

TEXTE

75/2022

Evaluierung der GAP-Reform von 2013 aus Sicht des Umweltschutzes anhand einer Datenbankanalyse von InVe-KoS-Daten der Bundesländer

Abschlussbericht

TEXTE 75/2022

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

Forschungskennzahl 3717 11 237 0
FB000832

Evaluierung der GAP-Reform von 2013 aus Sicht des Umweltschutzes anhand einer Da- tenbankanalyse von InVeKoS-Daten der Bun- desländer

Abschlussbericht

von

Norbert Röder, Andrea Ackermann, Sarah Baum, Hannah
G. S. Böhner, Birgit Laggner, Sebastian Lakner, Sandra Le-
dermüller, Johannes Wegmann, Maximilian Zinnbauer
Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räu-
men, Braunschweig

Jörn Strassemer, Franz Pöllinger
Julius Kühn-Institut, Institut für Strategien und Folgenab-
schätzung, 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

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

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

Durchführung der Studie:

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

Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen
Stahnsdorfer Damm 81
14532 Kleinmachnow

Abschlussdatum:

April 2022

Redaktion:

Fachgebiet II 2.8 Landwirtschaft
Anne Biewald

Publikationen als pdf:

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

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Juli 2022

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

Kurzbeschreibung: Evaluierung der GAP-Reform von 2013 aus Sicht des Umweltschutzes anhand einer Datenbankanalyse von InVeKoS-Daten der Bundesländer

2013 wurde die Gemeinsame Agrarpolitik mit dem Ziel reformiert, die negativen Umweltwirkungen der Landwirtschaft zu senken. Um Fördergelder der EU zu erhalten, müssen Landwirte in der Förderperiode von 2014 bis 2022 auf ihren Flächen mit dem sogenannten „Greening“ bestimmte Bewirtschaftungsmethoden einhalten. Mithilfe von Daten der Agrarstrukturerhebung, der Bodennutzungshaupterhebung sowie des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems der Bundesländer Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz wurde die GAP-Reform auf ihre Umweltwirkung analysiert. Die Ergebnisse zeigen, dass mit der Einführung des Greenings und verstärkter Implementierung von Maßnahmen im Rahmen der 2. Säule der jahrelange Rückgang von ökologisch wertvollen Flächen gestoppt werden konnte und Brachflächen sogar wieder zunahmen. Die Vielfalt der Ackerkulturen auf lokaler und regionaler Ebene hat sich mit der Einführung des Greenings allerdings nicht geändert. In vielen Regionen Deutschlands dominieren weiterhin wenige Kulturen wie Winterweizen, Raps und Mais die Ackernutzung. Die Dauergrünlandfläche hat, nach einer drastischen Abnahme von 0,5 Mio. ha seit 1999, zwischen 2014 und 2019 wieder um ca. 130.000 ha zugenommen. Das Greening hat zudem nur zu einer sehr geringen Abnahme des Umweltrisikos bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln geführt. Jedes Jahr zahlt die EU 1,5 Mrd. EUR an landwirtschaftliche Betriebe für die Umsetzung der Greening-Vorgaben. Die Kosten für die Betriebe betragen 190 Mio. EUR, also nur ein Achtel dieser EU-Zahlungen. Zeitgleich werden ökologisch wertvolle Greening-Maßnahmen wie das Bereitstellen von Brachen und Blühstreifen nicht ausreichend umgesetzt. Bei zukünftigen GAP-Reformen sollte berücksichtigt werden, dass nur mit passgenauen finanziellen Anreizen Umweltmaßnahmen in allen Regionen Deutschlands im nennenswerten Umfang umgesetzt werden können. Die Fördersätze für Umweltmaßnahmen in der 1. Säule sollten also nach Standorten und nach ökologischer Ambition differenziert werden.

Abstract: Evaluation of the CAP reform from 2013 from the perspective of environmental protection based on an database analysis of federal states' IACS data

In 2013, the Common Agricultural Policy was reformed with the aim of reducing the negative environmental impacts of agriculture. In order to receive EU funding, farmers must adhere to certain farming methods on their land in the funding period from 2014 to 2022 with so-called "greening". With the help of data from the German Agricultural Census, Land Use Survey and the Integrated Administration and Control System of the federal states of Hesse, Lower Saxony, North Rhine-Westphalia and Rhineland-Palatinate, the CAP reform was analysed for its environmental impact. The results show that with the introduction of greening and the increased implementation of measures under the 2nd pillar, the long-lasting decline of ecologically valuable areas could be stopped and fallow land even increased again. However, the diversity of arable crops at local and regional level has not changed with the introduction of greening. In many regions of Germany, a few crops such as winter wheat, rape and maize continue to dominate arable land use. The area of permanent grassland, after a drastic decrease of 0.5 million ha since 1999, has increased again by about 130,000 ha between 2014 and 2019. Greening has also led to only a very small decrease in the environmental risk associated with the use of plant protection products. Every year the EU pays €1.5 billion to farms for the implementation of greening measures, while the costs for farms amount to €190 million, i.e. only one eighth of these EU payments. At the same time, ecologically valuable greening measures such as the provision of fallow land and flower strips are not sufficiently implemented. Future CAP reforms should take into account that environmental measures can only be implemented on a significant scale in all regions of Germany if financial incentives are precisely tailored. The funding rates for environmental measures in the 1st pillar should therefore be differentiated according to location and ecological ambition.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	10
Tabellenverzeichnis	15
Abkürzungsverzeichnis.....	18
Zusammenfassung.....	21
Summary	31
1 Einleitung.....	40
1.1 Hintergrund und Zielsetzung des Vorhabens.....	40
1.2 Inhalte des vorliegenden Berichts	41
2 Analyse und Auswertung der Landnutzungsdaten	43
2.1 Allgemeine Vorgehensweise	43
2.2 Datengrundlage.....	44
2.3 Nutzen der InVeKoS-Daten zur Beurteilung der Auswirkungen der Umweltwirkungen der Landwirtschaft	45
3 Entwicklung der Nutzung landwirtschaftlicher Flächen.....	48
3.1 Methoden	48
3.1.1 Entwicklung der Nutzung landwirtschaftlicher Flächen	48
3.1.1.1 An- und Abmeldungen von Flächen im InVeKoS	48
3.1.1.2 Schlaggrößenstruktur	48
3.1.1.3 Brachen von 2003 bis 2016.....	48
3.1.1.4 Viehbesatz Raufutterfresser von 1999 bis 2016.....	48
3.1.2 Landwirtschaftliche Landnutzung auf umweltsensiblen Standorten	48
3.1.3 Ökolandbau.....	49
3.1.4 Anbaupausen ausgewählter Kulturen	49
3.1.5 Zielsetzungen und Wirksamkeit der Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen in der 2. Säule.....	50
3.2 Ergebnisse	52
3.2.1 Entwicklung der Nutzung landwirtschaftlicher Flächen	52
3.2.1.1 An- und Abmeldungen von Flächen im InVeKoS	52
3.2.1.2 Schlaggrößenstruktur	53
3.2.1.3 Brachen von 2003 bis 2016.....	53
3.2.1.4 Viehbesatz mit Raufutterfressern von 1999 bis 2016	54
3.2.1.5 Zusammenfassung und Diskussion	55
3.2.2 Landwirtschaftliche Landnutzung auf umweltsensiblen Standorten	56

3.2.2.1	Zusammenfassung und Diskussion	60
3.2.3	Ökolandbau.....	61
3.2.3.1	Zusammenfassung und Diskussion	66
3.2.4	Anbaupausen ausgewählter Kulturen	66
3.2.4.1	Zusammenfassung und Diskussion	79
3.2.5	Zielsetzungen und Wirksamkeit der Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen in der 2. Säule.....	79
3.2.5.1	Zusammenfassung und Diskussion	83
4	Auswirkungen des Greenings auf die Landnutzung	84
4.1	Methoden	84
4.1.1	Ökologische Vorrangflächen	84
4.1.2	Entwicklung des Dauergrünlandes	87
4.1.3	Kulturartendifferenzierung.....	88
4.1.3.1	Kulturartendiversifizierung im Zuge des Greenings	88
4.1.3.2	Kulturartendiversifizierung in HNV-Quadraten	92
4.2	Ergebnisse	93
4.2.1	Ökologische Vorrangflächen.....	93
4.2.1.1	Umsetzung der Regelungen.....	93
4.2.1.2	Entwicklung der Einhaltung der Vorgaben	93
4.2.1.3	Umfang und Art der Umsetzung der Regelung auf betrieblicher und regionaler Ebene	95
4.2.1.4	Räumliche Analysen.....	101
4.2.1.5	Multifaktorielle Analyse.....	103
4.2.1.6	Abschätzung des Einflusses der Auflagenänderung ab 2018	105
4.2.1.7	Zusammenfassung und Diskussion	106
4.2.2	Entwicklung des Dauergrünlandes	107
4.2.2.1	Zusammenfassung und Diskussion	112
4.2.3	Kulturartendifferenzierung.....	113
4.2.3.1	Kulturartendifferenzierung im Zuge des Greenings	113
4.2.3.2	Kulturartendifferenzierung in HNV-Quadraten	116
4.2.3.3	Nicht-Einhaltung der Greening-Auflagen zur Anbaudiversifizierung	126
4.2.3.4	Zusammenfassung und Diskussion	129
5	Umweltwirkungen geänderter Landnutzungen	131
5.1	Methoden	131
5.1.1	Wassererosionspotenzial.....	131

5.1.2	Humusbilanz	134
5.1.3	Stickstoffbilanzen.....	136
5.2	Ergebnisse	139
5.2.1	Wassererosionspotenzial.....	139
5.2.1.1	Zusammenfassung und Diskussion	146
5.2.2	Humusbilanz	148
5.2.2.1	Zusammenfassung und Diskussion	151
5.2.3	Stickstoffbilanzen.....	153
5.2.3.1	Zusammenfassung und Diskussion	155
6	Risikoanalysen mit SYNOPS	157
6.1	Methoden	157
6.1.1	Untersuchungsregionen und Datenbasis.....	157
6.1.2	Zuordnung der InVekoS-Flächennutzung zu den SYNOPS Kulturgruppen.....	158
6.1.3	Erhebung der flächenspezifischen Modellparameter	160
6.1.4	Methode der GIS-basierten Risikoabschätzung.....	161
6.1.5	Aggregation der vier Risikoindizes	163
6.1.6	Aggregation der Risikowerte je Applikationsmuster	163
6.1.7	Räumliche Aggregation der Risikoindizes	164
6.1.8	Berechnungen der relativen Risikowerte	164
6.1.9	Ableitung der generischen Anwendungsmuster aus der PAPA-Erhebung	164
6.2	Ergebnisse	165
6.2.1	Generische Applikationsmuster.....	165
6.2.2	Risikoanalysen.....	173
6.2.2.1	Umweltrisiken der generischen Applikationsmuster	174
6.2.2.2	Auswirkungen von Nutzungsänderung auf das Umweltrisiko.....	177
6.3	Diskussion	182
6.3.1	Zusammenfassung	183
7	Abschätzung der Kosten des Greenings	185
7.1	Methoden	185
7.1.1	Betriebswirtschaftliche Analyse der Greening-Maßnahmen.....	185
7.1.2	Abschätzung der Kosten des Greenings.....	190
7.2	Ergebnisse	193
7.2.1	Betriebswirtschaftliche Analyse der Greening-Maßnahmen.....	193
7.2.1.1	Zusammenfassung und Diskussion	198

7.2.2	Abschätzung der Kosten des Greenings.....	199
7.2.2.1	Zusammenfassung und Diskussion	202
8	Diskussion und Schlussfolgerungen	204
8.1	Bewertung der Veränderung der landwirtschaftlichen Nutzung aus Sicht des Umweltschutzes	204
8.2	Isolation und Interpretation der GAP-Reform auf Veränderungen der landwirtschaftlichen Nutzung	207
8.3	Vorschläge zur Steigerung der Umweltwirksamkeit der Agrarzahlungen	208
9	Quellenverzeichnis	214
A	Anhang	226
A.1	Anhang zur Analyse der InVeKoS-Daten	226
A.1.1	Ökologische Vorrangflächen	226
A.1.2	GAMM-Schätzung	228
A.1.3	Anbaudiversifizierung	229
A.1.4	Anbaupausen ausgewählter Kulturen	235
B	Anhang	245
B.1	Zuordnung der InVeKoS-Nutzungscode zu den SYNOPS-Kulturgruppen	245
B.1.1	Zuordnung für Brandenburg	245
B.1.2	Zuordnung für Niedersachsen	250
C	Anhang	255
C.1	Details zur Ableitung der generischen Anwendungsmuster.....	255
C.1.1	Winterweizen.....	255
C.1.2	Wintergerste	262
C.1.3	Mais.....	267
C.1.4	Winterraps	269
C.1.5	Zuckerrübe	273
C.1.6	Kartoffel	277
D	Anhang	282
D.1	Abbildungen zu den berechneten Risikoindizes	282
D.1.1	Akutes aquatisches Risiko	282
D.1.2	Chronisches aquatische Risiko	283
D.1.3	Risiko für Nicht-Ziel-Arthropoden.....	285
D.1.4	Risiko für Bodenorganismen	287

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Untersuchungsraum und in den nachfolgenden InVeKoS-Analysen berücksichtigte Bundesländer.....	45
Abbildung 2:	Systematik des Aufbaus des Punktgitters für Deutschland.....	46
Abbildung 3:	Landnutzung nach dem Digitalen Landschaftsmodell 2010 und 2017 für An- und -Abmeldungen von Flächen aus dem InVeKoS-System zwischen 2010 und 2017 (Bundesländer HE, NI, NW, RP)	53
Abbildung 4:	Räumliche Verteilung der Brachen (2016) und deren Veränderung zwischen 2003 und 2016.....	54
Abbildung 5:	Räumliche Verteilung des Viehbesatzes mit Raufutterfresser (2016) und dessen Veränderung zwischen 1999 und 2016	55
Abbildung 6:	Entwicklung der landwirtschaftlich genutzten Fläche aller Betriebe in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %).....	56
Abbildung 7:	Entwicklung der Ackerfläche aller Betriebe in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %)	57
Abbildung 8:	Entwicklung der Anbaufläche von Mais aller Betriebe in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %).....	58
Abbildung 9:	Entwicklung der Anbaufläche von Ackerbrachen aller Betriebe in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %).....	58
Abbildung 10:	Entwicklung der Anbaufläche mit Feldfutter in Wasserschutzkulissen sowie in der Normallandschaft	59
Abbildung 11:	Entwicklung der Anbaufläche erosionsanfälliger Ackerkulturen in Wasserschutzkulissen, auf Moorböden und in der Normallandschaft (2010 = 100 %)	60
Abbildung 12:	Entwicklung der landwirtschaftlich genutzten Fläche der Ökobetriebe in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %).....	61
Abbildung 13:	Karte der regionalen Flächenverteilung und -entwicklung der in InVeKoS gemeldeten Ökolandbaubetriebe in der Normallandschaft	62
Abbildung 14:	Karte der regionalen Flächenverteilung und -entwicklung der in InVeKoS gemeldeten Ökolandbaubetriebe in besonders geschützten Gebieten	63
Abbildung 15:	Entwicklung des Dauergrünlandes der Ökobetriebe in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %)	64
Abbildung 16:	Entwicklung der Ackerfläche der Ökobetriebe in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %)	65
Abbildung 17:	Entwicklung der Anbaufläche von Ackerbrachen der Ökobetriebe in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %).....	66
Abbildung 18:	Entwicklung des Anteils von Stoppelweizen an der gesamten mit Winterweizen bestellten Fläche	67
Abbildung 19:	Differenzierung der Anbaufläche von Winterweizen entsprechend der Länge der Anbaupause bzw. der Dauer eines Anbaus in Selbstfolge (Ø der Zeitintervalle 2010-2013 bis 2014-2017)*.....	69
Abbildung 20:	Regionale Verteilung der Bedeutung des Anbaus Stoppelweizen	70

Abbildung 21:	Entwicklung des Anteils von Fläche mit hohen Anteilen von Getreide in der Fruchtfolge an der gesamten mit Getreide bestellten Fläche ($\emptyset$ der Zeitintervalle 2010-2013 bis 2014-2017)*	71
Abbildung 22:	Regionale Bedeutung von getreidereichen Fruchtfolgen	72
Abbildung 23:	Entwicklung des Rapsanbaus in engen Fruchtfolgen an der gesamten mit Winterraps bestellten Fläche ($\emptyset$ der Zeitintervalle 2010-2013 bis 2014-2017).....	73
Abbildung 24:	Regionale Bedeutung des Anbaus von Winterraps in engen Fruchtfolgen.....	74
Abbildung 25:	Entwicklung des Maisanbaus in engen Fruchtfolgen an der gesamten mit Mais bestellten Fläche ($\emptyset$ der Zeitintervalle 2010-2013 bis 2014-2017).....	75
Abbildung 26:	Regionale Verteilung des Maisanbaus in engen bzw. sehr engen Fruchtfolgen.....	76
Abbildung 27:	Entwicklung der Fläche der Ackerbrachen differenziert nach ihrer Bestandszeit ($\emptyset$ der Zeitintervalle 2010-2013 bis 2014-2017)	78
Abbildung 28:	Ausgabenanteile für verschiedenen Ziele im Rahmen der AUKM 2013 und 2017	80
Abbildung 29:	Anteil der verschiedenen Biodiversitätsmaßnahmen 2013 und 2017 an der Förderflächen bzw. den Ausgaben	81
Abbildung 30:	Anzahl der ÖVF-pflichtigen Betriebe, die die Verpflichtung verfehlten, in Abhängigkeit vom gewichteten Anteil der gemeldeten ÖVF am Ackerland	93
Abbildung 31:	Median der Ausstattung der Betriebe mit Ackerland in Abhängigkeit vom „Umsetzungsgrad“ der ÖVF-Verpflichtung	94
Abbildung 32:	Einfluss der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung auf die Verfehlung der ÖVF-Vorgaben, Veränderungen zum Bezugsjahr 2015	95
Abbildung 33:	Anteil der ÖVF-Meldungen am Ackerland der ÖVF-pflichtigen Betriebe, die die Auflage erfüllen	96
Abbildung 34:	ÖVF-Typen je Betrieb: Anzahl der gemeldeten ÖVF-Einzelcodes (a) und ÖVF-Typen (b) je ÖVF-pflichtigem Betrieb.....	97
Abbildung 35:	ÖVF-Umsetzung in Deutschland (2015 bis 2019, gewichtet)	98
Abbildung 36:	ÖVF-Umsetzung in ausgewählten Bundesländern (2015 bis 2017, gewichtet)	99
Abbildung 37:	ÖVF-Umsetzung in ausgewählten Bundesländern (2015 bis 2017)	99
Abbildung 38:	Flächenumfänge der ÖVF-Typen über die Jahre 2015 bis 2017	100
Abbildung 39:	Anteil der ÖVF-Brachen und -Leguminosen an allen Ackerbrachen bzw. Leguminosen	101
Abbildung 40:	Flächenanteile der Landschaftselemente an der LF sowie der ÖVF-Landschaftselemente an allen Landschaftselementen im Jahr 2016.....	102
Abbildung 41:	Flächenanteile von Brachen und -Streifen an der LF sowie von ÖVF-Brachen und -Streifen an allen Brachen und Streifen im Jahr 2016	103
Abbildung 42:	Anteil an hochwertigen ÖVF an den gesamten realisierten ÖVF eines Betriebes im Jahr 2017 in Abhängigkeit von der Flächenausstattung und der Wertschöpfung je Fläche (Standardoutput in EUR je ha).	105
Abbildung 43:	Räumliche Entwicklung des Dauergrünlandes an der LF zwischen 1999 und 2016	108
Abbildung 44:	Raufutter verzehrende Großvieheinheiten je Hektar Hauptfutterfläche in den Jahren 2010 bis 2017	109

Abbildung 45:	Relativer Flächenanteil des Dauergrünlands in Bezug auf den Raufuttermviehbesatz der Betriebe in den Bundesländern HE, NI, NW, RP, 2010 bis 2017	110
Abbildung 46:	Relativer Flächenanteil des Dauergrünlands in Bezug auf den Raufuttermviehbesatz der Betriebe in Deutschland, 1999 bis 2016	111
Abbildung 47:	Entwicklung des Dauergrünlandes aller Betriebe in der Normallandschaft und in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %).....	112
Abbildung 48:	Betroffenheit und Umsetzung der Greening-Regelungen zur Anbaudiversifizierung	113
Abbildung 49:	Betriebswirtschaftliche Ausrichtung der zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe	114
Abbildung 50:	Betriebswirtschaftliche Ausrichtung der zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe, die die Vorgabe nicht erfüllen	114
Abbildung 51:	Einfluss der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung auf die Nichterfüllung der Vorgabe zur Anbaudiversifizierung	116
Abbildung 52:	Entwicklung der Kulturgruppen in Deutschland von 1991 bis 2019	117
Abbildung 53:	Anteile der Kulturgruppen an der Fläche aller Kulturgruppen in den HNV-Quadraten in den Jahren 2010 bis 2017	118
Abbildung 54:	Ackerfläche je HNV-Stichprobenquadrat in den Jahren 2010 bis 2017	119
Abbildung 55:	Anzahl der Ackerkulturen je HNV-Stichprobenquadrat in den Jahren 2010 bis 2017	120
Abbildung 56:	Anzahl der Ackerkulturen in Abhängigkeit von der Ackerfläche des HNV-Stichprobenquadrates in den Jahren 2010 und 2017	121
Abbildung 57:	Mittlere Anzahl der Kulturen in Abhängigkeit von der Ackerfläche je HNV-Stichprobenquadrat in den Jahren 2010 bis 2017	122
Abbildung 58:	Differenz der Anzahl der Ackerkulturen in einem HNV-Quadrat zum jeweiligen Vorjahr (2010 bis 2017)	123
Abbildung 59:	Mittlere Shannon-Elementzahl (K_s) der Ackerkulturen in den Boden-Klima-Räumen	124
Abbildung 60:	Shannon-Elementzahl (K_s) der Ackerkulturen je HNV-Stichprobenquadrat der Jahre 2010 bis 2017	125
Abbildung 61:	Shannon-Elementzahl (K_s) der Ackerkulturen in Abhängigkeit von der Ackerfläche des HNV-Stichprobenquadrates in den Jahren 2010 und 2017	126
Abbildung 62:	Nicht-Einhaltungen der zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe: Anzahl der Betriebe.....	127
Abbildung 63:	Nicht-Erfüllung der Regelungen der zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe: Fläche, deren Nutzung geändert werden müsste (AV), um die Auflagen zu erfüllen	129
Abbildung 64:	Stickstoff-Flächenbilanzierung im Modell RAUMIS.....	138
Abbildung 65:	Entwicklung des potenziellen Bodenabtrages aufgrund von Wassererosion (2010 = 100 %)	140
Abbildung 66:	Anteil der ermittelten Kulturgruppen je Erosionsgefährdungsklasse a) $Enat_g$ und b) $Enat_h$	141

Abbildung 67:	Relative Entwicklung des flächengemittelten C-Faktors von 2010 bis 2017 (2010 = 100).....	142
Abbildung 68:	Entwicklung des flächengewichteten Bodenabtrages aufgrund von Wassererosion in Abhängigkeit von der standörtlichen Erosionsgefährdung (in t / ha)	143
Abbildung 69:	Abtrag je ha Ackerland in den Jahren 2014 und 2017 in (t) (flächengewichtetes Mittel je Bodenklimaraum)	144
Abbildung 70:	Veränderung des Abtrags je ha Ackerland zwischen 2010 und 2017 bzw. 2014 und 2017 in (t) (flächengewichtetes Mittel je Bodenklimaraum)	145
Abbildung 71:	Entwicklung des Anbauumfanges von Kulturen mit geringer Bodenbedeckung in ausgewählten Kulissen zwischen 2010 und 2017.....	146
Abbildung 72:	Entwicklung der Humusmenge in Deutschland.....	150
Abbildung 73:	Entwicklung der pflanzlichen Humusmenge in Deutschland	151
Abbildung 74:	Räumlich differenzierte N-Flächenbilanzen auf Ebene der Bodenklimaräume	154
Abbildung 75:	N-Zufuhr nach Quellen	155
Abbildung 76:	Bodenklimaregionen (BKR) in Niedersachsen und Brandenburg (links) und die berücksichtigte bzw. nicht berücksichtigte Ackerfläche in 2018 (rechts)	174
Abbildung 77:	Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des akuten aquatischen Risikos in Brandenburg für die Bodenklimaregionen 101, 102, 103 und 106	175
Abbildung 78:	Mittleres Umweltrisiko (ETRAIIAVG): 90. Perzentile der ETR-Werte je Bodenklimaregion für den Basiszeitraum 2010 bis 2014 und für 2018	178
Abbildung 79:	Akutes aquatisches Risiko (ETRA(aqu)): 90. Perzentile der ETR-Werte je Bodenklimaregion für den Basiszeitraum 2010 bis 2014 und für 2018	179
Abbildung 80:	Chronisches aquatisches Risiko (ETRC(aqu)): 90. Perzentile der ETR-Werte je Bodenklimaregion für den Basiszeitraum 2010 bis 2014 und für 2018	180
Abbildung 81:	Akutes Risiko für NTA (ETRA(Saum)): 90. Perzentile der ETR-Werte je Bodenklimaregion für den Basiszeitraum 2010 bis 2014 und für 2018	180
Abbildung 82:	Chronisches Risiko für Bodenorganismen (ETRC(Boden)): 90. Perzentile der ETR-Werte je Bodenklimaregion für den Basiszeitraum 2010 bis 2014 und für 2018	181
Abbildung 83:	Mittleres Umweltrisiko (ETRAIIAVG) in Niedersachsen und Brandenburg für die einzelnen Bodenklimaregionen (oben) und die relative Veränderung bezogen auf den Basiszeitraum (unten).....	182
Abbildung 84:	Grenzoportunitätskosten der Betriebe bei der zusätzlichen mehrjährigen lagetreuen Stilllegung von 5 % der Ackerfläche	193
Abbildung 85:	Grenzoportunitätskosten der Betriebe bei der zusätzlichen Stilllegung von 5 % der Ackerfläche mit einjährigen Maßnahmen.....	194
Abbildung 86:	Umfang der Stilllegung von Ackerflächen in Abhängigkeit von den Opportunitätskosten der Bewirtschaftung und der Art der Verpflichtung.....	195
Abbildung 87:	Anteil der Ackerbrachen an der AF bei einem Ausgleich der Opportunitätskosten i. H. v. 350 EUR je ha für einjährige Maßnahmen	196
Abbildung 88:	Anteil zusätzlicher Ackerbrachen an der Ackerfläche in Abhängigkeit vom verfügbaren Budget und dem zur Implementierung gewählten Instrument	197

Abbildung 89:	Schematische Abbildung zur möglichen räumlichen Überlagerung von je einer Antragsgeometrie aus dem Jahr a (blau umrandet) und dem Jahr e (rot umrandet)	236
Abbildung 90:	Schematische Abbildung der Situation, wenn die Antragsgeometrie aus dem Anfangsjahr a (lila) mit der Geometrie aus dem Zieljahr e identisch ist	236
Abbildung 91:	Schematische Abbildung der Situation, wenn die Antragsgeometrie des Anfangsjahres a (blau umrandet) eine Teilfläche der Geometrie aus dem Zieljahr e (rot umrandet) ist	240
Abbildung 92:	Schematische Abbildung der Situation, wenn die Antragsgeometrie des Zieljahres e (rot umrandet) eine Teilfläche der Geometrie aus dem Anfangsjahr a (blau umrandet) ist	241
Abbildung 93:	Schematische Abbildung der Situation, wenn sich die Antragsgeometrie des Anfangsjahres a (blau umrandet) und des Zieljahres e (rot umrandet) nur teilweise überlagern	243
Abbildung 94:	Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des akuten aquatischen Risikos in Niedersachsen für die einzelnen Bodenklimaregionen.....	282
Abbildung 95:	Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des chronischen aquatischen Risikos in Brandenburg für die einzelnen Bodenklimaregionen	283
Abbildung 96:	Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des chronischen aquatischen Risikos in Niedersachsen für die einzelnen Bodenklimaregionen (101,102,103 und 106).....	284
Abbildung 97:	Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des Risikos für NTA in Brandenburg für die einzelnen Bodenklimaregionen	285
Abbildung 98:	Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des Risikos für NTA in Niedersachsen für die einzelnen Bodenklimaregionen.....	286
Abbildung 99:	Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des chronischen Risikos für Bodenorganismen in Brandenburg für die einzelnen Bodenklimaregionen	287
Abbildung 100:	Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des chronischen Risikos für Bodenorganismen in Niedersachsen für die einzelnen Bodenklimaregionen	288

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Zurechnung von Maßnahmen zu verschiedenen Zielen	51
Tabelle 2:	Förderfläche und Ausgaben für verschiedene Zielen im Rahmen der Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen 2013 und 2017	81
Tabelle 3:	Biodiversitätsmaßnahmen im Rahmen der AUKM 2013 und 2017	82
Tabelle 4:	Eingriffstiefe der Agrarumweltprogramme (AUKM) bei biotischen und abiotischen Zielen	83
Tabelle 5:	ÖVF-Typen, ihre Aggregation für die Auswertungen und ihre Gewichtungsfaktoren sowie das Vorkommen in den ausgewählten Bundesländern von 2015 bis 2017	85
Tabelle 6:	Verletzung der Greening-Vorgaben zur Anbaudiversifizierung und Berechnung betroffener Flächenumfänge: Betriebe mit 10 bis 30 ha Ackerland	90
Tabelle 7:	Verletzung der Greening-Vorgaben zur Anbaudiversifizierung und Berechnung betroffener Flächenumfänge: Betriebe mit über 30 ha Ackerland	91
Tabelle 8:	Kennzahlen der Betriebe, die für die multifaktorielle Analyse der Beweggründe zur Umsetzung von hochwertigen ÖVF genutzt wurden (Perzentile)	104
Tabelle 9:	Anzahl der ÖVF-pflichtigen Betriebe und ihre ÖVF-Meldungen, die nach den Regelungen zur Befreiung ab 2018 nicht hätten gemeldet werden müssen	106
Tabelle 10:	Anbaudiversitätspflichtige Betriebe, die die Vorgabe nicht erfüllten: Anzahl der Betriebe und Fläche, deren Nutzung geändert werden müsste	128
Tabelle 11:	Hanglängenkoeffizient m in Abhängigkeit von der Hangneigung	132
Tabelle 12:	Einstufung der Erosionsgefährdung nach DIN 19708	133
Tabelle 13:	Übersicht der Datengrundlagen	137
Tabelle 14:	Mittlere Humusbilanz in Deutschland und deren Veränderung zwischen 2010 und 2016 (in kg HÄ je ha AF)	149
Tabelle 15:	Zuordnung der InVeKoS-Nutzungscode in Brandenburg zu den SYNOPS-Kulturgruppen exemplarisch für das Jahr 2017	159
Tabelle 16:	Zuordnung der InVeKoS-Nutzungscode in Niedersachsen zu den SYNOPS-Kulturgruppen exemplarisch für das Jahr 2017	160
Tabelle 17:	Risikoklassen der ETR-Werte	163
Tabelle 18:	Vier generische Spritzfolgen im Winterweizen	166
Tabelle 19:	Vier generische Spritzfolgen in der Wintergerste	167
Tabelle 20:	Vier generische Spritzfolgen im Mais	168
Tabelle 21:	Vier generische Spritzfolgen im Winterraps	169
Tabelle 22:	Vier generische Spritzfolgen in der Zuckerrübe	170
Tabelle 23:	Vier generische Spritzfolgen in der Kartoffel	171
Tabelle 24:	90. Perzentile der Risikoindizes in den Bundesländern Brandenburg und Niedersachsen über den gesamten Untersuchungszeitraum von 2010-2018	177
Tabelle 25:	Anteil der Silomaisproduktion auf Gemeindeebene, der mit einem höheren Marktpreis bewertet wird, in Abhängigkeit vom lokalen Viehbesatz	187

Tabelle 26:	Anteil des Deckungsbeitrages aus der Viehhaltung, der auf die Fläche umgelegt ist, in Abhängigkeit vom lokalen Viehbesatz.....	187
Tabelle 27:	Anteil des Deckungsbeitrages aus der Viehhaltung, der auf die Fläche umgelegt ist, in Abhängigkeit vom lokalen Viehbesatz.....	188
Tabelle 28:	Übersicht über die für die Abschätzung der Kosten des Greenings in Deutschland zugrunde gelegten Flächenumfänge und betriebswirtschaftlichen Kosten.....	190
Tabelle 29:	Abschätzung der betriebswirtschaftlichen Kosten des Greenings für den Sektor Landwirtschaft (in Mio. EUR p. a.)	200
Tabelle 30:	Ökologische Vorrangflächen: Anzahl verpflichteter und befreiter Betriebe.....	226
Tabelle 31:	Anzahl der ÖVF-pflichtigen Betriebe, die die Auflage der 5 %-Vorgabe nicht erfüllten in Abhängigkeit von der Betriebswirtschaftlichen Ausrichtung	227
Tabelle 32:	Anzahl der ÖVF-pflichtigen Betriebe, die die Auflage erfüllten in Abhängigkeit von der Betriebswirtschaftlichen Ausrichtung	227
Tabelle 33:	Zuordnung der internen Nutzungs codes zu den Kulturgruppen der Anbaudiversifizierung.....	229
Tabelle 34:	Anbaudiversifizierung: Anzahl verpflichteter und nicht verpflichteter Betriebe ..	233
Tabelle 35:	Betriebswirtschaftliche Ausrichtung der zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe. Anzahl aller verpflichteten Betriebe und Anzahl sowie Anteil der verpflichteten Betriebe, die der Vorgabe nicht nachkamen.	234
Tabelle 36:	Überblick über die möglichen Fallkonstruktionen und die Nummern der anzuwendenden Formeln bei der Berechnung der Anbaupause von Kulturen	244
Tabelle 37:	Zuordnung der InVeKoS-Nutzungs codes in Brandenburg zu den SYNOPS-Kulturgruppen für die Jahre 2010-2018	245
Tabelle 38:	Zuordnung der InVeKoS-Nutzungs codes in Niedersachsen zu den SYNOPS-Kulturgruppen für die Jahre 2010-2018	250
Tabelle 39:	Behandlungshäufigkeiten (BH) aus PAPA und vorgeschlagene Anzahl der Anwendungen je PSM-Gruppe für die generischen Winterweizen-Spritzfolgen ..	255
Tabelle 40:	Festlegung der Applikationszeiträume für Winterweizen. In den grün hinterlegten Monaten erfolgen Applikationen in allen vier generischen Spritzfolgen, in den blau hinterlegten Monaten erfolgen die Anwendungen nur in zwei Spritzfolgen	255
Tabelle 41:	Abgeleitete Behandlungstermine der generischen Spritzfolgen für Winterweizen	257
Tabelle 42:	Festlegung der PSM im Winterweizen	258
Tabelle 43:	BI-Werte der Musterspritzfolgen im Winterweizen nach der Modifikation	261
Tabelle 44:	Die neuen Vorgaben für die Erstellung der Spritzfolgen im Winterweizen	262
Tabelle 45:	Behandlungshäufigkeiten (BH) aus PAPA und vorgeschlagene Anzahl der Anwendungen je PSM-Gruppe für die generischen Wintergerste-Spritzfolgen ...	262
Tabelle 46:	Festlegung der Applikationszeiträume für Wintergerste. In den grün hinterlegten Monaten erfolgen Applikationen in allen vier generischen Spritzfolgen, in den blau hinterlegten Monaten erfolgen die Anwendungen nur in zwei Spritzfolgen	263
Tabelle 47:	Abgeleitete Behandlungstermine der generischen Spritzfolgen für Wintergerste	264
Tabelle 48:	Festlegung der PSM in der Wintergerste	265

Tabelle 49:	BI-Werte Musterspritzfolgen in der Wintergerste nach der Mod.....	266
Tabelle 50:	Behandlungshäufigkeiten (BH) aus PAPA und vorgeschlagene Anzahl der Anwendungen je PSM-Gruppe für die generischen Mais-Spritzfolgen.....	267
Tabelle 51:	Festlegung der Applikationszeiträume für Mais. In den grün hinterlegten Monaten erfolgen Applikationen in allen vier generischen Spritzfolgen, in den blau hinterlegten Monaten erfolgen die Anwendungen nur in zwei Spritzfolgen	267
Tabelle 52:	Abgeleitete Behandlungstermine der generischen Spritzfolgen für Mais	268
Tabelle 53:	Festlegung der PSM im Mais	268
Tabelle 54:	BI-Werte der Musterspritzfolgen im Mais.....	269
Tabelle 55:	Behandlungshäufigkeiten (BH) aus PAPA und vorgeschlagene Anzahl der Anwendungen je PSM-Gruppe für die generischen Winterraps-Spritzfolgen	269
Tabelle 56:	Festlegung der Applikationszeiträume für Winterraps. In den grün hinterlegten Monaten erfolgen Applikationen in allen vier generischen Spritzfolgen, in den blau hinterlegten Monaten erfolgen die Anwendungen nur in zwei Spritzfolgen	270
Tabelle 57:	Abgeleitete Behandlungstermine der generischen Spritzfolgen für Winterraps..	271
Tabelle 58:	Festlegung der PSM im Winterraps.....	272
Tabelle 59:	BI-Werte Musterspritzfolgen im Winterraps nach der Modifikation.....	273
Tabelle 60:	Behandlungshäufigkeiten (BH) aus PAPA und vorgeschlagene Anzahl der Anwendungen je PSM-Gruppe für die generischen Zuckerrüben-Spritzfolgen	274
Tabelle 61:	Festlegung der Applikationszeiträume für die Zuckerrübe. In den grün hinterlegten Monaten erfolgen Applikationen in allen vier generischen Spritzfolgen, in den blau hinterlegten Monaten erfolgen die Anwendungen nur in zwei Spritzfolgen	274
Tabelle 62:	Abgeleitete Behandlungstermine der generischen Spritzfolgen für die Zuckerrübe	275
Tabelle 63:	Festlegung der PSM in der Zuckerrübe	275
Tabelle 64:	BI-Werte der Musterspritzfolgen in der Zuckerrübe nach der Modifikation	276
Tabelle 65:	Behandlungshäufigkeiten (BH) aus PAPA und vorgeschlagene Anzahl der Anwendungen je PSM-Gruppe für die generischen Kartoffel-Spritzfolgen	277
Tabelle 66:	Festlegung der Applikationszeiträume für die Kartoffel. In den grün hinterlegten Monaten erfolgen Applikationen in allen vier generischen Spritzfolgen, in den blau hinterlegten Monaten erfolgen die Anwendungen nur in zwei Spritzfolgen	277
Tabelle 67:	Abgeleitete Behandlungstermine (Monate) der generischen Spritzfolgen für die Kartoffel	278
Tabelle 68:	Festlegung der PSM in der Kartoffel.....	279
Tabelle 69:	BI-Werte der Musterspritzfolgen für Kartoffeln.....	281

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
AF	Ackerfläche
AL	Ackerland
ASE	Agrarstrukturhebung
ATKIS	Amtlich-Topographisch-Kartographisches Informationssystem
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
DGL	Dauergrünland
DGM	Digitales Geländemodell
DK	Dauerkultur
DLM	Digitales Landschaftsmodell
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EG	Europäische Gemeinschaft
ELER	Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums
EU	Europäische Union
FELEG	Gesetz zur Förderung der Einstellung der landwirtschaftlichen Erwerbstätigkeit
FFH	Flora-Fauna-Habitat
FLAMA	Flächenmanagement
FLIK	Flächenidentifikator
FM	Frischmasse
GAL	Gesetz über eine Altershilfe für Landwirte (bis 31.12.1994)
GAMM	Generalized Additive Mixed Models
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union
GCV	Generalized-Cross-Validation-Kriterium
GLÖZ	Guter landwirtschaftlicher und ökologischer Zustand
GV	Großvieheinheiten
GÜK	Geologische Übersichtskarte

Abkürzung	Bedeutung
HÄ	Humusäquivalent
HE	Hessen
HFF	Hauptfutterfläche
HNV	High Nature Value, Flächen mit hohem Naturwert
HQ ₂₀	Überschwemmungsgebiet 20-jähriges Hochwasser
HQ ₁₀₀	Überschwemmungsgebiet 100-jähriges Hochwasser
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
K	Konzentrationskoeffizient
KOM	Europäische Kommission
KUP	Kurzumtriebsplantagen
LE	Landschaftselement
LF	landwirtschaftlich genutzte Fläche
LOESS	Locally Estimated Scatterplot Smoothing
LSG	Landschaftsschutzgebiet
MFF	multiannual financial framework
MSL	Markt- und standortangepasste Landwirtschaft
N	Stickstoff
NAP	Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln
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
SH	Schleswig-Holstein
SPA	Special Protected Area: EU-Vogelschutzgebiete
SYNOPS	Modell zur synoptischen Bewertung des Risikopotenzials chemischer Pflanzenschutzmittel
TM	Tankmischungen
VNS	Vertragsnaturschutz
VO	Verordnung

Abkürzung	Bedeutung
WW	Winterweizen
Zstl.	zusätzliche

Zusammenfassung¹

Hintergrund und Ziel des Forschungsvorhabens

Trotz zahlreicher Reformbemühungen (Novellierung DüV, Anpassungen der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung, Einführung Cross-Compliance Regeln) konnten Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleintrag in Böden und Gewässer sowie die Beeinträchtigungen der Qualität von Böden, Wasser und Luft durch die Landwirtschaft nicht gesenkt werden. Vor diesem Hintergrund wurden bei der GAP-Reform von 2013 Teile der Direktzahlung an Maßnahmen des sogenannten „Greenings“ gebunden, mit dem Ziel, die negativen Umwelteffekte der Landwirtschaft in der EU zu senken. Das Forschungsprojekt „Evaluierung der Gemeinsamen Agrarpolitik aus Sicht des Umweltschutzes“ hatte das Ziel, die Umweltwirkung der GAP-Reform von 2013 für Deutschland zu analysieren. Ein besonderer Fokus wurde dabei auf die Greening-Maßnahmen gelegt. Für eine detaillierte Analyse der Landnutzung und Landnutzungsänderung wurden Daten aus der deutschlandweiten Agrarstrukturhebung und Bodennutzungshaupterhebung sowie der InVeKoS-Datenbank aus sechs Bundesländern genutzt. Somit konnten die Umweltwirkungen der GAP-Reform in unterschiedlichen Regionen untersucht werden. Des Weiteren wurden die Kosten des Greenings und mögliche alternative Ansätze für die Förderung mittels eines Opportunitätskostenansatzes monetär bewertet. Das Umweltrisiko von Pflanzenschutzmittel-Strategien für bestimmte Boden-Klima-Räume wurde anhand von Risikoindikatoren untersucht.

Datengrundlage

Deutschlandweite Agrarstrukturdaten aus allen Bundesländern standen für die Jahre 1999, 2003, 2007, 2010 und 2016 auf der Gemeindeebene zur Verfügung. Für jährliche, aber auf der Bundesebene aggregierten landwirtschaftlichen Nutzungsangaben wurden Daten der Bodennutzungshaupterhebung des Statistischen Bundesamtes genutzt. InVeKoS-Daten auf Betriebsebene wurden für die Länder Niedersachsen/Bremen, Rheinland-Pfalz, Hessen sowie z. T. für Nordrhein-Westfalen von 2010 bis 2017 ausgewertet. Für die Auswirkungen des Umweltrisikos in Bezug auf die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln standen Daten der Bundesländer Niedersachsen und Brandenburg zur Verfügung.

Seit Einführung des Greenings ist der Anteil von ökologisch wertvollen Flächen wie Ackerbrachen angestiegen, erreichte aber nicht das Niveau der Jahrtausendwende

Um die Greening-Prämie in voller Höhe zu erhalten, sind Betriebe dazu verpflichtet, 5 % ihrer Ackerfläche als Ökologische Vorrangfläche (ÖVF) vorzuhalten. Die Betriebe können dabei verschiedene Maßnahmen zur ÖVF-Einhaltung auf ihren Flächen umsetzen. Um verschiedene Nutzungsarten in Bezug auf ihren ökologischen Wert vergleichen zu können, werden die einzelnen ÖVF-Maßnahmen unterschiedlich gewichtet. Neben Landschaftselementen wie Hecken und Baumreihen (höchste Gewichtung) sowie Pufferstreifen (zweithöchste Gewichtung) werden Ackerbrachen als ökologisch besonders wertvoll eingestuft. Weniger ökologisch wertvoll wurde bis 2017 der Anbau von Leguminosen bewertet und am geringsten der Anbau von Zwischenfrüchten oder Untersaaten sowie Kurzumtriebsplantagen (KUP).

Die Daten zeigen, dass vor allem der Zwischenfruchtanbau zum Erreichen der ÖVF-Vorgabe genutzt wurde, gefolgt von den Brachen und Leguminosen. Auch wenn die weniger ökologisch wertvollen Maßnahmen dominieren, zeigt sich aus den Daten der Agrarstrukturhebung, dass es von 2010 bis 2016 – also nach Einführung des Greenings – einen moderaten Anstieg des Anteils der Brachen an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche von 1,8 % auf 2,1 % gab; dies entspricht einer Fläche von 352.000 Hektar (ha). Im Vergleich zu den frühen 2000er-Jahren

¹ Teile der Zusammenfassung wurden bereits als Zwischenbericht Texte 71/2021 „Geringe Umweltwirkung, hohe Kosten“ FKZ 3717 11 237 0 (Röder et al. (2021a)) publiziert und teilweise wörtlich übernommen.

kann diese Zunahme den Flächenverlust bei den Brachen allerdings nicht kompensieren. Deutschlandweit belief sich die Fläche der Brachen 2003 auf 974.000 ha bzw. 5,7 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche.

Welchen Anteil jeweils das Greening und die Agrarumweltmaßnahmen auf die Zunahme bei den Brachen hat, kann nicht genau quantifiziert werden. Mit Umsetzung der GAP-Reform im Jahr 2015 stieg bundesweit die Fläche der Brachen um 113.000 ha gegenüber 2014 an. Brachen, die über das neu eingeführte Greening gefördert wurden, machten 2015 dabei gut 69 % aller Brachen aus. Von 2015 bis 2019 kamen weitere 45.000 ha Brachen hinzu, die allerdings nicht als ÖVF gefördert wurden, wodurch sich der Anteil der ÖVF-Brachen an den Gesamtbrachen auf knapp 60 % reduzierte. Das Greening kann daher nur einen Teil der Zunahme bei den Brachen nach 2014 erklären. Der weitere Anstieg ist unter anderem auf eine verstärkte Förderung über die Agrarumweltmaßnahmen (2. Säule) der Bundesländer zurückzuführen. Zusätzliche Brachen wurden demnach nach 2015 vermehrt über Agrarumweltmaßnahmen und weniger über das Greening bereitgestellt.

Die Analyse der detaillierteren InVeKoS-Daten für die Bundesländer Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen sowie Rheinland-Pfalz ergänzen das Bild aus den Daten, die für das gesamte Bundesgebiet vorliegen. Die Auswertung zeigt, dass die Fläche der Brachen im Zeitraum von 2015 bis 2019 um 3 % zunahm, die Fläche der als ÖVF gemeldeten Brachen in diesem Zeitraum hingegen konstant blieb. Betrachtet man die Bestandszeit der einzelnen Brachen, so ging mit dem Wechsel der Förderperiode im Jahr 2014 ein Rückgang bei den mehrjährigen Ackerbrachen einher. Mehrjährige Brachen weisen ökologisch viele Vorteile gegenüber einjährigen Ackerbrachen auf. Die Bestandszeit der Brachen stieg seitdem aber wieder an. Beides ist auf Entwicklungen in der Förderung der 2. Säule der Bundesländer zurückzuführen. Zum einen liefen 2014 und 2015 viele Verträge für 2. Säule-Maßnahmen aus und konnten aufgrund fehlender finanzieller Mittel nicht rechtzeitig verlängert werden, zum anderen wurden ab 2015 die Mittel, die für brache-ähnliche Maßnahmen zur Verfügung standen, deutlich erhöht.

Welche ÖVF-Maßnahmen von den Landwirt*innen umgesetzt werden hängt wesentlich von den Bereitstellungskosten und dem Gewichtungsfaktor der ÖVF (= Prämie je ha) ab. Dies zeigt sich am Verbot des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln auf ÖVF mit Leguminosen im Jahr 2018. Trotz der zeitgleichen Erhöhung des Gewichtungsfaktors zogen landwirtschaftliche Betriebe andere Optionen (z. B. Zwischenfrüchte) dem Anbau von ÖVF-Leguminosen ohne Pflanzenschutzmittel vor. Die Landwirt*innen verlagerten den Anbau der Leguminosen auf andere Flächen, statt einen höheren Aufwand durch beispielsweise mechanische Unkrautregulierung zu betreiben. So ging bundesweit die als ÖVF gemeldete Leguminosen-Fläche um 52 % zurück. Gleichzeitig blieb der Gesamtumfang des Anbaus von Leguminosen konstant. Somit war die Erhöhung des Gewichtungsfaktors nicht ausreichend, um den Mehraufwand durch Verfahren ohne Pflanzenschutzmittel auszugleichen.

Die Bedeutung der Opportunitätskosten – das ist der Nutzen/Profit, der eine alternative aber nicht realisierte Flächennutzung erbracht hätte – für die Entscheidungen bei der (Nicht-) Bereitstellung von ÖVF lässt sich am Beispiel der Brachen und Streifen gut herausarbeiten. Insbesondere Betriebe mit einer geringeren Wertschöpfung auf der Fläche und einer größeren Flächenausstattung stellen die ökologisch besonders wertvollen ÖVF (Brachen und Streifen) bereit. Daraus kann man ableiten, dass diese Betriebe i. d. R. durch die Förderung einen höheren wirtschaftlichen Nutzen (Ertrag minus Kosten) haben als durch eine Bewirtschaftung der Flächen. Betriebe mit einer höheren Wertschöpfung auf der Fläche nutzen dagegen eher andere Typen wie etwa Zwischenfrüchte, um ihren ÖVF-Verpflichtungen nachzukommen, da diese Option die normale Bewirtschaftung der Fläche nicht einschränkt.

Bei der Analyse der Betriebe, die weniger als die geforderten 5 % oder gar keine ÖVF meldeten, reduzierte sich der Anteil von 8 % der Betriebe im Jahr 2015 auf 6 % im Jahr 2017. Die Betriebe passten sich demnach immer besser an die ÖVF-Vorgaben an. Aufgeteilt nach Betriebstypen verstießen besonders häufig spezialisierte Ackerbaubetriebe, spezialisierte Weideviehbetriebe, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe sowie spezialisierte Veredelungsbetriebe gegen die ÖVF-Vorgaben; diese Betriebstypen hatten auch die größten Anteile an den ÖVF-pflichtigen Betrieben. Dies sind Betriebstypen mit einer vergleichsweise hohen Wertschöpfung je Hektar Ackerfläche. Auch in absoluten Zahlen hielten dabei spezialisierte Ackerbaubetriebe die Auflagen am häufigsten nicht ein. Allerdings ist der Anteil der ÖVF-pflichtigen Betriebe bei den spezialisierten Ackerbaubetrieben am höchsten (da sie häufig über 15 ha Ackerland bewirtschaften und nicht unter die weiteren Ausnahmeregelungen fallen, vgl. Kapitel 4.1.1), sodass die Verstöße prozentual mit denen der spezialisierten Weideviehbetriebe und spezialisierten Veredlungsbetriebe vergleichbar waren. Betrachtet man die Anpassungen an die ÖVF-Vorschriften über die Zeit, so war bei den spezialisierten Veredlungsbetrieben die geringste Anpassung zu erkennen. Nur knapp 10 % der Betriebe, die 2015 gegen die ÖVF-Vorschriften verstießen, passten bis 2017 die Bewirtschaftung ihrer Flächen den Auflagen an. Besonders häufig hingegen stellten spezialisierte Weideviehbetriebe die Bewirtschaftung ihrer Flächen gemäß den Vorgaben um. Hier waren es 40 % der Betriebe, die 2015 noch gegen die Auflagen verstießen. Ein Grund für die vergleichsweise starke Anpassung bei den Weideviehbetrieben dürfte sein, dass bei diesen Betrieben die Direktzahlungen relativ häufig einen hohen Anteil am Einkommen haben und somit der ökonomische Druck, die Auflagen einzuhalten, relativ groß ist. Zudem sind gerade in diesem Betriebstyp die Zwischenfrüchte oft eine sehr kostengünstige Option zur Erfüllung der ÖVF-Vorgaben.

Kulturartendiversität bleibt trotz Greening unverändert

In den letzten Jahrzehnten nahm die Anzahl der angebauten Ackerkulturen deutlich ab. So wurde im Jahr 2010 je Gemeinde im Durchschnitt eine Ackerkultur weniger angebaut als 1999 (mit Ausnahme der Köln-Aachener-Bucht). Dieser Entwicklung sollte die Greening-Auflage zur Kulturartendiversität entgegenwirken. Zwischen 2010 und 2016 – also vor und nach Einführung der Greening-Maßnahmen – gab es allerdings nur einen marginalen Anstieg von 6,03 auf 6,13 Ackerkulturen im Mittel der Gemeinden über alle Boden-Klima-Räume.

Die Analysen der InVeKoS-Daten für die Bundesländer Hessen, Niedersachsen und Rheinland-Pfalz untermauern dieses Bild. So blieb die Anzahl der Kulturen in den für Deutschland repräsentativen High-Nature-Value (HNV)-Stichprobenquadraten (Stichprobenfläche = 1km²; vgl. Kapitel 4.1.3.2) im Mittel relativ konstant über den Zeitraum von 2010 bis 2017. Zwar lässt sich ein geringfügiger Anstieg der Kulturarten mit der Einführung des Greenings im Jahr 2015 gegenüber 2014 feststellen, allerdings liegt die Größenordnung dieses Effekts im Schwankungsbereich der Vorjahre.

Der geringe Anstieg bei der Zahl der Kulturarten im Jahr 2015 auf Ebene der 1 km²-Stichprobenflächen als auch Gemeindeebene, ist dadurch zu erklären, dass ca. 80 % der verpflichteten Betriebe die Auflagen für die Kulturartendiversität bereits vor ihrer Einführung im Jahr 2015 erfüllt hätten. Nur 16 % der Betriebe haben nach 2015 die Bewirtschaftung ihrer Ackerflächen angepasst. Lediglich 4 % der Betriebe hielten die Auflagen zur Kulturartendiversität nicht ein. Ähnlich wie bei den ÖVF-Auflagen gab es die häufigsten Anpassungen bei Betrieben, die nur moderate Änderungen in ihrem Anbauprogramm vornehmen mussten, um die Auflagen zur Kulturartendiversität zu erfüllen. Von den 16 % der Betriebe, die ihre Ackerflächen angepasst haben, passten spezialisierte Veredlungsbetriebe ihr Anbausystem gemäß den Vorgaben am häufigsten an. Bei diesen Betrieben haben die Erlöse aus dem Ackerbau oft nur eine untergeordnete wirtschaftliche Rolle und sie sind dadurch in der Gestaltung ihres Anbauprogrammes deutlich

flexibler als z. B. spezialisierte Weideviehbetriebe, die nur bestimmte Kulturen als Futtermittel im Betrieb einsetzen können.

Die Dauergrünlandfläche nimmt seit 2013 leicht zu

Mit der Greening-Maßnahme „Erhalt des Dauergrünlands“ sollte der Verringerung des Dauergrünlands in der EU entgegengewirkt werden. Die europäische Gesetzgebung sieht vor, dass auf regionaler Ebene (in Deutschland sind dies die Flächenbundesländer inklusive ggf. der Stadtstaaten) gegenüber 2012 der Anteil des Dauergrünlandes an der landwirtschaftlichen Nutzfläche um höchstens 5 % zurückgehen darf. In Deutschland führt seit 2015 eine Umwandlung von Grünland in Ackerland im Regelfall nur dann zu keiner Kürzung der GAP-Förderung, wenn andernorts Ackerland dauerhaft in Grünland umgewandelt wird. Allerdings wurden bereits vor Einführung des Greenings die Regeln des Cross-Compliance, also die Grundvoraussetzung zur Teilnahme an der GAP-Förderung, verschärft sowie Grünlandumwandlung in vielen Bundesländern ordnungsrechtlich verboten.

Nach einer Verringerung des Dauergrünlands um ca. 600.000 ha zwischen 1999 und 2013 stieg mit Einführung des Greenings im Jahr 2015 die Dauergrünlandfläche um 0,6 % gegenüber 2014, was einer Fläche von 27.000 ha entspricht. Gegenüber 2013 nahm die Grünlandfläche sogar um 56.000 ha zu. Somit konnte der Trend des Grünlandverlusts gestoppt werden. Dies kann jedoch nicht allein auf das Greening zurückgeführt werden.

Mit den InVeKoS-Daten konnte die Nutzungsintensität des Grünlands analysiert werden. Die Nutzungsintensität ist ein wichtiges Kriterium für den Naturschutz auf Grünland. Sie muss in einem bestimmten Rahmen stattfinden, also weder zu hoch noch zu niedrig sein, um eine gewisse naturschutzfachliche Qualität zu ermöglichen. Die Analysen haben gezeigt, dass die Nutzungsintensität sowohl kurz- als auch mittelfristig kontinuierlich zurückging. Als Maßzahl für die Nutzungsintensität dient die Anzahl Raufutter verzehrender Großvieheinheiten (RGV) je ha Hauptfutterfläche (HFF). Diese Besatzdichte nahm insbesondere auf Flächen ab, die bereits vorher einen geringen Besatz aufwiesen. Zudem nahm der Anteil des Grünlands in Betrieben mit einer sehr geringen Nutzungsintensität oder ohne Verwertungsmöglichkeiten für das Grünland zu.

Einführung des Greenings verschiebt Förderziele bei Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM): mehr Förderung für Biodiversität, weniger für Erosions- und Ressourcenschutz

Trotz der Einführung des Greenings stieg das verausgabte Budget für flächenbezogene Maßnahmen zur Erreichung von Zielen des Umwelt- und Biodiversitätsschutzes stark an. Dadurch, dass Maßnahmen, die bislang in der 2. Säule gefördert wurden wie z. B. der Zwischenfruchtanbau, seit 2015 in der 1. Säule im Rahmen des Greenings gefördert werden, hat sich der Gestaltungsspielraum für die Agrarumweltprogramme der 2. Säule vergrößert. Dies hat dazu geführt, dass sich Ziele und Schwerpunkte geändert haben. Bei den AUKM wurden die Maßnahmen mit Biodiversität als Ziel ausgebaut, während die Maßnahmen des Erosions- und Ressourcenschutzes v. a. im Rahmen des Greenings gefördert wurden. Der Anteil der Maßnahmen von AUKM mit hoher Eingriffstiefe und Maßnahmen mit spezifischer Zielkulisse (z. B. Kulisse nach FFH-Richtlinie) wurde ausgebaut. Somit ging mit der Einführung des Greenings eine qualitative Aufwertung der AUKM einher.

Im Zusammenhang mit der Einführung des Greenings wurde die Umweltwirkung der Veränderung der Landnutzung auf das Wassererosionspotential, die Humus- und die Stickstoffbilanz betrachtet:

Potentieller Bodenabtrag durch Wassererosion nahm nach 2015 zu

Die untersuchten Bundesländer sind im Schnitt nur gering erosionsgefährdet, wobei es erhebliche regionale Unterschiede gibt. Die Ackerfläche auf erosionsgefährdeten Standorten blieb seit

2011 relativ konstant. Auffällig ist, dass der potentielle Bodenabtrag sowohl auf Standorten mit hohem als auch mit geringem Erosionsrisiko nach 2015 zunahm. Dies ist vor allem auf eine Ausweitung von Ackerkulturen mit höherem Erosionsrisiko zurückzuführen. Zugleich nahm der Ackerfutterbau (z. B. Ackergras, Klee gras) ab. Diese Verschiebungen im Anbauprogramm konnten etwa mit der Ausweitung des Zwischenfruchtanbaus im Zuge des Greening nicht kompensiert werden.

Warum die Erhöhung des Bodenerosionspotentials mit der Einführung des Greenings zusammenfällt, kann derzeit nicht abschließend erklärt werden. Zum einen kann das Auslaufen der Ausgleichszahlungen für benachteiligte Gebiete in Rheinland-Pfalz im Jahr 2014 zumindest für dieses Bundesland ein Erklärungsansatz für die Ausweitung von erosiven Kulturen auf Standorten mit natürlicher Erosionsgefährdung sein. Zum anderen ist der Einbezug erosiver Ackerkulturen in eine Ausweitung der Fruchtfolgen ein möglicher Grund für die Erhöhung des potentiellen Bodenabtrags. Eine Verlagerung von erosiven Ackerkulturen auf Standorte mit einem hohen Erosionsrisiko aufgrund der Auflagen zur Kulturartendiversität kann hingegen ausgeschlossen werden.

Positive Entwicklung der Humusbilanz

Bei der Entwicklung der deutschlandweiten Humusbilanz ist ein geringfügiger Anstieg von 2010 zu 2016 zu beobachten. Dies ist auf eine Ausweitung des Zwischenfruchtanbaus sowie das erhöhte Aufkommen von Gärresten zurückzuführen. Der erhöhte Zwischenfruchtanbau steht in Verbindung mit der Umsetzung der ÖVF-Vorgaben, so dass hier ein positiver Greening-Effekt festzustellen ist. Wie der Zwischenfruchtanbau hat auch der Anteil der Brachen am Ackerland im Zuge des Greenings zugenommen. Die Humusmenge der Brachen hat sich somit erhöht. Dennoch ist die Humusbilanz der Pflanzenproduktion aufgrund der Ausweitung des Maisanbaus insgesamt von 2010 zu 2016 gesunken. Bei den Humusbilanzen lassen sich zudem regionale Unterschiede feststellen: vor allem im Nordosten und Südwesten kommt es zu einer Humuszehrung, während vor allem im Nordwesten und in der Mitte Deutschlands Humusaufbau zu beobachten ist. Dies ist vor allem darin begründet, dass es in den Regionen mit Humuszehrung zu einem Rückgang der Viehhaltung stattfindet, wodurch weniger Wirtschaftsdünger auf die Flächen gelangt. Zudem wirkt sich die Ausweitung des Maisanbaus negativ auf die Humusbilanz in diesen Regionen aus.

Insgesamt besteht ein Stickstoff-Überschuss auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen

Seit vielen Jahren ist der Stickstoffüberschuss aus der Landwirtschaft ein viel diskutiertes Umweltproblem. Stickstoffüberschüsse können aus den Böden ausgewaschen oder direkt aus der Atmosphäre in Oberflächen- und Grundgewässer sowie die Meere eingetragen werden und stehen so unter anderem den Zielen des Gewässerschutzes entgegen.

Die mittlere Stickstoffzufuhr der Jahre 2014 bis 2016 liegt in den betrachteten Bundesländern Brandenburg, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz bei 192 kg N je ha; die mittlere N-Abfuhr durch das Erntegut bei 134 kg N je ha, sodass insgesamt ein hoher N-Überschuss besteht. Sehr hohe Bilanzüberschüsse finden sich in erster Linie in Regionen mit hoher Viehbesatzdichte im Nordwesten, treten aber auch in Regionen mit intensivem Ackerbau auf.

Die N-Zufuhr erfolgt im Mittel zu etwa 50 % über Mineraldünger, zu 27 % über Wirtschaftsdünger (ohne Gärreste) und zu 15 % über Gärreste. In Ackerbauregionen nimmt die Bedeutung an Wirtschaftsdüngerimporten zu.

Welchen Einfluss die GAP auf die Stickstoffbilanzen hat, lässt sich aufgrund der Datenlage nicht beantworten; auf nationaler Ebene zeigten die Bilanzüberschüsse über die Zeit aber keine deutlichen Effekte (vgl. (UBA, 2021b)), die auf einen Einfluss des Greenings schließen lassen. Ein größerer positiver Effekt ist voraussichtlich nicht zu erwarten, da sich die Zusammensetzung der Anbaukulturen kaum verändert hat. Diese Zusammensetzung ist allerdings wichtiger Bestandteil der Stickstoffbilanzierung. Eventuell könnte die Ausweitung des Leguminosenanbaus über die ÖVF-Auflagen zu einem Rückgang der Stickstoffüberschüsse über einen Rückgang an mineralischem Stickstoffdünger geführt haben. Allerdings würde ein solcher Effekt bei unter 1 kg N je ha Ackerland liegen. Prinzipiell kann auch die Ausweitung des Zwischenfruchtanbaus zu einer Absenkung der Bilanzüberschüsse beitragen, da die Zwischenfrüchte Nährstoffe binden und vor der Auswaschung schützen können. Der Effekt des im Zuge des Greenings ausgedehnten Zwischenfruchtanbaus dürfte allerdings auf Bundesebene maximal in der Größenordnung von 2 bis 5 kg N je ha Ackerland liegen.

GAP-induzierte Nutzungsänderungen haben keine Auswirkungen auf das Umweltrisiko durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln

Mit einer Änderung der Landnutzung und der Anbauverhältnisse geht auch eine Änderung des Umweltrisikos von Pflanzenschutzmitteln einher. Um beurteilen zu können, welchen Einfluss die GAP-Reform 2013 auf das Umweltrisiko hat, wurden verschiedene Szenarien konzipiert, die ausschließlich die Veränderungen in den Anbauverhältnissen betrachten. Um Wetter- oder Pflanzenschutzmittel-induzierte Veränderungen auszuschließen, wurden für den Pflanzenschutz in allen Jahren die gleichen generischen Spritzfolgen verwendet und als Wetterszenario das Jahr 2017 gewählt. Änderungen des Umweltrisikos sind somit ausschließlich auf Nutzungsveränderungen zurückzuführen. Für die Risikoabschätzung wurden das akute und chronische aquatische Risiko sowie das Risiko für Nicht-Ziel-Arthropoden und Bodenorganismen flächenspezifisch berechnet. Für jeden Boden-Klima-Raum in Brandenburg und Niedersachsen wurde das mittlere Umweltrisiko als räumlicher Risikoindex (90. Perzentil) bestimmt.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich Veränderungen in den Flächenanteilen der einzelnen Nutzungsarten auf das Umweltrisiko auswirkten. Für die weit überwiegende Zahl der Boden-Klima-Räume ergab sich eine leichte Abnahme des Umweltrisikos. Die relative Veränderung des Umweltrisikos in den einzelnen Boden-Klima-Räumen war in Niedersachsen mit einer Spanne von 0,01 bis 17 % etwas höher gegenüber Brandenburg mit 0,01 bis 8,1 %.

Allerdings wurden diese z. T. räumlich spezifischen Nutzungsänderungen nicht durch GAP-Maßnahmen induziert. Die Fläche, auf der keine Pflanzenschutzmittel ausgebracht wurden, wie Brachen und streifenförmige Elemente, stieg zwar um 23 % in Brandenburg und um 33 % in Niedersachsen bezogen auf den Basiszeitraum (2010 bis 2014), allerdings entspricht dies nur 4,4 % beziehungsweise 2,5 % der für die Analyse berücksichtigten Ackerfläche. Somit hat die durch die GAP induzierte Änderung der Flächennutzung nur eine geringe Auswirkung auf das mittlere Umweltrisiko. Eine Veränderung der Flächennutzung hin zu risikoarmen Nutzungstypen müsste zu deutlich höheren Anteilen stattfinden, um sich auf das räumliche Risikopotenzial (90. Perzentil) auszuwirken.

Pauschale Umweltauflagen haben höhere Budgetkosten als eine anreizbasierte Implementierung

Eine Erhöhung der Brachflächen ist auch im Kommissionsentwurf der EU-Biodiversitätsstrategie verankert. Das Ziel ist dabei, „*mindestens 10 % der landwirtschaftlichen Fläche wieder mit Landschaftselementen mit großer Vielfalt zu gestalten*“ (KOM, 2020). Um zu untersuchen, wie dieses Ziel für Deutschland kostengünstig zu erreichen ist, wurden in drei Szenarien drei verschiedene prämiensbasierte Instrumente modelliert. In allen Fällen wurde davon ausgegangen, dass Flächen stillgelegt werden, wenn die Prämie höher ist als die Erlöse aus einer alternativen

Nutzung (Opportunitätskosten). Prinzipiell werden die Kulturen mit dem geringsten Ertrag verdrängt und entschädigt.

In zwei Szenarien wurden anreizbasierte Instrumente modelliert. Hier können die Betriebe wählen, ob sie Brachen für eine angebotene Prämie bereitstellen möchten. Dies entspricht in etwa dem Wirkungsmechanismus der 2. Säule. Das erste Szenario (Regionale Prämiendifferenzierung) geht von einer nahezu perfekten Prämiendifferenzierung aus. Das bedeutet, dass in jeder Gemeinde nur die Opportunitätskosten erstattet werden, die eine Stilllegung der Flächen verursacht. Dieses Szenario dient als Referenz, um das finanzielle Potenzial einer räumlichen Prämiendifferenzierung abzuschätzen. In diesem Szenario werden innerhalb einer Gemeinde einheitliche Prämien gezahlt. Das zweite Szenario geht von einer deutschlandweit einheitlichen Prämie (flat-rate) für die Stilllegung von Ackerflächen aus. Im Unterschied zur regionalen Prämiendifferenzierung werden die Flächen nicht mit den Opportunitätskosten je Gemeinde honoriert, sondern mit einer bundeseinheitlichen Prämie. Im dritten Szenario muss jeder Betrieb die Auflage pauschal erfüllen und erhält eine Prämie gemäß den Opportunitätskosten des Betriebs (einzelbetriebliche Verpflichtung).

Prinzipiell verursacht eine anreizbasierte Umsetzung mit bundeseinheitlichen Prämien deutlich geringere Budgetkosten als eine einzelbetriebliche Verpflichtung. Dies gilt sowohl für ein-, als auch mehrjährige Brachen. Damit 10 % der landwirtschaftlichen Flächen zusätzlich aus der Produktion genommen werden, müssten nach den Modellberechnung für die einzelbetrieblichen Verpflichtungen ca. 360 (einjährige Brache) bzw. 710 Mio. EUR (mehrjährige Brache) ausgegeben werden. Bei einer bundeseinheitlichen Förderung müssten 210 bzw. 380 Mio. Euro veranschlagt werden. Noch geringer wären die Budgetkosten, würden die Prämien zudem regional differenziert. Hier wären 140 (einjährige Brache) bzw. 290 Mio. EUR (mehrjährige Brache) nötig. Allerdings würden bei der anreizbasierten Implementierung vorrangig Flächen aus der Produktion genommen, deren Wertschöpfung gering ist. In Regionen, die z. B. durch eine intensive Viehhaltung geprägt sind, würde die anreizbasierte Förderung kaum zu zusätzlicher Stilllegung von Fläche führen. Diese Regionen würden allerdings auch bei einer einzelbetrieblichen Verpflichtung im Rahmen der GAP nicht erreicht, da in diesen Regionen der komplette Ausstieg aus der GAP-Förderung hier sehr schnell die betriebswirtschaftlich vorzuziehende Option ist. Der Einsparungseffekt einer regionalen Prämiendifferenzierung ist umso größer, je mehr Fläche aus der Produktion genommen werden soll.

Den jährlichen betrieblichen Kosten des Greenings in Höhe von 193 Mio. EUR steht eine Förderungssumme von 1,5 Mrd. EUR gegenüber

Die landwirtschaftlichen Betriebe erhielten in der Förderperiode 2014 bis 2020 rund 85 EUR je ha, wenn sie alle Auflagen des Greenings einhielten. Der Gesamtbetrag für die Förderung des Greenings für alle Betriebe belief sich demzufolge auf ca. 1,5 Mrd. EUR jährlich.

Um die Kosten der Betriebe für die Umsetzung des Greenings zu kalkulieren, wurden a) zusätzliche Bewirtschaftungskosten, die unmittelbar mit den Auflagen verbunden sind, b) die Kosten, die dadurch entstehen, dass eine alternative, betriebswirtschaftlich rentablere Nutzung durch die Auflagen verhindert wird, und c) ein Wegfall von Zahlungen der 2. Säule durch die Anhebung der Referenz durch das Greening berücksichtigt. Insgesamt belaufen sich die geschätzten Kosten für die Umsetzung des Greenings auf ca. 193 Mio. EUR pro Jahr. Hierbei wird deutlich, dass die größten Kosten für die Betriebe durch die Umsetzung der ÖVF-Maßnahmen entstehen. Diese belaufen sich auf ca. 120 Mio. EUR. Dieser Betrag kommt vor allem durch die Bereitstellung zusätzlicher Brachflächen zustande. Ausgehend von einer Substituierung des schwächsten Glieds der Fruchtfolge durch eine einjährige Brache, verliert der Betrieb im Schnitt 280 EUR je ha durch entgangene Erträge. Bei mehrjährigen Brachen entstehen Verluste von im Schnitt 600 EUR je ha,

da hier ganze Fruchtfolgen verdrängt werden. Allerdings wurden, wie oben gezeigt, vor allem Brachen mit kurzer Standzeit zur Umsetzung des Greenings eingesetzt. Mit 75 EUR je ha schlägt die Umsetzung der ÖVF durch Zwischenfrüchte für die Bewirtschaftungskosten abzüglich verringertem Düngungsbedarf zu Buche. Da auf einer Fläche von knapp 540.000 ha Zwischenfrüchte als ÖVF-Maßnahme umgesetzt wurden, belaufen sich die Kosten auf knapp 41 Mio. EUR. Rund 45 Mio. EUR an Kosten verursacht der Grünlandschutz. Die Berechnung der Opportunitätskosten des Grünlandschutzes basiert wesentlich auf der durchschnittlichen jährlichen Abnahme der Grünlandfläche zwischen 2005 und 2014. Die potenzielle Fläche, die nicht in Ackerland umgewandelt werden kann, beläuft sich auf durchschnittlich 155.000 ha pro Jahr. Zur Bewertung des potenziellen Wertverlusts der Nicht-Umwandlung wurde der Pachtpreisunterschied zwischen Grünland und Ackerland hinzugezogen. Dieser liegt im Durchschnitt bei 270 EUR je ha. Dadurch, dass bereits vor Einführung des Greenings viele Betriebe die Auflagen der Kulturartendiversität erfüllt hätten, fallen mit 19 Mio. EUR für die Kulturartendiversität die geringsten Kosten für eine Greening-Maßnahme an. Da es vor allem zu Anpassungen bei Betrieben mit einem hohen Produktionsanteil an Silomais kam, die Höhe des Silomaisanbaus gleichzeitig aber relativ konstant blieb, wurde von einer lokalen beziehungsweise regionalen Verlagerung des Silomaisanbaus ausgegangen. Diese betraf deutschlandweit 75.000 ha Ackerfläche, basierend auf Schätzungen aus den InVeKoS-Daten. 250 EUR je ha wurden für Transport- und Transaktionskosten als Kosten der Verlagerung angesetzt.

Bei der Berechnung der Kosten konnten nicht alle Flächen differenziert betrachtet werden. So ist es wahrscheinlich, dass sich nicht alle Grünlandstandorte für den Ackerbau eignen. Zudem kann eine Preissteigerung durch ein geringeres Angebot an landwirtschaftlichen Marktgütern infolge des Greenings nicht ausgeschlossen werden. In einer Untersuchung zeigen Gocht et al. (2017), dass durch das Greening die Möglichkeit einer leichten Erhöhung der Betriebseinkommen in Deutschland besteht. Das Ausmaß eines durch das Greening induzierten Preisanstieges und damit der Einkommenseffekt für die landwirtschaftlichen Betriebe hängt wesentlich davon ab, in welchem Umfang eine reduzierte Produktion von Agrargütern in der EU durch eine erhöhte Bereitstellung aus Drittstaaten ausgeglichen wird.

Fazit

Die Ergebnisse des Vorhabens zeigen, dass die GAP-Reform 2013 zu geringfügigen Verbesserungen für Umwelt- und Naturschutz führte. Diese Verbesserungen bleiben aber nach Ansicht der meisten Expert*innen hinter den Erfordernissen für den Umwelt- und Naturschutz zurück. So hat sich zwar der Umfang der ökologisch wertvollen Flächen gegenüber 2010 geringfügig erhöht, jedoch konnte das Niveau der frühen 2000er-Jahre nicht wieder erreicht werden. Auch bei der Vielfalt der Ackerkulturen konnte kaum eine Veränderung gegenüber dem Zeitraum vor Einführung des Greenings festgestellt werden. Beim Dauergrünland nahm die Fläche im Bundesdurchschnitt leicht zu. Allerdings kann diese Zunahme nicht ausschließlich auf das Greening zurückgeführt werden. Beim Pflanzenschutzmitteleinsatz stellte sich hingegen keine deutliche Verringerung des Umweltrisikos ein, da sich auch die Landnutzung kaum geändert hat. Ein Grund für die geringfügigen Veränderungen ist, dass landwirtschaftliche Betriebe ihre Produktion kaum anpassen mussten, um die volle Förderung zu erhalten. Es kann also festgestellt werden, dass die Ausgestaltung der Greening-Komponenten nicht ambitioniert genug war, um nennenswerte positive Effekte für die Umwelt zu erreichen.

Im Rahmen des Vorhabens konnte zudem gezeigt werden, dass Verbesserungen bei den Umweltwirkungen der Landwirtschaft erreicht werden können, wenn die Förderprämien anders strukturiert werden. Beispielsweise könnte durch eine anreizbasierte Förderprämie anstatt einer pauschalen Flächenprämie die Anzahl von Brachflächen deutlich erhöht werden – bei gleichen Kosten der Umsetzung für die landwirtschaftlichen Betriebe. Die Ergebnisse haben gezeigt,

dass die Effizienz der Förderung in Bezug auf die Umwelleistungen umso höher ausfällt, je genauer die Kosten der Betriebe kompensiert werden und je geringer der Einkommenseffekt der Förderung für Umwelleistungen ausfällt. Bei einer bundeseinheitlichen Förderprämie werden allerdings Betriebe mit hoher Wertschöpfung auf der Fläche nicht erreicht und Brachen sich in weniger produktiven Regionen akkumulieren. Allerdings können auch pauschale Auflagen im Förderrecht dazu führen, dass Brachflächen in Regionen mit hoher Wertschöpfung fehlen, wenn die Auflagen der Teilnahme für die Betriebe höher sind als die Prämie.

Vergleicht man die Kosten, die den Betrieben bei der Umsetzung des Greenings entstehen, mit den Förderprämien, die die Betriebe erhalten, so lässt sich feststellen, dass die betriebswirtschaftlichen Kosten im Gegensatz zu den gezahlten Fördersummen deutlich geringer ausfallen. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die geringfügigen ökologischen Verbesserungen durch das Greening mit einem erheblichen Einsatz an öffentlichen Mitteln erkaufte wurden (vergleiche auch qualitative Einschätzung des European Court of Auditors ECA, 2017).

Für die Fortführung der GAP ab 2023 geben wir folgende Empfehlungen:

- ▶ Zur Erhöhung der Effizienz der Förderung sollten die Prämienzahlung stärker an eine Bereitstellung von Umwelleistungen geknüpft und pauschale einkommenswirksame Leistungen weiter zurückgefahren werden.
- ▶ Bei den ab 2023 in die erweiterte Konditionalität überführten ÖVF sollte in Hinblick auf nicht-produktive Landschaftselemente und Brachen der vorgegebene Anteil dieser Flächen am Ackerland und ihre Prämierung so hoch gewählt werden, dass Betriebe nicht aus der Förderung aussteigen.
- ▶ Die Regelung zur Anbaudiversifizierung zeigt lediglich eine geringe Wirkung. Dem stehen relativ hohe Kosten gegenüber. Um einen nennenswerten Umwelteffekt zu erzielen, müssten die Anforderungen deutlich verschärft werden. Dies würde allerdings insbesondere bei Kleinbetrieben und intensiven Futterbaubetrieben zu hohen Kosten führen. Um dies abzuwenden, müssten die Auflagen stärker nach Betriebstypen und Ackerfläche differenziert werden. Des Weiteren sollte eine Begrenzung der maximalen Schlaggröße die Regelungen zur Anbaudiversifizierung ergänzen.
- ▶ Die Anbaudiversifizierung im Rahmen des Greenings hat nicht die Fruchtfolge zum Inhalt. Mit der neuen GAP ab dem Jahr 2023 geht die Maßnahme in den GLÖZ 7 „Anbaudiversifizierung und Fruchtwechsel“ über. Der Anbau derselben, einjährigen Frucht auf dem Einzelschlag ist dann im Folgejahr nicht mehr zulässig (wobei auf 50 % des Ackerlandes des Betriebes der Fruchtwechsel durch Zwischenfruchtanbau oder Untersaaten erbracht werden kann). Bei dieser Auflage sollten Vorgaben zur Mindestlänge der Anbaupausen ergänzt werden, wobei pauschale Auflagen nicht sinnvoll wären, da die Selbstverträglichkeit von der jeweiligen Kultur abhängt.
- ▶ Die Umwandlung von Dauergrünland sollte nur in Ausnahmefällen genehmigt werden. Eine Stichtagsregelung, nach der vor dem Stichtag bestehendes Dauergrünland unter die Erhaltungsregelung fällt, nach dem Stichtag neu entstandenes hingegen nicht, ist zu befürworten. So kann verhindert werden, dass langjährige Ackerbrachen oder Klee gras prophylaktisch umgebrochen werden, um den Ackerstatus zu behalten.

- ▶ Bei den Ökoregelungen sollte auf möglichst wenige Umweltziele fokussiert werden: Dies würde klare Botschaften an Akteur*innen senden, was verbessert werden soll. Ökoregelungen sollten zudem ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Umweltwirkung und dem Entgelt herstellen. Dabei sollten die Prämien in einem fachlich begründbaren Verhältnis zum jeweiligen Umwelteffekt bzw. den jeweiligen Umsetzungskosten der Maßnahmen stehen.
- ▶ Da in der 2. Säule ökologisch wertvolle dunkelgrüne Maßnahmen über mehrere Jahre gefördert werden, ist eine Überführung von Mitteln aus der 1. Säule in die 2. Säule zu befürworten, da die Maßnahmen der 1. Säule einjährig und damit tendenziell weniger umweltwirksam sind.

Zahlungen, die nachweislich der Umwelt und dem Klima schaden, sollten weiter zurückgefahren werden. Derzeit wird beispielsweise über die Flächenprämie oder Investitionsbeihilfen auch die Bewirtschaftung von organischen Böden/Moorstandorten gefördert, selbst wenn diese Bewirtschaftung mit einer starken Entwässerung dieser Flächen verbunden ist. Diese Entwässerung führt zu erheblichen THG-Emissionen. Selbst Zahlungen für AUKM sind auf diesen Standorten in den allermeisten Fällen nicht so ausgestaltet, dass sie die Intensität der Entwässerung beschränken.

Summary

Background and objective of the research project

Despite numerous attempts to reform (introduction of cross-compliance rules, amendments of nutrient and pesticide rules), large quantities of nutrients and pesticides are being introduced into soils and bodies of water, and agriculture is putting pressure on soil, water and air. Since 2015 parts of direct payments of the Common Agricultural Policy has been tied to so called 'greening' measures. These measures were designed to reduce the negative environmental effect of the agricultural sector. The research project 'An Evaluation of the Common Agricultural Policy from the Perspective of Environmental Protection' aimed to analyse the environmental impact of the 2013 CAP reform in Germany and in particular of the 'greening' measures. Data from the Germany-wide Farm Structure Survey and Land Use Survey as well as from the IACS databases of six federal states were used to conduct a detailed analysis of land use and land use change. This made it possible to study the environmental impacts of the CAP reform in different regions. Furthermore, the costs of the greening and possible alternative approaches to funding were assessed in monetary terms using an opportunity cost approach. Risk indicators were used to investigate the environmental risk of pesticide strategies for specific soils and climates.

Data set

Germany-wide farm structure data from all the federal states were available at municipal level for the years 1999, 2003, 2007, 2010 and 2016. Data from the main Land Use Survey conducted by the Federal Statistical Office of Germany were used for annual agricultural use data, but aggregated at the federal level. IACS data at farm level were evaluated for the states of Lower Saxony, Rhineland-Palatinate, Hesse and partly for North Rhine-Westphalia for the period between 2010 and 2017. Data from the federal states of Lower Saxony and Brandenburg (BB) were used to assess the impacts of the environmental risks entailed in the use of pesticides.

The proportion of important ecological areas such as fallow land has increased since greening was introduced, but has not reached the same level as at the turn of the millennium

In order to receive the full amount of the greening payment, farms are obliged to set aside 5 % of their arable land as an Ecological Focus Area (EFA). The individual EFA measures are weighted differently for the purpose of comparing the ecological value of different types of use. Fallow fields are classified as extremely important ecologically-speaking, as are landscape elements such as hedges and lines of trees (highest weighting) and buffer strips (second highest weighting). Less important are short-rotation coppices or catch crops.

The data from the Farm Structure Survey show that between 2010 and 2016 - after the introduction of greening - there was a moderate increase in the amount of fallow land as a proportion of all agricultural land from 1.8 % to 2.1 %, which corresponds to an area of 352,000 ha in 2016. Compared with the early 2000s, however, there was a significant loss of fallow land. In 2003, the area of fallow land in Germany amounted to 974,000 ha or 5.7 % of the land used for agriculture.

It is not possible to quantify exactly how much of the increase in fallow land is due to the greening and 2nd pillar support measures. Following the implementation of the CAP reform in 2015, the area of fallow land increased by 113,000 ha across Germany compared to 2014. Fallows that were subsidised through the new greening scheme accounted for a sizeable 69 % of all fallows in 2015. This figure had fallen to just under 60 % by 2019. However, this relative decrease can be attributed to the 45,000 ha increase in the total area of fallow land by 2019, while the area of fallow land subsidised through greening remained almost constant. The Greening can therefore

only partly account for the increase in fallow land after 2014. The remaining increase is due in part to increased support through agri-environment-climate measures (2nd pillar) enacted by the federal states. This means that additional fallow land was increasingly allocated as a result of agri-environment-climate measures and less so as a consequence of greening.

An analysis of the detailed IACS data for the federal states of Hesse, Lower Saxony, North Rhine-Westphalia and Rhineland-Palatinate completes the picture provided by the data for the whole of Germany. The data show that the amount of fallow land increased by 3 % between 2015 and 2019, while the amount of fallow land reported as EFA remained constant during this period. As far as the duration of individual fallows is concerned, the transition to a new funding period in 2014 was followed by a decline in the number of multi-annual fallows. Multi-annual fallows have many ecological advantages over annual fallows. After 2015 the duration for which fallows are maintained has since increased again. Both developments are attributable to effects of the 2nd pillar funding provided by the federal states. For one thing, a large number of contracts for 2nd pillar measures expired in 2014 and 2015 and could not be renewed in time due to a lack of financial resources; for another, the subsidies available for fallow-like measures were increased substantially from 2015 onwards.

Whether fallow land or other EFAs are the preferred option to implement the EFA obligation depends largely on the net provision costs of allocation and the weighting factor of the EFAs (= premium per hectare). The changes in response to the ban on the use of pesticides on EFAs introduced in 2018 are a prime example for the importance of this economic weighting. Despite the simultaneous increase in the weighting factor, farms increasingly preferred other options (for example catch crops) than cultivating EFA legumes without pesticides after 2018. However, farmers continued to cultivate legumes but refrained from obligatory employing mechanical weed control only. As a result, the total area under legumes reported as EFAs fell by 52 % across Germany. At the same time, the total amount of legume cultivation remained constant. The increase in the weighting factor was consequently not sufficient to compensate for the additional effort and expense incurred by using methods that did not involve pesticides.

The example of fallow land and strips clearly demonstrates the importance of opportunity costs - that is, the benefit/profit that would have been generated by using land in an alternative way - in making decisions on whether to allocate land as EFA or not. In particular, farms with lower value added per hectare and larger acreages over proportionally opt for the most ecologically important EFAs, i.e. fallows and strips. The conclusion to be drawn from this is that, as a rule, these farms derive greater economic benefit from the subsidy than from cultivating the land (yield minus costs). In contrast, farms with higher value added per hectare are more likely to use alternative approaches, such as catch crops, to meet their EFA obligations, as this option allows to maintain high yield crops.

The analysis of farms reporting less than the required 5 % or no EFA at all showed that the percentage of such farms decreased from 8 % in 2015 to 6 % in 2017. This implies that farms were increasingly adapting to the EFA requirements. A breakdown by type of farming shows that specialised field crop farms, specialised grazing livestock farms and specialised granivore farms were most likely to violate the EFA requirements. These are types of farming with a comparatively high value added per hectare of arable land. In absolute numbers, specialised field crop farms were most likely to fail to comply with the requirements. However, this type of farm is the one most frequently obliged to comply with EFA requirements, with the result that the percentage of infringements was comparable to that of specialised grazing livestock farms and specialised granivore farms. Examining adjustments to the EFA regulations over a period of time reveals that specialised granivore farms recorded the fewest adaptations. Just 10 % of the farms that violated the EFA regulations in 2015 adapted how they cultivated their land in order to

comply with requirements by 2017. Specialised grazing livestock farms, on the other hand, were most likely to adapt how they managed their land in order to comply with the requirements. 40 % of these farms were still in breach of the requirements in 2015. One reason for the comparatively strong adjustment on grazing livestock farms might be that on these farms direct payments relatively often account for a high share of income and thus the economic pressure to comply with the requirements is relatively high. In addition, it is precisely on this type of farming that catch crops are often a very cost-effective option for meeting the EFA requirements.

Crop diversity remains unchanged despite greening

In recent decades, there has been a marked decrease in the diversity of arable crops. For example, on average one arable crop less was cultivated per municipality in 2010 than in 1999 (with the exception of the Cologne Lowland). This development should be counteracted by the greening requirement for crop diversity. Between 2010 and 2016, however - in other words both before and after the introduction of greening measures - the municipal average of arable crops across all soil and climate types increased only marginally from 6.03 to 6.13.

This finding is supported by the analysis of the IACS data for the federal states of Hesse, Lower Saxony and Rhineland-Palatinate. The number of crops per high nature value (HNV) sample area (measuring 100 ha) remained relatively constant on average between 2010 and 2017. There was, however, a slight increase in the number of crops being grown following the introduction of greening in 2015 compared to 2014. However, the extent of this effect is within the fluctuation range of previous years.

This inconclusive effect is related to the finding that approximately 80 % of obligated farms would have already complied with crop diversity requirements prior to 2015. Just 16 % of farms have adapted the way they manage their arable land since 2015. Only 4 % of farms did not comply with the requirements on crop diversity. Similar to the EFA requirements, farms that had to make only moderate changes to their cropping system in order to comply with the crop diversity requirements were the most likely to adapt. Accordingly, specialised granivore farms were the most likely of all the types of farm to adapt their cropping system to comply with the requirements. For these farms, the income from arable farming is often only of secondary economic importance and they are therefore much more flexible in terms of their cropping system than, for example, specialised grazing livestock farms, which can only use certain crops as fodder on the farm.

The area under permanent grassland has been increasing slightly since 2013

The greening measure of maintaining permanent grassland was intended to reverse the reduction in the area of permanent grassland in the EU. European legislation stipulates that no more than 5 % of permanent grassland may be converted into arable land at a regional level relative to 2012. Since 2015, as a rule the conversion of grassland to arable land in Germany is linked to reduced payments and administrative penalties unless arable land is converted to grassland elsewhere. However, cross-compliance rules had already been tightened before the introduction of the greening, and grassland conversion was prohibited by ordinance law in many federal states.

After the total area of permanent grassland fell by approximately 600,000 ha between 1999 and 2013, the amount of permanent grassland increased by 0.6 % compared to 2014 with the introduction of the greening in 2015, corresponding to an area of 27,000 ha. The area under grassland actually increased by 56,000 ha compared to 2013. This effectively halted the trend of grassland loss. However, this reversal of the trend cannot be attributed to the greening alone.

The IACS data made it possible to analyse the intensity of use of grassland. The intensity of use is an important criterion for nature conservation on grassland. It must fall within a certain range, in order to meet certain conservation quality standards, in other words it must be neither too high nor too low. The analyses showed that the intensity of use declined steadily in both the short and medium term. The number of grazing livestock units (LUs) per hectare of main forage area (MFA) is used to measure the intensity of use. This density particularly decreased on land that already had a low stocking rate. Furthermore, the proportion of grassland increased on farms with a very low intensity of use or without any opportunities for making use of grassland. However, a certain minimum intensity is necessary in order to reach nature conservation objectives in grassland protection. Many farms failed to reach this minimum intensity.

Change of the AECM funding goals through the introduction of greening: expansion of the promotion of biodiversity, reduction in erosion and resource protection

Despite the introduction of greening, the budget for land-based measures to achieve environmental and biodiversity protection goals rose sharply. Greening in the 1st pillar resulted in greater design scope for the agri-environmental programs in the 2nd pillar. As a result, goals and priorities have changed: the measures with biodiversity as a goal were expanded in the AECM, while the erosion and resource protection measures were mainly promoted within the framework of greening and have therefore decreased in importance in the AECM. The proportion of measures with an intervention intensity and measures with a specific target backdrop have been expanded.

To evaluate the environmental effect of introducing greening measures, the effect of land-use change on water erosion potential, soil organic carbon and nitrogen balance were considered.

Potential water erosion increased after 2015

On average, water erosion potential was low in the studied federal states, although there were considerable regional differences. The arable area on erosion-prone sites has remained relatively constant since 2011. Potential water erosion potential increased on high and low erosion risk sites after 2015. This is mainly due to an expansion of arable crops with higher erosion risk. At the same time, forage production on farmland (e.g. forage grass, clover grass) decreased. The expansion of catch crop under greening could not compensate for the higher erosion risk caused by the change of cultivated crops.

The question why the increase in soil erosion potential coincides with the introduction of greening cannot be answered conclusively at the moment. The expiry of compensation payments for disadvantaged areas in Rhineland-Palatinate in 2014 and the expansion of erosive crops on sites with natural erosion risk is after 2015 is one explanation – at least for the federal states. Another explanation is the inclusion of erosive crops in more diversified crop rotations. The cultivation of crops on sites with high erosion potential due to the requirements for crop diversity under greening requirements can, however, be ruled out.

Positive development in soil organic carbon stocks

Between 2010 and 2016 soil organic carbon (SOC) stocks increased slightly. This is due to the expansion of catch crops under EFA requirements and an increased amount of fermentation residues. Considering the contribution of crop production to SOC stocks, there is a positive effect of EFA measures linked to the expansion of fallow land. However, the contribution to SOC stocks from crop production decreased overall between 2010 and 2016 because of an increase of maize cultivation.

There are also vast regional differences in the change of SOC stocks: a depletion occurs above all in the north-east and south-west of Germany, while SOC build-up can be observed above all in

the north-west and in the center of Germany. The depletion in stocks coincided with a decline in livestock as less farm manure was brought to the fields. Moreover, the expansion of maize cultivation has had a negative effect on SOC stocks in these regions.

Nitrogen surplus on agricultural land

For many years, nitrogen surpluses have been observed in many regions in Germany. A nitrogen surplus is often linked to nitrogen leaching. Leached nitrogen from soils or atmosphere disposition into surface, ground waters as well as oceans are problematic for the environment.

While the mean nitrogen supply is 192 kg N per ha for the federal states Brandenburg, Hesse, Lower Saxony, North Rhine-Westphalia and Rhineland-Palatinate for the years 2014 to 2016, the mean nitrogen removal through harvested crop is 134 kg N per ha. Hence, there is a high N surplus. Very high balance surpluses are primarily found in regions with high livestock density in the northwest, but also occur in regions with intensive arable farming.

On average, about 50 % of the N input comes from mineral fertilizers, 27 % from farm manure (without digestate) and 15 % from digestate. In arable regions, the importance of farm manure imports is increasing.

An effect of the CAP reform on nitrogen surplus cannot be determined due to limited data availability; however, national balance surpluses over time did not show any effect that could be explained by the introduction of Greening (cf. (UBA, 2021b)). As the composition of the crops has hardly changed, a positive effect on lowering N balances is not expected. However, the crop composition is an important part of the nitrogen balance. Possibly, the expansion of legume cultivation via the EFA requirements could have led to a decrease in nitrogen surpluses via a decrease in mineral nitrogen fertilizer. However, such an effect would be less than 1 kg N per ha of arable land. In principle, the expansion of catch crop cultivation could also contribute to a reduction of the nitrogen supply, as catch crops can bind nutrients and protect them from leaching. However, the effect from catch crop cultivation would only reduce the balance by 2 to 5 kg N per ha of arable land at the federal level.

CAP-induced changes in use have no impact on the environmental risks posed by using pesticides

Changes in land use and cropping patterns go hand in hand with changes in the environmental risks associated with pesticides. In order to be able to assess the influence of the 2013 CAP reform on environmental risks, various scenarios were designed that only account for changes in cropping patterns. The same generic spraying sequences were used for crop protection in each year and the year 2017 was chosen as the weather scenario in order to exclude weather or pesticide-induced changes. Any changes in the environmental risk were therefore exclusively due to changes in land use. In order to assess the risk, the acute and chronic aquatic risk and the risk to non-target arthropods and soil organisms were calculated on a site-specific basis. The average environmental risk was calculated as a regional risk index (90th percentile) for each soil and climate area in Brandenburg and Lower Saxony.

The results show that changes in the proportions of land used for the different crops had an impact on the environmental risk. There was a slight decrease in environmental risk for the vast majority of soil and climate areas. The relative change in environmental risk in the individual soil and climate areas was slightly higher in Lower Saxony, with a range of 0.01 to 17 %, compared to 0.01 to 8.1 % in Brandenburg.

However, these changes in use, some of which were specific to a particular area, were not induced by CAP measures. The areas of land on which no pesticides were applied, such as fallows and strips, increased by 23 % in Brandenburg and by 33 % in Lower Saxony in relation to the

base period (2010 to 2014), but this corresponds to only 4.4 % and 2.5 % respectively of the arable land included in the analysis. It therefore follows that the changes in land use induced by the CAP only have a minor impact on the average environmental risk. There would have to be a considerably greater change in land use towards low-risk land use types in order to have an impact on the risk potential in any given area (90th percentile).

General environmental requirements have higher budget costs than incentive-based measures

A commitment to increasing the amount of fallow land is enshrined in the European Commission's draft EU Biodiversity Strategy. The aim of this commitment is "to restore at least 10 % of agricultural land to high diversity landscape features" (KOM, 2020). Three scenarios were modelled in order to examine which instrument could be used to achieve this goal for Germany in a cost-effective manner. In each case, it is assumed that land will be set aside if the payments are larger than the revenues from using the land in an alternative way (opportunity costs). As a general rule, it is the crops with the lowest yield that make way and are reimbursed.

The first two scenarios work on the assumption that an incentive-based instrument is used. In both scenarios, farms can choose to allocate fallow land in return for a subsidy. This is similar to how 2nd pillar measures work. The first scenario (regional subsidy differentiation) supposes an almost perfect subsidy differentiation. This means that only the opportunity costs that are incurred by setting aside an area of land are reimbursed in each municipality. This scenario acts as a reference to estimate the financial potential of differentiating subsidies by region. In this scenario, a different subsidy is paid depending on the region. The second scenario proposes a uniform subsidy (flat rate) to recompense farmers for setting aside arable land throughout Germany. In contrast to regional subsidy differentiation, the land is not subsidised based on the opportunity costs per region, but with a uniform nationwide subsidy. In the third scenario, each farm must comply with the requirements as a whole and would receive a subsidy corresponding to the opportunity costs of the farm (individual farm obligation).

As a rule, an incentive-based implementation involving nationwide subsidies results in considerably lower budget costs than an individual farm obligation. This applies to both annual and perennial fallows. Budget costs would be even lower if subsidies were differentiated by region. However, with incentive-based implementation, the target areas would be heavily concentrated in regions with lower value added. In regions dominated by intensive livestock farming, for example, incentive-based support would be unlikely to lead to additional set-aside. The larger the area of land that is taken out of production, the greater the savings effect of regional subsidy differentiation tends to be.

Costs of greening amount to €193 million per year and are offset by €1.5 billion in subsidies

Farms receive around €85 per ha if they comply with all greening requirements. The total amount of funding for greening for all farms amounts to approximately €1.5 billion per annum.

Three aspects were considered when calculating the costs for farms of implementing greening: a) additional management costs directly related to the requirements, b) the costs incurred by alternative and more economically viable uses being prevented by greening, and c) the loss of 2nd pillar payments due to the increase in the baseline. In total, the estimated costs for greening amount to approximately €193 million per annum. It is clear that implementing the EFA measures is the largest cost factor for farms. It amounts for approximately €120 million. This sum derives primarily from the allocation of additional fallow land. On average, substituting an annual fallow for the weakest crop in a crop rotation system will result in €280 per ha in lost

yields. Perennial fallow land costs an average of €600 per ha, as it displaces entire crop rotations. However, as shown above, it was predominantly fallow land of short duration that was used to implement greening measures. Implementing EFAs using catch crops costs €75 per ha for managing the crop minus the reduced fertilizer costs. Given that catch crops were used as an EFA measure on an area of just under 540,000 ha, the costs amount to nearly €41 million. Grassland protection costs approximately €45 million. This figure is based on the average loss of grassland per year between 2005 and 2014. This potential area, which cannot be converted into arable land, averages 155,000 ha per year. The difference in tenure between grassland and arable land was used to assess the potential loss in value resulting from non-conversion. This amounts to an average of €270 per ha. Given that many farms had already fulfilled the requirements for crop diversity before greening was introduced, €19 million represents the lowest costs of any greening measure. We assumed that there was only a local or regional shift in the cultivation of silage maize, as (a) mainly farms had to adapt to the requirement producing large quantities of silage maize, while (b) at the same time the amount of silage maize cultivation remained relatively constant. Based on estimates from the IACS data, this affected 75,000 ha of arable land across Germany. The costs of this shift in cultivation were estimated at €250 per ha covering for transport and transaction costs.

It was not possible to differentiate between all the potential land types when calculating the costs. It is therefore likely that not all grassland sites are suitable for arable farming. Furthermore, there is the potential for price increases due to a reduced supply of agricultural market goods as a result of the greening. Research by Gocht et al. (2017) shows that greening has the potential to increase farm incomes modestly in Germany. The extent of a price increase induced by the greening and consequently the effect on farm incomes depends largely on the degree to which reduced production of agricultural goods in the EU is offset by increased supply from third countries.

Conclusion

The results of the project show that the 2013 CAP reform led to minor improvements in environmental protection and nature conservation. According to most experts, however, these fall short of the requirements for environmental protection and nature conservation. While the number of important ecological areas has increased slightly compared to 2010, it has not yet returned to the level of the early 2000s. There was also very little change in the diversity of arable crops compared to the period before the introduction of greening. The national average of permanent grassland also increased modestly. However, this increase cannot be attributed exclusively to the greening. The use of pesticides, on the other hand, did not significantly reduce the environmental risk because there was also virtually no change in land use. One reason for such minor changes is that farms were not required to adjust their production methods significantly in order to receive the full subsidy. It can therefore be concluded that the way in which the greening measures were designed was insufficiently ambitious to bring about significant positive effects for the environment.

The project also demonstrated that significant reductions in the environmental impacts of agriculture can be achieved if the subsidies are structured differently. An incentive-based subsidy, for example, could significantly increase the total area of fallow land at no extra cost to farms. The more specifically that a farm's costs are compensated and the smaller the income effect of the subsidy for environmental services, the higher the efficiency of the subsidy will be in relation to environmental services. However, incentive-based support subsidies would not reach farms with high value added on the land and fallow land would accumulate in less productive regions. Even with blanket requirements in subsidy law, there may be a lack of fallow land in regions with high added value. This would occur if the economic benefits from farming without a

subsidy were greater than those generated by the payment of a subsidy for meeting the requirements. In such cases, farms choose to waive the subsidy.

Comparing the costs incurred by the farms in implementing greening with the subsidies paid out to the farms reveals that the farm management costs are significantly lower than the subsidies paid. In summary, it can be concluded that the minor ecological improvements brought about by greening have been paid for with a considerable input of public funds (cf. the qualitative assessment of the European Court of Auditors ECA, 2017).

We make the following recommendations for future CAP Reform from 2023 onwards:

- ▶ In order to increase the efficiency of CAP support, the premium payment should be more strongly linked to the provision of environmental goods and flat-rate income-generating benefits should be further reduced.
- ▶ The specified share of non-productive landscape elements and fallow land on total arable land under Extended Conditionality should be set as high as farmers would not eventually quit CAP support.
- ▶ The greening condition for crop diversification has had only a small effect and was offset by relatively high costs. To achieve a considerable environmental effect, the requirements need to be tightened. However, this would lead to high costs, especially for small farms and intensive forage farms. To cushion this, the requirements would have to be differentiated more strongly according to farm type and arable land. Furthermore, a limitation of the maximum plot size should complement the regulations on crop diversification.
- ▶ While crop diversification was part of the greening conditions, crop rotation was not. With the new CAP, the measure will be part of GAEC 7 "Crop diversification and rotation". The cultivation of the same crop on the same individual plot is then no longer permitted in the following year (whereby crop rotation can be provided on 50% of the farm's arable land through catch crops). This requirement should be supplemented by specifications on the minimum length of cultivation breaks. However, specific regulation should be implemented for each crop as all have different and specific cropping requirements.
- ▶ The conversion of permanent pasture should only be approved in exceptional cases. A cut-off date regulation is to be advocated. In this way, it can be prevented that long-standing fallow land or clover grass is converted prophylactically in order to retain arable status.
- ▶ Regulations should focus on few environmental goals: This would send clear messages to farmers and regulators about what should be improved. Eco-schemes should also strike a balance between environmental effect and remuneration. The premiums should be in a technically justifiable relationship to the respective environmental effect or the respective implementation costs of the measures.
- ▶ Since ecologically valuable 'dark-green' measures are legally preserved for a number of years in the 2nd pillar, a transfer of funds from the 1st pillar to the 2nd pillar is to be supported, since 1st pillar measures are one-year measures and thus tend to be less environmentally effective.

- Payments that are demonstrably harmful to the environment and the climate should be further reduced. Currently, for example, the cultivation of organic soils/peatland is also promoted via the area premium or investment aid, even if this cultivation is associated with heavy drainage of these areas. This drainage leads to significant GHG emissions. Even payments for AECM on these sites are in the vast majority of cases not designed to limit the intensity of drainage.

1 Einleitung

1.1 Hintergrund und Zielsetzung des Vorhabens

Die Reform der Europäischen Agrarpolitik (GAP) für die Jahre 2014 bis 2020 hatte zum Ziel, die Zahlungen gerechter zu verteilen und verstärkt an Umweltleistungen der Landwirtschaft zu koppeln. Grund für diese „grünere“ Ausrichtung der GAP waren hohe Umweltbelastungen wie zu hohe Nährstoffeinträge in Böden und Gewässer sowie der Verlust der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft. 2005 wurde erstmals in der GAP der Erhalt von Direktzahlungen an Verpflichtungen aus dem Bereich des Umweltschutzes gebunden („Cross-Compliance“). Diese bilden mehr oder weniger die gute fachliche Praxis ab. Mit der Einführung des sogenannten Greenings im Jahr 2015 sind 30 % der Direktzahlungen an drei Maßnahmen zur Verbesserung der Umweltleistungen gekoppelt:

- ▶ Auf 5 % der Ackerfläche müssen ökologische Vorrangflächen (ÖVF) wie Brachen, Hecken, Randstreifen, oder Zwischenfrüchte bereitgestellt werden.
- ▶ Um eine Kulturartendiversität zu gewährleisten, darf bei großen Betrieben die Hauptkultur nicht mehr als 75 % der Ackerfläche einnehmen. Die Anbaufläche der beiden größten Kulturen darf 95 % der Fläche nicht überschreiten.
- ▶ Dauergrünlandfläche darf in Deutschland nicht ohne Ersatz umgewandelt werden.

Bereits im Vorfeld der Umsetzung waren zahlreiche wissenschaftliche Studien und Projekte zu dem Ergebnis gekommen, dass das Greening weit hinter seinem Anspruch einer grüneren Agrarpolitik und der Kopplung von öffentlichen Geldern an die Bereitstellung öffentlicher Güter zurückfallen würde. Grund dafür waren diverse Ausnahmeregelungen und die im Zuge der Verhandlungen erzielten Abschwächungen der ursprünglich vorgesehenen Greening-Anforderungen (Pe'er et al., 2014; ECA, 2017).

Ähnlich wie bei der Datenbankanalyse des Vorläuferprojektes „Evaluierung der GAP-Reform aus Sicht des Umweltschutzes“ hat dieses Vorhaben zum Ziel, eine auf Deutschland fokussierte Bewertung der GAP-Reform nach Umweltgesichtspunkten durchzuführen. Damit kann die Grundlage für eine eigene nationale Positionierung aus Sicht des Umweltschutzes in der GAP-Reform ab 2020 und darüber hinaus entwickelt werden. Der Schwerpunkt der Analyse ist die Bestimmung übergeordneter Entwicklungen in der Landnutzung und der Einfluss verschiedener Standortfaktoren. Dabei stehen die Wirkungen der GAP-Reform, insbesondere die Maßnahmen des Greenings, auf den Wasserschutz (Grundwasser, Oberflächengewässer), Bodenschutz, Klimaschutz sowie die Kulturartendiversität im Ackerland und in den Fruchtfolgen im Mittelpunkt der Untersuchung. Ein weiterer Aspekt ist die Analyse und die Auswirkung der GAP-Reform auf das Umweltrisiko durch Pflanzenschutzmitteleinsatz. Zudem werden die Kosten des Greenings und mögliche alternative Förderansätze monetär mittels einer Analyse der Opportunitätskosten bewertet. Die quantitative Bewertung greift dabei auf landwirtschaftliche Datenbanken zurück. Dabei werden die Daten der Agrarstrukturerhebung (ASE), des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) sowie der Bodennutzungshaupterhebung genutzt. Deutschlandweite Agrarstrukturdaten aus allen Bundesländern stehen für die Jahre 1999, 2003, 2007, 2010 und 2016 auf Gemeindeebene zur Verfügung. Für jährliche, aber auf Bundesebene aggregierte landwirtschaftliche Nutzungsangaben werden Daten der Bodennutzungshaupterhebung des Statistischen Bundesamtes genutzt. InVeKoS-Daten auf Betriebsebene werden für die Länder Niedersachsen, Rheinland-Pfalz, Hessen sowie z. T. für Nordrhein-Westfalen von 2010 bis 2017

ausgewertet. Für die Auswirkungen des Umweltrisikos in Bezug auf die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln stehen Daten der Bundesländer Niedersachsen und Brandenburg zur Verfügung. Die Erweiterung durch georeferenzierte Fachdaten (u. a. Bodenkarten, Landschafts- und Höhenmodell, Biotopkartierung, Schutzgebietsausweisungen, Verwaltungsgrenzen etc.) ermöglicht die Untersuchung der Umsetzung des Greenings bzw. der Umweltwirkungen der GAP in Abhängigkeit von standörtlichen Faktoren.

Die Auflösung der Daten ermöglicht eine regionaldifferenzierte Analyse der GAP auf verschiedenen Skalen. Dies umfasst die Landnutzung in Schutzkulissen, die Umsetzung der Greening-Maßnahmen auf Betriebsebene oder ökonomische Abschätzungen auf Gemeindeebene. Dieser Detailgrad wird von vielen wissenschaftlichen Studien, die sich mit den Umweltwirkungen der GAP befassen, nicht erreicht (z.B. Navarro und López-Bao, 2019). Dieser Bericht stellt somit die Grundlage für weitere Analysen und für Empfehlungen für die zukünftige Ausgestaltung der GAP.

Trotz der Kritik erfolgten 2017/2018 nur geringe Nachjustierungen der GAP. Seit 2018 hat die Debatte zur Weiterentwicklung der GAP nach 2020 an Fahrt aufgenommen. Die Kommission erwartet, dass die neue „grüne Architektur“ der GAP einen Beitrag zu den Zielen des European Green Deals leistet. Am bisherigen Kern der GAP – der Aufteilung der Zahlungen in 1. und 2. Säule – soll allerdings nichts geändert werden. Bei den Direktzahlungen (1. Säule) sollen Cross-Compliance und das Greening zu den Erweiterten Konditionalitäten zusammengefasst werden und bilden damit ein neues verbindliches Mindestniveau für Umweltleistung, das über die GAP erbracht werden soll. Als neues Element werden die Ökoregelungen (Eco-Schemes) eingeführt, über die freiwillige Bereitstellung von Umweltleistungen über die 1. Säule erhöht werden sollen. Bei der Ausgestaltung der 1. und 2. Säule wird den Mitgliedstaaten mehr Flexibilität gestattet, sodass in größerem Umfang Finanzmittel von der 1. in die 2. Säule (und umgekehrt) verschoben werden können.

1.2 Inhalte des vorliegenden Berichts

Der vorliegende Endbericht fasst die Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Evaluierung der GAP-Reform aus Sicht des Umweltschutzes anhand einer Datenbankanalyse von InVeKoS-Daten der Bundesländer“ zusammen und dokumentiert die methodische Vorgehensweise. Die Struktur des Endberichts ist wie folgt:

Das Kapitel 1 beschreibt Hintergrund, Problemstellung und Zielvorhaben des Forschungsberichts.

Kapitel 2 erläutert die allgemeine Vorgehensweise der in den Kapiteln 3, 4 und 5 vorgestellten Analysen. Des Weiteren wird auf die Datengrundlagen eingegangen. Die Auswertungen erfolgten insbesondere anhand der Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) aus Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen sowie Rheinland-Pfalz der Jahre 2010 bis 2017. Weitere Analysen wurden mit Hilfe der Daten der Agrarstrukturerhebung (ASE) durchgeführt.

Kern des Kapitels 3 ist die Analyse der Nutzungsentwicklung landwirtschaftlicher Flächen. Hierbei wird auch auf die Entwicklung der Nutzung umweltsensibler Standorte, des Ökolandbaus, der Fruchtfolgen bzw. der Länge der Anbaupausen ausgewählter Kulturen sowie der Umsetzung von Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) eingegangen.

Die Auswirkung der drei Greening-Maßnahmen „Bereitstellung von Ökologischen Vorrangflächen“, „Anbaudiversifizierung“ sowie „Dauergrünlanderhalt“ auf die Landnutzung werden in Kapitel 4 betrachtet.

Im Kapitel 5 werden die Umweltwirkungen veränderter Landnutzung anhand der Entwicklungen des Wassererosionspotenzials, der Humusbilanz sowie der Stickstoffbilanz dargestellt.

Kapitel 6 untersucht die Auswirkungen der GAP-Reform von 2013 auf das Umweltrisikopotenzial von chemischen Pflanzenschutzmittel-Anwendungen. Zunächst wird das hierfür verwendete Modell SYNOPS beschrieben. Des Weiteren wird die Methode zur Ableitung generischer PSM-Applikationsmuster auf Hauptkulturen mit Hilfe der PAPA-Datenbank erläutert. Daran knüpft die Analyse der Umweltrisiken des PSM-Einsatzes in den Bundesländern Brandenburg und Niedersachsen mit Hilfe des SYNOPS-Modells an. Kapitel 4 schließt mit einer Diskussion der Ergebnisse aus dem SYNOPS-Modell ab.

Kapitel 7 analysiert räumlich differenziert die betriebswirtschaftlichen Kosten einer Ausweitung der Ackerbrachen und schätzt die Gesamtkosten des Greenings für Deutschland differenziert nach ihren drei Komponenten. Dafür werden die Opportunitätskosten der landwirtschaftlichen Landnutzung auf Gemeindeebene berechnet. Zudem werden verschiedene Szenarien genutzt, um die Kosten verschiedener Förderansätze für die Bereitstellung zusätzlicher Brachen und stillgelegter Flächen abzuschätzen.

Für jedes der Kapitel 3 bis 7 wird zunächst die Methodik zur Analyse erläutert und dann die Ergebnisse präsentiert.

Kapitel 8 fasst die Ergebnisse aller vorgehenden Untersuchung zusammen, interpretiert die Ergebnisse und leitet daraus Handlungsempfehlungen für eine effizientere Ausgestaltung der GAP aus Sicht des Umweltschutzes ab.

2 Analyse und Auswertung der Landnutzungsdaten

2.1 Allgemeine Vorgehensweise

Der generelle Ablauf unserer Auswertungen besteht aus dem Aufbereiten von Landnutzungsdaten, der Beschreibung und Analyse der Landnutzungsentwicklung sowie dem Ableiten der daraus resultierenden Umweltwirkung. Dieses Vorgehen wird im Folgenden etwas näher, jedoch stark vereinfacht beschrieben (für eine ausführlichere Beschreibung wird auf (Röder et al., 2019) verwiesen):

Nachdem InVeKoS-Datenlieferungen der Bundesländer ans Thünen-Institut erfolgt sind, müssen die Antragsdaten zunächst so aufbereitet werden, dass sie jahres- und bundeslandübergreifend ausgewertet werden können. Hierfür werden die Landescodierungen in einen gemeinsamen Code übersetzt (u. a. ÖVF-Codes), wobei ggf. aggregiert werden muss, wenn z. B. die Differenzierung von Anbaukulturen in den Ländern eine unterschiedliche Tiefe aufweist (Bundesland A: „Sommermenggetreide mit Weizen“, „Sommermenggetreide ohne Weizen“; Bundesland B: Sommermenggetreide; Aggregation zu „Sommermenggetreide“).

Die InVeKoS-Geometrien (LPIS: System zur Identifizierung landwirtschaftlicher Parzellen) werden so aufbereitet, dass sie über die Punktmatrix (vgl. Kapitel 2.3) mit den Antragsdaten verschnitten werden können. Außerdem enthält die Punktmatrix weitere Attribute wie Schutzgebietskulissen, Hangneigung und Bodenklimaraum.

Anhand der aufbereiteten Daten werden zunächst Zeitreihen erstellt, die unterschiedliche Entwicklungen abbilden. Dies können Zeitreihen mit einfachen Datensätzen sein, die aus den Antragsdaten direkt abgeleitet werden können, wie bspw. die Entwicklung des jährlich gemeldeten Grünlands, der Ackerfläche oder die Zusammensetzung und der Umfang der ÖVF-Meldungen. Mithilfe weiterer Daten können komplexere Zeitreihen erstellt werden, z. B. wie sich die Betriebstypenzusammensetzung über die Zeit verändert hat. Anhand der Geometrien können Fragestellungen wie Anbaupausen verschiedener Kulturen beantwortet werden, da über die Geometrien die Nutzung einer Fläche über die Jahre beobachtet werden kann.

Kommen weitere Information hinzu, die in die Punktmatrix integriert wurden, können Entwicklungen räumlich verortet werden, wobei die gewählte räumliche Einheit die Bodenklimaräume sind. Als Beispiele seien hier die Entwicklung der von Ökobetrieben bewirtschafteten Ackerfläche in Kulissen (Schutzgebiete, Überschwemmungsgebiete, Moore etc.) und das Vorkommen von Brachen in Abhängigkeit von der Hangneigung genannt. Um zu prüfen, ob es sich um eine tatsächliche Änderung oder lediglich um eine Schwankung handelt, wie sie von Zeit zu Zeit auftritt, ist eine möglichst lange Zeitreihe wünschenswert.

Nachdem Landnutzungsentwicklungen dargestellt worden sind, wird im Falle von Veränderungen über die Zeit nach möglichen Ursachen gesucht. Tritt eine Veränderung z. B. im Jahr 2015 auf, wird geprüft, ob diese mit der Einführung des Greenings zusammenhängen kann. Im Fokus steht die Evaluierung von Auswirkung auf die Umwelt. Als konkretes Beispiel sei hier auf die Ermittlung des Wassererosionspotentials verwiesen: anhand von Daten u. a. zu Boden, Topographie und Niederschlag (vgl. Kapitel 5.2.1) wurde das natürliche Wassererosionsrisiko von Standorten ermittelt. Über eine Zeitreihe der dort angebauten Kulturen (aus dem InVeKoS-System) wurde über deren Bodendeckung (ganzjährig/nicht ganzjährig) und Annahmen zur Bewirtschaftung (u. a. Reihenabstände, Fruchtfolgen) ermittelt, wie sich der Bodenabtrag durch Wassererosion insgesamt und regional verändert hat. Ferner werden Auswirkungen indirekt abgeleitet: eine Ausweitung des Leguminosenanbaus ermöglicht einer Reduzierung des PSM-Einsatzes, was wiederum vorteilhaft für den Boden- und Gewässerschutz ist.

2.2 Datengrundlage

Die Grundlage für den vorliegenden Bericht bilden primär Daten aus der Agrarstrukturerhebung (ASE) (DeStatis, 2017a) und dem InVeKoS. Die ASE ist die wichtigste Datenquelle der Officialstatistik zur Landwirtschaft in Deutschland. Es werden Daten zum Pflanzenbau und der Tierhaltung erfasst. Die Erhebungseinheit ist der Betrieb und die kleinste räumliche Auflösung der Daten ist die Gemeinde. Dabei wird ein Betrieb der Gemeinde zugeordnet, in der er seinen juristischen Sitz hat (Betriebssitzprinzip). Eine Vollerhebung findet alle drei bis sechs Jahre statt. In dieser werden alle Betriebe erfasst, bei denen die landwirtschaftliche Tätigkeit festgelegte Mindestumfänge überschreitet. Zwischen den Vollerhebungen gibt es Stichprobenerhebungen, bei denen bei einem Viertel der Betriebe Daten erhoben werden. Bislang können die Daten der ASE ab 1999 ausgewertet werden. Weitere Jahrgänge liegen zwar bei den statistischen Ämtern vor, sind jedoch nicht abrufbar. Ein Vorteil der ASE ist die lange Zeitreihe für die Daten verfügbar sind, ein Nachteil die periodische Erhebung.

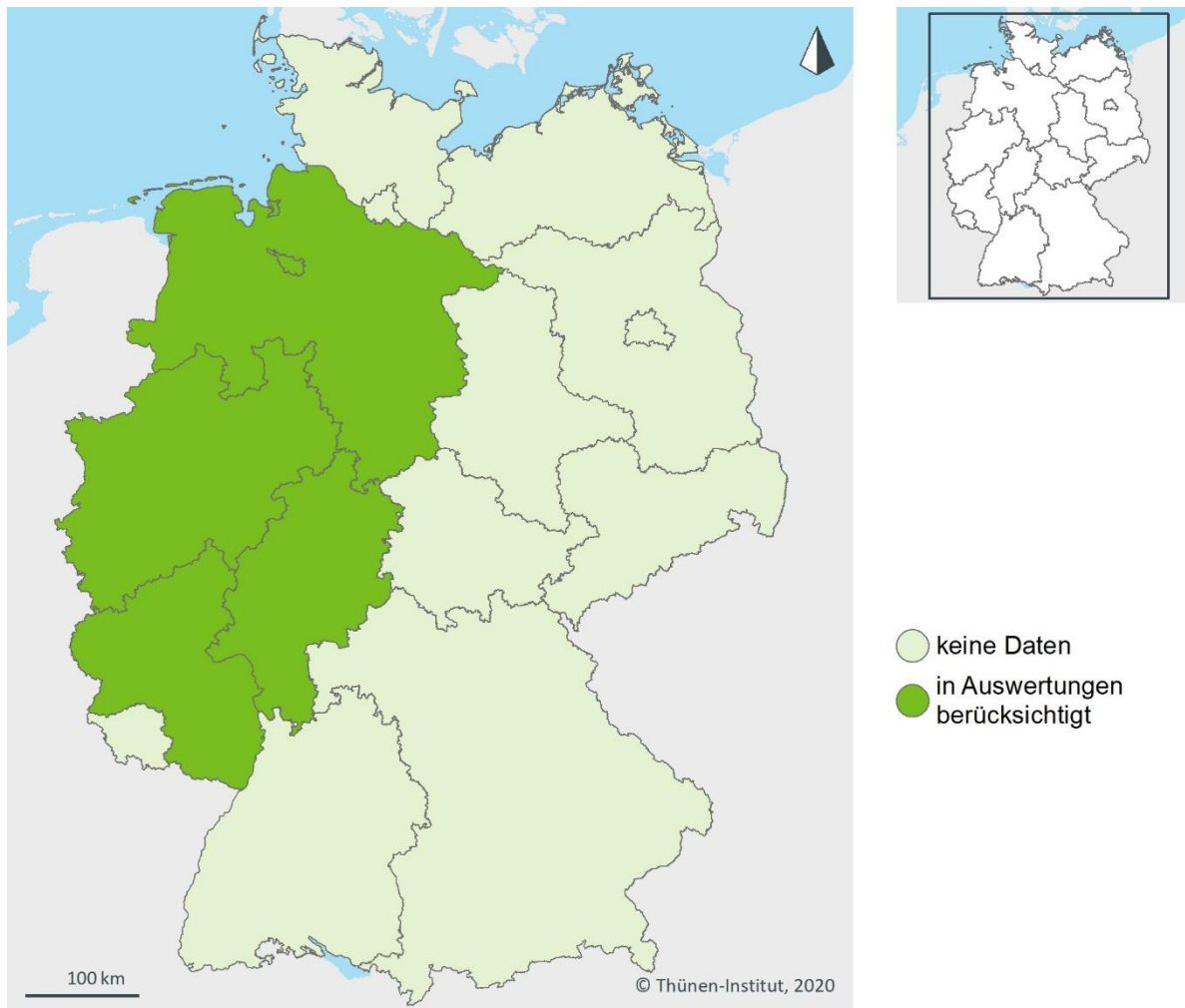
InVeKoS ist das Integrierte Verwaltungs- und Kontroll-System für die Abwicklung der Agrarzah-lungen im Rahmen der Agrarförderung. Dementsprechend sind die enthaltenen Informationen zu Landnutzung, Tierbestand und Maßnahmen immer bezogen auf die Betriebe, bzw. Betriebs-zweige, die eine Agrarförderung beantragen und deren Antrag bewilligt wird. Die Datenhoheit und das Datenmanagement liegen beim jeweiligen Bundesland. Die Erhebungseinheit ist der Be-trieb, die Zuordnung zum jeweiligen Bundesland erfolgt entsprechend des juristischen Sitzes (Betriebssitzprinzip). Die Daten werden jährlich erfasst. Neben den Antragsdaten werden zu-sätzlich räumliche Daten zu den beantragten Maßnahmen erfasst. Somit wird die räumliche Ver-ortung der Landnutzung und Maßnahmen entsprechend der jeweiligen Förderperiode und des Bundeslandes erfasst. Ein Vorteil der InVeKoS-Daten ist die hohe zeitliche (jährlich) und räumli-che Auflösung und die Möglichkeit die Daten auf Betriebsebene zu kombinieren und sie räumlich zu verorten, schwierig ist jedoch die Beantragung der Datennutzung für Forschungszwecke und die Datenaufbereitung.

Die Verwendung beider Datenquellen ermöglicht es unterschiedliche Zeiträume, Fragestellun-gen und Regionen in Deutschland auszuwerten.

Im Rahmen des Projektes (GAPEval2) wurden die InVeKoS-Daten der Bundesländer Hessen (HE), Niedersachsen/Bremen (NI), Nordrhein-Westfalen (NW) sowie Rheinland-Pfalz (RP) aus-gewertet, soweit es nicht abweichend angegeben wird. Die Auswertungen bauen z. T. auf den Auswertungen des Vorgängerprojektes „Evaluierung der GAP-Reform aus Sicht des Umwelt-schutzes“, Förderkennzeichen 3715111050, auf (Röder et al., 2019). Die geringere Anzahl der ausgewerteten Bundesländer resultiert aus der neuen Datenschutzverordnung und den sich dar-aus ergebenden Problematiken beim Abschluss neuer Datennutzungsvereinbarungen mit den Ländern.

Die vier ausgewerteten Bundesländer (s. Abbildung 1) decken ein Drittel der landwirtschaftlich genutzten Fläche und ebenso ein Drittel des Ackerlandes Deutschlands ab. Für die Analysen la-gen InVeKoS-Daten der Jahre 2010 bis 2017 vor.

Abbildung 1: Untersuchungsraum und in den nachfolgenden InVeKoS-Analysen berücksichtigte Bundesländer



Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Im Folgenden werden die Herausforderungen der Auswertung von InVeKoS-Daten kurz angerissen. Da sie in Röder et al. (2019) in Kapitel 5 ausführlich dargelegt wurden, wird hier auf die dortigen entsprechenden Kapitel verwiesen.

