche an der jeweiligen Gesamtfläche

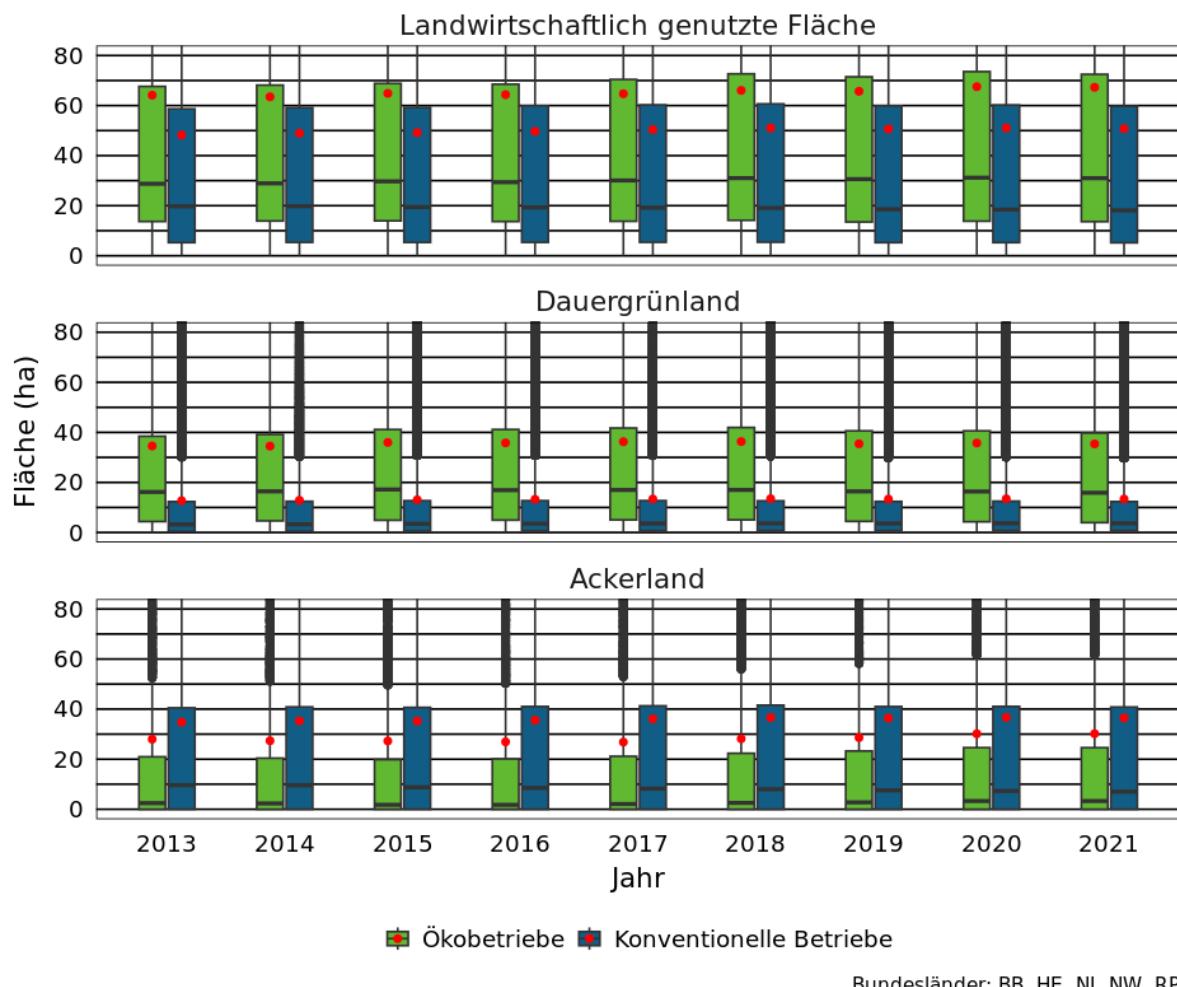


Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von InVeKoS-Daten

Während sich der Anteil der Ökobetriebe erhöht hat (vgl. Abbildung 62), hat sich die Entwicklung der Größe der einzelnen Betriebe im Hinblick auf die von ihnen landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF), ihr Ackerland (AL) und Dauergrünland (DGL) zwischen 2013 und 2021 nicht oder nur marginal verändert (Abbildung 63). Die LF der einzelnen Ökobetriebe war höher als die der konventionellen Betriebe. Auch haben die einzelnen Ökobetriebe wesentlich mehr DGL als die konventionellen. Beim AL verhält es sich anders herum; hier haben die konventionellen Betriebe mehr Fläche je Betrieb, wenngleich der Unterschied schwächer ausgeprägt ist als beim DGL (Abbildung 63). Bei allen drei Grafen ist auffällig, dass die Mittelwerte sowohl für Öko- als auch konventionelle Betriebe weit über den Medianen liegen. Das bedeutet, dass es einige sehr große Betriebe gibt, während der Großteil der Betriebe über eine geringe Flächenausstattung verfügt.

Abbildung 63: Entwicklung der Größe der konventionellen und der Ökobetriebe

Roter Punkt: Mittelwert.

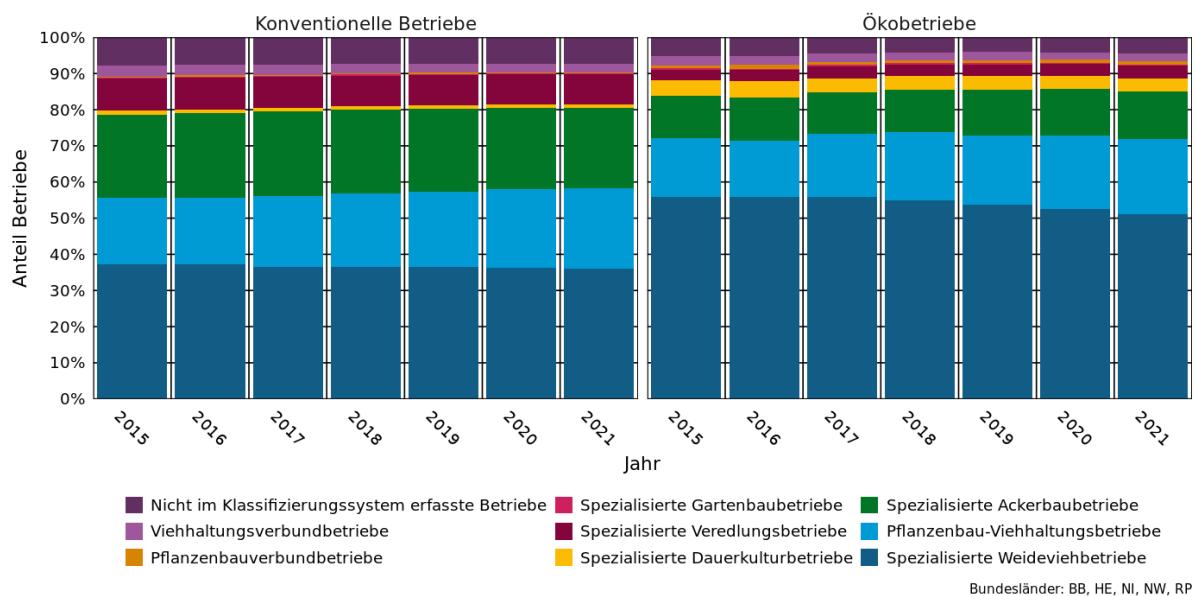


Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von InVeKoS-Daten

3.6.2 Betriebswirtschaftliche Ausrichtung und Anbaudiversifizierung

Ein Blick auf die Häufigkeiten der betriebswirtschaftlichen Ausrichtungen (BWA) zeigt, dass die Anteile der BWA an allen Betrieben innerhalb der Gruppe der Ökobetriebe und konventionellen Betriebe nicht gleich häufig sind (Abbildung 64). Zwar haben in beiden Gruppen die spezialisierten Weideviehbetriebe den größten Anteil, jedoch ist dieser mit im Mittel 54,3 % bei den Ökobetrieben höher als bei den konventionellen Betrieben (36,6 %). Die Anteile der Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe (20,2 % konventionelle Betriebe; 18,3 % Ökobetriebe), der spezialisierten Ackerbaubetriebe (22,9 % konventionelle Betriebe; 12,2 % Ökobetriebe) sowie der spezialisierten Veredlungsbetriebe (8,5 % konventionelle Betriebe; 3,3 % Ökobetriebe) sind bei den konventionellen Betrieben höher; der Anteil der spezialisierten Dauerkulturbetriebe ist hingegen bei den Ökobetrieben höher (1,0 % konventionelle Betriebe; 4,0 % Ökobetriebe). Der hohe Weideviehanteil bei den Ökobetrieben hängt mit der Kreislaufwirtschaft ökologisch wirtschaftender Betriebe zusammen, wo Produktion, Düngung und Fütterung ein geschlossenes System bilden.

Abbildung 64: Anteile der betriebswirtschaftlichen Ausrichtungen in konventionellen Betrieben und Ökobetrieben



Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von InVeKoS-Daten

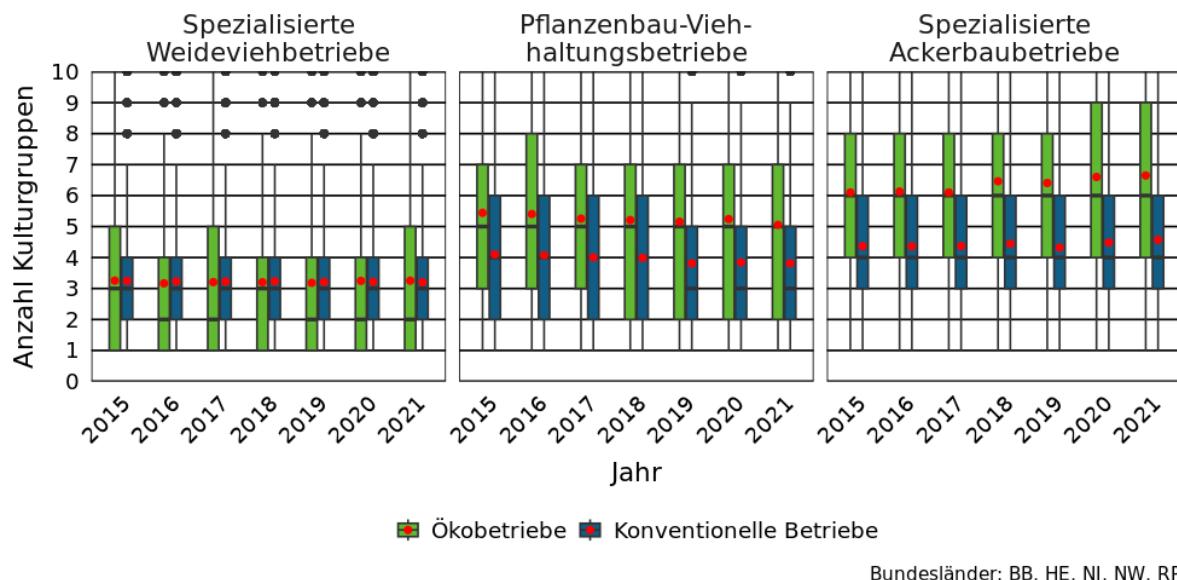
Aufgrund dieser unterschiedlichen BWA-Anteile eignet sich ein Vergleich der Kulturartendiversität ohne Berücksichtigung der BWA nur bedingt, da von den Regeln zur Anbaudiversität manche BWA stärker betroffen waren als andere (und Ökobetriebe per se vom Greening befreit waren). Deswegen wurde die Anbaudiversität der drei häufigsten BWA näher untersucht. Dabei wurde erwartungsgemäß festgestellt, dass bei den spezialisierten Weideviehbetrieben im Mittel der Jahre 2015 bis 2021 45,6 % der konventionellen Betriebe und 52,7 % der Ökobetriebe keine Anbaukulturen im Sinne des Greenings gemeldet hatten. Bei den Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben waren es 26,6 % bzw. 26,4 % (ohne Abbildung).

Abbildung 65 zeigt die Kulturartenzahlen der BWA spezialisierter Weideviehbetriebe, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe und spezialisierter Weideviehbetriebe, wobei die Betriebe ohne Anbaukulturen im Sinne des Greenings aus der Analyse ausgeschlossen wurden: Bei den spezialisierten Weideviehbetrieben war die Kulturartenzahl erwartungsgemäß am niedrigsten; der Median lag für die konventionellen Betriebe bei drei Kulturarten und für die Ökobetriebe ebenfalls bei drei Kulturarten in den Jahren 2015 und 2018, in den übrigen Jahren bei zwei Kulturarten. Weideviehbetriebe haben ihren Bewirtschaftungsschwerpunkt im Grünland und bauen auf Ackerland vorwiegend Ackergras und anderes Grünfutter an. Bei den Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben war die Anzahl der Kulturarten mit im Median vier (2015–2018) bzw. drei (2019–2021) bei den konventionellen und fünf bei den Ökobetrieben etwas höher. Die spezialisierten Ackerbaubetriebe hatten mit im Median vier bei den konventionellen und sechs Kulturarten bei den Ökobetrieben die höchsten Werte (Abbildung 65). Insgesamt war die Kulturartendiversität bei den Ökobetrieben etwas höher als bei den konventionellen Betrieben.

Abbildung 65: Anzahl der Kulturgruppen der spezialisierten Weideviehbetriebe, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe und spezialisierten Ackerbaubetriebe

Differenziert nach konventionellen und Ökobetrieben.

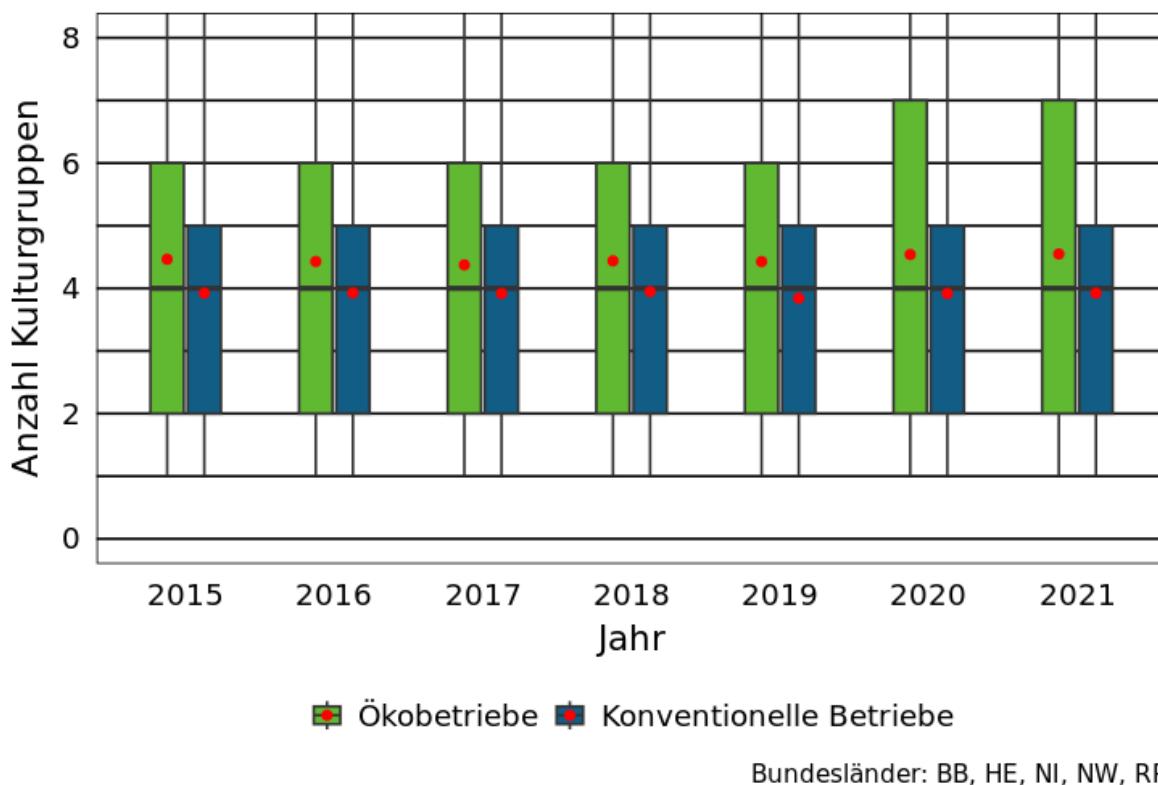
Roter Punkt: Mittelwert.



Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP

Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von InVeKoS-Daten

Ungeachtet der BWA wurden zwischen 2015 und 2021 in beiden Gruppen im Mittel vier Kulturen je Betrieb angebaut. Der Median sowie das 75. Perzentil lagen beim Ökolandbau jedoch über den Werten der konventionellen Betriebe und beide stiegen 2020 an (Abbildung 66). Dieser Vergleich hinkt zulasten der Ökobetriebe, da hier die Futterbaubetriebe, die tendenziell weniger Ackerkulturen haben als die Marktfruchtbaubetriebe, höhere Anteile als bei den konventionellen Betrieben haben (vgl. Abbildung 64, Abbildung 65).

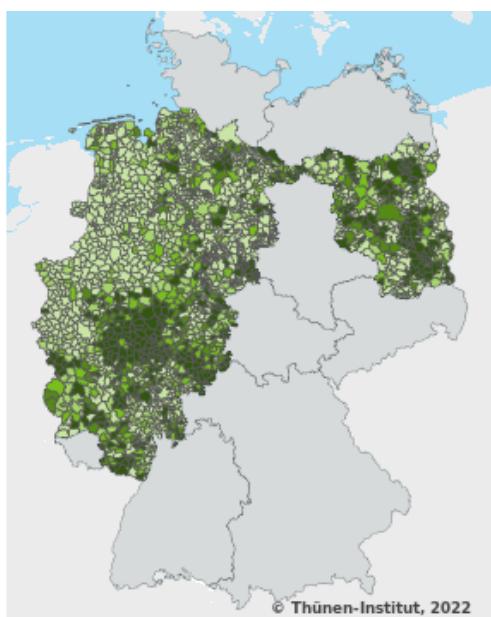
Abbildung 66: Vergleich der Anbaudiversität in Ökolandbau- und konventionellen Betrieben

Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von InVeKoS-Daten

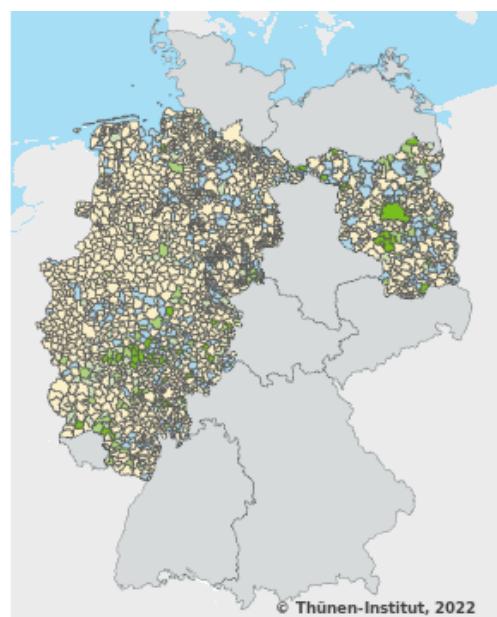
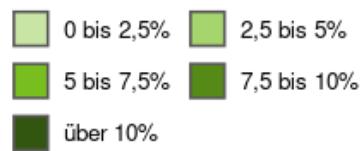
3.6.3 Entwicklung der räumlichen Konzentration

Abbildung 67 zeigt die Entwicklung des Ökolandbaus an der LF für die Jahre 2013 bis 2021. Höhere Anteile ökologisch bewirtschafteter Flächen von über 10 % der LF kamen 2013 vor allem in weiten Teilen Brandenburgs und Rheinland-Pfalz vor. Tendenziell hat der Ökolandbau in Regionen mit weniger ertragreichen Böden sowie in Mittelgebirgslagen höhere Anteile an der LF als in den übrigen Regionen. Zwischen 2015 und 2013 gab es nur wenig größere Veränderungen, während es zwischen 2018 und 2013 vor allem in den Regionen, wo bereits 2013 höhere Anteile der LF ökologisch bewirtschaftet wurden, zu einem Anstieg der ökologisch bewirtschafteten LF kam. Dieser Trend war 2021 gegenüber 2013 noch stärker zu beobachten (Abbildung 67).

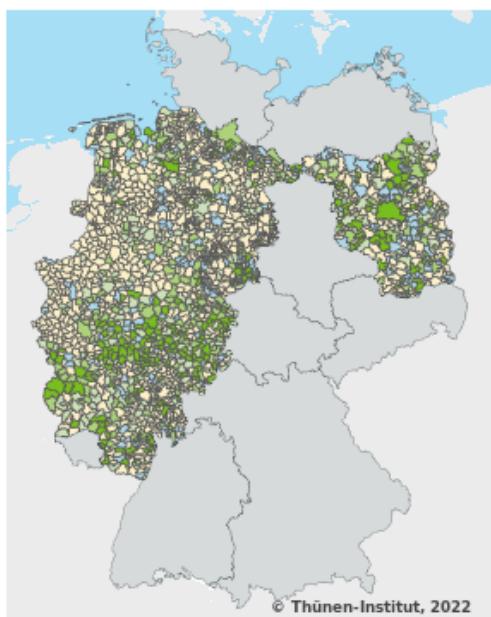
Abbildung 67: Entwicklung des Anteils des Ökolandbaus an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF)



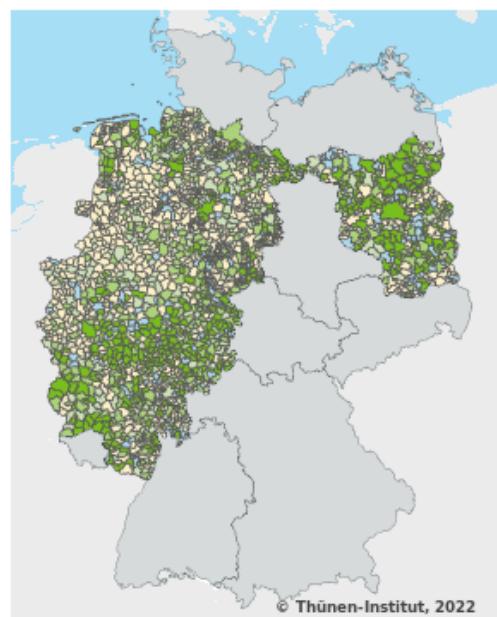
Anteil Ökolandbau an LF,
Jahr 2013



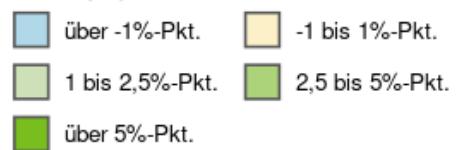
Änderung Ökolandbau an LF,
2015 gegenüber 2013



Änderung Ökolandbau an LF,
2018 gegenüber 2013



Änderung Ökolandbau an LF,
2021 gegenüber 2013

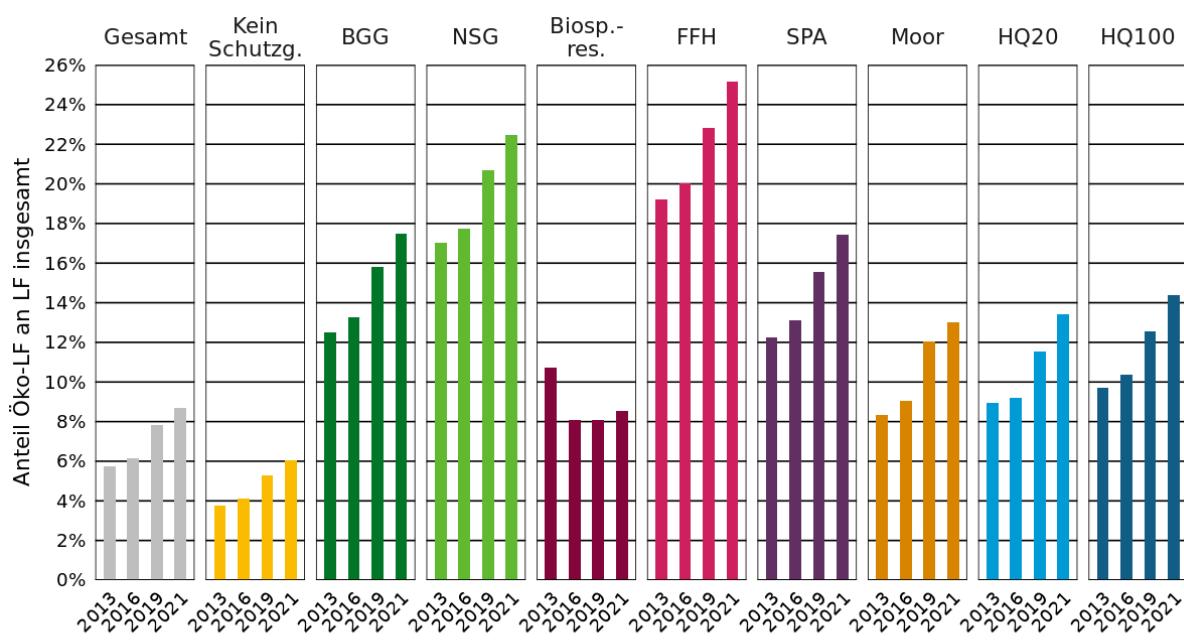


Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von InVeKoS-Daten

Der Anteil der von Ökobetrieben bewirtschafteten landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) an der LF insgesamt stieg von 5,8 % (2013) auf 8,7 % (2021) und war in allen Schutzkulissen überdurchschnittlich hoch (Abbildung 68). Die Betrachtung der LF der Ökobetriebe in den Kulissen zeigt, dass der Anteil an der LF vor allem in den FFH- und NSG-Gebieten überdurchschnittlich hoch war und anstieg. In den FFH-Gebieten stieg der Anteil von 19,2 % (2013) auf 25,2 % (2021), in den NSG-Gebieten von 17,0 % (2013) auf 22,5 % (2021). Auch in den Vogelschutzgebieten (SPA) war der Anteil mit 12,3 % (2013) bis 17,4 % (2021) hoch. Unterdurchschnittliche Anteile waren außerhalb der Schutzgebiete zu beobachten, wo der Anteil bei 3,8 % (2013) bis 6,0 % (2021) lag.

Dass der Ökolandbauanteil in den Schutzgebieten höher war als in der Normallandschaft, lässt sich zum einen mit Schutzgebietsauflagen begründen, die eher mit einer extensiven Bewirtschaftung vereinbar sind. Zum anderen befinden sich Schutzgebiete meistens außerhalb der intensiv genutzten Gunststandorte.

Abbildung 68: Entwicklung der von Ökobetrieben bewirtschafteten Fläche an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) in Kulissen



Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP

Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von InVeKoS-Daten

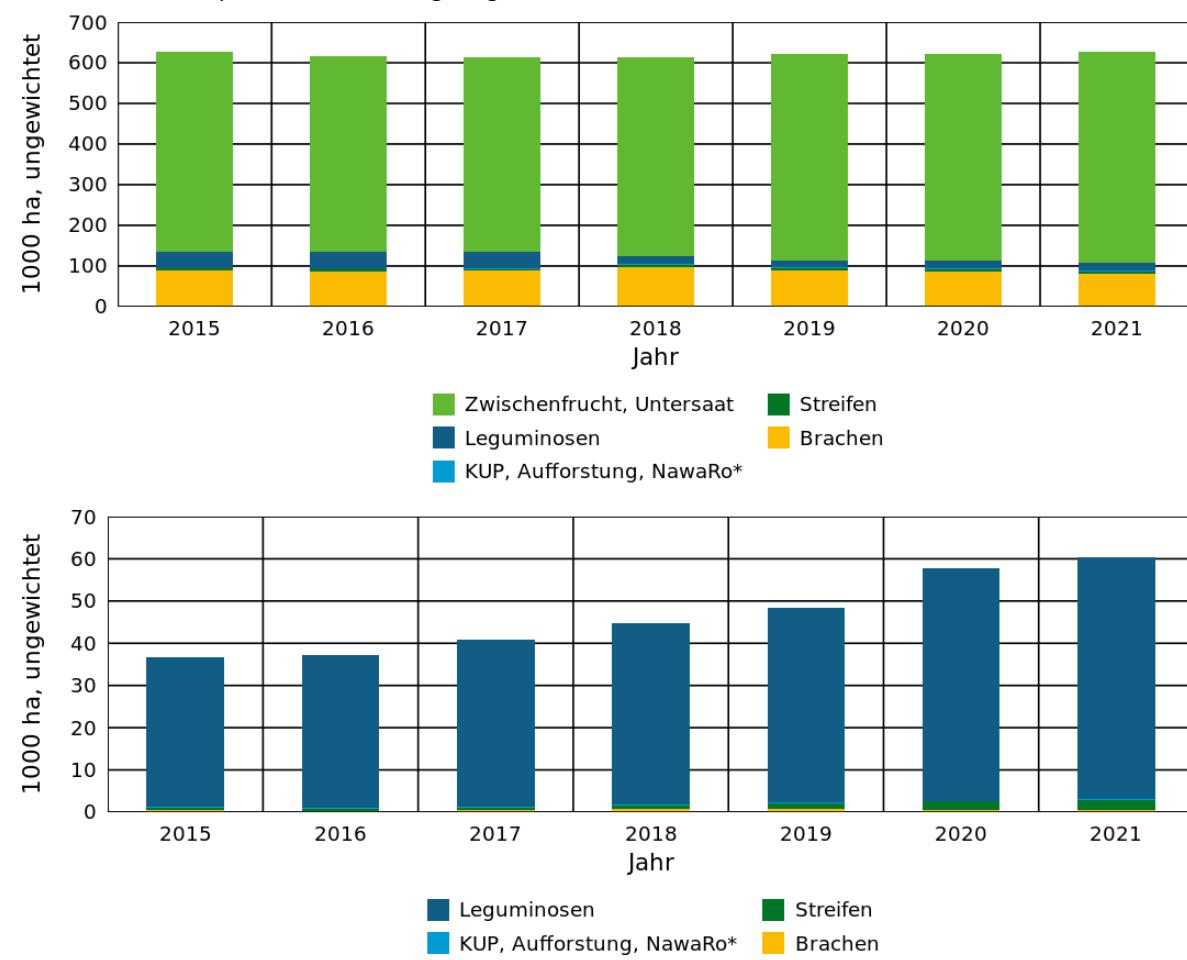
3.6.4 Theoretisches Potenzial für ÖVF-Meldungen und Kulturartendiversität in Ökobetrieben

Ökobetriebe sind aus den 2015 eingeführten Greeningverpflichtungen ausgenommen. Waren sie es nicht, so wären jahresabhängig 22,1 % (2016) bis 24,2 % (2020) von ihnen verpflichtet gewesen, ökologische Vorrangflächen (ÖVF) zu melden. Zum Vergleich: Bei den konventionellen Betrieben waren es rund 40 %. Dass es bei den Ökobetrieben ein wesentlich geringerer Anteil war, liegt daran, dass die meisten Ökobetriebe einen Grünlandanteil von über 75 % ihrer LF haben. Waren diese rund 23 % der Ökobetriebe ÖVF-pflichtig gewesen, hätten sie jahresabhängig 0,5 % (2015) bis 1,3 % (2021, gewichtet) des ÖVF-relevanten Ackerlands der betrachteten Bundesländer als ÖVF melden können. Hierbei unberücksichtigt sind mögliche Meldungen von Zwischenfrüchten, Untersaaten und Gründen, da diese nur im InVeKoS erfasst werden, wenn sie als ÖVF oder AUKM gemeldet werden. Auch Landschaftselemente

konnten aufgrund der unterschiedlichen Übermittlungen der Bundesländer nicht in die Auswertung einfließen. Hierdurch kommt es zur Unterschätzung der potenziell ÖVF-fähigen Fläche der Ökobetriebe. Es ist davon auszugehen, dass sie, wie auch die konventionellen Betriebe, einen hohen Zwischenfruchtanteil haben. Beachtet man, dass lediglich 4,4 bis 6,7 % aller Betriebe Ökobetriebe waren und hiervon 23 % ÖVF-pflichtig gewesen wären, ist der potenzielle ÖVF-Anteil am Ackerland von 0,5 bis 1,3 % recht hoch, zumal Zwischenfrüchte nicht berücksichtigt werden konnten. Unter den Flächennutzungen der Ökobetriebe, die prinzipiell die Kriterien für ÖVF erfüllen würden, sind vor allem Leguminosen (Abbildung 69). Der Anteil an Brachen an potenziellen ÖVF-Meldungen ist bei Ökobetrieben wesentlich niedriger als bei konventionellen Betrieben. Zwar können Ökobetriebe Brachen als AUKM fördern lassen. Da aber die Öko-Förderung abgezogen wird, ist dies nicht attraktiv. Des Weiteren ist es für Ökobetriebe schwieriger, Brachen wieder in Betrieb zu nehmen, ohne PSM anzuwenden.

Abbildung 69: ÖVF-Meldungen der ÖVF-pflichtigen Betriebe (oben) und potenzielle ÖVF-Meldungen der potenziell ÖVF-pflichtigen Ökobetriebe (unten)

Potenziell ÖVF-pflichtige Ökobetriebe: Betriebe wären dann ÖVF-pflichtig gewesen, wenn Betriebe des Ökolandbaus nicht per se vom Greening ausgenommen wären.



Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP

Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von InVeKoS-Daten

3.6.5 Zusammenfassung

Der Anteil der Ökobetriebe an allen Betrieben ist von 2013 auf 2021 von 4,4 % auf 6,7 % im Jahr 2021 gestiegen. Die von ihnen bewirtschaftete Fläche ist ebenfalls gestiegen, und zwar von

5,8 % in 2013 auf 8,7 % in 2021. Der Anteil des von Ökobetrieben bewirtschafteten Dauergrünlands stieg im gleichen Zeitraum von 11,1 % auf 16,0 % an, das Ackerland von 3,6 % auf 5,6 %.

Der Vergleich der Landnutzung auf Betriebsebene von Ökobetrieben und konventionellen Betrieben ergibt, dass Ökobetriebe im Mittel mehr landwirtschaftlich genutzte Fläche und mehr Dauergrünland bewirtschaften als konventionelle, während letztere über mehr Ackerland verfügen.

Der Anteil an spezialisierten Weideviehbetrieben lag bei den Ökobetrieben bei über 50 % (Mittelwert der Jahre 2015 bis 2021: 54,3 %). Unter den konventionellen Betrieben lag der Anteil bei 36,6 %. Spezialisierte Ackerbaubetriebe hatten bei den konventionellen Betrieben mit 22,9 % einen fast doppelt so hohen Anteil wie bei den Ökobetrieben (12,2 %). Größere Anteile hatten ebenfalls die Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe (20,2 % konventionelle Betriebe; 18,3 % Ökobetriebe). Der Anteil der spezialisierten Veredlungsbetriebe lag bei den konventionellen Betrieben mit 8,5 % deutlich über dem der Ökobetriebe (3,3 %).

Die Anzahl der Kulturen gemäß der Greeningregelung zur Anbaudiversifizierung war bei den Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben sowie Ackerbaubetrieben bei den Ökobetrieben höher als bei den konventionellen, bei den Weideviehbetrieben ähnlich.

Höhere Anteile ökologisch bewirtschafteter Flächen von über 10 % der LF kamen 2013 vor allem in weiten Teilen Brandenburgs und in Rheinland-Pfalz vor. Zwischen 2015 und 2013 gab es nur wenig größere Veränderungen, während es zwischen 2018 und 2013 vor allem in den Regionen, wo bereits 2013 höhere Anteile der LF ökologisch bewirtschaftet wurden, zu einem Anstieg der ökologisch bewirtschafteten LF kam. Dieser Trend war 2021 gegenüber 2013 noch stärker zu beobachten.

Der Anteil der von Ökobetrieben bewirtschafteten landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) an der LF insgesamt stieg von 5,8 % (2013) auf 8,7 % (2021) und war in allen Schutzkulissen überdurchschnittlich hoch, insbesondere in den FFH- und NSG-Gebieten (Anstieg von 19,2 % (2013) auf 25,2 % (2021) bzw. von 17,0 % (2013) auf 22,5 % (2021)). Unterdurchschnittliche Anteile waren außerhalb der Schutzgebiete zu beobachten, wo der Anteil bei 3,8 % (2013) bis 6,0 % (2021) lag.

Wären die Ökobetriebe nicht generell vom Greening ausgeschlossen gewesen, wären bis zu 24,2 % der Ökobetriebe (2020) verpflichtet gewesen, ökologische Vorrangflächen zu melden. Diese hätten vor allem Leguminosen als ÖVF melden können. Insgesamt hätten sie zwischen 0,5 und 1,3 % des Ackerlands als ÖVF melden können, wobei Zwischenfrüchte bei dieser Auswertung nicht berücksichtigt werden konnten.

3.7 Diskussion und Fazit der Kapitel 3.1 bis 3.6

Die Regelung zum Greening erreichte über 90 % des Ackerlands. Da den Betrieben für die Umsetzung der Vorgabe, 5 % ihres Ackerlands als ÖVF zu melden, jedoch auch ökologisch weniger wertvolle Optionen zur Verfügung standen, die sich leichter in den Betriebsablauf integrieren ließen, stieg der Anteil an ökologisch wertvollen Brachen und Streifen wesentlich geringer und es wurden in erster Linie Flächen der aus Biodiversitätssicht weniger wertvollen Zwischenfrüchte gefördert. Hier hätten z. B. andere Gewichtungsfaktoren oder eine Obergrenze für ÖVF-Zwischenfrüchte auf Betriebsebene für die Ausweitung der Brachefläche hilfreich sein können. So nahm der Anteil der Brachen am Ackerland zwar durch das Greening zu und lag 2022 bei 3,2 % des Ackerlands, erreichte aber nicht die hohen Werte wie zu Beginn der Jahrtausendwende von 7 % bis 8 %. Aus Biodiversitätssicht sind Brachen aus vielerlei Gründen

wesentlich wertvoller als Zwischenfrüchte und Leguminosen, die eher dem Boden- und Erosionsschutz dienen. Je nach Bewuchs und Standdauer (ein- oder mehrjährig) bieten Brachen unterschiedlichen Arten einen Lebensraum und sind essenzielle Flächen zur Fortpflanzung, Nahrungssuche und Rückzugsräume, wovon insbesondere zahlreiche Feldvogel- und Insektenarten profitieren (Batáry et al., 2015; Kozak und Pudelko, 2021; Oppermann et al., 2020). Für den abiotischen Ressourcenschutz sind Brachen ebenfalls vorteilhaft, da durch den Wegfall der Produktion auch PSM-Anwendungen und Düngung unterbleiben. Zudem können Brachen den Eintrag von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln in angrenzende Flächen reduzieren, indem sie als Puffer fungieren. Begrünte Brachen tragen zum Erosionsschutz und Humusaufbau bei.

Die Einführung des PSM-Verbots auf ÖVF führte zum Rückgang der ÖVF-Leguminosen um mehr als die Hälfte. Während die aus ökologischer Sicht wertvolleren kleinkörnigen Leguminosen zumeist ohne PSM angebaut werden, ist dies bei den großkörnigen seltener der Fall, sodass letztere nicht mehr ohne weiteres als ÖVF gemeldet werden konnten. Innerhalb der ÖVF-Leguminosen betrug der Anteil der großkörnigen zu den kleinkörnigen ÖVF-Leguminosen in etwa 7:3; nach Einführung des PSM-Verbots ab 2018 drehte sich das Verhältnis zugunsten der kleinkörnigen Leguminosen auf 3:7 um; die kleinkörnigen ÖVF-Leguminosen nahmen nach dem Verbot geringfügig zu. Die Betriebe, die ab 2018 weniger oder keine ÖVF-Leguminosen mehr anbauten, meldeten stattdessen in erster Linie ÖVF-Zwischenfrüchte, aber auch mehr Brachen, sodass deren Anteile an allen ÖVF durch das PSM-Verbot anstiegen. Unter den Leguminosen sind die kleinkörnigen für bestäubende Insekten und Feldvögel wichtige Nahrungsquellen und Habitate, haben aber im Vergleich zu Brachen kurze Standzeiten und ein einseitigeres Blütenangebot. Hinzu kommt, dass sie meist strukturarm sind und häufig gemäht werden, sodass es nicht zur Blüte kommt (Nitsch et al., 2016). Die positive Umweltwirkung der Leguminosen liegt in ihrer Fähigkeit, Luftstickstoff im Boden zu binden, wodurch die Düngung reduziert werden kann. Allerdings kann es auch zu Stickstoffauswaschungen kommen, wenn der Boden zu einem ungünstigen Zeitpunkt umgebrochen wird (Lakner, 2023). Zwischenfrüchte haben eine phytosanitäre Wirkung, können die Bodenfruchtbarkeit erhöhen und dienen über den Winter dem Erosionsschutz, weshalb sie bereits vor der Einführung des Greenings hohe Flächenanteile hatten (Lakner, 2023). Deswegen ist der Wechsel von ÖVF-Leguminosen zu ÖVF-Zwischenfrüchten weniger positiv zu bewerten.

ÖVF-Brachen fanden sich vor allem in ertragsschwächeren Regionen. Die Brache-armen Regionen mit intensiver Viehhaltung wurden nicht erreicht, was jedoch aus Biodiversitätssicht wünschenswert gewesen wäre. Dort war der Anteil der ÖVF-Zwischenfrüchte hoch. Zunahmen gab es überwiegend dort zu beobachten, wo der jeweilige Anteil bereits hoch war. Hier hätte eine Regelung, die eine Obergrenze für Zwischenfrüchte vorsähe, positive Umweltwirkungen in Intensivregionen gebracht.

Sowohl ÖVF-Brachen als auch ÖVF-Leguminosen kamen überdurchschnittlich häufig in Schutzgebieten vor und unterdurchschnittlich oft im Ackerland außerhalb der Schutzgebiete. In Schutzgebieten schränken Vorgaben oftmals die Bewirtschaftung ein, sodass die Ausweisung von Brachen oder Leguminosen ohne PSM dort wirtschaftlich attraktiver ist als außerhalb der Schutzgebietskulissen. Auch dieses Ergebnis unterstreicht, dass die Intensivregionen mit der ÖVF-Regelung aus Umweltsicht nur unzureichend erreicht wurden.

Unter den Betrieben, die die ÖVF-Verpflichtung nicht (oder nicht vollständig) erfüllten, waren Ackerbaubetriebe überdurchschnittlich häufig vertreten, viehhaltende Betriebe (insbesondere Veredlungsbetriebe) hingegen unterdurchschnittlich. Der relativ hohe Anteil an Betrieben mit Tierhaltung, die die Anforderungen erfüllen, lässt sich durch die hohe Umsetzung von ÖVF-Zwischenfrüchten in diesen Betrieben erklären; der ÖVF-Zwischenfruchtanteil je Betrieb

erhöhte sich mit der Bedeutung der Tierhaltung im Betriebszweig. Ackerbaubetriebe dagegen meldeten überdurchschnittlich häufig Ackerbrachen.

Verpflichtete Betriebe, die die ÖVF-Auflagen erfüllten, hatten mehr Ackerland als diejenigen, die dies nicht taten. Die Wahrscheinlichkeit, die ÖVF-Auflagen zu erfüllen, stieg mit jedem Hektar Ackerland bis 70 ha Ackerland an. Demnach verzichteten kleinere Betriebe häufiger auf die (volle) Greeningprämie als große Betriebe, für die eine Integration der ÖVF-Regelungen in die Fruchtfolge leichter gewesen war als für kleinere. Zwischen 70 ha und 150 ha verringerte zusätzliche Ackerfläche hingegen die Wahrscheinlichkeit, die ÖVF-Auflagen zu erfüllen. Oberhalb von 150 ha hatte das Ackerland keinen zusätzlichen Effekt auf die Erfüllung der ÖVF-Vorgabe.

Beim Dauergrünland zeigt sich, dass der Anteil des Dauergrünlands an der landwirtschaftlichen Fläche seit 2015 ungefähr gleichgeblieben ist. Wird die Grünlandumwandlung flächenspezifisch betrachtet (Bruttoumwandlung), zeigt sich, dass ca. 8 % der Dauergrünlandfläche (brutto) zwischen 2015 und 2020 in eine neue Nutzung überführt wurden. Auf den meisten dieser Flächen entstand InVeKoS-Ackerland (30 %) oder das Grünland wurde aus verschiedenen Gründen nicht mehr im InVeKoS erfasst (65 %) (nicht GAP-förderfähiges Grünland, da es nicht landwirtschaftlich genutzt wird wie z. B. private Grünlandflächen bzw. es wurde keine Förderung beantragt). Bei der Umwandlung von einer anderen Nutzung in Grünland überwog vor allem die Umwandlung von Ackerfläche zu Grünland (41 %), gefolgt von der Überführung von Nicht-InVeKoS-Grünland in InVeKoS-Grünland (39 %).

Insgesamt lässt sich feststellen, dass mehr Ackerland zu Grünland umgewandelt wurde als Grünland zu Ackerland. Vor diesem Hintergrund ist davon auszugehen, dass es durch diese Landnutzungsänderungen langfristig zu einer Netto-Zunahme des Bodenkohlenstoffs kommt. Allerdings werden Bodenkohlenstoff-Vorräte nur sehr langsam aufgebaut, dafür erfolgt deren Freisetzung relativ schnell (slow-in, fast-out).

In den umweltsensiblen Kulissen blieb der Anteil des Dauergrünlands konstant. Ein leichter Anstieg der Dauergrünlandfläche zwischen 2014 und 2015 ist eher einer Neuzuteilung von Zahlungsansprüchen zuzuschreiben als ein direkter Effekt des Greenings.

Insgesamt ist der durch die Greeningvorgabe zur Anbaudiversifizierung erreichte Umwelteffekt als gering zu bewerten. Zwar bewirtschafteten die verpflichteten Betriebe über 90 % des Ackerlands, aber auf 81 % des Ackerlands wären die Auflagen bereits vor ihrer Einführung erfüllt gewesen. Nach Einführung der Regelung war dies auf 95 % des Ackerlands der Fall. Dies zeigt, dass die Auswirkungen des Greenings gering waren und nur sehr geringe Verbesserungen für den Bodenschutz durch die Auflage erreicht wurden.

Bezogen auf alle Betriebe, also auch die mit weniger als 10 ha Ackerland, ging der Anteil der anbaudiversifizierungspflichtigen Betriebe von 45,6 % (2014) auf 40,2 % (2021) zurück; der Anteil der pflichtigen Betriebe, die die Auflagen erfüllten, stieg von 80,7 % auf 96,2 %. Das bedeutet, dass der Anteil pflichtiger Betriebe, die die Auflage erfüllten, an allen Betrieben von 36,8 % (2014) lediglich auf 38,7 % (2021) stieg. Auch dies zeigt, dass die Auswirkungen des Greenings im Sinne der Anbaudiversifizierung gering waren.

Von den wenigen Betrieben, die die Auflagen nicht einhielten, erfüllten die spezialisierten Weideviehbetriebe überdurchschnittlich häufig nicht die Auflagen zur Anbaudiversifizierung (im Verhältnis zu den jeweiligen Anteilen an der Gesamtheit der anbaudiversifizierungspflichtigen Betriebe). Spezialisierte Ackerbaubetriebe waren unterrepräsentiert, ebenso, wenngleich in geringerem Ausmaß, die Veredlungs- und Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe. Dass Ackerbaubetriebe unterdurchschnittlich häufig die

Regeln zur Anbaudiversifizierung nicht erfüllen, entspricht unseren Erwartungen, da sie ihr Anbauprogramm leichter anpassen können als Betriebe mit Viehhaltung.

Die Zahl der Betriebe, die die Verpflichtungen zur Anbaudiversifizierung nicht erfüllen, ging vor allem bei den spezialisierten Weideviehbetrieben zurück, gefolgt von den Veredlungsbetrieben, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben und den Ackerbaubetrieben. Der stärkere Rückgang der Zahl der Betriebe, die die Anforderungen nicht erfüllen, im Vergleich zu den ÖVF-Anforderungen, entspricht unseren Erwartungen, wenn davon ausgegangen wird, dass die Anpassung an die Anbaudiversifizierung einfacher ist als an die ÖVF-Regelungen.

Wie bei der ÖVF-Regelung war auch bei der Greeningregelung zur Anbaudiversifizierung zu erkennen, dass größere Betriebe die Auflagen tendenziell häufiger erfüllten als kleinere. Bezogen auf die bewirtschaftete Ackerfläche verzichteten Betriebe mit weniger Ackerland häufiger auf die Greeningförderung als Betriebe mit mehr Ackerland. Anpassungsreaktionen auf das Greening lassen sich besonders bei mittleren Betrieben feststellen: Viele Betriebe, die zwischen etwa 30 ha und 40 ha Ackerfläche bewirtschafteten und die Anforderungen bis 2014 nicht erfüllt hätten, änderten ab 2015 ihre Kulturpflanzen-Zusammensetzung, um die Anforderungen zu erfüllen.