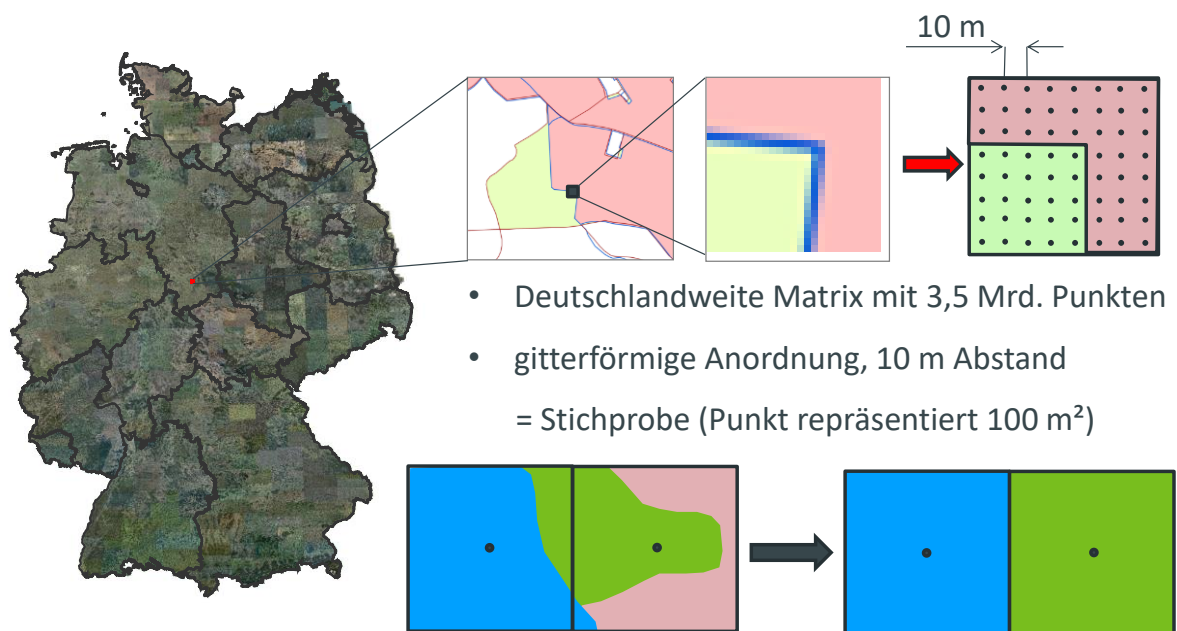
2.3 Nutzen der InVeKoS-Daten zur Beurteilung der Auswirkungen der Umweltwirkungen der Landwirtschaft

Die InVeKoS-Analysen basieren auf bereitgestellten Daten der Bundesländer Hessen (HE), Niedersachsen/Bremen (NI), Nordrhein-Westfalen (NW) und Rheinland-Pfalz (RP) und umfassen die Jahre 2010 bis 2017. Die Lieferung der InVeKoS-Daten erfolgt bundeslandabhängig. Daher haben die Daten sehr unterschiedliche Formate und Strukturen, die für eine landes- und jahresübergreifende Auswertung zunächst transformiert werden müssen, sodass sie bundesland- und jahresübergreifend ausgewertet werden können (vgl. Röder et al., 2019: Kapitel 5.3.1). Hierfür müssen neben der generellen Struktur auch Nutzungs- und Tierhaltungscode sowie die Codierung für die Ökologischen Vorrangflächen so aufbereitet werden, dass eine gleiche Aggregationstiefe besteht. So unterscheiden bspw. einige Bundesländer bei den ÖVF-Streifen zwischen „Streifen am Waldrand“, „Pufferstreifen auf Ackerland“, „Pufferstreifen auf Grünland“, „Feldrand“ und „Ufervegetation“, während andere Bundesländer hier nur den ÖVF-Typ „alle Arten

von Streifen“ anbieten. Für eine gemeinsame Auswertung muss für alle Bundesländer einheitlich auf Ebene von „alle Streifen“ aggregiert werden (vgl. Tabelle 5**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

Ebenso liegen die Geometrien in sehr unterschiedlicher Qualität vor. Bis 2016 hatten die Bundesländer unterschiedliche Erfassungsebenen der gemeldeten FLIKs (Flächenidentifikator: kleinste räumliche georeferenzierte Einheit): einige hatten das Feldblocksystem (NI, NW), andere stellten Flurstücksgeometrien (RP) oder Schlaggeometrien (HE) bereit (vgl. Röder et al., 2019: Kapitel 5.3.2). Seit 2016 werden in allen Ländern Schlaggeometrien gemeldet, diese haben aber nach Selbstauskunft der Länder meist erst ab 2018 eine hinreichende Qualität. Um Probleme der Lageungenauigkeit und der damit verbundenen Überschneidung einzelner Geodatenlayer zu umgehen, wurde am Thünen-Institut für Ländliche Räume (seit Dezember 2021: Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen) ein deutschlandweites Punktgitter erstellt, wobei ein Punkt eine Fläche von 10 x 10 m repräsentiert (s. Abbildung 2). Jeder Punkt des Punktgitters enthält eine eindeutige Information zu z. B. Schutzgebieten, Hangneigung und Bodenklimaraum, wobei die Information am Punkt für das 10 x 10 m-Quadrat übernommen wird. Dies bietet den Vorteil, dass Probleme, die durch Lageungenauigkeiten einzelner Geodatenlayer entstehen können, umgangen werden.

Abbildung 2: Systematik des Aufbaus des Punktgitters für Deutschland



Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Eine weitere Herausforderung stellt das Zusammenbringen der FLIK-Geometrien und der Antragsdaten dar. Hierbei können mitunter erhebliche Zuordnungs- und Flächendiskrepanzen auftreten, die über das Zusammenführen der Antragsdaten mit älteren Geometrien, falls keine aktuellen gefunden werden können, jedoch größtenteils behoben werden können (vgl. Röder et al., 2019: Kapitel 5.3.3).

Die Erstellung von Zeitreihen, beispielsweise um Änderungen in der Landnutzung oder Fruchtfolgen analysieren zu können, erfordert eine eindeutige Identifizierung der Lage der FLIKs. Da sich FLIK-Nummern und -Geometrien aber von Jahr zu Jahr ändern können, ist eine Zuordnung allein über die FLIK-Nummer nicht möglich, sondern erfolgt über das oben genannte Punktgitter (vgl. Röder et al., 2019: Kapitel 5.3.4). Dennoch können Unschärfen auftreten: umfasst ein

Feldblock mehrere Nutzungen, so kann deren Lage nicht eindeutig bestimmt werden; man weiß lediglich, welche Nutzungen mit welcher Fläche innerhalb eines Feldblocks/FLIKs auftraten (vgl. Röder et al., 2019: Kapitel 5.3.5). In solchen Fällen muss mit Wahrscheinlichkeiten gerechnet werden: sind in einem Schlag z. B. 0,3 ha Winterweizen und 0,7 ha Raps gemeldet worden, so bekommt jeder Punkt des Punktgitters in diesem FLIK die Information, dass die 0,01 ha in diesem FLIK zu 0,003 ha mit Winterweizen und 0,007 ha mit Raps kultiviert werden. Die gleiche Problematik taucht bei der Zuordnung von Standorteigenschaften auf. Soll z. B. festgestellt werden, wie groß der Anteil der Maisflächen in Schutzgebieten ist und es liegt nur ein Teil eines FLIKs mit mehr als einer Nutzung im Schutzgebiet, dann muss wie bereits beschrieben mit Wahrscheinlichkeiten gerechnet werden (vgl. Röder et al., 2019: Kapitel 5.3.6). Seit dem Jahr 2018 besteht diese Problematik aufgrund der gemeldeten Schlaggeometrien nicht mehr.

Auch die unterschiedlichen Auflösungen, in denen Fachdatensätze zur Verfügung stehen, bringen eine gewisse Unsicherheit in die räumliche Auswertung. So liegt beispielsweise die BÜK (Bodenkundliche Übersichtskarte) im Maßstab 1:1.000.000 vor, während das DGM (digitale Geländemodell) eine horizontale Auflösung von 25 m hat.

Eine detaillierte Beschreibung der Datenaufbereitung findet sich v. a. in Röder et al. (2019) sowie in Nitsch et al. (2017).

Die Auswertungen erfolgten mit R (Version 4.0.2) und PostgreSQL (Version 9.5).

3 Entwicklung der Nutzung landwirtschaftlicher Flächen

3.1 Methoden

3.1.1 Entwicklung der Nutzung landwirtschaftlicher Flächen

3.1.1.1 An- und Abmeldungen von Flächen im InVeKoS

Im InVeKoS sind aufgrund der Nutzungsfokussierung auf die Agrarförderung nicht alle landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland erfasst. Auch die Anzahl der Betriebe, die eine Förderung beantragen, schwankt. Dies wirkt sich sowohl auf die Repräsentation im Hinblick auf die Abbildung der Landnutzung, als auch auf die erfasste Gesamtflächengröße aus. Die Entscheidung der Betriebseigentümer eine Agrarförderung zu beantragen ist somit eine individuelle Entscheidung, die alle Landnutzungsarten in gleichem Ausmaß betrifft, abhängig von der Betriebsausstattung und der Betriebsform.

Es werden die An- und Abmeldungen von Flächen aus dem InVeKoS-System der Bundesländer Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz im Vergleich der Jahre 2010 und 2017 analysiert. Auf FLIK-Ebene wird untersucht, ob im Jahr 2017 im Vergleich zum Jahr 2010 eine FLIK-Fläche an- oder abgemeldet wurde. War dies der Fall, wird die Nutzungsart und die Flächengröße gemäß digitales Landschaftsmodell (DLM) angerechnet. Für 2017 neu angemeldete FLIKs wird dabei die DLM-Nutzung im Jahr 2010 angegeben, für im Jahr 2010, jedoch nicht im Jahr 2017, gemeldete FLIKs wird die Landnutzung des DLM im Jahr 2017 zugeordnet. Diese Analyse ermöglicht es darzustellen, welche Nutzungen vorrangig in das InVeKoS-System an- oder abgemeldet werden.

3.1.1.2 Schlaggrößenstruktur

Die Schlaggrößen wurden anhand von InVeKoS-Daten ermittelt. Dabei wurde die in Röder et al. (2019) berechnete Zeitreihe von 2010 bis 2015 um die Jahre 2016 und 2017 ergänzt. Anstelle von BB, NI, NW, RP und SH wurden im aktuellen Bericht HE, NI, NW und RP betrachtet. Für weitere Details wird auf Kapitel 5.4.4 in Röder et al. (2019) verwiesen.

3.1.1.3 Brachen von 2003 bis 2016

Für die Darstellung der Entwicklung der Brachen insgesamt wurden Daten der Agrarstrukturerhebung (ASE) verwendet. Diese liegen auf Gemeindeebenen vor und sind auf Ebene der Bodenklimaräume (BKR) aggregiert worden. Die Verwendung von ASE-Daten hat gegenüber den InVeKoS-Daten den Vorteil, dass die Brachen-Entwicklung zum einen für ganz Deutschland und zum anderen für einen längeren Zeitraum abgebildet werden kann.

3.1.1.4 Viehbesatz Raufutterfresser von 1999 bis 2016

Der mittlere Besatz von Raufutterfressern kann als Indikator für die Nutzungsintensität auf Grünland und Feldfutterflächen angesehen werden. Für die Berechnung der Anzahl der Raufutter verzehrenden Großvieheinheiten (RGV) je Hektar Hauptfutterfläche (HFF) wurden ASE-Daten verwendet und auf Ebene der BKR aggregiert. Zum Raufutter verzehrenden Großvieh zählen Rinder, Einhufer, Schafe und Ziegen; die Hauptfutterfläche (HFF) umfasst die Ackerfutterflächen sowie das Dauergrünland ohne Streuwiesen.

3.1.2 Landwirtschaftliche Landnutzung auf umweltsensiblen Standorten

Naturschutzgebiete sowie Hochwasserschutzgebiete und Moorböden stehen als umweltsensible Standort im Fokus der Auswertungen in diesem Kapitel. Es werden einzelne Schutzkategorien

betrachtet. Bei den Naturschutzgebieten werden zudem die Kategorien NSG, FFH-Gebiete, BR und SPA als „besonders geschützte Gebieten“ (BGG) zusammengefasst betrachtet. Die BGG sind Gebiete, die insbesondere für den Schutz der Biodiversität ordnungsrechtlich festgesetzt wurden. Im Vergleich zu anderen Schutzkategorien des Naturschutzrechtes zeichnen sich diese dadurch aus, dass meist zusätzliche ordnungsrechtliche Anforderungen an die Landbewirtschaftung gestellt werden (im Gegensatz zu LSG).

Die Auswertungen erfolgen auf Grundlage der InVeKoS-Daten und den jeweiligen Schutzgebietskulissen, wobei die jeweiligen Kulissen im Hinblick auf die Veränderung der Landnutzung vergleichend betrachtet werden (es wurde für alle Jahre die gleiche Lage der Kulissen verwendet). Referenzkulisse ist dabei die „Normallandschaft“, die die Nutzung außerhalb der jeweils betrachteten Schutzkulissen umfasst.

3.1.3 Ökolandbau

Der Ökolandbau oder ökologische Landbau steht zunehmen als ressourcenschonende und umweltverträgliche Form der Landbewirtschaftung im Fokus der Gesellschaft und der Agrarförderung. Im Greening gelten die Ökolandbaubetriebe als „green by definition“. Im Rahmen der Auswertungen in diesem Kapitel soll untersucht werden, wie sich die ökologische Flächennutzung im Untersuchungsraum insgesamt und räumlich betrachtet entwickelt. Als Grundlage für die Flächennutzungsdaten wird die Flächennutzung im InVeKoS verwendet. Für die räumlichen Analysen werden die FLIK-Geometrien als Option der Verortung der Landnutzung und für die Verschneidung mit Schutzgebietskulissen verwendet (es wurde für alle Jahre die gleiche Lage der Kulissen verwendet). Die Einordnung eines Betriebes und seiner Nutzungsflächen als Ökobetrieb wird auf Grundlage der Öko-Kennung im Betriebsprofil bzw. den Stammdaten des Betriebes in InVeKoS verwendet.

3.1.4 Anbaupausen ausgewählter Kulturen

Eine Analyse der Länge der Anbaupause wurde für alle Bundesländer durchgeführt. Die Analyse erfolgt für die Kulturen/Kulturgruppen Winterweizen, Getreide, Mais und Winterraps, da diese oft in einer Häufigkeit auf denselben Flächen angebaut werden, die von vielen Experten als pflanzenbaulich kritisch betrachtet wird (Christen, 2001). Ferner wurden Ackerbrachen näher betrachtet, da der ökologische Wert von Brachen mit ihrem Alter zunimmt (z. B. Wagner et al., 2014). Nordrhein-Westfalen wurde für die Analysen zur Länge der Anbaupausen im Winterweizen nicht berücksichtigt, da Nordrhein-Westfalen bis einschließlich 2014 nur einen sehr reduzierten Satz an Kulturen im InVeKoS abgelegt hat. Dieser Satz erlaubt keine Differenzierung des Winterweizens.

Wie Röder et al. (2019) gehen wir von einem Zieljahr e aus und berechnen, auf welchem Anteil der Fläche, die im Jahr e mit der Kultur k bestellt war, welche Kultur im Vorjahr angebaut wurde. Im Vergleich zu Röder et al. (2019) wurde die Methodik deutlich weiterentwickelt. So bilden wir im ersten Schritt eine umhüllende Fläche g_h . Diese umhüllende Fläche fasst die sich überlagernden Flächen der beiden Jahre a (Anfangsjahr) und e (Zieljahr) in einer neuen Geometrie zusammen, so dass alle FLIK-Einzelflächen der Jahre a mitsamt ihren Landnutzungsinformationen eindeutig einer Umhüllenden g_h zugeordnet sind. Umhüllende Flächen werden für alle Jahrespaare eines Zeitraums gebildet. Ausgehend von einem bestimmten Anfangsjahr kann aus den Jahrespaaren eine Landnutzungs-Zeitreihe gebildet und räumlich verortet werden. Mit der Bildung dieser Umhüllung ist ein geringer Verlust der räumlichen Auflösung der Daten in den beiden Jahren, die jeweils der Umhüllenden zugeordnet werden, verbunden. Dieser Nachteil wird dadurch aufgewogen, dass für jede Fläche die Wahrscheinlichkeit für eine bestimmte Nach- bzw. Vornutzung eindeutig bestimmt werden kann.

Wie in Röder et al. (2019) wird bei einjährigen Kulturen von der Annahme ausgegangen, dass der zeitliche Abstand, in dem dieselbe Kultur hintereinander auf derselben Fläche angebaut wird, möglichst groß gewählt ist. Wird z. B. vier Jahre hintereinander ein FLIK zu je 25 % mit der Kultur k bestellt, so gehen wir davon aus, dass die Kultur erst nach vier Jahren wieder auf derselben Teilfläche steht. Diese konservative Annahme überschätzt tendenziell die Länge der Anbaupause.² Dieser Effekt ist für die „Feldblockländer“³ Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen stärker als für das „Flurstücksland“⁴ Rheinland-Pfalz bzw. das Schlagland⁵ Hessen, da es deutlich wahrscheinlicher ist, dass auf einem Feldblock mehrere Kulturen angebaut werden als auf einem Flurstück. Auf einem Schlag ist der Anbau mehrerer Kulturen definitionsgemäß nicht möglich. Allerdings zeigen die Ergebnisse keine ausgeprägten Brüche an Landesgrenzen, die auf nennenswerte systematische Verzerrungen hinweisen würden. Für die Brache wurde im Gegensatz zu den einjährigen Kulturen davon ausgegangen, dass diese nach Möglichkeit lagertreu umgesetzt wird.

Die Formeln zur Berechnung der Anbaupausen sind ausführlich in Anhang dargestellt. Da sich die Ergebnisse zwischen den drei im Anhang dargestellten Varianten (a-c) meist nur marginal voneinander unterscheiden, basiert die Ergebnisdarstellung auf dem Fall a.

3.1.5 Zielsetzungen und Wirksamkeit der Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen in der 2. Säule

Um flächenbezogene Zahlungen für den Umwelt- und Klimaschutz in der Landwirtschaft zu analysieren, wurden alle einschlägigen flächenbezogenen Maßnahmen entsprechend der Art. 28 bis 30 nach ELER-VO (1305/2013) bzw. der Art. 38 und 39 ELER-VO (1698/2005) hinsichtlich ihrer Hauptziele und ihrer Wirksamkeit bewertet. Es wurden je ein Jahr aus der letzten und der aktuellen Förderperiode gewählt, die möglichst eher gegen Ende der Förderperiode lagen. Das Jahr 2013 ist das letzte aus dem MFF (multiannual financial framework) 2007 bis 2013 und daher liegt die Teilnahmezahl in diesem Jahr besonders hoch. Das Jahr 2017 war das späteste verfügbare Jahr in der Förderperiode 2014 bis 2020. Altverpflichtungen wurden weitgehend nicht berücksichtigt, sofern nicht genau die Maßnahme und deren Förderumfang benannt wurden. Es wurden die Maßnahmen aus den Bundesländern Brandenburg/Berlin, Hessen, Niedersachsen/Bremen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein berücksichtigt. Die Auswertung zu den Mitteleinsätzen basiert auf der Zusammenstellung von Dr. Jan Freese (pers. Mitteilung). Diese Daten enthalten nicht nur die EU-kofinanzierten Programme, sondern auch rein national finanzierten Maßnahmen.

Die Maßnahmen wurden verschiedenen Zielen zugeordnet. Die folgende Tabelle 1 zeigt die Ziele und die zugeordneten Maßnahmen.

² Eine alternative Interpretation der Daten wäre, dass die Kultur jedes Jahr auf denselben 25 % angebaut wird und kein Anbau der Kultur in irgendeinem Jahr auf den restlichen 25 % des FLIKs erfolgt.

³ Feldblock: zusammenhängende, landwirtschaftlich nutzbare Fläche, die von erkennbaren Außengrenzen (z. B. Wald, Straßen, Gräben) umgeben ist. Kann von einem oder mehreren Betrieben bewirtschaftet werden und es können mehrere Schläge darin liegen.

⁴ Flurstück: amtliche Bezeichnung für kleinste Buchungseinheit des Liegenschaftskatasters mit einem Eigentümer. Ein Flurstück kann schlagübergreifend sein und somit mehrere Nutzungen haben; Schläge können mehrere Flurstücke umfassen oder auch nur anschneiden.

⁵ Schlag: zusammenhängende Fläche, die eine einheitliche Bewirtschaftung eines Bewirtschafters hat (z. B. Weizenschlag).

Tabelle 1: Zurechnung von Maßnahmen zu verschiedenen Zielen

Ziel	Maßnahme
Biodiversität	Blühstreifen
	Extensives Grünland und Weidehaltung, späte Schnittnutzung
	Extensiver Weinbau
	Maßnahmen zur Umsetzung der Vogelschutzrichtlinie*
	Maßnahmen des Biotopschutz und der Streuobstpflge
Bodenfruchtbarkeit	Mulch- oder Direktsaat
	Fruchtfolgemaßnahmen
	Körnerleguminosen
Diverse Ziele	Ökologische Landwirtschaft
Klimaschutz	Moorschutzprogramm
	Moorschonende Stauhaltung
	Umwandlung von Acker- in Grünland
Erosions- und Ressourcenschutz	Zwischenfrüchte und Untersaaten
	Randstreifen, Gewässer-/Erosionsschutzstreifen
	Ausbringung von Wirtschaftsdünger
	Integriert Garten- und Obstbau
	Pflugloser Anbau
	Alternative Pflanzenschutzverfahren im Ackerbau und Weinbau

* z. B. das Programm „nordische Gastvögel in Niedersachsen“.

Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Des Weiteren wurde die Effektivität der Maßnahmen grob qualitativ bewertet. Diese Bewertung orientiert sich an der Eingriffstiefe und dem möglichen Zielbeitrag je ha Maßnahmenfläche.

Maßnahmen mit „geringer Eingriffstiefe“ („hellgrüne Maßnahmen“) können grob als Maßnahmen mit eher wenigen und einfachen Anforderungen in der Umsetzung beschrieben werden, die meist mit einer eher niedrigen Prämie einher gehen. Maßnahmen mit einer hohen Eingriffstiefe sind dagegen Maßnahmen mit zahlreichen und teilweise komplexen Anforderungen bei der Umsetzung, für die in der Regel höhere Prämie gezahlt werden.

Maßnahmen mit einem geringen Zielbeitrag je Flächeneinheit (hellgrüne Maßnahmen) wurden mit eins codiert, Maßnahmen mit einem hohen Zielbetrag (dunkelgrüne Maßnahmen) mit zwei. Effektive Maßnahmen, die sich auf bestimmte fachliche Kulissen wie z. B. FFH- oder Flächen nach der Vogelschutzrichtlinie bzw. Vorkommen einer Art beziehen, werden mit drei codiert. Solche Programme wirken in vielen Fällen besonders effektiv auf ein definiertes Ziel hin (z. B. auf die Umsetzung der FFH-Richtlinie). Die Beurteilung, ob sich eine Maßnahme explizit auf eine spezifische Förderkulisse bezieht, basiert auf einer Analyse der einschlägigen Richtlinien und Förderauflagen. Die Wirksamkeit der Maßnahmen wurde auf der Basis von Literatur sowie der Einschätzungen von Evaluatoren bewertet (u. a. Freese, 2012; Oppermann et al., 2012; Batáry et al., 2015; Kleijn et al., 2006; Schoof et al., 2019b; Schoof et al., 2019a; Lakner et al., 2020).

Die Effektivität der Maßnahmen des Ökolandbaus wurden in dieser Teilanalyse separat betrachtet, weil der Ökolandbau eine andere Wirkungsweise zeigt als die meisten Agrarumweltmaßnahmen: Im Ökolandbau werden die Maßnahmen auf dem gesamten Betrieb und als Kombination verschiedener Umweltleistungen erbracht. Daher kann man die Maßnahme Ökolandbau nicht eindeutig einer Zielkategorie oder einer hohen oder niedrigen Eingriffstiefe zuordnen.

Es gibt zwei Ausnahmen von diesem Bewertungsansatz. Die Programme auf Acker- oder Grünland, die Landwirte lediglich dafür entschädigen, dass Flächen in einer Schutzgebietskulisse (nach Artikel 30 ELER) liegen, wurden mit eins bewertet. Daneben wurde der Schadensausgleich im Rahmen des Programms „nordische Gastvögel“ in Niedersachsen ebenfalls so eingestuft. Diese Bewertung basiert auf der Überlegung, dass unklar ist, wie eine solche Ex-post-Entschädigung zu einer Aufrechterhaltung oder gar Verbesserung des Umweltzustandes führen soll.

Gleichwohl kann eine solche Entschädigung sinnvoll sein, um die Akzeptanz von Schutzgebieten und deren spezifischen Auflagen zu erhöhen.

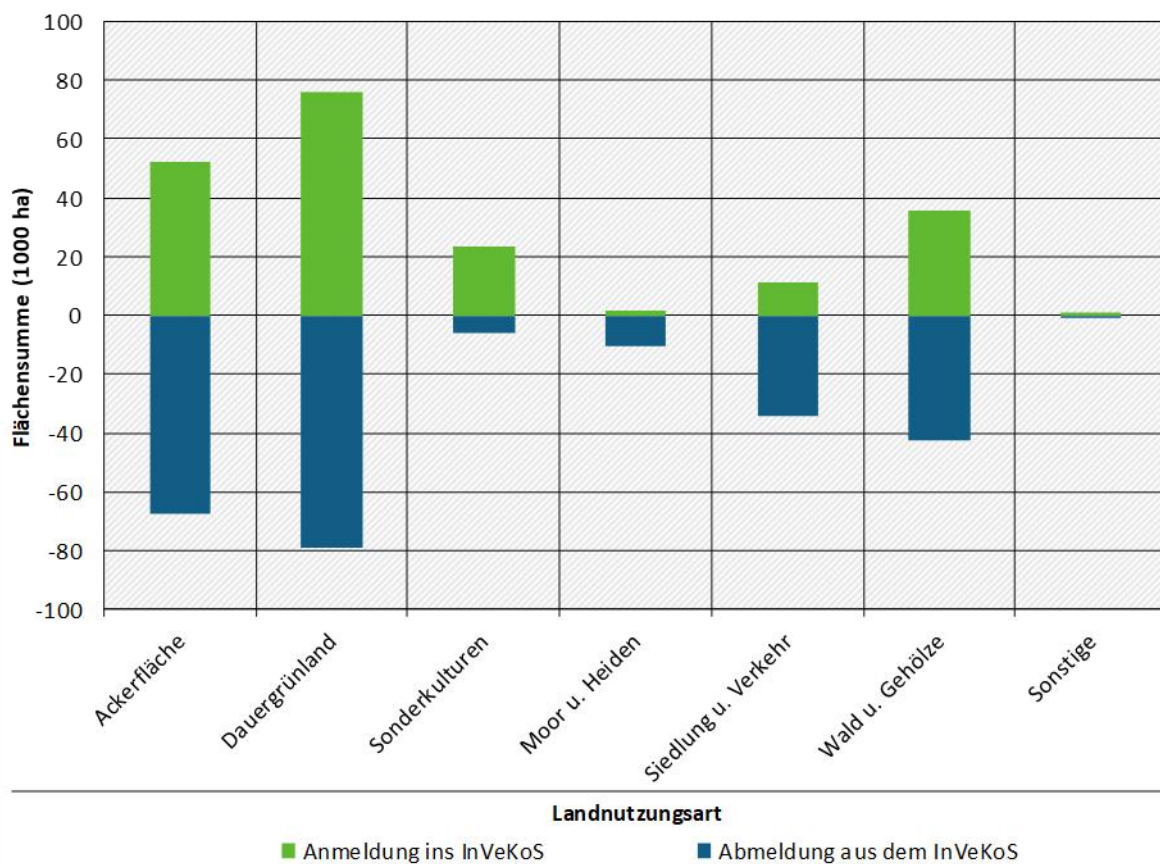
3.2 Ergebnisse

3.2.1 Entwicklung der Nutzung landwirtschaftlicher Flächen

3.2.1.1 An- und Abmeldungen von Flächen im InVeKoS

Bei der Entwicklung der Landnutzung werden sowohl die An- und Abmeldung aus dem InVeKoS betrachtet, als auch die Daten der ASE analysiert. Die höchste Dynamik der An- und Abmeldung im InVeKoS-System der Bundesländer Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz zeigen Flächen mit Ackerland und Dauergrünland (s. Abbildung 4). Beim Dauergrünland wurden 2017 im Vergleich zu 2010 etwa 80.000 ha nicht mehr gemeldet und 76.000 ha neu gemeldet, sodass die im InVeKoS erfasste Dauergrünlandfläche im Saldo leicht negativ ist. Beim Ackerland ist die Bilanz deutlich stärker negativ (-16.000 ha; Zugang: 52.000 ha, Abgang: 68.000 ha). Ebenso ist die Flächenbilanz bei Wald- und Gehölzflächen mit einem Defizit von 7.000 ha leicht negativ, d. h., InVeKoS-Förderfläche wurde in Wald und Gehölzflächen umgewandelt. Ebenso ging InVeKoS-Förderfläche an Siedlungs- und Verkehrsstrukturen verloren (Bilanz: -22.000 ha; Zugang: 12.000 ha, Abgang: 34.000 ha). Ebenfalls gingen mehr Moor- und Heideflächen aus der Förderkulisse als in diese hinzukamen (Bilanz: -9.000 ha). Lediglich die Sonderkulturflächenanmeldungen stiegen gegenüber den Abmeldungen deutlich an – mit einer positiven Flächenbilanz von 17.000 ha. Dies gleicht die anderen Flächenbilanzglieder mit negativem Trend jedoch nicht aus, sodass 2017 insgesamt 40.000 ha weniger gemeldet wurden als im Jahr 2010. Die beobachteten Verhältnisse der Dynamik in der An- und Abmeldung von Flächen sowie die resultierenden Flächenveränderungen entsprechen weitgehend bereits veröffentlichten Daten (s. Schoof et al., 2019a; Schoof et al., 2019b, deren Abbildung 45 (Jahre 2010 bis 2015)).

Abbildung 3: Landnutzung nach dem Digitalen Landschaftsmodell 2010 und 2017 für An- und Abmeldungen von Flächen aus dem InVeKoS-System zwischen 2010 und 2017 (Bundesländer HE, NI, NW, RP)



Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

3.2.1.2 Schlaggrößenstruktur

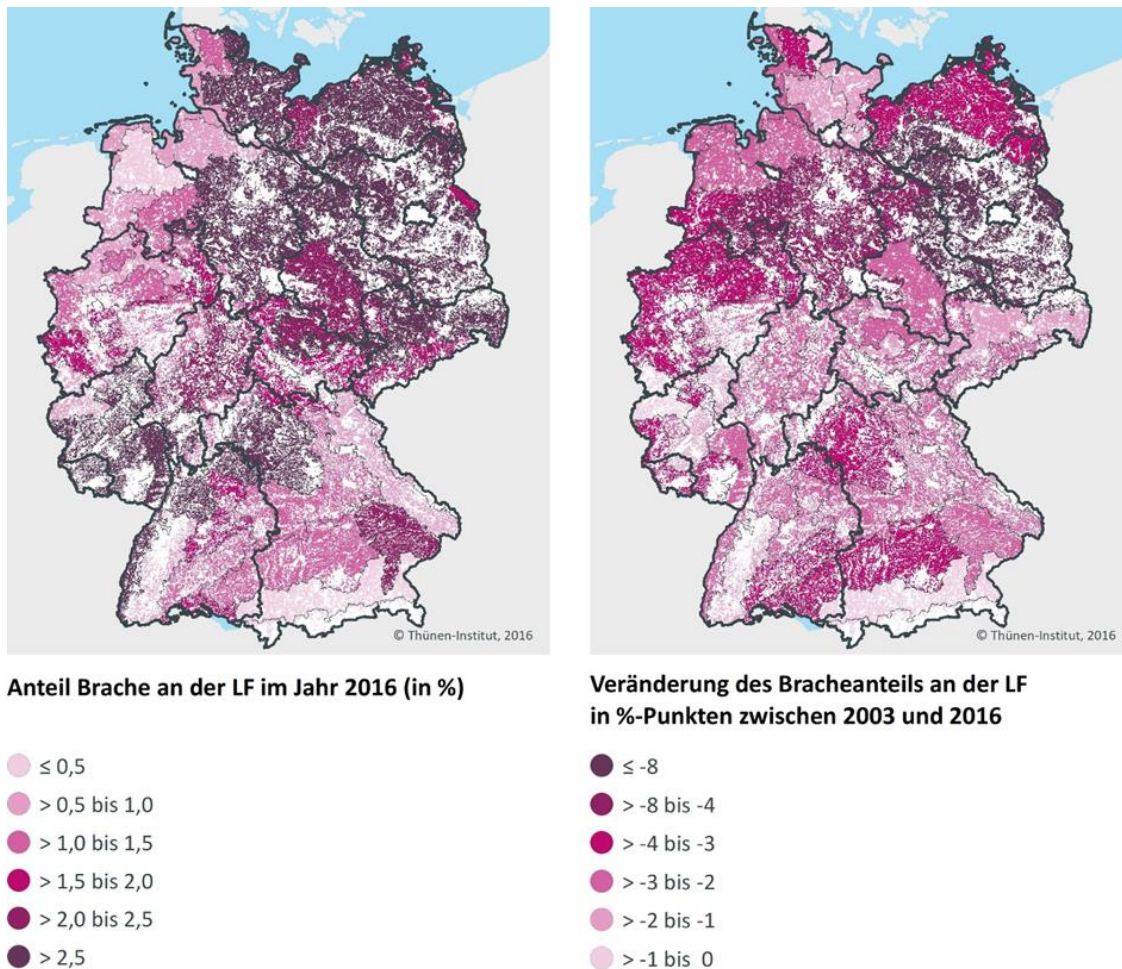
Die Schlaggrößenstruktur im Grünland und Ackerland blieb, wie von Röder et al. (2019) in Kapitel 5.5.4.1 dargelegt, auch in den Jahren 2016 und 2017 weiterhin unverändert (ohne Abbildung). D. h., dass Grünlandschläge meist deutlich kleiner sind als Ackerschläge. Von der Verteilung liegen 25 % der Grünlandfläche in Schlägen mit weniger als 1,8 ha, 50 % in Schlägen mit weniger als 3,5 ha und wiederum 25 % in Schlägen mit mehr als 7,4 ha. Für Ackerflächen sind die Schwellenwerte in etwa doppelt so groß.

3.2.1.3 Brachen von 2003 bis 2016

Wird auf Grundlage von Daten der Agrarstrukturerhebung die Verteilung und Entwicklung der Brachen insgesamt von 2003 bis 2016 in Deutschland betrachtet (s. Abbildung 5, links), zeigt sich ein komplexes räumliches Muster mit hohen Bracheanteilen in den extensiven Ackerbauregionen und niedrigen Anteilen in Grünlandgebieten. Insbesondere in Regionen mit hohem Viehbesatz waren die Flächenanteile der Brachen sehr gering, da viehintensive Betriebe ihre Greening-Verpflichtungen bevorzugt durch den Anbau von Zwischenfrüchten erfüllen (s. Röder et al., 2019, Abb. 58). Die Bracheanteile nahmen dabei insbesondere im Norddeutschen Tiefland, dem Tertiär-Hügelland, sowie in Börderegionen ab. Insbesondere in Nordostdeutschland lagen zahlreiche dieser Flächen in Landschaften mit hohen Bracheanteilen, wie z. B. der Mecklenburgischen Seenplatte, dem Fläming, dem Havelland, der Lüneburger Heide sowie der Lausitz. In

Nord- und Ostdeutschland ist der Rückgang der Brachen insbesondere durch die Abschaffung der konjunkturellen Flächenstilllegung bedingt. Ferner wurde durch das EEG der Anbau von Mais und anderen nachwachsenden Rohstoffen auf ertragsschwachen Böden ökonomisch tragfähig und somit gefördert. Dies führte zu einer Abnahme bei den Brachen.

Abbildung 4: Räumliche Verteilung der Brachen (2016) und deren Veränderung zwischen 2003 und 2016

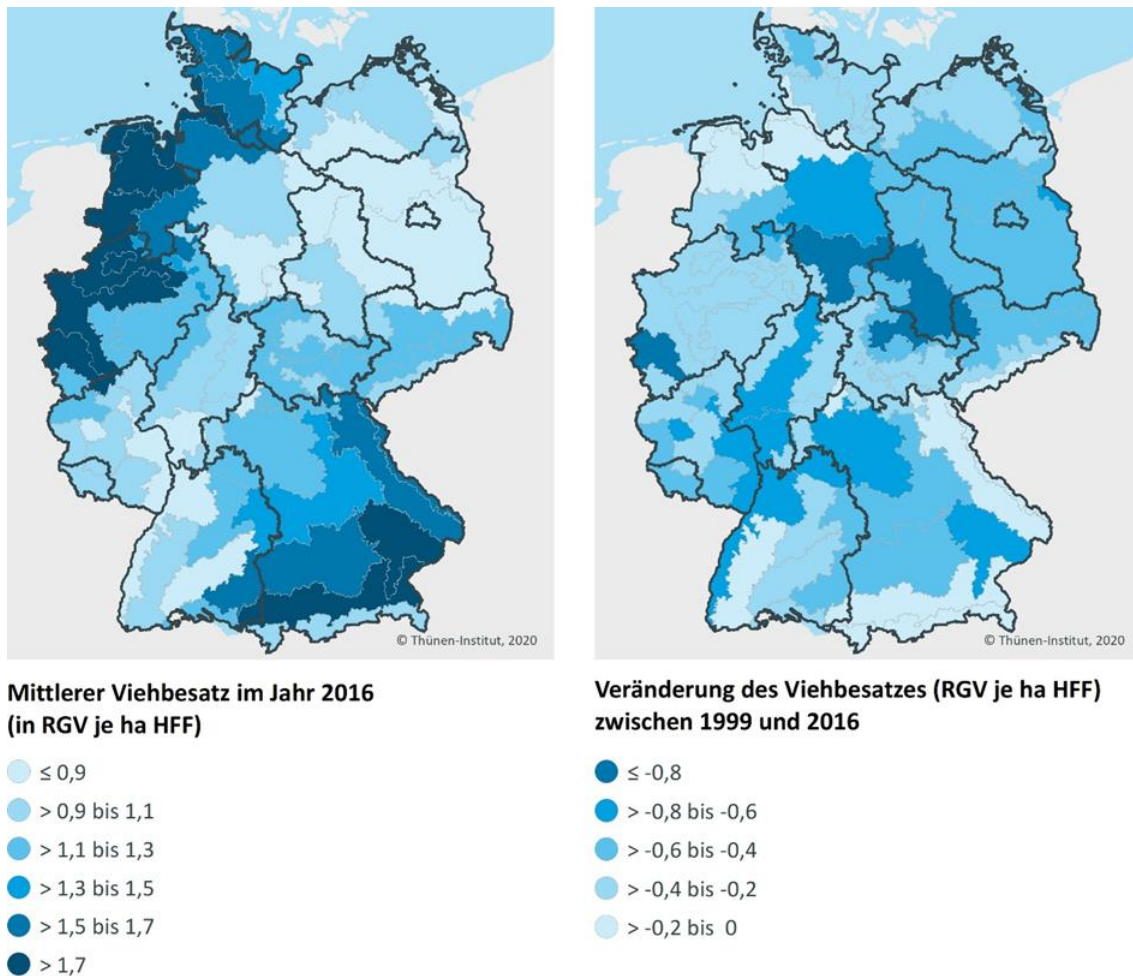


Quelle: eigene Berechnungen auf Grundlage der ASE, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

3.2.1.4 Viehbesatz mit Raufutterfressern von 1999 bis 2016

Der mittlere Viehbesatz von Raufutterfressern, basierend auf Daten der Agrarstrukturerhebung 2016 (s. Abbildung 5), zeigt als Indikator für die Nutzungsintensität auf Grünland und Feldfutterflächen zwei Konzentrationsschwerpunkte in Deutschland. Großräumig überwiegt dabei der Norden und Nordwesten mit Besatzdichten von > 1,7 RGV je ha HFF. Der zweite, kleinräumigere Konzentrationsschwerpunkt liegt in Südost-Bayern und dem Alpenvorland mit ebenso hohen Besatzdichten. Sehr niedrige Besatzdichten finden sich insbesondere in weiten Teilen Ostdeutschlands, in den Börden nördlich des Harzes, auf der Schwäbischen Alb und entlang des Rheins. Zwischen 1999 und 2016 blieb die Viehbesatzdichte v. a. in Nordwest-Niedersachsen, dem Bayerischen und Schwarzwald sowie im Alpen und Voralpenbereich annähernd konstant. In den anderen Regionen ging die Besatzdichte z. T. sehr deutlich zurück, v. a. in den Bördelandschaften mit ihren hochwertigen (Löß-)Böden sind die Rückgänge meist hoch.

Abbildung 5: Räumliche Verteilung des Viehbesatzes mit Raufutterfresser (2016) und dessen Veränderung zwischen 1999 und 2016



Quelle: eigene Berechnungen auf Grundlage der ASE, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

3.2.1.5 Zusammenfassung und Diskussion

Die Landnutzung unterliegt einem ständigen Wandel. Dies zeigen u. a. die An- und Abmeldungen im InVeKoS-System, die je nach Landnutzung unterschiedlich starken Dynamiken unterliegen. Zwischen 2010 und 2017 war die Dynamik beim Ackerland und Grünland besonders hoch, wobei der Saldo beim Grünland mit -4.000 ha in 2017 gegenüber 2010 leicht negativ und beim Ackerland mit -16.000 ha stark negativ war. Leicht negative Flächenbilanzen wurden außerdem bei Wald- und Gehölzflächen beobachtet, während Siedlungs- und Verkehrsflächen sowie Moore und Heiden stark negative Salden aufwiesen. Die Sonderkulturen zeigten einen deutlichen Anstieg.

Flächenzuwächse können durch die Meldung bisher nicht gemeldeter Flächen erklärt werden: So ist die Attraktivität für die Meldung von Gemüse oder Dauerkulturen sowie für einige Dauergrünland (DGL)-Flächen gestiegen. Beim DGL wurden manche Flächen erst ab 2014 beihilfefähig. Warum Flächen aus dem InVeKoS-System abgemeldet werden, ist schwieriger zu interpretieren, da die Flächen höchstwahrscheinlich meistens weiterhin landwirtschaftlich genutzt werden. Es stellt sich die Frage, ob die Betriebe aus der Direktzahlungsförderung ausgestiegen sind.

Die Schlaggrößenstruktur von DGL und AL blieb zwischen 2010 und 2017 unverändert.

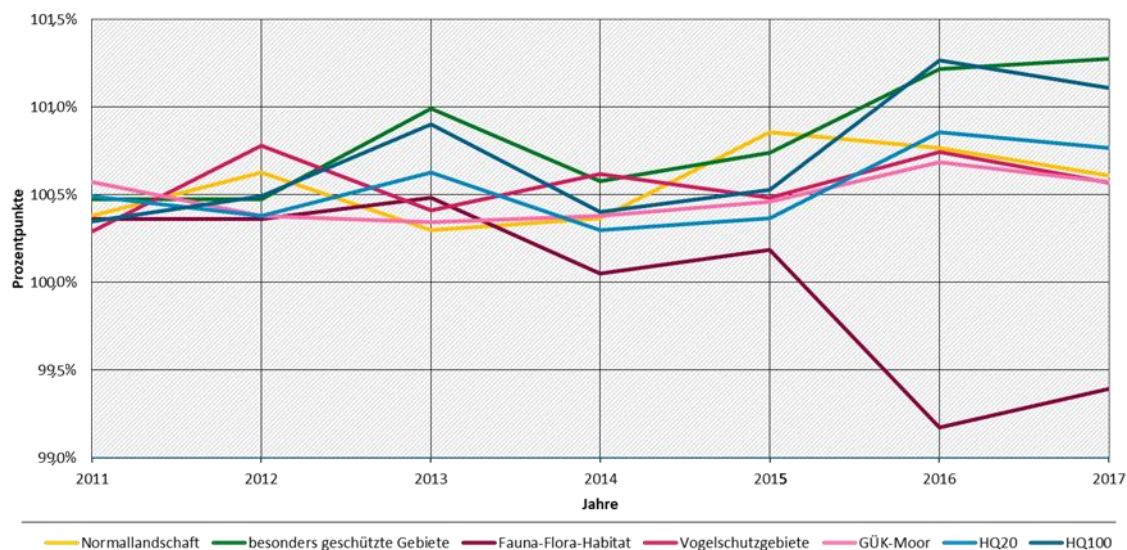
Für Deutschland zeigt sich auf Basis der ASE-Daten, dass hohe Bracheanteile an der LF in Ackerbauregionen und niedrige Anteile in Grünlandgebieten zu finden sind. Vor allem wenn die Viehbesatzdichte hoch ist, ist der Bracheanteil gering. Ein Grund hierfür ist, dass viehstarke Betriebe ihre ÖVF-Verpflichtung in erster Linie über den Zwischenfruchtanbau erfüllen. Die Entwicklung des Bracheanteils von 2003 bis 2016 zeigt insgesamt eine Abnahme, was durch die Abschaffung der konjunkturellen Flächenstilllegung sowie der Förderung von Mais und anderen NaWaRos durch das EEG begründet werden kann. Letzteres macht den Anbau auch auf ertragsschwachen Standorten rentabel.

Die Viehbesatzdichte mit Raufutterfressern entwickelte sich zwischen 1999 und 2016 regional unterschiedlich, wobei eine hohe räumliche Aggregation der Viehhaltung in Nordwest- und Süddeutschland zu sehen ist.

3.2.2 Landwirtschaftliche Landnutzung auf umweltsensiblen Standorten

Ausgehend vom Jahr 2010 waren lediglich leichte Veränderungen der LF der Betriebe im Untersuchungsraum bis 2017 zu beobachten (s. Abbildung 6), meist handelte es sich um geringe annuelle Schwankungen. Die LF in den besonders geschützten Gebieten und den HQ₁₀₀ (Gebiete im Überschwemmungsbereich eines potenziell 100jährig wiederkehrenden Hochwassers) stieg tendenziell leicht an, wohingegen die LF in den Fauna-Flora-Habitat-Gebieten (FFH) seit 2013 tendenziell leicht absank.

Abbildung 6: Entwicklung der landwirtschaftlich genutzten Fläche aller Betriebe in Schutzgebietskategorien (2010 = 100 %)

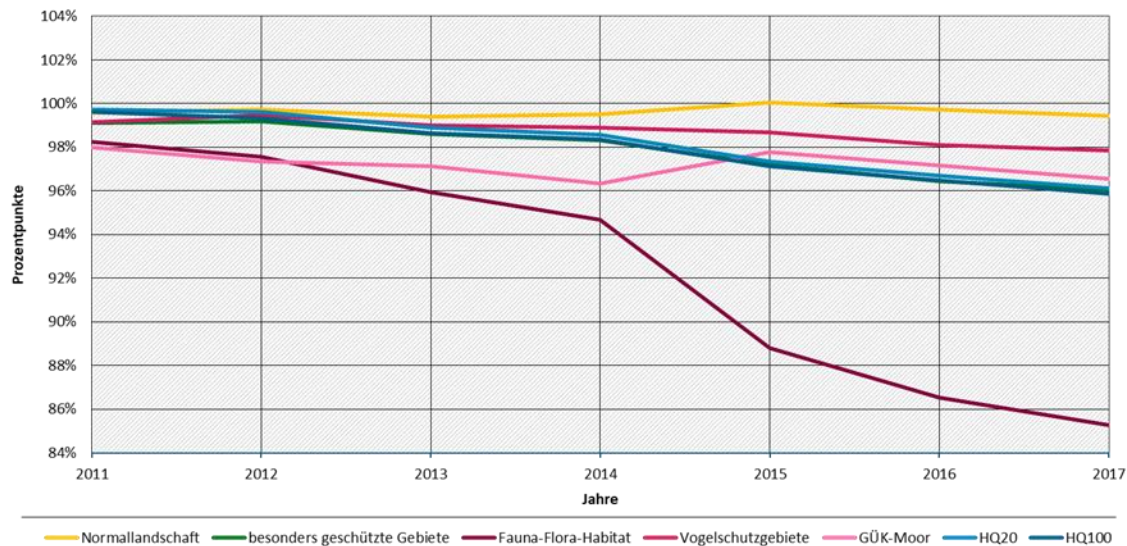


Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten. Bundesländer: HE, NI, NW, RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Im Gegensatz zur LF und Grünlandfläche (vgl. Kapitel 4.2.2) nahm die Ackerfläche der gemeldeten Betriebe in allen Schutzgebietskategorien im Untersuchungsraum in den meisten Gebietskategorien kontinuierlich leicht ab (s. Abbildung 7). Eine Ausnahme ist die Entwicklung der Ackerflächen auf Moorböden. Hier lag die Fläche in allen Jahren ungefähr 3 Prozentpunkte unterhalb des Niveaus von 2010. Eine deutliche Abnahme um 15 Prozentpunkte war bei den Ackerflächen in FFH-Gebieten zu beobachten. Diese resultierte insbesondere aus einem deutlichen Rückgang der FFH-Ackerflächen im Teutoburger Wald sowie im Bergischen Land, obwohl die LF in beiden

Bodenklimaräumen konstant blieb. Darüber hinaus scheint die Abnahme der Ackerflächen in FFH-Gebieten z. T. mit einem Rückgang der im InVeKoS gemeldeten landwirtschaftlich genutzten Fläche einherzugehen.

Abbildung 7: Entwicklung der Ackerfläche aller Betriebe in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %)



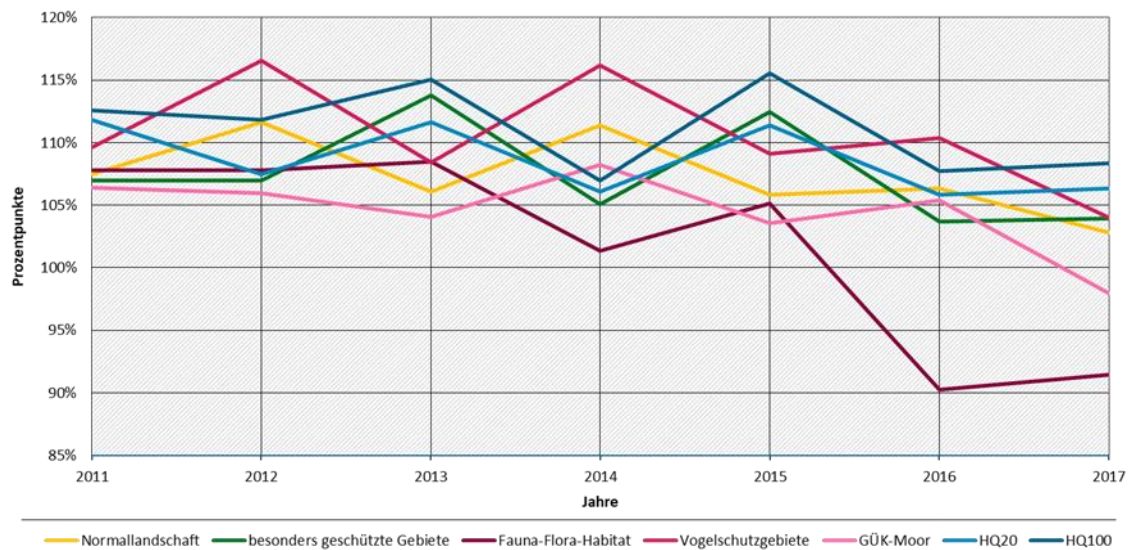
Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten. Bundesländer: HE, NI, NW, RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die mit Mais bestellte Fläche zeigt im Zeitraum 2010 bis 2017 erhebliche Schwankungen (s.

Abbildung 8). Gegenüber 2010 war die Anbaufläche 2011 in allen Kulissen und in der Normallandschaft angestiegen, seitdem herrscht ein leicht abnehmender Trend vor. Eine deutliche Abnahme der Flächen trat in den FFH-Gebieten auf. Hier nahm der Umfang des Maisanbaus ab 2013 kontinuierlich ab und lag 2017 etwa 10 Prozentpunkte unter dem Niveau von 2010. Der Trend abnehmender Ackerflächen in FFH-Gebieten ging demzufolge mit einem Rückgang der Maisanbauflächen einher. Allerdings ging die Ackerfläche prozentual deutlich stärker zurück als die mit Mais bestellte Fläche, sodass der Anteil der Ackerfläche, der mit Mais bestellt wurde, zunahm.

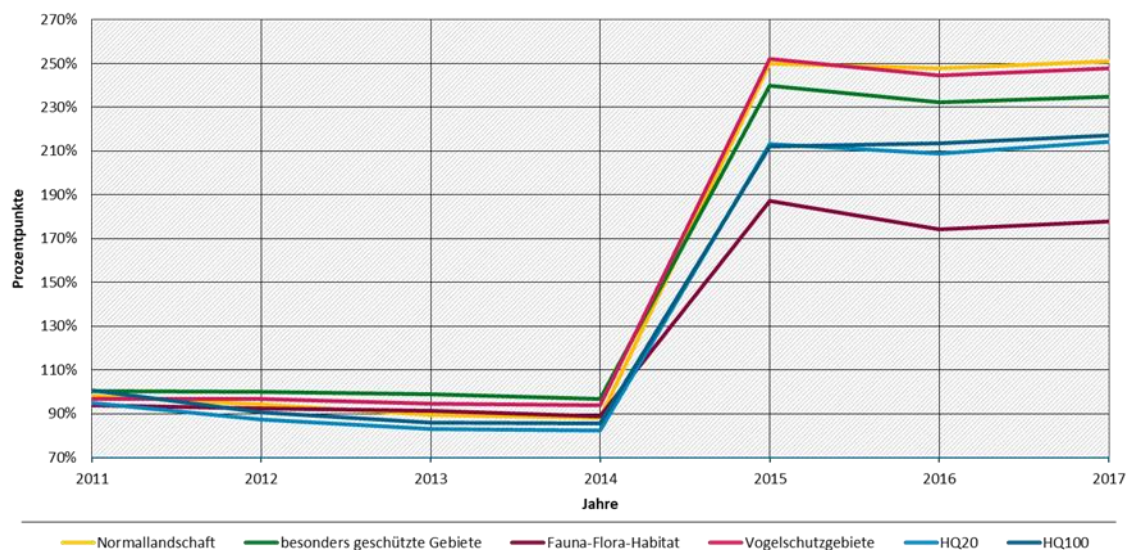
Die Fläche der Ackerbrachen zeigt im Zeitraum 2010 bis 2017 eine deutliche Veränderung der Entwicklung (s. Abbildung 9). Bis 2014 war die gemeldete Fläche nahezu konstant bis leicht abnehmend. Von 2014 zu 2015 verdoppelte sich die gemeldete Fläche und verblieb danach auf dem neuen Niveau. Der relative Anstieg war insbesondere in der Normallandschaft und den Vogelschutzgebieten ausgeprägt, gefolgt von den besonders geschützten Gebieten und den Überschwemmungsgebieten. Diese Entwicklung ist aus ökologischer Sicht positiv zu bewerten, muss jedoch auch vor dem Hintergrund des niedrigen Ausgangsniveaus der Gesamtfläche der Ackerbrachen im Jahr 2010 betrachtet werden.

Abbildung 8: Entwicklung der Anbaufläche von Mais aller Betriebe in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %)



Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten. Bundesländer: HE, NI, NW, RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Abbildung 9: Entwicklung der Anbaufläche von Ackerbrachen aller Betriebe in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %)



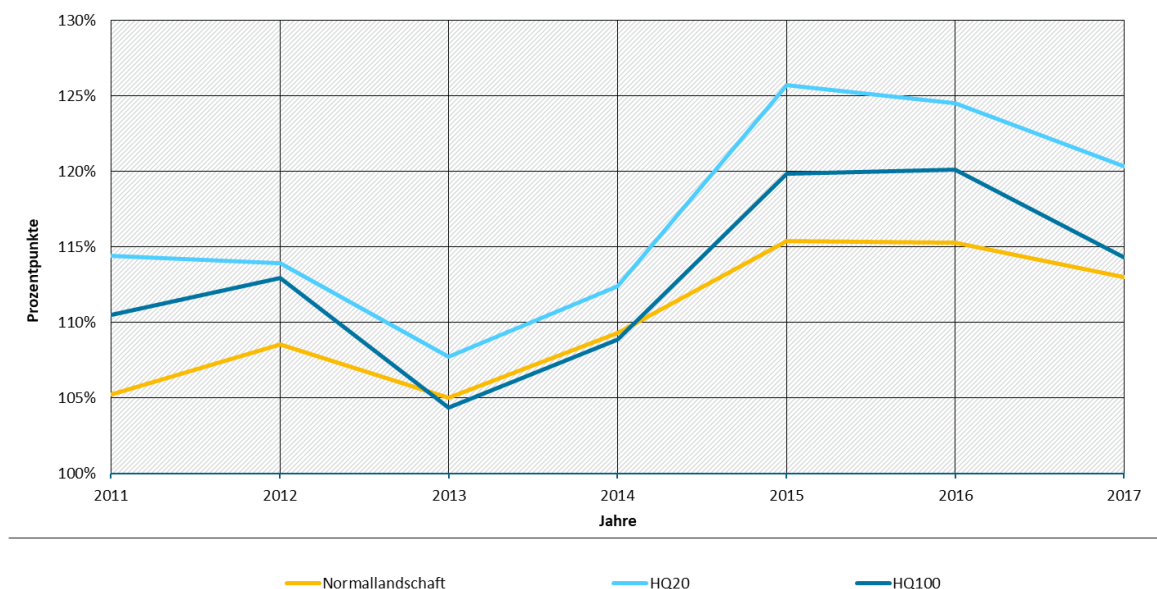
Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten. Bundesländer: HE, NI, NW, RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Betrachtet man die Entwicklung des Anbaus von Ackerfutter in Wasserschutzkulissen (s. Abbildung 10), wird ersichtlich, dass im Jahr 2017 etwa 15 bis 20 Prozentpunkte mehr Ackerfutter als 2010 (i. S. v. Feldgras, Klee gras und kleinkörnigen Leguminosen sowie Silomais) in der Normallandschaft (hier Flächen außerhalb der Überschwemmungsgebiete) und innerhalb der Überschwemmungsgebiete angebaut wurde. Die Zunahme von 2010 auf 2011 könnte mit der Ausdehnung der Biogasproduktion zusammenhängen, da der Anteil von Mais am Ackerfutter bis

2012 anstieg. Die Zunahme des Ackerfutterbaus nach 2014 geht mit einem leichten Rückgang des Maisanteils am Ackerfutter einher und könnte darauf zurückzuführen sein, dass die Betriebe den Mais teilweise substituiert haben, um die Auflagen zur Kulturartendiversität einzuhalten. Der Rückgang im Jahr 2013 könnte auf die Auswinterungen in diesem Jahr zurückzuführen sein, in deren Folge der Anbau von Sommerungen u. a. Mais ausgedehnt wurde.

Diese Zunahme des Feldfutterbaus in Kombination mit der bereits dargelegten Abnahme von Maisanbauflächen sowie dem leichten Rückgang des Maisanteils in überschwemmungsgefährdeten Flächen ist aus Umweltgesichtspunkten positiv zu bewerten, da beim Anbau von Ackerfutter, Ackergras, Luzerne u. ä. die Gefährdung durch Nährstoffausschwemmung sinkt und meist eine hohe Bodenbedeckung mit intensiver Bodendurchwurzelung vorliegt. Dadurch wird der Unkrautdruck reduziert und der Kohlenstoffeintrag in den Boden potenziell erhöht. Zugleich kann diese Entwicklung hin zum Ackerfutterbau zukünftig ökonomische Einbußen und notwendige Kompensationszahlungen in Folge von Hochwasserereignissen reduzieren, wenn diese Entwicklung nach 2017 anhält.

Abbildung 10: Entwicklung der Anbaufläche mit Feldfutter in Wasserschutzkulissen sowie in der Normallandschaft



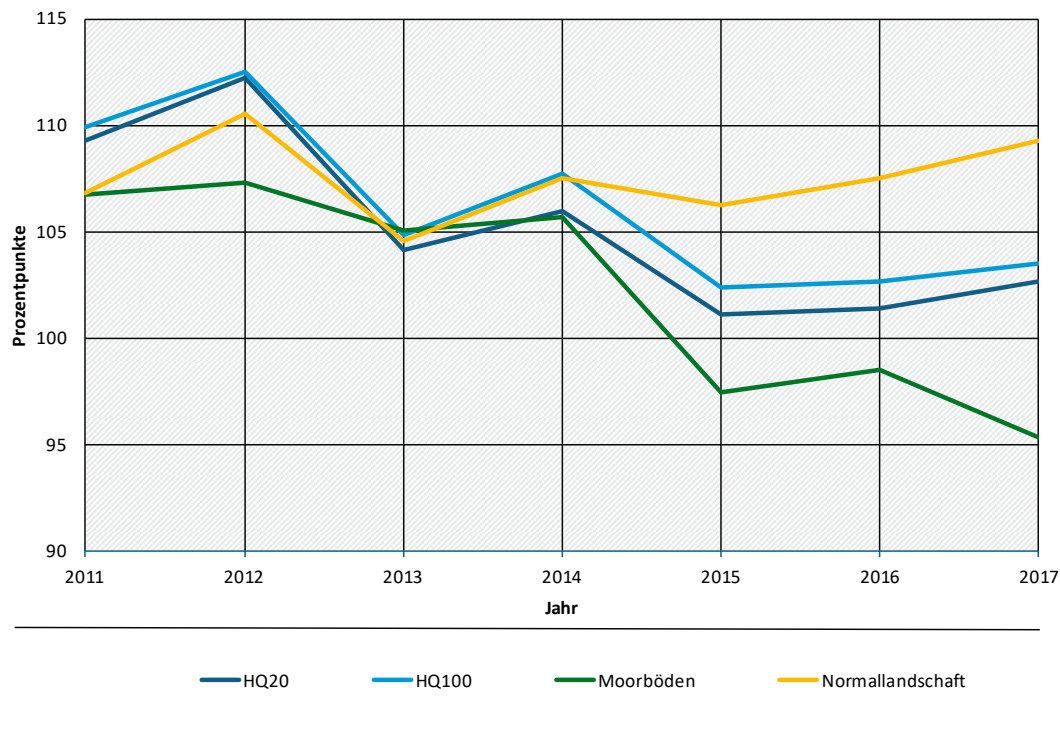
Feldfutter: InVeKoS-Nutzcodes für: Futterleguminosen (Klee, Luzerne, Klee gras), Triticale, Mais mit Bejagungsschneise, Silomais (als Hauptfutter), Ackergras, sonstige Futterpflanzen, Futterkartoffeln, Futterhackfrüchte (ohne Runkelfutterrüben, Kohlsteckrüben und Kartoffeln), Runkel-Futterrüben, Wechselgrünland, Getreide/Leguminosen, sonstiges Getreide als Ganzpflanzensilage

Quelle: eigene Darstellung. auf Grundlage von InVeKoS-Daten. Bundesländer: HE, NI, NW, RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Der Anbau erosionsanfälliger Kulturen auf Moorböden war von 2010 bis 2012 angestiegen und fiel nach 2015 wieder unter das Ausgangsniveau (s. Abbildung 11). In Hochwasserschutzgebieten (HQ₂₀ und HQ₁₀₀) war der Anbau erosionsanfälliger Kulturen zunächst bis 2012 deutlich angestiegen, danach ging der Anbauumfang bis 2015 wieder zurück und stabilisierte sich auf leicht erhöhtem Niveau. Im Gegensatz dazu wurden in der Normallandschaft etwa 9 % mehr erosionsanfällige Kulturen angebaut. Der Rückgang der erosionsanfälligen Kulturen in Überschwemmungsgebieten gegenüber 2012 ist positiv im Hinblick auf die Erosionsgefährdung bei Hochwasser in den Flussauen. Die seit 2014 abnehmenden relativen und absoluten Anbauumfänge auf

Moorböden reduzieren das Risiko durch Oberflächenerosion auf diesen Böden, die Unterschreitung des Niveaus von 2010 im Jahr 2015 ist positiv zu bewerten, insbesondere, wenn sich dieser Trend nach 2017 fortsetzt.

Abbildung 11: Entwicklung der Anbaufläche erosionsanfälliger Ackerkulturen in Wasserschutzkulissen, auf Moorböden und in der Normallandschaft (2010 = 100 %)



Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten. Bundesländer: HE, NI, NW, RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

3.2.2.1 Zusammenfassung und Diskussion

Zwischen 2010 und 2017 veränderte sich die LF der Schutzgebietskulissen im Untersuchungsraum nur marginal. Anders sah die Entwicklung bei den Ackerflächen aus: diese nahmen in allen Schutzgebietskulissen gegenüber 2010 leicht ab, ab 2014 insbesondere in den FFH-Gebieten (-15 %). Dieser Rückgang der Ackerflächen in den FFH-Gebieten lag am Rückgang der dortigen Maisanbauflächen (die Maisanbaufläche insgesamt nahm hingegen zu).

Mit der Einführung des Greenings 2015 stieg der Bracheanteil insgesamt und so auch in den Gebietskulissen an. Aus ökologischer Sicht ist dieser Anstieg positiv zu bewerten; allerdings muss beachtet werden, dass der Flächenumfang / die Hektare der Brachen weiterhin niedrig sind und nur der relative Anstieg gegenüber 2010 hoch ist.

Der Ackerfutterbau stieg sowohl in der Normallandschaft als auch in den Überschwemmungsgebieten stark an. Diese Zunahme sowie der Rückgang des Maisanbaus in den Gebietskulissen sind umweltökologisch positiv zu bewerten, da beim Anbau von Ackerfutter, Ackergras, Luzerne u. ä. die Gefährdung durch Nährstoffausschwemmung sinkt und meist eine hohe Bodenbedeckung mit intensiver Bodendurchwurzelung vorliegt. Hierdurch wird der Unkrautdruck reduziert und der Kohlenstoffeintrag in den Boden erhöht. Diese Entwicklung hin zum Ackerfutterbau kann zukünftig ökonomische Einbußen und notwendige Kompensationszahlungen in Folge von Hochwasserereignissen reduzieren, vorausgesetzt, die Entwicklung hält auch nach 2017 weiterhin an.

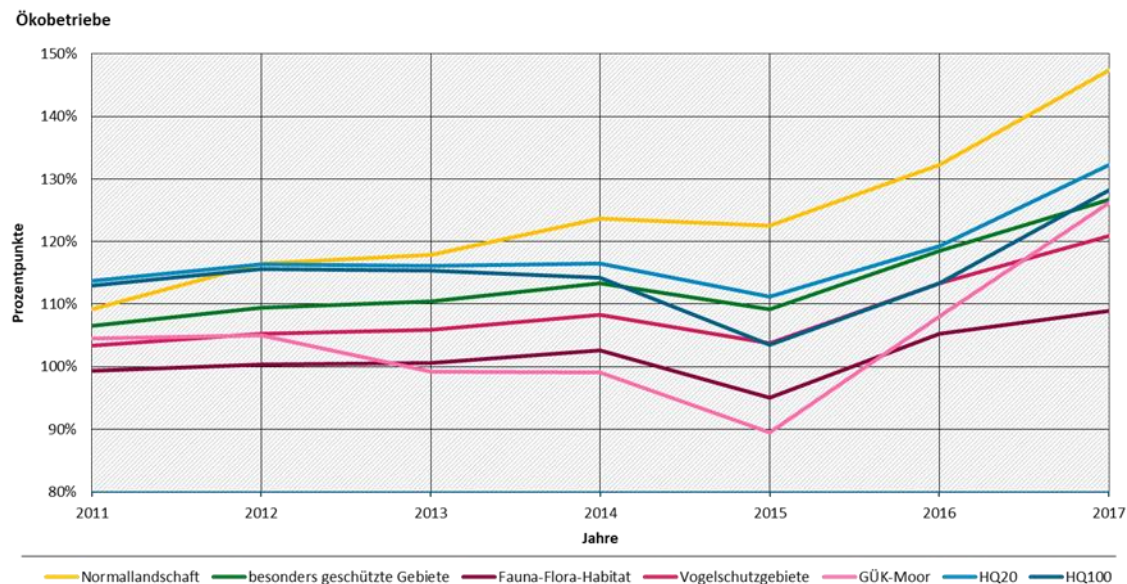
Der Anbau erosionsanfälliger Ackerkulturen nahm nach 2010 zunächst bis 2012 sowohl in der Normallandschaft als auch in den Überschwemmungsgebieten und auf Moorböden zu, sank dann bis 2017 zumindest in den Überschwemmungsgebieten und ging auf den Moorböden bis unter das Niveau von 2010 zurück. Eine weitere Abnahme des Anbaus erosionsanfälliger Kulturen in Überschwemmungsgebieten und auf Moorböden wäre zur Reduzierung des Risikos durch Oberflächenerosion wünschenswert.

3.2.3 Ökolandbau

Die LF in Ökolandbaubetrieben nahm in allen untersuchten Gebietskategorien im Betrachtungszeitraum zu (s. Abbildung 12). Diese Entwicklung wird v. a. bedingt durch den Anstieg der Zahl der Betriebe mit Ökolandbaukennung. In den hier untersuchten Daten nahm die Zahl der Ökoberiebe und der von ihnen gemeldeten Flächen allerdings in NI und damit in der Summe der Bundesländer HE, NI, NW und RP im Jahr 2015 leicht ab. In den offiziellen Kennzahlen ist dieser Rückgang nicht vorhanden; der Knick in der Zeitreihe ist wahrscheinlich systembedingt und hat technische Ursachen; auch 2015 ist von einem leichten Anstieg der Ökolandbaubetriebe und deren Flächen auszugehen.

Der Flächenanstieg in den Kulissen lag zwischen 4 Prozentpunkten für Fauna-Flora-Habitat-Gebiete und 32 Prozentpunkten für HQ₂₀-Gebiete, bei etwa gleicher Gesamtflächenzunahme in beiden Kulissen. Die größte prozentuale und auch absolute Zunahme war in der Normallandschaft zu beobachten. Damit einhergehend nahm der Flächenanteil von Ökolandbaubetrieben außerhalb besonders geschützter Gebiete stärker zu als innerhalb dieser Kulisse (Abbildung 12).

Abbildung 12: Entwicklung der landwirtschaftlich genutzten Fläche der Ökoberiebe in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %)

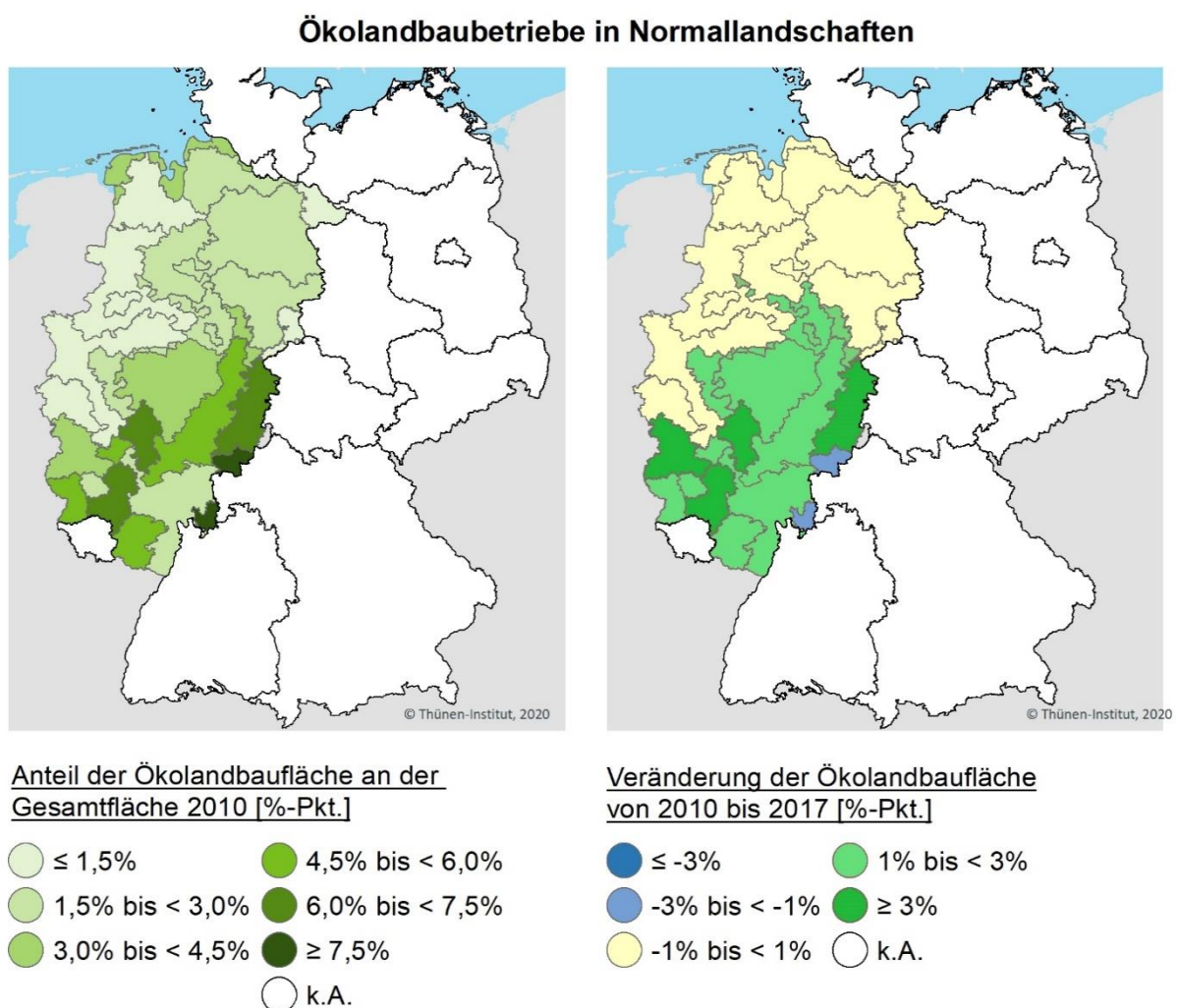


Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten. Bundesländer: HE, NI, NW, RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Insgesamt betrachtet zeigen die InVeKoS-Daten in den analysierten Bundesländern eine tendenzielle Zunahme der Anzahl der ökologisch wirtschaftenden Betriebe und der von diesen Betrieben bewirtschafteten Fläche (s. Abbildung 13). Diese Tendenz stimmt mit den Daten des BZL (2017) für ganz Deutschland überein, ebenso wie die Entwicklung in den jeweiligen Bundesländern; die Wertenniveaus sind in den InVeKoS-Daten jedoch meist niedriger, da nicht alle Betriebe

eine Flächenzahlung beantragen und die Kennung als Ökobetrieb aktivieren. Die Abbildung 13, linke Seite, stellt den Flächenanteil des von Ökobetrieben bewirtschafteten Flächenanteils der landwirtschaftlich genutzten Fläche in der Normallandschaft im Jahr 2010 dar. Es zeigt sich ein NW-SO-Gradient, mit ansteigenden Flächenanteilen hin zum Mittelgebirgsraum. Der Flächenanteil der Ökobetriebe korreliert dabei meist negativ mit der Intensität der landwirtschaftlichen Flächennutzung. Im Norden und Nordwesten blieben die Flächenanteile bis 2017 stabil, in Hessen und Rheinland-Pfalz hingegen nahmen die Flächenanteile meist deutlich zu. Davon ausgenommen ist lediglich die Region mit dem höchsten Flächenanteil, die leichte Rückgänge zeigt. Allerdings war dies nur im Jahr 2017 der Fall. Vorab lag ein positiver Trend vor. Hier ist zukünftig zu überprüfen, ob der vorab positive Trend sich wiedereinstellt und evtl. ein meldebedingter Rückgang vorliegt. Die dargestellten Muster und Entwicklungen resultieren insbesondere aus der Entwicklung der gemeldeten Betriebe. Im Hinblick auf die Landnutzung sind dabei insbesondere die Entwicklungen der Grünlandflächen und nachgeordnet der Ackerflächen relevant; demzufolge stellen bevorzugt Betriebe mit hohem Grünlandanteil auf Ökolandbau um. Die Brachflächen der Betriebe nahmen im Betrachtungszeitraum entweder leicht zu oder verblieben auf einem sehr niedrigen Niveau.

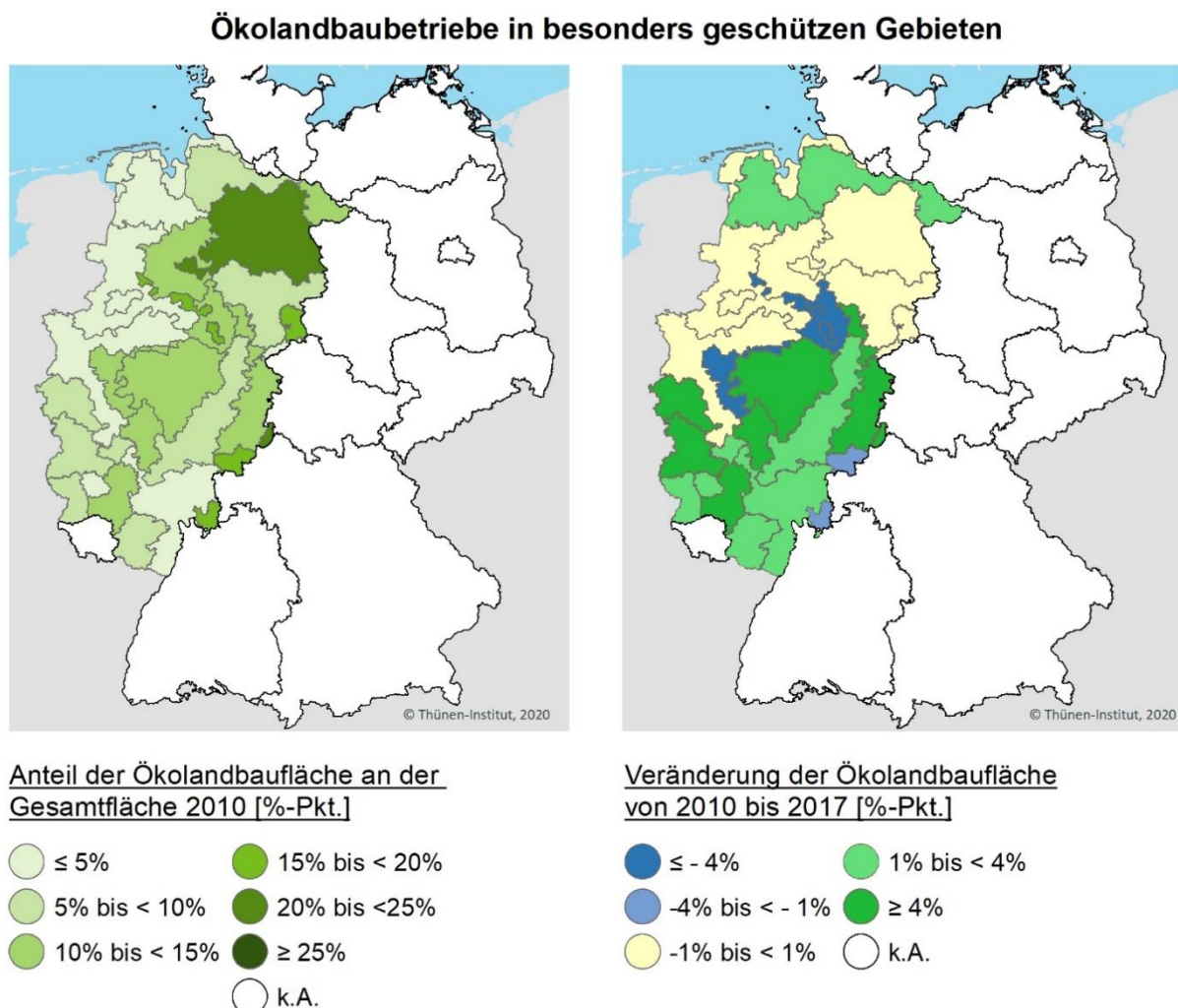
Abbildung 13: Karte der regionalen Flächenverteilung und -entwicklung der in InVeKoS gemeldeten Ökolandbaubetriebe in der Normallandschaft



Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Der Anteil der ökologisch genutzten Fläche in besonders geschützten Gebieten variiert regional erheblich, wie die Abbildung 14 zeigt. Die Flächenanteile reichen von unter 5 bis über 25 Prozentpunkte. Die niedrigsten Flächenanteile waren 2010 an der Nordseeküste, der Westfälischen Bucht, dem Niederrhein und dem Oberrheinischen Tiefland zu finden. Die höchsten Anteile fanden sich in der Lüneburger Heide. Bis 2017 blieben die Flächenanteile im Tiefland und der Geest weitgehend stabil. In den Mittelgebirgslagen, und dort insbesondere in Regionen mit hohem Grünlandanteil, hingegen kam es regional zu einer deutlichen Zunahme des ökologisch bewirtschafteten Flächenanteils in besonders geschützten Gebieten von über 4 Prozentpunkten. Nur in zwei Bodenklimaräumen nahm der Anteil von Ökolandbauflächen in besonders geschützten Gebieten ab: einerseits durch den Rückgang der Gesamtfläche der Ökolandbaubetriebe im Odenwald und Spessart, andererseits durch eine Verlagerung aus der Kulisse der besonders geschützten Gebiete in die Kulisse der Überschwemmungsgebiete im Sauerland.

Abbildung 14: Karte der regionalen Flächenverteilung und -entwicklung der in InVeKoS gemeldeten Ökolandbaubetriebe in besonders geschützten Gebieten

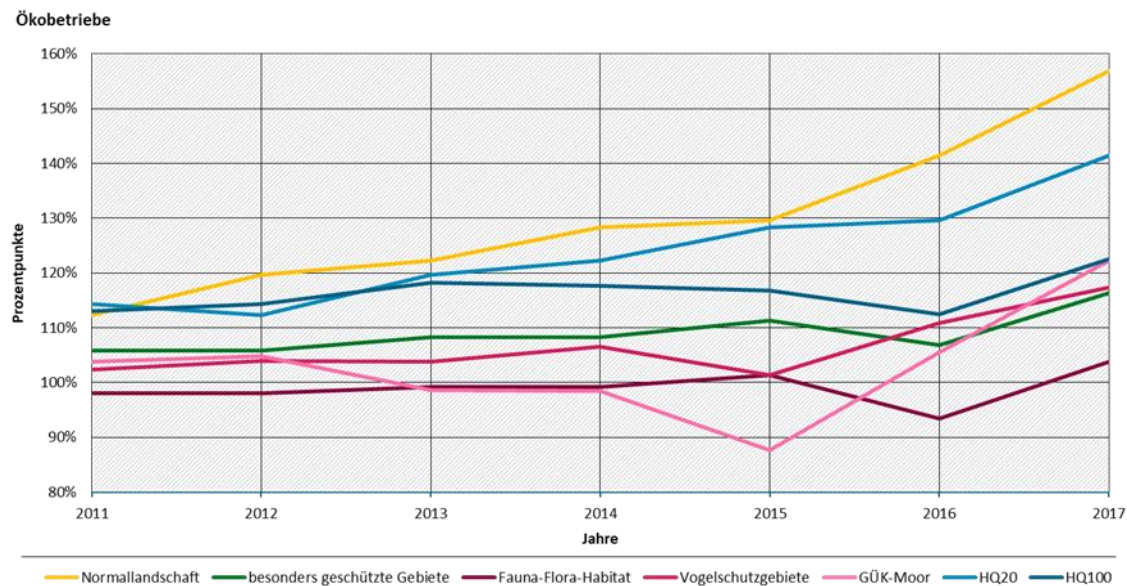


Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die Grünlandfläche im Ökolandbaus nimmt ebenfalls zu (s. Abbildung 15). Ebenso wie bei der LF ist die Flächenzunahme des Grünlandes in den Ökobetrieben in der Normallandschaft am höchsten, gefolgt von den Überschwemmungsflächen HQ₂₀. Lediglich bei den FFH-Gebieten blieb die

Grünlandfläche in Schutzgebieten nahezu konstant. Vor dem Hintergrund der Überschwemmungsgefährdung und des damit einhergehenden Austrages von Nährstoffen sind die Anstiege der Grünlandnutzung durch Ökobetriebe eine aus Umweltgesichtspunkten positive Entwicklung.

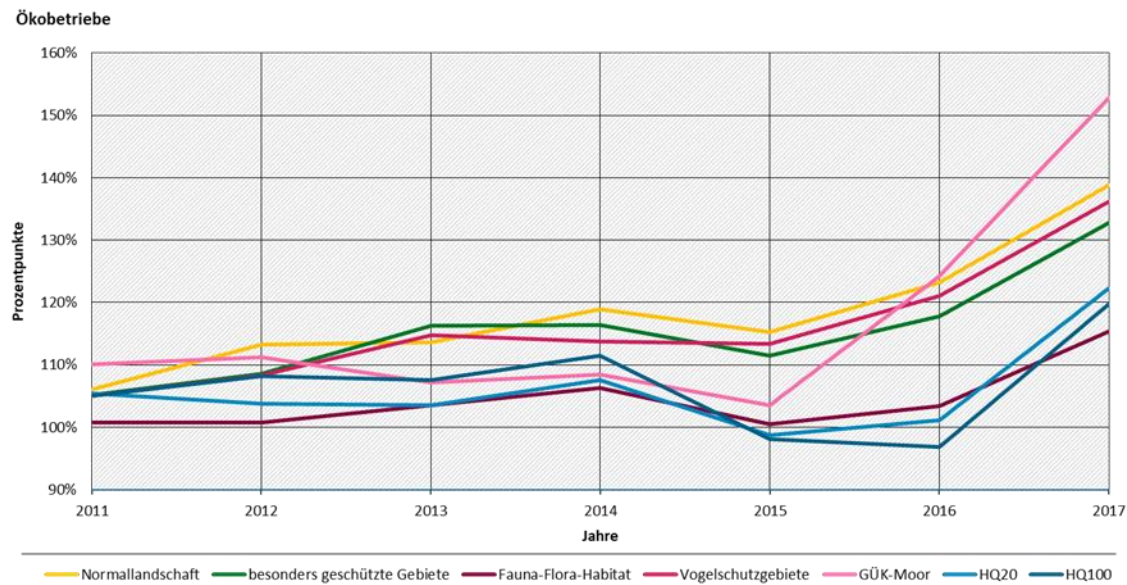
Abbildung 15: Entwicklung des Dauergrünlandes der Ökobetriebe in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %)



Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten. Bundesländer: HE, NI, NW, RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die ökologisch bewirtschaftete Ackerfläche (vgl. Abbildung 16) nahm, wie die LF und die Grünlandfläche der Ökobetriebe, mit der Zunahme der Anzahl der ökologisch wirtschaftenden Betriebe deutlich zu. Der leichte Rückgang des Anstiegs im Jahr 2015 ist auf die zugrunde liegenden Daten zurückzuführen und würde höchstwahrscheinlich bei einer Vergleichsanalyse unterschiedlicher Datenquellen ausgeglichen werden. Allerdings fiel in den Überschwemmungsgebieten der prozentuale Flächenzuwachs beim Ackerland ($\sim +20\%$) deutlich geringer aus als beim Grünland ($\sim +30\%$). Die höchsten relativen Flächenzunahmen waren in der Normallandschaft, den Vogelschutz- und besonders geschützten Gebieten, sowie ab 2015 in den Mooren zu verzeichnen. In dieser letzten Kategorie nahm die ökologisch bewirtschaftete Grünlandfläche von 2012 bis 2015 zunächst deutlich ab und stieg von dem geringen Niveau im Jahr 2015 bis 2017 wieder an auf etwa 120 Prozentpunkte des Niveaus von 2010. Neben der Zunahme von Ökolandbaubetrieben insgesamt könnten weitere Ursachen für den Anstieg von ökologisch bewirtschaftetem Grünland auch die verstärkte Umstellung von Milchviehbetrieben mit hohem Grünlandanteil und/oder die ab 2015 erweiterte Grünlanddefinition sein. Im Gegensatz zum leicht abnehmenden Trend der Ackerflächen aller Betriebe kann somit festgestellt werden, dass der Flächenanteil der Ökobetriebe in Schutzkulissen und auch in der Normallandschaft ansteigt und somit an Flächenrelevanz gewinnt. Die Frage, inwieweit der Flächenzuwachs auf die Umstellung von einzelnen Flächen, z. B. im Zuge des Flächenwachstums der Betriebe oder auf die Umstellung ganzer Betriebe auf eine ökologische Wirtschaftsweise zurückzuführen ist, kann mit der vorliegenden Analyse nicht beantwortet werden. Dazu sind räumlich explizite Auswertungen in den betroffenen Regionen notwendig.

Abbildung 16: Entwicklung der Ackerfläche der Ökobetriebe in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %)

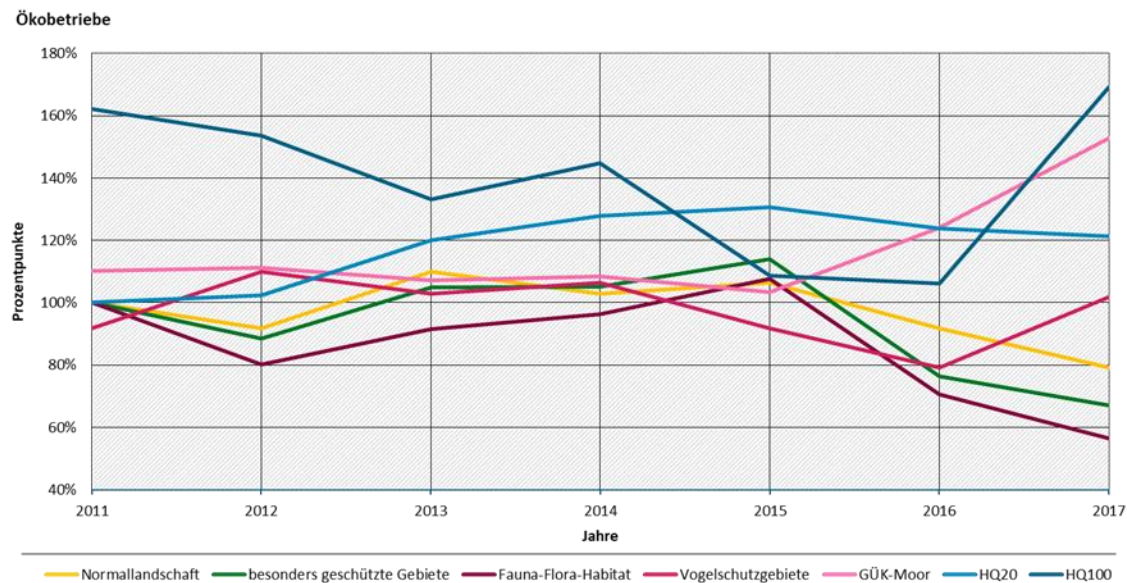


Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten. Bundesländer: HE, NI, NW, RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Bei der Betrachtung des Ökolandbaus muss der Effekt der zugrunde liegenden Daten berücksichtigt werden. Die dargelegten Ergebnisse basieren auf den Ökolandbaukennungen aus dem InVeKoS, die die Betriebsinhaber angeben. Im InVeKoS werden auch die beantragten Maßnahmen für ökologische Wirtschaftsweisen erfasst und geprüft. Werden die Nutzungsflächen der Betriebe, die eine Förderung für ökologische Wirtschaftsweise beantragen, vergleichsweise herangezogen, so ist die resultierende Anzahl der Betriebe und die Flächengröße im Vergleich zu den Angaben der Öko-Kennungen meist erheblich niedriger, da nur ein Teil der Ökolandbaubetriebe die Ökolandbaufördermaßnahmen für die gesamte Betriebsfläche beantragt. Zugleich werden die Zahlenwerte der Ökolandbaumaßnahmenförderung als zuverlässiger angesehen. Werden die offiziellen Kennzahlen des BMEL (BMEL, 2020c) und der BLE (BZL, 2017) zum Ökologischen Landbau vergleichsweise hinzugezogen, zeigt sich eine ähnliche Größenordnung und ein langfristiger Trend zu den Ökolandbaukennungen für die untersuchten Bundesländer, jedoch können in einzelnen Jahren Abweichungen der angegebenen Flächen und Betriebszahlen im ein- bis zweistelligen Prozentbereich auftreten. Es wäre daher von Vorteil, wenn zukünftig die Kennzahlen des InVeKoS, des BMEL und der BLE für die zu betrachtende Zeitreihe kombiniert und zueinander konsistent gerechnet werden könnten.

Im Vergleich zur Entwicklung der LF und der Ackerflächen sowie im Vergleich zur Veränderung der Ackerbrachen aller Betriebe ist die Entwicklung der Brachflächen in Ökobetrieben im Zeitraum 2010 bis 2017 aufgrund der geringen Flächensummen sehr variabel und mit hohen Unsicherheiten behaftet. Nach 2015 scheinen die gemeldeten Anbauflächen in FFH-, besonders geschützten Gebieten und der Normallandschaft abzunehmen, die Flächen in HQ₁₀₀- und Moor-Geieten anzusteigen. Ob dies kurzfristige Schwankungen waren oder ein Trend vorliegt kann auf Grundlage der ausgewerteten Daten noch nicht festgestellt werden (s. Abbildung 17).

Abbildung 17: Entwicklung der Anbaufläche von Ackerbrachen der Ökobetriebe in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %)



Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten. Bundesländer: HE, NI, NW, RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

In den vorliegenden Auswertungen konnte das dynamische Wachstum der LF in ökologisch wirtschaftenden Betrieben insbesondere seit 2015 nur z. T. berücksichtigt werden. So stieg die LF in ökologisch wirtschaftenden Betrieben von 2015 bis 2017 im Bundesschnitt um 26 % (+284.000 ha) und von 2015 bis 2020 um 56 % (+610.000 ha) (BLE, 2021; BÖLW, 2021).

3.2.3.1 Zusammenfassung und Diskussion

Mit der Anzahl der Ökolandbaubetriebe nahm auch die LF, die von Ökolandbaubetrieben bewirtschaftet wurde, von 2010 bis 2017 in allen betrachteten Gebietskategorien zu. Dabei ist der Flächenanstieg sowohl absolut als auch prozentual in der Normallandschaft am größten.

Der Flächenanteil der Ökobetriebe in der Normallandschaft war 2010 meist in den Gebieten höher, die durch einen geringen Tierbesatz gekennzeichnet waren (vgl. Abbildung 5) und stieg zwischen 2010 und 2017 insbesondere in weiten Teilen Hessens und in Rheinland-Pfalz an. In den besonders geschützten Gebieten variierte der regionale Anteil an ökologisch bewirtschafteten Flächen erheblich. Eine deutliche Zunahme fand in den Mittelgebirgslagen, und dort insbesondere in Regionen mit hohem Grünlandanteil, statt.

Die Entwicklung der Ackerbrachen der Ökobetriebe in den Kulissen zeigte für den Zeitraum von 2010 bis 2017 aufgrund der geringen Flächensummen starke Schwankungen. Ob es sich bei den Flächenentwicklung in den Kulissen um kurzfristige Schwankungen handelte oder ob ein Trend vorliegt, kann auf Grundlage der ausgewerteten Daten noch nicht festgestellt werden.

3.2.4 Anbaupausen ausgewählter Kulturen

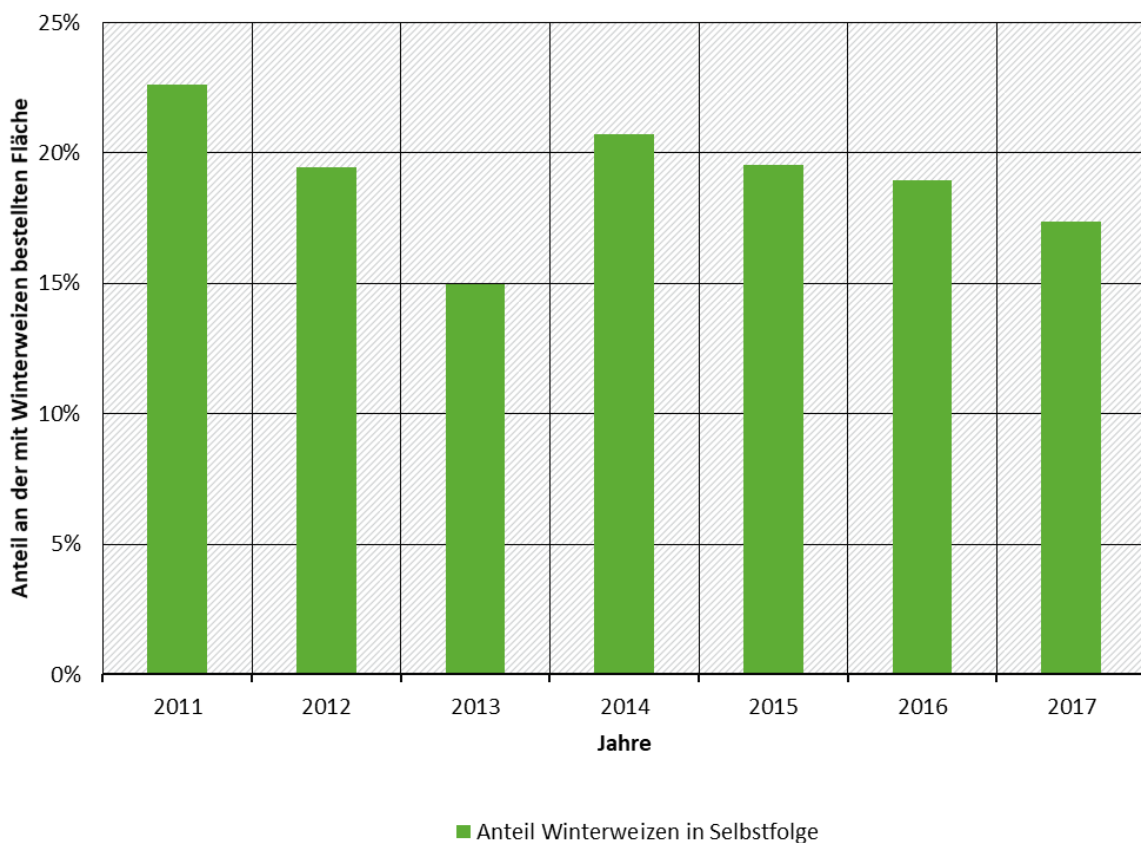
Enge Fruchtfolgen können zu erheblichen pflanzenbaulichen Problemen führen, da sie die Ausbreitung von Schadorganismen fördern. Probleme können z. B. die verstärkte Ausbreitung von konkurrenzkräftigen Beikrautarten (z. B. Windhalm und Ackerfuchs im Wintergetreide oder Hirsen im Mais) sein, der Aufbau von Vektorpopulation (z. B. Blattläuse) für Erkrankungen oder von Populationen von Schadorganismen wie Kohlhernie im Raps oder Maiszünsler im Mais sein. In

der Folge des Aufbaus einer hohen Population an Schaderregern kommt es häufig zu einer verstärkten Anwendung von Pflanzenschutzmitteln.

Winterweizen:

Zwischen 2011 und 2017 waren zwischen 15 und 23 % des angebauten Winterweizens Stoppelweizen, d. h. Weizen wurde nach Weizen angebaut (s. Abbildung 18). Seit 2011 geht dieser Anteil um ungefähr einen halben Prozentpunkt pro Jahr zurück. Der Einbruch im Jahr 2013 dürfte auf die starken Auswinterungen im Winter 2012/2013 zurückzuführen sein (vgl. Röder et al., 2018).

Abbildung 18: Entwicklung des Anteils von Stoppelweizen an der gesamten mit Winterweizen bestellten Fläche



Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, HE und RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Abbildung 19 stellt die Verteilung der Winterweizenfläche in verschiedenen Jahren für die Regionen Südhannover (BKR 145), niedersächsische Marsch (BKR 152) sowie für alle Regionen in den Bundesländern Hessen, Niedersachsen/Bremen und Rheinland-Pfalz gemeinsam dar. Für jedes Jahr und jede Region erfolgt eine Differenzierung der Anbaufläche entsprechend der Anbaupause. Die Anteile ergeben sich unter der Annahme, dass die Kultur auf den gegebenen Flächen mit möglichst großem zeitlichem Abstand angebaut wird. Im Hinblick auf den Anteil, den eine Kultur in Selbstfolge angebaut wird, handelt es sich somit um einen Mindestwert. Auf Basis der vorliegenden Daten wird mindestens der Anteil an Winterweizen in einem System angebaut, in dem ein Anbau viermal in Folge erfolgt bzw. eine vierjährige Anbaupause eingehalten wird. Die Anteile in diesen „Extremklassen“ können in der Realität durchaus höher sein, was aber

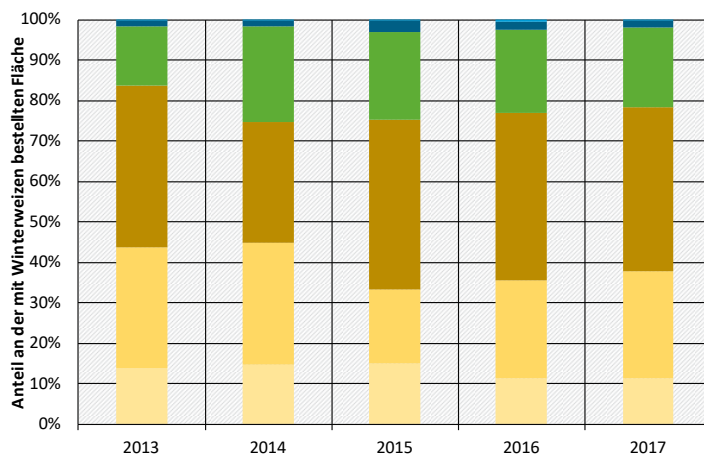
automatisch dazu führt, dass der Anteil insbesondere in den unmittelbar benachbarten Klassen zurückgeht.

Es wird deutlich, dass der Stoppelweizenanteil zwischen den Regionen stark variiert. In der niedersächsischen Marsch (BKR 152) wurde im Schnitt auf 36 % der Winterweizenfläche Winterweizen mehrmals hintereinander angebaut. Der Weizenanbau in dieser Region unterscheidet sich dahingehend von dem in anderen Regionen, dass hier 15 % des Winterweizens auf Flächen stand, auf denen dieser drei- oder gar viermal in Folge angebaut wurde. Der mehr als zweimalige Anbau von Winterweizen unmittelbar in Folge war außerhalb der Marsch die absolute Ausnahme.

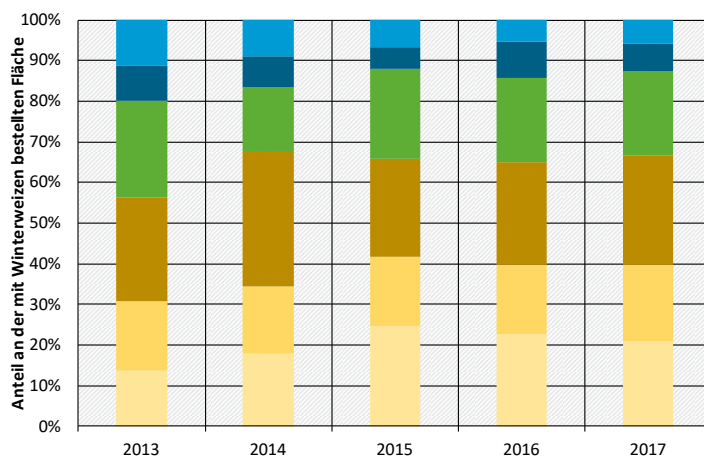
Während in Südhannover (BKR 145) auf mindestens 11 % der Weizenfläche Winterweizen die Vorfrucht war, waren es in der niedersächsischen Marsch (BKR 152) mindestens 22 %. Dementsprechend klein ist in der niedersächsischen Marsch der maximale Flächenanteil, auf dem die Anbaupause zwei Jahre oder länger war. Mit 37 % war er halb so hoch wie in der Region Weser-Ems (ohne Abbildung), der Schnitt über die betrachteten Regionen lag bei 52 %.

Abbildung 19: Differenzierung der Anbaufläche von Winterweizen entsprechend der Länge der Anbaupause bzw. der Dauer eines Anbaus in Selbstfolge (Ø der Zeitintervalle 2010-2013 bis 2014-2017)*

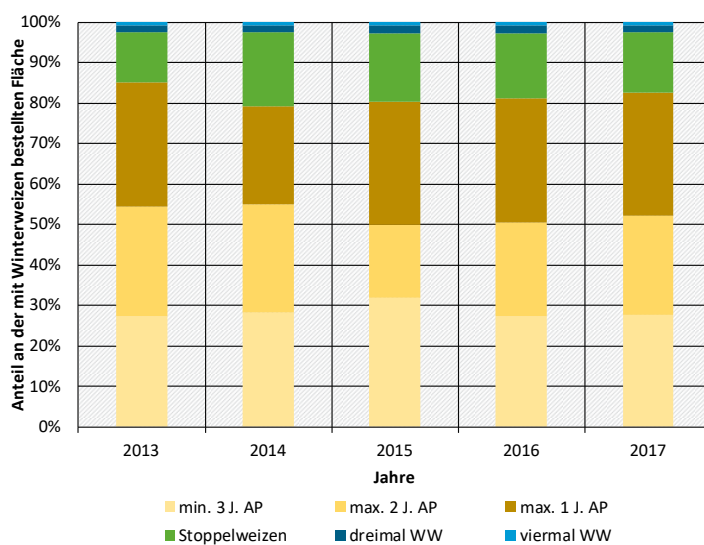
BKR 145: Südhannover



BKR 152: Niedersächsische Marsch



Alle BKR der Bundesländer HE, NI, NW, RP



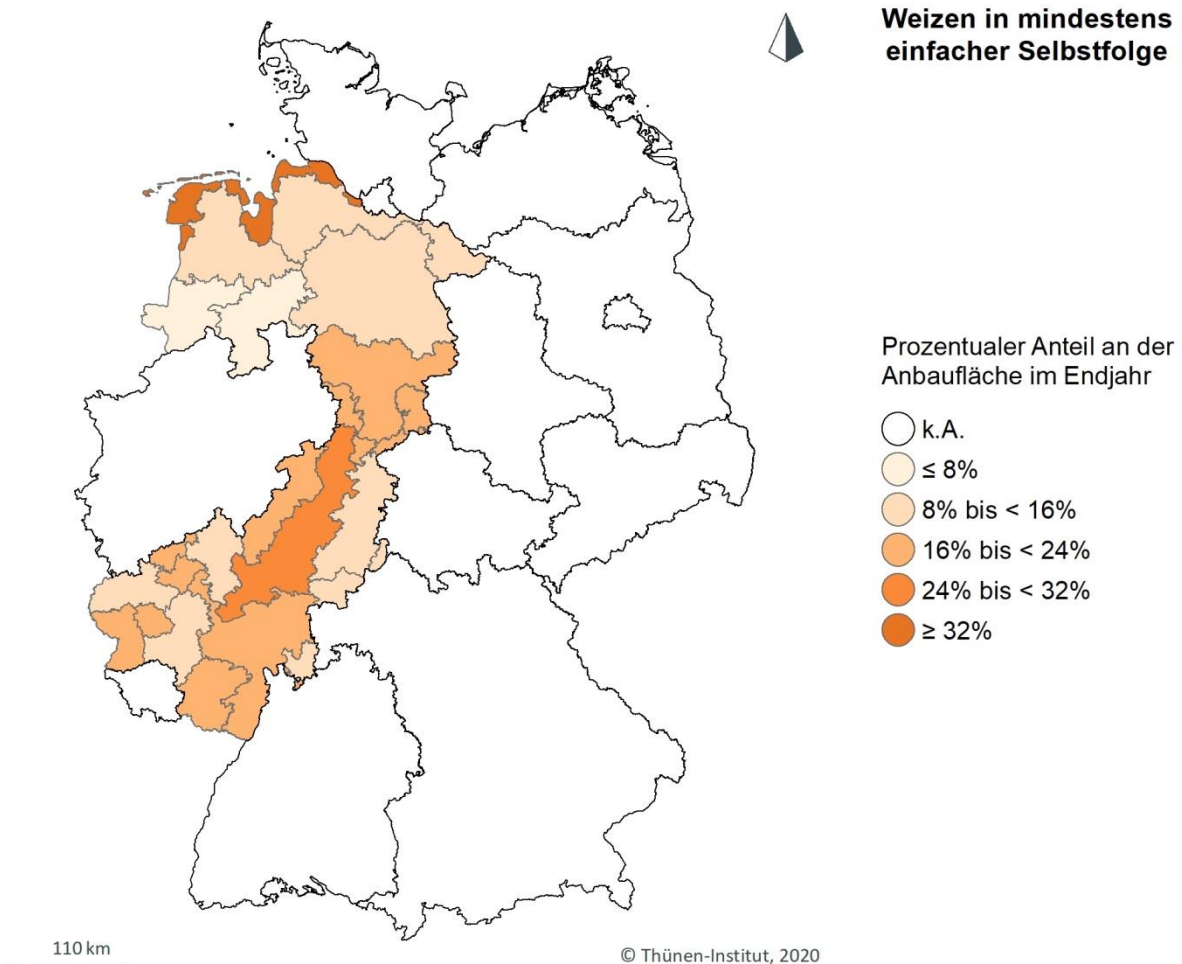
*Zeitintervalle: betrachtet werden jeweils vier Jahre: 2010-2013, 2011-2014, 2012-2015, 2013-2016, 2014-2017

J: Jahr, AP: Anbaupause Stoppelweizen: Anbau von Weizen nach Weizen.

Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für HE, NI, HB und RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Aus Abbildung 20 geht hervor, dass sich hohe Stoppelweizenanteile vor allem auf den schweren Böden an der Küste, in den zentralhessischen Ackerbaugebieten sowie in den Übergangslagen des Sauerlandes finden lassen. Hier war über ein Viertel des Weizens Stoppelweizen. Ähnlich hohe Anteile waren neben den dargestellten Gebieten in Schleswig-Holstein, mit Ausnahme der Geest (Röder et al., 2019) zu finden – im Münsterland oder der Köln-Aachener Bucht dagegen so gut wie kein Stoppelweizen.

Abbildung 20: Regionale Verteilung der Bedeutung des Anbaus Stoppelweizen



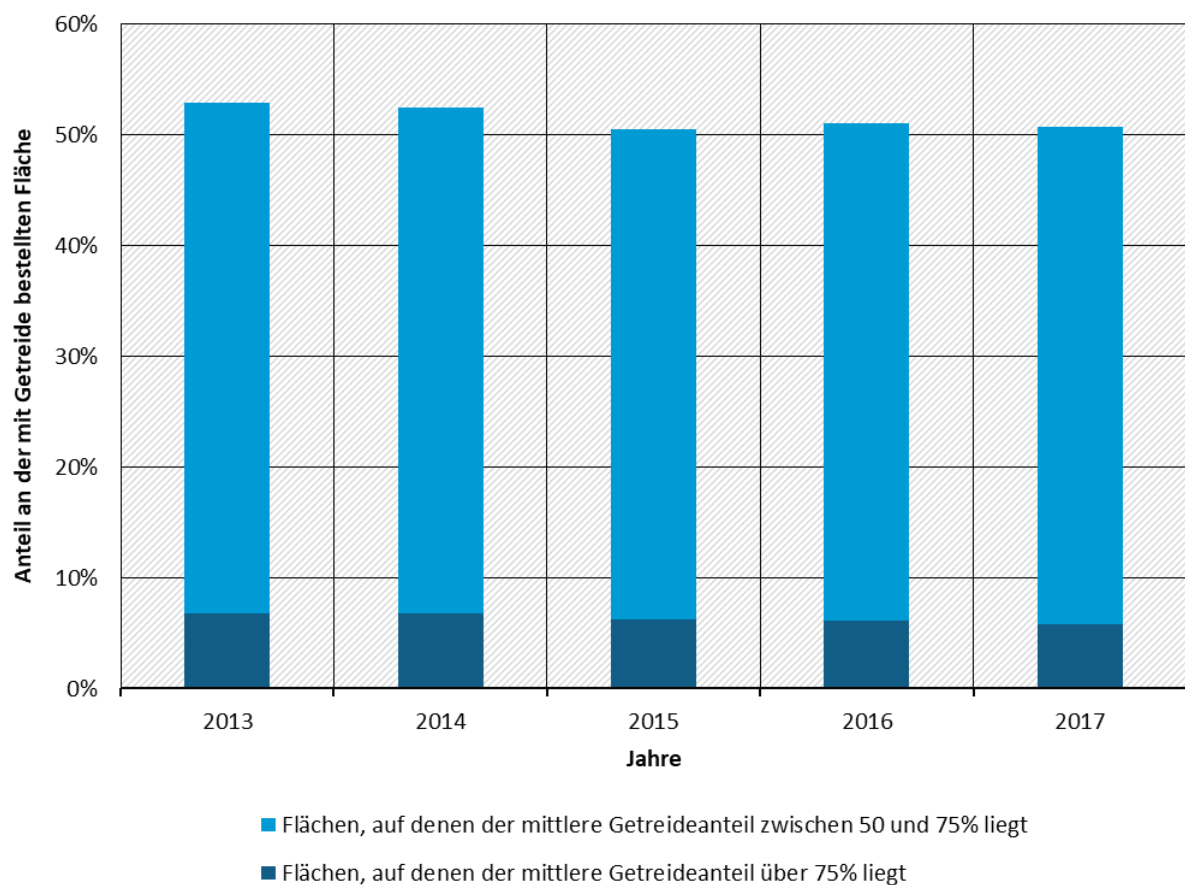
Anteil der Flächen an der regionalen Winterweizenanbaufläche, auf denen Anbau von Winterweizen mindestens zwei Jahre hintereinander erfolgt; Ø der Zeitintervalle der Jahrespaare 2010-2011, 2011-2012 usw. bis 2016-2017

Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, HE und RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Getreide:

Die räumliche Verteilung und die zeitliche Entwicklung der Enge von Getreidefruchtfolgen entsprechen weitestgehend den Mustern beim Winterweizenanbau. Auf knapp etwas über der Hälfte der mit Getreide (i. S. v. Weizen, Gerste, Roggen und Hafer) bestellten Flächen wird im Schnitt mindestens jedes zweite Jahr Getreide angebaut (s. Abbildung 21). Dieser Anteil war im betrachteten Zeitraum nahezu konstant (marginaler Rückgang um zwei Prozentpunkte von 2013 bis 2017). Lediglich auf 6 bis 7 % der Getreidefläche wurde in mindestens drei der vier Jahre Getreide angebaut.

Abbildung 21: Entwicklung des Anteils von Fläche mit hohen Anteilen von Getreide in der Fruchtfolge an der gesamten mit Getreide bestellten Fläche (Ø der Zeitintervalle 2010-2013 bis 2014-2017)*

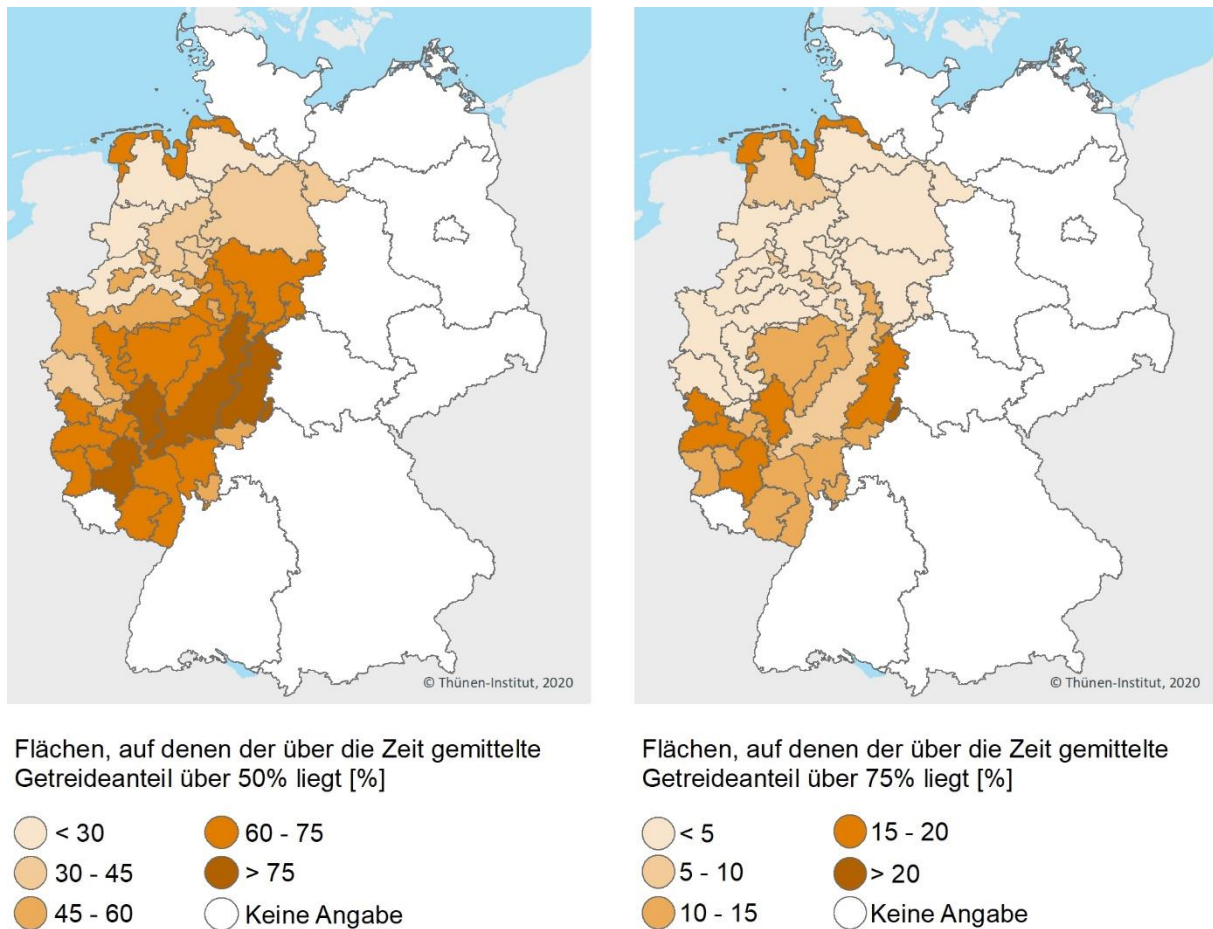


*Zeitintervalle: betrachtet werden jeweils vier Jahre: 2010-2013, 2011-2014, 2012-2015, 2013-2016, 2014-2017

Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, NW, HE und RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Insbesondere in den Mittelgebirgslagen Hessens und Rheinland-Pfalz wurde verbreitet über 75 % des Getreides auf Flächen angebaut, auf denen mindestens jedes zweite Jahr Getreide stand. Am geringsten war die Relevanz enger Getreidefruchtfolgen in der Köln-Aachener Bucht und in einem Streifen vom Emsland bis in die Heide (s. Abbildung 22).

Abbildung 22: Regionale Bedeutung von getreidereichen Fruchtfolgen



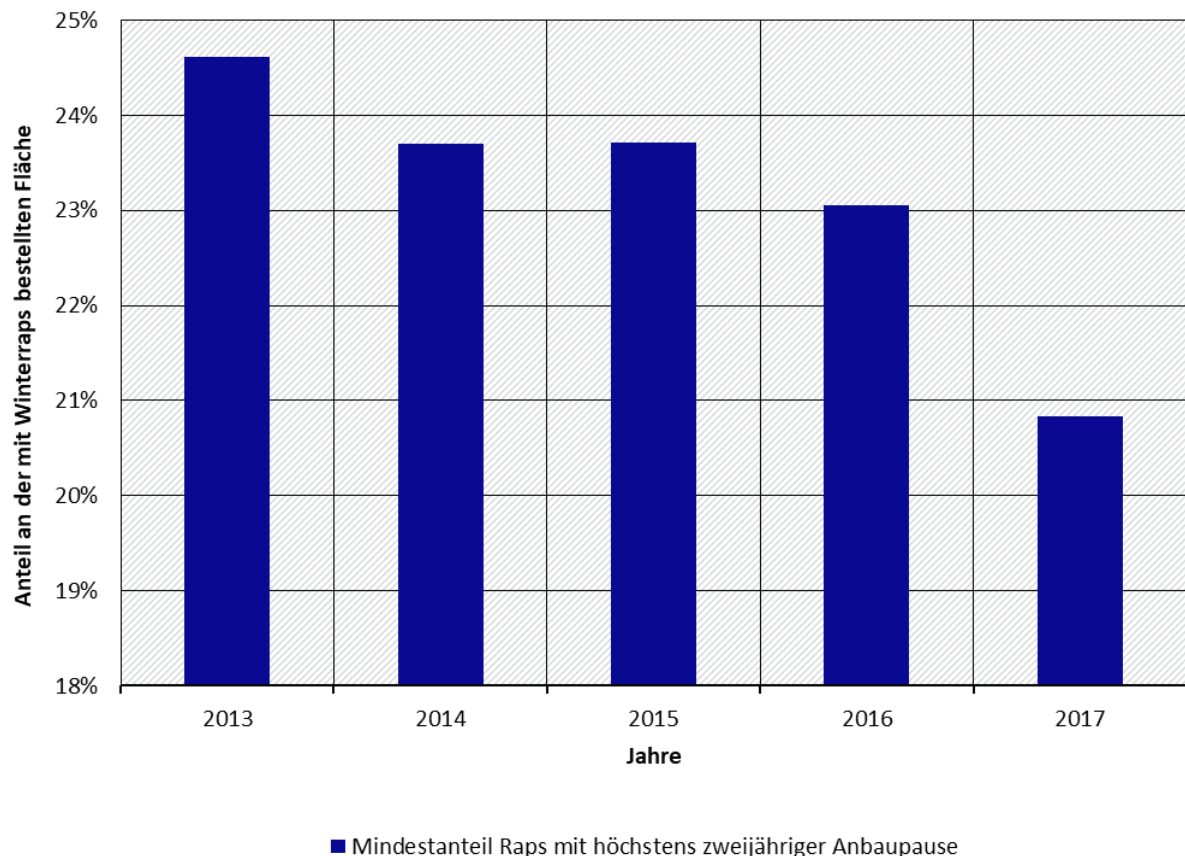
Anteil der Flächen an der jeweiligen regionalen Getreideanbaufläche, auf denen der über die Zeit gemittelte Anteil von Getreide in der Fruchtfolge über 50 % bzw. 75 % liegt; Ø der Zeitintervalle der Jahrespaare 2010-2011, 2011-2012 usw. bis 2016-2017

Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, NW, HE und RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Winterraps:

Im Schnitt der Untersuchungsregionen wurden mindestens 21 % bis 25 % des Winterrapses auf Flächen angebaut, auf denen eine maximal zweijährige Anbaupause nicht eingehalten wurde (s. Abbildung 23).⁶ Dieser Anteil ist seit dem ersten betrachteten Zeitintervall, 2010 bis 2013, kontinuierlich rückläufig und die Anbaupausen werden somit im Schnitt länger. Ein deutlicher Rückgang war von 2016 auf 2017 zu verzeichnen. Diese Entwicklung erfolgte in allen Regionen in einer vergleichbaren Größenordnung.

Abbildung 23: Entwicklung des Rapsanbaus in engen Fruchtfolgen an der gesamten mit Winterraps bestellten Fläche (Ø der Zeitintervalle 2010-2013 bis 2014-2017)



*Zeitintervalle: betrachtet werden jeweils vier Jahre: 2010-2013, 2011-2014, 2012-2015, 2013-2016, 2014-2017

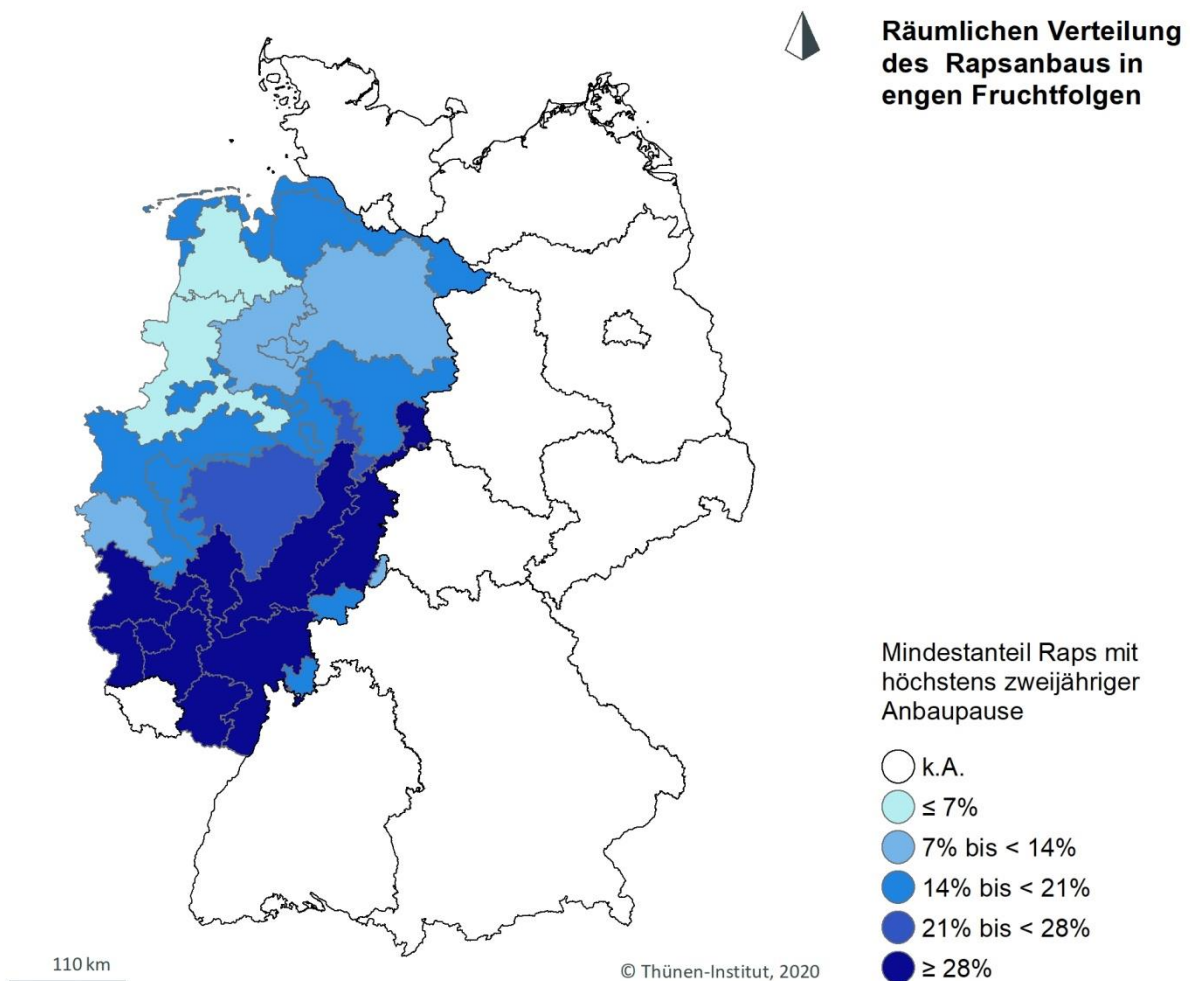
Mindestanteil: Auf Grund der räumlichen Unschärfe des Feldblocksystems kann nur ein Mindestanteil berechnet werden. Dieser ergibt sich unter der Annahme einer aus pflanzenbaulicher Sicht optimalen Verteilung der Kulturen innerhalb eines Feldblocks. Dabei werden die gegebenen Anbauumfänge der jeweils betrachteten Jahrespaare je Feldblock berücksichtigt. Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, NW, HE und RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die Analyse der verfügbaren Daten zeigt, wie auch schon beim Winterweizen, deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Boden-Klima-Räumen. So erfolgte im Weser-Ems-Gebiet im Mittel der Jahre nur auf rund 6 % der Rapsfläche ein Anbau mit höchstens zweijähriger Pause, auf der weit überwiegenden Fläche war diese Pause deutlich länger. Auf der anderen Seite des Gradienten befinden sich weite Teile Hessens und Rheinland-Pfalz. Hier sind die Anteile des Rapses in engen Fruchtfolgen deutlich höher. In den osthessischen Mittelgebirgen wird mindestens

⁶ Auf Grund der räumlichen Unschärfe des Feldblocksystems kann nur ein Mindestanteil berechnet werden. Dieser ergibt sich, wenn die Kulturen innerhalb eines Feldblocks unter Berücksichtigung der für die Jahre gegebenen Anbauumfänge in Hinblick auf die pflanzenbaulichen Kriterien optimal verteilt werden.

40 % des Rapses auf Flächen angebaut, auf denen die Anbaupause höchstens zwei Jahre beträgt (s. Abbildung 24). Ähnlich hohe Anteile fanden sich nach Röder et al. (2019) ferner in weiten Teilen Schleswig-Holsteins und im Norden Brandenburgs. D. h., in diesen Regionen wurde nahezu auf der Hälfte der Rapsfläche im genannten Zeitraum Winterraps in einer maximal dreigliedrigen Fruchtfolge angebaut, die ähnlich wie die zweigliedrige Fruchtfolge als unvorteilhaft in Bezug auf die Entwicklung von Fruchtfolgekrankheiten bezeichnet werden kann (Christen, 2001; Müller, 2017).

Abbildung 24: Regionale Bedeutung des Anbaus von Winterraps in engen Fruchtfolgen



Anteil der Flächen an der jeweiligen regionalen Rapsanbaufläche, auf denen ein Anbau von Winterraps mit höchstens zweijähriger Anbaupause erfolgt; Ø der Zeitintervalle der Jahrespaare 2010-2011, 2011-2012 usw. bis 2016-2017

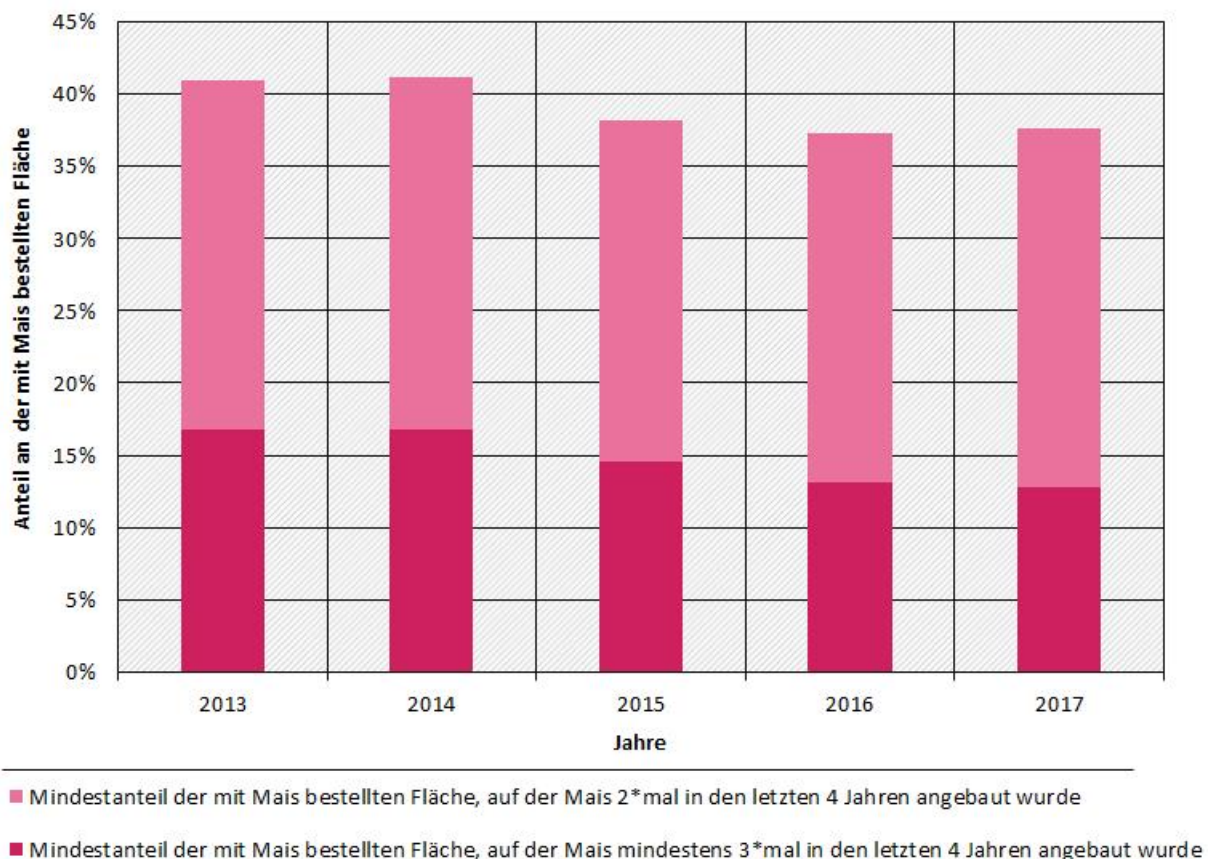
Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, NW, HE und RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Mais:

Mais hat eine vergleichsweise hohe Selbstverträglichkeit, sodass hier aus pflanzenbaulicher Sicht kürzere Anbaupausen und höhere Anteile in Selbstfolge toleriert werden können. Im Unterschied zu Röder et al. (2019) konnte für die folgende Auswertung – aufgrund von Verbesserungen in der Methodik – Mais unabhängig von der ursprünglichen Codierung (z. B. Silo- und Körnermais) für die Auswertung zusammengefasst betrachtet werden.

Insgesamt wurden im Jahr 2017 38 % des Mais auf Flächen mit engen Fruchtfolgen angebaut, d. h. auf Flächen, die mindestens zweimal in den letzten vier Jahren mit Mais bestellt wurden. Dies ist ein Rückgang um drei Prozentpunkte im Vergleich zur Situation in den Jahren 2013 und 2014. Wird der Anteil der Flächen mit sehr engen Fruchtfolgen betrachtet, d. h. Flächen, auf denen Mais mindestens dreimal in den letzten vier Jahren angebaut wurde, so sank der Anteil dieser Flächen von 17 % auf 13 % der mit Mais bestellten Flächen. D. h., der Anteil an der mit Mais bestellten Fläche, auf der in den letzten vier Jahren zweimal Mais angebaut wurde, blieb konstant (s. Abbildung 25).

Abbildung 25: Entwicklung des Maisanbaus in engen Fruchtfolgen an der gesamten mit Mais bestellten Fläche (Ø der Zeitintervalle 2010-2013 bis 2014-2017)



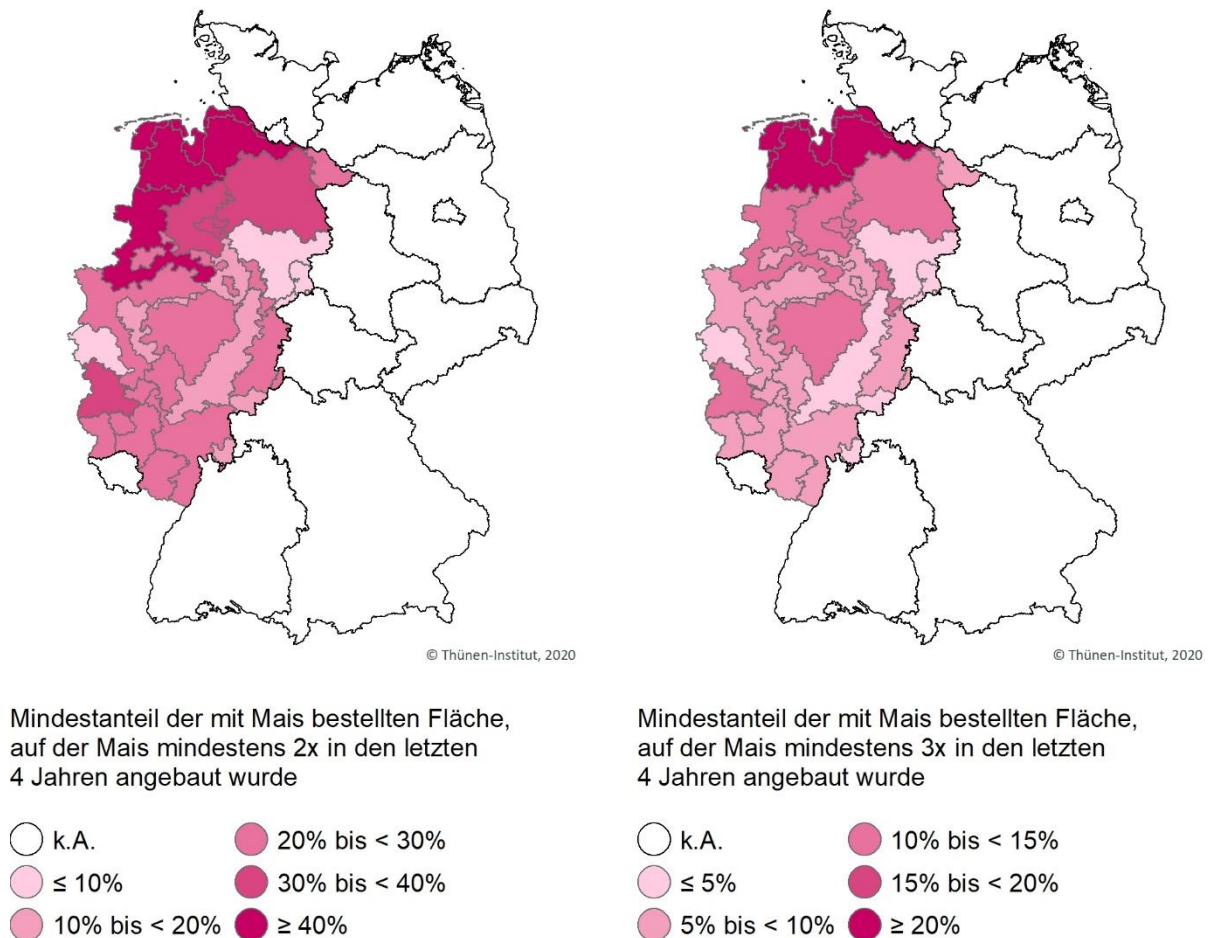
*Zeitintervalle: betrachtet werden jeweils vier Jahre: 2010-2013, 2011-2014, 2012-2015, 2013-2016, 2014-2017

Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, NW, HE und RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Allerdings gibt es auch beim Mais deutliche regionale Unterschiede im Hinblick auf die Weite der Fruchtfolge. Während in der Köln-Aachener Bucht oder im südöstlichen Niedersachsen der Mais fast immer in weiteren Fruchtfolgen stand, sieht das in den Futterbauregionen entlang der Nordsee anders aus (s. Abbildung 26). Hier wurde jeweils über 30 % des Maises in sehr engen bzw. mindestens 60 % in engen Fruchtfolgen angebaut. In den Mittelgebirgslagen der Eifel, im Sauerland und in einem Streifen vom südlichen Emsland bis in die Heide lag dieser Anteil in sehr engen Fruchtfolgen zwischen 11 und 15 % sowie der Anteil in engen Fruchtfolgen bei weiteren 20 bis 30 %. In den Mittelgebirgslagen sind insbesondere die sehr engen Fruchtfolgen nicht nur aus dem Blickwinkel der Förderung von Schädlingen und unerwünschten Beikräutern als problematisch einzustufen, sondern zusätzlich vor dem Hintergrund des Erosionsschutzes. Dies gilt insbesondere dann, wenn Mais in Hanglagen angebaut wird. Die Etablierung einer Zwischenfrucht

nach Mais ist in den Mittelgebirgslagen nur bei günstigen Witterungsbedingungen möglich. Scheitert deren Etablierung, ist der Boden dann bis zur erneuten Bestellung im Frühjahr weitgehend ungeschützt.

Abbildung 26: Regionale Verteilung des Maisanbaus in engen bzw. sehr engen Fruchtfolgen



Anteil der Flächen, die mindestens zwei- bzw. dreimal in den letzten vier Jahren mit Mais bestellt wurden; Ø der Zeitintervalle der Jahrespaare 2010-2011, 2011-2012 usw. bis 2016-2017

Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, NW, HE und RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Brache:

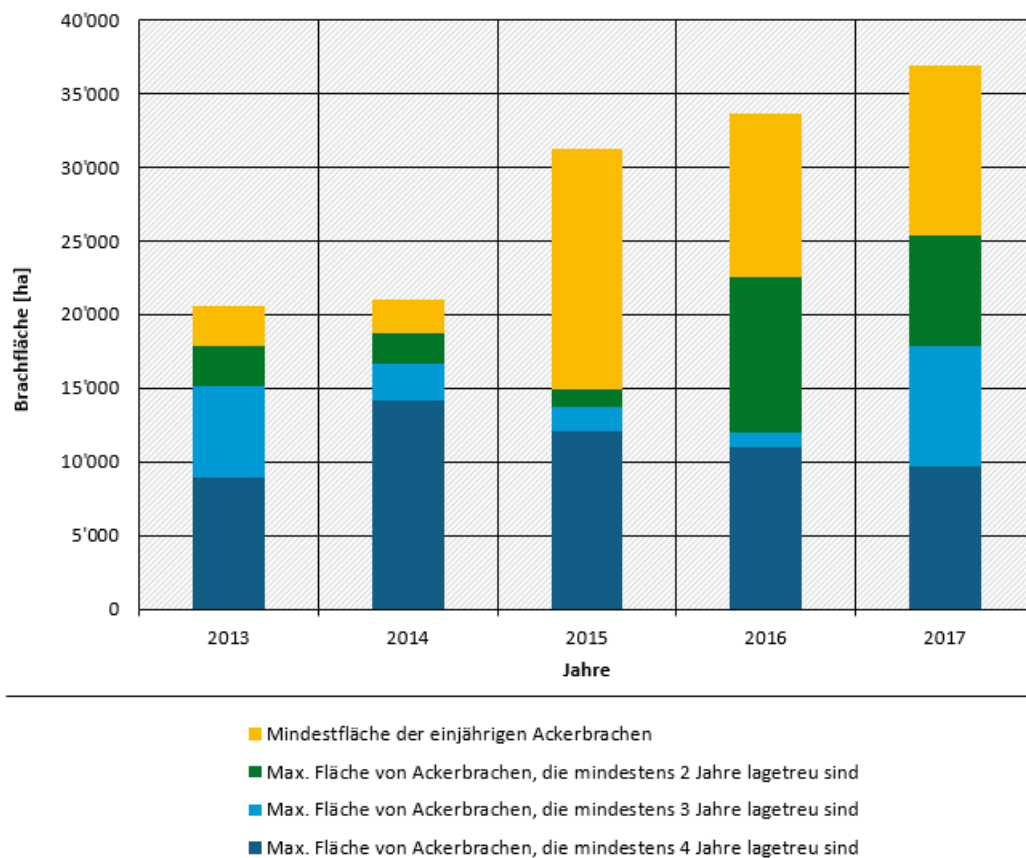
Im Gegensatz zu den vorangegangenen Kulturen und Kulturgruppen gehen wir bei Ackerbrachen davon aus, dass bei diesen vom Landwirt*in nach Möglichkeit der Standort über mehrere Jahre beibehalten wird. Aufgrund folgender Annahmen ist davon auszugehen, dass Brachen tendenziell lagertreu sind: Brachen finden sich v. a. auf Flächen mit geringer Standortqualität, schlechter Verkehrslage und auf Kleinfläche (vgl. u. a. Röder et al., 2019). Daneben werden Brachen und Streifen genutzt, um die Einhaltung von Abstandsauflagen aus dem Dünge- und Pflanzenschutzmittelrecht zu „dokumentieren“ (vgl. Nitsch et al., 2017). In allen diesen Fällen ist davon auszugehen, dass sich diese Ursachen, eine Fläche aus der Produktion zu nehmen, über die Zeit nicht ändern. Für die Integration einer kurzfristigen Brache in eine Fruchtfolge sprechen hingegen insbesondere pflanzenbauliche und förderrechtliche Argumente:

- ▶ mit Hilfe einer begrünten Brache lässt sich der Humusgehalt in der Ackerkrume erhöhen,
- ▶ bei entsprechend häufiger Mahd / häufigem Mulchen können Ackerwildkräuter effektiv reduziert werden,
- ▶ durch die Ansaat von tiefwurzelnden Arten können Bodenverdichtungen gelockert werden,
- ▶ durch die Ansaat von Leguminosen können die Stickstoffvorräte im Boden gesteigert werden,
- ▶ aufgrund der geringen Dauer der Maßnahme besteht ein geringes Risiko, dass sich Wurzelunkräuter z. B. Quecke (*Elymus repens*) und Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*) stark ausbreiten,
- ▶ erfolgt die Brachlegung außerhalb des Greenings oder einer staatlichen Fördermaßnahme, verliert die Fläche ihren Ackerstatus, wenn die Fläche mindestens fünf Jahre in Folge nicht in eine Fruchtfolge integriert wird. Mit dem Statuswechsel ist ein erheblicher Wertverlust der Fläche verbunden.

Für potenziell standorttreue Kulturen, inklusive der Brachen, wird eine etwas andere Methodik als bei den bisher genannten Kulturen (Winterweizen, Getreide, Winterraps und Mais) verwendet, sodass im Folgenden der maximale Anteil abgeschätzt wird, der die angelegten Kriterien erfüllt, und nicht der Mindestanteil. Die unterschiedliche Methodik ist darin begründet, dass aus pflanzenbaulichen Erwägungen einjährige Kulturen in möglichst großem zeitlichen Abstand zu einander angebaut werden sollten, während bei mehrjährigen Kulturen ein Wechsel der Fläche erstmal mit zusätzlichen Kosten im Rahmen der Aussaat verbunden ist. Bei Brachen gehen wir davon aus, dass die Kostenersparnis und arbeitswirtschaftlichen Vorteile bei einer lagetreuen Umsetzung die pflanzenbaulichen Vorteile der Integration einer Brache in die Fruchtfolge aus Sicht der Landwirt*innen überwiegen.

Seit 2013 nahm die Fläche an Ackerbrachen kontinuierlich und deutlich zu (s. Abbildung 27 und Kapitel 4.2.1.3). Bis 2015 dominierten die mehrjährigen lagetreuen Ackerbrachen. 2015 kam es mit dem Wechsel der Förderperiode zu einem Rückgang der mehrjährigen Brachen bei einem gleichzeitigen Anstieg der einjährigen. 2017 befand sich mindestens ein Drittel der Ackerbrachen auf Flächen, die im Vorjahr nicht brachgelegt waren. Die maximale Fläche an Brachen, die mindestens vier Jahre lagetreu waren, ging seit 2014 um 4.500 ha zurück. Seit dem Tiefpunkt 2015 nahm die Fläche der zwei- und dreijährigen Brachen wieder deutlich zu.

Abbildung 27: Entwicklung der Fläche der Ackerbrachen differenziert nach ihrer Bestandszeit (Ø der Zeitintervalle 2010-2013 bis 2014-2017)



*Zeitintervalle: betrachtet werden jeweils vier Jahre: 2010-2013, 2011-2014, 2012-2015, 2013-2016, 2014-2017

Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, NW, HE und RP. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Der deutliche Anstieg bei den zwei- und dreijährigen Brachen nach 2015 spricht dafür, dass bei vielen Landwirten strukturelle Überlegungen, Flächen dauerhaft aus der Produktion zu nehmen, gegenüber pflanzenbaulichen Erwägungen, eine Brache als Glied in die Fruchtfolge zu integrieren, überwiegen. Die Ergebnisse decken sich weitestgehend den Ergebnissen von Nitsch et al. (2017: S. 93) die zu dem Ergebnis kommen, dass 2015 46 % der ÖVF-Brachen auf bestehenden Brachen angelegt wurden, d. h. mindestens zweijährig waren.

In Brandenburg dominierten im Zeitraum zwischen 2005 und 2018 Brachen mit einer Standzeit von bis zu fünf Jahren (Lakes et al., 2020). Ferner waren die Altersklassen von ein bis vier Jahren ungefähr gleich stark besetzt. Diese Befunde sind leicht zu erklären, da Brachen, die nicht im Rahmen von AUKM oder dem Greening angelegt werden, nach fünf Jahren ohne Bewirtschaftung ihren Ackerstatus verlieren und rechtlich als Grünland einzustufen sind. Da es in Brandenburg bis in die jüngste Vergangenheit kaum einschlägige Angebote zur Förderung von Brachen in den AUKM gab, ist es nicht verwunderlich, dass die Flächen nach spätestens vier Jahren wieder in Kultur genommen wurden. Während einjährige Brachen durchaus Vorteile im Hinblick auf den abiotischen Ressourcenschutz bringen, ist es aus Sicht des biotischen Ressourcenschutzes besser, wenn die Brachen mehrere Jahre am selben Standort sind (u. a. Wagner et al., 2014).

In weiterführenden Studien sollte geklärt werden:

- ▶ Inwieweit ist der Rückgang der mehrjährigen Brachen 2015 v. a. auf den Wechsel der Förderperiode zurückzuführen (d. h., korreliert der Rückgang mit der Entwicklung der einschlägigen AUKM in den Betrieben)?
- ▶ Gibt es einen Unterschied in der Standzeit zwischen Förderprogrammen, die eine lagetreue Umsetzung (bestimmte AUKM) erfordern und solchen, die dies nicht tun (ÖVF-Brachen und bestimmte AUKM)?
- ▶ Wie werden Brachen in Fruchtfolgen integriert (welche Vor- bzw. Nachfrucht), um auf dieser Basis die abiotischen Effekte abzuschätzen?
- ▶ Gibt es im Hinblick auf die Standzeit regionale Unterschiede bzw. Unterschiede zwischen den Betriebstypen?

3.2.4.1 Zusammenfassung und Diskussion

Das vorherige Kapitel hat gezeigt, dass es über den betrachteten Zeitraum von 2010 bis 2017 für alle betrachteten Kulturen und Kulturgruppen eine geringe Tendenz zur Verlängerung der Anbaupause und somit der Erweiterung der Fruchtfolgen gibt. Im Zuge des Greenings konnte bisher keine deutliche Veränderung beobachtet werden. Dies ist nicht verwunderlich, da die durch das Greening vorgegebenen Anteile auf Ebene der Kulturen schon vor 2015 nur in Ausnahmefällen überschritten wurden und das Greening keine Auflagen zur Fruchtfolgegestaltung macht. Trotz des Rückgangs wird in allen betrachteten Kulturen/Kulturgruppen ein erheblicher Anteil des Gesamtanbaus in engen Fruchtfolgen durchgeführt. So erfolgen beim Mais 40 %, beim Winterraps knapp ein Viertel und beim Winterweizen knapp ein Fünftel des jeweiligen gesamten Anbaus in Fruchtfolgen, die enger als die einschlägigen pflanzenbaulichen Empfehlungen sind (Baeumer, 1990; Jeangros und Courvoiser, 2019). Extrem getreidereiche Fruchtfolgen – mit Anteilen von mehr als 75 % in der Fruchtfolge – sind in den betrachteten Regionen die Ausnahme. Allerdings erfolgt über die Hälfte des Getreideanbaus auf Flächen, auf denen der Getreideanteil in der Fruchtfolge über 50 % liegt.

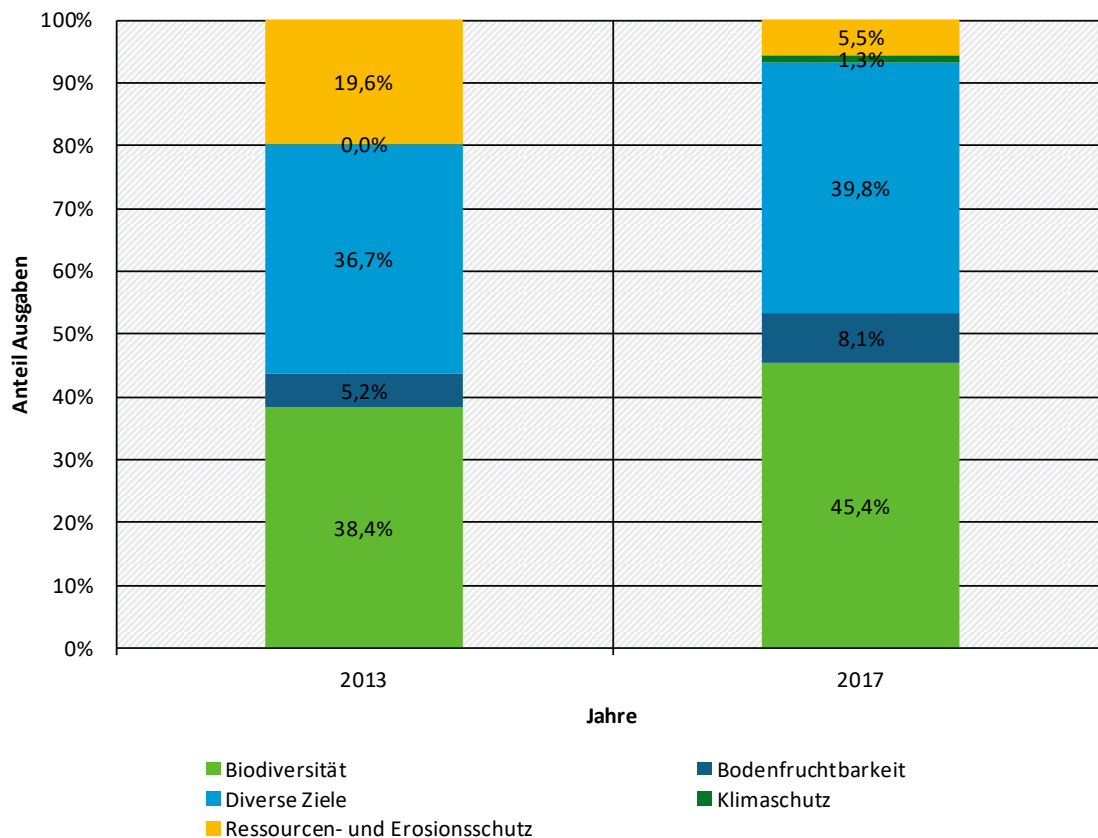
Durch relativ enge Fruchtfolgen bei der Mehrzahl der betrachteten Kulturen sind insbesondere die Marschen Niedersachsens und die Mittelgebirgslagen von Hessen und Rheinland-Pfalz gekennzeichnet. In diesen Regionen finden sich verbreitet schwierige Anbaubedingungen, schwere Böden mit engen Bearbeitungsfenstern und eine starke gegebene standörtliche Differenzierung der Ackerflächen. In der Folge scheint hier die Kulturartenvielfalt auf lokaler Ebene nicht zu einer entsprechenden Länge der Fruchtfolge zu führen.

Im Gegensatz zu den Marschen oder den Mittelgebirgsregionen sind die Fruchtfolgen in den Börderegionen und auch den Veredlungsregionen des Münsterlandes vergleichsweise weit.

3.2.5 Zielsetzungen und Wirksamkeit der Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen in der 2. Säule

Die folgende Abbildung 28 zeigt die prozentuale Verteilung der Ausgaben auf die verschiedenen Ziele im Rahmen der Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) in 2013 und 2017.

Abbildung 28: Ausgabenanteile für verschiedenen Ziele im Rahmen der AUKM 2013 und 2017



Quelle: eigene Berechnung; basierend auf AUKM-Daten der Bundesländer. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die Tabelle 2 zeigt, dass das verausgabte Budget für die Förderung von AUKM 2017 trotz der Einführung des Greenings 36 % höher war als 2013. Dem gegenüber blieb die Förderfläche nahezu unverändert. Insbesondere wurden die Ausgaben für Biodiversität, Bodenfruchtbarkeit und Klimaschutz ausgeweitet. Bei der Bodenfruchtbarkeit wurde die Fläche nur leicht gesteigert, während die Ausgaben sich mehr als verdoppelt haben. Hierbei wurden 2013 vor allem die Mulchsaatverfahren gefördert, im Durchschnitt mit einer Prämie von etwa 66 EUR je ha. 2017 wurden hauptsächlich Fruchtfolgemaßnahmen angeboten, deren Prämie bei etwa 88 EUR je ha lag, was den Rückgang der Fläche bei gleichzeitigem Anstieg der Ausgaben erklärt.

Bei der Interpretation der Flächenumfänge ist darauf hinzuweisen, dass dieselbe physische Fläche mehrfach in die Statistik eingehen kann, wenn Maßnahmen miteinander kombiniert werden können. So wird die FFH-Ausgleichszahlung teilweise zusätzlich zur Förderung von Agrarumweltmaßnahmen oder des ökologischen Landbaus gewährt.

Andererseits hat die Bedeutung der Maßnahmen im Bereich des Erosions- und Ressourcenschutzes deutlich abgenommen. Dies ist damit zu erklären, dass ein wesentlicher Teil des Zwischenfruchtanbaus ab 2015 über die Ökologische Vorrangfläche abgedeckt wurde und diese Maßnahmen in den AUKM weniger angeboten wurden. So reduzierte sich die über AUKM geförderte Fläche von 661.000 ha auf 316.000 ha. Die entsprechende Förderung ging um 24,2 Mio. EUR p. a. zurück.

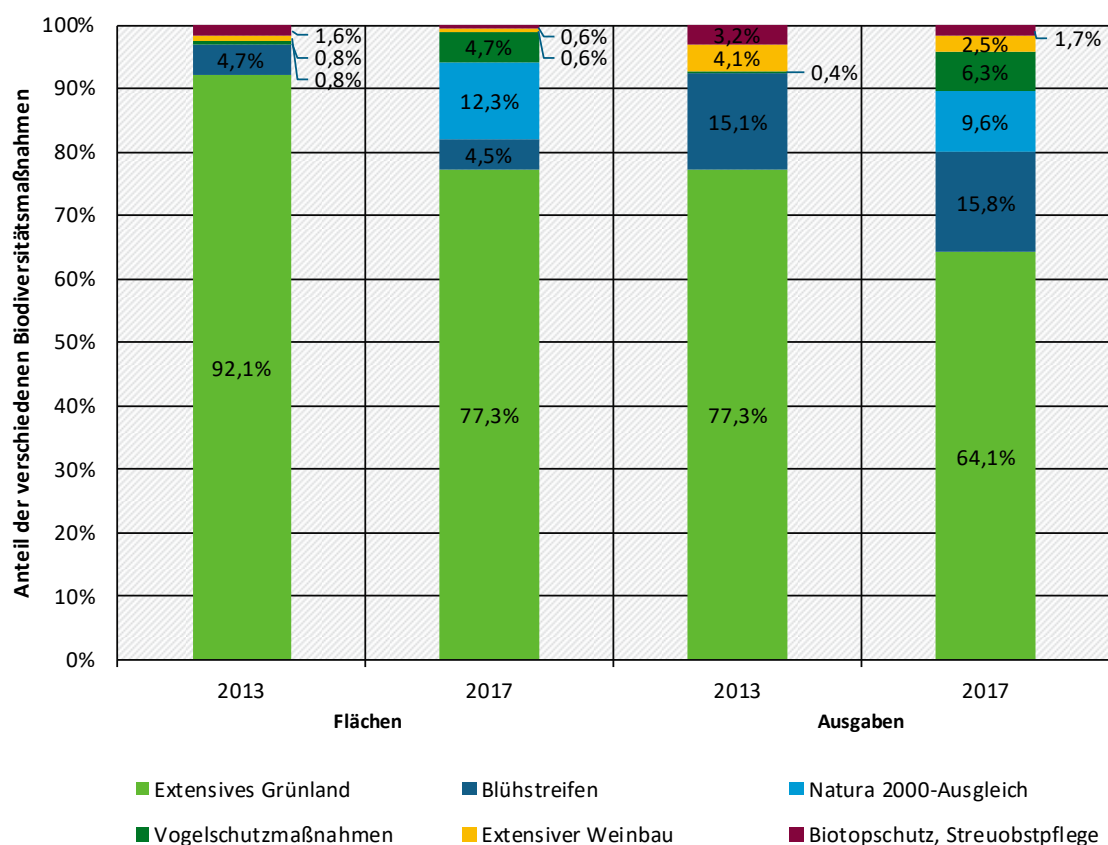
Tabelle 2: Förderfläche und Ausgaben für verschiedene Zielen im Rahmen der Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen 2013 und 2017

Ziel	Fläche (in ha)			Ausgaben (in EUR)		
	2013	2017	Änderung	2013	2017	Änderung
Biodiversität	409.803	663.163	253.360	81.181.636	142.775.080	61.593.444
Bodenfruchtbarkeit	209.719	291.991	82.272	11.081.168	25.504.104	14.422.936
Diverse Ziele	460.218	544.277	84.059	77.561.771	125.127.573	47.565.802
Klimaschutz	183	5.341	5.158	56.309	3.943.716	3.887.407
Erosions- u. Ressourcenschutz	660.523	315.624	– 344.899	41.466.696	17.279.733	– 24.186.963
Gesamt AUKM	1.740.446	1.820.396	79.950	211.347.580	314.630.206	103.282.626

Quelle: eigene Berechnung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die folgende Abbildung 29 zeigt die relative Bedeutung der verschiedenen Biodiversitätsmaßnahmen 2013 und 2017 sowohl nach Flächen als auch nach Ausgaben:

Abbildung 29: Anteil der verschiedenen Biodiversitätsmaßnahmen 2013 und 2017 an der Förderflächen bzw. den Ausgaben



Quelle: eigene Berechnung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die Biodiversitätsmaßnahmen bestehen hauptsächlich aus **Grünlandmaßnahmen**, die sowohl flächen- als auch ausgabenmäßig den größten Posten einnehmen (92,1 % der Fläche / 77,3 % der Ausgaben; vgl. Tabelle 3). Insgesamt sind in der Kategorie Grünlandmaßnahmen sehr viele Detailmaßnahmen zusammengefasst. Hierbei kann man zwischen Maßnahmen der

Wiesenbewirtschaftung und der Weidehaltung unterscheiden. Einige Maßnahmen sind Maßnahmen der späten Schnittnutzung. Allerdings ist die Systematik in den Bundesländern derart unterschiedlich, dass diese bei einer Überblicksarbeit in eine Kategorie zusammengefasst werden.

Die **Blühstreifenmaßnahmen** haben in der Förderperiode 2014 bis 2020 gegenüber 2013 einen ähnlichen Ausgabenanteil von etwa 15 % erzielt.

Die **Vogelschutzmaßnahmen** (v. a. in Niedersachsen und Schleswig-Holstein) haben in der Förderperiode 2014 bis 2020 an Bedeutung zugenommen, sodass 4,7 % der Fläche und 6,3 % der Zahlungen für diese Maßnahmen aufgewendet werden.

Der **Natura-2000-Ausgleich** wurde in Brandenburg, Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein neu eingeführt und macht 12,3 % der Flächen und 9,6 % der Ausgaben aus.

Tabelle 3: Biodiversitätsmaßnahmen im Rahmen der AUKM 2013 und 2017

Biodiversität	Flächen		Ausgaben	
	2013	2017	2013	2017
Blühstreifen	4,7%	4,5%	15,1%	15,8%
Extensiver Weinbau	0,8%	0,6%	4,1%	2,5%
Extensives Grünland	92,1%	77,3%	77,3%	64,1%
Vogelschutzmaßnahmen	0,8%	4,7%	0,4%	6,3%
Natura-2000-Ausgleich		12,3%		9,6%
Biotopschutz, Streuobstpflge	1,6%	0,6%	3,2%	1,7%

Quelle: eigene Berechnung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die Literatur zeigt, dass Maßnahmen mit einer geringen Eingriffstiefe je Flächeneinheit (=hellgrüne Maßnahmen) eher eine geringe Gesamtwirkung (Wirkung je Flächeneinheit multipliziert mit dem Flächenumfang) auf die Zielvariablen (vgl. Tabelle 1) haben, während spezifische Maßnahmen mit einer hohen Eingriffstiefe wirksamer sind (Armsworth et al., 2012). Dies gilt selbst unter Berücksichtigung eines fixen Gesamtbudgets und dem Umstand, dass Maßnahmen mit einer hohen Eingriffstiefe eine deutlich höhere Förderung je Flächeneinheit erfordern als solche mit einer niedrigen. Die Ergebnisse der Bewertung sind in der Tabelle 4 dargestellt:

Es zeigt sich, dass bei den biotischen Faktoren der Flächenanteil an Maßnahmen mit einer hohen Eingriffstiefe insgesamt um 15,7 Prozentpunkte zugenommen hat. Insbesondere die Förderfläche spezifischer Maßnahmen ohne Kulissenbezug hat sich mehr als vervierfacht. Die Fläche von Maßnahmen mit expliziten Kulissenbezug wie z. B. die Kulisse der Vogelschutzrichtlinie oder der FFH-Richtlinie ist dagegen nur um ein gutes Drittel angewachsen.

Bei den abiotischen Faktoren waren die Veränderungen ähnlich ausgeprägt: Die wirksamen Maßnahmen haben um 13,3 Prozentpunkte zugenommen. Allerdings spielen bei der Adressierung abiotischer Ziele Maßnahmen mit einer expliziten Adressierung von Zielkulissen keine Rolle.

Der Ökolandbau hat seit 2013 um 2,1 Prozentpunkte zugenommen.

Tabelle 4: Eingriffstiefe der Agrarumweltprogramme (AUKM) bei biotischen und abiotischen Zielen

Wirksamkeit biotisch	2013 Fläche (ha) Anteil (%)	2017 Fläche (ha) Anteil (%)	Änderung (Prozentpunkte)
Biotische Ziele			
Niedrige Eingriffstiefe (<i>hellgrün</i>)	1.020.734 58,6%	745.585 40,9%	-17,7%
Hohe Eingriffstiefe (<i>dunkelgrün</i>)	73.580 4,2%	303.434 16,7%	12,4%
Hohe Eingriffstiefe mit Kulisse	185.914 10,7%	253.823 13,9%	3,3%
Ökologische Landwirtschaft	460.218 26,4%	518.996 28,5%	2,0%
Abiotische Ziele			
Niedrige Eingriffstiefe (<i>hellgrün</i>)	1.092.154 62,8%	861.478 47,3%	-15,4%
Hohe Eingriffstiefe (<i>dunkelgrün</i>)	188.074 10,8%	439.518 24,1%	13,3%
Hohe Eingriffstiefe mit Kulisse	0,0%	404 0,0%	0,0%
Ökologische Landwirtschaft	460.218 26,4%	518.996 28,5%	2,1%

Quelle: eigene Berechnung; Bewertungsmethode Expertenbefragung; Gewichtung anhand des Flächenanteils; Ausgewertet wurden Daten zu Agrarumweltmaßnahmen aus sechs Bundesländern: BB, HE, NW, NI, RP; SH; Die Bewertungen der Effektivität sind subjektiv, wurden jedoch von verschiedenen Experten u. Evaluatoren der AUKM diskutiert. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

3.2.5.1 Zusammenfassung und Diskussion

Trotz der Einführung des Greenings stieg das verausgabte Budget für flächenbezogene Maßnahmen zur Erreichung von Zielen des Umwelt- und Biodiversitätsschutzes stark an. Dadurch, dass Maßnahmen, die bislang in der 2. Säule gefördert wurden wie z. B. der Zwischenfruchtanbau seit 2015 in der 1. Säule im Rahmen des Greenings gefördert werden, hat sich der Gestaltungsspielraum für die Agrarumweltprogramme der 2. Säule vergrößert. Dies hat dazu geführt, dass Ziele und Schwerpunkte sich geändert haben. Bei den AUKM wurden die Maßnahmen mit Biodiversität als Ziel ausgebaut, während die Maßnahmen des Erosions- und Ressourcenschutzes v. a. im Rahmen des Greenings gefördert wurden. Der Anteil der Maßnahmen von AUKM mit hoher Eingriffstiefe und Maßnahmen mit spezifischer Zielkulisse (z. B. Kulisse nach FFH-Richtlinie) wurden ausgebaut. Somit ging mit der Einführung des Greenings eine qualitative Aufwertung der AUKM einher. Die Zielkulissen spielen mit 13 % vor allem bei den biotischen Maßnahmen eine wichtige Rolle, während bei den abiotischen Maßnahmen kaum Maßnahmen mit expliziter Zielkulisse zum Einsatz kommen. Insbesondere die Einordnung der Eingriffstiefe von Grünlandmaßnahmen ist hier mit hohen Unsicherheiten behaftet. Hier werden in den aggregierten Umsetzungs- und Finanztabellen sehr viele verschiedene Teilmaßnahmen gemeinsam von den Ländern berichtet. Somit verbirgt sich hinter einer Angabe oft ein Potpourri aus sehr spezifischen und hochwirksamen Maßnahmen mit unspezifischen und wenig wirksamen Maßnahmen. Auch beziehen sich die Flächenangaben auf die Förderflächen. Insbesondere bei modular aufgebauten Programmen können mehrere Fördermaßnahmen auf derselben physischen Fläche umgesetzt werden, sodass die Angabe die physische Fläche überschätzt.

4 Auswirkungen des Greenings auf die Landnutzung

4.1 Methoden

4.1.1 Ökologische Vorrangflächen

Seit 2015 müssen Betriebe mit mehr als 15 ha Ackerland 5 % ihres Ackerlandes für Ökologische Vorrangflächen (ÖVF) bereitstellen, um die Greening-Prämie vollständig zu erhalten (Art. 46 EU-VO 1307/2013). Von dieser Verpflichtung ausgenommen sind Betriebe, die mehr als 75 % des Ackerlandes für die Grünfüttererzeugung nutzen, brach liegen lassen und/oder für den Anbau von Leguminosen nutzen, wenn die restliche Fläche höchstens 30 ha beträgt. Auch die Nutzung von insgesamt mehr als 75 % der beihilfefähigen Fläche als Dauergrünland und/oder zur Grünfüttererzeugung befreit einen Betrieb von der Verpflichtung, vorausgesetzt, die restliche Ackerfläche beträgt höchstens 30 ha. Ebenso sind Ökobetriebe und Kleinerzeuger generell vom Greening befreit.

Als ÖVF kommen sowohl landwirtschaftlich produktiv genutzte Flächen wie Zwischenfrüchte/Untersaaten, Leguminosen oder Kurzumtriebsplantagen (KUP) als auch Flächen wie Brachen, bestimmte Landschafts- oder Streifenelemente in Frage. Sie müssen auf Ackerland umgesetzt werden, außer es handelt sich um Landschaftselemente, Pufferstreifen oder Aufforstungsflächen. Diese können auch auf (ehemaligem) Dauergrünland liegen.

Den ÖVF-Typen sind verschiedene Gewichtungsfaktoren zugewiesen (vgl. Tabelle 5), die die ökologische Wertigkeit widerspiegeln sollen. Anhand dieser Gewichtungsfaktoren wird die anrechenbare ÖVF-Fläche durch Multiplikation mit der physischen Fläche ermittelt. So gilt ein Hektar Brache als ein Hektar ÖVF, während Zwischenfrüchte nur mit dem Faktor 0,3 gewertet werden.

Weiterhin müssen für eine Anerkennung der Flächen diverse Kriterien, wie z. B. Streifenbreite, Restriktionen bezüglich Düngung und der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln, Bearbeitungs- und Standzeiten, Vorgaben zu erlaubten Kulturen, Ansaatmischungen oder nachfolgend erlaubten Kulturen eingehalten werden (BMEL, 2015).

Seit dem Antragsjahr 2018 gelten Änderungen hinsichtlich der Befreiung von der ÖVF-Umsetzungsverpflichtung. Betriebe, die mehr als 75 % ihres Ackerlandes für die Erzeugung von Gras, Grünfütterpflanzen, Leguminosen und/oder Brachen nutzen sind auch dann befreit, wenn das verbleibende Ackerland 30 ha überschreitet. Das gleiche gilt für Betriebe, die mehr als 75 % der beihilfefähigen Fläche für Dauergrünland, Gras, Grünfütterpflanzen oder Pflanzen im Nassanbau nutzen (s. Kapitel 4.2.1.6).

Des Weiteren wurden 2018 die Gewichtungsfaktoren für Leguminosen (von 0,7 auf 1,0) sowie Kurzumtriebsplantagen (von 0,3 auf 0,5) geändert. Neu hinzugekommen sind die ÖVF-Typen Miscanthus (Gewichtungsfaktor 0,7), Durchwachsene Silphie (0,7), und Honigbrachen (1,5). Die aus ökologischer Sicht wichtigste Änderung ist das Verbot von Pflanzenschutzmitteln auf ÖVF. Für weitere Details beispielsweise hinsichtlich der Abmessung von Streifen oder zugelassenen Ansaatmischungen sei auf BMEL (2018a) verwiesen.

Für die in diesem Bericht dargestellten Analysen der Umsetzung von Ökologischen Vorrangflächen wurden die InVeKoS-Daten der Bundesländer Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz für die Jahre 2015 bis 2017 herangezogen. Es wurden nur Betriebe berücksichtigt, die im jeweiligen Jahr ÖVF-pflichtig waren. Kleinerzeuger konnten hierbei aufgrund der vorliegenden Daten nicht sicher vollständig ausgeschlossen werden; der Fehler dürfte aber gering ausfallen.

Zudem wurden Auswertungen zu den in Deutschland umgesetzten ÖVF-Typen gemacht. Diese basieren ebenfalls auf Daten auf des InVeKoS-Systems (Deutscher Bundestag, 2015, 2018, 2019; BMEL, 2020d) und umfassen die Jahre 2015 bis 2019.

Ein weiterer Bestandteil der Analyse war, den Einfluss der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung (BWA) auf die Umsetzung der ÖVF-Typen zu untersuchen: Die betriebswirtschaftliche Ausrichtung beschreibt den Produktionsschwerpunkt landwirtschaftlicher Betriebe und ist nach dem Klassifizierungssystem der Europäischen Union (VO (EG) Nr. 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 Betriebes. Der Standardoutput ist dabei definiert als durchschnittlicher Geldwert der Bruttoagrarerzeugung. Der Wert berechnet sich aus der erzeugten Menge je Frucht- oder Tierart zu Ab-Hof-Preisen. Die Durchschnittswertebemessen sich an einem Bezugszeitraum von fünf Jahren und werden auf NUTS-2-Ebene (Nomenclature of Statistical Territorial Units) erhoben, um regionale Unterschiede zu erfassen. Im vorliegenden Bericht wurden die im InVeKoS angegebenen einzelbetrieblichen Angaben zu Art und Umfang der Flächennutzung sowie Größe und Zusammensetzung des Viehbestandes 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.

Tabelle 5: ÖVF-Typen, ihre Aggregation für die Auswertungen und ihre Gewichtungsfaktoren sowie das Vorkommen in den ausgewählten Bundesländern von 2015 bis 2017

	ÖVF-Einzelcode	ÖVF-Typ	Gewichtung von 2015-2017	HE (2015-2017)	NI (2015-2017)	NW (2015-2017)	RP (2015-2017)
ÖVF-Flächen	Zwischenfrucht	Zwischenfrucht, Gründecke, Untersaat	0,3	x	x	x	x
	Untersaat	Zwischenfrucht, Gründecke, Untersaat	0,3	x	x	x	x
	Streifen am Waldrand (ohne Produktion)	Streifen	1,5	x	x	x	x
	Pufferstreifen (Ackerland)	Streifen	1,5	x	x	x	x
	Pufferstreifen (Grünland)	Streifen	1,5	x	x	x	x
	Feldrand	Streifen	1,5	x	x	x	x
	Alle Arten von Streifen	Streifen	1,5				
	Ufervegetation	Streifen	1,5	x	x	x	x
	KUP	KUP und Aufforstungsflächen, ab 2018: KUP, Aufforstungsflächen, NaWaRo	0,3 (ab 2018: 0,5)	x	x	x	x
	Aufforstungsflächen	KUP und Aufforstungsflächen, ab 2018: KUP, Aufforstungsflächen, NaWaRo	1,0		x		x
	Leguminosen	Leguminosen	0,7 (ab 2018: 1,0)	x	x	x	x
	Brachen ohne Erzeugung	Brachen ohne Erzeugung	1,0	x	x	x	x

	Honigbrachen (ab 2018)	Brachen ohne Erzeugung	1,5				
	Miscanthus (ab 2018)	KUP und Aufforstungsflächen, ab 2018: KUP, Aufforstungsflächen, NaWaRo	0,7				
	Durchwachsene Silphie	KUP und Aufforstungsflächen, ab 2018: KUP, Aufforstungsflächen, NaWaRo	0,7				
ÖVF-Landschaftselemente	Baumreihen	ÖVF-LE	2,0	x	x	x	x
	Einzelbäume, Sträucher	ÖVF-LE	1,5	x	x	x	x
	Feldgehölze	ÖVF-LE	1,5	x	x	x	x
	Feldraine	ÖVF-LE	1,5	x	x	x	x
	Hecken oder Knicks	ÖVF-LE	2,0	x	x	x	x
	Fels- und Steinriegel, naturversiegelte Flächen	ÖVF-LE	1,0	x	x	x	x
	Terrasse	ÖVF-LE	1,0				x
	Trocken-, Natursteinmauern, Lesesteinwälle	ÖVF-LE	1,0	x	x	x	x
	Feuchtgebiete	ÖVF-LE	1,0	x	x	x	x
	Tümpel, Sölle, Moore, Dolinen und andere vergleichbare Feuchtgebiete	ÖVF-LE	1,0	x		x	
	Gräben	ÖVF-LE	2,0				
	Anzahl ÖVF-Meldemöglichkeiten:			19	19	19	20

ÖVF-Einzelcode: ÖVF, wie sie vom jeweiligen Bundesland angeboten wird.

ÖVF-Typ: Aggregation der landesspezifischen ÖVF-Einzelcodes, wie sie für die bundeslandübergreifenden Auswertungen verwendet wurde.

HE: Hessen, NI: Niedersachsen, NW: Nordrhein-Westfalen, RP: Rheinland-Pfalz

Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Um zu untersuchen, welche Faktoren einen nennenswerten Einfluss auf die Erfüllung der ÖVF-Verpflichtungen von Betrieben über Brachen und Streifen haben, wurden zunächst monofaktorielle Analysen durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass mehrere Faktoren einen nennenswerten Einfluss auf den Umfang zu haben scheinen. Als wichtige Faktoren zeigten sich: der Viehbesatz (GV je ha), der Standardoutput (als Maß für die Wertschöpfung auf der Fläche), der Anteil des Ackerlandes, der in Schutzgebieten liegt, die Betriebsgröße (in ha) und die allgemeinen standörtlichen Bedingungen, die z. B. über den Bodenklimaraum abgebildet werden. Als besonders geschützte Gebiete (BGG) wurden hierbei Naturschutzgebiete, FFH-Gebiete, Biosphärenreservate und SPA-Gebiete (Special Protected Area: EU-Vogelschutzgebiete) zusammen betrachtet. Da die genannten Faktoren nicht unabhängig voneinander sind, wurden sie in einem statistischen Erklärungsmodell zusammengefasst. Landschaftselemente wurden für die Analyse nicht berücksichtigt, da diese über Cross-Compliance geschützt sind. Aus diesem Grund wurde die ÖVF der Betriebe um die Fläche der Landschaftselemente bereinigt. Aufgrund von empirischen Überlegungen konnte keine a priori fixe Funktionsform des statischen Erklärungsmodells vorgegeben werden. Ferner ist bei einigen Variablen von nicht-linearen Sättigungseffekten auszugehen. Das bedeutet, dass ab einem gewissen Punkt ein zusätzlicher Anstieg einer erklärenden Variablen (z. B. die Betriebsgröße) kein weiterer Anstieg auf die abhängige Variable (Bereitstellung von Brachen und Streifen) mit sich bringt. Auf Basis dieser Sachverhalte wurde für die Modellierung ein

Generalized Additive Mixed Models (GAMM) gewählt und mit Hilfe der Software R (package `gamm4` Version 0.2-6 (Simon Wood und Fabian Scheipl, 2020)) durchgeführt. Da die Zielvariable „Anteil von Brachen und Streifen an den ÖVF“ auf den Wertebereich von 0 bis 1 beschränkt ist, wurde als Modelltyp „quasi-binomial“ mit einer „logit“ Link-Funktion festgelegt. Auf Basis des Generalized-Cross-Validation-Kriteriums (GCV) und visueller Inspektion der Regressionskurven erfolgte die Festlegung, welche Zusammenhänge zwischen den erklärenden Variablen und die abhängigen Variable linear und welche nicht-linear im Modell abgebildet werden. Der Einfluss der Bodenklimaräume wurde als „random factor“ betrachtet. Im finalen Model wurde der Einfluss der Ackerfläche und des Standardoutputs als nicht-linear abgebildet und derjenige des Anteils Ackerland in besonders geschützten Gebieten als linear (siehe auch A.1.2).

4.1.2 Entwicklung des Dauergrünlandes

Mit der GAP-Reform von 2013 wurde der Erhalt von Dauergrünland festgeschrieben (Art. 44 EU-VO 1307/2013). Die europäische Gesetzgebung sieht vor, dass auf regionaler Ebene gegenüber 2012 nicht mehr als 5 % der Dauergrünlandfläche in Ackerland umgewandelt werden dürfen. In Deutschland wird seit 2015 eine Umwandlung von Grünland in Ackerland im Regelfall nur dann nicht förderrechtlich sanktioniert, wenn andernorts Ackerland in Grünland umgewandelt wird.

Die langfristige Analyse der Entwicklung des Dauergrünlandanteils an der LF von 1999 bis 2016 erfolgte für Deutschland anhand von Daten der Agrarstrukturerhebung (ASE) auf Basis der Erhebungen der Jahre 1999 und 2016. Mit InVeKoS-Daten wurde darüber hinaus in Detailauswertungen die Entwicklung des Dauergrünlands in Jahresschritten für den Zeitraum von 2010 bis 2017 für folgende Kulissen analysiert, wobei für alle Jahre die gleiche Lage der Kulissen verwendet wurde:

- ▶ Normallandschaft (NL): alle landwirtschaftlichen Nutzflächen, die sich außerhalb der nachfolgend genannten Gebietskulissen sowie außerhalb von Nationalparks, Naturparks und Landschaftsschutzgebieten befinden,
- ▶ Naturschutzkulissen: FFH und Vogelschutzgebiete (Special Protected Area: EU-Vogelschutzgebiete),
- ▶ Wasserschutzkulissen: Moorflächen (GÜK-Moor, Geologische Übersichtskarte 200), Überschwemmungsgebiet 20-jähriges Hochwasser (HQ₂₀) und Überschwemmungsgebiet 100-jähriges Hochwasser (HQ₁₀₀),
- ▶ Besonders geschützte Gebiete (BGG): FFH, Vogelschutzgebiete (Special Protected Area: EU-Vogelschutzgebiete), Naturschutzgebiete und Biosphärenreservate.

Anhand von InVeKoS-Daten zur Tierhaltung und Landnutzung wurde darüber hinaus die Entwicklung der Anzahl der Raufutter verzehrenden Großvieheinheiten (RGV) je Hektar Hauptfutterfläche (HFF) von 2010 bis 2017 untersucht. Die Tierdaten stammen aus der HIT-Datenbank (Herkunftssicherungs- und Informationssystem Tier) sowie aus den InVeKoS-Meldungen, um eine ausreichende Differenzierung der Raufutterfresser zu gewährleisten. Mit Hilfe des Großvieheinheiten-Schlüssels der Agrarstrukturerhebung (FDZ, 2018) wurden die Tierdaten in Raufutter verzehrende Großvieheinheiten (RGV) umgerechnet. Zum Raufutter verzehrenden Großvieh zählen Rinder, Einhufer, Schafe und Ziegen. Die Hauptfutterfläche (HFF) für die Raufutterproduktion umfasst die Ackerfutterflächen sowie das Dauergrünland ohne Streuwiesen.

Eine ausführlichere Beschreibung der Methodik findet sich bei Schoof et al. (2019a) sowie Röder et al. (2019).

4.1.3 Kulturartendifferenzierung

4.1.3.1 Kulturartendiversifizierung im Zuge des Greenings

Mit dem Greening wurden im Jahr 2015 Vorgaben zur Anbaudiversifizierung eingeführt (Art. 44 EU-VO 1307/2013), ohne deren Einhaltung die Direktzahlungen gekürzt werden. Die Regelungen zur Anbaudiversifizierung gelten für alle zum Greening verpflichteten Betriebe mit wenigstens 10 ha Ackerland:

- ▶ Betriebe mit 10 bis 30 ha Ackerland müssen mindestens zwei Kulturen anbauen. Hierbei darf der Flächenanteil der Hauptkultur maximal 75 % betragen.
- ▶ Betriebe mit über 30 ha Ackerland müssen mindestens drei Kulturen anbauen. Die Hauptkultur darf 75 % des Flächenanteils nicht überschreiten und die beiden größten Kulturen dürfen gemeinsam maximal 95 % des Ackerlandes einnehmen.

Sofern das verbleibende Ackerland 30 ha nicht überschreitet, sind Betriebe von diesen Verpflichtungen befreit,

- ▶ bei denen Ackergras, Grünfutter und/oder Ackerbrachen mehr als 75 % des Ackerlandes ausmachen,
- ▶ die mehr als 75 % Grünland (Dauergrünland, Ackergras und/oder andere Grünfutterpflanzen) an der LF haben.

2018 traten Änderungen bzgl. der Verpflichtung zur Anbaudiversifizierung in Kraft. Allgemein fällt der Zusatz weg, dass die Befreiungsregelungen nur gelten, wenn das verbleibende Ackerland 30 ha nicht überschreitet.

Was im Rahmen der Anbaudiversifizierung als Kulturpflanze gilt, ist im Groben anhand der Gattungen festgelegt. Einen Überblick über die Zuordnung der einzelnen Kulturen zu Kulturgruppen im Sinne der Anbaudiversifizierung, wie sie für die Auswertungen in diesem Bericht genutzt wurde, gibt die Tabelle 33 im Anhang A.1 dieses Berichts.

Die Auswertungen basieren auf den InVeKoS-Daten der Bundesländer Hessen, Niedersachsen und Rheinland-Pfalz. Nordrhein-Westfalen konnte in den Auswertungen zur Kulturartendiversität nicht berücksichtigt werden, da die NutzungsCodes in dem Bundesland ab dem Jahr 2015 sehr viel differenzierter als in den Vorjahren (hier: 2014) angegeben wurden und so die Auswertungen verzerren würden. Für die anderen Länder wurden Daten der Jahre 2014 bis 2017 ausgewertet. Da es 2014 noch keine Greening-Vorgaben gab, dienen die Auswertungen des Jahres als Vergleichswert für eventuelle Anpassungen, die ab 2015 vollzogen wurden. Es wurden nur Betriebe betrachtet, die mindestens 10 ha Ackerland gemeldet hatten. Insgesamt wurden 71 Kulturgruppen unterschieden.

Im Rahmen der Greening-Auflagen zur Anbaudiversifizierung gibt es fünf mögliche Regelverletzungen, davon zwei für Betriebe mit 10 bis 30 ha und drei für Betriebe mit über 30 ha Ackerland (vgl. oben in diesem Kapitel). Die Betriebe können bis zu drei Regeln gleichzeitig verletzen, wobei in den Auswertungen kein Betrieb und keine Fläche doppelt gezählt wurde: verletzt ein Betrieb die Vorgabe zur Anzahl der Kulturen und gleichzeitig den Anbauumfang, dann wurde der Verstoß gegen die Anzahl der Kulturen gewertet, da die Überschreitung des zulässigen Anbauumfangs darauf zurückgeführt werden kann (s. Tabelle 6, Tabelle 7). Hat ein Betrieb mit 10 bis 30 ha Ackerland nur eine Kultur angebaut, dann nimmt diese 100 % des Ackerlandes ein. Somit

wurde auch die Regelung nicht erfüllt, nach der die Hauptkultur maximal 75 % des Ackerlands einnehmen darf. Gewertet wurde diese Kombination als „weniger als zwei Kulturen“.

Verletzt ein Betrieb die Regelung zur Vorgabe der mindestens anzubauenden Kulturen, so heißt das allerdings nicht automatisch, dass er auch die Regelungen zu den Anbauumfängen verletzt. Baut z. B. ein Betrieb mit über 30 ha Ackerland nur zwei Kultur an, so nehmen diese zusammen 100 % des Ackerlands ein. Gegen die Regelungen zum Anbauumfang wird dennoch nicht verletzt, wenn Gras und Grünfutter oder Brachen des Betriebs mehr als 75 % des Ackerlands einnehmen. Ungeachtet dessen gilt die Regelverletzung gegen die Anzahl der Kulturen.

Die Berechnung des Ackerlandes, das aufgrund der Auflagen zur Anbaudiversifizierung anders hätte bewirtschaftet werden müssen, im Folgenden Fläche A_V genannt, erfolgte wie in Tabelle 6 und Tabelle 7 dargestellt. Hat ein Betrieb mit mehr als 30 ha Ackerland die Vorgabe nicht erfüllt, nach der die erste und zweite Kultur maximal 95 % des Ackerlands einnehmen dürfen, so ist A_V die Fläche, die über die 95 % hinausgeht und anders hätte bewirtschaftet werden müssen. Diese berechnet sich wie folgt:

$$(1) \quad A_V = (Kultur_1 + Kultur_2) - (ha_{AL} * 0,95)$$

Kultur₁ ist die Kultur, die den größten Anteil des Ackerlandes einnimmt und Kultur₂ analog dazu diejenige mit dem zweitgrößten Flächenanteil.

Hat ein Betrieb bspw. 100 ha Ackerland und umfassen Kultur₁ 70 ha und Kultur₂ 27 ha, dann werden 97 % des AL durch Kultur₁ und Kultur₂ bewirtschaftet; also 2 % mehr als zulässig:

$$(2) \quad A_V = (70 \text{ ha} + 27 \text{ ha}) - (100 * 0,95) = 97 \text{ ha} - 95 \text{ ha} = 2 \text{ ha}$$

Dieser Betrieb müsste also 2 ha seines Ackerlandes anders bewirtschaften.

Sonderregelungen für Betriebe mit jährlichem Flächentausch konnten nicht berücksichtigt werden. Aufgrund der uns vorliegenden Daten bestehen Unsicherheiten bzgl. der Identifizierung aller Ökobetriebe, die von der Regelung ausgenommen wären, da ein Abgleich der verschiedenen Datenquellen ergab, dass nicht alle Öko-Betriebe im InVeKoS erfasst wurden (vgl. Kapitel 3.1.1).

Um festzustellen, ob die betriebswirtschaftliche Ausrichtung (BWA: vgl. Kapitel 4.1.1) der zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe einen Einfluss auf das Einhalten der Vorgaben hat, wurde der Konzentrationskoeffizient K berechnet. K setzt die Wahrscheinlichkeit, mit der ein zur Anbaudiversifizierung verpflichteter Betrieb einer bestimmten Betriebsausrichtung die Vorgaben verfehlt in Beziehung zu allen zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betrieben:

(3)

$$K_{b,v} = \frac{\frac{N_{b,v}}{N_{b,g}}}{\frac{\sum N_v}{\sum N_g}}$$

N = Anzahl Betriebe, b =betriebswirtschaftliche Ausrichtung, v = Vorgaben verfehlt, g = gesamt (=alle verpflichteten Betriebe)

Ein Wert größer als 1 bedeutet, dass die entsprechende Kombination häufiger auftritt als bei Unabhängigkeit der Merkmale zu erwarten wäre und ein Wert kleiner 1 impliziert, dass die Kombination seltener ist.

Tabelle 6: Verletzung der Greening-Vorgaben zur Anbaudiversifizierung und Berechnung betroffener Flächenumfänge: Betriebe mit 10 bis 30 ha Ackerland

Mögliche Verletzungen, deren Kombinationen und Wertung. 0 = Greening-Auflage eingehalten oder Auflage nicht relevant; 1 = Greening-Auflage nicht eingehalten. AL = Ackerland; Kultur₁ = Hektar der 1. Hauptkultur; Kultur₂ = Hektar der 2. Hauptkultur; AL = Hektar Ackerland

Einzuhaltende Vorgaben		Fläche, deren Nutzung geändert werden müsste (A _V)	Wertung in Auswertung
Anbau von mindestens 2 Kulturen	Anteil der flächenstärksten Kultur maximal 75 % AL		
0	1	Kultur ₁ - (AL * 0,75)	Hauptkultur über 75 % AL
1	0 (möglich, wenn Betrieb >75 % Gras, Grünfutter, Brache am AL hat: Kultur hat 100 %, aber Vorgabe wird nicht verletzt)	0,3 (Die Mindestschlaggröße für eine landwirtschaftliche Parzelle beträgt in den meisten Bundesländern 0,3 ha)	Weniger als 2 Kulturen
1	1	AL * 0,25	Weniger als 2 Kulturen

Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Tabelle 7: Verletzung der Greening-Vorgaben zur Anbaudiversifizierung und Berechnung betroffener Flächenumfänge: Betriebe mit über 30 ha Ackerland

Mögliche Verletzungen, deren Kombinationen und Wertung. 0 = Greening-Auflage eingehalten oder Auflage nicht relevant; 1 = Greening-Auflage nicht eingehalten. AL = Ackerland; Kultur₁ = Hektar der 1. Hauptkultur; Kultur₂ = Hektar der 2. Hauptkultur; AL = Hektar Ackerland

Einzuhaltende Vorgaben			Fläche, deren Nutzung geändert werden müsste (A_V)	Wertung in Auswertung
Anbau von mindestens 3 Kulturen	Anteil der flächenstärksten Kultur maximal 75 % AL	Anteil der zwei flächenstärksten Kulturen maximal 95 % AL		
0	0	1	$(\text{Kultur}_1 + \text{Kultur}_2) - (\text{AL} * 0,95)$	1. und 2. Kultur über 95 % AL
0	1	0	$\text{Kultur}_1 - (\text{AL} * 0,75)$	1. Hauptkultur über 75 % AL
0	1	1	wenn: $\text{Kultur}_1 - \text{AL} * 0,75 \geq (\text{Kultur}_1 + \text{Kultur}_2) - \text{AL} * 0,95$, dann: $\text{Kultur}_1 - \text{AL} * 0,75$, sonst: $(\text{Kultur}_1 - \text{AL} * 0,75) + (\text{Kultur}_2 - \text{AL} * 0,2)$	1. Hauptkultur >75 % UND 1.+2. Hauptkultur >95 %
1	0	0 (Betrieb hat nur zwei Kulturen, dennoch nicht Vorgabe max. 95 % verletzt: möglich, wenn Betrieb >75 % Gras, Grünfutter, Brache am AL hat: Kulturen haben 100 %, aber Vorgabe wird nicht verletzt)	$\text{AL} * 0,05$	Weniger als 3 Kulturen
1	1	NA (Betrieb hat nur eine Kultur)	$\text{AL} * 0,25$	Weniger als 3 Kulturen
1	0	1	$\text{AL} * 0,05$	Weniger als 3 Kulturen
1	1	1 (Betrieb hat nur zwei Kulturen)	wenn: $\text{Kultur}_1 - \text{AL} * 0,75 \geq (\text{Kultur}_1 + \text{Kultur}_2) - \text{AL} * 0,95$, dann: $\text{Kultur}_1 - \text{AL} * 0,75$, sonst: $(\text{Kultur}_1 - \text{AL} * 0,75) + (\text{Kultur}_2 - \text{AL} * 0,2)$	Weniger als 3 Kulturen

Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

4.1.3.2 Kulturartendiversifizierung in HNV-Quadraten

Neben der Einhaltung der Regelungen zur Anbaudiversifizierung wurde untersucht, wie sich die Kulturartendiversifizierung zwischen 2010 und 2017 verändert hat. Hierzu wurden High Nature Value (HNV)-Stichprobenquadrate in den Bundesländern Hessen, Niedersachsen und Rheinland-Pfalz herangezogen. Nordrhein-Westfalen konnte aufgrund der ab 2015 sehr viel differenzierten Nutzungscodes als in den Vorjahren nicht berücksichtigt werden (s. o.). HNV-Stichprobenquadrate sind 1 km² große Flächen, auf denen alle vier Jahre kartiert wird, um den HNV Farmland-Indikator zu ermitteln. Dieser Biodiversitätsindikator muss von allen Mitgliedsstaaten der EU berichtet werden und ist in der (VO 1698/2005/EG (ELER-Verordnung)) verankert. Bei den HNV-Quadraten handelt es sich für Deutschland insgesamt um etwa 1700 repräsentative Stichprobenflächen (Hünig und Benzler, 2017). Berücksichtigt wurden in unseren Analysen nur die Quadrate, in denen in jedem Jahr von 2010 bis 2017 Ackerkulturen gemeldet wurden (n=212) und in denen Ackerland in jedem Jahr mindestens 25 % der Fläche einnahm (n=94). So wurde sichergestellt, dass nur Flächen betrachtet wurden, in denen Ackerland einen nennenswerten Teil der Flächennutzung ausmachte. Die Unterscheidung der Kulturarten erfolgte anhand der Tabelle 33 im Anhang.

Aufbauend auf den Ergebnissen des ersten GAPEval-Projektes (vgl. Röder et al., 2019) wurde neben der Zahl der Kulturen auch die Shannon-Elementzahl K_S berechnet. Basierend auf dem Shannon-Index H_S berücksichtigt die Shannon-Elementzahl K_S Veränderungen in der relativen Häufigkeit der Kulturen. K_S ist die Zahl der Kulturen, die mindestens benötigt wird, um einen Wert von H_S zu erreichen. Die K_S wurde gewählt, da sie leichter zu interpretieren ist als H_S :

(4) Shannon-Diversitätsindex:

$$H_S = - \sum_{i=1}^S (p_i \log p_i)$$

(5) Shannon-Elementzahl:

$$K_S = e^{H_S}$$

S ist die Gesamtzahl der beobachteten Kulturen, p_i die relative Häufigkeit der Kultur i (Flächenanteil) in einem HNV-Quadrat.

Locally Estimated Scatterplot Smoothing (LOESS)

Um einen Zusammenhang zwischen Größe der Ackerfläche und der Kulturartenanzahl bzw. Diversität feststellen zu können, wird ein Verfahren benötigt, das die systemische Beziehung zwischen den beiden Variablen von den zufälligen Schwankungen unterscheiden kann. Dabei eignet sich das LOESS-Verfahren (Fahrmeir et al., 2013), da dieses flexibel auf lokale Schwankungen reagieren kann. In dem Verfahren wird der Datensatz mittels einer festgelegten Bandbreite in Teilmengen unterteilt. In jeder Bandbreite werden lokale Polynome geschätzt. Hierbei darf die Bandbreite nicht zu klein gewählt werden, da sie sonst nur den Zufallsfehler erfassen würde. Für die Auswertung wurde die Bandbreite auf 0,7 gesetzt. Dies entspricht dem Minimum der Summe der Quadratischen Fehler unter allen Bandbreiten.

4.2 Ergebnisse

4.2.1 Ökologische Vorrangflächen

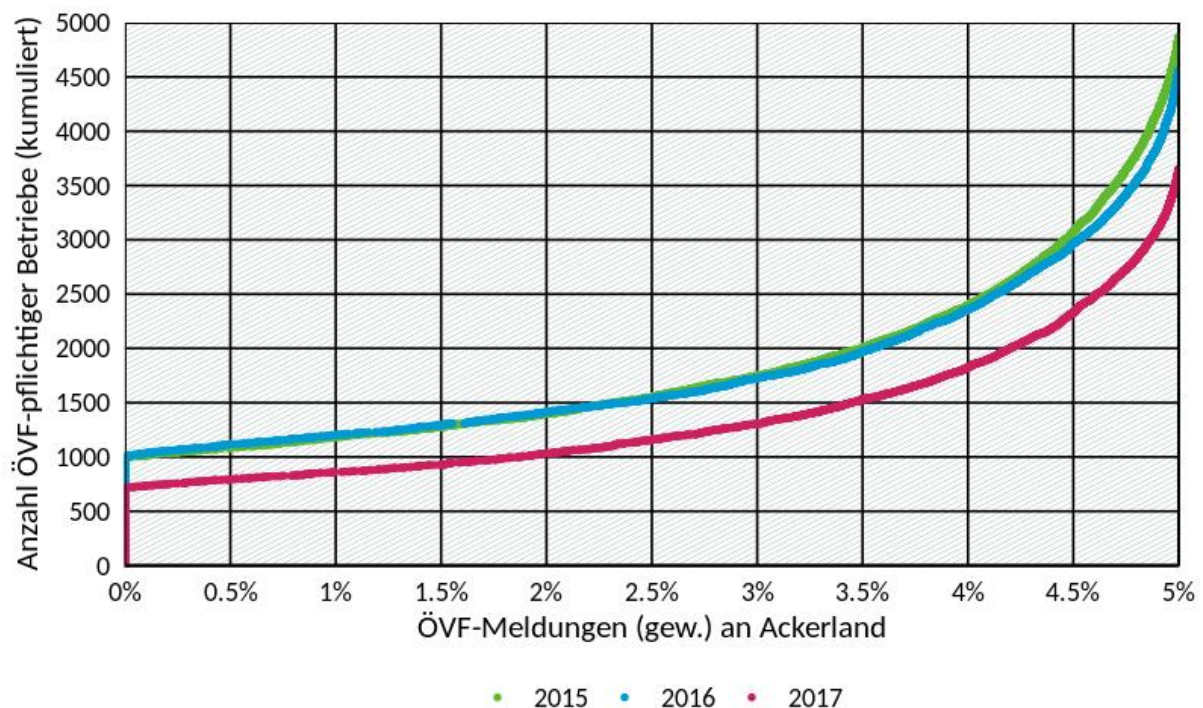
4.2.1.1 Umsetzung der Regelungen

Im betrachteten Zeitraum von 2015 bis 2017 waren jährlich rund 40 % der landwirtschaftlichen Betriebe zur Ausweisung von Ökologischen Vorrangflächen (ÖVF) verpflichtet. Von den ÖVF-pflichtigen Betrieben meldeten 7,1 % (2015), 6,6 % (2016) bzw. 5,6 % (2017) zu wenig ÖVF, weitere 2,3 % (2015), 2,4 % (2016) bzw. 1,8 % (2017) gar keine ÖVF (s. Tabelle 30 im Anhang A.1 dieses Berichts). Somit geht insgesamt die Zahl der Betriebe, die diese Vorgabe nicht erfüllen, insbesondere ab 2016 zurück (von 9,3 % in 2015 auf 7,4 % in 2017). Hätten die verpflichteten Betriebe, die die 5 %-Vorgabe verfehlten, ausreichend ÖVF gemeldet, wären in den Jahren 2015 und 2016 gut 4.800 ha mehr Flächen (gewichtet) gemeldet worden; 2017 wären es 4.000 ha gewesen. Dies entspricht 2,2 % (2015, 2016) bis 1,8 % (2017) der in den jeweiligen Jahren insgesamt gemeldeten ÖVF-Flächen. Die nicht-bereitgestellten Fläche an ÖVF ging weitestgehend proportional zur Anzahl der Betriebe, die die Vorgaben nicht einhielten, zurück.

4.2.1.2 Entwicklung der Einhaltung der Vorgaben

In den Jahren 2015 bis 2017 waren jährlich rund 50.000 Betriebe ÖVF-pflichtig, von denen etwa 4.000 (2015 und 2016) bzw. 3.000 (2017) zu wenig oder gar keine ÖVF meldeten (s. Tabelle 30 im Anhang A.1 dieses Berichts). Abbildung 30 zeigt, dass ein Großteil der Betriebe entweder keine oder wenige ÖVF meldete oder die 5 % nur knapp verfehlte: 793 (2017) bis 1.118 (2016) Betriebe meldeten 0,0 bis 0,5 % (gewichtet); 1.322 (2017) bis 1.794 (2015) 4,5 bis 5,0 % ihres Ackerlandes als ÖVF.

Abbildung 30: Anzahl der ÖVF-pflichtigen Betriebe, die die Verpflichtung verfehlten, in Abhängigkeit vom gewichteten Anteil der gemeldeten ÖVF am Ackerland



Bundesländer: HE, NI, NW, RP

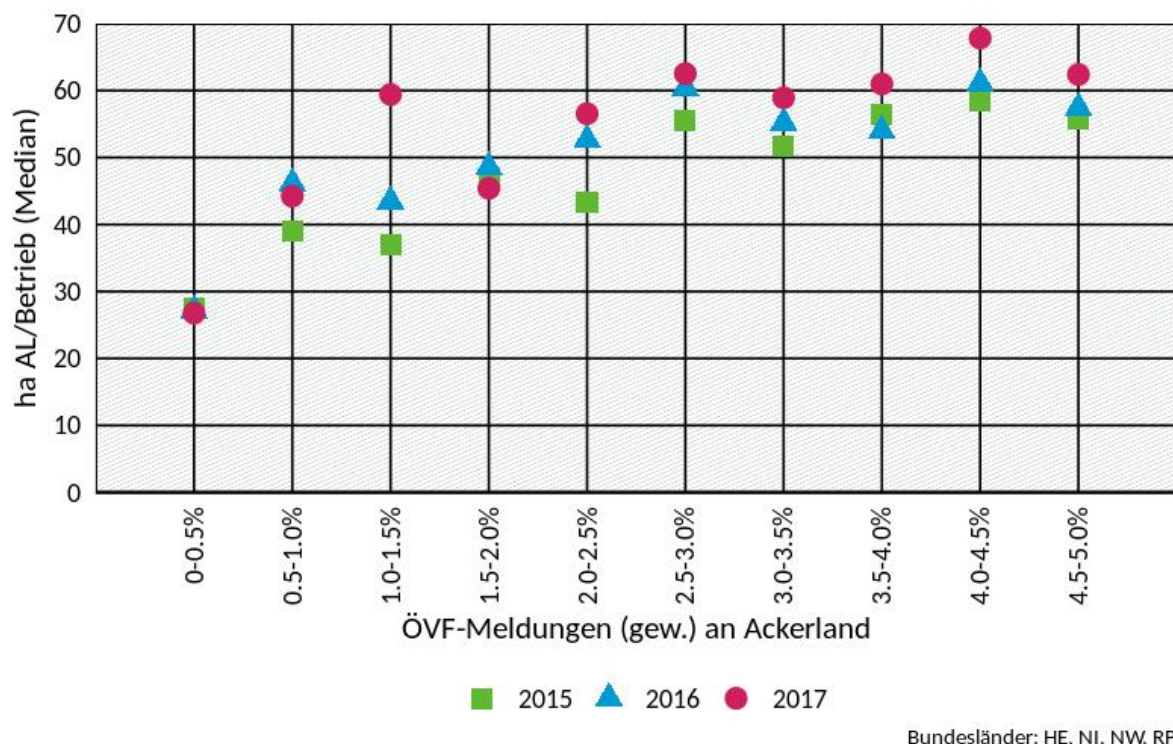
Kumulative Darstellung

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Werden die Betriebe genauer betrachtet, die die Vorgabe auf mindestens 5 % ihres AL ÖVF bereitzustellen, nicht einhielten, so lässt sich ein Einfluss der Größe des bewirtschafteten Ackerlandes feststellen. Tendenziell bewirtschaften die Betriebe, die keine oder so gut wie keine ÖVF ($\leq 1,0$ % des AL) bereitstellten, nur halb so viel AL wie Betriebe, die die Vorgabe knapp verfehlen ($\geq 4,0$ % des AL.) (s. Abbildung 31). Betriebe, die keine bzw. sehr wenige ÖVF meldeten, bewirtschafteten im Median um die 30 ha AL. Demgegenüber bewirtschafteten Betriebe, die zwischen 4,0 % und 5,0 % ÖVF meldeten, im Median etwa 60 bis 70 ha AL. Dieser Unterschied konnte für alle Jahre zwischen 2015 und 2017 beobachtet werden.

Kein Unterschied in der mittleren Flächenausstattung konnte zwischen den Betrieben, die die ÖVF-Vorgabe nicht einhielten und denen die es taten, festgestellt werden. Bei den Betrieben, die die Vorgaben nicht einhielten lag der Median des AL je nach Jahr zwischen 46 und 51, bei Betrieben, die sich an die Vorgaben hielten, zwischen 49 und 50 ha.

Abbildung 31: Median der Ausstattung der Betriebe mit Ackerland in Abhängigkeit vom „Umsetzungsgrad“ der ÖVF-Verpflichtung



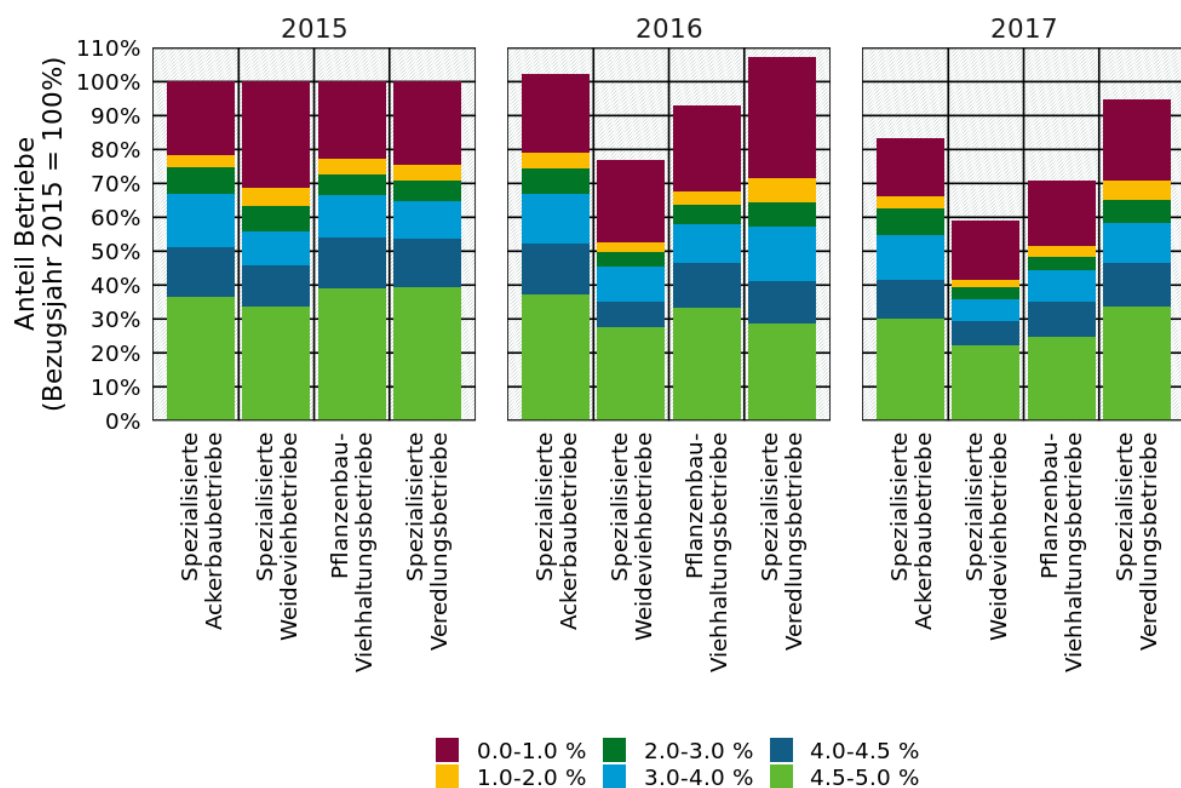
Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Hinsichtlich der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung ist zu sehen, dass unter den ÖVF-pflichtigen Betrieben vor allem spezialisierte Ackerbaubetriebe (jahresabhängig 40 bis 44 % der Betriebe des jeweiligen Jahres), aber auch häufig spezialisierte Weideviehbetriebe (18 bis 23 %) und Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe (16 bis 17 %) sowie spezialisierte Veredelungsbetriebe (10 bis 13 %) die Auflage nicht erfüllten (s. Tabelle 31). Auf diese vier Ausrichtungen entfallen in allen Jahren mehr als 90 % der Betriebe, die die Auflagen nicht erfüllen. Auch unter den ÖVF-pflichtigen Betrieben, die die Auflagen erfüllten, waren diese vier Betriebstypen mit jahresabhängig insgesamt 90 bis 91 % aller Betriebe die häufigsten (s. Tabelle 32).

Die Auswertung der zu geringen bzw. gar keiner Meldung von ÖVF in Abhängigkeit von der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung zeigt, dass die betriebswirtschaftliche Ausrichtung keinen großen Einfluss auf das Ausmaß der zu wenig gemeldeten ÖVF zu haben scheint (s. Abbildung

32). Die Klassen der ÖVF-Meldung von 1,0 bis 3,0 % waren am geringsten besetzt; die Klassen 0,0 bis 1,0 % sowie 4,5 bis 5,0 % am stärksten. Im Hinblick auf die Entwicklung der Zahl der „Nicht-Regelhalter“ gab es deutliche Unterschiede zwischen den vier Ausrichtungen. Der stärkste Rückgang war bei den spezialisierten Weideviehbetrieben zu verzeichnen, gefolgt von den spezialisierten Ackerbaubetrieben, der geringste bei den spezialisierten Veredelungsbetrieben. Auf Basis betriebswirtschaftlicher Überlegungen würde man eigentlich erwarten, dass bei den spezialisierten Ackerbaubetrieben die Anpassungsreaktion am stärksten ist und nicht bei den Weideviehbetrieben. Diese Annahme fußt auf der Überlegung, dass mit zunehmender Bedeutung der Tierhaltung sowohl der Einfluss sonstiger betrieblicher Restriktionen (z. B. Futterrationen, Einhaltung von Nährstoffbilanzen) als auch die kurzfristigen Opportunitätskosten steigen. Die geringe Anpassung der spezialisierten Veredelungsbetriebe passt in dieses Bild.

Abbildung 32: Einfluss der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung auf die Verfehlung der ÖVF-Vorgaben, Veränderungen zum Bezugsjahr 2015



Bundesländer: HE, NI, NW, RP

Auswahl der vier am stärksten vertretenen betriebswirtschaftlichen Ausrichtungen. Säulenabschnitte: gewichteter Anteil des Ackerlandes, der als ÖVF gemeldet wurde.

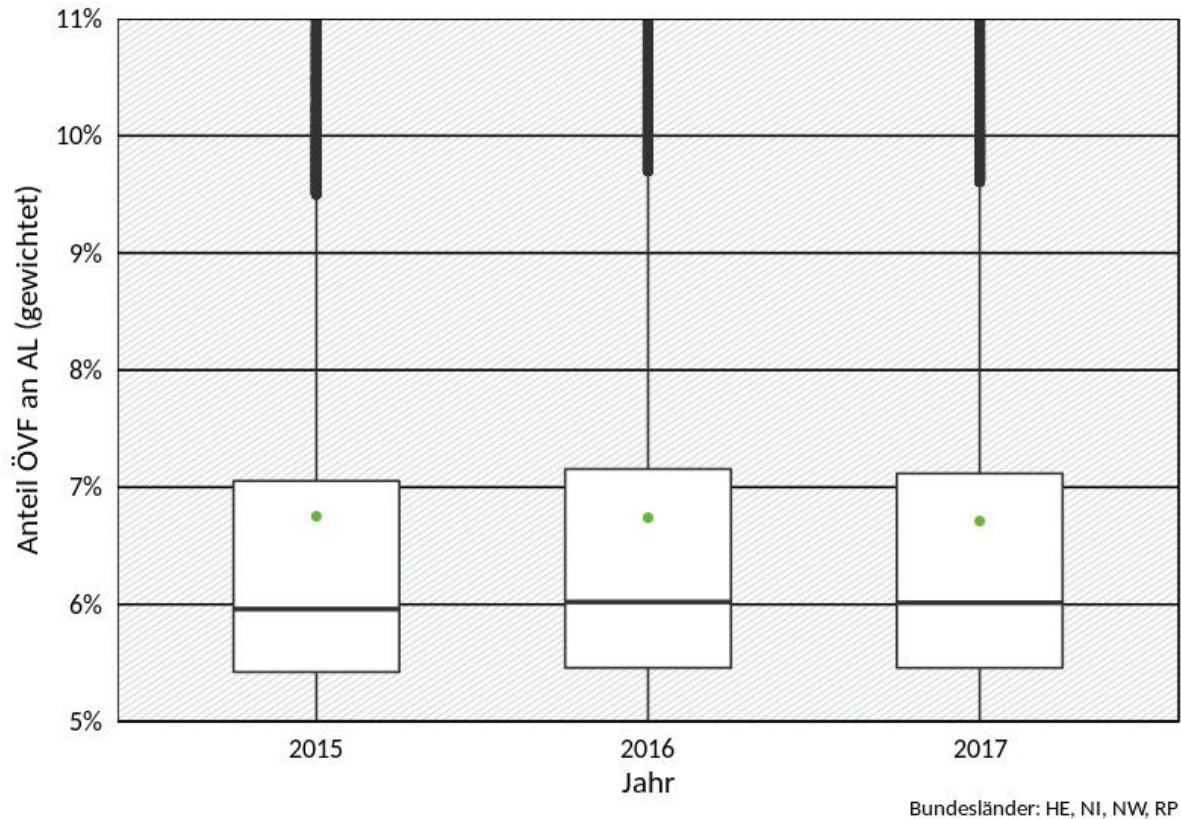
Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

4.2.1.3 Umfang und Art der Umsetzung der Regelung auf betrieblicher und regionaler Ebene

Die ÖVF-pflichtigen Betriebe, die die Auflage, mindestens 5 % ihres Ackerlandes als ÖVF bereitzustellen, erfüllten, meldeten im Median 6 % und im Mittel knapp unter 7 % ihres AL als ÖVF (gewichtet, Abbildung 33). Bei 50 % der Betriebe betrug die ÖVF-Meldung zwischen 5,5 % und 7,2 % (bzw. 5,4 bis 7,1 % in 2015) des AL. Über den Zeitraum von 2015 bis 2017 waren keine Änderungen zu beobachten.

Abbildung 33: Anteil der ÖVF-Meldungen am Ackerland der ÖVF-pflichtigen Betriebe, die die Auflage erfüllen

Grüner Punkt: Mittelwert.



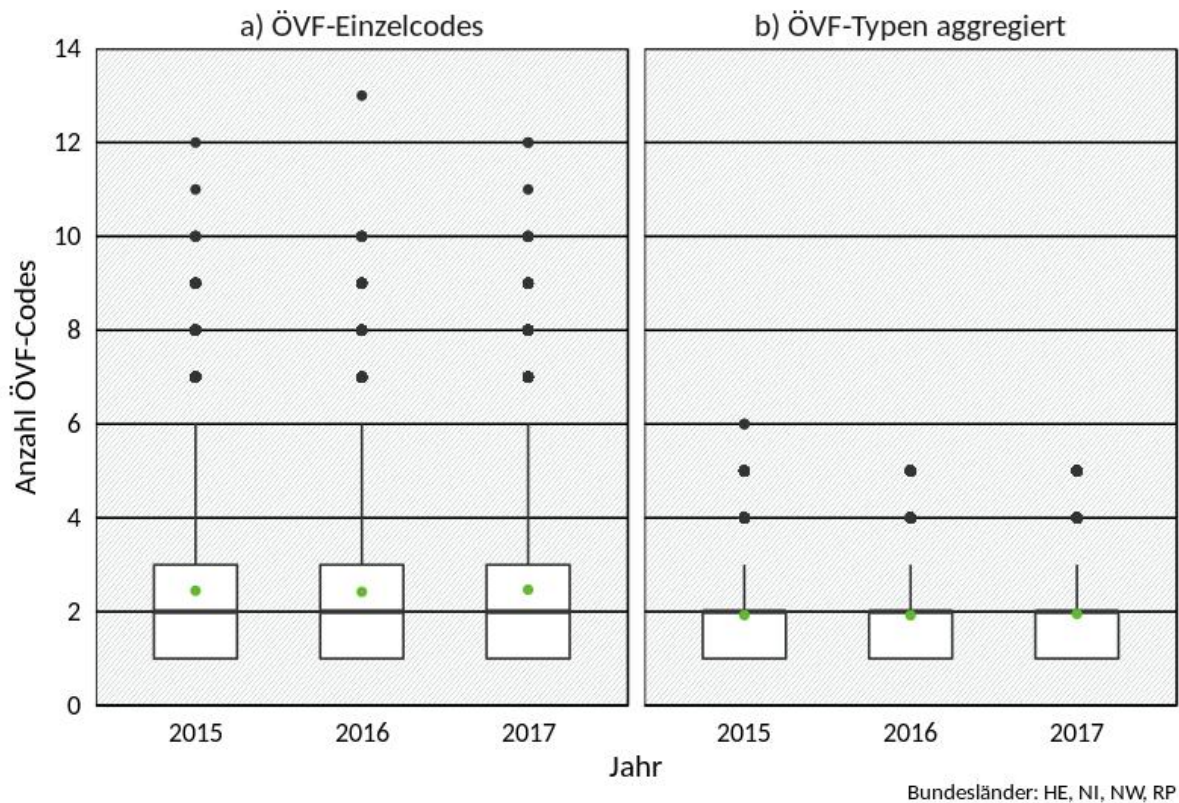
Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

In den Bundesländern werden unterschiedlich viele ÖVF-Typen unterschieden. In den betrachteten Bundesländern Hessen, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen konnte zwischen 19, in Rheinland-Pfalz zwischen 20 ÖVF-Typen (Flächen und Landschaftselemente) gewählt werden (vgl. Tabelle 5). Weitere Optionen wie ‚Gräben‘ und ‚alle Arten von Streifen‘ konnten in anderen, hier nicht analysierten Bundesländern gewählt werden. Die Unterschiede hinsichtlich der wählbaren ÖVF haben zwei Ursachen. Zum einen hängt es davon ab, welche Landschaftselemente vom Land unter Cross-Compliance-Schutz gestellt wurden, und zum anderen werden die ÖVF-Typen im InVeKoS unterschiedlich ausdifferenziert hinterlegt. Ein Beispiel für letzteres sind die Streifen: Während in einigen Bundesländern die vier Streifen-ÖVF Streifen am Waldrand, Pufferstreifen auf Ackerland, Pufferstreifen auf Grünland und Feldrand gemeldet werden können, fassen andere Bundesländer diese zu dem ÖVF-Typ „alle Arten von Streifen“ zusammen. Um diese Unterschiede zu eliminieren, wurden die ÖVF-Einzelcodes zu sechs ÖVF-Typen zusammengefasst (s. Tabelle 5).

Die Anzahl der umgesetzten ÖVF-Typen betrug im Median 2 - sowohl bezogen auf die in den Ländern wählbaren Einzelcodes als auch auf die Aggregation zu sechs ÖVF-Codes. Über die Jahre 2015 bis 2017 hinweg waren keine Veränderungen zu beobachten. Werden die bis zu 20 möglichen Einzelcodes betrachtet, zeigt sich, dass 50 % der Betriebe maximal drei ÖVF-Typen umsetzten; bezogen auf die sechs aggregierten ÖVF-Typen waren es zwei (s. Abbildung 34).

Abbildung 34: ÖVF-Typen je Betrieb: Anzahl der gemeldeten ÖVF-Einzelcodes (a) und ÖVF-Typen (b) je ÖVF-pflichtigem Betrieb

Grüner Punkt: Mittelwert



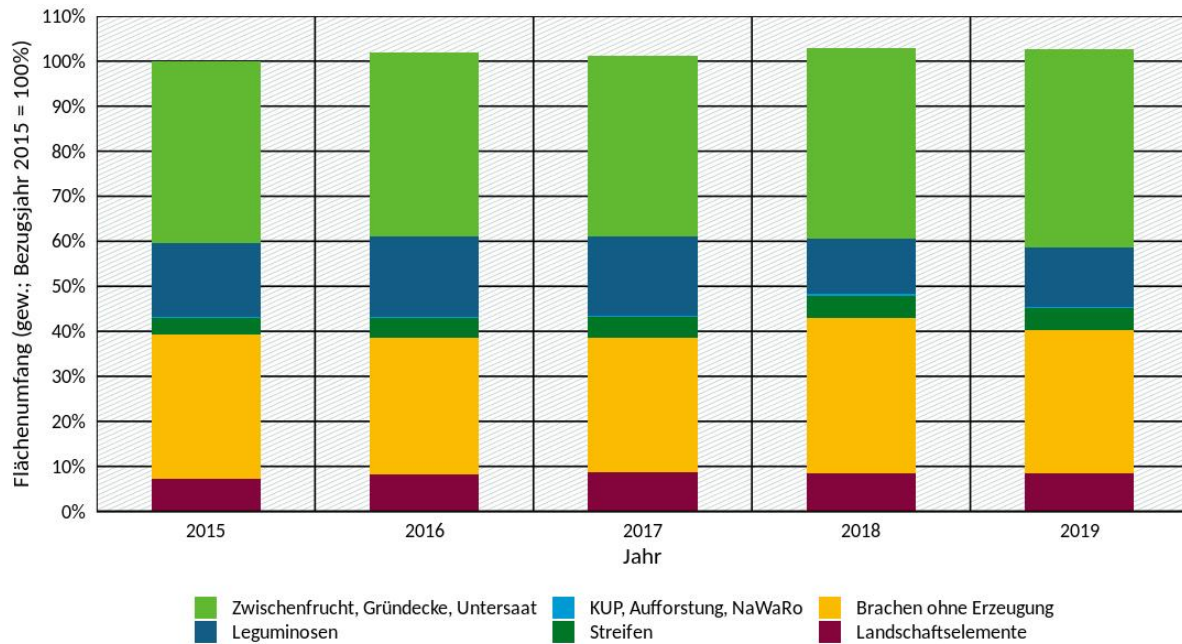
Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland haben sich im ersten Jahr des Greening (2015) nahezu vollständig an die Auflagen zu den ÖVF angepasst. Dies zeigt u. a. die Zeitreihe der ÖVF-Umsetzung für Deutschland für die Jahre 2015 bis 2019 (s. Abbildung 35). Eine leichte Veränderung ist ab 2018 zu erkennen: Leguminosen waren leicht rückläufig. Zwar wurde ihre Gewichtung von 0,7 auf 1 hochgesetzt, allerdings wurde im Gegenzug der Einsatz von PSM vollständig untersagt (BMEL, 2018a). Die ÖVF-Maßnahmen Zwischenfrüchte / Gründecke / Untersaaten nahmen leicht zu (auch für sie gilt das PSM-Verbot).

Die Betriebe erfüllen ihre ÖVF-Verpflichtung zu gut einem Drittel (Fläche gewichtet) mit ökologisch hochwertigen ÖVF auf der Produktionsfläche, d. h. Brachen und Streifen (s. Abbildung 35). Diese Brachen und Streifen haben einen Gesamtumfang von 230.000 bis 250.000 ha (ungewichtet). Dies entspricht 17 bis 19 % der Fläche aller ÖVF bzw. weniger als 2 % der Ackerfläche Deutschlands.

Abbildung 35: ÖVF-Umsetzung in Deutschland (2015 bis 2019, gewichtet)

Veränderungen zum Bezugsjahr 2015

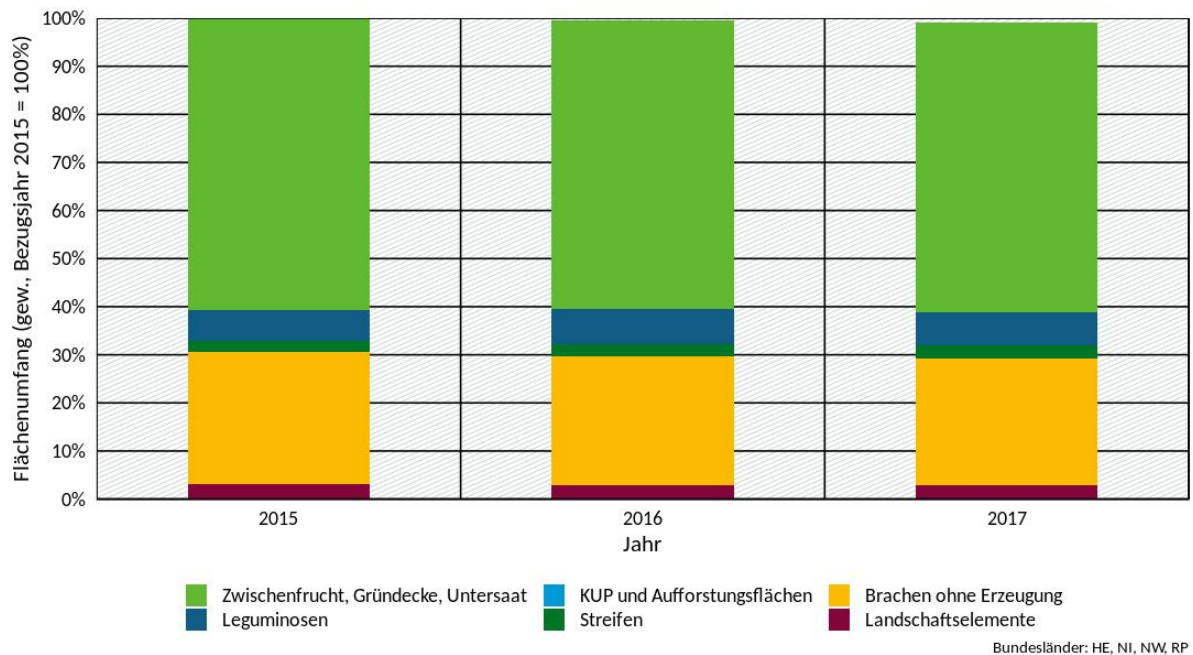


Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von Daten aus folgenden Quellen: (Deutscher Bundestag, 2015, 2018, 2019; BMEL, 2020d), Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Bei den in diesem Bericht ausgewerteten InVeKoS-Daten der Bundesländer Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz ergab sich hinsichtlich der Anteile der ÖVF-Typen an allen ÖVF-Typen ein leicht anderes Bild, als es für ganz Deutschland der Fall war: So nahm der Flächenumfang, der als ÖVF gemeldet wurde, für ganz Deutschland gegenüber 2015 etwas zu, in den von uns ausgewerteten Bundesländern hingegen leicht ab (vgl. Abbildung 35 und Abbildung 36). Weiter war in den von uns betrachteten Bundesländern der Anteil an ÖVF-Leguminosen und -Brachen an allen gemeldeten ÖVF geringer, dafür der Anteil an Zwischenfrüchten deutlich höher als für ganz Deutschland. Auch der Anteil der ÖVF-Brachen sowie -Streifen an allen ÖVF war in Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz etwas geringer.

Abbildung 36: ÖVF-Umsetzung in ausgewählten Bundesländern (2015 bis 2017, gewichtet)

Veränderungen zum Bezugsjahr 2015

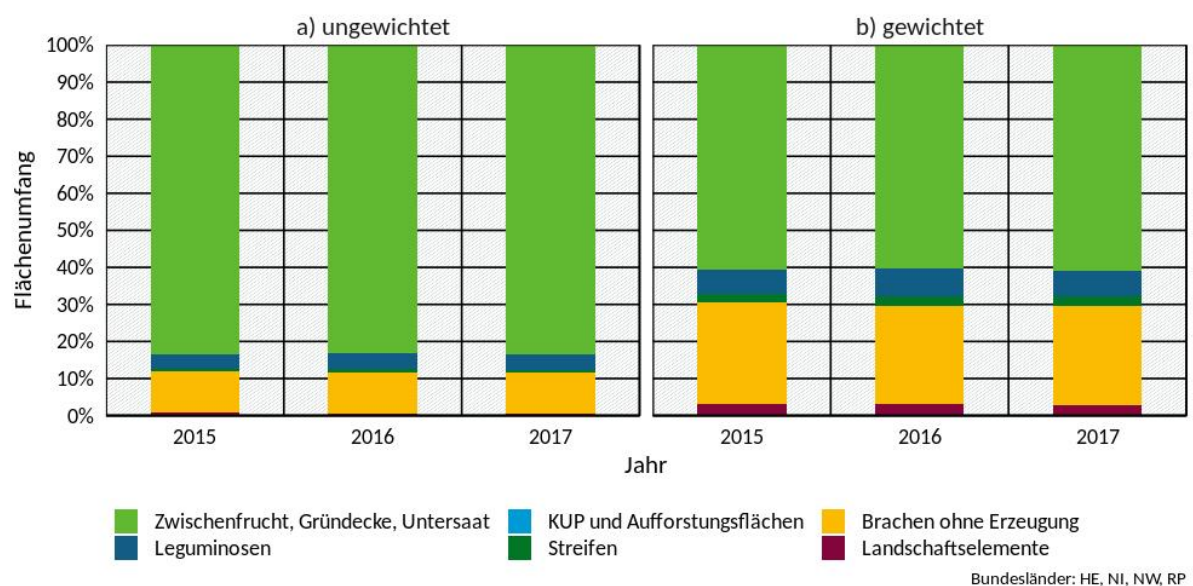


Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die Gegenüberstellung der ungewichteten und gewichteten Flächenanteile der ÖVF-Typen zeigt den Effekt der Gewichtung: während ökologisch wertvolle ÖVF (Brachen und Streifen) absolut rund 12 bis 13 % der ÖVF ausmachten, waren es gewichtet 32 bis 33 % (s. Abbildung 37). Die aus ökologischer Sicht wenig wertvollen Zwischenfrüchte/Gründecke/Untersaaten nahmen absolut 82 bis 83 % der ÖVF-Fläche ein. Abbildung 37 zeigt auch, dass nur wenige der ÖVF-Typen in der Fläche relevant sind.

Abbildung 37: ÖVF-Umsetzung in ausgewählten Bundesländern (2015 bis 2017)

a) ungewichtet, b) gewichtet

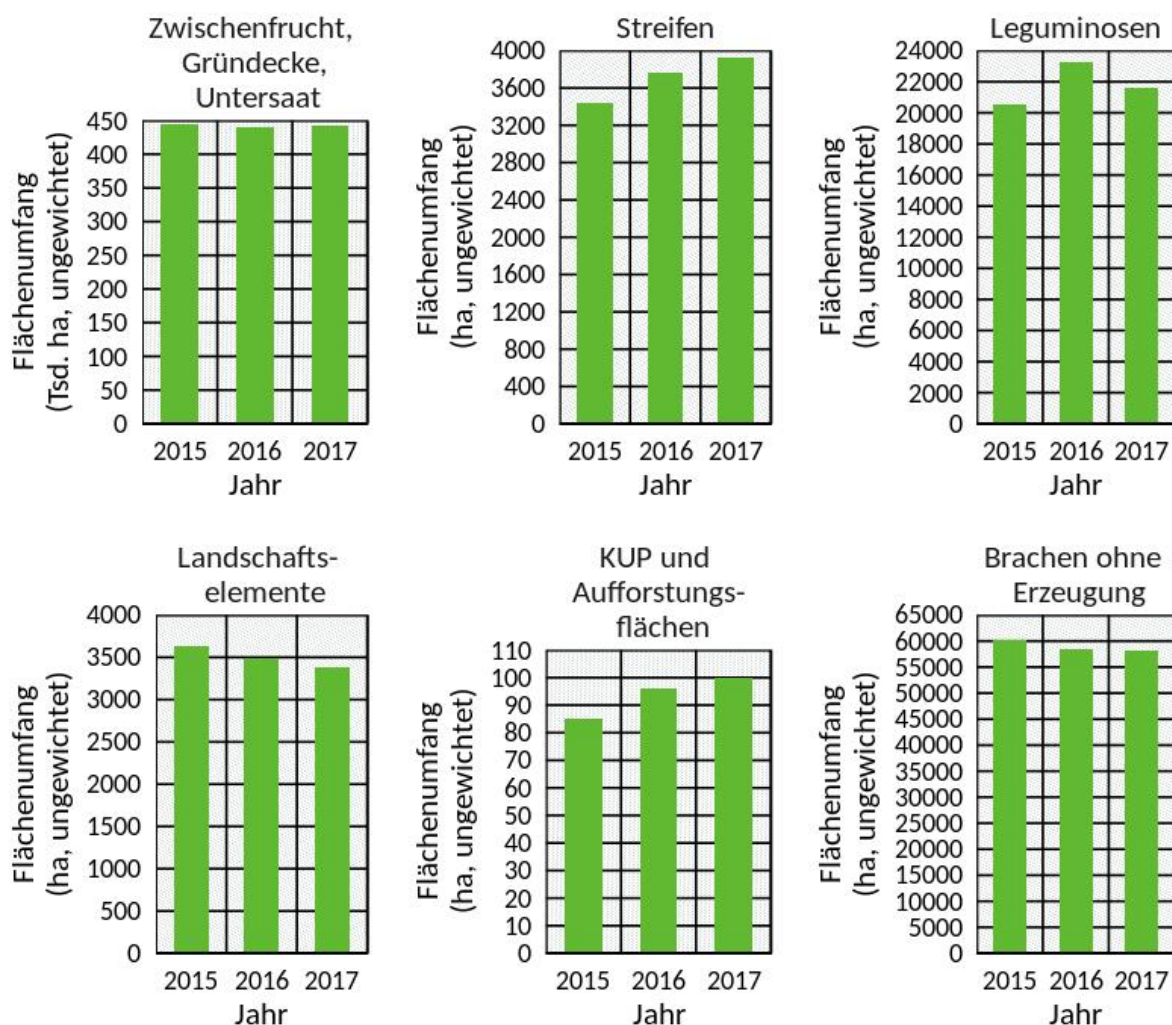


Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die Zeitreihe von 2015 bis 2017 kann aufgrund der Kürze nur bedingt Auskünfte über einen möglichen Entwicklungstrend der Umfänge der ÖVF-Typen geben. So zeigt die bisherige Entwicklung, dass ÖVF-Streifen, ÖVF-KUP und -Aufforstungsflächen etwas an Fläche zunahm, während weniger Fläche über Landschaftselemente und Brachen gemeldet wurde (s. Abbildung 38). Insbesondere der Rückgang der Fläche der Landschaftselemente überrascht, da diese aufgrund von Cross-Compliance Verpflichtungen ohnehin erhalten werden müssen. Eine Ursache für den Befund könnte sein, dass die Fläche der Landschaftselemente in den meisten Betrieben sehr klein ist und hier sowohl der Aufwand als auch die Unsicherheit bei der Abmessung im Verhältnis zur gutgeschriebenen Fläche relativ hoch sind.

Abbildung 38: Flächenumfänge der ÖVF-Typen über die Jahre 2015 bis 2017

Bundesländer: HE, NI, NW, RP



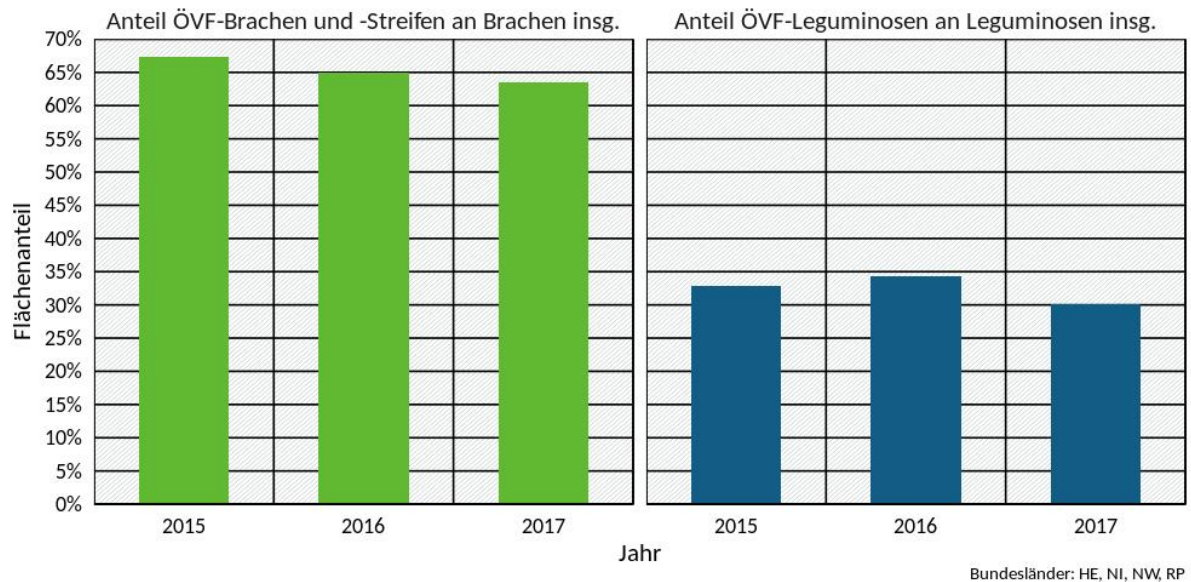
Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Ebenso wie die Gesamtfläche aller ÖVF-Brachen von 2015 bis 2017 abnimmt (s. Abbildung 38), geht auch der Anteil der Ackerbrachen, die als ÖVF gemeldet wurden, leicht zurück (s. Abbildung 39). Je nach betrachtetem Jahr waren 63 bis 67 % der Ackerbrachen als ÖVF-Brachen gemeldet. Die Fläche aller Ackerbrachen hingegen nahm von 2015 bis 2017 um 3,3 % zu (ohne Abbildung).

Der Flächenumfang der als ÖVF gemeldeten Leguminosen zeigte keinen Trend, nur leichte Schwankungen: von 2015 zu 2016 nahm er zu, dann 2017 wieder etwas ab (von 20.500 auf

23.300 auf 21.700 ha; Abbildung 38). Lediglich ein Drittel aller angebauten Leguminosen wurde als ÖVF gemeldet (Abbildung 39). Weitere 37 bis 40 % (je nach Jahr) aller Leguminosen wurden von Ökobetrieben angebaut (ohne Abbildung).

Abbildung 39: Anteil der ÖVF-Brachen und -Leguminosen an allen Ackerbrachen bzw. Leguminosen

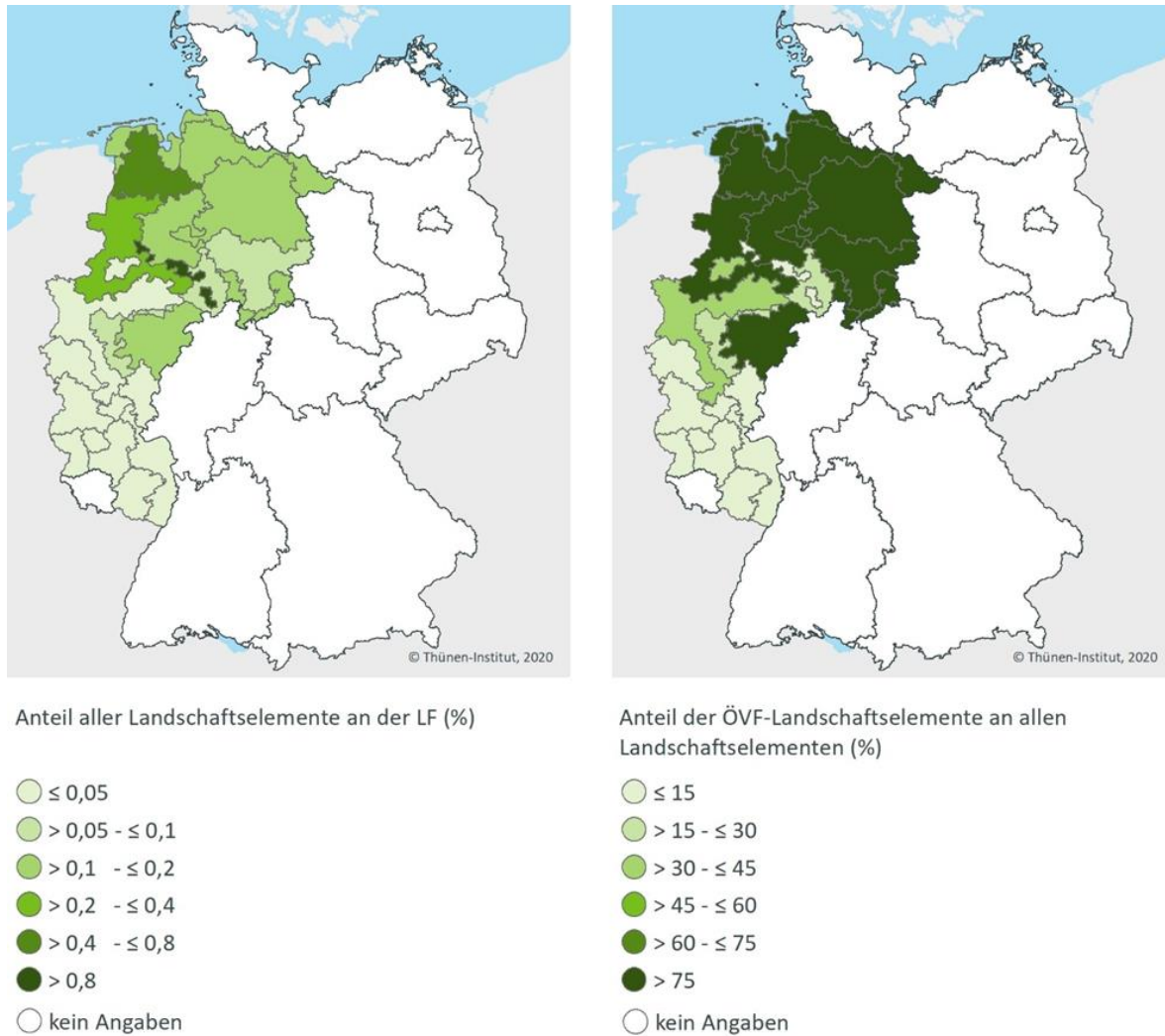


Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

4.2.1.4 Räumliche Analysen

Der Flächenanteil der Landschaftselemente an der LF im Untersuchungsraum lag 2016 meist unter 0,2 % (Abbildung 17, linke Seite). Insbesondere im Nordwesten des Untersuchungsgebietes waren über 75 % der erfassten Landschaftselemente als ÖVF-Landschaftselemente gemeldet. Die Anteile waren im Süden geringer; dort wurden dementsprechend die Landschaftselemente nur marginal in die Greening-Verpflichtung einbezogen.

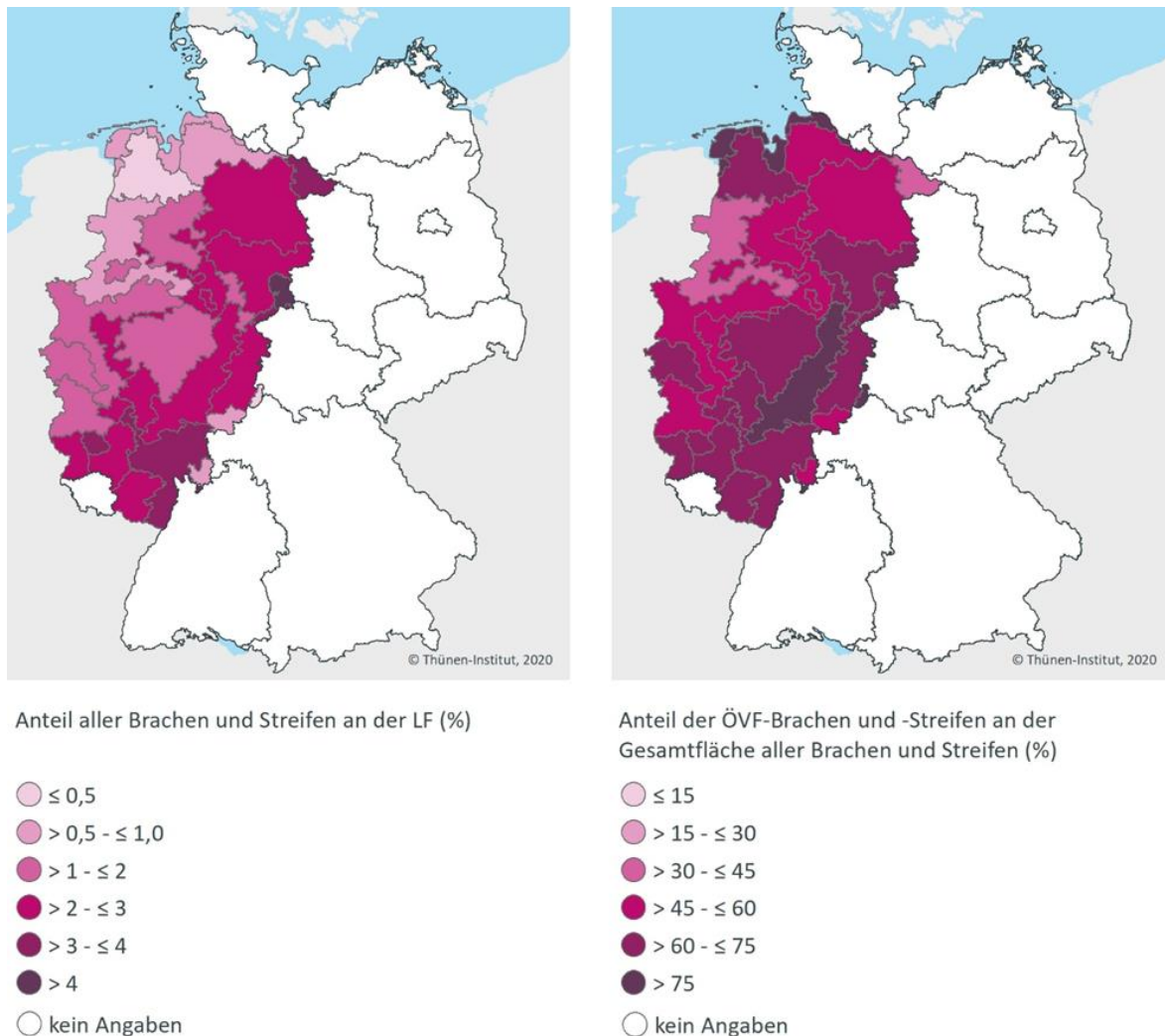
Abbildung 40: Flächenanteile der Landschaftselemente an der LF sowie der ÖVF-Landschaftselemente an allen Landschaftselementen im Jahr 2016



Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage der InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Der Anteil der Brachen und Streifen lag 2016 regulär unter 5 % der LF (s. Abbildung 18), wobei die Flächenanteile in Regionen mit hohem Grünlandanteil und/oder GV-Besatz eher niedriger waren. Großräumig wurden mehr als 45 % dieser Flächen als ÖVF gemeldet. Geringere Anteile wurden nur in der Westfälischen Bucht, der Region Bentheim und Lüchow-Dannenberg als ÖVF gemeldet. Die höchsten Anteilsmeldungen lagen an der Nordseeküste und der Region Kassel-Gießen-Darmstadt. Ein klares Muster im Hinblick auf die Vergesellschaftung mit Ackerkulturen zeigte sich nicht, nur eine leichte Tendenz, dass der Flächenanteil der ÖVF-Meldungen in Regionen mit Weizen- und Gerstenanbau tendenziell eher höher war.

Abbildung 41: Flächenanteile von Brachen und -Streifen an der LF sowie von ÖVF-Brachen und -Streifen an allen Brachen und Streifen im Jahr 2016



Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage der InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

4.2.1.5 Multifaktorielle Analyse

Um herauszufinden, welche Betriebe ihre ÖVF-Verpflichtung v. a. über ÖVF-Brachen und -Streifen erfüllen, wurden Daten des Jahres 2017 für die multifaktorielle Regressionsanalyse (GAMM) genutzt. Die verwendeten Eingangsvariablen sind in Tabelle 8 aufgeführt. Dabei wurden 49.525 Betriebe aus den Bundesländern HE, NI, NW und RP berücksichtigt. Bei diesen Betrieben betrug der Median der Ackerfläche 50 ha (s. Tabelle 8). Über die Hälfte der Betriebe nutzte weder Streifen noch Brachen, um ihre ÖVF-Verpflichtung zu erfüllen, während bei 19 % der Betriebe die ÖVF-Verpflichtung ausschließlich über Streifen und Brachen erfüllt wurden. Bei 10 % der Betriebe lag der Anteil des Ackerlandes in besonders geschützten Gebieten (BGG) bei über 10 %, während 64 % der Betriebe keine Flächen in dieser Kulisse bewirtschafteten. Der Standardoutput der Betriebe lag im Median bei 1.365 EUR je ha (dies entspricht ungefähr dem Wert für Raps) und in 80 % der Betriebe zwischen 915 EUR (~Roggen) und 3.803 EUR je ha (~1,5 Milchkühe je ha). Ein Output von unter 1.500 EUR je ha fand sich fast nur bei Getreidebaubetrieben sowie einem erheblichen Teil der Weideviehbetriebe, wenn diese keine Milchkühe hielten.

Tabelle 8: Kennzahlen der Betriebe, die für die multifaktorielle Analyse der Beweggründe zur Umsetzung von hochwertigen ÖVF genutzt wurden (Perzentile)

Bundesländer: HE, NI, NW, RP; Jahr 2017

Perzentil (%)	Ackerland (ha)	Ackerland in BGG	Viehbesatz (GV / ha LF)	Standardoutput (EUR je ha)	Anteil hochwertiger ÖVF (Brachen und Streifen) an allen ÖVF
1	16	0%	0.0	616	0%
5	18	0%	0.0	806	0%
10	21	0%	0.0	915	0%
25	30	0%	0.0	1.087	0%
50 (Median)	50	0%	0.0	1.365	0%
75	84	0%	1.2	2.250	54%
90	137	10%	2.2	3.803	100%
95	187	32%	2.9	5.082	100%
99	354	92%	4.4	11.240	100%

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKo5-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

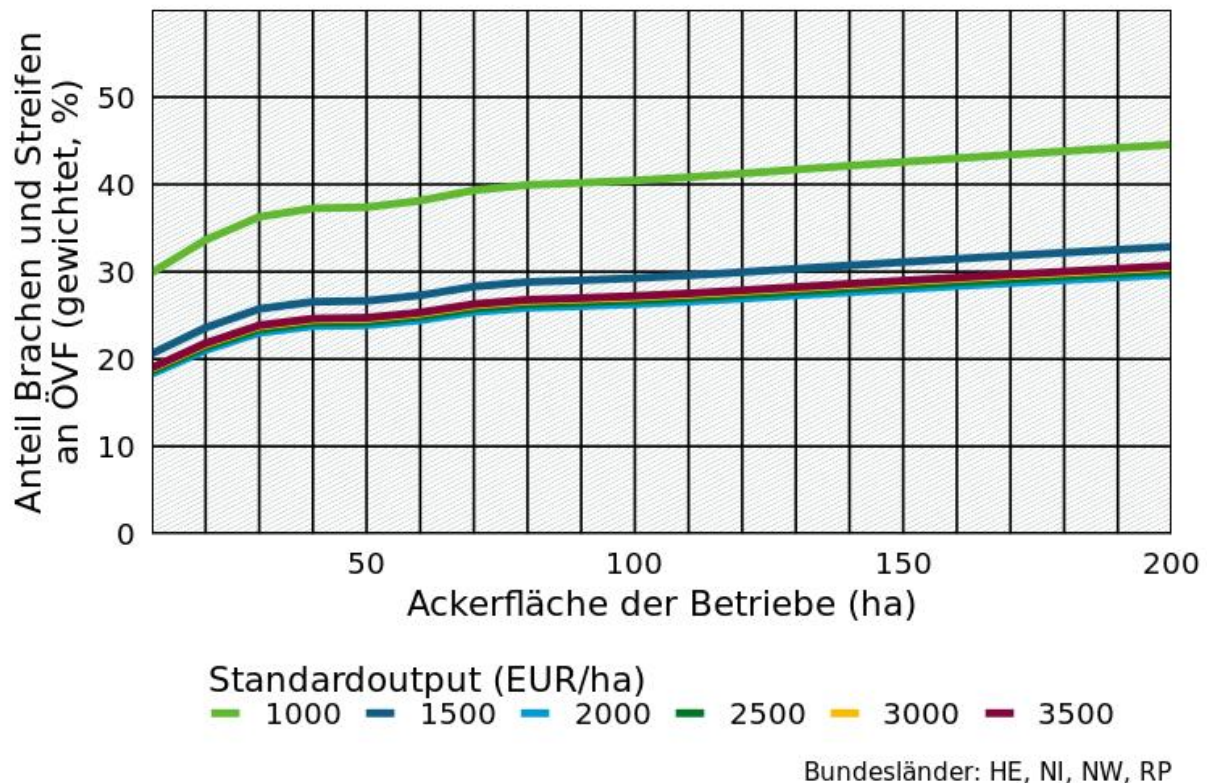
Die Variablen „Viehbesatz“ und „Anteil der Ackerfläche in BGG“ korrelieren sehr stark mit dem Standardoutput und liefern keinen zusätzlichen Erklärungswert.⁷ Aus diesem Grund wurden sie im finalen Modell nicht berücksichtigt. Der Umfang der Ackerflächen und der Standardoutput beeinflussen maßgeblich, wie hoch der Anteil von ÖVF-Brachen und -Streifen an den gesamten betrieblichen ÖVF ist (s. Abbildung 42). In Betrieben mit einem Standardoutput von um die 1.000 EUR je ha ist der Anteil an Brachen und Streifen an den ÖVF auf der landwirtschaftlichen Produktionsfläche ungefähr 10 Prozentpunkte höher als in Betrieben mit einem Standardoutput von über 1.500 EUR je ha. Ab einem Standardoutput von ungefähr 1.500 EUR je ha ist höchstens noch ein geringer Einfluss der Höhe des Standardoutputs auf den Anteil von Brachen und Streifen an den ÖVF festzustellen.