Werden Daten zur Viehhaltung analysiert ist es für die Interpretation wichtig, die gewählte Datenquelle zu berücksichtigen. InVeKoS-Daten werden jährlich auf Betriebsebene erhoben und enthalten Betriebe, die Flächen melden. Anders ist dies bei den ASE-Daten, die im Abstand von etwa drei bis vier Jahren auf Gemeindeebene erfasst werden und auch Tiermeldungen flächenloser Betriebe beinhalten. Des Weiteren gelten für die ASE Erfassungsgrenzen, die das Agrarstatistikgesetz AgrStatG § 91 Absatz 1a Satz 1 festlegt. Bei der Analyse von Entwicklungstrends können so Unterschiede auftreten. Da die Daten zu Rindern sowohl im InVeKoS als auch bei der ASE aus der HIT-Datenbank stammen, in der aufgrund der für Rinder nach der Viehverkehrsordnung bestehenden Meldepflicht sämtliche Bestandsveränderungen und Bewegungen erfasst werden, sind hier die Unterschiede hinsichtlich erfasster Tierzahlen und Betriebe darauf zurückzuführen, dass im InVeKoS die flächenlosen Betriebe nicht erfasst werden.

Beim Milchvieh, den Schweinen und Geflügel stieg die Zahl der Tiere je Betrieb zwischen 2013 und 2021 (InVeKoS) bzw. 2010 bis 2020 (ASE) stark an, was einen Trend zu größeren Betrieben zeigt. Der Rückgang der Anzahl der Betriebe war hierbei in den ASE-Daten wesentlich größer als im InVeKoS (wo die Zahl der Geflügelbetriebe anders als in den ASE-Daten stieg. ASE-Daten standen hierbei für Deutschland zur Verfügung; InVeKoS-Daten für BB, HE, NI, NW, RP [Schweine, Geflügel] bzw. für BB, NI, RP [Milchvieh]). Während die Zahl der Milchkühe und Schweine in beiden Datensätzen sank, stieg der Tierbestand des Geflügels deutlich an. Der Anstieg des Geflügels wird in den betroffenen Regionen die Stickstoffproblematik verstärkt haben.

In der Tierproduktion gibt es Schwerpunktregionen, in denen die Belastung der Böden und Gewässer durch Stickstoffeinträge aus der Gülle und den Gärresten aus Biogasanlagen sehr hoch sein kann. Die anfallende Göllemenge und damit die Stickstoffbelastung von Böden und Gewässern steigen tendenziell mit der Anzahl der Tiere. Des Weiteren entstehen bei der Tierhaltung hohe Mengen an Treibhausgasen wie Lachgas und Methan (vor allem über Rinder). Weitere negative Umweltwirkungen kommen über den vermehrten Futtermittelanbau, damit verbundener Landnutzungsänderungen und Importe zustande.

Der Ökolandbau bewirtschaftet einen zunehmend höheren Flächenanteil, was aus ökologischer Sicht positiv zu bewerten ist. Der Verzicht auf chemisch-synthetische Dünger und PSM trägt zum Gewässer-, Boden- und Artenschutz bei. Der Anteil der von Ökobetrieben bewirtschafteten LF an

der LF insgesamt stieg von 5,8 % (2013) auf 8,7 % (2021) und war in allen Schutzkulissen überdurchschnittlich hoch, insbesondere in den NSG- und FFH-Gebieten. Mit Ausnahme der Biosphärenreservate stieg der Öko-Anteil an der LF in allen Schutzgebietskulissen an. Aufgrund bestehender Vorgaben zur Bewirtschaftung sind diese Gebiete gegenüber Flächen außerhalb der Schutzgebietskulisse aus ökonomischer Sicht oftmals besser für den Ökolandbau geeignet als die „Normallandschaft“ außerhalb von Schutzgebieten.

Im Hinblick auf das Greening ist zusammenfassend festzustellen, dass sich durch das Greening zwar positive Landnutzungsänderungen wie die Steigerung des Bracheanteils und der Kulturtartendiversität ergeben haben, allerdings auf einem sehr niedrigen Niveau. Zwar gehörte ein Großteil des Ackerlands zu Betrieben, die zum Greening verpflichtet waren, aber die meisten Betriebe hätten die Auflagen bereits vor ihrer Einführung erfüllt, was zeigt, dass das Ambitionsniveau zu niedrig gewählt war, um einem größeren Wandel in der Landnutzung hin zu gesteigertem Ressourcenschutz leisten zu können.

4 Identifikation der Umweltwirkungen der untersuchten Instrumente

Die Methodenbeschreibungen befinden sich in Kapitel 2.6.7 bis 2.6.11.

4.1 Entwicklung des Wassererosionspotenzials

Die Ergebnisse der Modellierung des bewirtschaftungsbedingten Bodenabtrags durch Wasser (A_{bew}) mit der ABAG zeigen für alle Untersuchungsjahre ähnliche räumliche Muster, die vorrangig durch die Topografie und Bodeneigenschaften geprägt sind (Abbildung 70). So weisen die Gemeinden in Brandenburg, dem nördlichen Teil Niedersachsens und in der westfälischen sowie rheinischen Bucht geringe mittlere Abtragsraten (A_{bew}) von zumeist unter 1 t/(ha × a) auf. Im Berg- und Hügelland Südniedersachsens und Nordrhein-Westfalens und in den Mittelgebirgsregionen sind die Abtragsraten deutlich höher. Dabei ist zu berücksichtigen, dass einige Gemeinden mit hohen mittleren Abtragsraten (z. B. im Bergischen Land) nur wenig Ackerflächen aufweisen. Insgesamt stehen die Ergebnisse unter dem Vorbehalt, dass ein mittlerer Einfluss der Bewirtschaftung auf Ebene der Gemeinden verwendet wird (mittlere C-Faktoren auf Gemeindeebene) und der Anbau von Zwischenfrüchten sowie die genutzten Anbauverfahren auf Grundlage der vorliegenden Daten nicht abgebildet werden können.

Abbildung 70: Mittlerer bewirtschaftungsbedingter Bodenabtrag durch Wasser (A_{bew}) [$t/(ha \times a)$] (gewichtete Mittelwerte je Gemeinde) in den Untersuchungsjahren 2013–2021



Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut

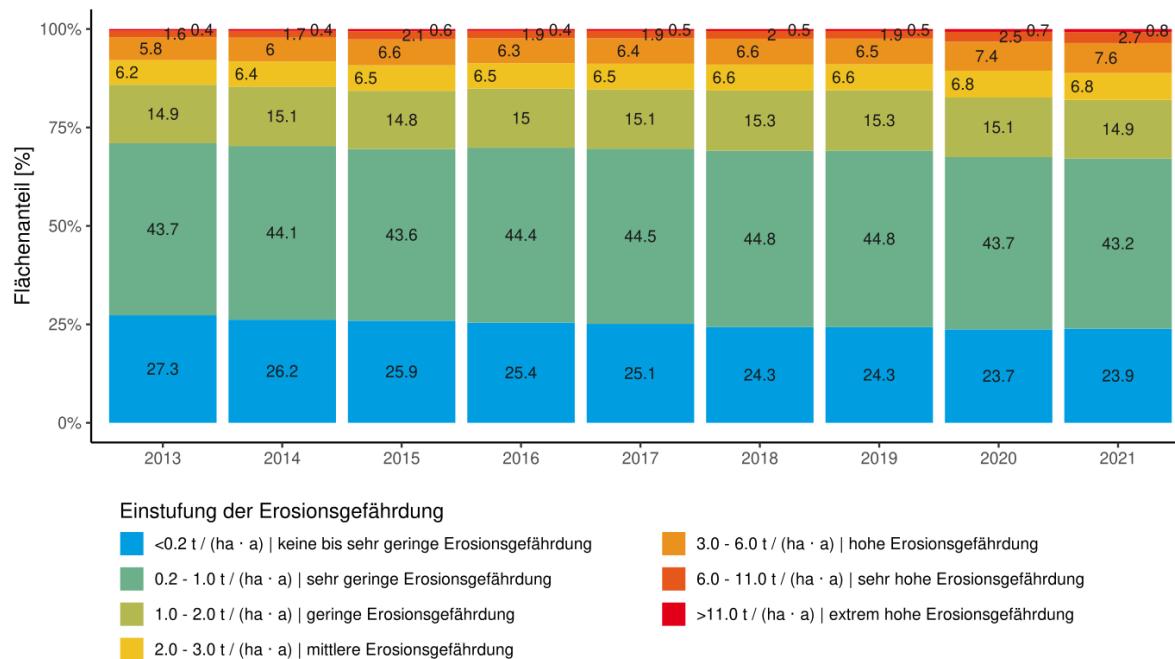
Tabelle 19: Mittlerer Bodenabtrag durch Wasser (A_{bew}) [$t/(ha \times a)$] und Veränderung in Bezug zum Basisjahr 2013 [%] (gewichtete Mittelwerte in Bezug zur berücksichtigten Fläche je Bundesland)

Jahr	Alle beteiligten Bundesländer	Brandenburg	Hessen	Niedersachsen	Nordrhein-Westfalen	Rheinland-Pfalz
2013	1,04 -	0,41 -	1,93 -	0,73 -	1,69 -	1,55 -
2014	1,07 +2,8	0,43 +5,7	1,99 +3,3	0,75 +2,8	1,74 +2,8	1,59 +3,0
2015	1,13 +8,4	0,46 +10,8	2,13 +10,2	0,80 +9,4	1,63 -3,4	1,73 +12,0
2016	1,10 +5,0	0,46 +12,0	2,17 +12,4	0,78 +6,3	1,50 -11,3	1,72 +11,0
2017	1,11 +6,0	0,47 +14,8	2,19 +13,7	0,78 +6,9	1,50 -11,0	1,78 +15,3
2018	1,13 +8,2	0,48 +16,5	2,19 +13,3	0,81 +10,4	1,55 -8,3	1,79 +15,6
2019	1,13 +7,8	0,49 +19,5	2,19 +13,7	0,81 +10,5	1,54 -8,6	1,79 +15,7
2020	1,24 +18,4	0,51 +24,9	2,31 +19,5	0,94 +27,6	1,69 +0,2	1,92 +24,0
2021	1,28 +22,3	0,52 +25,3	2,32 +20,2	1,01 +37,4	1,74 +3,0	1,96 +26,8

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Im Zeitverlauf zeigt sich im Mittel der untersuchten Flächen ein Anstieg der bewirtschaftungsbedingten Bodenabträge A_{bew} von 2013 bis 2021 von durchschnittlich 1,04 auf 1,26 $t/(ha \times a)$ (siehe Tabelle 19). Dabei fällt in Nordrhein-Westfalen der Anstieg sehr gering aus (+3 %), in einzelnen Jahren nimmt der Abtrag hier gegenüber dem Ausgangsjahr 2013 auch deutlich ab. Alle anderen Bundesländer zeigen Anstiege in den Abtragsraten von über 20 % bis 2021 auf insgesamt niedrigem Niveau (alle Abträge liegen im Mittel unter 2 $t/(ha \times a)$). Dies korrespondiert mit der Abnahme des Flächenanteils der drei unteren Erosionsgefährdungsklassen (Abtragsraten $< 1 t/(ha \times a)$) von 85,9 auf 82 % und der Erhöhung des Anteils der beiden obersten Erosionsgefährdungsklassen (Abtragsraten $> 6 t/(ha \times a)$) von 2 auf 3,5 % der untersuchten Flächen (Abbildung 71).

Abbildung 71: Flächenanteil der Erosionsgefährdungsklassen auf Grundlage des bewirtschaftungsbedingten Bodenabtrags durch Wasser (A_{bew}) in den Untersuchungsjahren 2013–2021.



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Ein großer Teil des hier berichteten Anstiegs der Abtragsraten ist auf die lineare Zunahme des R-Faktors um 10,7 % von 2013 bis 2021 zurückzuführen (siehe Kapitel 2.6.8.2.1). Der R-Faktor-Anstieg ergibt sich aus der beobachteten Zunahme der erosiven Niederschläge, die auf eine zunehmend wärmere Atmosphäre zurückgeführt werden (Auerswald, K., Fischer, F.K., Winterrath, T., Elhaus, D., Maier, H., Brandhuber, R., 2019).

Im Mittel aller Flächen ergibt sich eine leichte Abnahme der C-Faktoren von -0,9 % von 2013 bis 2021. Für Gemeinden mit einem hohen Anteil stärker erosionsgefährdeter Flächen weist die Modellierung jedoch einen Anstieg der C-Faktoren (Verringerung der Schutzwirkung vor Erosion durch die Vegetation) durch eine Veränderung der Fruchtartenkomposition aus. Besonders auffällig ist dies im Anstieg des Bodenabtrags vom Jahr 2019 auf 2020 von +7,8 auf +18,4 %. In diesem Jahr stieg in Gemeinden mit einem hohen Anteil erosionsgefährdeter Flächen der Anteil der Sommerkulturen stark an. Der Grund für den Anstieg ist nicht bekannt.

Bei der Bewertung der Daten ist zu berücksichtigen, dass (a) eine mögliche Dämpfung der Abnahme des Erosionsschutzes durch den Anbau von Zwischenfrüchten vor Sommerkulturen wegen der fehlenden Datengrundlage nicht abgebildet werden kann und (b) die Wirkung der veränderten Fruchtartenkomposition auf den Bodenabtrag aktuell nur auf der Gemeindeebene bewertet werden kann. Es ist also unklar, ob die Änderungen in den angebauten Fruchtarten auf Flächen mit erhöhter Erosionsgefährdung (Hanglagen) oder wenig erosionsgefährdete Flächen (Tallagen) entfallen. Hierdurch kann es zu einer geringen Überschätzung des modellierten Bodenabtrags gekommen sein.

Um diese methodischen Schwächen zu überwinden, müssten folgende Aspekte der Methodik weiterentwickelt werden:

- ▶ **Zwischenfruchtanbau** (erhöht den Schutz vor Bodenabtrag im Winterhalbjahr vor Sommerungen durch Bodenbedeckung) **und Bodenbearbeitungssysteme** (Effekt von Pflügen, Mulchsaat oder Direktsaat auf die Bodenstruktur und damit den Bodenabtrag) **in die Bestimmung des C-Faktors integrieren**. Zum Zwischenfruchtanbau liegen räumlich explizite Angaben nur vor, wenn Flächen als ÖVF (ab 2015) bzw. AUKM gemeldet wurden. Dabei wurden 2019/2020 auf etwa 17 % des Ackerlands in Deutschland Zwischenfrüchte angebaut (rund 1.974.000 ha; (DeStatis, 2021)). Aus der nicht möglichen Berücksichtigung wegen fehlender Datengrundlage geht eine geringe Überbewertung des Bodenabtrags bei Sommerkulturen einher. Ziel einer methodischen Weiterentwicklung muss die Prüfung der Sensitivität des Modells auf Zwischenfruchtanbau und deren Berücksichtigung sein. Zum Bodenbearbeitungssystem liegen lediglich aggregierte Daten auf Ebene der Bundesländer der Agrarstrukturerhebungen 2010/2011 und 2015/2016 (DeStatis, 2011, 2017) vor, die hier wegen der groben raum-zeitlichen Auflösung nicht verwendet wurden.
- ▶ **Bewertung der Bewirtschaftung von Einzelflächen.** Der jährliche C-Faktor wird aktuell als Mittelwert je Gemeinde auf Grundlage aller InVeKoS-Geometrien der Gemeinde berechnet. Ziel einer methodischen Weiterentwicklung sollte eine flächen- oder zumindest kulissenscharfe (Cross-Compliance-Flächen je Gemeinde) Bestimmung des C-Faktors sein. Dies wird wegen modellinterner Restriktionen mit einer Abnahme der zeitlichen Auflösung auf fünf Jahre (C-Faktoren der Fruchtfolgen) einhergehen. Dafür könnte die Entwicklung auf besonders gefährdeten Flächen in höherer räumlicher Auflösung abgeschätzt werden.

Dennoch hat die vorgenommene einheitliche Modellierung des Bodenabtrags durch Wasser bereits jetzt eine hohe Aussagekraft. Die Grundlage bilden räumlich hochauflöste Informationen zur Erodierbarkeit der Böden, der Topografie und der Erosivität der Niederschläge, mit denen die potenzielle Bodenerosion durch Wasser in einer hohen räumlichen Auflösung (kleiner als Einzelschläge) modelliert und bewertet werden kann. Auf der Grundlage der InVeKoS-Informationen zur Hauptkultur wird zusätzlich der Einfluss der Bewirtschaftung auf Ebene der Gemeinden bestimmt und in seiner jährlichen Veränderung berücksichtigt. Damit können auf der Basis einer detaillierten Grundlage allgemeine Trends in der bewirtschaftungsbedingten Änderung der Wassererosion für größere Einheiten (hier Gemeinden) dargestellt werden. Darüber hinaus sind die methodischen Grundlagen für zukünftig detailliertere Darstellungen gelegt.

4.2 Entwicklung der Humusbilanz

Der Humus, also die organische Substanz im Boden, ist eine wesentliche Kenngröße für die Fruchtbarkeit des Bodens. Neben der Bereitstellung von Nährstoffen trägt er zur Bildung und Stabilisierung des Bodengefüges bei, welches wiederum Einfluss auf den Luft- und Wasserhaushalt des Bodens hat. Diese und weitere Funktionen bewirken, dass die Humusmenge und ihre Veränderung für die Landnutzung von großem Interesse sind. Dabei ist der Humusgehalt der Böden von verschiedenen Standortfaktoren abhängig, wie beispielsweise der Nutzung, der Bewirtschaftung, der Bodentextur, klimatischer Faktoren (Niederschlag, Temperatur) und vom Grund-/Stauwassereinfluss.

Die Entwicklung der Humusbilanz in Deutschland wurde für das Jahr 2010 und für die Differenz von 2010 zu 2016 sowie 2010 zu 2020 betrachtet. Die Angaben beziehen sich auf Kilogramm Humusäquivalente (kg HÄ), wobei ein Humusäquivalent einem 1 kg-Humus-C aus organischer Substanz entspricht.

Die Modellergebnisse zeigen, dass sich die Humusäquivalente-Bilanz pro Hektar Ackerfläche (AF) in Deutschland zwischen 2010 und 2020 stark verändert hat. Während die Bilanz 2010

insgesamt negativ mit -5,6 kg HÄ je ha AF ausfiel, lag sie 2016 bei 15,7 und 2020 bei 63,5 kg HÄ je ha AF (Tabelle 20). Somit war über die betrachteten zehn Jahre eine deutliche Steigerung des Aufbaus von organischer Substanz auf Ackerflächen zu erkennen. Zur Validierung müssten die Modellergebnisse mit Messungen vor Ort abgeglichen werden.

Besonders große Steigerungen waren bei der Zufuhr über Zwischenfrüchte zu erkennen (+75,6 % bzw. +114,6 %), aber auch bei den pflanzlichen und tierischen Gärresten aus der Biogaserzeugung (Tabelle 20). Ursächlich hierfür waren die Einführung der ÖVF-Regelung mit der Option, Zwischenfrüchte anzubauen bzw. der fortschreitende Ausbau der Biogasanlagen.

Absolut betrachtet erfolgte der Humusaufbau vor allem über Nebenprodukte aus dem Pflanzenbau, wobei eine leichte Steigerung zu sehen war. Die Humuszehrung aus dem Pflanzenbau blieb zwischen 2010 und 2020 fast unverändert. Innerhalb des Pflanzenbaus ist die Netto-Bereitstellung der organischen Ausgangsmaterialien für den Humusaufbau von 2010 zu 2016 leicht zurückgegangen (von rund -134 auf -144 kg HÄ je ha AF), von 2010 zu 2020 aber gestiegen (von rund -134 auf -117 kg HÄ je ha AF; (Humusmehrung + Nebenprodukt - Humuszehrung)).

Die Humuszufuhr aus Wirtschaftsdünger ist von 2010 zu 2020 um fast 40 % zurückgegangen, was sich auf die steigende installierte Leistung der Biogasanlagen zurückführen lässt. Bei der Vergärung von Wirtschaftsdünger wird der in diesem enthaltene Kohlenstoff weitgehend zu CO₂ und CH₄ abgebaut, sodass weniger Biomasse für den Humusaufbau im Boden zur Verfügung steht als ohne Vergärung (Tabelle 20).

Den größten Beitrag zur Humusproduktion leisteten Acker- und Kleegras mit einem Anteil von 83,5 % im Jahr 2010 bzw. 77,1 % im Jahr 2016 bzw. 78,0 % im Jahr 2020 sowie Stilllegung von Ackerflächen mit 14,2 %, 18,4 % bzw. 17,6 %. Die größte Humuszehrung erfolgte beim Mais (Grün- und Silomais, Körnermais inkl. CCM) mit 32,0 %, 35,5 % bzw. 37,8 % sowie Winterweizen (einschließlich Dinkel und Einkorn) mit 22,5 %, 21,7 % bzw. 19,2 %. Winterraps hatte an der Humuszehrung einen Anteil von 10,1 %, 9,2 % bzw. 6,6 % (Jahre 2010, 2016 bzw. 2020, ohne Abbildung).

Tabelle 20: Mittlere Humusbilanz in Deutschland und deren Veränderung zwischen 2010, 2016 und 2020 (in kg HÄ je ha AF)

Die übereinstimmenden prozentualen Veränderungen von pflanzlichen und tierischen Gärresten sind darauf zurückzuführen, dass zu den eingesetzten Biogassubstraten nur Mittelwerte für die Jahre 2014 bis 2016 zur Verfügung standen. Diese Mittelwerte wurden für 2016 angenommen und für 2010 und 2020 anhand der installierten Leistung von Biogasanlagen runter- bzw. hochgerechnet, vgl. Kapitel 2.6.9.

Kategorie	Jahr 2010	Jahr 2016	Jahr 2020	Differenz 2016 zu 2010	Differenz 2020 zu 2010
Gärreste pflanzlich	41,9	65,9	90,4	24,0 (+57,4%)	48,5 (+115,8%)
Gärreste tierisch	12,5	19,7	27,1	7,2 (+57,4%)	14,5 (+115,8%)
Humusmehrung Pflanzenbau	60,0	57,5	69,8	-2,5 (-4,2%)	9,8 (+16,3%)
Nebenprodukte Pflanzenbau	291,1	288,0	307,0	-3,2 (-1,1%)	15,9 (+5,5%)
Wirtschaftsdünger	62,2	53,9	37,5	-8,3 (-13,4%)	-24,8 (-39,8%)
Zwischenfrüchte	11,8	20,7	25,3	8,9 (+75,9%)	13,5 (+114,6%)

Kategorie	Jahr 2010	Jahr 2016	Jahr 2020	Differenz 2016 zu 2010	Differenz 2020 zu 2010
Humuszehrung Pflanzenbau	-485,2	-490,1	-493,5	-5,0 (+1,0%)	-8,4 (+1,7%)
Bilanz	-5,6	15,7	63,5	21,3 (+381%)	69,1 (+1.238%)

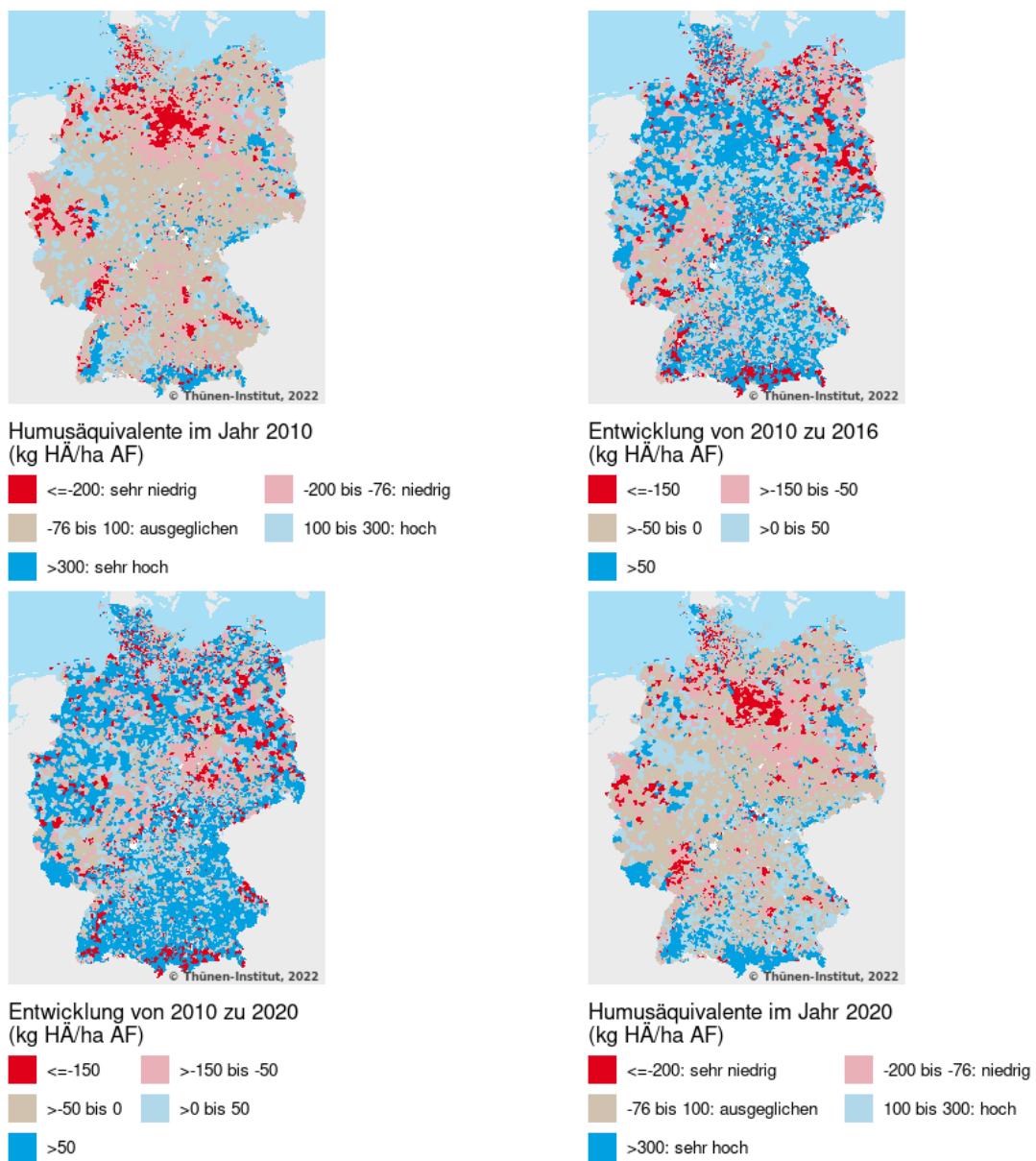
Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Die Humusmenge insgesamt (unter Berücksichtigung aller berechneten Einzelpositionen, vgl. Tabelle 20) war 2010 in 51,6 % der Gemeinden im ausgeglichenen Bereich, den die VDLUFA (2014) mit -75 bis 100 kg HÄ/ha AF angibt. In diesen Gemeinden lagen 57,7 % der Ackerfläche Deutschlands. Im Jahr 2020 waren 45,9 % der Gemeinden im ausgeglichenen Bereich; sie bewirtschafteten 49,3 % des Ackerlands. Beim Anteil der Gemeinden sowie des Ackerlands im ausgeglichenen Bereich gab es also einen Rückgang (Abbildung 72). In der Gesamtbetrachtung für Deutschland blieb die Humusbilanz zwischen 2010 und 2020 im ausgeglichenen Bereich, wobei sie von -5,6 auf 69,1 kg HÄ/ha AF stieg (Tabelle 20).

Deutlich negative Humusbilanzen verzeichneten im Jahr 2010 und auch 2020 vor allem Regionen mit einem Schwerpunkt auf dem Kartoffel- und Gemüseanbau. Hierzu zählen u. a. die Lüneburger Heide, die Köln-Aachener Bucht sowie Rheinhessen. In Regionen, die durch intensive Viehhaltung geprägt sind, fanden sich positive Humussalden. Dies betraf bspw. das Münsterland, die Region Vechta-Cloppenburg, das östliche Schleswig-Holstein sowie weite Teile entlang der Nordseeküste (Abbildung 72).

Der Humussaldo stieg von 2010 zu 2016 im Bereich vom Emsland bis nach Sachsen und Franken. Im Nordosten sowie in weiten Teilen des Südwestens waren hingegen überwiegend Rückgänge zu sehen. Zwischen 2010 und 2020 waren Zunahmen vor allem in weiten Teilen Süddeutschlands festzustellen, aber auch im Westen und Nordwesten überwogen Anstiege des Humussaldos. In weiten Teilen Mittel- und Ostdeutschlands kam es überwiegend zu Abnahmen (Abbildung 72).

Abbildung 72: Entwicklung der Humusmenge in Deutschland von 2010 bis 2020



Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von ASE-Daten, Thünen-Institut

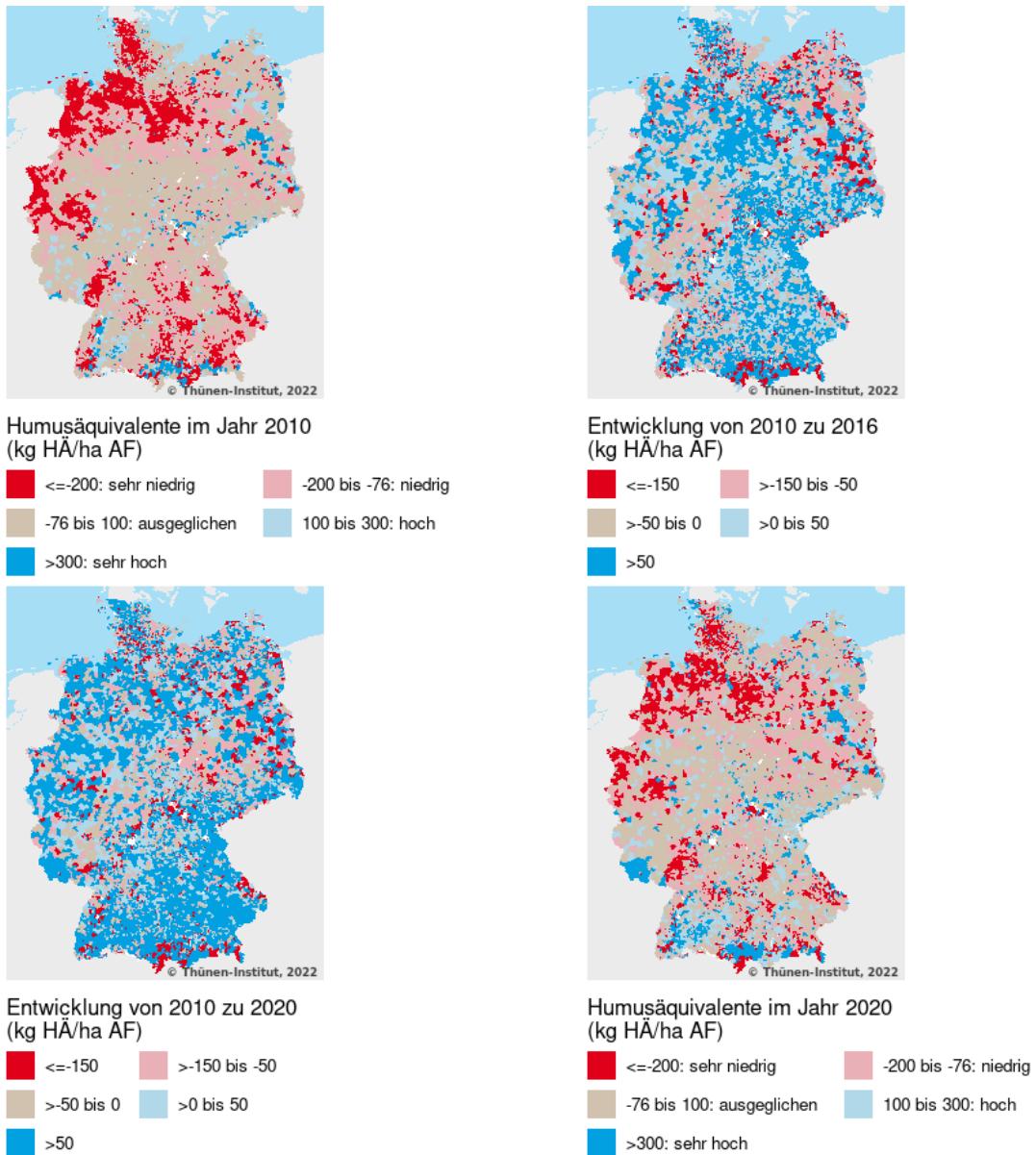
Abbildung 73 zeigt die Humusbilanz des Pflanzenbaus (Humuszehrung und -mehrung durch den Ackerbau, Nebenprodukte, pflanzliche Gärreste und Zwischenfruchtanbau). Ohne die Ausbringung von Wirtschaftsdünger und auf dieser Basis erzeugter Gärreste war die Humusbilanz je Hektar Ackerfläche 2010 und 2020 in 45,0 % bzw. 40,9 % der Gemeinden im ausgeglichenen Bereich; diese Gemeinden bewirtschafteten 46,9 % bzw. 47,2 % der Ackerfläche.

In weiten Teilen Norddeutschlands, dem äußeren Westen Nordrhein-Westfalens, Rheinhessens und Bayerns käme es ohne die Humuszufuhr aus der Tierhaltung zur Humuszehrung durch den Pflanzenbau (Hierbei muss berücksichtigt werden, dass eine übermäßige Düngung nachteilig wäre: Die Pflanzen würden überdüngt und könnten nicht alle Nährstoffe aufnehmen, sodass es zur Belastung von Gewässern kommen kann). Deutliche Humusbilanzüberschüsse aus dem Pflanzenbau traten 2010 nur vereinzelt auf (Abbildung 73).

Die Entwicklung der pflanzlichen Humusmenge von 2010 zu 2016 sowie von 2010 zu 2020 ähnelt sehr derjenigen der Humusmenge insgesamt (unter Berücksichtigung des

Wirtschaftsdüngers, siehe Abbildung 72). In weiten Teilen Deutschlands war 2016 und 2020 gegenüber 2010 eine gestiegene Bereitstellung der Humusmenge aus dem Pflanzenbau zu beobachten, während die Menge vor allem in Nordostdeutschland und im hessischen Bergland zurückging. Dies war 2016 gegenüber 2010 deutlicher ausgeprägt als von 2010 zu 2020 (Abbildung 73). Im Jahr 2020 gab es mehr Regionen mit pflanzlichen Bilanzüberschüssen als im Jahr 2010. Dies hängt u. a. mit dem Anstieg des Zwischenfruchtanbaus infolge der Einführung des Greenings 2015 zusammen.

Abbildung 73: Entwicklung der pflanzlichen Humusmenge in Deutschland von 2010 bis 2020



Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von ASE-Daten, Thünen-Institut

4.3 Entwicklung der Nutzung organischer Böden

In der Nutzung organischer Böden in den betrachteten Bundesländern BB, HE, NI, NW und RP kam es insgesamt zu kaum einer Veränderung. In diesen Ländern liegen ca. 50 % aller organischen Böden Deutschlands. Wurden 2013 621.000 ha gemeldet, waren es 2021 618.000 ha. Dies bedeutet, dass organische Böden trotz rückläufiger LF in Deutschland

insgesamt relativ konstant bewirtschaftet werden und GAP-Mittel für diese Flächen beantragt werden. Den größten Anteil machen Niedermoorböden mit 33 % der Fläche, Moorfolgeböden mit 25 % sowie Hochmoor und Treposole (jeweils 16 %) aus.

Bei der Nutzung der organischen Böden entfällt ein Großteil auf die Grünlandnutzung (ca. 403.000 ha, 65 % aller im InVeKoS genutzten organischen Böden). Vor allem auf Nieder- und Hochmoorböden ist Dauergrünland angelegt (bis zu 80 % auf Niedermoor und 75 % auf Hochmoorböden). Insbesondere auf den Niedermoorstandorten ist der Dauergrünlandanteil leicht von 78,7 % in 2013 auf 80 % in 2021 gestiegen. Moorfolgeböden sind zu 60 % Dauergrünlandstandorte. Auf Treposolen hingegen befindet sich nur auf 27 % der Fläche Dauergrünland. Hier nahm der Dauergrünlandanteil leicht ab (von 28,1 % auf 2013 auf 27 % in 2021). Ackerflächen auf organischen Böden machen ca. 208.000 ha oder 34 % der Fläche aus. Bei den Ackerflächen ist die vorwiegende Nutzung der Silomaisanbau (ca. 45 % der Ackerfläche auf organischen Böden). Auf Hochmoorböden lag der Silomaisanteil der Ackerfläche auf organischen Böden zwischen 57 % im Jahr 2014 und 52 % im Jahr 2021. Auf Niedermoorböden und Moorfolge lag der Anteil um die 40 %, bei Treposolen bei ca. 49 %. Daneben werden vor allem Ackergas, (7–8 %), Mais (ohne Silomais, 5–6 %), Winterweizen und Industriekartoffeln (jeweils ca. 5–6 %) angebaut. Auf den ackerbaugeprägten Treposolen ist nach dem Silomais der Industriekartoffelanbau (ca. 11 %) die Hauptnutzung. Der Anteil von Silomais nahm zwischen 2013 und 2021 von ca. 45 % auf 49 % zu, während der Maisanbau ohne Silomais von ca. 9 % im Jahr 2013 auf 5 % im Jahr 2021 zurückging.

Auf Dauerkulturen wiederum entfallen ca. 0,5 % der organischen Böden. Diese sind durch Beerenobstanbau, Baumschulen (vor allem auf Hochmoorböden) und Spargelanbau dominiert.

Da Emissionen aus organischen Böden ca. 44 % der Gesamtemissionen aus Landwirtschaft und Landnutzung in Deutschland ausmachen (Wittnebel et al., 2023), stehen sie im Fokus von Klimaschutzmaßnahmen in diesem Bereich. Im Schnitt ergeben sich daraus in den betrachteten Bundesländern 27,5 Mio. t CO₂-äq, die jährlich aus diesen Böden emittiert werden. Da die Nutzung über die Zeit relativ konstant geblieben ist, kann davon ausgegangen werden, dass auch die Emissionen aus dieser Quelle relativ konstant geblieben sind.

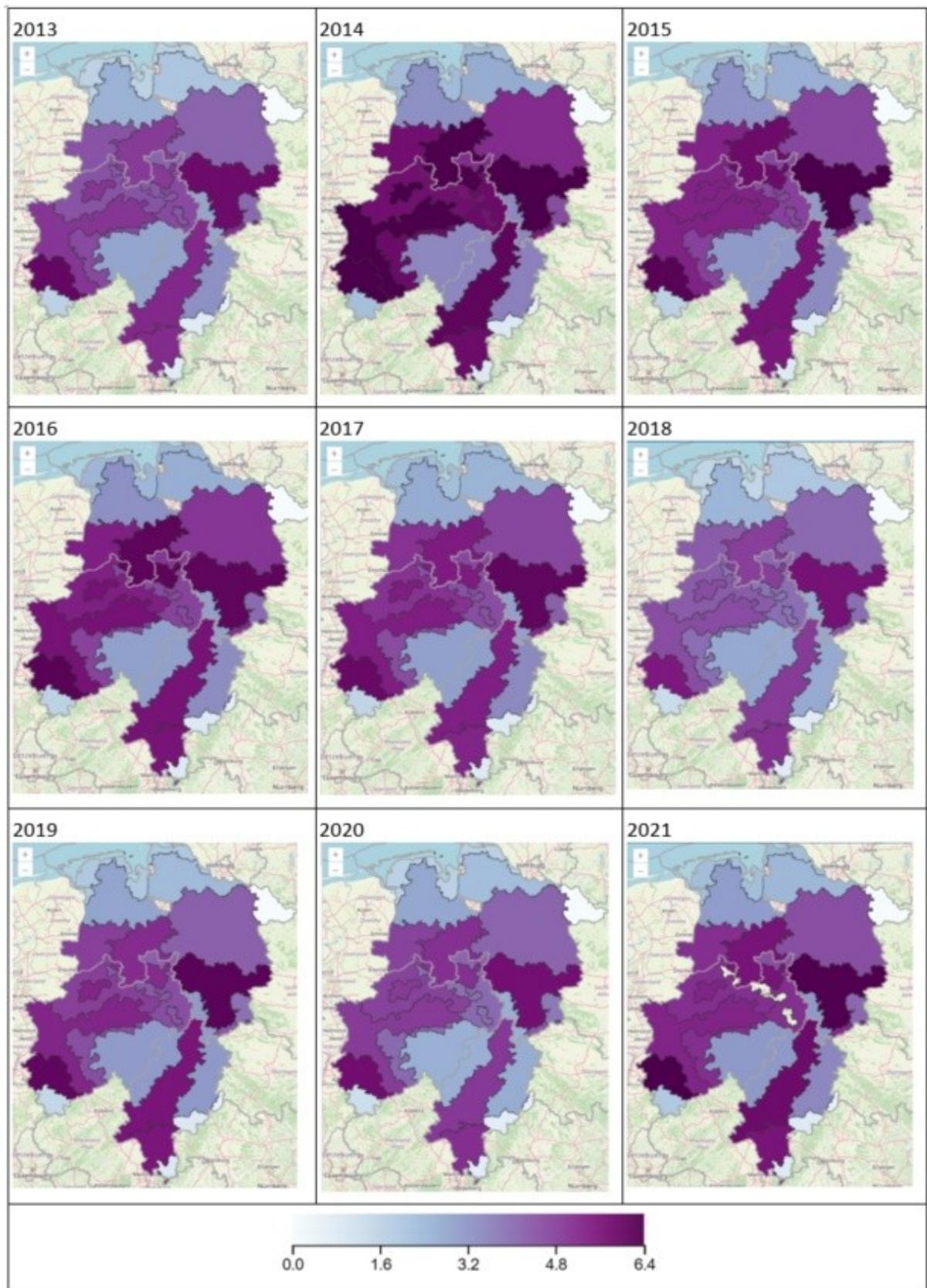
4.4 Entwicklung des PSM-Einsatzes

Eine Veränderung der räumlichen Kulturverteilung und Nutzung der landwirtschaftlichen Flächen durch GAP-Maßnahmen kann auf verschiedene Weise den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM) beeinflussen. Durch eine Veränderung der räumlichen Kulturzusammensetzung wenden Landwirte andere Anbaupraktiken an und setzen andere PSM ein. Eine veränderte Kulturverteilung kann auch zu einer größeren Diversifizierung der angebauten Kulturpflanzen führen. Dies kann helfen, die Resilienz der Anbauflächen zu erhöhen und den Bedarf an Pflanzenschutzmitteln zu verringern, da eine vielfältige Kulturlandschaft oft weniger anfällig für Schädlinge ist. Gesetzliche Maßnahmen wie z. B. Verbote in Naturschutzgebieten und Mindestabstände zu Gewässer können dazu führen, dass auf weniger Anbauflächen PSM eingesetzt werden. Eine verstärkte Umsetzung von biologischen Anbauverfahren oder die Zunahme von Flächen, auf denen keine PSM eingesetzt werden, führt zu einer Reduktion des PSM-Einsatzes.

Ziel dieses Arbeitspakets war es, die durch die GAP-induzierte Veränderung des Einsatzes von PSM darzustellen. Die Entwicklung des PSM-Einsatzes kann mit Hilfe der drei Indikatoren PSM-Menge, BH und BI abgebildet werden (siehe Kapitel 2.6.7).

Abbildung 74: Mittelwerte der Behandlungshäufigkeit der Bodenklimaraüme in den einzelnen Jahren

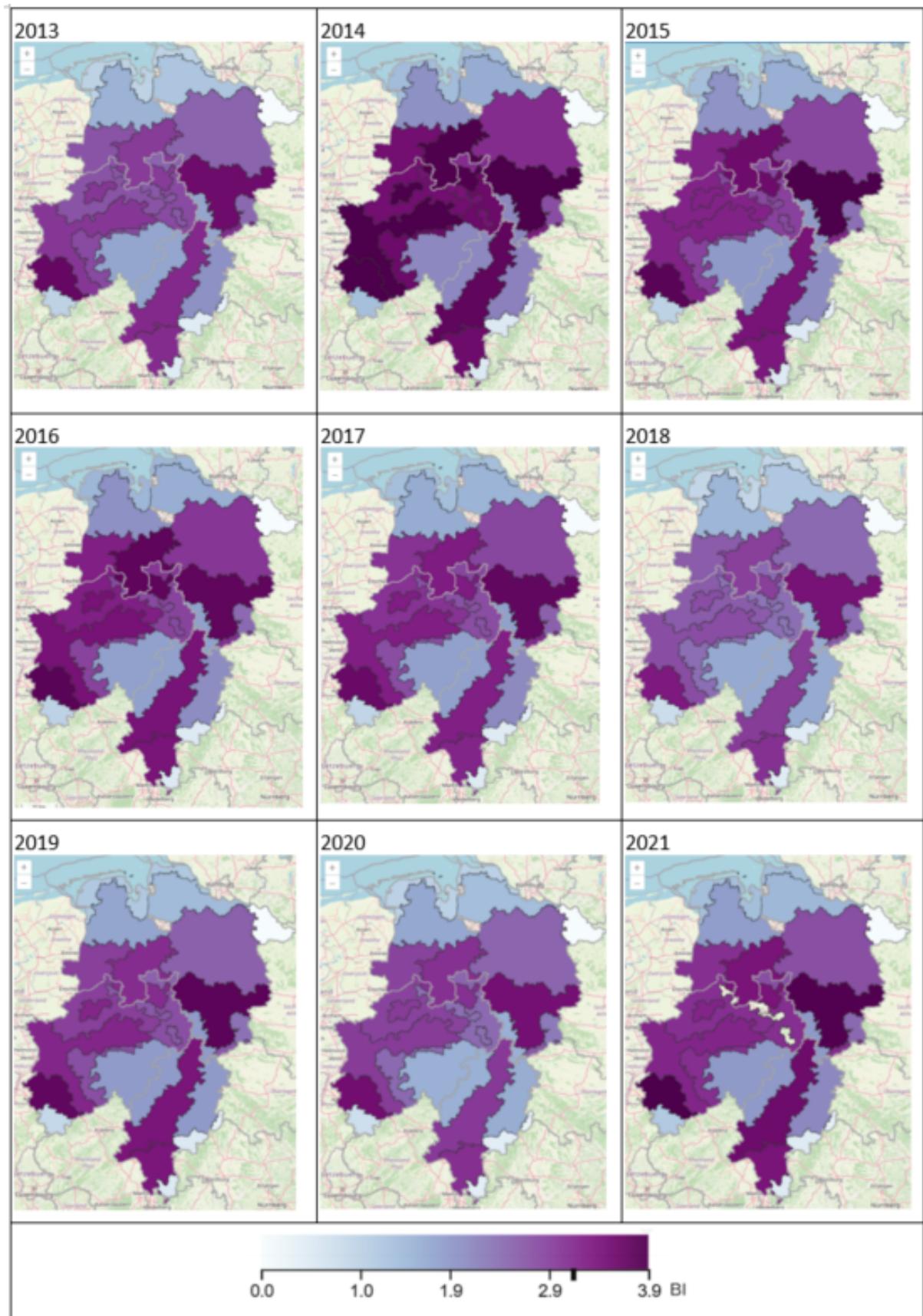
Die Datengrundlage waren alle Schläge einschließlich Grünland und Brachen.



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Abbildung 75: Mittelwerte der Behandlungsindizes der Bodenklimaräume in den einzelnen Jahren

Die Datengrundlage waren alle Schläge einschließlich Grünland und Brachen.



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Die Ergebnisse der räumlich aggregierten BH sind für die einzelnen Bodenklimateräume in Abbildung 74 zusammenfassend dargestellt. Bei dieser Darstellung wurden alle Anbaukulturen berücksichtigt. Das heißt, es wurden auch die Flächen, auf denen keine PSM-Anwendungen zu erwarten sind – wie Dauergrünland, Brachen und Schläge – mit biologischem Anbau berücksichtigt. In der Abbildung 74 haben Bodenklimateräume mit dunkler Einfärbung die höchsten Werte der mittleren BH. Diese hohen Werte wurden über die Jahre hinweg in den gleichen Bodenklimateräumen erreicht.