Vor allem größere Betriebe mit über 30 ha Ackerfläche nahmen Flächen für ÖVF-Brachen und -Streifen aus der Produktion, wobei der positive Effekt der Betriebsgröße ab 30 ha Ackerfläche deutlich abflachte (s. Abbildung 42). Berücksichtigt man, dass Betriebe erst ab 15 ha Ackerland ÖVF anlegen müssen, so liegt der Anteil von Brachen und Streifen in Betrieben mit 30 ha ungefähr 4 Prozentpunkte höher als in Betrieben mit 15 ha, und in Betrieben mit 200 ha ungefähr 8 Prozentpunkte höher als in Betrieben mit 30 ha.

⁷ Die Korrelation zwischen Standardoutput und Viehbesatz ist positiv, die zum Anteil in BGG negativ.

Abbildung 42: Anteil an hochwertigen ÖVF an den gesamten realisierten ÖVF eines Betriebes im Jahr 2017 in Abhängigkeit von der Flächenausstattung und der Wertschöpfung je Fläche (Standardoutput in EUR je ha).

GAMM-Modellierung



Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

4.2.1.6 Abschätzung des Einflusses der Auflagenänderung ab 2018

Seit dem Antragsjahr 2018 gelten Änderungen hinsichtlich der Befreiung von der ÖVF-Umsetzungsverpflichtung (vgl. Kapitel 4.1.1): Betriebe mit großen Anbauumfängen an Gras, Grünfütterpflanzen, Leguminosen, Brachen oder Dauergrünland sind seitdem auch dann befreit, wenn ihr verbleibendes AL 30 ha überschreitet. Vor diesem Hintergrund haben wir analysiert, wie sich diese Neuerung auf die Jahre 2015 bis 2017 ausgewirkt hätte, wenn sie schon seit 2015 in Kraft gewesen wäre.

Hätte die Regelung bereits gegolten, wären rund 0,3 % der verpflichteten Betriebe nicht verpflichtet gewesen und es wären 0,2 % weniger ÖVF gemeldet worden, was 370 bis 470 ha (gewichtet) entspricht (s. Tabelle 9). Demzufolge sind durch diese neue Befreiungsregelung keine großen Veränderungen zu erwarten. Zwischen den Betrieben, die ab 2018 von der Verpflichtung ÖVF bereitzustellen ausgenommen wären, und dem Durchschnitt aller ÖVF-pflichtigen Betriebe gibt es ein paar markante Unterschiede in der Art und Weise der ÖVF Bereitstellung. Werden die Daten der entsprechenden Betriebe für die Jahre 2015 bis 2017 zugrunde gelegt, so meldeten die Betriebe, die aufgrund der veränderten Regelungen ab 2018 befreit sind, im Vergleich einen deutlich höheren Anteil an Leguminosen als ÖVF (15,4 % statt 7,4 % bzw. 12,9 % statt 6,9 %). Der größte Unterschied trat 2017 bei den Brachen auf. Hier betrug bei den „befreiten“ Betrieben der Anteil der Brachen an den ÖVF lediglich 6,4 %, während dieser Anteil im Schnitt aller pflichtigen Betriebe bei 26,6 % lag (alle Angaben bezogen auf gewichtete Flächen, ohne Abbildung).

Tabelle 9: Anzahl der ÖVF-pflichtigen Betriebe und ihre ÖVF-Meldungen, die nach den Regelungen zur Befreiung ab 2018 nicht hätten gemeldet werden müssen

Bundesländer HE, NI, NW, RP. Gew: gewichtet

Jahr	Anzahl ÖVF-pflichtige Betriebe	ÖVF gemeldet (ha, gew.)	Anzahl Betriebe, die nach neuer Regelung befreit gewesen wären	ÖVF der Betriebe, die nach neuer Regelung nicht hätten melden müssen (ha, gew.)	Rückgang verpflichteter Betriebe (%)	Rückgang ÖVF-Fläche (gew., %)
2015	52.123	220.000	136	366	0,3	0,2
2016	50.805	219.000	145	403	0,3	0,2
2017	49.525	218.000	158	465	0,3	0,2

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

4.2.1.7 Zusammenfassung und Diskussion

Um die Greening-Prämie in voller Höhe zu erhalten, sind Betriebe dazu verpflichtet, 5 % ihrer Ackerfläche als ÖVF vorzuhalten. Um verschiedene Nutzungsarten in Bezug auf ihren ökologischen Wert vergleichen zu können, werden die einzelnen ÖVF-Maßnahmen unterschiedlich gewichtet. Neben Landschaftselementen wie Hecken und Baumreihen (höchste Gewichtung) sowie Pufferstreifen (zweithöchste Gewichtung) werden Ackerbrachen als ökologisch besonders wertvoll eingestuft. Aus den Daten der Agrarstrukturerhebung zeigt sich, dass es von 2010 bis 2016 – also nach Einführung des Greenings – einen moderaten Anstieg des Anteils der Brachen an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche von 1,8 % auf 2,1 % gab; dies entspricht einer Fläche von 352.000 ha. Im Vergleich zu den frühen 2000er-Jahren kam es allerdings zu einem deutlichen Flächenverlust bei den Brachen. Deutschlandweit belief sich die Fläche der Brachen 2003 auf 974.000 ha bzw. 5,7 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche.

Welchen Anteil jeweils das Greening und die Fördermaßnahmen aus der 2. Säule auf die Zunahme bei den Brachen hat, kann nicht genau quantifiziert werden. Mit Umsetzung der GAP-Reform im Jahr 2015 stieg bundesweit die Fläche der Brachen um 113.000 ha gegenüber 2014 an. Brachen, die über das neu eingeführte Greening gefördert wurden, machten 2015 dabei gut 69 % aller Brachen aus. Dieser Anteil reduzierte sich auf knapp 60 % bis 2019. Dieser Rückgang ist allerdings auf die Zunahme bei den Gesamtbrachen um 45.000 ha bis 2019 zurückzuführen, während die Fläche bei den über das Greening geförderten Brachen nahezu konstant blieb. Das Greening kann daher nur einen Teil der Zunahme bei den Brachen nach 2014 erklären. Der weitere Anstieg ist unter anderem auf eine verstärkte Förderung über die Agrarumweltmaßnahmen (2. Säule) der Bundesländer zurückzuführen. Zusätzliche Brachen wurden demnach vermehrt über Agrarumweltmaßnahmen und weniger über das Greening bereitgestellt.

Die Analyse der detaillierten InVeKoS-Daten für die Bundesländer Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen sowie Rheinland-Pfalz ergänzen das Bild aus den Daten, die für das gesamte Bundesgebiet vorliegen. Die Auswertung zeigt, dass die Fläche der Brachen im Zeitraum von 2015 bis 2019 um 3 % zunahm, die Fläche der als ÖVF gemeldeten Brachen in diesem Zeitraum hingegen konstant blieb. Betrachtet man die Bestandszeit der einzelnen Brachen, so ging mit dem Wechsel der Förderperiode im Jahr 2014 ein Rückgang bei den mehrjährigen Ackerbrachen einher. Mehrjährige Brachen weisen ökologisch viele Vorteile gegenüber einjährigen Ackerbrachen auf. Die Bestandszeit stieg seitdem aber wieder an. Beides ist auf Entwicklungen in der Förderung der 2. Säule der Bundesländer zurückzuführen. Zum einen liefen 2014 und 2015 viele Verträge für 2. Säule-Maßnahmen aus und konnten aufgrund fehlender finanzieller Mittel nicht

rechtzeitig verlängert werden, zum anderen wurden ab 2015 die Mittel, die für brache-ähnliche Maßnahmen zur Verfügung standen, deutlich erhöht.

Ob Brachen flächendeckend über das Greening bereitgestellt werden oder andere ÖVF den Brachen vorgezogen werden, hängt wesentlich von den Bereitstellungskosten und dem Gewichtungsfaktor der ÖVF (= Prämie je ha) ab. Dies zeigt sich am Verbot des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln auf ÖVF mit Leguminosen im Jahr 2018. Trotz der zeitgleichen Erhöhung des Gewichtungsfaktors zogen landwirtschaftliche Betriebe andere Optionen (z. B. Zwischenfrüchte) dem Anbau von ÖVF-Leguminosen ohne Pflanzenschutzmittel vor. Die Landwirt*innen verlagerten den Anbau der Leguminosen auf andere Flächen, statt einen höheren Aufwand durch beispielsweise mechanische Unkrautregulierung zu betreiben. So ging bundesweit die als ÖVF gemeldete Leguminosen-Fläche um 52 % zurück. Gleichzeitig blieb der Gesamtumfang des Leguminosenanbaus konstant. Somit war die Erhöhung des Gewichtungsfaktors nicht ausreichend, um den Mehraufwand durch Verfahren ohne Pflanzenschutzmittel auszugleichen.

Die Bedeutung der Opportunitätskosten – das ist der Nutzen/Profit, der eine alternative aber nicht realisierte Flächennutzung erbracht hätte – für die Entscheidungen bei der (Nicht-)Bereitstellung von ÖVF lässt sich am Beispiel der Brachen und Streifen gut herausarbeiten. Insbesondere Betriebe mit einer geringeren Wertschöpfung auf der Fläche und einer größeren Flächenausstattung stellen die ökologisch besonders wertvollen ÖVF (Brachen und Streifen) bereit. Daraus kann man ableiten, dass diese Betriebe i. d. R. durch die Förderung einen höheren wirtschaftlichen Nutzen haben als durch eine Bewirtschaftung der Flächen (Ertrag minus Kosten). Betriebe mit einer höheren Wertschöpfung auf der Fläche nutzen dagegen eher andere Typen wie etwa Zwischenfrüchte, um ihren ÖVF-Verpflichtungen nachzukommen, da diese Option einen höheren Ertrag auf der Fläche erzielt.

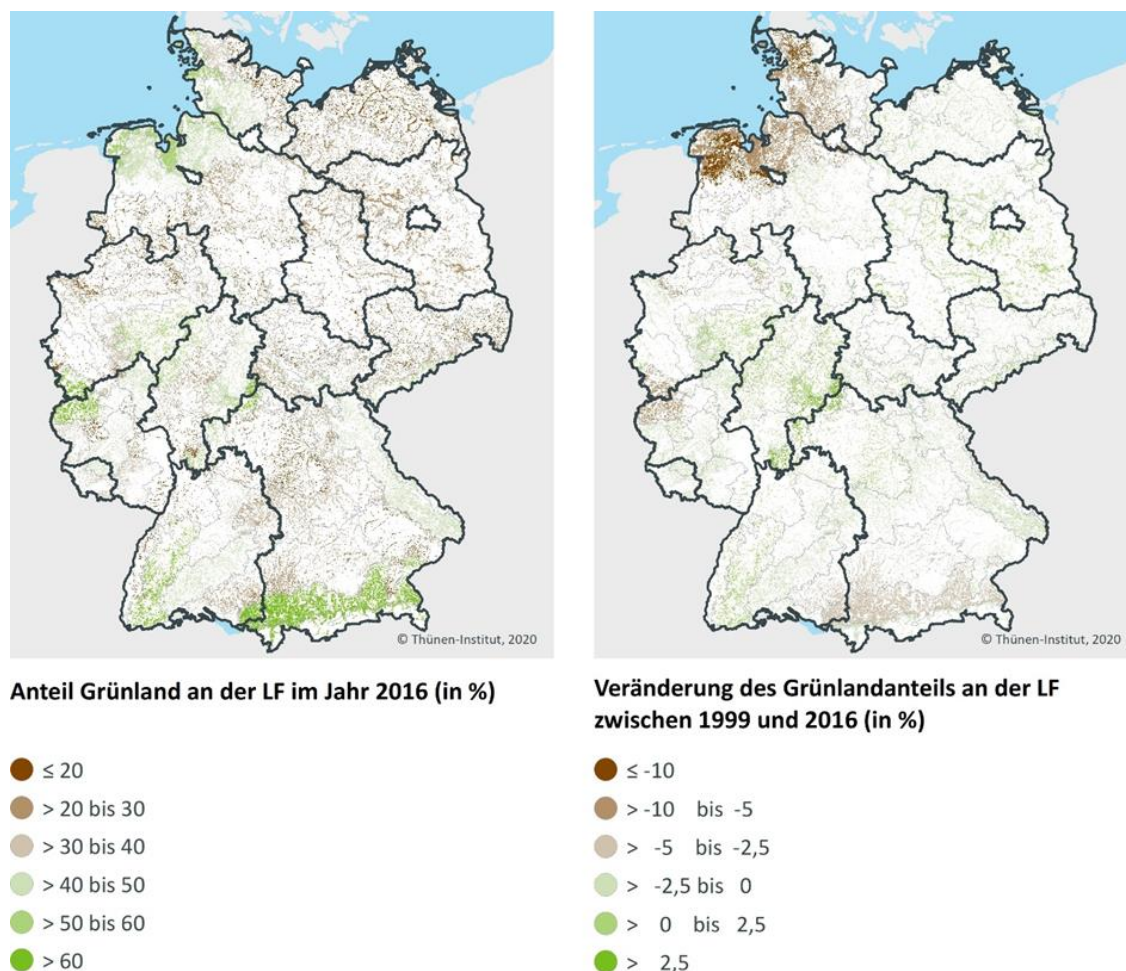
Bei der Analyse der Betriebe, die weniger als die geforderten 5 % oder gar keine ÖVF meldeten, reduzierte sich der Anteil von 8 % im Jahr 2015 auf 6 % im Jahr 2017. Die Betriebe passten sich demnach immer besser an die ÖVF-Vorgaben an. Aufgeteilt nach Betriebstypen verstießen besonders häufig spezialisierte Ackerbaubetriebe, spezialisierte Weideviehbetriebe sowie spezialisierte Veredlungsbetriebe gegen die ÖVF-Vorgaben. Dies sind Betriebstypen mit einer vergleichsweise hohen Wertschöpfung auf der Ackerfläche. In absoluten Zahlen hielten dabei spezialisierte Ackerbaubetriebe die Auflagen am häufigsten nicht ein. Allerdings ist dieser Betriebstyp am häufigsten verpflichtet, ÖVF-Vorgaben einzuhalten, sodass die Verstöße prozentual mit denen der spezialisierten Weideviehbetriebe und spezialisierten Veredlungsbetriebe vergleichbar waren. Betrachtet man die Umsetzung der ÖVF-Vorschriften über die Zeit, so war bei den spezialisierten Veredlungsbetrieben die geringste Anpassung zu erkennen. Nur knapp 10 % der Betriebe, die 2015 noch gegen die ÖVF-Vorschriften verstießen, passten 2017 die Bewirtschaftung ihrer Flächen den Auflagen an. Besonders häufig hingegen stellten spezialisierte Weideviehbetriebe die Bewirtschaftung ihrer Flächen gemäß den Vorgaben um. Hier waren es 40 % der Betriebe, die 2015 noch gegen die Auflagen verstießen. Ein Grund für die vergleichsweise starke Anpassung bei den Weideviehbetrieben dürfte sein, dass bei diesen Betrieben die Direktzahlungen relativ häufig einen hohen Anteil am Einkommen haben und somit der ökonomische Druck, die Auflagen einzuhalten, relativ groß ist. Zudem sind gerade in diesem Betriebstyp die Zwischenfrüchte oft eine sehr kostengünstige Option zur Erfüllung der ÖVF-Vorgaben.

4.2.2 Entwicklung des Dauergrünlandes

Die räumlichen Schwerpunkte der Grünlandnutzung in Deutschland liegen mit Flächenanteilen von über 50 % der LF im Bayerischen Voralpenraum, dem Schwarzwald, der Eifel, dem Hunsrück, der Rhön sowie in den Regionen entlang der Nordsee (s. Abbildung 43). Mit Ausnahme der küstennahen Bereiche Norddeutschlands sind diese Regionen durch hohe Niederschläge und ein

dynamisches Relief geprägt. Die Grünlandstandorte Norddeutschlands liegen vorrangig auf Marsch- und Moorböden. Auf der Schwäbischen Alb, im Bayerischen Wald, dem Hessischen Bergland und dem Rheinischen Schiefergebirge liegt der Grünlandanteil zwischen 40 und 50 %. Zahlreiche dieser Flächen liegen in Landschaften die gemäß BfN (2015) als schutzwürdig zu bewerten sind. Grünlandarme Regionen sind große Teile des Norddeutschen Tieflandes und des Tertiär-Hügellandes Süddeutschlands. Zwischen 1999 und 2016 ging der Grünlandanteil insbesondere in dem küstennahen Regionen Nordwestdeutschlands deutlich zurück. Diese Region ist durch eine intensive Milchviehhaltung geprägt und der Viehbesatz mit Raufutterfresser blieb während des Betrachtungszeitraums nahezu unverändert (s. Abbildung 43). Im Münsterland, der Eifel und dem Hunsrück sowie deutlich abgeschwächt aber großräumig im Alpenvorland ging der Grünlandanteil zurück. Diese Regionen sind ebenfalls von einer hohen GV-Besatzdichte und einer intensiven Milchviehhaltung geprägt. In allen genannten Regionen zeigte sich eine deutliche Ausdehnung des Maisanbaus (vgl. Gocht und Röder, 2014), sodass die Futterbaufläche relativ konstant blieb. Die übrigen Regionen zeigen hingegen weitgehend konstante Grünlandanteile oder leichte Zuwächse.

Abbildung 43: Räumliche Entwicklung des Dauergrünlandes an der LF zwischen 1999 und 2016

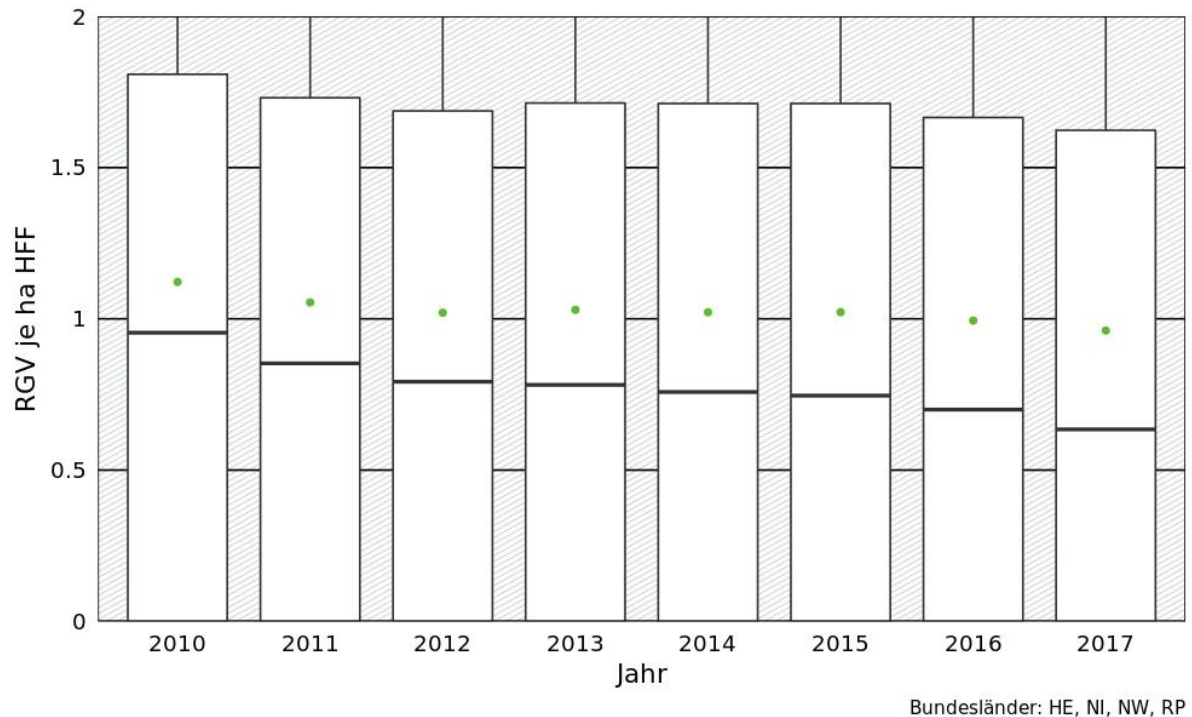


Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage der ASE, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Zwischen 2010 und 2017 ging die Anzahl der Raufutter verzehrenden Großvieheinheiten (RGV) je Hektar Hauptfutterfläche (HFF) zurück, sodass von einer tendenziellen Extensivierung der Grünlandnutzung ausgegangen werden kann (s. Abbildung 44). Der Median ging dabei stärker

zurück als der Mittelwert. Dies weist darauf hin, dass extensivere Standorte stärker extensiviert wurden als intensiver genutzte Grünlandflächen.

Abbildung 44: Raufutter verzehrende Großvieheinheiten je Hektar Hauptfutterfläche in den Jahren 2010 bis 2017

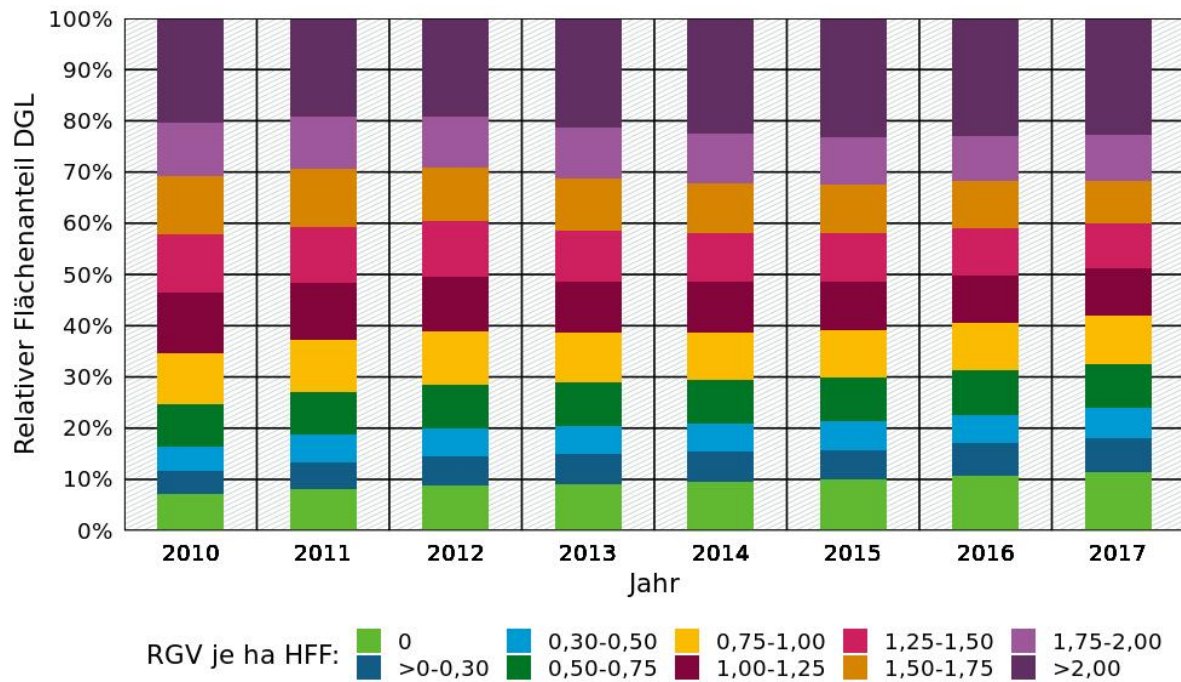


Basis: ca. 100.000 Betriebe per annum mit max. 5 RGV je ha HFF. Grüner Punkt: Mittelwert

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten für Betriebe mit mind. 1 ha HFF, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Den Trend zur Extensivierung der Grünlandfläche zeigt auch Abbildung 45: In den betrachteten Bundesländern stieg der Flächenanteil des Dauergrünlandes in Betrieben mit weniger als 0,75 RGV je ha HFF von 2010 bis 2017 stetig von 24,6 % auf 32,6 % des DGL an (+8 %-Punkte). Der DGL-Anteil sank hingegen in Betrieben mit mehr als 0,75 und weniger als 2 RGV je ha HFF von 62,1 % auf 56,2 % des DGL (-6 %-Punkte). Der Anteil des DGL in Betrieben mit mehr als 2,00 RGV je ha HFF stieg 2017 gegenüber 2010 geringfügig von 20,4 % auf 22,8 % an.

Abbildung 45: Relativer Flächenanteil des Dauergrünlands in Bezug auf den Raufutterviehbesatz der Betriebe in den Bundesländern HE, NI, NW, RP, 2010 bis 2017

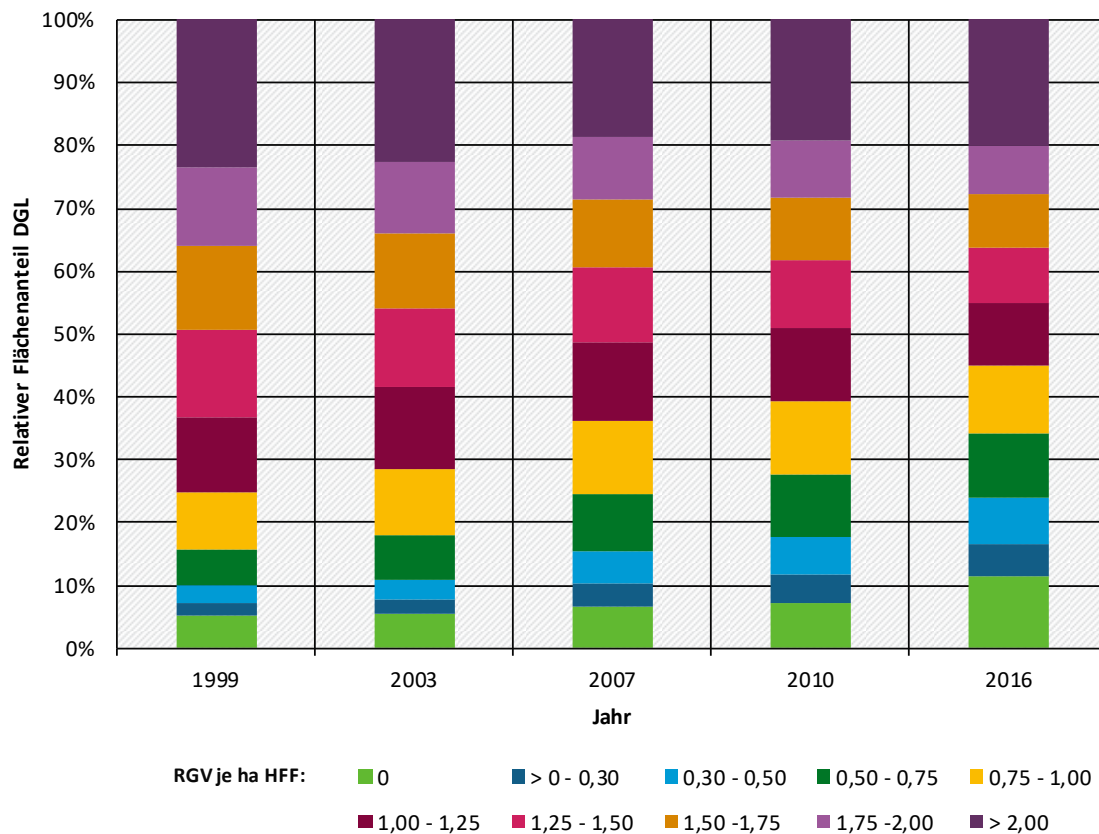


Bundesländer: HE, NI, NW, RP

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Auch die langfristige Entwicklung auf Bundesebene (1999 bis 2016) zeigt ein ähnliches Bild (s. Abbildung 45) wie die in den untersuchten InVeKoS-Bundesländern. So stieg der Flächenanteil des Grünlandes in Betrieben mit weniger als 0,75 RGV je ha HFF von 1999 bis 2016 stetig von 16 % auf 34 % an. Im Gegensatz zu den in Abbildung 45 betrachteten Jahren 2010 bis 2017 zeigt die bundesweite Langzeitentwicklung des Dauergrünlandes in Betrieben mit mehr als 2 RGV je ha HFF keinen Anstieg, sondern einen Rückgang von 23 % auf 20 %.

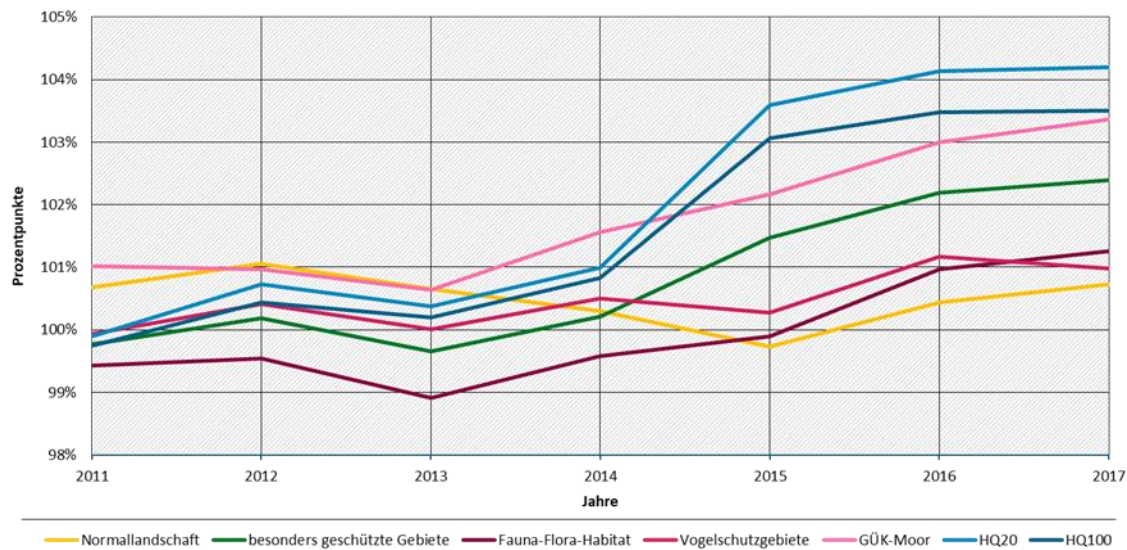
Abbildung 46: Relativer Flächenanteil des Dauergrünlands in Bezug auf den Raufutterviehbesatz der Betriebe in Deutschland, 1999 bis 2016



Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage der ASE, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die Grünlandfläche nahm in allen untersuchten Schutzkulissen v. a. seit 2014 zu (s. Abbildung 47). Dies gilt insbesondere für die Überschwemmungsgebiete (HQ₂₀ und HQ₁₀₀), gefolgt von den Moorflächen (GÜK-Moor) und den besonders geschützten Gebieten. Der starke relative Anstieg bei den Überschwemmungsgebieten (HQ₂₀ und HQ₁₀₀) wird dadurch relativiert, dass hier der Grünlandanteil in der Ausgangssituation mit deutlichem Abstand am geringsten war. Auch in der Normallandschaft ist ab 2015 ein leicht positiver Trend zu beobachten. Die Zunahme von Grünlandflächen in den Schutzkulissen ist höchstwahrscheinlich weitgehend darauf zurückzuführen, dass die Grünlanddefinition nach Art. 4 Abs. 1 h) (VO(EU) 1307/2013) um Heiden u. Ä. erweitert wurde. Die Grünlandflächen in den Normallandschaft schwanken leicht, ob nach 2017 sich der positive Trend fortsetzt, kann auf Grundlage der ausgewerteten InVeKoS-Daten noch nicht bestimmt werden. Prinzipiell sind die positiven Trends der Grünlandfläche in den besonders geschützten Gebieten aus naturschutzfachlicher Sicht sowie in den Überschwemmungs- und Moorgebieten, auch im Hinblick auf die Erosion und Hochwassergefährdung, positiv zu bewerten.

Abbildung 47: Entwicklung des Dauergrünlandes aller Betriebe in der Normallandschaft und in Schutzgebietskulissen (2010 = 100 %)



Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten. Bundesländer: HE, NI, NW, RP, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

4.2.2.1 Zusammenfassung und Diskussion

Mit der Greening-Maßnahme „Erhalt des Dauergrünlands“ sollte der Verringerung des Dauergrünlands in der EU entgegengewirkt werden. Die europäische Gesetzgebung sieht vor, dass auf regionaler Ebene (in Deutschland sind dies die Bundesländer inklusive ggf. der Stadtstaaten) gegenüber 2012 nicht mehr als 5 % der Dauergrünlandfläche in Ackerland umgewandelt werden dürfen. In Deutschland wird seit 2015 eine Umwandlung von Grünland in Ackerland im Regelfall nur dann nicht förderrechtlich sanktioniert, wenn andernorts Ackerland in Grünland umgewandelt wird. Allerdings wurden bereits vor Einführung des Greenings die Regeln der Cross-Compliance verschärft sowie Grünlandumwandlung in vielen Bundesländern ordnungsrechtlich verboten.

Nach einer Verringerung des Dauergrünlands um ca. 600.000 ha zwischen 1999 und 2013 stieg mit Einführung des Greenings im Jahr 2015 die Dauergrünlandfläche um 0,6 % gegenüber 2014, was einer Fläche von 27.000 ha entspricht. Gegenüber 2013 nahm die Grünlandfläche sogar um 56.000 ha zu. Somit konnte der Trend des Grünlandverlusts gestoppt werden. Dies kann jedoch nicht allein auf das Greening zurückgeführt werden.

Mit den InVeKoS-Daten konnte die Nutzungsintensität des Grünlands analysiert werden. Die Nutzungsintensität ist ein wichtiges Kriterium für den Naturschutz auf Grünland. Sie muss in einem bestimmten Rahmen stattfinden, also weder zu hoch noch zu niedrig sein, um einer gewissen naturschutzfachlichen Qualität zu entsprechen. Die Analysen haben gezeigt, dass die Nutzungsintensität sowohl kurz- als auch mittelfristig kontinuierlich zurückging. Als Maßzahl für die Nutzungsintensität dient die Anzahl Raufutter verzehrender Großvieheinheiten (RGV) je ha Hauptfutterfläche (HFF). Diese Besatzdichte nahm insbesondere auf Flächen ab, die bereits vorher einen geringen Besatz aufwiesen. Zudem nahm der Anteil des Grünlands in Betrieben mit einer sehr geringen Nutzungsintensität oder ohne Verwertungsmöglichkeiten für das Grünland zu.

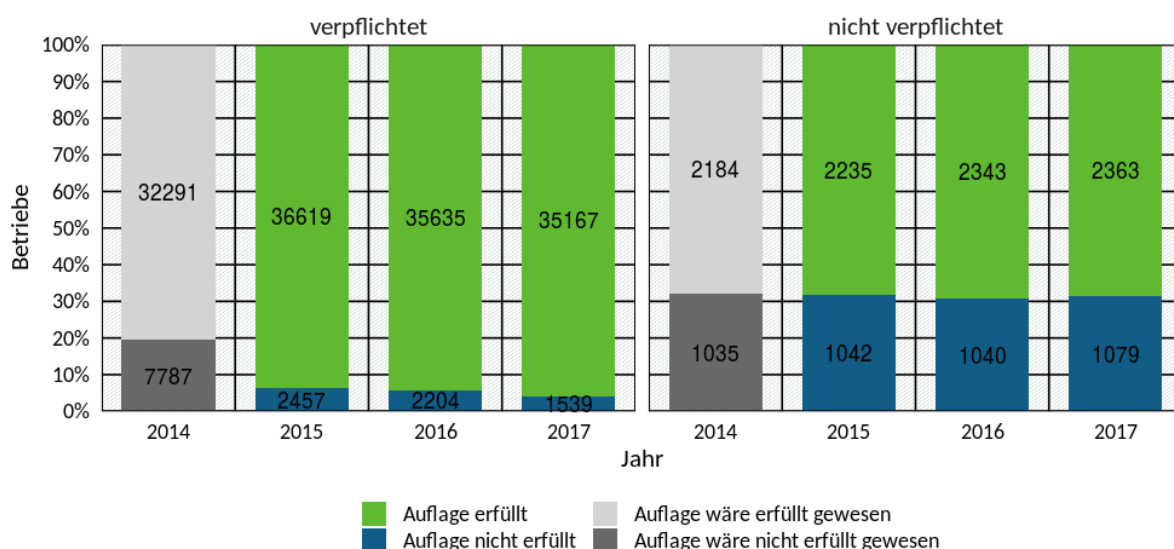
4.2.3 Kulturartendifferenzierung

4.2.3.1 Kulturartendifferenzierung im Zuge des Greenings

4.2.3.1.1 Anbaudiversifizierung: Betroffenheit und Einhaltung der Verpflichtung

Die Greening-Regelung zur Anbaudiversifizierung betrifft einen Großteil der landwirtschaftlichen Betriebe: von 2014 bis 2017 lag der Anteil der zur Anbaudiversität verpflichteten Betriebe durchgängig bei 91 bis 93 % aller Betriebe, die im InVeKoS erfasst wurden und mindestens 10 ha Ackerland hatten bzw. 43 bis 45 % aller Betriebe. Da die Regelung erst 2015 in Kraft trat, dienen die Angaben für 2014 als Vergleichswert und zeigen, dass 2014 bereits 81 % der verpflichteten Betriebe die Auflagen erfüllt hätten (s. Tabelle 34). Rund 11 % der verpflichteten Betriebe veränderten ihre Bewirtschaftung, sodass 2015 94 % und 2017 96 % aller verpflichteten Betriebe die Auflagen erfüllten (s. Abbildung 24). Unter den 7 bis 9 % der nicht verpflichteten Betriebe hätten 68 % (2014, 2015) bis 69 % (2016, 2017) dennoch die Auflagen erfüllt.⁸ In diesen Betrieben veränderte sich die Bewirtschaftung somit nur in weit geringerem Ausmaß als bei den verpflichteten, sodass die beobachteten Änderungen bei den verpflichteten Betrieben ab 2015 ziemlich sicher auf das Greening zurückgeführt werden können und nicht als Anpassungen an andere Veränderungen wie Wetter oder Preise zu interpretieren sind.

Abbildung 48: Betroffenheit und Umsetzung der Greening-Regelungen zur Anbaudiversifizierung



Anzahl und Anteil der Betriebe, die zur Anbaudiversifizierung verpflichtet (links)/nicht verpflichtet (rechts) waren und die Angabe, ob sie dieser Verpflichtung nachkamen/nachgekommen wären

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

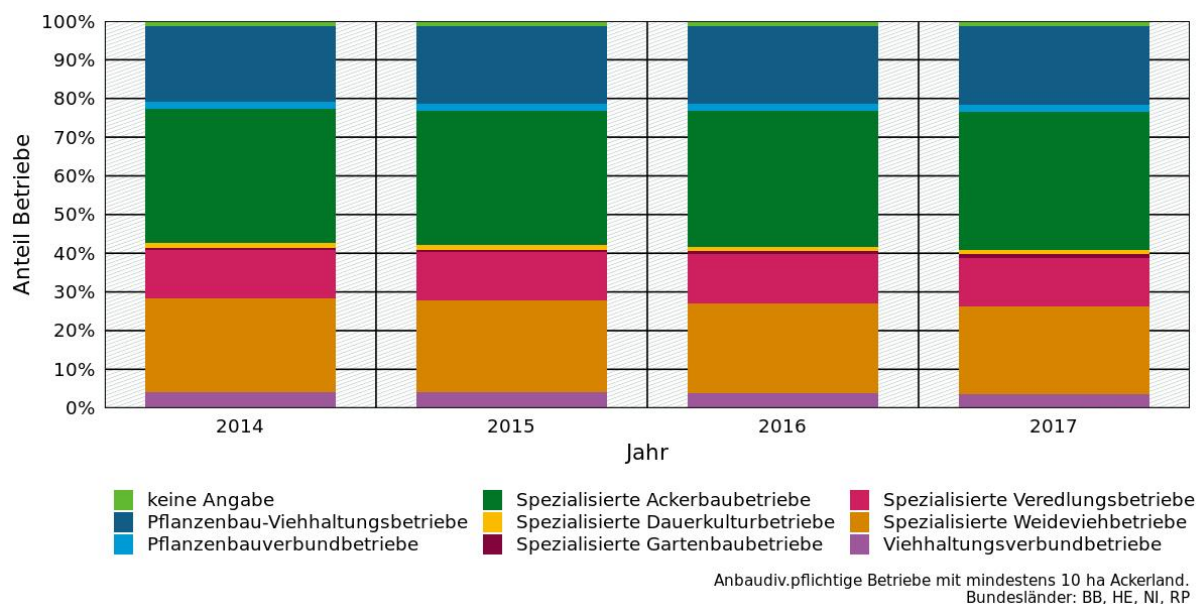
Rolle der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung bei der Nicht-Erfüllung der Anbaudiversifizierung

Unter allen Betrieben waren die betriebswirtschaftlichen Ausrichtungen spezialisierte Ackerbaubetriebe, spezialisierte Weideviehbetriebe sowie Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe am häufigsten (s. Abbildung 49). Dies spiegelt weitestgehend die Häufigkeit der Betriebsgruppen bei den zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betrieben, die die Vorgabe nicht erfüllten, wider,

⁸ Aus den im Kapitel Methodik dargestellten Gründen wurde NW für die folgenden Auswertungen nicht berücksichtigt. Aufgrund der vergleichsweise geringeren Differenzierung der Ackerkulturen in NW vor 2015 würde die Einbeziehung tendenziell zu einer Überschätzung des Effektes der Kulturartendifferenzierung führen. Allerdings ergab eine nicht dargestellte Auswertung, dass die Einbeziehung von NW die dargestellten Zusammenhänge nur geringfügig verändern würde.

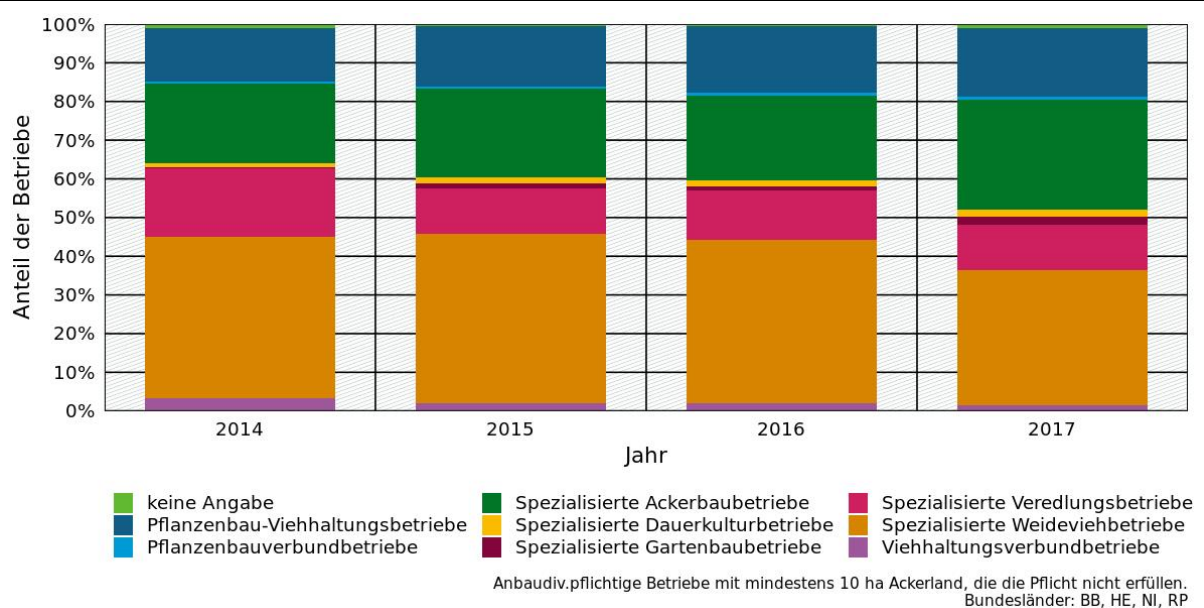
mit der Abweichung, dass der Anteil der spezialisierten Weideviehbetriebe größer und der Anteil der spezialisierten Ackerbaubetriebe kleiner als in der Grundgesamtheit ist (s. Abbildung 50). Um die unterschiedliche Häufigkeit der verschiedenen Betriebstypen in der Grundgesamtheit zu berücksichtigen, fokussiert die folgende Auswertung u. a. auf den Konzentrationskoeffizienten (vgl. Kapitel 4.1.3).

Abbildung 49: Betriebswirtschaftliche Ausrichtung der zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe



Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Abbildung 50: Betriebswirtschaftliche Ausrichtung der zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe, die die Vorgabe nicht erfüllen



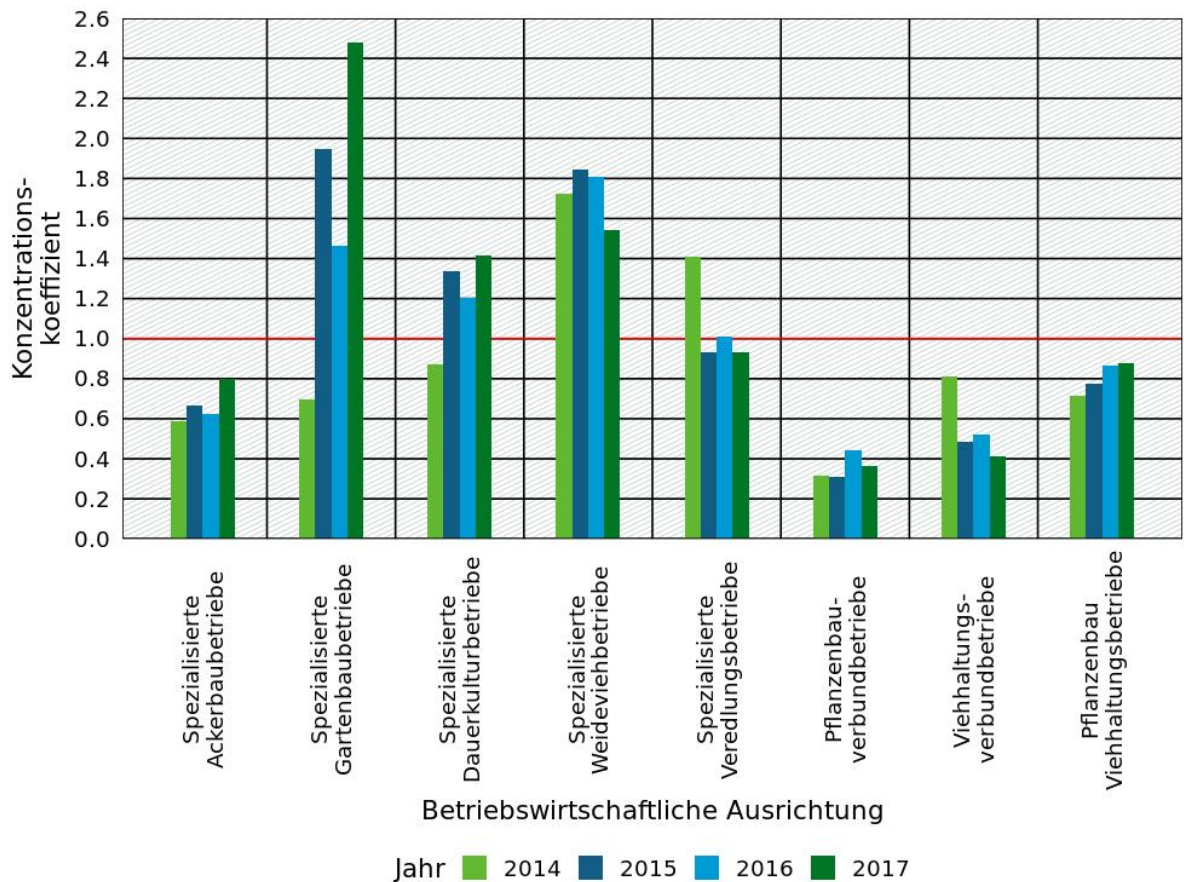
Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Hätten die Vorgaben zur Anbaudiversifizierung schon 2014 gegolten, hätten 19 % der verpflichteten Betriebe diese Vorgaben nicht eingehalten (s. Tabelle 35). Mit Einführung des Greenings 2015 ging dieser Wert auf 6 % zurück. Ein vorläufiges Minimum wurde 2017 mit 4 % erreicht. Abbildung 51 zeigt, dass unter den verpflichteten Betrieben zumindest nach 2015 überdurchschnittlich häufig insbesondere spezialisierte Weideviehbetriebe, spezialisierte Gartenbaubetriebe und spezialisierte Dauerkulturbetriebe die Vorgabe zur Anbaudiversifizierung nicht erfüllten. Diese Betriebstypen sind tendenziell durch sehr hohe Deckungsbeiträge auf ihren Flächen gekennzeichnet. Bei Viehhaltungsverbundbetrieben, Pflanzenbauverbundbetrieben sowie spezialisierten Ackerbaubetrieben lag der Anteil der Betriebe, die die Vorgabe nicht erfüllten hingegen deutlich unter dem Erwartungswert.

Abbildung 51 zeigt anhand des Konzentrationskoeffizientens den Einfluss der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung auf die Nichterfüllung der Vorgabe zur Anbaudiversifizierung. Hierbei werden die Betriebe einer betriebswirtschaftlichen Ausrichtung, die die Auflage nicht erfüllen, in Beziehung zu allen zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betrieben gesetzt (vgl. auch Beschreibung unter Abbildung 51). Nach den Gartenbaubetrieben ist bei den spezialisierten Veredlungsbetrieben die stärkste relative Veränderung festzustellen: 2014 lag der Erwartungswert, dass Veredlungsbetriebe die Vorgaben zur Kulturartendiversität nicht einhalten, bei 1,4. 2017 hingegen lag der Erwartungswert bei 0,9, also war also um 0,5 niedriger. Somit war der Anteil der Betriebe mit dieser betriebswirtschaftlichen Ausrichtung, die die Vorgaben erfüllten, 2017 überdurchschnittlich. Dieser Befund widerspricht auf den ersten Blick dem oben genannten Argument, da auch Veredlungsbetriebe durch eine hohe Wertschöpfung auf der Fläche gekennzeichnet sind. Allerdings erfolgt diese Wertschöpfung überwiegend im Stall, während die angebauten Feldfrüchte im eigenen Betrieb verwertet werden und somit eine deutlich geringere Bedeutung als bei Weideviehbetrieben haben. Dies ermöglicht den Veredlungsbetrieben erheblich größere Freiheitsgrade bei der Gestaltung des Anbauprogrammes.

Auffällig ist, dass 2014 in den Gruppen der spezialisierten Gartenbaubetriebe und spezialisierten Dauerkulturbetriebe der Anteil der Betriebe, die die Vorgabe nicht erfüllt hätten, noch unterdurchschnittlich war; in den Folgejahren lag dieser Anteil jedoch weit über dem Erwartungswert (s. Abbildung 51). Der Grund liegt v. a. darin, dass in diesen beiden Gruppen verhältnismäßig wenige Betriebe ihr Anbauprogramm veränderten, während dies bei den anderen Betriebstypen relativ häufiger geschah. Dadurch steigt der relative Anteil dieser beiden Gruppen an der Gesamtzahl aller Betriebe, die in einem Jahr die Vorgaben nicht einhalten. Zudem ist der Konzentrationskoeffizient bei diesen Betriebstypen mit einer sehr hohen Unsicherheit behaftet, da nur sehr wenige Betriebe diesen Typen zugeordnet werden können. So erfüllten in den Jahren nach 2015 weniger als jeweils 35 Betriebe aus diesen Gruppen die Auflagen zur Kulturartendiversifizierung nicht (s. Tabelle 35 im Anhang A.1).

Abbildung 51: Einfluss der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung auf die Nichterfüllung der Vorgabe zur Anbaudiversifizierung



Jahr 2014 2015 2016 2017
 Anbaudiv.pflichtige Betriebe mit mindestens 10 ha Ackerland, die die Pflicht nicht erfüllen;
 Referenz: alle verpflichteten Betriebe mit mind. 10 ha AL.
 Bundesländer: BB, HE, NI, RP

Alle zur Anbaudiversität verpflichteten Betriebe, die die Vorgaben nicht erfüllten, in Relation zu allen zur Anbaudiversität verpflichteten Betriebe⁹

Konzentrationskoeffizient: setzt die Wahrscheinlichkeit, mit der ein zur Anbaudiversifizierung verpflichteter Betrieb einer bestimmten Betriebsausrichtung die Vorgaben verfehlt in Beziehung zu allen zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betrieben; < 1: Betriebe dieser Ausrichtung erfüllen Vorgaben häufiger, als bei Unabhängigkeit der Merkmale zu erwarten wäre; > 1 Betriebe dieser Ausrichtung erfüllen Vorgaben seltener; = 1 Ausrichtung unabhängig (Betriebsausrichtung hat keinen Einfluss darauf, ob Auflage nicht erfüllt wird).

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

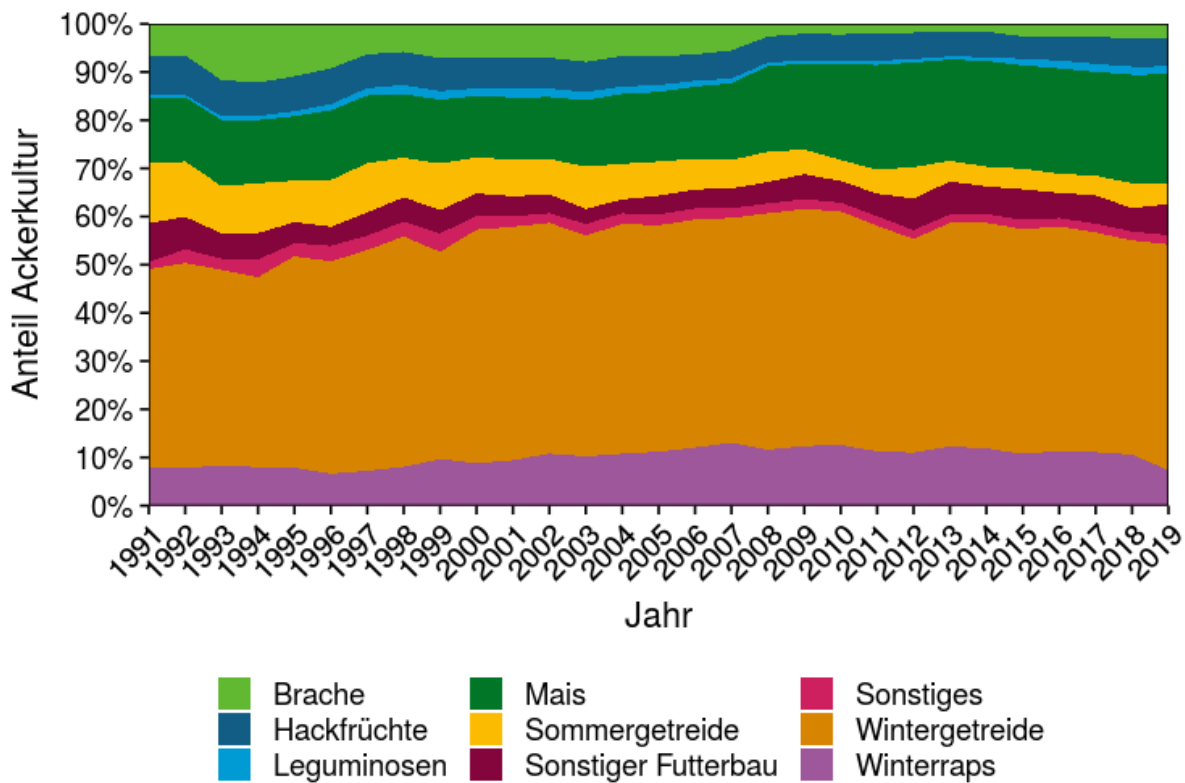
4.2.3.2 Kulturartendifferenzierung in HNV-Quadraten

Entwicklung verschiedener Kulturgruppen

Abbildung 52 zeigt die Entwicklung der Anteile der Kulturgruppen am Ackerland in Deutschland von 1991 bis 2019. In den Jahren von 1991 bis 2010 gab es mitunter massive Veränderungen. So stieg der Anteil der Brachen 1993 um 5 Prozentpunkte an, ging aber nach 1994 wieder zurück, insbesondere im Jahr 2008 (von 5,5 auf 2,6 %). Beim Maisanteil ist ab 2002 eine starke Zunahme zu beobachten: während der Anteil 2002 bei 12,8 % lag, waren es 2011 21,7 %. Der Anteil des Sommergetreides ging zugunsten des Wintergetreides zurück. Seit dem Jahr 2010 sind die Anteile der Kulturgruppen im Vergleich dazu recht statisch (s. Abbildung 28).

⁹ 2017 verstieß kein Viehhaltungsverbundbetrieb gegen die Auflagen zur Kulturartendifferenzierung (Konzentrationskoeffizient = 0). Die Berechnung des Konzentrationskoeffizienten erfolgt getrennt für die einzelnen Jahre.

Abbildung 52: Entwicklung der Kulturgruppen in Deutschland von 1991 bis 2019



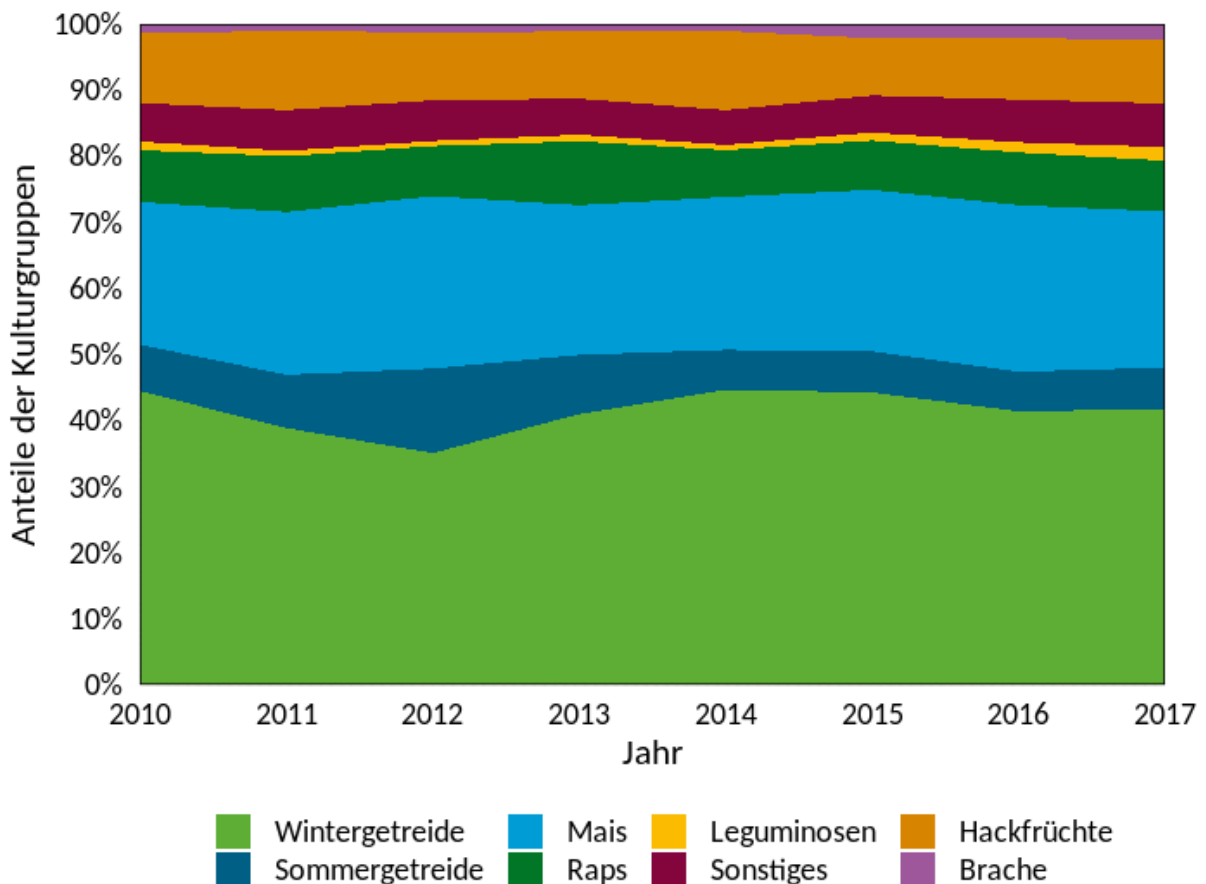
Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage der ASE, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Aufbauend auf den Ergebnissen des ersten GAPEval-Projektes (vgl. Röder et al., 2019) wurde die Zeitreihe der Kulturarten für die Bundesländer Hessen, Niedersachsen und Rheinland-Pfalz in den Jahren von 2010 bis 2017 auf Ebene der HNV-Stichprobenquadrate ausgewertet (vgl. Kapitel 4.1.3.2).

Die Anteile der Kulturgruppen in den HNV (High Nature Value)-Quadraten (vgl. Kapitel 4.1.3.2), die in allen Jahren von 2010 bis 2017 vorkamen und in allen Jahren mindestens 25 % Ackerland aufwiesen, änderten sich über die Zeit nicht wesentlich (s. Abbildung 53). Dominierende Kulturgruppe in diesen HNV-Quadraten war in allen Jahren das Wintergetreide mit rund 35 bis 45 %. Zusammen mit dem Sommergetreide lag der Getreideanteil bei etwa 50 %. Der vergleichsweise hohe Anteil des Sommergetreides in 2012 und 2013 lässt sich auf starke Auswinterungen (Winter- und Frostschäden) bei Wintergetreide und Raps zurückführen. Weitere 22 bis 26 % waren mit Mais bestellt. Bei den Brachen und Leguminosen lassen sich leichte Anstiege ab 2015 erkennen.

Ein Vergleich der Anteile der Kulturgruppen in Deutschland (s. Abbildung 52) und in den betrachteten HNV-Quadraten (s. Abbildung 53) von 2010 bis 2017 zeigt, dass die Entwicklung mehr oder weniger parallel verlief. Dies lässt es als plausibel erscheinen, dass sich die Ergebnisse z. B. zur Entwicklung der Kulturartendiversität auf Basis der HNV-Quadrate auf weite Teile Deutschlands übertragen lassen. Leichte Unterschiede in der Gruppenbildung der beiden Abbildung sind auf die unterschiedlichen Datenquellen zurückzuführen.

Abbildung 53: Anteile der Kulturgruppen an der Fläche aller Kulturgruppen in den HNV-Quadraten in den Jahren 2010 bis 2017



Bundesländer: HE, NI, RP

Berücksichtigt wurden HNV-Quadrate, die in allen Jahren von 2010 bis 2017 auftraten und einen Ackerflächenanteil von mindestens 25 % hatten. Datengrundlage: InVeKoS-Daten der Länder

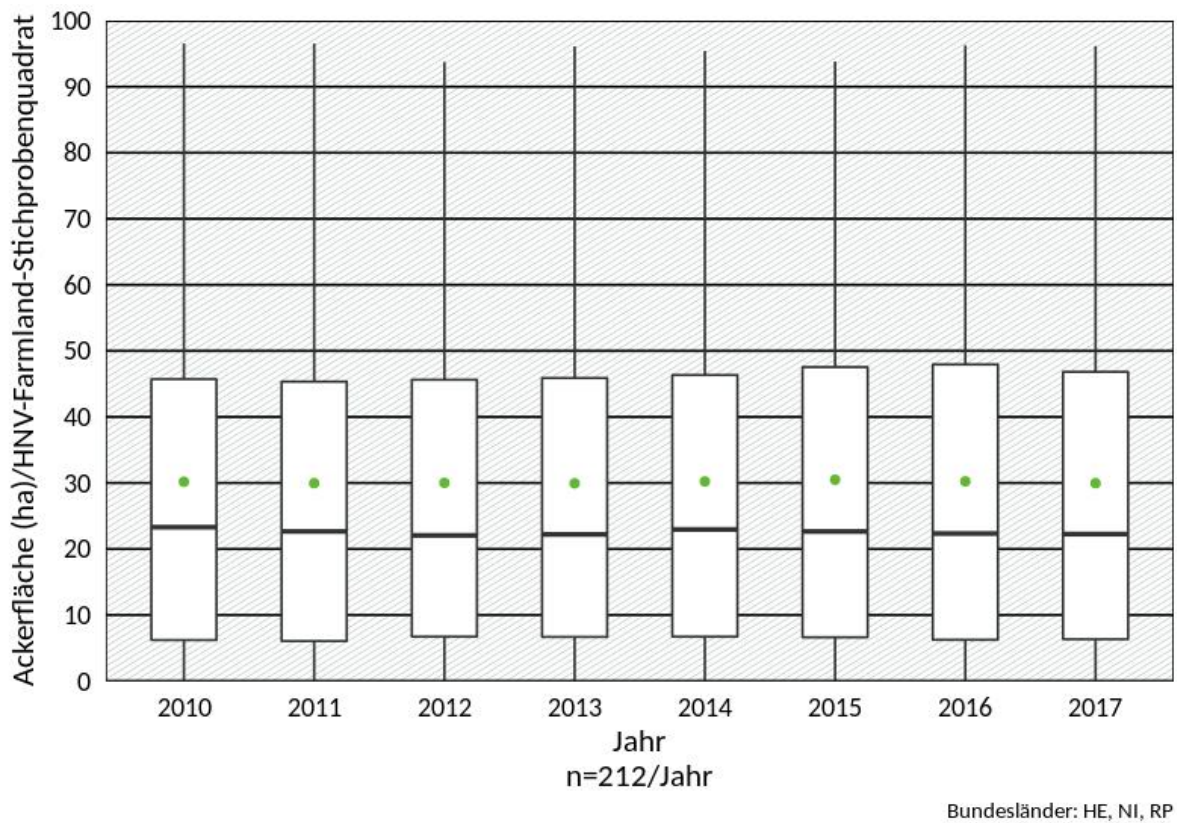
Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Anzahl der Ackerkulturen in den Jahren 2010 bis 2017

In den 212 HNV-Quadraten, in denen in allen Jahren von 2010 bis 2017 Ackerkulturen gemeldet waren, wurden insgesamt 53 verschiedene Ackerkulturen festgestellt. Die Zahl der Ackerkulturen schwankte in den einzelnen Jahren zwischen 33 (2012) und 44 (2015; Mittelwert 38,2).

Ein HNV-Stichprobenquadrat umfasst 100 ha (s. auch Kapitel 4.1.3.2). Der Anteil der Ackerfläche je HNV-Stichprobenquadrat blieb über die Jahre hinweg im Großen und Ganzen unverändert. Der Median des Anteils der Ackerfläche an der Gesamtfläche lag in den einzelnen Jahren zwischen 22 und 23 %, der Mittelwert bei rund 30 %. In 25 % der HNV-Quadrate lag der Anteil der Ackerfläche über 45 bzw. 48 % (s. Abbildung 30).

Abbildung 54: Ackerfläche je HNV-Stichprobenquadrat in den Jahren 2010 bis 2017



Ackerfläche je HNV-Stichprobenquadrat der in allen Jahren vorkommenden HNV-Quadrate; n=212.

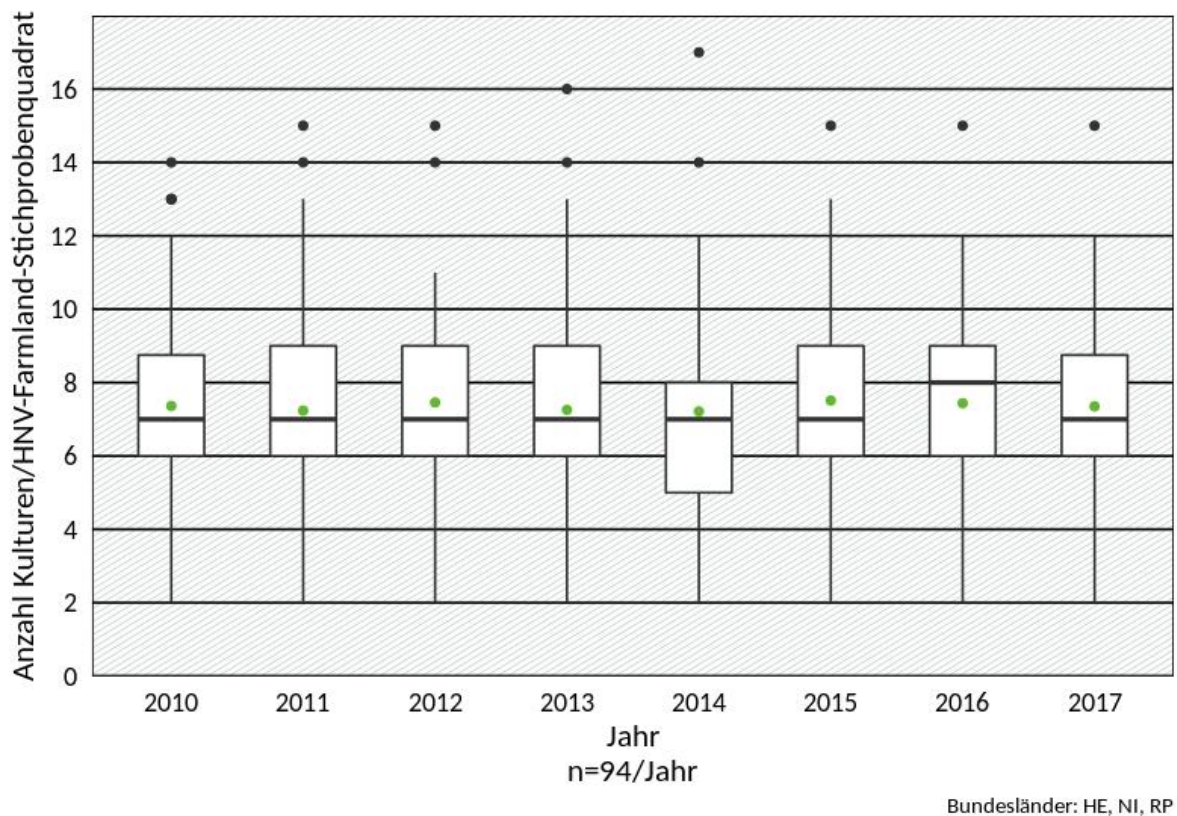
Grüner Punkt: Mittelwert

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Berücksichtigt man nur HNV-Stichprobenquadrate, die in allen Jahren von 2010 bis 2017 auftraten und in allen Jahren einen Ackerflächenanteil von mindestens 25 % hatten, verbleiben 94 Stichprobenquadrate in der Auswertung. In diesen HNV-Quadraten wurden insgesamt 50 Ackerkulturen gemeldet, wobei in den Jahren zwischen 32 (2012) und 40 (2015) Ackerkulturen vorkamen (Mittelwert 35,8).

Die Anzahl der Ackerkulturen in den HNV-Stichprobenquadraten mit einem Ackerflächenanteil von mindestens 25 % unterschied sich kaum zwischen den Jahren. Zwischen 2010 und 2014 schwankte diese zwischen zwei und 14 bis 17 Ackerkulturen (je nach Jahr). Nach Einführung des Greenings lag sie in den Jahren 2015 bis 2017 zwischen zwei und 15 Kulturarten. Der Median betrug in allen Jahren jeweils sieben Ackerkulturen; Ausnahme war 2016 mit einem Median von acht Ackerkulturen je HNV-Quadrat (s. Abbildung 55); die Mittelwerte unterschieden sich zwischen den Jahren nur marginal. Somit ist kein Effekt auf die Anzahl der Kulturarten in den HNV-Quadraten durch das Greening zu erkennen.

Abbildung 55: Anzahl der Ackerkulturen je HNV-Stichprobenquadrat in den Jahren 2010 bis 2017

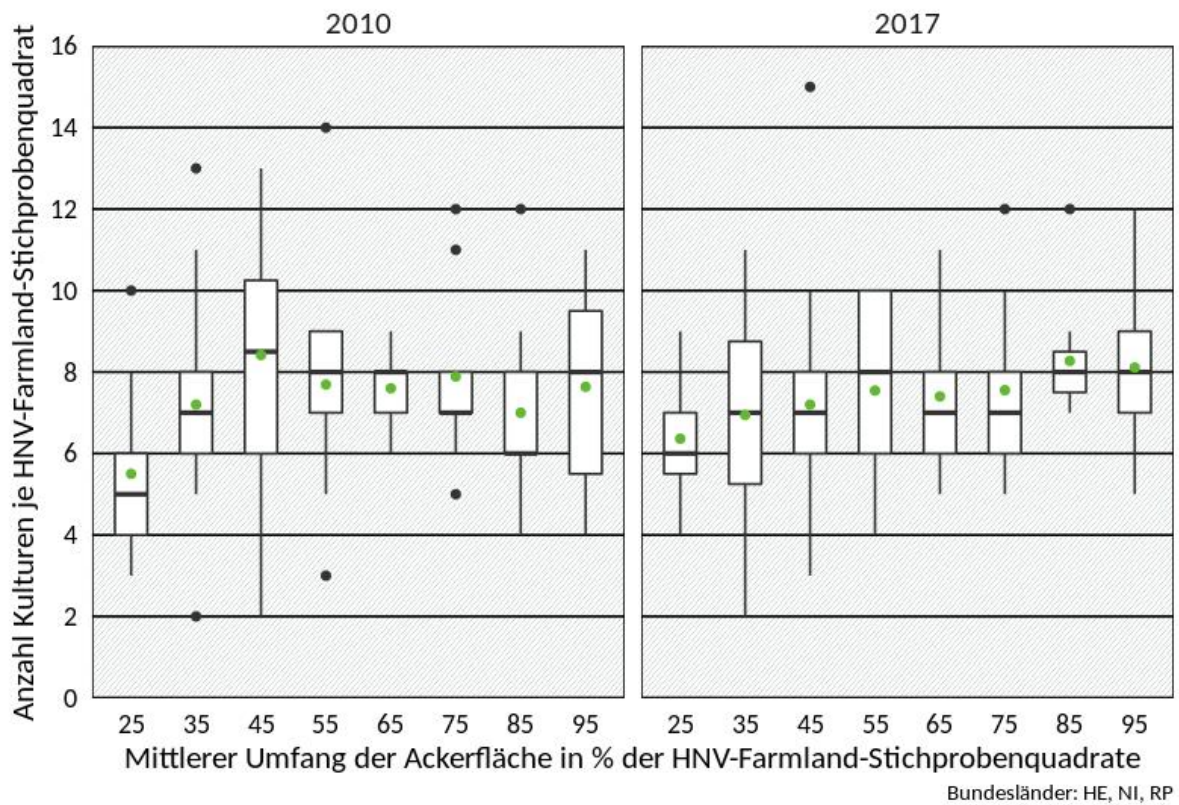


Berücksichtigt wurden HNV-Quadrate, die in allen Jahren von 2010 bis 2017 auftraten und einen Ackerflächenanteil von mindestens 25 % hatten. Grüner Punkt: Mittelwert

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Abbildung 56 zeigt exemplarisch für die Jahre 2010 und 2017 den Zusammenhang zwischen der Anzahl der Ackerkulturen und der Ackerfläche in einem HNV-Quadrat. Die Kulturartenzahl steigt tendenziell leicht mit zunehmender Ackerfläche an. Bei einem Ackerflächenanteil von 25 bis 30 % kamen im Mittel 5,5 bis 6,4 Kulturgruppen vor, während es mindestens 6,9 waren, wenn der Ackeranteil über 30 % lag. Allerdings ist der Zusammenhang sehr schwach und mit zahlreichen Schwankungen und unterschiedlichen Spannbreiten der Perzentile verbunden. Besser lässt sich der Zusammenhang in Abbildung 57 anhand des Verlaufes der LOESS-Streudiagramm-Glätter in den einzelnen Jahren seit 2010 erkennen. Dieser lässt einen Sättigungseffekt erkennen: unter 30 bis 40 % Ackerfläche ist die Kulturartenzahl im Mittel deutlich geringer und bewegt sich ab ungefähr 50 bis 60 % auf einem Sättigungsniveau. Es lässt sich im Jahr der Einführung der Greening Maßnahmen zwar ein leichter Anstieg der Anzahl der Kulturarten erkennen, der aber innerhalb der Schwankungsbreite liegt.

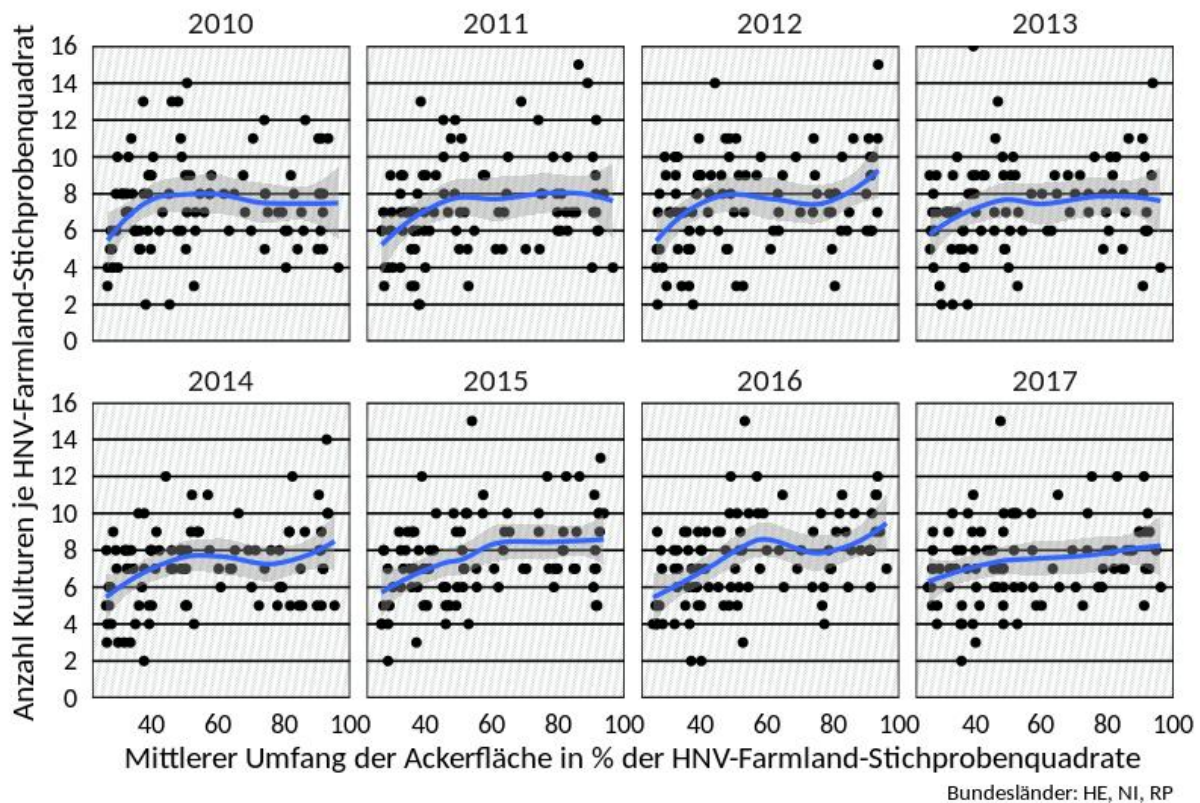
Abbildung 56: Anzahl der Ackerkulturen in Abhängigkeit von der Ackerfläche des HNV-Stichprobenquadrates in den Jahren 2010 und 2017



Berücksichtigt wurden HNV-Quadrate, die in allen Jahren von 2010 bis 2017 auftraten und einen Ackerflächenanteil von mindestens 25 % hatten. Grüner Punkt: Mittelwert

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Abbildung 57: Mittlere Anzahl der Kulturen in Abhängigkeit von der Ackerfläche je HNV-Stichprobenquadrat in den Jahren 2010 bis 2017

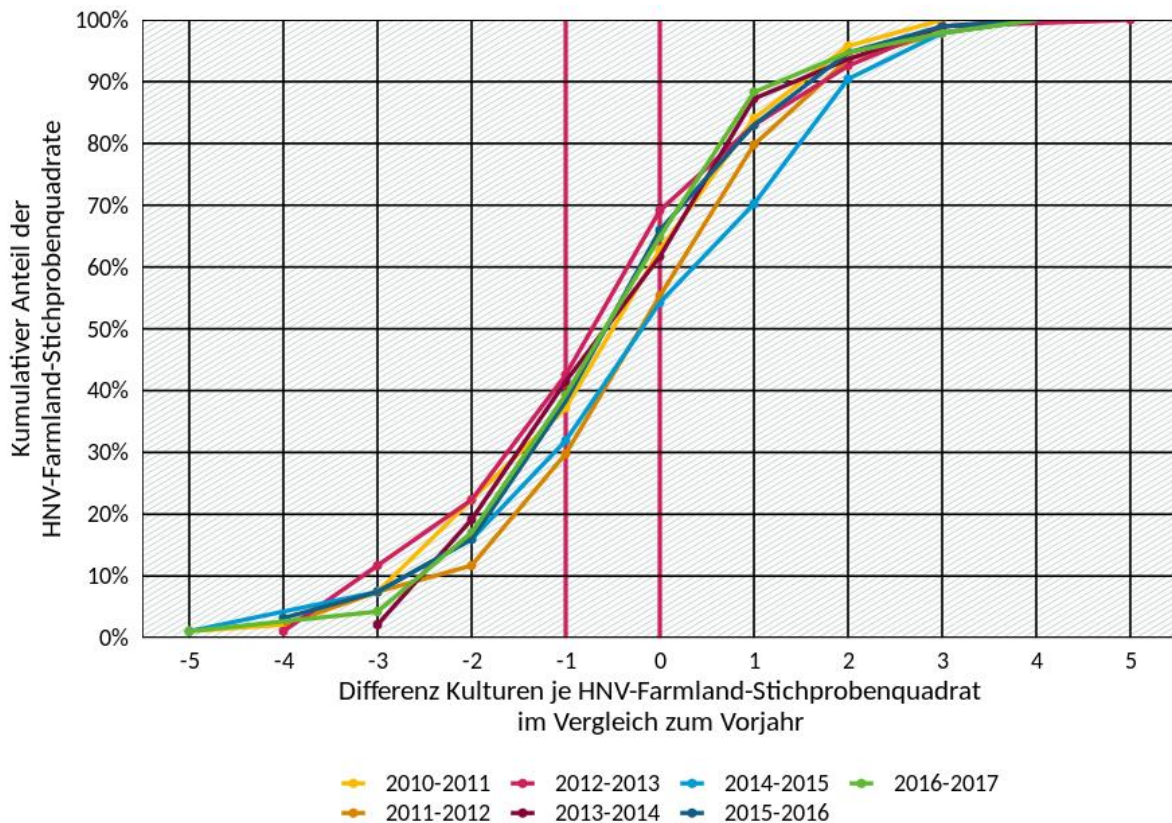


Berücksichtigt wurden HNV-Quadrate, die in allen Jahren von 2010 bis 2017 auftraten und einen Ackerflächenanteil von mindestens 25 % hatten.

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Wie sich die Zahl der Kulturen in den Quadraten von einem zum anderen Jahr veränderte, zeigt Abbildung 58; der kumulative Anteil der HNV-Quadrate ist auf der y-Achse dargestellt, die x-Achse zeigt die Veränderung in der Anzahl der Kulturen je HNV-Quadrat: Zwischen dem Jahr n und dem Folgejahr $n+1$ verändert sich die Zahl der Kulturen in den einzelnen Quadraten nur geringfügig. Die Zahl der Ackerkulturen je HNV-Quadrat nahm in den meisten Fällen um eine Kultur ab (s. Differenz zwischen x-Achsenabschnitt -2 zu -1: rund 20 % der HNV-Quadrate) bzw. zu (Differenz von x-Achsenabschnitt 0 bis 1) oder veränderte sich gar nicht ($x=-1$ bis $x=0$). Je nach betrachtetem Jahrespaar waren in 10 (2011 auf 2012) bis 20 % (2010 auf 2011, 2012 auf 2013) der Quadrate im Folgejahr mindestens zwei Kulturen weniger zu beobachten ($x \leq -2$). Eine Zunahme von zwei oder mehr Kulturen ($x \geq 1$) war meist ebenfalls in 10 % (2016 auf 2017) bis 20 % (2011 auf 2012) der Quadrate festzustellen. Der Wechsel von 2014 auf 2015 fällt hier etwas aus dem üblichen Rahmen, da in dieser Periode in 30 % der Quadrate die Zahl der festgestellten Kulturen um mindestens zwei anstieg. Die zeitliche Koinzidenz spricht für einen Effekt des 2015 eingeführten Greenings. Allerdings war zwischen 2011 zu 2012 ein Anstieg in der Zahl der Kulturen in einer ähnlichen Größenordnung festzustellen. Der stärkste Rückgang in der Zahl der Kulturen war zwischen 2012 und 2013 zu beobachten.

Abbildung 58: Differenz der Anzahl der Ackerkulturen in einem HNV-Quadrat zum jeweiligen Vorjahr (2010 bis 2017)



Bundesländer: HE, NI, RP

Kumulative Darstellung. Berücksichtigt wurden HNV-Quadrate, die in allen Jahren von 2010 bis 2017 auftraten und einen Ackerflächenanteil von mindestens 25 % hatten (n=94 pro Jahrespaar). Die roten Linien bei x=-1 und x=0 begrenzen den Bereich, in dem die Anzahl der Kulturen gleichbleibt.

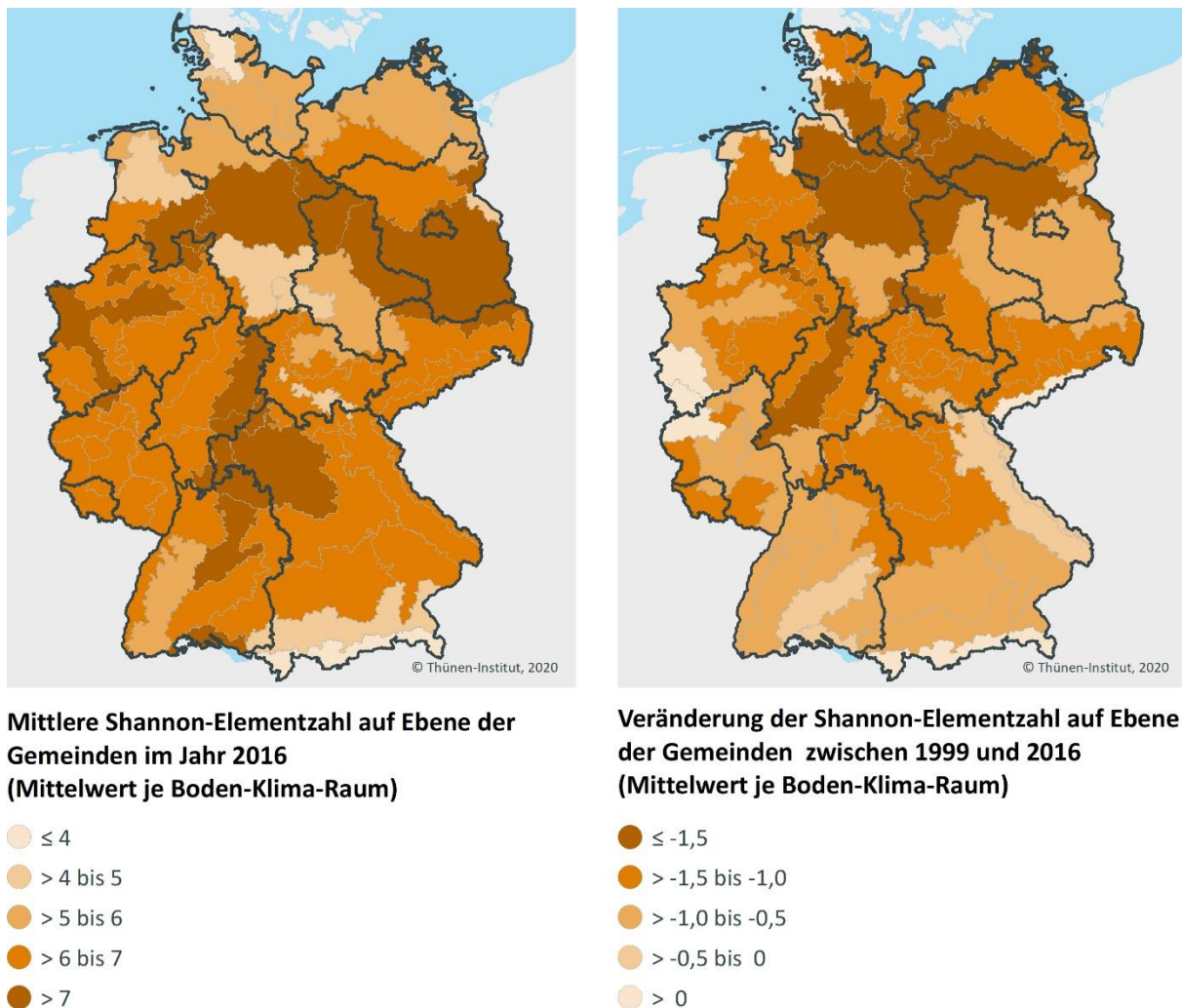
Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

4.2.3.2.1 Diversität der Ackerkulturen: Shannon-Elementzahl

Abbildung 59 stellt die räumliche Verteilung der Diversität der Ackerkulturen dar. Als Indikator wird der Mittelwert der Shannon-Elementzahl (K_S) (vgl. Kapitel 4.1.3.2) je Gemeinde auf Ebene der Boden-Klima-Räume Deutschlands für das Jahr 2016 dargestellt. Niedrige Diversitätswerte waren tendenziell im Norden vom nordwestlichen Weser-Ems-Gebiet über Schleswig-Holstein bis zum nördlichen Mecklenburg-Vorpommern zu sehen. Weiterhin fanden sich großflächigere Bereiche mit niedriger Diversität in den Bördegebieten Südniedersachsens und Sachsen-Anhalts und dem Harz sowie im Alpenvorland und den Alpen. Die geringe Diversität in den Alpen und im Harz ist weniger verwunderlich, da diese Region hier die Grünlandnutzung vorherrscht (vgl. Kapitel 4.2.2). Die intensiven Futterbauregionen entlang der Nordsee und das Alpenvorland weisen einen deutlich höheren Ackeranteil auf. Hier dominiert allerdings eindeutig der Silomaisanbau. Bei den genannten Bördegebieten und großen Teilen Mecklenburg-Vorpommerns handelt es sich um hochproduktive Ackerbaustandorte, in denen Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrübe bzw. Winterraps vorherrschen. Höhere K_S -Werte hingegen fanden sich in Norddeutschland im Bereich der sandigen Böden, dem oberen Mittelrhein/Niederrhein/südlichen Münsterland sowie den osthessischen Mittelgebirgslagen, Nordwestbayern und dem Oberen Gäu. Vergleicht man die Diversität der angebauten Ackerkulturen auf lokaler Ebene zwischen 1999 und 2016, so geht diese Diversität fast flächendeckend zurück. Die stärksten Rückgänge finden sich in den zentralhessischen Ackergebieten und in großen Teilen Norddeutschland zwischen Weser und

Mecklenburger Seenplatte. Insbesondere der Rückgang in der südlichen Geest Schleswig-Holsteins und in Mecklenburg führte dazu, dass diese ackerbaulich geprägten Regionen mittlerweile eine unterdurchschnittliche Diversität aufweisen. Mit Ausnahme der Köln-Aachener Bucht blieb die Diversität im Ackerbau nur in Regionen konstant, in denen der Ackeranteil an der LF gering ist.

Abbildung 59: Mittlere Shannon-Elementzahl (K_s) der Ackerkulturen in den Boden-Klima-Räumen



Mittelwerte je BKR anhand der Shannon-Elementzahlen der Gemeinden berechnet.

Links: Mittlere Shannon-Elementzahl im Jahr 2016; rechts: Veränderung der mittleren Shannon-Elementzahl zwischen 1999 und 2016

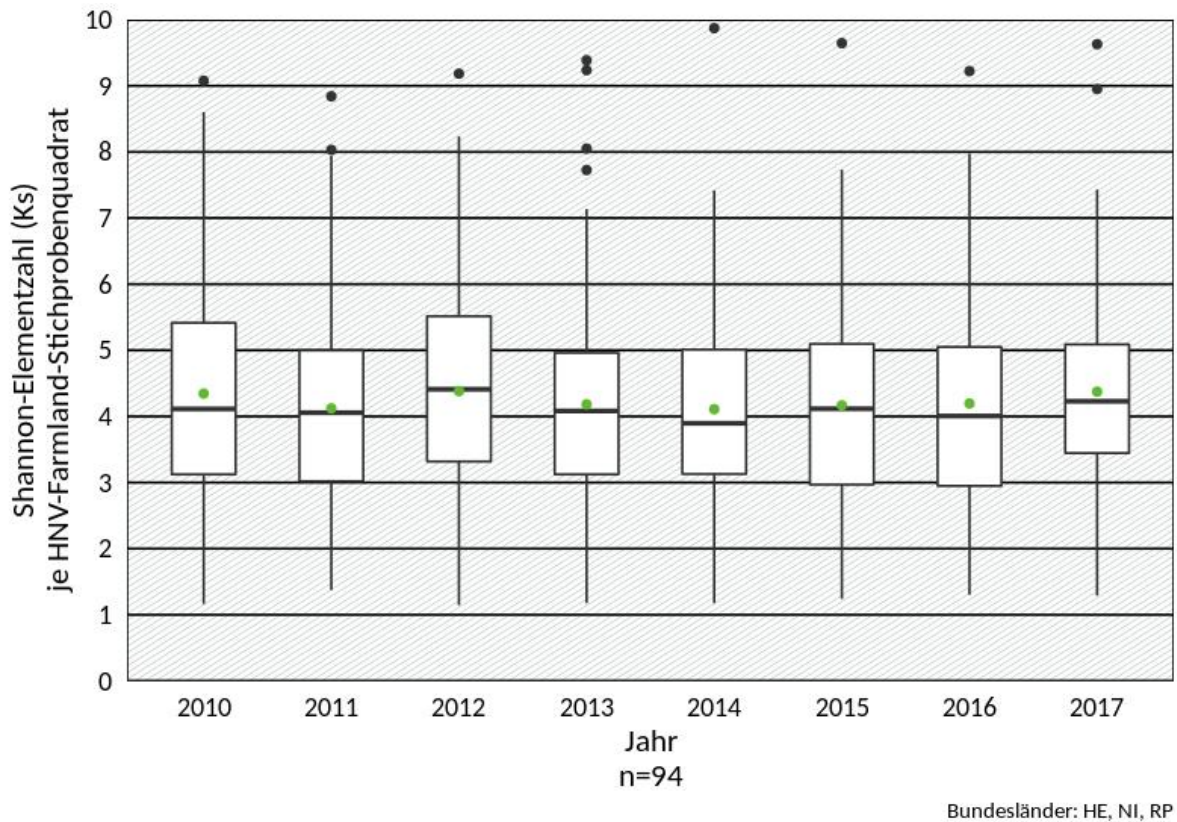
Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage der ASE, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Betrachtet man die Entwicklung der Diversität der Ackerkulturen über die Zeit, so ist festzustellen, dass der Rückgang der Kulturartendiversität v. a. zwischen 1999 und 2010 stattfand. Zwischen 2010 und 2016 blieb die Diversität im bundesweiten Schnitt nahezu unverändert. Allerdings sind deutlich regionale Unterschiede festzustellen. Die Diversität erhöhte sich etwas in Schleswig-Holstein, weiten Teilen Nord-Ostdeutschlands und den Grünland-dominierten Mittelgebirgs- und Gebirgslagen. Dem gegenüber ging sie in weiten Teilen Bayerns und Baden-Württembergs sowie großen Teilen Niedersachsens weiter deutlich zurück (ohne Abbildung).

Analog zur Zahl der Ackerkulturen (s. Abbildung 55) gab es auch bei der Shannon-Elementzahl (Kulturanzahl) K_s , die die Anteile der Kulturen gemessen an allen Kulturen des HNV-Quadrates

berücksichtigt, keine Veränderung über die Zeit zu beobachten (s. Abbildung 60). Im Mittel lagen die Diversitätsindizes in den betrachteten HNV-Quadraten und Jahren zwischen 4,1 und 4,4.

Abbildung 60: Shannon-Elementzahl (K_s) der Ackerkulturen je HNV-Stichprobenquadrat der Jahre 2010 bis 2017



Berücksichtigt wurden HNV-Quadrate, die in allen Jahren von 2010 bis 2017 auftraten und einen Ackerflächenanteil von mindestens 25 % hatten. Grüner Punkt: Mittelwert

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Ausgehend von den Vorgaben von Art. 44 EU-VO 1307/2013 (KOM, 2018) müssen Betriebe mit mehr als 30 ha Ackerfläche mindestens drei Kulturen anbauen. Davon darf die flächenstärkste nicht mehr als 75 % der Ackerfläche einnehmen und der gemeinsame Anteil der beiden flächenstärksten Kulturen darf 95 % nicht überschreiten. Aus der Annahme, dass die erste Kultur 75 %, die zweite 20 % und die dritte 5 % einnimmt, ergibt sich eine Shannon-Elementzahl von 1,98, die mindestens auf betrieblicher Ebene erreicht werden muss. Wendet man diesen Schwellenwert auf die HNV-Quadrate an, so ist festzustellen, dass dieser 2011 in 11,7 % der HNV-Quadrate nicht erreicht wurde; 2012 waren es 9,6 %. 2010, 2013, 2014 sowie 2016 wurde der Wert in 6,4 % der Quadrate unterschritten. 2015 wurde etwas häufiger der Wert nicht erreicht (in 7,5 % der HNV-Quadrate), während 2017 nur 3,2 % der HNV-Quadrate unter dem Schwellenwert lagen. Somit ging der Anteil der HNV-Quadrate, die durch den großflächigen Anbau von ein oder zwei dominierenden Kulturen geprägt sind, tendenziell zurück.

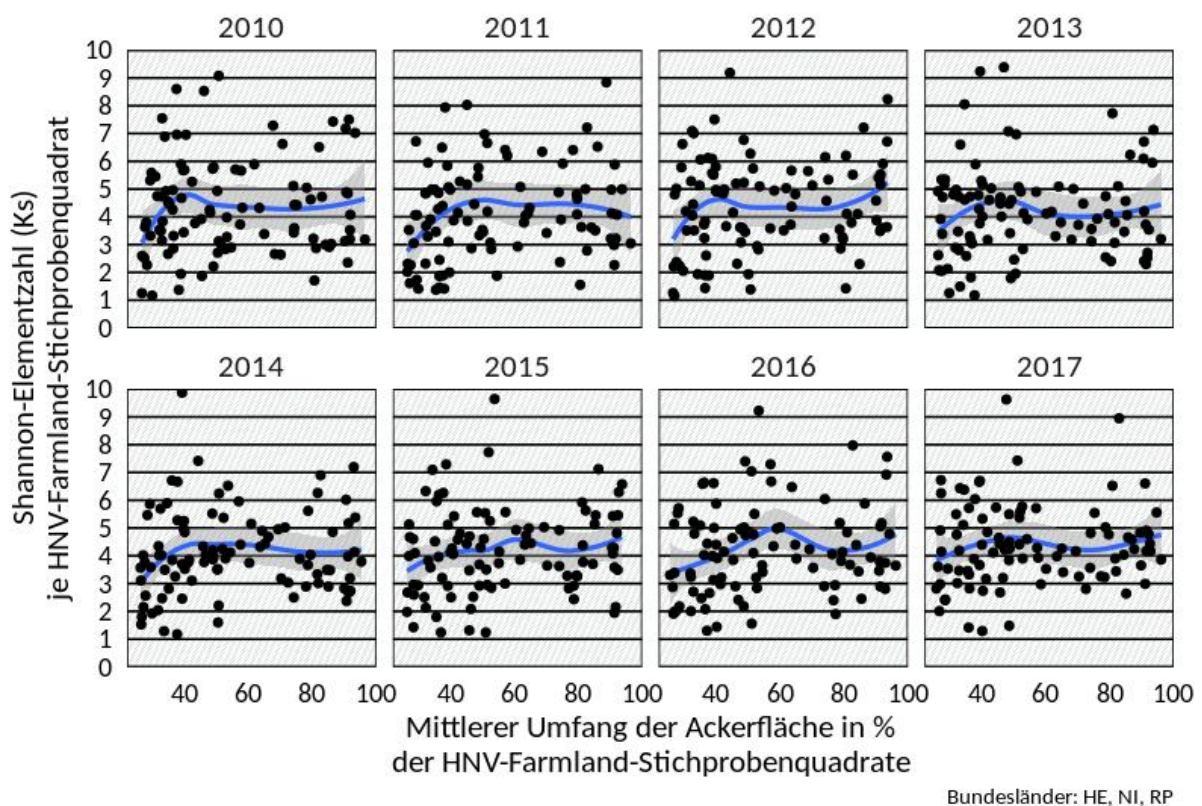
Wie die Anzahl der Kulturen je Stichprobenquadrat (s. Abbildung 56) korreliert die Shannon-Elementzahl (K_s) leicht positiv mit dem Anteil der Ackerfläche am HNV-Stichprobenquadrat (s. Abbildung 61). Der Anstieg war jedoch nicht linear, sondern erreichte bei einem Ackerflächenanteil von 40 bis 60 % einen ersten Höhepunkt, nahm danach aber wieder ab. Bei einem Ackerflächenanteil ca. 80 % stieg die Shannon-Elementzahl wieder an, wie die LOESS-Streudiagramm-

Glätter der Shannon-Elementzahl für den mittleren Umfang der Ackerfläche (Abbildung 61) zeigen.

Abbildung 61 zeigt außerdem, dass die Schwankungsbreite der Shannon-Elementzahl (K_s) von 2017 gegenüber 2010 für Ackerlandanteile von über 60 % deutlich zurückgegangen ist; es gibt also weniger stärker diverse, aber auch weniger stärker heterogene HNV-Stichprobenquadrate. Dieser Trend war im Großen und Ganzen auch unter Einbeziehung der Zwischenjahre zu beobachten.

Abbildung 61: Shannon-Elementzahl (K_s) der Ackerkulturen in Abhängigkeit von der Ackerfläche des HNV-Stichprobenquadrates in den Jahren 2010 und 2017

Berücksichtigt wurden HNV-Quadrate, die in allen Jahren von 2010 bis 2017 auftraten und einen Ackerflächenanteil von mindestens 25 % hatten. Grüner Punkt: Mittelwert



Berücksichtigt wurden HNV-Quadrate, die in allen Jahren von 2010 bis 2017 auftraten und einen Ackerflächenanteil von mindestens 25 % hatten. Grüner Punkt: Mittelwert

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

4.2.3.3 Nicht-Einhaltung der Greening-Auflagen zur Anbaudiversifizierung

Im Rahmen der Greening-Auflagen zur Anbaudiversifizierung gibt es fünf mögliche Regelverletzungen, davon zwei für Betriebe mit 10 bis 30 ha und drei für Betriebe mit über 30 ha Ackerland (vgl. Kapitel 4.1.3.1).

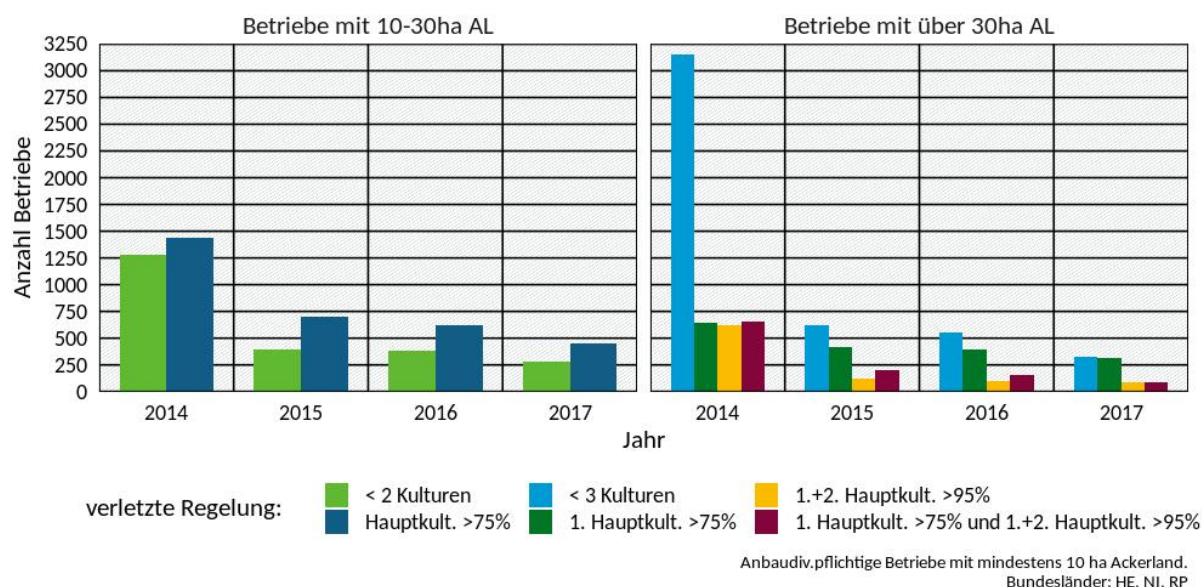
Die Anzahl der verpflichteten Betriebe, die die Vorgaben zur Anbaudiversifizierung nicht erfüllt hätten, sank von 2014 zu 2015 vor allem bei den Betrieben mit mehr als 30 ha Ackerland (s. Tabelle 10). Betriebe mit 10 bis 30 ha Ackerland verstießen in allen Jahren vor allem gegen die Vorgabe, die den Anbauumfang der Hauptkultur begrenzt. Dem gegenüber hielten bei den größeren Betrieben auch viele die Vorgabe, mindestens drei Kulturen anzubauen, nicht ein (s.

Abbildung 62). Daneben verfehlten die größeren Betriebe ab 2015 vor allem die Vorgabe, die den Anteil der flächenstärksten Kultur auf maximal 75 % des Ackerlandes begrenzt. Vergleichsweise niedrig fiel die Zahl der Nichterfüllung der Vorgaben zu den anderen Anbauumfängen aus. Der Grad der Einhaltung der einzelnen Auflagen spiegelt relativ gut die Höhe der Kürzungen und Sanktionen wider, die eine entsprechende Nicht-Einhaltung mit sich bringt und wonach Kürzungen für die Nicht-Einhaltung der Anbauumfänge geringer ausfallen als für die Anzahl der Kulturen (vgl. Röder et al., 2019: S. 283).

Unabhängig von der Betriebsgröße wurde ab 2015 vor allem die Vorgaben zu den Anbauumfängen nicht erfüllt. Bei den Betrieben über 30 ha AL sind je nach Jahr 54 bis 59 % der Verfehlungen auf die Anbauumfänge zurückzuführen. Bei den kleineren Betrieben ist dieser Anteil mit 62 bis 64 % etwas höher.

Werden die verpflichteten Betriebe betrachtet, die 2014 die Vorgaben zur Anbaudiversität nicht eingehalten hätten, so zeigt sich, dass 2015 77 % dieser Betriebe die Zahl der von ihnen angebauten Ackerkulturen so steigerten, dass sie die entsprechenden Vorgaben einhielten. Im Hinblick auf die Anbauanteile der einzelnen Kulturen nahmen 57 % der eingangs genannten Betriebe Änderungen vor, sodass sie ab 2015 die Anforderungen einhielten (ohne Abbildung).

Abbildung 62: Nicht-Einhaltungen der zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe: Anzahl der Betriebe



Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die Anzahl der zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe, die die Vorgaben nicht erfüllten, war von 2014 bis 2017 rückläufig, wobei der größte Rückgang erwartungsgemäß von 2014 zu 2015 zu beobachten war. Dementsprechend ging auch die Fläche A_V , deren Bewirtschaftung in den Betrieben verändert werden müsste, um alle Auflagen zur Anbaudiversifizierung einzuhalten, von 47.437 ha in 2014 auf 9.571 ha in 2017 zurück (s. Tabelle 10; zur Berechnung von A_V s. Tabelle 6 und Tabelle 7).

Tabelle 10: Anbaudiversitätspflichtige Betriebe, die die Vorgabe nicht erfüllten: Anzahl der Betriebe und Fläche, deren Nutzung geändert werden müsste

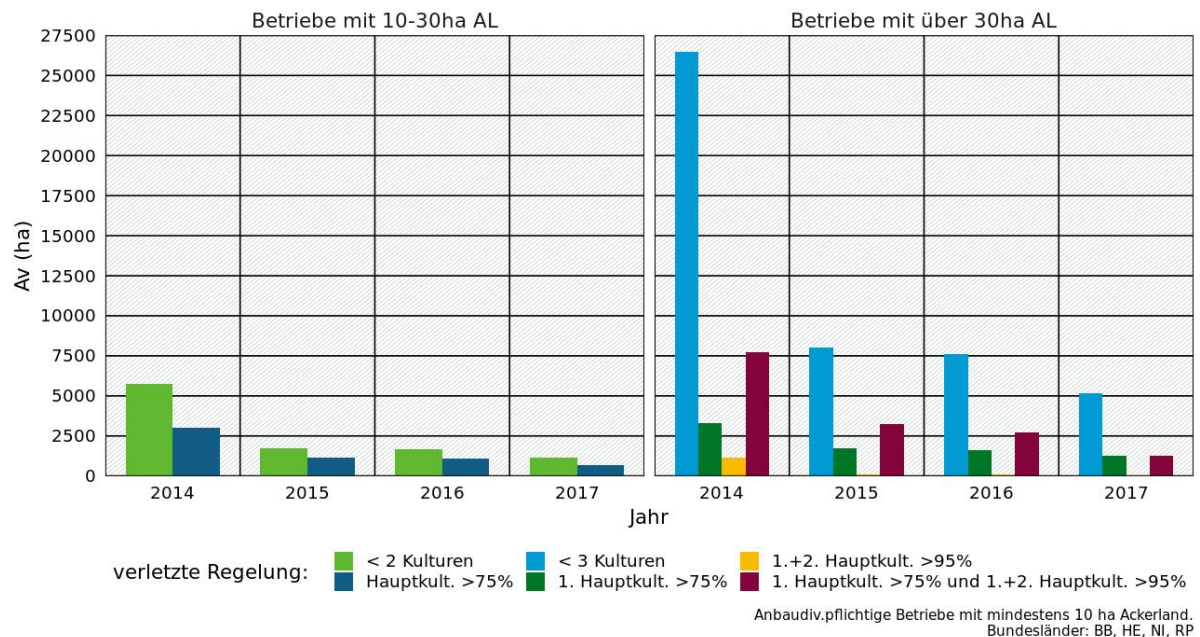
AL: Ackerland, A_V : Fläche, deren Nutzung geändert werden müsste, um die Auflagen zu erfüllen. Bundesländer HE, NI, RP.

Jahr	Betriebsgröße	Anzahl Betriebe	AL (ha)	Fläche (ha), deren Nutzung geändert werden müsste A_V	Anteil A_V an AL (%)
2014	10-30 ha AL	2.711	51.021	8.762	17,2
2015	10-30 ha AL	1.096	20.067	2.887	14,4
2016	10-30 ha AL	999	18.381	2.742	14,9
2017	10-30 ha AL	729	13.046	1.819	13,9
2014	über 30 ha AL	5.076	354.344	38.675	10,9
2015	über 30 ha AL	1.361	109.009	13.092	12,0
2016	über 30 ha AL	1.205	97.486	12.042	12,4
2017	über 30 ha AL	810	73.870	7.752	10,5

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Im Folgenden wird mit Bezug auf die Fläche betrachtet, welche der Regelungen hinter den Nicht-Einhaltungen stecken. Der stärkste absolute Rückgang von A_V ist darauf zurückzuführen, dass Betriebe mit mehr als 30 ha Ackerland die Vorgabe, mindestens drei Kulturen anzubauen, zunehmend einhielten. Die entsprechend zuordenbare Fläche von A_V ging von 26.500 ha im Jahr 2014 auf 5.100 ha in 2017 zurück. Der Flächenumfang A_V , der aufgrund der Reglementierungen zum Anbauumfang der ersten sowie der ersten und zweiten Kultur hätte anders bewirtschaftet werden müssen, ging von 7.700 ha auf 1.300 ha zurück. Dass bei Betrieben über 30 ha die erste und zweite Kultur zusammen mehr als 95 % des Ackerlandes einnehmen, kam nach 2014 praktisch kaum noch vor (Der entsprechende Wert sank auf 53 ha im Jahr 2017.) bzw. nur in Kombination mit der Regelverletzung, dass die erste Kultur mehr als 75 % des Ackerlandes einnahm (s. Abbildung 63).

Abbildung 63: Nicht-Erfüllung der Regelungen der zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe: Fläche, deren Nutzung geändert werden müsste (A_V), um die Auflagen zu erfüllen



A_V : Ackerfläche, deren Nutzung geändert werden müsste, um die Auflagen zur Anbaudiversifizierung zu erfüllen.

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Im Gegensatz zur oben ausgewerteten Anzahl der Nicht-Erfüllungen wurden, bezogen auf die Fläche, vor allem die Regelungen zur Anzahl der mindestens anzubauenden Kulturen nicht eingehalten. Bei den Betrieben mit über 30 ha Ackerland waren jahresabhängig 61 bis 66 % der nicht regelkonform bewirtschafteten -Fläche A_V auf die zu geringe Anzahl der angebauten Kulturen zurückzuführen (2015 bis 2017). Bei den Betrieben mit 10 bis 30 ha AL waren es 60 bis 64 %.

Die Anpassung der Betriebe an die Verpflichtung von 2014 zu 2015 resultierte in einem Rückgang der Nichterfüllung der Vorgaben zur Anzahl der Kulturen um 70 % sowie der Vorgaben zu Anbauumfängen um 59 % (bezogen auf die nicht regelkonform bewirtschaftete Fläche A_V der zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe, ohne Abbildung).

4.2.3.4 Zusammenfassung und Diskussion

In den letzten Jahrzehnten nahm die Anzahl der angebauten Ackerkulturen deutlich ab. So wurde je Gemeinde im Jahr 2010 im Durchschnitt eine Ackerkultur weniger angebaut als 1999 (mit Ausnahme der Köln-Aachener-Bucht). Dieser Entwicklung sollte die Greening-Auflage zur Kulturartendiversität entgegenwirken. Zwischen 2010 und 2016 – also vor und nach Einführung der Greening-Maßnahmen – gab es allerdings nur einen marginalen Anstieg von 6,03 auf 6,13 Ackerkulturen im Mittel der Gemeinden über alle Boden-Klima-Räume.

Die Analysen der InVeKoS-Daten für die Bundesländer Hessen, Niedersachsen und Rheinland-Pfalz untermauern dieses Bild. So blieb die Anzahl der Kulturen pro High-Nature-Value (HNV)-Stichprobenquadrat (= 1 km²) im Mittel relativ konstant über den Zeitraum von 2010 bis 2017. Zwar lässt sich ein geringfügiger Anstieg der Kulturarten mit der Einführung des Greenings im Jahr 2015 gegenüber 2014 feststellen, allerdings liegt die Größenordnung dieses Effekts im Schwankungsbereich der Vorjahre.

Dieser geringe Anstieg der Zahl der Kulturen im Jahr 2015 auf Ebene der 1 km²-Stichprobenflächen sowie auf Gemeindeebene steht mit dem Ergebnis in Zusammenhang, dass ca. 80 % der verpflichteten Betriebe die Auflagen für die Kulturartendiversität bereits vor 2015 und ohne Auflagen erfüllt hätten. Nur 16 % der Betriebe haben nach 2015 die Bewirtschaftung ihrer Ackerflächen dahingehend geändert, dass sie die Auflagen erfüllten. Lediglich 4 % der Betriebe hielten die Auflagen zur Kulturartendiversität nicht ein. Ähnlich wie bei den ÖVF-Auflagen gab es die häufigsten Anpassungen bei Betrieben, die nur moderate Änderungen in ihrem Anbauprogramm vornehmen mussten, um die Auflagen zur Kulturartendiversität zu erfüllen. So passten spezialisierte Veredelungsbetriebe gegenüber allen anderen Betriebsformen ihr Anbausystem gemäß den Vorgaben am häufigsten an. Bei diesen Betrieben haben die Erlöse aus dem Ackerbau oft nur eine untergeordnete wirtschaftliche Rolle und sie sind dadurch in der Gestaltung ihres Anbauprogrammes deutlich flexibler als z. B. spezialisierte Weideviehbetriebe, die nur bestimmte Kulturen als Futtermittel im Betrieb einsetzen können.

5 Umweltwirkungen geänderter Landnutzungen

5.1 Methoden

5.1.1 Wassererosionspotenzial

Die Berechnung des Bodenabtrags durch Wasser erfolgt mit der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG)¹⁰. Dabei handelt es sich um eine empirische Formel zur Ermittlung des langjährig zu erwartenden Bodenabtrags. In diese gehen die Faktoren Erodierbarkeit des Bodens, Erosivität der Niederschläge, Topographie, Bodenbedeckung und Bodenbearbeitung sowie Maßnahmen zum Schutz vor Bodenerosion ein. Sie wird in der (DIN 19708, 2005) beschrieben und ist wie folgt aufgebaut:

$$(6) \quad A = R * K * S * L * C * P$$

mit

A = langjährig zu erwartender Bodenabtrag in Tonne pro Hektar und Jahr [t / (ha * a)]¹¹

R = Oberflächen- und Regenerositätsfaktor

K = Bodenerodierbarkeitsfaktor

S = Hangneigungsfaktor

L = Hanglängenfaktor

C = Bodenbedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor

P = Faktor zur Berücksichtigung von Erosionsschutzmaßnahmen

R drückt die kinetische Energie der Summe der erosionswirksamen Niederschläge (PCP) aus und kann behelfsweise durch Regressionsgleichungen nach DIN 19708, 2005 (2005) und durch Wurbs und Steininger (2011) ergänzt berechnet werden. Für Deutschland mit:

$$(7) \quad R = 0,1655 * N_{SO} - 11,48$$

wobei N_{SO} die Summe des Niederschlages im Sommerhalbjahr (01.03. (Tag 60) - 31.10. (Tag 304)) in mm darstellt ($r^2=0,64$ bei $n = 191$ Stationen).

Für die Berechnung des R -Faktors werden die täglichen Niederschlagswerte der Jahre 1986-2015 verwendet. Diese liegen als interpolierte Werte für ein 1x1 km-Raster vor und wurden vom DW (2016) zur Verfügung gestellt.

K ergibt sich aus folgender Gleichung:

$$(8) \quad K = (K_b K_h + K_a + K_d) K_s$$

mit

K_b = bodenartabhängiger Anteil

K_h = humusgehaltsabhängiger Anteil

K_a = aggregatsgrößenabhängiger Anteil

K_d = wasserdurchlässigkeitsabhängiger Anteil

K_s = grobbodenbedeckungsabhängiger Anteil

¹⁰ Der folgende Abschnitt ist eine leicht gekürzte Darstellung der Methodik, die in Röder et al. (2019: 180 ff.) beschrieben wurde.

¹¹ Im Folgenden wird vereinfacht die Einheit t/ha verwendet, da sich jede Angabe explizit auf ein bestimmtes Jahr bezieht oder einen Mittelwert mehrerer Jahre darstellt.

Die Einzelfaktoren K_b , K_h , K_d , K_s und K_a können aus der Tabelle in Wurbs und Steininger (2011) für die Leitbodeneinheiten, unterteilt nach Klimagebieten und Hauptnutzung, entnommen werden.

Der Topographiefaktor LS kombiniert den Hanglängen- und den Hangneigungsfaktor. Nach Hennings (2000) wird er nach folgender Gleichung berechnet:

$$(9) \quad LS = \left(\frac{l}{22}\right)^m * \left(\frac{s}{9}\right) * \sqrt{\left(\frac{s}{9}\right)}$$

1. Term 2. Term

mit:

l = Hanglänge in m

s = Hangneigung in %

m = Hanglängenkoeffizient aus Tabelle 11

Dabei stellt der erste Term den Hanglängenfaktor L und der zweite den Hangneigungsfaktor S dar; multipliziert ergeben sie den kombinierten LS-Faktor, der je FLIK berechnet wurde. Die Hanglänge l wurde gemäß Billen und Stahr (2013) auf 100 m festgesetzt. Diese Festlegung wurde getroffen, da die Ergebnisse von Röder et al. (2019: 187 ff.) zeigen, dass die Unterschiede zwischen einer Nutzung der exakten, mit Hilfe von GIS berechneten Hanglänge und der Standardhanglänge relativ gering waren. Die Hangneigung wurde als Mittelwert aus dem Digitalen Geländemodell 25 berechnet und der jeweilige Hanglängenkoeffizient m zugeordnet.

Tabelle 11: Hanglängenkoeffizient m in Abhängigkeit von der Hangneigung

Hangneigung (%)	m
$\leq 0,5$	0,15
$> 0,5 - 1,0$	0,20
$> 1,0 - 3,4$	0,30
$> 3,4 - 4,9$	0,40
$\geq 4,9$	0,50

Quelle: (Hennings, 2000)

Der C-Faktor beschreibt den Einfluss der Bewirtschaftung. Dabei bestimmen das Anbausystem, die Bodenbearbeitung und die Kulturartenverteilung in der jeweiligen Fruchtfolge in großem Maße den C-Faktor. Bei bekannter Fruchtfolge kann mit der Methode nach Auerswald (2002) der C-Faktor mit Gleichung (10) abgeschätzt werden. Als Fruchtfolge kann dazu die Kulturartenzusammensetzung eines Gebietes (Gemeinde, Naturraum etc.) herangezogen werden.

$$(10) \quad C = (83 - 1,58 * (M_d + M_s + AF_u) + 0,0082 * (M_d + M_s + AF_u)^2) * (1 - 0,03 * AF_u) + 0,01 * AF_u - 0,05 * M_s + 2,7$$

mit

M_d = Anteil der Kulturen mit geringem Reihenabstand (z. B. Getreide, Kruziferen) in % der Ackerfläche,

M_s = Anteil der Kulturen mit großem Reihenabstand, in Mulchsaatverfahren angebaut (z. B. Mais, Zuckerrübe) in % der Ackerfläche,

AF_u = Anteil der Kulturen mit weitgehend ganzjähriger Bodenbedeckung (z. B. Klee gras) in % der Ackerfläche.

Dabei stellen diese drei Kulturgruppen den erosionsmindernden Teil der Ackerkulturen dar; alle weiteren Kulturen bilden die Differenzgruppe zur Gesamtackerfläche des Bezugsgebietes. Geht der Anteil der erosionsmindernden Kulturen auf null, z. B. bei einer reinen Maisfruchtfolge, so nimmt der *C*-Faktor seinen maximalen Wert von 0,83 an.

Um eine Aussage treffen zu können, welche Auswirkungen Änderungen der Anbaustruktur auf mehr und weniger potenziell erosionsgefährdeten Standorten (*Enat*) haben, wird der *C*-Faktor entsprechend der jeweiligen Kulturartenzusammensetzung innerhalb einer Gemeinden für die Standorte mit hohem und geringem natürlichen Erosionspotenzial berechnet.

Für die Abgrenzung der Flächen mit hohem Erosionspotenzial wurde der Schwellenwert für die Ausweisung Erosionsgefährdungsklassen $CC_{\text{Wasser}1}$ gewählt. Er beträgt ≥ 15 bei der Multiplikation der *K*-, *S*- und *R*-Faktoren (AgrarZahlVerpflV, Anlage 2). Die Flächen unter diesem Schwellenwert werden nach DIN 19708 in die natürlichen Erosionsgefährdungsstufen 0-3 (im Folgenden *Enat_g* = gering), die Flächen darüber in die Stufen 4-5 (im Folgenden *Enat_h* = hoch) eingeteilt (s. Tabelle 12).

Tabelle 12: Einstufung der Erosionsgefährdung nach DIN 19708

Stufen der Erosionsgefährdung		Bodenabtrag in t/(ha*a)
Kurzzeichen	Benennung	
E0	keine bis sehr geringe Erosionsgefährdung	< 0,2
E1	sehr geringe Erosionsgefährdung	0,2 bis < 1,0
E2	geringe Erosionsgefährdung	1,0 bis < 2,0
E3	mittlere Erosionsgefährdung	2,0 bis < 3,0
E4	hohe Erosionsgefährdung	3,0 bis < 6,0
E5	sehr hohe Erosionsgefährdung	$\geq 6,0$

Quelle: DIN 19708

Der *P*-Faktor beschreibt die erosionsmindernde Wirkung durch Querbearbeitung (Konturnutzung, Streifennutzung), berücksichtigt jedoch nicht die erosionsmindernde Wirkung beim Anbau von Zwischenfrüchten (ZF). Das Erosionsminderungspotenzial beim Zwischenfruchtanbau kann nach dem Review von Maetens et al. (2012) mit einem Faktor von 0,49 quantifiziert werden. Dieser Wert wird für die folgende Auswertung auf den ermittelten Flächenanteil mit Zwischenfruchtanbau übertragen und somit in die Berechnung integriert. Die Kulturen aus den InVeKoS-Antragsdaten wurden in fünf Gruppen nach ihrer Erosionswirksamkeit eingeteilt. Die Vorgehensweise zur Ermittlung des *C*-Faktors aus den gebildeten Gruppen und die daraus resultierende erosionswirksame Fläche sind in Röder et al. (2019) dargestellt. In der vorliegenden Arbeit basiert der Umfang der Zwischenfrüchte auf den im Thünen-Agraratlas (Neuenfeldt et al., 2020) genannten Werten je Gemeinde für die Jahre 2010 und 2016. Es wurde dabei davon ausgegangen, dass die beobachtete Änderung des Zwischenfruchtanbaus (starke Zunahme von 2010 auf 2016) kein kontinuierlicher Prozess war, sondern mehr oder weniger abrupt mit der Einführung des Greenings im Jahr 2015 erfolgte. Aus diesem Grunde wurden die Anbauumfänge für die Zwischenjahre in den einzelnen Jahren nicht interpoliert. Stattdessen wurde der Umfang im Jahr 2010 auch den Jahren 2011 bis 2014 zugewiesen und die Werte für 2016 den Jahren zwischen 2015 und 2017.

Der Bodenabtrag *A* wird also je Gemeinde und Erosionsgefährdungsbereich wie folgt berechnet:

$$(11) \quad A_{\text{ohne ZF}} = K * S * L * R * C * (1 - \text{Anteil ZF})$$

$$(12) \quad A_{\text{mit ZF}} = K * S * L * R * C * 0,49 * \text{Anteil ZF}$$

$$(13) \quad A_{\text{gesamt}} = A_{\text{mit ZF}} + A_{\text{ohne ZF}}$$

Die ermittelten Flächenanteile von Bodenbearbeitungsverfahren mit erosionsmindernder Wirkung basieren auf den Werten der Landwirtschaftszählung 2010 (DeStatis, 2011) und werden für alle betrachteten Jahre als konstant betrachtet, da sich zwischen 2010 und 2016 der Anteil der gepflügten Ackerfläche um lediglich 1 % abnahm (DeStatis, 2017c).

Eine detailliertere Darstellung der Berechnung / Ableitung der einzelnen Faktoren findet sich in Röder et al. (2019: S. 180–193).

5.1.2 Humusbilanz

Humus ist ein wichtiger Speicher für Kohlenstoff. Veränderungen des Bodenumusgehaltes können sich auf die atmosphärische CO₂-Konzentration auswirken. Humus ist darüber hinaus ein Speicher- und Puffermedium für Wasser, Nährstoffe und Schadstoffe (VDLUFA, 2010). Das Ziel der Humusbilanzierung ist es, auf Fruchtfolgeebene die bewirtschaftungsbedingt zu erwartenden Veränderungen der Humusvorräte acker- und gartenbaulich genutzter Böden abzuschätzen, um mit Hilfe der Anpassung der organischen Düngung bzw. der Fruchtfolgegestaltung entsprechend reagieren zu können. Mit ihrer Hilfe kann überschlagsmäßig abgeschätzt werden, ob im Rahmen einer Fruchtfolge genügend organisches Material Ackerböden zugeführt wird, um den Humusgehalt des Bodens zu erhalten (VDLUFA, 2014).

Im Rahmen der Arbeiten wurde der Ansatz dahingehend genutzt, um auf Basis der Landnutzung einer Gemeinde Aussagen über den Zustand und die tendenzielle Entwicklung des Bodenkohlenstoffgehaltes zu machen. Hierzu wurden die Daten der ASE zu Anbau- und Haltungsumfängen für Deutschland der Jahre 2010 und 2016 auf Gemeindeebene betrachtet.

Folgende Humusmehrer und -zehrer wurden berücksichtigt:

- Tiere: Zufuhr über Gülle und Festmist aus Stallhaltung.
- Pflanzen:
 - Mehrung bzw. Zehrung über Anbau von Ackerkulturen,
 - Zufuhr über die Nebenprodukte der Ackerkulturen (Blätter, Stroh),
 - Zufuhr über Gärreste aus der Biogaserzeugung.

Der Anfall organischen Materials je Gemeinde (g) und Jahr (j) aus der Tierhaltung ($H_{g,j}^T$) wird in einem mehrstufigen Verfahren abgeschätzt:

$$(14) \quad H_{g,j}^T = \sum_K T_{g,j,k} \times (1 - W_{g,j,k}) \times R_{g,j,k} \times h_k, \text{ mit}$$

$T_{g,j,k}$: Viehbestand in GV in Kategorie k ,

$W_{g,j,k}$: Durchschnittlicher Zeitanteil, den Tiere der Kategorie k auf der Weide stehen (für Veredlung = 0),

$R_{g,j,k}$: Anteil des Wirtschaftsdüngers aus der Stallhaltung, der auf Ackerflächen ausgebracht wird (für Veredlung = 1; für Schafe, Ziegen und Pferde = 0, für Rinder = Fläche des Ackerfutterbaus geteilt durch die Hauptfutterfläche),

h_k : Humusäquivalente aus dem Wirtschaftsdünger je GV.

K : Menge aller Elemente k ($k1, \dots, kn$)

In einem ersten Schritt wird für alle Tiergruppen der jährliche Gülle- und Jaucheanfall anhand der Angaben des LfL (2018) berechnet. Im Anschluss wird die Bereitstellung von organischer

Substanz über den Kot ermittelt. Dazu werden die Bestände auf Gemeindeebene mit den entsprechenden Umrechnungsfaktoren nach LfL (2014) bewertet. Prinzipiell werden die Faktoren für Güllesysteme genutzt.¹² Insgesamt werden unterschiedliche Koeffizienten für neun verschiedene Tiergruppen unterschieden.¹³ Die Ausscheidungen von Pferden sowie Schafe und Ziegen werden nicht berücksichtigt. Diese Tiergruppen werden weit überwiegend auf Grünland gehalten, sodass davon ausgegangen werden kann, dass die Ausscheidungen dieser Tiergruppen wieder dem Grünland zurückgeführt werden und nicht für den Humusaufbau auf Ackerflächen zur Verfügung stehen. Für die Rinder wird ein anderer Ansatz gewählt, um zu ermitteln, welcher Anteil an der gesamten Dungmenge der jeweiligen Kategorie auf die Ackerfläche ausgebracht wird. Zuerst wird von der Dungmenge ein Anteil abgezogen, der dem Zeitanteil entspricht, den die entsprechenden Tiergruppen auf der Weide stehen.¹⁴ Dieser wurde auf Basis der ASE für die Bodenklimaräume bestimmt. Danach wird der Anteil der Ackerfutterfläche an der Hauptfutterfläche bestimmt und es wird davon ausgegangen, dass in einer Gemeinde je ha Hauptfutterfläche dieselbe Menge organischer Dünger ausgebracht wird.

Die Koeffizienten zur Humusmehrung bzw. -zehrung der einzelnen Kulturen sind LfL (2014) entnommen und entsprechen den mittleren Werten nach VDLUFA (2014). Diese gelten tendenziell für Flächen mit niedrigerer (mineralischer) Nährstoffversorgung bzw. Standorte mit hohem Humusabbau (hohe Durchschnittstemperaturen, sehr aktive Lehmböden, grundwasserferne Moorböden). Je nach edaphischen und klimatischen Bedingungen bzw. der Intensität der mineralischen Düngung kann die Wirkung erheblich nach oben und unten abweichen (VDLUFA, 2014). Für etliche Kulturen tragen Nebenprodukte (wie Stroh und Blätter) wesentlich zur Humusreproduktion bei. Die Menge der anfallenden Nebenprodukte ist dabei proportional zum Ertrag des Hauptproduktes (z. B. Getreidekorn, Rübenmasse). Die Werte für das Verhältnis von Haupt- zu Nebenprodukt stammen ebenfalls aus LfL (2014). Für die meisten Ackerbaukulturen liegen Naturalerträge je Hektar und Jahr auf Kreisebene vor (DeStatis, verschiedene Jahre). Die Anbauumfänge sind den ASE-Daten entnommen.

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 beträgt 64 % der für 2016 (4,2 GW; Statista, 2020) 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.

Zunächst erfolgte eine Aufarbeitung des Anlagenbestandes und der Identifizierung von Biogasanlagen über Daten der Bundesnetzagentur. Auf Bundeslandebene wurde eine Recherche zu möglichen Angaben über die eingespeiste Energie, die aus Biogas gewonnen wurde, durchgeführt. Soweit vorhanden, wurden Daten über die eingespeiste Energie aus Biogas der Bundesländer verwendet, um die durchschnittliche Auslastung (Volllaststunden) der Anlage zu berechnen. Lagen keine Daten zur Einspeisung vor, wurde von einer Anlagenauslastung von 90 %

¹² Die humusaufbauende Wirkung von Festmist ergibt sich additiv aus der Wirkung der tierischen Ausscheidungen und der Wirkung des Strohs. Die Wirkung des Strohs wird bei den pflanzlichen Nebenprodukten berücksichtigt.

¹³ Berücksichtigt wurden Kälber ≤6 Monate, Bullenmast (männliche Rinder über 6 Monate; Zuchtbullen), Färsenaufzucht (aufgezogene Färsen; weibliche Zuchtrinder >6 Monate), Milchkühe, Mutterkühe, Legehennen (1/2 Jahr und älter), Hähnchen-/Broilermast, Schweinemast (Mastschweine ab 20 kg sowie Jungsauen zur Zucht) sowie die Sauenhaltung.

¹⁴ Die zugrundeliegende Annahme ist, dass die Ausscheidungen proportional zur Aufenthaltszeit im Stall und auf der Weide sind und dass nur Ausscheidungen im Stall für die Ausbringung auf dem Acker zur Verfügung stehen.

ausgegangen, was knapp 8.000 Volllaststunden pro Jahr entspricht. Zur Berechnung der Jahresleistung wurde die installierte Leistung mit den Volllaststunden multipliziert.

Unter Berücksichtigung des Wirkungsgrades der Biogasanlage bei der Biogaserzeugung wurde ermittelt, wie viel Methan aus Gärsubstraten eine Biogasanlage benötigt, um ihre Jahresleistung zu erzeugen. Soweit Angaben über die durchschnittliche Substratzusammensetzung auf Bundeslandebene vorhanden waren, wurden diese verwendet. Gab es keine bundeslandspezifischen Angaben, wurde die deutschlandweite, durchschnittliche Substratzusammensetzung nach Angaben des Deutschen Biomasseforschungszentrums (DBFZ, 2017) angesetzt. Das Verhältnis von nachwachsenden Rohstoffen zu Wirtschaftsdünger ist hierbei abhängig von der installierten elektrischen Leistung der Anlage.

Unter Annahme des durchschnittlichen Methanertrages der eingesetzten Gärsubstrate wurde auf Gemeindeebene abgeschätzt, wie viel Frischmasse Mais, Wirtschaftsdünger, Grassilage, sonstige nachwachsende Rohstoffe und sonstiges (Bioabfälle, Komposte) in den Biogasanlagen eingesetzt wurde.

Für die pflanzlichen Gärsubstrate wurde von einem mittleren Trockenmassegehalt von 35 % und für die pflanzlichen Gärreste von einem Fugatfaktor von 75 % ausgegangen. Der Fugatfaktor gibt an, wie viel Substratmasse nach der Vergärung noch vorhanden ist. Somit unterstellen wir, dass 71 % der pflanzlichen Trockenmasse im Zuge der Vergärung abgebaut werden.¹⁵ Für Wirtschaftsdünger wurde ein Trockenmassegehalt von 5 % angenommen und für die tierischen Gärreste ein Fugatfaktor von 98 %; somit werden 40 % der tierischen Trockenmasse bei der Vergärung abgebaut.

Prinzipiell wird davon ausgegangen, dass kein Transport von Bilanzgliedern (Stroh, Gärsubstrate, Wirtschaftsdünger und Gärreste) über die Gemeindegrenzen erfolgt. Dadurch können sich insbesondere auf lokaler Ebene deutliche Abweichungen von der Ist-Situation entstehen, wenn entsprechende Transportaktivitäten im nennenswerten Umfang erfolgen.

5.1.3 Stickstoffbilanzen

Das Projekt GAPEval2 berechnet Stickstoff-Bilanzen auf Basis der Methodik und der Datengrundlage des Projekts AGRUM Deutschland¹⁶ (Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie). So wird eine hohe Konsistenz der Auswertungsergebnisse erreicht und eine fundierte Datengrundlage für zielorientierte Diskussionen geschaffen. Dargestellt werden die Ergebnisse in GAPEval2 auf Ebene der Bodenklimaräume.

AGRUM Deutschland hat das Ziel, durch ein bundesweit einheitliches Vorgehen Informationsgrundlagen für den dritten Bewirtschaftungsplan der Wasserrahmenrichtlinie zu schaffen. 2020 wurde der AGRUM zentraler Bestandteil des Wirkungsmonitorings Düngeverordnung und der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung von mit Nitrat belasteten und eutrophierten Gebieten. Die vorgestellten aggregierten Stickstoffbilanzen entsprechen dem Arbeitsstand vom Juni 2020 und sind mit dem Projektbeirat AGRUM abgestimmt worden. Im Folgenden kann auf Datengrundlagen und Methodik nur in begrenztem Umfang eingegangen werden. Eine detaillierte Dokumentation wird mit dem AGRUM-Abschlussbericht verfügbar sein, der im ersten Halbjahr 2021 veröffentlicht werden soll.

¹⁵ Gärrest (TM) = Gärsubstrat (FM) * Trockenmassegehalt (0,35) - Gärsubstrat (FM) * (1-Fugatfaktor)

¹⁶ <https://www.thuenen.de/de/institutsuebergreifende-projekte/agrum-deutschland>

Datengrundlage

Zur vollständigen Berechnung der Stickstoffbilanzen werden detaillierte Eingangsdaten benötigt. Um die einzelnen Bilanzglieder berechnen zu können, sind Daten zur landwirtschaftlichen Flächennutzung, Viehhaltung, Biogasproduktion, Wirtschaftsdüngertransporten, Sekundärdüngern (Klärschlamm, Kompost), dem Mineraldüngereinsatz und Ernteerträgen erforderlich. Die Qualität der Eingangsdaten bestimmt die Aussagekraft des Ergebnisses. Für eine hohe Belastbarkeit der Bilanzen, um z. B. den Effekt witterungsbedingter Extremjahre abzumildern, wurde die Nährstoffbilanz für einen dreijährigen Zeitraum (2014 bis 2016) im Sinne einer durchschnittlichen Situation berechnet.

Tabelle 13 listet die verwendeten Datengrundlagen auf. Die Verfahrensumfänge der Pflanzen- und Tierproduktion wurden aus der Agrarstrukturhebung 2016 (DeStatis, 2017a) entnommen. Die Daten liegen auf der Kreisebene vor und wurden zur Sektorstatistik auf Bundesebene und den Eingangsdaten der nationalen Emissionsberichterstattung (Rösemann et al., 2019a; Rösemann et al., 2019b) auf Landesebene konsistent gerechnet. In einem zweiten Schritt wurden die Daten mit Hilfe des Thünen-Agraratlas (Gocht und Röder, 2014) auf die Gemeindeebene disaggregiert. Die Gemeindeebene ist die Rechenebene der Stickstoffbilanzen.

Tabelle 13: Übersicht der Datengrundlagen

Parameter	Datenquelle
Landw. Flächennutzung	InVeKoS, Agrarstrukturhebung 2016, Thünen-Agraratlas 2010, Angaben der stat. Landesämter 2014-2016
Viehhaltung	InVeKoS, Agrarstrukturhebung 2016, Thünen-Agraratlas 2010, Angaben der stat. Landesämter
Biogasanlagen	Anlagenregister und Marktstammdatenregister der Bundesnetzagentur, Biomethananlagen der DENA, Netzbetreiberdaten
Wirtschaftsdüngertransporte	NW und NI: Auswertungen der Wirtschaftsdüngernachweisdatenbanken; RP, HE, BB: Importmeldungen der Behörden
Klärschlamm	NW: Daten der Kammer; NI, HE: Katasterdaten aus der POLARIS-Datenbank, RP, BB: Daten auf Landesebene
Kompost	Abgabemengen an die Landwirtschaft nach Auskunft der statistischen Landesämter bzw. der Bundesgütergemeinschaft Kompost auf Landesebene (Landesamt für Statistik Niedersachsen, 2019)
Mineraldüngereinsatz	Nationale Mineraldüngerstatistik
Erträge	Kreisstatistik, Angaben der stat. Landesämter, Düngeverordnung 2017
Koeffizienten	Düngeverordnung 2017, KTBL Experteneinschätzungen, Nationales Emissionsinventar (Table Submission)

Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen). Sofern nicht anders angegeben, wurden Daten für die Jahre 2014 bis 2016 verwendet

Für die Biogasproduktion wurde ein eigener Datensatz aus verschiedenen Quellen, u. A. den Registern der Bundesnetzagentur und den der Netzbetreiber, erstellt. Die Anlagen sind i. d. R. mit einer Koordinate versehen und können so exakt verortet werden. Der Substratmix wurde mit Hilfe von größenklassenabhängigen Angaben aus den Ergebnissen von Betreiberbefragungen (vgl. Daniel-Gromke et al., 2017) geschätzt und zu produzierten Strommengen und sektoralen Substrateinsatzmengen plausibilisiert.

Für die wichtigsten Kulturen sind Erträge aus der Kreisstatistik in die Berechnungen eingegangen. Diese Kulturen decken ca. 62 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche ab. Für die verbleibenden Kulturen wurden entweder Erträge auf Landesebene oder Referenzwerte der

Düngeverordnung verwendet. Für Grünlanderträge liegen unseres Wissens nach keine flächen-deckenden, räumlich differenzierten, Daten vor, weswegen diese endogen modelliert wurden.

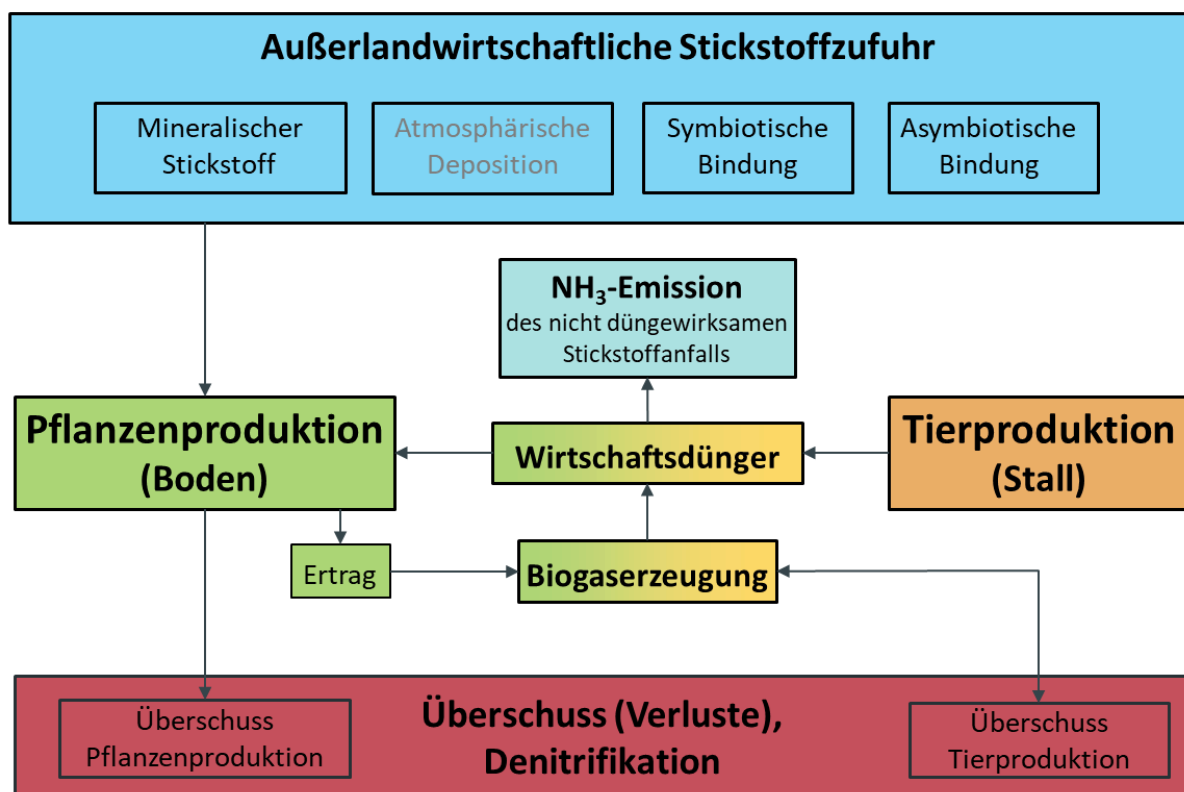
Die verwendeten Koeffizienten zu N-Gehalten in Haupt- und Nebenprodukten, N-Ausscheidungen nach Tierarten und N-Aufnahme der Wiederkäuer aus Grobfutter entstammen der Düngeverordnung 2017 und den Datenblättern der Länder (LfL, 2019; Nawotke et al., 2018). Diese Koeffizienten wurden mit den Mitgliedern des AGRUM-Beirats abgestimmt und den Mengengerüsten der Datengrundlagen entsprechend angepasst.

Der Mineraldüngereinsatz wird nicht regional differenziert erfasst, jedoch wird der Mineraldüngeabsatz auf Bundesebene ausgewiesen. Für die einzelnen Bundesländer wird ebenfalls der jährliche Absatz auf der Ebene der Großhandelsstufe ermittelt, welcher aber von der tatsächlichen Menge abweichen kann. Bundesländer mit ansässigen Händlern für landwirtschaftliche Betriebsmittel und einer guten Infrastruktur, gekennzeichnet durch Häfen etc., verzeichnen in dieser Erfassung sehr hohe Mineraldüngeabsatzmengen, die zur landwirtschaftlich genutzten Fläche in keinem Verhältnis stehen. Deswegen wird als Referenzgröße die nationale Mineraldüngeerstatistik (DeStatis, 2017a) herangezogen und disaggregiert (vgl. Methodenteil).

Methodik

Die Bilanzen werden mit Hilfe des **Regionalisierten Agrarumwelt- Informationssystems RAUMIS** berechnet (Henrichsmeyer et al., 1996) (vgl. Abbildung 3).

Abbildung 64: Stickstoff-Flächenbilanzierung im Modell RAUMIS



Quelle: eigene Darstellung nach Kreins et al. (2009), Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die Vorgehensweise bei der Bilanzierung wird in Kreins et al. (2009) im Detail beschrieben. Grundsätzlich werden für jede räumliche Recheneinheit (Gemeinde) die Bilanzglieder N-Anfall aus der Tierhaltung, N-Anfall aus Gärresten, N-Anfall aus Klärschlamm und Kompost,

Symbiotische N-Fixierung, N aus Wirtschaftsdüngertransporten, Mineraldüngereinsatz und Abfuhr, basierend auf dem beschriebenen Mengen- und Parametergerüst, berechnet. Der N-Anfall aus der Tierhaltung ergibt sich durch tierartspezifische N-Ausscheidungskoeffizienten, abzüglich der gasförmigen Verluste. Die Verlustkoeffizienten stammen aus der Düngeverordnung, werden aber auf das Niveau der gasförmigen Verluste der Sektorbilanz auf Bundesebene, welche auf Basis von Emissionsfaktoren aus der nationalen Emissionsberichterstattung berechnet werden, korrigiert (reduziert). Dadurch ist es möglich, die Sektorbilanz konsistent zu disaggregieren. Wirtschaftsdünger, welcher in Biogasanlagen vergoren wird, wird vom Wirtschaftsdüngeranfall aus der Viehhaltung abgezogen, sodass es nicht zu einer Doppelzählung kommt. Der Mineraldüngereinsatz wird als Differenz zwischen linearen, standort- und kulturspezifischen Nährstoffbedarfsfunktionen und dem gesamten anrechenbaren organischen Stickstoff auf die Gemeinden verteilt. Der Saldo wird als Netto-Bilanzüberschuss als Differenz zwischen der gesamten N-Zufuhr abzgl. Verlusten und der N-Abfuhr berechnet. Die atmosphärische Deposition wird nicht berücksichtigt.¹⁷ Im letzten Schritt werden die Ergebnisse auf der Gemeindeebene auf die Bilanzräume aggregiert.

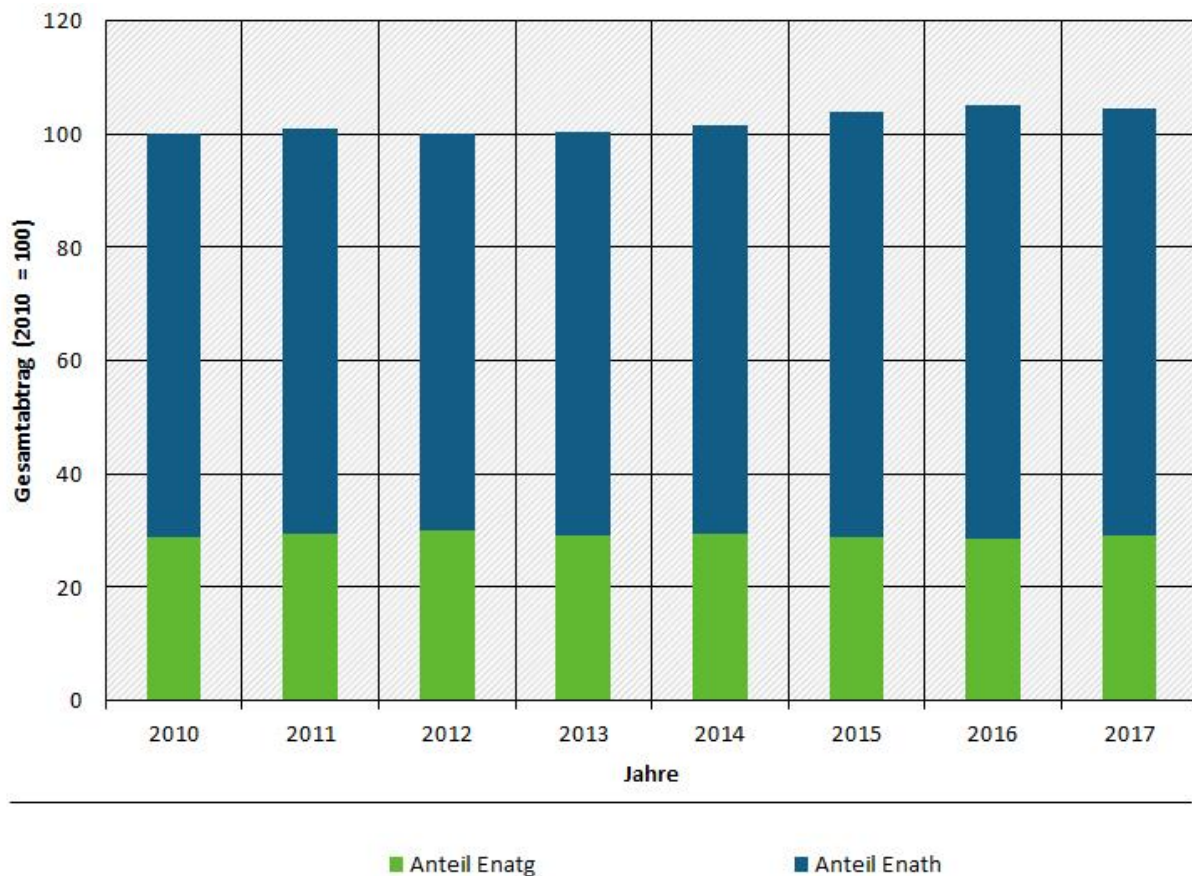
5.2 Ergebnisse

5.2.1 Wassererosionspotenzial

Im betrachteten Zeitraum wurden jeweils um die 5,9 Mio. ha mit Ackerkulturen bestellt, die nicht ganzjährig den Boden bedecken. Der größte Flächenumfang wurde 2011 mit 5,97 Mio. ha, der geringste 2017 mit 5,86 beobachtet. Seit 2010 ging der Anbauumfang von Kulturen, die nicht ganzjährig den Boden bedecken um 0,8 % zurück. Dieser Rückgang war insbesondere auf Flächen zu beobachten, deren natürliche Erosionsgefährdung als gering eingestuft wird ($Enat_g$). In allen betrachteten Jahren lagen 21 % der Ackerfläche auf Standorten, deren natürliche Erosionsgefährdung als hoch eingeschätzt wird ($Enat_h$). Diese Flächen waren je nach Jahr für zwischen 69 und 72 % der gesamten potenziellen Erosion durch Wasser verantwortlich (s. Abbildung 65). Der Anteil der Flächen in $Enat_h$ ist aufgrund der anderen Stichprobe an Bundesländern deutlich höher als in Röder et al. (2019). Der höhere Flächenanteil liegt v. a. daran, dass mit Schleswig-Holstein und Brandenburg zwei Bundesländer fehlen, in denen verbreitet die potenzielle natürliche Erosionsgefährdung $Enat$ der Ackerflächen gering ist.

¹⁷ In den AGRUM-Projekten wird die Deposition bei der hydrologischen Modellierung addiert.

Abbildung 65: Entwicklung des potenziellen Bodenabtrages aufgrund von Wassererosion (2010 = 100 %)



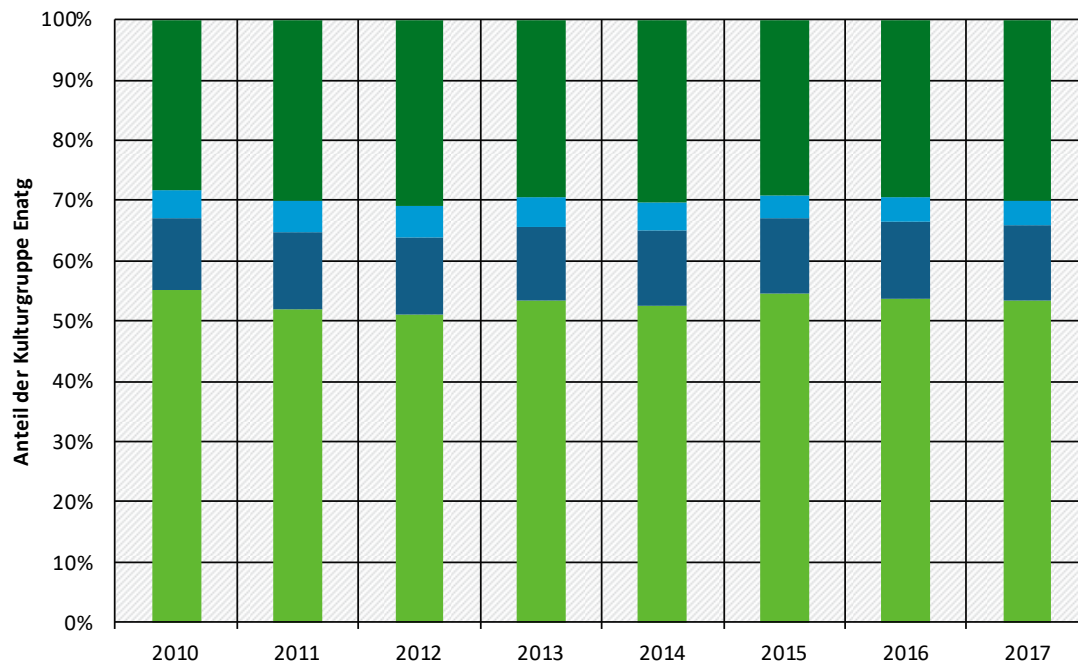
Potenziell erosionsgefährdete Standorte (*Enat*): *Enat_g*: Risiko gering; *Enat_h*: Risiko hoch

Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, NW, HE und RP, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

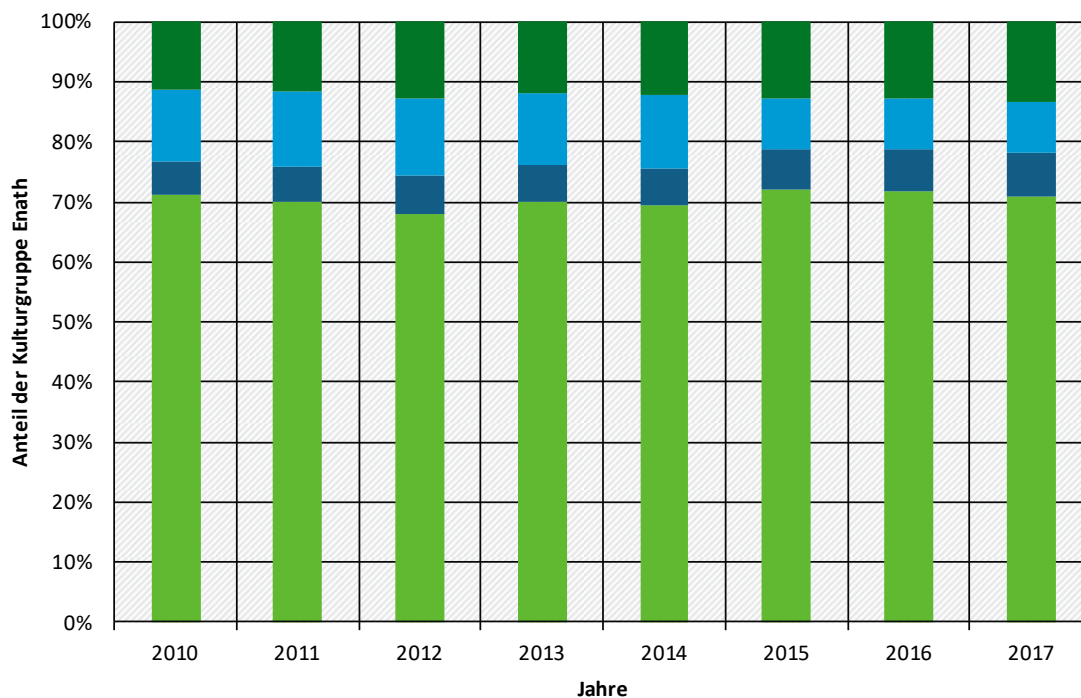
Bezogen auf das Jahr 2010 nahm der potenzielle Gesamtabtrag bis 2016/2017 um ungefähr 5 % zu. Die Zunahme erfolgte trotz konstanter (in Stufe *Enat_h*) bzw. leicht rückläufiger (in Stufe *Enat_g*) Ackerfläche und einem seit 2011 nahezu unveränderten Anbauumfang erosiver Kulturen (v. a. Reihenkulturen wie Mais, Zuckerrüben und Kartoffeln). Die Ursache für die Zunahme der potenziellen Erosion bis 2014 ist der steigende Anteil von Kulturen mit einem höheren Erosionsrisiko auf den erosionsgefährdeten Standorten (s. Abbildung 66). So nahm zwischen 2010 und 2017 auf allen Standorten in der Kategorie *Enat_h* die Fläche an erosiven Kulturen um 2,0 Prozentpunkte zu. Gleichzeitig ist auf diesen Standorten ein deutlicher Rückgang des sonstigen Ackerfutterbaus (z. B. Ackergras, Klee gras) um 3,9 Prozentpunkte sowie eine Ausdehnung des Getreideanbaus (+3,3 Prozentpunkte) festzustellen.

Abbildung 66: Anteil der ermittelten Kulturgruppen je Erosionsgefährdungsklasse
a) $Enat_g$ und b) $Enat_h$

a) $Enat_g$



b) $Enat_h$



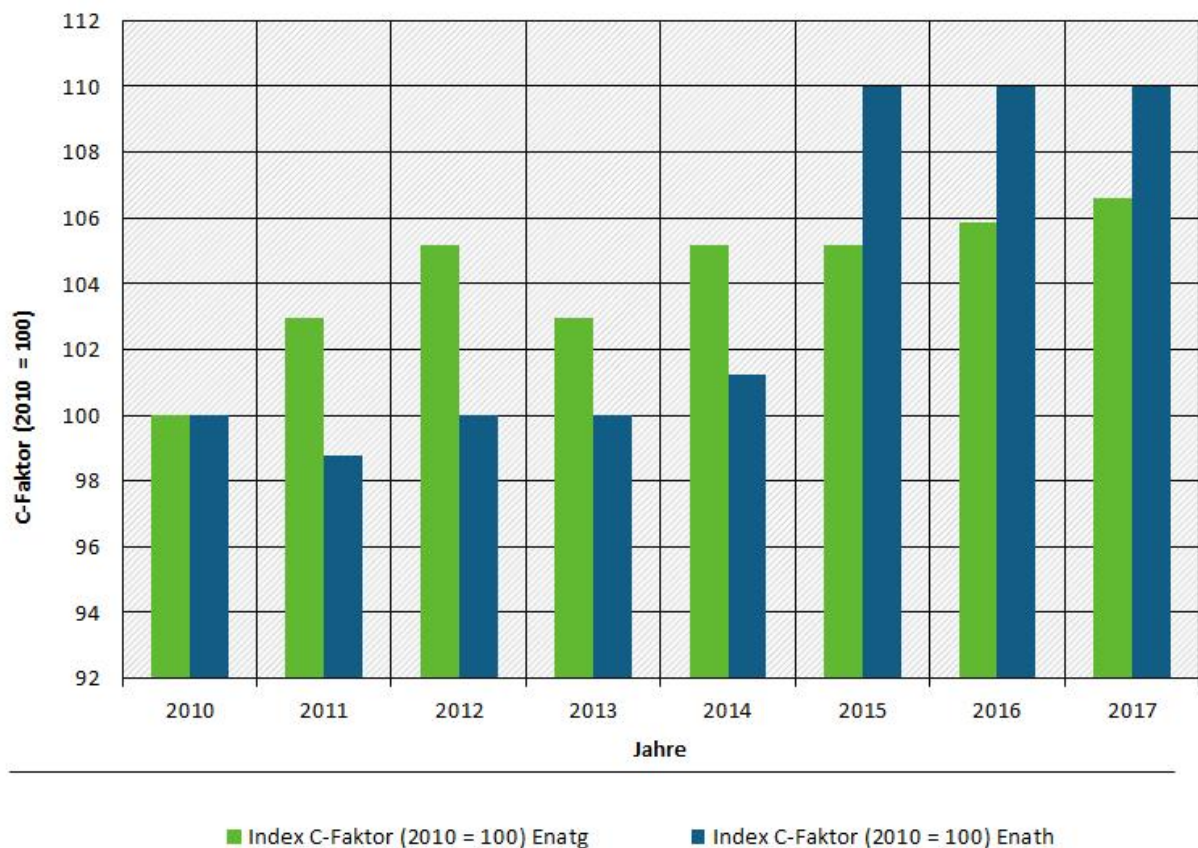
- Erosive Kulturen
- Kulturen mit weitgehend ganzjähriger Bodenbedeckung
- Kulturen mit großem Reihenabstand in Mulchsaat
- Kulturen mit geringem Reihenabstand

Potenziell erosionsgefährdete Standorte ($Enat$): $Enat_g$: Risiko gering; $Enat_h$: Risiko hoch

Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, NW, HE und RP, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Diese Verschiebungen im Anbauprogramm führten zu einem deutlichen Anstieg des mittleren *C*-Faktors, der den Einfluss der Bewirtschaftung auf das Erosionspotential beschreibt (vgl. Kapitel 5.1.1). Der mittlere *C*-Faktor (Bodenbedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor) lag weiterhin auf den erosionsgefährdeten Flächen (*Enat_h*) mit 0,088 nur bei gut 60 % des Wertes der Standorte mit geringer natürlicher Erosionsgefährdung (*Enat_g*). Er stieg aber nach 2014 auf den Standorten mit hoher natürlicher Erosionsgefährdung deutlich an (s. Abbildung 67). Dem gegenüber hat sich der *C*-Faktor auf den Standorten mit niedriger Erosionsgefährdung seit 2012 nahezu nicht verändert.

Abbildung 67: Relative Entwicklung des flächengemittelten C-Faktors von 2010 bis 2017 (2010 = 100)

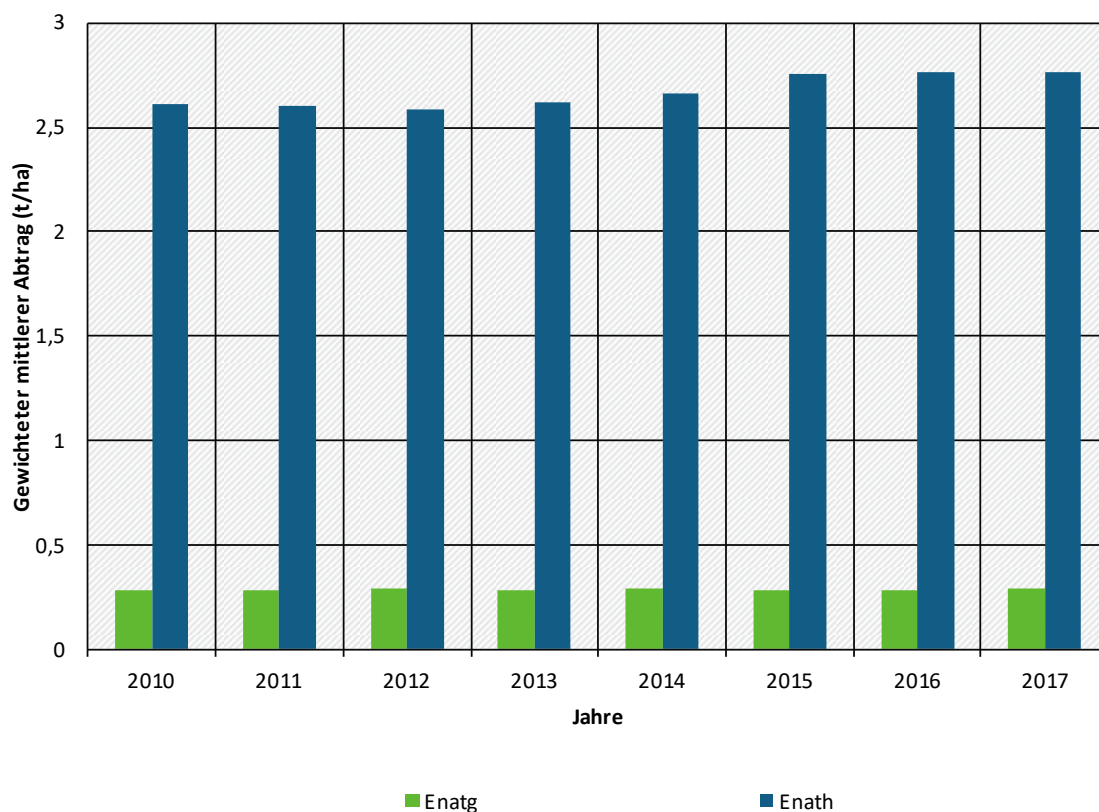


Potenziell erosionsgefährdete Standorte (*Enat*): *Enat_g*: Risiko gering; *Enat_h*: Risiko hoch

Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, NW, HE und RP, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Der mit Einführung des Greenings verstärkte Zwischenfruchtanbau ist auf den Standorten mit hoher Erosionsgefährdung nicht in der Lage, den durch die Änderung des *C*-Faktors bedingten Anstieg der potenziellen Bodenerosion zu kompensieren. Dies zeigt sich dadurch, dass die Erosion je ha genutzter Ackerfläche trotzdem von 2014 auf 2015 ansteigt (s. Abbildung 68). Der anschließende marginale Rückgang des Gesamtbodenabtrages seit 2014 / 2015 ist v. a. auf den Rückgang der bestellten Ackerfläche in den erosionsgefährdeten Gebieten zurückzuführen (Umwandlung in mehrjährige Brachen). Da auf den Flächen in der Stufe *Enat_h* die potenzielle Erosion durch Wasser je ha im Schnitt 9- bis 10-mal so hoch wie auf den Flächen in der Stufe *Enat_g* ist, haben hier Veränderungen in der Grundfläche sehr starke Auswirkungen auf die Gesamterosionsmenge.¹⁸

Abbildung 68: Entwicklung des flächengewichteten Bodenabtrages aufgrund von Wassererosion in Abhängigkeit von der standörtlichen Erosionsgefährdung (in t / ha)



Potenziell erosionsgefährdete Standorte (Enat): Enatg: Risiko gering; Enath: Risiko hoch

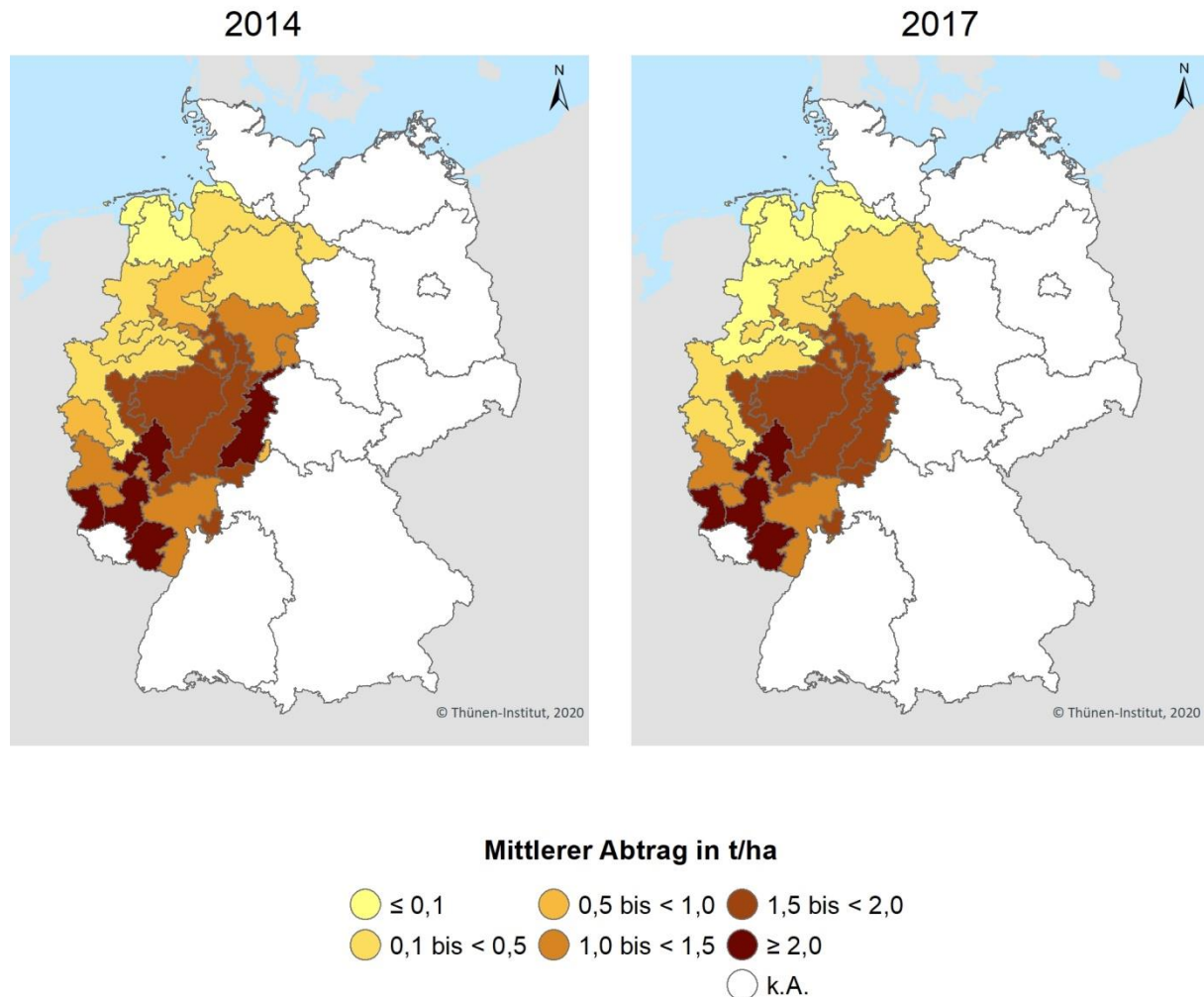
Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, NW, HE und RP, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Abbildung 69 stellt die räumliche Verteilung des mittleren Bodenabtrags in t je ha Ackerland für die Jahre 2014 und 2017 auf Ebene der Bodenklimaräume dar. Die höchsten mittleren Abtragsraten fanden sich in den Mittelgebirgslagen von Rheinland-Pfalz und Hessen. Hier wurden im regionalen Schnitt Abtragsraten von um die 2 t je ha knapp erreicht oder überschritten. Das regionale Maximum lag im Pfälzerwald, Hunsrück und Westerwald mit einem mittleren Bodenabtrag von bis 2,6 t je ha Ackerland. Das Norddeutsche Tiefland wies überwiegend geringe Abtragsraten von weniger als 1 t je ha auf. In den Mittelgebirgslagen war zwar der Anteil von

¹⁸ In Röder et. al (2019) war die Berechnung des flächengemittelten Bodenabtrages fehlerhaft. Dieser Fehler wurde korrigiert.

Kulturen mit hohem C-Faktor geringer als in der Tiefebene. Dieser Effekt wird aber durch die höhere Hangneigung der Flächen (S-Faktor) und die höhere Regenerosivität der Niederschläge (R-Faktor) mehr als kompensiert.

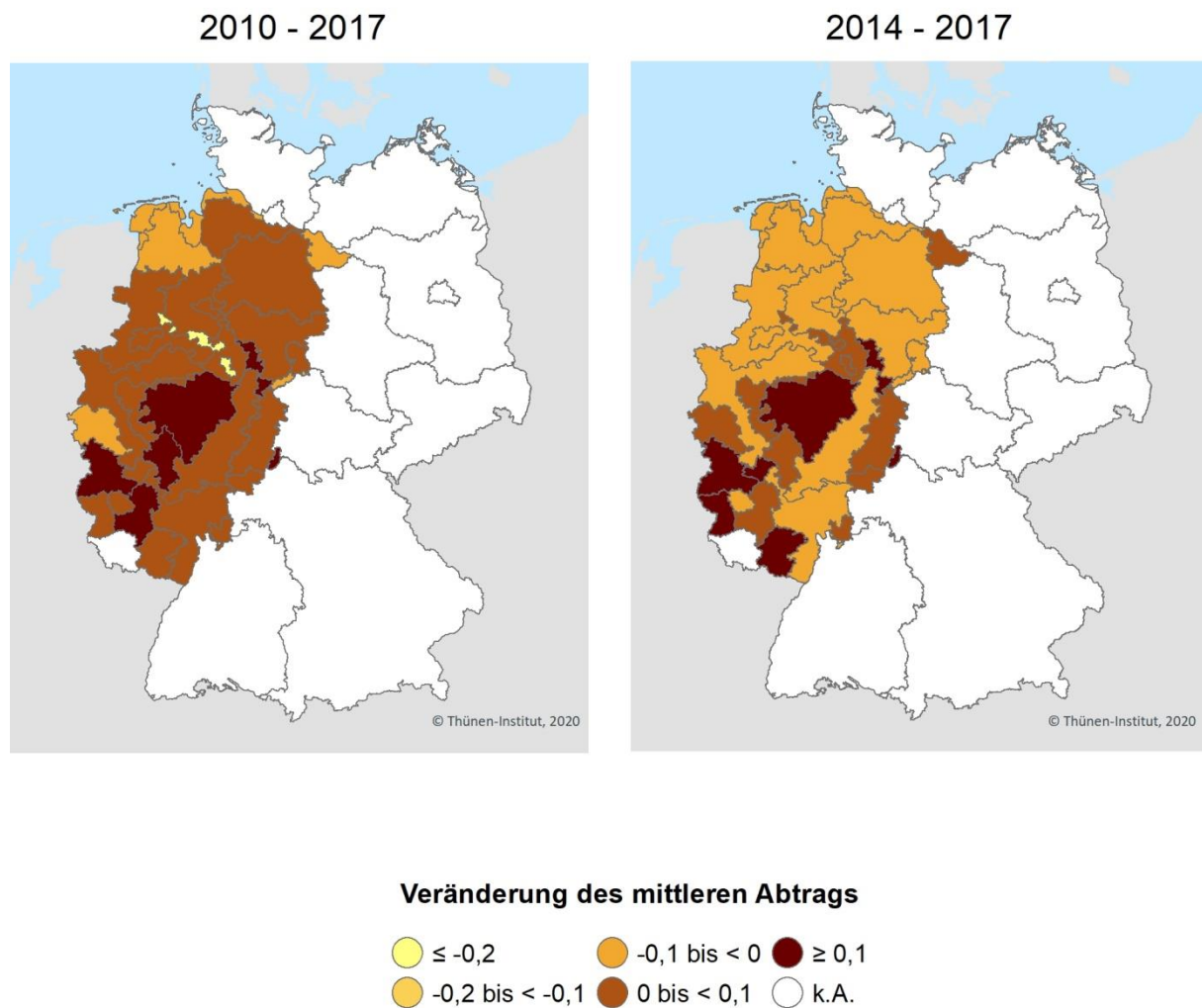
Abbildung 69: Abtrag je ha Ackerland in den Jahren 2014 und 2017 in (t) (flächengewichtetes Mittel je Bodenklimaraum)



Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, NW, HE und RP, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Sowohl über den gesamten betrachteten Zeitverlauf (2010 bis 2017) als auch in der Phase seit der Umsetzung der Agrarreform von 2013 (2014 bis 2017) lässt sich feststellen, dass die potenziellen Abtragsraten in den Mittelgebirgslagen leicht gestiegen sind (s. Abbildung 70). In den meisten Regionen des Norddeutschen Tieflandes ging der mittlere Bodenabtrag von 2014 auf 2017 minimal zurück.

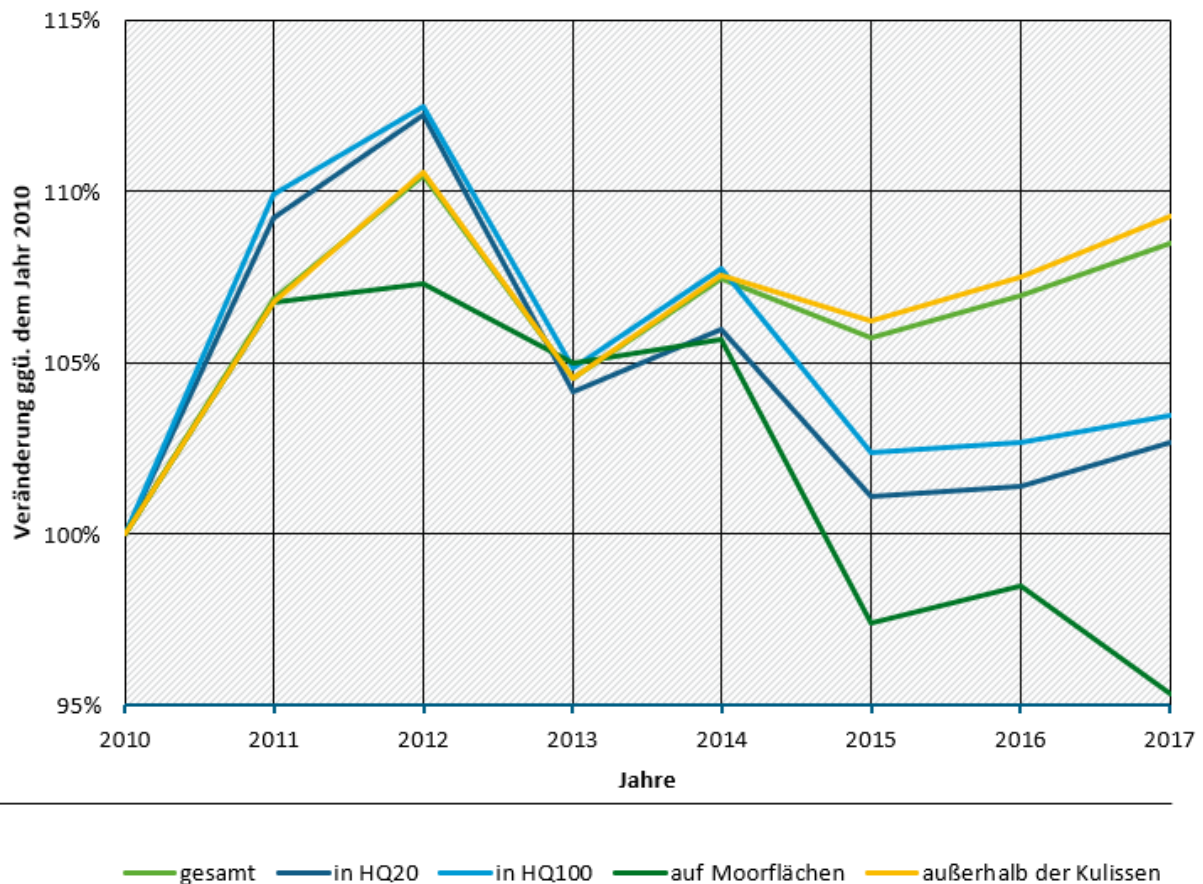
Abbildung 70: Veränderung des Abtrags je ha Ackerland zwischen 2010 und 2017 bzw. 2014 und 2017 in (t) (flächengewichtetes Mittel je Bodenklimaraum)



Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, NW, HE und RP, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Neben der Wassererosion bei Hanglagen sind noch zwei weitere Pfade wichtig, bei denen es zu einem Abtrag von Boden kommen kann. Dies ist zum einen der Abtrag bei Überflutung von Flächen entlang von Gewässern, und zweitens die Winderosion auf Moorböden. Auch ist der Grad der Bodenbedeckung ein entscheidender Faktor, der die Erosionsmenge beeinflusst. Von 2010 bis 2012 nahm der Anbau von Kulturen mit geringer Bodendeckung deutlich zu (s. Abbildung 71). Dieser Anstieg ist v. a. auf die Ausdehnung des Maisanbaus zurückzuführen. Auffällig ist, dass die Zunahme in den ausgewiesenen Überschwemmungsgebieten stärker war als im Durchschnitt. Insgesamt blieb der Anbauumfang erosionsanfälliger Kulturen nach 2012 mehr oder weniger konstant. Dem gegenüber zeigt sich, dass der Anbau dieser Kulturen sowohl in den Überschwemmungsgebieten als auch auf den Moorböden seit 2012 kontinuierlich zurückgegangen ist (organische Böden: -12 Prozentpunkte, Überschwemmungsgebiete -9 Prozentpunkte). Dies entspricht einer Verringerung des Anbaus von Kulturen mit geringer Bodenbedeckung um zusammen 27.000 ha seit 2012.

Abbildung 71: Entwicklung des Anbauumfanges von Kulturen mit geringer Bodenbedeckung in ausgewählten Kulissen zwischen 2010 und 2017



Quelle: eigene Darstellung auf Basis der InVeKoS-Daten für NI, HB, NW, HE und RP, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Insgesamt werden in den betrachteten Bundesländern 1,5 Mio. ha Ackerland mit Kulturen bestellt, die eine geringe Bodenbedeckung über einen Großteil des Jahres aufweisen. 11 % dieser Fläche finden sich auf Hanglagen mit einer hohen natürlichen Erosionsgefährdung ($Enat_h$), 4 % auf organischen Böden sowie weitere 3 % in ausgewiesenen Überschwemmungsgebieten. Der Anbau der genannten Kulturen war auf hängigen Standorten unterdurchschnittlich. Allerdings erreichte der Anteil dieser Kulturen auf den organischen Böden und auf Flächen, die bei Hochwasserereignissen überflutet werden, Werte von 43 % bzw. 52 % am Ackerland. Eine wesentliche Ursache hierfür war der stark überproportionale Umfang des Maisanbaus auf diesen Flächen.

5.2.1.1 Zusammenfassung und Diskussion

Im Folgenden werden die Ergebnisse dieses Kapitels kurz zusammengefasst und mögliche Ursachen für die abgeschätzte Entwicklung dargestellt. Aus dem mittleren Bodenabtrag von 0,78 bis 0,82 t je ha für 2010 bis 2017 folgt, dass die Ackerflächen der ausgewerteten Bundesländer nach DIN 19708, 2005 (Norm zur Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser, vgl. Kapitel 5.1.1) im Schnitt als sehr gering erosionsgefährdet einzustufen sind. Es bestehen allerdings erhebliche regionale und lokale Unterschiede. V. a. in den Mittelgebirgslagen werden kleinräumig mittlere Bodenabtragsraten von deutlich über 6 t je ha erreicht. Diese Flächen sind als hoch oder sehr hoch erosionsgefährdet einzustufen. 21 % der Ackerfläche liegen auf Standorten, deren natürliche Erosionsgefährdung als hoch eingeschätzt wird. Diese Flächen sind je nach

Jahr für zwischen 70 und 73 % der gesamten potenziellen Erosion durch Wasser verantwortlich. Dieser Anteil ist aufgrund der anderen Auswahl der Bundesländer höher als bei Röder et al. (2019). Dies liegt daran, dass insbesondere in Schleswig-Holstein und Brandenburg nur relativ wenige Ackerflächen auf Standorten liegen, deren natürliche Erosionsgefährdung als hoch oder sehr hoch eingestuft ist. Bei der Bodenerosion durch Wasser handelt es sich demnach nicht um ein flächenhaftes, sondern um ein regionales bzw. lokales Problem.

Es stellt sich die Frage, was die möglichen Erklärungen für die starke Veränderung in der Kulturartenwahl ab 2015 und der damit einhergehenden Erhöhung des potenziellen Bodenabtrags sind. Zum einen könnten die Auflagen zur Kulturartendiversität im Greening dazu führen, dass spezialisierte Ackerfutterbaubetriebe (Stichwort: intensive Milchviehbetriebe bzw. Betriebe mit Fokus auf den Anbau von Gärsubstraten) den Maisanbau auf ihren Flächen etwas einschränken und die Silage von benachbarten Betrieben, die steilere Flächen bewirtschaften, zukaufen. Dies erscheint allerdings wenig wahrscheinlich, da nur sehr wenig Mais in den betroffenen Regionen in Betrieben angebaut wird, deren Maisanteil annähernd bei oder über 75 % liegt (dieser Anteil ist für die anzubauende Kulturartenzahl relevant, vgl. Kapitel 4.1.3.1). Weiter stellt sich in diesem Zusammenhang die Frage, warum die beiden eingangs genannten Betriebstypen auf der jeweiligen lokalen Ebene einen überproportionalen Anteil an Ackerflächen mit geringer natürlicher Erosionsgefährdung bewirtschaftet haben sollten.

Die erosionsgefährdeten Standorte liegen überwiegend in der Kulisse der benachteiligten Gebiete. Somit könnten veränderte Bedingungen für die Gewährung der Ausgleichszulage ein Grund für den beobachteten Anstieg sein. Mit Umstellung auf die Förderperiode 2014 bis 2020 fiel auf Druck der Europäischen Kommission eine Auflage für die Gewährung der Ausgleichszulage für benachteiligte Gebiete auf Ackerflächen weg. Bis dahin wurde für bestimmte intensiv bewirtschaftete Ackerkulturen wie Mais, Zuckerrüben oder Winterweizen keine Ausgleichszulage gewährt.¹⁹ Diese Auflage der EU-Kommission wurde von den Bundesländern allerdings erst mit der Neuabgrenzung der benachteiligten Gebiete ab dem Jahr 2018 umgesetzt, und sollte somit keine Wirkung entfalten. In Rheinland-Pfalz lief die Förderung von Ackerstandorten in benachteiligten Gebieten 2014 weitgehend aus, sodass sie auf Ackerflächen keine Lenkungswirkung hatte. In Hessen schwanken traditionell die Höhe der geförderten Ackerfläche und die Höhe der Förderung von Jahr zu Jahr sehr stark (zwischen 100.000 ha in den meisten Jahren und dem Aussetzen der Förderung in 2013) (BMEL, 2020a, 2020b). Somit dürfte die handlungsleitende Wirkung der Ausgleichszulage in Hessen eher gering sein, da die Höhe der Zahlungen für die Landwirt*innen nicht planbar ist.

Ein weiterer Erklärungsansatz für die Zunahme des Maisanbaus auf erosionsgefährdeten Standorten ist, dass die Fruchtfolgen insbesondere im Hinblick auf den Getreide- und Rapsanteil in einem Großteil der Mittelgebirgslagen von Hessen und Rheinland-Pfalz als vergleichsweise eng zu bewerten sind (s. Kapitel 3.2.4). Dem allgemeinen „leichten“ Trend zu etwas weiteren Fruchtfolgen folgend, könnte eine Ursache für den verstärkten Maisanbau auf erosionsgefährdeten Standorten sein, dass Mais hier zunehmend als „Gesundungskultur“ genutzt wird. Durch die mittlerweile flächendeckende Nachfrage für Gärsubstrate ist die Vermarktung von Maissilage selbst für Marktfruchtbaubetriebe möglich. In diesem Zusammenhang ist zu bedenken, dass es evtl. erst einige Jahre dauert, bis sich auf den Märkten für Gärsubstrate ein regionales Marktgleichgewicht etabliert hat. In diesem Zusammenhang könnte es dazu gekommen sein, dass das Anbauprogramm auf erosionsgefährdeten Standorten zeitverzögert auf den regionalen Ausbau der Erzeugungskapazitäten für Biogas angepasst wurde.

¹⁹ Wenn in dem jeweiligen Bundesland überhaupt eine Förderung für Ackerflächen gewährt wurde.

Der verwendete, auf der allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) basierende Berechnungsansatz (siehe Kapitel 5.1.1) dürfte den Effekt des verstärkten Anbaus von erosiven Kulturen auf stärker erosionsgefährdeten Standorten aus zwei Gründen leicht überschätzen. Erstens ist die erosive Hanglänge insbesondere auf den erosionsgefährdeten Standorten oft geringer als 100 m und damit geringer als der unterstellte Wert. Diese Ungenauigkeit führt zu einer Veränderung in der absoluten Höhe der Erosion, sollte sich aber auf den zeitlichen Trend nicht auswirken. Zweitens kam es im Zuge der Einführung des Greenings zu einer verstärkten Anlage von Streifenelementen, die nach 2015 auf einigen Flächen die Flächengröße und damit die Hanglänge verkürzt haben dürfte.

Ein weiterer Faktor dürfte tendenziell zu einer Unterschätzung der Erosion auf den erosionsgefährdeten Standorten führen. Die Nutzung von Mulchsaat- und konversierenden Bodenbearbeitungsverfahren korreliert positiv mit der Ausstattung der Betriebe mit Ackerflächen und nimmt erst bei Betrieben mit über 50 ha Ackerland deutlich zu. So bestellten in 2016 Betriebe mit über 100 ha Ackerland ihr Ackerland zu 49 % pfluglos, während dieser Anteil in Betrieben mit weniger als 50 ha Ackerland bei 25 % lag (DeStatis, 2017c). In den Mittelgebirgsregionen ist die Flächenausstattung der Betriebe meist deutlich geringer als in ebenen Marktfruchtbauregionen, so dass Mulchsaat und konservierende Bodenbearbeitungsverfahren auf diesen Standorten wohl tendenziell seltener angewendet werden als im Bundesdurchschnitt.

Der verwendete auf der ABAG basierende Berechnungsansatz dürfte den Effekt von Zwischenfrüchten auf die Erosionsvermeidung insbesondere dann unterschätzen, wenn sowohl der Anteil von Zwischenfrüchten als auch erosiven Kulturen relativ gering ist und die Zwischenfrüchte spezifisch vor den erosiven Kulturen angebaut werden. Im gegenwärtigen Ansatz wird der erosionsmindernde Effekt der Zwischenfrüchte anteilig über auf alle Kulturen verteilt, d. h. deren C-Faktor ohnehin gering ist. In welchem Umfang Zwischenfrüchte überproportional im Kontext von erosiven Kulturen angebaut werden, kann im Augenblick nicht beantwortet werden. Auswertungen auf Basis der betrieblichen Mikrodaten der Agrarstrukturerhebungen ergaben kein einheitliches und schlüssiges Bild (nicht dargestellt). Ein Ansatz, diesen Effekt besser zu quantifizieren, könnte eine nähere Betrachtung der im Rahmen des Greenings gemeldeten Zwischenfrüchte sein, obwohl nur ungefähr drei Viertel aller Zwischenfrüchte im Greening gemeldet werden. Mit diesen Daten kann flächenscharf analysiert werden, ob Zwischenfrüchte insbesondere auf erosionsgefährdeten Standorten verstärkt zu erosiven Kulturen angebaut werden.

5.2.2 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.

Die Entwicklung der Humusbilanz (Berechnung: s. Kapitel 5.1.2) in Deutschland wurde für das Jahr 2010 und für die Differenz von 2010 zu 2016 betrachtet. Die Angaben beziehen sich auf kg Humusäquivalente (kg HÄ), wobei ein Humusäquivalent einem 1 kg Humus-C aus organischer Substanz entspricht.

Im Jahr 2010 betrug die Humusäquivalente-Bilanz pro Hektar Ackerfläche in Deutschland insgesamt -9,5 kg HÄ je ha AF. Im Jahr 2016 war die Bilanz mit 5,4 kg HÄ je ha AF geringfügig höher; somit sollte im Schnitt tendenziell ein leichter Aufbau an organischer Substanz auf Ackerflächen zu beobachten sein. Hierbei war die größte prozentuale und absolute Veränderung bei den Zwischenfrüchten zu beobachten, deren Zufuhr an kg HÄ je ha sich beinahe verdoppelt hat (s.

Tabelle 14). Diese Zunahme des Zwischenfruchtanbaus ist mit der seit 2015 geltenden ÖVF-Verpflichtung und der darin enthaltenen Option des Zwischenfruchtanbaus zu erklären. Ebenfalls zugenommen haben die pflanzlichen und tierischen Gärreste infolge des fortschreitenden Ausbaus der Biogasanlagen.

Daneben ist die Netto-Bereitstellung der organischen Ausgangsmaterialien für den Humusaufbau aus dem Pflanzenbau (Humusmehrung²⁰+ Nebenprodukt - Humuszehrung²¹) leicht zurückgegangen, ebenso die aus dem Wirtschaftsdünger. Der Rückgang bei der Humuszufuhr aus Wirtschaftsdünger liegt v. a. an der steigenden installierten Leistung der Biogasanlagen. Bei der Vergärung von Wirtschaftsdünger wird der in diesem enthaltene Kohlenstoff weitgehend zu CO₂ und CH₄ abgebaut, so dass weniger Biomasse für den Humusaufbau im Boden zur Verfügung steht als ohne Vergärung.

Den größten Beitrag zur Humusproduktion leisteten Acker- und Klee gras mit einem Anteil von 79 % im Jahr 2010 bzw. 71 % im Jahr 2016 sowie Stilllegung von Ackerflächen mit 16 % bzw. 21 %. Die größte Humuszehrung erfolgte beim Silomais mit 25 % bzw. 30 % sowie Winterweizen (einschließlich Dinkel und Einkorn) mit 22 %. Winterraps hatte an der Humuszehrung einen Anteil von 10 % bzw. 9 %.

Tabelle 14: Mittlere Humusbilanz in Deutschland und deren Veränderung zwischen 2010 und 2016 (in kg HÄ je ha AF)

Kategorie	Jahr 2010	Jahr 2016	Differenz 2016 zu 2010
Gärreste pflanzlich	41,2	60,7	19,5
Gärreste tierisch	12,8	20,2	7,4
Humusmehrung Pflanzenbau	59,2	54,0	-5,2
Humuszehrung Pflanzenbau	-496,3	-505,1	-8,8
Nebenprodukte Pflanzenbau	298,4	297,7	-0,7
Wirtschaftsdünger	63,0	54,2	-8,8
Zwischenfrüchte	12,3	23,6	11,3
Bilanz	-9,5	5,4	14,9

Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die Humusmenge insgesamt (unter Berücksichtigung aller berechneten Einzelpositionen, vgl. Tabelle 14) war 2010 in 52 % der Gemeinden im ausgeglichenen Bereich (VDLUFA, 2014). In diesen Gemeinden liegt annähernd 59 % der Ackerfläche Deutschlands.

Größere Gebiete mit deutlich negativen Humusbilanzen findet man in Regionen, in denen der Anbau von Kartoffeln und Gemüse eine große Rolle spielt. Hierzu zählen u. a. die Lüneburger Heide, die Köln-Aachener Bucht oder Rheinhessen. Positive Humussalden fanden sich v. a. in Regionen mit intensiver Viehhaltung (Münsterland, Region Vechta-Cloppenburg, östliches Schleswig-Holstein, weite Teile entlang Nordseeküste, Abbildung 72).

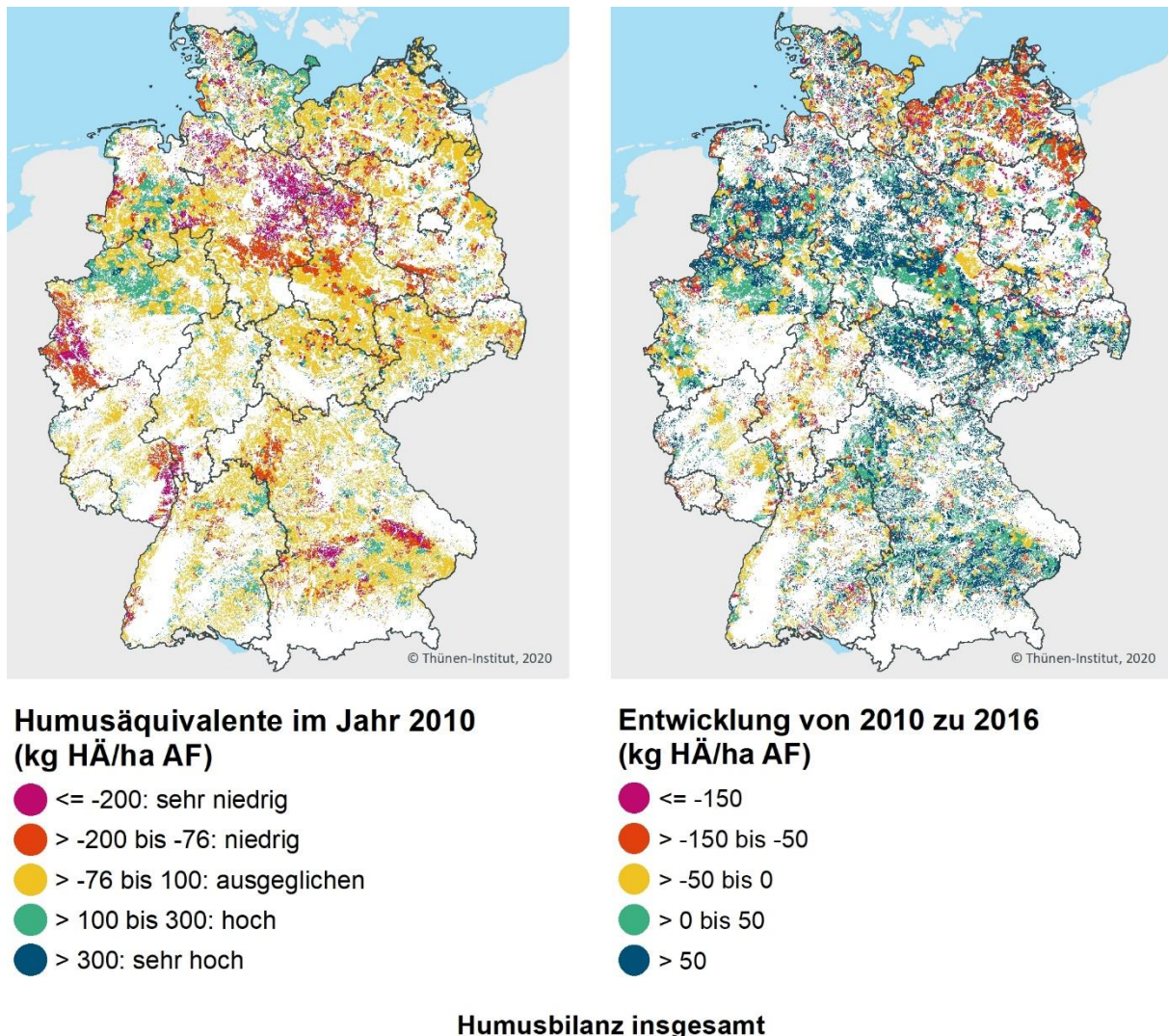
Im Hinblick auf die Entwicklung von 2010 zu 2016 ist Deutschland tendenziell dreigeteilt. In einem Streifen vom Emsland bis nach Sachsen und Franken nimmt der Saldo der Humusbilanz zu.

²⁰ Brutto-Bereitstellung der organischen Ausgangsmaterialien für den Humusaufbau z. B. durch die Wurzelbiomasse.

²¹ Abbau von organischen Ausgangsmaterialien auf Grund von notwendigen Bearbeitungsschritten.

Dem gegenüber geht dieser Saldo in Nordost-Deutschland und großen Teilen Südwest-Deutschlands zurück.

Abbildung 72: Entwicklung der Humusmenge in Deutschland



Bilanz im Jahr 2010 und Entwicklung von 2010 zu 2016. Dargestellt sind die Ackerflächen.

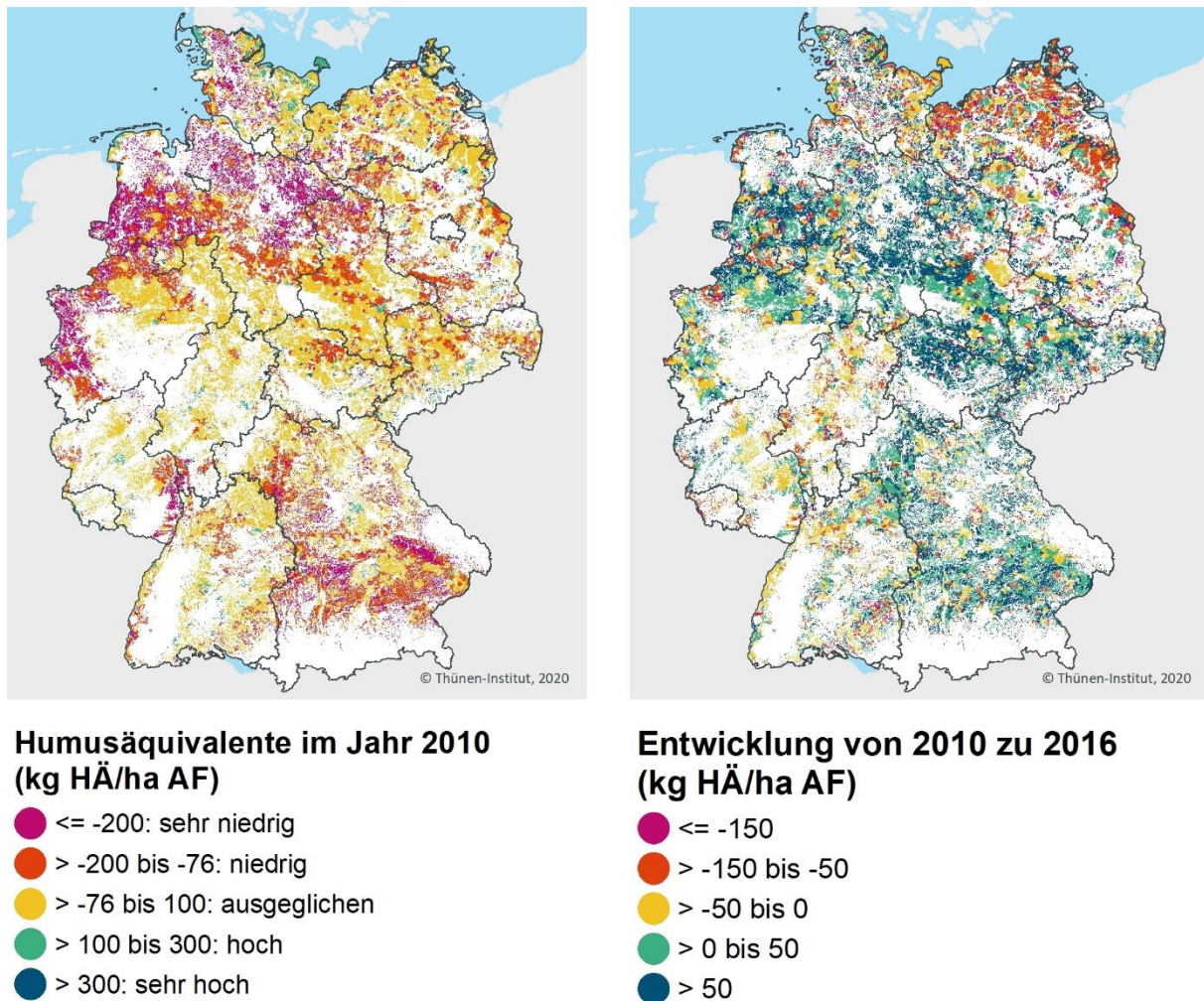
Quelle: eigene Darstellung auf Basis der ASE-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Abbildung 73 zeigt den Betrag des Pflanzenbaus zur Veränderung der Humusbilanz. Die Betrachtung umfasst Humusmehrung und -zehrung durch Ackerbau, Nebenprodukte, pflanzliche Gärreste und Zwischenfruchtanbau. Ohne die Ausbringung von Wirtschaftsdünger und auf dieser Basis erzeugter Gärreste war die Humusbilanz je ha AF im Jahr 2010 in den meisten Gemeinden im ausgeglichenen Bereich. In weiten Teilen Norddeutschlands, dem äußeren Westen Nordrhein-Westfalens, Rheinhessens und Bayerns käme es ohne die Humuszufuhr aus der Tierhaltung zur Humuszehrung. Deutlich Humusbilanzüberschüsse allein aus dem Pflanzenbau traten nur vereinzelt und überwiegend im Osten Schleswig-Holsteins auf.

Die Entwicklung der pflanzlichen Humusmenge von 2010 zu 2016 ähnelt sehr derjenigen der Humusmenge insgesamt (unter Berücksichtigung des Wirtschaftsdüngers, vgl. Abbildung 72): Während in weiten Teilen Deutschlands 2016 eine höhere Bereitstellung von HÄ aus dem Pflanzenbau zu beobachten war, ging sie v. a. in Nordost-Deutschland und im hessischen Bergland

zurück (s. Abbildung 73). Ursache hierfür waren die Ausweitung des Maisanbaus, aber auch geringere Erträge im Pflanzenbau.

Abbildung 73: Entwicklung der pflanzlichen Humusmenge in Deutschland



Humusbilanz Pflanze

Bilanz im Jahr 2010 und Entwicklung von 2010 zu 2016. Dargestellt sind die Ackerflächen

Quelle: eigene Darstellung auf Basis der ASE-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

5.2.2.1 Zusammenfassung und Diskussion

In den meisten Regionen Deutschlands ist die Humusbilanz der Ackerflächen im ausgeglichenen Bereich. Negative Bilanzen fanden sich in erster Linie in Regionen, in denen der Anbau von Kartoffeln und Gemüse eine große Rolle spielt. Positive Humussalden fanden sich v. a. in Regionen mit intensiver Viehhaltung. Zwischen 2010 und 2016 kam es diesbezüglich insgesamt betrachtet zu keinen wesentlichen Veränderungen. Lediglich über den Zwischenfruchtanbau kam es zu einer Steigerung und auch für die Gärreste lässt sich dies annehmen. Regional betrachtet nahm der Humus-Saldo je ha AF in einem Streifen vom Emsland bis nach Sachsen und Franken zu und in Nordost-Deutschland sowie großen Teilen Südwest-Deutschlands ab. Diese Entwicklung wird durch folgende Faktoren getrieben, deren Bedeutung in den einzelnen Regionen unterschiedlich ist: Veränderung der Kulturartenwahl (Stichwort Zunahme des Maisanbaus v. a. für die Biogasproduktion), Rückgang des Viehbesatzes in vielen Regionen Deutschlands, Entwicklung der Erträge im Pflanzenbau, sowie die Zunahme des Zwischenfruchtanbaus mit der Einführung des

Greenings. Im deutschlandweiten Mittel führt der verstärkte Anbau von Pflanzen für die Nutzung als Gärsubstraten zu einer etwas stärkeren Erhöhung der Zufuhr an Biomasse als der durch das Greening induzierte Ausbau des Anbaus von Zwischenfrüchten. Auf nationaler Ebene sind die Auswirkungen des Rückganges des Viehbestandes untergeordnet.

Im Rahmen der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) wurden Veränderungen der Humusvorräte landwirtschaftlich genutzter Böden modelliert (Jacobs et al., 2018). Die Autoren zeigten, dass es im Mittel zu leichten C_{org} -Verlusten in grundwasserfernen Oberböden unter Ackernutzung kam. Abweichend von unseren Ergebnissen zeigten sie für den Norden (Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen) einen deutlich höheren Verlust an C_{org} im Oberboden als für den Süden (Hessen, Saarland, Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg, Bayern). Dabei waren die Einträge durch ober- und unterirdische Pflanzenreste und organischer Düngung nach der BZE-LE im Norden und im Süden ähnlich; wesentliche Faktoren für die C_{org} -Entwicklung sind bodenphysikalische und klimatische Eigenschaften. Noch höhere Verluste ergaben sich nach (Jacobs et al., 2018) für den Osten (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen), wo die Erträge unter denen der anderen beiden Regionen lagen und deren Höhe einen erheblichen Einfluss auf die C_{org} -Bildung hat. Die geringere Ertragshöhe wiederum resultiert aus den sandigen Böden und der geringeren Wasserverfügbarkeit; außerdem stellt sich die Frage, in welchem Ausmaß die veränderte Landnutzung nach der Wiedervereinigung auf den C_{org} -Eintrag gewirkt hat: nach 1990 gingen die Viehbestände in den neuen Bundesländern massiv zurück, ebenso wie der Ackerfutterbau (Klee gras, Luzerne), was zu C_{org} -Verlusten führte (Jacobs et al., 2018).

Die Modellierungen zeigen, dass grundwasserferne Mineralböden unter kontinuierlicher Ackernutzung (keine Landnutzungsänderung in den vergangenen 60 Jahren) Jahr für die nächsten zehn Jahre im Mittel 0,19 t C_{org} je ha verlieren (BMEL, 2018b; Jacobs et al., 2018). Die Autoren sind von der Höhe des Ergebnisses überrascht und weisen auf bisherige Studien hin, die für den zeitlichen Trend der Bodenkohlenstoffvorräte in Deutschland meist keine signifikanten Veränderungen angeben (z. B. UBA, 2016; Fortmann et al., 2012). Da Jacobs et al. (2018) anders als unsere Analyse die Ausgangsmenge an C_{org} sowie deren Abbau berücksichtigten, ist der Wert nicht direkt mit unserem Ergebnis vergleichbar.

Unsere Ergebnisse weisen einige Unsicherheiten auf. So können mögliche Transporte von Wirtschaftsdünger sowie von Gärresten von einer Gemeinde in die andere sowie aus anderen Ländern und in andere Länder nicht berücksichtigt werden. Könnten diese berücksichtigt werden, dürfte dies vor allem in Regionen mit intensiver Viehhaltung bzw. vielen Biogasanlagen zu geringeren Bilanzwerten führen, während die Bilanzwerte der Zielregionen der Transporte höherer Werte hätten. Auch floss die gesamte Strohmenge aus dem Getreideanbau in unsere Betrachtung vollständig mit ein: unklar ist dabei, welche Mengen nach Abfuhr und Verwendung im Stall nicht wieder zurück auf die Ackerflächen zurückgelangten, weil z. B. das Stroh aus Ackerbauregionen in Grünlandregionen exportiert wurde.

Ein weiterer Punkt ist, dass über die Verteilung des Wirtschaftsdüngers in rinderhaltenden Betrieben mit Grünland und Ackerflächen keine Informationen vorliegen: agronomische Gründe sprechen tendenziell für einen überproportionalen Einsatz des Wirtschaftsdüngers auf dem Ackerland, da hier der Bedarf höher und das Risiko der Schädigung des Pflanzenbestandes geringer als auf dem Grünland ist. In welchem Ausmaß dem so ist, ist unklar und beeinflusst die Bilanz der HÄ je ha Ackerland.

Die Ermittlung der Menge der eingesetzten Gärsubstrate erfolgte über eine Abschätzung aus installierter Leistung von Biogasanlagen und Literaturrecherchen zu eingesetzten Substraten auf Bundeslandebene. Hierbei wurde ein Mittelwert der Jahre 2014 bis 2016 für 2016 verwendet

und für 2010 anhand der installierten Leistung abgeschätzt (vgl. Methodenteil). Genauere Datengrundlagen stehen nicht zur Verfügung. Des Weiteren müsste geprüft werden, inwiefern sich die Zusammensetzung der eingesetzten Gärsubstrate über die Zeit geändert hat.

Unsere Analysen basieren auf der Annahme eines mittleren Ertragsniveaus in Bezug auf die verwendeten Koeffizienten zur Humusreproduktion (vgl. VDLUFA, 2014, S. 13 und 14). Es wurde ferner nicht zwischen konventionellem und ökologischem Anbau unterschieden. Auch konnten bodenphysikalische und klimatische Faktoren nicht berücksichtigt werden, die den Ertrag und die Humusbildung beeinflussen. Schließlich wurden keine Sensitivitätsrechnung unter Verwendung z. B. hoher bzw. niedriger Koeffizienten für die Humuszehrung und -mehrung durchgeführt. Diese Punkte haben zur Folge, dass die Ergebnisse zur Humusbilanz mit einigen Unsicherheiten behaftet sind, die im Rahmen einer Weiterentwicklung des Schätzansatzes bearbeitet werden können. Im Vergleich zu den prozessbasierten Modellen, die von Jacobs et al. (2018) verwendet wurden, ist ein wesentlicher Vorteil des Humusbilanzansatzes, dass er mit den verfügbaren agrarstatistischen Daten auskommt und man somit leichter zeitnah auch rückwirkend eine Zeitreihe aufbauen kann.

5.2.3 Stickstoffbilanzen

Zur Ermittlung des Flächenbilanzüberschusses werden die im Methodenteil (Kapitel 5.1.3) genannten Teilbilanzglieder zusammengeführt. Die Ergebnisse sind als Netto-Flächenbilanzüberschuss nach Abzug der gasförmigen Verluste je Bodenklimaraum (BKR) dargestellt (vgl. Abbildung 73). Der mittlere N-Überschuss der Untersuchungsregionen liegt bei rund 58 kg N je ha. Die atmosphärische Deposition ist nicht enthalten, da diese im AGRUM-Projekt erst im Zuge der hydrologischen Modellierung berücksichtigt wird.²²

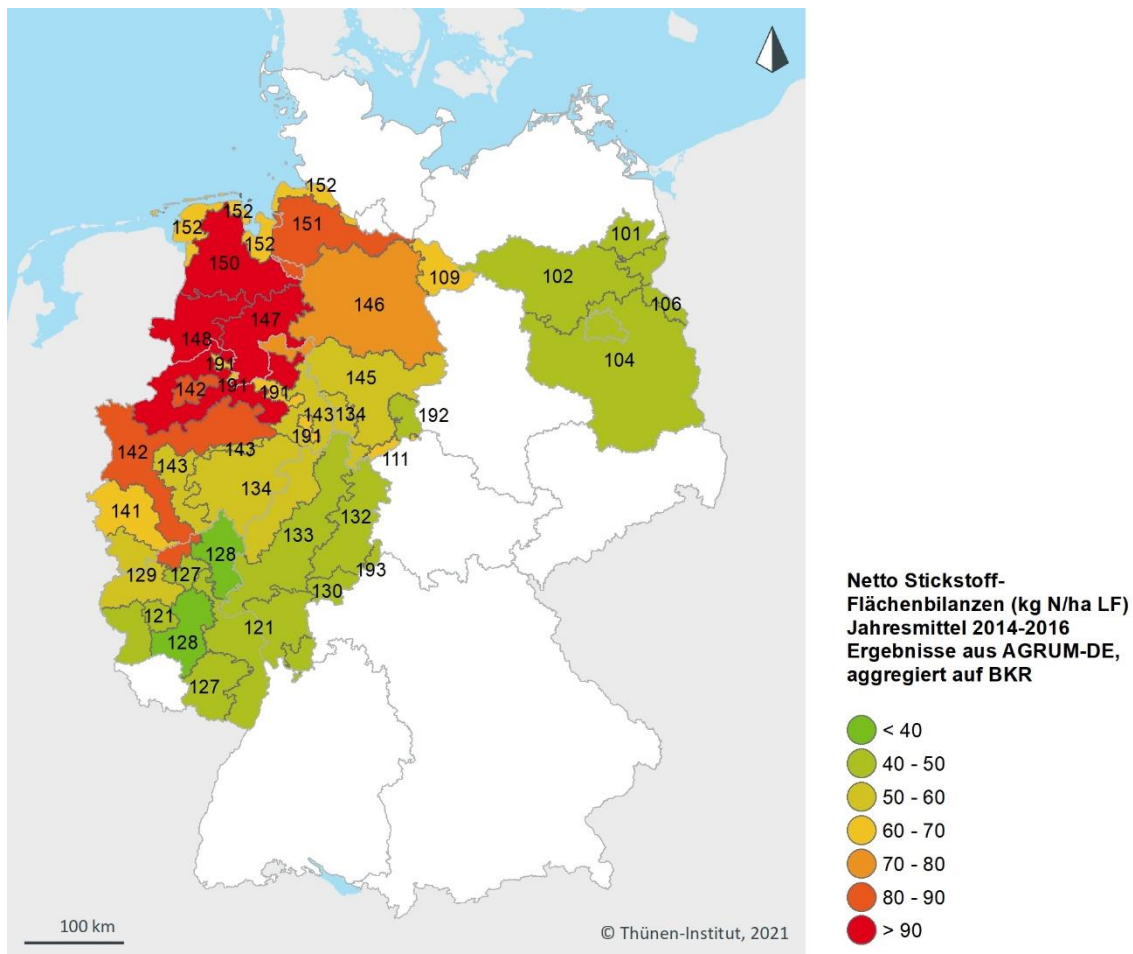
Die mittlere N-Zufuhr liegt in den Bilanzräumen bei 192 kg N je ha. Davon entfallen im Mittel etwa die Hälfte auf Mineraldünger, 27 % auf Wirtschaftsdünger (ohne Gärreste), 15 % auf Gärreste und 5 % werden der legumen N-Fixierung zugeordnet. 1,4 % der durchschnittlichen N-Zufuhr sind auf Netto-Wirtschaftsdüngerimporte (Exporte bereits verrechnet) zurückzuführen. Die restlichen 2 % der Zufuhr entfallen auf Klärschlamm- und Kompostverbringung sowie die N-Zufuhr durch das Saatgut. Dem gegenüber beläuft sich die mittlere Abfuhr durch das Erntegut auf 134 kg N je ha.

Hohe Bilanzüberschüsse finden sich insbesondere in den Regionen mit hoher Viehbesatzdichte im Nordwesten, sind aber auch in Regionen mit intensivem Ackerbau möglich. Die Mittelgebirgslagen und Trockenstandorte weisen dagegen eher geringe Überschüsse auf. Die geringsten N-Überschüsse finden sich in Hunsrück/Westerwald (BKR 128) und dem hessischen Teil der Rhön (BKR 193) mit rund 38 bis 40 kg N je ha, während das Weser-Ems-Gebiet und das mittlere Niedersachsen (BKR 147, 148 und 150) mit 94 bis 100 kg N je ha das Gebiet mit den höchsten Überschüssen darstellt.

Zwischen den einzelnen BKR variiert die Art der N-Zufuhr erheblich (vgl. Abbildung 74). Insbesondere in Regionen mit überdurchschnittlichen Bilanzüberschüssen stammt mehr als 50 % des zugeführten Stickstoffs aus Wirtschaftsdüngern, obwohl in diesen Regionen bereits erhebliche N-Mengen exportiert werden (durchschnittlich bis zu 28 kg N je ha). In Ackerbauregionen ist der Mineraldüngereinsatz die größte Zufuhrkomponente, wobei insbesondere im südlichen Nordrhein-Westfalen, aber auch im mittleren Niedersachsen, Wirtschaftsdüngerimporte eine zunehmende Rolle als Stickstoffquelle spielen (durchschnittlich bis zu 38 kg N je ha).

²² Die offiziellen Bilanzen des BMEL weisen für das Bundesgebiet eine mittlere Deposition von 13 kg N/ha aus (BMEL (o. J.)).

Abbildung 74: Räumlich differenzierte N-Flächenbilanzen auf Ebene der Bodenklimaräume

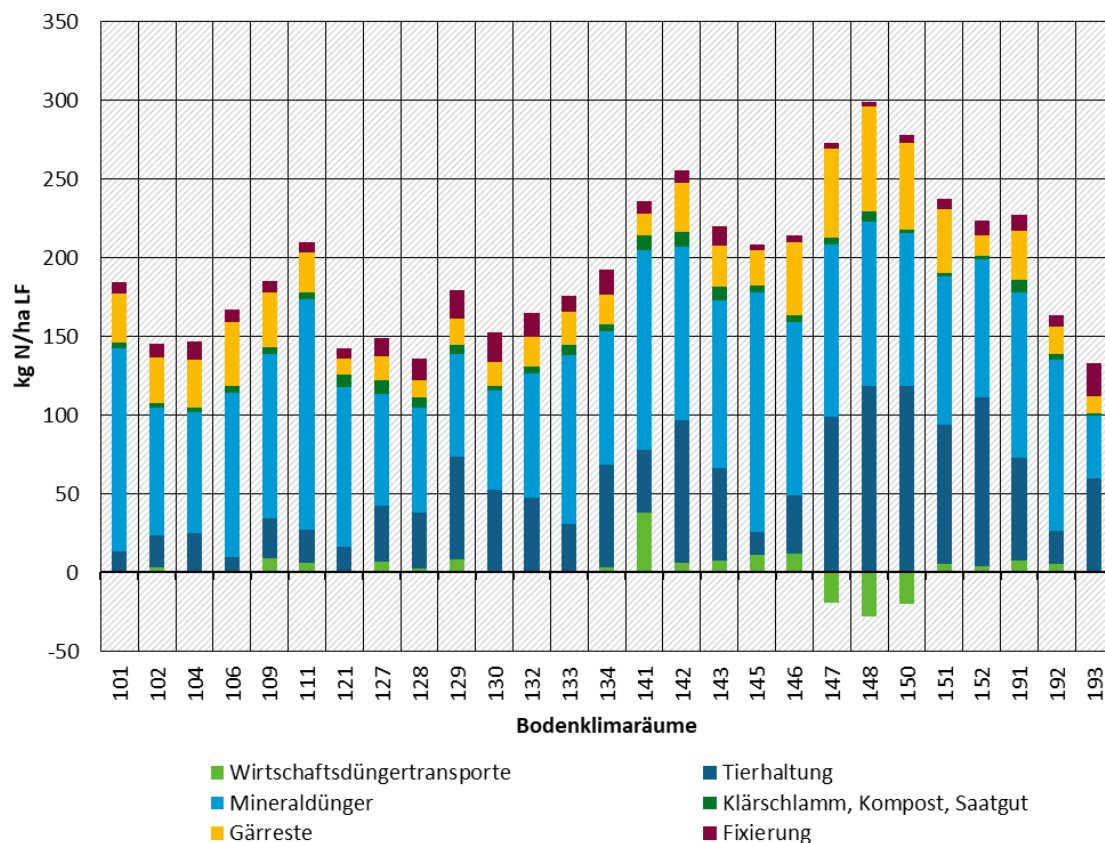


Zusätzlich sind die IDs der Bodenklimaräume angegeben.

Quelle: eigene Darstellung auf Basis der Datengrundlagen siehe Tabelle 13. Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die wichtigste Quelle für Unsicherheit in regional differenzierten N-Bilanzen ist der Mineraldüngereinsatz, da belastbare Daten zur regionalen Verteilung des Mineraldüngereinsatzes derzeit nicht verfügbar sind. Die tatsächliche Höhe der Mineraldüngung kann prinzipiell durch betriebliche Daten, z. B. Nährstoffvergleiche, validiert werden. Nährstoffvergleiche liegen jedoch nicht flächendeckend für alle Bodenklimaräume vor. Für Nordrhein-Westfalen konnte jedoch die Mineraldüngerverteilung nach RAUMIS und mit dem betrieblichen Mineraldüngereinsatz aus ca. 3.200 Nährstoffvergleichen im Rahmen anderer Projekte des Thünen-Instituts abgeglichen werden. Es zeigte sich, dass RAUMIS sowohl in der räumlichen Verteilung als auch der Höhe der Düngung das tatsächliche Düngeverhalten der Landwirte gut abbildet (LWK NRW, 2018). Insofern ist zu erwarten, dass die dargestellten Bilanzüberschüsse die Verteilung des Mineraldüngereinsatzes mit hinreichender Genauigkeit berücksichtigen.

Abbildung 75: N-Zufuhr nach Quellen



Wirtschaftsdüngertransporte sind als Salden angegeben (positive Werte: Nettoimporte, negative Werte: Nettoexporte). Angaben nach Abzug gasförmiger Verluste.

Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die vorliegenden Ergebnisse sind vor dem Hintergrund großer Schwankungsbreiten der Bilanzen auf Gemeindeebene innerhalb der einzelnen BKR zu interpretieren. Insbesondere in den unteren Einzugsgebieten von Weser, Ems und Elbe (BKR 150, 151 und 152) und im mittleren Niedersachsen bzw. der Lüneburger Heide (BKR 146 und 147) variieren N-Bilanzen zwischen den Gemeinden sehr stark. Diese BKR fassen Gemeinden mit sehr hohem Wirtschaftsdüngeranfall und vom Ackerbau dominierte Gemeinden zusammen. Vor diesem Hintergrund sind Aussagen zur Nährstoffsituation auf kleinräumiger Ebene nur eingeschränkt zulässig.

5.2.3.1 Zusammenfassung und Diskussion

Seit vielen Jahren ist der Stickstoffüberschuss aus der Landwirtschaft ein viel diskutiertes Umweltproblem. Stickstoffüberschüsse können aus den Böden ausgewaschen oder direkt aus der Atmosphäre in Oberflächen- und Grundgewässer sowie die Meere eingetragen werden und stehen so dem Gewässerschutz entgegen.

Die mittlere Stickstoffzufuhr der Jahre 2014 bis 2016 liegt in den betrachteten Bundesländern Brandenburg, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz bei 192 kg N je ha; die mittlere N-Abfuhr durch das Erntegut hingegen bei 134 kg N je ha, sodass insgesamt ein hoher N-Überschuss besteht. Sehr hohe Bilanzüberschüsse finden sich in erster Linie in Regionen mit hoher Viehbesatzdichte im Nordwesten, treten aber auch in Regionen mit intensivem Ackerbau auf.

Die N-Zufuhr erfolgt im Mittel zu etwa 50 % über Mineraldünger, zu 27 % über Wirtschaftsdünger (ohne Gärreste) und zu 15 % über Gärreste. In Ackerbauregionen nimmt die Bedeutung an Wirtschaftsdüngerimporten zu.

Welchen Einfluss die GAP auf die Stickstoffbilanzen hat, lässt sich aufgrund der Datenlage nicht beantworten. Betrachtet man für die letzten Jahre die Entwicklung der Bilanzüberschüsse auf nationaler Ebene, ist kein deutlicher und eindeutiger Effekt festzustellen (UBA, 2021b). Die Stickstoffbilanzen nach 2015 liegen im Bereich der Schwankungen der Vorjahre. Hinsichtlich des Greenings sollte, ceteris paribus, die Ausweitung des Leguminosenanbaus über die ÖVF-Auflagen zu einem Rückgang der mineralischen Stickstoffdüngung führen. Allerdings liegt dieser Effekt, ausgehend von einer N-Fixierung von maximal 150 kg je ha (LfL, 2021) und rund 100.000 ha zusätzlicher Anbaufläche von Leguminosen wohl bei weniger als 1 kg N je ha Ackerland.

Der Zwischenfruchtanbau stieg von 2009/2010 zu 2015/2016 von rund 1,2 Mio. ha auf 17 Mio. ha an (+46 %; (DeStatis, 2021)). Bei Stickstoffaufnahmen von 40 bis 115 kg N je ha Zwischenfrucht (vgl. Tabelle 1 in (Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2004)) und einer Ackerfläche von 11,8 Mio ha, müsste der gestiegene Zwischenfruchtanbau 1,9 bis 5,4 kg N je ha Ackerland vor einer Verlagerung und Auswaschung schützen. Wenn diese Menge vollständig den nachfolgenden Kulturen zur Verfügung steht, sollte dies zu einer entsprechenden Reduktion der Stickstoffbilanz führen.

Daneben kann die GAP über eine entsprechende Förderung im Rahmen von AUKM in der 2. Säule zu einer Verringerung des Stickstoffeinsatzes beitragen (Förderung von Zwischenfrüchten, Förderung emissionsarmer und gewässerschonender Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (vgl. (Raue et al., 2019)), Förderung von Cultanverfahren zur Ausbringung von Mineraldünger (vgl. (Grajewski et al., 2019))); ebenso über eine Gewässerschutzberatung in Gebietskulissen des Gewässerschutzes (vgl. (Reiter, 2019, 2020)).

Der Absatz von mineralischen Stickstoffdüngern schwankte vom Wirtschaftsjahr 2010/2011 bis 2016/2017 zwischen 1,64 und 1,82 Mio t mit einem Maximum in den Wirtschaftsjahren 2014/2015 bzw. 2015/2016. Seit dem Wirtschaftsjahr 2017/2018 ist der Stickstoffdüngerabsatz um ungefähr 20 % zurückgegangen (DeStatis, div. Jgg.b). Somit sind die Novelle der DüV oder die schlechten Erträge auf Grund der Trockenheit 2018 und 2019 naheliegendere Ursachen für den beobachteten Rückgang in der Stickstoffbilanz.

6 Risikoanalysen mit SYNOPS

Das Modell SYNOPS (Modell zur synoptischen Bewertung des Risikopotenzials chemischer Pflanzenschutzmittel) wird in den Anwendungsmodi SYNOPS-WEB, SYNOPS-GIS und SYNOPS-Trend verwendet. Den drei Modi liegen die gleichen Modelle zugrunde, sie unterscheiden sich jedoch im Anwendungsbereich und den Eingangsdaten. Im Rahmen des NAP (Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln) wird SYNOPS-Trend für Trend-Berechnungen des Risikos von Pflanzenschutzmitteln basierend auf den jährlichen Absatzzahlen angewandt. Dabei berechnet SYNOPS aquatische und terrestrische Risikoindizes für einzelne Indikationen unter Annahmen von „worst-case“-Umweltszenarien und aggregiert diese auf nationaler Ebene (Gutsche und Strassemeyer, 2007). Außerdem wird SYNOPS eingesetzt, um das Umweltrisiko von Pflanzenschutzstrategien für definierte Raumeinheiten unter Berücksichtigung der räumlich spezifischen Umweltbedingungen zu analysieren (SYNOPS-GIS). SYNOPS verknüpft dafür, mit Hilfe von GIS-Datenbanken und GIS-Prozeduren, Daten über die Exposition mit den Umweltbedingungen der Pflanzenschutzmittel-Anwendungen (Strassemeyer und Golla, 2018; Strassemeyer und Gutsche, 2010). Für eine Bewertung von Pflanzenschutzstrategien und Minderungsmaßnahmen auf Schlagebene wurde der Modus SYNOPS-WEB (Strassemeyer et al., 2017; Strassemeyer et al., 2021) entwickelt. Die nachfolgende Analyse des Umweltrisikos wurde basierend auf generischen Applikationsmustern mit dem Anwendungsmodus SYNOPS-GIS durchgeführt.

Für die Untersuchungen wurden die Eingangsparameter für die Risikoanalysen so angelegt, dass einzig die räumliche Verteilung der Anbaukulturen und GAP-Maßnahmen eine zeitliche Veränderung des Umweltrisikos verursachen kann. Aus diesem Grund wurden die Pflanzenschutzmaßnahmen und Wetterdaten über den Untersuchungszeitraum als konstant gesetzt, um nicht Auswirkungen der GAP-Maßnahmen auf die Anbauverhältnisse und damit indirekt auf das Umweltrisiko durch Wetter- und PSM-induzierte Risikoveränderungen zu überlagern. D. h., für den Pflanzenschutz wurden in allen Jahren die für 2016 und 2017 abgeleiteten generischen Spritzfolgen verwendet. Als Wetterdatensatz wurde das Erntejahr 2017 mit einem feuchten Frühjahr für alle Jahre als Wetterszenario gewählt.

Die zu erwartenden Ergebnisse der folgenden 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.

6.1 Methoden

6.1.1 Untersuchungsregionen und Datenbasis

Es war ursprünglich geplant in sechs Bundesländern (BB, BW, NI, NW, RP, SH) Risikoanalysen basierend auf den InVeKoS-Schlaggeometrien und den dazugehörigen Flächennutzungen durchzuführen, um die Auswirkungen der GAP-Maßnahmen bzw. eine Veränderung der Flächennutzung auf das Umweltrisiko durch Pflanzenschutzmittel (PSM) abzuschätzen. Allerdings ist die Flächennutzung auf Schlagebene für die meisten Bundesländer nicht frei verfügbar. Aufgrund der rechtlichen Situation war die Flächennutzung der InVeKoS-Schläge innerhalb des Projektes nur für das Thünen-Institut (TI) zugänglich. Aus diesem Grund wurde entschieden die Rechnungen auf Feldblockebene für 2010 bis 2015 durchzuführen. Hierfür wurden sogenannte Hull-Geometrien genutzt, die in diesem Zeitraum stabil waren und keine Veränderungen zeigten. In den Jahren 2016 bis 2018 wurden die Datensätze der jährlichen Feldblockgeometrien verwendet. Für

alle Feldblockgeometrien (2010 bis 2018) waren dem Thünen-Institut die Anteile der Flächennutzung bekannt. Es war geplant mit SYNOPS feldblockspezifische Risikowerte für alle sechs Hauptkulturen, für die in der PAPA (Panel Pflanzenschutzmittel-Anwendungen)-Erhebung PSM-Anwendungen erfasst werden, zu berechnen. Diese sollten dann vom Thünen-Institut auf regionaler Ebene entsprechend der feldblockspezifischen Nutzungsanteile zusammengefasst werden. Allerdings ist die Lage der Flächennutzung innerhalb des Feldblocks dem JKI nicht bekannt, so dass für alle Kulturen die gleiche (minimale) Entfernung zum Oberflächengewässer angenommen wird. Auch die ermittelten Bodenparameter (Boden mit größtem Anteil im Feldblock) und die Hangneigung (Mittelwert des Feldblocks) beziehen sich auf den gesamten Feldblock und können sich von den eigentlichen Parametern der Teilschläge mit den Anbaukulturen unterscheiden. Des Weiteren wird durch diesen Ansatz auch der Rechenumfang deutlich erhöht. Bei einer Anzahl von 5,8 Mio. Hull-Geometrien (2010 bis 2015) und 3* 5,8 Mio. Feldblockgeometrien (2016, 2017, 2018) und sechs Hauptkulturen sind für die sechs Bundesländer 140 Mio. flächenspezifische Risikorechnungen notwendig. Diese hohe Anzahl an einzelnen Risikorechnungen erwies sich bei einer Rechenzeit von ca. vier Wochen als nicht praktikabel. Aufgrund der oben genannten Einschränkungen und Nachteile wurde dieser ursprüngliche Ansatz nach einem ersten Versuch nicht weiterverfolgt.

Es wurde entschieden die Risikoanalysen nur in den Bundesländern Brandenburg und Niedersachsen durchzuführen, da dort die Flächennutzungen frei verfügbar sind. Die Risikoanalysen wurden für diese Bundesländer basierend auf den InVeKoS-Schlaggeometrien und deren Flächennutzung von 2010 bis 2018 durchgeführt. Dies hat den Vorteil, dass die tatsächliche Lage der Kulturen und GAP-Maßnahmen bekannt ist und für alle Kulturen die reale Entfernung zum Gewässer berechnet werden kann und die Bodenparameter sowie Hangneigung dem Schlag entsprechen. Auch durch die exakte Lage der GAP-Maßnahmen können die Auswirkungen auf die betroffenen Schläge abgeschätzt werden.

6.1.2 Zuordnung der InVeKoS-Flächennutzung zu den SYNOPS Kulturgruppen

Die Flächennutzung wird über die InVeKoS-Nutzcodes den einzelnen SYNOPS-Kulturgruppen zugeordnet. Aus der PAPA-Erhebung sind für die sechs Hauptkulturen Winterweizen, Wintergerste, Mais, Winterraps, Zuckerrübe und Kartoffel PSM-Anwendungen bekannt. Für diese Kulturen können Risikoanalysen durchgeführt werden, basierend auf generischen Applikationsmustern, die aus den PAPA-Erhebungen abgeleitet wurden. Für die Nutzungsmerkmale, die der Kategorie Brache und Grünland zugeordnet wurden, wurde angenommen, dass keine PSM Maßnahmen durchgeführt wurden. Das Umweltrisiko durch PSM wurde für diese Flächennutzungen somit immer auf null gesetzt. Für das Jahr 2017 sind die Zuordnungen der Flächennutzung in Tabelle 15 für Brandenburg und in Tabelle 16 für Niedersachsen exemplarisch zusammengefasst. Die Zuordnungen der Flächennutzung über den gesamten Analysezeitraum von 2010 bis 2018 ist dem Anhang B (s. Tabelle 37 und Tabelle 38) zu entnehmen.

Tabelle 15: Zuordnung der InVeKoS-NutzungsCodes in Brandenburg zu den SYNOPS-Kulturgruppen exemplarisch für das Jahr 2017

Land	Jahr	Kultur-ID	SYNOPS-Kulturgruppe	Anzahl	Fläche [Tha]	NutzungsCodes
BB	2017	1	Winterweizen	10.464	179,5	113, 114, 115, 116, 118, 119, 120
BB	2017	2	Wintergerste	6.121	97,3	131, 132
BB	2017	7	Mais	12.704	169,4	171, 172, 411
BB	2017	9	Winterraps	6.339	127,3	311, 312
BB	2017	11	Zuckerrübe	370	6,1	413, 603
BB	2017	12	Kartoffeln	1.366	10,8	601, 602, 604, 605
BB	2017	138	Grünland	72.171	349,7	423, 424, 425, 426, 427, 430, 431, 432, 433, 441, 451, 452, 453, 454, 480, 492, 592
BB	2017	199	Brachen	4.440	29,4	210, 220, 221, 230, 240, 250, 292, 583, 590, 591
BB	2017		Keine Zuordnung	46.569	344,3	115, 116, 121, 121, 122, 122, 125, 131, 142, 143, 143, 144, 156, 156, 157, 157, 171, 172, 177, 177, 181, 182, 183, 187, 230, 311, 315, 316, 320, 330, 341, 393, 411, 421, 422, 423, 424, 428, 429, 444, 451, 452, 458, 459, 50, 51, 512, 54, 545, 55, 56, 564, 57, 574, 58, 590, 591, 592, 602, 603, 606, 610, 611, 617, 618, 62, 622, 626, 627, 629, 631, 632, 632, 633, 634, 635, 636, 637, 639, 641, 643, 646, 648, 649, 650, 651, 654, 655, 659, 673, 677, 701, 702, 705, 707, 720, 777, 8, 802, 803, 822, 823, 824, 827, 827, 828, 830, 831, 832, 833, 834, 836, 837, 838, 838, 841, 842, 850, 851, 852, 853, 854, 860, 910, 912, 914, 941, 941, 966, 981, 982, 983, 990, 994, 996, 996, 999

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Tabelle 16: Zuordnung der InVeKoS-NutzungsCodes in Niedersachsen zu den SYNOPS-Kulturgruppen exemplarisch für das Jahr 2017

Land	Jahr	Kultur-ID	SYNOPS-Kulturgruppe	Anzahl	Fläche [Tha]	NutzungsCodes
NI	2017	1	Winterweizen	90.803	402,9	112, 113, 114, 115, 116, 118, 119, 120
NI	2017	2	Wintergerste	49.591	189,9	131, 132
NI	2017	7	Mais	157.949	556,2	171, 172, 411
NI	2017	9	Winterraps	27.839	119	311, 312
NI	2017	11	Zuckerrübe	18.074	101,9	413, 603, 620
NI	2017	12	Kartoffeln	23.299	111,6	601, 602, 604, 605
NI	2017	138	Grünland	364.601	742,3	423, 424, 425, 426, 428, 430, 431, 432, 433, 451, 451, 452, 452, 453, 454, 454, 462, 463, 464, 465, 466, 467, 480, 492, 592, 925, 972
NI	2017	199	Brachen	35.558	36,8	210, 220, 221, 230, 240, 250, 292, 555, 583, 590, 591, 915, 918, 928
NI	2017		Keine Zuordnung	123.435	314	121, 122, 125, 126, 142, 143, 144, 145, 156, 157, 177, 181, 182, 183, 184, 187, 211, 315, 316, 320, 330, 341, 393, 414, 421, 422, 444, 493, 50, 51, 516, 55, 564, 574, 575, 576, 577, 586, 587, 606, 610, 616, 618, 621, 622, 624, 626, 627, 629, 630, 631, 632, 633, 634, 635, 636, 637, 638, 639, 641, 642, 643, 644, 647, 648, 649, 650, 651, 652, 654, 656, 657, 658, 659, 662, 663, 664, 665, 668, 670, 672, 674, 676, 677, 678, 679, 682, 684, 686, 701, 702, 705, 707, 709, 720, 727, 733, 737, 738, 739, 741, 745, 746, 750, 765, 766, 771, 772, 777, 786, 792, 796, 802, 803, 804, 805, 821, 822, 823, 824, 825, 826, 827, 828, 829, 830, 831, 832, 833, 834, 836, 838, 839, 841, 851, 852, 853, 860, 863, 864, 865, 910, 912, 914, 920, 941, 981, 983, 990, 991, 994, 995, 996, 998, 999

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

6.1.3 Erhebung der flächenspezifischen Modellparameter

Datengrundlage für die in dieser Studie durchgeführten Risikoanalysen mit dem Modell SYNOPS-GIS sind die Schlaggeometrien der beantragten beihilfefähigen Flächen (InVeKoS). Durch Verschneidung mit weiteren Geodaten können die Lage und Nachbarschaften der landwirtschaftlich genutzten Flächen zu Nichtzielflächen und anderen relevanten Strukturelementen in der Agrarlandschaft (Gewässer, Wege, Gehölze etc.) ermittelt werden. Z. B. wird durch Verschneidung der InVeKoS-Geometrien mit den Gewässern des Amtlich-Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) (AdV, 2008, 2015) die Entfernungen der InVeKoS-Schläge zu den Oberflächengewässern und der entsprechende Gewässertyp und die Breitenklasse ermittelt.

Zusätzliche GIS-Prozeduren ermöglichen es, die digitale Bodenkarte BÜK1000N (BGR, 1996) für die Beschreibung der Bodenparameter sowie das digitale Geländemodell DGM-10 (BKG, 2016) für die Beschreibung des Reliefs der Landschaft mit den InVeKoS-Geometrien zu verknüpfen. Im

Ergebnis werden feldbezogene Bodenparameter und die Hangneigungen der einzelnen Flächen abgeleitet, wobei die Hangneigung auf einen Maximalwert von 20 % begrenzt wurde.

Der verwendete Klimadatensatz besteht aus den täglichen auf 1 km² Raster interpolierten Wetterdaten (Temperatur, Niederschlag, Globalstrahlung, Wind) des DWD (DW, 2016). Die DWD-Kacheln (1 km²) wurden den einzelnen Schlägen zugeordnet, um die Tageswerte der Wetterdaten flächenspezifisch verfügbar zu machen. Es wurde entschieden, um eine Unschärfe durch unterschiedliche Wetterverhältnisse in den einzelnen Jahren zu vermeiden, für alle einzelnen Jahre die Wetterdaten aus 2017 zu verwenden. Dadurch werden räumliche Variationen zwischen den Regionen und zeitliche Variationen innerhalb des Jahres berücksichtigt. Die Variation der Wetterdaten zwischen den einzelnen Jahren, und damit der Einfluss auf die jährlichen Risikoindizes durch die Wetterdaten, wird durch diesen Ansatz vermieden.

Die Information bezüglich der Wirkstoffgehalte und Anwendungsaufgaben 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 Pflanzenschutzmittelwirkstoffe werden der online verfügbaren Pesticide Property Database (PPDB) entnommen (Lewis et al., 2016). Beide Datenbanken werden regelmäßig im Abstand von drei Monaten aktualisiert. Für die Auswahl der Anbaukulturen steht dem Nutzer die Liste der gängigen Anbaukulturen zur Verfügung.

Der verwendete Klimadatensatz, bestehend aus den Daten von ca. 280 Klimastationen und 2.800 Niederschlagsstationen des Deutschen Wetterdienstes, wird ebenfalls über GIS-Prozeduren regionalisiert. Mit der beschriebenen Datengrundlage kann SYNOPSIS allen landwirtschaftlichen Schlägen mit den sechs in der PAPA-Erhebung erfassten Kulturgruppen die PSM-Anwendungen zuordnen (Anhang B); außerdem kann das aquatische und terrestrische Umweltrisiko analysiert werden.

6.1.4 Methode der GIS-basierten Risikoabschätzung

Die erhobenen generischen Applikationsmuster werden den InVeKoS-Schlägen je Kulturgruppe zufällig zugeordnet. SYNOPSIS-GIS kann mit diesem Datensatz flächenspezifisch Risikowerte für die PSM-Applikationen in den sechs PAPA-Kulturen berechnen. Die Information bezüglich der Wirkstoffgehalte und Anwendungsaufgaben der angewandten PSM wird der PSM DB des BVL entnommen (BVL, 2019).

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

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

Als Basis der Risikoberechnung erfolgt eine Berechnung der möglichen PSM-Exposition von Nichtzielorganismen. Die Beladung der einzelnen Kompartimente wird für jede Anwendung des Wirkstoffes berechnet und darauf basierend eine zeitabhängige Kurve der Wirkstoffkonzentration abgeleitet. Das Risiko für Nichtzielorganismen wird als Quotient der möglichen Exposition und der Toxizität der Wirkstoffe dargestellt (*ETR* für Exposure Toxicity Ratio). Die Beladung der Wirkstoffe (*W*) der einzelnen Kompartimente (Exposition) wird für jede Anwendung des Wirkstoffes berechnet und basierend darauf eine zeitabhängige Kurve der Wirkstoffkonzentration (*PEC* für predicted environmental concentration) abgeleitet. Zur Beschreibung der Toxizität

wurden die halbmaximale Letale (LC_{50}) bzw. Effekt-Konzentration (EC_{50}) und die No-Effect-Konzentration (NOEC) der einzelnen Wirkstoffe verwendet. Diese wurden der Pesticide Properties Data Base (Lewis et al. 2016) entnommen.

Über einen Zeitraum von einem Jahr, beginnend mit dem Start der Vegetationsperiode, werden das 90. Perzentil der zeitabhängigen PEC-Kurven (PEC_{P90} , Gleichung (15) und der das 90. Perzentil der zeitlich gewichteten Durchschnittskonzentration von sieben Tagen ($PEC_{TWA.P90}$, Gleichung (16) als Worst-Case-Wert der akuten und chronischen Exposition berechnet.

$$(15) \quad PEC_{P90} = \underset{1 \leq t \leq 365}{P90} \quad PEC(t)$$

$$(16) \quad PEC_{TWA.P90} = \underset{1 \leq t \leq 365}{P90} \quad PEC_{TWA}(t) \quad \text{wobei } PEC_{TWA}(t) = \frac{\int_{t-7}^t PEC(t)}{7}$$

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 akutes Risiko ($ETR_{A(RO,W)}$, Gleichung (17) und ein chronisches Risiko ($ETR_{C(RO,W)}$, Gleichung (18) berechnet. Akute Risikoindizes werden mit einem Sicherheitsfaktor von 10 multipliziert.

$$(17) \quad ETR_{A(RO,W)} = \frac{PEC_{P90}}{LC50/EC50_{(RO,W)}} * 10$$

$$(18) \quad ETR_{C(RO,W)} = \frac{PEC_{TWA.P90}}{NOEC_{(RO,W)}}$$

Gleichungen (15) und (16) stellen das Risiko eines Wirkstoffs auf einer spezifischen Fläche dar. Jedoch umfassen Pflanzenschutzstrategien typischerweise mehrere Mittelanwendungen, und ein Mittel kann mehrere Wirkstoffe enthalten.

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 Strasse Meyer 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. Die Risikoaggregation eines Applikationsmusters erfolgt in zwei Schritten. Zuerst werden die akuten (Gleichung (19) und chronischen (Gleichung (20) Risikowerte für jeden angewandten Wirkstoff berechnet und auf täglicher Basis addiert, um Kurven der ETR -Summen abzuleiten. Es können aber auch Wirkstoffe mit unterschiedlichen Wirkmechanismen bzw. unterschiedlicher Gruppen (Fungizide und Insektizide) synergistische Effekte hervorrufen, welche durch Konzentrationsaddition ggf. nicht abgebildet werden.

Anschließend wird das 90. Perzentil dieser ETR -Summenkurven abgeleitet, welches das akute und chronische Risiko der gesamten Anwendungsstrategie darstellt (Gleichung (19) und (20)).

$$(19) \quad ETR_{A(RO)} = \underset{1 \leq t \leq 365}{P90} \sum_{1 \leq i \leq n} \frac{PEC(t, W_i)}{LC50/EC50_{(RO, W_i)}}$$

$$(20) \quad ETR_{C(RO)} = \underset{1 \leq t \leq 365}{P90} \sum_{1 \leq i \leq n} \frac{PEC_{TWA}(t, W_i)}{NOEC_{(RO, W_i)}}$$

wobei n die Anzahl, der auf derselben Fläche angewendeten Wirkstoffe, repräsentiert.

Die Risikoindizes werden für jeden aquatischen Referenzorganismus separat berechnet. Das zusammengefasste akute (Gleichung (21) und das chronische aquatische Risiko (Gleichung (22) werden als Maximum der Risikoindizes der fünf aquatischen Referenzorganismen Fische (fi), Algen (al), Wasserlinsen ($Lemna$; le), Wasserflöhe ($Daphnia$; da) und Sedimentorganismen ($Chironomus$; ch) zusammengefasst.

$$(21) \quad ETR_{A(aqu)} = \max(ETR_{A(al)}, ETR_{A(da)}, ETR_{A(fi)}, ETR_{A(le)}, ETR_{A(ch)})$$

$$(22) \quad ETR_{C(aqu)} = \max(ETR_{C(al)}, ETR_{C(da)}, ETR_{C(fi)}, ETR_{C(le)}, ETR_{C(ch)})$$

Die Risikoindizes für Bodenorganismen wurden entsprechend berechnet (Gleichung (23)-(24). Toxizitätsdaten der Referenzorganismen im Boden waren für Regenwürmer (*re*) und Springschwänze (*Collembolae; co*) verfügbar.

$$(23) \quad ETR_{A(aqu)} = \max(ETR_{A(re)}, ETR_{A(co)})$$

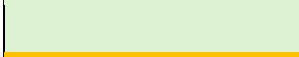
$$(24) \quad ETR_{C(aqu)} = \max(ETR_{C(re)}, ETR_{C(co)})$$

Für die drei Referenzorganismen von Saumbiotopen, Honigbienen (*bi*), Raubmilben (*Typhlodromus pyri; tp*) und Brackwespen (*Aphidius rhopalosiphii; ar*) werden im Rahmen der Zulassung nur akute Toxizitätswerte erhoben. Daher wurden nur die akuten Risiken als Maximum der Indizes der drei Referenzorganismen im Saum berechnet (Gleichung (25)).

$$(25) \quad ETR_{A(Saum)} = \max(ETR_{A(bi)}; ETR_{A(ar)}; ETR_{A(tp)})$$

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 17 in vier Risikoklassen eingeteilt.

Tabelle 17: Risikoklassen der ETR-Werte

Risikoklassen	Wertebereiche	Farbliche Darstellung
kein Risiko	ETR=0	
sehr niedriges Risiko	ETR<0,1	
niedriges Risiko	0,1<ETR<1	
erhöhtes Risiko	1<ETR<10	
hohes Risiko	ETR >10	

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

6.1.5 Aggregation der vier Risikoindizes

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

$$(26) \quad ETR_{All_{AVG}} = (ETR_{A(aqu)} + ETR_{C(aqu)} + ETR_{A(Saum)} + ETR_{C(Boden)})/4$$

6.1.6 Aggregation der Risikowerte je Applikationsmuster

Entsprechend der flächenspezifischen Umweltbedingungen der zufällig zugeordneten Schläge berechnet SYNOPSIS-GIS eine Bandbreite an Risikopotenzialen für jedes Applikationsmuster. Diese werden aggregiert, indem für jedes generische Anwendungsmuster das 90. Perzentil ermittelt wird. Diesem 90. Perzentil-Wert liegt eine bestimmte Kombination an Umweltbedingungen und Bodeneigenschaften zugrunde, die als realistisches worst-case-Szenario betrachtet werden kann. Basierend auf dieser Auswertung sind ein Ranking und eine Bewertung einzelner Applikationsmuster möglich.

6.1.7 Räumliche Aggregation der Risikoindizes

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

6.1.8 Berechnungen der relativen Risikowerte

Für die Darstellung der zeitlichen Entwicklung der Risikoindizes, werden relative Risikoindizes berechnet indem die einzelnen jährlichen Risikoindizes auf die Risikoindizes des Basiszeitraums von 2010-2014 bezogen werden.

6.1.9 Ableitung der generischen Anwendungsmuster aus der PAPA-Erhebung

Seit dem Jahr 2011 werden vom Julius Kühn-Institut in Zusammenarbeit mit den Verbänden der Landwirte jährlich Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Praxis (PAPA-Erhebungen) in neun pflanzenschutzrelevanten Hauptkulturgruppen im Ackerbau in Deutschland durchgeführt (Roßberg et al., 2017; Roßberg, 2016). Bei der Auswahl der Ackerkulturen in der PAPA-Erhebung (Winterweizen, Wintergerste, Winterroggen, Mais, Kartoffeln, Zuckerrüben) wurden diejenigen berücksichtigt, die die größte Relevanz für den nationalen Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) haben. Das bedeutet, dass die Anbaufläche der Kultur nicht das einzige ausschlaggebende Auswahlkriterium war. Auch der mit dem Anbau der Kultur verbundene Umfang von chemischen Pflanzenschutzmaßnahmen und das damit verbundene Risikopotential für die menschliche Gesundheit und die Umwelt, dessen weitere Reduzierung ein Hauptziel des nationalen Aktionsplanes ist, wurden beachtet (Roßberg et al., 2017).

Die Originaldaten dieser Erhebung können aufgrund vertragsrechtlicher Gründe nicht direkt genutzt werden. Daher wurde für diese Untersuchung eine Methode entwickelt um allgemeingültige (generische) Applikationsmuster für die sechs Anbaukulturen aus den Originaldaten abzuleiten.

Als Datengrundlage zur Ermittlung dieser generischen Anwendungsmuster wurden Daten aus den PAPA-Erhebungen 2016 und 2017 verwendet. Ziel war es, für jede der sechs untersuchten Hauptkulturarten (Winterweizen, Wintergerste, Winterraps, Kartoffeln, Mais und Zuckerrüben) vier Anwendungsmuster zu generieren, die typischen Spritzfolgen in der landwirtschaftlichen Praxis darstellen. Die Definition dieser Spritzfolgen erfolgte in vier Schritten. Dabei wurden alle deutschlandweit erfassten Originaldaten berücksichtigt und keine Regionalisierung der generischen Applikationsmuster durchgeführt.

- Schritt 1:** Festlegung der Anzahl PSM-Anwendungen pro Vegetationsperiode auf der Basis der berechneten kulturspezifischen Behandlungshäufigkeiten (BH). Hierbei wurde sich an einer „Pflanzenschutz-intensiveren“ Spritzfolge orientiert.
- Schritt 2:** Festlegung der Zeiträume (Monate) für die einzelnen Anwendungen. Je Wirkstoffbereich werden die Anwendungen in den einzelnen Monaten gezählt. Die Monate mit den häufigsten Anwendungen werden als Anwendungszeiträume definiert.
- Schritt 3:** Auswahl der am häufigsten eingesetzten PSM für die in Schritt 1 und 2 festgelegten Anwendungen entsprechend der erfassten Applikationen in den PAPA-Datenbanken. Auch die erfassten Tankmischungen (TM) werden einbezogen. Die

ausgewählten PSM bzw. TM werden zufällig auf die vier zu generierenden Spritzfolgen verteilt.

Bei der Festlegung der Anwendungstermine wird ähnlich vorgegangen. Es werden zwei Spritzfolgen basierend auf den Daten aus der Vegetationsperiode 2015 bis 16 und zwei Spritzfolgen anhand der Daten aus der Vegetationsperiode 2016 bis 17 generiert, sodass sich insgesamt vier Spritzfolgen ergeben. Zunächst wird der häufigste Anwendungstermin pro Jahr gewählt. Als zweiter Anwendungstermin wird dann der nächsthäufige mit einem Mindestabstand von sieben Tagen genommen.

Als Aufwandmenge wird der Median der Aufwandmengen des ausgewählten PSM angenommen (bzw. der jeweiligen Aufwandmengen der Tankmischungspartner).