In den Bodenklimateräumen Jülicher und Zülpicher Börde (BKR 141) und Südhannover (BKR 145) lagen die mittleren BH über alle Jahre bei fünf Behandlungen pro Schlag und waren im Vergleich zu den anderen Bodenklimateräumen deutlich höher. Auch für die PSM-Mengen und BI wurden in diesen Regionen die höchsten Werte erreicht (Tabelle 21). Die Flächenanteile ohne PSM-Behandlungen sind in diesen Bodenklimateräumen am niedrigsten (< 16 %) und entsprechend die Flächenanteile mit PSM-Behandlungen am höchsten (> 84 %). Dies lag vor allem daran, dass in diesen Regionen aufgrund der hohen Bodenqualität weniger Flächen als Dauergrünland bewirtschaftet werden.

Die geringsten BH wurde in den Bodenklimateräumen Hocheifel (BKR 129), Odenwald/Spessart (BKR 130) und Niedersächsische Küsten- und Elbmarsch (BKR 152) verzeichnet, mit durchschnittlichen BH von 1,04, 0,56 und 0,56 Behandlungen pro Schlag. In diesen Regionen ist der Anteil der Flächen ohne PSM-Behandlungen mit 67–75 % am höchsten, während der Anteil der Flächen mit PSM-Behandlungen entsprechend am niedrigsten ist (25–33 %). Auch der BI sowie die ausgebrachte PSM-Menge sind in diesem Bodenklimateraum besonders niedrig. Dies lässt sich vor allem durch den hohen Grünlandanteil in den Regionen erklären. Neben den unterschiedlichen Anteilen an Flächen ohne PSM-Behandlungen in den einzelnen Bodenklimateräumen beeinflussen auch die variierenden Flächenanteile von Kulturen mit niedriger (z. B. Mais und Getreide) bzw. hoher PSM-Intensität (z. B. Zuckerrüben, Raps und Kartoffeln) die Variabilität des BI, der BH und der ausgebrachten PSM-Mengen in den jeweiligen Bodenklimateräumen. Eine detaillierte Untersuchung dieses Zusammenhangs wurde in dieser Analyse jedoch nicht vorgenommen.

Tabelle 21: Mittelwerte (Avg) und Standardabweichung (StD) der Behandlungshäufigkeit (BH), der PSM-Mengen und des Behandlungsindex (BI) und die Flächenanteile der Ackerfläche mit und ohne PSM-Anwendungen

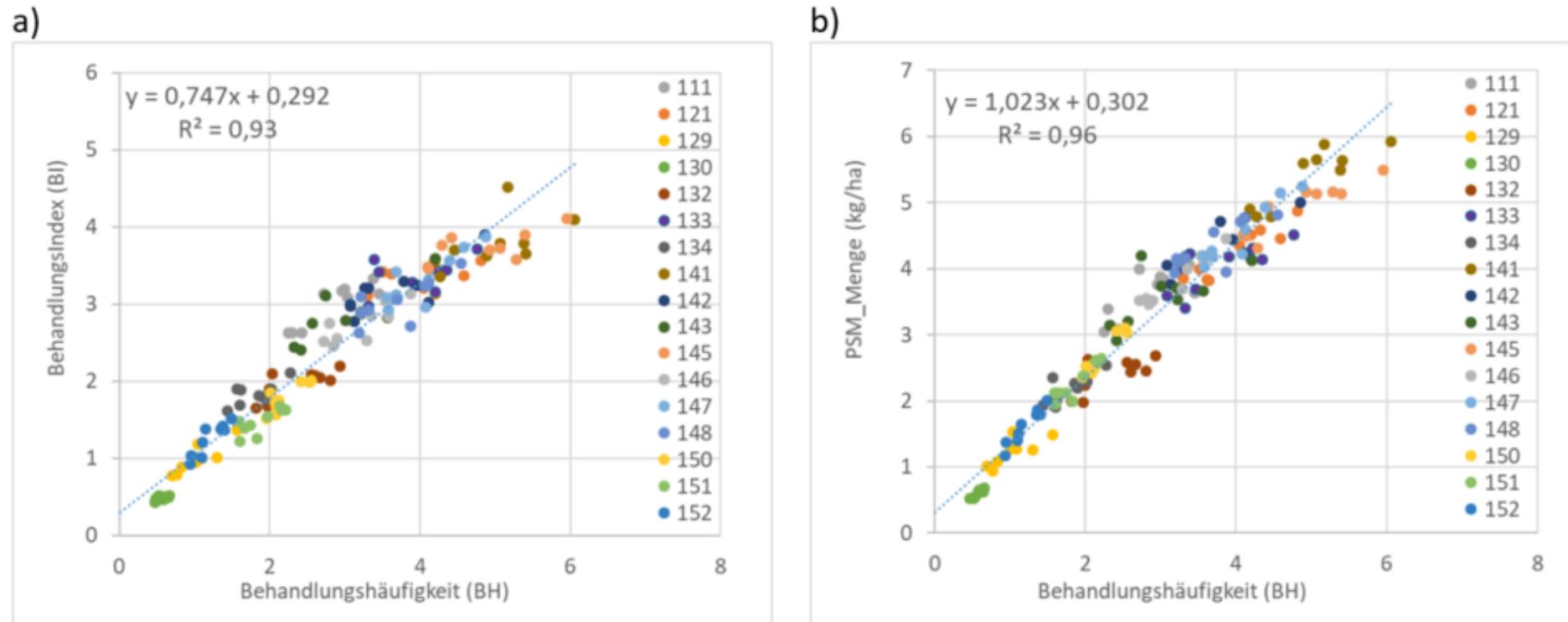
Bodenklimateregion	BH	Menge [kg/ha]	BI	Flächenanteil mit PSM	Flächenanteil ohne PSM
				Avg±StD	Avg±StD
111 Verwitterungsböden in den Übergangslagen (Ost)	2,84±0,44	3,64±0,38	2,99±0,28	0,80±0,02	0,20±0,02
121 Rheinebene und Nebentäler	4,00±0,52	4,26±0,39	3,30±0,17	0,67±0,02	0,33±0,02
129 Hocheifel, Höhenlagen	1,04±0,27	1,25±0,20	1,00±0,18	0,25±0,01	0,75±0,01
130 Odenwald, Spessart	0,56±0,07	0,59±0,06	0,48±0,03	0,31±0,01	0,69±0,01
132 Osthessische Mittelgebirgslagen	2,38±0,42	2,4±0,26	1,97±0,19	0,44±0,02	0,56±0,02

	Bodenklimaregion	BH	Menge [kg/ha]	BI	Flächenanteil mit PSM	Flächenanteil ohne PSM
133	Zentralhessische Ackerbaugebiete,	3,85±0,57	4,02±0,37	3,33±0,25	0,66±0,02	0,34±0,02
134	Sauerland, Briloner Höhen	1,80±0,26	2,2±0,21	1,83±0,14	0,38±0,01	0,62±0,01
141	Jülicher Börde, Zülpicher Börde	4,99±0,61	5,41±0,46	3,78±0,34	0,84±0,01	0,16±0,01
142	Mittelrhein, Niederrhein, südl. Münsterland	3,74±0,59	4,35±0,41	3,23±0,32	0,74±0,01	0,26±0,01
143	Ost-Westfalen, Lippe, Haarstrang, Bergisches Land	3,03±0,61	3,59±0,43	2,85±0,35	0,59±0,01	0,41±0,01
145	Südhannover / Lehmböden	4,84±0,65	4,93±0,39	3,73±0,21	0,86±0,02	0,14±0,02
146	Lüneburger Heide / Sandige Böden	3,21±0,41	3,83±0,36	2,74±0,24	0,72±0,01	0,28±0,01
147	mittleres Niedersachsen / leichte Lehmböden	4,06±0,48	4,54±0,46	3,33±0,34	0,79±0,02	0,21±0,02
148	südwestliches Weser-Ems-Gebiet / sandige Böden	3,69±0,49	4,35±0,36	3,03±0,28	0,79±0,01	0,21±0,01
150	nordwestliches Weser-Ems-Gebiet / sandige Böden	2,20±0,23	2,68±0,30	1,78±0,19	0,52±0,02	0,48±0,02
151	Elbe-Weser-Dreieck / sandige Böden	1,88±0,25	2,28±0,28	1,47±0,16	0,48±0,01	0,52±0,01
152	Niedersächsische Küsten- und Elbmarsch	1,21±0,20	1,62±0,27	1,25±0,21	0,33±0,01	0,67±0,01

Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Abbildung 76: Zusammenhang zwischen a) Behandlungsindex und Behandlungshäufigkeit und b) PSM-Mengen und Behandlungshäufigkeit

Abgebildet sind die Mittelwerte der Bodenklimarräume in den einzelnen Jahren



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Die Kartenserien der BI (Abbildung 75) sowie der PSM-Mengen (hier ohne Abbildung) kann im Map-Viewer betrachtet werden) zeigen ein ähnliches Muster wie die BH. Dies lässt sich durch den engen Zusammenhang dieser drei Indizes erklären. Ein Vergleich der PSM-Mengen und des BI mit der BH in den einzelnen Bodenklimaraumen und Jahren zeigt eine starke Korrelation ($r^2 > 0,93$) zwischen dem BH und sowohl den PSM-Mengen als auch dem BI (Abbildung 76).

Die zeitliche Veränderung der BH, der PSM-Mengen und des BI wird in Abbildung 77 auf Ebene der Bundesländer dargestellt. Die mittlere BH variiert im Laufe der Jahre je nach Bundesland zwischen 3,15 und 2,63 (NI, -44 %), 4,14 und 2,56 (NW, -38 %) sowie 3,59 und 2,32 (HE, -55 %). Insgesamt nimmt die BH bis 2021 in allen drei Bundesländern ab: um 14 % in Niedersachsen, 26 % in Nordrhein-Westfalen und 21 % in Hessen. (Tabelle 22). Ähnliche Abnahmen können bei der PSM-Menge beobachtet werden. Sie nimmt bis 2021 in Niedersachsen um 5 %, und in Nordrhein-Westfalen und Hessen jeweils um 9 % ab.

Der mittlere BI schwankt über die Jahre zwischen 3,19 und 2,57 (NI, -24 %), 3,54 und 2,62 (NW, -35 %) sowie 2,95 und 2,27 (HE, -29 %). Das Verhältnis zwischen dem maximalen und minimalen BI im Zeitraum 2013 bis 2021 ist damit etwas geringer als bei der BH. Im Gegensatz zur BH zeigt der BI jedoch keinen klaren Abwärtstrend bis 2021 – während er in Niedersachsen leicht um 4,6 % steigt, sinkt er in Nordrhein-Westfalen um 5,8 % und in Hessen um 1 %.

Die geringe Reduktion der drei Indikatoren in NW kann mit der deutlich geringeren Reduktion der nicht-behandelten Fläche erklärt werden. Bis 2021 nimmt die PSM-Fläche bezogen auf den Basiszeitraum nur um 1 % ab.

Tabelle 22: Entwicklung der Behandlungshäufigkeit (BH), der PSM-Mengen und des Behandlungsindex (BI) in drei Bundesländern

Für Hessen (HE), Niedersachsen (NI) und Nordrhein-Westfalen (NW) im Zeitraum 2013–2021 zeigt die zeitliche Veränderung der berücksichtigten Ackerfläche* (einschließlich Grünland und Brachen), der Flächenanteile mit und ohne PSM-Behandlungen sowie der Behandlungsintensität. Zudem werden Mittelwerte für BH, PSM-Mengen (kg/ha) und BI dargestellt. Die letzten Spalten enthalten die relativen Werte dieser Kennzahlen im Vergleich zum Basiszeitraum 2013–2015.

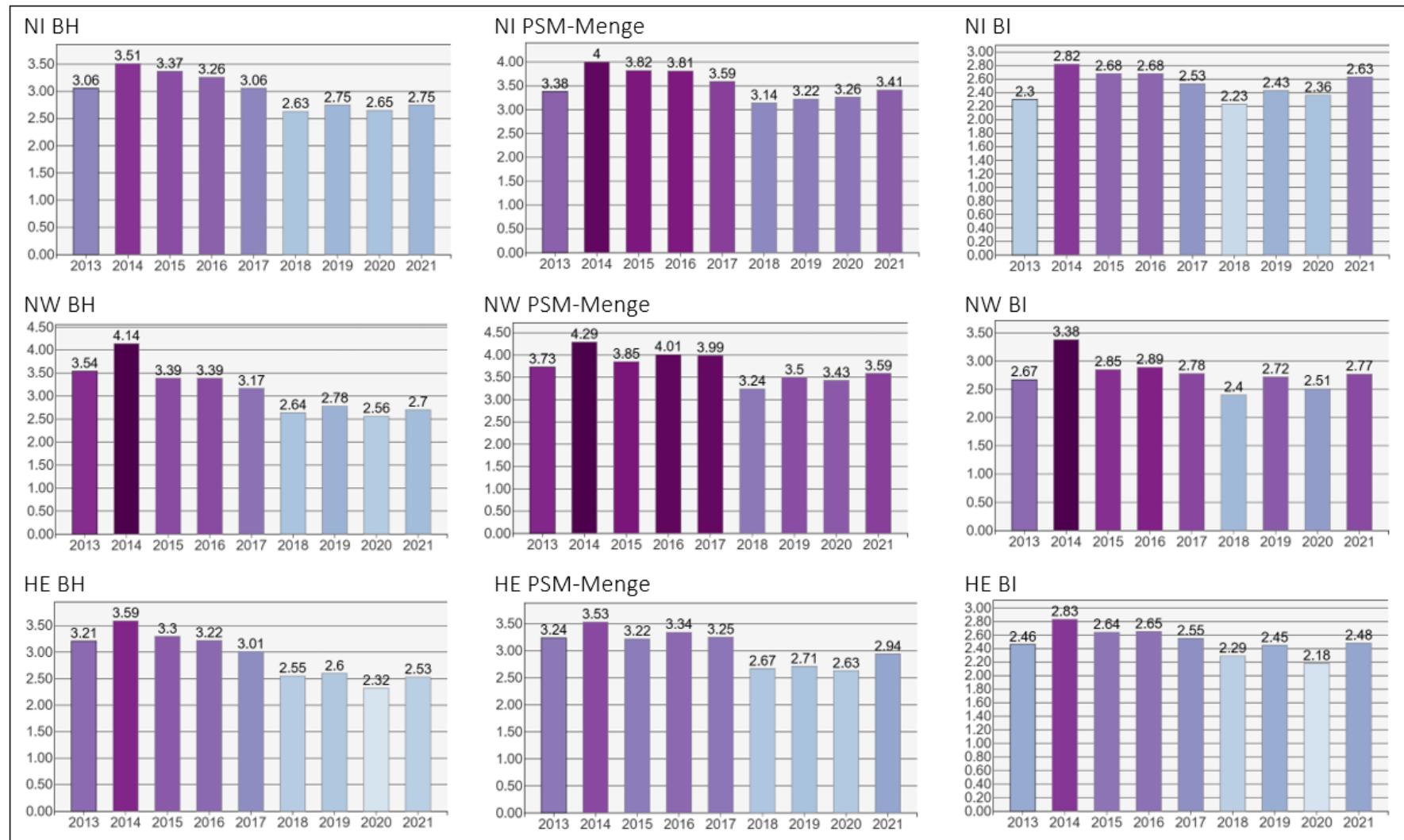
*die berücksichtigte Ackerfläche ist der Anteil der Anbaufläche, bei der die InVeKoS-Nutzung einer SYNOPS-Kultur zugeordnet werden konnte.

Land	Jahr	berück-sichtigte Ackerfläche	Flächenanteile bezogen auf berücksichtigte Ackerfläche		Flächenanteile bezogen den Basiszeitraum 2013–2015	Mittelwerte			Relative Werte bezogen auf den Basiszeitraum 2013–2015		
			mit PSM	ohne PSM		BH	PSM [kg/ha]]	BI	BH	PSM-Mengen	BI
HE	2013	91 %	56 %	44 %	100 %	3,21	3,24	2,46	101 %	101 %	98 %
HE	2014	91 %	56 %	44 %	100 %	3,59	3,53	2,83	113 %	110 %	112 %
HE	2015	91 %	55 %	45 %	98 %	3,3	3,22	2,64	103 %	100 %	105 %
HE	2016	92 %	56 %	44 %	100 %	3,22	3,34	2,65	101 %	104 %	105 %
HE	2017	94 %	55 %	45 %	98 %	3,01	3,25	2,55	94 %	101 %	101 %
HE	2018	92 %	53 %	47 %	95 %	2,55	2,67	2,29	80 %	83 %	91 %
HE	2019	92 %	52 %	48 %	93 %	2,6	2,71	2,45	82 %	84 %	97 %
HE	2020	91 %	52 %	48 %	93 %	2,32	2,63	2,18	73 %	82 %	87 %

Land	Jahr	berück-sichtigte Ackerfläche	Flächenanteile bezogen auf berücksichtigte Ackerfläche	Flächenanteile bezogen den Basiszeitraum 2013–2015	Mittelwerte			Relative Werte bezogen auf den Basiszeitraum 2013–2015		
HE	2021	90 %	51 % 49 %	91 %	2,53	2,94	2,48	79 %	91 %	98 %
NI	2013	97 %	68 % 32 %	101 %	3,06	3,38	2,3	96 %	94 %	92 %
NI	2014	97 %	68 % 32 %	101 %	3,51	4	2,82	110 %	111 %	113 %
NI	2015	94 %	67 % 33 %	100 %	3,37	3,82	2,68	106 %	106 %	108 %
NI	2016	96 %	66 % 34 %	99 %	3,26	3,81	2,68	102 %	106 %	108 %
NI	2017	96 %	66 % 34 %	99 %	3,06	3,59	2,53	96 %	100 %	102 %
NI	2018	94 %	66 % 34 %	99 %	2,63	3,14	2,23	82 %	88 %	90 %
NI	2019	96 %	64 % 36 %	96 %	2,75	3,22	2,43	86 %	90 %	98 %
NI	2020	95 %	66 % 34 %	99 %	2,65	3,26	2,36	83 %	91 %	95 %
NI	2021	95 %	66 % 34 %	99 %	2,75	3,41	2,63	86 %	95 %	105 %
NW	2013	95 %	67 % 33 %	100 %	3,54	3,73	2,67	97 %	95 %	92 %
NW	2014	95 %	67 % 33 %	100 %	4,14	4,29	3,38	113 %	109 %	116 %
NW	2015	95 %	66 % 34 %	99 %	3,39	3,85	2,85	93 %	98 %	98 %
NW	2016	95 %	66 % 34 %	99 %	3,39	4,01	2,89	93 %	102 %	99 %
NW	2017	95 %	66 % 34 %	99 %	3,17	3,99	2,78	87 %	102 %	96 %
NW	2018	93 %	66 % 34 %	99 %	2,64	3,24	2,4	72 %	82 %	83 %
NW	2019	93 %	65 % 35 %	97 %	2,78	3,5	2,72	76 %	89 %	94 %
NW	2020	93 %	65 % 35 %	97 %	2,56	3,43	2,51	70 %	87 %	86 %
NW	2021	94 %	64 % 36 %	96 %	2,7	3,59	2,77	74 %	91 %	95 %

Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Abbildung 77: Mittelwerte der Behandlungshäufigkeit (links), der PSM-Menge (Mitte) und des Behandlungsindex (rechts) je Bundesland in den einzelnen Jahren



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Neben Faktoren wie Klimabedingungen und Schaderregerdruck sind die räumlichen Flächenanteile der Nutzung ein wichtiger Faktor, der die zeitliche Veränderung der PSM-Mengen, der BH und des BI verursacht. Im Zeitraum 2013–2021 hat die mit PSM behandelte Fläche bezogen auf den Basiszeitraum 2013–2015 um 1 % in Niedersachsen, 4 % in NW und 9 % in Hessen abgenommen (Tabelle 22). Die unterschiedlichen Veränderungen der mit PSM behandelten Fläche in den einzelnen Bundesländern erklären zum Teil auch die Variabilität in der PSM-Intensität zwischen den Ländern. In NI, das Land mit einer geringen Abnahme der mit PSM behandelten Fläche, wurden die geringsten Veränderungen des BH, BI und der PSM-Mengen beobachtet. In Hessen dagegen, das Land mit der größten Verringerung der PSM-Fläche, wurden auch die höchsten Veränderungen in der PSM-Intensität beobachtet.

Auch auf Ebene der Klimaräume können unterschiedliche zeitliche Veränderungen der PSM-Flächen beobachtet werden (Abbildung 78). Die Verringerung der PSM-Fläche variiert in den einzelnen BKR im Vergleich zum Basiszeitraum von 1 % in den Regionen nordwestliches Weser-Ems-Gebiet (BKR 150) und südwestliches Weser-Ems-Gebiet (BKR 148) bis zu 10 % in der Hocheifel (BKR 129). Die Veränderung der mit PSM behandelten Ackerfläche über die Jahre erklärt zu einem wesentlichen Teil die Reduktion von PSM-Mengen, BH und BI.

In Abbildung 79 wurde der Anteil der Flächen dargestellt, die mit PSM behandelt wurden, in den einzelnen Bodenklimateräumen und Jahren ermittelt und der a) mittleren PSM-Menge, b) der BH und c) dem BI gegenübergestellt. In allen Fällen konnte eine gute Korrelation erzielt werden ($r^2 > 0,79$). Es wird aber deutlich, dass die Unterschiede der Flächenanteile zwischen den Bodenklimateräumen größer sind als die Veränderungen der Flächenanteile über die Zeit. Abbildung 79 zeigt demnach den allgemeinen Zusammenhang der Flächennutzung und den mittleren PSM-Mengen, die BH und den BI.

Die Auswirkung durch eine zeitliche Veränderung der Flächennutzung durch die GAP-Maßnahmen sollte separat für die Bodenklimateräume dargestellt werden. Auch innerhalb der einzelnen Bodenklimateräume kann dieser Zusammenhang beobachtet werden. Abbildung 80 zeigt den Zusammenhang zwischen dem Anteil der mit PSM behandelten Flächen und BH in verschiedenen Bodenklimateräumen. In den meisten Regionen besteht eine starke positive Korrelation. Die Bestimmtheitsmaße (r^2) variieren erheblich zwischen den Bodenklimateräumen, mit Werten zwischen 0,21 und 0,93. In einigen Regionen (z. B. 111, 132, 142) sind die Korrelationen sehr stark ($r^2 > 0,8$), was darauf hinweist, dass der Flächenanteil mit PSM die Behandlungshäufigkeit in den Bodenklimateräumen weitgehend erklärt. Andere Faktoren wie Klima oder Schaderregerdruck spielen in diesen Regionen eine untergeordnete Rolle. In anderen Regionen (z. B. 147, 150) sind die Korrelationen hingegen schwach ($r^2 < 0,38$), sodass weitere Faktoren die Behandlungshäufigkeit maßgeblich beeinflussen.

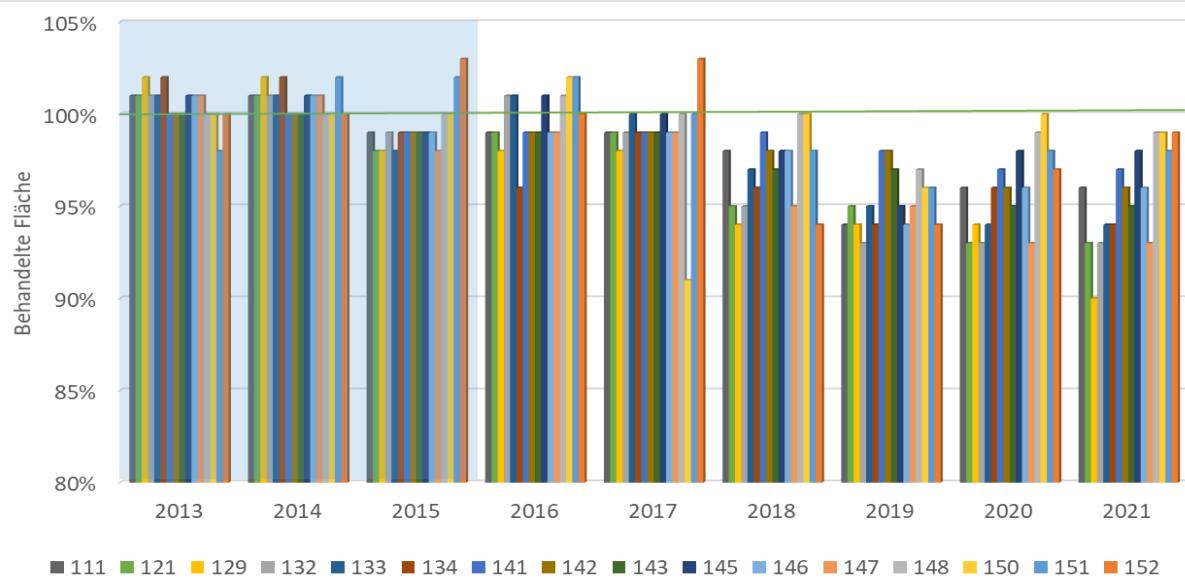
Die Steigungen der Regressionsgeraden variieren ebenfalls, was auf Unterschiede in der Intensität der PSM-Anwendung hinweisen könnte. Regionen mit hohen Steigungen weisen eine besonders starke Zunahme der BH pro zusätzlichem Anteil an behandelten Flächen auf.

Der Zusammenhang zwischen dem Flächenanteil mit PSM und den PSM-Mengen zeigt ähnlich starke Korrelationen für die einzelnen Bodenklimateräume ($0,11 < r^2 < 0,82$). Insgesamt war das Bestimmtheitsmaß jedoch etwas niedriger bei den PSM-Mengen. Der Zusammenhang zwischen dem Flächenanteil mit PSM und dem BI zeigt etwas schwächere Korrelationen für die einzelnen Bodenklimateräume ($0,11 < r^2 < 6,5$).

Insgesamt deutet die Analyse darauf hin, dass der Flächenanteil mit PSM-Behandlung ein wesentlicher, aber nicht alleiniger Faktor für die Veränderung von PSM-Mengen, BH und BI ist. Weitere Faktoren wie Schaderregerdruck, Bewirtschaftungssysteme oder klimatische Bedingungen könnten in Regionen mit schwächeren Korrelationen eine größere Rolle spielen.

Abbildung 78: Entwicklung des Anteils der behandelten Flächen in verschiedenen Bodenklimarräumen im Zeitraum 2013–2021

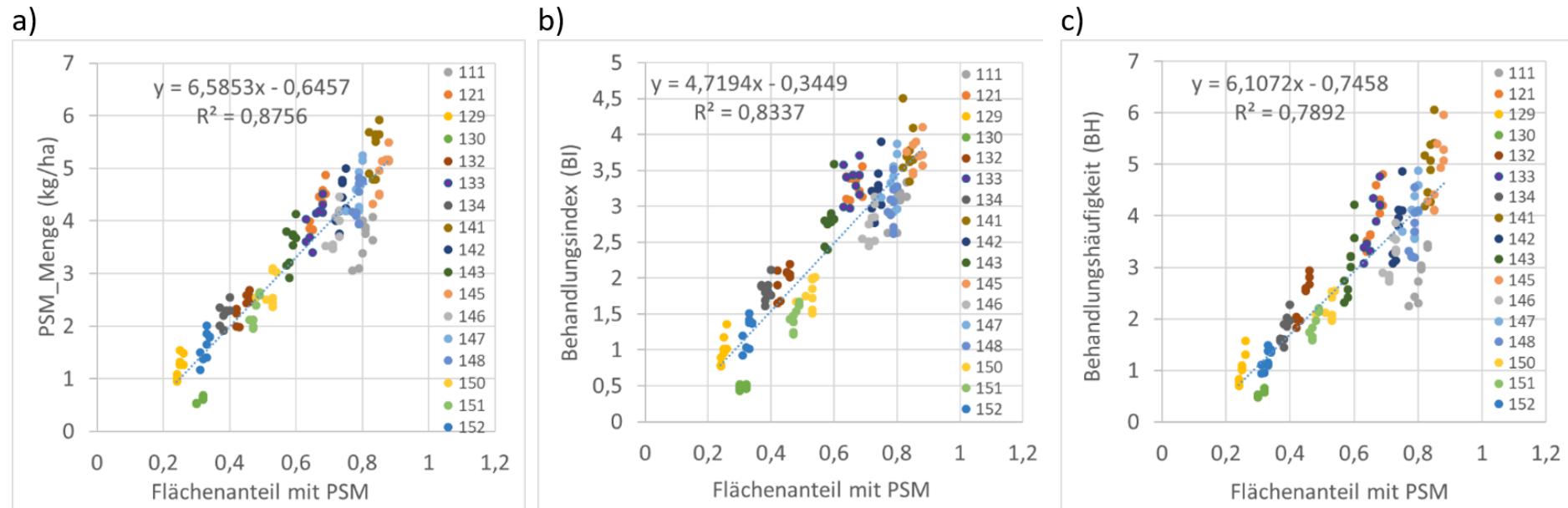
Dargestellt sind die prozentualen Anteile im Vergleich zum Basiszeitraum 2013–2015 (blau markiert).



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

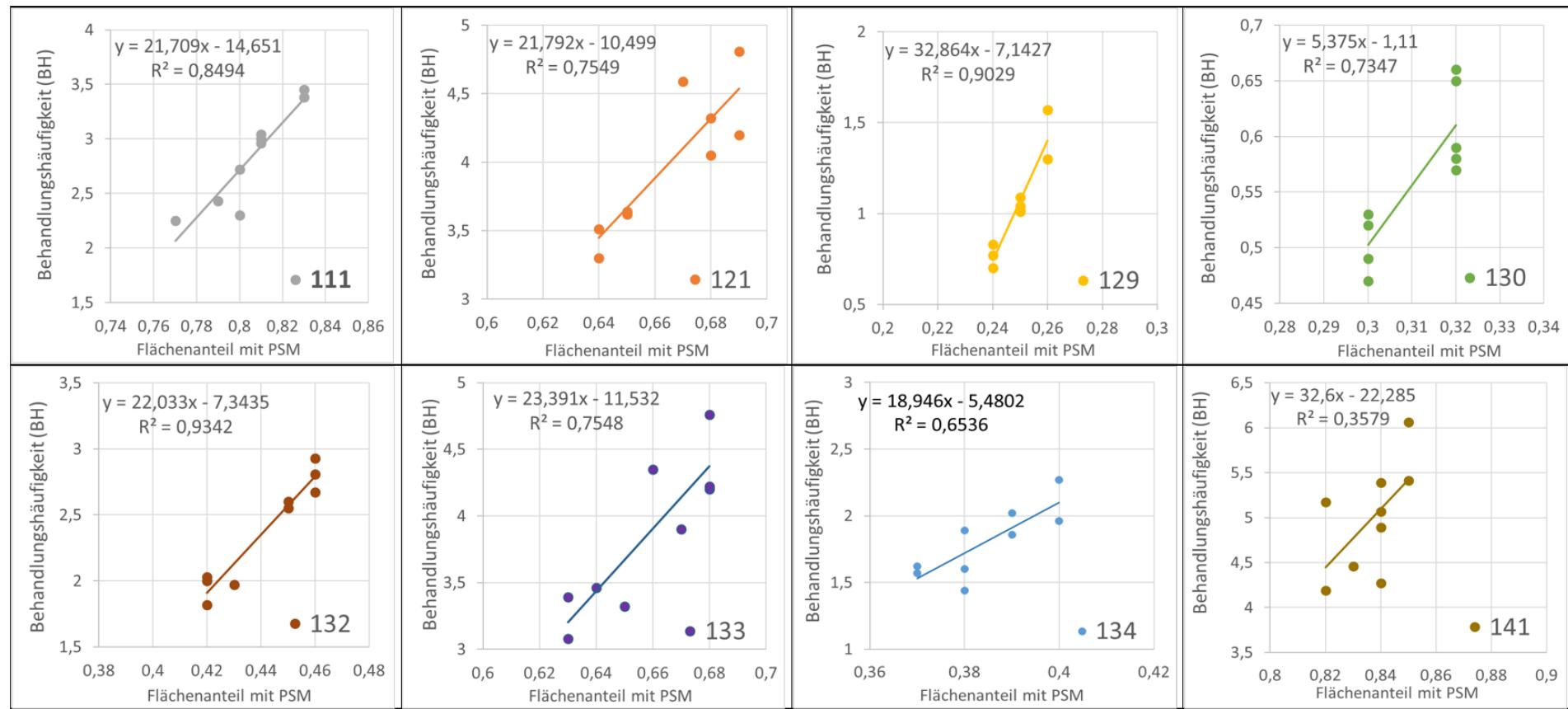
Abbildung 79: Korrelationen zwischen Flächenanteil mit PSM und a) mittlerer PSM-Menge, b) Behandlungshäufigkeit und c) Behandlungsindex

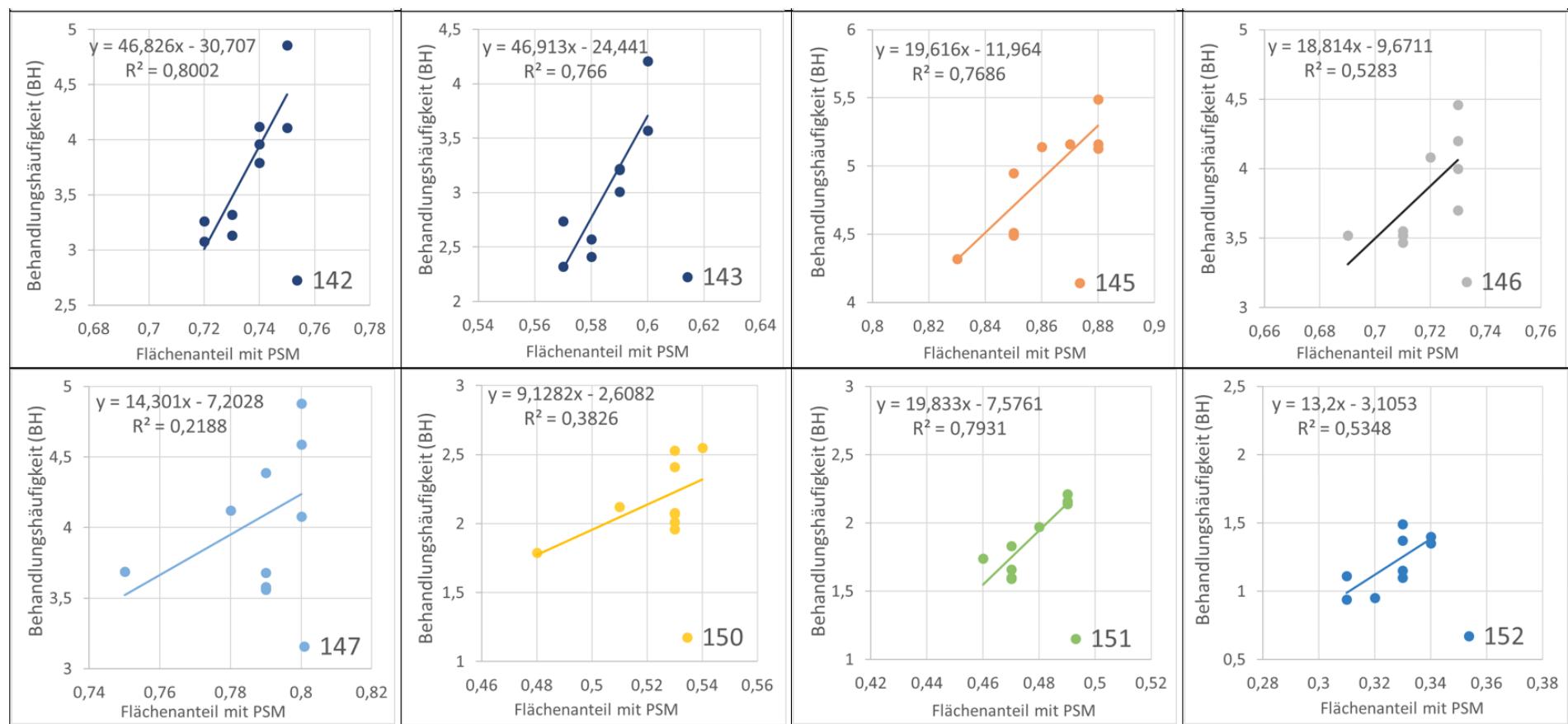
Alle Mittelwerte wurden für die einzelnen Jahre und Bodenklimarräume berechnet.



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Abbildung 80: Korrelationen zwischen dem Flächenanteil mit PSM und Behandlungshäufigkeit für die einzelnen Bodenklimaraüme



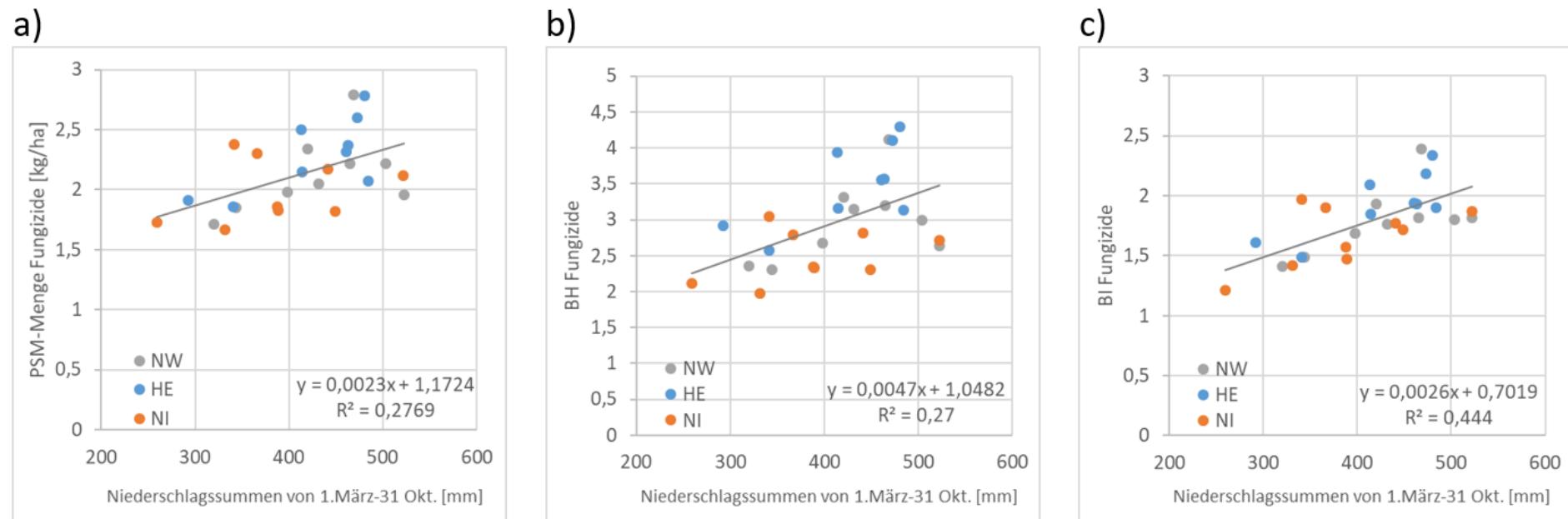


Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Klimaparameter wie Temperatur und Niederschlag erklären zum Teil die Veränderungen der PSM-Intensität. In feuchten Jahren ist davon auszugehen, dass es zu einem erhöhten Fungizid- oder Herbizid-Einsatz kommt. Dagegen wird der Insektizid-Einsatz eher durch Temperaturveränderungen beeinflusst. In Abbildung 81 wurden aus allen $1 \times 1 \text{ km}^2$ -Kacheln des DWD-Klimadatensatzes die jährlichen Niederschlagssummen in der Wachstumsphase zwischen 1. März und 31. Oktober berechnet und für die drei Bundesländer NW, HE und NI als Mittelwert aggregiert. Diese Niederschlagswerte wurden dann den drei Intensitätsindikatoren PSM-Menge, BH und BI für die drei PSM-Gruppen Herbizide, Fungizide und Insektizide gegenübergestellt. In Abbildung 81 sind die drei Streudiagramme für die Fungizide dargestellt. Die leicht positive Korrelation zwischen den Niederschlagsdaten und Fungizid-Mengen ($r^2 = 0,28$), Fungizid-BI ($r^2 = 0,27$) und Fungizid-BH ($r^2 = 0,44$) ist gering, aber vorhanden. Für die anderen beiden PSM-Gruppen war dieser positive Zusammenhang deutlich schwächer mit $r^2 < 0,23$. Neben den Anteilen der Anbauflächen mit bzw. ohne PSM-Anwendungen tragen auch die Niederschlagssummen zu einem gewissen Anteil zur zeitlichen und räumlichen Variabilität des PSM-Einsatzes bei.

Abbildung 81: Zusammenhang zwischen den Niederschlagssummen und dem Fungizid-Einsatz in den drei Bundesländern

Dargestellt sind a) die mittleren Fungizid-Mengen, b) die Behandlungshäufigkeit (BH) und c) der Behandlungsindex (BI) für Fungizide. Die Niederschlagssummen beziehen sich auf den Zeitraum 1. März bis 31. Oktober und die Bundesländer Nordrhein-Westfalen (NW), Hessen (HE) und Niedersachsen (NI).



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

4.5 Entwicklung des Umweltrisikos

Wie in Kapitel 2.6.11 beschrieben, wurden zwei unterschiedliche Risikoanalysen durchgeführt. Bei der ersten Analyse wurden die generischen Applikationsmuster aus den spezifischen Jahren mit den InVeKoS-Schlägen und den Wetterdaten aus den entsprechenden Jahren verknüpft.

Bei der zweiten Analyse wurden die Eingangsparameter so angelegt, dass einzig die räumliche Verteilung der Anbaukulturen und GAP-Maßnahmen eine zeitliche Veränderung des Umweltrisikos verursachen kann. Die Ergebnisse dieser zweiten Auswertung stellen demnach keine reale Risikoanalyse der einzelnen Jahre dar, sondern basieren auf Szenarien, die bewusst so konzipiert wurden, dass sich ausschließlich Veränderungen in den Anbauverhältnissen auf das Umweltrisiko auswirken. Falls diese Veränderungen durch GAP-Maßnahmen induziert werden, könnte dadurch das Umweltrisiko verändert werden.

Für beide Analysen ist anzumerken, dass die häufigsten PSM bei der Selektion für die GAM nicht unbedingt die problematischsten und toxischsten für die Umwelt darstellen, da bei der Auswahl der PSM allein die BH eine Rolle spielt. Dadurch fallen eventuell für die Umwelt problematische PSM, die nicht so häufig angewendet werden, aus der Risikoanalyse heraus, da sie bei der Erstellung der GAM nicht berücksichtigt werden. Für die Abschätzung einer Risikoveränderung durch eine GAP-induzierte Landnutzungsveränderung spielt dies jedoch nur eine untergeordnete Rolle. Die mit den GAM erstellten Risikoanalysen stellen demnach nicht die konkrete, sondern eher die durchschnittliche Situation der Belastung der Umwelt dar.

Mit den hier beschriebenen Ansätzen werden nur Effekte der räumlichen Anordnung der Kulturen zu Nichtzielkompartimenten wie z. B. Oberflächengewässern erfasst. Filter- bzw. Blühstreifen, die im Rahmen der GAP-Maßnahmen angelegt wurden, haben einen risikomindernden Effekt, da durch diese PSM auf einer geringeren Fläche appliziert werden und sich die Abstände zu den Nichtzielkompartimenten erhöhen und damit Einträge durch Abdrift und Verflüchtigung verringern. Auch eine Veränderung der Dauergrünlandflächen kann einen Effekt auf das räumliche Risiko haben, da für diese Flächen vereinfachend angenommen wurde, dass keine PSM gespritzt werden und daher das Risiko null ist. Es werden zwar auch auf Grünland PSM eingesetzt, allerdings in deutlich geringeren Mengen und mit anderer Zielsetzung als im Ackerbau. Der Einsatz auf Grünland ist vor allem zur Bekämpfung von unerwünschten Pflanzen (z. B. Ampfer, Disteln, Jakobs-Kreuzkraut) sowie beim Umbruch relevant. Im Vergleich zum Ackerbau ist die Anwendung aber wesentlich seltener und weniger intensiv. Anwendungserhebungen und konkrete Zahlen zum PSM-Einsatz auf Grünlandflächen sind jedoch nicht verfügbar. Daher wurde der PSM-Einsatz für Dauergrünland auf null gesetzt.

Weitere risikomindernde Effekte, wie z. B. durch optimierte Fruchtfolgen oder eine erhöhte Kulturarten-Diversität und einer damit verbundenen Reduktion des PSM-Einsatzes, können mit diesem Ansatz nicht berücksichtigt werden.

4.5.1 Umweltrisiken berechnet mit jährlichen Wetter- und Anwendungsdaten

4.5.1.1 Risiko für aquatische Organismen

Die Kartenreihe in Abbildung 82 zeigt die Entwicklung des akuten aquatischen Risikos basierend auf dem 90. Perzentil des $ETR_{A(aqu)}$ über den Zeitraum von 2013 bis 2021. Dargestellt wurden räumliche Risikoindizes innerhalb von Gewässereinzugsgebieten für die drei Bundesländer NI, NW und HE.

Die akuten aquatischen Risikoindizes zeigen über die Jahre eine gewisse Variabilität. Während einige Gebiete über die Jahre stabil bleiben, gibt es auffällige Schwankungen in Bereichen mit niedrigem Risiko (gelb). Zum Beispiel bleiben weite Teile des untersuchten Gebiets über die Jahre hinweg im sehr niedrigen Risikobereich (grün) oder weisen kein aquatisches Risiko auf (dunkelgrün). In den Jahren 2013, 2014, 2016 und 2017 sind größere Flächen mit niedrigem Risiko (gelb) sichtbar. Zwischen 2015 und 2017 ist eine leichte Verschlechterung erkennbar, gefolgt von einer deutlichen Verbesserung ab 2018.

Dabei fällt auf, dass über alle betrachteten Jahre die Risikoindizes in den Einzugsgebieten des Bodenklimateums Sauerland / Briloner Höhen (134) sehr niedrig sind. Dies kann mit dem sehr hohen Anteil von Flächen ohne PSM-Einsatz von 62 % erklärt werden (Tabelle 21).

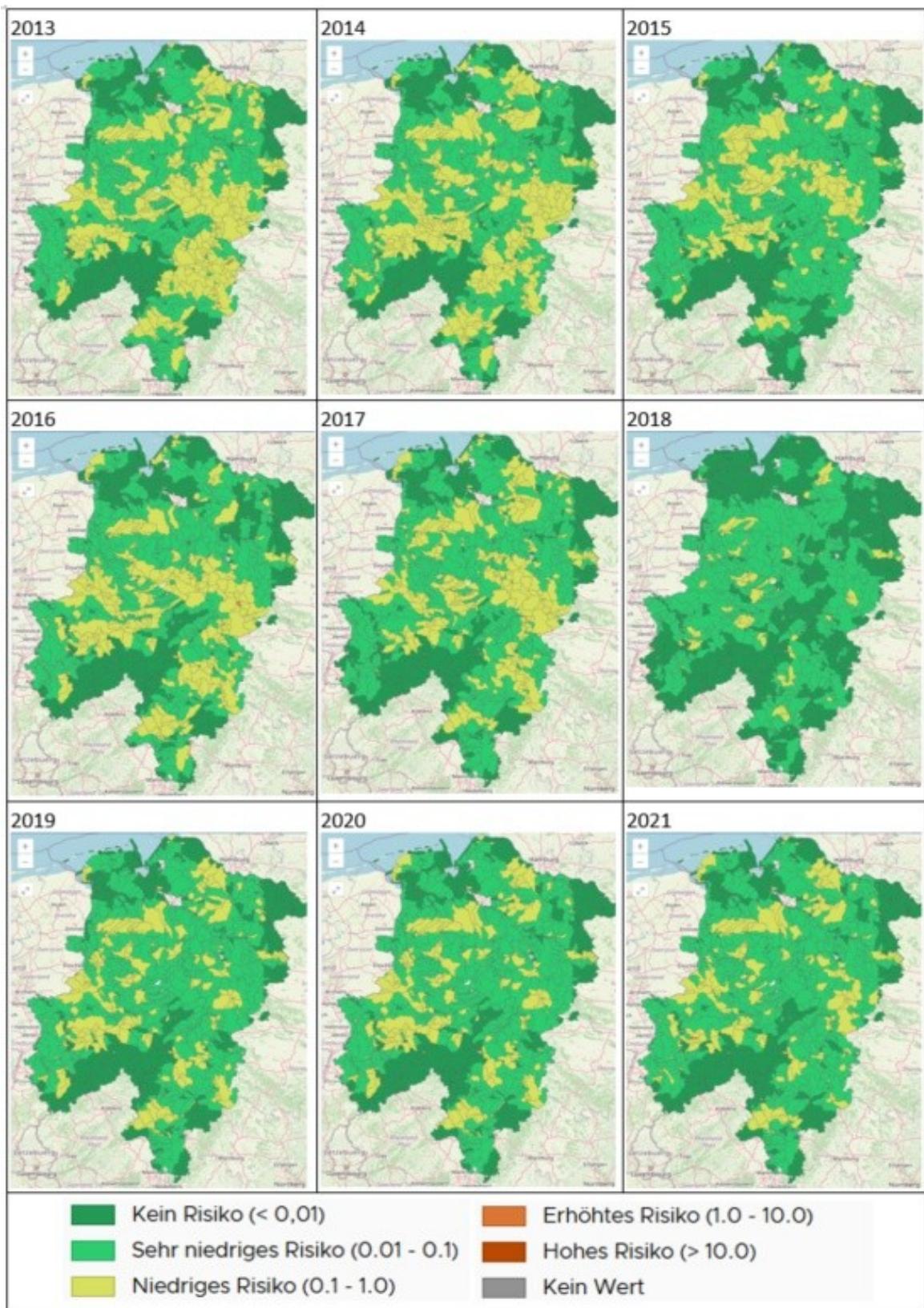
Mögliche Gründe für die Variabilität der Risikowerte könnten in der Änderung der landwirtschaftlichen Nutzung, den Umweltbedingungen oder dem angewandten PSM-Einsatz bzw. PSM-Spektrum der generischen Applikationsmuster liegen. Aber auch hohe Niederschläge und Starkregenereignisse beeinflussen das Risiko, da durch diese PSM in Gewässer durch Runoff oder Drainage eingetragen werden. In langen Trockenperioden finden diese Ereignisse weniger statt, sodass ein geringeres Risiko erwartet wird. Dies zeigen die Risikowerte in dem sehr trockenen Jahr 2018 mit deutlich mehr grün eingefärbten Flächen.