Schritt 4: Überprüfung der generierten Spritzfolgen hinsichtlich des BI (Behandlungsindex), ob dieser den mittleren Werten für Deutschland entspricht bzw. diese leicht übersteigt. Wenn das nicht der Fall ist, wird die Auswahl aus Schritt 2 korrigiert indem weitere PSM-Anwendungen hinzugefügt werden.

Im Anhang C wird detailliert dargestellt, wie für jede der sechs Hauptkulturarten die vier generischen Spritzfolgen ermittelt werden.

6.2 Ergebnisse

6.2.1 Generische Applikationsmuster

Im Folgenden werden die aus den PAPA-Erhebungen abgeleiteten generischen Applikationsmuster für die einzelnen Kulturgruppen dargestellt. Ein Ziel der Erstellung von generischen Applikationsmustern war es, je Kultur ein breites Spektrum an PSM-Applikationen zu erfassen, die häufig in der Realität angewandt werden. Die hier vorgestellten Applikationsmuster wurden basierend auf den PAPA-Erhebungen aus 2016 und 2017 erstellt. Mit diesen typischen Applikationsmustern wurden alle Risikoanalysen durchgeführt, indem die generischen Applikationsmuster zufällig auf die InVeKoS-Schläge mit der entsprechenden Kulturgruppen verteilt wurden.

Da SYNOPS auf Wirkstoffebene rechnet, werden in den folgenden Tabellen auch die in den PSM enthaltene Wirkstoffe und die entsprechenden Wirkstoffaufwandmengen abgebildet. Anwendungen von mehreren PSM am gleichen Tag sind als Tankmischungen zu interpretieren.

In den folgenden Tabellen sind die endgültigen generischen Applikationsmuster für die Winterweizen (s. Tabelle 18), Wintergerste (s. Tabelle 19), Mais (s. Tabelle 20), Winterraps (s.

Tabelle 21), Zuckerrübe (s. Tabelle 22) und Kartoffel (s. Tabelle 23) dargestellt.

Tabelle 18: Vier generische Spritzfolgen im Winterweizen

APPL-ID	Datum	PSM-Nr.	PSM	PSM-AWM	Kategorie	Wirkstoff	Wirkstoff-Nr.	Wirkstoff-AWM
101	27.10.2015	006369-00	Bacara FORTE	1	H	Diflufenican	698	120
					H	Flurtamone	913	120
					H	Flufenacet	922	120
	11.04.2016	026233-00	BROADWAY	0,16	H	Florasulam	973	3,648
					H	Pyroxulam	1093	10,93
	29.04.2016	007005-00	CALMA	0,2	W	Trinexapac	893	31,12
	29.04.2016	024413-00	Cirkon	1,03	F	Propiconazol	624	92,7
					F	Prochloraz	631	412
	02.05.2016	006276-00	Capalo	1,5	F	Fenpropimorph	608	300
					F	Epoxiconazol	875	93,75
					F	Metrafenone	1040	112,5
	02.05.2016	024212-00	Moddus	0,3	W	Trinexapac	893	66,6
					F	Prothioconazol	1035	50
	07.06.2016	007413-00	Siltra Xpro	0,25	F	Bixafen	1151	15
	07.06.2016	024068-00	Sumicidin Alpha EC	0,2	I	Esfenvalerat	767	10
102	13.10.2015	006797-00	Trinity	2	H	Chlortoluron	279	500
					H	Pendimethalin	404	600
					H	Diflufenican	698	80
	11.04.2016	007521-00	Primus Perfect	0,15	H	Clopyralid	446	45
					H	Florasulam	973	3,75
	21.04.2016	005620-00	Medax Top	0,5	W	Mepiquatchlorid	510	114,4
					W	Prohexadion	909	21,2
	21.04.2016	006276-00	Capalo	1,5	F	Fenpropimorph	608	300
					F	Epoxiconazol	875	93,75
					F	Metrafenone	1040	112,5
	31.05.2016	024212-00	Moddus	0,3	W	Trinexapac	893	66,6
	31.05.2016	025625-00	Input Classic	1	F	Spiroxamine	914	300
					F	Prothioconazol	1035	160
	03.06.2016	006401-61	Shock DOWN	0,1	I	lambda-Cyhalothrin	751	5
	10.06.2016	025662-00	Prosaro	1	F	Tebuconazol	784	125
					FW	Prothioconazol	1035	125
103	31.10.2016	005878-00	Herold SC	0,5	H	Diflufenican	698	100
					H	Flufenacet	922	200
	03.04.2017	025094-00	ATLANTIS WG	0,5	H	Iodosulfuron	983	2,8
					H	Mesosulfuron-methyl	1019	14,6
	28.04.2017	024212-00	Moddus	0,3	W	Trinexapac	893	66,6
	28.04.2017	034046-60	CCC720	0,5	W	Chlormequat chlorid	388	279,2
	28.04.2017	034116-00	Opus Top	0,1	F	Fenpropimorph	608	25
					F	Epoxiconazol	875	8,4
	22.05.2017	025315-00	Fandango	0,65	F	Fluoxastrobin	1034	65
					F	Prothioconazol	1035	65
	22.05.2017	026764-00	Aviator Xpro	0,65	F	Prothioconazol	1035	97,5
					F	Bixafen	1151	48,75
	10.06.2017	005918-00	Biscaya	0,3	I	Thiacloprid	982	72
	10.06.2017	006591-00	Osiris	2,5	F	Epoxiconazol	875	93,75
					F	Metconazol	945	68,75
104	18.10.2016	005908-00	Cadou SC	0,3	H	Flufenacet	922	150

APPL-ID	Datum	PSM-Nr.	PSM	PSM-AWM	Kategorie	Wirkstoff	Wirkstoff-Nr.	Wirkstoff-AWM
	18.10.2016	006369-00	Bacara FORTE	0,75	H	Diflufenican	698	90
					H	Flurtamone	913	90
					H	Flufenacet	922	90
	20.04.2017	026326-00	AXIAL 50	1	H	Pinoxaden	1059	50
	29.04.2017	006276-00	Capalo	1,5	F	Fenpropimorph	608	300
					F	Epoxiconazol	875	93,75
					F	Metrafenone	1040	112,5
	29.04.2017	024212-00	Moddus	0,3	W	Trinexapac	893	66,6
	06.05.2017	006958-00	Adexar	1,3	FW	Epoxiconazol	875	81,25
					F	Fluxapyroxad	1164	81,25
	01.06.2017	006998-00	Skyway Xpro	1,2	F	Tebuconazol	784	120
					FW	Prothioconazol	1035	120
					F	Bixafen	1151	90
	01.06.2017	007472-00	KARIS 10 CS	0,075	I	lambda-Cyhalothrin	751	7,5

Kategorien: F: Fungizide, H: Herbizide, I: Insektizide, W: Wachstumsregler

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Tabelle 19: Vier generische Spritzfolgen in der Wintergerste

APPL-ID	Datum	PSM-Nr.	PSM	PSM-AWM	Kategorie	Wirkstoff	Wirkstoff-Nr.	Wirkstoff-AWM
201	13.10.2015	005878-00	Herold SC	0,5	H	Diflufenican	698	100
					H	Flufenacet	922	200
	11.04.2016	005890-00	POINTER SX	0,035		Tribenuron	800	16,88
	2016.04.20	007005-00	CALMA	0,5	H	Trinexapac	893	80
	2016.04.20	025625-00	Input Classic	0,5	W	Spiroxamine	914	150
					F	Prothioconazol	1035	80
	10.05.2016	006285-00	Cerone 660	0,4	F	Ethephon	481	264
	10.05.2016	026764-00	Aviator Xpro	0,8	W	Prothioconazol	1035	120
					F	Bixafen	1151	60
	10.05.2016	025315-00	Fandango	0,65	F	Fluoxastrobin	1034	65
202					F	Prothioconazol	1035	65
	05.10.2015	024834-00	Malibu	4	F	Pendimethalin	404	1200
					H	Flufenacet	922	240
	28.10.2015	024675-00	Karate Zeon	0,075	H	lambda-Cyhalothrin	751	7,5
	04.04.2016	026326-00	AXIAL 50	1,2	I	Pinoxaden	1059	60
	21.04.2016	024212-00	Moddus	0,4	H	Trinexapac	893	88,8
	21.04.2016	025315-00	Fandango	0,65	W	Fluoxastrobin	1034	65
					F	Prothioconazol	1035	65
	04.05.2016	006542-00	CREDO	1	F	Chlorthalonil	276	500
					F	Picoxystrobin	971	100
203	04.05.2016	006958-00	Adexar	1	F	Epoxiconazol	875	62,5
					F	Fluxapyroxad	1164	62,5
					FW	Chlortoluron	279	50
	28.10.2016	006797-00	Trinity	0,2	H	Pendimethalin	404	60
					H	Diflufenican	698	8
	28.10.2016	024018-00	Fastac SC Super Cont.t	0,1	H	alpha-Cypermethrin	640	10
	10.04.2017	026326-00	AXIAL 50	1,2	I	Pinoxaden	1059	60
	29.04.2017	024212-00	Moddus	0,5	H	Trinexapac	893	111
	29.04.2017	024244-00	GLADIO	0,5	W	Propiconazol	624	62,5
					FW	Tebuconazol	784	62,5

APPL-ID	Datum	PSM-Nr.	PSM	PSM-AWM	Kategorie	Wirkstoff	Wirkstoff-Nr.	Wirkstoff-AWM
204					F	Fenpropidin	881	187,5
	06.05.2017	006883-00	BONTIMA	1,8	F	Cyprodinil	907	337,5
					F	Isoprazam	1156	112,5
	06.05.2017	024034-00	Camposan-Extra	0,3	F	Ethephon	481	198
	17.10.2016	006369-00	Bacara FORTE	1	W	Diflufenican	698	120
					H	Flurtamone	913	120
					H	Flufenacet	922	120
	08.04.2017	024212-00	Moddus	0,4	H	Trinexapac	893	88,8
	08.04.2017	025625-00	Input Classic	0,6	W	Spiroxamine	914	180
					F	Prothioconazol	1035	96
	21.04.2017	005890-00	POINTER SX	0,035	F	Tribenuron	800	16,88
	10.05.2017	026764-00	Aviator Xpro	0,65	H	Prothioconazol	1035	97,5
					F	Bixafen	1151	48,75

Kategorien: F: Fungizide, H: Herbizide, I: Insektizide, W: Wachstumsregler

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Tabelle 20: Vier generische Spritzfolgen im Mais

APPL-ID	Datum	PSM-Nr.	PSM	PSM-AWM	Kategorie	Wirkstoff	Wirkstoff-Nr.	Wirkstoff-AWM
701	26.05.2016	006380-00	Spectrum Gold	1,5	H	Terbuthylazin	316	375
					H	Dimethenamid-P	988	420
	26.05.2016	026255-00	Laudis	1,5	H	Tembotrione	1089	66
	26.05.2016	040855-00	Certrol B	0,25	H	Bromoxynil	264	58,75
	06.06.2016	026242-00	Arrat	0,2	H	Dicamba	218	100
702					H	Tritosulfuron	1024	50
	27.05.2016	007149-00	Aspect	1,5	H	Terbuthylazin	316	499,5
					H	Flufenacet	922	300
	27.05.2016	026255-00	Laudis	2	H	Tembotrione	1089	88
703	27.05.2017	024660-00	Callisto	0,5	H	Mesotrione	975	50
	23.05.2017	025496-00	Successor T	2	H	Terbuthylazin	316	375
					H	Pethoxamid	1021	600
	23.05.2017	040855-65	B 235	0,2	H	Bromoxynil	264	47
	01.06.2017	007149-00	Aspect	1,25	H	Terbuthylazin	316	416,3
704					H	Flufenacet	922	250
	01.06.2017	007424-00	MaisTer power	1,25	H	Iodosulfuron	983	1,063
					H	Foramsulfuron	1015	37,5
					H	Thiencarbazone-methyl	1104	12,21
	29.05.2017	006960-00	Elumis	1	H	Nicosulfuron	934	30
					H	Mesotrione	975	75
	29.05.2017	024613-00	Gardo Gold	3	H	Terbuthylazin	316	562,5
					H	S-Metolachlor	963	937,5

Kategorien: F: Fungizide, H: Herbizide, I: Insektizide, W: Wachstumsregler

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Tabelle 21: Vier generische Spritzfolgen im Winterraps

Appl.-ID	Datum	PSM-Nr.	PSM	PSM-AWM	Kategorie	Wirkstoff	Wirkstoff-Nr.	Wirkstoff-AWM
901	31.08.2015	006324-00	Colzor Trio	3,75	H	Napropamid	367	703,1
					H	Dimethachlor	413	703,1
					I	Clomazone	864	112,5
	08.09.2015	006288-00	Butisan Kombi	2,5	H	Metazachlor	617	500
	08.09.2015	024675-00	Karate Zeon	0,075	H	Dimethenamid-P	988	500
					H	lambda-Cyhalothrin	751	7,5
	05.10.2015	006872-00	Runway	0,2	I	Picloram	308	16
					FW	Clopyralid	446	48
					F	Aminopyralid	1055	8
	04.04.2016	005223-00	Plenum 50 WG	0,15	F	Pymetrozin	929	75
902	08.04.2016	006855-00	Tilmor	0,9	F	Tebuconazol	784	144
					H	Prothioconazol	1035	72
	02.05.2016	007208-00	Propulse	1	H	Prothioconazol	1035	125
					H	Fluopyram	1134	125
	27.08.2015	005958-00	Stomp Aqua	0,66	H	Pendimethalin	404	300,3
	27.08.2015	006288-00	Butisan Kombi	2,2	H	Metazachlor	617	440
					H	Dimethenamid-P	988	440
	02.09.2015	023977-00	Bulldock	0,3	I	beta-Cyfluthrin	813	7,5
	10.09.2015	006790-00	Butisan Gold	2,5	H	Metazachlor	617	500
					H	Quinmerac	867	250
					H	Dimethenamid-P	988	500
903	05.04.2016	004634-00	Trebon 30 EC	0,2	I	Etofenprox	829	57,5
	05.04.2016	006302-00	Toprex	0,4	F	Paclobutrazol	758	50
					W	Difenoconazol	865	100
	12.05.2016	024018-00	Fastac SC Super Contact	0,1	I	alpha-Cypermethrin	640	10
	12.05.2016	025533-00	Cantus Gold	0,5	F	Boscalid	1023	100
					F	Dimoxystrobin	1028	100
	22.08.2016	006790-00	Butisan Gold	2,5	H	Metazachlor	617	500
					H	Quinmerac	867	250
					H	Dimethenamid-P	988	500
	20.09.2016	034060-00	Targa Super	0,8	H	Quizalofop-P	840	37,04
904	27.09.2016	024018-00	Fastac SC Super Contact	0,1	I	alpha-Cypermethrin	640	10
	05.10.2016	024107-00	AGIL-S	0,7	H	Propaquizafop	869	70
	03.04.2017	004634-00	Trebon 30 EC	0,2	I	Etofenprox	829	57,5
					I	lambda-Cyhalothrin	751	7,5
	03.04.2017	034028-00	Folicur	0,7	FW	Tebuconazol	784	175
					I	lambda-Cyhalothrin	751	7,5
	12.05.2017	025533-00	Cantus Gold	0,5	F	Boscalid	1023	100
					F	Dimoxystrobin	1028	100
	29.08.2016	007459-00	Fuego Top	2	H	Metazachlor	617	750
					H	Quinmerac	867	250
904	22.09.2016	023977-00	Bulldock	0,3	I	beta-Cyfluthrin	813	7,5
	22.09.2016	024107-00	AGIL-S	0,6	H	Propaquizafop	869	60
	10.10.2016	034060-00	Targa Super	1	H	Quizalofop-P	840	46,3
	01.04.2017	005918-00	Biscaya	0,3	I	Thiacloprid	982	72
	10.04.2017	025533-00	Cantus Gold	0,5	F	Boscalid	1023	100
					F	Dimoxystrobin	1028	100
	11.05.2017	007557-00	SYMETRA	1	F	Azoxystrobin	902	200
					F	Isopyrazam	1156	125

Kategorien: F: Fungizide, H: Herbizide, I: Insektizide, W: Wachstumsregler

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Tabelle 22: Vier generische Spritzfolgen in der Zuckerrübe

Appl.-ID	Datum	PSM-Nr.	PSM	PSM-AWM	Kategorie	Wirkstoff	Wirkstoff-Nr.	Wirkstoff-AWM
1101	21.04.2016	006470-00	Goltix Gold	1,5	H	Metamitron	456	1050
					H	Phenmedipham	233	93,75
	21.04.2016	024991-00	Betanal Expert	1,25	H	Ethofumesat	383	188,8
					H	Desmedipham	415	31,25
	02.05.2016	005338-60	Metafol SC	1,5	H	Metamitron	456	1044
					H	Phenmedipham	233	75
	02.05.2016	006852-00	Betanal MAXXPRO	1,25	H	Lenacil	237	33,75
					H	Ethofumesat	383	93,75
					H	Desmedipham	415	58,75
	02.05.2016	024161-00	DEBUT	0,03	H	Triflusulfuron	882	14,58
	12.05.2016	006470-00	Goltix Gold	1,5	H	Metamitron	456	1050
					H	Phenmedipham	233	93,75
	12.05.2016	024991-00	Betanal Expert	1,25	H	Ethofumesat	383	188,8
					H	Desmedipham	415	31,25
1102	25.05.2016	024107-00	AGIL-S	1	H	Propaquizafop	869	100
	20.07.2016	006768-00	Duett Ultra	0,6	F	Thiophanat-methyl	370	186
	20.07.2016	006768-00	Duett Ultra	0,6	F	Epoxiconazol	875	112,2
					H	Phenmedipham	233	75
	22.04.2016	006852-00	Betanal MAXXPRO	1,25	H	Lenacil	237	33,75
					H	Ethofumesat	383	93,75
					H	Desmedipham	415	58,75
	22.04.2016	007529-00	GOLTIX TITAN	2	H	Metamitron	456	1050
	22.04.2016	007529-00	GOLTIX TITAN	2	H	Quinmerac	867	80
	09.05.2016	023964-00	Focus Ultra	2	H	Cycloxydim	811	200
					H	Phenmedipham	233	75
	18.05.2016	006852-00	Betanal MAXXPRO	1,25	H	Lenacil	237	33,75
					H	Ethofumesat	383	93,75
					H	Desmedipham	415	58,75
	18.05.2016	007529-00	GOLTIX TITAN	2	H	Metamitron	456	1050
	18.05.2016	007529-00	GOLTIX TITAN	2	H	Quinmerac	867	80
	26.05.2016	007166-00	Belvedere Extra	1,25	H	Phenmedipham	233	187,5
					H	Ethofumesat	383	250
					H	Desmedipham	415	62,5
1103	26.05.2016	007529-00	GOLTIX TITAN	2	H	Metamitron	456	1050
					H	Quinmerac	867	80
	26.05.2016	024161-00	DEBUT	0,03	H	Triflusulfuron	882	14,58
	05.08.2016	004706-00	SPYRALE	1	F	Difenoconazol	865	100
					F	Fenpropidin	881	375
	21.04.2017	005338-60	Metafol SC	1,5	H	Metamitron	456	1044
					H	Phenmedipham	233	75
					H	Lenacil	237	33,75
	21.04.2017	006852-00	Betanal MAXXPRO	1,25	H	Ethofumesat	383	93,75
					H	Desmedipham	415	58,75
					H	Metamitron	456	1050
					H	Phenmedipham	233	75
	01.05.2017	006852-00	Betanal MAXXPRO	1,25	H	Lenacil	237	33,75
					H	Ethofumesat	383	93,75
					H	Desmedipham	415	58,75
	01.05.2017	024161-00	DEBUT	0,03	H	Triflusulfuron	882	14,58
	12.05.2017	007166-00	Belvedere Extra	1,25	H	Phenmedipham	233	187,5

Appl.-ID	Datum	PSM-Nr.	PSM	PSM-AWM	Kategorie	Wirkstoff	Wirkstoff-Nr.	Wirkstoff-AWM
1104					H	Ethofumesat	383	250
					H	Desmedipham	415	62,5
	12.05.2017	007529-00	GOLTIX TITAN	2	H	Metamitron	456	1050
					H	Quinmerac	867	80
	22.05.2017	006470-00	Goltix Gold	1,5	H	Metamitron	456	1050
					H	Phenmedipham	233	78
	22.05.2017	006852-00	Betanal MAXXPRO	1,3	H	Lenacil	237	35,1
					H	Ethofumesat	383	97,5
					H	Desmedipham	415	61,1
	14.07.2017	024310-00	Juwel	1	F	Epoxiconazol	875	125
					F	Kresoxim-methyl	904	125
	24.04.2017	006470-00	Goltix Gold	1,5	H	Metamitron	456	1050
					H	Phenmedipham	233	75
	24.04.2017	006852-00	Betanal MAXXPRO	1,25	H	Lenacil	237	33,75
					H	Ethofumesat	383	93,75
					H	Desmedipham	415	58,75
					H	Phenmedipham	233	75
	06.05.2017	006852-00	Betanal MAXXPRO	1,25	H	Lenacil	237	33,75
					H	Ethofumesat	383	93,75
					H	Desmedipham	415	58,75
	06.05.2017	007529-00	GOLTIX TITAN	2	H	Metamitron	456	1050
					H	Quinmerac	867	80
	06.05.2017	024161-00	DEBUT	0,03	H	Triflursulfuron	882	14,58
	16.05.2017	005338-60	Metafol SC	2	H	Metamitron	456	1392
					H	Phenmedipham	233	78
	16.05.2017	006852-00	Betanal MAXXPRO	1,3	H	Lenacil	237	35,1
					H	Ethofumesat	383	97,5
					H	Desmedipham	415	61,1
	26.05.2017	024847-00	Fusilade MAX	1,5	H	Fluazifop-P-butyl	833	160,5
	16.08.2017	007468-00	Rubric	1	F	Epoxiconazol	875	125

Kategorien: F: Fungizide, H: Herbizide, I: Insektizide, W: Wachstumsregler

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Tabelle 23: Vier generische Spritzfolgen in der Kartoffel

Appl.-ID	Datum	PSM-Nr.	PSM	PSM-AWM	Kategorie	Wirkstoff	Wirkstoff-Nr.	Wirkstoff-AWM
1201	15.04.2016	033838-00	Boxer	4	H	Prosulfocarb	763	3200
					H	Metribuzin	337	350
	04.05.2016	024559-00	Artist	1,5	H	Metribuzin	337	262,5
					H	Flufenacet	922	360
	04.05.2016	034145-00	Bandur	2,5	H	Acclonifen	656	1500
	03.06.2016	006860-00	Ranman Top	0,5	F	Cyazofamid	1012	80
	16.06.2016	005918-00	Biscaya	0,3	I	Thiacloprid	982	72
	16.06.2016	024412-00	Ridomil Gold MZ	2	F	Mancozeb	10	1280
					F	Metalaxyl-M	933	77,6
	22.06.2016	025876-00	Infinito	1,5	F	Propamocarb-hydrochlorid	516	785,7
					F	Fluopicolide	1058	93,75
	01.07.2016	025307-00	Valbon	1,6	F	Mancozeb	10	1120
					F	Benthiavalicarb	1032	24,96

Appl.-ID	Datum	PSM-Nr.	PSM	PSM-AWM	Kategorie	Wirkstoff	Wirkstoff-Nr.	Wirkstoff-AWM
1202	11.07.2016	004573-00	CURZATE M WG	2	F	Mancozeb	10	1360
					F	Cymoxanil	513	90
	21.07.2016	006860-00	Ranman Top	0,25	F	Cyazofamid	1012	40
	21.07.2016	025307-00	Valbon	1,6	F	Mancozeb	10	1120
					F	Benthiavalicarb	1032	24,96
	01.08.2016	004350-00	TRIDEX DG RAINCOAT	2	F	Mancozeb	10	1500
	18.08.2016	034092-00	Shirlan	0,4	F	Fluazinam	849	200
	18.08.2016	050287-00	Reglone	2	H	Deiquat-Dibromid	37	400
	07.05.2016	024504-00	Mistral	0,5	H	Metribuzin	337	350
	07.05.2016	033838-00	Boxer	4	H	Prosulfocarb	763	3200
	07.06.2016	007522-00	REVUS TOP	0,6	F	Difenoconazol	865	150
					F	Mandipropamid	1085	150
	16.06.2016	025307-00	Valbon	1,6	F	Mancozeb	10	1120
					F	Benthiavalicarb	1032	24,96
	25.06.2016	004573-00	CURZATE M WG	2	F	Mancozeb	10	1360
					F	Cymoxanil	513	90
	25.06.2016	006212-00	ACTARA	0,08	I	Thiamethoxam	987	20
	04.07.2016	007522-00	REVUS TOP	0,6	F	Difenoconazol	865	150
					F	Mandipropamid	1085	150
	04.07.2016	034092-00	Shirlan	0,3	F	Fluazinam	849	150
	15.07.2016	027012-00	BANJO forte	1	F	Dimethomorph	841	200
					F	Fluazinam	849	200
	28.07.2016	006860-00	Ranman Top	0,5	F	Cyazofamid	1012	80
	05.08.2016	007522-00	REVUS TOP	0,6	F	Difenoconazol	865	150
					F	Mandipropamid	1085	150
	15.08.2016	006897-00	Terminus	0,4	F	Fluazinam	849	200
	30.08.2016	050287-64	REGLEX	1,5	H	Deiquat-Dibromid	37	300
	12.05.2017	033838-00	Boxer	3,6	H	Prosulfocarb	763	2880
	12.05.2017	052004-00	Sencor WG	0,5	H	Metribuzin	337	350
	02.06.2017	024521-00	Acrobat Plus WG	2	F	Mancozeb	10	1200
					F	Dimethomorph	841	180
	14.06.2017	005918-00	Biscaya	0,3	I	Thiacloprid	982	72
	14.06.2017	007522-00	REVUS TOP	0,6	F	Difenoconazol	865	150
					F	Mandipropamid	1085	150
1203	24.06.2017	024412-00	Ridomil Gold MZ	2	F	Mancozeb	10	1280
					F	Metalaxyl-M	933	77,6
	03.07.2017	006897-00	Terminus	0,4	F	Fluazinam	849	200
	11.07.2017	025876-00	Infinito	1,5	F	Propamocarb-hydrochlorid	516	785,7
					F	Fluopicolide	1058	93,75
	21.07.2017	034092-00	Shirlan	0,4	F	Fluazinam	849	200
	01.08.2017	006860-00	Ranman Top	0,5	F	Cyazofamid	1012	80
	16.08.2017	025307-00	Valbon	1,6	F	Mancozeb	10	1120
					F	Benthiavalicarb	1032	24,96
	16.08.2017	034092-00	Shirlan	0,2	F	Fluazinam	849	100
1204	28.08.2017	050287-00	Reglone	1,5	H	Deiquat-Dibromid	37	300
	21.04.2017	033838-00	Boxer	2,5	H	Prosulfocarb	763	2000
	21.04.2017	034145-00	Bandur	2,5	H	Acclonifen	656	1500
	16.05.2017	024078-00	CATO	0,03	H	Rimsulfuron	846	7,5
	05.06.2017	006481-00	Proxanil	2	F	Cymoxanil	513	100
					F	Propamocarb-hydrochlorid	516	669,2

Appl.-ID	Datum	PSM-Nr.	PSM	PSM-AWM	Kategorie	Wirkstoff	Wirkstoff-Nr.	Wirkstoff-AWM
	05.06.2017	006860-00	Ranman Top	0,4	F	Cyazofamid	1012	64
	14.06.2017	026221-00	REVUS	0,6	F	Mandipropamid	1085	150
	26.06.2017	004350-00	TRIDEX DG RAINCOAT 2		F	Mancozeb	10	1500
	26.06.2017	006212-00	ACTARA	0,08	I	Thiamethoxam	987	20
	04.07.2017	004350-00	TRIDEX DG RAINCOAT 2		F	Mancozeb	10	1500
	14.07.2017	006899-60	Carneol	0,4	F	Fluazinam	849	200
	14.07.2017	024647-00	TANOS	0,7	F	Cymoxanil	513	175
					F	Famoxadone	944	175
	28.07.2017	007522-00	REVUS TOP	0,6	F	Difenoconazol	865	150
					F	Mandipropamid	1085	150
	04.08.2017	034092-00	Shirlan	0,4	F	Fluazinam	849	200
	14.08.2017	006897-00	Terminus	0,2	F	Fluazinam	849	100
	14.08.2017	023924-00	Dithane NeoTec	0,9	F	Mancozeb	10	675
	17.08.2017	005268-00	Shark	1	H	Carfentrazone-ethyl	927	55,92

Kategorien: F: Fungizide, H: Herbizide, I: Insektizide, W: Wachstumsregler

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

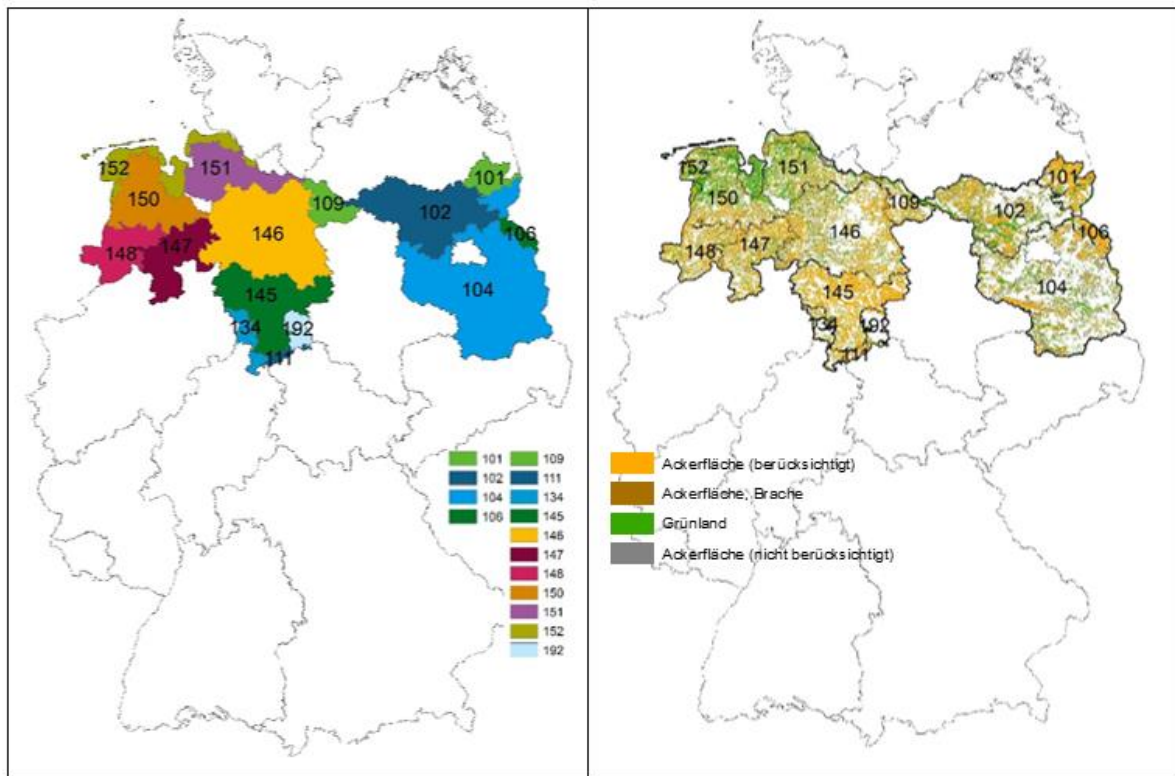
6.2.2 Risikoanalysen

Die Eingangsparameter der Analysen des Umweltrisikos wurden wie oben dargestellt, so angelegt, dass einzig die räumliche Verteilung der Anbaukulturen und GAP-Maßnahmen eine zeitliche Veränderung des Umweltrisikos verursachen kann.

Die Ergebnisse der folgenden Auswertung stellen demnach keine reale Risikoanalyse der einzelnen Jahre da, 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. Außerdem ist anzumerken, dass die häufigsten PSM bei der Selektion für die GAM nicht unbedingt die problematischsten und toxischsten für die Umwelt sind. Für die Abschätzung einer Risikoveränderung durch eine GAP-induzierte Landnutzungsveränderung spielt dies jedoch nur eine untergeordnete Rolle. Die mit den GAM erstellten Risikoanalysen bilden demnach nicht die konkrete, sondern eher die durchschnittliche Situation der Belastung der Umwelt dar.

Mit dem hier beschriebenen Ansatz 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 die die PSM auf einer geringeren Fläche appliziert werden und sich die Abstände zu den Nichtzielkompartimenten erhöhen und damit Einträge durch Abdrift und Verflüchtigung verringern. Risikomindernde Effekte, wie sie z. B. durch optimierte Fruchtfolgen und einer damit verbundenen Reduktion des PSM-Einsatzes, können mit diesem Ansatz nicht berücksichtigt werden.

Abbildung 76: Bodenklimaregionen (BKR) in Niedersachsen und Brandenburg (links) und die berücksichtigte bzw. nicht berücksichtigte Ackerfläche in 2018 (rechts)



Ackerkulturen (berücksichtigt): Winterweizen, Winterroggen, Winterraps, Silomais, Zuckerrübe und Kartoffeln;

Ackerkulturen (nicht berücksichtigt): alle anderen Kulturen

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Mit dem hier vorgeschlagenen Bewertungsansatz wurden nur die beiden Bundesländer Niedersachsen und Brandenburg analysiert, da nur für diese Länder InVeKoS-Daten auf schlagerebene vorlagen. Es konnten dabei nur die in PAPA erfassten Anbaukulturen berücksichtigt werden. In Abbildung 76 werden die betrachteten Bodenklimaregionen (BKR) und die in der Risikoanalyse berücksichtigte bzw. nicht berücksichtigte Ackerfläche dargestellt. In den PAPA-Erhebungen Roßberg (2016) sowie Roßberg et al. (2017) werden auf jährlicher Basis für Winterweizen, Winterroggen, Winterraps, Silomais, Zuckerrübe und Kartoffeln PSM-Anwendungen flächenspezifisch ($100 < n < 400$) erfasst. Diese Kulturgruppen wurden in Abbildung 76 unter dem Label 'Ackerfläche (berücksichtigt)' zusammengefasst. Die berücksichtigten Kulturen einschließlich der Brachen werden über den gesamten Zeitraum (2010 bis 2018) im Mittel auf 74,4 % und die nicht berücksichtigten Kulturen auf 25,6 % der Ackerfläche angebaut.

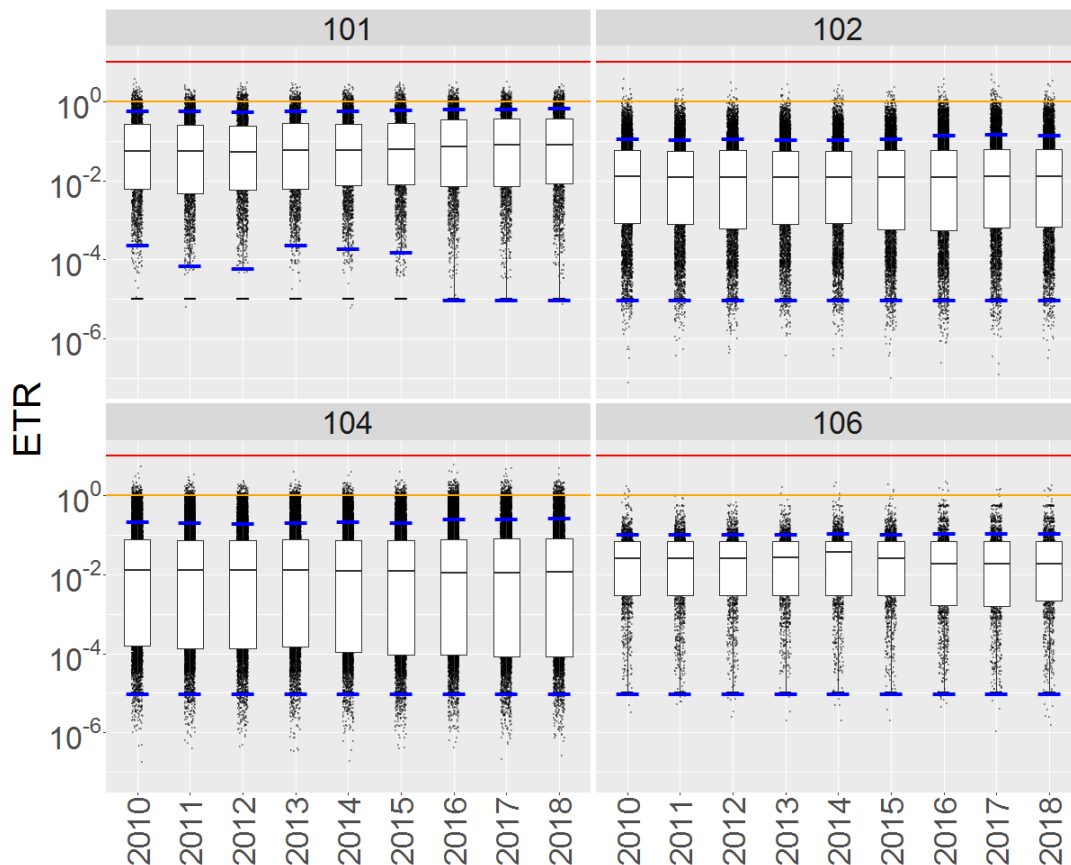
Für die in Abbildung 76 dargestellten Bodenklimaregionen werden im Folgenden die verschiedenen Risikoindizes als 90. Perzentile räumlich zusammengefasst.

6.2.2.1 Umwelt Risiken der generischen Applikationsmuster

Die vier Risikoindizes wurden für den Zeitraum 2010 bis 2018 schlagspezifisch berechnet und sind in Abbildung 77 exemplarisch für das akute aquatische Risiko als Perzentil-Boxplots für die einzelnen Bodenklimaregionen (BKR) in Brandenburg dargestellt. Alle weiteren Abbildungen dieser Art wurden für die akuten aquatischen Risikoindizes in Niedersachsen und die chronischen aquatischen Risikoindizes und terrestrischen Risikoindizes in beiden Bundesländern im Anhang D zusammengefasst. Die in Abbildung 77 dargestellten 90. Perzentile (oberer blauer Strich) werden in allen weiteren Betrachtungen als räumlich aggregierter Risikowert

herangezogen. Zur Bewertung der einzelnen Applikationsmuster wird das 90. Perzentil der beiden Bundesländer über den gesamten Analysezeitraum (2010 bis 2018) ermittelt.

Abbildung 77: Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des akuten aquatischen Risikos in Brandenburg für die Bodenklimaregionen 101, 102, 103 und 106



Die gelbe bzw. rote Linie entspricht dem Schwellenwert für mittleres bzw. hohes Risiko.

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

In Kapitel 6.1.9 wurde beschrieben, wie die generischen Applikationsmuster aus den Erhebungsdaten abgeleitet wurden. In Abbildung 78 wird dargestellt, inwieweit sich die Risikoindizes der abgeleiteten Applikationsmuster unterscheiden, indem aus den schlagspezifischen Rechnungen über den gesamten Untersuchungszeitraum die 90. Perzentile ermittelt wurden. Diese Werte stellen eine worst-case Situation für jedes einzelne Applikationsmuster dar. Für die beiden aquatischen Risikoindizes liegen die Applikationsmuster aller Kulturen im niedrigen bzw. sehr niedrigen Risikobereich (Tabelle 24). Allerdings zeigten die Applikationsmuster im Winterweizen und in der Wintergerste akute aquatischer Risikoindizes die über den ETR der anderen Kulturen im niedrigen Risikobereich lagen. Demnach wäre eine Risikoreduktion des aquatischen Risikos auf räumlicher Ebene zu erwarten, wenn die Anbaufläche von Winterweizen und/oder Wintergerste abnimmt.

Die Risikoindizes der Nicht-Ziel-Arthropoden lagen für die vier Applikationsmuster ebenfalls überwiegend im niedrigen bzw. sehr niedrigen Risikobereich (Tabelle 24). Allerdings sticht das dritte Applikationsmuster in der Wintergerste mit einem hohen Risikowert deutlich hervor. Ein Grund hierfür ist die Tankmischung aus vier verschiedenen Wirkstoffen am 28. Oktober (s. Tabelle 19), wobei alpha-Cypermethrin, einer diese Wirkstoffe, sehr toxisch für

Nichtzielarthropoden ist ($LR_{50}=0,0019$ g je ha). Im Mais und Winterraps liegen ebenfalls je zwei Applikationsmuster im mittleren Risikobereich. Insgesamt werden die fünf Applikationsmuster auf einen Flächenanteil von ca. 27 % verteilt. Das bedeutet aber auch, dass das räumliche Risiko für NTA eher im mittleren bis hohen Risikobereich liegt. Eine Risikoreduktion für NTA wäre zu erwarten, wenn sich die Flächenanteile von Wintergerste, Winterraps und Mais zugunsten der anderen Kulturgruppen oder den Brachen verschieben würden.

Die Risikoindizes für Bodenorganismen sind für alle vier Applikationsmuster der Kartoffeln im mittleren bzw. hohen Risikobereich einzuordnen (Tabelle 24). Für Mais und Winterweizen überschreiten ein bzw. zwei Applikationsmuster den Schellenwert ($ETR=1$) für mittleres Risiko geringfügig. Insgesamt werden diese sieben Applikationsmuster auf einen Flächenanteil von ca. 26 % verteilt. Das bedeutet auch, dass das räumliche Risikopotenzial für Bodenorganismen eher im mittleren Risikobereich liegt. Eine Risikoreduktion für NTA wäre zu erwarten, wenn sich die Flächenanteile von der Kartoffel, Wintergerste und Mais zugunsten der anderen Kulturgruppen oder den Brachen verschieben würden.

Tabelle 24: 90. Perzentile der Risikoindizes in den Bundesländern Brandenburg und Niedersachsen über den gesamten Untersuchungszeitraum von 2010-2018

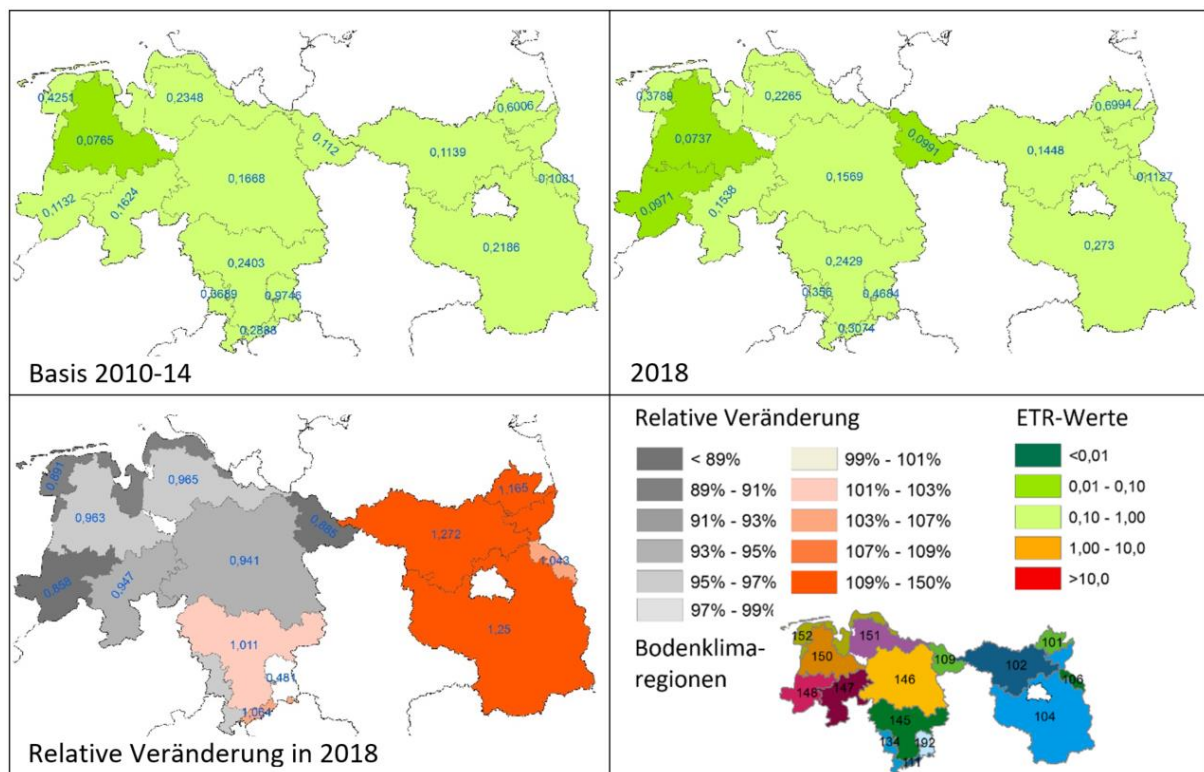
	Kulturgruppe	Schläge insgesamt von 2010-18	Fläche insgesamt von 2010-18 [Tha]	Anteil an den Kulturgruppen	90. Perzentile der Risikoindizes (ETR) für vier generische Applikationsmuster			
					1	2	3	4
akutes aquatisches Risiko	Winterweizen	918964	4707,2	0,26	0,341	0,433	0,359	0,353
	Wintergerste	563497	2525,6	0,14	0,287	0,258	0,044	0,274
	Mais	1537338	6292,1	0,35	0,071	0,093	0,193	0,184
	Winterraps	311773	2123,7	0,12	0,105	0,204	0,074	0,057
	Zuckerrübe	166239	855,4	0,05	0,018	0,050	0,051	0,068
	Kartoffel	205221	901,9	0,05	0,057	0,003	0,008	0,018
	Brache	403485	803,9	0,04	0,000			
chronisches aquatisches Risiko	Winterweizen	918964	4707,2	0,26	0,002	0,011	0,001	0,012
	Wintergerste	563497	2525,6	0,14	0,001	0,089	0,069	0,001
	Mais	1537338	6292,1	0,35	0,003	0,004	0,004	0,003
	Winterraps	311773	2123,7	0,12	0,169	0,017	0,100	0,007
	Zuckerrübe	166239	855,4	0,05	0,001	0,001	0,001	0,001
	Kartoffel	205221	901,9	0,05	0,013	0,004	0,004	0,013
	Brache	403485	803,9	0,04	0,000			
akutes Risiko für NTA	Winterweizen	918964	4707,2	0,26	0,027	0,085	0,027	0,139
	Wintergerste	563497	2525,6	0,14	0,010	0,127	11,645	0,007
	Mais	1537338	6292,1	0,35	0,981	1,311	0,006	9,810
	Winterraps	311773	2123,7	0,12	0,198	6,916	9,879	0,290
	Zuckerrübe	166239	855,4	0,05	0,006	0,020	0,010	0,007
	Kartoffel	205221	901,9	0,05	0,422	0,014	0,318	0,017
	Brache	403485	803,9	0,04	0,000			
chronisches Risiko für Bodenorganismen	Winterweizen	918964	4707,2	0,26	0,061	0,045	0,065	0,074
	Wintergerste	563497	2525,6	0,14	0,664	1,306	0,377	0,471
	Mais	1537338	6292,1	0,35	0,331	1,052	1,131	0,440
	Winterraps	311773	2123,7	0,12	0,047	0,450	0,314	0,354
	Zuckerrübe	166239	855,4	0,05	0,085	0,152	0,114	0,100
	Kartoffel	205221	901,9	0,05	1,965	12,856	5,978	3,512
	Brache	403485	803,9	0,04	0,000			

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

6.2.2.2 Auswirkungen von Nutzungsänderung auf das Umweltrisiko

In diesem Abschnitt soll gezeigt werden inwieweit sich Veränderungen in den Flächenanteilen der einzelnen Nutzungsarten auf das Umweltrisiko auswirken. In einer zusammenfassenden Darstellung werden die vier mit SYNOPS-GIS berechneten Risikoindizes ($ETR_{A(aqu)}$, $ETR_{C(aqu)}$, $ETR_{A(Saum)}$ und $ETR_{C(Boden)}$) aggregiert, indem das mittlere Umweltrisiko als Mittelwert dieser vier Indizes flächenspezifisch berechnet wird. Für jede BKR wird aus diesen Mittelwerten das 90. Perzentil als räumlicher Risikoindex berechnet (ETR_{AllAVG}). Mit Ausnahme der BKR 106 in Brandenburg und 152 und 148 in Niedersachsen konnte in allen BKR eine leichte Abnahme des Umweltrisikos beobachtet werden. Die relative Veränderung des Umweltrisikos in den einzelnen BKR war in Niedersachsen etwas höher mit einer Spanne von 0,01-17 % gegenüber Brandenburg mit 0,01-8,1 % (Abbildung 78).

Abbildung 79: Akutes aquatisches Risiko ($ETR_{A(aqu)}$): 90. Perzentile der ETR-Werte je Bodenklimaregion für den Basiszeitraum 2010 bis 2014 und für 2018



Die relative Veränderung in 2018 wird bezogen auf den Basiszeitraum.

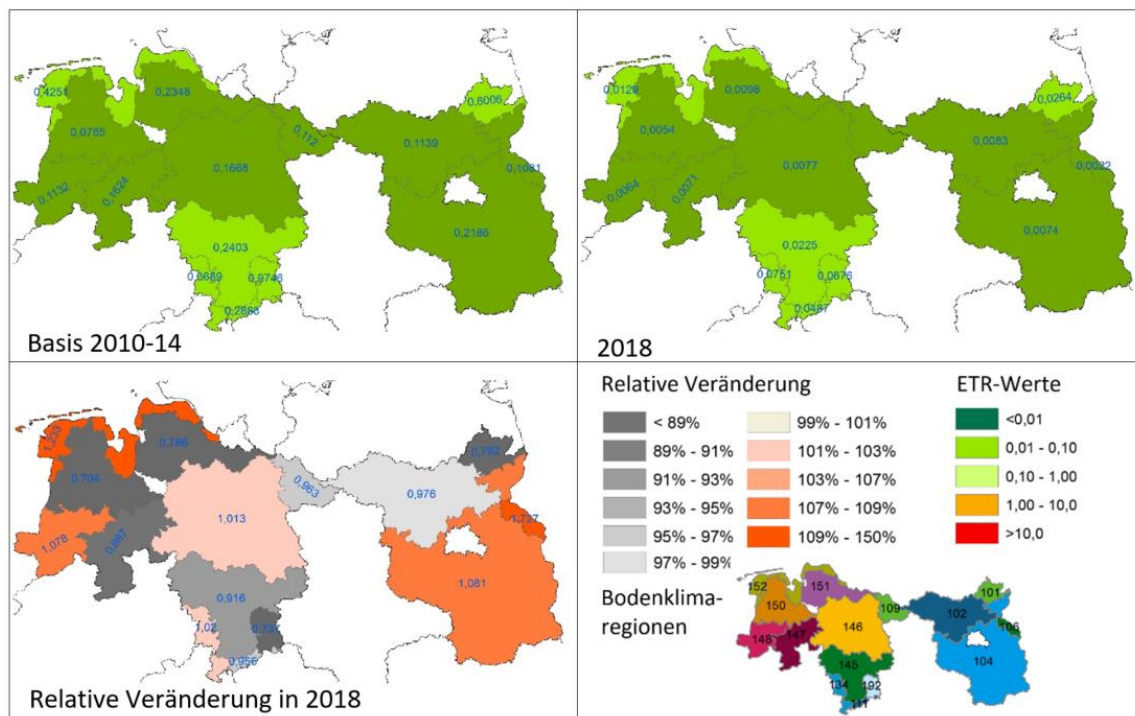
Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Ein weiteres Beispiel ist die Zunahme des akuten aquatischen Risikos in allen BKR in Brandenburg. Diese Risikoerhöhung beruht auf einer Steigerung des Anbaus von Winterweizen und Wintergerste in Brandenburg seit 2016. Die Anbaufläche für Winterweizen stieg in 2018 um 17 % und von Wintergerste um 26 % bezogen auf den Basiszeitraum von 2010-2014. Da die aquatischen Risikoindizes der Applikationsmuster für Winterweizen und Wintergerste höher liegen als in anderen Kulturgruppen hat eine Zunahme des Anbaus dieser beiden Kulturen eine Erhöhung des akuten aquatischen Risikos zur Folge. Allerdings kann die Zunahme des Winterweizen- und Wintergerste-Anbaus nicht direkt mit den GAP-Maßnahmen in Zusammenhang gebracht werden.

In Abbildung 81 fallen die hohen Werte für das akute Risiko für NTA ($ETR_{A(saum)}$) auf. Wie oben beschrieben liegt dies daran, dass in Wintergerste, Mais und Winterraps Applikationsmuster im mittleren bzw. hohen Risikobereich auf einen Flächenanteil von ca. 27 % verteilt werden. Daher liegt auch das räumliche Risiko für NTA, dass als 90. Perzentil berechnet wird, ebenfalls im mittleren bis hohen Risikobereich.

In Niedersachsen nahm der Anteil Mais um 18 % gegenüber dem Basiszeitraum zu. Für die beiden aquatischen Risikoindizes hat diese Zunahme eine Verringerung des Risikos zu Folge, da die Applikationsmuster in Mais sehr niedrige aquatische Risiken auslösen. Andererseits sind die Risiken für NTA höher als im Winterweizen jedoch niedriger als im Winterraps. Diese Abnahme in den beiden aquatischen Risikoindizes kann teilweise die beobachtete Reduktion des mittleren Umweltrisikos (s. Abbildung 78) erklären. Aber auch die Zunahme im Mais wurde nicht durch GAP-Maßnahmen induziert.

Abbildung 80: Chronisches aquatisches Risiko ($ETR_{C(aqu)}$): 90. Perzentile der ETR-Werte je Bodenklimaregion für den Basiszeitraum 2010 bis 2014 und für 2018



Die relative Veränderung in 2018 wird bezogen auf den Basiszeitraum.

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Abbildung 81: Akutes Risiko für NTA ($ETR_{A(Saum)}$): 90. Perzentile der ETR-Werte je Bodenklimaregion für den Basiszeitraum 2010 bis 2014 und für 2018

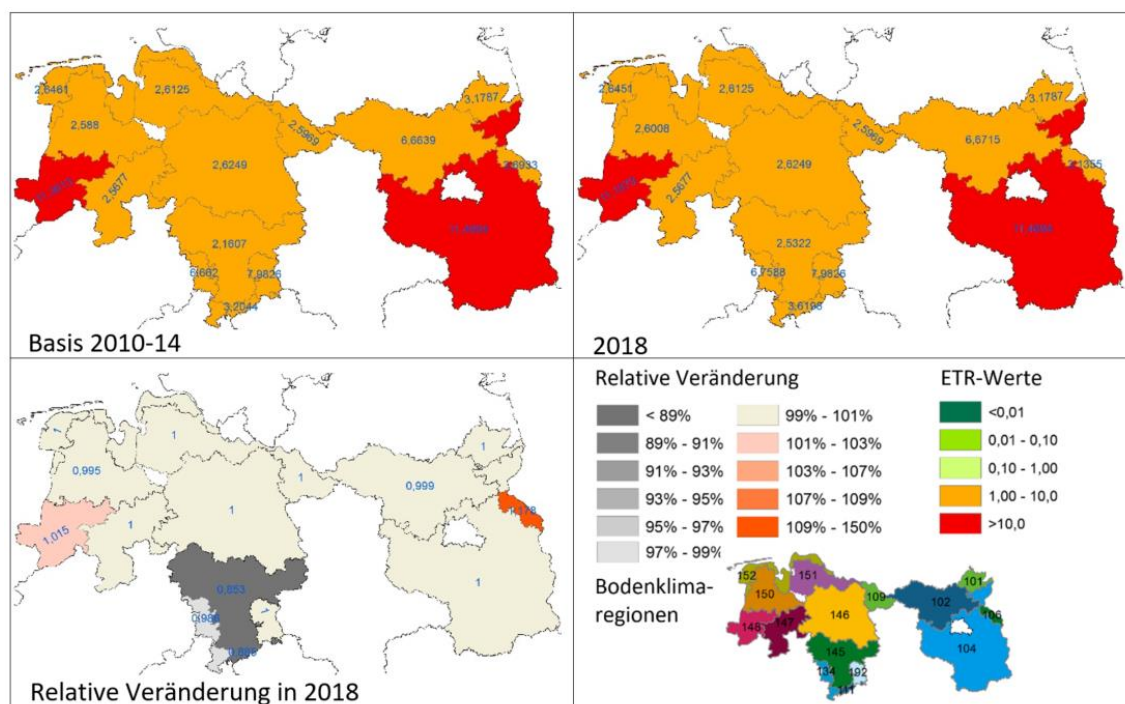
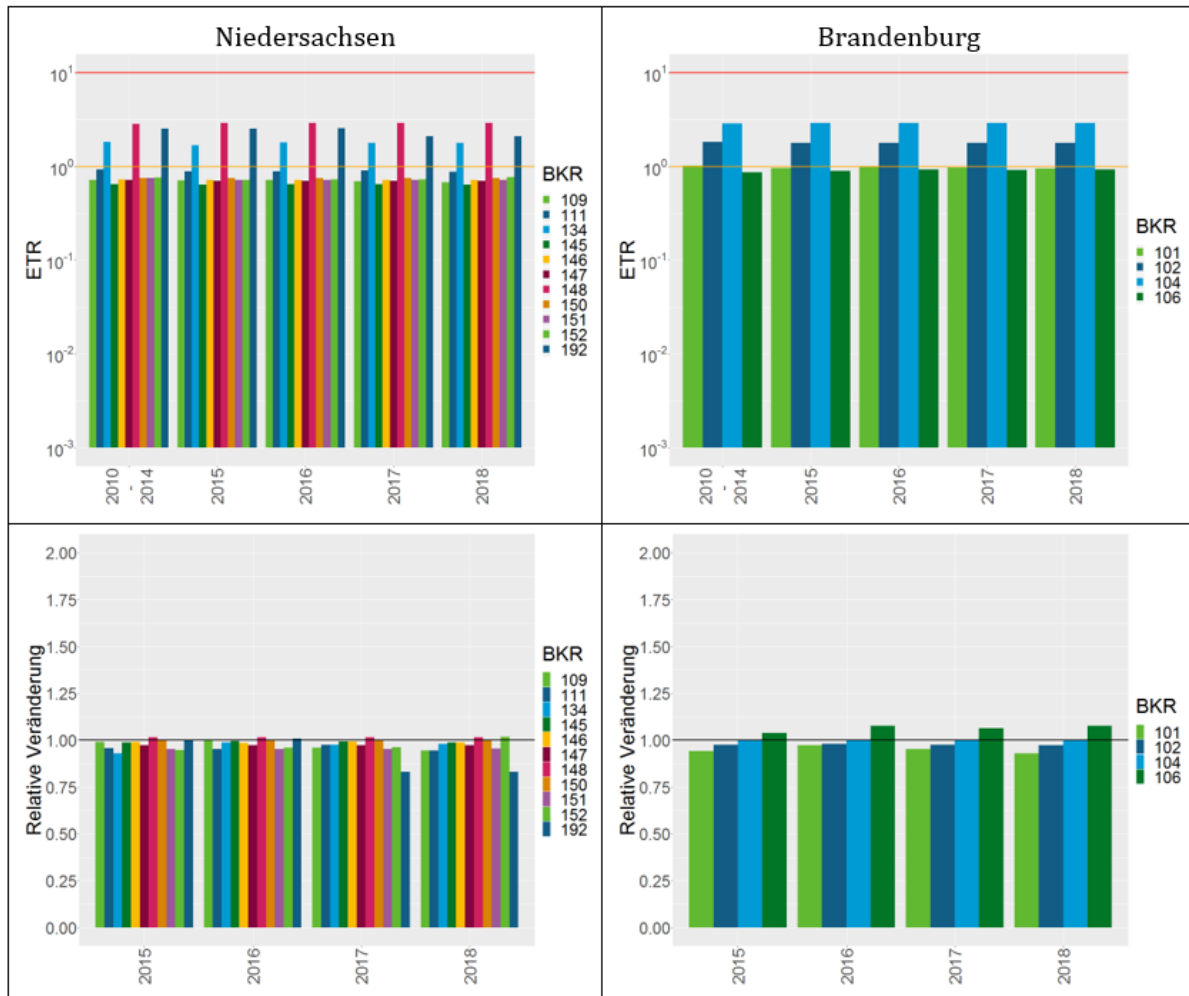


Abbildung 83: Mittleres Umweltrisiko (ETR_{AllAVG}) in Niedersachsen und Brandenburg für die einzelnen Bodenklimaregionen (oben) und die relative Veränderung bezogen auf den Basiszeitraum (unten)



Die Jahreswerte der BKR wurden auf den Basiszeitraum (2010 bis 2014) bezogen.

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

6.3 Diskussion

In der hier durchgeführten Risikoanalyse wurden die generischen Applikationsmuster für Winterweizen, Winterroggen, Winterraps, Silomais, Zuckerrübe und Kartoffeln aus den PAPA-Erhebungen abgeleitet. Einschließlich der Brachen werden mit diesen Kulturen 74,6 % der Ackerfläche in der Risikoanalyse erfasst und damit in der Analyse berücksichtigt. Für 24,4 % der Fläche konnten keine Risikoindizes berechnet werden, da für diese Kulturen keine Information zu PSM-Anwendungen vorlagen. Für die Raumkulturen Obst, Hopfen und Wein werden zwar ebenfalls PAPA-Erhebungen durchgeführt, jedoch wurden diese Kulturen nicht in GAPEval2 berücksichtigt, da die Flächennutzung dieser Kulturen nur zu einem sehr geringen Anteil im InVeKoS gemeldet wird. Inwieweit die Berücksichtigung dieser Kulturen die Ergebnisse der räumlichen Risikoindizes verändern würden ist nicht bekannt. Wenn es sich eher um Kulturen mit niedrigem Umweltrisiko handelt, würden die räumlichen Risikoindizes niedriger ausfallen bzw. höher, als wenn es sich um Kulturen mit hohem Umweltrisiko handelt. Allerdings konnte für die nicht berücksichtigten Kulturen keine Veränderung gegenüber dem Basiszeitraum beobachtet werden.

Daher kann man schlussfolgern, dass auch bei Berücksichtigung dieser Kulturen die Aussage, dass die GAP-Maßnahme keine Veränderung des Umweltrisikos durch PSM hervorrufen, weiterhin richtig ist. Bei zukünftigen Analysen sollten dennoch weitere Kulturen einbezogen werden, um diesen Unsicherheitsfaktor möglichst gering zu halten.

Die generischen Applikationsmuster wurden als repräsentative PSM-Anwendungen für ganz Deutschland erstellt. Allerdings bestehen durchaus regionale Unterschiede in den Pflanzenschutzanwendungen der einzelnen Kulturen. Um diese Unterschiede bei zukünftigen Analysen zu berücksichtigen sollten die generischen Applikationsmuster räumlich differenziert erstellt werden.

Grünland wurde bei dieser räumlichen Analyse des Umweltrisikos nicht berücksichtigt. Da auf Grünland in den meisten Fällen keine PSM angewendet werden, würden bei einer Berücksichtigung des Grünlandes die 90. Perzentile der Risikoindizes deutlich niedriger ausfallen. Die Einbeziehung von Grünland in die Risikoanalyse hätte jedoch den Vorteil, dass zeitliche oder GAP-bedingte Veränderungen des Verhältnisses von Grünland zu Ackerland erfasst würden.

In der in dieser Analyse dargestellten räumlich zeitlichen Betrachtung entspricht das gesamte 90. Perzentil einer Zielvariablen, die aus einer Kombination der räumlichen und der zeitlichen Komponente der Gesamtverteilung besteht. In der vorliegenden Auswertung wird das 90. Perzentil sowohl für die zeitliche Aggregation der Risikowerte ((15) und (16)), als auch für die räumliche Aggregation berechnet. In Bezug auf die täglichen Risikowerte innerhalb eines Raumes, in unserem Fall ganz Deutschland, bedeutet dies, dass die Kombination aus zeitlich und räumlich aggregierten Tageswerte des Risikos aller Pflanzenschutzmittel-Anwendungen nicht dem 90. Perzentil, sondern eher dem 97. Perzentil entsprechen. Bach et al. (2017) schlagen vor, für die räumliche und zeitliche Aggregation jeweils das 80. Perzentil zu betrachten, um in der Gesamtbetrachtung das 90. Perzentil für die zeitlich-räumliche Aggregation zu erreichen. Eine Anwendung dieses Ansatzes würde die zeitlich-räumlich aggregierten Risikowerte reduzieren.

6.3.1 Zusammenfassung

Mit einer Änderung der Landnutzung und der Anbauverhältnisse geht auch eine Änderung des Umweltrisikos von Pflanzenschutzmitteln einher. Um beurteilen zu können, welchen Einfluss die GAP-Reform 2013 auf das Umweltrisiko hat, wurden verschiedene Szenarien konzipiert, die ausschließlich die Veränderungen in den Anbauverhältnissen betrachten. Um Wetter- oder Pflanzenschutzmittel-induzierte Veränderungen auszuschließen, wurden für den Pflanzenschutz in allen Jahren die gleichen generischen Spritzfolgen verwendet und als Wetterszenario das Jahr 2017 gewählt. Änderungen des Umweltrisikos sind somit ausschließlich auf Nutzungsveränderungen zurückzuführen. Für die Risikoabschätzung wurden das akute und chronische aquatische Risiko sowie das Risiko für Nicht-Ziel-Arthropoden und Bodenorganismen flächenspezifisch berechnet. Für jeden Boden-Klima-Raum in Brandenburg und Niedersachsen wurde das mittlere Umweltrisiko als räumlicher Risikoindex (90. Perzentil) bestimmt.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich Veränderungen in den Flächenanteilen der einzelnen Nutzungsarten auf das Umweltrisiko auswirkten. Für die weit überwiegende Zahl der Boden-Klima-Räume ergab sich eine leichte Abnahme des Umweltrisikos. Die relative Veränderung des Umweltrisikos in den einzelnen Boden-Klima-Räumen war in Niedersachsen mit einer Spanne von 0,01 bis 17 % etwas höher gegenüber Brandenburg mit 0,01 bis 8,1 %.

Allerdings wurden diese z. T. räumlich spezifischen Nutzungsänderungen nicht durch GAP-Maßnahmen induziert. Die Fläche, auf der keine Pflanzenschutzmittel ausgebracht wurden, wie Brachen und streifenförmige Elemente, stieg zwar um 23 % in Brandenburg und um 33 % in Niedersachsen bezogen auf den Basiszeitraum (2010 bis 2014), allerdings entspricht dies nur 4,4 %

beziehungsweise 2,5 % der für die Analyse berücksichtigten Ackerfläche. Somit hat die durch die GAP induzierte Änderung der Flächennutzung nur eine geringe Auswirkung auf das mittlere Umweltisiko. Eine Veränderung der Flächennutzung hin zu risikoarmen Nutzungstypen müsste zu deutlich höheren Anteilen stattfinden, um sich auf das räumliche Risikopotenzial (90. Perzentil) auszuwirken.

7 Abschätzung der Kosten des Greenings

7.1 Methoden

7.1.1 Betriebswirtschaftliche Analyse der Greening-Maßnahmen

Um die Kosten einer verstärkten Umsetzung von Extensivierungsmaßnahmen räumlich differenziert abzubilden, wurde ein Hochrechnungsansatz entwickelt, der es erlaubt, die kurz- bis mittelfristigen Opportunitätskosten einer Nutzungsextensivierung auf Basis einer Deckungsbeitragsrechnung abzubilden. Fixe Maschinen- oder Gebäudekosten bzw. Abschreibungen sowie Kapitalkosten werden hierbei nicht berücksichtigt. Der Ansatz führt die folgenden Datenquellen zusammen:

- ▶ landwirtschaftliche Landnutzung inkl. Tierhaltung auf Ebene der Gemeinden (Neuenfeldt et al., 2020),
- ▶ variable Bewirtschaftungskosten und variable Arbeitsaufwendungen sowie monetäre Erträge (KTBL, 2020; LfL, 2020),
- ▶ Daten zu den Naturalerträgen für die wichtigsten Ackerbaukulturen und die Milchviehhaltung auf Kreisebene (DeStatis, div. Jgg.a).

Die durchgeführte Modellierung basiert auf den Angaben zum Umfang von Pflanzenbau- und Tierhaltungsverfahren im Jahr 2016, den mittleren Naturalerträgen der Jahre 2014 bis 2018 sowie der Standarddeckungsbeiträge für denselben Zeitraum.

Da nur die kurz- bis mittelfristigen Anpassungskosten abgebildet werden sollen, wird davon ausgegangen, dass die zu modellierenden Politikänderungen keine Auswirkungen auf die lokalen Viehbestände haben. Weiterhin bilden alle Flächen in einer Gemeinde einen Regionshof und es erfolgt somit eine Auswahl der Flächen, die aus der Produktion genommen werden, ohne eine Berücksichtigung von Knappheiten auf Ebene der Einzelbetriebe. Definitionsgemäß fließen in die folgenden Betrachtungen öffentliche Transferzahlungen wie Prämien der 1. und 2. Säule der GAP nicht mit ein.

Aufgrund der verschiedenen Datenquellen wird ein vierstufiges Verfahren angewandt, um einen einzelnen, konsistenten Datensatz zu erhalten:

In einem ersten Schritt werden regionale Lücken in der Ertragsstatistik (z. B. aufgrund von Sperren aus Gründen des Datenschutzes) gefüllt. Im Regelfall werden gesperrte Werte durch den regionalen Mittelwert substituiert.

In einem zweiten Schritt werden für die Verfahren, für die die KTBL räumlich differenzierte Erträge auf der NUTS-II-Ebene ausweist, für jedes Jahr Erlös- und Kostenfunktionen jeweils getrennt geschätzt. Dazu wird ein Polynom 2. Grades verwendet (Formel 15), um Sättigungseffekte abzubilden. Für die weitere Regionalisierung werden nur Funktionen berücksichtigt, deren Gütemaß der statistischen Regression (r^2) mindestens bei 0,3 liegt. Damit wird sichergestellt, dass die Gesamtstreuung der Erträge der einzelnen Verfahren in Abhängigkeit ihrer Naturalerlöse hinreichend vom Schätzmodell abgebildet werden kann. Verfahren, für die keine Kosten- bzw. Erlösfunktionen hinreichender Güte geschätzt werden können bzw. für die keine regionalisierten Erträge vorliegen, werden entsprechend der regionalisierten Durchschnittskosten bzw. -erträgen auf Basis KTBL (2020) bewertet. Im Gegensatz zu den anderen variablen Kosten werden

die variablen Maschinenkosten und die unterstellten Arbeitszeitaufwendungen nicht regional differenziert. Die verwendete Schätzfunktion für die Schätzung der monetären Erträge ist:

$$(27) \quad E_{j,t} = a * n_{i,j,t} + b * (n_{i,j,t})^2 + u$$

- ▶ E = Erlös (in EUR)
- ▶ n = Naturalertrag
- ▶ i = Region. KTBL liefert Informationen für 38 Regionen. Diese entsprechen für Berlin, Brandenburg, Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Rheinland-Pfalz, Saarland, Schleswig-Holstein und Thüringen den Bundesländern und für die restlichen Bundesländern der NUTS-II-Ebene.
- ▶ j = Verfahren. Es wurden folgende Produktionsverfahren berücksichtigt: Milchviehhaltung sowie die Pflanzenbauverfahren Weichweizen und Spelz, Hartweizen, Roggen, Gerste, Hafer, Körnermais, Sonstiges Getreide, Eiweißpflanzen, Raps, andere Handelsgewächse und Ölfrüchte, Kartoffeln, Zuckerrüben, Silomais sowie sonstige Futterpflanzen.
- ▶ t = Wirtschaftsjahre 2000/2001 bis 2018/2019
- ▶ a, b, c = Regressionskoeffizienten
- ▶ u = Schätzfehler

Für die Kosten wird analog vorgegangen. Durch eine anschließende Korrektur wird für die Kosten und Erlöse sichergestellt, dass für jede Berichtsregion des KTBL, der Mittelwert der mit dem Ergebnis von Formel (27) gewichteten Kreiserträge den Angaben des KTBL entspricht. Mithilfe der abgeschätzten Parameter werden auf Grundlage der Naturalerträge aus dem Thünen Agraratlas die Standarddeckungsbeiträge auf Gemeindeebene für die einzelnen Verfahren berechnet.

In einem dritten Schritt erfolgt eine Korrektur des Verkaufspreises für Maissilage. Die Berechnungen des KTBLs gehen von einer Verwertung der Maissilage in der Rinderhaltung aus. Um die Bedeutung des Maisanbaus für die Produktion von Gärsubstraten für Biogasanlagen zu berücksichtigen, erfolgt eine Korrektur der Verkaufspreise. Wird die Maissilage als Gärsubstrat verkauft, wird in Anlehnung an AMI (2019) und KTBL (2020) ein um 1,20 EUR je dt FM höherer Verkaufspreis unterstellt. Der Umfang der Korrektur ist abhängig vom lokalen Viehbesatz und erfolgt v. a. in Regionen mit einem sehr geringen Viehbesatz (s. Tabelle 25). Ist der Viehbesatz kleiner als 0,5 RGV je ha HFF, so wird der gesamte Silomais mit dem höheren Verkaufspreis bewertet. Hier wird davon ausgegangen, dass die Silomaisproduktion nicht zur Versorgung des Viehbestandes benötigt wird. Ist der Viehbesatz auf Gemeindeebene hingegen größer als 1,0 RGV je ha HFF, so erfolgt keine Korrektur. In solchen Fällen wird unterstellt, dass die gesamte Silomaiserzeugung für die Versorgung des Rinderbestandes benötigt wird. Zwischen diesen Eckpunkten erfolgt eine lineare Interpolation des Anteils der Maiserzeugung, der mit einem höheren Marktpreis bewertet wird, in Abhängigkeit von der lokalen Viehbestandsdichte. Dieser Ansatz dürfte die wirtschaftliche Bedeutung der Biogaserzeugung tendenziell unterschätzen.

Tabelle 25: Anteil der Silomaiszerzeugung auf Gemeindeebene, der mit einem höheren Marktpreis bewertet wird, in Abhängigkeit vom lokalen Viehbesatz

Viehbesatz (in RGV je ha HFF)	Anteil des Silomaisanbaus der mit einem höheren Verkaufserlös bewertet wird
< 0,5	100 %
0,5-1,0	$1 - (\text{Viehbesatz} - 0,5) / 0,5$
> 1,0	0 %

Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

In einem vierten Schritt werden die Deckungsbeiträge aus der Tierhaltung auf die bewirtschaftete Fläche umgelegt. Hierbei sind zwei Prozessschritte zu unterscheiden. Der Deckungsbeitrag aus der Tierhaltung wird auf Flächen, die nicht zur Hauptfutterfläche zählen, in Abhängigkeit vom lokalen Viehbesatz (GV je ha LF) verteilt (s. Tabelle 26). Diese Verteilung der Deckungsbeiträge auf die Fläche berücksichtigt v. a. den Umstand, dass die Intensität der Tierhaltung durch die Düngeverordnung über die zulässigen Höchstausbringungsmengen an organisch gebundenem Stickstoff an die Flächen gebunden ist. Legt man die nach Düngeverordnung maximal zulässigen Ausbringungsmengen zugrunde, so entspricht die zulässige Obergrenze vereinfacht einem Viehbesatz von 2,0 GV je ha LF. Bei einem lokalen Viehbesatz von unter 1,25 GV je ha LF gehen wir davon aus, dass die verfügbare LF kein limitierender Faktor für den lokalen Viehbestand ist.

Tabelle 26: Anteil des Deckungsbeitrages aus der Viehhaltung, der auf die Fläche umgelegt ist, in Abhängigkeit vom lokalen Viehbesatz

Viehbesatz (in GV je ha LF)	Anteil des Deckungsbeitrages aus der Haltung von Raufutterfressern, der auf die Grünlandfläche umgelegt wird.
< 1,25	0 %
1,25-2,0	$(\text{Viehbesatz} - 1,25) / (2,0 - 1,25)$
> 2,0	100 %

Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Unabhängig davon wird der Deckungsbeitrag aus der Haltung von Raufutterfressern in einer Gemeinde immer auf die Hauptfutterfläche der Gemeinde umgelegt. Sollte der mittlere berücksichtigte Deckungsbeitrag je ha aus der Viehhaltung größer sein als der mittlere Deckungsbeitrag je ha HFF aus der Haltung von Raufutterfressern, wird der erste Wert auf die HFF umgelegt.

Um den Effekt einer zunehmenden Flächenverknappung bei einer stärkeren Extensivierung der Landwirtschaft abbilden zu können, kann die für die Umlage des Deckungsbeitrages zugrunde gelegte Fläche dynamisch angepasst werden. So sinkt mit einer zunehmenden Verpflichtung Flächen aus der Produktion zu nehmen, die Fläche, auf die der Deckungsbeitrag aus der Tierhaltung verteilt werden kann. So steigen die Grenzopportunitätskosten für eine weitere Stilllegung immer stärker an.

Um kleinräumige Unterschiede in der Standortgüte abzubilden, kann die Ackerfläche einer Gemeinde in bis zu fünf Ertragsstufen differenziert werden. Die prozentuale Verteilung der Flächen in die Ertragsstufen folgt einer Normalverteilung mit einem Variationskoeffizienten von 0,1 (s. Tabelle 27). D. h., die Standardabweichung der Naturalerträge beträgt 10 % des lokalen Durchschnittsertrages. Die Anbauanteile der einzelnen Kulturen an der Ackerfläche einer Ertragsstufe werden nicht standörtlich differenziert und entsprechen dem Schnitt auf Ebene der Gemeinde.

Tabelle 27: Anteil des Deckungsbeitrages aus der Viehhaltung, der auf die Fläche umgelegt ist, in Abhängigkeit vom lokalen Viehbesatz

Flächenanteil	Ertrag in % des lokalen Durchschnittsertrages
10 %	83 %
15 %	91 %
50 %	100 %
15 %	109 %
10 %	117 %

Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Ferner sind für das Modell die sogenannten „small-country-assumptions“ unterstellt, d. h. eine Verknappung des Angebots an Nahrungsmittel hat keinen Preiseffekt auf die Input- und Outputpreise.

Szenariodefinition

Der Kommissionsentwurf der EU-Biodiversitätsstrategie verankert das Ziel „*mindestens 10 % der landwirtschaftlichen Fläche wieder mit Landschaftselementen mit großer Vielfalt zu gestalten*“ (KOM, 2020). Laut den Vorstellungen der Kommission sollen hierzu insbesondere die Instrumente der GAP einen wesentlichen Beitrag leisten. Entsprechend des Kommissionsvorschlages der Strategieplan-VO (KOM, 2018) kommen für dieses Ziel insbesondere die folgenden Instrumente in Betracht: GLÖZ 7 (Mindestanteil nicht produktiver Flächen) der Konditionalitäten, die Ökoregelungen (Eco-Schemes) (Art. 28), Bewirtschaftungsverträge²³ (Art. 65) und nicht produktive Investitionen (Art. 68). Diese Instrumente unterscheiden sich aber wesentlich in ihrer Lenkungs- und Verteilungswirkung. Die Konditionalitäten definieren einen Standard, den alle Betriebe einhalten müssen, die flächenbezogene Zahlungen beziehen wollen. Dem gegenüber sind die Landwirt*innen frei, inwieweit sie Angebote aus der zweiten Säule in Anspruch nehmen wollen. Die Ökoregelungen können je nach Ausgestaltung in ihrer Wirkung eher der einen oder der anderen Variante entsprechen. Allerdings handelt es sich bei diesen im Gegensatz zu den Regelungen nach Art. 65 bzw. Art. 68 um eine bundeseinheitliche Regelung. In allen Fällen handelt es sich aber um freiwillige Maßnahmen, d. h. die Landwirt*innen werden die Maßnahmen im Regelfall nur dann umsetzen, wenn die Anpassungskosten geringer sind als die mit der Auflage verbundene Zahlung. Es stellt sich somit die Frage, welche Wirkungen und welche Kosten in Abhängigkeit von der Wahl des Instrumentes zu erwarten sind.

Vor diesem Hintergrund wurden mit dem entwickelten Modellansatz mehrere Szenarien gerechnet, um die Höhe und Verteilung der Opportunitätskosten im landwirtschaftlichen Sektor zu bestimmen. Die Szenarien beziehen sich auf das Ackerland. Hier ist relativ klar, dass die Herausnahme von Flächen aus der Produktion im Regelfall mit positiven Umwelteffekten verbunden ist. Im Hinblick auf das Grünland gibt es keine eindeutige Positionierung vonseiten der Wissenschaft, wie eine Nutzungsaufgabe aussehen sollte und in welchem Umfang sie überhaupt zu einer nennenswerten Änderung der Flächenbewirtschaftung führt. Hier sei darauf verwiesen, dass 2016 über 40 % des Dauergrünlandes in Deutschland in Betrieben liegt, deren Viehbesatz unter 1 GV je ha HFF liegt (vgl. Kapitel 4.2.2). Zumindest für diese Betriebe dürfte eine pauschale Auflage bis zu 10 % ihrer Fläche aus der Produktion zu nehmen, kaum wirtschaftliche

²³ Entspricht den Agrar-Umwelt-Maßnahmen, dem Ökolandbau und den nicht-investiven Tierschutzmaßnahmen in der jetzigen Förderperiode.

Auswirkungen haben. Für Dauerkulturen zeigen überschlagsmäßige Rechnungen, dass die Wertschöpfung auf diesen Flächen im Vergleich zur normalen Ackernutzung so hoch ist, dass diese Betriebe auf eine pauschale Auflage eher mit der Zupacht von Ackerflächen reagieren und diese dann aus der Produktion nehmen, statt Teile ihrer eigenen Produktionsfläche stillzulegen.

Durch die Variation von drei Faktoren ergeben sich zwölf Szenarien, die dem folgenden Kapitel 7.2.1 zugrunde liegen. Diese Faktoren sind:

- Art der Umsetzung der Stilllegung (zwei Varianten),
- Berücksichtigte Kosten (drei Varianten),
- Gewähltes Umsetzungsinstrument (zwei Varianten).

Nicht berücksichtigt werden die Anlage- und Pflegekosten für Brachen, da diese stark von der Höhe der Auflagen und kaum vom gewählten Instrument abhängen.

Hinsichtlich der Art der Umsetzung der Stilllegungsverpflichtung werden zwei Varianten unterschieden: Umsetzung als einjährige Maßnahme sowie mehrjährige lagetreue Maßnahme. Die einjährige Variante muss nur mit den schwächsten Kulturen in der Fruchtfolge konkurrieren statt mit der ganzen Fruchtfolge, die substituiert wird. Aus diesem Grund sind die Opportunitätskosten niedriger. Sie hat aber den Nachteil, dass ihre Leistungen insbesondere für den Schutz der Biodiversität deutlich geringer sind (vgl. u. a. Nitsch et al., 2017; Wagner et al., 2014).

Für die Kostenkalkulation werden drei Ansätze unterschieden. Der erste berücksichtigt nur die variablen Kosten, die vom KTBL bei der Ableitung der Standarddeckungsbeiträge genutzt werden. Vom KTBL werden weder variable Maschinenkosten noch variable Arbeitskosten berücksichtigt, da diese stark von den betrieblichen und standörtlichen Gegebenheiten abhängen. Der zweite Ansatz berücksichtigt die variablen Maschinenkosten je Verfahren in einer Höhe, die sich am deutschen Durchschnitt orientieren. Aufgrund von Kostendegressions- und standörtlichen Effekten dürfte der Ansatz tendenziell zu einer Überschätzung der Kosten auf den ebenen, durch große Betriebe bewirtschafteten Standorten Nordostdeutschlands führen und zu einer Unterschätzung auf Standorten in den Mittelgebirgslagen Süd- und Westdeutschlands. In der Dritten werden zusätzlich zur Standortheterogenität und Maschinenkosten die variable Arbeitskosten i. H. v. 10 EUR je Akh (Arbeitskraft-Einheit in der Stunde) in Abzug gebracht. Dieser Ansatz dürfte für Lohnarbeitskräfte deutlich zu niedrig sein, bei flächenknappen Familienbetrieben liegt die Grenzverwertung der Arbeitskraft aber oft deutlich unter diesem Wert.²⁴

Im Hinblick auf die Erreichung des Zieles „Ackerflächen aus der Produktion zu nehmen“ werden zwei Instrumente betrachtet. Das erste implementiert einen Marktansatz, d. h. es wird deutschlandweit eine Prämie ausgelobt, und alle Flächen, deren Opportunitätskosten geringer als die Prämie sind, werden aus der Produktion genommen. Dieses Instrument entspricht prinzipiell dem ökonomischen Wirkungsmechanismus von Bewirtschaftungsverträgen in der 2. Säule. D. h., in Gemeinden mit geringen Opportunitätskosten wird ein hoher Anteil der Ackerfläche aus der Produktion genommen, während in Gemeinden mit hohen Opportunitätskosten ein geringer Anteil oder evtl. sogar überhaupt keine Flächen. Das andere Instrument bildet den Wirkungsmechanismus von pauschalen Auflagen wie den Konditionalitäten ab. Je Gemeinde muss ein bestimmter Anteil der Ackerfläche aus der Produktion genommen werden. Hier erfolgt lediglich eine Optimierung über die verdrängten Kulturen.

²⁴ Lt BMEL (2019, S. 59) lag der Gewinn plus Personalaufwand in Jahren 2013-2018 im Schnitt bei gut 32.000 EUR je Arbeitskraft. Dies entspricht bei 2.000 Akh je Arbeitskraft einer durchschnittlichen Arbeitsentlohnung von 16 EUR je Akh.

7.1.2 Abschätzung der Kosten des Greenings

Um die Kosten der Umsetzung des Greenings, mit seinen drei Auflagen zur Bereitstellung von ÖVF, der Sicherstellung eines Mindestmaßes der Kulturartendiversität und dem Grünlandschutz abzuschätzen, werden verschiedene Ansätze kombiniert. Der erste Schritt für die Abschätzung der Kosten ist die Abklärung der betrachteten Wirkungspfade. Prinzipiell verändert das Greening über mehrere Wirkungspfade die potenzielle Einkommenswirkung von Zahlungen der ersten und zweiten Säule der GAP. Hier sind zu nennen:

- Zusätzliche Bewirtschaftungskosten, die unmittelbar mit den Auflagen verbunden sind,
- Opportunitätskosten aufgrund von Auflagen, die betriebswirtschaftlich vorzüglichere Bewirtschaftungen ausschließen,
- Reduzierung/Wegfall von Zahlungen der 2. Säule, da die Referenz (Baseline) durch das Greening angehoben wurde.

Tabelle 28 gibt einen Überblick über die der Abschätzung zugrunde liegenden Flächenumfänge und Kosten. In den folgenden Ausführungen gehen wir davon aus, dass das Greening nicht zu einer Veränderung der Produktpreise führt.

Tabelle 28: Übersicht über die für die Abschätzung der Kosten des Greenings in Deutschland zugrunde gelegten Flächenumfänge und betriebswirtschaftlichen Kosten

Greening-Regelung	Wirkungspfad	Hektar	Opportunitäts- und zusätzliche Bewirtschaftungskosten (in EUR je ha)
ÖVF	zstl. Brachflächen		
	davon einjährig	40.000	380
	davon mehrjährig	80.000	650
	Brachen mit reduzierter Förderung AUKM (z. B. Blühflächen)	20.000	380
	Anbau zstl. Zwischenfrüchte	540.000	75
	Wegfall der AUKM-Förderung für Zwischenfrüchte	120.000	75
	Anbau zstl. Leguminosen	35.000	150
Kulturartendiversität	Höhere Transportkosten aufgrund lokaler Verlagerung des Maisanbaus	75.000	250
Grünlandschutz	Geringere Wertschöpfungspotenzial auf Grünlandflächen, die nicht in Ackerland umgewandelt werden konnten	155.000	220

Quelle: eigene Zusammenstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die Basis für die Kostenabschätzung sind die von den Betrieben angemeldete ÖVF. Der Anteil dieser Flächen liegt, bezogen auf die AF in Deutschland, bei über 6 % der AF (Deutscher Bundestag, 2019) deutlich größer als der notwendige Mindestumfang (5 %) lt. EU-VO 1307/2013. Betrachtet man nur die Betriebe, die eine ÖVF-Verpflichtung haben, liegt dieser

Anteil sogar bei knapp 7 % (vgl. Kapitel 4.2.1.1). Für die Kosten der ÖVF werden folgende Mechanismen betrachtet:

- ▶ Brachlegung zusätzlicher Flächen,
- ▶ Zusätzliche Anlage von Zwischenfrüchten,
- ▶ Reduzierte Förderung bzw. Wegfall der Förderung für Zwischenfrüchten bzw. Blühflächen und vergleichbare Maßnahmen in der 2. Säule,
- ▶ Verstärkter Anbau von Leguminosen.

Von 2014 auf 2015 nahm zeitgleich mit der Einführung des Greenings die Fläche an Ackerbrachen um 120.000 ha zu (DeStatis, div. Jgg.a). So kann davon ausgegangen werden, dass diese Zunahme ursächlich dem Greening zugerechnet werden kann. Die Analysen im Kapitel 3.2.4 zeigen, dass in den betrachteten Bundesländern ein Großteil der Brachen mehrjährig ist. Vor diesem Hintergrund wird unterstellt, dass 1/3 der neu angelegten Ackerbrachen einjährig sind und 2/3 mehrjährig. Ein- und mehrjährige Brachen unterscheiden sich deutlich in den Opportunitäts- und Bewirtschaftungskosten. Die Opportunitätskosten sind bei einjährigen Brachen niedriger, da hier die Brache nur gegen das schwächste Glied der Fruchtfolge konkurriert. Bei mehrjährigen Brachen wird hingegen die gesamte Fruchtfolge verdrängt. Die Abschätzung der Opportunitätskosten der Brachlegung erfolgt auf Basis der Ergebnisse aus Kapitel 7.2.1. Demnach betragen für eine einjährige Brache die Opportunitätskosten im Schnitt 280 EUR pro ha, wenn je Gemeinde zusätzlich 5 % der Ackerfläche aus der Produktion genommen werden muss. Werden die Flächen dauerhaft aus der Produktion genommen, liegen die Opportunitätskosten im Schnitt bei ungefähr 600 EUR je ha. Die Bewirtschaftungskosten einer Brache orientieren sich an LfL (2020). Wobei bei mehrjährigen Brachen nur einmalig Saatgutkosten anfallen und diese über die gesamte Förderperiode verteilt werden. In der aktuellen Förderperiode fördern die Bundesländer auf ungefähr 80.000 ha die Anlage von Blühflächen, Blüh- und Ackerrandstreifen über die Agrarumweltmaßnahmen der 2. Säule (Freese, 2020). Basierend auf den Ergebnissen von Lakner et al. (2017) wird davon ausgegangen, dass ein Viertel dieser 2. Säule Maßnahmen auf ÖVF realisiert wird. In diesem Fall reduziert sich die Zahlung aus der 2. Säule für die Betriebe um 380 EUR je ha (vgl. u. a. ML, 2016).

Im Hinblick auf den Zwischenfruchtanbau wird unterstellt, dass aufgrund des Greenings auf 540.000 ha zusätzlich Zwischenfrüchte angebaut worden sind. Diese Fläche entspricht der Veränderung des Anbaus an Zwischenfrüchten lt. Agrarstrukturerhebung zwischen 2010 und 2016 (DeStatis, div. Jgg.a). Gleichzeitig reduzierte sich die Fläche der über die 2. Säule geförderten Zwischenfrüchte um 120.000 ha mit dem Wechsel der Förderperiode (Freese, 2020). Diese Flächen werden mit Kosten i. H. v. 75 EUR je ha bewertet. Dieser Wert ergibt sich aus Bewirtschaftungskosten i. H. v. 105 EUR je ha (LfL, 2020) und einem reduzierten Düngungsbedarf aufgrund des besseren Nährstoffrückhaltes auf der Fläche i. H. v. 30 EUR je ha. Dies entspricht einem um 25 kg reduzierten Düngerbedarf für Stickstoffdünger je ha und stimmt mit dem Regelfördersatz für Zwischenfrüchte in der GAK überein.

Die InVeKoS-Auswertungen für die betrachteten Bundesländer zeigen, dass in den zur Bereitstellung von ÖVF verpflichtenden Betrieben schon vor 2015 in erheblichem Maße Leguminosen angebaut wurden. Um die Fläche abzuschätzen, die durch das Greening zusätzlich an Leguminosen angebaut wird, gingen wir folgendermaßen vor. Im ersten Schritt wurde für die Jahre 2013 bis 2017 die mit Leguminosen bestellte Fläche in den Betrieben ermittelt, die ab 2015 zur Bereitstellung von ÖVF verpflichtet waren. Dabei zeigt sich, dass knapp 40 % der Leguminosenfläche in den Jahren nach Einführung des Greenings schon vorher zu finden war. Im zweiten Schritt

unterstellen wir, dass dieser Anteil auch für die sonstigen Bundesländer gilt. So ergibt sich eine Fläche von ungefähr 75.000 ha auf den als ÖVF gemeldete Leguminosen stehen, deren Anbau auch unabhängig vom Greening erfolgt wäre. Daraus resultiert ein durch das Greening induzierter zusätzlicher Anbau in einer Größenordnung von 100.000 ha in den Jahren 2015 bis 2017. Mit der Einführung des Verbots des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln auf ÖVF im Jahr 2018 reduzierte sich der Umfang, der als ÖVF gemeldeten Leguminosen deutlich auf ungefähr 90.000 ha. In einem dritten Schritt unterstellen wir, dass die 75.000 ha Leguminosen weiterhin unabhängig vom Greening angebaut würden. Somit schreiben wir ab 2018 lediglich 15.000 ha Leguminosen dem Greening zu. Für die Bewertung der Opportunitätskosten gehen wir viertens davon aus, dass der Leguminosenanbau vorrangig etwas schwächere Glieder der Fruchtfolge verdrängt und zwar Wintergerste, Stoppelweizen, Hafer und Roggen. Vor diesem Hintergrund wurden Opportunitätskosten auf Basis des Unterschiedes in den Deckungsbeiträgen zwischen diesen Getreiden und den einschlägigen Leguminosen mit 150 EUR je ha ÖVF-Leguminose angesetzt (KTBL, 2020).

Die Regelungen zur Kulturartendiversität führten in Deutschland fast ausschließlich bei Betrieben mit einem hohen Anteil Silomais zu Anpassungsreaktionen (vgl. Forstner et al., 2012). Die Analyse der InVeKoS-Daten für die Bundesländer Niedersachsen, Rheinland-Pfalz und Hessen zeigt, dass aufgrund der Regelung zur Kulturartendiversität der Silomaisanbau um 19.000 ha reduziert wurde. Rechnet man diesen Wert auf Basis des Anteils dieser Bundesländer an der gesamtdeutschen Anbaufläche von Silomais hoch, so ergibt sich eine Reduktion des Silomaisanbaus um 75.000 ha in Betrieben mit sehr hohen Anteilen von Mais an der Ackerfläche. Die Gesamtfläche des Silomaisanbaus in Deutschland blieb allerdings nahezu konstant und hat, wenn überhaupt, leicht zugenommen. Somit dürfte die Einführung der Auflage zur Kulturartendiversität nur zu einer geringfügigen Verlagerung auf lokaler bzw. regionaler Ebene geführt haben. Vor diesem Hintergrund wird unterstellt, dass die Transportkosten im Schnitt um 180 EUR je ha steigen.²⁵ Zusätzlich werden pauschal zusätzliche Transaktionskosten von 70 EUR je ha angenommen.

Die Bewertung der Kosten des Grünlandschutzes für die Betriebe basiert auf der Differenz der Neupachtpreise zwischen Acker- und Grünlandflächen in den einzelnen Bundesländern (DeStatis, 2017b). Im Kern der Abschätzung steht die Frage, wie viel Grünland umgebrochen worden wäre, wenn lediglich ordnungsrechtliche Regelungen zum Grünlandschutz in Kraft wären und keine Regelungen im Förderrecht. Hierbei ist es erstmal unerheblich, ob diese Regelung wie aktuell im Greening verankert sind oder wie in der letzten Förderperiode im Cross-Compliance. In die Analyse flossen BW, MV und SH nicht ein, da in diesen Bundesländern bereits zu Beginn des Grünlandschutzes im Greening ein weitestgehendes ordnungsrechtliches Umbruch- bzw. Umwandlungsverbot für Grünland bestand. Für die anderen Bundesländer wurde die mittlere jährliche durchschnittliche absolute Abnahme (in ha) der Grünlandfläche berechnet. Der Beginn des Betrachtungszeitraum war 2005. Das Ende des Zeitraumes variiert zwischen den Bundesländern. Es ergibt sich entweder dadurch, dass ein Umwandlungsverbotes im Zuge der Umsetzung der Cross-Compliance Vorschriften in Kraft trat oder im Zuge der Einführung des Greenings. Diesem Ansatz folgend wurden aufgrund der Regelungen des Greenings 155.000 ha Grünland nicht in Ackerland umgewandelt. Legt man die Entwicklungen der Grünlandfläche in den einzelnen Bundesländern und die Differenz in den Pachtpreisen zu Grunde, so ergibt sich eine durchschnittliche Pachtpreisdifferenz von 218 EUR je ha und Jahr. Dieser Wert wird als Grundlage für die Berechnung der Kosten des Grünlandschutzes herangezogen.

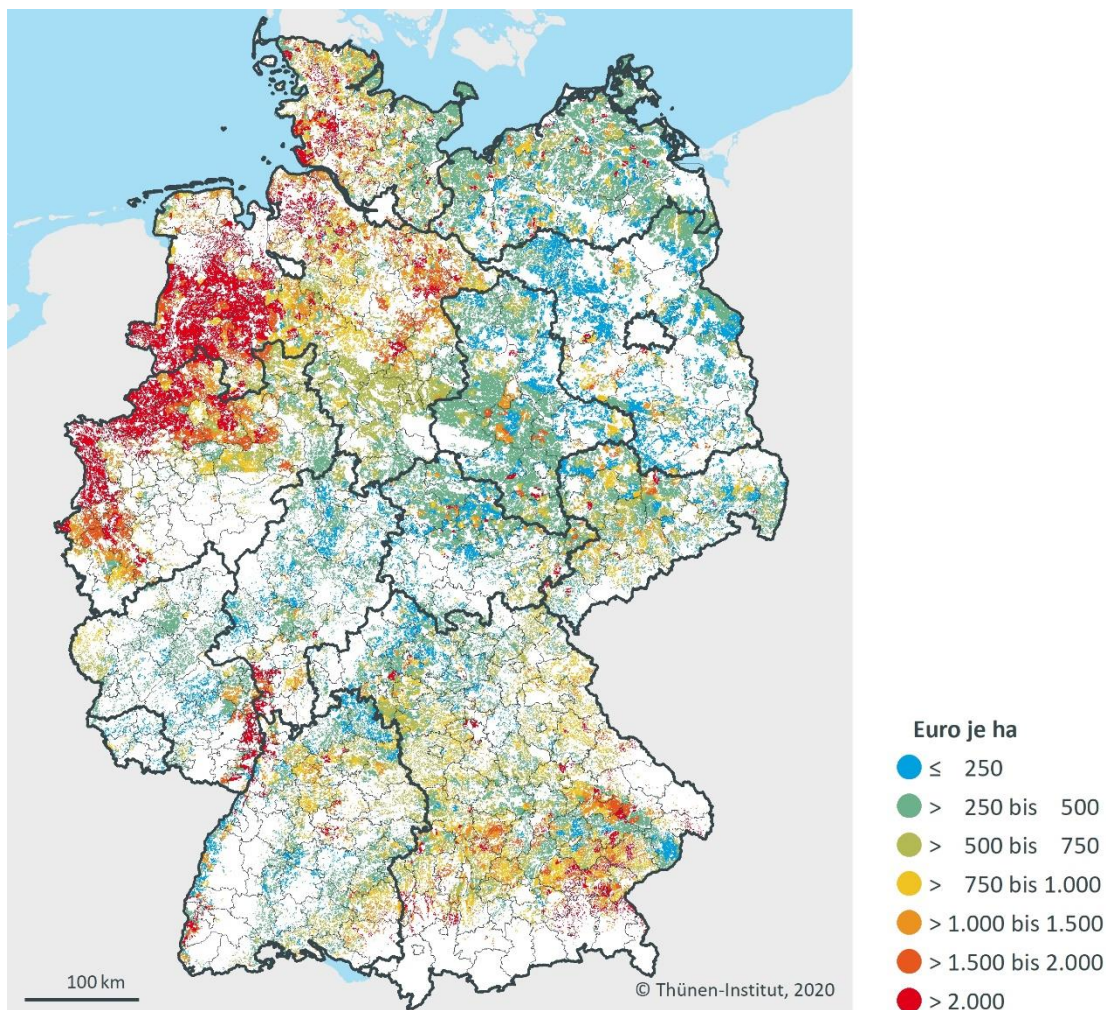
²⁵ Zunahme aufgrund gestiegener Entfernungen für den Transport der Frischmasse von 2 km auf 14 km. Kostenansatz nach LfL (2020).

7.2 Ergebnisse

7.2.1 Betriebswirtschaftliche Analyse der Greening-Maßnahmen

Da ein bestimmter Anteil der Agrarlandschaft bereits nicht genutzt ist, z. B. bestehende Brache oder Landschaftselemente, gehen wir in einem ersten Schritt davon aus, dass lediglich 5 % der Ackerfläche zusätzlich stillgelegt werden müssen, um die Ziele der EU-Biodiversitätsstrategie „mindestens 10 Prozent der landwirtschaftlichen Fläche wieder mit Landschaftselementen mit großer Vielfalt“ zu erreichen (KOM, 2020).

Abbildung 84: Grenzopportunitätskosten der Betriebe bei der zusätzlichen mehrjährigen lage-treuen Stilllegung von 5 % der Ackerfläche



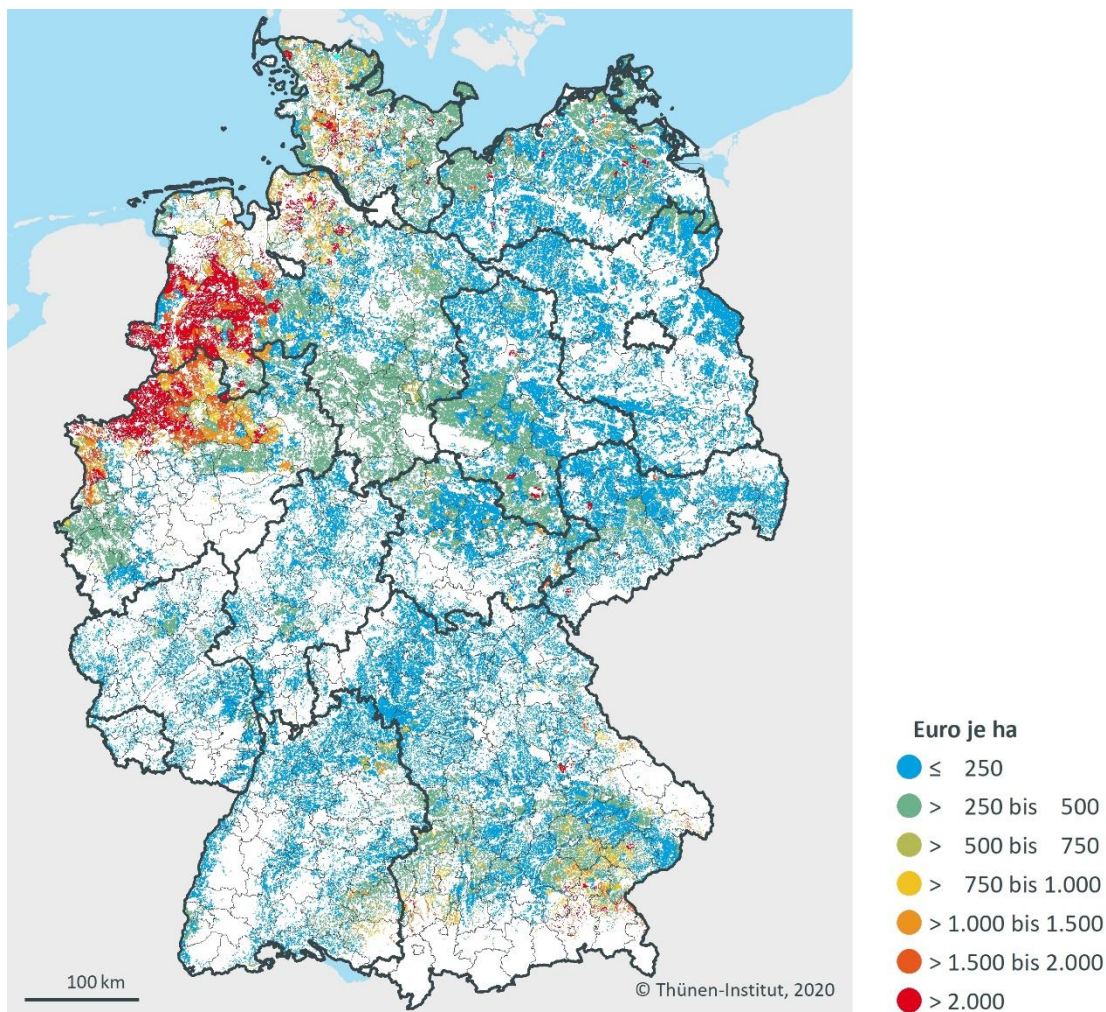
Quelle: eigene Berechnungen auf Basis (Neuenfeldt et al., 2020; LfL, 2020; KTBL, 2020; DeStatis, div. Jgg.a), Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Abbildung 84 zeigt die räumliche Verteilung der Grenzopportunitätskosten für die landwirtschaftlichen Betriebe, wenn diese je Gemeinde 5 % der Ackerfläche lagertreu stilllegen müssten. Die Grenzopportunitätskosten sind die Opportunitätskosten, die dem Grenzanbieter mindestens gezahlt werden müssten, damit das beabsichtigte Angebot an Brachflächen (auf lokaler Ebene) erreicht wird. Für das abgebildete Szenario wurden die variablen Maschinenkosten aber nicht die Arbeitszeit monetär bewertet. Die Abbildung zeigt, dass in einem großen Streifen, der sich von Südwesten nach Nordosten quer durch Deutschland zieht, die Opportunitätskosten nahezu flächendeckend unterhalb von 500 EUR je ha liegen. In großen Teilen Brandenburgs und des

Saarlandes sogar unter 250 EUR. Dem gegenüber liegen in Regionen, die eine intensive Tierhaltung vorweisen (Nord-Westdeutschland vom Niederrhein bis in die schleswig-holsteinische Geest sowie das Allgäu und das südöstliche Bayern vom Rosenheimer Becken entlang von Inn und Traun bis zur Donau) die Opportunitätskosten meist über 2.000 EUR. Grund hierfür ist, dass die Tierdichten sehr hoch sind und eine Verknappung der bewirtschafteten Ackerfläche ohne eine Abstockung der Tierbestände kaum möglich ist. Ferner sind Regionen mit einer hohen Bedeutung des Gemüsebaus bzw. intensiven Hackfruchtbaus (Rheinhessen, Landkreis Uelzen, Dithmarschen, mittlerer Neckarraum oder das Markgräfler Land) durch hohe Opportunitätskosten geprägt, wenn Flächen komplett aus der Fruchtfolge genommen werden.

Sind einjährige Maßnahmen zulässig, um das 5 % Ziel zu erreichen, entspricht die räumliche Verteilung von Regionen mit hohen und niedrigen Opportunitätskosten weitestgehend der vorhergehenden Variante (s. Abbildung 85). Allerdings sind in den Regionen, die durch einen hohen Anteil an Sonderkulturen bei geringen Viehdichten geprägt sind, die Opportunitätskosten deutlich niedriger als im vorangegangenen Szenario, da einjährige Brachen einen nennenswerten Anteil an relativ ertragsschwachen Marktfruchtkulturen substituieren.

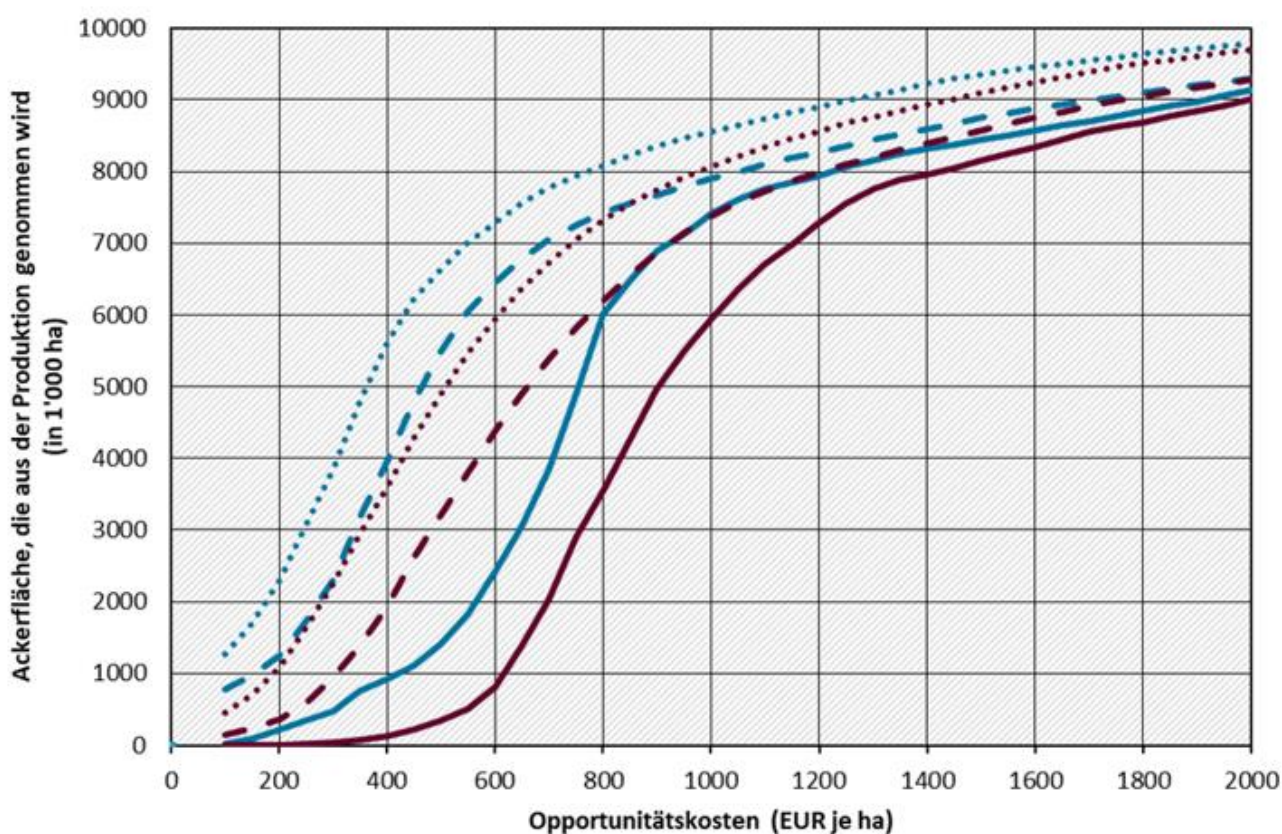
Abbildung 85: Grenzopportunitätskosten der Betriebe bei der zusätzlichen Stilllegung von 5 % der Ackerfläche mit einjährigen Maßnahmen



Quelle: eigene Berechnungen auf Basis (Neuenfeldt et al., 2020; LfL, 2020; KTBL, 2020; DeStatis, div. Jgg.a), Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Abbildung 86 stellt die Entwicklung des Umfanges der stillgelegten Ackerfläche in Deutschland in Abhängigkeit von der Höhe des gewährten Ausgleiches für die Opportunitätskosten und der Art der Verpflichtung dar. Die Darstellung zeigt, dass der Umfang der bereitgestellten Ackerfläche nicht linear auf die Höhe der Opportunitätskosten reagiert. Unabhängig von den gewählten Annahmen gibt es immer einen Bereich der Opportunitätskosten, der ungefähr eine Spanne von 400 EUR je ha umfasst, in dem der Umfang der bereitgestellten Ackerfläche sehr sensitiv reagiert. Werden einjährige Maßnahmen betrachtet, so führt die Berücksichtigung von variablen Maschinenkosten und der lokalen Standortheterogenität dazu, dass sich die Angebotskurven 200 bis 300 EUR nach links verschiebt, d. h. beim selben Prämienniveau wird mehr Fläche bereitgestellt. Die Berücksichtigung eines Lohnansatzes von 10 EUR je Akh verschiebt die Angebotskurven um weitere 100 bis 200 EUR nach links. Der maximale Gesamtumfang der aus der Produktion genommenen Ackerfläche reagiert so gut wie gar nicht auf die Veränderung der Annahmen. Dies liegt v. a. daran, dass annahmebedingt der Viehbestand nicht reduziert werden kann.

Abbildung 86: Umfang der Stilllegung von Ackerflächen in Abhängigkeit von den Opportunitätskosten der Bewirtschaftung und der Art der Verpflichtung



	A	B	C
	SDB lt. KTBL	A) abzgl. var. Maschinenkosten und lokale Standortheterogenität	B) abzgl. Lohnansatz (10 EUR p. Akh)
Einjährige Brache	—	—	—
Mehrjährige Brache	—	—	—

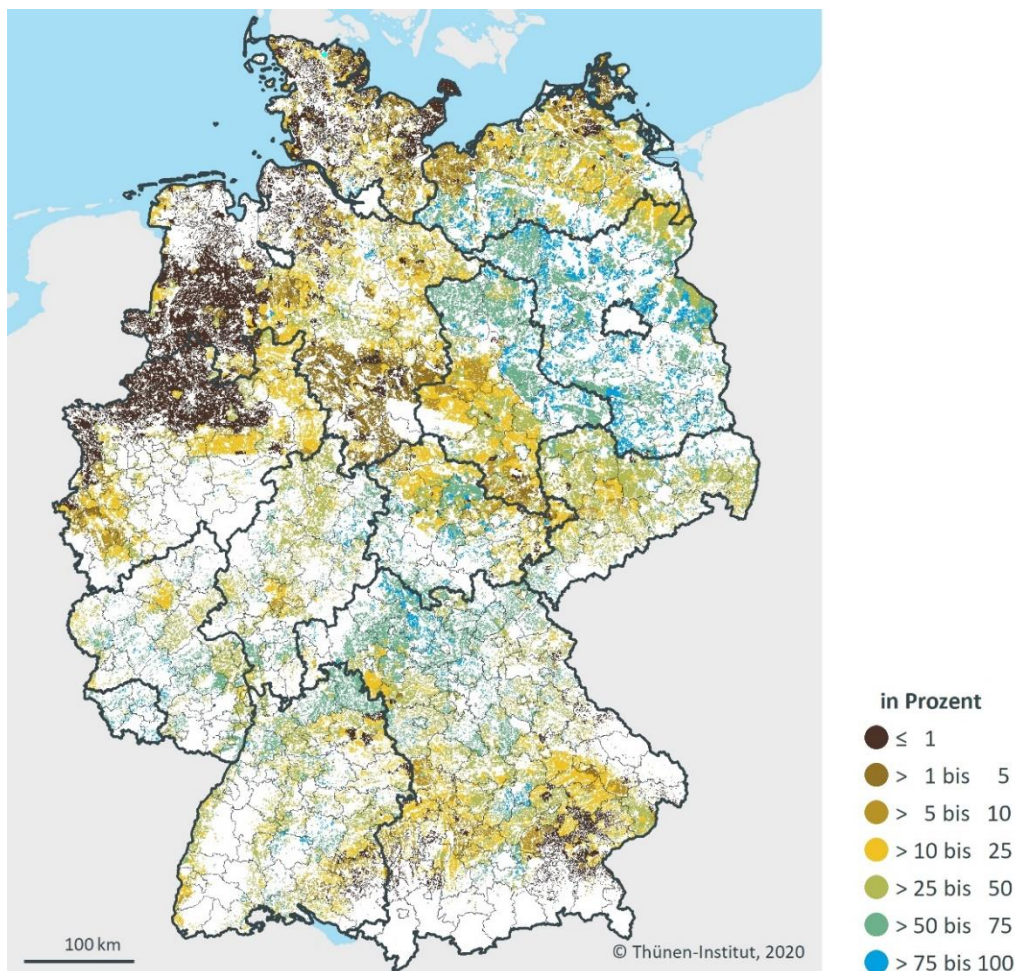
Akh: Arbeitskrafteinheit in der Stunde, SDB: Standarddeckungsbeitrag in EUR, KTBL: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V.

Quelle: eigene Berechnungen auf Basis (Neuenfeldt et al., 2020; LfL, 2020; KTBL, 2020; DeStatis, div. Jgg.a), Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Sollen mehrjährige und lagetreue Brachen statt einjähriger Brachen etabliert werden, sind die Opportunitätskosten deutlich höher, da in diesem Fall nicht nur die schwächste(n) Kultur(en), sondern die gesamte Fruchtfolge verdrängt wird. Bei sonst gleichen Annahmen fallen die Opportunitätskosten ungefähr 100 bis 200 EUR je ha höher aus um Flächen in einer vergleichbaren Größenordnung bereitzustellen (Abbildung 86). Der Abstand zwischen den Grenzkosten einer einjährigen zu mehrjährigen Ausgestaltung verringert sich tendenziell, wenn Maschinen- und Lohnkosten berücksichtigt werden. Dies ist logisch einsichtig, da der Bewirtschaftungsaufwand auf stillgelegten Flächen deutlich unter demjenigen von bewirtschafteten Flächen liegt.

Die Unterschiede in den Opportunitätskosten spiegeln sich auch in der räumlichen Verteilung der Ackerbrachen wider, wenn die Bereitstellung dieser lediglich über die Prämienhöhe gesteuert würde. Für mehr als die Hälfte der bewirtschafteten Ackerfläche in einem Streifen vom Nordosten Brandenburgs bis in das Saarland liegt der Deckungsbeitrag aus der Bewirtschaftung unter 350 EUR je ha. Dies bedeutet, dass in diesen Gemeinden der Ausgleich der Opportunitätskosten in dieser Höhe zur Herausnahme von Flächen aus der Produktion führt. Auf der anderen Seite würden in den intensiv bewirtschafteten Regionen im Nordwesten und Süden Deutschlands bei einem Ausgleich der Opportunitätskosten in dieser Größenordnung selbst bei einer einjährigen Verpflichtungsdauer so gut wie keine Flächen stillgelegt (s. Abbildung 87). Für die Bereitstellung mehrjähriger Brachen ist die räumliche Verteilung weitestgehend deckungsgleich.

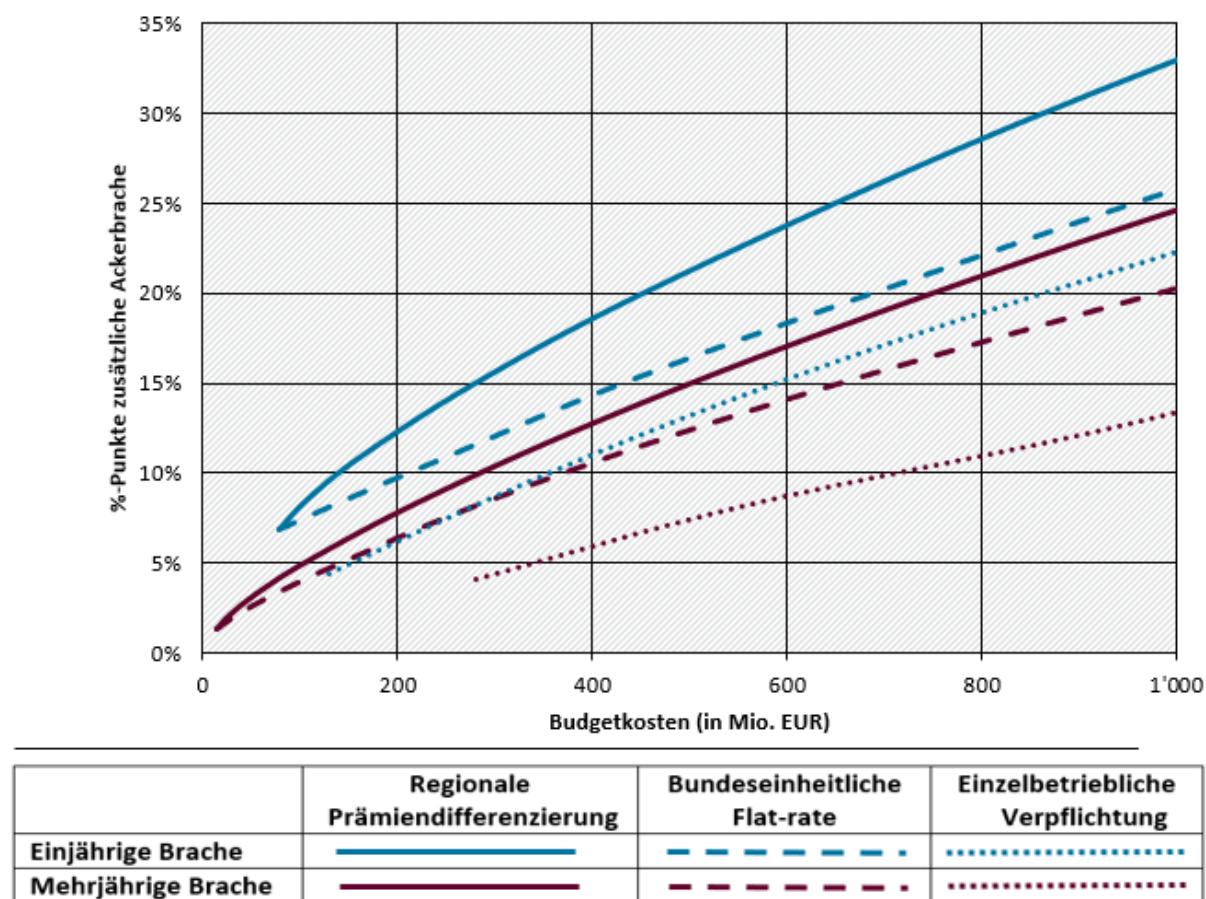
Abbildung 87: Anteil der Ackerbrachen an der AF bei einem Ausgleich der Opportunitätskosten i. H. v. 350 EUR je ha für einjährige Maßnahmen



Quelle: eigene Berechnungen auf Basis (Neuenfeldt et al., 2020; LfL, 2020; KTBL, 2020; DeStatis, div. Jgg.a), Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Prinzipiell wenig verwunderlich steigt der erreichbare Flächenanteil, der aus der Produktion genommen werden kann, mit dem eingestellten Budget (s. Abbildung 88). Je nach Variante werden 60 bis 350 Mio. EUR p. a. benötigt um zusätzliche 5 % der Ackerfläche stillzulegen. Soll dieser Wert 10 % erreichen, erhöht sich das benötigte Budget auf 140 bis 710 Mio. EUR p. a.. Allerdings beeinflusst nicht nur der Zielumfang das benötigte Budget wesentlich, sondern auch welches Instrument gewählt wird bzw. ob einjährige oder mehrjährige Brachen umgesetzt werden sollen. Etwas vereinfacht betragen die Budgetkosten, bei gleichem Flächenumfang an zusätzlichen Ackerbrachen, bei einer Umsetzung über eine Marktlösung nur knapp die Hälfte im Vergleich zu einer Umsetzung über eine pauschale nicht weiterdifferenzierte Auflage. Eine nahezu perfekte Prämiendifferenzierung²⁶ würde es im Vergleich zu einer Einheitsprämie erlauben, die Budgetkosten um ungefähr weitere 40 % zu reduzieren. Der kostensenkende Effekt einer Prämiendifferenzierung ist umso größer, je größer der Flächenumfang ist, der aus der Produktion genommen werden soll. Bei gleicher avisierter Fläche an Brachen muss ungefähr das doppelte Budget zum Ausgleich der Opportunitätskosten bereitgestellt werden, wenn die Brachen verpflichtend mehrjährig und lagertreu sein müssen.

Abbildung 88: Anteil zusätzlicher Ackerbrachen an der Ackerfläche in Abhängigkeit vom verfügbaren Budget und dem zur Implementierung gewählten Instrument



Nur Opportunitätskosten berücksichtigt; variable Maschinenkosten und Standortheterogenitäten berücksichtigt, aber keine Lohnkosten.

Quelle: eigene Berechnungen auf Basis (Neuenfeldt et al., 2020; LfL, 2020; KTBL, 2020; DeStatis, div. Jgg.a), Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

²⁶ Die Prämien zum Ausgleich der Opportunitätskosten wurden in Schritten von 50 EUR je ha gestaffelt.

7.2.1.1 Zusammenfassung und Diskussion

Die Größenordnung und die regionale Verteilung der Höhe der Opportunitätskosten deckt sich prinzipiell mit den Ergebnissen von Lakner und Oppermann (2018). Lakner und Oppermann schätzten auf Basis von Daten des Testbetriebsnetztes für 20 Einzelbetriebe, die typisch für die unterschiedlichen deutschen Agrarregionen sind, die Kosten für die Umsetzung eines Ansatzes, der insbesondere die Biodiversitätsleistungen der Landwirtschaft fördern soll. Ein wesentliches Element ihres Vorschlages sind Maßnahmen, die zu einer deutlichen Reduzierung der Produktion an Marktgütern führen und somit vom ökonomischen Wirkmechanismus mit dem vorgestellten Ansatz vergleichbar sind. Auch bei ihnen war bei hohen, aber noch realistischen Prämienhöhen die Teilnahme an einem derartigen Programm für intensive Tierhaltungsbetriebe nicht wirtschaftlich attraktiv. Auch die regionale Verteilung und die Größenordnung der Opportunitätskosten für die zehn Betriebe des F. R. A. N. Z.-Projektes liegt in der jeweils vom gewählten Modellansatz präsentierten Größenordnung (Stupak und Sanders, 2020). Stupak und Sanders (2020) bestimmten auf Basis der einzelbetrieblichen Daten und Anpassungsreaktionen die Opportunitätskosten über die Fruchtfolge bzw. die verdrängten Kulturen. Der große Unterschied in den Opportunitätskosten zwischen einjährigen und mehrjährigen Brachen dürfte ein wesentlicher Grund für die beobachtete Präferenz der Landwirt*innen für die Umsetzung von Brachen als ein- oder zweijährige Maßnahmen sein (Kapitel 3.2.4). Die Aggregation aller Betriebe einer Gemeinde dürfte zu einer Unterschätzung der kurzfristigen Opportunitätskosten führen, da dieser Ansatz die Flexibilität der Betriebe überschätzt.

Für die regionalisierte Abschätzung der Opportunitätskosten wurden die Lohnkosten nicht berücksichtigt. Eine Berücksichtigung der Lohnkosten führt wie dargestellt prinzipiell dazu, dass die Opportunitätskosten deutlich sinken. Im Hinblick auf die regionale Verteilung dürften die Effekte aber eher gering sein. Der unterstellte Lohnansatz von 10 EUR je Akh ist für Lohnarbeitskräfte sicherlich zu niedrig angesetzt, andererseits werden Lohnarbeitskräfte eher in flächenstärkeren Betrieben eingesetzt, bei denen der Arbeitsaufwand je Fläche aufgrund der wirtschaftlich günstigeren Flächenstruktur und der anderen Mechanisierung deutlich unterhalb der angenommenen Werte liegen wird. Viele Familienbetriebe erreichen aber keine 10 EUR je Akh und hier ist die wirtschaftliche Zielgröße das Gesamteinkommen das aus der Landwirtschaft generiert werden kann und nicht die Entlohnung je Stunde. Insbesondere in den kleiner strukturierten Regionen Süd- und Südwestdeutschlands würde ein Lohnansatz von 10 EUR oder mehr tendenziell zu einer flächendeckenden Überschätzung der Bereitschaft, Flächen aus der Produktion zu nehmen, führen.

Die Annahme, dass der Viehbestand nicht abgestockt werden kann, ist im Modell ein wesentlicher Treiber für die Opportunitätskosten in den Veredlungsregionen. Übertragen auf die Realität wäre allerdings eine Abstockung die einzige Anpassungsreaktion auf eine Flächenverknappung. Eine alternative Option für die Betriebe, auf eine Flächenverknappung zu reagieren, wäre die anfallende Gülle über Güllerbörsen regional oder überregional abzugeben. Legt man für Veredlungsgebiete typische Verbringungskosten von 10-15 EUR je m³ Gülle und einen maximal zulässigen Viehbesatz von 2 GV je ha zu Grunde, so ergeben sich in den Intensivregionen der Tierhaltung zusätzliche Kosten von 700 bis 1.800 EUR pro Jahr, wenn ein Hektar nicht mehr mit Wirtschaftsdünger gedüngt werden darf. Wobei sich die Kosten für Schweinegülle eher am oberen Rand, die für Rinder am unteren der Spanne bewegen. Auch dieser alternative Ansatz zur Abschätzung der Opportunitätskosten der Flächenstilllegung impliziert, dass in den intensiven Viehhaltungsregionen Flächen nur zu Kosten aus der Produktion genommen werden können, die sehr deutlich über dem Rest Deutschlands liegen.