Das chronische aquatische Risiko ist insgesamt etwas niedriger als das akute aquatische Risiko, zeigt aber eine ähnliche Dynamik. Die Karten dazu wurden hier nicht dargestellt, können jedoch im GAPEval-Map-Viewer betrachtet werden.

Die Auswertung der zeitlichen Trends erfolgt auf Ebene der Bundesländer. Die linke Spalte der Abbildung 83 stellt die 90. Perzentile der ETR-Werte für die aquatischen Risikoindizes in logarithmischer Darstellung über den Zeitraum von 2013 bis 2021 dar. Die aggregierten Werte auf Bundeslandebene liegen insgesamt im niedrigen bis sehr niedrigen Risikobereich. Während in NW und HE eine deutliche Abnahme des akuten aquatischen Risikos zu beobachten ist (Abbildung 83 a), bleibt das Risiko in NI weitgehend konstant und zeigt bis 2021 keinen signifikanten Rückgang. Dies korreliert mit dem vergleichsweise geringeren Rückgang des PSM-Einsatzes in NI (vgl. Kapitel 4.4).

Abbildung 82: Akutes aquatisches Risiko: 90. Perzentile der $ETR_{A(aqu)}$ in den Einzugsgebieten von 2013–2021

Die Datengrundlage waren alle Schläge einschließlich Grünland, Brachen und ökologisch bearbeiteter Flächen.



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Im Jahr 2018 weisen alle Bundesländer einen deutlichen Rückgang der ETR-Werte für das akute aquatische Risiko auf. Dies steht in Übereinstimmung mit dem reduzierten PSM-Einsatz in diesem Jahr (Abbildung 77). Die sehr niedrigen Niederschlagssummen im Jahr 2018 könnten das aquatische Risiko dabei in zweifacher Hinsicht beeinflusst haben. Erstens wurde insgesamt eine geringere Menge an PSM ausgebracht, was sich in den reduzierten PSM-Mengen sowie den BI- und BH-Werten dieses Jahres widerspiegelt (Abbildung 77). Zweitens führten die niedrigen Niederschlagsmengen zu einem reduzierten Oberflächenabfluss und zu geringeren Drainage-Einträgen, wodurch weniger PSM von landwirtschaftlichen Flächen in die Gewässer eingetragen wurden.

Das chronische aquatische Risiko (Abbildung 85, Abbildung 83 c) folgt einem ähnlichen Muster, jedoch auf einem insgesamt niedrigeren Niveau. Die ETR-Werte verbleiben durchgehend im sehr niedrigen Risikobereich. Nach einer Phase erhöhter Werte zwischen 2015 und 2017 ist ab 2018 ein kontinuierlicher Rückgang bis 2021 erkennbar. Die Risikoreduktion im Jahr 2018 sowie die vergleichsweise geringere Abnahme in NI zeigen sich auch beim chronischen aquatischen Risiko.

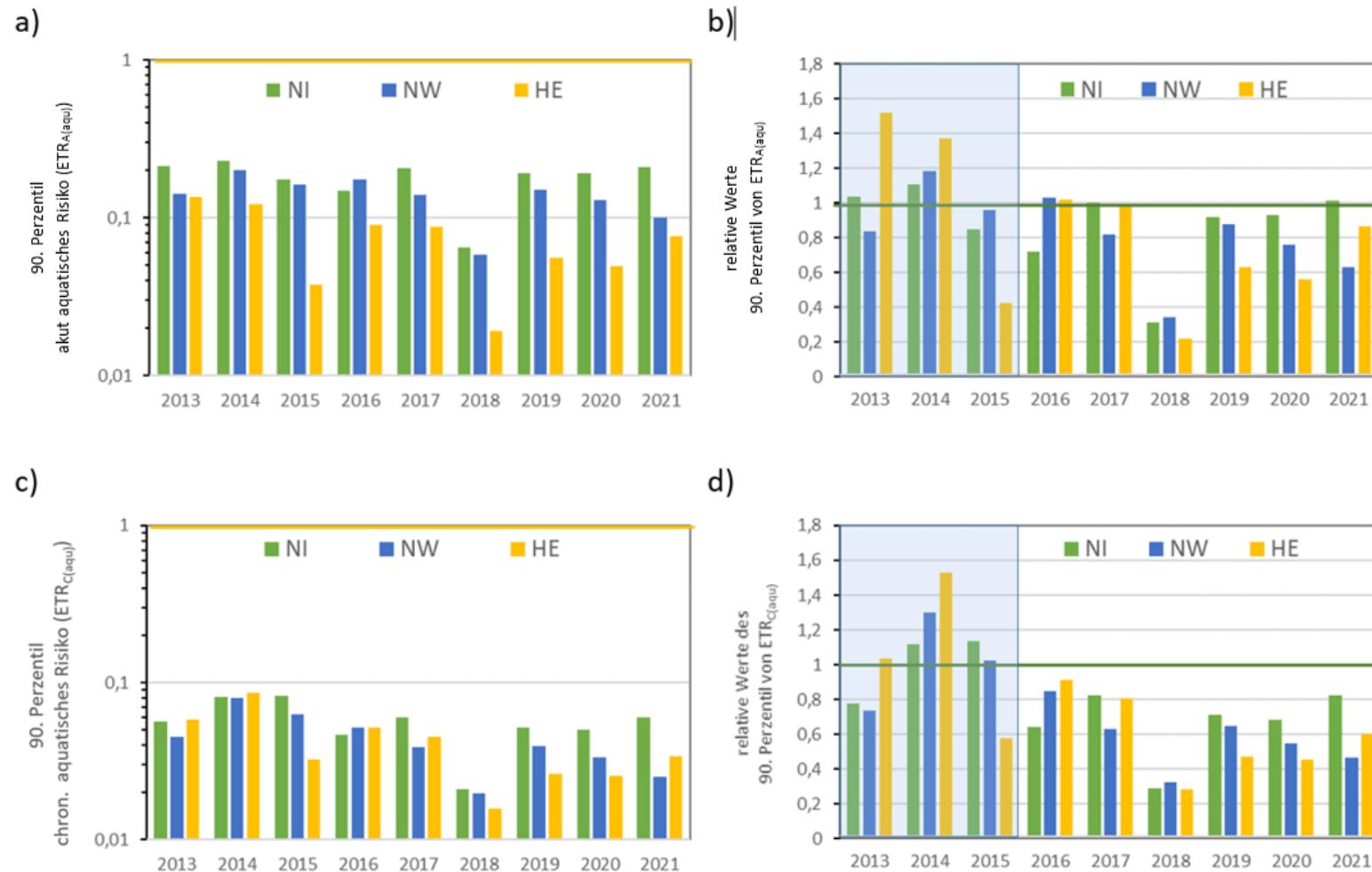
Die rechte Seite der Abbildung 83 stellt die relativen ETR-Werte in Bezug auf den Basiszeitraum 2013–2015 dar und quantifiziert somit Veränderungen im Risiko über die Jahre. Beim akuten aquatischen Risiko (b) ist bis 2021 eine deutliche Abnahme um 34 % in NW und 14 % in HE zu erkennen. In NI wurde in 2021 keine Abnahme beobachtet. Die Risikoreduktion im sehr trockenen Jahr 2018 ist auch in dieser Darstellung deutlich zu erkennen.

Beim chronischen aquatischen Risiko zeigt sich ein ähnliches Muster, allerdings konnte hier in allen drei Bundesländern eine Abnahme des Risikos beobachtet werden (NI: 18 %, HE: 40 %, NW: 52 %). Auffällig sind hierbei die hohen ETR-Werte in HE in 2015.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass das akute und chronische aquatische Risiko überwiegend auf einem niedrigen Niveau bleibt und bis 2021 eine Abnahme des Risikos erkennbar ist, mit Ausnahme des akuten aquatischen Risikos in Niedersachsen (NI).

Abbildung 83: Zeitliche Veränderung der 90. Perzentile des akuten und chronischen aquatischen Risikos (a, c) und die relativen ETR-Werte (b, d)

Alle Werte der Bundesländer wurden mit jährlich variablen Wetter- und PSM-Anwendungsdaten berechnet: akutes Risiko (a, b) und chronisches Risiko (c, d). Die gelbe Linie stellt die Schwellenwerte für erhöhtes Risiko dar. Die grüne Linie auf der rechten Seite symbolisiert den Mittelwert des Basiszeitraums.



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

4.5.1.2 Risiko für Nicht-Ziel-Arthropoden

Die Kartenserie in Abbildung 85 stellt das chronische Risiko für Nicht-Ziel-Arthropoden (NTA) dar und zeigt die räumliche und zeitliche Entwicklung zwischen 2013 und 2021. Abbildung 85 verdeutlicht, dass das chronische Risiko für NTA über den gesamten Zeitraum hinweg auf einem hohen Niveau bleibt. Die Schwankungen deuten darauf hin, dass sich die geschätzte PSM-Belastung für im Saum lebende Nicht-Ziel-Arthropoden über die Jahre kaum verringert hat, wobei einige kleinere Regionen in einzelnen Jahren auch niedrigere Risiken aufweisen.

In fast allen Jahren dominiert erhöhtes bis hohes Risiko (orange). Einige gelbe und grüne Bereiche mit niedrigem und sehr niedrigem Risiko treten insbesondere im Norden und Südwesten auf. In den Jahren 2020 und 2021 sind mehr grüne und gelbe Bereiche sichtbar, was auf eine Reduktion des Risikos für NTA in diesen Regionen hindeutet. Erhöhtes und hohes Risiko (orange und rot) bleibt in den zentralen und südlichen Gebieten durchgehend bestehen, mit nur geringen Veränderungen über die Jahre hinweg.

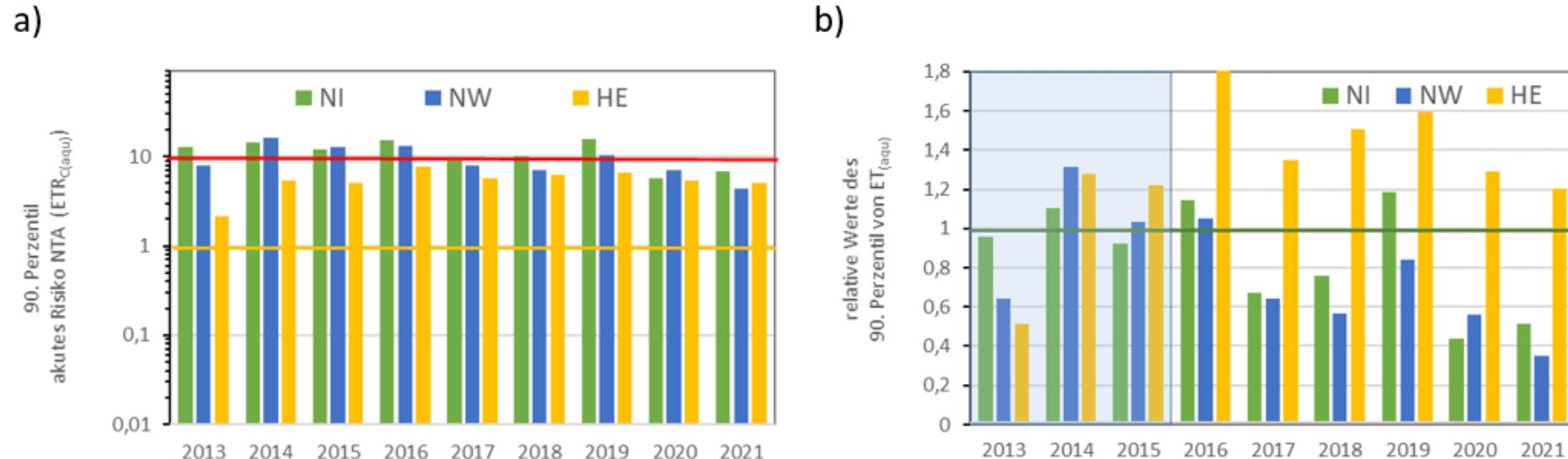
Die Auswertung der zeitlichen Trends auf Ebene der Bundesländer in Abbildung 84 zeigt, dass das akute Risiko für NTA über den gesamten Zeitraum hinweg sehr hoch ist. Die ETR-Werte liegen durchgehend in allen Jahren im oberen Bereich des erhöhten Risikos, wobei in NI und NW in einigen Jahren sogar Werte im hohen Risikobereich auftreten. Beim akuten Risiko für NTA nimmt das Risiko nur in NI (49 %) und NW (65 %) ab. In HE konnte dagegen eine Zunahme von 21 % in 2021 beobachtet werden. Auffällig sind beim Risiko für NTA die starken Schwankungen in HE.

Für die NTA konnte der Risikoabfall in 2018 nicht beobachtet werden, da hier der Oberflächenabfluss keine Rolle spielt und die PSM-Mengen und BI der Insektizide, welche für die NTA risikorelevant sind, nicht durch die reduzierten Niederschlagsmengen beeinflusst wurden.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass das akute Risiko für Nicht-Ziel-Arthropoden im Vergleich zum aquatischen Risiko im erhöhten bis hohen Bereich liegt. Eine Reduktion des Risikos konnte in NW und NI beobachtet werden.

Abbildung 84: Zeitliche Veränderung der 90. Perzentile des akuten Risikos für NTA (links) und die relativen ETR-Werte (rechts)

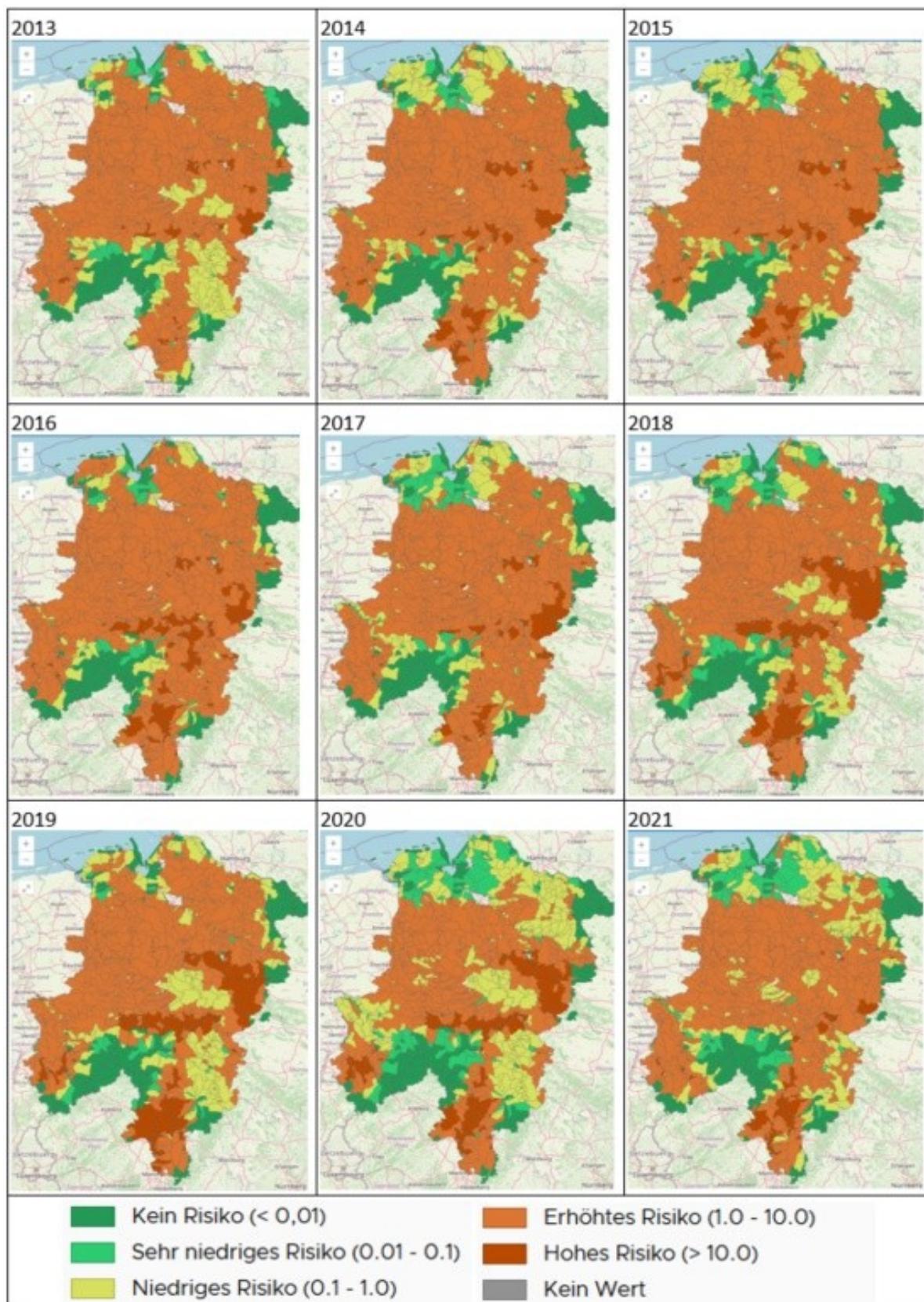
Alle Werte der einzelnen Bundesländer wurden mit jährlich variablen Wetter- und PSM-Anwendungsdaten berechnet. Die gelbe und die rote Linie stellen die Schwellenwerte für erhöhtes und hohes Risiko dar. Die grüne Linie auf der rechten Seite symbolisiert den Mittelwert des Basiszeitraums.



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Abbildung 85: Chronisches Risiko für NTA: 90. Perzentile der $ETR_{A(NTA)}$ in den Einzugsgebieten von 2013–2021

Die Datengrundlage waren alle Schläge einschließlich Grünland, Brachen und ökologisch bearbeiteter Flächen



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

4.5.1.3 Risiko für Bodenorganismen

In den ersten Jahren des Untersuchungszeitraums, insbesondere zwischen 2013 und 2015, zeigen große Teile der Region ein niedriges oder sehr niedriges Risiko, während Bereiche mit erhöhtem oder hohem Risiko nur begrenzt auftreten. Ab 2016 wird eine sukzessive Zunahme von orange und rot eingefärbten Gebieten vor allem in NI sichtbar, die auf eine steigende Belastung der Böden durch PSM hindeutet. Diese Entwicklung setzt sich bis 2021 fort, sodass am Ende des Beobachtungszeitraums in NI ein größerer Anteil der Fläche in den Kategorien „erhöhtes“ oder „hohes Risiko“ liegt.

Die räumliche Verteilung des Risikos für Bodenorganismen variiert in den Regionen. Während einige Regionen durchgehend niedrige Werte aufweisen, gibt es Gebiete, in denen das Risiko im Laufe der Jahre kontinuierlich zunimmt. Besonders auffällig ist, dass der Anstieg des Risikos nicht in allen Regionen gleichmäßig verläuft, sondern das Risiko überwiegend in den nördlichen Regionen signifikant angestiegen ist.

Die zeitliche Entwicklung der Karten deutet auf eine fortschreitende Erhöhung der PSM-Belastung für Bodenorganismen hin. Dies könnte langfristige Auswirkungen auf die Bodenökologie und die Funktionsfähigkeit landwirtschaftlicher Böden haben. Die großflächige Verschiebung von Bereichen mit niedrigem Risiko hin zu erhöhtem oder hohem Risiko macht deutlich, dass gezielte Maßnahmen zur Reduktion des PSM-Einsatzes oder zur Anpassung von Bewirtschaftungsstrategien erforderlich sein könnten.

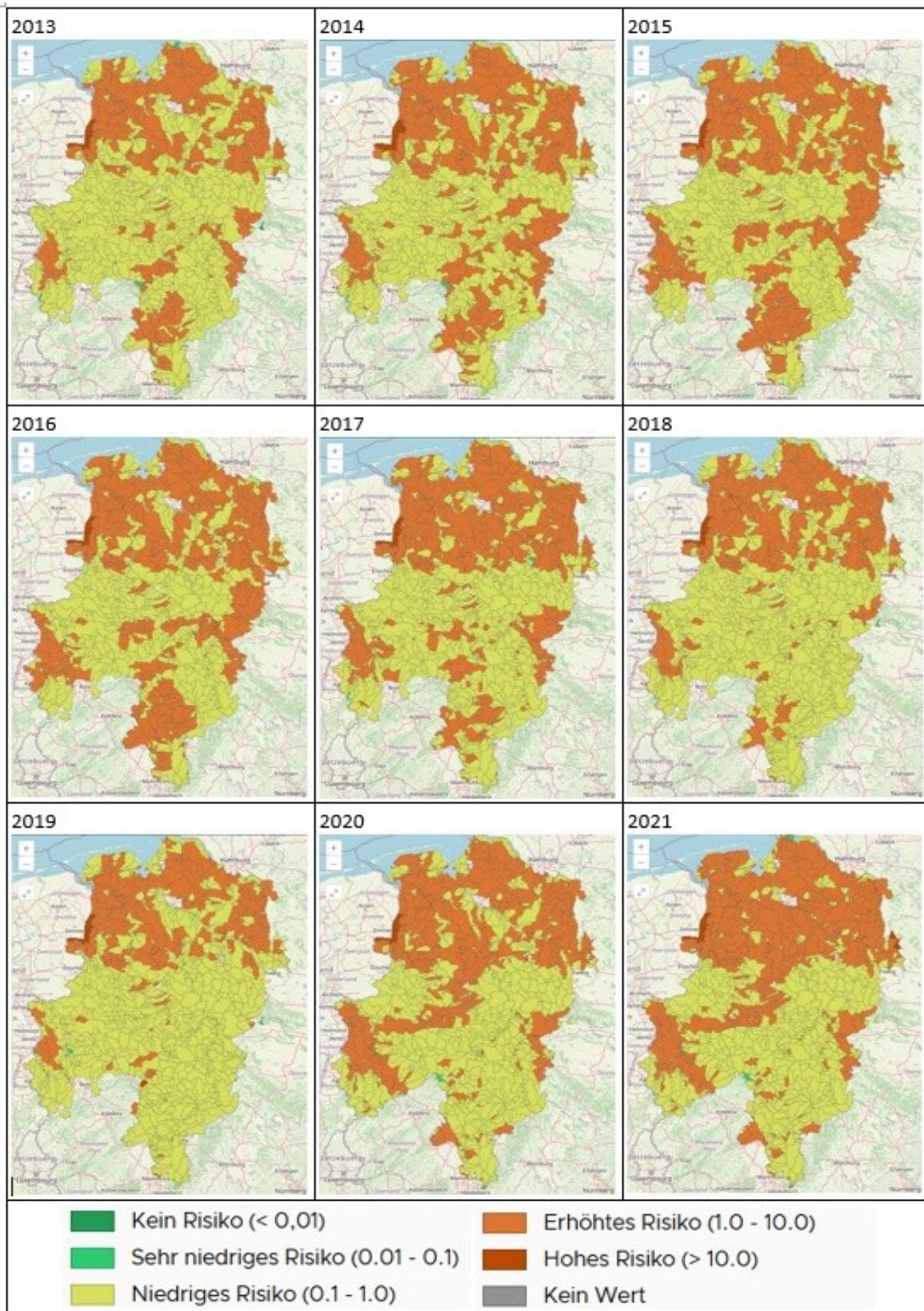
Die Abbildung 86 und Abbildung 87 stellen die Entwicklung des chronischen Risikos für Bodenorganismen auf Länderebene dar. Es weist über den gesamten Zeitraum deutlich höhere ETR-Werte auf als das aquatische Risiko. In HE und NW liegen die Werte im niedrigen Risikobereich, jedoch nahe der gelben Schwellenlinie für ein erhöhtes Risiko. In NI sind die ETR-Werte hingegen signifikant höher und befinden sich durchgehend im erhöhten Risikobereich mit Werten über 1. Eine Reduktion des Risikos bis 2021 ist in allen drei Bundesländern erkennbar.

Das chronische Risiko für Bodenorganismen nimmt über die Jahre in HE und NW um 30 % und 36 % ab. Dagegen nimmt das Risiko für Bodenorganismen in NI bis 2021 um 15 % zu. Für die Bodenorganismen konnte kein Risikoabfall in 2018 beobachtet werden, da auch hier der Oberflächenabfluss keine Rolle spielt.

Im Gegensatz zum aquatischen Risiko befindet sich das chronische Risiko für Bodenorganismen im erhöhten bis hohen Risikobereich. Eine Reduktion des Risikos konnte für Bodenorganismen nur in NW und HE beobachtet werden.

Abbildung 86: Chronisches Risiko für Bodenorganismen: 90. Perzentile der $ETR_{A(soil)}$ in den Einzugsgebieten von 2013 bis 2021

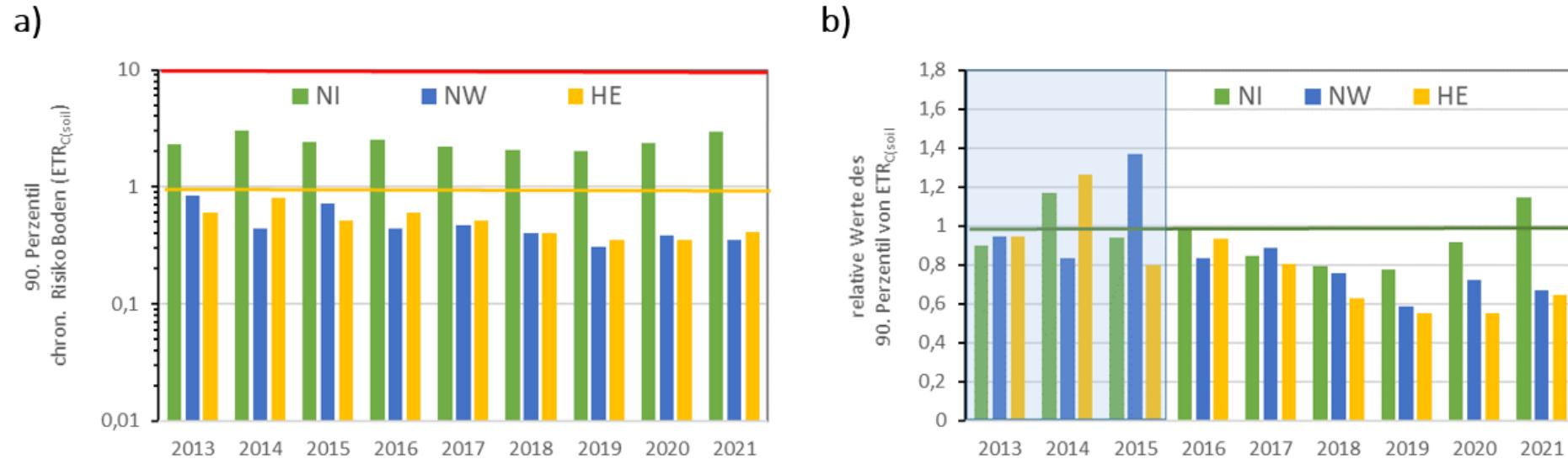
Die Datengrundlage waren alle Schläge einschließlich Grünland, Brachen und ökologisch bearbeiteter Flächen.



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Abbildung 87: Zeitliche Veränderung der 90. Perzentile des akuten Risikos für Bodenorganismen (links) und die relativen ETR-Werte (rechts)

Alle Werte der einzelnen Bundeländer wurden mit jährlich variablen Wetter- und PSM-Anwendungsdaten berechnet. Die gelbe Linie stellt die Schwellenwerte für erhöhtes Risiko dar. Die grüne Linie auf der rechten Seite symbolisiert den Mittelwert des Basiszeitraums.

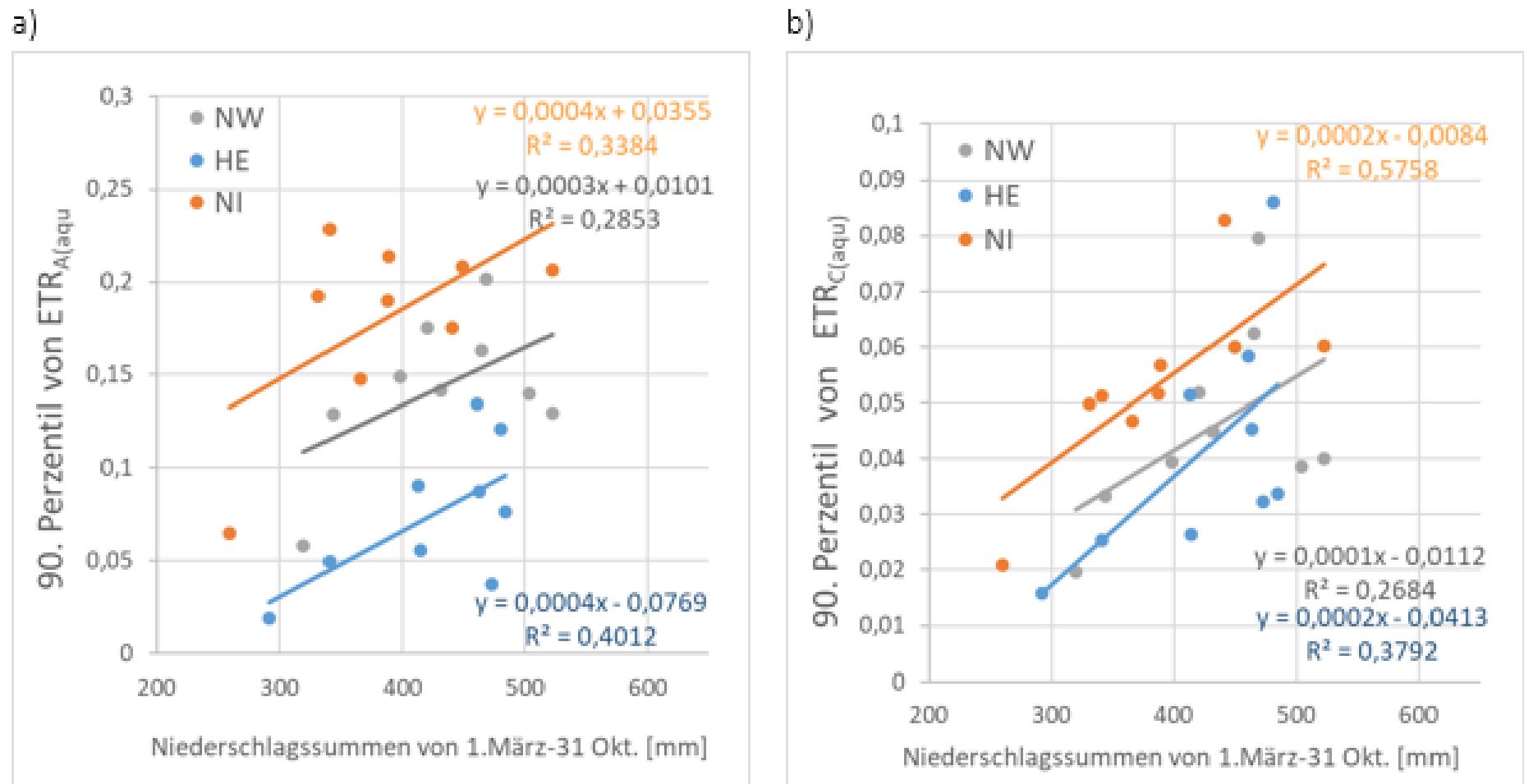


Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

4.5.1.4 Ursachen für Veränderungen des Umweltrisikos

Die jährlichen Schwankungen der dargestellten Risikoindizes werden durch verschiedene Faktoren beeinflusst. In Kapitel 4.4 wurde gezeigt, dass sich die ausgebrachten Mengen an PSM sowie die BI- und BH-Werte im Laufe der Jahre verändert haben. Diese Veränderungen wirken sich direkt auf die Risikoindikatoren aus, da ein reduzierter PSM-Einsatz in der Regel zu niedrigeren Risikoindizes führt. In dieser Studie wurde jedoch nicht untersucht, inwieweit sich das eingesetzte Wirkstoffspektrum über die Zeit verändert hat. Dies könnte ebenfalls einen erheblichen Einfluss auf die jährlichen Risikowerte haben, insbesondere, wenn toxische Wirkstoffe im Laufe der Zeit aus der Zulassung genommen werden.

Abbildung 88: Zusammenhang zwischen den jährlichen Niederschlagssummen (1. März bis 31. Oktober) und den 90. Perzentilen der ETR-Werte für das (a) akute und (b) chronische aquatische Risiko in NW, HE und NI



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Darüber hinaus spielen Klimafaktoren, insbesondere die Niederschlagsmengen, eine wesentliche Rolle bei der Ausprägung des aquatischen Risikos. Tritt während der Ausbringungszeit von PSM vermehrt Starkregen auf, kann dies zu erhöhten Einträgen in Oberflächengewässer führen. Außerdem beeinflusst das Zusammenspiel von Temperatur und Niederschlag den PSM-Einsatz, da diese Faktoren den Schaderregerdruck erhöhen und somit den Behandlungsbedarf beeinflussen können.

In Abbildung 88 wird der Zusammenhang zwischen den 90. Perzentilen der ETR-Werte und den Niederschlagssummen dargestellt. In allen drei Bundesländern lässt sich ein moderater positiver Zusammenhang zwischen der Niederschlagsmenge und dem aquatischen Risiko erkennen. Die berechneten Korrelationen zeigen jedoch insgesamt eine eher schwache Beziehung zwischen den Niederschlagssummen und dem aquatischen Risiko, mit Bestimmtheitsmaßen von $R^2 = 0,34$ für Niedersachsen (NI), $R^2 = 0,28$ für NW und $R^2 = 0,40$ für HE im Falle des akuten aquatischen Risikos. Für das chronische aquatische Risiko sind die Korrelationen mit $R^2 = 0,58$ (NI), $R^2 = 0,26$ (NW) und $R^2 = 0,38$ (HE) etwas variabler, wobei in Niedersachsen die stärkste Korrelation zu beobachten ist.

Die Unterschiede zwischen den Bundesländern könnten durch die unterschiedlich großen Anteile der mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) behandelten Flächen erklärt werden. HE weist mit einem durchschnittlichen Anteil von 51 bis 56 % die geringsten Risikowerte auf, während in NI (66–68 %) und NW (64–67 %) ein höherer Anteil der landwirtschaftlichen Flächen mit PSM behandelt wird, was mit insgesamt höheren ETR-Werten einhergeht. Die Grafik zeigt, dass höhere Niederschläge zu einem erhöhten ETR-Wert führen können, was möglicherweise auf verstärkte Auswaschung oder Transport von PSN in Gewässer zurückzuführen ist. Die schwache Korrelation deutet aber auch darauf hin, dass weitere Faktoren außer Niederschlag das Risiko beeinflussen. Aber auch Unterschiede in den Umweltbedingungen (wie Bodenparameter, Gewässerdichte, Art der Gewässer und Hangneigungen der Flächen) der einzelnen Regionen können Auswirkungen auf das Risiko haben und die regionalen Unterschiede erklären. In NI liegt eine deutlich höhere Gewässerdichte vor als in HE und NW, außerdem ist der Anteil an langsam fließenden Gräben in NI höher als in NW und HE. Die könnte das höhere Niveau der aquatischen Risikoindizes in NI erklären.

Letztendlich stellt auch die Verteilung der angebauten Kulturen sowie der Flächen, auf denen keine PSM angewendet werden, einen entscheidenden Einflussfaktor dar. Veränderungen dieser Flächen, insbesondere durch GAP-induzierte Anpassungen, können ebenfalls Auswirkungen auf die Risikobewertung haben. Im folgenden Kapitel wurde versucht, diesen Faktor separat zu analysieren, indem das PSM-Spektrum sowie die Wetterereignisse über alle Jahre konstant gehalten werden.

4.5.2 Umweltrisiken berechnet mit konstanten Wetter- und Anwendungsdaten

In der vorliegenden Risikobetrachtung wurden die generischen Applikationsmuster aus den Jahren 2013–2021 verwendet und anschließend für jedes Jahr zufällig auf die Flächen verteilt. Dadurch blieb das Wirkstoffspektrum über alle Jahre hinweg konstant. Zudem wurde für alle Jahre derselbe Wetterdatensatz genutzt, um den Einfluss von Witterungsbedingungen auf das Risiko auszuschließen.

Da bei diesem Ansatz nur die Verteilung der Anbaukulturen von Jahr zu Jahr variiert, müssen Änderungen in den berechneten Risikowerten auf Verschiebungen in der Flächennutzung – insbesondere auf die Verteilung von Kultur- und Nichtkulturflächen – zurückzuführen sein. Dies ermöglicht eine gezielte Darstellung des GAP-induzierten Anteils an der beobachteten Risikoreduktion.

Die Kartendarstellungen dieser Risikoanalyse werden hier nicht gezeigt, können aber im GAPEval-Map-Viewer betrachtet werden. Im Vergleich zur Risikoanalyse mit jährlich variierenden Wetter- und Anwendungsdaten zeigen die vier Risikoindikatoren erwartungsgemäß eine deutlich geringere Variabilität.

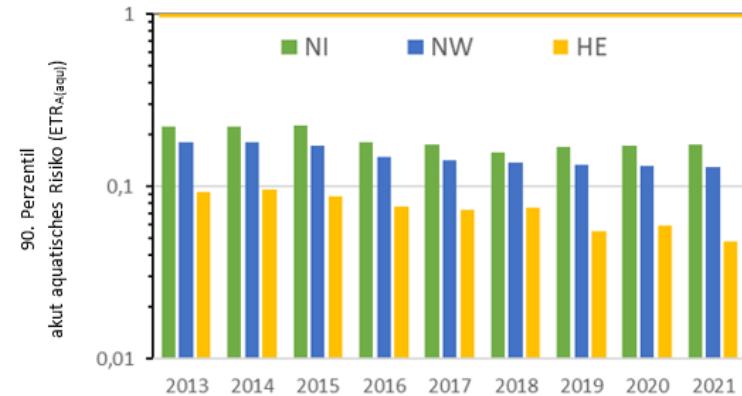
In Abbildung 89 bis Abbildung 91 sind die Ergebnisse dieser Risikoanalyse auf Ebene der Bundesländer dargestellt. Ähnlich wie bei der variablen Risikoanalyse liegen die akuten aquatischen Risikowerte in Abbildung 89 durchweg im niedrigen und die chronischen aquatischen Risiken im sehr niedrigen Risikobereich. Auch die etwas erhöhten ETR-Werte können in NI im Vergleich zu HE und NW bei beiden Risikoindikatoren beobachtet werden. Allerdings können hier keine Risikoreduktionen durch niederschlagsarme Jahre beobachtet werden.

Das chronische Risiko für Bodenorganismen (Abbildung 90) liegt ebenfalls in NW und HE im oberen niedrigen Risikobereich und in NI über dem gesamten Zeitraum im erhöhten Risikobereich mit deutlich höheren Werten als in den anderen beiden Bundesländern. Ein wesentlicher Grund für diese erhöhten Werte war, dass GAM die für die Kartoffel in der CEPI-Region E erstellt wurden, deutlich schlechter für Bodenorganismen abscheiden. Ein Großteil von NI wird mit der CEPI-Region E abgedeckt (Abbildung 8). In dieser CEPI-Region war für die Kartoffel das Risiko für Bodenorganismen zwischen 7- und 12-fach höher als in den anderen CEPI-Regionen. Das akute Risiko für NTA liegt für NW und NI um den ETR Wert von 10, also im sehr hohen Risikobereich. Die Werte für Hessen liegen etwas darunter im hohen Risikobereich.

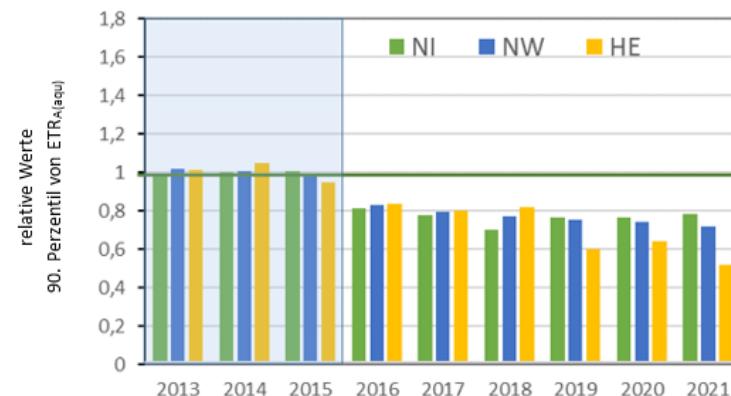
Abbildung 89: Zeitliche Veränderung der 90. Perzentile des akuten und chronischen aquatischen Risikos (a, c) und die relativen ETR-Werte (b, d)

Alle Werte der Bundesländer wurden mit konstanten Wetter- und PSM-Anwendungsdaten berechnet: akutes aquatisches Risiko (oben) und chronisches aquatisches Risiko (unten). Die gelbe und die rote Linie stellen die Schwellenwerte für erhöhtes und hohes Risiko dar. Die grüne Linie auf der rechten Seite symbolisiert den Mittelwert des Basiszeitraums.

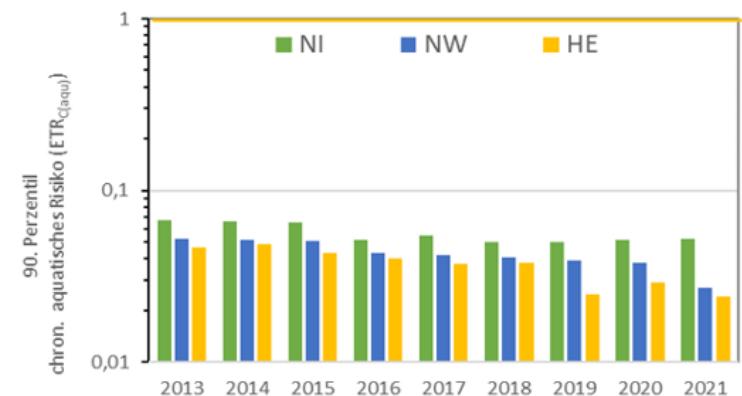
a)



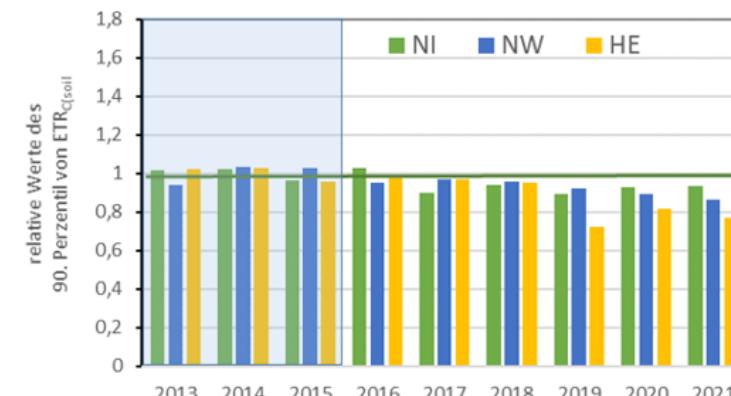
b)



c)



d)

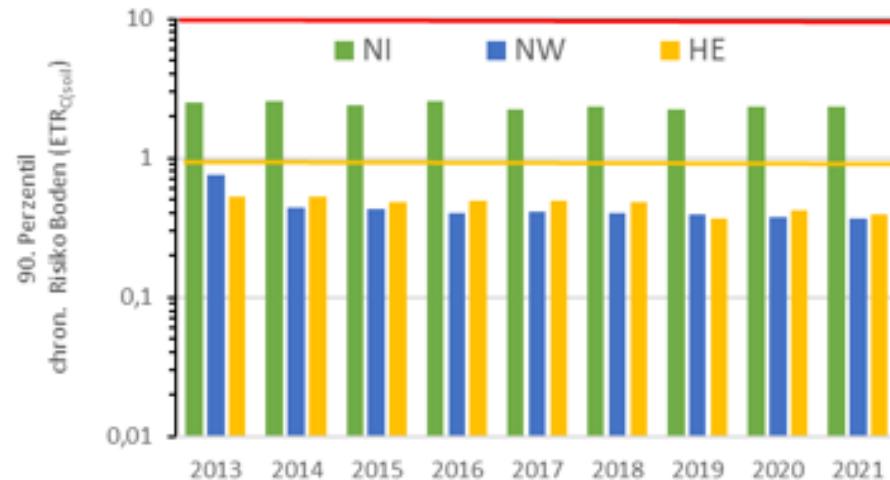


Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

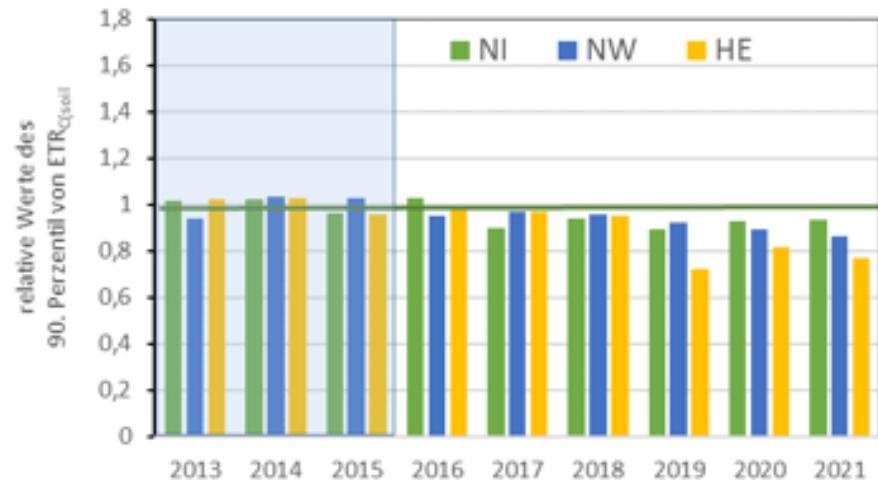
Abbildung 90: Zeitliche Veränderung der 90. Perzentile des akuten Risikos für Bodenorganismen (a) und die relativen ETR-Werte (b)

Alle Werte der einzelnen Bundesländer wurden mit konstanten Wetter- und PSM-Anwendungsdaten berechnet. Die gelbe und die rote Linie stellen die Schwellenwerte für erhöhtes und hohes Risiko dar. Die grüne Linie auf der rechten Seite symbolisiert den Mittelwert des Basiszeitraums.

a)



b)



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

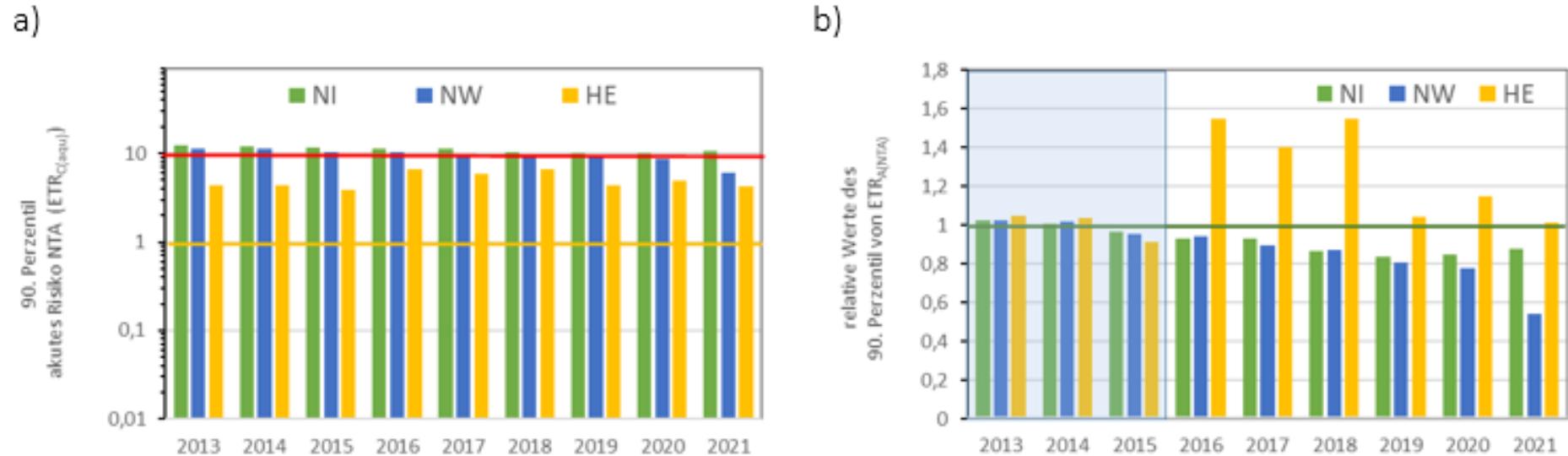
Die relativen ETR-Werte der vier Indikatoren im Vergleich zum Referenzzeitraum 2013–2015 (Abbildung 89 bis Abbildung 91, rechte Seite) zeigen insgesamt eine Abnahme aller Risikoindikatoren bis 2021, mit Ausnahme des NTA-Risikos in HE.