Zusätzlich zu den Opportunitätskosten fallen auch Bewirtschaftungskosten für die Umsetzung der Maßnahmen an. Diese Kosten hängen wesentlich von den Auflagen, wie dem zu

verwendenden Saatgut oder den konkreten Bewirtschaftungsauflagen, ab. Stupak und Sanders (2020) haben diese für verschiedene Naturschutzmaßnahmen für intensiv wirtschaftende Betriebe in produktiven Agrarlandschaften bestimmt. Für die meisten Maßnahmen lagen die jährlichen Bewirtschaftungskosten in der Größenordnung von 100 bis 300 EUR je ha. Dabei korreliert die Wirksamkeit der Maßnahme im Hinblick auf Biodiversitätsaspekte positiv mit den Bewirtschaftungskosten. Für die betrachteten Maßnahmen betrugen die Opportunitätskosten um die 80 % der Gesamtkosten, wenn Flächen aus der Produktion genommen werden. Vor dem Hintergrund des großen Anteils der Opportunitätskosten an den Gesamtkosten sollte insbesondere in Intensivregionen auf eine ambitionierte Umsetzung der Einzelmaßnahmen der Vorzug gegeben werden.

Die dargestellten Opportunitätskosten zuzüglich der Bewirtschaftungskosten stellen einen unteren Grenzwert für die zu zahlende Prämie dar. So zeigen Buschmann und Röder (2019), dass Betriebe einen erheblichen Aufschlag für den Ausgleich des gefühlten Sanktionsrisikos bei Auflagenverstößen verlangen. Ferner lässt sich u. a. aus den Ergebnissen von Joormann und Schmidt (2017) bzw. Röder (2007: S. 171) ableiten, dass Landwirt*innen eine starke Präferenz für eine Bewirtschaftung der Flächen (Nutzungsoption) haben, selbst wenn diese Option nicht mit einem positiven Gewinnbetrag verbunden ist. Vor diesem Hintergrund sollte dieser „gefühlte“ Nutzen bei der Berechnung der notwendigen Prämienhöhe mitberücksichtigt werden.

Die Ergebnisse zeigen, dass eine anreizbasierte Implementierung im Vergleich zu einer auflagenbasierten zu deutlich geringeren Budgetkosten bei gleicher Zielfläche führt. Allerdings ist diese Zielfläche stark räumlich konzentriert und insbesondere Regionen, die durch eine intensive Viehhaltung geprägt sind, werden nicht erreicht. Diese Regionen werden allerdings auch bei einer auflagenbasierten Umsetzung im Rahmen der GAP nicht in nennenswerten Umfang erreicht, da in diesen Regionen der komplette Ausstieg aus der GAP-Förderung hier sehr schnell die betriebswirtschaftlich vorzuziehende Option ist. Die Auswirkungen einer Prämien differenzierung auf die Budgetkosten sind im Vergleich zur Art der Implementierung geringer.

Soll die zu starke regionale Konzentration verhindert werden, bietet sich als Mischform die Kombination aus Prämienzahlung mit einem maximalen Bracheanteil auf betrieblicher Ebene an.

Das vorgestellte Beispiel fokussiert auf die Bereitstellung nicht-produktiver Flächen auf Ackerflächen für Ziele des Natur- und Umweltschutzes. Da allerdings viele Maßnahmen des Natur- und Umweltschutzes hier eine Reduzierung der landwirtschaftlichen Flächenproduktivität implizieren, sind die Ergebnisse, insbesondere das räumliche Muster der Opportunitätskosten, tendenziell auf andere Maßnahmen im Ackerbau übertragbar. Je nach Maßnahme wird sich allerdings die absolute Höhe der Opportunitätskosten verändern. Bei einigen Maßnahmentypen wie „artenreiche Fruchtfolge“ bzw. der Förderung einer „hohen Kulturartendiversität“ spielen zusätzlich die Betriebsgröße und die Möglichkeiten der innerbetrieblichen Verwendung der alternativen Kulturen eine sehr wesentliche Rolle.

7.2.2 Abschätzung der Kosten des Greenings

Auf Basis der in Kapitel 7.1.2 dargestellten Überlegungen ergeben sich Gesamtkosten in einer Größenordnung von knapp über 193 Mio. EUR p. a. (s. Tabelle 29). Der größte Kostenblock sind die Regelungen zu den ÖVF auf die über 120 Mio. EUR entfallen. Von diesen entfallen über die Hälfte auf die zusätzliche Bereitstellung von Brachflächen bzw. die reduzierte Förderung im Rahmen der 2. Säule. Auf die Bereitstellung von Zwischenfrüchten entfallen 50 Mio. EUR. Der nächstgrößere Block nach den ÖVF ist das Verbot der Grünlandumwandlung mit 45 Mio. EUR.

Tabelle 29: Abschätzung der betriebswirtschaftlichen Kosten des Greenings für den Sektor Landwirtschaft (in Mio. EUR p. a.)

Greening-Element	Wirkungspfad	Kosten (in Mio. EUR)
ÖVF	zstl. Brachflächen	
	davon einjährig	15
	davon mehrjährig	52
	Brachen mit reduzierter Förderung AUKM (z. B. Blühflächen)	8
	Anbau zstl. Zwischenfrüchte	41
	Wegfall der AUKM-Förderung für Zwischenfrüchte	9
	Anbau zstl. Leguminosen	5
	Zwischensumme	130
Kulturartendiversität	Höhere Transportkosten aufgrund lokaler Verlagerung des Maisanbaus	19
Grünlandschutz	Geringere Wertschöpfungspotenzial auf Grünlandflächen, die nicht in Ackerland umgewandelt werden konnten	45
Gesamtsumme		194

Quelle: eigene Zusammenstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Die dargestellte Abschätzung ist mit einigen Unsicherheiten behaftet, wobei im Hinblick auf die ÖVF v. a. folgende Punkte zu nennen sind:

- Die Abschätzung basiert auf dem lokalen Durchschnitt. Ein Großteil der Kosten wird auf überdurchschnittlich intensiv geführte Betriebe in den einzelnen Regionen entfallen. Bei diesen werden insbesondere bei einjährigen Maßnahmen (Brachen bzw. Leguminosenanbau) die Opportunitätskosten je ha über den zugrunde gelegten Kosten liegen. Demgegenüber werden sie bei Betrieben mit unterdurchschnittlicher oder durchschnittlicher Intensität sich tendenziell in der dargestellten Größenordnung bewegen.
- der real umgesetzte Umfang der ÖVF. Dieser ist erheblich größer als der Mindestumfang. Die Kosten dieses von den Landwirten umgesetzten „Sicherheitszuschlages“ werden somit zu den Kosten der Regelung zugeschlagen.
- Die Annahme einer durchschnittlichen Verkehrslage und der durchschnittlichen Bewirtschaftungskosten der Flächen. Die Ergebnisse von (Röder et al., 2019) zeigen allerdings, dass Brachen insbesondere auf ungünstig gelegenen Flächen angelegt werden bzw. die Flächenbewirtschaftung aufgrund des Flächenzuschnittes und -größe mit überdurchschnittlichen Bewirtschaftungskosten verbunden wäre.

Die Abschätzung der Kosten des Grünlandschutzes ist schwierig, da keine genauen Angaben vorliegen, wo Flächen umgewandelt wurden und wie weit diese Flächen ackerbaulich nutzbar sind. Der Umstand, dass keine regional stark differenzierten Neupachtpreise vorliegen, kann zu erheblichen Verzerrungen führen. In vielen Bundesländern liegt ein Großteil der Grünlandfläche nicht auf Standorten, deren Qualität dem eines durchschnittlichen Ackerbaustandortes entspricht. Somit überschätzt die Pachtpreisdifferenz auf Landesebene den Unterschied in der jeweiligen Bodenrente. Andererseits unterscheidet sich die Verteilung der Acker- und Grünlandflächen auch im Hinblick auf Faktoren wie lokalen Viehbesatz oder die Verbreitung von Sonderkulturen. Diese Faktoren können die erzielbaren Pachtpreise auch wesentlich beeinflussen. Legt man statt der Neupachten den Unterschied in den Durchschnittspachten zugrunde, so liegen die Kosten bei 35 Mio. EUR p. a..

Vergleicht man die Werte der einzelnen Greening-Maßnahmen mit anderen Studien, so bewegen sich die errechneten Kosten für den Grünlandschutz und der Kulturartendiversität in der Größenordnung der Studien von Forstner et al. (2012) und Karl und Noleppa (2017). Die Kosten für die ÖVF Regelungen sind allerdings deutlich niedriger als die von Karl und Noleppa (2017). Die Autoren beziffern die Kosten der ÖVF-Regelung auf über 800 Mio. EUR. Dieser Unterschied hat mehrere Ursachen:

- Karl und Noleppa (2017) gehen davon aus, dass alle im Rahmen der ÖVF beantragten Flächen neu sind und bestehende Kulturen verdrängen. Dies ist allerdings nicht der Fall. Auch vor Einführung des Greenings gab es in einem nennenswerten Umfang Brachen bzw. Zwischenfrüchte ohne Untersaaten.
- Die Autoren gehen zudem davon aus, dass Ackerkulturen entsprechend ihres jeweiligen Anteiles an der gesamten Ackerfläche durch Ackerbrachen verdrängt werden. Dies widerspricht jeglicher agrar-ökonomischen Logik. Stattdessen ist davon auszugehen und zu beobachten, dass insbesondere die ökonomisch schwächsten Kulturen verdrängt werden.
- Die zur Einordnung präsentierten wissenschaftlichen Studien beziehen sich überwiegend auf Betriebe und Regionen mit hohem Anpassungsdruck bzw. -kosten. Die zitierten Studien in dem Artikel von Karl und Noleppa (2017) lassen zudem bewusst bereits bestehende Elemente wie bestehende Brachen und Zwischenfrüchte weg, da sie Extremabschätzungen betreiben. Diese Studien sind somit für eine Abschätzung des Gesamteffektes in Deutschland nicht ohne Weiteres geeignet und führen zu einer massiven Überschätzung der Kosten.

Diesen Kosten für die Betriebe i. H. v. 193 Mio. EUR p. a. stehen jährliche Zahlungen i. H. v. 1,5 Mrd. EUR p. a. gegenüber, die mit dem Greening gerechtfertigt werden. Berücksichtigt man auch die möglichen Kürzungen der Basiszahlung in Folge einer Nicht-Einhaltung der Greening-Auflagen, implizierte eine vollständige Nicht-Einhaltung der Greening-Auflagen eine Reduzierung der Agrarförderung in Deutschland um 1,9 Mrd. EUR p. a..

Daneben kommt es durch das Greening tendenziell zu einem geringen Angebot an landwirtschaftlichen Marktgütern. Diese Angebotsverknappung kann es zu Preissteigerungen führen. Gocht et al. (2017) kommen zum Schluss, dass das Greening zu einer leichten Erhöhung der Betriebseinkommen in Deutschland führen kann. Das Ausmaß des durch das Greening induzierten Preisanstieges und damit der Einkommenseffekt hängt wesentlich davon ab, in welchem Umfang eine reduzierte Produktion in der EU auf den für die betroffene Landwirte relevanten Märkten durch eine erhöhte Bereitstellung aus Drittstaaten ausgeglichen wird.

Fasst man diese Befunde zusammen, kommt man zum Schluss, dass die geringfügigen ökologischen Verbesserungen durch das Greening mit einem erheblichen Einsatz an öffentlichen Mitteln erkauft wurde (vgl. auch qualitative Einschätzung des ECA, 2017).

7.2.2.1 Zusammenfassung und Diskussion

Eine Erhöhung der Brachflächen ist auch im Kommissionsentwurf der EU-Biodiversitätsstrategie verankert. Das Ziel ist dabei, „*mindestens 10 % der landwirtschaftlichen Fläche wieder mit Landschaftselementen mit großer Vielfalt zu gestalten*“ (KOM, 2020). Um zu untersuchen, mit welchem Instrument dieses Ziel für Deutschland kostengünstig zu erreichen ist, wurden drei Szenarien modelliert. In allen Fällen wird davon ausgegangen, dass Flächen stillgelegt werden, wenn die Prämie höher ist als die Erlöse aus einer alternativen Nutzung (Opportunitätskosten). Prinzipiell werden die Kulturen mit dem geringsten Ertrag verdrängt und entschädigt.

Die ersten beiden Szenarien gehen von einem anreizbasierten Instrument aus. In beiden Szenarien können die Betriebe wählen, ob sie Brachen für eine angebotene Prämie bereitstellen möchten. Dies entspricht in etwa dem Wirkungsmechanismus der 2. Säule. Das erste Szenario (Regionale Prämiendifferenzierung) geht von einer nahezu perfekten Prämiendifferenzierung aus. Das bedeutet, dass in jeder Gemeinde nur die Opportunitätskosten erstattet werden, die eine Stilllegung der Flächen verursacht. Dieses Szenario dient als Referenz, um das finanzielle Potenzial einer räumlichen Prämiendifferenzierung abzuschätzen. In diesem Szenario werden innerhalb der Gemeinden unterschiedliche Prämien gezahlt. Das zweite Szenario geht von einer deutschlandweit einheitlichen Prämie (flat-rate) für die Stilllegung von Ackerflächen aus. Im Unterschied zur regionalen Prämiendifferenzierung werden die Flächen nicht mit den Opportunitätskosten je Gemeinde honoriert, sondern mit einer bundeseinheitlichen Prämie. Im dritten Szenario muss jeder Betrieb die Auflage pauschal erfüllen und erhält eine Prämie gemäß den Opportunitätskosten des Betriebs (einzelbetriebliche Verpflichtung).

Prinzipiell verursacht eine anreizbasierte Umsetzung mit bundeseinheitlichen Prämien deutlich geringere Budgetkosten als eine einzelbetriebliche Verpflichtung. Dies gilt sowohl für ein-, als auch mehrjährige Brachen. Noch geringer wären die Budgetkosten, würden die Prämien zudem regional differenziert. Allerdings wäre die Zielfläche bei anreizbasierter Implementierung räumlich stark auf Regionen konzentriert, deren Wertschöpfung geringer ist. In Regionen, die z. B. durch eine intensive Viehhaltung geprägt sind, würde die anreizbasierte Förderung kaum zu zusätzlicher Stilllegung von Fläche führen. Tendenziell ist der Einsparungseffekt einer regionalen Prämiendifferenzierung umso größer, je mehr Fläche aus der Produktion genommen werden soll.

Die landwirtschaftlichen Betriebe erhalten rund 85 EUR je ha, wenn sie alle Auflagen des Greenings einhalten. Der Gesamtbetrag für die Förderung des Greenings für alle Betriebe beläuft sich auf ca. 1,5 Mrd. EUR jährlich.

Um die Kosten der Betriebe für die Umsetzung zu kalkulieren, wurden a) zusätzliche Bewirtschaftungskosten, die unmittelbar mit den Auflagen verbunden sind, b) die Kosten, die dadurch entstehen, dass eine alternative, betriebswirtschaftlich rentablere Nutzung durch die Auflagen verhindert wird, und c) ein Wegfall von Zahlungen der 2. Säule durch die Anhebung der Referenz durch das Greening berücksichtigt. Insgesamt belaufen sich die geschätzten Kosten für das Greening auf ca. 193 Mio. EUR pro Jahr. Hierbei wird deutlich, dass der größte Kostenpunkt für die Betriebe die Umsetzung der ÖVF-Maßnahmen darstellt. Dieser beläuft sich auf ca. 120 Mio. EUR. Dieser Betrag kommt vor allem durch die Bereitstellung zusätzlicher Brachfläche zustande. Ausgehend von einer Substituierung des schwächsten Glieds der Fruchtfolge durch eine einjährige Brache, entstehen im Schnitt 280 EUR je ha durch entgangene Erträge. Bei mehrjährigen Brachen entstehen im Schnitt 600 EUR je ha, da hier ganze Fruchtfolgen verdrängt

werden. Allerdings wurden, wie oben gezeigt, vor allem Brachen mit kurzer Standzeit zur Umsetzung des Greenings eingesetzt. Mit 75 EUR je ha schlägt die Umsetzung der ÖVF durch Zwischenfrüchte für die Bewirtschaftungskosten abzüglich verringertem Düngungsbedarf zu Buche. Da auf einer Fläche von knapp 540.000 ha Zwischenfrüchte als ÖVF-Maßnahme umgesetzt wurden, belaufen sich die Kosten auf knapp 41 Mio. EUR. Rund 45 Mio. EUR an Kosten verursacht der Grünlandschutz. Als Grundlage dient der durchschnittliche Grünlandverlust pro Jahr zwischen 2005 und 2014. Diese potenzielle Fläche, die nicht in Ackerland umgewandelt werden kann, beläuft sich auf durchschnittlich 155.000 ha pro Jahr. Zur Bewertung des potenziellen Wertverlusts der Nicht-Umwandlung wurde der Pachtpreisunterschied zwischen Grünland und Ackerland hinzugezogen. Dieser beläuft sich im Durchschnitt auf 270 EUR je ha. Dadurch, dass bereits vor Einführung des Greenings viele Betriebe die Auflagen der Kulturartendiversität erfüllt hätten, fallen mit 19 Mio. EUR die geringsten Kosten für eine Greening-Maßnahme an. Da es vor allem zu Anpassungen bei Betrieben mit einem hohen Produktionsanteil an Silomais kam, die Höhe des Silomaisanbaus gleichzeitig aber relativ konstant blieb, wurde von einer lokalen beziehungsweise regionalen Verlagerung des Silomaisanbaus ausgegangen. Diese betraf deutschlandweit 75.000 ha Ackerfläche, basierend auf Schätzungen aus den InVeKoS-Daten. 250 EUR je ha wurden für Transport- und Transaktionskosten als Kosten der Verlagerung angesetzt.

Bei der Berechnung der Kosten konnten nicht alle Flächen differenziert betrachtet werden. So ist es wahrscheinlich, dass sich nicht alle Grünlandstandorte für den Ackerbau eignen. Zudem kann eine Preissteigerung durch ein geringeres Angebot an landwirtschaftlichen Marktgütern infolge des Greenings nicht ausgeschlossen werden. In einer Untersuchung zeigen Gocht et al. (2017), dass durch das Greening die Möglichkeit einer leichten Erhöhung der Betriebseinkommen in Deutschland besteht. Das Ausmaß eines durch das Greening induzierten Preisanstieges und damit der Einkommenseffekt für die landwirtschaftlichen Betriebe hängt wesentlich davon ab, in welchem Umfang eine reduzierte Produktion von Agrargütern in der EU durch eine erhöhte Bereitstellung aus Drittstaaten ausgeglichen wird.

8 Diskussion und Schlussfolgerungen

8.1 Bewertung der Veränderung der landwirtschaftlichen Nutzung aus Sicht des Umweltschutzes

Um den Effekt der Landnutzungsänderung auf ihre Umweltwirkung zu bewerten, werden verschiedene Indikatoren betrachtet. Der abiotische Ressourcenschutz der Schutzgüter Luft, Boden und Gewässer kann anhand der Verringerung des Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleintrages in Gewässer, des Nährstoffaustrages aus Böden, der Verringerung der Erosion, des Humuserhalts sowie dem damit verbundenen Bodenkohlenstoff bewertet werden. Anhand der Biodiversität kann zudem der Naturschutzaspekt beurteilt werden. Darauf aufbauend wird diskutiert, inwiefern die beobachteten Landnutzungsänderungen auf das Greening zurückzuführen sind.

Wie unsere Ergebnisse zeigen, kam es vor allem bei der Entwicklung der Brachen und Stilllegungsflächen, dem Zwischenfrucht- und Leguminosenanbau sowie dem Erhalt des Dauergrünlands zu den größten Veränderungen, die mit der GAP-Reform von 2013 in Verbindung stehen. So konnte der deutliche Rückgang von Ackerbrachen und stillgelegten Flächen, der zwischen 2003 und 2014 stattgefunden hat, gestoppt werden. Seit 2015 nehmen diese Flächen wieder kontinuierlich zu – auch wenn die Fläche deutlich unter dem Niveau der frühen 2000er-Jahre liegt. Diese Trendumkehr ist aus Sicht des Umweltschutzes als positiv zu bewerten und insbesondere im Hinblick auf die Biodiversität relevant, da Brachflächen als Habitat für viele Ackerlandarten dienen (Nitsch et al., 2017; Oppermann et al., 2020). So kommen zahlreiche Studien zu dem Schluss, dass die Zunahme der Brachen einen positiven Effekt auf den Lebensraum zahlreicher Vogelarten (Sanz-Pérez et al., 2019; Traba und Morales, 2019), die Pflanzenvielfalt (Wietzke et al., 2020) sowie die Insektenvielfalt (Kuussaari et al., 2011) hat. Mehrjährige Ackerbrachen sind dabei ökologisch wertvoller als einjährige Brachen, auch weil sie als Überwinterungsfläche fungieren können (Oppermann et al., 2020). Auf mehrjährigen Brachen wurde zudem eine höhere Artenvielfalt von Bestäubern festgestellt als auf anderen landwirtschaftlich genutzten Flächen (van Buskirk und Willi, 2004). Mit Wechsel der Förderperiode 2007 bis 2013 auf die Förderperiode 2014 bis 2020 nahmen allerdings die mehrjährigen Ackerbrachen ab (Kapitel 3.2.4). Dieser Rückgang dürfte im Wesentlichen auf das Auslaufen von Fördermaßnahmen der 2. Säule beim Wechsel der Förderperiode sowie einen prophylaktischen Umbruch der Landwirt*innen zurückzuführen sein, um den Ackerstatus beizubehalten. Die Fläche mehrjähriger Brachen stieg zwar nach 2014 wieder an, benötigt aber dementsprechend lange, um den gleichen ökologischen Wert zu erlangen.

Auch für den abiotischen Ressourcenschutz sind Brachflächen nützlich, da hier Flächen aus der Produktion genommen werden und somit kein Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln erfolgt. Diese Strukturen können zudem als Puffer wirken und helfen, den Eintrag von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln in angrenzende Flächen zu reduzieren. Dies zeigen auch die Ergebnisse der Analyse des Umweltrisikos durch Pflanzenschutzmittel (Kapitel 6.2.2) im Bericht. In Bodenklimaräumen mit hohen Anteilen an Brach- und Stilllegungsflächen war das akute und chronische aquatische Risiko von PSM-Einträgen deutlich reduziert. Zudem tragen begrünte Brachen zum Wind- und Erosionsschutz bei. Für begrünte Stilllegungsflächen beschreibt (Fullen, 1998) Erosionsraten auf sandigen Standorten von 0,23 t je ha*a, gegenüber 2 bis 3 Tonnen pro Jahr für Ackerflächen. Zudem nimmt der Humusgehalt deutlich zu. In der zuvor bereits erwähnten Studie von Fullen und Booth (2006) steigt der Humusgehalt um knapp 30 % nach Umwandlung von Ackerland zu begrünter Brache und 10-jähriger Standzeit. Auch um Stickstoffverlust zu reduzieren sind Brachen geeignet. In einer Metastudie kommt Wortman (2016) zu dem Schluss,

dass begrünte Brachen einen bis zu 60 % geringeren Stickstoffverlust haben als Schwarzbrachen.

Eine weitere deutliche Entwicklung in Zusammenhang mit dem Greening ist die Ausweitung des Zwischenfruchtanbaus. Dass die Umsetzung der Vorgaben zu ÖVF vorrangig über Zwischenfrüchte und Untersaaten erfolgt, wird von vielen Studien im Hinblick auf den biotischen Ressourcenschutz kritisch gesehen. Zwar bieten Zwischenfrüchte ein höheres Angebot für Wildäsung, allerdings wird keine Fläche zur Fortpflanzung und wenig zusätzliches Nahrungsangebot für Insekten geschaffen (Nitsch et al., 2017; Pe'er et al., 2017).

Für den Schutz von Böden nehmen Zwischenfrüchte allerdings eine zentrale Rolle ein, da sie zum Humuserhalt und -aufbau, dem Erosionsschutz sowie zur Verringerung des Stickstoffverlusts beitragen. Im Gegensatz zu Anbauprogrammen ohne Zwischenfruchtanbau trägt der Humusaufbau über Zwischenfruchtanbau durchschnittlich ca. 320 kg CO₂ je ha*a in den Boden ein (Don et al., 2018). Dies entspricht einer zusätzlichen Kohlenstoff-Bindung von 1,17 t CO₂-Äqu. je ha*a. Allerdings ist diese Maßnahme reversibel und muss jedes Jahr wiederholt werden, um die Menge des Kohlenstoffs im Boden zu binden und nicht wieder freizusetzen. Über den Humus werden zudem wichtige Nährstoffe für Pflanzen bereitgestellt, die Wasserspeicherung verbessert sowie die Bodenstruktur und Bodenfruchtbarkeit erhöht. Beim Stickstoffverlust wird geschätzt, dass in Boden-Pflanzen-Systemen mit Zwischenfruchtanbau der Verlust von Stickstoff 36 bis 62 % geringer gegenüber Anbausystemen ohne Zwischenfruchtanbau ist (Constantin et al., 2010). Bei der Minderung des Erosionspotenzials kann bei einer Bedeckung des Bodens mit Zwischenfrüchten von ca. 70 % der Bodenverlust nahezu komplett reduziert werden (Bartelt et al., 2003).

Wie der Zwischenfruchtanbau ist auch der Leguminosenanbau nur eingeschränkt für den biotischen Ressourcenschutz vorteilig. Insbesondere kleinkörnige Leguminosen bieten Nahrung und Schutz für Insekten. Großkörnige Leguminosen tun dies hingegen kaum. Insgesamt nahm der Leguminosenanbau in den vergangenen Jahren leicht zu; allerdings ist dieser Anstieg den großkörnigen und nicht den kleinkörnigen Leguminosen zuzurechnen (Everwand et al., 2017; Baum et al., in Begutachtung). Für den abiotischen Naturschutz erfüllen Leguminosen hingegen eine Vielzahl von Funktionen. Sie binden Stickstoff im Boden, verbessern die Bodenstruktur und können in der Fruchtfolge von Getreiden den Einsatz für Pflanzenschutzmittel verringern. Als Vorfrucht können sie bei gleichem Ertrag den Stickstoffeinsatz um 29 bis 31 kg je ha reduzieren (Preissel et al., 2015). Allerdings fehlen in vielen Bereichen noch weitere Studien, um den Effekt der Zwischenfrüchte auf etwa Humusaufbau oder auf einen verringerten Verlust zu quantifizieren (Böhm et al., 2020).

Ein weiterer positiver Aspekt bei der Veränderung der landwirtschaftlich genutzten Flächen betrifft den Erhalt des Dauergrünlands. Seit 2013 konnte der kontinuierliche Verlust, der seit den frühen 2000er-Jahren zu beobachten war, gestoppt werden. Dauergrünland stellt zahlreiche Ökosystemdienstleistungen bereit. Neben der Bereitstellung von Futter für Raufutterfresser hat Dauergrünland einen positiven Effekt auf den Erosionsschutz, den Wasserrückhalt, die Nährstoff- und Pestizidretention sowie die Speicherung von Bodenkohlenstoff. Beim Wind- und Wassererosionsschutz verhindert Dauergrünland einen Bodenverlust von 2,2 t je ha*a (Bazzoffi, 2009). Beim Wasserrückhalt beträgt der Run-off Koeffizient – ein Maß für den Niederschlagsabfluss zum gefallenem Niederschlag – von Dauergrünland 2 bis 30 %, während dieser Koeffizient bei Ackerflächen 40 bis 60 % beträgt (Bach et al., 2017; Leitinger et al., 2010). Da Dauergrünland auch dem Stickstoff- und Pestizidrückhalt dient, trägt es zum Grundwasser- und Oberflächengewässerschutz bei. Feucht- und Nassgrünland kann bis zu 2,4 kg N je ha*d aus Gewässern durch Denitrifikationsprozesse entfernen. Wird Dauergrünland in Ackerland umgewandelt, entfällt der Schutz des Grundwassers, und durch Nitratauswaschung kann es zu einer Verschlechterung der

Grundwasserqualität kommen. Erfolgt eine Umwandlung von Ackerfläche zu extensivem Dauergrünland, kann der verfügbare mineralisierte Stickstoffgehalt ($N_{\min}$ -Gehalt) im Herbst um bis zu 90 % gesenkt werden (Ihling und Petzold, 2020). Zudem ist der Erhalt von Dauergrünland mit Blick auf die Emission von Treibhausgasen relevant, da unter Dauergrünland wesentlich mehr Kohlenstoff gespeichert wird als unter Ackerflächen. Bei der Umwandlung von Grünland zu Acker werden große Mengen an bodenbürtigen Treibhausgasen freigesetzt: Im Jahr 2019 beliefen sich diese für Deutschland auf 3,5 Mio. Tonnen CO_2 -Äquivalent auf 0,11 Mio. ha (im Schnitt 32,74 t CO_2 -Äquivalent je ha) für organische Böden und 4,5 Mio. Tonnen CO_2 -Äquivalent auf 1,05 Mio. ha (im Schnitt 4,26 Tonnen CO_2 -Äquivalent je ha) für Mineralböden (eigene Berechnung nach (UBA, 2021a)); insbesondere die Umwandlung von Grünland auf organischen Böden ist also sehr kritisch zu sehen (vgl. auch (Baum et al., 2021)). Bei Wiederansaat von Grünland auf Mineralböden dauert es mehrere Jahre, um die freigesetzten Treibhausgase wieder zu binden. Auf organischen Böden ist der (beschleunigte) Verlust irreversibel.

Für den Schutz der Biodiversität sind extensiv genutzte Grünlandflächen relevant, da hier zahlreiche Pflanzenarten (Farn- und Blütenpflanzen) aber auch Vogelarten wie Wiesenbrüter zu finden sind (Schoof et al., 2019a; Schoof et al., 2019b). Die Auswertung der Landnutzungsdaten zeigt, dass die Nutzungsintensität auf bereits sehr extensiv genutztem Grünland weiter abnimmt. Eine Mindestnutzung ist allerdings notwendig, um eine gewisse naturschutzfachliche Qualität auf Grünland zu sichern und eine Verbuschung zu verhindern.

Eine stagnierende Entwicklung zeigt der Bericht hingegen bei der Diversität der Ackerkulturen auf Landschaftsebene. So blieb die Vielfalt der Ackerkulturen in den verschiedenen Regionen Deutschlands zwischen 2010 und 2017 annähernd stabil. Insbesondere der Anbau von Mais, Winterweizen und Raps ist in etlichen Regionen Deutschlands durch sehr kurze Anbaupausen gekennzeichnet. Im Betrachtungszeitraum von 2010 bis 2017 wurden die Anbaupausen bei diesen Kulturen nur geringfügig länger. Enge Fruchtfolgen gehen oft mit phytosanitären Problemen einher, in deren Folge der Einsatz von PSM zunimmt (Böhm et al., 2020). Dies zeigt sich auch im Bericht. Das Umweltrisiko der Applikation von Pflanzenschutzmitteln ging in Brandenburg und Niedersachsen insgesamt leicht zurück. Allerdings wurde in einigen BKR der Anbau von Weizen, Raps und Kartoffeln ausgeweitet. Infolgedessen ist eine Zunahme des Umweltrisikos der Pflanzenschutzmittelapplikation zu verzeichnen. Ein weiteres Problem unausgewogener Fruchtfolgen ist der Humusverlust. Dies steigert, wie oben beschrieben, Nitratauswaschungen und einen Verlust von Kohlenbodenstoff. Für den Humusgehalt auf Mineralböden unter permanenten Ackerbau kommen Jacobs et al. (2018) zu dem Ergebnis, dass es zu einem Verlust des Bodenkohlenstoffs von 0,19 t C_{org} je ha*a kommt – dies entspricht einem CO_2 -Äqu von ca. 0,6 t je ha*a.

In Bezug auf die Viehbesatzdichte zeigten sich von 2010 bis 2017 in den intensiv-wirtschaftenden Regionen in Deutschland kaum Veränderungen. Diese Regionen zeichnen sich zudem durch eine geringe Bereitstellung von Ackerbrachen und einen hohen Nährstoffüberschuss aus. In diesen Regionen konnte kaum eine Verbesserung der Situation in Bezug auf den Umweltschutz auf Basis von Indikatoren zur Landnutzung festgestellt werden. Eine hohe Viehbesatzdichte stellt die betroffenen Regionen vor Probleme in Bezug auf Stickstoffsalden, den Eintrag von Nitrat in Grundwasser sowie bei der Ammoniakbelastung. Zwar sind die Stickstoffüberschüsse seit 2017 rückläufig, bewegen sich allerdings auf einem sehr hohen Niveau.

Die Entwicklung des Ökolandbaus ist ebenfalls positiv. Seit 2005 nahm die Fläche des geförderten Ökolandbaus deutlich zu. Aus Sicht des Umweltschutzes sind zahlreiche positive Aspekte des Ökolandbaus hervorzuheben (Sanders und Heß, 2019). So vermindern ökologische Anbauverfahren Stickstoffausträge im Schnitt um 28 % und tragen dadurch zum Gewässerschutz bei. Zudem verringert der Verzicht von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln die negativen Umweltwirkung erheblich. Aber auch in Bezug auf die Versauerung im Oberboden zeigen

Ackerflächen, die dem ökologischen Landbau zugeführt werden, eine positive Entwicklung zu höheren pH-Werten. Negativ beim ökologischen Landbau zu bewerten wäre die Umwandlung von Ackerland zu Grünland – insbesondere der Umbruch von extensivem Dauergrünland- in Schutzkulissen (vgl. auch Schoof et al.). Dies wäre für Betriebe des ökologischen Landbaus ohne förderrechtliche Konsequenzen möglich. Sowohl die Grünlandfläche als auch die Ackerfläche von Ökobetrieben stieg in Schutzgebieten. Ob dies allerdings auf Betriebsumstellung oder auf Umwandlung zurückzuführen ist, benötigt weitere Analyseschritte.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass es in etlichen Bereichen seit Einführung des Greenings positive Entwicklungen für den Umweltschutz gab, diese aber auf einem sehr niedrigen Niveau stattfanden. Weder das Dauergrünland noch die Brachen befinden sich auf dem Niveau der frühen 2000er-Jahre. Bei der Kulturartendiversität konnte keine nennenswerte Veränderung festgestellt werden.

Welchen Einfluss das Greening konkret auf diese (geringen) Entwicklungen hatte oder ob andere Faktoren für diese Entwicklung verantwortlich sind, wird im folgenden Unterkapitel erörtert.

8.2 Isolation und Interpretation der GAP-Reform auf Veränderungen der landwirtschaftlichen Nutzung

Welche Auswirkung die Einführung des Greenings auf die Veränderung beim Umweltschutz hat, lässt sich nicht immer genau quantifizieren. Am sichtbarsten ist die Veränderung bei den Brachen von 2014 auf 2015 – dem Jahr, in dem die GAP-Reform von 2013 in Kraft getreten ist. Hier nahmen die Brachflächen um fast 50 % zu. Da die gemeldeten ÖVF-Ackerbrachen knapp 65 % aller Ackerbrachen im Jahr 2015 ausmachten, lässt sich daraus schließen, dass der Anstieg auf die Einführung des Greenings zurückzuführen ist. Allerdings stagnierte in Folge die Fläche der ÖVF-Brachen, während die Gesamtfläche der Brachen weiter anstieg. Dies ist vor allem auf die Förderung der 2. Säule für Brachen und brache-ähnliche Flächen (z. B. Blühflächen) zurückzuführen.

Auch wenn Brachen und Streifen seit der Einführung des Greenings wieder zunehmen, sind dies nicht die primären Maßnahmen zum Erfüllen der ÖVF-Vorgaben. Dies erreichen die Betriebe über Zwischenfrüchte und Untersaaten. Diese leisten im Wesentlichen einen Beitrag zum Umweltschutz und zwar im Hinblick auf Erosionsschutz, Nährstoffkonservierung und Bodenfruchtbarkeit, während der Zusatznutzen für den Naturschutz eher gering ist. Der Anbau von Zwischenfrüchten gehört in vielen Ackerbaubetrieben zur guten fachlichen Praxis. Daher ist der zusätzliche Effekt der Greening-Maßnahmen nur bedingt quantifizierbar.

Warum die Bereitstellung der ÖVF vorwiegend über Zwischenfrüchte und weniger über Brachen und Streifen erfolgt, lässt sich über die betriebswirtschaftliche Optimierung erklären. Landwirtschaftliche Betriebe optimieren Maßnahmen (= Kosten) und daraus resultierende Förderungen (=Nutzen). Vor allem Betriebe mit geringer Wertschöpfung auf der Fläche sowie Betriebe mit einer höheren Flächenausstattung stellen ökologisch wertvolle Fläche wie Brachen und Streifen bereit. Demgegenüber erfüllen Betriebe mit einer hohen Wertschöpfung ihre ÖVF-Verpflichtung vor allem mit Zwischenfrüchten und Untersaaten. Während Brachen für Betriebe mit einer hohen Flächenausstattung geringe Ertragsausfälle bedeuten, die durch die Förderung übertroffen werden, kann der Ausfall der Erträge für einen Betrieb mit hoher Wertschöpfung je Flächeneinheit die Förderung deutlich übersteigen. Diese unterschiedlichen Opportunitätskosten erklären die unterschiedliche Umsetzung der Förderung.

Auch am Beispiel des Verbots von PSM auf Leguminosen unter ÖVF-Förderung und höherer Umweltgewichtung des Leguminosenanbaus kann verdeutlicht werden, wie Betriebe die Förderung

dynamisch optimieren. Mit Einführung des PSM-Verbots ging die geförderte Fläche unter Leguminosenanbau zurück, während die Gesamtanbaufläche konstant blieb. Trotz der relativ geringeren Fläche zur Erfüllung der ÖVF-Auflagen nutzen die Betriebe andere Maßnahmen zum Erlangen der Prämie. Das Verhältnis von Kosten und Nutzen der ÖVF-Leguminosen verschlechterte sich demnach zugunsten anderer ÖVF (vornehmlich Zwischenfrüchte).

Neben den Opportunitätskosten berücksichtigen Betriebe Transaktionskosten bei der Umsetzung der ÖVF-Auflagen. Insgesamt nutzen die Betriebe nur sehr wenige Optionen um ihre ÖVF-Verpflichtung zu erfüllen und es wird kaum Mikro-Optimierung der einzelnen Maßnahmen innerhalb eines Betriebes betrieben. Dies deutet darauf hin, dass der Managementaufwand geringgehalten wird. Zugleich fällt auf, dass die meisten Vorgaben deutlich übererfüllt werden. Dies ist ein Hinweis darauf, wie wichtig die Förderung für die Betriebe ist und dass die Förderung deutlich höher ist als die Kosten.

In Bezug auf den Schutz von Dauergrünland kann ebenfalls kein klarer Effekt dem Greening zugeschrieben werden. Zwar nahm die Dauergrünlandfläche seit 2014 wieder zu, allerdings ist der Stopp des Rückgangs schon vor Einführung des Greenings zu beobachten. Zudem spricht die Zunahme von Dauergrünland in Schutzkulissen seit 2014 eher für die Wirkung des in einigen Bundesländern im Ordnungsrecht festgelegten Schutzes von Dauergrünland sowie der Verschärfung der Cross-Compliance innerhalb der Förderperiode 2007-2013. Zwar zeigen auch die Normallandschaften einen positiven Trend seit 2014, allerdings ist die Zeitreihe der verfügbaren Daten noch zu kurz, um zu einem eindeutigen Ergebnis zu kommen, welcher Effekt auf Veränderungen im Ordnungsrecht und welcher auf die Reform der GAP nach 2013 zurückzuführen ist.

Bei der Anbaudiversifizierung führte das Greening zu keiner Verbesserung. Die InVeKoS-Daten zeigen bei den Hauptkulturen kaum Veränderungen seit 2010. Als Grund für die geringe Verbesserung wird auf die niedrigschwellige Ausgestaltung der Maßnahme verwiesen. So hätte bereits 2014 die Mehrzahl der Betriebe die Auflagen erfüllt, obwohl sie nicht in Kraft waren. Somit kam es insgesamt zu keiner flächendeckenden Steigerung der Diversität bei den Ackerkulturen. Die Greening-Maßnahmen entfalteten in dieser Hinsicht keinen Effekt und es kam vor allem zu inkommenswirksamen Mitnahmeeffekten.

In diesem Zusammenhang ist auch festzustellen, dass die geringe Veränderung bei den Ackerkulturen sowie die geringe Ausweitung von Brachen und Streifen nur zu einer geringen Reduzierung des Umweltrisikos durch PSM-Einsatz infolge des Greenings führte. Gleichzeitig sollte aber berücksichtigt werden, dass insbesondere der Rückgang bei den Brachen mit Einführung des Greenings aufgehalten wurde. Somit kann nicht ausgeschlossen werden, ob eine Fortschreitung der Landnutzungsentwicklung vor 2015, d. h. weniger Brachen, insgesamt zu einer Erhöhung des Umweltrisikos geführt hätte.

Mit Einführung des Greenings kam es zu Verlagerungen von Fördermaßnahmen von der 1. in die 2. Säule. Maßnahmen wie z. B. die Einbringung von Zwischenfrüchten oder Untersaaten, die vorher über die 2. Säule gefördert wurden, bekamen nun Fördergelder aus dem Greening. Dies hatte zur Folge, dass qualitativ wirksamere Maßnahmen stärker gefördert wurden und die Fläche dieser Maßnahmen anstieg.

8.3 Vorschläge zur Steigerung der Umweltwirksamkeit der Agrarzahlungen

Ein Hauptkritikpunkt der GAP-Reform von 2013 ist die Diskrepanz zwischen den Kosten für die Betriebe, die ihnen im Zuge des Greenings entstehen, und den dafür gezahlten Direktzahlungen. Dies deckt sich mit den Feststellungen des Audits der GAP-Reform von 2013 (ECA, 2017), dass geringe Umweltleistungen mit hohen öffentlichen Geldern erworben wurden. Im Sinne der ökonomischen Effizienz besteht hier dringender Handlungsbedarf. Dafür müssten die

Maßnahmenentgelte sich stärker an der Wirkung orientieren. Im Idealfall würde eine einheitliche Förderung je Wirkungseinheit erfolgen, sodass die Betriebe die effizienteste technische Umsetzung wählen. Dies bedeutet, dass Betriebe für eine Einheit bereitgestellter Ökosystemdienstleistung die gleiche Förderung erhalten und dabei die betriebswirtschaftlich kostengünstige Alternative auswählen.

Die Ineffizienzen entstehen dadurch, dass die GAP in ihrer jetzigen Ausgestaltung versucht, sowohl Einkommens- als auch Umweltwirkungen zu entfalten. Dies sind allerdings konfligierende Ziele. Durch die Einkommenswirkung erhöht sich die Produzentenrente und Wohlfahrtsverluste entstehen. D. h., öffentliche Mittel, die für den Umweltschutz zur Verfügung stehen, sind zwar einkommenswirksam für die Betriebe, erzielen aber geringere Umweltwirkungen, als mit den zur Verfügung gestellten Mitteln erreicht werden könnten. Mit einer effizienteren Einsetzung könnte ein höheres Niveau an Umweltleistungen erzielt werden. Eine Möglichkeit, dies zu erwirken, besteht durch Prämiendifferenzierung. Landwirt*innen werden für die Bereitstellung von Umweltleistungen leistungsgerecht entlohnt. Effizienzsteigerungen können zudem über eine degressive Ausgestaltung der Prämienhöhen erwirkt werden. Je mehr von einer Maßnahme (z. B. Zwischenfruchtanbau) umgesetzt wird, desto niedriger die Prämie. Der Vorteil an diesem System besteht in seiner selbststabilisierenden Eigenschaft. Dadurch werden die eingesetzten Maßnahmen breiter gestreut. Allerdings birgt solch ein Ansatz die Gefahr, dass auf Grenzstandorten die Förderung der ersten Hektare deutlich über den Kosten zur Bereitstellung liegen.

Ein höheres Niveau an Umweltleistungen kann ebenfalls dadurch erzielt werden, dass klare Zielprioritäten gesetzt werden und dafür explizite Budgets veranschlagt werden. Eine Priorisierung dieser Ziele könnte sich dabei explizit an ökologischen Zielen des Green New Deals, der Biodiversitätsstrategie oder der Farm-to-Fork-Strategie orientieren. Die Reform der GAP nach 2020 orientiert sich an diesen Strategien. Zudem können nationale Schwerpunkte gesetzt werden, da die Reform der GAP nach 2020 den Mitgliedstaaten mehr Freiheitsgrade für ihre GAP-Strategiepläne überlässt. An der jetzigen zwei-Säulen-Struktur wird allerdings festgehalten. Die neue Architektur der GAP sieht vor, Greening und Cross-Compliance zu Konditionalität zusammenzufassen. Als neues Element der 1. Säule werden die Ökoregelungen (Eco-Schemes) eingeführt. Im Unterschied zum Ordnungsrecht sind die Ökoregelungen freiwillige Angebote an die Betriebe, zusätzliche Maßnahme für den Umwelt- und Klimaschutz umzusetzen. Diese müssen also nicht umgesetzt werden und die Nichteinhaltung wird dementsprechend auch nicht sanktioniert. Zu beachten ist, dass die Förderung nur jährlich erfolgen soll und somit Umweltmaßnahmen nur einjährig ausgerichtet sind.

Im Hinblick auf die Überführung der Greening-Regelungen in die neue Konditionalität und für die Ausgestaltung der GLÖZ Standards ergeben sich aus der Untersuchung folgende Empfehlungen: Die geringe Auswirkung der Anbaudiversifizierung zeigt, dass vor allem kostenverursachende Maßnahmen ohne nennenswerten Umwelteffekt vermieden werden sollten. Die zukünftig in den GLÖZ 8 (Fruchtwechsel) überführte Maßnahme sollte vor allem die Mindestlänge der Anbaupausen regeln, die von der angebauten Kultur abhängt. Die Fixierung auf bestimmte Anteile der Hauptkulturen sollte hingegen nicht wieder aufgenommen werden. Der Fruchtwechsel sollte zudem im Ordnungsrecht über das Pflanzenschutzgesetz verankert werden, da eine ausgewogene Fruchtfolge zur guten fachlichen Praxis gehört und Teil des integrierten Pflanzenschutzes ist.

Für die Überführung der ÖVF in die neuen Konditionalitäten sollten insbesondere ökonomische Aspekte berücksichtigt werden: Die regionaldifferenzierte Analyse der Bereitstellung von ÖVF zeigt, dass die bundeseinheitlichen Regelungen des Greenings zu sehr unterschiedlichen Ausprägungen bei der Landnutzung führen. Ökologisch besonders wertvolle Flächen (ÖVF-Brachen, -Streifen) werden auf Grenzstandorten oder von Betrieben mit niedriger Wertschöpfung auf der

Fläche bereitgestellt. Bei intensiv-wirtschaftenden Betrieben ist die Bereitstellung deutlich geringer. Dies ist insbesondere auf die hohen Opportunitätskosten zurückzuführen. Würde die Förderung anreizbasiert und regional-differenziert ausgestaltet, könnten mit relativ geringen Kosten für die Betriebe zusätzliche Stilllegungsflächen zur Verfügung gestellt werden. Allerdings muss hier mit einer weiteren Kumulation von Brachflächen auf Grenzstandorten und Regionen mit geringer Wertschöpfung gerechnet werden. Würde man flächendeckend, also auch in Intensivregionen, einen zusätzlichen Anteil an stillgelegten Flächen festsetzen, müsste die Förder-summe für Stilllegungsflächen deutlich höher ausfallen, um die Opportunitätskosten insbesondere der intensiv-wirtschaftenden Betriebe auszugleichen. Bei einer zu geringen Vergütung besteht die Gefahr, dass ein Großteil der Betriebe aus der Förderung aussteigen könnte. Es muss daher abgewogen werden, wie hoch die stillgelegte Fläche im GLÖZ 9 festgelegt wird (Mindestanteil der landwirtschaftlichen Flächen für nichtproduktive Landschaftselemente oder Bereiche), um genügend Betriebe zu erreichen und flächendeckend Stilllegungsflächen zu erzielen. Für Stilllegungsflächen ist zusätzlich darauf zu achten, dass insbesondere bereits extensiv genutztes und artenreiches Grünland nicht brach fällt. Daher ist die Forderung von (Röder et al., 2019) zu wiederholen, Grünland einerseits sowie Acker- und Dauerkulturen andererseits zu unterscheiden. So kann verhindert werden, dass Stilllegungsverpflichtungen auf Ackerland bzw. Sonderkulturflächen mit Grünlandbrachen ausgeglichen werden kann. Somit kann eine unerwünschte Extensivierung auf Grünland verhindert werden.

Der weitere Schutz von Dauergrünland im Rahmen des neuen GLÖZ 1(Erhalt des Dauergrünlands) und 10 (Verbot der Umwandlung oder des Umpflügens von Dauergrünland in Natura-2000-Gebieten) in der erweiterten Konditionalität der GAP-Reform von 2020 ist sehr zu begrüßen. Hierbei sollte beachtet werden, dass die im Bericht beobachtete Netto-Umwandlung möglichst vermieden wird. Es sollte geregelt werden, dass es nur in Ausnahmefällen zu einem Umbruch von Grünland kommt und Grünland somit flächentreu geschützt ist. Bei der Umsetzung der GLÖZ-Standards sollte zudem die Stichtagsregelung für das Dauergrünland gelten. Bei dieser Regelung fällt Dauergrünland vor dem Stichtag unter die Dauergrünlandregelung. Dauergrünland, das nach dem Stichtag entsteht, kann im Gegensatz dazu zukünftig sanktionsfrei wieder in Ackerland zurück umgewandelt werden. Somit kann verhindert werden, dass langjährige Ackerbrachen oder Klee gras prophylaktisch umgebrochen werden, um den Ackerstatus nicht zu verlieren.

Pauschale Flächenförderungen bleiben auch nach der Reform der GAP von 2023 weiterhin ein wesentliches Element der GAP. Allerdings kann eine effizientere Bereitstellung von öffentlichen Gütern erreicht werden, indem verstärkt Mittel von der 1. in die 2. Säule überführt werden. Zudem sollten Zahlungen zurückgefahren werden, die nachweislich der Umwelt und dem Klima schaden. Derzeit wird beispielsweise über die Flächenprämie oder Investitionsbeihilfen eine Bewirtschaftung von organischen Böden/Moorstandorten gefördert, die auf eine starke Entwässerung dieser Flächen angewiesen ist. Dies führt zu erheblichen THG-Emissionen. Selbst Zahlungen für AUKM sind auf diesen Standorten nicht so konditioniert, dass sie die Intensität der Entwässerung limitieren. Dies steht den Zielen des Green New Deals diametral entgegen. Ein Ansatzpunkt ist der GLÖZ 2-Standard (Schutz von Feuchtgebieten und Mooren). Dieser GLÖZ-Standard sieht vor, dass kohlenstoffreiche Böden besonders geschützt werden. In Anbetracht der hohen THG-Emissionen aus organischen Böden sollte eine ordnungsrechtliche Regelung in Erwägung gezogen werden, da insbesondere bei intensiven Milchviehbetrieben die Gefahr besteht, dass die Betriebe aus der Förderung aussteigen, für die die Bewirtschaftung von Moorböden eine hohe wirtschaftliche Bedeutung hat.

Da die Ökoregelungen als neues, freiwilliges Instrument hinzukommen, sind derzeit verschiedene Konzepte zur Umsetzung der Ökoregelungen denkbar. Entweder die Betriebe wählen

Maßnahmen aus einem Menü von Maßnahmen aus und werden gemäß ihrer Wertigkeit für Biodiversität, Klima- oder Wasserschutz honoriert (nachgelagerte Finanzierung) oder es gibt eine Betriebspauschale, von der Ökoregelungen umgesetzt werden können (vorgelagerte Finanzierung). Ein Menü-Ansatz ist beispielsweise der Vorschlag des DVL für die Gemeinwohlprämie (s. DVL, 2020). Für umweltwirksame Leistungen werden gemäß der umgesetzten Maßnahmen Punkte vergeben. Erzielt ein Betrieb mehr Punkte für den Umweltschutz, fällt die Förderung dementsprechend größer aus, je mehr Punkte erzielt werden. Die Grundidee ist, dass die Förderung leistungsgerecht ausfällt und dementsprechend unternehmerische Leistungen entlohnt werden (DVL, 2020).

Bei der Betriebspauschale werden die Zahlungen für die Ökoregelungen erstmal dem Betrieb „zugewiesen“. Der/die Betriebsleiter*in trifft dann aus einem Set an Maßnahmen seine Auswahl, um die Mittel zu aktivieren. Folgendes Beispiel verdeutlicht den Mechanismus: Bei einer durchschnittlichen Höhe aller Direktzahlungen (nach Umverteilung in die 2. Säule) von 250 EUR je ha und einem Anteil der Ökoregelungen am Budget der Direktzahlungen von 40 % hätte ein Betrieb mit 100 ha Anspruch auf 10.000 EUR Förderzahlungen für Ökoregelungen. Wenn in entsprechendem Umfang Maßnahmen umgesetzt werden (z. B. 20 ha Blühflächen), behält der Betrieb die Zahlungen. Ruft ein Betrieb seine Mittel nicht oder nur teilweise ab, werden die Gelder auf die Betriebe verteilt, die die Ökoregelungen umsetzen. Dieser Ansatz wird u. a. vom DBV (Pascher, 2020) und von Feindt et al. (2019) vorgeschlagen. Im Hinblick auf die Maßnahmen und die Honorierung der Maßnahmen bieten sich die Elemente der Gemeinwohlprämie an (Röder et al., 2021b).

Die Verschmelzung der Betriebspauschale mit der Gemeinwohlprämie hat gegenüber dem ursprünglichen Vorschlag zur Gemeinwohlprämie mehrere Vorteile. So kommt es zu keiner Umverteilung von Direktzahlungen zwischen Regionen und Betrieben, womit auch verhindert wird, dass es zu einer Konzentration der Maßnahmen in bestimmten Regionen kommt. Für die öffentliche Verwaltung hat dieses Konzept den Vorteil, dass das jährliche Budget sehr gut planbar ist. Somit kann auch gesteuert werden, wie das Budget kontinuierlich angepasst werden kann. Zudem kann die Umsetzung der Maßnahmen insgesamt und in den einzelnen Betrieben besser über eine differenzierte Festlegung der Entgelthöhe gesteuert werden. Es besteht keine Gefahr, dass Betriebe, die an aufwendigen und zielgerichteten Fördermaßnahmen der 2. Säule teilnehmen, in nennenswertem Umfang aussteigen, da der maximal über Ökoregelungen realisierbare Betrag je ha LF stark gedeckelt ist (max. die jetzige Höhe der Direktzahlungen). Somit können sie nicht über Ökoregelungen mit weniger Aufwand ein vergleichbares Einkommen erzielen. Diese Gefahr besteht beim DVL-Ansatz, der stärker auf Marktinstrumente setzt. Die Gefahr der Überwälzung der Zahlungen auf den Pachtmarkt ist geringer.

Die Zwischenschaltung der Betriebsebene (mit einer Pauschale) hat im Vergleich zum menübasierten Ansatz allerdings auch mehrere Nachteile. Erstens ist der Ansatz strukturell weniger effizient, d. h., die Landwirte werden insgesamt weniger öffentliche Güter bei konstantem Budget bereitstellen. Zweitens, das Zusammenspiel zwischen 1. und 2. Säule ist deutlich komplizierter, da je nach betrieblicher Konstellation die Förderprogramme der 2. Säule in unterschiedlichem Umfang von den Betrieben durch entsprechende Ökoregelungen substituiert werden können. Drittens, die relative Inwertsetzung des Grünlandes erfolgt nur in der innerbetrieblichen Abwägung und nicht im überbetrieblichen Maßstab. Viertens besteht die Gefahr, dass durch die falsche Bewertung einzelner Maßnahmen die Effektivität des ganzen Ansatzes in Frage gestellt wird. Diese Gefahr besteht insbesondere dann, wenn der Ansatz hell- und dunkelgrüne Maßnahmen enthält, und die Kosten für die Teilnahme an den hellgrünen Maßnahmen zu hoch angesetzt werden und infolgedessen lediglich die hellgrünen Maßnahmen umgesetzt werden und somit

ähnliche Probleme wie beim Greening auftreten. Um dies zu vermeiden, könnte ein Mindestanteil an dunkelgrünen/hochwertigen Maßnahmen festgeschrieben werden.

Unabhängig von der Art der Finanzierung der Ökoregelungen kommen für die Bemessungsgrundlage der Zahlungen mehrere Optionen in Betracht: entweder die Bewertung der Einzelfläche oder des gesamten Betriebs/Betriebszweigs. Bei der Umsetzung über den Betriebszweig/Betrieb erfolgt die Förderung, wenn ein gewisser Anteil der Fläche des Betriebes die definierten Kriterien erfüllt, während bei der Einzelflächenförderung dieses Kriterium nur auf der betrachteten Fläche erfüllt werden muss. Aus Betriebssicht wäre eine Einzelflächenförderung effizienter, da auch intensive Betriebe „Marginalflächen“ einbringen können. Allerdings ist der Aufwand für die öffentliche Verwaltung höher. Erfolgt die Umsetzung über die Betriebszweige/Betriebe, würde dies erhebliche Anpassungen bei einigen Betrieben bedeuten. Dies dürfte zu einer geringen Akzeptanz und damit einer geringen Umsetzung der freiwilligen Ökoregelungen führen.

Wird die Betriebs-, die Verwaltungs- und die Umweltperspektive zusammen betrachtet, so stellt sich die Frage, welche konkreten Maßnahmen für die Ökoregelungen in Betracht kommen. Dadurch, dass Umweltmaßnahmen der Ökoregelungen jährlich gefördert werden, kommen generell Maßnahmen in Betracht, die ab dem ersten Jahr bereits einen Umwelteffekt erzielen. Solche Maßnahmen wären beispielsweise die Diversifizierung der Fruchtfolgen, eine höhere Fragmentierung der Agrarlandschaft (kleinere Schläge), Grasbrachen oder Magerwiesen, Stoppelfelder, oder das Verbot von Pestiziden auf Ackerland. Brachen und Blühstreifen auf Acker haben ebenfalls vom ersten Jahr an einen positiven Umwelteffekt. Allerdings wächst der Effekt mit der Länge der Standzeit. Mit einem guten Design der Fördermaßnahmen könnten mehrjährige Verfahren eingeführt werden, z. B., indem Kosten für die Implementierung über mehrere Jahre kompensiert werden. So wäre die Förderung zwar jährlich angelegt, allerdings würden Anreize geschaffen werden, die Brache über mehrere Jahre zu halten.

Ebenfalls würden sich Maßnahmen für die Umsetzung der Ökoregelungen anbieten, deren Umfang oder Fläche nicht jährlich angepasst wird. Auf Betriebsebene könnte dies die Förderung des ökologischen Landbaus oder des extensiv bewirtschafteten Grünlands sowie der Ausschluss von mineralischen Düngemitteln sein. Auf Einzelflächen wären solche Maßnahmen die Förderung von extensiv bewirtschafteten Standorten (z. B. Streuobstwiesen) oder artenreichem Grünland.

Auf Betriebsebene kommen als weitere effektive Maßnahmen der Ausschluss von mineralischen Düngemitteln oder Pestiziden auf Ackerfläche oder die Minderung der Intensität auf Grünland hinzu. Für die Einzelflächen wären zudem Kompensationszahlung in Schutzgebieten (z. B. Natura 2000 oder Wasserrahmenrichtlinie) förderungswürdig.

Die jährliche Beschaffenheit der Ökoregelungen bietet zwei zusätzliche Hebel für eine positive Umweltwirkung. Der erste Hebel setzt bei der Ungewissheit an. Dies ist z. B. im Falle von kurzfristigen z. B. jährlichen Pachtverträgen der Fall. In diesem Umfeld verzichten Landwirt*innen oft auf die Teilnahme an Maßnahmen der 2. Säule, da sie unsicher sind, ob sie die beabsichtigte Mindestfläche bereitstellen können. Ein weiteres Beispiel sind Betriebe, bei denen das Betriebsergebnis entscheidend von den Wetterbedingungen abhängt. Zur Veranschaulichung: Bei geeigneten Böden und Wetterbedingungen ist es vergleichsweise einfach, beim Mais auf mechanische Unkrautbekämpfung umzustellen. Hohe Bodenfeuchtigkeit im Frühjahr kann jedoch die mechanische Unkrautbekämpfung unmöglich machen. Eine jährliche Förderung ermöglicht es den Landwirten, eine nicht-chemische Unkrautbekämpfung in Betracht zu ziehen, da sie ihre Entscheidung spät im Jahr anpassen könnten. Zweitens kann der jährliche Charakter der Ökoregelungen genutzt werden, um Landwirten einen Anreiz zu geben, ihren Einsatz von Düngemitteln oder Pestiziden zu begrenzen. Bei einigen Kulturen wie Mais, Roggen, Triticale, aber auch Leguminosen ist der Verzicht auf Mineraldünger und Pestizide zwischen Anfang Januar und der

Ernte nicht mit starken Ertragsveränderungen verbunden. Auch wenn der direkte ökologische Effekt einer solchen Maßnahme gering ist, könnte sie die Landwirte zu einem sparsameren Einsatz von Mineraldünger und Pflanzenschutzmitteln bewegen.

Allerdings können Vor- und Nachteile der jährlichen Förderung von Jahr zu Jahr variieren. So könnte es starke Schwankung in der Inanspruchnahme der Ökoregelungen geben, wenn die Kompensationsleistung an einer Schwelle der aggregierten Kostenkurve liegen. Dies bedeutet, dass kleine Änderungen der Marktpreise oder der erwarteten Erträge zu starken Anpassungen bei der Inanspruchnahme führen könnten. Unerwünschte Schwankungen können durch geeignete Mechanismen abgemildert werden; z. B. durch die Verwendung von Zahlungen, die degressiv zum realisierten Flächenanteil sind, oder durch die Festlegung von absoluten Grenzen bezüglich der Umsetzungshöhe auf Betriebsebene.

Besonders wichtig bei den Ökoregelungen ist die Fokussierung auf wenige Umweltziele: Es sollte klar sein, was mit der Ökoregelung erreicht werden soll. Dies würde auch klare Botschaften an Akteur*innen senden, was verbessert werden soll. Tendenziell sind Ökoregelungen effizienter als die Kombination aus GLÖZ und Direktzahlung (Latacz-Lohmann et al., 2019). Ökoregelungen müssen zudem ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Umweltwirkung und dem Entgelt herstellen (kein Greenwashing). Die mangelnde Umweltwirkung des Greenings war nicht eine Folge davon, dass der strukturelle Ansatz prinzipiell ungeeignet ist, sondern lag darin begründet, dass die Gewichtungsfaktoren in keinem fachlich begründbaren Verhältnis zum jeweiligen Umwelteffekt bzw. den jeweiligen Umsetzungskosten der Maßnahmen standen. Ein Greenwashing ist unabhängig vom gewählten Ansatz immer möglich, wenn die gesetzten Prämien in Größenordnungen über den Umsetzungskosten der Maßnahme liegen.

Trotz der Ökoregelungen wird die 2. Säule entscheidend zu den Umweltleistung beitragen. Grundsätzlich sind alle notwendigen Maßnahmen vorhanden, um eine qualitativ hochwertige Umweltleistung zu erhalten. Dafür muss allerdings das gesamte Portfolio in der zweiten Säule genutzt werden. Dazu gehören insbesondere nicht-produktive Investitionen (für den Moorschutz oder die Schaffung von Sonderhabitaten). Aber auch die Beratung und Begleitung der Maßnahmen sollten gefördert werden, um die Wirkung der Maßnahmen zu steigern. Allerdings müssen dazu auch die Maßnahmen der 2. Säule ausgebaut werden und dafür ist wiederum eine höhere Fördersumme erforderlich.

9 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
- 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
- AMI [Agrarmarkt Informations-Gesellschaft mbH] (2019) Verkaufspreise für Maissilage: 2015-2019
- Armsworth PR, Acs S, Dallimer M, Gaston KJ, Hanley N, Wilson P (2012) The cost of policy simplification in conservation incentive programs. *Ecology Letters*(15):406-414
- 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
- Bach M, Diesner M, Großmann D, Guerniche D, Hommen U, Klein M, Kubiak R, Müller A, Preuss TG, Priegnitz J, Reichenberger S, Thomas K, Trapp M (2017) Pesticide exposure assessment for surface waters in the EU. Part 2: Determination of statistically based run-off and drainage scenarios for Germany. *Pest Management Science*. doi: 10.1002/ps.4519
- Baeumer K (1990) Gestaltung der Fruchtfolge. In: Dierks R, Heitefuss R (eds) *Integrierter Landbau*. München: BLV
- Bartelt R, Brunotte J, Dahlmann I, Gunreben M, Mosimann T, Schäfer W, Severin K, Tharsen J, Thiermann A (2003) *Bodenerosion und Bodenversiegelung*. Hildesheim: Landesamt für Ökologie, 51 p. Nachhaltiges Niedersachsen 23
- Batáry P, Dicks LV, Kleijn D, Sutherland WJ (2015) The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conserv Biol* 29(4):1006-1016. doi: 10.1111/cobi.12536
- Baum S, Chalwatzis D, Böhner, HGS, Oppermann, R, Röder N (in Begutachtung) Wirkung ökologischer Vorrangflächen zur Erreichung der Biodiversitätsziele in Ackerlandschaften: Endbericht zum gleichnamigen Forschungsvorhaben, 2017 bis 2021. BfN-Skripten
- Baum S, Elsasser P, Goetzke R, Henseler M, Hoymann J, Kreins P (2021) Handlungsfelder der Landnutzung. In: Gömann H FJ (ed) *Wechselwirkungen zwischen Landnutzung und Klimawandel*. Springer Spektrum: pp 72-141, zu finden in <https://literatur.thuenen.de/dig-bib_extern/dn063428.pdf> [zitiert am 28.5.2021]
- Bazzoffi P (2009) Soil erosion tolerance and water runoff control: minimum environmental standards. *Reg Environ Change* 9(3):169-179. doi: 10.1007/s10113-008-0046-8
- BfN [Bundesamt für Naturschutz] (2015) Naturschutzfachliche Bewertung der Landschaften in Deutschland, zu finden in <https://www.bfn.de/fileadmin/_processed_/3/e/csm_II_2_1_2_Landschaftsbewertung_D_c4f643441e.png> [zitiert am 26.5.2021]
- BGR [Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe] (1996) Digital Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland, BGR - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
- Billen N, Stahr K (2013) Anpassungsstrategie Baden-Württemberg an die Folgen des Klimawandels: Fachgutachten für das Handlungsfeld Boden, Ministeriums für Umwelt, Klima und

- Energiewirtschaft Baden-Württemberg, zu finden in <<http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/109120/U13-W04-N10.pdf?command=downloadContent&filename=U13-W04-N10.pdf&FIS=91063>> [zitiert am 9.5.2018]
- BKG [Bundesamt für Kartographie und Geodäsie] (2016) Digitales Basis-Landschaftsmodell (AAA_Modelierung), Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG)
- BLE [Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung] (2021) Zahlen zum Ökolandbau in Deutschland, zu finden in <<https://www.oekolandbau.de/landwirtschaft/biomarkt/oekoflaeche-und-oekobetriebe-in-deutschland>> [zitiert am 27.5.2021]
- BMEL [Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft] (o. J.) Statistischer Monatsbericht, Kapitel A. Landwirtschaft. Flächenbilanz von 1990 bis 2017 - in kg N / ha [zitiert am 6.12.2019]
- BMEL [Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft] (ed) (2015) Umsetzung der EU-Agrarreform in Deutschland - Ausgabe 2015, zu finden in <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/UmsetzungGAPinD.pdf?__blob=publicationFile> [zitiert am 11.5.2018]
- BMEL [Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft] (ed) (2018a) Änderungen bei den Direktzahlungen ab dem Antragsjahr 2018: Stand: 29.03.2018, zu finden in <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Landwirtschaft/EU-Agrarpolitik-Foerderung/AendDirektzahlungen2018.pdf?__blob=publicationFile&v=5> [zitiert am 4.11.2020]
- BMEL [Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft] (ed) (2018b) Humus in landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands: Ausgewählte Ergebnisse der Bodenzustandserhebung
- BMEL [Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft] (2020a) Berichterstattung zum Vollzug der GAK 2012-2014: Förderbereich 8: Benachteiligte Gebiete (Ausgleichszulage), zu finden in <<https://www.bmel-statistik.de/laendlicher-raum-foerderungen/gemeinschaftsaufgabe-zur-verbesserung-der-agrarstruktur-und-des-kuestenschutzes/>> [zitiert am 26.10.2020]
- BMEL [Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft] (2020b) Berichterstattung zum Vollzug der GAK 2015-2018: Förderbereich 9: Benachteiligte Gebiete (Ausgleichszulage), zu finden in <<https://www.bmel-statistik.de/laendlicher-raum-foerderungen/gemeinschaftsaufgabe-zur-verbesserung-der-agrarstruktur-und-des-kuestenschutzes/>> [zitiert am 26.10.2020]
- BMEL [Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft] (2020c) Betriebe und Flächen des ökologischen Landbaus in Deutschland (1994 bis 2018), zu finden in <<https://www.bmel.de/DE/themen/landwirtschaft/oekologischer-landbau/tabelle2-oeko-landbau-in-d.html>> [zitiert am 26.5.2021]
- BMEL [Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft Referat 617] (2020d) Ökologische Vorrangflächen 2019. Email vom 27.01.2020
- DIN 19708 (2005) Bodenbeschaffenheit - Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG. Deutsches Institut für Normung (DIN)
- Böhm H, Dauber J, Dehler M, Amthauer Gallardo DA, Witte T de, Fuß R, Höppner F, Langhof M, Rinke N, Rodemann B, Rühl G, Schittenhelm S (2020) Fruchtfolgen mit und ohne Leguminosen: ein Review. 489-509 Seiten / Journal für Kulturpflanzen, Bd. 72 Nr. 10-11 (2020): Schwerpunkt Pflanzenbauwissenschaften / Journal für Kulturpflanzen, Bd. 72 Nr. 10-11 (2020): Schwerpunkt Pflanzenbauwissenschaften. doi: 10.5073/JFK.2020.10-11.01

- BÖLW [Bund Ökologische Lebensmittelwirtschaft] (2021) 84.930 neue Bio-Hektar und 1.303 neue Öko-Höfe: Öko-Fläche und Zahl der Bio-Betriebe, zu finden in <<https://www.boelw.de/themen/zahlen-fakten/landwirtschaft/artikel/oeko-flaeche-und-bio-betriebe-2020/>> [zitiert am 27.5.2021]
- Buschmann C, Röder N (2019) Does the new "Green Architecture" of the CAP provide a chance for the conservation of Lapwings (*Vanellus vanellus*)?: Findings from discrete choice experiments with German arable farmers. In: 172nd EAAE Seminar "Agricultural Policy for the Environment or Environmental Policy for Agriculture?": Brüssel, 28.-29.05.2019
- BVL [Bundesamts für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit] (2019) Online-Datenbank Pflanzenschutzmittel. Braunschweig, zu finden in <<https://apps2.bvl.bund.de/psm/jsp/index.jsp>> [zitiert am 1.2.2019]
- BZL [Bundesinformationszentrum Landwirtschaft] (2017) Entwicklung des Ökologischen Landbaus nach Flächen und Betrieben, zu finden in <<https://bzl-datenzentrum.de/pflanzenbau/oekologischer-landbau-grafik/>> [zitiert am 26.5.2021]
- Christen O (2001) Ertrag, Ertragsstruktur und Ertragsstabilität von Weizen, Gerste und Raps in unterschiedlichen Fruchtfolgen. *Pflanzenbauwissenschaften*(5):33-39, zu finden in <https://www.journal-kulturpflanzen.de/artikel.dll/033-039_MjE0MjA.PDF> [zitiert am 11.5.2018]
- Constantin J, Mary B, Laurent F, Aubrion G, Fontaine A, Kerveillant P, Beaudoin N (2010) Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135(4):268-278. doi: 10.1016/j.agee.2009.10.005
- Daniel-Gromke J, Rensberg N, Denysenko V, Trommler M, Reinholz T, Völler K, Beil M, Beyrich W (2017) Anlagenbestand Biogas und Biomethan - Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland(30), zu finden in <https://www.dbfz.de/fileadmin/user_upload/Referenzen/DBFZ_Reports/DBFZ_Report_30.pdf> [zitiert am 6.1.2020]
- DBFZ [Deutsches Biomasseforschungszentrum] (2017) Anlagenbestand Biogas und Biomethan – Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland. DBFZ Report 30, zu finden in <<https://www.dbfz.de/pressemediathek/publikationsreihen-des-dbfz/dbfz-reports/>> [zitiert am 16.10.2020]
- DeStatis [Statistisches Bundesamt] (ed) (div. Jgg.a) Landwirtschaftliche Bodennutzung und pflanzliche Erzeugung: Fachserie 3, Reihe 3
- DeStatis [Statistisches Bundesamt] (ed) (div. Jgg.b) Produzierendes Gewerbe. Fachserie 4, Reihe 8.2: Düngemittelversorgung, zu finden in <https://www.destatis.de/DE/Service/Bibliothek/_publikationen-fachserienliste-4.html> [zitiert am 28.3.2022]
- DeStatis [Statistisches Bundesamt] (2011) Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Bodenbearbeitung, Bewässerung, Landschaftselemente Erhebung über landwirtschaftliche Produktionsmethoden (ELPM). Fachserie 3, Heft 5
- DeStatis [Statistisches Bundesamt] (2017a) Agrarstrukturerhebung (ASE) 2016: Fachserie 3 Reihe 2.2.1 und Reihe 2.2.4, zu finden in <https://www.destatis.de/DE/Service/Bibliothek/_publikationen-fachserienliste-3.html?nn=206136> [zitiert am 6.12.2019]
- DeStatis [Statistisches Bundesamt] (ed) (2017b) Eigentums- und Pachtverhältnisse: Fachserie 3 Reihe 2.1.6 - 2016, zu finden in <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Landwirtschaftliche-Betriebe/Publikationen/Downloads-Landwirtschaftliche-Betriebe/eigentums-pachtverhaeltnisse-2030216169005.xlsx;jsessionid=4F9EABF091C417EA4FB496200D3052C2.inter-net8711?__blob=publicationFile> [zitiert am 20.10.2020]

- DeStatis [Statistisches Bundesamt] (2017c) Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Bodenbearbeitung, Erosionsschutz, Fruchtwechsel / Agrarstrukturerhebung, zu finden in <<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]
- DeStatis [Statistisches Bundesamt] (2021) Feldfrüchte und Grünland: Landwirtschaftliche Betriebe mit Zwischenfruchtanbau im Zeitvergleich, zu finden in <<https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Feldfruechte-Gruenland/Tabellen/Zwischenfruechte.html;jsessionid=F047A2C6F8C9EEB2FA2E0DA9E96EEE9D.live721>> [zitiert am 25.3.2022]
- 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
- Deutscher Bundestag (2018) Greening in der Agrarförderung im Jahr 2017: Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Kirsten Tackmann, Dr. Gesine Löttsch, Lorenz Gösta Beutin, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE., 12 p. Drucksache 19/1265
- 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 Löttsch, Lorenz Gösta Beutin, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE., 12 p. Drucksache 19/11026
- Don A, Flessa H, Marx K, Poeplau C, Tiemeyer B, Osterburg B (2018) Die 4-Promille-Initiative "Böden für Ernährungssicherung und Klima": Wissenschaftliche Bewertung und Diskussion möglicher Beiträge in Deutschland. Braunschweig, Germany: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 141 p. Thünen Working Paper 112
- DVL [Deutscher Verband für Landschaftspflege] (2020) Gemeinwohlprämie: Ein Konzept zur effektiven Honorierung landwirtschaftlicher Umwelt- und Klimaschutzleistungen innerhalb der Öko-Regelungen in der Gemeinsamen EU-Agrarpolitik (GAP), 28 p, zu finden in <https://www.dvl.org/fileadmin/user_upload/Publikationen/Fachpublikationen/DVL-Publikation-Fachpublikation_Gemeinwohlpraemie.pdf> [zitiert am 4.12.2020]
- DW [Deutscher Wetterdienst] (2016) Climate Data Center, ftp, zu finden in <<ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/>>
- 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, zu finden in <https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR17_21/SR_GREENING_EN.pdf> [zitiert am 30.3.2021]
- Everwand G, Cass S, Dauber J, Williams M, Stout J (2017) Legume crops and biodiversity. In: Murphy-Bokern D, Stoddard FL, Watson CA (eds) Legumes in cropping systems. Wallingford: CABI: pp 55-69
- Fahrmeir L, Kneib T, Lang S, Marx B (2013) Regression: Models, methods and applications. Berlin, Heidelberg: Springer, 705 p, zu finden in <<https://ebookcentral.proquest.com/lib/kxp/detail.action?docID=6314567>>
- FDZ [Forschungsdatenzentren der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder] (2018) Landwirtschaftszählung - Haupterhebung 2010, On-Site, Version 0
- Feindt PH, Krämer C, Früh-Müller A, Heißenhuber A, Pahl-Wostl C, Purnhagen KP, Thomas F, van Bers C, Wolters V (2019) SWOT-Analyse der derzeitigen Agrarpolitik aus Sicht des Natur-

- und Umweltschutzes. In: Ein neuer Gesellschaftsvertrag für eine nachhaltige Landwirtschaft: Wege zu einer integrativen Politik für den Agrarsektor. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg: pp 109-122
- Forstner B, Deblitz C, Kleinhanß W, Nieberg H, Offermann F, Röder N, Salamon P, Sanders J, Weingarten P (2012) Analyse der Vorschläge der EU-Kommission vom 12. Oktober 2011 zur künftigen Gestaltung der Direktzahlungen im Rahmen der GAP nach 2013, Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), 127 p. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie, zu finden in <https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/bitv/dn050475.pdf> [zitiert am 20.10.2020]
- Fortmann H, Rademacher P, Groh H, Höper H (2012) Stoffgehalte und -vorräte im Boden und deren Veränderungen. In: Höper H, Meesenburg H (eds) Tagungsband 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen GeoBerichte 23. Hannover: S. 48-69
- Freese J (2012) Natur- und Biodiversitätsschutz in ELER – finanzielle Ausstattung der Förderprogramme zur Ländlichen Entwicklung. Naturschutz und Landschaftsplanung(44):69-76
- Freese J (2020) AUKM-Monitoring. E-mail vom 03.07.2020
- Fullen MA (1998) Effects of grass ley set-aside on runoff, erosion and organic matter levels in sandy soils in East Shropshire, UK. Soil and Tillage Research 46(1):41-49. doi: 10.1016/S0167-1987(98)80106-2, zu finden in <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198798801062>>
- Fullen MA, Booth CA (2006) Grass ley set-aside and soil organic matter dynamics on sandy soils in Shropshire, UK. Earth Surf. Process. Landforms 31(5):570-578. doi: 10.1002/esp.1348
- Gocht A, Ciaian P, Bielza M, Terres J-M, 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
- Gocht A, Röder N (2014) Using a Bayesian estimator to combine information from a cluster analysis and remote sensing data to estimate high-resolution data for agricultural production in Germany. International Journal of Geographical Information Science 28(9):1744-1764. doi: 10.1080/13658816.2014.897348
- Grajewski R, Bathke M, Bergschmidt Aea (2019) Ergebnisse der laufenden Bewertung von PFEIL: Beitrag zu Kapitel 7 des erweiterten Durchführungsberichts 2018, Thünen-Institut für Ländliche Räume. 5-Länder-Evaluation [zitiert am 31.3.2022]
- Gutsche V, Strassemeyer J (2007) SYNOPS - ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risiko-potentials von chemischen Pflanzenschutzmitteln (SYNOPS - a model to assess the environmental risk potential of pesticides). Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. 59(9):197-210
- Hennings V (2000) Methodendokumentation Bodenkunde: Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden, 2., überarb. Aufl. Stuttgart: Schweizerbart. Geologisches Jahrbuch Sonderhefte Reihe G, Heft SG 1
- Henrichsmeyer W, Cypris C, Löhe W, Meudt M, Sander R, v. Sothen F (1996) Entwicklung eines gesamtdeutschen Agrarsektormodells. In: Universität Bonn, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (eds) Endbericht zum Kooperationsprojekt "Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96". Braunschweig and Bonn
- Hünig C, Benzler A (2017) Das Monitoring der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland. Bonn, Bad-Godesberg. BfN-Skripten 476, zu finden in <<https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/Skript476.pdf>> [zitiert am 28.20.2021]

- Ihling H, Petzold R (2020) Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduzierung der Nitratbelastung im Einzugsgebiet der Quellfassung Schleinitz. Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 25(4):285-299. doi: 10.1007/s00767-020-00459-7
- Jacobs A, Flessa H, Don A, Heidkamp A, Prietz R, Dechow R, Gensior A, Poeplau C, Riggers C, Schneider F, Tiemeyer B, Vos, C Wittnebel, M., Müller T, Säurich A, Fahrion-Nitschke A, Gebbert S, Jaconi A, Kolata H, Laggner A, et al (eds) (2018) Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Braunschweig. Thünen Report 64
- Jeangros B, Courvoiser N (2019) Optimale Fruchtfolgen im Feldbau, agroscope, 4. Aufl. Agrarfor-schung Schweiz
- Joormann I, Schmidt TG (2017) F.R.A.N.Z.-Studie – Hindernisse und Perspektiven für mehr Bio-diversität in der Agrarlandschaft. Braunschweig: Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Online-Ressource. Thünen Working Paper 75
- Karl H, Noleppa S (2017) Kosten europäischer Umweltstandards und von zusätzlichen Auflagen in der deutschen Landwirtschaft: Eine Analyse und Hochrechnung für durchschnittliche Be-triebe und den Sektor, HFFA Research GmbH, zu finden in <<http://media.repro-mayr.de/06/706506.pdf>> [zitiert am 22.10.2020]
- Kleijn D, Baquero RA, Clough Y, Díaz M, Esteban J de, Fernández F, Gabriel D, Herzog F., Holz-schuh A, Jöhl R, Knop E, Kruess A, Marshall EJ, Steffan-Dewenter I, Tcharntke T, Verhulst J, West TM, Yela JL (2006) Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five Eu-ropean countries. Ecology Letters(9):243-254
- KOM [Europäische Kommission] (2018) Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parla-ments und des Rates mit Vorschriften für die Unterstützung der von den Mitgliedstaaten im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik zu erstellenden und durch den Europäischen Garan-tiefonds für die Landwirtschaft (EGFL) und den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raumes (ELER) zu finanzierenden Strategiepläne (GAP-Strate-giepläne) und zur Aufhebung der Verordnung (EU) Nr. 1305/2013 des Europäischen Parla-ments und des Rates sowie der Verordnung (EU) Nr. 1307/2013 des Europäischen Parla-ments und des Rates: Strategieplan-VO
- KOM [Europäische Kommission] (2020) EU-Biodiversitätsstrategie für 2030: Mehr Raum für die Natur in unserem Leben. Brüssel, COM(2020) 380 final
- 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 Ge-wässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebiets-einheit Weser(336)
- KTBL [Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.] (2020) Standardde-ckungsbeiträge. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), zu finden in <<https://www.ktbl.de/webanwendungen/standarddeckungsbei-traege/>> [zitiert am 27.7.2020]
- Kuussaari M, Hyvönen T, Härmä O (2011) Pollinator insects benefit from rotational fallows. Ag-riculture, Ecosystems & Environment 143(1):28-36. doi: 10.1016/j.agee.2011.03.006
- 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, zu finden in <https://www.econs-tor.eu/bitstream/10419/213036/1/Lakes_2020_spatiotemporal_dynamics_Germany.pdf>
- Lakner S, Oppermann R (2018) A CAP-Reform Model to strengthen Nature Conservation: Im-pacts for Farms and for the Public Budget in Germany. Austrian Journal of Agricultural Eco-nomics and Rural Studies 27:129-137, zu finden in

- <https://oega.boku.ac.at/fileadmin/user_upload/Tagung/2018/AJARS27/15_Lakner_Oppermann_4c_new.pdf> [zitiert am 28.9.2020]
- Lakner S, Röder N, Baum S, Ackermann A (2017) What we can learn from the German implementation of greening - effectiveness, participation and policy integration with the agri-environmental program. In: GEWISOLA, ÖGA (eds): 57. Jahrestagung der GEWISOLA (Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V.) und der 27. Jahrestagung der ÖGA
- 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
- Landesamt für Statistik Niedersachsen (2019) Anfrage zu Kompostverbringungsdaten der Bundesländer: Auskunft per Mail
- Latacz-Lohmann U, Balmann A, Birner R, Christen O, Gauly M, Grethe H, Grajewski R, Martínez J, Nieberg H, Pischetsrieder M, Renner B, Röder N, Schmid JC, Spiller A, Taube F, Voget-Kleschin L, Weingarten P (2019) Zur effektiven Gestaltung der Agrarumwelt- und Klimaschutzpolitik im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU. *Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft, Sonderheft 227, Juli 2019 / Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft, Sonderheft 227, Juli 2019*. doi: 10.12767/buel.v0i0.250
- Leitinger G, Tasser E, Newesely C, Obojes N, Tappeiner U (2010) Seasonal dynamics of surface runoff in mountain grassland ecosystems differing in land use. *Journal of Hydrology* 385(1-4):95-104. doi: 10.1016/j.jhydrol.2010.02.006
- 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
- LfL [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft] (2014) Humusbilanz-Methode zur Optimierung von Bodenfruchtbarkeit und Umweltwirkung in Bayern, zu finden in <https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/humusbilanz_beratung_bleistift-version_nov_2014_2.pdf> [zitiert am 16.10.2020]
- LfL [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft] (2018) Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland: Gelbes Heft, 14. Aufl., zu finden in <https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/leitfaden-duengung-acker-gruenland_gelbes-heft_lfl-information.pdf> [zitiert am 20.10.2020]
- LfL [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft] (2019) Basisdaten: Stand: Januar 2019, zu finden in <https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/basisdaten_20190131.pdf> [zitiert am 6.12.2019]
- LfL [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft] (2020) LfL Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten. München: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), zu finden in <<https://www.stmelf.bayern.de/idb/default.html>> [zitiert am 27.7.2020]
- LfL [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft] (2021) Nährstoffgehalte von mehrschnittigen Feldfutterbau und mehrjährigen Energiepflanzen, zu finden in <https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/basisdaten22_tabelle_1e_20211210.pdf> [zitiert am 25.3.2022]
- LWK NRW [Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen] (2018) Nährstoffbericht 2017 über Wirtschaftsdünger und andere organische Düngemittel, hg. v. Direktor der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen als Landesbeauftragter

- Maetens W, Poesen J, Vanmaercke M (2012) How effective are soil conservation techniques in reducing plot runoff and soil loss in Europe and the Mediterranean? *Earth-Science Reviews* 115(1):21-36. doi: 10.1016/j.earscirev.2012.08.003
- ML [Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz] (ed) (2016) AUM und Greening, zu finden in <https://www.ml.niedersachsen.de/startseite/themen/landwirtschaft/agrarforderung/agrarumweltmassnahmen_aum/aum_und_greening/aum-und-greening-121593.html> [zitiert am 20.10.2020]
- Müller M (2017) Die Fruchtfolge wird über betrieblichen Erfolg entscheiden. *Bauernblatt*:46-49, zu finden in <https://www.lksh.de/fileadmin/dokumente/Bauernblatt/PDF_Toep-per_2017/BB_51-52_23.12/46-49_Mueller.pdf> [zitiert am 18.5.2018]
- Navarro A, López-Bao JV (2019) EU agricultural policy still not green. *Nature Sustainability* 2(11):990. doi: 10.1038/s41893-019-0424-x
- Nawotke C, Korten K, Pöplau R, Kape H-E (2018) Bericht zur Abgabe und Aufnahme von Wirtschaftsdüngern, Bioabfällen und Klärschlämmen Mecklenburg-Vorpommern 2016
- Neuenfeldt S, Gocht A, Röder N (2020) Thünen-Agraratlas: Disaggregierte Darstellung der landwirtschaftlichen Nutzung auf Basis der Daten der Statistischen Ämter der Länder. vorläufige Ergebnisse, Thünen-Institut
- 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
- 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, zu finden in <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]
- Oppermann R, Gelhausen J, Matzdorf B, Reutter M, Luick R, Stein S (2012) Gemeinsame Agrarpolitik ab 2014: Perspektiven für mehr Biodiversitäts- und Umweltleistungen der Landwirtschaft?: Bericht im Rahmen des F&E Projekt „Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) 2013 und Erreichung der Biodiversitäts- und Umweltziele“, hg. v. Bundesamt für Naturschutz (BfN)
- Pe'er G, Dicks LV, Visconti P, Arlettaz R, Báldi A, Benton TG, Collins S, Dieterich M, Gregory RD, Hartig F, Henle K, Hobson PR, Kleijn D, Neumann RK, Robijns T, Schmidt J, Shwartz A, Sutherland WJ, Turbé A, Wulf F, Scott AV (2014) Agriculture policy. EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science* 344(6188):1090-1092. doi: 10.1126/science.1253425
- Pe'er G, Zinngrebe Y, Hauck J, Schindler S, Dittrich A, Zingg S, Tschardt T, Oppermann R, Sutcliffe LM, 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
- Preissel S, Reckling M, Schläfke N, Zander P (2015) Magnitude and farm-economic value of grain legume pre-crop benefits in Europe: A review. *Field Crops Research* 175:64-79. doi: 10.1016/j.fcr.2015.01.012
- Raue P, Bathke M, Eberhardt Wea (2019) Ergebnisse der laufenden Bewertung des Landesprogramms Ländlicher Raum (LPLR) des Landes Schleswig-Holstein 2014 bis 2020: Beitrag zu

- Kapitel 7 des erweiterten Durchführungsberichts 2018, Thünen-Institut für Ländliche Räume. 5-Länder-Evaluation [zitiert am 31.3.2022]
- EU-VO 1307/2013: Regulation (EU) No 1307/2013 of the European Parliament and of the Council of 17 December 2013 establishing rules for direct payments to farmers under support schemes within the framework of the common agricultural policy and repealing Council Regulation (EC) No 637/2008 and Council Regulation (EC) No 73/2009 (2013)
- Reiter K (2019) Gewässerschutzberatung im PFEIL-Programm: Umsetzung in der Beratungskulisse nach Wasserrahmenrichtlinie, Thünen-Institut für Ländliche Räume. 5-Länder-Evaluation [zitiert am 31.3.2022]
- Reiter K (2020) Umsetzung der Gewässerschutzberatung in der Gebietskulisse der Grundwasserkörper in einem schlechten chemischen Zustand gemäß EG-WRRL und ausgewählten Seeneinzugsgebieten: Landesprogramm ländlicher Raum (LPLR) des Landes Schleswig-Holstein 2014 bis 2020, Thünen-Institut für Ländliche Räume. 5-Länder-Evaluation [zitiert am 31.3.2022]
- Röder N (2007) Entwicklung und Anwendung eines agentenbasierten Landnutzungsmodells unter besonderer Berücksichtigung der Betriebsleitereinstellung, Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Technischen Universität München. Dissertation, 227 p, zu finden in <<http://media-tum.ub.tum.de/doc/624088/624088.pdf>> [zitiert am 28.9.2020]
- 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, zu finden in <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-06-17_58-2019_gapeval.pdf>
- 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
- Röder N, Ackermann A, Baum S, Wegmann J, Strassemeyer J, Pöllinger F (2021a) 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
- Röder N, Laggner B, Reiter K, Offermann F (2021b) Ist das DVL-Modell "Gemeinwohlprämie" als potenzielle Ökoregelung der GAP nach 2020 geeignet? Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume Wald und Fischerei, 185 p. Thünen Working Paper 166
- Rösemann C, Haenel H-D, Dämmgen U, Döring U, Wulf S, Eurich-Menden B, Freibauer A, Döhler H, Schreiner C, Osterburg B, Fuß R (2019a) Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2017: Input data and emission results, zu finden in <https://www.openagrar.de/receive/openagrar_mods_00048159>
- Rösemann C, Haenel H-D, Dämmgen U, Freibauer A, Wulf S, Eurich-Menden B, Döhler H, Schreiner C, Osterburg B (2019b) Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2017: Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2017 ; Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2019. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 5657 p. Thünen Report 67
- Roßberg D (2016) Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau. Journal für Kulturpflanzen 35(2). doi: 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
- Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (2004) Zwischenfrüchte im Ökologischen Landbau, zu finden in <<https://orgprints.org/id/eprint/15102/2/Zwischenfruechte.pdf>> [zitiert am 25.3.2022]
- Sanders J, Heß J (eds) (2019) Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. Braunschweig, Germany: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 1361 p. Thünen Report 65
- Sanz-Pérez A, Giral D, Robleño I, Bota G, Milleret C, Mañosa S, Sardà-Palomera F (2019) Fallow management increases habitat suitability for endangered steppe bird species through changes in vegetation structure. *Journal of Applied Ecology* 56(9):2166-2175. doi: 10.1111/1365-2664.13450
- Schoof N, Liuck R, Ackermann A, Baum S, Böhner H, Röder N, Rudolph S, Schmidt T, Hötter H, Jeromin H (2019a) Auswirkungen der neuen Rahmenbedingungen der Gemeinsamen Agrarpolitik auf die Grünland-bezogene Biodiversität. Bonn. BfN-Skripten 540, zu finden in <https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/Skript540_2_Aufl.pdf> [zitiert am 14.4.2021]
- Schoof N, Luick R, Beaufoy G, Jones G, Einarsson P, Ruiz J, Stefanova V, Fuchs D, Windmaißer T, Hötter H, Jeromin H, Nickel H, Schumacher J, Ukhanova M (2019b) Grünlandschutz in Deutschland. Treiber der Biodiversität, Einfluss von Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen, Ordnungsrecht, Molkereiwirtschaft und Auswirkungen der Klima- und Energiepolitik, 2. Aufl. Bonn: Bundesamt für Naturschutz, Online-Ressource. BfN-Skripten 539
- Simon Wood, Fabian Scheipl (2020) gamm4: Generalized Additive Mixed Models using 'mgcv' and 'lme4', zu finden in <<https://CRAN.R-project.org/package=gamm4>>
- Statista (2020) Installierte elektrische Leistung der Biogasanlagen in Deutschland in den Jahren 1999 bis 2020, zu finden in <<https://de.statista.com/statistik/daten/studie/167673/umfrage/installierte-elektrische-leistung-von-biogasanlagen-seit-1999/>> [zitiert am 5.11.2020]
- Strassemeyer J, Claus-Krupp A, Dominic AR, Golla B, Daehmlow D (2021) H2Ot-Spot-Manager NRW - Ein webbasiertes Analyse- und Beratungswerkzeug für die zielgerichteten risikomindernden Pflanzenschutzberatung. In: Freitag, U., Fuchs-Kittowski, F., Abecker, A., Hosenfeld, F. (ed) *Umweltinformationssysteme – Wie verändert die Digitalisierung unsere Gesellschaft?: Tagungsband des 27. Workshops des Arbeitskreises „Umweltinformationssysteme“ der Fachgruppe „Informatik im Umweltschutz“ der Gesellschaft für Informatik (GI) 2020*. Springer
- Strassemeyer J, Daehmlow D, Dominic AR, Lorenz S, Golla B (2017) SYNOPS-WEB, an online tool for environmental risk assessment to evaluate pesticide strategies on field level. *Crop Prot*(97):28-44. doi: 10.1016/j.cropro.2016.11.036
- Strassemeyer J, Golla B (2018) Berechnung des Umweltrisikos der Pflanzenschutzmittelanwendungen in den Vergleichsbetrieben mittels SYNOPS. *Gesunde Pflanz* 70(3):155-166. doi: 10.1007/s10343-018-0426-z
- Strassemeyer J, Gutsche V (2010) The approach of the German Pesticide Risk Indicator SYNOPS in the frame of the National Action plan on the Sustainable Use of Pesticides. In: OECD (ed) *OECD Workshop on Agri-Environmental Indicators*; Leysin, Switzerland
- Stupak N, Sanders J (2020) Kosten biodiversitätsfördernder Maßnahmen und ihre Bestimmungsfaktoren: FRANZ-Projektbericht, hg. v. Thünen-Institut für Betriebswirtschaft, 35 p

- Traba J, Morales MB (2019) The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. *Sci Rep* 9(1):9473. doi: 10.1038/s41598-019-45854-0
- UBA [Umweltbundesamt] (ed) (2016) Erarbeitung fachlicher, rechtlicher und organisatorischer Grundlagen zur Anpassung an den Klimawandel aus Sicht des Bodenschutzes und deren Ursachen auf Ackerböden Deutschlands: Teil 3: Bestimmung der Veränderungen des Humusgehalts. Dessau-Roßlau. Texte 26/2016
- UBA [Umweltbundesamt] (2021a) Greenhouse Gas Inventories 2019, Germany: Table 4.B: Sectoral background data for land use, land-use change and forestry. Umweltbundesamt (UBA), zu finden in <https://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/mmr/art07_inventory/ghg_inventory/envx7gqa/DEU_2021_2019_14012021_224203_started.xlsx/manage_document> [zitiert am 29.10.2021]
- UBA [Umweltbundesamt] (2021b) Indikator: Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft: Saldo der landwirtschaftlichen Stickstoff-Gesamtbilanz in Bezug auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche, zu finden in <<https://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-stickstoffueberschuss-der-landwirtschaft#die-wichtigsten-fakten>> [zitiert am 25.3.2022]
- 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
- VDLUFA [Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten] (2010) Schlussbericht zum Forschungsvorhaben „Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden – Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“, zu finden in <<https://www.vdlufa.de/Dokumente/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, zu finden in <https://www.vdlufa.de/download/Humus/Standpunkt_Humusbilanzierung.pdf> [zitiert am 16.10.2020]
- VO 1698/2005/EG (ELER-Verordnung): Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates vom 20. September 2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) (2005), zu finden in <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:02005R1698-20111221>> [zitiert am 16.9.2021]
- 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), zu finden in <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013R1307>> [zitiert am 17.9.2021]
- AgrarZahlVerpflV: Verordnung über die Einhaltung von Grundanforderungen und Standards im Rahmen unionsrechtlicher Vorschriften über Agrarzahllungen (Agrarzahllungen-, Verpflichtungenverordnung – AgrarZahlVerpflV) (2014)
- 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, zu finden in <https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/faunistische-evaluierung_bluehflaechen_lfl-schriftenreihe-1-2014.pdf>

- Wietzke A, Albert K, Bergmeier E, Sutcliffe LM, van Waveren C-S, Leuschner C (2020) Flower strips, conservation field margins and fallows promote the arable flora in intensively farmed landscapes: Results of a 4-year study. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 304(12):107142. doi: 10.1016/j.agee.2020.107142
- Wortman SE (2016) Weedy fallow as an alternative strategy for reducing nitrogen loss from annual cropping systems. *Agronomy for Sustainable Development* 36(4):1277. doi: 10.1007/s13593-016-0397-3
- Wurbs D, Steininger M (2011) Wirkungen der Klimaänderungen auf die Böden: Untersuchungen zu Auswirkungen des Klimawandels auf die Bodenerosion durch Wasser. Umweltbundesamt

A Anhang

A.1 Anhang zur Analyse der InVeKoS-Daten

A.1.1 Ökologische Vorrangflächen

Tabelle 30: Ökologische Vorrangflächen: Anzahl verpflichteter und befreiter Betriebe

Bundesländer: HE, NI, NW, RP

	Anzahl Betriebe			Anteil (%) Betriebe			Hektar, die zur Einhaltung der Vorgabe noch hätten gemeldet werden müssen (gew.)		
	2015	2016	2017	2015	2016	2017	2015	2016	2017
Befreit	79876	78966	78350	60,5	60,9	61,3			
Verpflichtet	52123	50805	49525	39,5	39,1	38,7			
Verpflichtet, Verpflichtung verfehlt	4866	4561	3649	9,3	9,0	7,4			
Davon keine ÖVF gemeldet	1183*	1200*	867*	2,3	2,4	1,8	2127	2212	1559
Davon zu wenige ÖVF oder nur LEs gemeldet	3683	3361	2782	7,1	6,6	5,6	2668	2681	2394

*verpflichtete Betriebe, die keine ÖVF-Flächen gemeldet haben. ÖVF-LE wurden an dieser Stelle nicht berücksichtigt, da LE in einigen Bundesländern automatisch als ÖVF erfasst werden. Betriebe, die keine ÖVF-Flächen und keine ÖVF-LE gemeldet haben: 995 (2015), 1010 (2016), 717 (2017).

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Tabelle 31: Anzahl der ÖVF-pflichtigen Betriebe, die die Auflage der 5 %-Vorgabe nicht erfüllten in Abhängigkeit von der Betriebswirtschaftlichen Ausrichtung

Bundesländer HE, NI, NW, RP

Betriebswirtschaftliche Ausrichtung	Anzahl			Anteil (in %)		
	2015	2016	2017	2015	2016	2017
Spezialisierte Ackerbaubetriebe	1920	1966	1660	39,5	43,1	43,8
Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe	837	778	593	17,2	17,1	16,3
Spezialisierte Weideviehbetriebe	1112	857	658	22,9	18,8	18,0
Pflanzenbauverbundbetriebe	104	78	55	2,1	1,7	1,5
Spezialisierte Dauerkulturbetriebe	104	80	37	2,1	1,8	1,0
Spezialisierte Gartenbaubetriebe	51	52	40	1,1	1,1	1,1
Spezialisierte Veredlungsbetriebe	484	519	458	10,0	11,4	12,6
Viehhaltungsverbundbetriebe	156	126	117	3,2	2,8	3,2
Nicht im Klassifizierungssystem erfasste Betriebe	94	105	91	1,9	2,3	2,5
Summe	4862	4561	3649	100	100	100

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Tabelle 32: Anzahl der ÖVF-pflichtigen Betriebe, die die Auflage erfüllten in Abhängigkeit von der Betriebswirtschaftlichen Ausrichtung

Bundesländer HE, NI, NW, RP

Betriebswirtschaftliche Ausrichtung	Anzahl			Anteil (in %)		
	2015	2016	2017	2015	2016	2017
Spezialisierte Ackerbaubetriebe	14284	14136	14426	30,2	30,6	31,4
Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe	8446	8392	8448	17,9	18,1	18,4
Spezialisierte Weideviehbetriebe	11719	11482	11181	24,8	24,8	24,4
Pflanzenbauverbundbetriebe	645	671	648	1,4	1,5	1,4
Spezialisierte Dauerkulturbetriebe	359	361	371	0,8	0,8	0,8
Spezialisierte Gartenbaubetriebe	254	275	267	0,5	0,6	0,6
Spezialisierte Veredlungsbetriebe	8504	8092	7855	18,0	17,5	17,1
Viehhaltungsverbundbetriebe	2569	2356	2215	5,4	5,1	4,8
Nicht im Klassifizierungssystem erfasste Betriebe	485	479	465	1,0	1,0	1,0
Summe	47265	46244	45876	100	100	100

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

A.1.2 GAMM-Schätzung

Für die Schätzung in Abschnitt 4.1.1 wurde ein „Generalized Additive Mixed Model“ (GAMM) verwendet. Ziel der Schätzung ist herauszufinden, welche Einflussfaktoren die Bereitstellung von ÖVF-Brachen und -Streifen im Rahmen der Erfüllung der Greening-Vorgaben zu ÖVF beeinflussen. Dabei wird davon ausgegangen, dass die Beobachtungen in den Boden-Klima-Räumen geclustert sind, also ähnliche (unbeobachtete) Eigenschaften aufweisen. Die Beobachtungen (Anteil von ÖVF-Brachen und Streifen an allen ÖVF) lassen sich mit y_{ij} darstellen, wobei Index $i = 1, \dots, m$ die einzelnen Cluster (Boden-Klima-Räume) und Index $j = 1, \dots, n_i$ die einzelnen Objekte (Betriebe) in den Clustern repräsentieren (Fahrmeir et al., 2013). Da die Werte der abhängigen Variable (Anteil von ÖVF-Brachen und Streifen an allen ÖVF) zwischen 0 und 1 liegen kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Daten normal verteilt sind, sondern quasibinomial.

Um sowohl den fixen Regressionsparametern der Einflussfaktoren als auch den zufälligen Effekten zwischen den Boden-Klima-Räumen Rechnung zu tragen, wurde folgendes (finale) Modell verwendet:

$$g(E[y_{ij}]) = \mu_{ij} = \beta_0 + f_1(SO_{ij}) + f_2(AL_{ij}) + b_{0i}$$

Dabei werden die beiden Einflussfaktoren Standard Output (SO_{ij}) sowie Ackerfläche (AL_{ij}) nicht-linear berücksichtigt und die Funktionsform f_1 und f_2 mithilfe eines nichtparametrischen kubischen Splines bestimmt. Zudem wird der Achsenschnittpunkt β berücksichtigt. Um eine mögliche Korrelation der Beobachtungen in den Boden-Klima-Räumen zu berücksichtigen, wurde zudem der zufälliger Effekt b als ‚random intercepts‘ abgebildet. Für den Parameter b wurde angenommen, dass dieser aus einer Normalverteilung mit $b \sim N(0, \psi_\theta)$ entstammt. $g()$ ist eine link-funktion, die den (bedingten) Erwartungswert der Zufallsvariablen, $E[y_{ij}] = \mu_{ij}$, mit dem Prädiktor $\beta_0 + f_1(SO_{ij}) + f_2(AL_{ij}) + b_{0i}$ verknüpft.

Das finale Modell wurde anhand des „Generalized-Cross-Validation“ (GCV) Kriteriums ausgewählt. Das Modell mit dem geringsten GCV-Wert bildet demnach die Verteilung der Daten am besten ab. Im ursprünglichen Modell wurden zusätzlich die Variablen „Anteil besonders geschützter Gebiete an der gesamten Ackerfläche eines Betriebs“, „Raufuttermittelverzehrende Großvieheinheiten je Hektar Hauptfutterfläche“, sowie „Sitz des Betriebs nach Bundesland“ berücksichtigt. Nach schrittweiser Entfernung der Variablen sowie der Ersetzung der Splines durch lineare Effekte, hatte das oben formulierte Modell den geringsten GCV-Wert.

Für Abbildung 42 wurde dann die Werte von 1000 bis 3500 Euro für die Variable Standard-Outputs sowie Werte von 10 bis 200 Hektar in die Variable Ackerfläche in das geschätzte Modell eingesetzt und somit der Anteil von Brachen und Strafen an allen ÖVF ermittelt.

A.1.3 Anbaudiversifizierung

Tabelle 33: Zuordnung der internen Nutzungscode zu den Kulturgruppen der Anbaudiversifizierung

Interner Nutzungscode	Interne Bezeichnung	Anbaudiversitätsgruppierung
180301	Ackerland aus der Erzeugung genommen	1000
100801	Weinbergbrache	1000
100305	20-jährige Stilllegung gem. flankierende Maßnahmen als Stilllegung	1000
240701	Mehrjährige Blühstreifen	1000
240503	Feldrand ÖVF	1000
240201	Schutzstreifen Erosion	1000
240103	Pufferstreifen ÖVF AL	1000
240502	Streifen am Waldrand (ohne Produktion) ÖVF	1000
240104	Pufferstreifen ÖVF GL	1000
240102	Ufervegetation (Pufferstreifen) ÖVF	1000
241501	Blühflächen und Ackerrandstreifen	1000
100201	Stilllegung nach FELEG/GAL	1000
240301	Gründüngung im Hauptfruchtanbau (für Ausgleichszulage)	1000
241502	Saum- und Bandstrukturen	1000
240501	Ackerrandstreifen	1000
100503	Stillgelegte Fläche gem. FLAMA, 20-jährig hier: Ökologische Stilllegung ab 1999	1000
101102	Brachen ohne Erzeugung ÖVF	1000
240101	Uferrandstreifenprogramm (AL)	1000
100302	10-jährige Stilllegung (Acker) gem. VO (EG) Nr. 1257/99 oder VO (EG) Nr. 1782/2003	1000
230201	Feldgehölze und Hecken	1000
240802	Schonstreifen als Blühstreifen (MSL-Maßnahme)	1000
101101	Schwarzbrache, Sozialbrache, sonstige vorübergehende Ackerbrache	1000
100901	Brache im Rahmen einer VNS-Maßnahme	1000
110101	Winterweizen (ohne Durum)	1101
110102	Hartweizen (Durum)	1101
110201	Sommerweizen (ohne Durum)	1102
110404	Winterroggen	1104
110403	Wintermenggetreide	1104

Interner Nutzungscode	Interne Bezeichnung	Anbaudiversitätsgruppierung
110502	Triticale	1105
110503	Wintertriticale	1105
110601	Wintergerste	1106
110701	Sommergerste	1107
110801	Hafer	1108
110802	Sommerhafer	1108
110901	Sommermenggetreide	1109
111002	Körnermais	1110
120208	Silomais (als Hauptfutter)	1110
120205	Mais mit Bejagungsschneise (Kulturpflanze)	1110
160212	Zuckermais	1110
111001	Corn-Cob-Mix	1110
120206	Mais mit Bejagungsschneise in gutem landwirtschaftlichem und ökologischem Zustand	1110
120207	Mischanbau Silomais und Sonnenblumen (zur Verwertung in Biogasanlagen)	1110
120101	Getreide/Leguminosen	1201
241801	Mischkulturen aus Saatgutmischungen oder im Reihenanbau	1201
120102	Sonstiges Getreide als Ganzpflanzensilage	1201
120401	Ackergras	1204
170303	Rollrasen	1204
200601	Wechselgrünland	1204
120701	Alle (anderen) /weitere/sonstige Futterpflanzen	1207
120601	Andere/sonstige Pflanzen energetische Verwertung	1207
130205	Sonstige Kartoffeln	1301
130207	Stärkekartoffeln im Vertragsanbau	1301
130206	Sonstige Speisekartoffeln/mittelfrühe und späte	1301
130201	Frühkartoffeln	1301
130203	Industriekartoffeln	1301
130204	Pflanzkartoffeln	1301
130202	Futterkartoffeln	1301
130301	Zuckerrüben	1303

Interner Nutzungscode	Interne Bezeichnung	Anbaudiversitätsgruppierung
130401	Futterhackfrüchte (ohne Runkelfutterrüben, Kohlsteckrüben und Kartoffeln)	1304
130402	Runkel-Futterrüben	1304
130502	Kohl-Steckrüben	1305
130501	Alle anderen Hackfrüchte	1305
140105	Klee gras	1401
140106	Klee-Luzerne-Gemisch	1401
140103	Klee	1401
140102	Futterleguminosen	1401
140104	Luzerne	1402
140201	Leguminosen ÖVF	1402
140202	Acker-, Puff-, Pferdebohnen zur Körnergewinnung	1403
140208	Erbsen/Bohnen zur Körnergewinnung	1403
140203	Erbsen zur Körnergewinnung	1404
160203	Frisch-/Speiseerbsen Freiland	1404
140204	Leguminosensamenvermehrung	1405
140205	Sojabohnen zur Körnergewinnung	1406
140206	Süßlupinen zur Körnergewinnung	1407
140207	Wicken (auch Saatwicken)	1408
120301	Alle (anderen)/weitere/sonstige Hülsenfrüchte zur Körnergewinnung	1409
140209	Linsen zur Körnergewinnung	1409
150101	Winterraps zur Körnergewinnung	1501
150201	Sommerraps zur Körnergewinnung	1501
150301	Sonnenblumen zur Körnergewinnung	1503
170203	Faserflachs	1504
150401	Öllein zur Körnergewinnung	1504
150501	Alle (anderen)/weitere/sonstige Ölfrüchte	1505
150504	Winterrübsen zur Körnergewinnung	1505
150503	Sommerrübsen zur Körnergewinnung	1505
160202	Blumenkohl Freiland	1602
160102	Küchenkräuter	1603
160401	Blumen und Zierpflanzen (Freiland)	1604

Interner Nutzungscode	Interne Bezeichnung	Anbaudiversitätsgruppierung
160501	Blumen und Zierpflanzen unter Glas	1605
160602	Grassamenvermehrung	1606
160601	Gartenbausämerei (Obst und Gemüse)	1606
160604	Gartenbausämerei (Zierpflanzen)	1606
160603	Rübensamenvermehrung	1606
160301	Gemüse und Pilze unter Glas	1607
160303	Pilze unter Glas	1610
160302	Pilzbeet- und Gemüseflächen in Gebäuden (nicht im Gewächshaus)	1610
170304	Tabak	1704
170305	Alle anderen Handelsgewächse (Dauerkulturen)	1705
180101	Weitere Fruchtarten	1801
180201	Ackerfläche (keine Betriebsprämie)	1802
190104	Erdbeeren (Freiland)	1901
110402	Sommerroggen	110402
110501	Sommertriticale	110501
110803	Winterhafer	110803
111101	Alle (anderen)/weitere/sonstige Getreidearten	111101
111102	Amarant	111102
111103	Dinkel	111103
111104	Emmer, Einkorn	111104
111105	Hirse	111105
111201	Buchweizen	111201
111202	Körnersorghum	111202
111203	Sonstiges Pseudogetreide zur Körnergewinnung	111203
120501	Chinaschilf (Miscanthus)	120501
120502	Rohrglanzgras	120502
120602	Igniscum	120602
120603	Riesenweizengras	120603
120604	Sida	120604
120605	Silphie	120605
120606	Sudangras	120606
150502	Krambe	150502

Interner Nutzungscode	Interne Bezeichnung	Anbaudiversitätsgruppierung
160101	Heil-, Duft- und Gewürzpflanzen	160101
160104	Zichorien zur Inulinproduktion	160104
160201	Artischocken	160201
160204	Gemüse Freiland	160204
160205	Gurken	160205
160206	Rhabarber	160206
160208	Spargel	160208
160209	Tomaten Freiland	160209
160214	Topinambur	160214
170101	Hopfen	170201
170201	Faserbrennnesseln (zur Textilherstellung)	170201
170202	Hanf	170202
170301	Alle anderen Handelsgewächse (außer Dauerkulturen)	170302
170302	Färberwaid	17030

Quelle eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Tabelle 34: Anbaudiversifizierung: Anzahl verpflichteter und nicht verpflichteter Betriebe

Bundesländer: HE, NI, RP

Jahr	Verpflichtet?	Anzahl Betriebe ≥10 ha Ackerland	Anteil (%) Betriebe ≥10 ha Ackerland	Anzahl aller Betriebe	Anteil (%) aller Betriebe
2014	nicht verpflichtet	3219	7,4	48730	54,9
	verpflichtet	40078	92,6	40014	45,1
2015	nicht verpflichtet	3277	7,7	49592	55,9
	verpflichtet	39076	92,3	39079	44,1
2016	nicht verpflichtet	3383	8,2	49462	56,7
	verpflichtet	37839	91,8	37841	43,3
2017	nicht verpflichtet	3442	8,6	49254	57,3
	verpflichtet	36706	91,4	36706	42,7

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Tabelle 35: Betriebswirtschaftliche Ausrichtung der zur Anbaudiversifizierung verpflichteten Betriebe. Anzahl aller verpflichteten Betriebe und Anzahl sowie Anteil der verpflichteten Betriebe, die der Vorgabe nicht nachkamen.

Bundesländer HE, NI, RP

Jahr	Betriebe	Pflanzenbauverbundbetriebe	Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe	Spezialisierte Ackerbaubetriebe	Spezialisierte Dauerkulturbetriebe	Spezialisierte Gartenbaubetriebe	Spezialisierte Veredlungsbetriebe	Spezialisierte Weidewiehhaltungenbetriebe	Viehhaltungsverbundbetriebe	Keine Angabe	Summe
2014	Alle verpflichteten	726	7468	13681	510	225	5243	9953	1730	540	40076
2015		681	7587	13126	529	247	5178	9572	1627	5294	39076
2016		676	7311	12938	506	262	5037	9105	1467	5374	37839
2017		629	7159	12853	473	250	4874	8608	1348	5124	36706
2014	Verpflichtet, Pflicht nicht erfüllt	46	1043	1469	87	28	1416	3355	275	70	7789
2015		13	383	544	44	26	291	1101	49	11	2460
2016		17	380	459	35	22	283	953	44	11	2204
2017		10	273	433	27	20	185	554	22	15	1539
2014	Anteil der verpflichteten Betriebe, die Pflicht nicht erfüllen (in %)	0,6	13,4	18,9	1,1	0,4	18,2	43,1	3,5	0,9	19,4
2015		0,5	15,6	22,0	1,8	1,1	11,8	44,8	2,0	0,4	6,3
2016		0,8	17,2	20,8	1,6	1,0	12,8	43,2	2,0	0,5	5,8
2017		0,6	17,7	28,1	1,8	1,3	12,0	36,0	1,4	1,0	4,2

Quelle: eigene Darstellung auf Grundlage von InVeKoS-Daten, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

A.1.4 Anbaupausen ausgewählter Kulturen

Berechnung der Anteile für die Anbauabstände zwischen Kulturen auf Basis der 2-Jahres-Hüllen

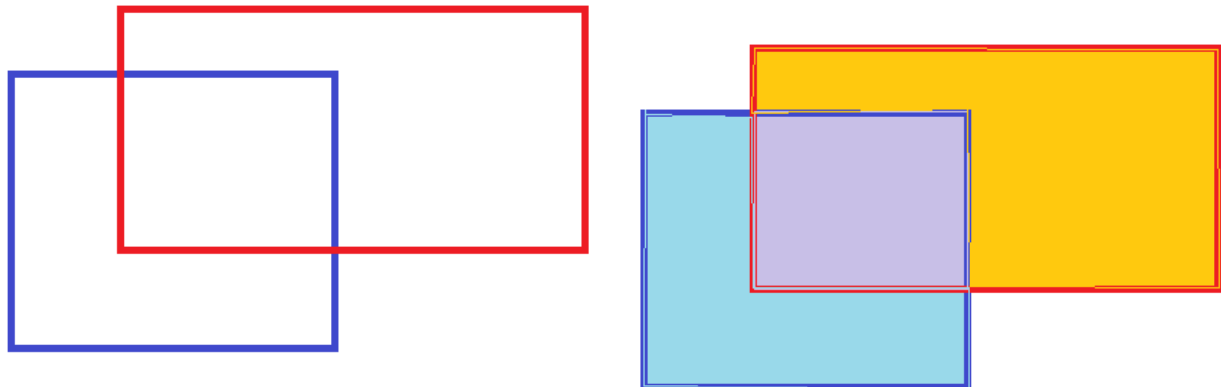
Folgende Fragestellungen sollen beantwortet werden:

- Wie hoch ist die Wahrscheinlichkeit mindestens, dass eine bestimmte Kultur **k** im Zeitraum von **i** Jahren auf einer bestimmten Fläche mindestens x- mal angebaut wird?
- Wie hoch ist die Wahrscheinlichkeit höchstens, dass eine bestimmte Kultur **k** in den letzten x-Jahren immer auf derselben Fläche angebaut worden ist?

Vorliegende Daten:

- ▶ Es wurden umhüllende Flächen (Hulls) ${}^a_e h$ gebildet, in denen alle FLIKs zusammengefasst sind, die in den Jahren **a** und **e** zumindest teilweise überlappen. D. h.:
 - in der ${}^a_e h$ sind alle InVeKoS-Geometrien vollständig verortet, die in einem der beiden Jahre **a** bzw. **e** existieren. D. h., die Information zur InVeKoS-Landnutzung innerhalb einer Hull ist für beide Jahre vollständig und abschließend erfasst.
 - Für die spezifische Kombination **a**, **e** sind die ${}^a_e h$ überlappungsfrei.
 - Jeder FLIK aus den Jahren **a** bzw. **e** ist nur einer ${}^a_e h$ zugeordnet.
- ▶ ${}^a_e h$ = Kennung der Hull
 - (jede Hull ist gekennzeichnet durch ein Anfangsjahr a und ein Endjahr e)
- ▶ Für jede ${}^a_e h$ liegen ferner folgende Informationen vor (vgl. nachfolgende Skizze, Abbildung 89):
 - Welche FLIKs ${}^e f$ (rot umrandet) bzw. ${}^a f$ (blau umrandet) der Hull ${}^a_e h$ zugeordnet sind
 - Es ist bekannt, wie groß die Fläche ist, die
 - in beiden Jahren von den FLIKs überstrichen wird (lila) $F_{\hat{a}_e h}$,
 - nur im Jahr **e** von den FLIKs überstrichen wird (orange) $F_{\bar{a}_e h}$,
 - nur im Jahr **a** von den FLIKs überstrichen wird (hellblau) $F_{\hat{a}_e h}$,
 - diese oben genannten Teilflächen gemeinsam einnehmen
- ▶ **F** = Fläche in ha

Abbildung 89: Schematische Abbildung zur möglichen räumlichen Überlagerung von je einer Antragsgeometrie aus dem Jahr a (blau umrandet) und dem Jahr e (rot umrandet)



Lila: Fläche kommt in beiden Jahren vor, orange: Fläche kommt nur im Jahr e vor, hellblau: Fläche kommt nur im Jahr a vor.
Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Vorgehen:

Bewertung des möglichen Verschneidungsfehlers (Zuordnung zu etwas Unbekanntem):

- (2) $q_{eh} = \frac{F_{\bar{a}_h}}{F_{a_h}}$;
allgemeiner „Qualitätsparameter“ für die Hull (Anteil, für den in beiden Jahren Informationen vorliegen).

Fall 0: für alle Flächen des Zieljahres e liegen auch Daten für das Anfangsjahr a vor und für alle Flächen aus dem Anfangsjahr a liegen Daten im Zieljahr e vor (Abbildung 90):

- (3) $F_{\bar{a}_h} = 0$ und $F_{a_h} = 0$,

Abbildung 90: Schematische Abbildung der Situation, wenn die Antragsgeometrie aus dem Anfangsjahr a (lila) mit der Geometrie aus dem Zieljahr e identisch ist



Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Schritt 1: Berechnung der Fläche in den Hauptnutzungsarten für beide Jahre in den Hulls

Zugrundeliegende These: Kulturwechsel werden v. a. innerhalb einer Hauptnutzungsart auftreten (v. a. beim Ackerland) während die Hauptnutzungsarten tendenziell stabil bleiben.

Differenzierte Hauptnutzungsarten: Dauergrünland (DGL), Ackerland (AL), Dauerkulturen (DK)

$$(4) F_{g,eh} = \max(F_{g,eh,e}, F_{g,eh,a})$$

$F_{g,eh,j}$: (Flächen der Hauptnutzungsart g in einer bestimmten Hull eh für eines der beiden bei der Konstruktion der Hull genutzten Jahre) mit

$g \in \{\text{DGL, AL, DK}\}$

j = Jahreskennung $j \in \{a, e\} \in J$ (End- bzw. Zieljahr der Hull)

J : Menge aller Jahre über die die Auswertung gefahren wird

Schritt 2: Berechnung des maximalen Anteils, der von einer „Kultur“ in einer Hull in beiden Jahren auf derselben Fläche steht

Ist für tendenziell „standorttreue“ Kulturen wie Dauergrünland, Dauerkulturen bzw. Brachen wichtig.

Bezugspunkt der Rechnungen ist immer das Zieljahr e

Berechnung Referenzwert auf Hull-Ebene

$\bar{I}_{k,eh}$ ist der maximale Flächenanteil, den ein und dieselbe Kultur auf derselben Fläche steht

Dies ist der Basiswert für Kulturen bei denen Selbstfolge sehr wahrscheinlich ist

$$(5) \bar{I}_{k,eh} = \frac{\min(F_{k,eh,a}, F_{k,eh,e})}{F_{k,eh,e}}$$

(Bestimme die kleinere Fläche und setze sie in Bezug zur Fläche im Zieljahr (maximaler Anteil = 100 %))

Umrechnung auf den FLIK

$$(6) \bar{I}_{k,ef,a} = \bar{I}_{k,eh} \times \frac{F_{k,ef}}{F_{k,eh,e}}$$

(entsprechend des Anteils der Fläche der Kultur im FLIK an der Fläche der Kultur in der Hull)

ef = Kennung der Ausgangsgeometrie (i. d. R. des FLIKs) im Jahr e ; $ef \in eh$

k = Kennung der Kultur

Somit gibt es für jede Kultur k in jedem FLIK f des Jahres e für alle vorangegangenen Jahre $a \in J \setminus e$ einen Wert für $\bar{I}_{k,ef,a}$

Berechnung des maximalen Anteils, den die Kultur in allen Jahren auf derselben Fläche steht

Anschließend bestimme auf Ebene der Ausgangsgeometrie des Endjahres e über alle Jahre im gewählten Zeitintervall a bis $e-1$ das Minimum des ermittelten Flächenanteils für die Kultur k in den einzelnen Jahrespaaren. Dieser Anteil ist der minimale Anteil der Fläche der Kultur k , die immer mit dieser Kultur bestockt ist:

$$(7) \bar{I}_{k, e_f, t} = \min(\bar{I}_{k, e_f, a}); a \in T \setminus e$$

T : Menge der Jahre, die in die Auswertung einbezogen werden; (T kann entweder absolut definiert sein z. B. {2012,...,2017} oder relativ { $e-5$, ..., e })

t : Kennung einer bestimmten Teilmenge an Jahren, für die eine Auswertung gefahren wurde; $t \in T$

Berechnung der maximalen Fläche, auf der eine Kultur in allen Jahren auf derselben Fläche steht

Zur späteren Aggregation (man kann dann die Gesamtfläche berechnen, die bestimmte Kriterien erfüllen) wird noch die entsprechende Fläche berechnet, die immer mit derselben Kultur bestockt ist.

$$(7) \bar{F}_{k, e_f, t} = \bar{I}_{k, e_f, t} \times F_{k, e_f}$$

Schritt 3: Berechnung des minimalen Anteils, der von einer „Kultur“ in einer Hull in beiden Jahren auf derselben Fläche steht

Ist für Kulturen, die tendenziell im Fruchtwechsel angebaut werden bzw. angebaut werden sollten (z. B. „normale Ackerkulturen“).

Bezugspunkt der Rechnungen ist immer das Zieljahr e

Berechnung Referenzwert auf Hull-Ebene

$\underline{I}_{k, e_h, a}$ ist der minimale Flächenanteil, den die Kultur k an der Referenzfläche (der Hauptkulturgruppe g) hat. Dies ist der Basiswert für Kulturen, bei denen Selbstfolge nicht sehr wahrscheinlich ist:

$$(9) \underline{I}_{k, e_h, a} = \frac{F_{k, e_h, a}}{\max(F_{g, e_h, a}, F_{g, e_h, e})}$$

Umrechnung auf den FLIK

$$(10) \underline{I}_{k, e_f, a} = \underline{I}_{k, e_h, a} \times \frac{F_{g, e_f}}{F_{g, e_h, e}}$$

(Umrechnung erfolgt entsprechend des Anteils der Fläche der entsprechenden Hauptnutzungsart im FLIK an der Fläche der Hauptnutzungsart in der Hull)

Für das Zieljahr e ist:

$$(10) \underline{I}_{k, e_f, a} = \frac{F_{k, e_f}}{F_{g, e_f}}$$

Bilde Prüfwert für Berechnung, wie häufig eine Kultur in einem Zeitintervall mindestens angebaut wird

Bilde

$$(11) \underline{R}_{k, e_f, t, J, P} = \min \left(1, \max \left(0, \sum_{j \in t} \left(\underline{I}_{k, e_f, j} \right) - (J - P) \right) \right)$$

J = Anzahl der betrachteten Jahre

P = Jahre ohne Anbau der Kultur $P \in \{1, \dots, J - 1\}$

t : Kennung einer bestimmten Teilmenge an Jahren, für die eine Auswertung erfolgen soll z. B. $\{2012, \dots, 2017\}$ oder relativ $\{e-5, \dots, e\}$

R ist der Flächenanteil der Kultur k , im FLIK f im Zieljahr e , auf dem in der betrachteten Zeitspanne J , die Kultur angebaut wird.