Beim aquatischen Risiko ist diese Abnahme bereits ab 2016 erkennbar. Das akute aquatische Risiko (Abbildung 89 b) reduziert sich in NI um 22 %, in NW um 28 % und in HE um 48 %. Beim chronischen (Abbildung 89 d) aquatischen Risiko beträgt die Abnahme in NI 21 %, in NW 28 % und in HE 47 %.

Das chronische Risiko für Bodenorganismen (Abbildung 90 b) ging bis 2021 in NI um 7 %, in NW um 8 % und in HE um 23 % zurück. Das akute Risiko für NTA (Abbildung 91 b) nahm in NI um 22 % und in NW um 46 % ab. In HE konnte dagegen keine Abnahme beobachtet werden.

Abbildung 91: Zeitliche Veränderung der 90. Perzentile des akuten Risikos für NTA (a) und die relativen ETR-Werte (b)

Alle Werte der einzelnen Bundesländer wurden mit konstanten Wetter- und PSM-Anwendungsdaten berechnet. Die gelbe und die rote Linie stellen die Schwellenwerte für erhöhtes und hohes Risiko dar. Die grüne Linie auf der rechten Seite symbolisiert den Mittelwert des Basiszeitraums.



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

Die Risikobetrachtung erfolgte unter der Annahme, dass die Flächennutzung der einzige variable Parameter war, während Wetterdaten und PSM-Anwendungsdaten für alle Jahre konstant gehalten wurden. Abbildung 92 veranschaulicht dies deutlich, indem sie die 90. Perzentile der vier Risikoindizes mit der Veränderung des Flächenanteils unter PSM-Einsatz korreliert.

In allen Bundesländern zeigt sich eine starke positive Korrelation mit hohen Bestimmtheitsmaßen, wobei die Werte in HE durchgehend am niedrigsten sind. Für das akute aquatische Risiko beträgt $r^2 = 0,93$ in NW, $r^2 = 0,87$ in NI und $r^2 = 0,74$ in HE. Das chronische aquatische Risiko weist Korrelationen von $r^2 = 0,90$ in NW, $r^2 = 0,81$ in NI und $r^2 = 0,86$ in HE auf. Beim Risiko für Bodenorganismen liegen die Bestimmtheitsmaße bei $r^2 = 0,82$ in NW, $r^2 = 0,68$ in NI und $r^2 = 0,52$ in HE. Das Risiko für NTA zeigt ebenfalls eine hohe Korrelation mit $r^2 = 0,78$ in NW sowie $r^2 = 0,75$ in NI und HE.

Die zusätzlichen Einflussfaktoren wie Wetter, PSM-Intensität und Wirkstoffspektrum können sich sowohl positiv als auch negativ auf das Risiko auswirken. Dies erklärt die deutlich geringeren Korrelationen zwischen dem Umweltrisiko und dem PSM-befrachteten Flächenanteil bei variablen Wetter- und PSM-Anwendungsdaten.

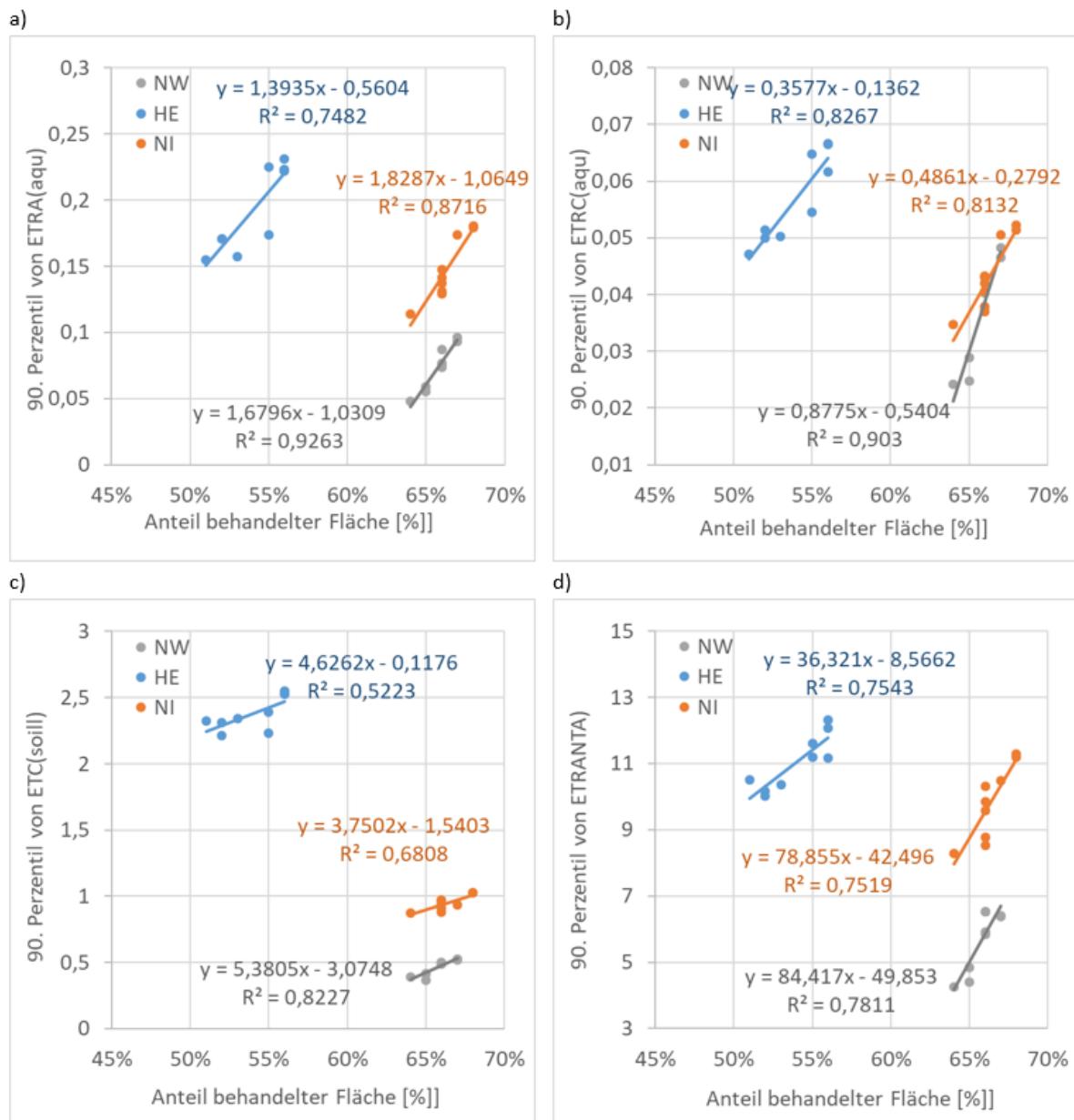
Trotz nur geringer Reduktion der PSM-befrachteten Flächenanteile (3–5 %) zwischen 2015 und 2021 zeigen die starken Korrelationen zwischen Risikoindizes und Flächennutzung, dass selbst kleine Anpassungen zu einer Risikoreduktion von 7 % bis 53 % führen können. Dies unterstreicht die Bedeutung der Flächenverteilung für das Umwelt- und Ökosystemrisiko.

Verglichen mit der variablen Risikobetrachtung fällt die Variabilität der Risikowerte geringer aus, dennoch bleibt die grundsätzliche Höhe der Risiken unverändert. Dies zeigt, dass kurzfristige Wetter- und Anwendungsfaktoren zwar Schwankungen verursachen, aber nicht die wesentlichen Treiber langfristiger Risiken sind. Die geringeren Korrelationen in der variablen Analyse deuten darauf hin, dass Wetter- und Anwendungsdaten sowohl risikomindernd als auch risikosteigernd wirken können, was die Komplexität der Risikoentwicklung zusätzlich beeinflusst.

Es sollte nochmals betont werden, dass die Risikoanalyse auf generischen Applikationsmustern basiert, die einem durchschnittlichen Anwendungsspektrum entsprechen. Eine vergleichbare Analyse mit realen Anwendungsdaten könnte zu abweichenden Ergebnissen hinsichtlich der Umweltrisiken führen.

Zusammenfassend zeigt sich, dass bereits geringe GAP-bedingte Reduktionen der PSM-befrachteten Flächen zu einer Verringerung des räumlichen Umweltrisikos führten. Weitere erwartete Reduktionen dieser Flächen dürften das Risiko zusätzlich senken. Dies ist insbesondere für Bodenorganismen und NTA von Bedeutung, da deren Risiko weiterhin auf einem insgesamt hohen Niveau bleibt.

Abbildung 92: Korrelationen zwischen dem Anteil behandelter Fläche und dem (a) akuten bzw. (b) chronisch aquatischen Risiko, dem (c) Risiko für Bodenorganismen und dem (d) Risiko für NTA



Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut

4.6 Zusammenfassung und Diskussion

Wassererosionspotenzial

Die bisherigen Ergebnisse zeigen einen deutlichen Anstieg der Abtragsraten durch Wassererosion von im Mittel 22,3 % von 2013 bis 2021 an. Dabei ist der Mittelwert aller Flächen im Jahr 2021 von 1,28 t/(ha × a) weiterhin als niedrig zu bewerten. Dennoch gibt es in 2021 einen relevanten Teil der Flächen von etwa 519.000 ha (11,1 % der betrachteten Fläche), die hohe Abtragsraten von über 3 t/(ha × a) aufweisen.

Ein großer Teil des Anstiegs der Abtragsraten ist dem berücksichtigten Anstieg der Erosivität der Niederschläge zuzuordnen, der auf die klimawandelbedingte Erwärmung der Atmosphäre

zurückgeführt werden kann. Ein weiterer Teil ist vorläufig auf Veränderungen im Spektrum der angebauten Ackerkulturen in Gemeinden mit besonders sensiblen Flächen (hohe potenzielle Bodenabträge $> 30 \text{ t}/(\text{ha} \times \text{a})$) zurückzuführen. Daraus ergibt sich eine verringerte Schutzwirkung durch mehr Zeiträume mit geringer Bodenbedeckung und eine überproportionale Erhöhung der Abtragsraten in diesen Gemeinden, die sich erheblich auf die mittleren Bodenabträge auswirkt. Dieser Effekt ist wegen methodischer Restriktionen (siehe Kapitel 4.1) noch weiter zu überprüfen. Dazu müssen folgende methodischen Grundlagen geschaffen werden:

1. Räumlich-explizite Berechnung der C-Faktoren auf Ebene der FLIKS. Aktuell werden mittlere C-Faktoren je Gemeinde berechnet. Damit kann der zu erwartende Bodenabtrag in Abhängigkeit der mittleren Bewirtschaftung der Gemeinde für jedes Jahr berechnet werden. Die räumliche Auflösung des Bewirtschaftungseinflusses verbleibt jedoch auf Ebene der Gemeinde. Dies ist kritisch, da in den betrachteten Jahren für Flächen mit hoher potenzieller Erosion nach Cross-Compliance-Vorgaben Maßnahmen zum Erosionsschutz getroffen werden mussten. Für eine höhere räumliche Auslösung müssten für die betrachteten Ackerschläge Fruchtfolgen bzw. -sequenzen von drei bis fünf Jahren berücksichtigt werden. Dies ist methodisch möglich, schränkt jedoch den Beobachtungszeitraum ein. Alternativ sollte die Berechnung von C-Faktoren je Gemeinde und CCÄ-Klasse bestimmt werden.

2. Berücksichtigung der Bodenbearbeitungssysteme und des Zwischenfruchtanbaus. Es ist aus Agrarstatistikdaten bekannt, dass wegen entsprechender Vorgaben der Anteil des Zwischenfruchtanbaus gestiegen ist. Daraus ergibt sich ein gedämpfter Anstieg der C-Faktoren und eine weniger starke Erhöhung der Abtragsraten in Regionen mit hohen Anteilen von Sommerungen, die hier nicht abgebildet werden kann. Zur korrekten Abbildung in der Erosionsmodellierung werden räumlich-explizite Informationen zum Zwischenfruchtanbau, aber auch zu den verwendeten Bodenbearbeitungssystemen benötigt. Hierzu muss die Datengrundlage, ggf. mit aus Erdbeobachtungsdaten abgeleiteten Informationen, verbessert werden. Zusätzlich muss in die Methodik zur Berechnung des C-Faktors der Zwischenfruchtanbau integriert werden.

Humusbilanz

Die Modellergebnisse zeigen, dass sich die Humusäquivalente-Bilanz pro Hektar Ackerfläche (AF) in Deutschland zwischen 2010 und 2020 stark verändert hat. Während die Bilanz 2010 insgesamt negativ mit -5,6 kg HÄ je ha AF ausfiel, lag sie 2016 bei 15,7 und 2020 bei 63,5 kg HÄ je ha AF. Somit war über die betrachteten zehn Jahre rein nach der Bilanz eine deutliche Steigerung des Aufbaus von organischer Substanz auf Ackerflächen zu erkennen.

Besonders große Steigerungen waren bei der Zufuhr über Zwischenfrüchte zu erkennen (+75,6 % bzw. +114,6 %), was sich auf die Einführung der Greeningregelung zu ÖVF zurückführen lässt, die zum starken Anstieg der Zwischenfruchtanbaufläche führte. Auch die Zufuhr über pflanzliche und tierische Gärreste aus der Biogaserzeugung stieg deutlich an, was auf den Anstieg der Biogasproduktion zurückzuführen ist (siehe Kapitel 5.3). Die Humuszufuhr aus Wirtschaftsdünger ist von 2010 zu 2020 um fast 40 % zurückgegangen, was sich auf die steigende installierte Leistung der Biogasanlagen zurückführen lässt.

Absolut betrachtet erfolgte der Humusaufbau vor allem über Nebenprodukte aus dem Pflanzenbau (Blätter, Stroh), wobei eine leichte Steigerung zu sehen war. Die Humuszehrung aus dem Pflanzenbau blieb zwischen 2010 und 2020 fast unverändert. Innerhalb des Pflanzenbaus ist die Nettobereitstellung der organischen Ausgangsmaterialien für den Humusaufbau von 2010 zu 2016 leicht zurückgegangen (von rund -134 auf -144 kg HÄ je ha AF), von 2010 zu 2020

aber gestiegen (von rund -134 auf -117 kg HÄ je ha AF; (Humusmehrung + Nebenprodukt - Humuszehrung)).

Regional betrachtet gab es große Unterschiede: Die Humusmenge insgesamt war 2010 in 51,6 % der Gemeinden im ausgeglichenen Bereich (-76 bis 100 kg HÄ/ha Ackerfläche); in diesen lag 57,7 % der Ackerfläche Deutschlands. Im Jahr 2020 waren 45,9 % der Gemeinden im ausgeglichenen Bereich (-76 bis 100 kg HÄ/ha Ackerfläche); sie bewirtschafteten 49,3 % des Ackerlands. Hier gab es also anders als in der Gesamtbetrachtung einen Rückgang.

Negative Humusbilanzen kamen vor allem in Regionen vor, in denen der Kartoffel- und Gemüseanbau eine große Rolle spielt. Diese Kulturen werden komplett geerntet, sodass es durch die Abfuhr der Biomasse zur Humusabnahme kommt. Positive Humusbilanzen betrafen in erster Linie Regionen mit intensiver Viehhaltung, wo über die Ausbringung des anfallenden Wirtschaftsdüngers sowie Gärresten aus Biogasanlagen ein Humusaufbau erfolgen konnte. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass eine übermäßige Düngung nachteilig wäre: Die Pflanzen würden überdüngt und könnten nicht alle Nährstoffe aufnehmen, sodass es zur Belastung von Gewässern kommen kann.

Der Aufbau organischer Substanz auf Ackerflächen bedeutet eine Steigerung der Bodenfruchtbarkeit. Hierdurch kann die eingesetzte Düngermenge reduziert werden, wodurch auch das Risiko von Austrägen reduziert wird.

Für die weitere Einordnung der Ergebnisse und eine Methodenkritik sei auf Röder et al. (2022) verwiesen.

PSM-Einsatz

Die Analyse der Indikatoren PSM-Menge, BH und BI verdeutlicht erhebliche regionale Unterschiede. Besonders hohe Werte wurden in der Jülicher und Zülpicher Börde sowie in Südhannover festgestellt. Diese Regionen verzeichnen auch die niedrigsten Anteile an Flächen ohne PSM-Behandlung und sind bekannt für ihre gute Bodenqualität. Im Gegensatz dazu weisen die Hocheifel und die niedersächsische Küstenregion einen hohen Anteil an Flächen ohne PSM-Behandlung auf, wodurch die Gesamtbelastung mit PSM in diesen Gebieten geringer ausfällt.

Zwischen 2013 und 2021 ist eine generelle Abnahme des PSM-Einsatzes zu verzeichnen. Die behandelte Ackerfläche nahm in Niedersachsen um 1 %, in Nordrhein-Westfalen um 4 % und in Hessen um 9 % ab. Besonders in Hessen war die Verringerung der behandelten Flächen mit einem deutlichen Rückgang der PSM-Intensität verbunden. Die Untersuchung zeigt eine starke Korrelation zwischen dem Rückgang der behandelten Flächen und der Abnahme der PSM-Menge, der BH und des BI. Dies unterstreicht die Bedeutung der Flächennutzung für den Pflanzenschutzmitteleinsatz.

Neben der Flächennutzung beeinflussen auch klimatische Faktoren den PSM-Einsatz. Die Analyse der Niederschlagssummen zeigt eine positive Korrelation mit dem Fungizid-BI ($R^2 = 0,44$), der BH ($r^2 = 0,27$) und der ausgebrachten Fungizidmenge ($r^2 = 0,28$). Für Herbizide und Insektizide war dieser Zusammenhang schwächer ausgeprägt. Dies verdeutlicht, dass neben den Anteilen der Anbauflächen mit bzw. ohne PSM auch klimatische Variablen zur zeitlichen und räumlichen Variabilität des PSM-Einsatzes beitragen. Die positive Korrelation zwischen Niederschlägen und Fungizideinsatz deutet darauf hin, dass feuchte Jahre den Druck durch Pilzkrankheiten erhöhen und somit zu einem höheren PSM-Verbrauch führen. Gleichzeitig ist zu beachten, dass die Korrelationen zwar signifikant, aber nicht ausschließlich bestimmend für die PSM-Intensität sind.

Die Variabilität ist zwischen den Regionen hoch. Regionen mit intensiver Bewirtschaftung, wie die Jülicher Börde, zeigen trotz der umgesetzten GAP-Maßnahmen weiterhin hohe PSM-Werte (BH = 5,0, BI = 3,78), was auf einem konstant hohen, mit PSM behandelten Flächenanteil (84 %) beruht. In Kombination mit einem hohen Anteil an Kulturen, die eine hohen PSM-Einsatz fordern, wie Zuckerrüben, Kartoffeln und Raps, führt dies zu geringen Veränderungen im PSM-Einsatz.

Parameter, die in dieser Studie nicht detailliert betrachtet wurden, sind z. B. die Veränderung des Wirkstoffspektrums über die Jahre. Dazu wären aber die Anwendungsdaten aus den PSM-Erhebungen wie PAPA oder dem Netzwerk Vergleichsbetriebe notwendig, die dann verteilt werden können. In dieser Studie wurden nur die BH, BI und PSM-Mengen entsprechend einer Normalverteilung auf die einzelnen Flächen verteilt. Die Auswirkungen einer Veränderung der Kulturanteile wurde in dieser Analyse ebenfalls nicht durchgeführt.

Ein Vergleich mit den Ergebnissen der PAPA-Erhebungen (<https://papa.julius-kuehn.de/>), in denen BH, BI und PSM-Mengen kulturspezifisch auf nationaler Ebene ausgewertet wurden, zeigt, dass dort keine Abnahmen in der Behandlungshäufigkeit einzelner Kulturen erkennbar sind. Sowohl der BI als auch der BH bleiben in den Jahren 2011–2023 weitgehend konstant. Dies liegt unter anderem daran, dass in der PAPA-Erhebung Flächen ohne PSM-Einsatz nicht berücksichtigt wurden. Zudem wurden regionale Unterschiede zwischen den einzelnen Bodenklimate in der Analyse nicht einbezogen.

Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse, dass die Reduktion des PSM-Einsatzes durch eine Kombination aus strukturellen Anpassungen wie einer Verschiebung zu mehr PSM-freien Flächen und klimatischen Faktoren beeinflusst wird. Langfristige Strategien zur PSM-Reduktion sollten daher neben einer weiteren Diversifizierung der Kulturen auch standortangepasste Pflanzenschutzstrategien umfassen.

Umweltrisiko

Analyse mit variablen Wetter- und Anwendungsdaten

Im ersten Teil der Analyse wird die Entwicklung des Umweltrisikos durch PSM mit jährlich variablen Wetter- und Anwendungsdaten in NI, NW und HE von 2013 bis 2021 berechnet.

Die Ergebnisse zeigen, dass das akute aquatische Risiko über die Jahre gewissen Schwankungen unterliegt, jedoch insgesamt in NW (34 %) und HE (14 %) eine deutliche Abnahme zu verzeichnen ist, während es in NI weitgehend konstant bleibt. Besonders auffällig ist der Rückgang des Risikos im Jahr 2018, der mit einer geringeren PSM-Ausbringung und reduzierten Niederschlägen in Zusammenhang gebracht wird.

Die Risikoentwicklung variiert je nach Region: In den Einzugsgebieten des Sauerlands und der Briloner Höhen (NI) bleibt das Risiko konstant niedrig, was auf den hohen Anteil an Flächen ohne PSM-Einsatz zurückgeführt wird. Starke Niederschläge und Starkregenereignisse haben einen Einfluss auf das Risiko, während in trockenen Jahren wie 2018 das Risiko durch geringeren Abfluss und weniger Drainageeinträge sinkt.

Das chronische aquatische Risiko zeigt ähnliche Trends wie das akute Risiko, liegt jedoch insgesamt auf einem niedrigeren Niveau, mit einer Abnahme des Risikos von 18 % in NI, 40 % in HE und 52 % in NW). Auch hier ist ab 2018 eine kontinuierliche Abnahme des Risikos zu beobachten, mit Ausnahme von NI, wo die Werte weniger stark zurückgehen.

Das Risiko für NTA bleibt hingegen über den gesamten Zeitraum auf einem hohen Niveau. Während in einigen Regionen und Jahren eine leichte Reduktion zu erkennen ist, bleibt das Risiko insbesondere in zentralen und südlichen Gebieten konstant hoch. Auffällig sind regionale

Schwankungen, insbesondere in HE, wo das Risiko 2021 sogar anstieg. Anders als beim aquatischen Risiko konnte der Rückgang im Jahr 2018 für NTA nicht festgestellt werden, da PSM für terrestrische Arthropoden nicht durch Niederschlagsmengen beeinflusst werden.

Das Risiko für Bodenorganismen zeigt eine andere Entwicklung: Während HE und NW eine Risikoreduktion von 30 % bzw. 36 % verzeichnen, steigt das Risiko in NI bis 2021 um 15 %. Ab 2016 nehmen dort die Flächen mit erhöhtem oder hohem Risiko deutlich zu.

Die Schwankungen der Risikoindizes werden durch verschiedene Faktoren beeinflusst. Neben den Änderungen im PSM-Einsatz spielen auch klimatische Faktoren wie Niederschlag eine Rolle. Während hohe Niederschläge zu erhöhtem Risiko für aquatische Organismen führen können, da sie PSM in Gewässer eintragen, zeigt die Analyse nur eine moderate Korrelation zwischen Niederschlagssummen und aquatischem Risiko. Die Unterschiede zwischen den Bundesländern lassen sich zum Teil durch unterschiedliche Anteile an PSM-behandelten Flächen erklären: HE hat mit 51–56 % die geringsten Werte, während in NI und NW 64–68 % der Flächen mit PSM behandelt werden, was dort zu höheren Risiken führt.

Zusammenfassend zeigt die Analyse, dass das aquatische Risiko insgesamt eher abnimmt, insbesondere nach 2018. Auch bei den Risiken für Bodenorganismen ist eine deutliche Abnahme in HE und NI zu beobachten, während das Risiko in NI zunimmt. Das Risiko für NTA nimmt nur in NI und NW ab, bleibt dabei aber auf hohem Niveau.

Eine tiefergehende Analyse der angewandten Wirkstoffe und der spezifischen Umweltbedingungen und den unterschiedlichen Kulturanteilen in den Einzugsgebieten wäre notwendig, um die genauen Ursachen für diese einzelnen Veränderungen zu identifizieren und die Auswirkung einzelner Parameter zu quantifizieren. Auf eine differenzierte Auswertung auf Ebene der Einzugsgebiete wurde verzichtet, da dies den gebotenen Berichtsrahmen sprengen würde.

Analyse mit konstanten Wetter- und Anwendungsdaten

Im zweiten Teil erfolgte die Risikoanalyse mit konstanten Wetter- und PSM-Anwendungsdaten, sodass allein die Flächennutzung als variable Größe betrachtet wurde. Dadurch blieb das Wirkstoffspektrum unverändert, und Schwankungen in den Risikowerten konnten direkt mit Veränderungen in der Landnutzung – insbesondere zwischen Kultur- und Nichtkulturflächen – in Verbindung gebracht werden. Dies ermöglicht eine gezielte Analyse des GAP-induzierten Anteils an der Risikoreduktion.

Die Analyse weist insgesamt eine geringere Schwankung der Risikoindizes auf als die Berechnungen mit jährlich variierenden Wetter- und Anwendungsdaten, jedoch liegen die Risikowerte auf einem ähnlichen Niveau. Die akuten aquatischen Risikowerte verbleiben im niedrigen Bereich, während das chronische aquatische Risiko durchgehend sehr niedrig ausfällt. Die höchsten Werte wurden in Niedersachsen, die niedrigsten in Hessen beobachtet. Die Unterschiede zwischen den Bundesländern lassen sich einerseits auf die unterschiedliche Verteilung der Kulturen und andererseits auf die Variationen bei den für die Expositionsberechnung relevanten Eingangsparametern zurückführen – wie etwa Hangneigung, Nähe zu Gewässern und Bodenbeschaffenheit.

Für Bodenorganismen liegt das Risiko in Niedersachsen durchgehend im erhöhten Bereich und ist deutlich höher als in den beiden anderen Bundesländern. Ein wesentlicher Grund für diese erhöhten Werte ist, dass die für Kartoffeln in der CEPI-Region E generierten GAM schlechtere Ergebnisse für Bodenorganismen aufweisen. Große Teile Niedersachsens werden durch diese CEPI-Region E abgedeckt. Das akute Risiko für NTA liegt in NW und NI im sehr hohen Bereich, während es in HE leicht darunter im hohen Risikobereich bleibt.

Die relative Entwicklung der ETR-Werte zeigt eine deutliche Risikoreduktion bis 2021, mit Ausnahme des NTA-Risikos in HE. Beim akuten aquatischen Risiko sinken die Werte in NI um 22 %, in NW um 28 % und in HE um 48 %. Das chronische aquatische Risiko reduziert sich in ähnlichem Maße. Das chronische Risiko für Bodenorganismen verringert sich in NI um 7 %, in NW um 8 % und in HE um 23 %. Das akute Risiko für NTA nimmt in NI um 22 % und in NW um 46 % ab, bleibt in HE jedoch unverändert, wo nach 2016 sogar ein Anstieg beobachtet wurde.

Die starke Korrelation zwischen den Risikoindizes und dem PSM-befrachteten Flächenanteil bestätigt, dass die beobachteten Risikoveränderungen vor allem auf Verschiebungen in der Landnutzung durch die GAP zurückzuführen sind. Trotz geringer Flächenänderungen zwischen 2015 und 2021 (HE: 9 %, NI: 1 %/NW: 4 %) konnte eine Risikoreduzierung zwischen 7 % und 48 % je nach Risikoart und Bundesland festgestellt werden. In der Risikobetrachtung mit variablen Wetterdaten und PSM-Anwendungsdaten wurden diese Effekte durch Effekte von Wetter- und Anwendungsfaktoren überlagert, was zu geringeren Korrelationen zwischen dem Umweltrisiko und der PSM-befrachteten Fläche führte.

Die Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung gezielter GAP-Maßnahmen, die zur Reduktion des PSM-Einsatzes führen sowie die Notwendigkeit, klimatische Einflüsse und veränderte Bewirtschaftungsstrategien bei der Risikobewertung stärker zu berücksichtigen.

5 Zuweisung von Ursachen zu den beobachteten Landnutzungsänderungen

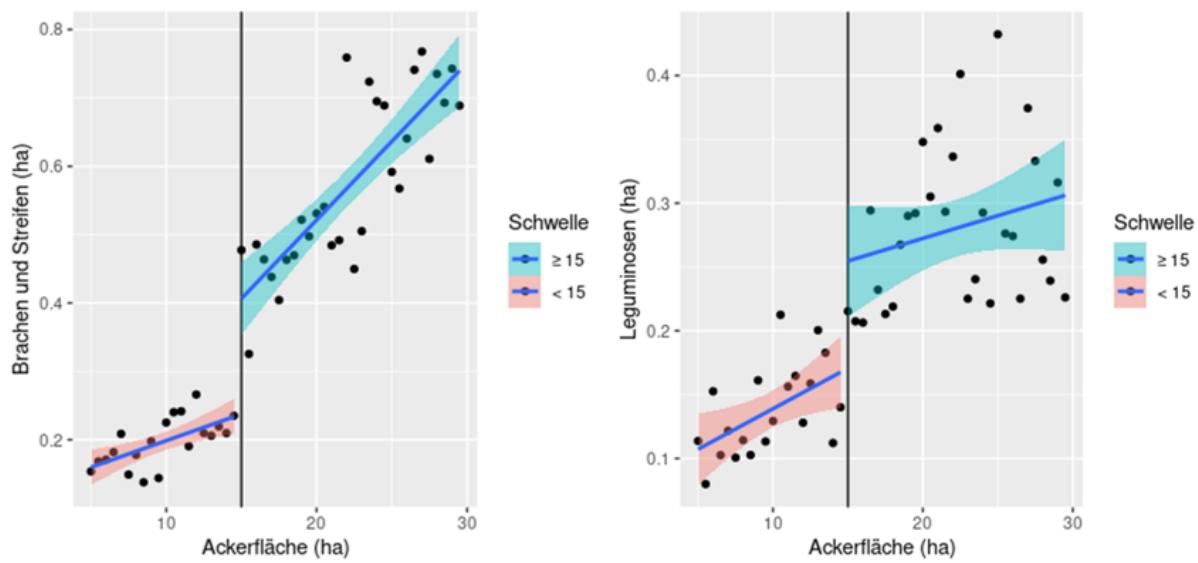
Die Methodenbeschreibungen befinden sich in Kapitel 2.7.

5.1 GAP-Reform von 2013

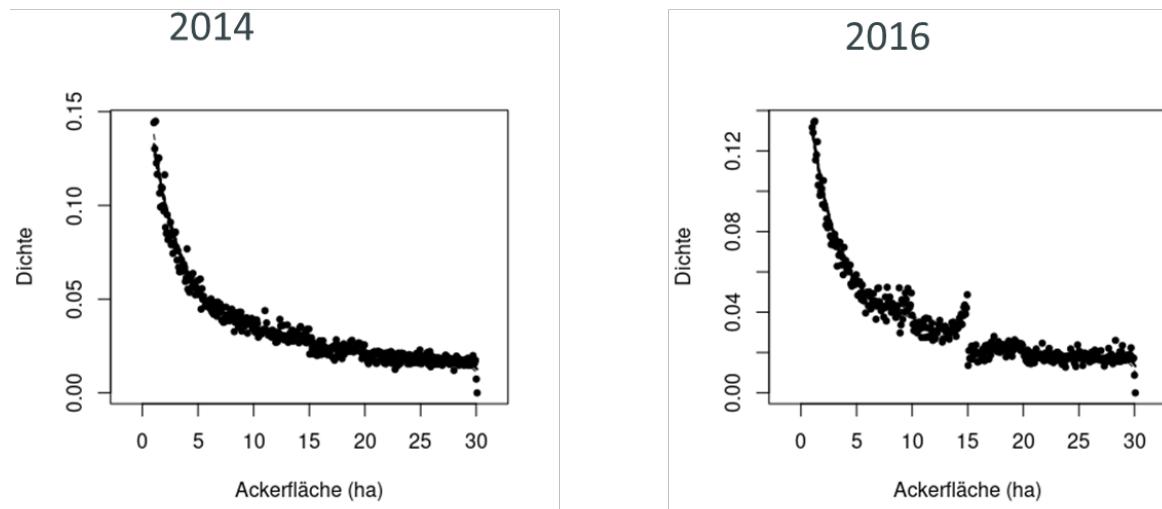
Abbildung 93 zeigt das Ergebnis der Regressions-Diskunitäts-Analyse am Schwellenwert 15 ha Ackerfläche im Jahr 2016 (Schwellenwert für Teilnahme oder Nicht-Teilnahme am Greening). Es ist ein deutlicher Sprung von 0,2 ha zwischen den beiden Regressionslinien unter und oberhalb der Schwelle zu sehen. Das bedeutet, dass Betriebe, die zufällig knapp mehr als 15 ha Ackerfläche haben, im Durchschnitt 0,2 ha mehr Brachen und Streifen gegenüber Betrieben anbieten, die knapp unterhalb dieser Schwelle liegen (oder bis zu 1 % mehr ihrer Ackerfläche als höherwertige ÖVF). Auch zeigt sich, dass die bereitgestellte Fläche für Brachen und Streifen mit Zunahme an Ackerfläche eines Betriebs deutlich schneller steigt. Des Weiteren ist zu erkennen, dass die Streuung unter- und oberhalb der Schwelle sehr gering ausfällt, was dafür spricht, dass der Zusammenhang zwischen Ackerfläche eines Betriebs und der Bereitstellung von Brachen und Streifen in dieser Spanne annähernd linear ist.

Für Leguminosen ist der Sprung in Abbildung 69 auch gegeben. Allerdings fällt dieser Effekt deutlich unklarer aus. Zwar scheinen Betriebe oberhalb der Schwelle 0,1 ha mehr Leguminosen anzubauen, die Streuung ist aber sehr viel größer, sodass nicht eindeutig identifizierbar ist, ob der Effekt dem Greening zugeschrieben werden kann.

Allerdings kann die Annahme, dass die Betriebe zufällig in eine Kontroll- und Behandlungsgruppe fallen, nicht aufrechterhalten werden. Denn einen gewissen Spielraum haben die Betriebe sich selbst in die Kontroll- bzw. Behandlungsgruppe zu selektieren (Selbstselektionsfehler). Gegenüber 2014 nimmt die Dichte der Betriebe mit einer Ackerfläche von knapp unterhalb von 15 ha zu. 2014 war diese noch annähernd am Schwellenwert gleich verteilt (Abbildung 94). Damit wird eine wichtige Annahme bei der Identifikation des Kausalzusammenhangs nicht eingehalten. Somit kann davon ausgegangen werden, dass der Effekt des Greenings höher gewesen wäre, wären die Betriebe in der jeweiligen Gruppe geblieben bzw. hätte es keine Ausnahmeregelungen für kleinere Betriebe unter 15 ha gegeben.

Abbildung 93: Regressions-Diskontinuitäts-Analyse auf Leguminosen sowie Brachen und Streifen

Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von InVeKoS-Daten

Abbildung 94: Selbstselektierungsproblem bei der Regressions-Diskontinuitäts-Analyse

Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von InVeKoS-Daten

In Bezug auf das Wassererosionspotenzial zeigt sich mittels der Difference-in-Differences Methode, dass insgesamt eine leichte Abnahme des C-Faktors bei den ÖVF-pflichtigen Betrieben festgestellt werden kann. Im Vergleich ergab sich eine Abnahme von -0.0019 beim C-Faktor in der Gruppe, die ÖVF-pflichtig war, gegenüber der Gruppe, die nicht-ÖVF-pflichtig war, in der Differenz zu vor und nach Einführung der GAP. Ohne die Einführung der GAP hätte das Erosionspotenzial um ca. 150 kg/ha höher bei den ÖVF-pflichtigen Betrieben gelegen. In Tabelle 23 sind die Ergebnisse der Regressionsanalyse insgesamt sowie für die verschiedenen erosionsgefährdeten Flächenkategorien dargestellt. Hierbei ist in allen erosionsgefährdeten Flächenkategorien eine Reduktion des C-Faktors in den ÖVF-pflichtigen Betrieben nach Einführung des Greenings erkennbar. Bei den erosionsgefährdeten Flächen kam es allerdings sowohl in der Gruppe der ÖVF-pflichtigen Betriebe als auch in den nicht-ÖVF-pflichtigen Betrieben nach Einführung der ÖVF-Maßnahmen zu einem Anstieg in den C-Faktoren (Tabelle 24, 3. Zeile: „Nach Einführung ÖVF“). Dieser Anstieg fiel bei den ÖVF-pflichtigen

Betrieben jedoch geringer aus als bei den nicht-pflichtigen ÖVF Betrieben (Tabelle 24, 4. Zeile: „ÖVF-pflichtig x Nach Einführung ÖVF“).

Die Einführung des Greenings hatte demnach einen Einfluss auf die Verringerung des Wassererosionspotenzials bzw. das Wassererosionspotenzial wäre ohne Greening noch höher ausgefallen. Dennoch stiegen auf erosionsgefährdeten Flächen insgesamt die C-Faktoren und trugen zu einem höheren Wassererosionspotenzial bei. Allerdings muss auch hier erwähnt werden, dass Zwischenfruchtanbau und Bearbeitung nicht berücksichtigt werden konnten, wodurch das reale Wassererosionspotenzial vermutlich noch geringer ausfallen würde (siehe Kapitel 4.1).

Tabelle 23: Ergebnisse verschiedener Modelle der Difference-in-Differences-Methode auf C-Faktoren

Werte in Klammern sind die Standardfehler; ÖVF-pflichtig: alle Betriebe die ÖVF-pflichtig gewesen sind oder dies vor Einführung des Greenings wären; Nach Einführung ÖVF: Dummy-Variable für Beobachtungen nach 2015 (Einführung der ÖVF Maßnahmen); Werte in 1/1.000.

	Gesamtmodell	Geringe Erosionsgefährdung	Mittlere Erosionsgefährdung	Hohe Erosionsgefährdung
ÖVF-pflichtig	1,85 (0,36)	1,48 (0,40)	0,89 (0,39)	1,31 (0,90)
Nach Einführung ÖVF	-0,51 (0,22)	-1,84 (0,25)	5,71 (0,21)	6,58 (0,54)
ÖVF-pflichtig x Nach Einführung ÖVF	-1,91 (0,26)	-1,40 (0,30)	-1,63 (0,29)	-1,87 (0,62)
Fixed effect: Betrieb	x	x	x	x
Fixed effect: BKR	x	x	x	x

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

5.2 Wirkungsabschätzung der Düngerordnung (DüV) 2020

Abbildung 95 zeigt die modellierten Stickstoffflächenbilanzüberschüsse (N-Salden) für den Basiszeitraum (links, Durchschnitt der Jahre 2014 bis 2016) sowie die N-Salden der Baseline-Projektion für das Jahr 2027 (Mitte) und eines Szenarios, welches aufbauend auf dem Baseline-Szenario zusätzlich die N-Salden unter Berücksichtigung der Vorgaben der DüV 2020 abbildet.

Das Niveau der regionalen N-Salden der Baseline-Projektion (ohne DüV 2020) entspricht in etwa dem des Basiszeitraums. Die Stickstofflücke, die wegen des reduzierten Gärrestanfalls durch den angenommenen Rückgang der landwirtschaftlichen Biogasproduktion entsteht, wird durch zusätzlichen Mineraldüngereinsatz kompensiert.

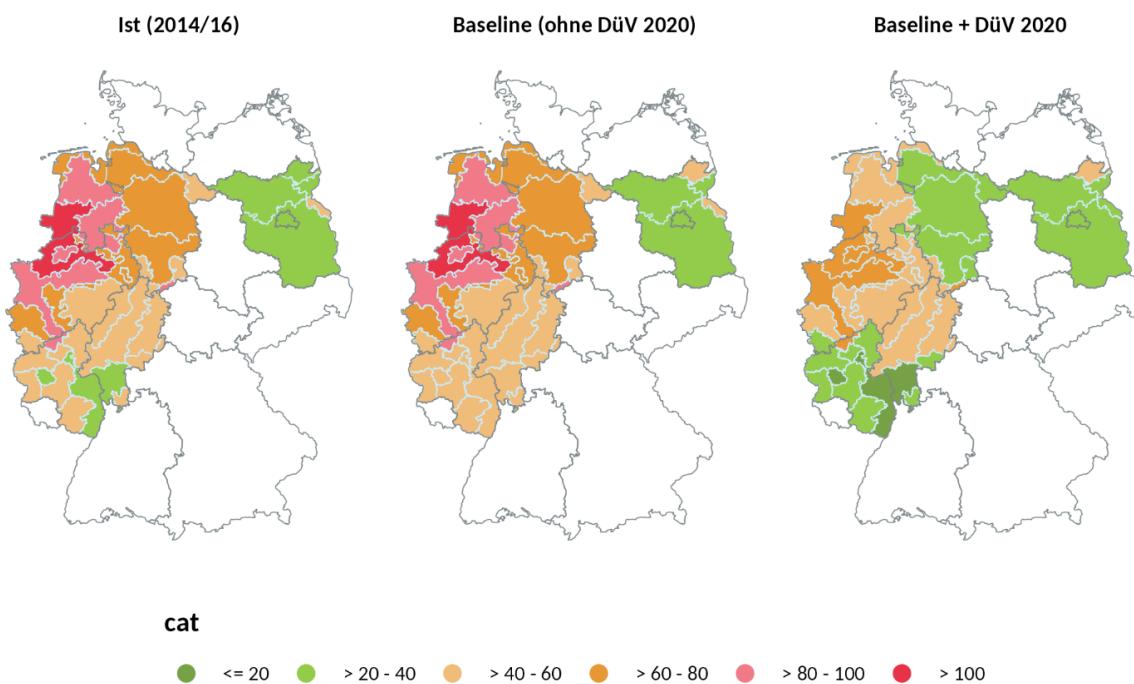
Im Gegensatz dazu bewirkt die Umsetzung der DüV 2020 in der Szenarioanalyse einen deutlichen Rückgang der N-Salden gegenüber dem Baseline-Szenario, insgesamt um rund 37 %. Gerade in den viehstarken Regionen Nordwestdeutschlands und in den intensiven

Ackerbauregionen wirkt die DüV als limitierender Faktor, besonders in den mit Nitrat belasteten Gebieten. In Brandenburg dagegen ist keine nennenswerte Veränderung der ohnehin schon relativ geringen N-Salden zu erwarten. In dieser Analyse wurden ebenfalls Ertragsverluste in mit Nitrat belasteten Gebieten berücksichtigt, die sich aufgrund der Reduzierung des N-Düngedarfs um 20 % ergeben können. Die Ertragsverluste haben jedoch nur einen geringen Einfluss auf die Höhe der ermittelten N-Salden auf Gemeindeebene.

Einschränkend ist hier anzumerken, dass die aggregierte Darstellung in Abbildung 95 das kleinräumige Emissionsgeschehen – z. B. die sehr hohen N-Salden der Gemüseanbauregionen im Rheintal – nicht wiedergibt. Außerdem sind im Gemüsebau aufgrund der hohen Qualitätsanforderungen und enger Lieferfenster bei der Vermarktung auch in Zukunft erhöhte N-Salden zu erwarten. Inwiefern die DüV hier regulierend wirkt, ist aufgrund der genannten Komplexitäten mit Hilfe von Modellen nur schwer abzuschätzen. Das geplante Monitoring zur Wirkung der Düngeverordnung soll in Zukunft auch in diesen Grenzfällen Aussagen treffen.

Abbildung 95: Stickstoffflächenbilanzen in den Bodenklimaräumen (in kg N/(ha × a))

Cat: Kategorien der Stickstoffbilanzen (in kg N/(ha × a))



Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage von Zinnbauer et al. (2023a)

5.3 Erneuerbare-Energien-Gesetz

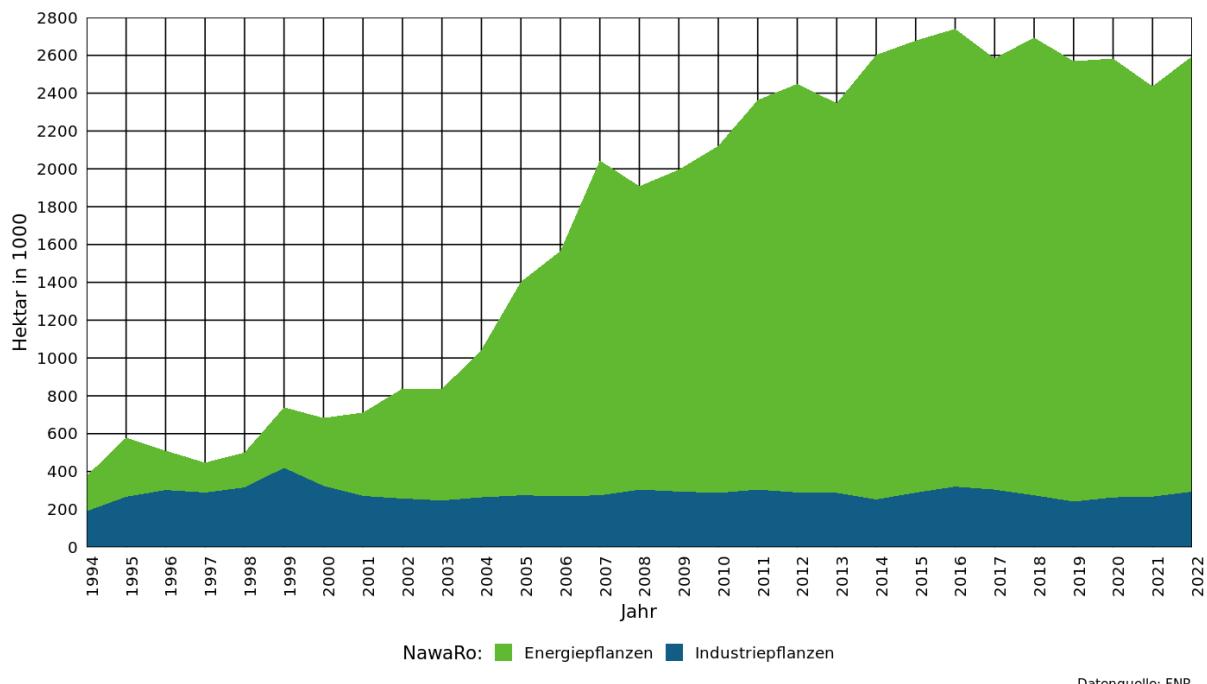
Das Erneuerbare-Energien-Gesetz wurde im Jahr 2000 eingeführt. Es ging aus dem von 1991 bis 2000 bestehendem Stromeinspeisungsgesetz hervor, welches die Elektrizitätsversorger dazu verpflichtete, elektrische Energie aus regenerativen Quellen abzunehmen und zu vergüten. Das EEG dient der Förderung von erneuerbaren Energien. Im Laufe der Jahre (2004, 2009, 2012, 2014, 2016/2017, 2021, 2023) wurde es wiederholt novelliert, wobei u. a. die Vergütungssätze Gegenstand waren. Ein Weg zur Erzeugung erneuerbarer Energien ist die Nutzung nachwachsender Rohstoffe (NawaRos) aus der landwirtschaftlichen Produktion. Im Folgenden wird die Entwicklung der Anbaufläche für nachwachsende Rohstoffe in Deutschland dargestellt.

Die Anbaufläche für nachwachsende Rohstoffe stieg nach dem Jahr 2003 rapide an (Abbildung 96). Zwischen 2003 und 2007 hat sich die Anbaufläche für NawaRos verdreifacht (von rund 840 tha auf 2.500 tha). Zwischen 2007 und 2016 war der Anstieg weniger stark ausgeprägt (+34 %). Nach 2016 ging die Fläche leicht zurück.

Der Anstieg der Anbaufläche für NawaRos ist deutlich auf die Energiepflanzen zurückzuführen. Bis zum Jahr 2000 waren die Anteile der Industrie- und Energiepflanzen an der NawaRo-Anbaufläche ähnlich; danach gingen sie deutlich auseinander, wobei der Anteil der Energiepflanzen ab 2005 über 85 % betrug.

Der Anstieg des Energiepflanzenanbaus nach dem Jahr 2003 lässt sich mit der Novellierung des EEG von 2004 erklären: Hier wurde die Einspeisevergütung für Energie aus Biomasse angehoben. Des Weiteren trat 2007 das Biokraftstoffquotengesetz in Kraft, das die Beimischung von Biokraftstoffen zunächst in Höhe von 4,4 % bei Diesel und 1,2 % bei Benzin festlegte; diese Quoten wurden in den Folgejahren schrittweise erhöht.

Abbildung 96: Entwicklung der Anbaufläche von nachwachsenden Rohstoffen in Deutschland



Quelle: Eigene Darstellung, basierend auf FNR-Daten

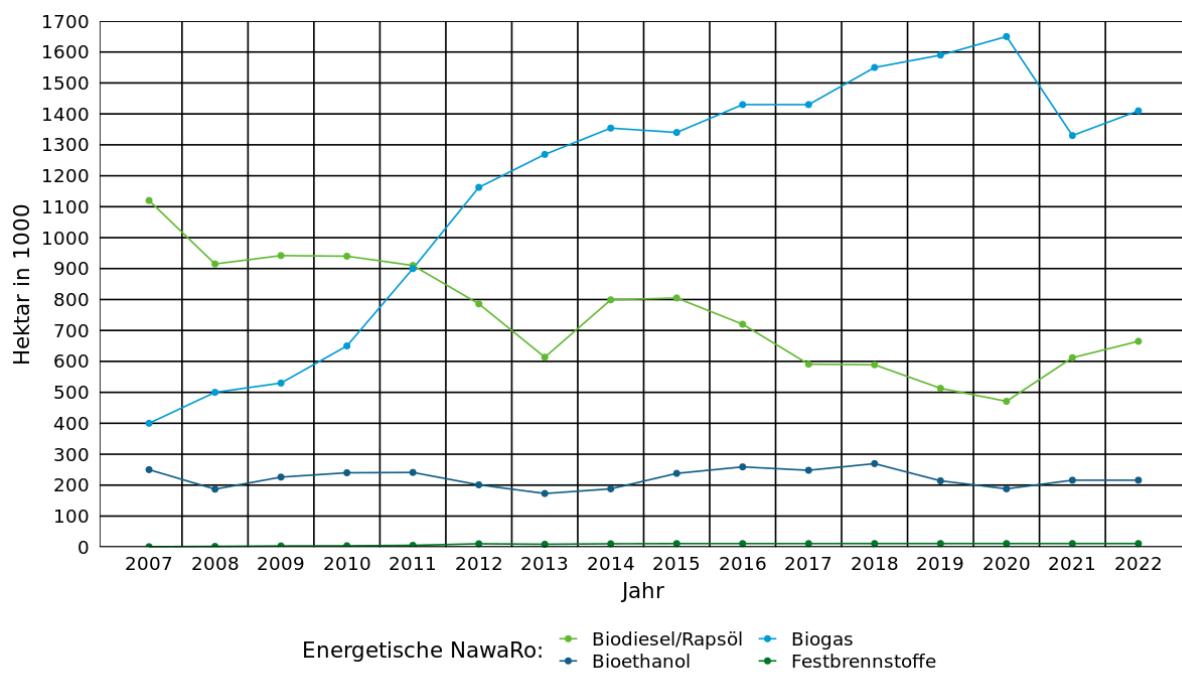
Abbildung 97 zeigt die Entwicklung der NawaRo-Anbaufläche unterschieden nach deren energetischer Verwendung für den Zeitraum von 2007 bis 2022. Nach 2011 war die Fläche für Biogaspflanzen deutlich am größten, gefolgt von der Fläche für Biodieselrohstoffe. Geringere Flächenanteile wurden für die Erzeugung von Biodiesel verwendet. Die Fläche für Festbrennstoffe spielte keine große Rolle.

In den betrachteten Jahren stieg die Anbaufläche für Biogas (hellblau) insbesondere zwischen 2010 und 2012 stark an. Anstoß hierfür war die EEG-Novellierung von 2009, die eine bessere Vergütung beinhaltete, was ein Anstoß für den Betrieb weiterer Biogasanlagen war. Bis 2020 ist hier ein Anstieg zu sehen, der dann zurückging.

Die Anbaufläche zur Erzeugung von Biodiesel war ab 2012 deutlich kleiner als die für Biogas. Sie war insgesamt rückläufig und unterlag zahlreichen Schwankungen.

Die NawaRo-Fläche für Bioethanol unterlag nur leichten Schwankungen. Festbrennstoffe blieben von 2007 bis 2022 auf einem niedrigen Niveau (Abbildung 97).

Abbildung 97: Entwicklung der Anbaufläche der nachwachsenden Rohstoffe für die energetische Verwendung in Deutschland



Datenquelle: FNR

Quelle: Eigene Darstellung, basierend auf FNR-Daten

5.4 Zusammenfassung, Diskussion und Fazit

GAP-Reform

Wie gezeigt, ist eine eindeutige Zuweisung von Landnutzungsänderungen und deren Umweltauswirkung auf eine Politikmaßnahme herausfordernd. Wie in den Vorgängerprojekten und in der Literatur dargestellt, war der Effekt des Greenings zur Verbesserung des Umweltschutzes von Anfang an gering eingestuft worden (Röder et al., 2021; Gocht et al., 2017; Pe'er et al., 2014). Mit Hilfe von quasi-experimentellen Untersuchungsdesigns konnte dennoch zumindest für die Bereitstellung von Brachen und Streifen ein Effekt dargestellt werden.

In Bezug auf das Wassererosionspotenzial konnte kein Effekt an der Schwelle für die Anbaudiversifizierung festgestellt werden. Dies ist nicht weiter verwunderlich, da die Anbaudiversifizierung bereits vor Beginn des Greenings auch von einem Großteil der nicht-pflichtigen Betriebe erfüllt worden wäre. Zur Untersuchung, ob das Wassererosionspotenzial nicht doch von der GAP beeinflusst wurde, müsste zudem der Anbau von Zwischenfrüchten stärker berücksichtigt werden. Da diese im InVeKoS nur in Zusammenhang mit ÖVF und AUKM erfasst werden, ist die Identifikation eines Effekts kaum möglich.

DüV 2020

Für das Jahr 2027 wurden Stickstoffflächenbilanzüberschüsse (N-Salden) modelliert, wobei mit und ohne Berücksichtigung der Düngeverordnung von 2020 gerechnet wurde. Das Niveau der regionalen N-Salden der Baseline-Projektion (ohne DüV 2020) entspricht in etwa dem des Basiszeitraums (Durchschnitt der Jahre 2014 bis 2016). Die Stickstofflücke, die wegen des reduzierten Gärrestanfalls durch den angenommenen Rückgang der landwirtschaftlichen Biogasproduktion entsteht, wird durch zusätzlichen Mineraldüngereinsatz kompensiert.

Im Gegensatz dazu bewirkt die Umsetzung der DüV 2020 in der Szenarioanalyse einen deutlichen Rückgang der N-Salden gegenüber dem Baseline-Szenario, insgesamt um rund 37 %. Gerade in den vieldichten Regionen Nordwestdeutschlands und in den intensiven Ackerbauregionen wirkt die Düngeverordnung als limitierender Faktor, besonders in den mit Nitrat belasteten Gebieten. In Brandenburg dagegen ist keine nennenswerte Veränderung der ohnehin schon relativ geringen N-Salden zu erwarten.

Stickstoffüberschüsse stellen für die Umwelt ein großes Problem dar, da ihr Austrag Böden, Gewässer, Luft (Treibhausgasemissionen) und Ökosysteme belastet.

Erneuerbare-Energien-Gesetz

Die Anbaufläche für Energiepflanzen stieg ab dem Jahr 2000 deutlich an, insbesondere in den Jahren von 2003 bis 2007: In diesem Zeitraum verdreifachte sich ihre Anbaufläche. Begründen lässt sich dieser Anstieg mit der Novellierung des EEG von 2004, wodurch die Einspeisevergütung für Energie aus Biomasse angehoben wurde. Des Weiteren trat 2007 das Biokraftstoffquotengesetz in Kraft, das die Beimischung von Biokraftstoffen festlegt. Zwischen 2007 und 2016 war der Anstieg weniger stark ausgeprägt (+34 %). Nach 2016 ging die Fläche leicht zurück.

Unterschieden nach der energetischen Verwendung, standen für die Betrachtung der Entwicklung der NawaRo-Anbaufläche Daten für den Zeitraum von 2007 bis 2022 zur Verfügung. Nach 2011 war die Fläche für Biogaspflanzen deutlich am größten, gefolgt von der Fläche für Biodieselrohstoffe. Geringere Flächenanteile wurden für die Erzeugung von Biodiesel verwendet. Die Fläche für Festbrennstoffe spielte keine große Rolle.

Die Anbaufläche für Biogas stieg stark an, insbesondere zwischen 2010 und 2012. Anstoß hierfür war die EEG-Novellierung von 2009, die eine bessere Vergütung beinhaltete, was ein Anreiz für den Betrieb weiterer Biogasanlagen war. Bis 2020 ist hier ein Anstieg zu sehen, der dann zurückging.

Die Anbaufläche zur Erzeugung von Biodiesel war ab 2012 kleiner als die für Biogas. Sie war insgesamt rückläufig und unterlag zahlreichen Schwankungen. Die NawaRo-Fläche für Bioethanol unterlag nur leichten Schwankungen. Festbrennstoffe blieben von 2007 bis 2022 auf einem niedrigen Niveau.

Die Nutzung erneuerbarer Energien trägt zur Reduktion der Treibhausgasemissionen aus fossilen Energieträgern bei. Bei der Diskussion um die Umweltwirkung von Bioenergie spielen indirekte Landnutzungsänderungen eine große Rolle: Steigt hierzulande die Produktion von Biomasse zur energetischen Verwendung, wird die vorherige Nutzung wie beispielweise Produktion von Nahrungsmitteln verdrängt. An anderer Stelle werden Flächen in die Nutzung genommen, was die Zerstörung intakter Ökosysteme bedeuten kann. Eine solche komplexe Betrachtung ist schwierig und würde den Rahmen der vorliegenden Arbeit erheblich übersteigen.

6 Förderperiode ab 2023: Erwartete Auswirkungen von GLÖZ 8 und den für 2024 diskutierten Ausnahmeregelungen

6.1 Einleitung

Die in diesem Kapitel vorgestellten Ergebnisse basieren auf dem UBA-Fact Sheet „Europäische Agrarpolitik: Ausnahmen bei GLÖZ 8 verhindern positive Umwelteffekte der Regelung in Deutschland“ (Baum, 2024) und sind um die Bundesländer Brandenburg (BB) und Rheinland-Pfalz (RP) erweitert worden.

Nach der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) von 2013 waren von 2015 bis 2022 Teile der EU-Direktzahlungen an Greeningmaßnahmen gebunden, die die Anbaudiversifizierung, die Bereitstellung von Ökologischen Vorrangflächen (ÖVF) sowie den Grünlandanteil adressierten. Ziel war es, die negativen Umwelteffekte der Landwirtschaft zu reduzieren. Zahlreiche Studien belegen, dass das Greening lediglich geringe positive Umwelteffekte hatte (Baum et al., 2022; Lakes et al., 2020; Pe'er et al., 2014; Röder et al., 2022; ECA, 2017).

Um die anhaltenden negativen Folgen der landwirtschaftlichen Landnutzung für Umwelt und Natur weiter zu reduzieren, sollten mit Beginn der neuen GAP-Förderperiode 2023–2027 die Direktzahlungen stärker an Umweltauflagen gekoppelt werden. Betriebe müssen die erweiterte Konditionalität erfüllen, nämlich die Grundanforderungen der Betriebsführung (GAB) sowie Standards für den guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand von Flächen (GLÖZ). Die vorherigen Greeningmaßnahmen sind dabei in die GLÖZ-Standards eingegangen. Statt 5 % ihres Ackerlands als Ökologische Vorrangfläche mittels Zwischenfruchtanbau, Leguminosen oder Brachen und ÖVF-Streifen o. ä. auszuweisen, sind Betriebe dazu verpflichtet, mindestens 4 % ihrer Ackerfläche nicht-produktiv zu nutzen; entweder als Ackerbrache oder für Landschaftselemente. Diese Maßnahme soll die Biodiversitätsleistung erhalten und steigern.

Im Jahr 2022 wurde als Reaktion auf den Ukrainekrieg und den damit verbundenen erheblichen Beeinträchtigungen des Exports und Anbaus landwirtschaftlicher Erzeugnisse das Greening dahingehend abgeschwächt, dass ÖVF-Brachen zum Anbau von Nahrungs- und Futtermitteln genutzt werden konnten und dass Pestizide und synthetische Dünger auf ÖVF wieder zulässig waren, ohne dass die Zahlungsansprüche dadurch beeinflusst wurden (KOM, 2022). Hiervon machten 21 EU-Mitgliedstaaten Gebrauch; Dänemark, Deutschland, Irland, die Niederlande, Malta und Rumänien entschieden sich dagegen (CEO, 2023).

Nach der Änderung des ÖVF-Greenings im Jahr 2022 wurde auch im ersten Jahr der neuen Förderperiode, im Jahr 2023, beschlossen, von der ursprünglichen GLÖZ 8-Regelung abzuweichen. Dem schloss sich auch Deutschland an. Statt Brachen und Landschaftselementen konnten sich landwirtschaftliche Betriebe auch Getreide (ohne Mais), Sonnenblumen oder Leguminosen (ohne Sojabohnen) auf die 4 % nicht-produktive Fläche anrechnen lassen. Brachen, die bereits 2021 und 2022 gefördert wurden, durften nicht umgenutzt werden.

Infolge von Extremwetterereignissen, den Folgen des Ukrainekrieges und den Bauernprotesten in mehreren Mitgliedstaaten schlug die Europäische Kommission eine erneute Ausnahme von GLÖZ 8 für das Jahr 2024 vor, die rückwirkend zum 01.01.2024 gelten sollte (KOM, 2024). Anstelle von 4 % Brachen und Landschaftselementen am Ackerland stand zur Debatte, dass die Betriebe auch Leguminosen und/oder Zwischenfrüchte (beides ohne PSM) anbauen können und damit GLÖZ 8 erfüllen. Hierbei standen zunächst drei Optionen zur Diskussion:

- a) Auf 7 % des Ackerlands sind neben Brachen und Landschaftselementen auch Leguminosen und Zwischenfrüchte möglich, wobei Zwischenfrüchte mit dem Faktor 0,3 gewichtet werden.
- b) Auf 4 % des Ackerlands sind neben Brachen und Landschaftselementen auch Leguminosen und Zwischenfrüchte möglich, wobei Zwischenfrüchte mit dem Faktor 0,3 gewichtet werden.
- c) Auf 4 % des Ackerlands sind neben Brachen und Landschaftselementen auch Leguminosen und Zwischenfrüchte möglich.

Mit Beschluss der Durchführungsverordnung (EU) 2024/587 der Kommission vom 12.02.2024 (KOM, 2024) legte sich die EU auf Option C fest und stellte ihre Mitgliedstaaten vor die Wahl, ob sie die Ausnahmeregelung anwenden und ihren Betrieben die Erbringung der GLÖZ 8-Verpflichtung auf 4 % ihres Ackerlands auch über Leguminosen und Zwischenfrüchte (ohne Gewichtungsfaktoren) unter Ausschluss von PSM ermöglichen. Damit wird das Niveau von GLÖZ 8 deutlich unter das der Greeningmaßnahme ÖVF gesenkt, bei der Betriebe 5 % ihres Ackerlands u. a. für Brachen, Leguminosen und Zwischenfrüchte nutzen mussten. Hierbei galten ab 2018 die Gewichtungsfaktoren 1,0 für Ackerbrachen (bzw. 1,5 bei Begrünung mit Honigpflanzen) und Leguminosen bzw. 0,3 für Zwischenfrüchte. In Deutschland kommt die GLÖZ 8-Ausnahmeregelung 2024 zur Anwendung.

Für den Schutz der Biodiversität sind Brachen aus vielerlei Gründen wesentlich wertvoller als Zwischenfrüchte und Leguminosen. In Abhängigkeit ihres Bewuchses und der Standdauer (ein- oder mehrjährig) bieten sie unterschiedlichen Arten einen Lebensraum und sind essenzielle Flächen zur Fortpflanzung, Nahrungssuche und Rückzugsräume, wovon insbesondere zahlreiche Feldvogel- und Insektenarten profitieren (Batáry et al., 2015; Oppermann et al., 2020; Kozak und Pudelko, 2021). Leguminosen und Zwischenfrüchte dienen in erster Linie der Verbesserung der Bodenstruktur, des Humusgehalts und dem Erosionsschutz und tragen nur sehr begrenzt zum Biodiversitätsschutz (dem Ziel von GLÖZ 8) bei, was auf ihre Standzeiten und eher homogene Strukturen zurückzuführen ist (Nitsch et al., 2016). Nach der GLÖZ 8-Ausnahmeverordnung für die Umsetzung in Deutschland müssen die Zwischenfrüchte lediglich bis zum 31. Dezember auf der Fläche vorhanden sein. GLÖZ 6 gibt vor, dass vom 15. November bis zum 15. Januar eine Bodenbedeckung auf wenigstens 80 % der Ackerfläche vorzuweisen ist, sodass die Zwischenfrüchte vermutlich größtenteils bis mindestens zu diesem Zeitpunkt erhalten bleiben werden.

Vor dem Hintergrund der erneuten Ausnahmeregelung von GLÖZ 8 werden die Auswirkungen auf die Landnutzung, die die drei diskutierten Optionen im Vergleich zur ursprünglichen Ausgestaltung gehabt hätten, analysiert. Anhand von Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsysteams (InVeKoS) der Bundesländer Brandenburg (BB), Hessen (HE), Niedersachsen (NI), Nordrhein-Westfalen (NW) und Rheinland-Pfalz (RP) für die Jahre 2013 bis 2021 wird die Entwicklung von Ackerbrachen, Leguminosen und Zwischenfrüchten insgesamt und der Einfluss der Einführung von ÖVF auf diese Landnutzungen dargestellt. Unter der Annahme, dass GLÖZ 8 bereits von 2015 bis 2021 in Kraft gewesen wäre, wird für die GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe der Anteil an Ackerbrachen, Leguminosen und Zwischenfrüchten berechnet. Hieraus wird der Handlungsbedarf der Betriebe für die Umsetzung der GLÖZ 8-Regelung und ihrer diskutierten Ausnahmeoptionen abgeleitet. Es stellen sich folgende Forschungsfragen:

- Wie hätte sich die Umsetzung von GLÖZ 8 in der ursprünglichen Variante bzw. der drei oben genannten Optionen auf die Landnutzung ausgewirkt? Wie hoch wäre dementsprechend der Handlungsbedarf seitens der landwirtschaftlichen Betriebe gewesen, um GLÖZ 8 zu erfüllen?

- ▶ Wie wirken sich GLÖZ 8 und die beschlossene Ausnahmeregelung für 2024 auf die Möglichkeit der Betriebe aus, ÖR 1 in Anspruch nehmen zu können?
- ▶ Welche Betriebstypen hätten sich stärker an GLÖZ 8 anpassen müssen, welche profitieren von den Ausnahmeregelungen?

6.2 Methodik

Mit Beginn der Förderperiode 2023–2027 sollten die Direktzahlungen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) stärker an Umweltauflagen gebunden werden. Ein Teil dieser Auflagen sind Umweltmindeststandards (Guter landwirtschaftlicher und ökologischer Zustand von Flächen, GLÖZ). Eine dieser Auflagen, GLÖZ 8, soll Betriebe dazu verpflichten, mindestens 4 % ihres Ackerlands aus der Produktion zu nehmen, um so die Agrobiodiversität zu fördern. Dieser GLÖZ 8-Standard wurde in Deutschland für die Jahre 2023 und 2024 durch unterschiedliche Ausnahmeregelungen abgeschwächt und ab 2025 abgeschafft (der Schutz bestehender Landschaftselemente bleibt bestehen).

Für die Auswertungen auf Betriebsebene wurden schlagspezifische InVeKoS-Daten für die Bundesländer Brandenburg, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz für die Jahre 2013 bis 2021 verwendet. Zunächst wurde ermittelt, welche Betriebe in den Jahren 2015 bis 2021 theoretisch GLÖZ 8-pflichtig gewesen wären. Ausgenommen von der GLÖZ 8-Regelung sind folgende Betriebe:

- ▶ Betriebe mit einer Ackerfläche von bis zu 10 ha
- ▶ Betriebe, die mehr als 75 % der Ackerflächen für den Anbau von Gras-, Grünfutter, Brachen oder Leguminosen nutzten
- ▶ Betriebe, die mehr als 75 % der beihilfefähigen landwirtschaftlichen Flächen für den Anbau von Gras-, Grünfutter oder DGL nutzten

Der Unterschied der GLÖZ 8- zur ÖVF-Verpflichtung besteht darin, dass Ökobetriebe ab 2023 nicht mehr generell befreit sind und dass Betriebe über 10 ha pflichtig sind – und nicht erst über 15 ha. Daher sind mehr Betriebe GLÖZ 8- als ÖVF-pflichtig.

Bei der Feststellung, ob ein Betrieb GLÖZ 8-pflichtig gewesen wäre und die Auflagen erfüllt hätte, konnten nur die Landschaftselemente der ÖVF-pflichtigen Betriebe berücksichtigt werden, da nur diese Betriebe dem InVeKoS Landschaftselemente melden mussten. Infolge dessen kommt es zu einer Unterschätzung der Landschaftselemente der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe, wenn diese nicht ÖVF-pflichtig waren (Betriebe mit 10 bis 15 ha Ackerland, Ökobetriebe).

Um bei der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung angerechnet werden zu können, müssen die Leguminosen ohne PSM angebaut werden. Während kleinkörnige Leguminosen überwiegend ohne PSM angebaut werden, ist dies bei den großkörnigen Leguminosen meistens nicht rentabel, da der Schädlings- und Unkrautdruck zu hoch ist. Deshalb wurden bei der Berechnung der PSM-freien Leguminosen der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe (i) die Leguminosen, die von Betrieben des Ökolandbaus angebaut wurden, (ii) die ab dem Jahr 2018 als ÖVF gemeldet waren sowie (iii) alle übrigen kleinkörnigen Leguminosen berücksichtigt. AUKM zu Leguminosen wurden in den hier betrachteten Bundesländern nicht nach 2014 angeboten und spielen daher keine Rolle (in Brandenburg wurde in der Förderperiode 2007–2014 der „Anbau kleinkörniger Leguminosen auf Kippenflächen“ angeboten; in den Auswertungen wären AUKM-

Leguminosen erst ab 2015 interessant und auch nur dann auswertbar, wenn mehrere betrachtete Bundesländer sie angeboten hätten).

Zwischenfrüchte sind nur im InVeKoS erfasst, wenn sie als ÖVF oder AUKM gemeldet werden; folglich konnten nur diese Zwischenfrüchte berücksichtigt werden. Zur Einordnung: In Deutschland wurden 2019/2020 auf rund 1.974.000 ha Zwischenfrüchte angebaut, was 17 % des Ackerlands entspricht (DeStatis, 2021). Der Anbauumfang der ÖVF-Zwischenfrüchte lag 2019 bei 1.018.000 ha (BMEL, 2019), also bei etwa der Hälfte der gesamten Zwischenfruchtanbaufläche. Folglich werden Zwischenfrüchte in unseren Analysen auch mit Berücksichtigung der AUKM-Zwischenfrüchte unterschätzt, da weniger AUKM- als ÖVF-Zwischenfrüchte gemeldet werden. Da lediglich fünf Bundesländer betrachten werden können, kann das Verhältnis der AUKM- und ÖVF-Zwischenfrüchte zu allen Zwischenfrüchten anders ausfallen als auf Bundesebene.

Für AUKM-Zwischenfrüchte wurden ab 2015 folgende Maßnahmen angeboten: in Hessen „Beibehaltung von Zwischenfrüchten“ (HALM Z, nicht mit ÖVF kombinierbar), in Niedersachsen „Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten – Grundförderung“ (AL21, mit AL22 und ÖVF kombinierbar), „Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten – Zusatzförderung für den Anbau von winterharten Zwischenfrüchten und Untersaaten“ (AL22: nur in Kulissen der Wasserrahmenrichtlinie und Trinkwassergewinnungsgebieten förderfähig, mit AL21 und ÖVF kombinierbar), in Nordrhein-Westfalen „Anbau von Zwischenfrüchten“ (mit ÖVF kombinierbar) sowie in Rheinland-Pfalz die „Beibehaltung von Zwischenfrüchten im Winter“ (BZ, nicht mit ÖVF kombinierbar). Bei der Berechnung von AUKM-Zwischenfrucht-Flächensummen wurde die einfache Fläche berechnet (eine Doppelbuchung bei Kombinierbarkeit wurde also ausgeschlossen); dies wird als Nettofläche bezeichnet. Eine PSM-Anwendung ist in den genannten Zwischenfrucht-AUKM untersagt.

Die betriebswirtschaftliche Ausrichtung (BWA) beschreibt den Produktionsschwerpunkt landwirtschaftlicher Betriebe und ist nach dem Klassifizierungssystem der Europäischen Union (VO (EG) Nr. 1242/2008) (Regulation (EU) No 1242/2008) dreistufig in Allgemeine-, Haupt- und Einzel-BWA-Typen unterteilt (siehe auch Röder et al. (2022)). Für die Auswertungen wurde nach den allgemeinen BWA-Typen differenziert.

6.3 Ergebnisse

6.3.1 Anpassungsbedarf der Betriebe an die GLÖZ 8-Ausnahmeregelung ist gering

Als Ausnahmeregelungen vom ursprünglichen GLÖZ 8-Standard standen zunächst drei Optionen zur Diskussion (siehe Kapitel 6.1). Im Folgenden wird gezeigt, inwiefern Betriebe, die zwischen 2015 und 2021 GLÖZ 8-pflichtig gewesen wären, die ursprüngliche GLÖZ 8-Verpflichtung und ihre drei diskutierten Ausnahmen bereits damals erfüllt hätten.

Tabelle 24 zeigt, dass die ursprünglich vereinbarten GLÖZ 8-Regelungen in den Jahren 2015 bis 2021 von 23,2 % bis 26,3 % der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe erfüllt worden wären. Rund 75 % der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe hätten also ihren Bracheumfang erhöhen müssen, um weiterhin GAP-Förderungen erhalten zu können (vgl. auch Abbildung 98).

Fast 1,5-mal so viele Betriebe (33,7 % bis 43,2 %) hätten die Ausnahmeregelung Option A erfüllt, nach der auf 7 % des Ackerlands Brachen, Leguminosen und Zwischenfrüchte (letztere: Faktor 0,3) zulässig gewesen wären. Auch hier wäre ein großer Anpassungsbedarf seitens der Betriebe erforderlich gewesen, wenngleich deutlich geringer als bei der Umsetzung von Brachen auf 4 % des Ackerlands. Wird die Auflage dahingehend abgeschwächt, dass anstatt auf 7 % nur auf 4 % des Ackerlands Brachen, Leguminosen und Zwischenfrüchte (letztere gewertet mit dem

Faktor 0,3; Option B) angebaut werden müssen, hätten 82,1 % bis 87,8 % der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe dies erfüllt. In der jetzt für Deutschland gültigen Regelung für 2024 (Option C) wird der Gewichtungsfaktor bei den Zwischenfrüchten gestrichen. 84,5 % bis 89,2 % der Betriebe hätten die Auflagen der Option C erfüllt. Der Gewichtungsfaktor hat also lediglich einen geringen Einfluss, wenn die Auflagen für 4 % des Ackerlands gelten (Tabelle 24). Zum Vergleich: Unter den ÖVF-pflichtigen Betrieben haben 92,0 % bis 97,0 % die ÖVF-Auflagen erfüllt. 61,9 % bis 64,4 % der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe hätten die Ausnahmeregelung C allein über die Meldung von Zwischenfrüchten und Leguminosen erfüllen können (Tabelle 24).

Je weniger Betriebe sich an neue Auflagen anpassen müssen, umso geringer ist der zu erwartende Umwelteffekt. Zu beachten ist zudem, dass bei den Zwischenfrüchten eine Unterschätzung vorliegt: Zwischenfrüchte sind im InVeKoS enthalten, wenn sie als ÖVF oder AUKM gemeldet werden. Für die GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe konnten nur diese Zwischenfrüchte angenommen werden. Der Anteil der Betriebe, die die diskutierten Ausnahmen erfüllt hätten, wäre also vermutlich höher als der in Tabelle 241 angegebene Wert.

Tabelle 24: Anteil der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe, die die jeweilige Auflage erfüllt hätten

*Bei den Zwischenfrüchten konnten nur AUKM- und ÖVF-Zwischenfrüchte berücksichtigt werden.

AL: Ackerland; Bundesländer BB, HE, NI, NW, RP

Jahr	ÖVF	Anteil (%) der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe, die folgende Auflagen erfüllt hätten:				
		Anteil (%) der ÖVF-pflichtigen Betriebe, die 5 % (gewichtet) ihres AL als ÖVF meldeten	GLÖZ 8: Auf 4 % des AL Brache	Option A: Auf 7 % des AL Brache, Leguminosen, Zwischenfrüchte* mit Faktor 0,3; keine PSM	Option B: Auf 4 % des AL Brache, Leguminosen, Zwischenfrüchte* mit Faktor 0,3; keine PSM	Option C: Auf 4 % des AL Brache, Leguminosen, Zwischenfrüchte*; keine PSM
2015	92,0	23,2	33,7	82,1	84,9	62,4
2016	92,3	23,5	34,2	81,5	84,5	61,9
2017	93,9	24,1	35,8	82,9	85,7	62,6
2018	96,6	26,3	39,4	87,7	89,0	62,5
2019	97,0	24,9	38,2	87,1	88,7	63,1
2020	97,0	25,2	42,3	87,5	88,9	63,4
2021	96,2	25,0	43,2	87,8	89,2	64,4

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Zwischenfazit

Die Ausnahmeregelung 2024 (Option C) hätte dazu geführt, dass im Jahr 2021 89,2 % der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe diese Auflagen bereits erfüllt hätten. Den ursprünglichen GLÖZ 8-Standard hätten lediglich 25,0 % der Betriebe erfüllt und es würde voraussichtlich zu einer Veränderung bei den Anbauprogrammen im Sinne von deutlich höheren Bracheanteilen kommen (sofern Betriebe weiterhin eine GAP-Förderung beantragen).

Um das Ziel von GLÖZ 8 – die Biodiversität in der Agrarlandschaft zu fördern – zu erreichen, sind Brachen wesentlich effektiver als Zwischenfrüchte und Leguminosen. Mit der Ausnahmeregelung für 2024 ist offen, über welche Möglichkeiten die wenigen Betriebe, die die Anforderungen noch nicht erfüllen, diese umsetzen und ob dabei Brachflächen eine besondere Rolle spielen. Rund 64 % der pflichtigen Betriebe hätten die Ausnahmeregelung Option C allein über Zwischenfrüchte und Leguminosen erfüllen können. Vermutlich ist dieser Anteil aufgrund der verfügbaren Datenlage unterschätzt.

Der Anteil der ÖVF-pflichtigen Betriebe, die die ÖVF-Auflagen 2021 erfüllten, wäre 7,0 Prozentpunkte höher als der Anteil der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe, die die für 2024 bestehende Regelungen erfüllt hätten – und dies, obwohl die Berechnungen im Nachhinein durchgeführt wurden und die GLÖZ 8-Regelungen damals noch nicht gegolten hatten. Hierbei muss beachtet werden, dass es bei der Nicht-Einhaltung der ÖVF-Regelung zu Kürzungen bei der Greeningprämie kam; weitere GAP-Zahlungsansprüche blieben generell bestehen. Wird ein GLÖZ-Standard nicht erbracht, führt dies zum Ausschluss aus den GAP-Zahlungsansprüchen.

6.3.2 Anteil der durch GLÖZ 8 erreichten Flächen ist hoch

Da bei GLÖZ 8 im Unterschied zur ÖVF-Verpflichtung Ökobetriebe nicht mehr befreit sind sowie Betriebe ab 10 ha pflichtig sind und nicht erst ab 15 ha, erhöht sich die Anzahl der pflichtigen Betriebe um Ökobetriebe und Betriebe mit 10 ha bis 15 ha Ackerfläche. Das Greening betraf im Hinblick auf ÖVF etwa 38 % der Betriebe, erreichte dabei aber rund 90 % des Ackerlands. Diese Anteile erhöhen sich mit der GLÖZ 8-Verpflichtung, wonach etwa 43 % der Betriebe und 95 % des Ackerlands betroffen gewesen wären (Tabelle 25). Zwischen 2015 und 2021 waren 86,9 % bis 87,5 % der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe auch ÖVF-pflichtig, 2,5 bis 4,2 % waren Ökobetriebe.

Der Anteil ÖVF-pflichtiger Betriebe ging von 2015 von 39,4 % auf 36,3 % im Jahr 2021 zurück. Ähnlich hätte der Trend ausgesehen, wenn die GLÖZ 8-Regelung gegolten hätte. Allerdings wäre der Anteil pflichtiger Betriebe höher gewesen: 2015 wären es 45,0 % gewesen, 2021 41,8 % der Betriebe (Tabelle 25). Der Anteil des Ackerlands, welches von ÖVF-pflichtigen Betrieben bewirtschaftet wurde, sank zwischen 2015 und 2021 von 91,3 % auf 89,1 %. Bei den GLÖZ 8-Betrieben wäre der Anteil etwas weniger gesunken, nämlich von 95,7 % auf 95,0 %.

Tabelle 25: Anzahl und Anteil pflichtiger ÖVF- bzw. GLÖZ 8-Betriebe an allen Betrieben und deren Ackerlandanteil

AL: Ackerland; Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP

Jahr	Anzahl ÖVF-pflichtiger Betriebe	Anteil ÖVF-pflichtiger Betriebe (%)	Anteil des AL ÖVF-pflichtiger Betriebe am AL insg. (%)	Anzahl GLÖZ 8-pflichtiger Betriebe	Anteil GLÖZ 8-pflichtiger Betriebe (%)	Anteil des AL GLÖZ 8-pflichtiger Betriebe am AL insg. (%)
2015	54.280	39,4	91,3	61.984	45,0	95,7
2016	52.918	39,1	91,1	60.344	44,6	95,6
2017	51.559	38,6	91,0	58.770	44,0	95,6
2018	50.419	38,0	90,2	57.740	43,5	95,3
2019	49.074	37,1	89,7	56.421	42,7	95,2

2020	48.167	36,8	89,3	55.393	42,3	95,1
2021	47.254	36,3	89,1	54.407	41,8	95,0

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Zwischenfazit

Mit der GLÖZ 8-Regelung wird wie beim ÖVF-Greening ein sehr großer Teil des Ackerlands erreicht. Dadurch ist GLÖZ 8 sehr flächenwirksam. Inwieweit damit auch eine relevante Umweltwirkung erreicht werden kann, hängt jedoch vom Ambitionsniveau der Regelung ab (siehe Kapitel 6.3.1).

6.3.3 Durch die ursprüngliche GLÖZ 8-Regelung würde der Anteil der Ackerbrachen stark ansteigen

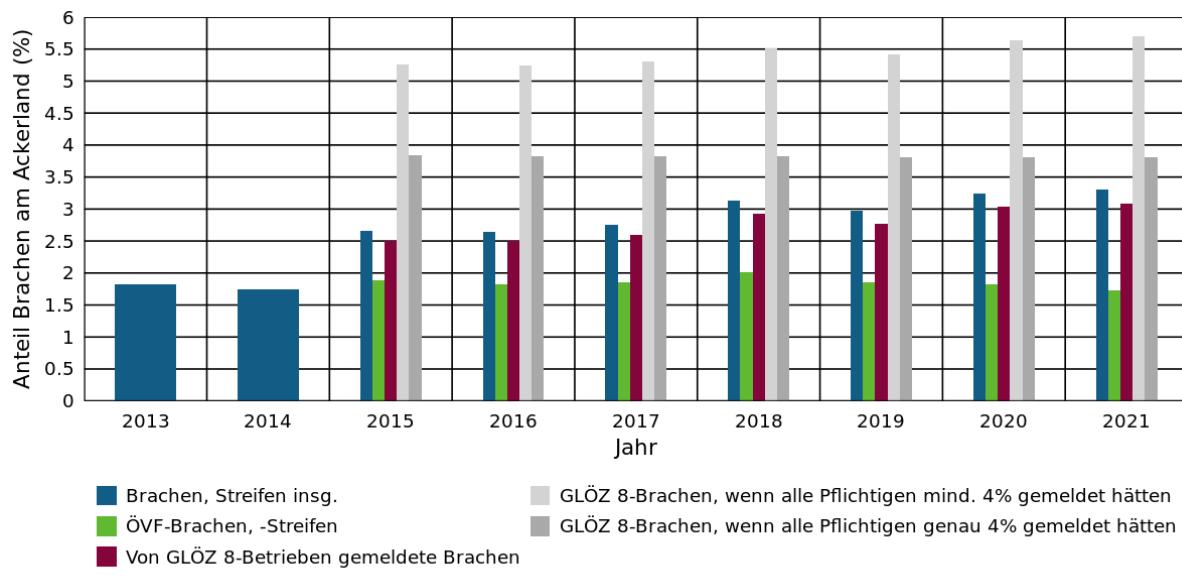
Abbildung 98 zeigt den Anstieg an Ackerbrache insgesamt ab dem Jahr 2015 für die Bundesländer BB, HE, NI, NW und RP. Durch die Einführung der ÖVF-Brachen nahmen Brachen von 1,7 % am Ackerland in 2014 auf 2,7 % in 2015 zu. Der Bracheanteil stieg bis 2021 weiter auf insgesamt 3,3 % am Ackerland. Der Anteil der ÖVF-Brachen am Ackerland ging von 1,9 % in 2015 auf 1,7 % in 2021 zurück. Die Differenz zwischen Ackerbrachen insgesamt zu ÖVF-Brachen nahm stetig zu (Abbildung 98).

Die Bracheanteile am Ackerland der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe lagen knapp unter dem Bracheanteil insgesamt. Die Betriebe, die 2015 GLÖZ 8-pflichtig gewesen wären, meldeten insgesamt 2,5 % des Ackerlands als Brachen. Dieser Anteil stieg bis 2021 auf 3,1 % des Ackerlands an. Die theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe hatten im Mittel 2,2 % (2015) bis 2,8 % (2021) Brachen am Ackerland je Betrieb (bei der Berechnung wurden auch Betriebe ohne Ackerbrachen berücksichtigt). Der Median lag bei 0,0 % (2015–2016) bis 0,4 % in 2021. Viele Betriebe hatten also gar keine Ackerbrachen (siehe auch Kapitel 6.3.8). Hätten pflichtige Betriebe mit weniger als 4 % Brache am Ackerland den Zielwert erreicht, wären rund 2,5 % Brache zusätzlich gemeldet worden. Der Anteil der Brache der GLÖZ 8-Betriebe am Ackerland insgesamt wäre auf 5,3 % (2015) bis 5,7 % (2021) gestiegen (Abbildung 98).

Hätten alle theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe genau 4 % ihres Ackerlands als Brache gemeldet, hätte der Brachanteil bei 3,8 % am Ackerland gelegen (2015–2021). Damit hätte der Anteil der Brache also deutlich über dem Anteil der Brache insgesamt (2015: 2,0 %; 2021: 2,4 %) gelegen (Abbildung 98).

Abbildung 98: Anteil der Brachen am Ackerland – Brachemeldungen insgesamt, ÖVF-Brachen, potenzielle GLÖZ 8-Brachen

Blau: Ackerbrachen aller Betriebe; grün: ÖVF-Brachen ÖVF-pflichtiger Betriebe; violett: Brachen theoretisch GLÖZ 8-pflichtiger Betriebe; hellgrau: Brachen theoretisch GLÖZ 8-pflichtiger Betriebe: Wenn ein Betrieb weniger als 4 % gemeldet hat, wurde auf 4 % erhöht, ansonsten wurde gemeldete Brache berücksichtigt; dunkelgrau: Brachen theoretisch GLÖZ 8-pflichtiger Betriebe, wenn diese jeweils genau 4 % ihres Ackerlands als Brache gemeldet hätten.



Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Zwischenfazit

In Deutschland hat sich der Bracheanteil am Ackerland in den vergangenen Jahren von 1,6 % in 2014 auf 3,2 % in 2022 verdoppelt. Allerdings erfolgte die Zunahme auf relativ geringem Niveau und die hohen Bracheanteile zu Beginn des 21. Jahrhunderts von 7 % bis 8 % wurden nicht erreicht.

Unter der Annahme, dass GLÖZ 8-pflichtige Betriebe die Regelungen umsetzen und nicht aussteigen, würde es zu einem deutlichen Anstieg der Ackerbrachen auf bis zu 5,7 % des Ackerlands (BB, HE, NI, NW, RP) kommen, wenn die ursprüngliche GLÖZ 8-Regelung umgesetzt werden würde. Aber auch in diesem Fall würde über GLÖZ 8 alleine nicht das hohe Niveau von vor 2008 erreicht werden.

6.3.4 Rund 65 % aller Leguminosen werden ohne PSM angebaut

Der Leguminosenanteil am Ackerland hat sich von 2014 bis 2021 von 2,3 % auf 4,2 % um das 1,8-fache erhöht. Der Anteil der PSM-freien Leguminosen stieg im betrachteten Zeitraum von 1,9 % auf 2,7 % am Ackerland und somit nur um das 1,4-fache (2014 gegenüber 2021; ohne PSM: Leguminosen des Ökolandbaus, ÖVF ab 2018, übrige kleinkörnige Leguminosen, s. auch Kapitel 6.1). Die Differenz der Leguminosen insgesamt zu den Leguminosen ohne PSM stieg ab dem Jahr 2015, sodass 2021 noch 65,9 % der Leguminosen ohne PSM angebaut wurden. Ein anderes Bild zeichnete sich bei den ÖVF-Leguminosen ab. Bis zur Einführung des Verbots von PSM auf ÖVF im Jahr 2018 wurde ein hoher Anteil der Leguminosen als ÖVF gemeldet (bis zu 32,3 % aller Leguminosen im Jahr 2015). Dieser ging von 28,7 % in 2017 auf 12,8 % in 2018 und auf 9,9 % in 2021 zurück.

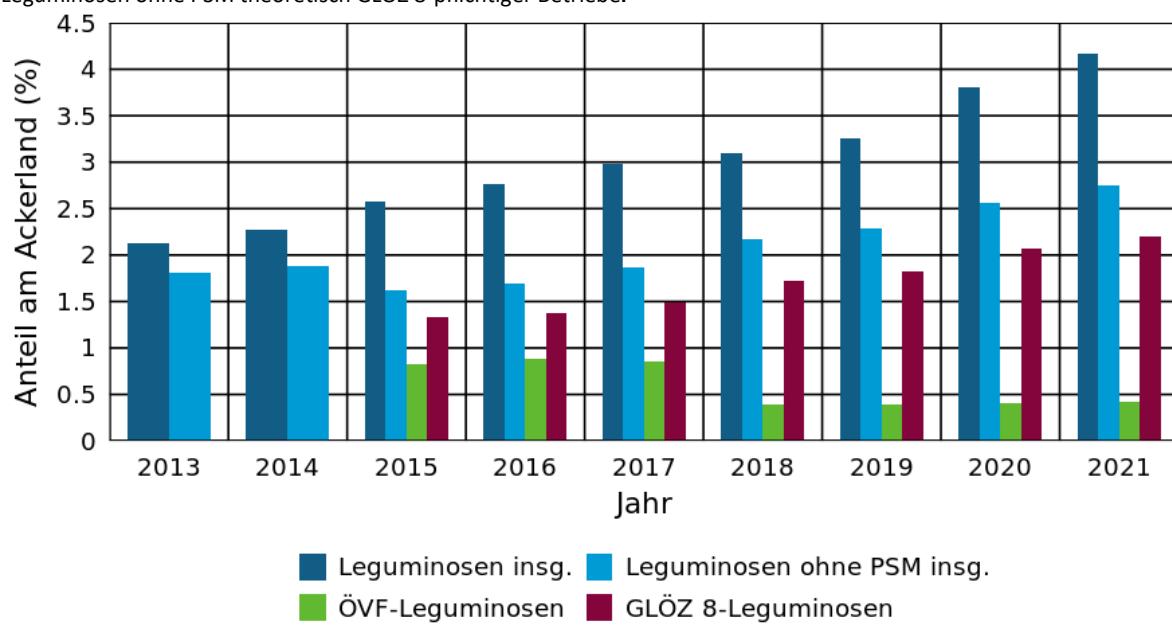
Der Anteil der Leguminosen am Ackerland insgesamt stieg nach der Einführung von ÖVF von 2,3 % im Jahr 2014 auf 2,6 % im Jahr 2015. Anders als bei den ÖVF-Leguminosen hielt der Anstieg an und zeigte von 2019 zu 2020 einen Sprung von 3,3 % auf 3,8 % (Abbildung 99). Hier nahm insbesondere der Anbau der Mischkultur Leguminosen/Getreide, von Ackerbohnen, Kleegras und Körnererbsen zu.

Für den für 2024 geltenden GLÖZ 8-Standard (Option C) gilt, dass Leguminosen ohne PSM angebaut werden müssen. Hier gab es bei den theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betrieben einen Anstieg von 1,3 % (2015) auf 2,2 % (2021) des Ackerlands (Abbildung 99). Ihr Anteil an allen Leguminosen stieg leicht von 51,8 % (2015) auf 52,9 % (2021).

Der Leguminosenanteil ohne PSM in theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betrieben machte zwischen 49,8 % (2016) und 56,0 % (2019) aller Leguminosen aus und betrug 2021 2,2 % des Ackerlands (Abbildung 99). Insgesamt hatten diese Betriebe 2021 einen 1,6-mal so hohen Leguminosenanteil am Ackerland von 3,6 % (mit und ohne PSM, ohne Abbildung).

Abbildung 99: Entwicklung des Leguminosenanbaus

Dunkelblau: Leguminosen aller Betriebe; hellblau: Leguminosen ohne PSM aller Betriebe (Leguminosen der Ökobetriebe, ÖVF-Leguminosen ab 2018, sonstige kleinkörnige Leguminosen); grün: ÖVF-Leguminosen ÖVF-pflichtiger Betriebe; violett: Leguminosen ohne PSM theoretisch GLÖZ 8-pflichtiger Betriebe.



Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Zwischenfazit

Der Leguminosenanteil am Ackerland hat sich von 2014 bis 2021 um das 1,8-fache erhöht. Der Anteil der Leguminosen ohne PSM stieg nur um das 1,4-fache. Rund 85 % der Leguminosen sind von GLÖZ 8-Betrieben gemeldet worden, hiervon allerdings nur 65,9 % ohne PSM-Anwendungen. Der Anteil der Leguminosen am Ackerland ohne PSM der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe lag damit in 2021 bei 2,2 %.

Werden Leguminosen zur Erfüllung des GLÖZ 8-Standards genutzt, ist hier bereits ein großes Potenzial vorhanden. Inwiefern bei den großkörnigen Leguminosen auf eine PSM-freie

Bewirtschaftung umgestellt werden kann, bleibt fraglich. Es ist aber zu vermuten, dass dies in den allermeisten Fällen nicht ohne Weiteres möglich ist.

6.3.5 Sehr hoher Zwischenfrucht-Anteil am Ackerland

Da Zwischenfrüchte nur im InVeKoS erfasst werden, wenn sie als ÖVF oder AUKM gemeldet wurden, lag ihr tatsächlicher Anteil über dem im folgenden Beschriebenen (siehe Kapitel 6.2). Vor 2015 sind dementsprechend nur Zwischenfrüchte aus AUKM erfasst. Sowohl in AUKM- als auch ÖVF-Zwischenfrüchten ist die Anwendung von chemisch-synthetischen PSM untersagt.

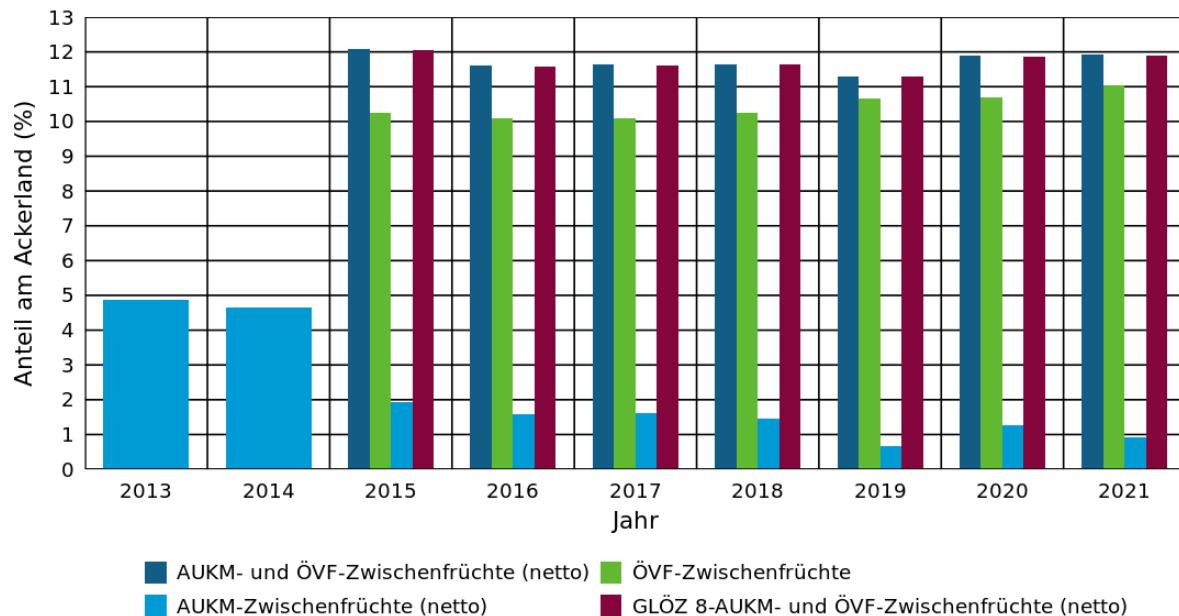
Der Anteil der Nettofläche der ÖVF- und AUKM-Zwischenfrüchte (netto: Sind auf einer Fläche Zwischenfrüchte sowohl als AUKM- als auch ÖVF gemeldet, wird die Flächengröße einfach gewertet, siehe Kapitel 6.2) am Ackerland lag 2015 bei 12,1 %. In den folgenden Jahren war er etwas niedriger und lag zwischen 11,3 % (2019) und 11,9 % (2021) (Abbildung 100).

Der Anteil der ÖVF-Zwischenfrüchte am Ackerland stieg im betrachteten Zeitraum leicht von 10,2 % in 2015 auf 11,0 % in 2021. AUKM-Zwischenfrüchte waren hingegen ab 2013 rückläufig und sanken von 4,9 % am Ackerland in 2013 auf 0,7 % in 2019. 2020 lag ihr Anteil bei 1,3 % (Abbildung 100). Der Anteil der AUKM-Zwischenfrüchte ging in der Förderperiode 2014–2022 gegenüber der vorherigen Förderperiode zurück. Dieser Rückgang ist damit zu begründen, dass viele Betriebe ihre AUKM-Zwischenfrüchte nun als ÖVF-Zwischenfrüchte meldeten (Fährmann et al., 2018).

Der Anteil der Zwischenfrüchte am Ackerland der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe lag unweentlich unter dem Anteil der Nettofläche der ÖVF- und AUKM-Zwischenfrüchte (Abbildung 100).

Abbildung 100: Entwicklung des Zwischenfruchtanbaus

Netto: Bei Beantragung von ÖVF und AUKM auf derselben Fläche wurde die Fläche einfach gewertet, siehe Kapitel 2. Dunkelblau: AUKM- und ÖVF-Zwischenfrüchte aller Betriebe; hellblau: AUKM- Zwischenfrüchte aller Betriebe; grün: ÖVF- Zwischenfrüchte ÖVF-pflichtiger Betriebe; violett: AUKM- und ÖVF-Zwischenfrüchte theoretisch GLÖZ 8-pflichtiger Betriebe.



Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Zwischenfazit

Wie hoch der Zwischenfruchtanteil insgesamt am Ackerland ist, ist aus InVeKoS-Daten nicht vollständig ersichtlich. Der Anteil der als ÖVF und/oder AUKM gemeldeten Zwischenfrüchte der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe lag 2021 bei 11,9 % des Ackerlands. Werden Zwischenfrüchte zur Erfüllung des GLÖZ 8-Standards genutzt, ist hier bereits ein sehr großes Potenzial vorhanden.

6.3.6 Die Möglichkeit der Inanspruchnahme von Ökoregelung 1 steigt durch die GLÖZ 8-Ausnahmeregelung

Erfüllt ein Betrieb den GLÖZ 8-Standard, kann er darüberhinausgehende Bracheflächen im Rahmen der Ökoregelung 1 (ÖR 1: „freiwillige Brache“: ÖR 1a: nicht-produktive Fläche; ÖR 1b: Blühstreifen/-flächen) fördern lassen, wobei eine Mindestschlaggröße von 0,1 ha gilt. Hätte GLÖZ 8 2021 in seiner ursprünglichen Fassung gegolten, hätten 25,0 % der pflichtigen Betriebe die Auflagen erfüllt und 23,9 % der pflichtigen Betriebe hätten von der ÖR 1 Gebrauch machen können, ohne ihre Landnutzung zu ändern (Tabelle 26), da sie Brachflächen über die 4 % hinaus hatten. In den Jahren von 2015 bis 2021 lag der Anteil der Betriebe, die die ÖR 1 hätten nutzen können, etwa 1 %-Punkt unter dem Anteil der pflichtigen Betriebe, die GLÖZ 8 erfüllt hätten.

Wäre die GLÖZ 8-Option C bereits 2021 in Kraft gewesen, hätten 89,2 % der pflichtigen Betriebe die Auflagen erfüllt. 64,4 % der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe hätten dies allein über die Meldung von Zwischenfrüchten und Leguminosen tun können. Im Rahmen der ÖR 1 hätten 47,8 % aller GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe Brachen fördern lassen können, da sie über zusätzliche Brachflächen verfügt hätten. Von den Betrieben, die GLÖZ 8 alleine über Zwischenfrüchte und Leguminosen erfüllten, hätten immer noch 30,3 % der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe die ÖR 1 in Anspruch nehmen können (Tabelle 26).

Tabelle 26: Anteil theoretisch GLÖZ 8-pflichtiger Betriebe, die von der ÖR 1 Gebrauch machen könnten (ursprüngliche Regelung und Ausnahmeregelung 2024)

¹Vgl. Tabelle 24; Bundeslände r BB, HE, NI, NW, RP Jahr	GLÖZ 8		GLÖZ 8 Option C / Ausnahmeregelung für 2024			
	Anteil (%) theoretisc h GLÖZ 8- pflichtiger Betriebe, die GLÖZ 8 über Brachen erfüllt hätten¹	ÖR 1: Anteil (%) GLÖZ 8- pflichtige r Betriebe, die GLÖZ 8 über Brachen erfüllt hätten und mind. 0,1 ha Brache mehr als 4 % ihres AL hatten	Option C: Anteil (%) theoretisch GLÖZ 8- pflichtiger Betriebe, die GLÖZ 8 über Brachen, Leguminosen, Zwischenfrücht e erfüllt hätten; keine PSM¹	ÖR 1: Anteil (%) theoretisc h GLÖZ 8- pflichtiger Betriebe, die Option C allein über Leguminosen und Zwischenfrücht e erfüllt haben und mind. 0,1 ha Brache hatten, der nicht zu den 4 % des AL für GLÖZ 8 zählte	Anteil (%) theoretisch GLÖZ 8- pflichtiger Betriebe, die Option C allein über Leguminosen und Zwischenfrücht e erfüllt haben können; keine PSM¹	ÖR 1: Anteil (%) theoretisch GLÖZ 8- pflichtiger Betriebe, die Option C allein über Leguminosen und Zwischenfrücht e erfüllt haben können und mind. 0,1 ha Brache hatten
2015	23,2	22,4	84,9	42,4	62,4	23,5
2016	23,5	22,6	84,5	43,3	61,9	24,7
2017	24,1	23,3	85,7	44,7	62,6	25,9
2018	26,3	25,4	89,0	48,4	62,5	27,9
2019	24,9	23,8	88,7	47,1	63,1	28,2
2020	25,2	24,1	88,9	47,7	63,4	29,1
2021	25,0	23,9	89,2	47,8	64,4	30,3

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Zwischenfazit

Durch die Ausnahmeregelung steigt der Anteil der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe, die von der ÖR 1 hätten Gebrauch machen können, von 23,9 % auf 47,8 % (für das Jahr 2021). Bei den 64,4 % der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe, die die Ausnahmeregelung allein über die Meldung von Zwischenfrüchten und Leguminosen hätten erfüllen können, hätten 30,3 % der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe außerdem Brachen im Rahmen der ÖR 1 melden können (Jahr 2021). Durch die Ausnahmeregelung im Jahr 2024 ist daher damit zu rechnen, dass ÖR 1 stärker in Anspruch genommen wird – insbesondere, da die Teilnahme an der ÖR 1 in 2023 durch die Ausnahmeregelung 2023 wenig attraktiv gewesen ist. Ob zusätzliche Brachen und Blühstreifen angelegt werden oder es zu reinen Mitnahmeeffekten kommt, bleibt abzuwarten.

6.3.7 Betriebe mit Viehhaltung profitieren am meisten von der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung

Um ableiten zu können, welche Betriebstypen sich stärker an die GLÖZ 8-Regelung anpassen müssten bzw. welche von der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung besonders profitieren würden, zeigt dieses Kapitel den Anpassungsbedarf an GLÖZ 8 und die drei von der EU diskutierten Ausnahmeoptionen (siehe Kapitel 6.1) nach Betriebstypen.

Wie auch in der Grundgesamtheit aller Betriebe waren unter den theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betrieben überwiegend spezialisierte Ackerbaubetriebe, spezialisierte Weideviehbetriebe, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe und spezialisierte Veredlungsbetriebe vertreten. Da die Werte zwischen den Jahren 2015 und 2021 unwesentlich variierten, sind im Folgenden Durchschnittswerte dieser Jahre angegeben.

In Bezug zur Grundgesamtheit waren Weideviehbetriebe unterproportional häufig GLÖZ 8-pflichtig (37,7 % aller Betriebe bzw. 23,0 % aller GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe waren Weideviehbetriebe). Gründe dafür sind die Ausnahmen von GLÖZ 8 für Betriebe mit hohen Anteilen von z. B. Dauergrünlandflächen oder Gras- und Grünfutteranbau (siehe Kapitel 6.2). Überproportional häufig GLÖZ 8-pflichtig waren Veredlungsbetriebe (8,2 % in Grundgesamtheit, 15,4 % der GLÖZ 8-Betriebe) und Ackerbaubetriebe (22,4 % in Grundgesamtheit, 36,3 % der GLÖZ 8-Betriebe). Das Verhältnis der Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe war in etwa proportional (20,2 % in Grundgesamtheit, 20,1 % der GLÖZ 8-Betriebe).

Im Durchschnitt der Jahre 2015 bis 2021 hätten 24,6 % der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe die ursprüngliche Auflage erfüllt, 4 % ihres Ackerlands aus der Produktion zu nehmen (Tabelle 27; vgl. auch Tabelle 24). Innerhalb der spezialisierten Ackerbaubetriebe lag der Anteil deutlich darüber. Hier hätten 39,3 % der GLÖZ 8-pflichtigen Betrieben die Auflagen erfüllt. Die Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe lagen mit 25,2 % nah beim Durchschnitt. Deutlich darunter und damit unterproportional häufig hätten die Veredlungsbetriebe (12,3 %) sowie die Weideviehbetriebe (11,1 %) die Auflagen erfüllt. Diese hätten also den größten Anpassungsbedarf gehabt.

Bei Option A hätten 38,1 % aller Betriebe die Ausnahmeregelung erfüllt. Die Ackerbaubetriebe hätten die Ausnahmeregelung leicht unterproportional, die Weidevieh-, Veredlungs- und Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe überproportional häufig erfüllt. Bei den Optionen B und C erfüllten im Durchschnitt 85,2 % bzw. 87,3 % aller Betriebe die Auflagen. Die Veredlungsbetriebe hätten überproportional häufig die Auflagen erfüllt; ebenso in geringerer Ausprägung die Weideviehbetriebe. Insgesamt zeigen sich bei der ursprünglichen GLÖZ 8-Regelung größere Unterschiede beim Anpassungsbedarf, während sich der Anpassungsbedarf unterschiedlicher Betriebstypen bei den Optionen A, B und C in einem engeren Rahmen bewegt (Tabelle 27).

Tabelle 27: Anteil der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe, die die Auflagen erfüllt hätten, unterschieden nach betriebswirtschaftlicher Ausrichtung (die vier häufigsten Betriebstypen sind dargestellt)

*Bei den Zwischenfrüchten konnten nur AUKM- und ÖVF-Zwischenfrüchte berücksichtigt werden.

AL: Ackerland; Bundesländer BB, HE, NI, NW, RP Betriebstyp	Anteil (%) innerhalb des Betriebstyps der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe, die folgende Auflagen erfüllt hätten (Durchschnitt der Jahre 2015–2021):			
	GLÖZ 8: Auf 4 % des AL Brache	Option A: Auf 7 % des AL Brache, Leguminosen, Zwischenfrüchte* mit Faktor 0,3	Option B: Auf 4 % des AL Brache, Leguminosen, Zwischenfrüchte* mit Faktor 0,3	Option C: Auf 4 % des AL Brache, Leguminosen, Zwischenfrüchte*
Alle Betriebe	24,6	38,1	85,2	87,3
Spezialisierte Ackerbaubetriebe	39,3	33,7	83,2	84,6
Spezialisierte Weideviehbetriebe	11,1	38,7	85,8	88,7
Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe	25,2	40,9	84,0	85,7
Spezialisierte Veredlungsbetriebe	12,3	43,3	90,1	92,5

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Zwischenfazit

Von den vier häufigsten Betriebstypen hätten die Weideviehbetriebe sowie die Veredlungsbetriebe den größten Anpassungsbedarf an die ursprüngliche GLÖZ 8-Regelung gehabt. Diese Betriebe hätten zusätzliche Flächen aus der Produktion nehmen müssen und profitieren dementsprechend am meisten von den GLÖZ 8-Ausnahmeregelungen. Dagegen sind für alle drei diskutierten Ausnahmeregelungen die Vor- oder Nachteile bestimmter Betriebstypen nicht so stark ausgeprägt. Spezialisierte Veredlungsbetriebe haben jedoch bei allen Optionen einen Vorteil und müssen sich etwas weniger anpassen.

6.3.8 Der Zwischenfruchtanteil reicht meistens zur Erfüllung der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung

Im Folgenden werden die Anteile der Brachen, PSM-freien Leguminosen und Zwischenfrüchte (AUKM- und ÖVF) am Ackerland der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe nach Betriebstypen für das Jahr 2021 gezeigt. Dabei wird zwischen Betrieben unterschieden, die die ursprüngliche GLÖZ 8-Regelung erfüllt hätten (siehe auch Kapitel 6.3.7) im Vergleich zu Betrieben, die diese nicht erfüllt hätten. Dargestellt ist der Anteil der jeweiligen Landnutzung am Ackerland des Betriebs, so wie er für die Erfüllung des GLÖZ 8-Standards von Relevanz ist.

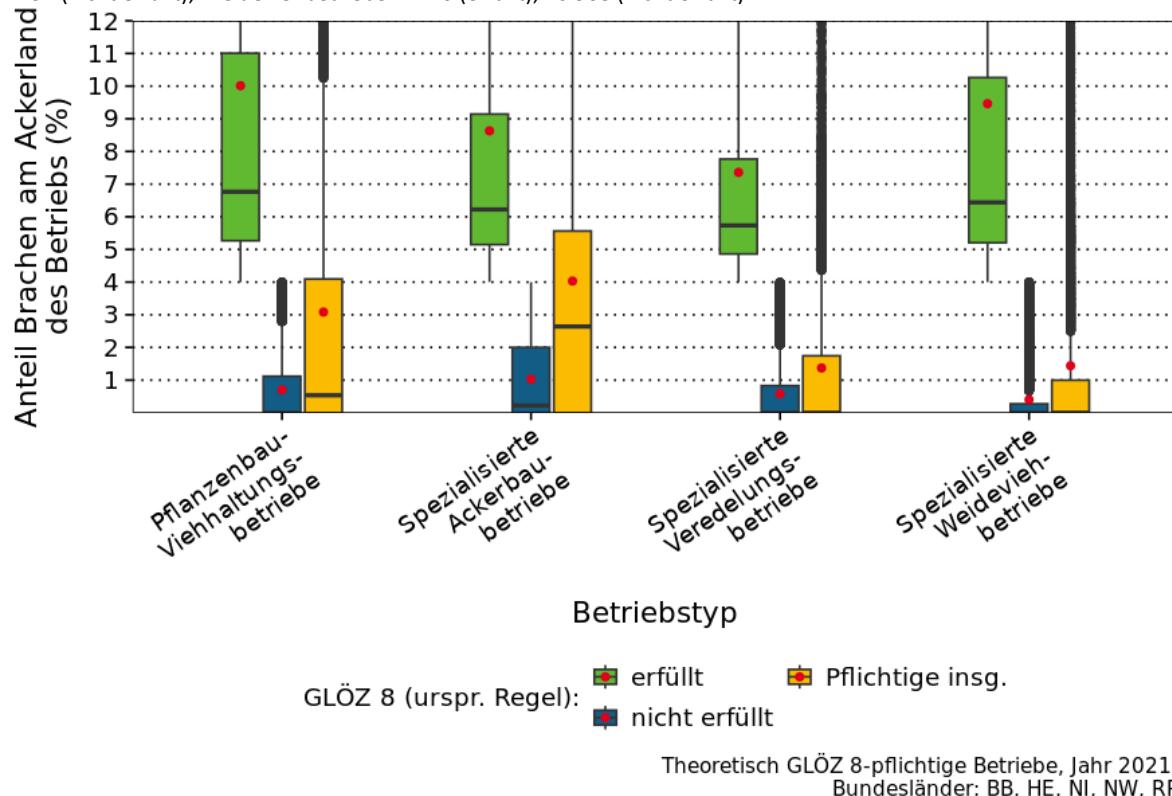
Von den im Jahr 2021 51.839 theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betrieben, die zu den vier oben genannten häufigsten Betriebstypen gehörten, hatten 55,3 % Ackerbrachen. Unter den Betrieben, die weniger als 4 % Brachen am Ackerland hatten (die Regelung also nicht erfüllt hätten), lag der Bracheanteil im Median bei 0,0 % bzw. bei den Ackerbaubetrieben bei 0,2 % und auch die Mittelwerte erreichten maximal 1,0 % (Abbildung 101). Somit hatten die meisten

dieser Betriebe über keine bis wenige Brachen verfügt und hätten einen großen Teil der 4 % Brache erst bereitstellen müssen, um den GLÖZ 8-Standard zu erfüllen, insbesondere die Weideviehbetriebe (Abbildung 101, blaue Boxplots). Die meisten Betriebe, die die Auflage erfüllten, hatten einen Bracheanteil von über 5 % ihres Ackerlands (Abbildung 101, grüne Boxplots). Unter den GLÖZ 8-pflichtigen Betrieben war der Bracheanteil bei den viehhaltenden Betrieben deutlich geringer als bei den Ackerbaubetrieben (Abbildung 101, gelbe Boxplots).

Abbildung 101: Anteil der Brachen am Ackerland der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe nach Betriebstyp (Jahr 2021)

Dargestellt sind die vier häufigsten Betriebstypen. Roter Punkt: Mittelwert.

n gesamt: 51.839. Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe: 2.887 (ursprüngliche GLÖZ 8-Regelung erfüllt), 8.403 (ursprüngliche GLÖZ 8-Regelung nicht erfüllt); Ackerbaubetriebe: 7.892 (erfüllt), 12.080 (nicht erfüllt); Veredlungsbetriebe: 962 (erfüllt), 7.297 (nicht erfüllt); Weideviehbetriebe: 1.410 (erfüllt); 10.908 (nicht erfüllt).



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Lediglich 14,3 % der hier betrachteten GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe hatten Leguminosen ohne PSM, weshalb die Darstellung der Anteile der Leguminosen am Ackerland aller Betriebe wie für Brachen (vgl. Abbildung 101) und Zwischenfrüchte (vgl. Abbildung 103) nicht sinnvoll ist. Daher wird der Anteil nur in Bezug auf die Betriebe, die Leguminosen ohne PSM anbauten, dargestellt. Innerhalb der Betriebe, die PSM-freie Leguminosen anbauten, hätten 86,1 % der Weideviehbetriebe GLÖZ 8 in seiner ursprünglichen Version mit 4 % Brache nicht erfüllt und haben somit 2024 einen Vorteil, da Leguminosen ohne PSM im Zuge der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung anrechenbar sind. Bei den Veredlungsbetrieben waren dies 81,6 %, bei den Viehhaltungsbetrieben 76,2 % und bei den Ackerbaubetrieben 70,9 %.

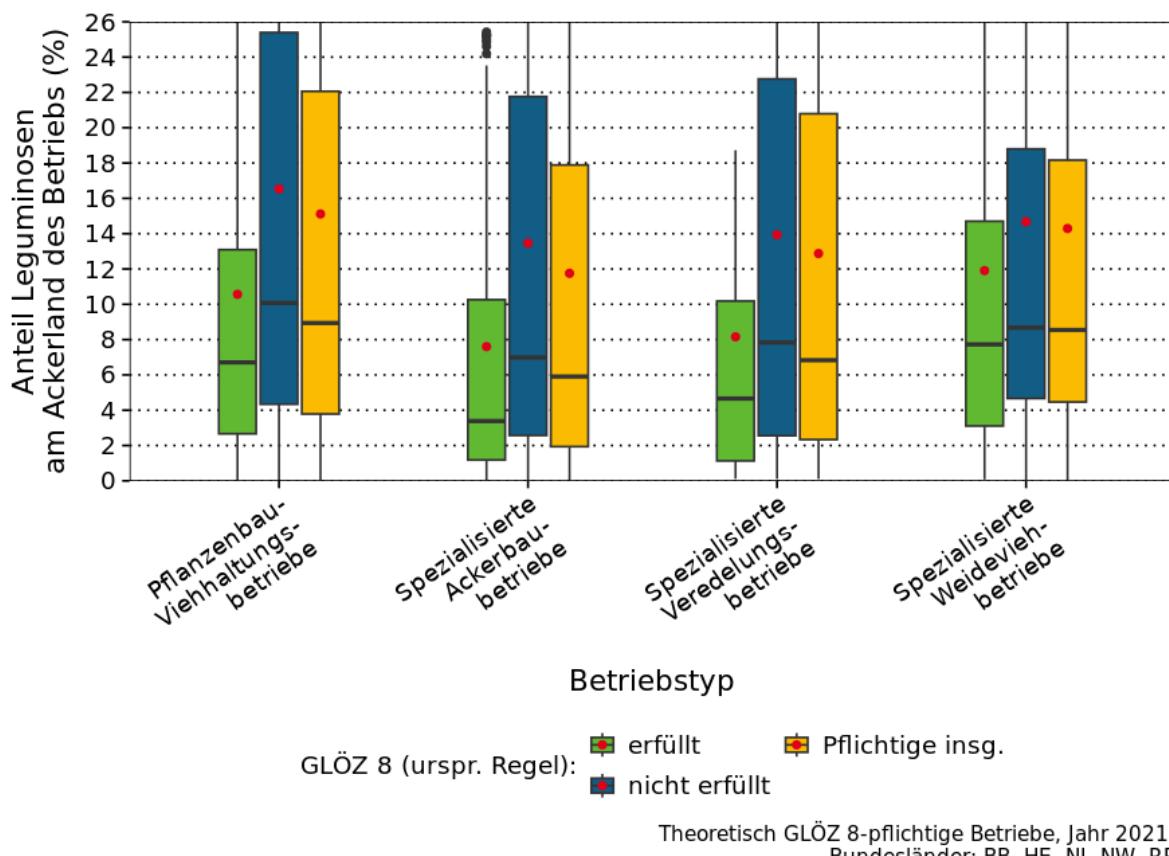
Abbildung 102 zeigt den Anteil der Leguminosen ohne PSM am Ackerland dieser Betriebe. Im Hinblick auf die Anteile am Ackerland hatten die Betriebe, die die Auflagen nicht erfüllt hätten, tendenziell höhere Anteile als diejenigen, die erfüllt hätten, die also hohe Bracheanteile hatten

(Abbildung 102, blaue bzw. grüne Boxplots). Ungeachtet des Betriebstyps und ob die Auflagen erfüllt worden wären, hatten die Betriebe im Median einen Leguminosenanteil am Ackerland von 7,6 % (ohne PSM, ohne Abbildung). Abbildung 102 zeigt deutlich, dass die Mehrheit der Betriebe, die Leguminosen anbauten, über 4 % ihres Ackerlands als Leguminosen im Zuge der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung hätte melden können (gelbe Boxplots).

Abbildung 102: Anteil der Leguminosen ohne PSM am Ackerland der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe nach Betriebstyp (nur Betriebe mit Leguminosenanbau ohne PSM berücksichtigt, Jahr 2021)

Dargestellt sind die vier häufigsten Betriebstypen. Roter Punkt: Mittelwert.

n gesamt: 7.431. Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe: 496 (ursprüngliche GLÖZ 8-Regelung erfüllt), 1.588 (ursprüngliche GLÖZ 8-Regelung nicht erfüllt); Ackerbaubetriebe: 820 (erfüllt), 1.994 (nicht erfüllt); Veredlungsbetriebe: 57 (erfüllt), 253 (nicht erfüllt); Weideviehbetriebe: 308 (erfüllt); 1.915 (nicht erfüllt).



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Von den in diesem Kapitel betrachteten GLÖZ 8-pflichtigen Betrieben hatten 65,4 % AUKM- und/oder ÖVF-Zwischenfrüchte gemeldet.

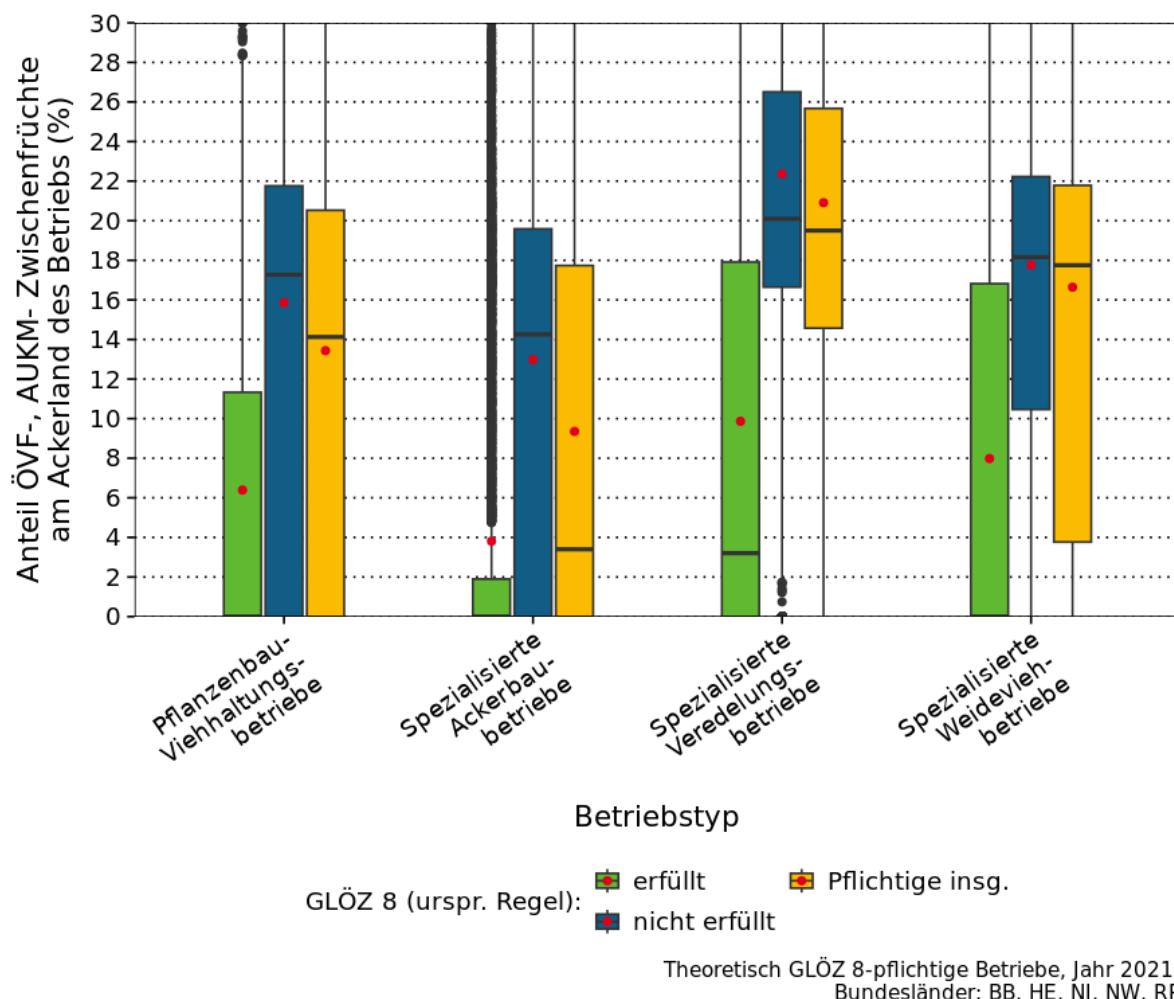
Die Anteile der AUKM- und ÖVF-Zwischenfrüchte am Ackerland waren bei allen vier betrachteten Betriebstypen in den Betrieben, die die Auflagen für den ursprünglichen GLÖZ 8-Standard nicht erfüllt hätten, deutlich höher als bei denjenigen, die ihn erfüllt hätten (Abbildung 103, blaue bzw. grüne Boxplots). Unter den Betrieben, die ihn nicht erfüllt hätten, lagen die Mediane zwischen 14,3 % und 20,1 %. Die für 2024 gültige GLÖZ 8-Ausnahmeregelung (Option C) hätte von den meisten Betrieben, die GLÖZ 8 in der ursprünglichen Version nicht erfüllt hätten, allein über Zwischenfrüchte erfüllt werden können, da sie über 4 % Zwischenfrüchte am Ackerland hatten (Abbildung 103, blaue Boxplots). Bei Option B wären

Zwischenfrüchte mit dem Gewichtungsfaktor 0,3 gewertet worden und Betriebe hätten 13,3 % ($4\% \cdot 0,3 = 13,3\%$) ihres Ackerlands als Zwischenfrucht melden müssen, um Option B allein über Zwischenfrüchte zu erfüllen. Auch dies hätte insbesondere für die meisten Weidevieh- und Veredlungsbetriebe, die GLÖZ 8 nicht erfüllt hätten, kein Problem dargestellt (Abbildung 103, blaue Boxplots). Insgesamt war der Zwischenfruchtanteil bei den Ackerbaubetrieben etwas geringer als bei den anderen betrachteten Betriebstypen (Abbildung 103, gelbe Boxplots).

Abbildung 103: Anteil der AUKM- und ÖVF-Zwischenfrüchte am Ackerland der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe nach Betriebstyp (Jahr 2021)

Dargestellt sind die vier häufigsten Betriebstypen. Roter Punkt: Mittelwert.

n gesamt: 51.839. Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe: 2.887 (ursprüngliche GLÖZ 8-Regelung erfüllt), 8.403 (ursprüngliche GLÖZ 8-Regelung nicht erfüllt); Ackerbaubetriebe: 7.892 (erfüllt), 12.080 (nicht erfüllt); Veredlungsbetriebe: 962 (erfüllt), 7.297 (nicht erfüllt); Weideviehbetriebe: 1.410 (erfüllt); 10.908 (nicht erfüllt).



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Zwischenfazit

Ungeachtet der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung hätte die GLÖZ 8-Ausnahmeregelung für 2024 im Jahr 2021 von den meisten Betrieben, die GLÖZ 8 in der ursprünglichen Version nicht erfüllt hätten, allein über Zwischenfrüchte erfüllt werden können. Dies gilt insbesondere für die Veredlungs- und Weideviehbetriebe. Nur 14,3 % der Betriebe bauten Leguminosen ohne PSM an; hiervom hatte die Mehrheit der Betriebe auf über 4 % ihres Ackerlands Leguminosen ohne PSM

angebaut. Diese Ergebnisse unterstreichen, dass durch die Ausnahmeregelung 2024 für GLÖZ 8 vermutlich kaum zusätzliche Brachen angelegt werden, um den GLÖZ-Standard zu erfüllen.

6.3.9 Zusammenfassung

Bei der ursprünglichen GLÖZ 8-Ausgestaltung hätten 2021 lediglich 25,0 % der theoretisch verpflichteten Betriebe die Auflage erfüllt. Unter der Annahme, dass die pflichtigen Betriebe, die 4 % und mehr Brache hatten, dies beibehielten und diejenigen, die weniger meldeten, genau 4 % melden würden, könnte sich der Bracheanteil am Ackerland von 3,3 % (2021) in etwa um das 1,7-fache steigern (5,7 %, Abbildung 104, links), sofern die Betriebe nicht aus der GAP-Förderung aussteigen. Bracheanteile wie vor 2008 würden damit jedoch bei weitem nicht erreicht werden können.

Die Ausnahmeregelung für GLÖZ 8 (Option C) hätten 2021 89,2 % der damals theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe bereits erfüllt und es wären für sie keine Landnutzungsänderungen notwendig gewesen. 64,4 % der pflichtigen Betriebe hätten die GLÖZ 8-Ausnahmeregelung allein über Zwischenfrüchte und PSM-freie Leguminosen erbringen können. Bei dieser Berechnung konnten bei den Zwischenfrüchten nur als ÖVF und als Agrarumwelt- und Klimamaßnahme (AUKM) gemeldete Zwischenfrüchte berücksichtigt werden, sodass eine Unterschätzung vorliegt. Abbildung 104 (rechts) zeigt den Anteil der zur Erfüllung der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung 2024 relevanten Landnutzungen auf Betriebsebene der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe, unterteilt nach pflichtigen Betrieben, die GLÖZ 8 in der ursprünglichen Ausgestaltung erfüllt (grün) bzw. nicht erfüllt (blau) hätten und der Pflichtigen insgesamt (gelb). Während der Bracheanteil bei den Betrieben, die die Auflage erfüllt hätten, meistens deutlich über 4 % des Ackerlands lag (Abbildung 104 rechts, grüner Boxplot), hatten 75 % der Betriebe, die nicht erfüllt hätten, maximal 1,1 % Brache am Ackerland (blauer Boxplot). Viele GLÖZ 8-pflichtige Betriebe hatten keine PSM-freien Leguminosen (Abbildung 104 rechts, Boxplots zu Leguminosen). Der Zwischenfruchtanteil war hingegen hoch: Die GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe hatten 2021 im Median 15,4 % ihres Ackerlands mit Zwischenfrüchten bestellt (Abbildung 104 rechts, gelber Boxplot). Das hohe Flächenpotenzial der Zwischenfrüchte birgt die Gefahr, dass es zu einem Rückgang der Brachen kommen könnte, wenn anstatt 5 % wie beim ÖVF-Greening 4 % des Ackerlands der Betriebe unter die GLÖZ 8-Regelung fallen und Zwischenfrüchte – ohne Gewichtung – angerechnet werden können. Hieran hätte auch der Gewichtungsfaktor 0,3 (Option B) nichts geändert: Mit dem Gewichtungsfaktor hätten die Betriebe 13,3 % ihres Ackerlands als Zwischenfrucht melden müssen, um allein über Zwischenfrüchte zu erfüllen. Auch dies hätte für die meisten Betriebe, die GLÖZ 8 nicht erfüllt hätten, kein Problem dargestellt (Abbildung 104 rechts, blauer Boxplot). Auf der anderen Seite wird die Inanspruchnahme der Ökoregelung (ÖR) 1 („freiwillige Brache“; ÖR 1a: nicht-produktive Fläche; ÖR 1b: Blühstreifen/-flächen) durch die Möglichkeit der Anrechnung von Leguminosen und Zwischenfrüchten attraktiver. Um Förderung für die ÖR 1 zu erhalten, müssen die Voraussetzung unter GLÖZ 8 erfüllt werden. ÖR 1 kann dann für weitere Brachen beantragt werden. Hätten 2021 mit der ursprünglichen GLÖZ 8-Regelung 25,0 % der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe ÖR 1 ohne Änderungen ihrer Landnutzung beantragen können, wären es mit der Ausnahmeregelung 47,8 % gewesen. Die Inanspruchnahme der ÖR 1 wird daher in vielen Fällen ein Mitnahmeeffekt sein, durch den in erster Linie bestehende Brachen erhalten bleiben.

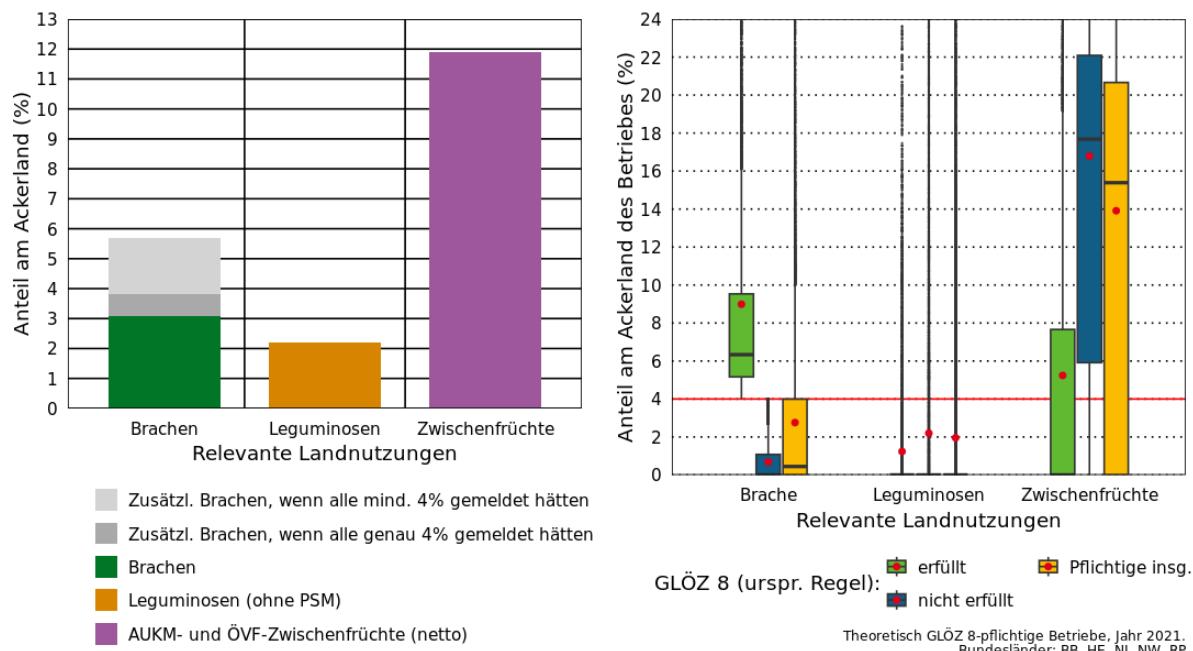
Abbildung 104: Anteile der GLÖZ 8-relevanten Landnutzungen am Ackerland

Links: Betrachtung der Landschaftsebene mit dem Anteil der Landnutzungen am Ackerland insgesamt; dunkelgrün, orange bzw. violett: Brachen, Leguminosen bzw. Zwischenfrüchte (AUKM, ÖVF) theoretisch GLÖZ 8-pflichtiger Betriebe; hellgrau: Brachen theoretisch GLÖZ 8-pflichtiger Betriebe: Wenn ein Betrieb weniger als 4 % gemeldet hat, wurde auf 4 % erhöht, ansonsten wurde gemeldete Brache berücksichtigt; dunkelgrau: Brachen theoretisch GLÖZ 8-pflichtiger Betriebe, wenn diese jeweils genau 4 % ihres Ackerlands als Brache gemeldet hätten.

Rechts: Betrachtung der Betriebsebene mit dem Anteil der Landnutzungen am Ackerland der Betriebe; roter Punkt:

Mittelwert; rote Linie: markiert die zur Erfüllung von GLÖZ 8 notwendigen 4 % des Ackerlands eines Betriebs.

In beiden Abbildungen sind die Meldungen aller theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe für das Jahr 2021 berücksichtigt worden. n = 54.407 (Pflichtige insgesamt).



Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Von den vier häufigsten Betriebstypen hätten die Weideviehbetriebe sowie die Veredlungsbetriebe den größten Anpassungsbedarf an die ursprüngliche GLÖZ 8-Regelung gehabt. Diese Betriebe hätten zusätzliche Flächen aus der Produktion nehmen müssen und profitieren dementsprechend am meisten von der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung, da sie hohe Zwischenfruchtanteile haben. Die Chance, den Bracheanteil am Ackerland in biodiversitätsarmen Intensivregionen mit hohem Anteil dieser Betriebe durch GLÖZ 8 zu erhöhen, geht durch die Ausnahmeregelung verloren.

Ein positiver Effekt könnte die Reduktion des PSM-Einsatzes beim Leguminosenanbau sein, da PSM in den GLÖZ 8-Ausnahmeregelungen untersagt sind. 2021 wurden mindestens 65,9 % der Leguminosen ohne PSM angebaut. Die Erfahrungen aus dem Greening lassen allerdings vermuten, dass anstelle von Leguminosen ohne PSM vermehrt Zwischenfrüchte zur Erfüllung der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung gemeldet werden.

Vor dem Hintergrund des starken Rückgangs der Biodiversität in Agrarlandschaften und den zahlreichen Studien, die Ackerbrachen einen positiven Beitrag zum Umwelt- und Naturschutz belegen, hätte 2024 nicht von der ursprünglichen GLÖZ 8-Regelung abgewichen und, anders als im April 2024 beschlossen, die GLÖZ 8-Regelung nicht ab 2025 abgeschafft werden sollen. Vielmehr sollte nach ganzheitlichen Lösungen gesucht werden, die den Natur- und Umweltschutz umfassend betrachten und neben einer umweltverträglicheren Produktion auch Ernährungsgewohnheiten sowie Lebensmittelabfälle berücksichtigen. Wie Natur- und

Umweltschutz weiter in die Anbauprogramme der Betriebe oder in eine multifunktionale Landnutzung integriert werden und dies auch in der GAP finanziell ausreichend berücksichtigt werden kann, sollte im Fokus der Diskussion bei einer Weiterentwicklung der GAP stehen.

6.4 Diskussion und Fazit

Rund 75 % der theoretisch GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe hätten ihren Bracheumfang erhöhen müssen, wenn es bei der ursprünglichen Ausgestaltung geblieben wäre. Unter der Voraussetzung, dass GLÖZ 8-pflichtige Betriebe die Regelungen umsetzen und nicht generell aus der GAP aussteigen, hätte sich der Bracheanteil der GLÖZ 8-Betriebe von rund 3,3 % des gesamten Ackerlands auf mind. 3,8 % erhöht (Annahme: Alle GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe melden genau 4 % ihres Ackerlands als Brachen). Unterstellt man, dass die Betriebe, die bereits in vorherigen Jahren mehr als 4 % Brache meldeten, dies beibehielten und diejenigen, die weniger meldeten, genau 4 % melden, dann läge der Bracheanteil der GLÖZ 8-Betriebe bei 5,7 % des Ackerlands. Dies würde eine Steigerung um das 1,7-fache der Brachefläche von 2021 bedeuten, wodurch ein signifikanter, positiver Umwelteffekt zu erwarten wäre. Die Beibehaltung von Brachen, die über die 4 % hinausgehen, ist denkbar, da diese dann im Rahmen der ÖR 1 gefördert werden können. Es stellt sich jedoch durchaus die Frage, ob die Betriebe alle GLÖZ-Standards erfüllen oder aus der GAP aussteigen. Anders als beim Greening führt eine Nicht-Einhaltung der GLÖZ-Standards zum gänzlichen Ausschluss von EU-Agrarzahlungen. Beim Greening betrafen Nicht-Einhaltungen vor allem die Greeningprämie, die 30 % der Direktzahlungen ausmachte.

Die Ausnahmeregelung für 2024 (Option C, siehe Kapitel 6.1), bei der die 4 % GLÖZ 8-Fläche des Ackerlands auch über Leguminosen und Zwischenfrüchte erbracht werden können, hätten 2021 lediglich 10,8 % der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe nicht erfüllt. Bei der Option B, bei der die Zwischenfrüchte mit dem Gewichtungsfaktor 0,3 gewertet worden wären, hätten 12,2 % die Vorgabe nicht erfüllt; der Gewichtungsfaktor der Zwischenfrüchte spielt hierbei also kaum eine Rolle. Die anfangs diskutierte GLÖZ 8-Ausnahmeregelung Option A, nach der auf 7 % des Ackerlands neben Brachen auch Leguminosen und Zwischenfrüchte (Faktor 0,3) möglich gewesen wären, hätte bei 43,2 % (2021) der Betriebe eine Anpassung in der Landnutzung erfordert. Die Erfahrungen aus den ÖVF-Greeningmeldungen (u. a. Baum et al., 2022; Röder et al., 2022) lassen vermuten, dass insbesondere durch die Option A der Zwischenfruchtanbau in stärkerem Maße als die Brachenutzung gefördert worden wäre.

Durch das hohe, bereits bestehende Flächenpotenzial an Zwischenfrüchten kann es zudem zu einem Rückgang der Brachen kommen, wenn anstatt 5 % wie beim ÖVF-Greening (inklusive Gewichtungsfaktor für Zwischenfrüchte) nur 4 % des Ackerlands (ohne Gewichtungsfaktor) der Betriebe unter die GLÖZ 8-Regelung fallen. Die GLÖZ 8-Ausnahmeregelung (Option C) hätte im Jahr 2021 dazu geführt, dass rund 65 % der pflichtigen Betriebe die Regelung allein über Zwischenfrüchte erfüllt hätten. Möglich wäre aber auch, dass die Brachen weiter bestehen und über die ÖR 1 als freiwillige Maßnahme gemeldet werden.

Röder et al. (2022) haben gezeigt, dass der Anteil der Ackerbrachen am Ackerland insbesondere in Veredlungs- und Futterbauregionen gering war, woran auch das ÖVF-Greening nichts Wesentliches änderte. Mit der ursprünglichen GLÖZ 8-Regelung könnten diese Intensivregionen erreicht werden (unter der Voraussetzung, dass Betriebe nicht aus der GAP aussteigen). Dieser – vor allem in diesen biodiversitätsarmen Gebieten – äußerst positive Effekt geht durch die Zulassung von Zwischenfrüchten und Leguminosen verloren, da in diesen Gebieten bereits viele Zwischenfrüchte angebaut werden, insbesondere von viehhaltenden Betrieben, die somit besonders von der für 2024 gültigen GLÖZ 8-Ausnahmeregelung profitieren.

Was sich aus Sicht des Umweltschutzes prinzipiell zum Positiven ändern könnte, wäre der PSM-Einsatz im Leguminosenanbau, der in den GLÖZ 8-Ausnahmeregelungen untersagt ist (Optionen A, B und C). Die Erfahrungen aus dem Greening lassen allerdings vermuten, dass anstelle von Leguminosen ohne PSM vermehrt Zwischenfrüchte zur Erfüllung der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung gemeldet werden. Als 2018 ein PSM-Verbot für ÖVF-Leguminosen eingeführt wurde, ging die deutschlandweite, ungewichtete ÖVF-Leguminosenanbaufläche um 50 % zurück, obwohl zugleich der Gewichtungsfaktor von 0,7 auf 1,0 angehoben wurde (Baum et al., 2022). Das Problem hierbei ist, dass der Anbau großkörniger Leguminosen ohne PSM oftmals nicht einfach möglich ist.

Das Ziel von GLÖZ 8 ist die Förderung der Biodiversität. Aus Biodiversitätssicht sind Brachen aus vielerlei Gründen wesentlich wertvoller als Zwischenfrüchte und Leguminosen, die eher dem Boden- und Erosionsschutz dienen. Je nach Bewuchs und Standdauer (ein- oder mehrjährig) bieten Brachen unterschiedlichen Arten einen Lebensraum und sind essenzielle Flächen zur Fortpflanzung, Nahrungssuche und Rückzugsräume, wovon insbesondere zahlreiche Feldvogel- und Insektenarten profitieren (Batáry et al., 2015; Kozak und Pudelko, 2021; Oppermann et al., 2020). Ihre ökologische Funktion ändert sich hierbei über die Zeit (van Buskirk und Willi, 2004). Viele Arten sind beispielsweise zum Überwintern auf mehrjährige Strukturen angewiesen. Eine Studie von (Boetzel et al., 2021) zeigte für zwölf verschiedene Taxa auf AUKM-Blühflächen in Unterfranken, dass die Diversität für die meisten taxonomischen Gruppen mit der zeitlichen Kontinuität der Habitate zunimmt (siehe auch Wagner et al. (2014)). Andere Arten waren hingegen nur auf jungen Flächen zu finden, sodass eine Mischung aus unterschiedlich alten Flächen aus Biodiversitätssicht optimal ist (van Buskirk und Willi, 2004). Aufgrund ihrer Standzeit fördern insbesondere mehrjährige Brachen den Boden- und Wasserschutz (Nitsch et al., 2016).

Unter den Leguminosen sind die kleinkörnigen für bestäubende Insekten und Feldvögel wichtige Nahrungsquellen und Habitate, haben aber im Vergleich zu Brachen kurze Standzeiten und ein einseitigeres Blütenangebot. Hinzu kommt, dass sie meist strukturarm sind und häufig gemäht werden, sodass es nicht zur Blüte kommt (Nitsch et al., 2016). Die positive Umweltwirkung der Leguminosen liegt in ihrer Fähigkeit, Luftstickstoff im Boden zu binden, wodurch die Düngung reduziert werden kann. Allerdings kann es auch zu Stickstoffauswaschungen kommen, wenn der Boden zu einem ungünstigen Zeitpunkt umgebrochen wird (Lakner, 2023). Zwischenfrüchte haben eine phytosanitäre Wirkung, können die Bodenfruchtbarkeit erhöhen und dienen über den Winter dem Erosionsschutz, weshalb sie bereits vor der Einführung des Greenings hohe Flächenanteile hatten (Lakner, 2023). Nach der GLÖZ 8-Ausnahmeregelung müssen die Zwischenfrüchte lediglich bis zum 31. Dezember auf der Fläche vorhanden sein. Ein weiterer Umweltstandard, GLÖZ 6, gibt vor, dass vom 15. November bis zum 15. Januar eine Bodenbedeckung auf wenigstens 80 % der Ackerfläche vorzuweisen ist, sodass die Zwischenfrüchte vermutlich größtenteils bis mindestens zu diesem Zeitpunkt erhalten bleiben werden.

Betriebe können für die über die 4 % GLÖZ 8-Fläche hinausgehenden Brachen von der freiwilligen Maßnahme Ökoregelung 1 „freiwillige Brache“ (ÖR 1a: nicht-produktive Fläche; ÖR 1b: Blühstreifen/-flächen) Gebrauch machen. Dies wird attraktiver, wenn, wie in der Ausnahmeregelung 2024, neben Brachen auch Leguminosen und Zwischenfrüchte auf die 4 % angerechnet werden können. Hätten 2021 mit der ursprünglichen GLÖZ 8-Regelung ohne Anpassungen bei der Bewirtschaftung 23,9 % der GLÖZ 8-pflichtigen Betriebe ÖR 1 beantragen können, wären es mit der Ausnahmeregelung (Option C) 47,7 % gewesen. Die Inanspruchnahme der ÖR 1 wird daher in vielen Fällen ein reiner Mitnahmeeffekt sein, durch den in erster Linie bestehende Brachen erhalten bleiben. Es ist noch unklar, in welchem Umfang die ÖR 1 dazu

führt, dass zusätzliche Flächen stillgelegt werden. Für ÖR 1a werden 2024 für das erste Prozent Ackerland bzw. den ersten Hektar 1.300 €/ha² und für ÖR 1b 1.500 €/ha gezahlt. Röder et al. (2022) (S. 193 ff.) führen auf, dass mit einem solchen Betrag zwar viele Regionen erreicht werden können, aber nicht die mit intensiver Viehhaltung.

Auch wenn durch die GLÖZ 8-Regelung 95,0 % des Ackerlands betroffen wären, hat diese Regelung nur dann einen Mehrwert für den Natur- und Umweltschutz, wenn die Auflagen zur Landnutzung nicht bereits vor Inkrafttreten erfüllt gewesen wären. Würde GLÖZ 8 in der ursprünglichen Fassung in Kraft treten, würde sich der Bracheanteil am Ackerland signifikant erhöhen (vorausgesetzt, die Betriebe steigen nicht aus der GAP-Förderung aus). Sind, wie für das Antragjahr 2024 beschlossen, neben Brachen und Landschaftselementen auch Leguminosen und Zwischenfrüchte anrechenbar, ist mit keinen nennenswerten Änderungen bei der Landnutzung zu rechnen, da bis zu 89,2 % der Betriebe diese Auflagen bereits in den Vorjahren erfüllt hätten. Vielmehr besteht die Gefahr, dass Brachen zugunsten von Zwischenfrüchten wieder in die Produktion genommen werden. Hier wird sich noch zeigen, ob die ÖR 1 attraktiv genug ist, damit Brachen weiter bestehen bleiben.

Diese aus agrarökologischer Sicht massive Verschlechterung des ursprünglich festgelegten GLÖZ 8-Standards noch unter den Anspruch des ÖVF-Greenings kann nicht mit globaler Ernährungssicherheit gerechtfertigt werden, da diese nicht ein Problem der erzeugten Menge an Nahrungsmitteln ist, sondern deren ungleicher Verteilung (Willett et al., 2019; Pörtner et al., 2022; CEO, 2023). Willett et al. (2019) sowie Pörtner et al. (2022) fordern eine Transformation der Nahrungsmittelproduktion, die die Reduzierung tierischer Produkte (Futteranbau), von energieintensiven Stickstoffdüngern (Steigerung Leguminosenanbau) und von Lebensmittelabfällen vorsieht, um die Nahrungsmittelproduktion umweltfreundlicher, nachhaltiger und somit resilenter zu gestalten. Die in der Einleitung (Kapitel 6.1) beschriebene ÖVF-Ausnahmeregelung im Jahr 2022 führte in erster Linie zur Steigerung des Anbaus von Mais, Sojabohnen und Ölsaaten-Sonnenblumen und nicht von Brotgetreide (gezeigt am Beispiel von Österreich (CEO, 2023)). Es wurde also auf Kosten der Biodiversität die Viehfutterproduktion gesteigert und nicht die direkte Nahrungsmittelproduktion, was für die Ernährungssicherheit wesentlich effizienter wäre. Lakner (2023) zeigte, dass Getreide (inklusive Mais) in der EU27 lediglich zu 22,4 % direkt als Nahrungsmittel verwendet wird. 62,4 % der Getreidemenge werden als Futtermittel verwendet, 4,2 % Biokraftstoffen beigemischt. Durch eine reduzierte Produktion und einen geringeren Konsum tierischer Nahrungsmittel ließe sich also eine enorme Menge an Getreideanbauflächen für den direkten Verzehr gewinnen und auch die Aussetzung der Beimischung von Biokraftstoffen gäbe Flächen für Nahrungsmittel frei. Eine Umstellung der Ernährung auf flexitarisch, also mit geringem Fleischkonsum, würde zu einer Reduzierung der für die Ernährung notwendigen Fläche um 18 % führen. Bei einer vegetarischen Ernährung reduziert sich die Fläche um 46 %, bei der veganen um 50 % (WWF, 2021). Durch eine stärker auf pflanzliche Lebensmittel fokussierte Ernährung könnten Flächen aus der Produktion genommen und für Umweltschutzbelainge wie beispielsweise Brachen oder die Vernässung organischer Böden verwendet werden. Vor allem Letzteres würde aufgrund verringelter Treibhausgasemissionen einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz leisten.

Ein weiterer wesentlicher Punkt ist die Reduzierung von Lebensmittelabfällen. Nach Berechnungen von Schmidt et al. (2019) wurden 2015 in Deutschland 12,7 Mio. t Lebensmittel weggeschmissen, wovon 55,5 % vermeidbar gewesen wären. Über die Hälfte der Lebensmittelabfälle entstand in Privathaushalten, was 85,2 kg pro Person entsprach (Schmidt et

² Mindestparzellengröße 0,1 ha. ÖR 1a: Erstes Prozent bzw. erster Hektar: 1.300 €/ha; erstes bis zweites Prozent: 500 €/ha, zweites bis sechstes Prozent: 300 €/ha. ÖR 1b: jeweils 200 €/ha zusätzlich.

al., 2019). Hier ist es sinnvoll, die Bevölkerung zu unterstützen, Lebensmittelabfälle zu vermeiden. So könnte die Politik die Regelungen zum Mindesthaltbarkeitsdatum für bestimmte Produkte ändern und unverpackte Waren unterstützen, sodass einfacher bedarfsgerechte, kleinere Portionen gekauft werden können.

Um beispielsweise die Flächenkonkurrenz zwischen nachhaltiger Energieerzeugung, Nahrungsmittelproduktion und Biodiversität zu verringern, sind derzeit biodiversitätsfördernde Agri-Photovoltaikanlagen in der Diskussion. Agri-Photovoltaikanlagen sind auf Ackerflächen, Flächen mit Dauerkulturen und Grünlandflächen förderfähig. Auch die GAP-Förderung ist weiterhin möglich, da die Flächen in erster Linie für eine landwirtschaftliche Tätigkeit genutzt werden.

Aufgrund der Intensivierung der Landwirtschaft ist die Biodiversität in der Agrarlandschaft seit Jahrzehnten rückläufig (Mc Laughlin und Mineau, 1995; Tilman et al., 2001; Geiger et al., 2010). Vor diesem Hintergrund wurde die GAP der EU für die neue Förderperiode von 2023 bis 2027 stärker an ökologischen Zielen ausgerichtet, u. a. durch den GLÖZ 8-Standard. Im April 2024 wurde beschlossen, GLÖZ 8 und damit die verpflichtende Bracheausweisung ab 2025 bis mindestens 2027 aufzuheben (der Schutz bestehender Landschaftselemente bleibt bestehen). Die Mitgliedstaaten sollen stattdessen Anreizsysteme zur freiwilligen Brachlegung schaffen. In Deutschland besteht mit der ÖR 1 bereits ein solches Instrument. Um die Biodiversitätsziele im Agrarsektor erreichen zu können, muss die freiwillige Brachlegung ausreichend attraktiv gefördert werden. Aktuell ist schwer absehbar, wie viele Flächen mit dem Förderangebot erreicht werden. Offen bleibt auch, wie mit dem Förderangebot alle Regionen ausreichend erreicht werden können. Insgesamt ist zu befürchten, dass es zu einem starken Rückgang der Brachen kommt. Wie Natur- und Umweltschutz weiter in die Anbauprogramme der Betriebe oder in eine multifunktionale Landnutzung integriert werden und dies auch in der GAP finanziell ausreichend berücksichtigt werden kann, sollte im Fokus der Diskussion bei einer Weiterentwicklung der GAP stehen. Dabei sollte nach ganzheitlichen Lösungen gesucht werden, die den Natur- und Umweltschutz umfassend betrachten und neben den umweltverträglichen Bedingungen in der Produktion auch Ernährungsgewohnheiten sowie Lebensmittelabfälle berücksichtigen.

7 Quellenverzeichnis

Adv (Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland) (2008): Dokumentation zu Modellierung der Geoinformationen des amtlichen Vermessungswesens (GeoInfoDok), ATKIS-Katalogwerke; ATKIS-Objektartenkatalog Basis-DLM; Version 6.0. Stand 11.04.2008, <https://www.adv-online.de/GeoInfoDok/> [zitiert am 26.10.2020]

Adv (Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland) (2015): Dokumentation zur Modellierung der Geoinformationen des amtlichen Vermessungswesens (GeoInfoDok); Erläuterungen zum ATKIS® Basis-DLM; Version 6.0.1; Stand: 25.08.2015, <https://www.adv-online.de/GeoInfoDok/> [zitiert am 26.10.2020]

Auerswald K (2002): Schätzung des C-Faktors aus Fruchtartenstatistiken für Ackerflächen in Gebieten mit subkontinentalem bis subatlantischem Klima nördlich der Alpen (Kurzmitteilung). Landnutzung und Landentwicklung (6): 269–273

Auerswald, K., Ebertseder, F., Levin, K., Yuan, Y., Prasuhn, V., Plambeck, N.O., Menzel, A., Kainz, M. (2021): Summable C factors for contemporary soil use. *Soil and Tillage Research* (213). doi: [10.1016/j.still.2021.105155](https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105155)

Auerswald, K., Fischer, F.K., Winterrath, T., Elhaus, D., Maier, H., Brandhuber, R. (2019): Klimabedingte Veränderung der Regenerosivität seit 1960 und Konsequenzen für Bodenabtragsschätzungen. In: König W, Utermann J, Kerth M, Schroers S (ed) Bodenschutz. Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin: ESV Erich Schmidt Verlag

Batáry, P., Dicks, L.V., Kleijn, D., Sutherland, W.J. (2015): The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conserv Biol* 29(4):1006-1016. doi: [10.1111/cobi.12536](https://doi.org/10.1111/cobi.12536)

Baum, S. (2024): Europäische Agrarpolitik: Ausnahmen bei GLÖZ 8 verhindern positive Umwelteffekte der Regelung in Deutschland, hg. v. Umweltbundesamt (UBA). Fact Sheet, https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn068402.pdf [zitiert am 8.7.2024]

Baum, S., Chalwatzis, D., Böhner, H.G.S., Oppermann, R., Röder, N. (2022): Wirkung ökologischer Vorrangflächen zur Erreichung der Biodiversitätsziele in Ackerlandschaften: Endbericht zum gleichnamigen Forschungsvorhaben, 2017 bis 2020. BfN-Skripten 630. Bonn – Bad Godesberg. https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn065081.pdf [zitiert am 21.2.2023]

BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (1996): Digital Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland, BGR – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, <https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Projekte/Informationsgrundlagen-laufend/BUEK200/BUEK200.html> [zitiert am 21.2.2023]

BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (2022): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 (BÜK200), <https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Projekte/Informationsgrundlagen-laufend/BUEK200/BUEK200.html> [zitiert am 21.2.2023]

BKG (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie) (2020): DGM10: Digitales Geländemodell Gitterweite 10 m, <https://tisdar.thuenen.de/documents/53/link> [zitiert am 21.8.24]

BLE (Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung) (2024): Zahlen zum Öko-Landbau in Deutschland, <https://www.oekolandbau.de/service/zahlen-daten-fakten/oeko-flaeche-und-anzahl-oeko-betriebe-in-deutschland/> [zitiert am 27.11.2024]

BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2019): Beantragte Ökologische Vorrangflächen im Jahr 2019, https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Foerderungen/OEVF_2019.pdf [zitiert am 8.7.2024]

BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft Referat 617) (2020): Ökologische Vorrangflächen 2019. E-Mail vom 27.01.2020

BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft Referat 617) (2022): Ökologische Vorrangflächen 2020, 2021, 2022. ÖVF_2020_2021_2022Baum_TI.xlsx. E-Mail vom 07.12.2022

BMU (Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2012): Nitratbericht 2012, https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/2875/dokumente/nitratbericht_2012_bf.pdf [zitiert am 6.12.2024]

Boetzel, 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. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 118(10):1-9. doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.20160381>

BVL (Bundesamts für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit) (2019): Online-Datenbank Pflanzenschutzmittel. Braunschweig, <https://apps2.bvl.bund.de/psm/jsp/index.jsp> [zitiert am 1.2.2019]

BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit) (2021): Online Datenbank für Pflanzenschutz. Braunschweig, <https://psm-zulassung.bvl.bund.de/psm/jsp/> [zitiert am 11.02.2025]

CEO (Corporate Europe Observatory) (2023): Suspension of Greening measures of the CAP under the guise of food security, With Austria as a case study. 14 p, https://www.global2000.at/sites/global/files/230523_MediaBriefing_EFA-derogations_EN.pdf [zitiert am 8.7.2024]

Dachbrodt-Saaydeh, S., Sellmann, J., Roßberg, D. (2019): Cluster zur regionalen Erhebung und Analyse der Pflanzenschutzhintensität (CEPI) im Ackerbau, hg. v. Julius Kühn-Institut – Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen. doi: [10.5073/JfK.2019.10.02](https://doi.org/10.5073/JfK.2019.10.02) [zitiert am 11.02.2025]

Dachbrodt-Saaydeh, S., Sellmann, J., Strassemeyer, J., Schwarz, J., Klocke, B., Krengel, S., Kehlenbeck, H. (2021): Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz: Jahresbericht 2017; Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2017, hg. v. Julius Kühn-Institut-Institut für Strategien und Folgenabschätzung. Quedlinburg, Braunschweig. doi: <https://doi.org/10.5073/20210309-134538> [zitiert am 11.02.2025]

Desmet, P.J.J., Govers, G. (1996): A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. Journal of Soil and Water Conservation (51):427–433, doi: [10.1080/00224561.1996.12457102](https://doi.org/10.1080/00224561.1996.12457102)

DeStatistis (Statistisches Bundesamt) (2011): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Bodenbearbeitung, Bewässerung, Landschaftselemente Erhebung über landwirtschaftliche Produktionsmethoden (ELPM). Fachserie 3, Heft 5, <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Produktionsmethoden/Publikationen/Downloads-Produktionsmethoden/bodenbearbeitung-bewaesserung-2032805109004.pdf?blob=publicationFile> [zitiert am 6.12.2024]

DeStatistis (Statistisches Bundesamt) (2016): Statistisches Jahrbuch: Deutschland und Internationales, hg. v. Statistisches Bundesamt (DeStatistis), https://www.statistischebibliothek.de/mir/servlets/MCRFileNodeServlet/DEAusgabe_derivate_00000273/StatistischesJahrbuch2016.pdf [zitiert am 6.12.2024]

DeStatistis (Statistisches Bundesamt) (2017): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Bodenbearbeitung, Erosionsschutz, Fruchtwechsel / Agrarstrukturerhebung, <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Produktionsmethoden/Publikationen/Downloads->

<Produktionsmethoden/bodenbearbeitung-erosionsschutz-fruchtwechsel-5411209169005.html> [zitiert am 26.10.2020]

DeStatistis (Statistisches Bundesamt) (2021): Feldfrüchte und Grünland: Landwirtschaftliche Betriebe mit Zwischenfruchtanbau im Zeitvergleich, <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Feldfruechte-Gruenland/Tabellen/zwischenfruechte.html> [zitiert am 8.7.2024]

Deutscher Bundestag (2015): Erfahrungen mit dem Greening im Jahr 2015: auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Kirsten Tackmann, Caren Lay, Herbert Behrens, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE., 12 p. Drucksache 18/6529, <https://dserver.bundestag.de/btd/18/065/1806529.pdf> [zitiert am 25.9.2024]

Deutscher Bundestag (2018): Greening in der Agrarförderung im Jahr 2017: Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Kirsten Tackmann, Dr. Gesine Lötzsch, Lorenz Gösta Beutin, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE., 12 p. Drucksache 19/1265, <https://dserver.bundestag.de/btd/19/012/1901265.pdf> [zitiert am 25.9.2024]

Deutscher Bundestag (2019): Wirkung des Greenings im Rahmen der EU-Agrarförderung im Jahr 2018: Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Kirsten Tackmann, Dr. Gesine Lötzsch, Lorenz Gösta Beutin, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE., 12 p. Drucksache 19/11026, <https://dserver.bundestag.de/btd/19/110/1911026.pdf> [zitiert am 25.9.2024]

DIN 19708 (2022): Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG, 3. Auflage. Deutsches Institut für Normung (DIN): Beuth, Berlin

DÜV 2020: Düngerverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305), die zuletzt durch Artikel 97 des Gesetzes vom 10. August 2021 (BGBl. I S. 3436) geändert worden ist (2021), https://www.gesetze-im-internet.de/d_v_2017/D%C3%BCV.pdf [zitiert am 16.8.2024]

DWD (Deutscher Wetterdienst) (2016): Climate Data Center, <https://cdc.dwd.de/portal/>

DWD (Deutscher Wetterdienst) (2024): Wetter und Klima – Deutscher Wetterdienst – Aktualisierung des Zentraljahrs, https://www.dwd.de/DE/fachnutzer/wasserwirtschaft/radar-niederschlag/radklim_ne_aktualisierung_zentraljahrs_node.html [zitiert am 26.1.2024]

ECA (European Court of Auditors) (2008): Is Cross Compliance an effective policy? European Court of Auditors (ECA), https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR08_08/SR08_08_EN.PDF [zitiert am 6.12.2024]

ECA (European Court of Auditors) (2017): Greening: a more complex income support scheme, not yet environmentally effective: pursuant to Article 287(4), second subparagraph, TFEU. Luxemburg. Special Report 21/2017, https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR17_21/SR_GREENING_EN.pdf [zitiert am 30.3.2021]

European Commission (2017): Evaluation study of the payment for agricultural practices beneficial for the climate and the environment: Final report, hg. v. Directorate-General for Agriculture and Rural Development, Publications Office, <https://data.europa.eu/doi/10.2762/71725> [zitiert am 9.7.2024]

Europäische Union: Regulation (EU) No 1242/2008 Commission regulation (EC) No 1242/2008 of 8 December 2008 establishing a community typology for agricultural holdings (2008), <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008R1242&from=ES> [zitiert am 19.5.2022]

Fährmann, B., Bergschmidt, A., Bathke, M., Eberhardt, W., Ebers, H., Fengler, B., Flint, L., Forstner, B., Grajewski, R., Pollermann, K., Reiter, R., Roggendorf, W., Sander, A. (2018): PFEIL – Programm zur Förderung im ländlichen Raum 2014 bis 2020 in Niedersachsen und Bremen: Analyse der Inanspruchnahme und Umsetzung.

- 5-Länder-Evaluation 8/18, hg. v. entera Umweltplanung & IT, Thünen-Institut, 355 p, https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn060494.pdf [zitiert am 6.12.2024]
- Fischer, F.K., Winterrath, T., Junghänel, T., Walawender, E., Auerswald, K. (2019): Precipitation Erosivity (R factor) based on RADKLIM: Version 2017.002, https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/help/landing_pages/doi_landingpage_RADKLIM_Rfct_V2_017.002-en.html [zitiert am 22.8.2024]
- FDZ (Forschungsdatenzentren der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder) (2018): Metadatenreport Teil I: Allgemeine und methodische Informationen zum AFID-Panel Agrarstruktur, ab Berichtsjahr 2010 (EVASNummern: 41121, 41141, 411: Version 1, https://www.forschungsdatenzentrum.de/sites/default/files/afid-panel_agrar_ab_2010_mdr_1.pdf [zitiert am 9.7.2024]
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Plamer, C., Onate, J.J., Guerrero, I., Inchausti, P. (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11(2):97-105. doi: 10.1016/j.baae.2009.12.001
- Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz, EEG) (2023), https://www.gesetze-im-internet.de/eeg_2014/EEG_2023.pdf [zitiert am 8.7.2024]
- Gocht, A.; Ciaian, P.; Bielza, M.; Terres, J.-M.I.; Röder, N.; Himics, M.; Salputra, G. (2017): EU-wide Economic and Environmental Impacts of CAP Greening with High Spatial and Farm-type Detail. *Journal of Agricultural Economics* 68(3), 651-681. doi: [10.1111/1477-9552.12217](https://doi.org/10.1111/1477-9552.12217)
- Helbig, C., Hofhues, S. (2025, in Vorbereitung): Praktiken in der Mediendidaktik. Bielefeld.
- Hünig, C., Benzler, A. (2017): Das Monitoring der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland. Bonn, Bad-Godesberg. BfN-Skripten 476, <https://www.bfn.de/sites/default/files/BfN/service/Dokumente/skripten/skript476.pdf> [zitiert am 9.7.2024]
- KOM (Europäische Kommission) (2022): Durchführungsbeschluss (EU) 2022/484 der Kommission zur Ermöglichung von Ausnahmeregelungen von der Verordnung (EU) Nr. 1307/2013 des Europäischen Parlaments und des Rates und der Delegierten Verordnung (EU) Nr. 639/2014 der Kommission hinsichtlich der Anwendung bestimmter Bedingungen im Zusammenhang mit der Ökologisierungszahlung für das Antragsjahr 2022. (Bekannt gegeben unter Aktenzeichen C (2022) 1875). Amtsblatt der Europäischen Union: L 98/105 - L 98/107. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32022D0484> [zitiert am 6.12.2024]
- KOM (Europäische Kommission) (2024): Durchführungsverordnung (EU) 2024/587 der Kommission vom 12. Februar 2024: zur Ermöglichung einer Ausnahmeregelung von der Verordnung (EU) 2021/2115 des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der Anwendung des Standards für den guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (GLÖZ-Standard) Nr. 8, der Fristen für die Förderfähigkeit von Ausgaben im Rahmen des EGFL und der Vorschriften für Änderungen von GAP-Strategieplänen zur Änderung bestimmter Öko-Regelungen für das Antragsjahr 2024, https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202400587 [zitiert am 6.12.2024]
- Kozak, M., Pudelko, R. (2021): Impact Assessment of the Long-Term Fallow Land on Agricultural Soils and the Possibility of Their Return to Agriculture. *Agriculture* 11(2), doi: 148. [10.3390/agriculture11020148](https://doi.org/10.3390/agriculture11020148) [zitiert am 8.7.2024]
- Kreins, P., Behrendt, H., Gömann, H., Heidecke, C., Hirt, U., Kunkel, R., Seidel, K., Tetzlaff, B., Wendland, F. (2009): Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser (336), https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dk043299.pdf [zitiert am 6.12.2024]

- Lakes, T., Garcia-Marquez, J., Müller, D., Lakner, S., Pe'er, G. (2020): How green is greening? A fine-scale analysis of spatio-temporal dynamics in Germany, Humboldt-Universität zu Berlin, 24 p. FORLand Working Papers,
https://www.econstor.eu/bitstream/10419/213036/1/Lakes_2020_spatiotemporal_dynamics_Germany.pdf
- Lakner, S. (2023): Auswirkungen des Ukrainekrieges auf die EU-Agrarpolitik. Wirtschaftsdienst 103(13), 42–29. doi: [10.2478/wd-2023-0066](https://doi.org/10.2478/wd-2023-0066)
- Lakner, S., Zinngrebe, Y., Koemle, D. (2020): Combining management plans and payment schemes for targeted grassland conservation within the Habitats Directive in Saxony, Eastern Germany. Land Use Policy (97). doi: [10.1016/j.landusepol.2020.104642](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104642)
- Lewis KA, Tzilivakis J, Warner DJ, Green A (2016): An international database for pesticide risk assessments and management. Hum Ecol Risk Assess 22(4):1050-1064. doi: [10.1080/10807039.2015.1133242](https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242)
- Mc Laughlin, A., Mineau, P. (1995): The impact of agricultural practices on biodiversity. Agriculture, Ecosystems and Environment 55: 201–212. doi: 10.1016/0167-8809(95)00609-V
- Nitsch, H., Röder, N., Oppermann, R., Milz, E., Baum, S., Lepp, T., Kronenbitter, J., Ackermann, A., Schramek, J. (2017): Naturschutzfachliche Ausgestaltung von Ökologischen Vorrangflächen: Endbericht zum gleichnamigen F+E-Vorhaben (FKZ 3514 8241 00). Bonn: Deutschland / Bundesamt für Naturschutz, 192 p. BfN-Skripten 472 e
- Nitsch, H., Röder, N., Oppermann, R., Baum, S., Schramek, J., Gundlach, J. (2016): Praxishandbuch. Naturschutzfachliche Ausgestaltung von Ökologischen Vorrangflächen. Frankfurt am Main,
https://www.ifls.de/fileadmin/user_upload/Abbildungen/Projekte/Handbuch_OEVForsch/Handbuch_OEVForsch_mit_Merkblaetttern.pdf [zitiert am 8.7.2024]
- Oppermann, R., Chalwatzis, D., Röder, N., Baum, S. (2020): Biodiversität in der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU nach 2020: Ergebnisse und Empfehlungen aus den Forschungs- und Entwicklungsvorhaben "Naturschutzfachliche Ausgestaltung von ökologischen Vorrangflächen" (OEVForsch I; 2015–2017) und "Wirkung ökologischer Vorrangflächen zur Erreichung der Biodiversitätsziele in Ackerlandschaften" (OEVForsch II; 2017–2020). Bonn: Bundesamt für Naturschutz, 12 p,
https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/landwirtschaft/Dokumente/Broschu_re-Biodiversitaet_in_der_Gemeinsamen_Agrarpolitik_GAP_der_EU_nach_2020.pdf [zitiert am 30.3.2021]
- Pe'er, G., Dicks, L.V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T.G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R.D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P.R., Kleijn, D., Neumann, R.K., Robijns, T., Schmidt, J., Schwartz, A., Sutherland, W.J., Turbé, A., Wulf, F., Scott, A.V. (2014): Agriculture policy. EU agricultural reform fails on biodiversity. Science 344(6188):1090-1092. doi: [10.1126/science.1253425](https://doi.org/10.1126/science.1253425)
- Pe'er, G., Zinngrebe, Y., Hauck, J., Schindler, S., Dittrich, A., Zingg, S., Tscharntke, T., Oppermann, R., Sutcliffe, L.M., 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. Conservation Letters 10(5):517-530. doi: [10.1111/conl.12333](https://doi.org/10.1111/conl.12333)
- Pörtner, L.M., Lambrecht, N., Springmann, M., Bodrisky, B.L., Gaupp, F., Freund, F., Lotze-Campen, H., Gabrys, S. (2022): We need a food system transformation—In the face of the Russia-Ukraine war, now more than ever. One Earth 5(5):470-472. doi: [10.1016/j.oneear.2022.04.004](https://doi.org/10.1016/j.oneear.2022.04.004),
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2590332222002056?via%3Dihub>
- Röder, N., Ackermann, A., Baum, S., Birkenstock, M., Dehler, M., Ledermüller, S., Rudolph, S., Schmidt, T., Nitsch, H., Pabst, H., Schmidt, M. (2019): Evaluierung der GAP-Reform aus Sicht des Umweltschutzes: GAPEval. Abschlussbericht, hg. v. Umweltbundesamt (UBA), Abschlussdatum: Dezember 2018, 291 p. Texte,
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-06-17_58-2019_gapeval.pdf

Röder N, Ackermann A, Baum S, Wegmann J, Strassemeyer J, Pöllinger F (2021): Geringe Umweltwirkung, hohe Kosten: Ergebnisse und Empfehlungen aus dem Projekt „Evaluierung der Gemeinsamen Agrarpolitik aus Sicht des Umweltschutzes II“, hg. v. Umweltbundesamt (UBA), 26 p. Texte, https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2021-04-30_texte_71-2021_5_jahre_greening.pdf [zitiert am 20.3.2025]

Röder, N., Ackermann, A., Baum, S., Böhner, H., Laggner, B., Lakner, S., Ledermüller, S., Wegmann, J., Zinnbauer, M., Strassemeyer, J., Pöllinger, F. (2022): Evaluierung der GAP-Reform von 2013 aus Sicht des Umweltschutzes anhand einer Datenbankanalyse von InVeKoS-Daten der Bundesländer: Abschlussbericht. Texte UBA 75. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_75-2022_evaluierung_der_gap-reform_von_2013.pdf [zitiert am 22.12.2022]

Röder, N., Ackermann, A., Baum, S., Rudolph, S. (2018): Status quo und aktuelle Entwicklungen der landwirtschaftlichen Flächennutzung in Deutschland. Natur & Landschaft 93(6):250–257. doi: [10.17433/6.2018.50153581.250-257](https://doi.org/10.17433/6.2018.50153581.250-257)

Roßberg, D. (2016): Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau. Journal für Kulturpflanzen 35(2). doi: [10.5073/JfK.2016.02.01](https://doi.org/10.5073/JfK.2016.02.01)

Roßberg, D., Aeckerle, N., Stockfisch, N. (2017): Erhebungen zur Anwendung von chemischen Pflanzenschutzmitteln in Zuckerrüben. Gesunde Pflanz 69(2):59-66. doi: [10.1007/s10343-017-0389-5](https://doi.org/10.1007/s10343-017-0389-5)

Roßberg, D., Michel, V., Graf, R., Neukampf, R. (2007): Definition von Boden-Klima-Räumen für die Bundesrepublik Deutschland. Nachrichtenblatt des deutschen Pflanzenschutzmitteldienstes 59(7):155-161, https://www.openagrar.de/servlets/MCRFileNodeServlet/openagrar_derivate_00027655/2007_0222.pdf [zitiert am 6.12.2024]

Schmidt, T., Baumgardt, S., Blumenthal, A., Burdick, B., Claupein, E., Dirksmeyer, W., Hafner, G., Klockgether, K., Koch, F., Leverenz, D., Lörchner, M., Ludwig-Ohm, S., Niepagenkemper, L., Owusu-Sekyere, K., Waskow, F. (2019): Wege zur Reduzierung von Lebensmittelabfällen – Pathways to reduce food waste (REFOWAS). Maßnahmen, Bewertungsrahmen und Analysewerkzeuge sowie zukunftsfähige Ansätze für einen nachhaltigen Umgang mit Lebensmitteln unter Einbindung sozio-ökologischer Innovationen. Thünen Report 73, Volume 1, https://www.thuenen.de/media/publikationen/thuenen-report/Thuenen-Report_73_Vol1.pdf [zitiert am 6.12.2024]

Schoof, N., Liuck, R., Ackermann, A., Baum, S., Böhner, H., Röder, N., Rudolph, S., Schmidt, T., Hötker, H., Jeromin, H. (2019a): Auswirkungen der neuen Rahmenbedingungen der Gemeinsamen Agrarpolitik auf die Grünland-bezogene Biodiversität. Bonn. BfN-Skripten 540, https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/Skript540_2_Aufl.pdf [zitiert am 14.4.2021]

Schwertmann, U., Vogl, W., Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen, 2. Aufl. ed. Stuttgart: Ulmer

Statista (2024): Installierte elektrische Leistung der Biogasanlagen in Deutschland in den Jahren 2003 bis 2023, <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/167673/umfrage/installierte-elektrische-leistung-von-biogasanlagen-seit-1999/> [zitiert am 7.8.2024]

Tiemeyer, B., Freibauer, A., Borraz, E.A., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Glatzel, S.N., Jurasiński, G. (2020): A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. Ecological indicators. doi: [10.1016/j.ecolind.2019.105838](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105838)

Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D., Swackhamer, D. (2001): Forecasting agricultural driven global environmental change. Science 292:281–284. doi: [10.1126/science.1057544](https://doi.org/10.1126/science.1057544)

van Buskirk, J., Willi, Y. (2004): Enhancement of Farmland Biodiversity within Set-Aside Land. *Conservation Biology* 18(4):987-994. doi: [10.1111/j.1523-1739.2004.00359.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00359.x)

VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (2010): Schlussbericht zum Forschungsvorhaben „Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden –Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“, <https://www.vdlufa.de/wp-content/uploads/2021/05/SchlussberichtGesamt201010.pdf> [zitiert am 16.10.2020]

VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (2014): Humusbilanzierung: Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. Standpunkte des VDLUFA, <https://www.vdlufa.de/wp-content/uploads/2021/05/11-Humusbilanzierung.pdf> [zitiert am 16.10.2020]

VO(EU) 1307/2013: Verordnung (EU) Nr. 1307/2013 des Europäischen Parlaments und Rates vom 17. Dezember 2013 mit Vorschriften über Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen von Stützungsregelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 637/2008 des Rates und der Verordnung (EG) Nr. 73/2009 des Rates (2013), <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013R1307> [zitiert am 17.9.2021]

Verordnung zur Durchführung der im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik geltenden Ausnahmeregelung hinsichtlich der Anwendung des Standards Nummer 8 für den guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand für das Antragsjahr 2024 (Zweite GAP-Ausnahme-Verordnung — 2. GAPAusnV) (2024), <https://www.recht.bund.de/bgbI/1/2024/133/VO.html> [zitiert am 8.7.24]

Verordnung zur Durchführung der im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik geltenden Ausnahmeregelungen hinsichtlich der Anwendung der Standards für den guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (GLÖZ-Standards) 7 und 8 für das Antragsjahr 2023 (2022), <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Glaeserne-Gesetze/Referentenentwuerfe/gap-ausnahmen-verordnung.pdf?blob=publicationFile&v=2> [zitiert am 8.7.2024]

Wagner, C., Bachl-Staudinger, M., Baumholzer, S., Burmeister, J., Fischer, C., Karl, N., Köppl, A., Volz, H., Walter, R., Wieland, P. (eds) (2014): Faunistische Evaluierung von Blühflächen, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), 150 p, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/faunistische-evaluierung_bluehflaechen_lfl-schriftenreihe-1-2014.pdf

Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., Jonell, M., Clark, M., Gordon, L. J., Fanzo, J., Hawkes, C., Zurayk, R., Rivera, J. A., De Vries, W., Majele Sibanda, L., Afshin, A., Chaudhary, A., Herrero, M., Agustina, R., Branca, F., Lartey, A., Fan, S., Crona, B., Fox, E., Bignet, V., Troell, M., Lindahl, T., Singh, S., Cornell, S. E., Reddy, K. S., Narain, S., Nishtar, S., Murray, C. J. L. (2019): Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *Lancet* (London; England), 393(10170): 447-492. doi: [10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4)

Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1965): Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: Guide for selection for practices for soil and water conservation. Washington, D. C.: Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture. Agriculture Handbook 282, <https://www.govinfo.gov/content/pkg/GOVPUB-A-PURL-gpo22285/pdf/GOVPUB-A-PURL-gpo22285.pdf> [zitiert am 22.8.2024]

Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning: Agriculture Handbook. Washington, D. C.: U.S. Department of Agriculture, Science and Education Administration. Agriculture Handbook 537, <https://www.govinfo.gov/content/pkg/GOVPUB-A-PURL-gpo31516/pdf/GOVPUB-A-PURL-gpo31516.pdf> [zitiert am 6.12.2024]

Wittnebel, M., Frank, S., Tiemeyer, B. (2023): Aktualisierte Kulisse organischer Böden in Deutschland. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume Wald und Fischerei, 69 p. Thünen Working Paper 212, <https://d-nb.info/1294328409/>

WWF (2021): So schmeckt die Zukunft: der kulinarische Kompass für eine gesunde Erde. Flächenbedarf und Klimaschutz. Zusammenfassung, <https://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/Landwirtschaft/kulinarische-kompass-klima-zusammenfassung.pdf> [zitiert am 8.7.24]

Zinnbauer, M., Eyholdt, M., Henseler, M., Herrmann, F., Kreins, P., Kunkel, R., Nguyen, H., Tetzlaff, B., Venohr, M., Wolters, T., Wendland, F. (2023a): Quantifizierung aktueller und zukünftiger Nährstoffeinträge und Handlungsbedarfe für ein deutschlandweites Nährstoffmanagement – AGRUM-DE, hg. v. Thünen-Institut. Thünen Report 108, https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn066338.pdf [zitiert am 9.7.2024]

Zinnbauer, M., Eyholdt, M., Kreins, P. (2023b): Entwicklung eines Modells zur Quantifizierung landwirtschaftlicher Stickstoffbilanzen in Rheinland-Pfalz – AGRUM-RP, hg. v. Thünen-Institut. Thünen Report 112, https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn066891.pdf [zitiert am 9.7.2024]

A Anhang

Tabelle 28: AUKM zu Bracheflächen und -streifen auf Ackerland in den Jahren 2013 bis 2021

Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP (BB hat im Betrachtungszeitraum keine AUKM zu Brachen und Streifen angeboten).

Bundesland	Förderperiode	Bezeichnung	Kürzel
HE	2014–2020	Einjährige Blühstreifen/-flächen	HALMBE
HE	2014–2020	Mehrjährige Blühstreifen/-flächen	HALMBM
HE	2014–2020	Gewässer-/Erosionsschutzstreifen	HALMSG
HE	2007–2013	Blühschonstreifen	HIAPS
NI	2000–2006	10-jährige Flächenstilllegung	140
NI	2000–2006	10-jährige Flächenstilllegung mit Anlage und Pflege von Hecken	150
NI	2000–2006	20-jährige Flächenstilllegung	170
NI	2000–2006	Förderung von einjährigen Blühstreifen	230
NI	2000–2006	Förderung von mehrjährigen Blühstreifen	240
NI	2007–2013	Einjährige Blühstreifen – Grundförderung	BS11
NI	2007–2013	Einjährige Blühstreifen – Zusatzförderung zu BS11	BS12
NI	2007–2013	Mehrjährige Blühstreifen	BS2
NI	2007–2013	Erosionsschutzstreifen	BS71
NI	2007–2013	Gewässerschutzstreifen	BS72
NW	2014–2020	Anlage von Blühstreifen oder Blühflächen	BL
NW	2000–2006	20-jährige Flächenstilllegung	LS
NW	2007–2013	Anlage von Blüh- und Schonstreifen	MB
NW	2007–2013	Erosionsschutzstreifen	MR
NW	2007–2013	Anlage von Uferrand- und Erosionsschutz-streifen	UR
NW	2000–2006	Uferrandstreifen	US
NW	2007–2013	Vertragsnaturschutz Acker: Ackerextensivierung, Selbstbegrünung	VN_AL, Paket 4041
NW	2014–2020	Vertragsnaturschutz Acker: Anlage von Ackerbrachen durch Selbstbegrünung	VN_AL, Paket 5041
NW	2007–2013	Vertragsnaturschutz Acker: Ackerextensivierung, Einsaat einjährig/mehrjährig	VN_AL, Paket 4042
NW	2014–2020	Vertragsnaturschutz Acker: Anlage von Blüh- und Schutzstreifen oder -flächen durch Ein-saat mit geeignetem Saatgut	VN_AL, Paket 5042
RP	2007–2013	Saum- und Bandstrukturen auf Ackerflächen	J

Bundesland	Förderperiode	Bezeichnung	Kürzel
RP	2014–2020	Anlage von Saum- und Bandstrukturen	JE
RP	2014–2020	Anlage von Saum- und Bandstrukturen	JM
RP	2014–2020	Anlage von Saum- und Bandstrukturen	JO
RP	2014–2020	Integration naturbetonter Elemente der Feld-flur (Gewässerrandstreifen)	R
RP	1994–1999	20-jährige Ökostilllegung auf Ackerland	Ö

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Tabelle 29: Einteilung zu groß- und kleinkörnigen Leguminosen

TI-Bezeichnung: intern eingeführte Bezeichnung, um bundesland- und jahresübergreifend auswerten zu können. Bundesländer: BB, HE, NI, NW, RP.

TI-Bezeichnung Leguminosen	Zuordnung
Bastard-Luzerne	Kleinkörnig
Bockshornklee, Schabzigerklee (Trigonella)	Kleinkörnig
Esparsette	Kleinkörnig
Esparsette, Serradella, gesamt	Kleinkörnig
Futterleguminosen auf Stilllegungsflächen	Kleinkörnig
Futterleguminosen-Gras-Gemisch, gesamt	Kleinkörnig
Gelbklee/Hopfenklee	Kleinkörnig
Hornklee/Hornschotenklee (<i>Lotus corniculatus</i>)	Kleinkörnig
Inkarnatklee	Kleinkörnig
Klee (<i>Trifolium</i>), gesamt	Kleinkörnig
Klee, gesamt	Kleinkörnig
Klee, nicht stickstoffbindend, gesamt	Kleinkörnig
Klee, stickstoffbindend, gesamt	Kleinkörnig
Kleegras	Kleinkörnig
Klee-Luzerne-Gemisch	Kleinkörnig
Klee-Mischung, stickstoffbindend	Kleinkörnig
Leguminosenmischkultur, kleinkörnig	Kleinkörnig
Luzerne, gesamt	Kleinkörnig
Luzerne-Gras	Kleinkörnig
Persischer Klee	Kleinkörnig
Rotklee	Kleinkörnig
Saatgutvermehrung Klee	Kleinkörnig

TI-Bezeichnung Leguminosen	Zuordnung
Saatgutvermehrung Luzerne	Kleinkörnig
Serradella	Kleinkörnig
sonstiges Ackerfutter, stickstoffbindend	Kleinkörnig
Steinklee (Melilotus)	Kleinkörnig
Weißenklee	Kleinkörnig
Ackerbohnen	Großkörnig
Ackerbohnen (GPS)	Großkörnig
Blaue/schmalblättrige Lupine	Großkörnig
Erbsen/Bohnen-Mischkultur	Großkörnig
Frisch-/Speise-/Gemüseerbse (Markerbse, Schalerbse, Zuckererbse)	Großkörnig
Futterleguminosen, gesamt	Großkörnig
Gartenbohne (Gartenbohne, Buschbohne, Stangenbohne, Feuerbohne, Prunkbohne)	Großkörnig
Gemenge Erbsen/Getreide	Großkörnig
Hülsenfrüchte zur Körnergewinnung, gesamt	Großkörnig
Körnererbsen	Großkörnig
Kichererbsen (Cicer)	Großkörnig
Leguminosenmischkultur, gesamt	Großkörnig
Leguminosenmischkultur, großkörnig, gesamt	Großkörnig
Leguminosensamenvermehrung, gesamt	Großkörnig
Linsen (Lens)	Großkörnig
Mais mit Ackerbohnen/Erbsen	Großkörnig
Mais mit Hülsenfrüchten	Großkörnig
Mais mit Stangenbohnen	Großkörnig
Mischkultur Leguminosen/Getreide, gesamt	Großkörnig
Mischkultur mit Leguminosen, gesamt	Großkörnig
Mischung Mais/Bohne	Großkörnig
Platterbse (Lathyrus)	Großkörnig
Saatwicke	Großkörnig
Süßlupinen, gesamt (Weiße, Gelbe, Blaue/schmalblättrige Lupine)	Großkörnig
Sojabohnen	Großkörnig
sonstige Hülsenfrüchte zur Körnergewinnung	Großkörnig
Weiße Lupine	Großkörnig

TI-Bezeichnung Leguminosen	Zuordnung
Wicken (Pannoniche-, Zottel- und Saatwicke), gesamt	Großkörnig
Wicken, gesamt	Großkörnig

Quelle: Eigene Darstellung, Thünen-Institut

Tabelle 30: Zuordnung der harmonisierten TI-Nutzungscodes zu den SYNOPS-Kulturgruppen

Kultur-ID	SYNOPS-Kulturgruppe	Nutzungscodes
1	Winterweizen	1110000; 1111110; 1111221
2	Wintergerste	1113100
3	Winterroggen	1112000; 1112100
4	Sommergerste	1113200
5	Hafer	1114000; 1114100; 1114200
6	Triticale	1115000; 1115100
7	Mais	1120000; 1121110; 1121120; 1121200; 4111100; 4111310; 4111320
9	Winterraps	3110000; 3131000; 3141000
11	Rübe	42F1000; 42F2000; 6200000; 7190000
12	Kartoffeln	4210000; 6110000; 6111000; 6112000; 6120000; 6130000; 61F0000
18	Ackerbohnen	2210000
138	Grünland	4500000; 5000000; 5110000; 5111000; 5112000; 5120000; 5200000; 5212000; 5300000; 5410000; 5412000; 5430000; 5431000; 5431100; 5431200; 5432000; 5440000; 5500000; 5610000; 5F00000; 5F10000; D221100
199	Brachen	D111210; D111220; D111221; D111222; D210000; D231000; D232000; D240000; D250000; D261000; D262000; D263000; D263100; E100000; E110000; E111000; E112000; E120000; E121000; E122100; E122200; E123000; E125000; E200000; E210000; E212000; E220000; E221000
	Keine Zuordnung	Alle anderen Nutzungscode

Quelle: Eigene Darstellung, Julius Kühn-Institut