Bei $P = 1 \Rightarrow$ Anbau jedes Jahr im Zeitintervall J

Bei $P = 2 \Rightarrow$ mindestens 1 Jahr ohne Anbau im Zeitintervall J

Bei $P = 3 \Rightarrow$ mindestens 2 Jahre ohne Anbau im Zeitintervall J

Berechnung der Fläche, auf denen eine Kultur die Kriterien von R erfüllt

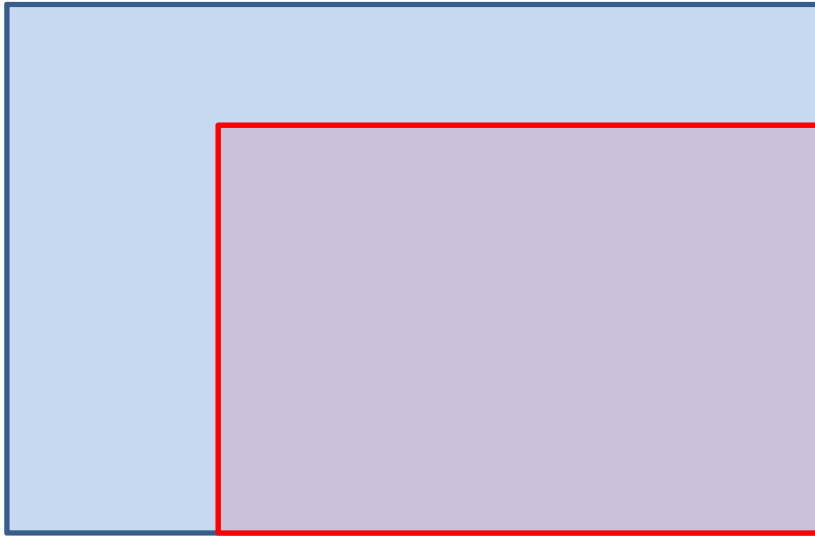
Zur späteren Aggregation wird die entsprechende Fläche berechnet, die mindestens die in der Spezifikation von R festgelegten Kriterien erfüllt:

$$(13) \underline{F}_{k, e_f, t, J, P} = \underline{R}_{k, e_f, t, J, P} \times F_{k, e_f}$$

Fall 1: für alle Flächen des Zieljahres e liegen auch Daten für das Anfangsjahr a vor, es fehlen allerdings Flächen aus dem Anfangsjahr a im Zieljahr e (Abbildung 91)

$$\blacksquare F_{\bar{a}_h} = 0 \text{ und } F_{\hat{a}_h} > 0,$$

Abbildung 91: Schematische Abbildung der Situation, wenn die Antragsgeometrie des Anfangsjahres a (blau umrandet) eine Teilfläche der Geometrie aus dem Zieljahr e (rot umrandet) ist



Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

In diesem Fall liegen wie im Fall 0 für alle Flächen im Zieljahr e Informationen zur Landnutzung im Jahre a vor.

Mögliche Optionen:

- a) prozentualer Übertrag der Anteile für g und k aus dem Jahr a ; Dahinterliegende These: Flächenverlust ist unabhängig von der Hauptnutzungsart g und Kultur k
Daraus folgt:

- Formel (5) verändert sich zu

$$(14) \bar{I}_{k,e,h} = \frac{\min\left(F_{k,e,h,e}, F_{k,e,h,a} \times \frac{F_{\hat{a}_h}}{F_{a_h}}\right)}{F_{k,e,h,e}}$$

- Formel (9) verändert sich zu

$$(15) \underline{I}_{k,e,h,a} = \min\left(\frac{F_{k,e,h,a}}{F_{g,e,h,a}}, \frac{F_{k,e,h,a}}{F_{g,e,h,e}} \times \frac{F_{\hat{a}_h}}{F_{a_h}}\right)$$

[max des Nenners entspricht min des Gesamtausdruckes]

Weitere Berechnung wie jeweils im Fall 0.

- b) Keine Anpassung der Formeln; dahinterliegende These: Lagetreue Flächennutzungen (Hauptkulturgruppe g bzw. der tendenziell lagetreue Kulturen k (Fall 0 Schritt 2) behalten weitestgehend ihre Lage; [keine Beschränkung über $F_{\hat{a}_h}$ notwendig, da die Fläche der Kultur bzw. Hauptkulturgruppe im Zieljahr immer kleiner oder gleich der Überlagerungsfläche $F_{\hat{a}_h}$ ist])

Daraus folgt

- Formel (5) bleibt gleich
- Formel (9) bleibt gleich

Weitere Berechnung wie jeweils im Fall 0.

- c) Die jeweiligen Veränderungen spielen sich v. a. im Bereich der Fläche ab, die verloren gegangen ist ($F_{\hat{a}_h}$)
Daraus folgt

- Formel (5) bleibt gleich, da es sich um eine maximale Abschätzung handelt
- Formel (9) verändert sich zu: (im Zähler wird der Flächenumfang der Kultur k berechnet, der mindestens außerhalb der Fläche $F_{\hat{a}_h}$ stehen muss (d. h. auf der Fläche, für die in beiden Jahren Informationen vorliegen); im Nenner wird die Fläche des Zieljahres um $F_{\hat{a}_h}$ erweitert)

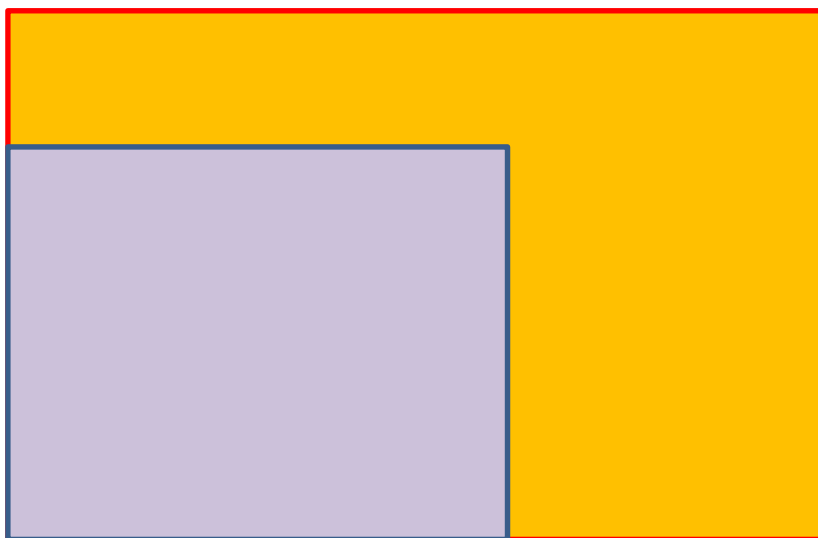
$$(16) \underline{I}_{k, \hat{a}_h, a} = \frac{\max\left(0, F_{k, \hat{a}_h, a} - F_{\hat{a}_h}\right)}{\max\left(F_{g, \hat{a}_h, a}, F_{g, \hat{a}_h, e} + F_{\hat{a}_h}\right)}$$

Weitere Berechnung wie jeweils im Fall 0.

Fall 2: Für alle Flächen des Anfangsjahres a liegen auch Daten für das Zieljahr e vor, es fehlen allerdings Flächen aus dem Zieljahr e im Anfangsjahr a (Abbildung 92)

$$\blacksquare F_{\bar{a}_h} > 0 \text{ und } F_{\hat{a}_h} = 0,$$

Abbildung 92: Schematische Abbildung der Situation, wenn die Antragsgeometrie des Zieljahres e (rot umrandet) eine Teilfläche der Geometrie aus dem Anfangsjahr a (blau umrandet) ist



Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Im Gegensatz zu den beiden vorangegangenen Fälle 0 und 1 liegen in diesem Fall nicht für alle Flächen im Zieljahr e Informationen zur Landnutzung im Jahre a vor. Für die Fläche $F_{\bar{e}h}$ gibt es keine Vorinformationen im InVeKoS.

Mögliche Optionen:

- a) prozentuale Anpassung der Anteile für g und k aus dem Jahr a ; Dahinterliegende These: Flächenzuwachs ist unabhängig von der Hauptnutzungsart g und Kultur k
Daraus folgt
 - Es gilt Formel (14)
 - Es gilt Formel (15)
 - Weitere Berechnung wie jeweils im Fall 0.
- b) Keine Anpassung der Formeln; dahinterliegende These: Lagetreue Flächennutzungen (Hauptkulturgruppe g bzw. der tendenziell lagetreue Kulturen k (Fall 0 Schritt 2) behalten weitestgehend ihre Lage; [keine Beschränkung über $F_{\bar{e}h}$ notwendig, da die Fläche der Kultur bzw. Hauptkulturgruppe im Ausgangsjahr immer kleiner oder gleich der Überlagerungsfläche $F_{\bar{e}h}$ ist]).
Daraus folgt:
 - Formel (5) bleibt gleich
 - Formel (9) bleibt gleich
 - Weitere Berechnung wie jeweils im Fall 0.
- c) Die jeweiligen Veränderungen spielen sich v. a. im Bereich der Fläche ab, die hinzugekommen ist ($F_{\bar{e}h}$)
Daraus folgt
 - Formel (5) bleibt gleich, da es sich um eine Abschätzung des Maximums handelt
 - Formel (9) verändert sich zu: (im Zähler wird der Flächenumfang der Kultur k berechnet, der mindestens außerhalb der Fläche $F_{\bar{e}h}$ stehen muss (d. h. auf der Fläche, für die in beiden Jahren Informationen vorliegen); im Nenner wird die Fläche des Anfangsjahres um $F_{\bar{e}h}$ erweitert)

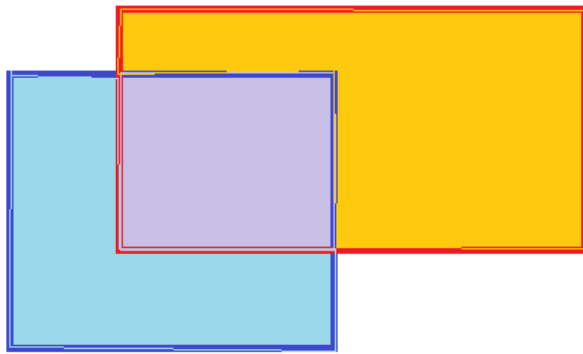
$$(17) L_{k,\bar{e}h,a} = \frac{\max(0, F_{k,\bar{e}h,a} - F_{\bar{e}h})}{\max(F_{g,\bar{e}h,a} + F_{\bar{e}h}, F_{g,\bar{e}h,e})}$$

- Weitere Berechnung wie jeweils im Fall 0.

Fall 3: Weder für alle Flächen des Zieljahres e liegen Daten für das Anfangsjahr a vor noch für alle Flächen aus dem Anfangsjahr a im Zieljahr e (Abbildung 93)

$$\blacksquare F_{\bar{a}h} > 0 \text{ und } F_{\hat{a}h} > 0,$$

Abbildung 93: Schematische Abbildung der Situation, wenn sich die Antragsgeometrie des Anfangsjahres a (blau umrandet) und des Zieljahres e (rot umrandet) nur teilweise überlagern



Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Mögliche Optionen:

- a) prozentualer Übertrag der Anteile für g und k aus dem Jahr a ; dahinterliegende These: Flächenverlust und Zuwachs ist unabhängig von der Hauptnutzungsart g und Kultur k
Daraus folgt:

► Es gilt Formel (14)

► Es gilt Formel (15)

Weitere Berechnung wie jeweils im Fall 0.

- b) Geringe Anpassung der Formeln; dahinterliegende These: Lagetreue Flächennutzungen (Hauptkulturgruppe g bzw. der tendenziell lagetreue Kulturen k (Fall 0 Schritt 2) behalten weitestgehend ihre Lage; [Beschränkung über $F_{\hat{a}h}$ notwendig, da nicht sichergestellt ist, dass die Flächen der Kultur bzw. Hauptkulturgruppe im Ausgangsjahr und Zieljahr immer kleiner oder gleich der Überlagerungsfläche $F_{\hat{a}h}$ ist]).

Daraus folgt:

► Formel (5) verändert sich zu

$$(18) \bar{I}_{k,e} = \frac{\min(F_{k,e}^{a,a}, F_{k,e}^{a,e}, F_{\hat{a}h})}{F_{k,e}^{a,e}}$$

► Formel (9) verändert sich zu

$$(19) \underline{I}_{k,\hat{e}h,a} = \frac{\min(F_{k,\hat{e}h,a}, F_{\hat{e}h})}{\max(F_{g,\hat{e}h,a}, F_{g,\hat{e}h,e})}$$

Weitere Berechnung wie jeweils im Fall 0.

c) Die jeweiligen Veränderungen spielen sich v. a. im Bereich der Fläche ab, die verloren gegangen ist ($F_{\hat{e}h}$) bzw. der Flächen, die dazugekommen sind

d) Daraus folgt:

► Es gilt Formel (18)

► Formel (9) verändert sich zu: (im Zähler wird der Flächenumfang der Kultur k berechnet, der mindestens außerhalb der Flächen $F_{\hat{e}h}$ und $F_{\hat{e}h}$ stehen muss (d. h. auf der Fläche, für die in beiden Jahren Informationen vorliegen); im Nenner wird die Fläche des Anfangsjahres um $F_{\hat{e}h}$ bzw. des Zieljahres um $F_{\hat{e}h}$ erweitert

$$(20) \underline{I}_{k,\hat{e}h,a} = \frac{\max(0, F_{k,\hat{e}h,a} - F_{\hat{e}h} - F_{\hat{e}h})}{\max(F_{g,\hat{e}h,a} + F_{\hat{e}h}, F_{g,\hat{e}h,e} + F_{\hat{e}h})}$$

Weitere Berechnung wie jeweils im Fall 0.

Zusammenfassend ergeben sich folgende Fälle für die Auswertung in Abhängigkeit von der Annahme, auf welchen Teilflächen sich die Veränderungen hauptsächlich abspielen und davon, wie sich die jeweiligen Jahrespaare überlagern:

Tabelle 36: Überblick über die möglichen Fallkonstruktionen und die Nummern der anzuwendenden Formeln bei der Berechnung der Anbaupause von Kulturen

	Räumliche Beziehung der betrachteten Flächen			
	Fall 0	Fall 1	Fall 2	Fall 3
Flächenzuwachs / -verlust auf Ebene der Hells unabhängig von der Hauptnutzungsart bzw. Kultur	5	14	14	14
Lagetreue Flächennutzungen, d. h. Hauptnutzungsarten behalten weitestgehend ihre Lage	5	5	5	18
Die jeweiligen Veränderungen spielen sich v. a. im Bereich der Fläche ab, die verloren gegangen sind	5	5	5	18
Abschätzung des maximalen Anteils in Selbstfolge	5	5	5	18
Abschätzung des minimalen Anteils in Selbstfolge	5	14	14	14

Quelle: eigene Darstellung, Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

B Anhang

B.1 Zuordnung der InVeKoS-Nutzungscode zu den SYNOPS-Kulturgruppen

B.1.1 Zuordnung für Brandenburg

Tabelle 37: Zuordnung der InVeKoS-Nutzungscode in Brandenburg zu den SYNOPS-Kulturgruppen für die Jahre 2010-2018

Land	Jahr	Kultur-ID	SYNOPS-Kulturgruppe	Anzahl	Fläche [Tha]	Nutzungscode
BB	2010	1	Winterweizen	9479	158,7	113, 114, 115, 116
BB	2011	1	Winterweizen	9574	155,2	113, 114, 115, 116
BB	2012	1	Winterweizen	8278	134,1	113, 114, 115, 116
BB	2013	1	Winterweizen	8253	140,3	113, 114, 115, 116
BB	2014	1	Winterweizen	9403	159,2	113, 114, 115, 116
BB	2015	1	Winterweizen	10145	168,7	112, 113, 114, 115, 116, 118
BB	2016	1	Winterweizen	10200	170,2	113, 114, 115, 116, 118, 119
BB	2017	1	Winterweizen	10464	179,5	113, 114, 115, 116, 118, 119, 120
BB	2018	1	Winterweizen	10132	175,2	113, 114, 115, 116, 118, 119, 120
BB	2010	2	Wintergerste	4754	76,3	131, 132
BB	2011	2	Wintergerste	5118	76,1	131, 132
BB	2012	2	Wintergerste	5549	85,5	131, 132
BB	2013	2	Wintergerste	4931	79,8	131, 132
BB	2014	2	Wintergerste	5316	88,3	131, 132
BB	2015	2	Wintergerste	6055	92,5	131, 132
BB	2016	2	Wintergerste	6317	98,3	131, 132
BB	2017	2	Wintergerste	6121	97,3	131, 132
BB	2018	2	Wintergerste	6704	103	131, 132
BB	2010	7	Mais	12053	174,4	171, 172, 411
BB	2011	7	Mais	13486	189,3	171, 172, 411
BB	2012	7	Mais	12751	169,1	171, 172, 411
BB	2013	7	Mais	12009	164,3	171, 172, 411

Land	Jahr	Kultur-ID	SYNOPS-Kultur-gruppe	Anzahl	Fläche [Tha]	Nutzungscode
BB	2014	7	Mais	12835	175	171, 172, 411
BB	2015	7	Mais	14014	195,2	171, 172, 411
BB	2016	7	Mais	13596	197,2	171, 172, 411
BB	2017	7	Mais	12704	169,4	171, 172, 411
BB	2018	7	Mais	11969	160,8	171, 172, 411
BB	2010	9	Winterraps	6677	131,2	311, 312
BB	2011	9	Winterraps	6287	120	311, 312
BB	2012	9	Winterraps	6259	125,6	311, 312
BB	2013	9	Winterraps	6446	130,6	311, 312
BB	2014	9	Winterraps	6596	133,6	311, 312
BB	2015	9	Winterraps	6496	129,1	311, 312
BB	2016	9	Winterraps	6737	132,5	311, 312
BB	2017	9	Winterraps	6339	127,3	311, 312
BB	2018	9	Winterraps	5935	123,1	311, 312
BB	2010	11	Zuckerrübe	498	7,1	413, 620
BB	2011	11	Zuckerrübe	539	8,4	413, 620
BB	2012	11	Zuckerrübe	548	9,6	413, 414, 620
BB	2013	11	Zuckerrübe	496	8,4	413, 414, 620
BB	2014	11	Zuckerrübe	488	9,1	413, 414, 620
BB	2015	11	Zuckerrübe	448	7,1	413, 414, 603, 620
BB	2016	11	Zuckerrübe	449	8	413, 414, 603, 620
BB	2017	11	Zuckerrübe	370	6,1	413, 603
BB	2018	11	Zuckerrübe	414	7,5	413, 603, 620
BB	2010	12	Kartoffeln	1138	3,4	611, 612, 613, 614, 615, 619, 630
BB	2011	12	Kartoffeln	1092	3,5	611, 612, 613, 614, 615, 619, 630
BB	2012	12	Kartoffeln	979	3,1	611, 612, 613, 614, 615, 619, 630
BB	2013	12	Kartoffeln	991	3,4	611, 612, 612, 613, 614, 615, 619, 619, 630

Land	Jahr	Kultur-ID	SYNOPS-Kultur-gruppe	Anzahl	Fläche [Tha]	Nutzungs-codes
BB	2014	12	Kartoffeln	1007	4,1	611, 612, 613, 614, 614, 615, 619, 619, 630
BB	2015	12	Kartoffeln	1216	8,9	601, 602, 604
BB	2016	12	Kartoffeln	1251	9,5	601, 602, 604, 606
BB	2017	12	Kartoffeln	1228	10,1	601, 602, 602, 604, 605, 606
BB	2018	12	Kartoffeln	1197	10,9	601, 602, 604, 605, 606
BB	2010	138	Grünland	66879	346,5	423, 424, 451, 452, 453, 454, 480, 491, 592, 923, 924
BB	2011	138	Grünland	67750	348,1	423, 424, 451, 452, 453, 454, 480, 491, 592, 923, 924
BB	2012	138	Grünland	69318	349,4	423, 424, 451, 452, 453, 454, 480, 491, 592, 923, 924
BB	2013	138	Grünland	68597	341,4	423, 424, 451, 452, 453, 454, 480, 491, 592, 923, 924
BB	2014	138	Grünland	68087	337,1	423, 424, 451, 452, 453, 454, 480, 491, 592, 923, 924
BB	2015	138	Grünland	68305	341,1	423, 424, 425, 426, 430, 451, 452, 453, 454, 480, 492, 592
BB	2016	138	Grünland	70550	347,3	423, 424, 425, 426, 430, 431, 432, 433, 441, 451, 452, 453, 454, 480, 492, 592
BB	2017	138	Grünland	72171	349,7	423, 424, 425, 426, 427, 430, 431, 432, 433, 441, 451, 452, 453, 454, 480, 492, 592
BB	2018	138	Grünland	73780	354,9	423, 424, 425, 430, 431, 432, 433, 441, 451, 452, 453, 454, 480, 492, 592
BB	2010	199	Brachen	13960	63,7	210, 220, 230, 240, 591
BB	2011	199	Brachen	14296	61,3	210, 220, 230, 240, 583, 591
BB	2012	199	Brachen	12934	52,3	210, 220, 230, 240, 583, 591
BB	2013	199	Brachen	12216	46,6	210, 220, 230, 240, 583, 591
BB	2014	199	Brachen	11970	46,3	210, 220, 230, 240, 250, 583, 591
BB	2015	199	Brachen	4140	27,1	210, 220, 221, 230, 240, 250, 292, 583, 591
BB	2016	199	Brachen	4187	27,6	210, 220, 221, 230, 240, 250, 292, 583, 590, 591
BB	2017	199	Brachen	4440	29,4	210, 220, 221, 230, 240, 250, 292, 583, 590, 591

Land	Jahr	Kultur-ID	SYNOPS-Kultur-gruppe	Anzahl	Fläche [Tha]	Nutzungs-codes
BB	2018	199	Brachen	17770	66,5	210, 220, 221, 230, 240, 250, 292, 583, 590, 591
BB	2010		Keine Zuordnung	39460	349,3	121, 122, 125, 142, 143, 145, 156, 157, 174, 175, 181, 182, 183, 190, 290, 291, 315, 316, 320, 330, 341, 390, 412, 421, 422, 429, 458, 459, 545, 556, 564, 611, 641, 642, 710, 711, 713, 715, 722, 723, 731, 732, 760, 770, 771, 790, 792, 793, 794, 812, 813, 814, 817, 818, 819, 821, 822, 823, 824, 825, 827, 828, 830, 845, 846, 848, 850, 890, 891, 892, 896, 912, 930, 941, 966, 980, 990, 994, 995, 996
BB	2011		Keine Zuordnung	39739	343	121, 122, 125, 142, 143, 145, 156, 157, 175, 181, 182, 190, 290, 291, 316, 320, 330, 341, 342, 390, 412, 421, 422, 429, 458, 459, 545, 556, 559, 564, 611, 641, 642, 710, 711, 713, 715, 722, 723, 731, 732, 760, 770, 771, 790, 791, 792, 793, 794, 812, 813, 814, 817, 818, 819, 821, 822, 823, 824, 825, 827, 828, 830, 845, 846, 848, 850, 890, 892, 896, 912, 913, 940, 941, 966, 980, 990, 994, 995, 996
BB	2012		Keine Zuordnung	42010	384,2	115, 121, 121, 122, 125, 140, 142, 143, 143, 145, 155, 155, 156, 157, 171, 174, 175, 176, 177, 181, 182, 190, 290, 291, 311, 315, 316, 320, 330, 341, 390, 411, 412, 421, 422, 423, 424, 429, 451, 452, 458, 459, 545, 564, 591, 611, 616, 710, 711, 713, 715, 722, 723, 731, 732, 760, 770, 771, 790, 791, 792, 793, 794, 812, 813, 814, 817, 818, 819, 821, 822, 823, 824, 827, 828, 830, 846, 848, 850, 890, 892, 896, 912, 913, 941, 966, 980, 990, 994, 995, 996
BB	2013		Keine Zuordnung	42911	394,9	115, 116, 121, 121, 122, 125, 131, 142, 143, 143, 145, 155, 156, 157, 171, 175, 176, 177, 181, 182, 190, 290, 291, 311, 315, 320, 330, 341, 390, 411, 412, 421, 422, 422, 423, 429, 429, 451, 452, 458, 459, 480, 545, 564, 591, 611, 612, 616, 619, 710, 710, 712, 713, 715, 722, 723, 731, 732, 760, 770, 771, 790, 792, 793, 794, 812, 813, 814, 817, 818, 819, 821, 822, 823, 824, 827, 828, 830, 846, 848, 850, 890, 892, 896, 910, 912, 913, 941, 941, 966, 980, 990, 994, 995, 996
BB	2014		Keine Zuordnung	40170	352,4	115, 116, 121, 121, 122, 122, 125, 131, 142, 143, 143, 145, 155, 155, 156, 157, 171, 174, 175, 176, 177, 181, 182, 190, 190, 230, 290, 291, 311, 315, 316, 320, 330, 341, 390, 411, 412, 421, 422, 422, 423, 424, 429, 429, 451, 452, 458, 459, 480, 545, 564, 591, 592, 611, 614, 616, 619, 620, 710, 710, 715, 722, 723, 731, 732, 760, 770, 771, 790, 792, 793, 794, 812, 813, 814, 817, 818, 819, 821, 822, 823, 827, 828, 830, 831, 846, 848, 848, 850, 890, 892, 896, 910, 912, 913, 941, 966, 980, 990, 994, 995, 996, 996
BB	2015		Keine Zuordnung	47271	339,8	112, 115, 116, 121, 121, 122, 122, 125, 131, 142, 143, 143, 144, 144, 145, 156, 157, 171, 181, 182, 183, 183, 190, 240, 290, 311, 315, 316, 320, 330, 341, 390, 393, 411, 421, 422, 424, 429, 451, 452, 458, 459, 50, 51, 54, 545, 56, 564, 57, 58, 591, 592, 6, 610, 611, 617, 618, 62, 621, 622, 624, 626, 627, 629, 632, 632, 633, 634, 635, 639, 641, 643, 646, 648, 650, 651, 653, 654, 655, 659, 660, 661, 662, 663, 664, 673, 677, 701, 702, 703, 705, 706, 707, 710, 720, 801, 802, 803, 822, 823, 824, 825, 827, 827, 828, 829, 830, 831, 832, 834, 836,

Land	Jahr	Kultur-ID	SYNOPS-Kultur-gruppe	Anzahl	Fläche [Tha]	Nutzungs-codes
						837, 838, 839, 841, 842, 850, 851, 852, 853, 854, 855, 860, 910, 912, 913, 914, 941, 941, 966, 982, 983, 990, 994, 996, 996, 999
BB	2016		Keine Zuordnung	45050	319,7	114, 115, 121, 121, 122, 122, 125, 131, 142, 143, 144, 145, 156, 156, 157, 171, 172, 181, 182, 183, 187, 190, 211, 290, 311, 315, 316, 320, 330, 341, 393, 411, 421, 422, 424, 428, 429, 451, 452, 458, 459, 480, 50, 51, 512, 54, 545, 56, 564, 57, 58, 590, 591, 592, 606, 610, 616, 617, 618, 62, 620, 621, 622, 626, 627, 629, 631, 632, 632, 633, 634, 635, 639, 641, 643, 644, 646, 648, 649, 650, 651, 673, 701, 702, 704, 705, 706, 707, 710, 720, 777, 802, 803, 822, 823, 824, 827, 827, 828, 829, 830, 831, 832, 833, 834, 836, 837, 838, 838, 841, 842, 850, 851, 852, 853, 854, 860, 863, 910, 912, 914, 941, 941, 966, 981, 982, 983, 990, 994, 996, 996, 999
BB	2017		Keine Zuordnung	46569	344,3	115, 116, 121, 121, 122, 122, 125, 131, 142, 143, 143, 144, 156, 156, 157, 157, 171, 172, 177, 177, 181, 182, 183, 187, 230, 311, 315, 316, 320, 330, 341, 393, 411, 421, 422, 423, 424, 428, 429, 444, 451, 452, 458, 459, 50, 51, 512, 54, 545, 55, 56, 564, 57, 574, 58, 590, 591, 592, 602, 603, 606, 610, 611, 617, 618, 62, 622, 626, 627, 629, 631, 632, 632, 633, 634, 635, 636, 637, 639, 641, 643, 646, 648, 649, 650, 651, 654, 655, 659, 673, 677, 701, 702, 705, 707, 720, 777, 8, 802, 803, 822, 823, 824, 827, 827, 828, 830, 831, 832, 833, 834, 836, 837, 838, 838, 841, 842, 850, 851, 852, 853, 854, 860, 910, 912, 914, 941, 941, 966, 981, 982, 983, 990, 994, 996, 996, 999
BB	2018		Keine Zuordnung	80630	328,8	1, 11, 12, 121, 122, 125, 13, 142, 143, 144, 156, 157, 177, 181, 182, 183, 186, 187, 2, 3, 315, 316, 320, 330, 341, 393, 4, 421, 422, 444, 458, 459, 5, 50, 51, 512, 54, 545, 55, 56, 564, 57, 58, 594, 595, 606, 610, 611, 617, 618, 62, 621, 622, 626, 627, 629, 631, 632, 633, 634, 635, 636, 637, 639, 641, 646, 648, 649, 650, 651, 654, 659, 701, 702, 705, 707, 720, 777, 8, 802, 803, 804, 822, 823, 824, 827, 828, 830, 831, 832, 833, 834, 836, 837, 838, 841, 842, 850, 851, 852, 853, 854, 860, 9, 912, 914, 941, 966, 982, 983, 990, 992, 994, 996, 999

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

B.1.2 Zuordnung für Niedersachsen

Tabelle 38: Zuordnung der InVeKoS-Nutzungscode in Niedersachsen zu den SYNOPS-Kulturguppen für die Jahre 2010-2018

Land	Jahr	Kultur-ID	SYNOPS-Kulturguppe	Anzahl	Fläche [Tha]	Nutzungscode
NI	2010	1	Winterweizen	101142	284,5	113, 114, 115, 116
NI	2011	1	Winterweizen	94193	261,8	113, 114, 115, 116
NI	2012	1	Winterweizen	88669	359,7	113, 114, 115, 116
NI	2013	1	Winterweizen	93757	386,8	113, 114, 115, 116
NI	2014	1	Winterweizen	94628	396,2	113, 114, 115, 116
NI	2015	1	Winterweizen	97333	410,4	112, 113, 114, 115, 116, 118, 119
NI	2016	1	Winterweizen	89707	398,1	112, 113, 114, 115, 116, 118, 119, 120
NI	2017	1	Winterweizen	90803	402,9	112, 113, 114, 115, 116, 118, 119, 120
NI	2018	1	Winterweizen	82849	365,6	112, 113, 114, 115, 116, 118, 119, 120
NI	2010	2	Wintergerste	79327	223,7	131, 132
NI	2011	2	Wintergerste	71363	198,8	131, 132
NI	2012	2	Wintergerste	54173	179,7	131, 132
NI	2013	2	Wintergerste	48438	167,7	131, 132
NI	2014	2	Wintergerste	48174	170,5	131, 132
NI	2015	2	Wintergerste	52013	184,8	131, 132
NI	2016	2	Wintergerste	52908	196,3	131, 132
NI	2017	2	Wintergerste	49591	189,9	131, 132
NI	2018	2	Wintergerste	56691	217,1	131, 132
NI	2010	7	Mais	114974	324,4	171, 172, 411
NI	2011	7	Mais	123341	344,5	171, 172, 411
NI	2012	7	Mais	182406	593,1	171, 172, 411
NI	2013	7	Mais	172094	564,4	171, 172, 411
NI	2014	7	Mais	172664	576,7	171, 172, 411
NI	2015	7	Mais	170833	583,2	171, 411

Land	Jahr	Kultur-ID	SYNOPS-Kultur-gruppe	Anzahl	Fläche [Tha]	Nutzungs-codes
NI	2016	7	Mais	166036	587,4	171, 172, 411
NI	2017	7	Mais	157949	556,2	171, 172, 411
NI	2018	7	Mais	161697	567,5	171, 172, 411
NI	2010	9	Winterraps	24586	69,3	311, 312
NI	2011	9	Winterraps	29180	80,4	311, 312
NI	2012	9	Winterraps	30053	115,3	311, 312
NI	2013	9	Winterraps	32921	131,3	311, 312
NI	2014	9	Winterraps	30873	124,3	311, 312
NI	2015	9	Winterraps	27375	112,1	311, 312
NI	2016	9	Winterraps	27490	116	311, 312
NI	2017	9	Winterraps	27839	119	311, 312
NI	2018	9	Winterraps	23707	103,2	311, 312
NI	2010	11	Zuckerrübe	18809	52,5	413, 620
NI	2011	11	Zuckerrübe	20646	56,7	413, 620
NI	2012	11	Zuckerrübe	20473	106,3	413, 620
NI	2013	11	Zuckerrübe	17501	94,6	413, 620
NI	2014	11	Zuckerrübe	18351	98,1	413, 620
NI	2015	11	Zuckerrübe	15128	84,5	413, 603, 620
NI	2016	11	Zuckerrübe	15166	85,8	413, 603, 620
NI	2017	11	Zuckerrübe	18074	101,9	413, 603, 620
NI	2018	11	Zuckerrübe	17914	104	413, 603, 620
NI	2010	12	Kartoffeln	17749	50,1	611, 612, 613, 614, 615, 619
NI	2011	12	Kartoffeln	17569	48,7	611, 612, 613, 614, 615, 619
NI	2012	12	Kartoffeln	23872	105,8	611, 612, 613, 614, 615, 619
NI	2013	12	Kartoffeln	23462	105,4	611, 612, 613, 614, 615, 619
NI	2014	12	Kartoffeln	23530	107,7	611, 612, 613, 614, 615, 619

Land	Jahr	Kultur-ID	SYNOPS-Kultur-gruppe	Anzahl	Fläche [Tha]	Nutzungs-codes
NI	2015	12	Kartoffeln	23013	105,9	601, 602, 604, 611, 612, 613, 614, 615, 619
NI	2016	12	Kartoffeln	22676	107,2	601, 602, 604, 605, 611, 613, 614, 619
NI	2017	12	Kartoffeln	23299	111,6	601, 602, 604, 605, 611, 613, 614, 619
NI	2018	12	Kartoffeln	23245	112,6	601, 602, 604, 605, 611, 613, 614, 619
NI	2010	138	Grünland	375091	1056,1	423, 424, 428, 441, 451, 452, 453, 454, 462, 463, 464, 465, 466, 467, 480, 592, 925
NI	2011	138	Grünland	368417	1027,9	423, 424, 426, 428, 451, 452, 453, 454, 462, 463, 464, 465, 466, 467, 480, 592, 925
NI	2012	138	Grünland	380784	776	423, 424, 426, 427, 428, 441, 451, 452, 453, 454, 462, 463, 464, 465, 466, 467, 480, 592, 925
NI	2013	138	Grünland	379195	769,1	423, 424, 426, 427, 441, 451, 452, 453, 454, 462, 463, 464, 465, 466, 467, 480, 592, 925
NI	2014	138	Grünland	379931	769,7	423, 424, 426, 427, 441, 451, 452, 453, 454, 462, 463, 464, 465, 466, 467, 480, 592, 925
NI	2015	138	Grünland	376524	757	423, 424, 425, 426, 428, 430, 441, 451, 452, 453, 454, 462, 463, 464, 465, 466, 467, 480, 491, 492, 592, 925
NI	2016	138	Grünland	373346	761,1	423, 424, 425, 426, 428, 430, 432, 433, 441, 451, 451, 452, 452, 453, 454, 454, 462, 463, 464, 465, 466, 467, 480, 492, 592, 925, 972
NI	2017	138	Grünland	364601	742,3	423, 424, 425, 426, 428, 430, 431, 432, 433, 451, 451, 452, 452, 453, 454, 454, 462, 463, 464, 465, 466, 467, 480, 492, 592, 925, 972
NI	2018	138	Grünland	367103	747,1	423, 424, 425, 426, 427, 428, 430, 431, 432, 433, 441, 451, 451, 452, 452, 453, 454, 454, 462, 463, 464, 465, 466, 467, 480, 492, 592, 925, 972
NI	2010	199	Brachen	19079	54	210, 220, 230, 555, 558, 590, 591, 915
NI	2011	199	Brachen	24496	67,8	210, 220, 230, 240, 555, 558, 590, 591, 915, 918
NI	2012	199	Brachen	29931	28,6	210, 220, 230, 240, 555, 558, 563, 567, 583, 591, 915, 918

Land	Jahr	Kultur-ID	SYNOPS-Kultur-gruppe	Anzahl	Fläche [Tha]	Nutzungs-codes
NI	2013	199	Brachen	29814	27,8	210, 220, 230, 240, 555, 558, 563, 567, 583, 591, 915, 918
NI	2014	199	Brachen	30212	28,4	210, 220, 230, 240, 250, 555, 558, 563, 567, 583, 591, 915, 918
NI	2015	199	Brachen	48436	47,9	210, 220, 221, 230, 240, 250, 292, 555, 563, 567, 581, 582, 583, 591, 915, 918, 928
NI	2016	199	Brachen	51564	52	210, 220, 221, 230, 240, 250, 292, 555, 563, 567, 581, 582, 583, 590, 591, 915, 918, 928
NI	2017	199	Brachen	35558	36,8	210, 220, 221, 230, 240, 250, 292, 555, 583, 590, 591, 915, 918, 928
NI	2018	199	Brachen	38123	38,4	210, 220, 221, 230, 240, 250, 292, 555, 563, 583, 590, 591, 915, 918, 928
NI	2010			179675	505	121, 122, 125, 142, 143, 145, 155, 174, 175, 190, 290, 315, 316, 320, 330, 341, 342, 390, 412, 414, 421, 422, 429, 459, 511, 516, 517, 545, 556, 564, 565, 566, 569, 572, 580, 641, 642, 643, 690, 710, 711, 712, 713, 715, 722, 723, 731, 732, 760, 761, 762, 770, 771, 777, 790, 791, 792, 793, 811, 812, 815, 816, 817, 818, 819, 825, 830, 831, 845, 846, 847, 848, 850, 890, 891, 892, 896, 910, 912, 920, 923, 924, 926, 930, 940, 941, 953, 960, 965, 966, 990, 991, 992, 994, 995, 996, 997, 998, 999
NI	2011			173026	483,8	121, 122, 125, 142, 143, 145, 155, 174, 175, 190, 290, 315, 316, 320, 330, 341, 390, 412, 414, 421, 422, 429, 459, 511, 516, 517, 545, 564, 565, 566, 569, 572, 580, 640, 641, 642, 643, 690, 710, 711, 712, 713, 715, 722, 723, 731, 732, 761, 770, 771, 790, 791, 792, 793, 811, 812, 815, 816, 817, 818, 819, 825, 830, 831, 845, 846, 847, 848, 890, 891, 892, 896, 910, 912, 920, 923, 924, 926, 930, 940, 941, 953, 955, 960, 965, 966, 990, 991, 992, 994, 995, 996, 997, 998
NI	2012			111028	311,4	121, 122, 125, 142, 143, 145, 155, 174, 175, 176, 177, 190, 290, 315, 316, 320, 341, 390, 412, 414, 421, 422, 429, 568, 690, 710, 711, 712, 713, 715, 722, 723, 731, 732, 761, 770, 771, 790, 791, 792, 793, 812, 815, 816, 817, 818, 819, 824, 825, 830, 831, 846, 847, 848, 890, 892, 896, 897, 910, 912, 920, 923, 924, 941, 950, 955, 960, 965, 966, 990, 992, 994, 995, 996, 998
NI	2013			114758	328,8	121, 122, 125, 142, 143, 145, 155, 174, 175, 176, 177, 190, 290, 315, 316, 320, 341, 390, 412, 414, 421, 422, 429, 568, 690, 710, 711, 712, 713, 715, 722, 723, 731, 732, 761, 770, 771, 790, 791, 792, 793, 812, 815, 816, 817, 818, 819, 824, 825, 830, 831, 846, 847, 848, 890, 892, 896, 897, 910, 912, 920, 924, 941, 955, 960, 965, 966, 990, 992, 994, 995, 996, 998

Land	Jahr	Kultur-ID	SYNOPS-Kultur-gruppe	Anzahl	Fläche [Tha]	Nutzungs-codes
NI	2014			109460	311,9	121, 122, 125, 142, 143, 145, 155, 157, 174, 175, 176, 177, 182, 190, 290, 315, 316, 320, 341, 390, 412, 414, 421, 422, 429, 568, 690, 710, 711, 712, 713, 715, 722, 723, 731, 732, 761, 770, 771, 790, 791, 792, 793, 812, 815, 816, 817, 818, 819, 824, 825, 830, 831, 846, 847, 848, 890, 892, 896, 897, 910, 912, 920, 924, 941, 955, 960, 965, 966, 990, 992, 994, 995, 996
NI	2015			102622	289	121, 122, 125, 142, 143, 144, 156, 157, 181, 182, 183, 190, 211, 290, 315, 316, 320, 330, 341, 390, 393, 414, 421, 422, 429, 50, 51, 55, 616, 618, 621, 622, 624, 626, 627, 629, 630, 632, 633, 634, 635, 636, 637, 638, 639, 641, 642, 643, 644, 647, 648, 650, 651, 652, 654, 657, 658, 659, 663, 664, 670, 672, 674, 678, 679, 682, 686, 701, 702, 705, 707, 708, 709, 720, 723, 725, 727, 733, 737, 738, 739, 745, 746, 750, 754, 765, 766, 771, 775, 801, 802, 803, 804, 805, 821, 822, 823, 824, 825, 826, 827, 828, 829, 830, 831, 832, 833, 834, 836, 837, 838, 839, 840, 841, 851, 852, 853, 854, 855, 860, 861, 910, 912, 914, 920, 941, 960, 980, 981, 982, 983, 990, 994, 995, 996, 998, 999
NI	2016			94135	275,4	121, 122, 125, 126, 142, 143, 144, 145, 156, 157, 181, 182, 183, 186, 211, 315, 316, 320, 330, 341, 392, 393, 414, 421, 422, 50, 51, 512, 516, 55, 606, 610, 616, 618, 621, 622, 624, 626, 627, 629, 630, 632, 633, 634, 635, 636, 637, 638, 639, 641, 642, 643, 644, 647, 648, 649, 650, 651, 652, 654, 657, 658, 659, 662, 663, 664, 665, 670, 672, 674, 678, 679, 682, 686, 701, 702, 705, 707, 709, 720, 722, 727, 733, 736, 738, 739, 741, 745, 746, 750, 766, 771, 772, 776, 777, 796, 798, 802, 803, 804, 805, 821, 822, 823, 824, 825, 826, 827, 828, 829, 830, 831, 832, 833, 834, 836, 837, 838, 839, 841, 851, 852, 853, 854, 860, 862, 863, 864, 865, 910, 912, 914, 920, 941, 982, 983, 990, 991, 994, 995, 996, 998, 999
NI	2017			123435	314	121, 122, 125, 126, 142, 143, 144, 145, 156, 157, 177, 181, 182, 183, 184, 187, 211, 315, 316, 320, 330, 341, 393, 414, 421, 422, 444, 493, 50, 51, 516, 55, 564, 574, 575, 576, 577, 586, 587, 606, 610, 616, 618, 621, 622, 624, 626, 627, 629, 630, 631, 632, 633, 634, 635, 636, 637, 638, 639, 641, 642, 643, 644, 647, 648, 649, 650, 651, 652, 654, 656, 657, 658, 659, 662, 663, 664, 665, 668, 670, 672, 674, 676, 677, 678, 679, 682, 684, 686, 701, 702, 705, 707, 709, 720, 727, 733, 737, 738, 739, 741, 745, 746, 750, 765, 766, 771, 772, 777, 786, 792, 796, 802, 803, 804, 805, 821, 822, 823, 824, 825, 826, 827, 828, 829, 830, 831, 832, 833, 834, 836, 838, 839, 841, 851, 852, 853, 860, 863, 864, 865, 910, 912, 914, 920, 941, 981, 983, 990, 991, 994, 995, 996, 998, 999

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

C Anhang

C.1 Details zur Ableitung der generischen Anwendungsmuster

C.1.1 Winterweizen

Schritt 1:

Die Anzahl der Anwendungen der generischen Spritzfolgen wird je PSM-Gruppe entsprechend der für Winterweizen erfassten mittleren Behandlungshäufigkeiten (BH) aus den Jahren 2016 und 2017 festgelegt (s. Tabelle 39).

Tabelle 39: Behandlungshäufigkeiten (BH) aus PAPA und vorgeschlagene Anzahl der Anwendungen je PSM-Gruppe für die generischen Winterweizen-Spritzfolgen

	2016	2017	Anzahl Anwendungen
Anzahl Erhebungsbetriebe	165	160	
BH (Fungizide)	2,48	2,34	2-3
BH (Herbizide)	1,70	1,75	2
BH (Insektizide)	0,82	0,56	1
BH (Wachstumsregler)	1,56	1,61	1-2

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 2:

In Tabelle 40 wurden für den Winterweizen die Anzahl und die Anteile der PSM-Behandlungen je Monat für die vier Wirkstoffbereiche (Herbizide, Fungizide, Insektizide und Wachstumsregler) aus den Jahren 2016 und 2017 ausgewertet. Die Monate mit den häufigsten Behandlungen wurden für die generischen Spritzfolgen als Behandlungszeiträume ausgewählt.

Tabelle 40: Festlegung der Applikationszeiträume für Winterweizen. In den grün hinterlegten Monaten erfolgen Applikationen in allen vier generischen Spritzfolgen, in den blau hinterlegten Monaten erfolgen die Anwendungen nur in zwei Spritzfolgen

Wirkstoffgruppe	Monat	Anzahl PSM-Anwendungen	Anteil [%]	ausgewählt
Herbizide	August	104	4.0	
Herbizide	September	233	8.9	
Herbizide	Oktober	726	27.7	X
Herbizide	November	213	8.1	
Herbizide	Dezember	4	0.2	
Herbizide	März (EJ)	417	15.9	
Herbizide	April (EJ)	582	22.2	X
Herbizide	Mai (EJ)	327	12.5	
Herbizide	Juni (EJ)	7	0.3	

Wirkstoffgruppe	Monat	Anzahl PSM-Anwendungen	Anteil [%]	ausgewählt
Herbizide	Juli (EJ)	6	0.2	
Herbizide	Gesamtzahl	2619		
Fungizide	August	0	0.0	
Fungizide	September	0	0.0	
Fungizide	Oktober	0	0.0	
Fungizide	November	0	0.0	
Fungizide	Dezember	0	0.0	
Fungizide	März (EJ)	18	0.5	
Fungizide	April (EJ)	746	20.1	2X
Fungizide	Mai (EJ)	1847	49.8	X
Fungizide	Juni (EJ)	1093	29.5	X
Fungizide	Juli (EJ)	2	0.1	
Fungizide	Gesamtzahl	3706		
Insektizide	August	0	0	
Insektizide	September	8	1	
Insektizide	Oktober	71	9.3	
Insektizide	November	34	4.5	
Insektizide	Dezember	0	0	
Insektizide	März (EJ)	0	0	
Insektizide	April (EJ)	14	1.8	
Insektizide	Mai (EJ)	207	27.2	
Insektizide	Juni (EJ)	428	56.2	X
Insektizide	Juli (EJ)	0	0	
Insektizide	Gesamtzahl	762		
Wachstumsregler	August	0	0.0	
Wachstumsregler	September	0	0.0	
Wachstumsregler	Oktober	0	0.0	
Wachstumsregler	November	0	0.0	
Wachstumsregler	Dezember	0	0.0	
Wachstumsregler	März (EJ)	132	6.1	
Wachstumsregler	April (EJ)	1269	58.6	X
Wachstumsregler	Mai (EJ)	758	35.0	X

Wirkstoffgruppe	Monat	Anzahl PSM-Anwendungen	Anteil [%]	ausgewählt
Wachstumsregler	Juni (EJ)	7	0.3	
Wachstumsregler	Juli (EJ)	0	0.0	
Wachstumsregler	Gesamtzahl	2166		

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

In Tabelle 41 sind die ausgewählten Behandlungszeiträume der generischen Spritzfolgen für Winterweizen zusammengefasst.

Tabelle 41: Abgeleitete Behandlungstermine der generischen Spritzfolgen für Winterweizen

PSM-Anwendung	Termine
1. Herbizid-Anwendung	Oktober
2. Herbizid-Anwendung	April
1. Fungizid-Anwendung	Mai
2. Fungizid-Anwendung	Juni
Wenn 3. Fungizid-Anwendung	Dann schon im April
1. Insektizid-Anwendung	Juni
1. Wachstumsregler-Anwendung	April
Wenn 2.WR-Anwendung	Mai

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 3:

Entsprechend der Schritte 1 und 2 wurden folgende Anwendungen festgelegt (Die Auswahl der Mittel für diese Anwendungen ist in Tabelle 42 detailliert dargestellt).

- a) Im Aussaatjahr findet eine Herbizid-Anwendung statt.
- b) Im April gibt es in allen Varianten eine Herbizid-Anwendung und eine Anwendung mit Wachstumsreglern. In zwei der vier zu generierenden Spritzfolgen soll zusätzlich auch noch eine Fungizid-Anwendung durchgeführt werden (einmal 2016, einmal 2017). Alle Anwendungen können sowohl als Einzelspritzung als auch in Tankmischungen erfolgen. Dabei zeigt sich, dass die Wachstumsregler am häufigsten als Einzelspritzung ausgebracht werden. Im Hinblick auf die Fungizide liegen aber auf den ersten sieben Plätzen TM mit Wachstumsreglern. Des Weiteren sind unter den fünf häufigsten Herbizid-Anwendungen auf Platz 2 und 3 auch TM mit Wachstumsreglern. Das erfordert einen Kompromiss bei der Definition der Musterspritzfolgen. Es wurde wie folgt entschieden:
 - Für drei Applikationsmuster zwei Anwendungstermine; einmal nur ein Anwendungstermin,
 - einmal Herbizid und WR als Einzelanwendungen,
 - einmal Herbizid und WR als Tankmischung,
 - zweimal Fungizid + WR als TM und Herbizid „solo“,

- bei der Auswahl der PSM wurde auf Abwechslung geachtet.

Für die Auswahl der Anwendungstermine und die Bestimmung der Aufwandmengen wurde dann wieder in üblicher Weise vorgegangen (s. o., Methodik Schritt 3).

- c) Im Mai des Erntejahres gibt es nur eine Fungizid-Anwendung.
- d) Im Juni des Erntejahres gibt es in allen Varianten eine Insektizid-Anwendung und eine Fungizid-Anwendung. Prinzipiell kann das durch zwei Einzelspritzungen, aber auch in einer Tankmischung erfolgen. Dabei zeigt sich, dass die Insektizide i. d. R. Bestandteil von TM sind. Nur ein insektizides PSM (Shockdown) wird überwiegend „solo“ ausgebracht. Daraus folgt:
 - dreimal Fungizid und Insektizid als Tankmischung,
 - einmal Shockdown (I) und Prosaro (F) als Einzelanwendungen,
 - bei den TM wurde vor allem bei den Insektiziden auf unterschiedliche PSM geachtet.

Details zur Auswahl der Mittel

In Tabelle 42 wird die Häufigkeit der Behandlungen je PSM in der Kultur Wintergerste in den Jahren 2016-2017 für die in Schritt 2 ausgewählten Monate dargestellt. Die Mittel mit den häufigsten Behandlungen wurden für die generischen Spritzfolgen ausgewählt.

Tabelle 42: Festlegung der PSM im Winterweizen

Monat	WS-Bereich	PSM / TM	Häufigkeit	Bemerkungen
Okt.	H	Bacara FORTE	65	ausgewählt
Okt.	H	Bacara FORTE+Cadou SC	40	ausgewählt
Okt.	H	Herold SC	29	ausgewählt
Okt.	H	Trinity	17	ausgewählt
April	W	CCC720	88	nicht beachtet (Grund: Einzelanwendung Wachstumsregler)
April	W	Chlormequat 720	59	nicht beachtet (Grund: Einzelanwendung Wachstumsregler)
April	H	BROADWAY	27	ausgewählt für Einzelanwendung Herbizid
April	W	CCC720+Moddus	27	nicht beachtet (Grund: Einzelanwendung Wachstumsregler)
April	F+W	Capalo + Moddus	20	ausgewählt als TM F+W
April	H+W	BROADWAY+CCC720	18	nicht beachtet (Herbizide nur als Einzelanwendung; nicht in TM)
April	F+W	CCC720+Moddus+Opus Top	14	ausgewählt als TM F+W
April	W	CALMA+CCC720	12	nicht beachtet (Grund: Einzelanwendung Wachstumsregler)

Monat	WS-Bereich	PSM / TM	Häufigkeit	Bemerkungen
April	F+W	Capalo + CCC720	12	nicht beachtet (Capalo schon in Verbindung mit Moddus ausgewählt)
April	W	Chlormequat 720 + Moddus	11	nicht beachtet (Grund: Einzelanwendung Wachstumsregler)
April	W+H	CCC720+Husar PLUS	11	nicht beachtet (Herbizide nur als Einzelanwendung; nicht in TM)
April	H	ATLANTIS WG	11	ausgewählt für Einzelanwendung Herbizid
April	H	AXIAL 50	11	ausgewählt für Einzelanwendung Herbizid
April	W	CCC720+Modan	11	nicht beachtet (Grund: Einzelanwendung Wachstumsregler)
April	F+W	Capalo+Medax Top	10	ausgewählt als TM F+W
April	W	Chlormequat 720+MODDUS START	10	nicht beachtet (Grund: Einzelanwendung Wachstumsregler)
April	H+W	BROADWAY+Chlormequat 720	9	nicht beachtet (Herbizide nur als Einzelanwendung; nicht in TM)
April	F+W	CALMA+Cirkon	8	ausgewählt als TM F+W
April	W	Stabilan 720	8	nicht beachtet (Grund: Einzelanwendung Wachstumsregler)
April	H	ARIANE C+BROADWAY	7	nicht beachtet (Grund: Abwechslung bei Herbiziden)
April	F+W	CCC720+Follicur+Moddus+Vegas	7	nicht beachtet (TM F + W schon ausreichend ausgewählt)
April	F+W	Chlormequat 720+Moddus+Orius+Vegas	7	nicht beachtet (TM F + W schon ausreichend ausgewählt)
April	H	Primus Perfect	7	ausgewählt für Einzelanwendung Herbizid
Mai	F	Aviator Xpro+Fandango	63	ausgewählt
Mai	F	Capalo	43	nicht beachtet (Grund: Bestandteil von ausgewählter TM F+W)
Mai	F	Adexar	41	ausgewählt
Mai	F	Input Classic	40	nicht beachtet (Grund: Bestandteil von ausgewählter TM F+W)
Mai	F	Aviator Xpro	28	nicht beachtet (auch nur F)
Mai	F	Adexar+Diamant	26	nicht beachtet (auch nur F)
Mai	F	CREDO+Skyway Xpro	24	nicht beachtet (auch nur F)
Mai	F	Osiris+Skyway Xpro	22	nicht beachtet (auch nur F)

Monat	WS-Bereich	PSM / TM	Häufigkeit	Bemerkungen
Mai	F	Skyway Xpro	21	nicht beachtet (auch nur F)
Mai	F+W	Capalo+Moddus	20	ausgewählt
Mai	F	Cerix	17	nicht beachtet (auch nur F)
Mai	W	Moddus	15	nicht beachtet (NUR W)
Mai	F	AMISTAR Opti+SEGURIS	13	nicht beachtet (auch nur F)
Mai	F	Bravo 500+Capalo	11	nicht beachtet (auch nur F)
Mai	F+W	Input Classic+Moddus	11	ausgewählt
Juni	F	Prosaro	34	ausgewählt; als Einzelanwendung eines Fungizids
Juni	I+F	Karate Zeon+Osiris	25	nicht beachtet (Grund: Abwechslung bei den F)
Juni.	F	Osiris	24	nicht beachtet (wäre wieder Einzelanwendung von F gewesen)
Juni	F	Skyway Xpro	22	nicht beachtet (wäre wieder Einzelanwendung von F gewesen)
Juni	F	Osiris+Prosaro	18	nicht beachtet (als TM von F nicht zu gebrauchen)
Juni	F+I	Karate Zeon+Skyway Xpro	12	ausgewählt
Juni	F+I	Karate Zeon+Osiris+Skyway Xpro	12	nicht beachtet (Grund: Abwechslung bei den I (und auch bei den F)
Juni	F	Cerix	11	nicht beachtet (wäre wieder Einzelanwendung von F gewesen)
Juni	I	Shock DOWN	11	ausgewählt; als Einzelanwendung eines Insektizids
Juni	F	Folicur	9	nicht beachtet (wäre wieder Einzelanwendung von F gewesen)
Juni	F+I	Biscaya+Osiris+Prosaro	9	nicht beachtet
Juni	F	Adexar	9	nicht beachtet (wäre wieder Einzelanwendung von F gewesen)
Juni	F	Aviator Xpro+Fandango	9	nicht beachtet (als TM von F nicht zu gebrauchen)
Juni	F	Folicur+Taspa	9	nicht beachtet (als TM von F nicht zu gebrauchen)
Juni	F+I	Osiris+Skyway Xpro	8	nicht beachtet (Grund: Abwechslung bei den I (und auch bei den F))
Juni	F	Aviator Xpro+Fandango+Karate Zeon+Vegas	8	nicht beachtet (zu "wilde" TM, schlechte fachliche Praxis)

Monat	WS-Bereich	PSM / TM	Häufigkeit	Bemerkungen
Juni	F	Matador	8	nicht beachtet (wäre wieder Einzelanwendung von F gewesen)
Juni	F	Taspa	8	nicht beachtet (wäre wieder Einzelanwendung von F gewesen)
Juni	F	Prosaro	8	ausgewählt
Juni	I+F	Karate Zeon+Osiris	7	ausgewählt

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 4:

Die BI-Werte der generischen Spritzfolgen für Herbizide und Insektizide entsprechen exakt den Intentionen in Bezug auf die Erstellung der Musterspritzfolgen. Die BI für die Fungizide sind dagegen zu niedrig. Deswegen werden die Vorgaben für die Musterspritzfolgen wie folgt verändert:

April: In allen generischen Spritzfolgen gibt es zwei Anwendungstermine. Beim ersten wird eine „solo“-Herbizid-Anwendung durchgeführt; beim zweiten eine TM mit Fungizid und Wachstumsregler ausgebracht. Daher werden grundsätzlich drei Fungizid-Anwendungen in allen generischen Spritzfolgen angewandt.

Mai: Die beiden Spritzfolgen aus dem Jahr 2016, die einen sehr niedrigen Wachstumsregler-BI haben, werden im Mai durch eine zweite Wachstumsregler-Anwendung ergänzt.

Die erzeugten Muster-Spritzfolgen entsprechen nun auch den Erwartungswerten bzgl. der BI-Werte für die einzelnen Wirkstoffbereiche (s. Tabelle 43).

Tabelle 43: BI-Werte der Musterspritzfolgen im Winterweizen nach der Modifikation

Appl.-ID	BI (Fungizide)	BI (Herbizide)	BI (Insektizide)	BI (W.regler)	BI (Gesamt)
101	1.94	1.58	0.80	1.25	5.57
102	2.55	1.75	1.00	1.08	6.38
103	1.85	1.83	1.00	0.99	5.67
104	2.36	2.18	1.50	0.75	6.79

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Tabelle 44: Die neuen Vorgaben für die Erstellung der Spritzfolgen im Winterweizen

PSM-Anwendungen	Termine
1. Herbizid-Anwendung	Oktober
2. Herbizid-Anwendung	April
1. Fungizid-Anwendung	April
2. Fungizid-Anwendung	Mai
3. Fungizid-Anwendung	Juni
1. Insektizid-Anwendung	Juni
1. Wachstumsregler-Anwendung	April
Wenn 2. Wachstumsregler-Anwendung	Mai

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

C.1.2 Wintergerste

Schritt 1

Die Anzahl der Anwendungen der generischen Spritzfolgen wird je PSM-Gruppe entsprechend der für Wintergerste erfassten BH aus den Jahren 2016 und 2017 festgelegt (s. Tabelle 45).

Tabelle 45: Behandlungshäufigkeiten (BH) aus PAPA und vorgeschlagene Anzahl der Anwendungen je PSM-Gruppe für die generischen Wintergerste-Spritzfolgen

	2016	2017	Anzahl Anwendungen
Anzahl Erhebungsbetriebe	144	139	
BH (Fungizide)	1,75	1,82	2
BH (Herbizide)	1,58	1,53	1-2
BH (Insektizide)	0,55	0,50	0-1
BH (Wachstumsregler)	1,40	1,47	1-2

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 2

In Tabelle 46 wurden für die Wintergerste die Anzahl und die Anteile der PSM-Behandlungen je Monat für die vier Wirkstoffbereiche (Herbizide, Fungizide, Insektizide und Wachstumsregler) aus den Jahren 2016 und 2017 ausgewertet. Die Monate mit den häufigsten Behandlungen wurden für die generischen Spritzfolgen als Behandlungszeiträume ausgewählt.

Tabelle 46: Festlegung der Applikationszeiträume für Wintergerste. In den grün hinterlegten Monaten erfolgen Applikationen in allen vier generischen Spritzfolgen, in den blau hinterlegten Monaten erfolgen die Anwendungen nur in zwei Spritzfolgen

Wirkstoffgruppe	Monat	Anzahl PSM-Anwendungen	Anteil [%]	ausgewählt
Herbizide	August	48	2.8	
Herbizide	September	163	9.7	
Herbizide	Oktober	990	58.7	2X
Herbizide	November	105	6.2	
Herbizide	Dezember	2	0.1	
Herbizide	März (EJ)	69	4.1	
Herbizide	April (EJ)	233	13.8	X4
Herbizide	Mai (EJ)	66	3.9	
Herbizide	Juni (EJ)	10	0.6	
Herbizide	Juli (EJ)	6	0.4	
Herbizide	Gesamtzahl	1.686		
Fungizide	August	1	0.1	
Fungizide	September	0	0.0	
Fungizide	Oktober	1	0.1	
Fungizide	November	0	0.0	
Fungizide	Dezember	0	0.0	
Fungizide	März (EJ)	4	0.2	
Fungizide	April (EJ)	609	36.1	4X
Fungizide	Mai (EJ)	1.176	69.8	4X
Fungizide	Juni (EJ)	1	0.1	
Fungizide	Gesamtzahl	1.792		
Insektizide	August	0	0.0	
Insektizide	September	4	0.9	
Insektizide	Oktober	307	71.1	2X
Insektizide	November	77	17.8	
Insektizide	Dezember	0	0.0	
Insektizide	März (EJ)	1	0.2	
Insektizide	April (EJ)	11	2.5	
Insektizide	Mai (EJ)	32	7.4	

Wirkstoffgruppe	Monat	Anzahl PSM-Anwendungen	Anteil [%]	ausgewählt
Insektizide	Gesamtzahl	432		
Wachstumsregler	März (EJ)	4	0.3	
Wachstumsregler	April (EJ)	704	56.0	4X
Wachstumsregler	Mai (EJ)	549	43.6	2X
Wachstumsregler	Juni (EJ)	1	0.1	
Wachstumsregler	Juli (EJ)	0	0.0	
Wachstumsregler	Gesamtzahl	1.258		

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

In Tabelle 47 sind die Behandlungstermine der generischen Spritzfolgen für Wintergerste zusammengefasst.

Tabelle 47: Abgeleitete Behandlungstermine der generischen Spritzfolgen für Wintergerste

PSM-Anwendungen	Termin
1. Herbizid-Anwendung	Oktober
Wenn 2. Herbizid-Anwendung	April
1. Fungizid-Anwendung	April
2. Fungizid-Anwendung	Mai
Wenn Insektizid-Anwendung	Oktober
1. Wachstumsregler-Anwendung	April
Wenn 2.WR-Anwendung	Mai

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 3:

Entsprechend der Schritte 1 und 2 wurden folgende generische Anwendungen in der Wintergerste festgelegt (Die Auswahl der Mittel für diese Anwendungen ist in Tabelle 46 detailliert dargestellt).

- a) Im Oktober findet immer eine Herbizid-Anwendung statt. In zwei der vier zu generierenden Spritzfolgen soll zusätzlich auch noch eine Insektizid-Anwendung durchgeführt werden (einmal 2016, einmal 2017). Alle Anwendungen können sowohl als Einzelspritzung als auch in Tankmischungen erfolgen. Daraus leitet sich ab:

- ▶ Für drei Muster jeweils ein Anwendungstermin; einmal zwei Anwendungstermine!
- ▶ einmal Herbizid und Insektizid als Einzelanwendungen
- ▶ einmal Herbizid und Insektizid als Tankmischung
- ▶ zweimal nur ein Herbizid als Einzelanwendung
- ▶ bei der Auswahl der PSM wurde auf Abwechslung geachtet

- b) Im April gibt es in allen Varianten eine Fungizid- und eine WR-Anwendung. Außerdem soll in zwei der vier zu generierenden Spritzfolgen auch noch eine Herbizid-Anwendung durchgeführt werden (einmal 2016, einmal 2017). Alle Anwendungen können sowohl als Einzelspritzung als auch in Tankmischungen erfolgen. Es zeigt sich, dass die am häufigsten eingesetzten Fungizide immer als Tankmischung mit einem Wachstumsregler ausgebracht werden. Herbizide werden dagegen i. d. R. als „solo“ angewendet. Deshalb wurde entschieden, dass es in zwei Mustern einen Anwendungstermin (Tankmischung F+W), und in den anderen zwei Spritzfolgen zwei Anwendungstermine (TM F+I und H-Anwendung) geben wird.
- c) Für die Auswahl der Anwendungstermine und die Bestimmung der Aufwandmengen wurde dann wieder in üblicher Weise vorgegangen (Methodik, Schritt 3).
- d) Im Mai des Erntejahres gibt es in allen Varianten eine Fungizid-Anwendung und in zwei Spritzfolgen zusätzlich eine Wachstumsregler-Anwendung (als Tankmischungspartner).

Details zur Auswahl der Mittel

In Tabelle 48 wird die Häufigkeit der Behandlungen je PSM in der Kultur Wintergerste in den Jahren 2016 -2017 für die in Schritt 2 ausgewählten Monate dargestellt. Die Mittel mit den häufigsten Behandlungen wurden für die generischen Spritzfolgen ausgewählt.

Tabelle 48: Festlegung der PSM in der Wintergerste

Monat	WS-Bereich	PSM / TM	Häufigkeit	Bemerkungen
Okt.	H	Bacara FORTE	44	ausgewählt
Okt.	H	Herold SC	36	ausgewählt
Okt.	H	Bacara FORTE+Cadou SC	32	nicht beachtet (Grund: Abwechslung bei den H)
Okt.	H	Karate Zeon	31	ausgewählt
Okt.	H	Malibu	23	ausgewählt
Okt.	H	Trinity	22	nicht beachtet (Grund: Bestandteil der nachfolgenden TM)
Okt.	H	TAK TAK+Trinity	14	ausgewählt
April	W	Moddus	53	nicht beachtet (Einzelanwendung Wachstumsregler)
April	F+W	Input Classic+Moddus	47	ausgewählt
April	F+W	Fandango+Moddus	39	ausgewählt
April	F+W	GLADIO+Moddus	26	ausgewählt
April	W	Medax Top	15	nicht beachtet (Einzelanwendung Wachstumsregler)
April	H	POINTER SX	15	ausgewählt (Einzelanwendung Herbizid; in zwei Spritzfolgen verwendet)
April	W + F	CALMA+Input Classic	13	ausgewählt

Monat	WS-Bereich	PSM / TM	Häufigkeit	Bemerkungen
April	H	AXIAL 50	13	ausgewählt (Einzelanwendung Herbizid; in zwei Spritzfolgen verwendet)
Mai	F	Adexar+CREDO	35	ausgewählt (Fungizidanwendung als TM)
Mai	F	Aviator Xpro+CREDO	33	nicht beachtet (Grund: Abwechslung bei Fungiziden)
Mai	F	Aviator Xpro	31	ausgewählt (Einzelanwendung Fungizid)
Mai	F	Adexar+Cerone 660+CREDO	26	nicht beachtet (Grund: Abwechslung bei PSM-Wahl)
Mai	F+W+W	Aviator Xpro+Cerone 660+Fandango	24	ausgewählt (TM F+W)
Mai	F	Aviator Xpro+Fandango	23	nicht beachtet (Grund: Abwechslung bei Fungiziden)
Mai	F	Aviator Xpro+Camposan-Extra+CREDO	19	nicht beachtet (Grund: Abwechslung bei PSM-Wahl)
Mai	F	BONTIMA+Camposan-Extra	18	ausgewählt (TM F+W)
Mai	F	Aviator Xpro+Cerone 660	16	Auswahl für Muster-Spritzfolgen abgeschlossen

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 4:

In allen Spritzfolgen sind die BI für den Wirkstoffbereich Herbizide zu niedrig. Deshalb ist auch der Mittelwert der vier Gesamt-BI etwas zu niedrig.

Deswegen wurden folgende Veränderungen in den Musterspritzfolgen vorgenommen:

Zur Erhöhung des Herbizid-BI wird in den Spritzfolgen 2 und 4 im April eine zusätzliche „solo“-Anwendung eines Herbizids aufgenommen.

Die BI-Werte der modifizierten Musterspritzfolgen sind in Tabelle 49 dargestellt.

Tabelle 49: BI-Werte Musterspritzfolgen in der Wintergerste nach der Mod

Appl.-ID	BI (Fungizide)	BI (Herbizide)	BI (Insektizide)	BI (W.regler)	BI (Gesamt)
201	1,57	1,42	0,00	1,05	4,04
202	1,52	2,00	1,00	0,50	5,02
203	1,53	1,10	0,80	1,05	4,48
204	1,13	1,58	0,00	0,50	3,21

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

C.1.3 Mais

Schritt 1:

Die Anzahl der Anwendungen der generischen Spritzfolgen wird je PSM-Gruppe entsprechend der für Mais erfassten BH aus den Jahren 2016 und 2017 festgelegt (s. Tabelle 50).

Tabelle 50: Behandlungshäufigkeiten (BH) aus PAPA und vorgeschlagene Anzahl der Anwendungen je PSM-Gruppe für die generischen Mais-Spritzfolgen

	2016	2017	Anzahl Anwendungen
Anzahl Erhebungsbetriebe	134	133	
BH (Fungizide)	0	0	0
BH (Herbizide)	1,39	1,40	1-2
BH (Insektizide)	0,01	0,01	0

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 2:

In Tabelle 51 wurden für den Mais die Anzahl und die Anteile der PSM-Behandlungen je Monat für den Wirkstoffbereich Herbizide aus den Jahren 2016 und 2017 ausgewertet. Fungizid- und Insektizidanwendungen kamen im Mais nicht vor. Die Monate mit den häufigsten Behandlungen wurden für die generischen Spritzfolgen als Behandlungszeiträume ausgewählt.

Tabelle 51: Festlegung der Applikationszeiträume für Mais. In den grün hinterlegten Monaten erfolgen Applikationen in allen vier generischen Spritzfolgen, in den blau hinterlegten Monaten erfolgen die Anwendungen nur in zwei Spritzfolgen

Wirkstoffgruppe	Monat	Anzahl PSM-Anwendungen	Anteil [%]	ausgewählt
Herbizide	August	12	0.57	
Herbizide	September	13	0.62	
Herbizide	Oktober	5	0.24	
Herbizide	November	5	0.24	
Herbizide	Dezember	1	0.05	
Herbizide	März	58	2.75	
Herbizide	April	130	6.16	
Herbizide	Mai	1.442	68.31	X
Herbizide	Juni	445	21.08	X
Herbizide	Juli	0	0	
Herbizide	Gesamtzahl	2.111		

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

In Tabelle 52 sind die Behandlungstermine der generischen Spritzfolgen für Mais zusammengefasst.

Tabelle 52: Abgeleitete Behandlungstermine der generischen Spritzfolgen für Mais

PSM-Anwendungen	Termine
1. Herbizid-Anwendung	Mai
Wenn 2. Herbizid-Anwendung	Juni

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 3:

Im Mai findet immer eine Herbizid-Anwendung statt. I. d. R. ist das eine Tankmischung aus mehreren Herbiziden. In zwei der generischen Anwendungsmuster wird eine zweite Herbizid-Anwendung im Juni durchgeführt.

Details zur Auswahl der Mittel

In Tabelle 53 wird die Häufigkeit der Behandlungen je PSM in der Kultur Mais in den Jahren 2016-2017 für die in Schritt 2 ausgewählten Monate dargestellt. Die Mittel mit den häufigsten Behandlungen wurden für die generischen Spritzfolgen ausgewählt.

Tabelle 53: Festlegung der PSM im Mais

Monat	Bereich	PSM / TM	Häufigkeit	Bemerkungen
Mai	H	Aspect+MaisTer power	82	nicht mehr beachtet (weil ausgewählt für H-Anwendung im Juni)
Mai	H	B 235+Callisto+Successor T	33	
Mai	H	Aspect+Laudis	29	ausgewählt für Herbizid-Anwendung 1 im Mai
Mai	H	Certrol B+Laudis+Spectrum Gold	25	
Mai	H	Clio Super+Zeagran ultimate	17	nicht mehr betrachtet
Mai	H	Elumis+Gardo Gold	17	ausgewählt für Herbizid-Anwendung 1 im Mai
Juni	H	Aspect+MaisTer power	25	ausgewählt
Juni	H	Arrat	16	ausgewählt

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 4:

Es sind keine Änderungen erforderlich. Die BI-Werte der generierten Spritzfolgen sind kompatibel zu den PAPA-Erhebungen (s. Tabelle 54).

Tabelle 54: BI-Werte der Musterspritzfolgen im Mais

Appl.-ID	BI (Fungizide)	BI (Herbizide)	BI (Insektizide)	BI (W.regler)	BI (Gesamt)
701	-	2.33	-	-	2.33
702	-	1.89	-	-	1.89
703	-	2.63	-	-	2.63
704	-	1.42	-	-	1.42

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

C.1.4 Winterraps

Schritt 1:

Die Anzahl der Anwendungen der generischen Spritzfolgen wird je PSM-Gruppe entsprechend der für Winterraps berechneten BH aus den Jahren 2016 und 2017 festgelegt (s. Tabelle 55).

Da in Raps bei einigen PSM (Caramba, Carax, Folicur, Matador, Tilmor, ...) trotz aller Bemühungen nicht unterschieden werden kann, ob diese als Fungizid oder als Wachstumsregler oder als beides gleichzeitig ausgebracht werden, wurden alle Fungizide und alle Wachstumsregler in die Wirkstoffbereich-Kategorie „F“ (Fungizide) eingestuft.

Tabelle 55: Behandlungshäufigkeiten (BH) aus PAPA und vorgeschlagene Anzahl der Anwendungen je PSM-Gruppe für die generischen Winterraps-Spritzfolgen

	2016	2017	Anzahl Anwendungen
Anzahl Erhebungsbetriebe	135	130	
BH (Fungizide)	2,62	2,62	2
BH (Herbizide)	2,23	2,35	2
BH (Insektizide)	2,31	2,61	2-3

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Die Annahme „zwei Fungizid/Wachstumsregler-Anwendungen“ basiert auf dem Hintergrundwissen, dass sich der höhere Wert für die Behandlungshäufigkeit aus der in einigen Regionen bevorzugten „Splitting“-Anwendung von Wachstumsreglern ergibt.

Schritt 2:

In Tabelle 56 wurden die Anzahl und die Anteile der PSM-Behandlungen je Monat in den drei Wirkstoffgruppen (Herbizide, Fungizide und Insektizide) aus den Jahren 2016 und 2017 ausgewertet. Die Monate mit den häufigsten Behandlungen wurden für die generischen Spritzfolgen als Behandlungszeiträume ausgewählt.

Tabelle 56: Festlegung der Applikationszeiträume für Winterraps. In den grün hinterlegten Monaten erfolgen Applikationen in allen vier generischen Spritzfolgen, in den blau hinterlegten Monaten erfolgen die Anwendungen nur in zwei Spritzfolgen

Wirkstoffgruppe	Monat	Anzahl PSM-Anwendungen	Anteil [%]	ausgewählt
Herbizide	August	928	34.3	X
Herbizide	September	1.165	43.1	X
Herbizide	Oktober	280	10.4	
Herbizide	November	161	6.0	
Herbizide	Dezember	19	0.7	
Herbizide	März (EJ)	84	3.1	
Herbizide	April (EJ)	55	2.0	
Herbizide	Mai (EJ)	2	0.1	
Herbizide	Juni (EJ)	2	0.1	
Herbizide	Juli (EJ)	9	0.3	
Herbizide	Gesamtzahl	2.705		
Fungizide	August	3	0.1	
Fungizide	September	399	16.1	
Fungizide	Oktober	434	17.5	
Fungizide	November	37	1.5	
Fungizide	Dezember	0	0.0	
Fungizide	März (EJ)	304	12.3	
Fungizide	April (EJ)	623	25.1	X
Fungizide	Mai (EJ)	669	27.0	X
Fungizide	Juni (EJ)	9	0.4	
Fungizide	Gesamtzahl	2.478		
Insektizide	August	5	0.2	
Insektizide	September	523	24.0	X
Insektizide	Oktober	201	9.2	
Insektizide	November	25	1.1	
Insektizide	Dezember	0	0.0	
Insektizide	März (EJ)	353	16.2	
Insektizide	April (EJ)	727	33.3	X
Insektizide	Mai (EJ)	345	15.8	X

Wirkstoffgruppe	Monat	Anzahl PSM-Anwendungen	Anteil [%]	ausgewählt
Insektizide	Juni (EJ)	2	0.1	
Insektizide	Gesamtzahl	2.181		

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

In Tabelle 57 sind die Behandlungstermine der generischen Spritzfolgen für Winterraps zusammengefasst.

Tabelle 57: Abgeleitete Behandlungstermine der generischen Spritzfolgen für Winterraps

PSM-Anwendung	Termine
1. Herbizid-Anwendung	August
2. Herbizid-Anwendung	September
1. Fungizid-Anwendung	April
2. Fungizid-Anwendung	Mai
1. Insektizid-Anwendung	September
2. Insektizid-Anwendung	April
Wenn 3. Insektizid-Anwendung	Mai

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 3:

Entsprechend der Schritte 1 und 2 wurden folgende generische Anwendungen im Winterraps festgelegt (Die Auswahl der Mittel für diese Anwendungen ist detailliert in Tabelle 58 dargestellt).

- a) Im Aussaatjahr findet im August immer eine Herbizid-Anwendung statt.
- b) Im Aussaatjahr gibt es in allen Varianten im September eine Herbizid-Anwendung und eine Insektizid-Anwendung. Alle Anwendungen können sowohl als Einzelspritzung als auch in Tankmischungen erfolgen. Aus den Abfragen in der Datenbank zeigt sich, dass sowohl das Herbizid als auch das Insektizid bevorzugt als „solo“-Anwendung ausgebracht werden. Aber auch TM sind gebräuchlich. Es wurde entschieden, dass es in drei Mustern jeweils zwei Anwendungstermine (einmal H, einmal I) und im vierten Muster nur einen Anwendungstermin geben wird (TM H+I).
- c) Im April gibt es in allen Varianten eine Fungizid-Anwendung und eine Insektizid-Anwendung. Alle Anwendungen können sowohl als Einzelspritzung als auch in Tankmischungen erfolgen. Auf der Grundlage dieser Abfrage-Ergebnisse wurde entschieden, dass es in zwei Mustern jeweils zwei Anwendungstermine (einmal F, einmal I) geben wird und in den beiden anderen Mustern nur einen Anwendungstermin (TM F+I).
- d) Im Mai des Erntejahres gibt es in allen Varianten eine Fungizid-Anwendung. In zwei der vier zu generierenden Spritzfolgen soll zusätzlich eine Insektizid-Anwendung durchgeführt werden (einmal 2016, einmal 2017). Aus den Datenbankabfragen geht hervor, dass die Insektizid-Anwendungen vorwiegend als TM mit Fungiziden erfolgen. Daher wurde entschieden, dass es in allen vier Mustern jeweils einen Anwendungstermin geben wird. In zwei Mustern

wird dabei ein Fungizid als „solo“-Anwendung ausgebracht und in den beiden anderen Mustern eine Tankmischung (F+I).

Details zur Auswahl der Mittel

In Tabelle 58 wird die Häufigkeit der Behandlungen je PSM in der Kultur Winterraps in den Jahren 2016-2017 für die in Schritt 2 ausgewählten Monate dargestellt. Die Mittel mit den häufigsten Behandlungen wurden für die generischen Spritzfolgen ausgewählt.

Tabelle 58: Festlegung der PSM im Winterraps

Monat	Bereich	PSM / TM	Häufigkeit	Bemerkungen
Sep.	H	Butisan Gold	97	ausgewählt (Einzelanwendung Herbizid)
Sep.	I	Karate Zeon	66	ausgewählt (Einzelanwendung Insektizid)
Sep.	H	Targa Super	53	ausgewählt (Einzelanwendung Herbizid)
Sep.	H	Butisan Kombi	50	ausgewählt (Einzelanwendung Herbizid)
Sep.	I	Bulldock	40	ausgewählt (Einzelanwendung Insektizid)
Sep.	H	Fuego Top	37	nicht beachtet (wieder nur H)
Sep.	H	AGIL-S	33	nicht beachtet (wieder nur H)
Sep.	H	GALLANT SUPER	33	nicht beachtet (wieder nur H)
Sep.	H	Runway	27	nicht beachtet (wieder nur H)
Sep.	H	Bulldock+Targa Super	26	nicht beachtet (wegen Abwechslung Herbizide)
Sep.	H+I	AGIL-S+Bulldock	21	ausgewählt (TM Herbizid + Insektizid)
Sep.	I	Fastac SC Super Contact	19	ausgewählt (Einzelanwendung Insektizid)
Okt.	H	AGIL-S	33	ausgewählt (zusätzlich)
Okt.	H	Targa Super	26	ausgewählt (zusätzlich)
Okt.	H	Runway	17	ausgewählt (zusätzlich)
April	I	Biscaya	89	ausgewählt (Einzelanwendung Insektizid)
April	I	Trebon 30 EC	87	nicht beachtet (ist schon Bestandteil zweier ausgewählter TM F +I)
April	F	Cantus Gold	49	ausgewählt (Einzelanwendung Insektizid)
April	F	Tilmor	34	ausgewählt (Einzelanwendung Insektizid)
April	I	Plenum 50 WG	29	ausgewählt (Einzelanwendung Insektizid)
April	F+I	Folicur+Trebon 30 EC	27	ausgewählt (TM F+I)
April	F+I	Tilmor+Trebon 30 EC	27	nicht beachtet (wegen angestrebter Abwechslung der PSM)
April	I	Mospilan SG	24	nicht beachtet (auch nur Insektizid)
April	I	AVAUNT	17	nicht beachtet (auch nur Insektizid)

Monat	Bereich	PSM / TM	Häufigkeit	Bemerkungen
April	F+I	Toprex+Trebon 30 EC	16	ausgewählt (TM F+I)
Mai	F	Cantus Gold	88	nicht beachtet (ist schon Bestandteil zweier ausgewählter TM F +I)
Mai	F+I	Cantus Gold+Fastac SC Super Contact	46	ausgewählt (TM F+I)
Mai	F+I	Cantus Gold+Karate Zeon	44	ausgewählt (TM F+I)
Mai	F	Propulse	38	ausgewählt (Einzelanwendung Fungizid)
Mai	F	SYMETRA	35	ausgewählt (Einzelanwendung Fungizid)
Aug.	H	Butisan Gold	126	ausgewählt
Aug.	H	Butisan Kombi+Stomp Aqua	53	ausgewählt
Aug.	H	Colzor Trio	35	ausgewählt
Aug.	H	Fuego Top	32	ausgewählt

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 4:

In drei der vier Spritzfolgen sind die BI für Herbizide etwas zu niedrig. Auch der Mittelwert der Gesamt-BI ist in diesen Mustern etwas zu niedrig. Deswegen wurde zur Erhöhung des Herbizid-BI eine zusätzliche „solo“-Anwendung eines Herbizids im Oktober aufgenommen. Die BI-Werte der modifizierten Musterspritzfolgen sind in Tabelle 59 dargestellt.

Tabelle 59: BI-Werte Musterspritzfolgen im Winterraps nach der Modifikation

Appl.-ID	BI (Fungizide)	BI (Herbizide)	BI (Insektizide)	BI (W.regler)	BI (Gesamt)
901	1.75	2.94	2.00	-	6.69
902	1.80	2.21	3.00	-	7.01
903	1.47	2.10	3.00	-	6.57
904	2.00	2.10	2.00	-	6.10

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

C.1.5 Zuckerrübe

Schritt 1:

Die Anzahl der Anwendungen der generischen Spritzfolgen wird je PSM-Gruppe entsprechend der für die Zuckerrübe erfassten BH aus den Jahren 2016 und 2017 festgelegt (s. Tabelle 60).

Tabelle 60: Behandlungshäufigkeiten (BH) aus PAPA und vorgeschlagene Anzahl der Anwendungen je PSM-Gruppe für die generischen Zuckerrüben-Spritzfolgen

	2016	2017	Anzahl Anwendungen
Anzahl Erhebungsbetriebe	341	393	
BH (Fungizide)	1,06	1,22	1
BH (Herbizide)	3,66	3,78	4
BH (Insektizide)	0,04	0,06	0

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 2

In Tabelle 61 wurden für die Zuckerrübe die Anzahl und die Anteile der PSM-Behandlungen je Monat für die zwei Wirkstoffbereiche (Herbizide und Insektizide) aus den Jahren 2016 und 2017 ausgewertet. Die Monate mit den häufigsten Behandlungen wurden für die generischen Spritzfolgen als Behandlungszeiträume ausgewählt.

Tabelle 61: Festlegung der Applikationszeiträume für die Zuckerrübe. In den grün hinterlegten Monaten erfolgen Applikationen in allen vier generischen Spritzfolgen, in den blau hinterlegten Monaten erfolgen die Anwendungen nur in zwei Spritzfolgen

Wirkstoffgruppe	Monat	Anzahl PSM-Anwendungen	Anteil [%]	ausgewählt
Fungizide	April (EJ)	1	0.1	
Fungizide	Mai (EJ)	2	0.2	
Fungizide	Juni (EJ)	58	6.6	
Fungizide	Juli (EJ)	391	44.7	2X
Fungizide	August	369	42.2	2X
Fungizide	September	53	6.1	
Fungizide	Gesamtzahl	874		
Herbizide	März (EJ)	224	3.5	
Herbizide	April (EJ)	1.578	24.6	4X
Herbizide	Mai (EJ)	4.025	62.8	12X
Herbizide	Juni (EJ)	526	8.2	
Herbizide	Rest des Jahres	57	0.9	
Herbizide	Gesamtzahl	6.410		

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

In Tabelle 62 sind die Behandlungstermine der generischen Spritzfolgen für die Zuckerrübe zusammengefasst.

Tabelle 62: Abgeleitete Behandlungstermine der generischen Spritzfolgen für die Zuckerrübe

PSM-Anwendungen	Termine
1. Herbizid-Anwendung	April
2. Herbizid-Anwendung	1. Maidekade
3. Herbizid-Anwendung	2. Maidekade
4. Herbizid-Anwendung	3. Maidekade
Fungizid-Anwendung	3. Juli- bzw. 1. Augustdekade

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 3:

Entsprechend der Schritte 1 und 2 wurden folgende generische Anwendungen für die Zuckerrübe festgelegt. Die Auswahl der Mittel für diese Anwendungen ist detailliert in Tabelle 63 dargestellt.

- Im April findet immer eine Herbizid-Anwendung statt.
- Die zweite, dritte und vierte Herbizid-Anwendung finden im Mai statt. Die ausgewählten PSM werden zufällig auf die Spritzfolgen und die jeweiligen Anwendungstermine verteilt.
- Die Fungizid-Anwendung wird in zwei Mustern Ende Juli terminiert; in den anderen zwei Mustern Anfang August.

Die ausgewählten PSM werden zufällig auf die Spritzfolgen und die jeweiligen Anwendungstermine verteilt.

Details zur Auswahl der Mittel

In Tabelle 63 wird die Häufigkeit der Behandlungen je PSM in der Kultur Zuckerrübe in den Jahren 2016 bis 2017 für die in Schritt 2 ausgewählten Monate dargestellt. Die Mittel mit den häufigsten Behandlungen wurden für die generischen Spritzfolgen ausgewählt.

Tabelle 63: Festlegung der PSM in der Zuckerrübe

Monat	Bereich	PSM / TM	Häufigkeit	Bemerkungen
April	H	Betanal MaxxPro+Goltix Titan	101	ausgewählt
April	H	Betanal MaxxPro+Goltix Gold	73	ausgewählt
April	H	Betanal MaxxPro+Metafol SC	56	ausgewählt
April	H	Betanal Expert+Goltix Gold	30	ausgewählt
Mai	H	Betanal MaxxPro+Debut+Goltix Titan	130	Ausgewählt für Herbizid-Anwendung 1 im Mai
Mai	H	Betanal MaxxPro+Goltix Titan	113	Ausgewählt für Herbizid-Anwendung 2 im Mai
Mai	H	Betanal MaxxPro+Goltix Gold	74	Ausgewählt für Herbizid-Anwendung 3 im Mai
Mai	H	Betanal MaxxPro+Debut+Metafol SC	59	Ausgewählt für Herbizid-Anwendung 1 im Mai

Monat	Bereich	PSM / TM	Häufigkeit	Bemerkungen
Mai	H	Betanal MaxxPro+Debut+Goltix Gold	54	Ausgewählt für Herbizid-Anwendung 1 im Mai
Mai	H	Betanal MaxxPro+Metafol SC	54	Ausgewählt für Herbizid-Anwendung 2 im Mai
Mai	H	Betanal Expert+Goltix Gold	33	Ausgewählt für Herbizid-Anwendung 2 im Mai
Mai	H	Belvedere Extra+Debut+Goltix Titan	31	Ausgewählt für Herbizid-Anwendung 3 im Mai
Mai	H	Belvedere Extra+Goltix Titan	29	Ausgewählt für Herbizid-Anwendung 2 im Mai
Mai	H	Fusilade MAX	27	Ausgewählt für Herbizid-Anwendung 3 im Mai
Mai	H	AGIL-S	21	Ausgewählt für Herbizid-Anwendung 3 im Mai
Mai	H	Focus Ultra	18	Ausgewählt für Herbizid-Anwendung 1 im Mai
Juli	F	Juwel	101	ausgewählt
Juli	F	Duett Ultra	63	ausgewählt
August	F	SPYRALE	110	ausgewählt
August	F	Duett Ultra	60	nicht beachtet (Grund: Abwechslung bei Fungiziden)
August	F	Rubric	52	ausgewählt

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 4:

Die Herbizid-BI waren etwas niedrig. Deswegen wurden die Aufwandsmengen (AWM) für die Herbizide erhöht. Anstelle des Median-Wertes wird die AWM, die dem 80 %-Perzentil entspricht, verwendet. Die BI-Werte der modifizierten Musterspritzfolgen sind in Tabelle 64 dargestellt.

Tabelle 64: BI-Werte der Musterspritzfolgen in der Zuckerrübe nach der Modifikation

Appl.-ID	BI (Fungizide)	BI (Herbizide)	BI (Insektizide)	BI (W.regler)	BI (Gesamt)
1101	1.00	3.02	-	-	4.02
1102	1.00	2.61	-	-	3.61
1103	1.00	2.68	-	-	3.68
1104	1.00	2.89	-	-	3.89

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

C.1.6 Kartoffel

Schritt 1

Die Anzahl der Anwendungen der generischen Spritzfolgen wird je PSM-Gruppe entsprechend der für die Kartoffel erfassten BH aus den Jahren 2016 und 2017 festgelegt (s. Tabelle 65).

Tabelle 65: Behandlungshäufigkeiten (BH) aus PAPA und vorgeschlagene Anzahl der Anwendungen je PSM-Gruppe für die generischen Kartoffel-Spritzfolgen

	2016	2017	Anzahl Anwendungen
Anzahl Erhebungsbetriebe	107	105	
BH (Fungizide)	7,85	7,72	8
BH (Herbizide)	2,38	2,50	2-3
BH (Insektizide)	1,11	1,13	1

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 2

In Tabelle 66 wurden für die Kartoffel die Anzahl und die Anteile der PSM-Behandlungen je Monat in den drei Wirkstoffgruppen (Herbizide, Fungizide und Insektizide) aus den Jahren 2016 und 2017 ausgewertet. Die Monate mit den häufigsten Behandlungen wurden für die generischen Spritzfolgen als Behandlungszeiträume ausgewählt.

Tabelle 66: Festlegung der Applikationszeiträume für die Kartoffel. In den grün hinterlegten Monaten erfolgen Applikationen in allen vier generischen Spritzfolgen, in den blau hinterlegten Monaten erfolgen die Anwendungen nur in zwei Spritzfolgen

Wirkstoffgruppe	Monat	Anzahl PSM-Anwendungen	Anteil [%]	ausgewählt
Herbizide	Feb	2	0.1	
Herbizide	März	94	5.2	
Herbizide	April	182	10.1	2X
Herbizide	Mai	808	45	4X
Herbizide	Juni	120	6.7	
Herbizide	Juli	116	6.5	
Herbizide	August	314	17.5	4X
Herbizide	September	144	8	
Herbizide	Oktober	14	0.8	
Herbizide	Gesamtzahl	1.794		
Fungizide	März	3	0.1	
Fungizide	April	36	0.7	
Fungizide	Mai	223	4.3	

Wirkstoffgruppe	Monat	Anzahl PSM-Anwendungen	Anteil [%]	ausgewählt
Fungizide	Juni	1.829	35.5	12X
Fungizide	Juli	1.939	37.6	12X
Fungizide	August	1.038	20.1	8X
Fungizide	September	85	1.6	
Fungizide	Gesamtzahl	5.153		
Insektizide	Mai	14	2.6	
Insektizide	Juni	314	59.0	4X
Insektizide	Juli	174	32.7	
Insektizide	August	30	5.6	
Insektizide	Gesamtzahl	532		

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

In Tabelle 67 sind die Behandlungstermine der generischen Spritzfolgen für die Kartoffel zusammengefasst.

Tabelle 67: Abgeleitete Behandlungstermine (Monate) der generischen Spritzfolgen für die Kartoffel

PSM-Anwendungen	Termin
1. Herbizid-Anwendung	Mai
2. Herbizid-Anwendung	August (Sikkation)
Wenn 3. Herbizid-Anwendung	dann im April
1. Fungizid-Anwendung	Juni (1. Dekade)
2. Fungizid-Anwendung	Juni (2. Dekade)
3. Fungizid-Anwendung	Juni (3. Dekade)
4. Fungizid-Anwendung	Juli (1. Dekade)
5. Fungizid-Anwendung	Juli (2. Dekade)
6. Fungizid-Anwendung	Juli (3. Dekade)
7. Fungizid-Anwendung	August (1. Dekade)
8. Fungizid-Anwendung	August (2. Dekade)
1. Insektizid-Anwendung	Juni

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Schritt 3:

Entsprechend der Schritte 1 und 2 wurden folgende generische Anwendungen für die Kartoffel festgelegt. Die Auswahl der Mittel für diese Anwendungen ist detailliert in Tabelle 68 dargestellt:

- a) Im April wird in zwei der vier Spritzmuster eine Herbizid-Anwendung durchgeführt. Im Mai findet immer eine Herbizid-Anwendung statt. Die Herbizid-Anwendung im August (Sikkation) erfolgt in drei Spritzfolgen als „solo“-Anwendung; in einem Muster als Tankmischung (TM) mit einem Fungizid bei der letzten Fungizid-Anwendung.
- b) Die Insektizid-Anwendungen im Juni erfolgen immer als TM mit einem Fungizid. Die weiteren ausgewählten Fungizide werden zufällig auf die Spritzfolgen und die jeweiligen Anwendungstermine verteilt.
- c) Die für die Fungizid-Anwendungen im Juli und August ausgewählten PSM werden zufällig auf die Spritzfolgen und die jeweiligen Anwendungstermine verteilt.

Schritt 4:

Die BI-Werte für die definierten Musterspritzfolgen sind in Tabelle 69 dargestellt. Die Mittelwerte aller drei Wirkstoffbereich-spezifischen BI-Werte liegen in den erwarteten und angestrebten Bereichen. Weitere Anpassungen waren daher nicht notwendig.

Details zur Auswahl der Mittel

In Tabelle 68 wird die Häufigkeit der Behandlungen je PSM in der Kultur Kartoffel in den Jahren 2016-2017 für die in Schritt 2 ausgewählten Monate dargestellt. Die Mittel mit den häufigsten Behandlungen wurden für die generischen Spritzfolgen ausgewählt.

Tabelle 68: Festlegung der PSM in der Kartoffel

Monat	Bereich	PSM / TM	Häufigkeit	Bemerkungen
April	H	Boxer+Sencor WG	17	Ausgewählt
April	H	Bandur+Boxer	11	Ausgewählt
Mai	H	Boxer+Sencor WG	53	Ausgewählt
Mai	H	Boxer+Sencor Liquid	31	nicht beachtet (Grund: Abwechslung bei Herbiziden)
Mai	H	Boxer+Mistral	30	ausgewählt
Mai	H	Artist+Bandur	17	ausgewählt
Mai	H	Boxer+Proman	15	nicht beachtet (Grund: Abwechslung bei Herbiziden)
Mai	H	CATO	15	ausgewählt
Juni	F	Ridomil Gold MZ	115	ausgewählt
Juni	F	Infinito	94	Ausgewählt
Juni	F	REVUS TOP	54	Ausgewählt
Juni	F	Valbon	48	Ausgewählt

Monat	Bereich	PSM / TM	Häufigkeit	Bemerkungen
Juni	F	Proxanil+Ranman Top	41	Ausgewählt
Juni	F	Acrobat Plus WG	36	Ausgewählt
Juni	F	Ranman Top	32	Ausgewählt
Juni	F	REVUS	25	Ausgewählt
Juni	F	Tridex DG	22	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	I+F	Biscaya+REVUS TOP	19	Ausgewählt
Juni	F	CURZATE M WG+Shirlan	17	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	F	EPOK	17	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	F	CURZATE M WG+Ranman Top	16	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	F	Ranman Top+Valbon	16	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	F	Ranman Top+TANOS	15	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	F	Shirlan	15	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	F	CARIAL FLEX	14	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	F	CARIAL FLEX+Shirlan	14	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	F	Infinito+Shirlan	14	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	F	AREVA MZ	12	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	I+F	Biscaya+Ridomil Gold MZ	12	Ausgewählt
Juni	F	CURZATE M WG+Infinito	12	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	F	Ridomil Gold MZ+Shirlan	12	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	I+F	ACTARA+Tridex DG	10	Ausgewählt
Juni	F	Carneol+Proxanil	10	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	F	CURZATE M WG	9	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	F	Infinito+Tridex DG	9	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	F	Proxanil+Ranman Top+Signum	9	nicht beachtet (weiteres Fungizid)
Juni	I+F	ACTARA+CURZATE M WG	8	ausgewählt
Juli	F	REVUS TOP	98	ausgewählt
Juli	F	Shirlan	87	ausgewählt

Monat	Bereich	PSM / TM	Häufigkeit	Bemerkungen
Juli	F	Ranman Top	84	ausgewählt
Juli	F	CURZATE M WG	41	ausgewählt
Juli	F	REVUS TOP+Shirlan	31	ausgewählt
Juli	F	Valbon	31	ausgewählt
Juli	F	Infinito	27	ausgewählt
Juli	F	Tridex DG	27	ausgewählt
Juli	F	Carneol+TANOS	26	ausgewählt
Juli	F	Ranman Top+Valbon	26	ausgewählt
Juli	F	Terminus	26	ausgewählt
Juli		BANJO forte	24	ausgewählt
August	F	Ranman Top	97	1.Anwendung im August
August	H	Reglone	62	ausgewählt
August	H+F	Reglone+Shirlan	47	für Herbizid-Anwendung + F-Anwendung 2 im August
August	F	Shirlan	44	1.Anwendung im August
August	F	Dithane Neo-Tec+Terminus	32	2.Anwendung im August
August	F	REVUS TOP	31	1.Anwendung im August
August	F	Terminus	26	2.Anwendung im August
August	H	REGLEX	23	ausgewählt
August	F	Tridex DG	23	1.Anwendung im August
August	F	Carneol	21	nicht beachtet (Grund: Auswahl für 1.Fungizid-Anwendung im AUG schon beendet)
August	H	Shark	17	ausgewählt
August	F	Shirlan+Valbon	17	Anwendung im August

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Tabelle 69: BI-Werte der Musterspritzfolgen für Kartoffeln

Appl.-ID	BI (Fungizide)	BI (Herbizide)	BI (Insektizide)	BI (W.regler)	BI (Gesamt)
1201	8.24	3.49	1.00	-	12.73
1202	11.55	2.07	1.00	-	14.62
1203	9.44	1.99	1.00	-	12.42
1204	10.60	2.73	1.00	-	14.33

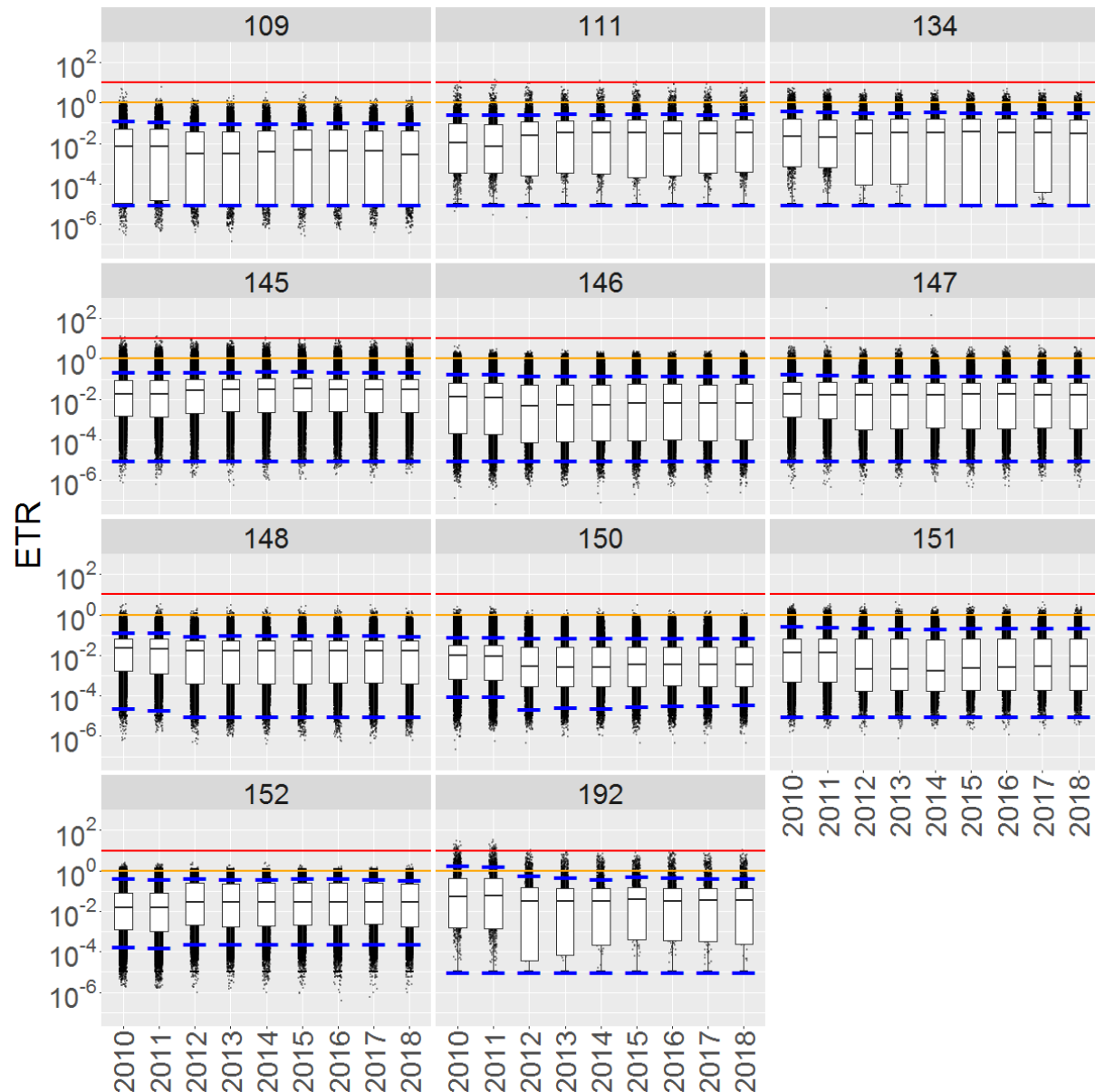
Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

D Anhang

D.1 Abbildungen zu den berechneten Risikoindizes

D.1.1 Akutes aquatisches Risiko

Abbildung 94: Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des akuten aquatischen Risikos in Niedersachsen für die einzelnen Bodenklimaregionen

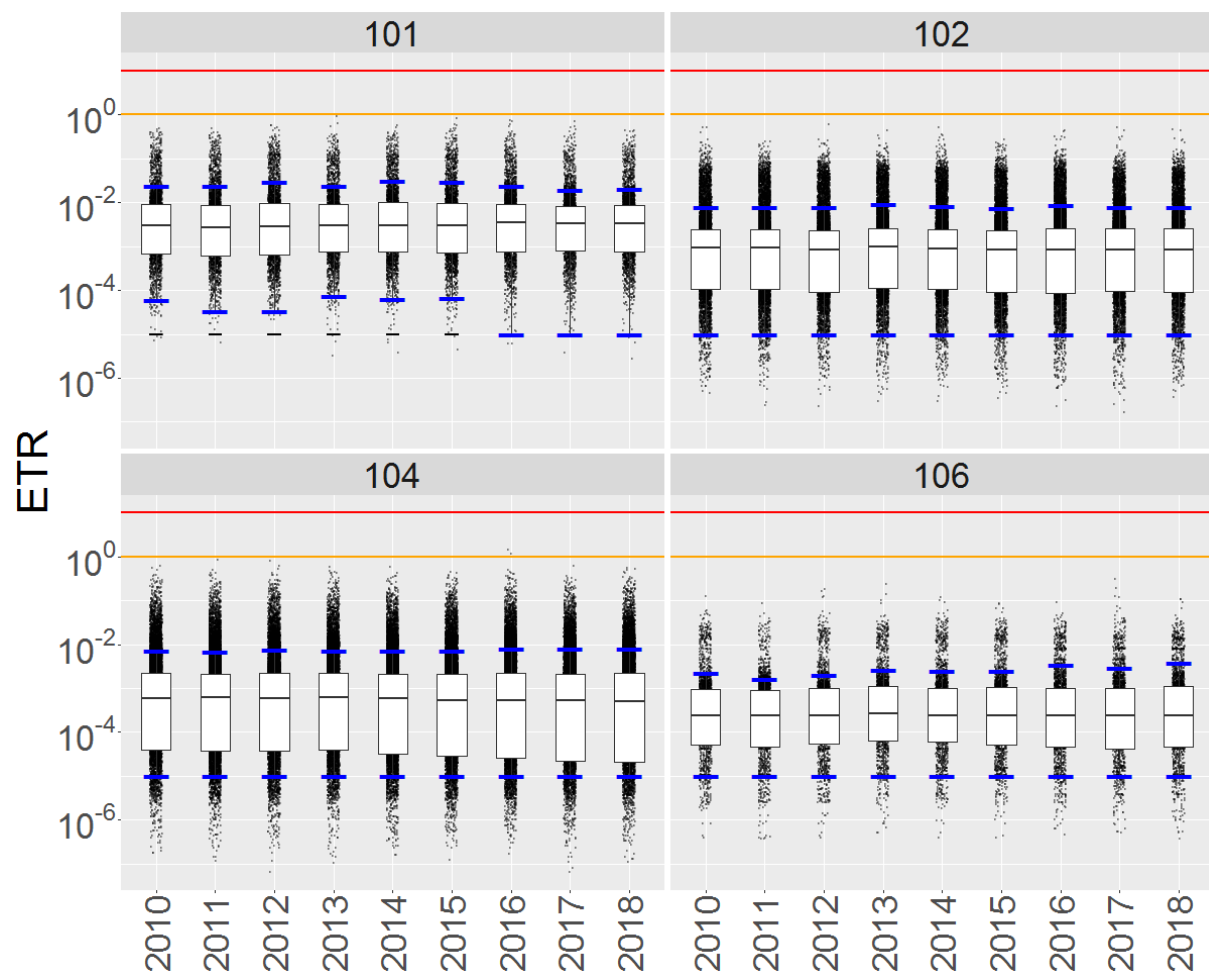


Die gelbe und rote Linie sind die Schwellenwerte für mittleres und hohes Risiko.

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

D.1.2 Chronisches aquatische Risiko

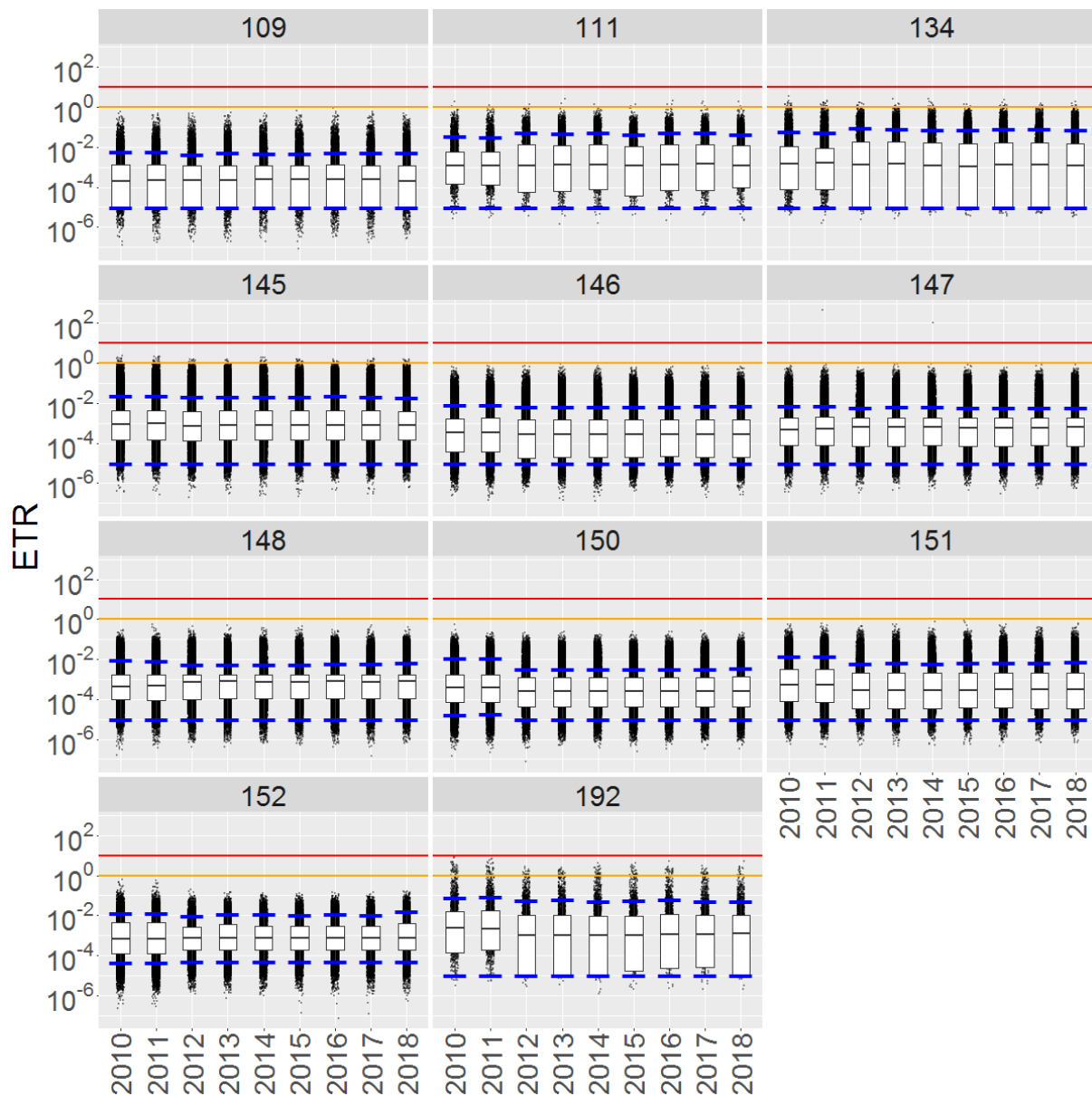
Abbildung 95: Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des chronischen aquatischen Risikos in Brandenburg für die einzelnen Bodenklimaregionen



Die gelbe und rote Linie sind die Schwellenwerte für mittleres und hohes Risiko.

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Abbildung 96: Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des chronischen aquatischen Risikos in Niedersachsen für die einzelnen Bodenklimaregionen (101,102,103 und 106)

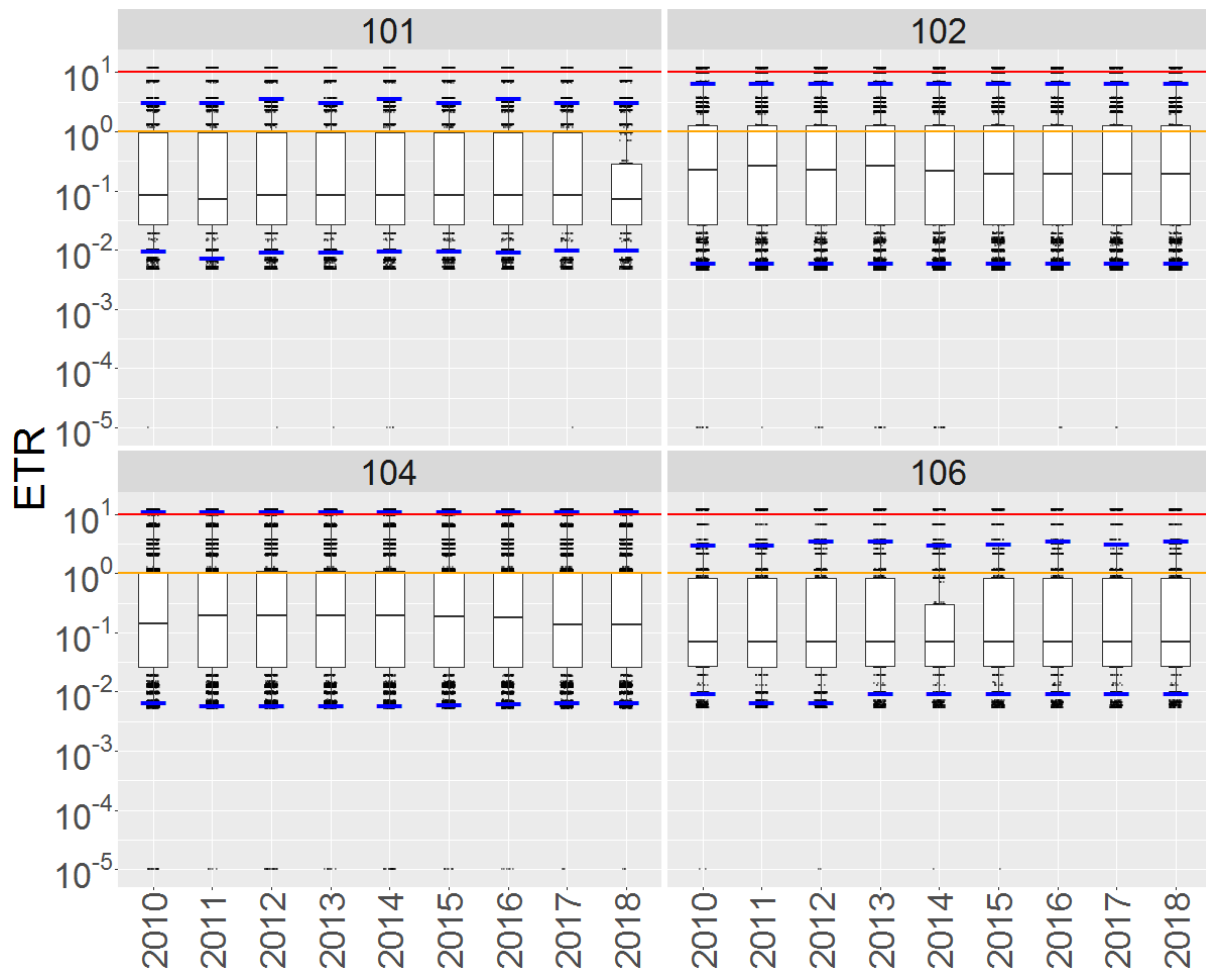


Die gelbe und rote Linie sind die Schwellenwerte für mittleres und hohes Risiko.

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

D.1.3 Risiko für Nicht-Ziel-Arthropoden

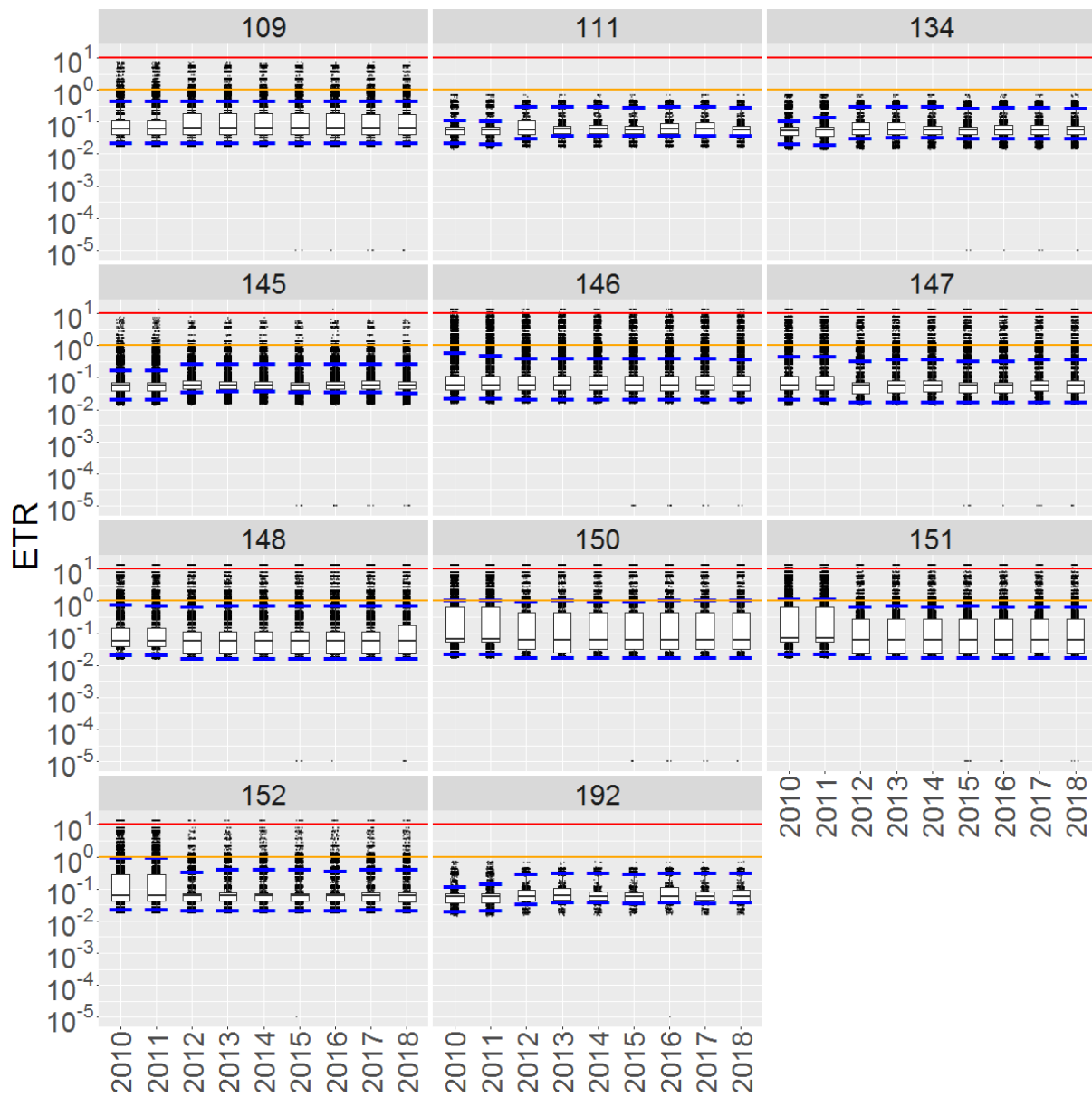
Abbildung 97: Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des Risikos für NTA in Brandenburg für die einzelnen Bodenklimaregionen



Die gelbe und rote Linie sind die Schwellenwerte für mittleres und hohes Risiko.

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Abbildung 98: Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des Risikos für NTA in Niedersachsen für die einzelnen Bodenklimaregionen

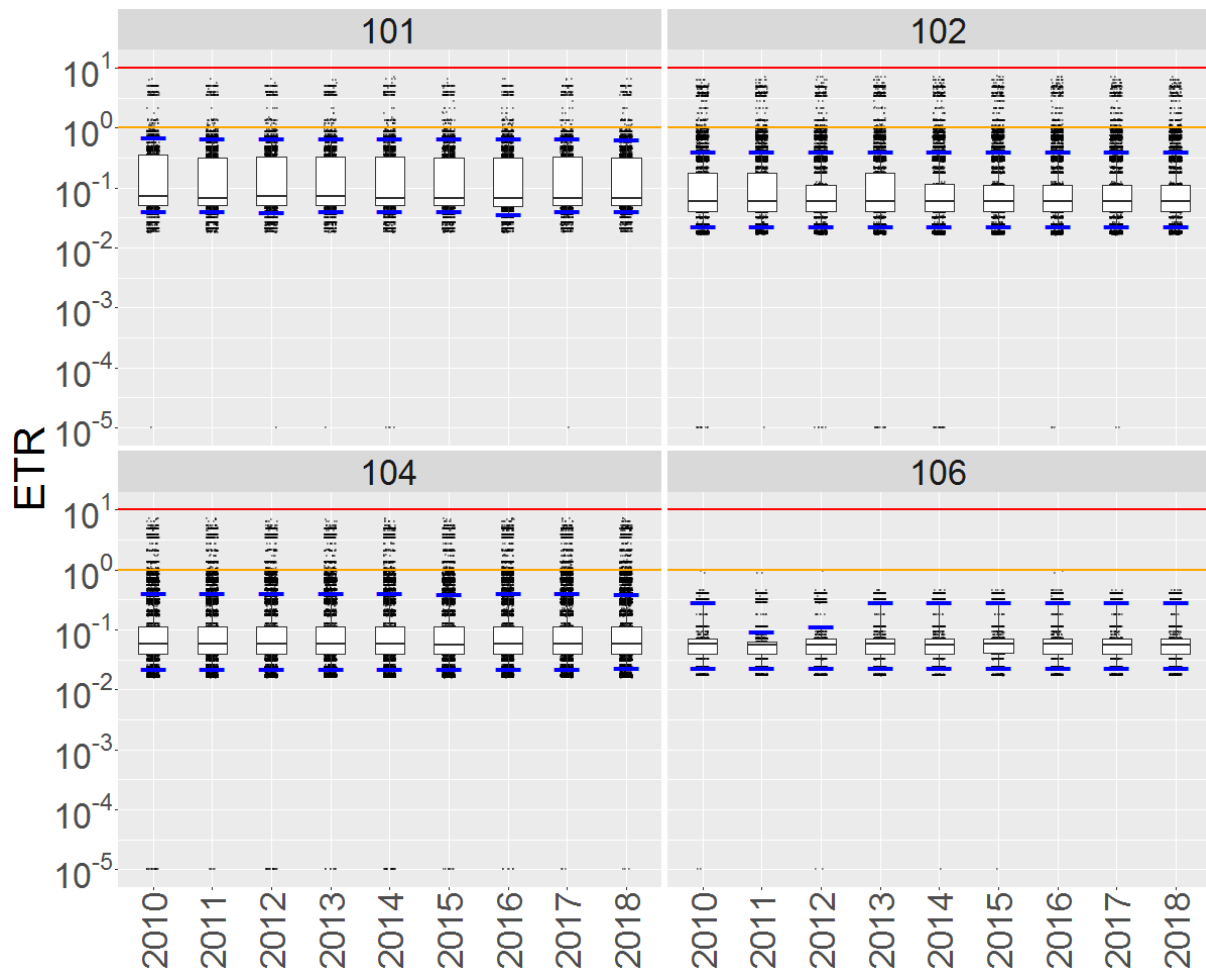


Die gelbe und rote Linie sind die Schwellenwerte für mittleres und hohes Risiko.

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

D.1.4 Risiko für Bodenorganismen

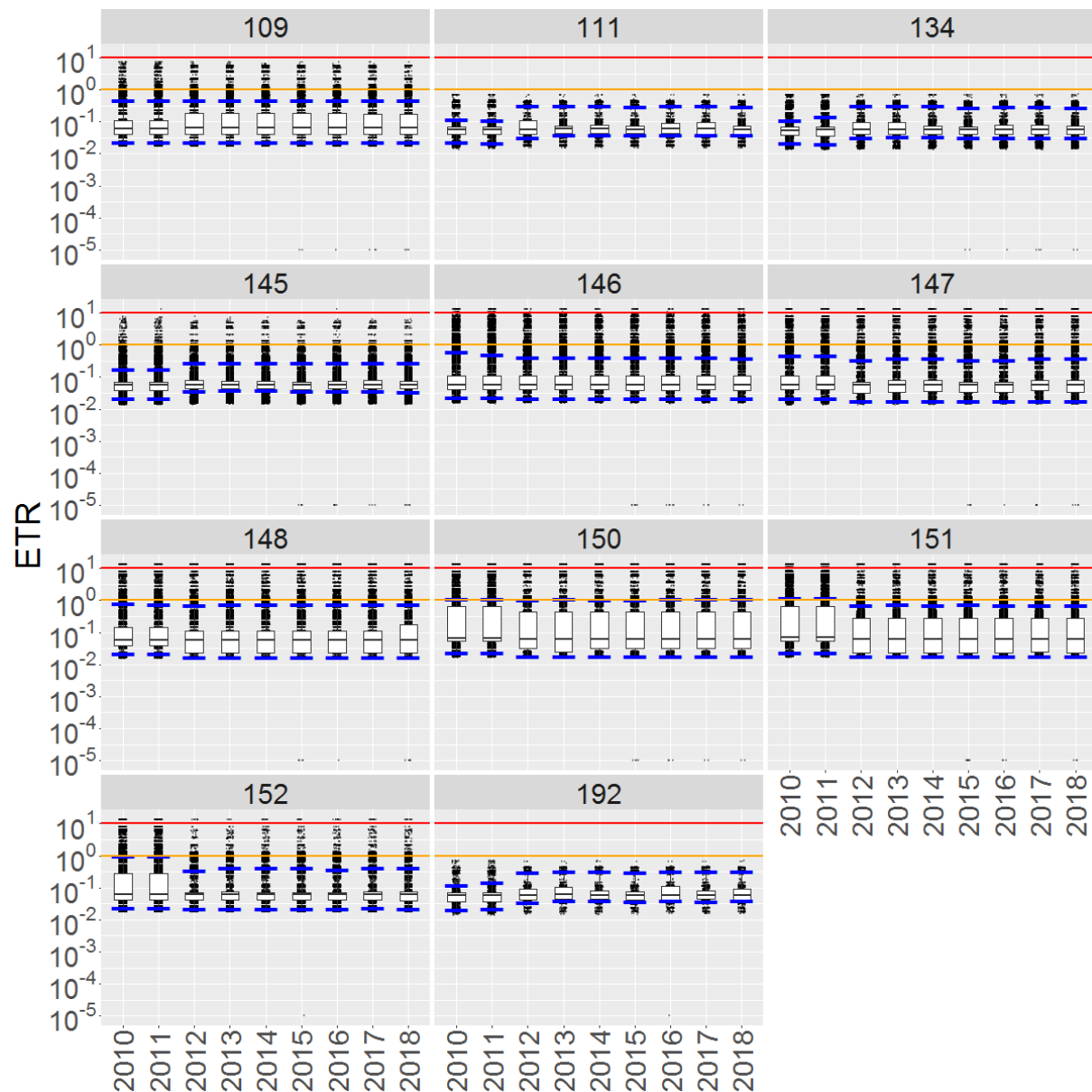
Abbildung 99: Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des chronischen Risikos für Bodenorganismen in Brandenburg für die einzelnen Bodenklimaregionen



Die gelbe und rote Linie sind die Schwellenwerte für mittleres und hohes Risiko.

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen

Abbildung 100: Boxplots und schlagspezifische Risikoindizes (ETR) des chronischen Risikos für Bodenorganismen in Niedersachsen für die einzelnen Bodenklimaregionen



Die gelbe und rote Linie sind die Schwellenwerte für mittleres und hohes Risiko.

Quelle: eigene Darstellung, Julius-Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzungen