

TEXTE

131/2026

Abschlussbericht

Evaluierung der novellierten Düngegesetzgebung auf deren Umwelt- und Klimawirkung

von:

Uwe Häußermann, Nele Dreisbach, Martin Bach, Lutz Breuer

Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Justus-Liebig-Universität Gießen

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 131/2026

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

Forschungskennzahl 3718 72 218 0

Abschlussbericht

Evaluierung der novellierten Düngegesetzge- bung auf deren Umwelt- und Klimawirkung

von

Uwe Häußermann, Nele Dreisbach, Martin Bach, Lutz Breuer

Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanage-
ment, Justus-Liebig-Universität Gießen

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

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

Durchführung der Studie:

Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement
Universität Gießen
Heinrich-Buff-Ring 26
35392 Gießen

Abschlussdatum:

Juli 2024

Redaktion:

Fachgebiet II 2.2
Dr. Maximilian Hofmeier

DOI:

<https://doi.org/10.60810/openumwelt-8285>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, August 2026

© Alle Rechte vorbehalten

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

Kurzbeschreibung: Evaluierung der novellierten Düngegesetzgebung auf deren Umwelt- und Klimawirkung

Die Einträge von reaktivem Stickstoff aus der Landwirtschaft in die Umwelt sind weiterhin zu hoch und die Landwirtschaft trägt wesentlich zum Klimawandel bei. Auf nationaler und europäischer Ebene sind Qualitätsnormen für Schutzgüter erlassen worden, die in Deutschland im Bereich der Landwirtschaft im Wesentlichen durch das Düngerecht umgesetzt werden. Der Europäische Gerichtshof hat 2018 das deutsche Aktionsprogramm zur Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie für unzureichend erklärt. Daraufhin wurde im April 2020 die Düngeverordnung (DüV) novelliert. Im Projekt DüngEval wurden die Wirkungen von 15 Einzelvorschriften sowie der DüV insgesamt in Bezug auf die Schutzgüter terrestrische Ökosysteme, Vegetation, Grundwasser und Klima anhand von Qualitätszielen (bzw. Klimaschutz anhand eines Handlungsziels) evaluiert. Weiterhin wurden 29 ergänzende Maßnahmen untersucht, mit denen verbleibende Lücken zu den Zielwerten teilweise oder vollständig geschlossen werden können.

Ausgehend von der IST-Situation erfolgt die Evaluierung modellbasiert quantitativ oder anhand von Literaturauswertungen qualitativ für das Zieljahr 2030. Die Wirkungen der DüV- und der ergänzenden Maßnahmen werden räumlich differenziert auf Kreisebene dargestellt. Als Referenzsituationen für die Bewertung dient die Projektion der Agrarstruktur und Produktion im Jahr 2030 gemäß der Thünen-Baseline 2022 – 2032. Den Ergebnissen zufolge geht der Überschuss der N-Flächenbilanz von 56,2 kg N ha⁻¹ LF (Mittel 2019 - 2021) auf 38,1 N ha⁻¹ LF im Jahr 2030 zurück, wovon 7,8 kg N ha⁻¹ LF Verminderung auf die DüV 2021 zurückzuführen sind. Durch die DüV 2021 werden die THG-Emissionen (Schutzgut Klima) 2030 insgesamt um 0,60 Mio. t CO₂e auf dann 57,8 Mio. t CO₂e vermindert. Die Minderung der NH₃-Emissionen (Schutzgut N-sensitive Vegetation) auf 420 Gg NH₃ bis 2030 geht mit 53,1 Gg NH₃ auf die DüV 2017 und mit weiteren 10,4 Gg NH₃ auf die DüV 2021 zurück, die Reduktionspflicht der NEC-Richtlinie auf maximal 401 Gg NH₃-Emissionen im Jahr 2030 wird damit geringfügig überschritten.

Die ökologisch abgeleitete Zielvorgabe einer NH₃-Konzentration von höchstens 3 µg NH₃ m⁻³ Luft (Jahresmittel) für höhere Pflanzen wird 2030 in 81 (von 400) Kreisen verfehlt, die Zielvorgabe von 1 µg NH₃ m⁻³ Luft für N-empfindliche Flechten und Moose (Kryptogamen) in 291 Kreisen. Die NH₃- und NO₂-Emissionen (Schutzgut terrestrische Ökosysteme) gehen von zusammen 806 Gg N im Jahr 2019 gemäß Baseline-Projektion auf 546 Gg N im Jahr 2030 zurück. Der Anteil von Ökosystemflächen mit Überschreitung des Eutrophierungsgrenzwerts (Critical Load) wird damit von rd. 79 % auf 62 % vermindert. Um den Zielwert von höchstens 10 % betroffener Fläche zu erreichen, müssten die NH₃- und NO₂-Emissionen auf zusammen 222 Gg N reduziert werden. Für den Zielwert von 52 % Fläche gemäß der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie müssten die Emissionen auf zusammen 526 Gg N zurückgehen. Die Anzahl der Grundwasserkörper (GWK; Schutzgut Grundwasser) mit einer Nitrat-Konzentration im Sickerwasser über 50 mg NO₃ L⁻¹ geht von aktuell 851 auf 463 GWK (von insgesamt 1279) in der Baseline-Projektion zurück, ohne Umsetzung der DüV 2021 würden 621 GWK über dem Schwellenwert liegen. Zur flächendeckenden Einhaltung der Qualitätsziele für die untersuchten Schutzgüter verbleiben zum Teil größere Minderungslücken.

Abstract: Evaluation of the amended fertilization legislation in terms of its environmental and climate impact (DüngEval)

Reactive nitrogen emissions from agriculture into the environment remain too high, and agriculture contributes significantly to climate change. At national and European level, quality targets for environmental protection goods have been enacted, which in Germany are mainly implemented in the agricultural sector through fertilisation legislation. In 2018, the European Court of Justice declared the German action programme for implementing the EU Nitrates Directive to be

insufficient. As a result, the Fertiliser Ordinance (DüV) was amended in April 2020. In the DüngEval project, the effects of 15 individual regulations and the DüV as a whole were evaluated in relation to the environmental resources of terrestrial ecosystems, vegetation, groundwater and climate on the basis of quality targets (climate protection on the basis of an action target). Furthermore, 29 supplementary measures were examined that could be applied close remaining gaps to the target values.

Based on the current situation, the evaluation is carried out for the target year 2030 quantitatively on a model-based approach or qualitatively by literature reviews. The effects of the DüV and supplementary measures are presented spatially differentiated at district level. The projection of the agricultural structure and production in 2030 according to the Thünen baseline 2022 – 2032 serves as reference situation for the evaluation. According to the results, the surplus in the N soil balance will decrease from 56.2 kg N ha⁻¹ utilised agricultural area (UAA, average 2019–2021) to 38.1 N ha⁻¹ UAA in 2030, of which 7.8 kg N ha⁻¹ UAA reduction is attributable to DüV 2021. The DüV 2021 will reduce GHG emissions (protected resource: climate) by a total of 0.60 million tonnes CO_{2e} to 57.8 million tonnes CO_{2e} in 2030. The reduction in NH₃ emissions (protected resource: N-sensitive vegetation) to 420 Gg NH₃ by 2030 is attributable to the 2017 Fertiliser Ordinance (53.1 Gg NH₃) and the 2021 Fertiliser Ordinance (a further 10.4 Gg NH₃), slightly exceeding the NEC Directive obligation of 401 Gg NH₃ in 2030.

The ecologically derived target of a maximum NH₃ concentration of 3 µg NH₃ m⁻³ air (annual average) for higher plants will be missed in 81 (out of 400) districts, and the target of 1 µg NH₃ m⁻³ air for N-sensitive lichens and mosses (cryptogams) in 291 districts. NH₃ and NO₂ emissions (protection of terrestrial ecosystems) will decrease from a combined total of 806 Gg N in 2019 according to the baseline projection to 546 Gg N in 2030. The proportion of ecosystem areas exceeding the eutrophication limit (critical load) will thus be reduced from around 79% to 62%. In order to achieve the target value of a maximum of 10% of affected area, NH₃ and NO₂ emissions would have to be reduced to a combined total of 222 Gg N. To achieve the target value of 52% of the area in accordance with Germany's sustainability strategy, emissions would only need to be reduced to a combined total of 526 Gg N. The number of groundwater bodies (GWB; groundwater protection) with a nitrate concentration in seepage water above 50 mg NO₃ L⁻¹ will decrease from the current 851 to 463 GWB (out of a total of 1279) in the baseline projection; without implementation of the DüV 2021, 621 GWB would exceed the threshold value. Nevertheless, considerable reduction gaps remain in some cases for comprehensive compliance with the environmental quality targets in terms of the analysed environmental goods.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	10
Tabellenverzeichnis	14
Abkürzungsverzeichnis	16
Zusammenfassung.....	19
Summary	29
1 Einleitung	39
1.1 Hintergrund und Problemstellung	39
1.2 Ziel und Gegenstand des Forschungsprojekts	44
2 Methodik.....	46
2.1 Übersicht über die genutzten Modelle	46
2.1.1 Regionale Stickstoff-Flächenbilanzen (RegNBil)	47
2.1.2 Regionale Stickstoff-Flächenbilanzen nach Methodik der Düngeverordnung (RegNBil-DüV)	48
2.1.3 Emission von gasförmigen Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen aus der Landwirtschaft (EMMa-L-NC).....	50
2.1.4 Regionale Stickstoff-Stallbilanzen (N-Stallbilanz)	50
2.1.5 Entwicklung der Baseline-Projektionen 2025 und 2030.....	52
2.2 Übersicht der untersuchten Maßnahmen	59
2.2.1 Maßnahmen der novellierten Düngeverordnung.....	60
2.2.2 Maßnahmen in den „roten Gebieten“	62
2.2.3 Ergänzende Maßnahmen.....	65
2.3 Schutzgutbezogene Evaluierung der Düngegesetzgebung	82
2.3.1 Qualitätsziele und Bewertungsgrößen der Schutzgüter	82
2.3.2 Schutzgut Klima (THG-Emissionen).....	86
2.3.3 Schutzgut Vegetation (NH ₃ -Immissionen)	89
2.3.4 Schutzgut terrestrische Ökosysteme (NH ₃ - und NO _x -Emissionen)	90
2.3.5 Schutzgut Grundwasser (N-Überschuss)	91
3 Ergebnisse	93
3.1 Stickstoff-Flächenbilanzen nach RegNBil und RegNBil-DüV	93
3.2 Regionalisierte N-Stall- und Gesamtbilanz.....	102
3.3 IST-Situation und Baseline-Projektion 2030 der Schutzgüter und Wirkung der DüV	109
3.3.1 Klima (THG-Emissionen).....	111
3.3.2 Vegetation (NH ₃ -Immissionskonzentration).....	116

3.3.3	Terrestrische Ökosysteme (NH ₃ -Emissionen und NO _x -Emissionen)	121
3.3.4	Grundwasser (NO ₃ -Konzentration im Sickerwasser)	125
3.3.5	N-Flächenbilanzüberschuss	131
3.3.6	N-Gesamtbilanzüberschuss (Nachhaltigkeitsstrategie)	132
3.3.7	N-Mineraldüngerzufuhr	133
3.3.8	Zusammenfassung der Wirkung der DüV	135
3.4	Quantitative Wirkungsabschätzung der einzelnen Maßnahmen	135
3.4.1	Klima (THG-Emissionen)	136
3.4.2	Vegetation (NH ₃ -Immissionskonzentration)	138
3.4.3	Terrestrische Ökosysteme (NH ₃ - und NO _x -Emissionen)	142
3.4.4	Grundwasser (NO ₃ -Konzentration im Sickerwasser)	147
3.4.5	Nachhaltigkeitsstrategie (N-Gesamtbilanzüberschuss)	152
3.4.6	Mineraldüngerzufuhr	153
3.5	Qualitative und semi-quantitative Bewertung von Maßnahmen	154
3.5.1	A01 „Wegfall des Nährstoffvergleichs, stattdessen schlaggenaue Aufzeichnungen der tatsächlich aufgebrauchten Düngermengen“	155
3.5.2	A02 „Begrenzung der Ausbringmenge für flüssige organische Düngemittel auf Grünland und auf Ackerland mit mehrjährigem Feldfutterbau nach Ernte und Verlängerung der Sperrfristen“	156
3.5.3	A03 „Verlängerung der Sperrfrist von Festmist von Huf- und Klauentieren um zwei Wochen“	159
3.5.4	A12/C13 „Wirkung von Untersaaten in Reihenkulturen“	160
3.5.5	A11/A12 „Wirkung von Gewässerrandstreifen und Einfluss der Hangneigung“	161
3.5.6	B02 „Schlagbezogene N-Obergrenze für organische und organisch-mineralische Dünger von 170 kg N je Hektar“ in „roten Gebieten“ jedoch Befreiung von der schlagbezogenen N-Obergrenze für „gewässerschonende Betriebe“	162
3.5.7	B03/B04/B05/B06 „Verlängerung der Sperrfristen und Begrenzung/Verbot der Herbstdüngung mit Wirtschaftsdünger“	162
3.5.8	B04/C13 „Anbau von Winterzwischenfrüchten“	163
3.5.9	C04 „Verlängerung der Mindestlagerkapazität für Lager flüssiger Wirtschaftsdünger auf 9 statt 6 Monate“	164
3.5.10	C10 „Beprobung des Bodens auf pflanzenverfügbaren mineralisierten Stickstoff (N _{min}) vor und nach jeder Kultur bzw. Düngungsmaßnahme“	166
3.5.11	C15 „Einrichtung und Intensivierung von Kooperationen zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft in Regionen mit hoher Nitratbelastung“	167
3.6	Änderung der Produktmengen, Anbauverhältnisse und Tierbestände	168
3.7	Betroffenheit der Betriebe durch die Maßnahmen	174

3.8	Vergleich der Ergebnisse mit AGRUM-DE	177
3.8.1	Flächenbilanzüberschuss	177
3.8.2	Nitratkonzentration im Sickerwasser	180
4	Diskussion	182
4.1	Status und Projektion der Zielerreichung	182
4.2	Wirkungsabschätzung	184
4.2.1	Wirkungen der Düngeverordnung	184
4.2.2	Wirksamste ergänzende Maßnahmen.....	185
4.2.3	Weitere Bewertungsaspekte	187
4.3	Unsicherheit der Ergebnisse	188
4.4	Expertisen und Verbesserungsvorschläge zur DüV.....	190
5	Fazit	192
6	Literaturverzeichnis	194
A	Anhang.....	209
A.1	Stickstoff-Flächenbilanz unter Verwendung der Düngebedarfsermittlung nach Düngeverordnung	209
A.2	Änderung von Wirtschaftsdünger-Transfers bei Umsetzung von Maßnahmen.....	217
A.3	IST-Situation, Baseline-Projektion 2030 und Wirkung der DüV sowie der Einzelmaßnahmen auf das Klima	219
A.4	IST-Situation, Baseline-Projektion 2030 und Wirkung der DüV sowie der Einzelmaßnahmen auf die Vegetation.....	221
A.5	IST-Situation, Baseline-Projektion 2030 und Wirkung der DüV sowie der Einzelmaßnahmen auf die terrestrischen Ökosysteme	223
A.6	IST-Situation, Baseline-Projektion 2030 und Wirkung der DüV sowie der Einzelmaßnahmen auf den Grundwasserschutz.....	225
A.7	Modellrelevante Unterschiede zwischen den DüV-Fassungen von 2017 und 2021 bezüglich Stickstoff	227

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Relative Änderungen der Viehbestände (Rinder, Milchvieh, Schweine, Mastschweine, Zuchtsauen und Legehennen in der Baseline-Projektion und nach Officialstatistik (2019 = 1, für Legehennen 2020 = 1).....	56
Abbildung 2:	NO ₃ -belastete Gebiete nach DüV § 13a („rote Gebiete“) nach Neuausweisung in den Jahren 2022 und 2023.....	64
Abbildung 3:	CH ₄ -Emissionen aus enterischer Fermentation von Milchkühen in Abhängigkeit von der jährlichen Milchleistung (Bundesländer und Deutschland), in kg CH ₄ -C (TP a) ⁻¹	89
Abbildung 4:	N-Flächenbilanzüberschuss in den Kreisen nach (A) RegNBil und (B) RegNBil-DüV, Mittel 2019 bis 2021, in kg N ha ⁻¹ LF.....	95
Abbildung 5:	N-Flächenbilanz für Deutschland (Zufuhr, Abfuhr und Überschuss sowie interne Umsätze) nach RegNBil (deckend) und RegNBil-DüV (schraffiert) für die Jahre 2015 bis 2021 und Baseline-Projektion 2025 und 2030, in kg N ha ⁻¹ LF.	96
Abbildung 6:	N-Zufuhr mit Mineraldünger nach (A) RegNBil und (B) RegNBil-DüV in den Kreisen, Mittel 2019 bis 2021, in kg N ha ⁻¹ LF.	97
Abbildung 7:	Komponenten der N-Flächenbilanz für Winterweizen: (A) N-Bedarf, (B) N-Zufuhr gesamt, (C) N-Zufuhr mit Wirtschaftsdünger (ohne Gärreste), (D) N-Zufuhr mit Gärresten, (E) N-Zufuhr mit Mineraldünger, (F) N-Abfuhr und (G) N-Flächenbilanzüberschuss in den Kreisen, Mittel 2019 bis 2021, in kg N ha ⁻¹ Anbaufläche.....	98
Abbildung 8:	Aufkommen potenziell nutzbarer Nebenernteprodukte in (A) Getreidestroh (ohne Körnermaisstroh), (B) Körnermaisstroh und (C) Zucker-rübenblatt in den Kreisen, Mittel 2019 bis 2021, in kg FM ha ⁻¹ LF.....	100
Abbildung 9:	(A) N-Bedarf und (B) N-Abfuhr sowie (C) Differenz von N-Bedarf und N-Abfuhr nach RegNBil-DüV in den Kreisen, Mittel 2019 bis 2021, in kg N ha ⁻¹ LF.	101
Abbildung 10:	(A) Im Boden verfügbare Frühjahrs-N _{min} -Menge (Mittel 2014 bis 2016); (B) Unterschied (Differenz) zwischen den Mineraldüngermengen nach RegNBil und RegNBil-DüV in den Kreisen, Mittel 2019 bis 2021, in kg N ha ⁻¹ LF.....	102
Abbildung 11:	Regionale N-Stallbilanz (Zufuhr, Abfuhr und Überschuss nach Ansatz 2; deckend) im Vergleich zur BMLEH-Stallbilanz (schraffiert) in den Jahren 2010 bis 2020 für Deutschland; in kg N ha ⁻¹ LF.	104
Abbildung 12:	Differenz der N-Zufuhr mit Futtermitteln nach zwei Ansätzen zur Berechnung der Zufuhr mit Grundfutter in den Kreisen. Ansatz 2: Zufuhr nach Erntemengen der Officialstatistik, Ansatz 1: Zufuhr nach Futterrationen im RMD; Mittel 2016 bis 2020 (ohne 2018), in kg N ha ⁻¹ LF.....	105
Abbildung 13:	Zufuhr mit Futtermitteln nach Ansatz 1 und Ansatz 2 ³ im Vergleich zur BMEL-Stallbilanz; Mittel 2016 bis 2020 (ohne 2018), in Gg N.....	106

Abbildung 14:	Erntemengen und Verwendung des Aufwuchses von (A) Dauergrünland und Ackerfutterbau (ohne Silomais) und (B) Silomais in den Kreisen; Futtermittelbedarf berechnet nach Ansatz 1; Mittel 2016 bis 2020 (ohne 2018), in kg TM ha ⁻¹ LF.....	107
Abbildung 15:	Überschuss der (A) N-Stallbilanz, (B) N-Gesamtbilanz in den Kreisen, Mittel 2016 bis 2020 (ohne 2018), in kg N ha ⁻¹ LF.....	109
Abbildung 16:	THG-Emissionen aus der Landwirtschaft und Herkunft nach Quellgruppen; (A) THG-Emissionen insgesamt, (B) Enterische Fermentation, (C) Wirtschaftsdünger-Management und -ausbringung (ohne Biogas), (D) Biogaserzeugung und Gärrestausbringung, (E) Ernterückstände, Landnutzung und Klärschlammasbringung, (F) N-Mineraldüngung und Kalkung in den Kreisen, Mittel 2019–2021, in kg CO ₂ e ha ⁻¹ LF.....	112
Abbildung 17:	(A) Flächenspezifische THG-Emissionen aus der Landwirtschaft (CRF-Sektor 3; Mittel 2019 – 2021) und (B) Änderung in der Baseline 2030 in den Kreisen, in kg CO ₂ e ha ⁻¹ LF.	113
Abbildung 18:	THG-Emissionen aus der Landwirtschaft (2010 bis 2021), Baseline-Projektion und 2030, Wirkung der DüV 2021 und Zielpfad im KSG, in Mio. t CO ₂ e.	114
Abbildung 19:	(A) THG-Emissionen aus der Landwirtschaft (CRF-Sektor 3) im Jahr 2030 nach RegNBil, und (B) Änderung der THG-Emissionen im Jahr 2030 durch DüV 2021 gegenüber Baseline 2030 in den Kreisen, in kg CO ₂ e ha ⁻¹ LF.....	116
Abbildung 20:	NH ₃ -Emissionsminderungsbedarf für eine maximale Immissionskonzentration von (A) 1 µg NH ₃ m ⁻³ Luft und (B) 3 µg NH ₃ m ⁻³ Luft in den Kreisen im Jahr 2030, in kg NH ₃ -N ha ⁻¹ Landfläche.	117
Abbildung 21:	(A) NH ₃ -Emissionen aus der Landwirtschaft, in kg NH ₃ -N ha ⁻¹ Landfläche, Baseline 2030 (RegNBil); Änderung des NH ₃ -Emissionminderungsbedarfs durch Baseline 2030 versus IST-Werte für Zielwert (B) 1 und (C) 3 µg NH ₃ m ⁻³ Luft; durch DüV 2017 versus Baseline 2030 für Zielwert (D) 1 und (E) 3 µg NH ₃ m ⁻³ Luft; DüV 2021+DüV 2017 versus Baseline 2030 für Zielwert (F) 1 und (G) 3 µg NH ₃ m ⁻³ Luft; jew. für die Kreise.	119
Abbildung 22:	(A) Bereits erfolgter Rückgang der NH ₃ -Emissionen von 2005 bis zu den IST-Werten, (B) IST-Werte (Mittel 2019 – 2021) und (C) Minderungsbedarf bis zur Erreichung des NEC-Ziels im Jahr 2030 in den Kreisen, in kg NH ₃ -N ha ⁻¹ LF.	120
Abbildung 23:	(A) N-Deposition insgesamt im Jahr 2019 und (B) Critical Loads für Eutrophierung terrestrischer Ökosysteme (CL _{eutN}) in den Kreisen, in kg N ha ⁻¹ Landfläche.	122
Abbildung 24:	(A) Anteil der 1 km × 1 km-Rasterzellen auf Kreisebene mit CL _{eutN} -Überschreitung im Jahr 2019 in % (B) Änderung des Anteils der CL _{eutN} -Überschreitung durch die DüV 2017+DüV 2021 gegenüber der Baseline 2030 in Prozentpunkten.	125

Abbildung 25:	(A) Potenzielle NO_3 -Konzentration im Sickerwasser aus Landwirtschaftsflächen ($\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$) und (B) erforderliche Verminderung des hydrosphärischen N-Überschuss der Landwirtschaft ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ LF}$) zur Einhaltung einer potenziellen NO_3 -Konzentration im Sickerwasser von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ in den Grundwasserkörpern.	126
Abbildung 26:	(A) Änderung der Überschreitung der potenziellen NO_3 -Konzentration im Sickerwasser von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ in der Baseline 2030 gegenüber den IST-Werten und (B) 2030 verbleibender Minderungsbedarf für den hydrologischen N-Überschuss in $\text{kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ auf Ebene der Grundwasserkörper und (C) auf Ebene der Kreise.	128
Abbildung 27:	(A) Änderung der Überschreitung der potenziellen NO_3 -Konzentration im Sickerwasser von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ und (B) der potenziellen NO_3 -Sickerwasserkonzentration (in $\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ Sickerwasser) durch die DüV 2021 gegenüber der Baseline 2030 in den Grundwasserkörpern.	129
Abbildung 28:	Häufigkeitsverteilung der potenziellen NO_3 -Konzentration im Sickerwasser in den Grundwasserkörpern (GWK) in Deutschland, Mittel 2019 bis 2021, Baseline 2025 und Baseline 2030, in $\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$	131
Abbildung 29:	(A) N-Flächenbilanzüberschuss im Jahr 2030 nach RegNBil mit Umsetzung der DüV 2021 und (B) Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses im Jahr 2030 gegenüber Baseline 2030 durch die DüV 2021 in den Kreisregionen, in $\text{kg N ha}^{-1} \text{ LF}$	132
Abbildung 30:	Entwicklung des landwirtschaftlichen N-Gesamtbilanzüberschusses nach RegNBil und nach BMLEH für Deutschland gesamt 2015 bis 2030 und Wirkung der DüV 2021, in $\text{kg N ha}^{-1} \text{ LF}$	133
Abbildung 31:	(A) Mineraldüngerezufuhr in der Baseline 2030 nach RegNBil und (B) Änderung der Mineraldüngerezufuhr im Jahr 2030 durch die DüV 2021 gegenüber Baseline 2030 in den Kreisen, in $\text{kg N ha}^{-1} \text{ LF}$	135
Abbildung 32:	Änderung der THG-Emissionen (CRF-Sektor 3 „Landwirtschaft“) der Einzelmaßnahmen A08 ¹ und C27 in Bezug auf die Baseline 2030 in den Kreisen (berechnet mit RegNBil), in $\text{kg kg}^{-1} \text{ CO}_2\text{e}$	137
Abbildung 33:	IST-Situation, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2021 und der Einzelmaßnahmen auf die THG-Emissionen (Schutzgut „Klima“) des KSG-Sektors Landwirtschaft im Jahr 2030 (berechnet mit RegNBil), in Mio. t CO_2e (Hinweis: linke Y-Achse geschnitten bei 40 Mio. t CO_2e).	138
Abbildung 34:	Änderung des NH_3 -N-Emissionsminderungsbedarfs zur Einhaltung einer maximalen NH_3 -Immissionskonzentration von $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft (Schutzgut „Vegetation“) durch ausgewählte Maßnahmen gegenüber Baseline 2030, in $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ Landfläche.	140
Abbildung 35:	IST-Situation, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2017 ¹ und DüV 2021 sowie der Einzelmaßnahmen auf die Höhe der NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft (berechnet mit RegNBil, Schutzgut „Terrestrische Ökosysteme“), in Gg NH_3 (Hinweis: linke Y-Achse geschnitten bei 350 Gg NH_3).	142

Abbildung 36:	Jahr 2019, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2017 ^a und DüV 2021 sowie der Einzelmaßnahmen auf die Änderung des Anteils der 1 km × 1 km-Rasterzellen mit CL _{eutN} -Überschreitung (Schutzgut „Terrestrische Ökosysteme“).	144
Abbildung 37:	Anteil der 1 km × 1 km-Rasterzellen in der Baseline 2030 mit CL _{eutN} -Überschreitung (Schutzgut „Terrestrische Ökosysteme“) in Prozent sowie Änderung des Anteils durch DüV 2017 ^a und DüV 2021 und ausgewählter Einzelmaßnahmen ^c in Prozentpunkten nach Kreisen.	145
Abbildung 38:	Änderung der Überschreitung der potenziellen NO ₃ -Sickerwasserkonzentration von 50 mg NO ₃ L ⁻¹ durch Einzelmaßnahmen gegenüber Baseline 2030.	149
Abbildung 39:	(A) N-Exporte und N-Importe mit Wirtschaftsdünger und Gärresten in der Baseline 2030 und (B) Änderung der Importe durch Maßnahme C11 in Kreisen mit >70 (rote Umrandung) und ≤ 70 (blaue Umrandung) kg ha ⁻¹ LF Gesamtbilanzüberschuss (Jahr 2030), in kg N ha ⁻¹ LF.....	151
Abbildung 40:	Überschuss der N-Gesamtbilanz für IST-Situation, Baseline 2030 und Änderung des N-Gesamtbilanzüberschuss (Schutzziel „Nachhaltigkeitsstrategie“) durch DüV 2021 und Einzelmaßnahmen im Jahr 2030 (berechnet mit RegNBil), in kg N ha ⁻¹ LF.....	153
Abbildung 41:	IST-Situation, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2021 und der Einzelmaßnahmen auf die N-Mineraldüngerzufuhr (berechnet mit RegNBil), in Mio. t N.	154
Abbildung 42:	(A) Anteil der LF mit Anbau von Winterzwischenfrüchten in der Baseline 2030 und (B) in Maßnahme C13, in ha ha ⁻¹ LF.	164
Abbildung 43:	Auswirkung von einzelnen Maßnahmen auf die (äquivalente) Stromeinspeisung aus Biogasanlagen (Jahr 2030), in GWh a ⁻¹	169
Abbildung 44:	(A) Anteil der Silomaisfläche an der LF insgesamt in der Baseline 2030 (in ha ha ⁻¹ LF) sowie Änderung durch (B) Maßnahme C01 und (C) Maßnahme C29 (jew. in ha ha ⁻¹ Anbaufläche).....	171
Abbildung 45:	(A) Anteil des Ackerlands an der LF insgesamt in der Baseline 2030 (in ha ha ⁻¹ LF) und (B) Änderung des Anteils durch Maßnahme C14 relativ zur Baseline 2030 (in ha ha ⁻¹ Ackerland).....	172
Abbildung 46:	(A) Viehbesatzdichte in der Baseline 2030 und (B) Änderung durch Maßnahme C27, in GV ha ⁻¹ LF.	173
Abbildung 47:	Hydrosphärischer N-Überschuss nach RegNBil (Karte links) und landwirtschaftliche N-Bilanzüberschüsse in den Gemeinden nach RAUMIS (Karte rechts); jew. Mittel 2014 - 2016, in kg N ha ⁻¹ LF.	178

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	IST-Werte, Baseline-Projektion 2030, Qualitätsziele und Zielabweichung der Bewertungsgrößen für Schutzgüter bzw. Umweltziele.....	24
Table 2:	Current values, baseline projection for 2030, quality targets and target deviation of the assessment variables for protected goods and environmental targets.	34
Tabelle 3:	Übersicht zu den im Projekt DüngEval verwendeten Modelle.	46
Tabelle 4:	Umsetzung der Düngebedarfsermittlung nach DüV 2021 für Acker- und Grünland in der Anwendung RegNBil-DüV.....	49
Tabelle 5:	Bilanzgrößen und Ergebnisse der regionalen N-Stallbilanz für Deutschland gesamt (nach „Ansatz 2“).	52
Tabelle 6:	Maßnahmen in der DüV 2021 mit Geltung für alle Betrieben.	60
Tabelle 7:	Maßnahmen in der DüV 2021 für Betriebe in „roten Gebieten“ (DüV § 13a).	63
Tabelle 8:	Ergänzende Maßnahmen, die im Projekt DüngEval untersucht wurden.	66
Tabelle 9:	NH ₃ -Emissionsfaktoren der Verfahren zur Wirtschaftsdünger-Ausbringung für die Maßnahmen.....	70
Tabelle 10:	NH ₃ -, N ₂ O- und CH ₄ -Emissionsfaktoren für die Verfahren der Wirtschaftsdünger-Lagerung für die Maßnahmen.....	71
Tabelle 11:	Bestandsgrenzen und Tierbestände in BlmSchV-V+G-Betrieben sowie bei Absenkung der Bestandsgrenzen je Anlage auf 2/3 der Erfassungsgrenze für BlmSchV-V+G-Betriebe.....	76
Tabelle 12:	NH ₃ -Emissionsfaktoren der Stallhaltungsverfahren für die Maßnahmen.....	79
Tabelle 13:	Tierzahlen in der Baseline-Projektion 2030 und mit einer Begrenzung der einzelbetrieblichen Viehbesatzdichte auf 2 GV ha LF ⁻¹ nach Tierkategorien (Maßnahme C27).....	81
Tabelle 14:	Qualitätsziele und Bewertungsgrößen der Schutzgüter, für die im Projekt DüngEval die Wirkung der DüV- und ergänzender Maßnahmen untersucht wurde.....	84
Tabelle 15:	Nutzung von Teilergebnissen aus den Tabellenanhängen zu Rösemann et al. (2023) zur Berechnung der THG-Emissionen in RegNBil-DüV.	88
Tabelle 16:	Vergleich der N-Flächenbilanzen nach Ansatz RegNBil-DüV (mit Bedarfswerten und Anrechnungsfaktoren der DüV 2021) und nach Ansatz RegNBil (n. Häußermann et al. 2019; fortgeschrieben); Deutschland gesamt, Mittel 2019 bis 2021.....	94
Tabelle 17:	IST-Werte, Baseline-Projektion 2030, Zielwerte und Zielabweichung der Bewertungsgrößen für Schutzgüter bzw. Umweltziele.....	110
Tabelle 18:	Übersicht zur Betroffenheit durch die einzelnen Maßnahmen im Jahr 2030.....	174
Tabelle 19:	Vergleich der N-Flächenbilanz für unterschiedliche Szenarien für Deutschland nach RAUMIS und RegNBil, in kg N ha ⁻¹ LF.	179
Tabelle 20:	Jahresspezifische N-Zufuhr über BNF durch Pflanzen zur Grünernte (Ackerfutterbau), ohne Silomais, in kg N ha ⁻¹ Anbaufläche.	213
Tabelle 21:	Jahresspezifische N-Abfuhrmenge durch Pflanzen zur Grünernte (Ackerfutterbau), ohne Silomais, in kg N ha ⁻¹	215

Tabelle 22:	Wirtschaftsdünger-Exporte des Landkreises Emsland in der Baseline 2030 und deren Änderung durch die Maßnahmen C21 und C23, in t N.....	217
Tabelle 23:	IST-Situation, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2021 und der Einzelmaßnahmen auf das Klima in Bezug auf die Qualitätsziele im Klimaschutzgesetz (KSG) 2030.....	219
Tabelle 24:	IST-Situation, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2021 und der Einzelmaßnahmen auf den Schutz N-sensitiver Vegetation in Bezug auf die Qualitätsziele von 1 bzw. 3 $\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Immissionskonzentration im Jahr 2030.....	221
Tabelle 25:	IST-Situation, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2021 und der Einzelmaßnahmen auf den Anteil der 1 km $\times$ 1 km Rasterzellen mit $\text{CL}_{\text{eutN}^-}$ -Überschreitung (A) und relative Änderung von (A) in Bezug zur erforderlichen Minderung im Jahr 2019 (B) für Deutschland gesamt und nach Anteilklassen für die 400 Kreise (Szenario 90-P nach Bach et al. 2026a, s. Kapitel 3.3.3).	223
Tabelle 26:	IST-Situation, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2021 und der Einzelmaßnahmen auf die potenzielle NO_3 -Sickerwasserkonzentration (Schutzgut Grundwasser) im Jahr 2030.....	225
Tabelle 27:	Modellrelevante Unterschiede zwischen der Düngeverordnung in der Fassung vom 27. Mai 2017 und der Fassung vom 10. August 2021.....	227

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
ALR	Abluftreinigung/Abluftreinigungsanlagen
AGRUM-DE	Modell „Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland“ (FZ Jülich, Thünen-Institut, IBG Berlin)
AHL	Ammonium-Harnstoff-Lösung
ASE	Agrarstrukturhebung
ASL	Ammonium-Sulfat-Lösung
AVV GeA	Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung von mit Nitrat belasteten und eutrophierten Gebieten
B0	Maximaler Methan-Freisetzungspotenzial
BB	Brandenburg
BERN	Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions
BLAG	Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung
BLE	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung
BKR	Boden-Klima-Raum
BMEL	Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft
BMLEH	Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Heimat
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
BMUKN	Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BMWK	Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz
BNF	Biologische Stickstoff-Fixierung
BW	Baden-Württemberg
BY	Bayern
CCM	Corn-Cob-Mix
CH4	Methan
CLC	Corine Land Cover
CLeutN	Critical Load für Eutrophierung durch Stickstoff
CLRTAP	Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung)
CO2	Kohlenstoffdioxid
CO2e	Kohlenstoffdioxid-Äquivalent
CRF	Common Reporting Format
DE	Deutschland
DLG	Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft
DTP	Dissolved Total Phosphorus (gelöster gesamt-Phosphor)
DüngEval	Forschungsvorhaben „Evaluierung der novellierten Düngegesetzgebung auf deren Umwelt- und Klimawirkung“ (Universität Gießen)
DüV	Düngeverordnung
DüngG	Düngegesetz
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EMMa	UBA-Forschungsvorhaben „Szenarien Ammoniak-Minderungsmaßnahmen Landwirtschaft“

Abkürzung	Erläuterung
EMMa-L-NC	Modell „Emissionsminderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft für gasförmige Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen“ (Universität Gießen)
E-Moll	UBA-Forschungsvorhaben „Modellierung THG-Minderungsmaßnahmen“
EU	Europäische Union
EuGH	Europäischer Gerichtshof
FDZ	Forschungsdatenzentrum
FM	Frischmasse
GAS-EM	Modell „Gasförmige Emissionen“ (Thünen-Institut)
GFO	German Fertiliser Ordinance
GHG	Greenhouse gas
GIS	Geoinformationssystem
GrwV	Grundwasserverordnung
GV	Großvieheinheit
GWB	Groundwater body
GWK	Grundwasserkörper
HE	Hessen
JKI	Julius Kühn-Institut
JLU Gießen	Justus-Liebig-Universität Gießen
KAS	Kalkammonsalpeter
KSG	Klimaschutzgesetz
KSP	Klimaschutzprogramm
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LBM	Landbedeckungsmodell
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche, Landwirtschaftsfläche
LZ	Landwirtschaftszählung
MCF	Methane Conversion Factor (Methanumwandlungsfaktor)
MDÄ	Mineraldüngeräquivalent
MoRE	Modell “Modeling of Regionalized Emissions” (KIT Karlsruhe)
MV	Mecklenburg-Vorpommern
N/N ₂	Stickstoff
N(ges)	Gesamt-Stickstoff
N ₂ O	Lachgas
NEC	National Emission Ceilings (Nationale Emissionshöchstmengen)
NH ₃ /NH ₄ ⁺ , NH _y	Ammoniak/Ammonium
NI	Niedersachsen
NIRS	Nahinfrarotspektroskopie
NLRP	Nationales Luftreinhalteprogramm
NMVOC	Non-methane volatile organic carbons (Flüchtige Organische Verbindungen ohne Methan)
NO, NO ₂	Stickstoffmonoxid, Stickstoffdioxid
NO ₃ -	Nitrat
Norg	Organisch gebundener Stickstoff
NO _x	Stickstoffoxide
Nr	Reaktiver Stickstoff
NUE	Stickstoffnutzungseffizienz

Abkürzung	Erläuterung
NW, NRW	Nordrhein-Westfalen
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
P	Phosphor
P(ges)	Gesamt-Phosphor
PINETI	Pollutant Input and Ecosystem Impact, UBA-Projektreihe
PM10, PM2,5	Partulate matter < 10/< 2.5 µm (Feinstaub < 10/< 2,5 µm)
RegNBil	Modell "Regionale Stickstoff-Flächenbilanz" (Universität Gießen)
RegNBil-DüV	Modell "Regionale Stickstoff-Flächenbilanz nach Stickstoffbedarfsberechnung der Düngeverordnung" (Universität Gießen)
RELAS	Abbildung regionaler landwirtschaftlicher Stickstoffflüsse für die Gewässer- und Klimaschutzpolitik
RMD	Report on Methods and Data, Thünen Institut-Institut für Agrarklimaschutz
RP	Rheinland-Pfalz
RP	Rohprotein
SeRo-Dünger	Sekundärrohstoff-Dünger
SH	Schleswig-Holstein
SIA	Sekundary inorganic aerosols (sekundäre anorganische Aerosole)
SL	Saarland
SOA	Sekundary organic aerosols (sekundäre organische Aerosole)
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
SN	Sachsen
StoffBilV	Stoffstrombilanzverordnung
ST	Sachsen-Anhalt
Stst	Stadtstaaten (Berlin, Bremen und Hamburg)
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TAN	Total Ammonia Nitrogen (Ammoniumstickstoff)
TGG	Trinkwassergewinnungsgebiete
TH	Thüringen
THG	Treibhausgase
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen (Gesamter Kjeldahl-Stickstoff)
TM	Trockenmasse
UAA	Utilised agricultural area
UAN	Uric Acid Nitrogen (Harnsäure-Stickstoff)
UBA	Umweltbundesamt (Dessau)
UI	Urease-Inhibitor
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
VRA	Variable Rate Application
VS	Volatile Solids (organische Trockenmasse)
WBA	Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik
WBD	Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WD	Wirtschaftsdünger
WSG	Wasserschutzgebiet
ZSE	Zentrales System Emissionen

Zusammenfassung

Ausgangssituation

Der natürliche Stickstoffkreislauf ist durch die anthropogene Freisetzung von reaktiven Stickstoff-Verbindungen (N_r) in den letzten rund 100 Jahren massiv verändert worden. Der Einsatz von synthetischen Stickstoffdüngemitteln in der Landwirtschaft hat auf der einen Seite erheblich dazu beigetragen, die Nahrungsgrundlage für eine wachsende Weltbevölkerung zu sichern. Andererseits ist damit jedoch auch der Eintrag von N_r in Böden, Luft und Gewässer verbunden, was erhebliche Umweltprobleme zur Folge hat. Dazu gehören der Verlust von terrestrischer und aquatischer Biodiversität, die Beeinträchtigung der Luftqualität und der menschlichen Gesundheit, die Eutrophierung der Meere, die Beeinträchtigung der Grundwasserqualität und die Freisetzung von klimarelevanten Stickstoffgasen.

In Deutschland sind für diese Umweltgüter Zielvorgaben festgelegt worden, die sich i.d.R. aus den entsprechenden EU-Richtlinien bzw. in Bezug auf den Klimaschutz aus dem Klimaschutzgesetz (KSG) ergeben. Die Zielvorgaben dieser Richtlinien und Gesetze sind jedoch für einzelne N_r -Spezies nicht ausreichend, um die ökologischen Qualitätsziele für alle Schutzgüter flächendeckend im Bundesgebiet zu erreichen (Bach et al. 2026a).

Die Maßnahmen zur Verminderung von N_r -Emissionen aus der Landwirtschaft werden im Wesentlichen über das Düngerecht geregelt. Die beiden zentralen Elemente sind die Düngeverordnung (DüV) und die Stoffstrombilanzverordnung (StoffBilV). Die DüV wurde erstmalig 1996 erlassen und dann 2006 und 2017 geändert. 2013 wurde von der Europäischen Kommission ein Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland wegen der unzureichenden Umsetzung der Nitratrichtlinie eingeleitet. Mit Urteil des Europäischen Gerichtshofs (EuGH) vom 21. Juni 2018 wurde die DüV 2006 als nicht ausreichend beurteilt. Daraufhin wurde 2020 die DüV (zuletzt geändert am 10. August 2021) in der Fassung erlassen, die Gegenstand des Vorhabens „Evaluierung der novellierten Düngegesetzgebung auf deren Umwelt- und Klimawirkung“ (kurz: DüngeEval) ist. Die Wirksamkeit der Düngegesetzgebung wird im Hinblick auf die Zielvorgaben der Nitratrichtlinie, der NEC-Richtlinie, der Wasserrahmenrichtlinie und der Zwischenziele für 2030 des Klimaschutzplans 2050 untersucht und bewertet, wobei sich die Untersuchung auf die DüV 2021 konzentrierte (die StoffBilV wurde im Juli 2025 ersatzlos aufgehoben).

Methodischer Ansatz

Die Evaluierung baut auf den Modellen und Ergebnissen aus drei aktuellen Forschungsvorhaben an der Justus-Liebig-Universität Gießen auf: (i) „Weiterentwicklung und Modellierung N-effiziente Landwirtschaft“ (Häußermann et al. 2019), (ii) „Szenarien Ammoniak-Minderungsmaßnahmen Landwirtschaft (EMMa-L)“ (Häußermann et al. 2020), und (iii) „Modellierung von Treibhausgas-Minderungsmaßnahmen (E-MoLL)“ (Dreisbach et al. 2025). Die Qualitätsziele der hier betrachteten Schutzgüter gehen außerdem zum Teil zurück auf das Vorhaben "Entwicklung einer nationalen und regional aufgelösten Obergrenze für reaktiven Stickstoff (regioNat)" (Bach et al. 2026a).

Die Evaluierung basiert auf der Bilanzierung der N-Flüsse in der Landwirtschaft. Mit Hilfe dieses Mengengerüsts werden die Emissionen von NO_3 , NH_3 , N_2O , NO_x , CH_4 und CO_2 berechnet sowie deren mögliche Änderungen durch die Regelungen der DüV abgeschätzt. Dafür wurden in DüngeEval folgende Ansätze bzw. Modellinstrumente (weiter-)entwickelt und angewandt.

Das Modell **RegNBil** berechnet die regionalen N-Flächenbilanzen auf der Ebene der Kreise und Bundesländer sowie im Bundesgebiet insgesamt für die Zeitreihe 1995 bis 2021 und für die Jahre 2025 und 2030 nach der Methodik von Häußermann et al. (2019). Damit wurden die NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft vollständig und die übrigen N_r -Spezies teilweise abgebildet.

Das Mengengerüst, die tierischen N-Ausscheidungsraten und die tierplatzspezifischen N_r -Verlustkoeffizienten in RegNBil sind weitgehend kohärent zum Modell GAS-EM, das vom Thünen-Institut für das Nationale THG-Emissionsinventar für den Sektor Landwirtschaft eingesetzt wird. Struktur und Ergebnisse von GAS-EM und RegNBil sind in Bezug auf die gasförmigen N_r -Emissionen nahezu identisch.

Das Modell **RegNBil-DüV** verwendet das gleiche Mengengerüst wie RegNBil, im Unterschied zu RegNBil werden jedoch N-Zufuhr, N-Abfuhr und N-Salden gemäß den Vorgaben der Düngebedarfsermittlung der DüV 2021 (Anlage 4, Tabellen 1 und 8) berechnet. Die Unterschiede betreffen vor allem die Anrechnungsfaktoren für N in organischen Düngern, die Rohproteingehalte im Erntegut sowie die Berücksichtigung des N_{min} -Gehalts (Frühjahr), von Vorfrucht-/Nachfruchtwirkungen und von Zuschlägen auf den N-Düngebedarf. Die N-Bilanzierung erfolgt getrennt für 20 Kulturarten. Mit RegNBil-DüV können die Luftschadstoffe und THG aggregiert in Quellgruppen jahresbezogen und kreisweise abgebildet werden, eine Darstellung der Emissionen detailliert für einzelne Tierarten bzw. Tierkategorien ist jedoch nicht möglich. Die N-Düngebedarfsermittlung nach DüV 2021 basiert auf Daten auf Betriebsebene, für die jedoch zur Berechnung von regionalen N-Flächenbilanzen nach RegNBil-DüV zum Teil keine statistischen Daten verfügbar sind und für die daher Annahmen und Vereinfachungen eingeführt werden müssen. RegNBil-DüV-Berechnungen wurden nur für die Einzeljahre 1995, 2005, die Zeitreihe 2015 bis 2021 und für 2025 und 2030 durchgeführt.

Das Modell **EMMa-L-NC** bildet (weitgehend) identisch die Methodik des Modells GAS-EM ab, das vom Thünen-Institut für die Erstellung des landwirtschaftlichen Emissionsinventars verwendet wird (Rösemann et al. 2023). Das Modell bildet die Freisetzung von Luftschadstoffen (NH_3 , NO_x und weitere) und THG (N_2O , CH_4 , CO_2) aus der Landwirtschaft auf der Prozessebene detaillierter ab als RegNBil-DüV. Im Projekt DüngeEval wurde EMMa-L-NC zur Berechnung der Maßnahmenwirkung auf die Tierplatz-spezifischen N-Ausscheidungsraten und auf die N_r - sowie CO_2 - und CH_4 -Emissionsfaktoren genutzt. Für die Ermittlung räumlicher Verteilungsmuster auf Kreisebene ist EMMa-L-NC aufgrund des Datenbedarfs für zahlreiche verschiedene Variablen jedoch nur eingeschränkt nutzbar. EMMa-L-NC umfasst den Zeitraum 1990 bis 2021 und die Jahre 2025 und 2030.

Regionale N-Stallbilanz: Für die Ermittlung des N-Gesamtbilanzüberschusses auf der Ebene der Kreise wurde ein erster, vereinfachter Ansatz zur Berechnung der N-Stallbilanz mit Regionalgliederung Kreise entwickelt. Damit kann, analog zur BMLEH¹-Gesamtbilanz für die Landwirtschaft in Deutschland insgesamt, die N-Gesamtbilanz mit ihren drei Komponenten Flächen-, Stall- und Biogasbilanz auch regionalisiert für die Kreise dargestellt werden. Das Mengengerüst der regionalen N-Stallbilanz ist kohärent zur N-Flächenbilanz und die Koeffizienten sind, soweit in beiden Teilbilanzen verwendet, identisch. Aufgrund fehlender Leistungsdaten zur Ermittlung der Naturalmengen der tierischen Produkte und Schlachtabfälle können jedoch nicht alle Tierkategorien berücksichtigt werden. Mittels der regionalen N-Stallbilanz wurde nicht unmittelbar die Veränderung von N_r -Emissionen berechnet; für einige der untersuchten Maßnahmen wurde jedoch angenommen, dass sie nur Regionen mit einem N-Gesamtbilanzüberschuss von mehr als 70 kg N ha⁻¹ LF betreffen. Die regionale N-Stallbilanz wird unter anderem für die Abgrenzung dieser Kreise benötigt.

Die aufgeführten Modelle sind in MS Excel 2016 programmierte Erweiterungen bestehender Rechenmappen (RegNBil und RegNBil-DüV) oder eigenständige Rechenmappen (EMMa-L-NC und

¹ Mit BMLEH-Gesamtbilanz, -Flächenbilanz, -Biogasbilanz und -Stallbilanz werden die entsprechenden Stickstoff-Bilanzen bezeichnet, die im Statistischen Monatsbericht des BMLEH (Kapitel A, Abschnitt „Nährstoffbilanzen und Düngemittel“) veröffentlicht werden (Tabellen 0111130-0000 ff). Aus Gründen der besseren Lesbarkeit und zu Unterscheidung von den im Projekt berechneten regionalen N-Bilanzen wird im vorliegenden Bericht bei den BMLEH-Bilanzen auf das vorangestellte „N-“ verzichtet.

regionale N-Stallbilanz). Zur Verknüpfung der Rechenmappen bestehen Schnittstellen, die Ausgabedaten eines Modells in Eingangsdaten eines anderen Modells überführen.

Die Evaluierung wurde, soweit möglich, räumlich differenziert für die Regionalgliederung der 400 Kreise (bzw. zusammengefasst zu 298 Kreisregionen) durchgeführt und die Ergebnisse dann für Deutschland insgesamt aggregiert.

Maßnahmen

Mit Hilfe dieser Modelle wurden die Wirkungen von insgesamt 44 Maßnahmen auf die Schutzgüter Grundwasser, terrestrische Ökosysteme, Vegetation und Klima quantitativ, semi-quantitativ oder qualitativ bewertet. Die Maßnahmen umfassen:

- ▶ Neun Maßnahmen, die gemäß DüV 2021 von allen Landwirtschaftsbetrieben umgesetzt werden müssen (mit A01 bis A12 nummeriert², s. Tabelle 6).
- ▶ Sechs Maßnahmen, die nach § 13a DüV 2021 nur für Landwirtschaftsbetriebe in den „roten Gebieten“ gelten (B01 bis B06, s. Tabelle 7).
- ▶ 29 ergänzende Maßnahmen (C01 bis C30², s. Tabelle 8), die weitergehenden Optionen zur Einhaltung der Umweltqualitätsziele beinhalten, falls mit Umsetzung der DüV 2021 für einzelne Schutzgüter Minderungslücken verbleiben. Diese Maßnahmen werden im Zusammenhang mit Nachhaltigkeitsbetrachtungen zur Landwirtschaft in der Literatur diskutiert und im vorliegenden Projekt weiter ausdifferenziert. Diese Maßnahmen wären nicht ausschließlich im Düngerecht zu verankern, sondern müssten über verschiedene Instrumente umgesetzt werden.

Für die Bewertung wurde zunächst jeweils die IST-Situation (Mittel der Jahre 2019 bis 2021) der Belastung der einzelnen Schutzgüter anhand verschiedener Indikatorgrößen ermittelt. Weiterhin wird die zu erwartende Situation in den Jahren 2025 und 2030 gemäß der Thünen-Baseline-Projektion 2022 – 2032 (Haß et al. 2022) für 2025 und 2030 dargestellt. Die Baseline beschreibt die wahrscheinliche Entwicklung der Agrarstruktur bis zum Jahr 2030; die Auswirkungen der russischen Invasion in der Ukraine auf die Agrarmärkte sind darin jedoch noch nicht berücksichtigt. Für die Evaluierung auf Kreisebene wurden in der Regel die für die Landwirtschaft insgesamt projizierten Trends bis 2030 zu Anbauflächen, Erträgen, N-Mineraldüngung, Tierzahlen und tierischen Leistungen für die Kreise übernommen. In der Baseline-Projektion 2030 sind die Wirkungen der DüV bereits berücksichtigt, die Bewertung der DüV 2021 und ihrer Einzelmaßnahmen erfolgt daher in Bezug auf die Baseline so, als wären sie jeweils nicht umgesetzt worden. Im Projekt DüngEval wird von einer vollständigen Umsetzung der Vorgaben der DüV 2021 im Jahr 2030 ausgegangen.

Anschließend wurde - soweit methodisch möglich - die Wirkung der Umsetzung der DüV- und der ergänzenden Maßnahmen in den Jahren 2025 und 2030 mit Hilfe der Modelle berechnet bzw. abgeschätzt³. Schließlich wurde geprüft, ob die Zielvorgaben für die Schutzgüter auch mit Umsetzung der einzelnen Maßnahmen im Jahr 2030 gegebenenfalls noch nicht erreicht werden und somit weiterer Handlungsbedarf besteht.

Betrachtete Schutzgüter

Die Einhaltung der Zielvorgaben wird für die vier Schutzgüter Klima, Vegetation, terrestrische Ökosysteme und Grundwasser bewertet. Die Schutzgüter Oberflächengewässer und menschliche

² Die Nummerierung der Maßnahmen ist nicht fortlaufend, da einige der ursprünglich einbezogenen Maßnahmen im Laufe der Projektbearbeitung entfallen sind.

³ Die Darstellung im Bericht ist meist auf das Bezugsjahr 2030 beschränkt.

Gesundheit wurden nicht in die Bewertung einbezogen. Für das Schutzgut Oberflächengewässer werden die Umweltqualitätsnormen für N-Verbindungen in den oberirdischen Gewässern in Deutschland an (nahezu) allen Messstellen eingehalten. In Bezug auf den Schutz der Nordsee und der Ostsee ist der Minderungsbedarf der N(gesamt)-Einträge in die Oberflächengewässer im Vergleich zur erforderlichen Verminderung für andere Schutzgüter relativ gering. Das Schutzgut menschliche Gesundheit wird durch NO₂ beeinträchtigt, der Anteil der Landwirtschaft an der Gesamtemission in Deutschland ist mit rund 10 % nur gering.

Für den **Klimaschutz** müssen gemäß KSG die THG-Emissionen in Deutschland bis 2030 um 65 % gegenüber 1990 gesenkt werden. Für den Sektor Landwirtschaft (einschließlich stationärer und mobiler Verbrennung) sind dann noch maximal 57,3 Mio. t CO₂e erlaubt⁴, woran die Wirkung der DüV bewertet wird.

Die Auswirkungen auf das Schutzgut **Vegetation** wird anhand der Einhaltung der „Critical Levels“ der NH₃-Konzentration (Jahresmittel) von 3 µg NH₃ m⁻³ Luft für höhere Pflanzen und von 1 µg NH₃ m⁻³ Luft für N-empfindliche Flechten und Moose (Kryptogamen) gemäß UNECE CLRTAP (2024) auf Kreisebene bewertet. Dabei wird eine lineare Abhängigkeit zwischen den in RegNBil berechneten NH₃-Emissionen und den NH₃-Immissionskonzentration in der bodennahen Luft auf Kreisebene zugrunde gelegt. Als weitere Zielvorgabe erfolgt die Bewertung anhand der Minderungsverpflichtungen der NEC-Richtlinie.

Für das Schutzgut **terrestrische Ökosysteme** wird der Flächenanteil mit Überschreitung der für die Ökosysteme kritischen NO_x- und NH₃-Depositionsmenge (Critical Loads Eutrophierung, CL_{eutN}) bewertet. Die Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie 2016 (Bundesregierung 2016) formuliert als Ziel, den Flächenanteil mit Überschreitung des CL_{eutN} gegenüber 79 % in 2005 um 27 Prozentpunkte (bzw. relativ um 35 %) auf dann noch 52 % im Bundesgebiet zu senken. Daraus leiten sich auch die Emissionsminderungsverpflichtungen der NEC-Richtlinie für NH₃ i.H.v. 29 % und für NO_x i.H.v. 65 % ab 2030 gegenüber 2005 ab. Von Bach et al. (2026a) wurde eine ambitioniertere Zielvorgabe für die terrestrischen Ökosysteme entwickelt: CL_{eutN}-Werte liegen für Deutschland räumlich aufgelöst für 261.787 Rasterzellen (1 km x 1 km) mit schutzwürdigen Ökosystemen vor. Als Qualitätsziel wurde von Bach et al. (2026a) festgelegt, dass in jedem Kreis in mindestens 90 % der Raster mit einem CL_{eutN}-Wert die summierte NO_x- und NH₃-Deposition diesen Wert unterschreiten muss (Szenario 90-Perzentil). Die Bewertung der DüV und der Einzelmaßnahmen erfolgte sowohl anhand der Zielvorgabe der NEC-Richtlinie als auch anhand des Szenarios 90-Perzentil.

Für das **Grundwasser** wird die rechnerische NO₃-Konzentration im Sickerwasser als Proxy-Größe verwendet, für die als Schwellenwert 50 mg NO₃ L⁻¹ angesetzt wird. Als N-Eintrag in das Sickerwasser wird der hydrosphärische N-Überschuss (Mittel 2019 - 2021) der Landwirtschaftsflächen n. Häußermann et al. (2019) angesetzt. Die Einhaltung dieses Wertes wird im Projekt DüngEval auf der Ebene der 1279 Grundwasserkörper (GWK) untersucht.

Ergebnisse

Die **THG-Emissionen** betragen in der IST-Situation (Mittel der Jahre 2019 – 2021) insgesamt 62,7 Mio. t CO₂e (KSG-Sektor „Landwirtschaft“, d. h. einschließlich Emissionen aus stationären und mobilen Feuerungsanlagen). Der Minderungsbedarf bis 2030 beträgt 5,4 Mio. t CO₂e. In der

⁴ Die Sektorziele wurden mit dem Zweiten Gesetz zur Änderung des Bundes-Klimaschutzgesetzes vom 15. Juli 2024 aufgehoben, d. h. Überschreitungen vom Zielpfad bis 2030 erfordern kein Maßnahmen-Sofortprogramm für die einzelnen Sektoren mehr, stattdessen wurden mit der Novelle für die einzelnen Sektoren Jahresemissionshöchstmengen eingeführt. Diese Änderung wurde im Projekt DüngEval nicht mehr berücksichtigt. Das Sektorziel bzw. die Jahresemissionshöchstmengen sind variabel und betrugen für die Landwirtschaft zum Zeitpunkt der Berechnungen im Projekt DüngEval 57,3 Mio. t CO₂e.

Baseline-Projektion 2030 wird ein Rückgang auf 57,8 Mio. t CO₂e erwartet, womit die Jahresemissionshöchstmenge von 57,3 Mio. t CO₂e⁵ noch geringfügig überschritten wird (UBA 2023a). Der durch die DüV 2021 bedingte Rückgang beträgt 0,60 Mio. t CO₂e. Das KSG (geändert durch Art. 1 G v. 18. August 2021 I 3905) sah bisher eine Minderung der THG-Emissionen entlang eines Zielpfades für jeden einzelnen Sektor vor. Über die Jahre aufsummierte Unterschreitungen der jährlich maximal zulässigen Emissionen in der Landwirtschaft haben das bis 2030 verbleibende Kontingent der THG-Emissionen erhöht und führten zu einer Anhebung der Jahresemissionshöchstmengen für 2030 auf 58,8 Mio. t CO₂e (Stand 2025). Mit der Novellierung des KSG (KSG, vom 15. Juli 2024) entfällt die Verpflichtung für Sofortprogramme bei Überschreitung der Jahresemissionshöchstmengen in einzelnen Sektoren.

Der IST-Wert der **NH₃-Emissionen** - als Quelle der NH₃-Konzentration in der Luft - beträgt 518 Gg NH₃, die Reduktionsverpflichtung nach NEC-Richtlinie von 401 Gg NH₃ im Jahr 2030 wird in der Baseline-Projektion 2030 mit 420 Gg NH₃ etwas überschritten. Die Minderung der NH₃-Emissionen bis 2030 gegenüber den IST-Werten geht mit 53,1 Gg NH₃ auf die DüV 2017 und mit weiteren 10,4 Gg NH₃ auf die DüV 2021 zurück. Gegenüber dem Basisjahr der NEC-Richtlinie 2005 (mit 556 Gg NH₃-Emissionen aus der Landwirtschaft) ist rund die Hälfte des Rückgangs bis 2030 auf die DüV 2017 und DüV 2021 zurückzuführen. Das Qualitätsziel einer NH₃-Konzentration von höchstens 3 µg NH₃ m⁻³ Luft für höhere Pflanzen wird in der Baseline 2030 in 81 (von 400) Kreisen überschritten, für die vollständige Einhaltung müssten die NH₃-Emissionen auf 386 Gg NH₃ zurückgehen. Das Qualitätsziel von 1 µg NH₃ m⁻³ Luft für N-empfindliche Flechten und Moose (Kryptogamen) wird in der Baseline in 291 Kreisen verfehlt, die Einhaltung würde eine Reduzierung der NH₃-Emissionen auf 176 Gg NH₃ erfordern.

Die NH₃- und NO_x-Emissionen in Deutschland - als Ursache der **NH₃ und NO_x-Deposition** - betrugen in der IST-Situation (Jahr 2019) zusammen 806 Gg N und werden gemäß Szenario „mit Maßnahmen“⁶ im Nationalen Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland 2023 auf 546 Gg N im Jahr 2030 zurückgehen. Damit wird der Anteil der 1 km x 1 km-Rasterzellen, in denen der CL_{eutN} überschritten wird (Ansatz von Bach et al. 2026a), von rd. 79 % auf 62 % vermindert. Um den Zielwert von 10 % (Szenario 90-P) zu erreichen, müssten die NH₃-Emissionen gegenüber dem Jahr 2019 um 326 Gg NH₃-N auf 144 Gg NH₃-N und die NO_x-Emissionen um 258 Gg NO₂-N⁷ auf 78 Gg NO₂-N gemindert werden (Minderung zusammen 584 Gg N). Dazu kann die Landwirtschaft nur einen Teil beitragen, da die Landwirtschaft selbst nur 474 Gg N NO₂- und NH₃-Emissionen verursacht (UBA 2023b), d. h. Maßnahmen ausschließlich in der Landwirtschaft können nicht ausreichen, um die für dieses Qualitätsziel erforderliche Emissionsminderung umzusetzen. In Bezug auf das Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie sinkt der Anteil der Ökosystemflächen mit Überschreitung des Eutrophierungsgrenzwerts von 69 % in der IST-Situation auf 54 % im Jahr 2030, für den Zielwert 52 % Flächenanteil⁸ müssten die NH₃- und NO₂-Emissionen gegenüber den IST-Emissionen im Jahr 2019 um zusammen 242 Gg N auf 526 Gg N zurückgehen.

Der Schwellenwert der NO₃-Konzentration im Sickerwasser - als Proxy-Größe für die **Nitratkonzentration im Grundwasser** - von 50 mg NO₃ L⁻¹ wird in der IST-Situation in 851 (von

⁵ Die Jahresemissionshöchstmengen für das Jahr 2030 sind abhängig von den tatsächlichen Emissionen und werden jährlich angepasst. Die Jahresemissionshöchstmenge i.H.v. 57,3 Mio. t CO₂e beziehen sich auf den Stand vom 13. März 2023 der Entwicklung und Zielerreichung der Treibhausgasemissionen in Deutschland in der Abgrenzung der Sektoren des Klimaschutzgesetzes (KSG) (UBA 2023a)

⁶ Das Szenario „mit Maßnahmen“ im 2. Nationalen Luftreinhalteprogramm umfasst alle Sektoren und entspricht der Baseline-Projektion in DüngEval, die jedoch nur den Sektor Landwirtschaft umfasst.

⁷ Die NO_x-Emissionen setzen sich maßgeblich aus NO- und NO₂-Emissionen zusammen, daher wird immer von NO_x-Emissionen gesprochen; in der Berichterstattung wird immer auf die Einheit Gg NO₂ bzw. NO₂-N umgerechnet.

⁸ In der zum Zeitpunkt der Berichtslegung aktuellen Fassung der Nachhaltigkeitsstrategie 2025 (Bundesregierung 2025) beträgt der Zielwert 50 %.

1279) Grundwasserkörpern (GWK) überschritten, die 79 % der LF umfassen. Der Minderungsbedarf des hydrosphärischen N-Überschusses beträgt 21,4 kg N ha⁻¹ LF im Mittel der GWK mit >50 mg NO₃ L⁻¹ Sickerwasserkonzentration. In der Baseline 2030 geht die Anzahl der GWK >50 mg NO₃ L⁻¹ auf 463 (mit 48 % der LF) zurück; ohne Umsetzung der DüV 2021 würde in 621 GWK die Konzentration von 50 mg NO₃ L⁻¹ im Sickerwasser überschritten.

In Tabelle 1 sind die IST-Situation, die Zielwerte für 2030 und die Zielerreichung in der Baseline-Projektion 2030 für die betrachteten Schutzgüter zusammengefasst dargestellt. Die DüV 2021 ist nur eine (allerdings die wesentliche) unter mehreren Einflussgrößen, die die Entwicklung der Landwirtschaft und ihrer Auswirkungen auf die Umweltqualität 2030 bestimmen. Eine Wirkungsabschätzung der DüV 2021 für die Baseline 2030 in Bezug auf die dargestellten Umweltqualitätsziele wurde mit dem vorliegenden Projekt erstmalig durchgeführt.

Tabelle 1: IST-Werte, Baseline-Projektion 2030, Qualitätsziele und Zielabweichung der Bewertungsgrößen für Schutzgüter bzw. Umweltziele.

Schutzgut/ Umweltziel	Qualitätsziel	Einheit	Bewertungsgröße			
			IST-Situation	Baseline-Projektion 2030	Ziel 2030	Abweichung vom Ziel
Klima	THG-Emission gem. Klimaschutzgesetz	CO ₂ e-Emission Gg CO ₂ e	62.666	57.800	57.330	+0,8 % ^a
Vegetation	i) NH ₃ -Konzentration Luft (Critical Level)	NH ₃ -Emission (Luft)				
	- generell	Gg NH ₃	518	420	386	+9 % ^a
	≤ 3 µg NH ₃ m ⁻³ Luft	Anz. Kreise ^b über Zielwert	107	81	0	81
	- in Kreisen mit Vorkommen N-empfindl. Flechten und Moose: ≤ 1 NH ₃ m ⁻³ Luft	Gg NH ₃	518	420	176	+139 % ^a
		Anz. Kreise ^b über Zielwert	325	291	0	291
	ii) NEC-Richtlinie	Gg NH ₃	518	420	401	+5 % ^a
Terrestrische Ökosysteme	Unterschreitung CL _{eutN} ^c auf 90 % der Fläche mit Vorkommen empfindl. Ökosysteme	Anteil 1 km × 1 km-Grids ^d mit Überschreitung CL _{eutN} ^c (%)	79 ^e	62	10 ^f	+520 % ^a 397 von 400 Kreisen über Zielwert
	Unterschreitung CL _{eutN} ^c auf 52 % ^g der Fläche (Nachhaltigkeitsstrategie ^g)	Anteil Ökosystemflächen mit Überschreitung CL _{eutN} ^c (%)	69 ^h	~54 ⁱ	52 ^j	+4 % ^a
Grundwasser	Nitrat-Konzentration im Grundwasser ≤ 50 mg NO ₃ L ⁻¹	Hydrosphär. N-Überschuss ^k im Mittel der GWK mit >50 mg NO ₃ L ⁻¹ (kg N ha ⁻¹ LF) ^l	48,3	30,5	11,9	+156 %
		Anzahl GWK (von insges. 1279) über Qualitätsziel	851	463	0	463
Nachhaltigkeitsstrategie	Überschuss N-Gesamtbilanz	N-Überschuss (kg N ha ⁻¹ LF)	69	54	70 ^m	-23 % ^a

^a Vorzeichen "+": Zielwert wird um diesen Prozentsatz überschritten (weitere Emissionsminderung erforderlich); "-": Zielwert wird um diesen Prozentsatz unterschritten (keine weitere Minderung erforderlich).

^b Von insgesamt 400 Kreisen.

^c CL_{eutN}: für N-sensible Ökosysteme kritische NO_x- und NH₃-Depositionsmenge (Critical Loads Eutrophierung)

^d 261.787 Rasterzellen (1 km x 1 km) des GeoGitterDE_1km (s. Kap. 2.3.4) mit einem CL_{eutN}-Wert.

^e Jahr 2019.

^f Szenario 90-P, d. h. die Critical Loads werden auf 90 % der 1 × 1 km-Raster mit einem CL_{eutN}-Wert innerhalb einer Kreisregion eingehalten (s. Bach et al. 2026a).

^g In der aktuellen Veröffentlichung zur Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt wird als Handlungsziel in 2030 50 % genannt (BMUKN 2024), im Projekt DüngEval wird jedoch der frühere Wert von 52 % beibehalten.

^h Nach Kranenburg et al. (2024).

ⁱ Schätzwert, Herleitung s. Kapitel 3.4.3.

^j Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie 2016 (Bundesregierung 2016), Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt (BMUKN 2024) und Umsetzung mit den Minderungszielen ab 2030 für NO_x und NH₃-Emissionen in der NEC-Richtlinie (2016/2284).

^k Mittel 2019 – 2021.

^l Die Angaben zum hydrosphärischen N-Überschuss beziehen sich auf die GWK mit mehr als 50 mg NO₃ L⁻¹ in der IST-Situation. Für die GWK mit gleich oder weniger als 50 mg NO₃ L⁻¹ in der IST-Situation wird angenommen, dass keine Erhöhung der pot. Sickerwasserkonzentration eintritt.

^m Mittel 2026 – 2030.

Quellen: UBA (2023a); UBA (2023b); Heldstab et al. (2020); Bundesregierung (2021); (Grundwasserverordnung - GrwV), Zuletzt geändert durch Art. 1 V v. 12. Oktober 2022 I 1802; Richtlinie (EU) 2016/2284, vom 14. Dezember 2016; UBA und BMU (2021); BMEL und BLE (2023); eigene Berechnungen.

Der **Überschuss der N-Flächenbilanz** nach RegNBil geht von 56,2 kg N ha⁻¹ LF in der IST-Situation auf 38,1 N ha⁻¹ LF in der Baseline-Projektion 2030 zurück. Von dieser Verminderung sind 7,8 kg N ha⁻¹ LF auf die DüV 2021 zurückzuführen, der Rest geht auf Änderungen der Agrarstruktur und mit 4,1 kg N ha⁻¹ LF auf die Maßnahmen der DüV 2017 zurück. Nach dem Ansatz von RegNBil-DüV beträgt der N-Flächenbilanzüberschuss in der IST-Situation nur 24,5 kg N ha⁻¹ LF und ist in der Baseline-Projektion 2030 mit 1,6 kg N ha⁻¹ LF nahezu ausgeglichen.

Der **regionalisierte N-Gesamtbilanzüberschuss**, berechnet mit RegNBil unter Verwendung der regionalen N-Stallbilanz, beläuft sich in der IST-Situation auf 1,37 Mio. t N gegenüber 1,44 Mio. t N in der BMLEH-Bilanz, in der auch Pferde, Ziegen und Geflügel (vollständig) berücksichtigt werden. Ein regionaler N-Gesamtbilanzüberschuss von 70 kg N ha⁻¹ LF wird in der IST-Situation in den Kreisregionen in Nordwestdeutschland, in Teilen von NRW, im östlichen Baden-Württemberg und in weiten Teilen Bayerns überschritten.

Für den **Gesamtbilanzüberschuss auf Bundesebene** wird der Zielwert von 70 kg N ha⁻¹ LF in der BMLEH-Bilanz im gleitenden 5-Jahresmittel (bezogen auf das Endjahr 2030) im Jahr 2023 mit 69,8 kg N ha⁻¹ LF erstmals geringfügig unterschritten. Im Projekt DüngEval wird mit N-Stallbilanz und RegNBil für die Baseline 2030 auf Bundesebene ein Rückgang auf 54 kg N ha⁻¹ LF projiziert, wovon 8,3 kg N ha⁻¹ LF auf die DüV 2021 zurückgeführt wird. Allerdings wird in DüngEval der N-Gesamtbilanzsaldo systematisch um rund 6 kg N ha⁻¹ LF unterschätzt aufgrund der unvollständigen Berücksichtigung der Viehbestände in der regionalen N-Stallbilanz. Bei vollständiger Erfassung der Viehbestände und ohne Umsetzung der DüV 2021 wäre nach DüngEval von einem N-Gesamtbilanzüberschuss von rund 68 kg N ha⁻¹ LF im Jahr 2030 auszugehen. Da in DüngEval die Wirkung der DüV 2021 jedoch nicht vollständig quantitativ erfasst werden konnte, ist tatsächlich von einem höheren Rückgang des Saldos durch die DüV 2021 als 8,3 kg N ha⁻¹ LF auszugehen, so dass ohne die DüV 2021 der Zielwert von 70 kg N ha⁻¹ LF (Mittel 2026 bis 2030) wahrscheinlich nicht eingehalten würde.

Die **Mineraldüngerzufuhr** ist seit 2015 von rund 1,82 Mio. t N auf rund 1,33 Mio. t N in der IST-Situation zurückgegangen. In der Baseline-Projektion 2030 wird jedoch eine Zunahme der Mineraldüngerzufuhr auf rund 1,39 Mio. t N erwartet, was mit der Kompensation rückläufiger N-Zufuhrmengen aus WD und Gärresten und steigenden pflanzenbaulichen Erträgen begründet wird. Aus der N-Bedarfsberechnung nach DüV 2021 mit RegNBil-DüV ergibt sich in der IST-Situation eine Zufuhr mit Mineraldünger i.H.v. rund 1,51 Mio. t N. Dieser Wert ist jedoch unbeeinflusst durch äußere Umstände und nicht angepasst an die Daten der Officialstatistik. Ohne die DüV

2021 läge die Mineraldüngerzufuhr 2030 um 0,14 Mio. t N höher. Die Einsparung der Mineraldüngerzufuhr geht vor allem auf die Erhöhung der Mindestanrechnungsfaktoren für N in organischen Düngern und die Begrenzung der N-Zufuhr in „roten Gebieten“ zurück. Regional ist die Mineraldüngereinsparung durch die DüV 2021 sehr unterschiedlich und reicht (auf Kreisebene) von nahezu 0 bis 36,1 kg N ha⁻¹ LF.

Minderungswirkung von Einzelmaßnahmen

Die Maßnahmen mit den jeweils größten Minderungseffekten auf die Schutzgüter sind nachfolgend aufgeführt, die vollständigen Ergebnisse und die regional unterschiedlichen Maßnahmenwirkungen sind in Kapitel 3 ausführlich dargestellt. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist darauf hinzuweisen, dass für die Gesamtwirkung von Maßnahmenkombinationen aufgrund von Überlagerungseffekten bzw. Doppelzählungen die Minderungswirkungen der einzelnen Maßnahmen nicht aufsummiert werden können.

In Bezug auf den **Klimaschutz** ist die Minderungswirkung der Einzelmaßnahmen der DüV 2021 vergleichsweise gering. Von den untersuchten ergänzenden Maßnahmen ist die „Erhöhung des Anteils der WD-Vergärung auf den maximal technisch umsetzbaren Umfang“ (Maßnahme C01) mit 4,9 Mio t CO₂e am wirksamsten. Weitere effektive Maßnahmen sind die „Minderung der N-Düngermenge auf 80 % des Bedarfs in allen Betrieben“ (C08) mit 1,9 Mio. t CO₂e, die „Flächenbindung der Tierhaltung mit maximal 2 GV ha⁻¹ LF“ (C27) mit 1,5 Mio t CO₂e und die „Ansäuerung/Neutralisation der Gülle in Betrieben ab 2/3 der Grenze für BImSchV-V-Anlagen“ (C21) mit 1,0 Mio. t CO₂e.

Für das **Schutzgut Vegetation** würde mit der DüV-Maßnahme „Verkürzung der Einarbeitungszeit flüssiger WD auf Ackerland auf < 1 Stunde“ (A09) die Zielvorgabe einer NH₃-Immissionskonzentration von maximal 1 µg NH₃ m⁻³ Luft zusätzlich in vier Kreisen erreicht. Mit den ergänzenden Maßnahmen „Ausbringung flüssiger WD mit Schlitzverfahren oder Ansäuerung“ (C03) (Zielvorgabe wird in 5 Kreisen zusätzlich erreicht), „Abluftreinigung in Betrieben 2/3 unterhalb der BImSchV-V-Grenze“ (C23) (sechs Kreisen zusätzlich), „N-reduzierte Fütterung“ (C07) (zehn Kreisen zusätzlich) und „Flächenbindung der Viehhaltung“ (C27) (acht Kreisen zusätzlich) würden die NH₃-Emissionen zum Teil deutlich gesenkt, wobei die regionalen Schwerpunkte der einzelnen Maßnahmen unterschiedlich verteilt sind.

In Bezug auf das Schutzgut **Terrestrische Ökosysteme** wurde die größte Reduzierung der NH₃-Emissionen mit 53 Gg NH₃ bereits mit den Maßnahmen der DüV 2017 erreicht (Verkürzung der Einarbeitungszeiten flüssiger WD auf maximal 4 Stunden, Verbot von Breitverteilern und das Verbot der Verwendung von Harnstoff ohne Urease-Inhibitor oder Einarbeitung). Die Maßnahme der DüV 2021 „Verkürzung der Einarbeitungszeit für flüssige WD bei Ausbringung auf unbestelltem Ackerland auf eine Stunde“ (A09) führt zu einer zusätzlichen Minderung um 10,4 Gg NH₃. Mit den ergänzenden Maßnahmen, die bereits für das Schutzgut Vegetation aufgeführt sind, können jeweils 26,7 bis 37,2 Gg NH₃ Minderungswirkung erreicht werden, so dass mit jeder Maßnahme die Einhaltung der NEC-Richtlinie ab 2030 sichergestellt werden würde.

Die größten Wirkungen in Bezug auf den **Grundwasserschutz** werden mit den Maßnahmen der DüV „Erhöhung der Mindestwirksamkeit von Rinder- und Schweinegülle sowie flüssigen Gärresten um 10 Prozentpunkte“ (A08) und „Minderung der N-Düngermenge auf 80 % des Bedarfs in roten Gebieten“ (B01) erzielt, mit denen der hydrosphärische N-Überschuss um 4,9 bzw. 4,2 kg N ha⁻¹ LF vermindert und die Anzahl der GWK mit Unterschreitung der Sickerwasserkonzentration von 50 mg NO₃ L⁻¹ um 123 bzw. 142 (von 1279) zunehmen würde. Als besonders wirksame ergänzende Maßnahmen sind zu erwähnen die „Erhöhung des Anteils der WD-Vergärung auf den maximal technisch umsetzbaren Umfang“ (C01), „Minderung der N-Düngermenge auf 80 % des Bedarfs nach DüV auf allen Flächen“ (C08), „Anbau von Zwischenfrüchten auf der potenziell

dafür nutzbaren Fläche“ (C13) und „Flächenbindung der Viehhaltung“ (C27), wodurch der hydrophärische N-Überschuss jeweils um 3,5 (C01), 19,5 (C08), 2,4 (C13) und ebenfalls 2,4 kg N ha⁻¹ LF durch Maßnahme C27 zurückgehen würde.

Eine Reihe von Maßnahmen können nur anhand von Literaturangaben semi-quantitativ oder qualitativ bewertet werden. Mit Maßnahmen wie beispielsweise "Verlängerung der Sperrfristen und Begrenzung/Verbot der Herbstdüngung mit Wirtschaftsdünger" (Maßnahmen B03 bis B06) kann prinzipiell der Nitratreintrag in das Grundwasser wirksam vermindert werden, mit den verfügbaren Daten sind aber quantitative Abschätzungen dazu derzeit nicht möglich. Die Einrichtung bzw. Intensivierung von "Kooperationen zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft in Regionen mit hoher Nitratbelastung" (C15) gilt als ein vielversprechender Ansatz, zu den tatsächlichen Erfolgen von Kooperationen - gemessen anhand des Rückgangs der Nitratkonzentration in Messstellen - fehlen aber umfassendere Evaluierungen.

Bei der Bewertung von Maßnahmen sind grundsätzlich auch sogenannte "Cross-Media-Effekte" zu berücksichtigen, worauf die im Rahmen des Projekts DüngeEval allerdings nicht weiter eingegangen werden konnte. Beispielsweise führen alle Maßnahmen, mit denen die NH₃-Emission aus WD reduziert wird, zu einem höheren NH₄⁺-Gehalt im WD und damit, bei unveränderter WD-Ausbringungsmenge, potenziell zu einem erhöhten Nitrat-Eintrag in das Grundwasser. Nur wenn für die höhere N-Zufuhr mit WD auch die N-Mineraldüngung äquivalent verringert wird, kann die Verlagerung von Belastungen von einem in ein anderes Schutzgut vermieden werden.

Durch viele der Maßnahmen können außerdem die Produktionsmengen und der Bedarf an Vorprodukten in der Landwirtschaft verändert werden, was wiederum indirekte Auswirkungen auf Schutzgüter haben kann. Einige Maßnahmen verursachen auch Landnutzungsänderungen, die ebenfalls nicht in die Bewertung einbezogen wurden. Derartige Effekte liegen außerhalb der im Projekt DüngeEval betrachteten Systemgrenzen und wurden nicht in die Berechnungen einbezogen. Für eine umfassende Maßnahmenbewertung müssen diese weiteren Aspekte jedoch mitberücksichtigt werden.

Fazit

Die Situation der N_r-Emissionen aus der Landwirtschaft ist in den vergangenen Jahren durch zwei gegensätzliche Entwicklungen gekennzeichnet: auf der einen Seite ist seit 2015 ein deutlicher Rückgang der N-Mineraldüngermenge und der N-Überschüsse festzustellen, auf der anderen Seite werden die Zielvorgaben für die Schutzgüter Vegetation, terrestrische Ökosysteme und Grundwasser weiterhin sowohl aktuell als auch in der Baseline-Projektion für 2030 in mehr oder weniger großem Ausmaß verfehlt. In Anbetracht dieser Zielverfehlungen sind die Regelungen der DüV in der Gesamtschau als unzureichend zu bewerten. Dieses Fazit reiht sich ein in die zahlreichen Gutachten und Stellungnahmen, in denen seit mehr als 20 Jahren die Wirkungsdefizite der DüV aufgezeigt werden. Ob die N-Mineraldüngung und die N-Überschüsse (im Mittel des Bundesgebiets) auch in den nächsten Jahren auf niedrigem Niveau verharren und sich dann längerfristig die erhofften Verbesserungen bei den Schutzgütern einstellen, bleibt abzuwarten.

Die Debatte über Umweltbelastungen durch reaktiven Stickstoff aus der Landwirtschaft hat sich bislang vor allem auf die Nitratreinträge in das Gewässersystem konzentriert. Der Gesetzgeber bzw. die Agrarverwaltung haben jedoch bald zwei Jahrzehnte lang wirksamere Maßnahmen mit dem Argument verhindert, dass „eine deutlichere Reaktion der Grundwasserbelastung auf die ergriffenen Maßnahmen wegen der teilweise sehr langen Verweilzeiten des Wassers im Boden auch nicht zu erwarten war“ (Bundesregierung 2000; S. 17). Erst auf das Urteil des EuGH vom 21. Juni 2018 hin hat sich die Bundesregierung dann veranlasst gesehen, im Jahr 2017 die DüV zu novellieren.

Die Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft sind seit 2015 m.o.w. parallel zum N-Überschuss zurückgegangen. Als einzige gesetzliche Verpflichtung ist dafür in der NEC-Richtlinie sowie in der nationalen Umsetzung dieser, in Form der 43. BImSchV, der Rückgang bis 2030 um 29 % auf 401 Gg NH₃ gegenüber 2005 festgeschrieben, der nach derzeitiger Voraussicht annähernd erreicht werden wird. Die Grenzwerte für eine atmosphärische Konzentration (Critical Level) von 1 bzw. 3 µg NH₃ m⁻³ Luft zum Schutz N-sensibler Vegetation sind nur eine Empfehlung der Genfer Luftreinhaltekonvention, eine EU-weite Verbindlichkeit für die Critical Level wurde bisher nicht erreicht. Für die Belastungsgrenzen der terrestrischen Ökosysteme für atmosphärische N-Einträge ist nur in der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt 2030 (BMUV 2024b) als Handlungsziel aufgeführt, dass die kritische NO_x- und NH₃-Depositionsmenge (CL_{eutN}) im Jahr 2030 auf 52 % auf der Flächen im Bundesgebiet unterschritten werden soll. Erreicht wird im Jahr 2030 ohne ergänzende Maßnahmen eine Unterschreitung auf 54 % der Flächen. Für die Zielerreichung des KSG bis 2030 besteht voraussichtlich kein zusätzlicher Minderungsbedarf der THG-Emissionen aus der Landwirtschaft. Die Wirkungen der DüV und der ergänzenden Maßnahmen auf den Schutz von Vegetation und terrestrischen Ökosysteme werden im Projekt DüngeEval erstmals regionalisiert bewertet.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass mit der Aufhebung der „roten Gebiete“ in mehreren Bundesländern seit dem Urteil des Bundesverwaltungsgerichts vom 24.10.2025 (BVerwG 10 CN 1.25) zur Bayerischen Ausführungsverordnung zur Düngeverordnung der ersatzlosen Streichung der StoffBilV und der Verpflichtung zur Nachbesserung des nationalen Aktionsprogramms und des Maßnahmenprogramms der WRRL die Bundesregierung und die Länder aktuell unter einem erheblichen Handlungsdruck stehen. In dieser Situation können die Ergebnisse des Projekts DüngeEval einen Beitrag dazu leisten, die Düngegesetzgebung weiterzuentwickeln und effektive Maßnahmen zur Reduzierung von N_r-Emissionen aus der Landwirtschaft einzuführen.

Summary

Initial situation

The natural nitrogen cycle has been massively altered by the anthropogenic release of reactive nitrogen compounds (N_r) over the last century. The use of synthetic nitrogen fertilisers in agriculture has, on the one hand, contributed significantly to securing the food supply for a growing world population. But on the other hand, it has also led to the release of N_r into soils, air and water, leading to major environmental problems. These problems include the loss of terrestrial and aquatic biodiversity, the impairment of air quality and human health, eutrophication of the oceans, the impairment of groundwater quality and the release of climate-relevant nitrogen gases.

In Germany, targets have been set for these environmental goods, which usually derive from the relevant EU directives or, regarding climate protection, from the German Climate Protection Act (KSG). However, the targets for individual N_r species set out in these directives and acts are not sufficient to achieve the ecological quality targets for all environmental goods comprehensively across Germany (Bach et al. 2026a).

Measures to reduce N_r emissions from agriculture are mainly regulated by fertiliser legislation. The two central elements are the German Fertiliser Ordinance (GFO) and the German Material Flow Balance Ordinance (StoffBilV). The GFO was first enacted in 1996 and then amended in 2006 and 2017. In 2013, the European Commission initiated infringement proceedings against Germany for insufficient implementation of the Nitrates Directive. In its ruling of 21 June 2018, the European Court of Justice (ECJ) found that the GFO 2006 was insufficient. As a result, the GFO (latest amendment on 10 August 2021) was enacted in 2020 in the version that is the subject of the project 'Evaluation of the amended fertiliser legislation on its environmental and climate impact' (in short: DÜNGEval). The effectiveness of the fertiliser legislation is being examined and evaluated with respect to the targets of the Nitrates Directive, the NEC Directive, the Water Framework Directive and the interim targets for 2030 of the Climate Action Plan 2050. The study focused on the DüV 2021 (the StoffBilV was repealed without replacement in July 2025).

Methodological approach

The evaluation builds on the models and results from three current research projects at Justus Liebig University Giessen: (i) 'Nitrogen soil surface budgets for administrative units federal states and districts in Germany – years 1995 to 2017' (Häußermann et al. 2019), (ii) 'Emission reduction measures in agriculture in the context of the new NEC directive (EMMa-L)' (Häußermann et al. 2020), and (iii) 'Development of a Model for the Evaluation of GHG-Reduction Measures from Agriculture (E-MoLL)' (Dreisbach et al. 2025). The assessment of target achievement for four protected goods also uses approaches from the project 'Development of national and regionally limits for reactive nitrogen (regioNat)' (Bach et al. 2026a).

The evaluation is based on the accounting of N flows in agriculture. This structural framework is used to calculate emissions of NO_3 , NH_3 , N_2O , NO_x , CH_4 and CO_2 and to estimate their possible changes due to the regulations in the GFO. To this end, the following approaches and modelling tools were (further) developed and applied in DÜNGEval.

The **RegNBil** model calculates regional N soil surface budgets at district and federal state level, as well as for Germany as a whole, for the time series 1995 to 2021 and for the years 2025 and 2030, using the methodology developed by Häußermann et al. (2019). This means that NH_3 emissions from agriculture were fully accounted for and the remaining N species were partially

accounted for. The structural framework, animal N excretion rates and animal-specific N loss coefficients in RegNBil are largely consistent with the GAS-EM model used by the Thünen Institute for the national GHG emissions inventory for the agriculture sector. The structure and results of GAS-EM and RegNBil are almost identical regarding gaseous N_r emissions.

The **RegNBil-DüV** model uses the same quantitative framework as RegNBil, but unlike RegNBil, N supply, N removal and N balances are calculated in accordance with the specifications for determining fertiliser demands in the GFO 2021 (Annex 4, Tables 1 and 8). The differences mainly concern the utilisation factors for N in organic fertilisers, the crude protein content in the harvested crop, and the consideration of the Nmin content (spring), pre-crop/post-crop effects and surcharges on N fertiliser requirements. N budgeting is carried out separately for 20 crop types. With RegNBil-DüV, air pollutants and GHGs can be aggregated in source groups on an annual basis and by district, but it is not possible to provide a detailed representation of emissions for individual animal species or categories. The calculation of N fertiliser demand according to GFO 2021 is based on data at farm level, for which, however, sufficient statistical data are not available. Assumptions and simplifications must therefore be made when calculating the regional N soil surface budgets according to RegNBil-DüV. RegNBil-DüV calculations were only carried out for the individual years 1995, 2005, the time series 2015 to 2021, and for 2025 and 2030.

The **EMMa-L-NC** model (mostly) mirrors the methodology of the GAS-EM model, which is used by the Thünen Institute to create the agricultural emissions inventory (Rösemann et al. 2023). The model maps the release of air pollutants (NH_3 , NO_x and others) and GHGs (N_2O , CH_4 , CO_2) from agriculture at the process level in greater detail than RegNBil-DüV. In the DüngeEval project, EMMa-L-NC was used to calculate the effect of measures on animal-specific N excretion rates and on N, CO_2 and CH_4 emission factors. However, EMMa-L-NC is of limited use for determining spatial distribution patterns at district level due to the data requirements for numerous different variables. EMMa-L-NC covers the period from 1990 to 2021 and the years 2025 and 2030.

Regional N farm gate budget: To determine the gross N budget surplus at district level, an initial, simplified approach to calculating the N farm gate budget with regional breakdown by district was developed. This allows the gross N budget with its three components – cropland, livestock housing and biogas production – to be presented on a regional basis for the districts, analogous to the BMLEH⁹ gross budget for agriculture in Germany as a whole. The quantity framework of the regional N farmgate budget is consistent with the N soil surface budget and the coefficients are identical, insofar as they are used in both sub-budgets. However, due to a lack of productivity data for determining the quantities in animal products and slaughterhouse waste, not all animal categories can be considered. The regional N farm gate budget was not used to directly calculate the change in N_r emissions; however, for some of the measures examined, it was assumed that they only affect regions with a gross N budget surplus of more than 70 kg N ha⁻¹ UAA. The regional N farm gate budget is needed, among other things, to identify these districts.

The models presented are extensions of existing workbooks (RegNBil and RegNBil-DüV) or standalone workbooks (EMMa-L-NC and regional N-Stallbilanz) programmed in MS Excel 2016. Interfaces are provided to link the workbooks, transferring the output data from one model to the input data of another model.

⁹ The BMLEH gross budget, soil surface budget, biogas budget and farm gate budget refer to the corresponding nitrogen budgets published in the BMLEH's monthly statistical report (Chapter A, section "Nutrient balances and fertilisers") (Tables 0111130-0000 et seq.). For reasons of better readability and to distinguish them from the regional N budgets calculated in the project, the prefix 'N-' is omitted from the BMLEH budgets in this report.

Where possible, the evaluation was carried out separately for each of the 400 districts (which were grouped together into 298 district regions) and the results were then aggregated for Germany as a whole.

Measures

With the help of these models, the effects of a total of 44 measures on the environmental goods groundwater, terrestrial ecosystems, vegetation and climate were assessed quantitatively, semi-quantitatively or qualitatively. The measures include:

- ▶ Nine measures that must be implemented by all agricultural holdings in accordance with GFO 2021 (numbered¹⁰ A01 to A12, see Tabelle 6).
- ▶ Six measures that, according to Section 13a GFO 2021, only apply to agricultural holdings in 'red areas' (B01 to B06, see Tabelle 7).
- ▶ 29 supplementary measures (C01 to C30¹¹, see Tabelle 8), which include further options for complying with environmental quality objectives if implementation of the GFO 2021 leaves reduction gaps for individual protected goods. These measures are discussed in the literature in connection with sustainability considerations for agriculture and are further differentiated in this project. These measures would not be exclusively anchored in fertiliser legislation but would have to be implemented using various instruments.

For the assessment, the current situation (average for the years 2019 to 2021) of the impact on the individual protected goods was first determined using various indicator variables. Furthermore, the expected situation in 2025 and 2030 is presented in accordance with the Thünen baseline projection for 2025 and 2030 according to the Thünen baseline projection 2022 – 2032 (Haß et al. 2022). The baseline describes the probable development of the agricultural structure until 2030; however, it does not yet consider the effects of the Russian invasion of Ukraine on agricultural markets. For the evaluation at district level, the trends projected for agriculture until 2030 in terms of cultivated area, yields, mineral nitrogen fertilisation, livestock numbers and animal performance were generally adopted for the districts. The baseline projection for 2030 already considers the effects of the GFO, so the assessment of the GFO 2021 and its individual measures is carried out in relation to the baseline as if they had not been implemented. The DüngEval project assumes that the requirements of the GFO 2021 will be fully implemented in 2030.

Subsequently, the impact of implementing the GFO and supplementary measures in 2025 and 2030 was calculated or estimated using the models, as far as methodologically possible. Finally, it was examined whether the targets for the protected goods might still not be achieved even with the implementation of the individual measures in 2030, and whether further action would therefore be necessary.

Considered protected goods

Compliance with the targets is assessed for the four protected goods: climate, vegetation, terrestrial ecosystems and groundwater. The protected goods surface water and human health were not included in the assessment. For surface waters, the environmental quality standards for N compounds in surface waters in Germany are met at (almost) all measuring stations. With regard to the protection of the North Sea and the Baltic Sea, the reduction required for total N in-

¹⁰ The measures are not numbered consecutively, as some of the measures originally included were omitted later during the project.

¹¹ The presentation in the report is mostly limited to the reference year 2030.

puts into surface waters is relatively small compared to the reduction required for other protected goods. Human health is affected by NO₂, but agriculture accounts for only a small proportion of total emissions in Germany, at around 10%.

According to the Climate Protection Act, GHG emissions in Germany must be reduced by 65% by 2030 compared to 1990 levels in line with **climate protection** targets. For the agriculture sector (including stationary and mobile combustion), a maximum of 57.3 million tonnes of CO₂e will then be permitted¹², against which the impact of the GFO will be assessed.

The impact on **vegetation** is assessed based on compliance with the critical levels of NH₃ concentration (annual average) of 3 µg NH₃ m⁻³ air for higher plants and 1 µg NH₃ m⁻³ air for N-sensitive lichens and mosses (cryptogams) in accordance with UNECE CLRTAP (2024) at district level. The assessment is based on a linear relationship between the NH₃ emission quantities calculated in RegNBil and the NH₃ immission concentrations in the air near the ground at district level. As a further target, the assessment is based on the reduction obligations of the NEC Directive.

For **terrestrial ecosystems**, the proportion of land exceeding the critical NO_x and NH₃ deposition levels for ecosystems (critical loads eutrophication, CL_{eutN}) is assessed. The German Sustainability Strategy 2016 (Bundesregierung 2016) sets the target of reducing the proportion of land exceeding the CL_{eutN} by 35% relative to 2005 to 52% of the federal territory. This was then used to derive the emission reduction commitments of the NEC Directive for NH₃ of 29% and for NO_x of 65% from 2030 relative to 2005. Bach et al. (2026a) developed a more ambitious target for terrestrial ecosystems: CL_{eutN} values are available for Germany, spatially resolved for 261,787 grid cells (1 km x 1 km) with ecosystems worthy of protection. Bach et al. (2026a) set a quality target that in each district, the total NO_x and NH₃ deposition must fall below this value in at least 90% of the grid cells with a CL_{eutN} value (90th percentile scenario). The assessment of the GFO and the individual measures was based on both the obligation set by the NEC Directive and the 90th percentile scenario.

For **groundwater**, the calculated NO₃ concentration in seepage water is used as a proxy variable, for which a quality target of 50 mg NO₃ L⁻¹ is set. The hydrospheric N surplus (average 2019–2021) from agricultural land according to Häußermann et al. (2019) is used as the N input into seepage water. Compliance with this value is being investigated in the DüngeVal project at the level of the 1,279 groundwater bodies (GWB).

Results

GHG emissions currently (mean 2019 – 2021) total 62.7 million tonnes of CO₂e (KSG sector ‘Agriculture’, i.e. including emissions from stationary and mobile combustion). The reduction requirement by 2030 is 5.4 million tonnes of CO₂e. The baseline projection for 2030 expects a decline to 57.8 million tonnes of CO₂e, which would still slightly exceed the annual emission cap of 57.3 million tonnes of CO₂e¹³ (UBA 2023a). The reduction resulting from the GFO 2021 amounts to 0.60 million tonnes of CO₂e. The KSG (dated 18 August 2021) previously required a reduction in GHG emissions along a target path for each individual sector. Over the years, cumulative

¹² The sector targets were repealed by the Second Act Amending the Federal Climate Protection Act of 15 July 2024, i.e. exceeding the target path by 2030 no longer requires an immediate action programme for the individual sectors; instead, the amendment introduced annual emission caps for the individual sectors. This change was not considered in the DüngeVal project. The sector target and the annual emission caps are variable and amounted to 57.3 million tonnes of CO₂e for agriculture at the time of the calculations in the DüngeVal project.

¹³ The annual emission caps for 2030 depend on actual emissions and are adjusted annually. The annual emission cap of 57.3 million tonnes of CO₂e refers to the situation as of 13 March 2023 regarding the development and target achievement of greenhouse gas emissions in Germany within the scope of the sectors defined in the Climate Protection Act (KSG) (UBA 2023a).

shortfalls in the maximum permissible annual emissions in agriculture have increased the remaining GHG emissions quota for 2030 and led to an increase in the maximum annual emissions for 2030 to 58.8 million tonnes of CO₂e (as of 2025). With the amendment of the KSG (dated 15 July 2024), the obligation to implement immediate programmes in the event of the annual emission ceilings being exceeded in individual sectors no longer applies.

The current value of **NH₃ emissions** – as the source of NH₃ concentration in the air – is 518 Gg NH₃. The target value of 401 Gg NH₃ according to the NEC Directive is slightly exceeded in the baseline projection for 2030 at 420 Gg NH₃. The reduction in NH₃ emissions by 2030 compared to the current values is attributable to the GFO 2017 (53.1 Gg NH₃) and the GFO 2021 (an additional 10.4 Gg NH₃). Compared to the base year of the NEC Directive 2005 (with 556 Gg NH₃ emissions from agriculture), around half of the reduction by 2030 is attributable to GFO 2017 and GFO 2021. The target of a maximum NH₃ concentration of 3 µg NH₃ m⁻³ air for higher plants is exceeded in the 2030 baseline in 81 (of 400) districts; for full compliance, NH₃ emissions would have to be reduced to 386 Gg NH₃. The quality target of 1 µg NH₃ m⁻³ air for N-sensitive lichens and mosses (cryptogams) is missed in the baseline in 291 districts; compliance would require a reduction in NH₃ emissions to 176 Gg NH₃.

NH₃ and NO₂ emissions in Germany – as the cause of **NH₃ and NO_x deposition** – totalled 806 Gg N in the current situation (2019) and, according to the ‘with measures’¹⁴ scenario in the 2nd National Clean Air Programme, will fall to 546 Gg N in 2030. This will reduce the proportion of 1 km x 1 km grid cells in which the CL_{eutN} is exceeded (approach by Bach et al. 2026a) from around 79% to 62%. To achieve the target value of 10% (scenario 90-P), NH₃ emissions would have to be reduced by 326 Gg NH₃-N to 144 Gg NH₃-N and NO₂ emissions by 258 Gg NO₂-N to 78 Gg NO₂-N compared to 2019 (a total of 584 Gg N). Agriculture can only contribute part of this, as agriculture itself only causes 474 Gg N NO₂ and NH₃ emissions (UBA 2023b), i.e. measures exclusively in agriculture cannot be sufficient to implement the emission reductions required for this quality target. Regarding the sustainability strategy target, the proportion of ecosystem areas exceeding the eutrophication limit will fall from 69% in the current situation to 59% in 2030. To achieve the target value of 52%¹⁵, NH₃ and NO₂ emissions would have to be reduced by a combined total of 242 Gg N compared to actual emissions in 2019.

The threshold value for **nitrate concentration in seepage water** – as a proxy for nitrate concentration in groundwater – of 50 mg NO₃ L⁻¹ is exceeded in the current situation in 851 (of 1279) groundwater bodies (GWB), which comprise 79% of the UAA. The reduction requirement for the hydrospheric N surplus is 21.4 kg N ha⁻¹ UAA on average for GWBs with a seepage water concentration of >50 mg NO₃ L⁻¹. In the 2030 baseline, the number of GWBs >50 mg NO₃ L⁻¹ will decrease to 463 (comprising 48% of the UAA); without implementation of the GFO 2021, the concentration of 50 mg NO₃ L⁻¹ in seepage water would be exceeded in 621 GWBs.

Table 2 summarises the current situation, the target values for 2030 and the target achievement in the baseline projection for 2030 for the protected goods examined. The GFO 2021 is only one (albeit the most significant) of several factors that will determine the development of agriculture and its impact on environmental quality in 2030. This project is the first to assess the impact of the GFO 2021 on the 2030 baseline in relation to the environmental quality targets presented.

¹⁴ The ‘with measures’ scenario in the 2nd National Clean Air Programme covers all sectors and corresponds to the baseline projection in DüngeVal, which, however, only covers the agricultural sector.

¹⁵ In the current version of the Sustainability Strategy 2025 (Bundesregierung 2025) at the time of reporting, the target value is 50%.

Table 2: Current values, baseline projection for 2030, quality targets and target deviation of the assessment variables for protected goods and environmental targets.

Protected good/ Environment quality target	Quality target	Evaluation parameter				
		Unit	Current-situation	Baseline projection 2030	2030 target	Deviation from target
Climate	GHG emissions acc. Climate Protection Act	CO ₂ e emissions Gg CO ₂ e	62,666	57,800	57,330	+0.8% ^a
Vegetation	i) NH ₃ concentration air (Critical Level)	NH ₃ emissions (air)				
	- in general	Gg NH ₃	518	420	386	+9% ^a
	≤ 3 µg NH ₃ m ⁻³ air	Number of districts ^b above target value	107	81	0	81
	- in districts with presence of N sensitive lichen and mosses: ≤ 1 NH ₃ m ⁻³ air	Gg NH ₃	518	420	176	+139% ^a
		Number of districts ^b above target values	325	291	0	291
	ii) NEC Directive	Gg NH ₃	518	420	401	+5% ^a
Terrestrial ecosystems	CL _{eutN} ^c below limit on 90% of area with occurrence of sensitive ecosystems	Share of 1 km × 1 km-grid cells ^d with exceedance of CL _{eutN} ^c (%)	79 ^e	62	10 ^f	+520% ^a 397 of 400 districts above target value
	CL _{eutN} ^c below limit on 52% of area (sustainability strategy ^g)	Share of ecosystem areas with exceedance of CL _{eutN} ^c (%)	69 ^h	~54 ⁱ	52 ^j	+4% ^a
Groundwater	Nitrate conc. in groundwater ≤ 50 mg NO ₃ L ⁻¹	Hydrospheric N budget surplus ^k in average of GWB with >50 mg NO ₃ L ⁻¹ (kg N ha ⁻¹ UAA) ^l	48.3	30.5	11.9	+156%
		Number of GWB (from 1279 in total) above quality target	851	463	0	463
Sustainability strategy	Gross N budget surplus	N surplus (kg N ha ⁻¹ UAA)	69	54	70 ^m	-23% ^a

^a Sign "+": Target value exceeded by this percentage (further emission reduction required); "-": The target value is not reached by this percentage (no further reduction required).

^b From a total of 400 districts.

^c CL_{eutN}: critical NO_x and NH₃ deposition to ecosystems (Critical Loads Eutrophication)

^d 261,787 grid cells (1 km x 1 km) of GeoGitterDE_1km (ref. section 2.3.4) with CL_{eutN} values.

^e Year 2019.

^f Scenario 90-P, i.e. critical loads are maintained at 90% of the 1 × 1 km grid cells with a CL_{eutN} value within a district region (s. Bach et al. 2026a)

^g The current publication on the National Strategy on Biological Diversity sets a target of 50% for 2030 (BMUKN 2024), but the DüngeVal project retains the previous value of 52%.

^h According to Kranenburg et al. (2024).

ⁱ Derivation ref. section 3.4.3.

^j German Sustainability Strategy of 2016 (Bundesregierung 2016) and implementation with the reduction targets from 2030 for NO_x and NH₃ emissions in the NEC Directive (EU-Richtlinie 2016/2284).

^k Mean 2019 – 2021.

^l The figures for hydrospherical N surplus refer to GWB with more than 50 mg NO₃ L⁻¹ in the current situation. For GWB with 50 mg NO₃ L⁻¹ or less in the current situation, it is assumed that there will be no increase in the potential seepage water concentration

^m Mean 2026 – 2030.

Sources: UBA (2023a); UBA (2023b); Heldstab et al. (2020); Bundesregierung (2021); (Grundwasserverordnung - GrwV), zuletzt geändert durch Art. 1 V v. 12. Oktober 2022 I 1802; Richtlinie (EU) 2016/2284, vom 14. Dezember 2016; UBA und BMU (2021); BMEL und BLE (2023); own calculations

The **surplus in the N soil surface budget** according to RegNBil decreases from 56.2 kg N ha⁻¹ UAA in the current situation to 38.1 N ha⁻¹ LF in the baseline projection for 2030. Of this decrease, 7.8 kg N ha⁻¹ UAA is attributable to GFO 2021, the rest is due to changes in the agricultural structure and, at 4.1 kg N ha⁻¹ UAA, to the measures of GFO 2017. According to the RegNBil-DüV approach, the N soil surface budget surplus in the current situation is only 24.5 kg N ha⁻¹ UAA and is almost balanced in the 2030 baseline projection at 1.6 kg N ha⁻¹ UAA.

The **regionalised gross N budget surplus**, calculated using RegNBil and the regional N farm-gate budget, amounts to 1.37 million tonnes of N in the current situation, compared to 1.44 million tonnes of N in the BMLEH gross budget, which also takes horses, goats and poultry (in full) into account. A regional gross N budget surplus of 70 kg N ha⁻¹ LF is exceeded in the current situation in the district regions of north-western Germany, parts of North Rhine-Westphalia, eastern Baden-Württemberg and large parts of Bavaria.

For the **gross N budget surplus at federal level**, the target value of 70 kg N ha⁻¹ UAA in the BMLEH budget will be slightly undercut for the first time in 2023, with a moving 5-year average (based on the end year 2030) of 69.8 kg N ha⁻¹ UAA. The DÜNGEval project uses the N-Stallbilanz and RegNBil to project a decline to 54 kg N ha⁻¹ UAA for the 2030 baseline at the federal level, of which 8.3 kg N ha⁻¹ UAA is attributed to the GFO 2021. However, DÜNGEval systematically underestimates the gross N budget by around 6 kg N ha⁻¹ UAA due to the incomplete consideration of livestock in the regional N farmgate budget. If livestock was fully considered and GFO 2021 was not implemented, DÜNGEval would predict a gross N budget surplus of around 68 kg N ha⁻¹ UAA in 2030. However, as DÜNGEval was unable to fully quantify the effect of GFO 2021, it can actually be assumed that GFO 2021 will result in a greater reduction in the balance than 8.3 kg N ha⁻¹ UAA, meaning that without GFO 2021, the target value of 70 kg N ha⁻¹ UAA (average 2026 to 2030) would probably not be met without GFO 2021.

Since 2015, **mineral fertiliser** application has declined from around 1.82 million tonnes of nitrogen to around 1.33 million tonnes of nitrogen in the current situation. However, the baseline projection for 2030 anticipates an increase in mineral fertiliser application to around 1.39 million tonnes of N, which is explained by the compensation for declining N application quantities from manure and biogas residues and rising crop yields. The N demand calculation according to GFO 2021 with RegNBil-DüV results in an input of mineral fertiliser amounting to around 1.51 million tonnes of N in the current situation. However, this value is not influenced by external circumstances and is not adjusted to the data from official statistics. Without GFO 2021, mineral fertiliser input in 2030 would be 0.14 million tonnes of N higher. The reduction in mineral fertiliser input is mainly due to the increase in the minimum utilisation factors for N in organic fertilisers and the limitation of N input in the so-called 'red areas' (nitrate vulnerable zones). Regionally, the mineral fertiliser savings achieved through GFO 2021 vary greatly, ranging (at district level) from almost 0 to 36.1 kg N ha⁻¹ UAA.

Mitigating effect of individual measures

The measures with the greatest reduction effects on the protected goods are listed below. The complete results and the regionally varying effects of the measures are presented in detail in Chapter 3. When interpreting the results, it should be noted that the reduction effects of the individual measures cannot be added together to determine the overall effect of combinations of measures due to overlapping effects and double counting.

In terms of **climate protection**, the mitigation effect of the individual measures in the 2021 DüV is comparatively small. Of the supplementary measures examined, ‘increasing the proportion of manure fermentation to the maximum technically feasible extent’ (measure C01) is the most effective, with 4.9 million tonnes of CO₂e. Other effective measures include ‘reducing the amount of N fertiliser to 80% of demand in all farms’ (C08) with 1.9 million tonnes of CO₂e if the measure is implemented comprehensively, ‘limiting livestock farming to a maximum of 2 LU ha⁻¹ UAA’ (C27) with 1.5 million tonnes of CO₂e, and ‘acidification/neutralisation of manure on farms above 2/3 of the limit for BImSchV-V facilities’ (C21) with 1.0 million tonnes of CO₂e.

For **vegetation**, the GFO measure of ‘Reducing the incorporation time of liquid liquid manure on arable land to < 1 hour’ (A09) would enable the target of a maximum NH₃ immission concentration of 1 µg NH₃ m⁻³ air to be achieved in four additional districts. With the supplementary measures ‘Application of liquid manure using a slit method or acidification’ (C03), ‘Exhaust air purification in farms 2/3 below the BImSchV-V limit’ (C23) (six additional districts), ‘N-reduced feeding’ (C07) (ten additional districts) and “Area-based livestock farming” (C27) (eight additional districts) would significantly reduce NH₃ emissions in some cases, with the regional focus of the individual measures varying.

Regarding **terrestrial ecosystems**, the greatest reduction in NH₃ emissions, amounting to 53 Gg NH₃, has already been achieved with the measures introduced in the GFO 2017 (reduction of the incorporation time for liquid manure to a maximum of 4 hours, ban on broadcast spreaders and ban on the use of urea without urease inhibitors or incorporation). The measure in the GFO 2021 ‘Shortening the incorporation time for liquid fertilisers applied to uncultivated arable land to one hour’ (A09) will lead to an additional reduction of 10.4 Gg NH₃. With the supplementary measures already listed for the protected resource vegetation, a reduction effect of 26.7 to 37.2 Gg NH₃ can be achieved in each case, so that each measure would ensure compliance with the NEC Directive in 2030.

The greatest effects in terms of **groundwater protection** are achieved with the measures of the GFO ‘Increase in the minimum effectiveness of cattle and pig manure and liquid fermentation residues by 10 percentage points’ (A08) and ‘Reduction of the amount of N fertiliser to 80% of the requirement in red areas’ (B01), which would reduce the hydrospheric N surplus by 4.9 and 4.2 kg N ha⁻¹ UAA respectively and increase the number of GWB with seepage water concentrations below 50 mg NO₃ L⁻¹ by 123 and 142 (from 1279) respectively. Particularly effective supplementary measures include ‘increasing the proportion of manure fermentation to the maximum technically feasible extent’ (C01), ‘reducing N fertiliser quantities to 80% of requirements on all farms’ (C08), ‘cultivation of catch crops on potentially usable land’ (C13) and ‘land-bound livestock farming’ (C27), which would reduce the hydrospheric N surplus by 3.5 (C01), 19.5 (C08), 2.4 (C13) and also 2.4 kg N ha⁻¹ UAA by measure C27.

Several measures can only be assessed semi-quantitatively or qualitatively based on literature references. Measures such as ‘extension of closed periods and restriction/prohibition of autumn fertilisation with farm manure’ (measures B03 to B06) can, in principle, effectively reduce nitrate input into groundwater, but quantitative estimates are currently not possible with the available data. The establishment or intensification of ‘cooperation between water management and agriculture in regions with high nitrate pollution’ (C15) is considered a promising approach, but there is a lack of comprehensive evaluations of the actual success of such cooperation, measured in terms of the decline in nitrate concentrations at monitoring stations.

When evaluating measures, so-called ‘cross-media effects’ must also be considered, which, however, could not be addressed further within the scope of the DüngeEval project. For example, all measures that reduce NH₃ emissions from manure lead to a higher NH₄⁺ content in the manure and thus, if the amount of manure applied remains unchanged, potentially to higher nitrate input

into the groundwater. Only if the higher N supply with manure is accompanied by an equivalent reduction in mineral N fertilisation can the transfer of pollution from one protected resource to another be avoided.

Many measures can also change production volumes and the demand for inputs in agriculture, which in turn can have indirect effects on protected goods. Some measures also cause land use changes, which were also not included in the assessment. Such effects lie outside the system boundaries considered in the DüngeEval project and were not included in the calculations. However, these additional aspects must be considered for a comprehensive assessment of the measures.

Conclusions

The situation regarding N_r emissions from agriculture has been characterised by two contrasting developments in recent years: On the one hand, there has been a significant decline in the amount of mineral nitrogen fertilisers and nitrogen surpluses since 2015. On the other hand, the targets for the protected goods vegetation, terrestrial ecosystems and groundwater continue to be missed to a greater or lesser extent, both currently and in the baseline projection for 2030. In view of these missed targets, the regulations of the GFO must be considered insufficient overall. This conclusion is in line with the numerous expert reports and statements that have been pointing out the shortcomings of the GFO for more than 20 years. It remains to be seen whether N mineral fertilisation and N surpluses (on average across Germany) will remain at a low level in the coming years and whether the hoped-for improvements in protected resources will then materialise in the longer term.

The debate on environmental pollution caused by reactive nitrogen from agriculture has so far focused primarily on nitrate inputs into the water system. However, for almost two decades, legislators and agricultural authorities have prevented more effective measures from being taken, arguing that ‘a more significant response of groundwater pollution to the measures taken was not to be expected due to the sometimes very long residence time of water in the soil’ (Bundesregierung 2000; S. 17). It was only after the ECJ ruling from 21 June 2018 that the federal government felt compelled to amend the GFO in 2017.

Ammonia emissions from agriculture have declined since 2015, in parallel with the nitrogen surplus. The only legally binding obligation is the 29% reduction by 2030 compared to 2005, as stipulated in the NEC Directive (as well as in national law through the 43. BImSchV), which is expected to be approximately achieved. The limits for atmospheric concentrations (critical levels) of 1 and 3 $\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ air to protect N-sensitive vegetation are only a recommendation of the Geneva Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution; an EU-wide binding critical level has not yet been agreed. Regarding the pollution of terrestrial ecosystems for atmospheric N inputs, only the National Strategy on Biological Diversity 2030 (BMUV 2024b) lists as an action target that the critical NO_x and NH_3 deposition (CL_{eutN}) should be reduced to below 52% of the German territory by 2030. Without additional measures, coverage will fall below 62% of the area by 2030. No additional reduction in GHG emissions from agriculture is expected to be necessary to achieve the KSG target by 2030. The effects of the Fertiliser Ordinance and supplementary measures on the protection of vegetation and terrestrial ecosystems are being assessed on a regional basis for the first time in the DüngeEval project.

In summary, it should be noted that with the expected abolition of the ‘red areas’ in several federal states since the ruling of the Federal Administrative Court on 24 October 2025 (BVerwG 10 CN 1.25) on the Bavarian Implementation Ordinance on the Fertiliser Ordinance, the complete repeal of the StoffBilV and the obligation to revise the national action programme and the WFD

action programme, the federal government and the states are currently under considerable pressure to act. In this situation, the results of the DüngEval project can contribute to the further development of fertiliser legislation and the introduction of effective measures to reduce nitrogen emissions from agriculture.

1 Einleitung

1.1 Hintergrund und Problemstellung

Der natürliche Stickstoff(N)-Kreislauf ist durch die Freisetzung von reaktiven Stickstoffverbindungen (N_r) erheblich verändert worden. Jährlich werden weltweit 413 Mio. t reaktiver Stickstoff (N_r) fixiert, wovon mit 210 Mio. t über die Hälfte anthropogen verursacht ist. Die N_r -Emissionen haben sich in den letzten einhundert Jahren mehr als verdoppelt (Fowler et al. 2013). Der Einsatz von N-Mineraldünger in der Landwirtschaft ist dabei ein Schlüsselfaktor: einerseits trägt die N-Düngung wesentlich zur Steigerung der landwirtschaftlichen Erzeugung und damit zur Sicherung und Verbesserung der Ernährungsgrundlage für eine wachsende Weltbevölkerung bei (Smil 2012). Auf der anderen Seite sind damit hohe N-Emissionen verbunden, die erhebliche ökologische Probleme verursachen: Verlust aquatischer und terrestrischer Biodiversität, Beeinträchtigung der Luftqualität und der menschlichen Gesundheit, Freisetzung von Treibhausgasen sowie Verschmutzung von Grundwasservorkommen.

Steffen et al. (2015) beziffern die planetare Leitplanke (planetary boundary) für Stickstoff in Bezug auf die Erzeugung und Freisetzung von N_r über biologische Fixierung und Düngieranwendung in der Landwirtschaft auf 63 Mio. t N pro Jahr, die gegenwärtig global um den Faktor 2 überschritten wird. Hoff et al. (2017) leiten daraus für Deutschland eine Stickstoff-Leitplanke (ohne Verbrennungsprozesse) von 0,5 – 0,7 Mio. t N pro Jahr ab.

In der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie (Bundesregierung 2016) bildet der Überschuss der Stickstoff-Gesamtbilanz der Landwirtschaft einen der Nachhaltigkeitsindikatoren (Indikator 2.1.a). Der Zielwert von höchstens 70 kg N-Überschuss ha^{-1} LF (im gleitenden 5-Jahresmittel, bezogen auf das Endjahr) ist im Bilanzjahr 2023 erstmalig erreicht worden und wird voraussichtlich in den nächsten Jahren weiter unterschritten. Der Wert von 70 kg N ha^{-1} LF (bis 2010: 80 kg N ha^{-1} LF) stellt allerdings eine politische Zielmarke dar, die niemals aus den Erfordernissen des Schutzes von Umweltgütern abgeleitet oder damit abgeglichen wurde.

Heldstab et al. (2020) haben erstmals einen integrierten Stickstoffindikator für Deutschland entwickelt. Aus der Überschreitung von Schutzziele für N-sensible Schutzgüter und aus den aktuellen Stickstofffreisetzungen wurden die N_r -Belastungsgrenzen ermittelt, mit denen die Schutzziele auf der nationalen Ebene eingehalten würden. Der integrierte Stickstoffindikator betrug im Jahr 2015 demzufolge 1.574 kt N a^{-1} , die summierten Belastungsgrenzen für die einzelnen Schutzgüter ergaben als nationales Stickstoffziel maximal 1.058 kt N-Emissionen (in der Summe der verschiedenen N_r -Verbindungen). Im aktuellen nationalen Stickstoff-Inventar (Jahre 2015 – 2020) wird die Freisetzung von reaktiven N-Verbindungen in Deutschland auf mehr als 1,8 Mio. t N_r a^{-1} geschätzt, wovon rund 74 % aus der Landwirtschaft stammen (Bach et al. 2026b). Diese N_r -Emissionen belasten als Nitrat (NO_3) das Grundwasser, gelangen als Ammoniak (NH_3) und Stickoxide (NO_x) in die Atmosphäre und tragen als Lachgas (N_2O) zur Klimaerwärmung bei (Bundesrats-Drucksache, 98/20, 20. Februar 2020).

Mit einem regionalisierten Ansatz des integrierten Stickstoffindikators wird von Bach et al. (2026a) eine zulässige N_r -Emissionsmenge von rund 930 kt N a^{-1} ermittelt, mit der die Obergrenzen der N_r -Immissionen für sieben Schutzgüter (weitgehend) flächendeckend in Deutschland eingehalten bzw. unterschritten würden (Bezugsjahr ca. 2019). Gegenüber der N_r -Emission (nach diesem Ansatz) i. H. v. rund 2,0 Mio. t N a^{-1} erfordert dies eine Minderung der N_r -Emissionen um rund 54 % entsprechend 1,1 Mio t N a^{-1} .

30 Jahre Stickstoffpolitik in Deutschland

Deutschland hat sich auf der nationalen und europäischen Ebene zur Einhaltung verschiedener Umwelt- und Klimaschutzziele verpflichtet. In Bezug auf reaktive N-Verbindungen sind dabei im Wesentlichen vier Richtlinien von Bedeutung: Nitratrichtlinie (91/676/EWG, 12. Dezember 1991), Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (2000/60/EG, 23. Oktober 2000), Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) (2008/56/EC, vom 17. Juni 2008) und NEC-Richtlinie (Richtlinie (EU) 2016/2284, vom 14. Dezember 2016). In Bezug auf den Klimaschutz sind im Bundesklimaschutzgesetz (KSG) die Ziele des Klimaschutzplans 2050 rechtlich verankert. Mit der Düngeverordnung, erstmalig erlassen am 26. Januar 1996, wurde die EU-Nitratrichtlinie in nationales Recht umgesetzt. Die DüV bildet das zentrale Element des nationalen Aktionsprogramms zur Erfüllung der Vorgaben der EU-Nitratrichtlinie, der Maßnahmenprogramme zur Umsetzung der WRRL und der MSRL sowie (in Verbindung mit der Bundesimmissionsschutzverordnung) des nationalen Luftreinhalteprogramms zur Erfüllung der Reduktionsverpflichtungen der NEC-Richtlinie.

Schon frühzeitig wurde jedoch offenkundig, dass die DüV (in ihren jeweiligen Fassungen) dieser Aufgabe nicht gerecht wird. So hat sich, trotz der eindeutigen und seit 30 Jahren geltenden gesetzlichen Vorgabe, die Situation der Grundwasserbelastung mit Nitrat in Deutschland seit dem ersten Erlass der DüV nur marginal verbessert, wie die 4-jährlichen Nitratberichte der Bundesregierung dokumentieren (Bach 2020). Die N(gesamt)-Zielkonzentrationen der Zuflüsse aus Deutschland in die Ostsee werden durchgängig und in die Nordsee unter anderem in Weser und Ems weiterhin überschritten (UBA 2025b). Die kritische Ammoniak-Konzentration von $1 \text{ NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft (Jahresmittel) für N-empfindliche Flechten und Moose (Kryptogamen) wird in 325 (von 400) Kreisen in Deutschland (Mittel 2019 – 2021) überschritten (s. Abschnitt 3.3.2). Der Flächenanteil der terrestrischen Ökosysteme mit Überschreitung der Belastungsgrenze für Eutrophierung durch NH_3 - und NO_x -Depositionen (Critical Load Eutrophierung, CL_{eutN}) betrug 2019 69 % (s. Abschnitt 3.3.3).

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) hat bereits vor 40 Jahren in seinem Sondergutachten „Umweltprobleme der Landwirtschaft“ auf die erheblichen Belastungen von Boden, Gewässern und Luft durch die Landwirtschaft hingewiesen (SRU 1985). Im Umweltgutachten des SRU (2008) wurde im Kapitel Landwirtschaft der umfassende Handlungsbedarf erneut dargelegt.

Vom Umweltbundesamt wurde erstmals im Jahr 2009 eine „Integrierte Strategie zur Minderung von Stickstoffemissionen“ erarbeitet (UBA 2009), deren Handlungsempfehlungen in Bezug auf die Landwirtschaft bis heute jedoch nur ansatzweise umgesetzt worden sind. Eine Analyse des UBA (2011) unterstreicht, dass die Stickstoffbelastung sich vor allem durch Maßnahmen in der Landwirtschaft senken ließe.

30 Jahre nach seinem ersten Sondergutachten hat der SRU das Thema erneut aufgegriffen und identifiziert die Landwirtschaft, neben dem Verkehr und der fossilen Energiegewinnung, unverändert als Hauptverursacher von Stickstoffeinträgen. Auch der SRU fordert eine nationale Stickstoffstrategie, um das Problem auf der politischen Ebene anzugehen (SRU 2015). Anknüpfend an das SRU-Gutachten konstatiert das Umweltbundesamt, dass bei einer Reihe von Schutzgütern die Belastungen immer noch zu hoch sind und sogar noch zunehmen (UBA 2015b). Da rund zwei Drittel der Stickstoffemissionen in Deutschland aus der Landwirtschaft stammen, sollte vor allem dort angesetzt werden (UBA 2015a).

Die bisherigen - zumeist noch nicht einmal erreichten - deutschen und europäischen Stickstoffziele sind Hoff et al. (2017) zufolge aus Sicht globaler Nachhaltigkeitskriterien nicht ambitioniert

genug. Aus dem Abgleich von vier Umweltzielen mit der für Deutschland herunterskalierten planetaren Leitplanke für Stickstoff kommen die Autoren zu dem Schluss, dass neu zu entwickelnde integrierte N-Ziele in Deutschland strikter gefasst werden müssen, um den Ansprüchen der planetaren Leitplanke zu genügen.

In ihrem ersten Stickstoff-Bericht stellte die Bundesregierung fest, dass trotz aller Anstrengungen, die deutliche Minderungserfolge erbracht haben, die Stickstoffemissionen - gemessen an den gesundheits- und umweltpolitischen Zielen auf UN-, EU- und nationaler Ebene - weiterhin deutlich zu hoch sind (BMUV 2017; ein zweiter Stickstoff-Bericht der Bundesregierung steht bis heute aus). Die meisten der damals genannten Probleme sind unverändert aktuell oder haben sich sogar weiter verschärft. Die gesellschaftlichen Kosten der Umweltschäden durch N_r -Emissionen werden auf jährlich 30 bis 70 Milliarden Euro geschätzt (Bezugsjahr 2015; Oelmann et al. 2021). Trotz dieser seit Jahrzehnten bekannten Problematik und umfangreicher Forschung sind die bislang getroffenen Maßnahmen offensichtlich nicht durchschlagkräftig, wie unter anderem die nur langsam zurückgehenden Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft zeigen (acatech 2023).

Angesichts der offenkundigen Defizite haben sich seit Anfang der 2000er Jahre zahlreiche Untersuchungen und Einrichtungen mit der fehlenden Wirksamkeit der DüV (in ihren jeweiligen Fassungen) beschäftigt und weitergehende Maßnahmen eingefordert. Der Wissenschaftliche Beirat für Düngungsfragen (WBD) hat bereits 2009 Vorschläge für zukünftige Regelungen des Düngerechts entwickelt und Maßnahmen angemahnt, mit denen die N-Überschüsse durch eine Verbesserung der N-Düngungseffizienz vermindert werden. Der WBD hat in diesem Zusammenhang auch sehr frühzeitig auf das Problem hingewiesen, dass sich dadurch langfristig das N-Nachlieferungspotential der Böden erhöht mit der Folge einer erhöhten N-Austragsgefährdung und höheren Anforderungen an die treffsichere Ermittlung des Düngebedarfs (WBD 2009).

Auch das Umweltbundesamt hat regelmäßig den großen Handlungsbedarf und das große Potenzial zur Verminderung von N_r -Emissionen in der Landwirtschaft angesprochen (UBA 2009). Die Maßnahmen, die als essenzieller Bestandteil einer integrierten Strategie zur Minderung von Stickstoffemissionen in Deutschland vorgeschlagen wurden, sind in Bezug auf die Landwirtschaft in der Folgezeit jedoch nur in geringem Umfang umgesetzt worden.

Die Wirkungen sowie erforderliche Anpassungen der DüV 2006 wurden durch eine Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung (BLAG) untersucht (Osterburg und Techen 2012). In dieser Untersuchung wurden die Umweltwirkungen allerdings nur qualitativ bewertet; die Änderungsvorschläge der Arbeitsgruppe wurden nur teilweise umgesetzt.

Die drei Beratungsgremien Wissenschaftlicher Beirat für Ararpolitik (WBA), WBD und SRU haben sich 2013 gemeinsam für weitergehende Maßnahmen in verschiedenen Bereichen ausgesprochen und unter anderem empfohlen, dass eine flächenbezogene Hoftorbilanzierung zur Kontrolle der Umweltverträglichkeit des Stickstoff- und Phosphat-Managements verpflichtend werden soll (WBA et al. 2013).

Der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser zufolge werden auch bei Einhaltung aller Regeln einer novellierten DüV (Diskussionsstand 2014) die meeresökologisch notwendigen Frachtminderungen in Nord- und Ostsee nicht erfüllt. Auch für das Erreichen der Grundwasserschutzziele werden in einigen Gebieten weitergehende Maßnahmen zur Senkung der Stickstoffeinträge notwendig sein (LAWA 2014).

Die Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt hat 2019 darauf hingewiesen, dass die Anstrengungen der Politik nicht ausreichen, um die Einhaltung der europäischen Richtlinien zum Schutz der Umwelt zu gewährleisten und die Ziele der deutschen Strategien für Biodiversität und für Nachhaltigkeit zu erreichen (KLU 2019). Bach et al. (2020) stellen fest, dass 24 Jahre

Düngeverordnung keine spürbare Verbesserung der Stickstoffbelastung des Grundwassers und der Küstengewässer bewirkt hat und dass der N-Überschuss der Landwirtschaft in vielen Regionen weiterhin zu hoch ist.

In seiner Expertise zur DüV 2017 analysiert Taube (2018) ausführlich die Defizite der Düngegesetzgebung. Einen Hauptgrund dafür sieht Taube (2018) in der weitgehenden Missachtung aller agrar- und umweltwissenschaftlichen Fachempfehlungen. Der Autor prophezeit, dass auch mit den Änderungen im Düngerecht keine nennenswerte Reduzierung der Stickstoff-Überdüngung und der Nitrat-Einträge ins Grundwasser erreicht werden wird. Der Autor stellt ernüchtert fest, dass das langjährige Politikversagen im Bereich des Gewässerschutzes sich damit fortsetzt. Im Gutachten zur DüV 2020 erneuert Taube (2021) seine Kritik: auch die DüV 2020 entspricht nicht den Ansprüchen einer konsequenten Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie und der normativen Umsetzung der Zweckbestimmung des Düngegesetzes. Die DüV basiere auch nicht auf einer von wissenschaftlicher Evidenz geprägten Spezifizierung der guten fachlichen Praxis der Düngung, sondern auf unbewiesenen Annahmen.

Seit der Novellierung der DüV 2017 sind die N-Überschüsse zwar deutlich gesunken, die Ziele der Nitratrichtlinie und der WRRL werden aber weiterhin verfehlt. Anhand des Nährstoffberichts für Niedersachsen 2023/2024 werden von Taube und Bach (2025) Ursachen für diese Diskrepanz aufgezeigt. Für eine substanzielle Verminderung der N-Gewässereinträge muss den Autoren zufolge das nationale Aktionsprogramm nachgebessert werden, insbesondere das Verfahren zur N-Düngebedarfsermittlung ist durch ein unabhängiges Fachgremium an den aktuellen Stand des Wissens anzupassen. Dabei müsse die N-Nachlieferung aus verschiedenen Quellen wesentlich stärker berücksichtigt werden. Weiterhin müssten die betrieblichen Nährstoffflüsse erfasst und dafür ambitionierte Zielwerte gesetzt werden.

Mit dem seit 2019 im Aufbau begriffenen Wirkungsmonitoring soll der Erfolg der DüV-Maßnahmen beim Schutz des Grundwassers und der Oberflächengewässer vor Verunreinigungen mit Nährstoffen aus landwirtschaftlichen Quellen dokumentiert und überprüft werden (Dieser et al. 2023; Mielenz et al. 2021; Zinnbauer et al. 2024). Zentrale Bestandteile des Monitorings sind der Modellverbund AGRUM (Zinnbauer et al. 2023) und das Nachfolgeprojekt RELAS (Thünen-Institut), mit dem die landwirtschaftlichen N-Flüsse in Deutschland räumlich differenziert abgebildet werden sollen. Das Wirkungsmonitoring bzw. diese beiden Projekte sollen wichtige Beiträge zum Gewässerschutz und zum Klimaschutz leisten und als Ausgangspunkt für die Entwicklung und Optimierung agrarpolitischer Maßnahmen zur Zielerreichung dienen. Die Monitoringberichte werden jährlich vom BMLEH an die EU-Kommission berichtet, sind jedoch bislang (Stand November 2025) nicht öffentlich abrufbar.

Das Bundeskabinett hat am 31. Mai 2023 eine Änderung des Düngegesetzes beschlossen, mit der die Rechtsgrundlage für eine Verordnung zur besseren Datenverfügbarkeit für das mit der EU-Kommission vereinbarte Wirkungsmonitoring zur DüV geschaffen wird. Weiterhin soll damit die Rechtsgrundlage für die vorgesehene Weiterentwicklung der StoffBilV geschaffen werden. Mit der Versagung der Zustimmung zum Zweiten Gesetz zur Änderung des Düngegesetzes durch den Bundesrat am 5. Juli 2024 bleibt aber auch diese vorgesehene Weiterentwicklung der StoffBilV bis auf weiteres ausgesetzt (BMEL 2024).

Die Erfassungsgrenzen der StoffBilV von 2018 wurden zum Jahresbeginn 2023 abgesenkt, aufzeichnungspflichtig waren dann alle Betriebe ab 20 ha Fläche und/oder einem Viehbesatz von 50 GV sowie Betriebe, die mehr als 750 kg N mit WD aufnehmen. Ursprünglich bestand die Absicht, die StoffBilV im Jahr 2023 mit dem Ziel zu novellieren, die zulässigen betrieblichen N- und Phosphor-Bilanzüberschüsse abzusenken und die Obergrenzen an den Erfordernissen der Umwelt- und Nachhaltigkeitsziele auszurichten. Diese Novellierung wurde jedoch während der 20. Legislaturperiode des deutschen Bundestags nicht umgesetzt, am 24. Juni 2025 hat dann die

2025 neu gewählte Bundesregierung auf Druck der landwirtschaftlichen Interessenvertretungen beschlossen, die StoffBilV ersatzlos abzuschaffen.

Juristische Entscheidungen zur DüV

Die EU-Kommission leitete 2013 ein Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland wegen unzureichender Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie ein. Mit Urteil des Europäischen Gerichtshofs vom 21. Juni 2018 (EuGH, Rechtssache C-543/16) wurde die Bundesrepublik Deutschland (bereits zum zweiten Mal) wegen der unzureichenden Umsetzung der Nitrat-Richtlinie verurteilt. Der EuGH stellte fest, dass die Vorschriften der DüV nicht geeignet sind, den Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen zu gewährleisten. Der EuGH folgte in seinem Urteil der Kritik der EU-Kommission am deutschen Aktionsprogramm zur Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie in allen Punkten. Die EU-Kommission beanstandete in der Folge, dass die novellierte DüV 2017 dem EuGH-Urteil nicht gerecht werde. Im Juli 2019 wurde von der EU-Kommission dann das sogenannte Zweitverfahren gegen Deutschland eingeleitet, in dem für den Fall unzureichender Maßnahmen ein hohes Zwangsgeld angedroht wurden.

Die Bundesregierung hat daraufhin die DüV erneut überarbeitet und im April 2020 eine Neufassung erlassen. Neben Anpassungen der bundesweit gültigen Vorgaben für die gute fachliche Praxis der Düngung wurde insbesondere mit dem § 13a DüV die Grundlage für die Ausweisung Nitrat-belasteter und eutrophierter Gebiete geschaffen. Die Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung dieser Gebiete (AVV GeA, vom 10. August 2022) wurde erstmalig 2020 erlassen, von der EU-Kommission jedoch nicht akzeptiert und trat dann in überarbeiteter Form am 10. August 2022 in Kraft. Am 1. Juni 2023 hat die EU-Kommission schließlich das Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland für beendet erklärt.

In zwei aktuellen Entscheidungen des Bundesverwaltungsgerichts (BVerwG) ist letztinstanzlich festgestellt worden, dass die bisher ergriffenen Maßnahmen zum Schutz der Gewässer vor Nitratbelastungen nicht ausreichen und dass das nationale Aktionsprogramm nachgebessert werden muss. Die Länder Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen sind vom BVerwG im März 2025 dazu verurteilt worden, das WRRL-Maßnahmenprogramm für die Flussgebietseinheit Ems nachzubessern, um die gesetzlich vorgegebenen Bewirtschaftungsziele im Hinblick auf den Nitratgehalt im Grundwasser schnellstmöglich zu erreichen (BVerwG 10 C 1.24 vom 6. März 2025).

Mit Urteil des BVerwG (10 C 1.25 vom 8. Oktober 2025) ist das BMLEH dazu verpflichtet worden, ein nationales Aktionsprogramm zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen zu erstellen, das den Maßgaben des § 3a Abs. 1 des Düngegesetzes genügt. Das Gericht stellt im Urteil ausdrücklich fest, dass die DüV als solche nicht ausreicht, um diese Anforderungen zu erfüllen.

In einem weiteren Urteil (10 CN 1.25 vom 24. Oktober 2025) hat das BVerwG außerdem entschieden, dass die Bayerische Ausführungsverordnung zur Düngeverordnung unwirksam ist. Die bundesrechtliche Ermächtigungsgrundlage für die bayerische Ausführungsverordnung (§ 13a Abs. 1 DüV) genügt nicht den verfassungsrechtlichen Anforderungen des Grundrechts auf Eigentum und der Berufsfreiheit. Aus § 13a Abs. 1 DüV ergibt sich nicht mit hinreichender Bestimmtheit, welche Gebiete als belastet auszuweisen sind und infolgedessen verschärften Düngebeschränkungen unterliegen. Die Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung von mit Nitrat belasteten und eutrophierten Gebieten (AVV GeA 2022) reicht dafür nicht aus.

Der Bund und die beklagten Länder stehen seit diesen BVerwG-Urteilen unter Handlungsdruck. Das Fehlen der bundesrechtlichen Ermächtigungsgrundlage zur Ausweisung von „roten Gebieten“ betrifft im Prinzip alle Bundesländer, so dass auch dieses Urteils bundesweit Konsequenzen

hat. Mit den aufgeführten Entscheidungen wurde jetzt auch gerichtlich festgestellt, dass die bisherige Düngegesetzgebung - mit der DüV und der AVV GeA als Kernelementen - unzureichend ist, um die Vorgaben der Nitratrichtlinie und die WRRL wirksam umzusetzen.

1.2 Ziel und Gegenstand des Forschungsprojekts

Vor diesem Hintergrund war es Ziel des vom UBA in Auftrag gegebenen Forschungsvorhabens „Evaluierung der novellierten Düngegesetzgebung auf deren Umwelt- und Klimawirkung“ (DüngEval), die seit April 2020 geltende Düngegesetzgebung im Hinblick auf die Belastungen der Schutzgüter Wasser, Boden und Luft durch den Eintrag von N_r sowie die Emission von Treibhausgasen (THG) zu evaluieren. Die Düngegesetzgebung umfasst:

- ▶ Düngegesetz (DüngG, zuletzt geändert durch Artikel 96 des Gesetzes vom 10. August 2021)
- ▶ Düngeverordnung (DüV, zuletzt geändert durch Art. 97 G v. 10. August 2021)
- ▶ Stoffstrombilanzverordnung (StoffBilV, Geändert durch Art. 98 G v. 10. August 2021 I 3436).

Die Wirkungsabschätzung der DüV beruht auf der Fassung der DüV vom 10. August 2021 (i. w. V. mit DüV 2021 bezeichnet). Die für die Bewertung der Umweltwirkung relevanten Änderungen der DüV wurden bereits mit der Novellierung vom 27. April 2020 (i. w. V. mit DüV 2020 bezeichnet) in die Verordnung aufgenommen. Redaktionsschluss der Berechnungen im Projekt DüngEval war August 2024.

Im Einzelnen wurde untersucht, welche Veränderungen in der N-Flächenbilanz und der N-Gesamtbilanz (als wesentliche Einflussgrößen der N-Emissionen) sowie der Emissionen von reaktiven N-Verbindungen und THG bis zum Jahr 2030 (Zieljahr der NEC-Richtlinie und des Klimaschutzprogramms) durch die Umsetzung der Vorgaben der DüV eintreten. Auf dieser Basis wird anschließend evaluiert, inwieweit die Wirkungen der DüV ausreichen, um die Umwelt- und Klimaschutzziele der Landwirtschaft aus der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie, dem Klimaschutzplan 2050, der Nitratrichtlinie, der WRRL und der NEC-Richtlinie zu erreichen. Weiterhin wurden ergänzende Maßnahmen evaluiert, mit denen im Fall einer Wirkungslücke die Ziele gegebenenfalls erfüllt werden könnten.

Im Kapitel 2 (Methodik) werden zunächst die Modelle vorgestellt, mit denen die N-Bilanzierungen für die Kreise in Deutschland und darauf aufbauend die Emissionen von gasförmigen Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen (NH_3 , NO_x , N_2O , CH_4 , CO_2) aus der Landwirtschaft berechnet werden (Abschnitt 2.1). Als Referenzsituation für die Bewertung der Wirkungen der DüV dient die Baseline-Projektion der Agrarstruktur im Jahr 2030, die im Wesentlichen auf die Thünen-Baseline 2022 – 2032 (Haß et al. 2022) zurückgeht. Anschließend werden 15 Einzelmaßnahmen der DüV (s. Tabelle 6 und Tabelle 7) und 29 ergänzende Maßnahmen (Tabelle 8) beschrieben, die Emissionsminderungen erwarten lassen (Abschnitt 2.2). Mit dem Modellinstrumentarium werden die Wirkungen der DüV- und der ergänzenden Maßnahmen in Bezug auf die Schutzgüter Klima, Vegetation, terrestrische Ökosysteme und Grundwasser quantitativ, semi-quantitativ oder qualitativ untersucht. Die Bewertung erfolgt anhand der Einhaltung bzw. Überschreitung von Zielvorgaben für diese Schutzgüter (Abschnitt 2.3).

Im Kapitel 3 (Ergebnisse) werden jeweils die IST-Situation, die Baseline-Projektion sowie die Wirkung der DüV als Ganzes auf die N-Bilanzüberschüsse (Abschnitt 3.1 und 3.2) und die Schutzgüter Klima, Vegetation, terrestrische Ökosysteme und Grundwasser dargestellt (Kapitel 3.3). Anschließend werden die Wirkungen von quantitativ bewertbaren Einzelmaßnahmen auf diese Schutzgüter und den Gesamtbilanzüberschuss untersucht (Abschnitt 3.4). Für weitere

Maßnahmen können deren Wirkungen nur semi-quantitativ oder qualitativ auf Basis von Literaturauswertungen beschrieben werden (Abschnitt 3.5). Die meisten Maßnahmen können Auswirkungen auf die Produktionsmengen der Landwirtschaft und den Bedarf an Vorprodukten haben, was tabellarisch dargestellt wird (Abschnitt 3.6). Abschließend werden Methodik und Ergebnisse des Projekts DüngEval in Bezug auf Wirkung der DüV auf die N-Bilanzen mit dem Modellverbund RAUMIS-DE (Zinnbauer et al. 2023) verglichen.

Die Berechnungen und Ergebnisse im Projekt DüngEval beruhen auf den jeweils aktuellsten Eingangsdaten, die im Bearbeitungszeitraum 2023 bis 2025 verfügbar waren. Die verwendeten Eingangsdaten werden in der Regel kontinuierlich fortgeschrieben und teilweise auch *ex post* aufgrund von Anpassungen der zugrundeliegenden Methodik geändert. Ebenso können auch die Umweltqualitätsziele bzw. die Verordnungen und fachlichen Regelungen, auf die sie zurückgehen, verändert werden. Weiterhin hängt die Projektion der Wirkungen der DüV für das Jahr 2030 maßgeblich von den Annahmen zur Entwicklung der Agrarmärkte unter den zukünftigen agrarpolitischen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen ab, die der Thünen-Baseline 2022 – 2032 zugrunde liegen, und ist insofern mit entsprechend hoher Unsicherheit behaftet. Die Ergebnisse des vorliegenden Projekts zur Wirkung der DüV und von Einzelmaßnahmen entsprechen daher, sowohl in Bezug auf die absoluten Werte der berechneten Größen als auch in Bezug auf die Zielerreichung für die betrachteten Schutzgüter, dem Stand des Wissens zum Zeitpunkt der Berechnungen bzw. zum Redaktionsschluss des Projektberichts.

Während der Laufzeit des Projekts DüngEval wurde die StoffBilV durch eine Expertengruppe unter Leitung des BMLEH evaluiert, die Ergebnisse sind in Bundestag (2021) veröffentlicht. Der Projektleiter war als Mitglied der Expertengruppe in die Evaluierung eingebunden, ein Fachbeitrag dazu wird Taube et al. (2020) dargestellt.

Anmerkung: Mit der DüV und der StoffBilV wird auch das Ziel verfolgt, die Einträge von Phosphor in das Gewässersystem (Oberflächengewässer und Grundwasser) zu reduzieren und die WRRL in Bezug auf die Einträge aus diffusen Quellen umzusetzen. Diese Themengebiete wurden im hier vorgestellten Projekt jedoch nicht betrachtet.

2 Methodik

Die Evaluierung der novellierten Düngegesetzgebung im Hinblick auf deren Umweltwirkungen (Projekt DüngEval) baut auf der Methodik und dem Mengengerüst der N-Flächenbilanzierung für die Kreise in Deutschland nach Häußermann et al. (2019) auf. Für dieses Mengengerüst werden zusätzlich mit Hilfe von Modellen, die im Rahmen der nachstehend aufgeführten Forschungsvorhaben des UBA entwickelt worden sind, die NH_3 -, NO_x -, N_2O -, CH_4 - und CO_2 -Emissionen aus der Landwirtschaft berechnet:

- „Weiterentwicklung und Modellierung N-effiziente Landwirtschaft“ (FKZ 3714 43 202 0) (Häußermann et al. 2019), die auf Bach et al. (2011, 2014) zurückgeht
- „Szenarien Ammoniak-Minderungsmaßnahmen Landwirtschaft - EMMA-L“ (FKZ 3718 51 242 0) (Häußermann et al. 2020)
- „Modellierung von Treibhausgas-Minderungsmaßnahmen - E-MoLL“ (FKZ 3720 41 201 0)“ (Dreisbach et al. 2025).

Diese Modelle sind für die vorliegende Aufgabenstellung aktualisiert, weiterentwickelt und ergänzt worden. Im Zuge dieser Weiterentwicklung wurde offenkundig, dass die bislang genutzten Excel-Rechenmappen für die zukünftigen Aufgaben und fachlichen Anforderungen nicht länger eine praktikable Datenbank- und Berechnungsumgebung darstellen und dass eine Modelldokumentation in dieser Struktur nicht sinnvoll durchgeführt werden kann. Als ein erster Schritt für eine zukünftige Überführung und Integration der Modelle in eine andere Programmumgebung wurde daher die Benennung der Eingangsdaten, Koeffizienten, Variablen und Ergebnistabellen systematisiert und vereinheitlicht¹⁶.

2.1 Übersicht über die genutzten Modelle

Tabelle 3 gibt eine Übersicht der im Projekt DüngEval verwendeten Modelle.

Tabelle 3: Übersicht zu den im Projekt DüngEval verwendeten Modelle.

Modell	Berechnung und Zielgrößen im Projekt DüngEval
RegNBil Regionale Stickstoff-Flächenbilanzen	N-Flächenbilanzen (Zufuhr, Abfuhr, Überschuss), BMLEH-konform n. Methodik Häußermann et al. (2019). Raumbezug: Bund, Länder, Kreise. Jahre: 1995 bis 2021; Projektion 2025 und 2030.
RegNBil-DüV Regionale Stickstoff-Flächenbilanzen nach Methodik DüV	N-Flächenbilanzen (Zufuhr, Abfuhr, Überschuss) gem. N-Düngebedarfsermittlung (Koeffizienten, Anrechnungsfaktoren) der DüV 2021 für rd. 20 Kulturarten. Raumbezug: Bund, Länder, Kreise. Jahre: 1995, 2005, 2015 bis 2021; Projektion 2025 und 2030.
EMMA-L-NC Emission von gasförmigen N- und C-Spezies aus der Landwirtschaft	Emission von Luftschadstoffen (u.a. NH_3 , NO_x) und THG (N_2O , CH_4 , CO_2) auf der Prozessebene, (weitgehend) n. Methodik Modell GAS-EM des landwirtschaftlichen Emissionsinventars (Rösemann et al. 2023). Raumbezug: Bund, Länder, Kreise (vereinfachter Ansatz). Jahre: 1990 bis 2021, Projektion 2025 und 2030 ^a .
N-Stallbilanz Regionale Stickstoff-Stallbilanzen	N-Stallbilanzüberschuss n. stark vereinfachtem Ansatz, als Komponente des N-Gesamtbilanzüberschuss. Raumbezug: Bund, Länder, Kreise. Jahre: 2010 bis 2020.

^a GAS-EM ist ein Prozessmodell

¹⁶ Die Ergebnisse werden im Abschlussbericht zum ReFoPlan-Vorhaben PLAST (FKZ 3721 51 203 0) dargestellt, mit dem RegNBil in eine Daten- und Modellierungsplattform am UBA überführt wird.

2.1.1 Regionale Stickstoff-Flächenbilanzen (RegNBil)

Das Modell **RegNBil** dient der Berechnung von regionalen N-Flächenbilanzen sowie der einzelnen Zufuhr- und Abfuhrgrößen auf nationaler Ebene und auf Ebene der Länder und Kreise gemäß der seit vielen Jahren etablierten Methodik von Häußermann et al. (2019). In allen im Projekt DüngeEval verwendeten Modellen (RegNBil, RegNBil-DüV und EMMA-L-NC) wurden für die Berechnungen auf der Ebene der Kreise die 400 Landkreise und kreisfreien Städte¹⁷ in Deutschland zu 298 sog. Kreisregionen zusammengefasst; Einzelheiten und fachliche Begründung dafür sind in Häußermann et al. 2019 dargestellt.

Die Zeitreihe der regionale N-Flächenbilanzen der Jahre 1995 bis 2017 wurde nach der gleichen Methodik fortgeschrieben und umfasst derzeit (Stand: 1. Juli 2024) *ex ante* die Jahre 1995 bis 2021 und *ex post* die Baseline-Projektion für die Jahre 2025 und 2030 (siehe Abschnitt 2.1.5). Die Anwendung dient der Regionalisierung der N-Flächenbilanzüberschüsse und der gasförmigen Emissionen von N_r-Spezies, insbesondere NH₃, das vollständig abgebildet wird.

Das Mengengerüst zu Anbauflächen, Tierbeständen und Erträgen in RegNBil beruht im Wesentlichen auf Veröffentlichungen des Statistischen Bundesamtes zur Agrarstatistik (Einzelheiten s. Häußermann et al. 2019). Das Mengengerüst für die Biogaserzeugung geht auf Datenbestände aus den Veröffentlichungsverpflichtungen des Erneuerbaren-Energien-Gesetzes (EEG) zurück (bspw. EEG 2017, zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 21. Dezember 2020 (BGBl. I S. 3138) § 73, EEG 2021, zuletzt geändert durch Artikel 8 des Gesetzes vom 8. Oktober 2022 (BGBl. I S. 1726) § 73). Die Koeffizienten für die N-Abfuhr mit Ernteprodukten wurden der DüV entnommen (DüV, zuletzt geändert durch Art. 97 G v. 10. August 2021). Sofern plausiblere Daten zu N-Gehalten aus anderen Quellen vorliegen, wie bspw. für Winterweizen und Roggen, werden diese verwendet (BMEL versch. Jg., Max Rubner-Institut 2019, aktualisiert 2023); für eine Reihe von Kulturen werden flächenbezogene N-Abfuhrmengen verwendet. Die Tierplatz-spezifischen Ausscheidungen und die gasförmigen Emissionen der N_r-Spezies werden aus den Tabellenanhängen zum landwirtschaftlichen Emissionsinventar (Rösemann et al. 2023) entnommen oder nach der dort beschriebenen Methodik berechnet. Die im Projekt DüngeEval verwendeten Modelle basieren auf Methoden, die einer regelmäßigen Revision unterliegen und weiterentwickelt werden. Hierzu gehören das landwirtschaftliche Emissionsinventar RMD, das jährlich fortgeschrieben und in der Methodik aktualisiert wird, sowie die Thünen-Baseline-Projektion, die alle zwei Jahre aktualisiert wird. Die in diesem Bericht vorgestellten Ergebnisse beruhen auf den zum Zeitpunkt der Berechnungen jeweils aktuellen Stand dieser methodischen Grundlagen. Aktualisierte Ergebnisse auf Grundlage danach aktualisierter methodischer Grundlagen können daher von den hier vorgestellten Ergebnissen abweichen.

Auf der Ebene der Länder und Kreise wird die N-Mineraldüngerzufuhrmenge mangels verfügbarer Statistiken als Restgröße aus dem N-Bedarf sowie der pflanzenverfügbaren N-Zufuhr über WD und biologische N-Fixierung (BNF) berechnet. Die Ergebnisse der verschiedenen Bilanzgrößen und die Summe der Zufuhr-, Abfuhr- und Überschussmengen in RegNBil werden *nicht* nach Kulturarten differenziert, sondern liegen als aggregierte Werte vor.

Die Anwendung RegNBil ist MS Excel-basiert und ist unterteilt in eine Berechnungs- und eine Ergebnismappe.

¹⁷ Gebietsstand 1. Juli 2024

2.1.2 Regionale Stickstoff-Flächenbilanzen nach Methodik der Düngeverordnung (RegNBil-DüV)

Mit dem Modell **RegNBil-DüV** werden N-Zufuhr, N-Abfuhr und damit der N-Flächenüberschuss gemäß den Vorgaben der N-Düngebedarfsermittlung der DüV 2021 berechnet. RegNBil-DüV verwendet das gleiche Mengengerüst wie RegNBil, die Berechnung erfolgt jedoch zunächst separat für mehr als 20 Kulturarten unter Verwendung (soweit möglich) der Koeffizienten und Anrechnungsfaktoren der DüV 2021 (Anlage 4, Tabellen 1 und 8) (s. Tabelle 4). Der Berechnungsansatz der regionalen N-Flächenbilanzen nach RegNBil-DüV sowie die Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen RegNBil-DüV und RegNBil werden im Anhang A.1 detailliert beschrieben. Das Bilanzschema ist in Tabelle 16 zusammen mit der Flächenbilanz nach RegNBil dargestellt.

RegNBil-DüV dient im Projekt DüngeEval im Wesentlichen zur Bewertung der Maßnahmen der DüV sowie der zusätzlichen Maßnahmen in Bezug auf die untersuchten Schutzgüter. Berechnet wurden diese Wirkungen mit RegNBil-DüV für die Jahre 1995 und 2005, die Zeitreihe 2015 bis 2021 sowie für die Baseline-Projektion (s. Abschnitt 2.1.5) für die Jahre 2025 und 2030. Die Maßnahmenwirkungen werden jeweils in Bezug auf Baseline-Projektionen für 2025 und 2030 und räumlich (dis-)aggregiert nach Bund, Ländern und Kreisen bestimmt. Weiterhin wurden Eingangsdaten von RegNBil-DüV für die Bearbeitung des UBA-Vorhabens „E-Moll“ genutzt.

Die Referenz für die Bewertung der DüV 2021 ist die DüV 2017 (i. d. F. vom 27. Mai 2017). In Bezug auf NH_3 wird zusätzlich die DüV 2006 (i. d. F. vom 10. Januar 2006) als Referenz verwendet, da wesentliche Maßnahmen zur Minderung der NH_3 -Emissionen bereits mit der DüV 2017 umgesetzt wurden. Mangels Aktivitätsdaten auf regionaler und nationaler Ebene für viele der in der DüV enthaltenen Koeffizienten werden außerdem auch Methoden, Ergebnisse und Koeffizienten aus dem landwirtschaftlichen Emissionsinventar genutzt. Weiterhin können viele Vorschriften bzw. Maßnahmen der DüV 2021 in RegNBil-DüV nur in vereinfachter und aggregierter Weise umgesetzt werden oder können mangels verfügbarer Aktivitätsdaten überhaupt nicht quantitativ bewertet werden.

Die Berechnungsvorschriften für die THG-Emissionen in RegNBil-DüV werden weitgehend aus dem landwirtschaftlichen Emissionsinventar übernommen, für das mit dem Modell GAS-EM vom Thünen-Institut die Freisetzung von Luftschadstoffen und THG berechnet wird (Rösemann et al. 2023). Im Projekt DüngeEval wird GAS-EM durch das Modell EMMA-L-NC nachgebildet (s.u.). Die Mengengerüste RegNBil-DüV und von EMMA-L-NC sind jedoch nicht völlig identisch. Aufgrund der nicht exakt übereinstimmenden Berechnungsvorschriften (bspw. werden Emissionen aus enterischer Fermentation von Milchvieh anhand Milchleistungs-abhängiger Emissionsfaktoren berechnet (s. Abbildung 3) und zusätzlich Gärreste aus der Vergärung von Bioabfällen berücksichtigt) und der Unterschiede im Mengengerüst weichen die mit den Modellen jeweils berechneten THG-Emissionen geringfügig von den Werten des landwirtschaftlichen Emissionsinventars ab.

Tabelle 4: Umsetzung der Düngebedarfsermittlung nach DüV 2021 für Acker- und Grünland in der Anwendung RegNBil-DüV.

Faktoren für die Düngebedarfsermittlung	Berücksichtigung in der Düngebedarfsermittlung von	
	Ackerland/ Gemüsebau	Dauergrünland
Kultur	ja	ja
N-Bedarfswert	ja	ja
Ertragsniveau laut Tabelle (DüV) mit N-Bedarfswerten	ja	ja
Gegebenenfalls Rohproteingehalt laut Tabelle N-Bedarfswert (DüV)	nein	nein
Ertragsniveau grundsätzlich im Durchschnitt der letzten drei Jahre	ja	ja
Gegebenenfalls Rohproteingehalt grundsätzlich im Durchschnitt der letzten drei Jahre	nein	nein
Ertragsdifferenz (Dauergrünland)	nein	ja
Zu- und Abschläge		
Im Boden verfügbare N-Menge ($N_{\min}$)	ja	entfällt
Ertragsdifferenz	ja	ja
Gegebenenfalls Rohproteindifferenz	nein	nein
N-Nachlieferung aus dem Bodenvorrat	ja	ja
N-Nachlieferung aus der Stickstoffbindung von Leguminosen	ja	ja
N-Nachlieferung aus der organischen Düngung der Vorjahre	ja	ja
N-Nachlieferung aus dem Anbau von Winterzwischenfrüchten	ja	entfällt
Vorfrucht bzw. Vorkultur (Acker/Gemüse)	nein	entfällt
Zuschlage bei Abdeckung mit Folie oder Vlies zur Ernteverfrühung	nein	entfällt
N-Düngebedarf während der Vegetation	nein	nein
Zuschläge auf Grund nachträglich eintretender Umstände, insbesondere Bestandsentwicklung oder Witterungsereignisse	nein	nein

Quellen: DüV 2021, Anlage 4 Tabellen 1 und 8

Die Berechnung der einzelnen Bilanzgrößen und der N-Flächenbilanzen erfolgt in RegNBil-DüV separat für mehr als 20 Kulturarten¹⁸, um die Maßnahmen der DüV 2021, die auf einzelne Kulturarten abzielen, bewerten zu können (zur Methodik siehe Kapitel A.1 im Anhang). Die Komponenten der N-Flächenbilanzen für die einzelnen Kulturarten werden anschließend Anbauflächen-gewichtet summiert und auf t N sowie kg N ha⁻¹ LF bezogen, um die Ergebnisse analog zu RegNBil-Bilanz mit Regionalgliederung Kreisregionen darzustellen.

¹⁸ Dauergrünland, ertragsarmes Dauergrünland, Rebland, übrige Dauerkulturen, Winterweizen, Roggen und Wintermenggetreide, Wintergerste, Sommergerste, Hafer, Triticale, Körnermais und CCM, sonstiges Getreide, Kartoffeln, sonstige Hackfrüchte, Silomais/Grünmais, Pflanzen zur Grünernte (ohne Silomais), Winterraps, sonstige Ölfrüchte, Hülsenfrüchte, übrige Ackerkulturen, Gemüse, Erdbeeren.

2.1.3 Emission von gasförmigen Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen aus der Landwirtschaft (EMMa-L-NC)

Mit dem Modell **EMMa-L-NC** („Emissionsminderungs-Maßnahmen in der Landwirtschaft für gasförmige Stickstoff- und Kohlenstoffspezies“) wird die Freisetzung von Luftschadstoffen (NH_3 , NO_x und weitere) und THG (N_2O , CH_4 , CO_2) aus der Landwirtschaft auf der Prozessebene berechnet. Es ist im parallel bearbeiteten UBA-Vorhaben „E-Moll“ (Dreisbach et al. 2025) auf Grundlage des Modells EMMa-L-N entwickelt worden (Häußermann et al. 2020) und bildet (weitgehend) identisch die Methodik des Modells GAS-EM ab, das vom Thünen-Institut für die Erstellung des landwirtschaftlichen Emissionsinventars verwendet wird (Rösemann et al. 2023).

Die Verfügbarkeit der Eingangsdaten vorausgesetzt, kann EMMa-L-NC für die *ex post*- und *ex ante*-Berechnungen der Emissionen von Luftschadstoffen (NH_3 , NO_x , Staub, NMVOC) und von THG (N_2O , CH_4 , CO_2) auf Ebene des Bundes, der Länder und der Kreise wie auch für die Bewertung von Minderungsmaßnahmen eingesetzt werden. Die Rechenwege von EMMa-L-NC sind auf der Prozessebene (bspw. Futteraufnahme und Ausscheidung, Stallhaltung, Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung für die einzelnen Tierkategorien) sehr viel detaillierter als in RegNBil-DüV, eine Regionalisierung auf Kreisebene ist mit den derzeit verfügbaren Daten allerdings nicht möglich.

In RegNBil-DüV werden die kreisbezogenen Ergebnisse mithilfe vereinfachter Rechenwege und Koeffizienten für tierische Ausscheidungen sowie (teilweise zusammengefasster) Emissionsfaktoren berechnet. Diese Faktoren werden dafür entweder aus den Tabellenanhängen des landwirtschaftlichen Emissionsinventars oder aus entsprechenden Berechnungen in EMMa-L-NC übernommen. EMMa-L-NC ist somit das Instrument für die Berechnung von Koeffizienten zur Ausscheidung und zu den gasförmigen Verlusten von N- und C-Spezies, die sich aus der Bewertung der ergänzenden Maßnahmen (s. Abschnitt 2.2.3) ergeben und die die Grundlage für die Regionalisierung mit RegNBil-DüV bilden.

2.1.4 Regionale Stickstoff-Stallbilanzen (N-Stallbilanz)

Einige der ergänzenden Maßnahmen (s. Abschnitt 2.2.3) im Projekt DüngeEval werden auf Kreise mit einem Überschuss der landwirtschaftlichen N-Gesamtbilanz von mehr als $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ begrenzt. In Ermangelung von regionalen, aus ökologischen Erfordernissen abgeleiteten Schwellenwerten für den N-Gesamtbilanzüberschuss wurde dafür der Zielwert der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie von $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ als Schwellenwert herangezogen (Bundesregierung 2016). Der Zielwert der Nachhaltigkeitsstrategie kann regional auch überschritten werden, sofern er auf Bundesebene eingehalten wird. Dies ist in der hier getroffenen Annahme, in der $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ ein Maximalwert auf Kreisebene darstellt, nicht der Fall. Der Zielwert der Nachhaltigkeitsstrategie stellt eine politische Setzung dar, für die bislang nicht untersucht wurde, ob damit tatsächlich auch ein ausreichender und nachhaltiger Schutz der Umwelt vor Beeinträchtigungen durch N_r -Emissionen aus der Landwirtschaft gewährleistet ist.

Die landwirtschaftliche N-Gesamtbilanz setzt sich aus den drei Teilbilanzen Flächenbilanz, Stallbilanz und Biogasbilanz zusammen. Die Methodik der N-Gesamtbilanz für die Landwirtschaft in Deutschland insgesamt wurde von der Universität Gießen zusammen mit dem Julius Kühn-Institut (JKI) entwickelt (Müller et al. 2024); die Bilanz wird jährlich vom JKI aktualisiert und vom BMELH veröffentlicht (BMEL und BLE 2023). Für eine Regionalisierung der N-Gesamtbilanz fehlte bislang noch eine Methodik zur Regionalisierung der N-Stallbilanz. Im Rahmen des Projekts DüngeEval wurde dafür der hier vorgestellte, stark vereinfachte Ansatz entwickelt, dessen Anwendung zunächst auf die vorliegende Aufgabenstellung beschränkt ist und der nicht ohne weiteres für andere Fragestellungen genutzt werden kann. Die größte methodische Unsicherheit

bei der Entwicklung einer regionalen N-Stallbilanz besteht in der Regionalisierung der Bilanzgröße „N-Zufuhr mit Futtermitteln“. Hierfür wurden zwei alternative Ansätze untersucht, die im Weiteren als „Ansatz 1“ und „Ansatz 2“ bezeichnet werden und die sich in der Art der Berechnung der N-Zufuhr mit Raufutter und Silomais unterscheiden.

Nach „Ansatz 1“ wird die Zufuhr über Raufutter und Silomais aus den Viehbestandszahlen und der Rationszusammensetzung aus dem landwirtschaftlichen Emissionsinventar bestimmt (Rösemann et al. 2023).

Nach „Ansatz 2“ wird die Zufuhr über Raufutter und Silomais in die Stallbilanz aus den Erntemengen nach Officialstatistik abzüglich der Substratmengen für die Biogaserzeugung gerechnet. Koeffizienten und Mengengerüst, spezifische Substratzufuhr der landwirtschaftlichen Vor-Ort-Verstromungsanlagen und Biomethananlagen wurden, auf Grundlage der in Häußermann et al. (2019) veröffentlichten Beschreibung, aktualisiert und fortgeschrieben in die Stallbilanz übernommen.

Hierfür werden zunächst die Naturalmengen und ausgehend davon die N-Zufuhr mit Futtermitteln berechnet. Die Zufuhr mit übrigen Futtermitteln wird in beiden Ansätzen auf Grundlage der in Rösemann et al. (2023) veröffentlichten Futterrationen und Futtermittelbedarfsberechnungen, teilweise in stark vereinfachter Weise, berechnet (d. h. die Berechnungen erfolgen nicht in der gleichen Detailtiefe wie in Rösemann et al. (2023) beschrieben). Die dem landwirtschaftlichen Emissionsinventar zugrundeliegenden Futterrationen werden als repräsentativ für bestimmte Tierkategorien, Tierhaltungssysteme, Regionen und tierische Leistungen angenommen. Diese Annahme wird hier geprüft, indem die Raufutter- und Silomais-Mengen, die aus diesen Rationszusammensetzungen resultieren, mit den Erntestatistiken für Raufutter und Silomais (abzüglich des Bedarfs für die Biogaserzeugung) verglichen werden.

Für DüngeEval wurden aufgrund der Kohärenz zur BMLEH-Bilanz und weil mit vorliegendem Kenntnisstand nicht entschieden werden kann, welcher der beiden Ansätze die richtigen Ergebnisse ergibt, die N-Stallbilanzen nach „Ansatz 2“ verwendet. Die Klärung der Diskrepanz zwischen beiden Ansätzen bleibt künftigen Untersuchungen vorbehalten.

Die Koeffizienten und das Mengengerüst für die N-Stallbilanz wurden zunächst aus der N-Flächenbilanz (Bilanzjahr 2022 für 2020) übernommen. Die Tierbestandszahlen für Rinder, Schweine, Schafe und Legehennen aus der Officialstatistik wurden neu aufbereitet. Die Hauptgruppe „Rinder“ wurden dabei in die acht Rinderkategorien unterteilt, die auch im Nationalen Emissionsinventar genutzt werden. Ziegen, Pferde und Geflügel (außer Legehennen), die in der N-Flächenbilanz unter „übrige Tiere“ zusammengefasst werden, sind in der N-Stallbilanz nicht berücksichtigt. Aus den Tierbestandszahlen und den spezifischen Leistungsdaten der Tiere (aus dem RMD entnommen) wurden zunächst die Naturalmengen der marktgängigen tierischen Produkte (Milch, Fleisch, Eier) und der Schlachtabfälle berechnet. Mit Verwendung derselben spezifischen N-Gehalte der Produkte wie in der BMLEH-Stallbilanz (Müller et al. 2024) wurden anschließend die darin enthaltenen N-Mengen berechnet. Die N-Mengen in tierischen Ausscheidungen und in der Einstreu wurden auf Grundlage der tierplatzspezifischen Ausscheidungen und Einstreumengen (entnommen aus den Tabellenanhängen zum RMD) und den Tierbestandszahlen berechnet. Die gasförmigen Emissionen von N und N_r aus Stall und Lager (einschließlich Biogaserzeugung und Gärrestlagerung) wurde auf die gleiche Weise aus den Tierbestandszahlen und den tierplatzspezifischen Emissionsmengen berechnet; letztere wurden mangels Differenzierung zwischen Stall und Lager jedoch nicht aus den RMD-Tabellenanhängen entnommen, sondern mit der Anwendung EMMA-L-NC berechnet.

In Tabelle 5 sind die Ergebnisse der regionalen N-Stallbilanz nach „Ansatz 2“ aggregiert für Deutschland dargestellt.

Tabelle 5: Bilanzgrößen und Ergebnisse der regionalen N-Stallbilanz für Deutschland gesamt (nach „Ansatz 2“).

Bilanzterm	Mittel 2016 bis 2020 (ohne 2018), in kg N ha ⁻¹ LF
Zufuhr insgesamt	108,5
Raufutter aus innerbetrieblicher Erzeugung	50,0
Silomais	10,3
Andere Futtermittel	46,3
Einstreu in die Tierhaltung	1,9
Abfuhr insgesamt	- 92,6
Marktgängige tierische Erzeugnisse (Milch, Fleisch, Eier)	- 18,9
Schlachtabfälle	- 2,9
Tierische Ausscheidungen	70,8
Überschuss insgesamt	15,8
Gasförmige Emissionen v. Stickstoff und reaktiven Stickstoffverbindungen aus Stall und WD-Lager	- 14,3
Netto-Überschuss	1,5

Für die N-Stallbilanz wurde keine Projektion für die Jahre 2025 und 2030 vorgenommen (s. Abschnitt 2.1.5), weshalb die Kreise mit mehr als 70 kg N ha⁻¹ LF Gesamtbilanzüberschuss auf Grundlage der Mittelwerte der Jahre 2016 bis 2020 (ohne Jahr 2018) ausgegrenzt wurden. Für das Dürrejahr 2018 weisen die regionalen N-Stallbilanzen - abweichend von den anderen Jahren - einen sehr niedrigen Überschuss aus, der zu unplausiblen Schlussfolgerungen führt, wie bspw. einer unrealistisch hohen N-Effizienz in der Tierhaltung. Als Ursache dafür kann bisher keine befriedigende Erklärung genannt werden. Der niedrige Wert ist kohärent zum Verlauf der Überschüsse in der BMLEH-Stallbilanz für das Bundesgebiet insgesamt, die ebenfalls für 2018 einen sehr geringen N-Stallbilanzüberschuss von nur 4 kg N ha⁻¹ LF ausweist, im Vergleich zu 22 kg N ha⁻¹ LF im Mittel der Jahre 2017, 2019 und 2020.

2.1.5 Entwicklung der Baseline-Projektionen 2025 und 2030

Für die Jahre 2025 und 2030 wurden Projektionen zu Entwicklung von Anbauflächen, Erträgen, Tierbeständen, Produktionsmengen und N-Mineraldüngung entwickelt, die als Mengengerüst im „Basisszenario“ für die Berechnungen der Modelle für diese beiden Jahre dienen.

Ausgangspunkt dieser sogenannten Baseline-Projektionen ist im Wesentlichen die Thünen-Baseline: eine Projektion der zukünftig erwarteten Agrarstruktur für einen Zeitraum von zehn Jahren, die in regelmäßigen Abständen vom Thünen-Institut veröffentlicht wird. Grundlage der Thünen-Baseline sind die Daten zur Agrarstruktur (jeweils gemittelt über die letzten drei Jahre), die zum Zeitpunkt der Erstellung der Thünen-Baseline aktuellen politischen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen und makroökonomischen Projektionen der Europäischen Kommission (Europäische Kommission 2022) sowie bereits beschlossene und in der Zukunft wirksame (agrar-)politische Maßnahmen und Programme. Die Thünen-Baseline-Projektion wird mithilfe der im Thünen-Modellverbund eingesetzten und entwickelten Modellen MAGNET, AGMENOD, RAUMIS und FARMIS (Thünen-Institut 2022) und dem landwirtschaftlichen Emissionsmodell GAS-EM (Rösemann et al. 2023) berechnet. Die Thünen-Baseline ist keine Vorhersage der Zukunft, sondern beschreibt die wahrscheinliche Entwicklung in einem Zeithorizont von etwa zehn

Jahren unter Fortschreibung der gegenwärtigen Rahmenbedingungen und mit Berücksichtigung bereits feststehender Änderungen der Agrarpolitik (Haß et al. 2022).

Im Projekt DüngeEval wurden Baseline-Projektionen für die Jahre 2025 und 2030 verwendet, die in einigen Punkten Ergänzungen für Merkmale beinhalten, die in Thünen-Baseline nicht vorhanden sind. Diese Merkmale wurden auf Grundlage weiterer Quellen abgeleitet (für Details siehe nachfolgende Beschreibung).

Grundlage dieser Baseline-Projektionen 2025 und 2030 im Projekt DüngeEval waren:

- (i) Thünen-Baseline 2022 – 2032 (Haß et al. 2022)¹⁹; Die Ergebnisse dieser Thünen-Baseline beinhalten Projektion der Anbauflächen, Tierbestände, Preise und Absatzmengen landwirtschaftlicher Produkte sowie der Einkommensentwicklung nach Betriebstyp; weiterhin werden drei Umweltindikatoren ausgewiesen: N-Bilanzüberschüsse (berechnet mit RAU-MIS), THG- und NH₃-Emissionen. In dieser Baseline waren die Auswirkungen der russischen Invasion in der Ukraine auf die Agrarmärkte noch nicht berücksichtigt
- (ii) Angaben zur Häufigkeitsverteilung von Stall-, WD-Lager- und -Ausbringverfahren, die der Stellungnahme des Thünen-Instituts zum 2. Nationalen Luftreinhalteprogramm (Vos et al. 2022a) entnommen wurden
- (iii) Aktivitätsraten zu Tierbeständen, Mineraldünger und Klärschlamm, die daraus in die ZSE-Datenbank (Eisold 2023) übernommen wurden
- (iv) Trends für Erträge, Anbauflächen und Milchleistung aus dem Tabellenanhang zu Vos et al. (2022b) auf Bundesebene für 2025 und 2030; diese Trends fehlen im aktuellsten RMD (Rösemann et al. 2023), sind in Vos et al. (2022b) enthalten, aber nicht kohärent zur Thünen-Baseline 2022 – 2032 (Haß et al. 2022).

Die Daten der Baseline-Projektion im Projekt DüngeEval sind mit den Ergebnissen der Thünen-Baseline-Projektion 2022 bis 2032 weitgehend identisch; die Ergebnisse werden auf Länder und Kreise verteilt.

In der Thünen-Baseline 2022 bis 2032 sind die in der Klimaschutzpolitik, Gewässerschutzpolitik und Luftreinhaltung rechtskräftig beschlossenen Maßnahmen berücksichtigt. Die Thünen-Baseline 2022 bis 2032 wurde auf Grundlage der im Frühjahr 2022 vorliegenden Daten erstellt. Die allgemeinen wirtschaftlichen Daten beruhen im Wesentlichen auf der Mittelfristprojektion 2021 bis 2031 der EU-Kommission (Europäische Kommission 2021) zu den Agrarmärkten. Die Auswirkungen des Russisch-Ukrainischen Krieges sind daher noch nicht berücksichtigt (Haß et al. 2022).

Haß et al. (2022) zufolge berücksichtigt die Thünen-Baseline 2022 bis 2032 die folgenden Maßnahmen der DüV 2017 und der DüV 2020²⁰ und deren erwartbare Auswirkungen auf Umwelt und Agrarmärkte:

- Begrenzung der Überschreitung zusätzlich erlaubter N-Düngermengen aufgrund nachträglich eingetretener Umstände auf maximal 10 % der nach DüV 2020 § 3 und 4 ermittelten Düngerobergrenzen sowie höhere Anrechnungsfaktoren für Gülle und flüssige Gärreste (auf Grünland ab 2025).
- Einarbeitung flüssiger WD und Geflügelkot sowie –mist innerhalb von einer Stunde (statt zuvor innerhalb von vier Stunden).

¹⁹ Mittlerweile liegt die Thünen-Baseline für den Zeitraum 2024 bis 2034 vor (Haß et al. 2024); diese Baseline konnte allerdings im Projekt DüngeEval nicht mehr berücksichtigt werden.

²⁰ Diese Maßnahmen gelten auch in der DüV 2021 unverändert fort.

- ▶ Eine um 20 % gegenüber dem N-Düngebedarf reduzierte N-Düngung in den „roten Gebieten“ (nach Ausweisung der „roten Gebiete“ Stand 2020; die Neuausweisung der „roten Gebiete“ 2022/23 ist in der Thünen-Baseline 2022 bis 2032 nicht berücksichtigt), sowie die weiteren in DüV 2020 § 13a formulierten weitergehenden Anforderungen in den „roten Gebieten“. In den „roten Gebieten“ werden geringe bis moderate Ertragsrückgänge angenommen.
- ▶ Wegfall des betrieblichen Nährstoffvergleichs.

Weiter sind (Haß et al. 2022) zufolge folgende Maßnahmen der DüV 2017, die unverändert in die DüV 2020 übernommen wurden, ebenfalls berücksichtigt:

- ▶ Düngung mit Harnstoff seit dem 1. Februar 2020 nur unter Zugabe von Urease-Inhibitoren.
- ▶ Emissionsmindernde Ausbringtechnik für flüssige WD, Verbot von Breitverteilung auf Ackerland ab 2020 und auf Grünland oder mehrschichtigem Feldfutterbau ab 2025.
- ▶ Verlängerung der Sperrfristen.

Für die Projektionen für 2025 und 2030 im Projekt DüngeEval werden die prozentualen Änderungen der Aktivitätsdaten übernommen und auf die eigenen Aktivitätsdaten der N-Bilanzierung (RegNBil und RegNBil-DüV) angewandt, da sich die Eingangsdaten im Basisjahr 2021 teilweise von Vos et al. (2022b) unterscheiden, beispielsweise bei den Tierzahlen. Die aus Daten auf Bundesebene abgeleiteten Trends werden ebenfalls auf die einzelnen Bundesländer und Kreise übertragen, weil Daten zur plausiblen Ableitung regional weiter differenzierter Trends nicht verfügbar sind.

Anbauflächen

Die Flächenangaben für einzelne Kulturen für Bund und Länder für das Basisjahr 2021 entstammen der Fachserie 3 Reihe 3.1.2. des Statistischen Bundesamtes bzw. wurden auf Grundlage der Kreisdaten für 2020 aus der Landwirtschaftszählung für 2021 extrapoliert. In Vos et al. (2022b) finden sich die projizierten Daten für 2025 und 2030 für Deutschland insgesamt. Auf Grundlage dieser Daten und den Basisdaten für das Jahr 2021 werden Polynomregressionen durchgeführt²¹. Mithilfe der daraus abgeleiteten Polynomfunktionen 2. Grades werden die Projektionen für Länder- und Kreisebene für 2025 und 2030 vorgenommen. Für einige der Flächenkategorien in RegNBil sowie RegNBil-DüV liegen in Tabellenanhang von Vos et al. (2022b) keine Angaben vor. In diesen Fällen wurden die Projektionen wie folgt vorgenommen:

- ▶ Die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) beträgt nach Haß et al. (2022) im Jahr 2030 in Deutschland 16,161 Mio. ha. Für die Ableitung der LF für 2025 werden die Daten für 2021 (16,592 Mio. ha) und 2030 mittels Polynomregression ermittelt.
- ▶ Für die Projektionen für die Ackerfläche wird die Summe „Ackerland und Dauergrünland“ (AC1001.14) verwendet. Der Flächenanteil für Grünland aus den eigenen Projektionen (s. u.) werden von der Gesamtfläche „Ackerland und Dauergrünland“ abgezogen.
- ▶ Die Gesamtfläche für Dauergrünland umfasst die Flächen „Wiesen und Weiden“ (AI1001.048) sowie „Grasanbau“ (AI1001.040). Für die Projektionen werden die Summen für 2021, 2025 und 2030 gebildet und der Trend aus der Polynomregression übernommen.

²¹ Sofern keine andere Quelle angegeben ist, wurden die Projektionen für 2025 und 2030 aus den Tabellenanhängen zu Vos et al. (2022b) entnommen.

- ▶ Für die Flächen von Dauerkulturen, Rebland und sonstige Dauerkulturen werden die Angaben aus 2021 übernommen, da hierfür keine Projektionsdaten vorliegen, die Flächengrößen seit 2010 nur geringfügig variieren und kein Trend erkennbar ist.
- ▶ Für die Berechnung des Trends für „Sonstiges Getreide“ auf Bundesebene wird die Summe der Anbauflächen von Sommerweizen (AI1001.012) und Getreide zur Ganzpflanzenernte (AI1001.024) genutzt.
- ▶ Die Fläche für Getreideanbau setzt sich aus den Flächen der einzelnen Getreidesorten und der Kategorie „Sonstiges Getreide“ zusammen.
- ▶ Für die Projektionen der Fläche mit Gerstenanbau (vormals nur Wintergerste) wird die Fläche von Wintergerste (AI1001.016) und Sommergerste (AI1001.018) aufsummiert.
- ▶ Für die Projektion der Flächen für Hackfrüchteanbau insgesamt wurde der Trend aus der Summe der Anbauflächen für Zuckerrüben (AI1001.032) und Kartoffeln (AI1001.042) abgeleitet.
- ▶ Für die Projektion der Anbauflächen von „Pflanzen zur Grünernte“ beruht der Trend auf den Anbauflächen von Mais (Silomais, AI1001.028 und Körnermais, AI1001.026), „Klee, Klee-Gras Mischungen, Klee-Luzerne Mischungen“ (AI1001.036), Ackerbohnen (AI1001.044) und Futtererbsen (AI1001.046).
- ▶ Für die Anbauflächen für Ölfrüchte wird der Trend von Winterraps (AI1001.030) übernommen.
- ▶ Die Fläche mit Hülsenfrüchteanbau orientiert sich am Trend für Flächen mit Ackerbohnen (AI1001.044) und Futtererbsenanbau (AI1001.046).
- ▶ Die Flächen mit Anbau sonstiger Ackerkulturen wird auf Bund-, Länder- und Kreisebene berechnet und bildet sich aus der Differenz der Fläche von Ackerland insgesamt und der Summe der Flächen der einzelnen Ackerkulturen.
- ▶ Die Flächenprojektionen für Deutschland insgesamt für die einzelnen Gemüsearten für 2025 und 2030 werden aus Vos et al. (2022b) entnommen und aufsummiert.

Erträge

Die Projektionen der Erträge für 2025 und 2030 können für alle Ackerkulturen aus Vos et al. (2022b) ebenfalls auf Bundesebene entnommen werden. Die Änderungen im Ertrag für Grünland werden prozentual zu den Ertragsänderungen für „Wiesen und Weiden“ (AI1001.049) aus Vos et al. (2022b) übernommen. Der Trend wird wie bei den Flächen auf Länder- und Kreisebene übernommen.

Tierbestände und Tierleistungsdaten

Für die Tierzahlen werden die Trends aus den in der ZSE-Datenbank zum NLRP 2023 hinterlegten Aktivitätsraten für 2025 und 2030 abgeleitet (Vos et al. 2022a, Eisold 2023). Zwar bestehen bei Schweinen insgesamt und bei Mastschweinen aufgrund der abweichenden Einteilung der Schweine in die Subkategorien große Unterschiede zwischen Aktivitätsraten in der ZSE-Datenbank und den Schweinebestandszahlen nach Officialstatistik, wie sie in RegNBil und RegNBil-DüV genutzt werden, jedoch wird davon ausgegangen, dass der Trend übereinstimmt. Die mittleren gewichteten Großvieheinheiten (GV)-Schlüssel für Schafe, Schweine und Rinder von 2021 werden unverändert für 2025 und 2030 übernommen. Für die Berechnung der GV werden zunächst die Projektionen für 2025 und 2030 der einzelnen Tierkategorien berechnet und daraus

die Großvieheinheiten für 2025 und 2030 berechnet. Die Milchleistung wird ebenfalls in der Baseline-Projektion berücksichtigt und der Trend für 2025 und 2030 auf Bundesebene aus Vos et al. (2022b) (AI1005CAT.001) übernommen.

Die Projektionen sind auf Basis des Jahres 2021 entwickelt worden. Ein Abgleich der Projektionen und der tatsächlichen Entwicklung nach Destatis 2024b; 2024c, 2024a) ist relativ zum Viehbestand im Jahr 2019 bzw. 2020 für Legehennen für Rinder insgesamt, Milchvieh, Schweine insgesamt, Mastschweine, Zuchtsauen und Legehennen in Abbildung 1 dargestellt. Für Milchkühe sind die prozentualen Rückgänge in der Statistik etwas höher (-9,6 % 2024 gegenüber 2019) als in der Projektion (-4,2 %) angenommen. Gleiches ist bei den Gesamtrinderzahlen zu beobachten: laut Statistik sinken die Rinderzahlen um -9,7 % gegenüber 2019 bis 2024, in den Projektionen sinken die Rinderzahlen um -2,8 % (Destatis 2024b).

Abbildung 1: Relative Änderungen der Viehbestände (Rinder, Milchvieh, Schweine, Mastschweine, Zuchtsauen und Legehennen in der Baseline-Projektion^a und nach Offizialstatistik^b (2019 = 1, für Legehennen 2020 = 1).



^a Im Rahmen des Projekts DüngEval wurden nur die Projektionen für die Jahre 2025 und 2030 genutzt.

^b 2022 und 2023 für Rinder und Schweine jeweils Stichtag 3. November und 2024 Stichtag 3. Mai. Legehennen nach Ergebnissen der ASE 2023 zum Stichtag 1. März 2023.

Bei Mastschweinen sinken die Tierzahlen in den Projektionen um -10,2 %, laut Destatis (2024c) sind die Mastschweinezahlen bis 2024 deutlich stärker um -20,0 % gesunken. Ähnlich sieht es bei den Tierzahlen für Sauen (Statistik: -22,7 % 2023, Projektion: -15,5 % 2024 gegenüber 2019) und Schweine insgesamt aus (Statistik: -19,6 % 2024, Projektion: -12,7 % 2024). Bei Legehennen wird hingegen eine leichte Abnahme in den Projektionen (-2,3 % 2023) angenommen,

laut Destatis (2024a) stiegen die Anzahl an Legehennen um 2,4 % bis 2023 gegenüber 2020 an. Das bedeutet, dass zwischen den Projektionen und der tatsächlichen Tierzahlentwicklung von Milchvieh, Rindern insgesamt und Legehennen deutlich geringere Unterschiede bestehen als bei Schweinen insgesamt, Mastschweinen und Zuchtsauen (Abbildung 1). Diese Abweichungen konnten im vorliegenden Bericht nicht mehr berücksichtigt werden, gleichfalls liefern sie einen Hinweis, dass auch die Viehbestände in den Jahren 2025 und 2030 niedriger sein könnten als die projizierten Viehbestände. Dadurch könnten auch die durch die Viehhaltung bedingten Umwelt- und Klimawirkungen geringer ausfallen als sie im vorliegenden Bericht ermittelt werden.

Sonstige Eingangsdaten

Die Klärschlammzufuhr sowie der N-Gehalt von Klärschlamm wird unverändert von 2021 für 2025 und 2030 aus Rösemann et al. (2023) übernommen, hieraus ergibt sich für 2025 und 2030 eine gegenüber 2021 unveränderte N-Zufuhr mit Klärschlamm. Hierbei wird nicht berücksichtigt, dass perspektivisch durch das Verbot der bodenbezogenen Verwertung von Klärschlamm aus Kläranlagen mit mehr als 100.000 Einwohnerwerten ab 2029 und mit mehr als 50.000 Einwohnerwerten ab 2032 ein weiterer Rückgang der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung zu erwarten ist (BDE 2017).

Der Rohprotein-Gehalt von Winterweizen und Roggen wird in der Thünen-Baseline nicht berücksichtigt. Für 2025 und 2030 wird der mittlere Rohproteingehalt von 2012 bis 2021 übernommen (Max Rubner-Institut 2019, aktualisiert 2023, BMEL versch. Jg.).

Die BNF durch übrige Ackerfutterpflanzen ist maßgeblich von der Anbaufläche abhängig. Aus den eigenen Projektionen werden die Flächen für Ackerfutterpflanzen 2025 und 2030 für die Berechnung genutzt. Zudem wird als Input die Fläche für den Anbau von Leguminosen zur Ganzpflanzenernte benötigt. Aus Vos et al. (2022b) wird hierfür der Trend von „Klee, Klee-Gras Mischungen, Klee-Luzerne Mischungen“ (AI1001.036) genutzt.

Die N-Zufuhr durch Saatgut wird auf Basis der Anbauflächen von Getreide, Körnermais und CCM sowie Hülsenfrüchte, Hackfrüchte und Ölfrüchte berechnet. Die Flächen für 2025 und 2030 werden aus den eigenen Projektionen übernommen (siehe Abschnitt „Anbaufläche“ in diesem Kapitel). Die N-Gehalte im Saatgut je Tonne Frischmasse sind seit 1990 konstant und werden daher für 2025 und 2030 übernommen. Bei den Saatgutmengen wird ein Mittelwert der letzten zehn Jahre für 2025 und 2030 übernommen.

Die Daten zur N-Deposition von Ammoniak/Ammonium (NH_y) und Stickstoffoxid (NO_x) der Jahre 2000 bis 2014 stammen aus dem Projekt PINETI-III (Schaap et al. 2018) und wurden für die Jahre 2015 bis 2019 aus der Fortschreibung dieser Datenreihe durch das Projekt PINETI-IV (Kranenburg et al. 2024) ergänzt. Für die übrigen Jahre der Zeitreihe 1995 bis 2021 wie auch für die Projektion für die Jahre 2025 und 2030 werden die Depositionsdaten auf Basis der Daten aus PINETI geschätzt: für die Deposition von NH_y in den Jahren 1995 bis 1999 werden die Mittelwerte der Jahre 2000 bis 2015 angesetzt, für die Jahre 2020 und 2021 werden die Werte für das Jahr 2019 übernommen und für die Baseline-Projektion der Jahre 2025 und 2030 wird eine Minderung der über die Jahre 2000 bis 2015 gemittelten NH_y -Deposition entsprechend des Minderungspfades der NEC-Richtlinie für NH_3 -Emissionen angenommen; dies sind -17 % im Jahr 2025 und -29 % im Jahr 2030.

Die N-Deposition von NO_x wird bis 1999 mithilfe einer linearen Regression in Abhängigkeit der bundesweiten durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmenge berechnet. Jedoch wird bei Fortsetzung dieser Regression die Deposition in einigen Bundesländern und Kreisen negativ. Daher werden für die Jahre 2020 und 2021 die Werte des Jahres 2019 übernommen, für die Baseline-Projektion der Jahre 2025 und 2030 werden die Werte der NEC-Richtlinie zur Minderung der NO_x -Emissionen für die Schätzung der NO_x -Deposition übernommen. Hieraus ergibt sich

eine Minderung der NO_x-Deposition für die Baseline-Projektion im Jahr 2025 um -52 % und um -65 % im Jahr 2030 gegenüber den Emissionen im Basisjahr 2005.

Es wird angenommen, dass die Brutto- und Netto-Importe von WD sich sowohl in den Bundesländern als auch in den Kreisen in Abhängigkeit vom Tierbestand (in GV) verändern. Die Anzahl der GV bestimmt den WD-Anfall sowie die potenziellen WD-Importe und -Exporte und eignen sich daher als Trend für die Projektionen. Bis 2025 nehmen die GV leicht zu, anschließend wird eine geringfügige Abnahme bis 2030 projiziert. Bei geringeren zulässigen Ausbringungsmengen nach DüV, nur geringer Abnahme der GV und gleichzeitig abnehmender LF werden mehr Exporte aus tierintensiven Regionen (namentlich Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen) notwendig. Daher wird davon ausgegangen, dass die Importe und Exporte zwischen den Bundesländern im gleichen Verhältnis bleiben, sich aber die WD-Mengen in Abhängigkeit von der Anzahl der GV ändern.

Die WD-Importe aus den Niederlanden schwanken in den letzten Jahren stark und werden derzeit für Kreise in NRW und Niedersachsen in der N-Flächenbilanzierung berücksichtigt. Es wird vermutet, dass durch die Ausbringungsbeschränkungen im Rahmen der Umsetzung der DüV 2021 sowie durch den politisch stark forcierten Abbau der Viehbestände in den Niederlanden die WD-Importe sinken werden (DGS 2023). Für die Kreise in Niedersachsen und NRW liegen bis 2021 Daten zu Importmengen aus den Nährstoffberichten der beiden Länder vor (Landwirtschaftskammer Niedersachsen versch. Jahrgänge; Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2014, 2018, 2021). Für die Kreise werden mittels linearer Regression die Importmengen für 2025 und 2030 extrapoliert. Für die Gesamtimportmengen aus den Niederlanden wird ein Mittelwert der letzten zehn Jahre genutzt, da mittels verschiedener Regressionsverfahren die Importe – entgegen der Erwartung – steigen würden und zudem die Regressionsmodelle aufgrund der hohen Schwankungen nur eine geringe Güte aufweisen. Durch die Regression steigen nur in einigen wenigen Kreisen die Importe leicht an, in den meisten Kreisen nehmen die WD-Importe aus den Niederlanden ab. Die Gesamtimporte aus den Niederlanden sinken in den Projektionen bis 2030 um 96 % gegenüber dem IST-Wert.

In einer Zeitreihe nach BMWK (2025) werden mithilfe der installierten Leistung und der eingespeisten elektrischen Leistung der Biogasanlagen (ohne Anlagen zur Biomethanproduktion) die Vollbetriebsstunden errechnet. Für die Projektionen für 2025 und 2030 wird die Annahme aus dem Klimaschutzprogramm (KSP) 2030 (BMU 2019a) übernommen, dass sich die installierte Leistung von Biogasanlagen bis 2027 um 10 % im Vergleich zu 2017 reduzieren wird; Basis für diese Annahme ist der Projektionsbericht 2017-2027 (Offermann et al. 2018). Mithilfe einer linearen Regression wird die installierte Leistung für 2025 und 2030 berechnet. Um die eingespeiste elektrische Arbeit zu berechnen, werden die rechnerischen Vollbetriebsstunden für 2025 und 2030 benötigt, um diese mit der installierten elektrischen Leistung zu multiplizieren. Infolge der Flexibilisierung in der Stromproduktion aus Biogas wird angenommen, dass die Vollbetriebsstunden ebenfalls abnehmen werden, was auch dem Trend der letzten Jahre entspricht. Mithilfe einer linearen Regression werden die Vollbetriebsstunden für 2025 und 2030 extrapoliert und anschließend wird die eingespeiste elektrische Leistung berechnet. Um die Stromeinspeisung von Vor-Ort-Verstromungsanlagen auf Kreisebene zu berechnen, wird der Bundes-trend, d. h. die prozentuale Abnahme in der eingespeisten elektrischen Arbeit auf Bundesebene bis 2025 und 2030, übernommen. Dieser Trend wird auch für die Berechnung der Stromeinspeisung von Biogasanlagen mit Bioabfallvergärung angenommen. Für 2025 nimmt die eingespeiste elektrische Arbeit um 12 % und bis 2030 um 13,7 % gegenüber dem IST-Wert ab.

Die äquivalente Stromeinspeisung über Biomethananlagen wird unverändert von 2021 übernommen. Es wird davon ausgegangen, dass der Rückgang des Biogasanlagenbestandes die Vor-Ort-Verstromungsanlagen betrifft, nicht jedoch die Biomethananlagen, deren Anlagenbestand im

Durchschnitt deutlich jünger ist. Dies zeigt auch der Trend der letzten Jahre, in denen kaum Schwankungen zu erkennen sind.

Für RegNBil und RegNBil-DüV werden Ergebnisse zu Emissionsfaktoren, Einstreumengen und N-Ausscheidung aus den Tabellenanhängen zum RMD (Rösemann et al. 2023) aufbereitet und verwendet. In Rösemann et al. (2023) fehlen die notwendigen Emissionsfaktoren, Emissionen und Eingangsdaten für die Jahre 2025 und 2030, sodass für Baseline-Projektion dieser Daten für die Jahre 2025 und 2030 die Ergebnisse aus EMMA-L-NC – entsprechend aufbereitet – verwendet werden.

Mangels Daten im RMD wurden zu folgenden Eingangsdaten eigene Annahmen getroffen:

- ▶ Die N_2O -, N_2 - und Stickstoffmonoxid(NO)-Emissionen je ausgeschiedener Einheit N aus der Vergärung von WD sind 2020 und 2021 konstant und werden daher mangels anderweitiger Daten für 2025 und 2030 übernommen.
- ▶ Der Anteil gasdichter Gärrestlager für WD und Energiepflanzen wird in Rösemann et al. (2023) nicht explizit aufgeführt. Es wird davon ausgegangen, dass ohne spezifische Anreize die bestehenden Gärrestlager nicht umgerüstet werden (vgl. BMU 2019b). Da in den Projektionen von einem Rückgang von Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromung bzw. einem konstanten Bestand an Anlagen mit Biomethaneinspeisung ausgegangen wird, wird der Anteil gasdichter Gärrestlager ebenfalls als konstant angenommen.

2.2 Übersicht der untersuchten Maßnahmen

Im Projekt DüngeEval wurden insgesamt 44 Maßnahmen in die Betrachtung einbezogen. Die Maßnahmen umfassen:

- ▶ Neun Maßnahmen der DüV 2021, die von allen Landwirtschaftsbetrieben umgesetzt werden müssen (mit A01 bis A12 nummeriert, s. Tabelle 6).
- ▶ Sechs Maßnahmen, die nach § 13a DüV 2021 nur für Landwirtschaftsbetriebe in den "roten Gebieten" gelten (B01 bis B06, s. Tabelle 7).
- ▶ 29 ergänzende Maßnahmen (C01 bis C30, s. Tabelle 8), die weitergehenden Optionen zur Einhaltung der Umweltqualitätsziele bieten, falls mit Umsetzung der DüV 2021 für einzelne Schutzgüter Minderungslücken verbleiben. Diese Maßnahmen werden im Zusammenhang mit Nachhaltigkeitsbetrachtungen zur Landwirtschaft in der Literatur diskutiert und im vorliegenden Projekt zum Teil weiter ausdifferenziert.

Von den insgesamt 44 Maßnahmen wurde für 32 deren Wirkung auf die Schutzgüter Klima, Vegetation, terrestrische Ökosysteme und Grundwasser quantitativ bewertet. Die übrigen Maßnahmen konnten nur semi-quantitativ, qualitativ oder überhaupt nicht bewertet werden. Für diese Maßnahmen fehlen häufig die Aktivitätsdaten zum Mengengerüst und/oder die Maßnahmen können nicht ausreichend präzise in Szenarien umgesetzt werden, deren Effekte mit dem verfügbaren Modellinstrumentarium beschrieben werden können. Für einzelne Maßnahmen wäre eine Bewertung nur auf Grundlage räumlich hochaufgelöster Daten (u. U. schlaggenau) möglich, nicht aber auf der Ebene von Kreisregionen, die im Projekt DüngeEval als kleinste räumliche Einheiten der Modellierungen verwendet werden. Für andere Maßnahmen können die genauen Wirkmechanismen und ihre Effekte auf die Schutzgüter nicht hinreichend genau quantitativ erfasst werden. Die Wirkmechanismen, die diesen Maßnahmen zugrunde liegen, und die daraus resultierenden Umweltwirkungen werden, soweit möglich, anhand von Literaturlauswertungen beschrieben, nicht jedoch die Wirkung der Maßnahme an sich bewertet.

2.2.1 Maßnahmen der novellierten Düngeverordnung

In der DüV 2021 sind insgesamt neun Maßnahmen (Tabelle 6) aufgeführt, die für alle Landwirtschaftsbetriebe gelten und mit denen gem. DüV § 1 Abs. 3 das stoffliche Risiko durch die Anwendung von Düngemitteln vermindert werden soll.

Tabelle 6: Maßnahmen^{a, b} in der DüV 2021 mit Geltung für alle Betrieben.

Maßnahme Nr.	Maßnahmenbeschreibung	Quelle
A01	Wegfall des Nährstoffvergleiches für N und P. Als Ersatz für die bekannten verpflichtend zu erstellenden Nährstoffvergleich wird die schlaggenaue und zeitnahe Aufzeichnung der tatsächlich aufgetragenen Düngemengen (mineralisch, organisch) eingeführt.	§ 3 Abs. 2
A02	Begrenzung der Ausbringungsmenge für flüssige organische Düngemittel auf Grünland und auf Ackerland mit mehrjährigen Feldfutterbau bei Aussaat bis 15. Mai auf 80 kg Gesamt-N ha ⁻¹ in der Zeit vom 1. Sept. bis zum Einsetzen der Sperrfrist.	§ 6 Abs. 8 Nr. 2
A03	Verlängerung der Sperrfrist für Festmist von Huf- und Klauentieren sowie Komposte um zwei Wochen.	§ 6 Abs. 8
A04	Verbindliche Anrechnung der N-Düngung im Herbst zu Winterraps und Wintergerste in Höhe der pflanzenverfügbaren Menge auf den N-Düngebedarfswert dieser Kulturen im Frühjahr.	§ 4 Abs. 1 Nr. 7
A05	Überschreitung des ursprünglich ermittelten N-Düngebedarfs infolge nachträglich eintretender Umstände um maximal 10 %.	§ 3 Abs. 3 und § 13a Abs. 2 S. 1 Nr. 1
A08	Erhöhung der Mindestwirksamkeit von Rinder- und Schweinegülle sowie flüssigen Gärresten um 10 Prozentpunkte; (i) auf Ackerland ab 2020; (ii) auf Dauergrünland ab 2025.	Anlage 3 zu § 3 Abs. 5 S. 1 Nr. 2
A09	Verkürzung der Einarbeitungszeit für flüssige WD bei Ausbringung auf unbestelltem Ackerland auf eine Stunde ab 2025.	§ 6 Abs. 1 S. 1
A11	Erhöhung des Gewässerabstandes bei Flächen ab 5 % Hangneigung ohne Düngung von einem Meter auf drei Meter.	§ 5 Abs. 3 S. 1 Nr. 1
A12	Sofortige Einarbeitungspflicht ab 5 % Hangneigung für Düngemittel auf unbestelltem Ackerland; auf bestelltem Ackerland ist die Düngung bei Reihenkultur ≥ 45 cm Reihenabstand nur mit Untersaat oder sofortiger Einarbeitung, ohne Reihenkultur nur bei hinreichendem Pflanzenabstand bzw. Mulch/Direktsaat zulässig.	§ 5 Abs. 3 S. 2 Nr. 1 und 2

^a Einzelne Maßnahmen wurde im Laufe des Projekts aus der Maßnahmenliste gestrichen, weswegen die Maßnahmen nicht fortlaufend nummert sind.

^b Die Maßnahmen A05, A08 und A09 werden quantitativ, A12 semi-quantitativ und die Maßnahmen A01, A02, A03, A04 und A11 jeweils qualitativ nur anhand einer Literaturlauswertung bewertet.

Von diesen neun Maßnahmen wurden die Maßnahmen A05, A08 und A09 quantitativ bewertet, die Maßnahme A01, A02, A03, A04 und A11 semi-quantitativ oder qualitativ anhand einer Literaturlauswertung bewertet. Beispielsweise begrenzen bzw. verbieten die Maßnahmen A02 und A03 eine Düngung zu bestimmten Zeiten, in denen ein reduzierter Nährstoffbedarf durch die Pflanzen besteht oder aufgrund der Witterungsbedingungen die Gefahr von Nährstoffverlusten erhöht ist. Da weder bekannt ist, welche Düngermengen (im Wesentlichen betreffen diese Maßnahmen organische Dünger) von der Umsetzung dieser Maßnahmen betroffen sind, noch wie die Betriebe ihre Düngung an diese Maßnahmen anpassen, können diese Maßnahmen nicht ausreichend parametrisiert werden, um mit den verwendeten Modellen RegNBil und RegNBil-DüV ihre Umweltwirkung quantitativ zu bewerten.

Für die Maßnahmen A05, A08, A09, A11 und A12 mit quantitativer oder semi-quantitativer Bewertung wird die Umsetzung in das Modellinstrumentarium von DüngEval im Folgenden im Ansatz erläutert. Eine detaillierte Darstellung, wie die Maßnahmen in Form von Änderungen in den Aktivitätszahlen und/oder Koeffizienten in den Modellen umgesetzt wurden, ist in Anbetracht der mehr als 4000 Variablen bzw. Parameter in den Modellen RegNBil, RegNBil-DüV, EMMA-L-NC, die zudem teilweise noch räumlich und zeitlich variieren, nicht zu leisten; dies würde den Rahmen des Berichts sprengen.

A05 „Überschreitung des ursprünglich ermittelten N-Düngebedarfs infolge nachträglich eintretender Umstände um maximal 10 %“

Die Maßnahme A05 wird rechnerisch umgesetzt, indem der nach Formel 6 (im Anhang A.1) ermittelte N-Düngebedarf DN außerhalb der „roten Gebiete“ um 10 % erhöht wird. Diese Annahme stellt ein Maximalszenario dar und zeigt auf, welche maximalen Auswirkungen dieser Ausnahmetatbestand auf die untersuchten Schutzgüter haben kann. Bei der Umsetzung dieser Regelung in Landes-Düngeverordnungen werden Kriterien zur Anwendung definiert, die sich zwischen den einzelnen Ländern unterscheiden und die tatsächliche Auswirkung des Ausnahmetatbestands gegenüber den im Projekt DüngEval getroffenen Annahmen auf die untersuchten Schutzgüter sehr wahrscheinlich deutlich begrenzen. Die (möglicherweise nicht einheitliche) Umsetzung dieser Regelung in Landesverordnungen wurde, wie auch für alle übrigen Maßnahmen, im Projekt DüngEval nicht berücksichtigt.

A08 „Erhöhung der Mindestwirksamkeit von Rinder- und Schweinegülle sowie flüssigen Gärresten um 10 Prozentpunkte“

Die Berechnung der Maßnahme erfolgt unter Verwendung der gegenüber der DüV 2017 um 10 Prozentpunkte höheren Mineraldünger-wirksam anzurechnenden Mindestwerte für die Ausbringung von Rinder- und Schweinegülle sowie Gärresten nach Abzug der Stall- und Lagerverluste nach DüV 2021, Anlage 2 und unter Einrechnung der Nachlieferung aus der Mineralisation im ersten Jahr nach der Anwendung. Diese anzurechnenden Mindestwerte wurden in der DüV 2021 gegenüber der DüV 2017 von 75 auf 85 % erhöht. Bei den Berechnungen auf Kreisebene werden hierbei Wirtschaftsdüngertransfers (Häußermann et al. 2019) und die Anteile der Arten von Wirtschaftsdüngern (Gülle, Festmist, Jauche, Gärreste sowie Ausscheidungen auf der Weide auf Grundlage der Tabellenanhänge zum RMD (Rösemann et al. 2023) (Tabellen EXCR.001 bis EXCR.113 mit den Mengen ausgeschiedenen N nach Wirtschaftsdüngerart) berücksichtigt.

A09 „Verkürzung der Einarbeitungszeit für flüssige WD bei Ausbringung auf unbestelltem Ackerland auf eine Stunde ab 2025“

Zur Berechnung der Maßnahme A09 in RegNBil und RegNBil-DüV werden mit EMMA-L-NC die impliziten NH₃-Emissionsfaktoren abgeleitet, die sich aus der Änderung der Einarbeitungszeit von flüssigen Wirtschaftsdüngern auf unbestelltem Ackerland von vier auf eine Stunde ergeben. Ausgangsbasis ist die Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren flüssiger Wirtschaftsdünger (Rinder- und Schweinegülle, Gärreste und Jauche) in den Jahren 2025 und 2030. Die Daten zur Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren wurden in der LZ 2020 für Deutschland insgesamt und auf Länderebene erhoben (Destatis 2021) und für die Baseline-Projektion 2025 und 2030 wie in Vos et al. (2022a) und Rösemann et al. (2023) beschrieben aufbereitet. Die impliziten NH₃-Emissionsfaktoren für die Wirtschaftsdüngerausbringung für die verkürzte Einarbeitungszeit flüssiger Wirtschaftsdünger werden in RegNBil und RegNBil-DüV als Eingangsdaten verwendet. Aus den Unterschieden der impliziten NH₃-Emissionsfaktoren für die Ausbringung mit

Einarbeitung innerhalb von vier Stunden vs. innerhalb einer Stunde ergeben sich, mittels Berechnungen mit RegNBil und RegNBil-DüV, die Wirkungen der Maßnahme auf die verschiedenen Schutzgüter.

A11 „Erhöhung des Gewässerabstandes bei Flächen ab 5 % Hangneigung ohne Düngung von einem Meter auf drei Meter“

Die Hauptwirkung der Maßnahme A11 liegt in der Reduzierung von Oberflächenabfluss von P und N durch ungedüngte und begrünte Gewässerrandstreifen, was im Projekt DüngEval jedoch nicht untersucht wurde. Die Bewertung der Maßnahme erfolgt deshalb semi-quantitativ indem davon ausgegangen wird, dass auf der betroffenen Fläche von insgesamt 9900 ha Ackerland (Drucksache, 19/18469 08. April 2020) keine Düngung erfolgt und anteilige Düngermenge eingespart wird (zur qualitativen Bewertung anhand der Literatur siehe Abschnitt 3.5.5). Der aus den Flächen für Deutschland insgesamt abgeleitete Anteil der Gewässerrandstreifen an Ackerland wird gleichermaßen für das Ackerland in allen Kreisen angenommen. Eine regional differenzierte aufwändige Auswertung über GIS für eine genaue Ermittlung der räumlichen Verteilung betroffener Flächen und unter Einbeziehung der Hangneigung erfolgt nicht aufgrund der insgesamt geringen Bedeutung der Maßnahme für die im Projekt DüngEval untersuchten Schutzgüter.

A12 „Sofortige Einarbeitungspflicht ab 5 % Hangneigung für Düngemittel auf unbestelltem Ackerland und verpflichtende Untersaaten in Reihenkulturen“

Die Bewertung der Maßnahme A12 erfolgt semi-quantitativ, wobei die sofortige Einarbeitungspflicht ab 5 % Hangneigung für Düngemittel auf unbestelltem Ackerland analog zu Maßnahme A09 berechnet wird. Eine Eingrenzung auf Flächen mit mehr als 5 % Hangneigung erfolgte ebenfalls nicht. Die Bewertung der Wirkung von Untersaaten erfolgt qualitativ (siehe Abschnitt 3.5.4).

Infolge der eingeschränkten Zahl von Maßnahmen mit quantitativer Bewertung ist die Evaluierung der DüV im vorliegenden Projekt unvollständig. Die Autor*innen gehen aber davon aus, dass mit den Maßnahmen A08, A09 und B01 die - mutmaßlich - wirkungsstärksten Einzelmaßnahmen der DüV 2021 quantitativ erfasst sind und somit die DüV 2021 als Ganzes hinsichtlich ihrer Umweltwirkung im Kern zutreffend bewertet werden kann. Die Wirkung der DüV 2021 in Bezug auf die untersuchten Schutzgüter dürfte damit tendenziell eher unterschätzt als überschätzt werden.

2.2.2 Maßnahmen in den „roten Gebieten“

Für die mit Nitrat belasteten Gebiete in Deutschland, die sogenannten „roten Gebieten“, sieht die DüV 2021 in § 13a zusätzliche Maßnahmen vor (Tabelle 7); als wichtigste Vorschrift ist die Verminderung der N-Düngung um 20 % gegenüber dem N-Düngebedarf nach Bedarfsermittlung gem. DüV § 3 Abs. 2 zu nennen. Für „gewässerschonend“ wirtschaftende Betriebe und auf Grundlage von Landesdüngeverordnungen können für Dauergrünland Ausnahmen hiervon erlassen werden.

Tabelle 7: Maßnahmen^a in der DüV 2021 für Betriebe in „roten Gebieten“ (DüV § 13a).

Maßnahme Nr.	Maßnahmenbeschreibung	Quelle
B01	Verringerung des Düngedarfs um 20 % im Betriebsdurchschnitt der Flächen des Betriebes, die in den „roten Gebieten“ bewirtschaftet werden (Länder können unter bestimmten Voraussetzungen Ausnahmen für Dauergrünland bezüglich dieser Regelung definieren).	§ 13a Abs. 2 S. 1 Nr. 1
B02	Schlagbezogene N-Obergrenze für die Ausbringung von organischen und organisch-mineralischen Düngemitteln in Höhe von 170 kg N je Hektar (bisher wird die 170 kg N-Obergrenze nicht flächenscharf bewertet, sondern auf den Durchschnitt der Betriebsfläche bezogen). Betriebe, die weniger als 160 kg Gesamtstickstoff je Hektar und davon nicht mehr als 80 kg in Form von mineralischen Düngemitteln aufbringen, sind von den beiden vorherig dargestellten Maßnahmen ausgenommen (extensiv wirtschaftende Betriebe).	§ 13a Abs.2 S. 1 Nr. 1
B03	Einführung eines N-Herbstdüngungsverbotes zu Winterraps, Wintergerste und zu Zwischenfrüchten ohne Futternutzung (Ausnahme vom Herbstdüngungsverbot soll für Winterraps gelten, wenn über eine Bodenprobe nachgewiesen werden kann, dass der N _{min} -Gehalt im Boden unter 45 kg N ha ⁻¹ liegt).	§ 13a Abs.2 S. 1 Nr. 5
B04	N-Düngung bei Sommerkulturen mit einer Aussaat nach Ende Sperrfrist ist nur gestattet, wenn auf der jeweiligen Fläche im Herbst des Vorjahres eine Zwischenfrucht angebaut wurde, die nicht vor dem 15. Januar umgebrochen wurde. Eine Ausnahme von dem Begrünnungsgebot ist gegeben, wenn auf den jeweiligen Flächen im Vorjahr Kulturen standen, die nach dem 1. Oktober geerntet wurden und für Flächen in Gebieten, in denen der jährliche Niederschlag im langjährigen Mittel weniger als 550 Millimeter beträgt. Verlängerung der Sperrfrist für Festmist von Huf- oder Klauentieren sowie Kompost auf drei Monate (1.11. bis 31.01.; derzeit 15.12. bis 15.01.).	§ 13a Abs.2 S. 1 Nr. 4 und 7
B05	Verlängerung der Sperrfrist für Grünland und für Flächen des mehrschnittigen Feldfutterbaus bei einer Aussaat bis zum 15. Mai in den „roten Gebieten“ um zwei weitere Wochen (01.10. bis 31.01.; derzeit in Schleswig-Holstein 15.10. bis 31.01.).	§ 13a Abs.2 S. 1 Nr. 3
B06	Begrenzung der Ausbringmenge für flüssige organische Düngemittel auf Grünland und auf Ackerland mit mehrjährigem Feldfutterbau bei einer Aussaat bis zum 15. Mai auf 60 kg Gesamt-N ha ⁻¹ in der Zeit vom 01.09. bis zum Einsetzen der Sperrfrist.	§ 13a Abs. 2 S. 1 Nr. 7

^a Die Maßnahmen B01 und B04 werden quantitativ und die Maßnahmen B02, B03, B05 und B06 jeweils qualitativ nur anhand einer Literaturlauswertung bewertet.

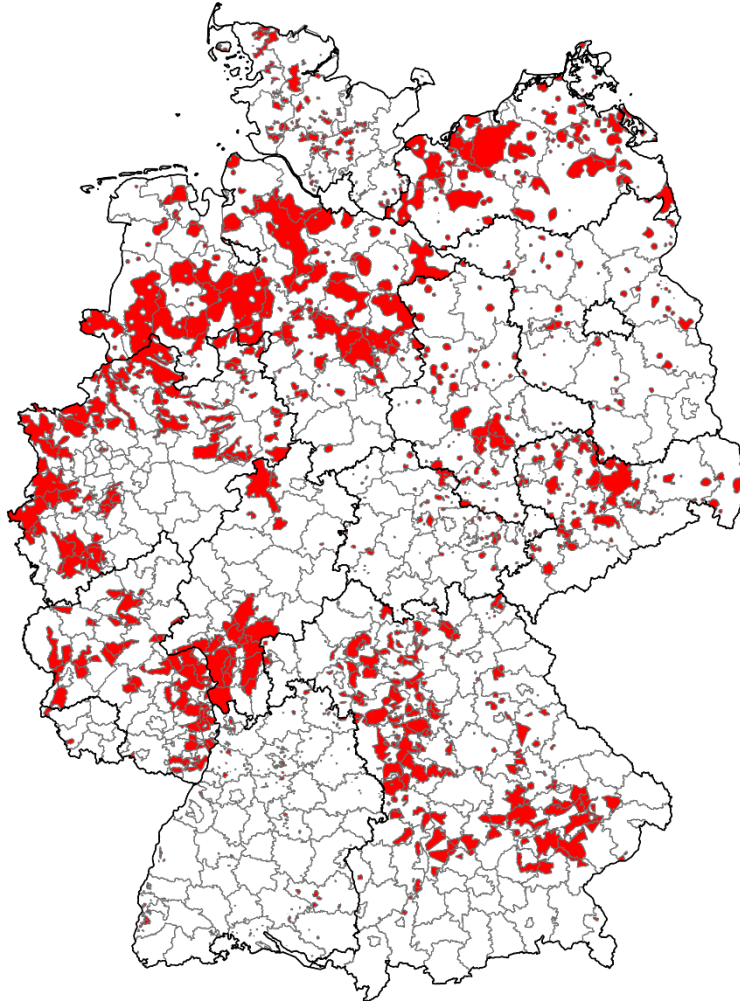
Von den sechs Maßnahmen für Betriebe in „roten Gebieten“ wurde nur die Maßnahme B01 quantitativ und B04 semi-quantitativ bewertet, für diese Maßnahmen wird die Umsetzung in das Modellinstrumentarium von DüngEval im Folgenden näher erläutert.

B01 „Verringerung der N-Düngung um 20 % gegen dem N-Düngebedarf“

Der Flächenanteil der „roten Gebiete“ beträgt für Deutschland insgesamt rund 17 % der LF und reicht auf Ebene der Länder von 2,2 % in Baden-Württemberg bis zu 39,7 % der LF in NRW. Die fünf Kreise (bzw. Kreisregionen) mit den höchsten Flächenanteilen der „roten Gebiete“ sind der Kreis Groß-Gerau (Hessen) mit 97 %, die Kreisregion Viersen (mit Krefeld; NRW) mit 83 %, die Kreisregion Mainz-Bingen (mit Mainz; Rheinland-Pfalz) mit 80 %, die Kreisregion Darmstadt-Dieburg (mit Darmstadt; Hessen) mit 79 % und der Kreis Heinsberg (NRW) mit ebenfalls 79 % der LF. Insgesamt 36 der 299 Kreisregionen (zu „Kreisregionen“ siehe Abbildung 4 und Tabelle 28 in Häußermann et al. 2019) weisen kein „rotes Gebiet“ auf (Abbildung 2). Für diese auf Kreisebene ermittelten Flächenanteile der „roten Gebiete“ erfolgt in den Berechnungen im Projekt

DüngEval keine Binnendifferenzierung (bspw. nach Kulturarten und Fruchtarten) innerhalb der Kreise.

Abbildung 2: NO₃-belastete Gebiete nach DüV § 13a („rote Gebiete“) nach Neuweisung in den Jahren 2022 und 2023.



Quellen: UBA 2023c; © GeoBasis-DE / BKG (2023)

Anmerkungen zur Auswertung der „roten Gebiete“

1. Die Angaben zu „Landwirtschaftsfläche (LF) in roten Gebieten“ (Flächen in ha und Anteil an LF) gehen auf eigene Auswertungen mit GIS zurück. Die hier abgebildete Karte (shape-Datei) stand zum Zeitpunkt der Maßnahmenbewertung im Projekt DüngEval noch nicht zur Verfügung, daher wurden separate Karten der einzelnen Bundesländer verwendet (auf die Quellenangaben wird an dieser Stelle verzichtet).
2. Die Ergebnisse zum Anteil LF hängen davon ab, welche Geodatengrundlage (Shape) für „LF“ für die Verschneidung mit der Gebietskulisse (Shape) der „roten Gebiete“ verwendet wird. Im hier vorgestellten Projekt wurde dazu Corine Land Cover (CLC) 2018 (Mindestkartiergröße 5 ha) verwendet; als „LF“ wurden die CLC-Klassen 211, 221, 222, 231 definiert. Von der Verschneidung mit dem Landbedeckungsmodell 2018 (LBM2018), das eine höhere räumliche Auflösung als CLC2018 aufweist, wurde aus arbeitswirtschaftlichen Gründen abgesehen.
3. Die Angaben zur LF in „roten Gebieten“ (Fläche und Anteil) nach eigener Auswertung differiert z. T. zu den Werten, die von den Ländern dazu veröffentlicht wurden bzw. die in Artikeln der Fachpresse zu finden sind, da unterschiedliche kartographische Grundlagen (Gebietskulissen) zu Verteilung der LF verwendet wurden.

Für die Bewertung der Vorschrift bzw. Maßnahme B01 „Verminderung der N-Düngung um 20 % gegenüber dem N-Düngebedarf“ ist es eine wesentliche Frage, in welcher Höhe ein Ertragsrückgang - und damit eine Reduzierung der N-Überschüsse - für die einzelnen Kulturarten infolge der Verminderung der N-Düngung zu erwarten ist. Eine Literaturrecherche erbrachte keine verwertbaren Veröffentlichungen dazu; aus pragmatischen Erwägungen wurden stattdessen die Angaben verwendet, mit denen im parlamentarischen Verfahren zur DüV-Novellierung der Erfüllungsaufwand des neugefassten DüV § 13a gegenüber der früheren DüV beziffert wurde. Für Ackerkulturen und Dauergrünland wird demzufolge mit einem Rückgang der Erträge von 3 bis 5 % und für Gemüse und Erdbeeren mit einem Rückgang von 5 bis 10 % gerechnet (Bundesrats-Drucksache, 98/20 20. Februar 2020, dort Tabelle 1). Die beiden Werte gehen mutmaßlich auf das Thünen-Institut (als nachgeordneter Fachbehörde des BMLEH) zurück. Für die Bewertung der DüV-Maßnahmen wird jeweils der niedrigere Wert der aufgeführten Spanne verwendet, d. h. in der Modellierung wird bei Verminderung der N-Düngung um 20 % in „roten Gebieten“ ein Ertragsrückgang von

- ▶ 3 % für Ackerkulturen und Dauergrünland
- ▶ 5 % für Gemüse und Erdbeeren

angesetzt. Die rechnerische Umsetzung der Maßnahme im Projekt DüngEval erfolgt, indem in den „roten Gebieten“ der nach Formel 6 (im Anhang A.1) ermittelte Düngebedarf DN um 20 % reduziert wird.

B04 „Anbau von Winterzwischenfrüchten und Verlängerung der Sperrfristen für Festmist und Kompost“

Für die Umsetzung der Maßnahme B04 werden dieselben Annahmen getroffen wie für Maßnahme C13 (siehe weiterführende Beschreibung der Maßnahme C13 in Abschnitt 2.2.3). Die Umsetzung erfolgt jedoch nur in den „roten Gebieten“. Hier wird ein Anbau von Winterzwischenfrüchten vor den Sommergetreiden Sommergerste, Hafer, Triticale Körnermais und CCM, Kartoffeln, Silomais und Hülsenfrüchten angenommen. Desweiteren wird angenommen, dass in westdeutschen Bundesländern ab 2030 auf 95 % dieser Flächen Winterzwischenfrüchte angebaut werden. Für die ostdeutschen Bundesländer wird aufgrund der durch die geringeren Niederschläge begrenzten Potenziale für den Anbau von Winterzwischenfrüchten ein Anteil von 75 % angenommen. Aufgrund der Minderung von Auswaschungsverlusten im Winter wird eine Minderung der N-Zufuhr von 20 kg N ha⁻¹ angenommen.

Die Verlängerung der Sperrfristen von Festmist von Huf- und Klauentieren und Komposten von einem auf drei Monate bleibt in der quantitativen Bewertung unberücksichtigt.

2.2.3 Ergänzende Maßnahmen

Im Verlauf der Bearbeitung von DüngEval zeigte sich, dass auch mit Umsetzung der DüV-Maßnahmen (für alle Betriebe sowie in den „roten Gebieten“) Minderungslücken für die untersuchten Schutzgüter verbleiben. Daher wurden weitere Maßnahmen betrachtet, die in der einschlägigen Literatur zum Erreichen von Umweltqualitätszielen diskutiert werden. Für die Auswahl der ergänzenden Maßnahmen wurde die einschlägige Literatur ausgewertet, in der Maßnahmen unter ähnlichen Gesichtspunkten bewertet wurden (Häußermann et al. 2020; KTBL und Thünen-Institut o. J.; Taube et al. 2020) oder die für die Umsetzung einer nachhaltigen Nutztierhaltung vorgeschlagen werden (Sorg et al. 2021). Aus dieser Auswertung wurde schließlich in Absprache mit dem Umweltbundesamt eine Liste von 29 ergänzenden Maßnahmen zusammengestellt (Tabelle 8).

Die meisten dieser Maßnahmen wurden von Sorg et al. (2021) bereits in allgemeiner Form vorgestellt. Einige der ergänzenden Maßnahmen wurden im parallel laufenden UBA-Vorhaben „E-Moll“ hinsichtlich ihrer Klimawirkung auf nationaler Ebene bewertet (Dreisbach et al. 2025). Im Projekt DüngeEval wurden diese Maßnahmen in Bezug auf ihre Wirkung auf die weiteren Schutzgüter Vegetation, Terrestrische Ökosysteme und Grundwasser sowie auf der regionalen Ebene untersucht. Um diese Maßnahmen quantitativ bewerten zu können, wurden sie für DüngeEval zum Teil präziser formuliert. Maßnahmen aus dem Bereich des Anlagenrechts sind in der TA Luft (TA Luft, Neufassung vom 18. August 2021) enthalten, deren Wirkungen auf die NH₃-Emissionen wurden bereits im Projekt EMMA-L berechnet (Häußermann et al. 2020). Diese Maßnahmen wurden hier angepasst und ihre Wirkung auf weitere Schutzgüter evaluiert.

Tabelle 8: Ergänzende Maßnahmen, die im Projekt DüngeEval untersucht wurden.

Maßnahme Nr. ^a	Maßnahmenbeschreibung
C01 [#]	Erhöhung des Anteils der WD-Vergärung auf den maximal technisch umsetzbaren Umfang.
C02 [#]	Ersatz von Energiepflanzen zur Biogasnutzung durch Getreidestroh und Zuckerrübenblatt.
C03 [#]	Ausbringung von flüssigen WD mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Ansäuerung.
C04 [#]	Mindestlagerkapazität für flüssige WD von 9 statt 6 Monaten.
C05 [#]	Ersatz von Harnstoff und Ammonium-Harnstoff-Lösung (AHL) durch Kalkammonsalpeter (KAS).
C06 ^b	Verpflichtende Stickstoffbilanzen auf Schlag- und Betriebsebene und Absenkung der maximalen N-Salden.
C07 [#]	Stark N-reduzierte Fütterung von Milchvieh, Milchfärsen, Mastfärsen und Mastbullen sowie sehr stark N-reduzierte Fütterung von Mastschweinen.
C08	Minderung der N-Düngermenge auf 80 % des Bedarfs nach DüV auf allen Flächen.
C09 [#]	Teilflächenspezifische Düngung durch die flächendeckende Einführung innovativer Messtechniken zur Nährstoffbestimmung in WD und des Versorgungszustandes der Pflanzen.
C10 ^b	Beprobung des Bodens auf pflanzenverfügbaren, mineralisierten Stickstoff (N _{min}) vor und nach jeder Kultur beziehungsweise Düngungsmaßnahme.
C11	Verzicht auf Importe organischer Düngemittel in Regionen mit Stickstoff-Gesamtbilanzüberschüssen von mehr als 70 kg N ha ⁻¹ LF.
C13 [#]	Ganzjährige Bodenbedeckung mit (winterharten) Zwischenfrüchten bzw. Untersaaten.
C14	Umwandlung von Ackerland in Grünland und Extensivierung von Dauergrünland innerhalb von Wasserschutzgebieten.
C15 ^b	In Regionen mit hoher Nitratbelastung im Grundwasser: Einrichtung bzw. Intensivierung von Kooperationen zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft.
C16 [#]	Gülle-/Gärrestaufbereitung / weitergehende Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung.
C17 [#]	Reduzierte Oberflächen in BImSchV-G+V-Anlagen ^c
C18 [#]	Optimierung von Spaltenreinigung durch häufigeres Entmisten/Entfernen von Gülle und Stallmist aus dem Stall in ein externes Lager.
C19 [#]	Kottrocknung mit Kotband von Legehennen- und Junghennenkot.
C20 [#]	Gülleloser Schweine- und Rinderstall für 25 % der güllebasierten Mastschweine- und Milchviehbestände (Trennung von Kot und Harn im Stall).

Maßnahme Nr. ^a	Maßnahmenbeschreibung
C21 [#]	Ansäuerung/Neutralisation der Gülle im Stall ab niedrigeren Tierplatzzahlen (2/3 der Grenze für BImSchV-V-Anlagen).
C22 [#]	Gülleabkühlung in BImSchV-G+V-Anlagen.
C23 [#]	Abluftreinigung ab niedrigeren Tierplatzzahlen (2/3 der Grenzen für BImSchV-V-Anlagen)
C24 [#]	Haltung von 10 % der Mastschweine im Außenklimastall im Jahr 2030.
C25 [#]	Verpflichtende Abdeckung (mindestens mit Folie) von offenen Lagern flüssiger WD.
C26 [#]	Unterbindung von jeglicher zusätzlicher Nutzung von Energiepflanzen in Kreisen mit Nährstoffüberschüssen.
C27 [#]	Flächenbindung der Tierhaltung (max. 2 GV ha ⁻¹ LF auf betrieblicher Ebene); Begrenzung der betrieblichen Nährstoffüberschüsse.
C28 [#]	Begrenzung der Zufuhr mit organischen Düngern auf max. 120 kg N ha ⁻¹ auf Ackerland und 170 kg N ha ⁻¹ auf Dauergrünland.
C29 [#]	Etablierung von zweijährigen Klee-/Luzernesystemen auf 40 % der Anbaufläche von Mais zur Rinderfütterung.
C30 [#]	Anwendung des „120/120-Modells“ für die Bestimmung des maximal zulässigen betrieblichen N-Gesamtbilanzüberschusses

^a Die Maßnahmennummern sind nicht fortlaufend, da im Laufe der Projektbearbeitung Maßnahmen entfallen sind.

[#] Die Umsetzung der mit Raute gekennzeichneten ergänzenden Maßnahmen in den Modellinstrumenten des Projekts DüngeEval wird nachfolgend näher beschrieben; die übrigen Maßnahmen sind selbsterklärend.

^b Die Maßnahme C06, C10 und C15 wurden anhand einer Literaturlauswertung qualitativ bewertet, alle weiteren C-Maßnahmen wurden quantitativ bewertet.

^c BImSchV-G-Anlagen: Genehmigungsverfahren gemäß § 10 BImSchG (mit Öffentlichkeitsbeteiligung) (obere BImSchV-Grenze nach 4. BImSchV vom 2. Mai 2013, Neugefasst durch Bek. v. 31.5.2017 I 1440) zuletzt geändert durch Art. 1 V v. 12.10.2022 I 1799; BImSchV-V-Anlagen: Vereinfachtes Verfahren gemäß § 19 BImSchG (mit Öffentlichkeitsbeteiligung) (untere BImSchV-Grenze nach 4. BImSchV vom 2. Mai 2013, Neugefasst durch Bek. v. 31.5.2017 I 1440) zuletzt geändert durch Art. 1 V v. 12.10.2022 I 1799

Schutzgüter wie Klima und Vegetation stehen nicht im Zentrum der Düngegesetzgebung. Etliche der aufgeführten ergänzenden Maßnahmen wären daher nicht im Düngerecht zu verankern (jedenfalls nicht im Rahmen seiner aktuellen Zweckbestimmung gem. DüngeG § 1), sondern müssten über andere rechtliche Instrumente umgesetzt werden. Einige der ergänzenden Maßnahmen fallen bspw. in den Bereich des Anlagenrechts (geregelt durch das Bundes-Immissionsschutzgesetz; BImSchG, Neugefasst durch Bek. v. 17. Mai 2013 I 1274; 2021, 123; zuletzt geändert durch Art. 11 Abs. 3 G v. 26. Juli 2023 I Nr. 202), andere könnten auf freiwilliger Basis bzw. mithilfe von Förderprogrammen umgesetzt werden. Die ergänzenden Maßnahmen sind insgesamt als Bestandteil einer umfassenden Entwicklung der Landwirtschaft zu einer umweltkonformen Wirtschaftsweise (vgl. (Sorg et al. 2021) zu sehen.

Für einen Teil der ergänzenden Maßnahmen wird deren Umsetzung in das Modellinstrumentarium von DüngeEval im Folgenden näher erläutert; die Umsetzung der übrigen Maßnahmen ergibt sich aus der Maßnahmenbeschreibung, die als selbsterklärend angenommen wird.

Erhöhung des Anteils der Wirtschaftsdünger-Vergärung (C01)

Der Anteil der WD-Vergärung soll auf den maximal technisch umsetzbaren Umfang ausgebaut werden. Für die quantitative Bewertung wurden folgende Grundannahmen getroffen:

- ▶ 2025 wird die eingespeiste elektrische Energie um 8,3 % und 2030 um 15,0 % gegenüber 2021 reduziert. Diese Annahme aus den Projektionen zum Rückgang der installierten Leistung bleibt bestehen; es finden keine Nachrüstungen/Neubauten statt.
- ▶ Übernahme des relativen Rückgangs der installierten Leistung und des Fermentervolumen bis 2030 für alle Kreise.
- ▶ Limitierender Faktor des Anteils der WD-Vergärung ist die Fermentergröße bis 2030.
- ▶ Das frischmassebezogene Verhältnis von WD- und Energiepflanzeninsatz beträgt 80:20.

Mit diesen Annahmen wurde der technisch maximal mögliche Umfang der WD-Vergärung in vier Teilschritten hergeleitet.

- i) Für 2021 und 2030 wird der Gesamtanfall an WD (in Frischmasse FM) sowie die Frischmasse an WD ermittelt, der vergoren wird (inkl. Einstreu). Von 162.232 Gg FM Gesamt-WD-Anfall werden 35.345 Gg FM 2021 in Biogasanlagen vergoren. Für 2030 wird basierend auf der Baseline-Projektion ein WD-Input inklusive Einstreu in Biogasanlagen von 35.340 Gg FM berechnet.
- ii) Der Gesamtinput an Energiepflanzen für 2021 wird aus den Daten der EEG-Stamm- und Bewegungsdaten der vier Übertragungsnetzbetreiber Deutschland (50Hertz Transmission GmbH, Amprion GmbH, Tennet TSO GmbH und TransnetBW GmbH) auf Kreisebene über die installierte Leistung und die eingespeiste Energie der Biogasanlagen ermittelt.
- iii) Das Gesamtfermentervolumen der Bestandsbiogasanlagen in den Jahren 2021 und 2030 wird aus den Einsatzmengen und dem spezifischen Fermentervolumen je produzierter Energieeinheit, hergeleitet aus dem KTBL-Biogasrechner (KTBL 2022a), auf Kreisebene berechnet.
- iv) Mit diesen Werten des WD-Anfalls und des verfügbaren Fermentervolumens auf Kreisebene wird als maximal technisch umsetzbarer Umfang der WD-Vergärung ein Anteil von 65,7 % des anfallenden WD (124.197 Gg FM) berechnet (zu Details siehe Maßnahme M2, Szenario 4 in Dreisbach et al. (2025)).

Eine umfangreiche Beschreibung der einzelnen Rechenschritte erfolgt im UBA-Vorhaben „E-MoLL“ (Dreisbach et al. 2025). Die Datengrundlage für die Herleitung sind die Ergebnisse aus der EMMA-L-NC-Rechenmappe, die Kalkulationsdaten des KTBL (2021, 2022a) sowie die Auswertung der EEG-Stamm- und Bewegungsdaten der vier Übertragungsnetzbetreiber Deutschland (50Hertz Transmission GmbH, Amprion GmbH, Tennet TSO GmbH und TransnetBW GmbH).

Durch den reduzierten Einsatz von Energiepflanzen wird für deren Anbau weniger Fläche benötigt. Anhand der reduzierten Einsatzmengen und der Hektarerträge kann berechnet werden, wie viel Fläche auf Kreisebene für eine alternative Nutzung zur Verfügung steht. Bei der Energiepflanzenvergärung werden als Substrat Maissilage, Grassilage, Getreide-Ganzpflanzensilage, Getreidekörner (Weizen und Roggen) sowie Corn-Cob-Mix (CCM) betrachtet. Es wird angenommen, dass Grassilage- bzw. Grasanbau beibehalten werden und die Grassilage stattdessen als Futtermittel genutzt wird. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass im Weizen- und Roggenanbau das Korn anderweitig genutzt wird, da Weizen und Roggen nicht primär als Energiepflan-

zenssubstrat angebaut werden. Bei Maissilage, CCM und Getreide-Ganzpflanzensilage wird hingegen angenommen, dass die Produkte hauptsächlich für die Energiepflanzenvergärung angebaut wurden. Daher wird für diese drei Substrate berechnet, wie sich die Einsatzmengen auf Kreisebene vermindern. Mithilfe der regionalen Erträge werden die Flächen berechnet, die bei reduziertem Einsatz von Energiepflanzen für andere Kulturarten zur Verfügung stehen. Auf Kreisebene werden die freiwerdenden Flächen auf die anderen Ackerkulturen im Verhältnis von deren Flächenanteilen verteilt.

C02 „Ersatz von Energiepflanzen zur Biogasnutzung durch Getreidestroh und Zuckerrübenblatt“

Auf Kreisebene liegen die Erntemengen vor, berechnet aus den Erträgen und Anbauflächen. Mithilfe des kulturspezifischen Verhältnisses von Haupternteprodukt zu Nebenernteprodukt für Zuckerrüben, Mais und Getreide (nach Tabelle 1, Anlage 7 der DüV 2020) werden die anfallenden Mengen der Nebenernteprodukten Zuckerrübenblatt und Stroh auf Kreisebene berechnet. Es wurde angenommen, dass ein Drittel des anfallenden Strohs als Biogassubstrat nutzbar ist. Die anderen zwei Drittel werden u. a. für Einstreu, Fütterung und Humusaufbau benötigt. Beim Zuckerrübenblatt wird aufgrund der kürzeren Haltbarkeit angenommen, dass 50 % in Biogasanlagen verwertet werden können.

Auf Kreisebene liegen ebenfalls die Einsatzmengen der Energiepflanzensubstrate für 2020 und die projizierten Einsatzmengen für 2025 und 2030 vor. Es wird angenommen, dass die Biogasanlagen nicht mehr Substratmengen aufnehmen können und zudem die Energiepflanzen durch äquivalente Frischmasseeinsatzmengen an Nebenernteprodukten ersetzt werden können. Da die genaue Lage der Biogasanlagen im Kreis nicht bekannt ist, werden die Energiepflanzen auf Kreisebene nur durch die im Kreis anfallenden Nebenernteprodukte im Modell RegNBil ersetzt.

Auf Bundesebene führt die Substitution von Energiepflanzen durch Nebenernteprodukte zu einem Rückgang des Energiepflanzeneinsatzes um 53,9 % im Jahr 2025 bzw. 57,5 % bis 2030. Dabei können in 2025 11.139 Gg FM Stroh und 16.425 Gg FM Zuckerrübenblatt und in 2030 12.166 Gg FM Stroh und 14.684 Gg FM Zuckerrübenblatt in Biogasanlagen eingesetzt werden. Limitierender Faktor ist die Verfügbarkeit von Zuckerrübenblatt und Stroh. Die Zunahme von 2025 zu 2030 entsteht durch die angenommenen Ertragssteigerungen bis 2030 bei Zuckerrüben sowie Getreide und Mais.

Die Flächen, die durch diese Maßnahme nicht weiter für den Energiepflanzenanbau benötigt werden, werden analog zu Maßnahme C01 auf die anderen Ackerkulturen verteilt. Die Maßnahme C01 entspricht der Maßnahme „Vergärung von Nebenernteprodukten (ZBa)“, Szenario 2 in Dreisbach et al. (2025).

C03 „Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdünger mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Ansäuerung“

Für die quantitative Bewertung in RegNBil und RegNBil-DüV wird für 2030 angenommen, dass 50 % der Anfallmenge an Schweine- und Rindergülle, Gärresten sowie Jauche mit Schleppschlauch und Ansäuerung auf Ackerland ausgebracht wird. Die restlichen 50 % werden auf die Ausbringung mit Breitverteiler, Schleppschlauch und Schleppschuh mit Einarbeitung innerhalb einer Stunde sowie Schlitzverfahren nach deren prozentualen Anteil in der Projektion 2030 verteilt. Auf Grünland und Ackerland mit Vegetation wird nur per Schlitzverfahren ausgebracht. Für 2025 wird der Mittelwert von 2030 und 2020 gebildet. Zu den NH₃-Emissionsfaktoren siehe Tabelle 9 und Rösemann et al. (2023).

Tabelle 9: NH₃-Emissionsfaktoren der Verfahren zur Wirtschaftsdünger-Ausbringung für die Maßnahmen.

Angaben in: kg NH₃-N kg⁻¹ TAN bzw. kg NH₃-N kg⁻¹ UAN Ende der Lagerung

Tierart/Kategorie	Art des Wirtschaftsdüngers	Verfahren	NH ₃ -N-Emissionsfaktor	Maßnahme
Rinder	Gülle	Breitverteiler, ohne Einarbeitung (Referenz)	0,5	
		Schleppschlauch, Ansäuerung	0,24	C03
		Schleppschlauch, Ansäuerung im Stall	0,05	C21
Rinder, Schweine	Jauche	Breitverteiler, ohne Einarbeitung (Referenz)	0,2	
		Schleppschlauch, Ansäuerung	0,05	C03
Schweine	Gülle	Breitverteiler, ohne Einarbeitung (Referenz)	0,25	
		Schleppschlauch, Ansäuerung	0,12	C03
		Schleppschlauch, Ansäuerung im Stall	0,025	C21
Rinder, Schweine, Energiepflanzen, Geflügel	Gärreste	Breitverteiler, ohne Einarbeitung (Referenz)	0,5	
		Schleppschlauch, Ansäuerung	0,05	C03

C04 „Erhöhung der Lagerkapazität flüssiger Wirtschaftsdünger auf 9 statt 6 Monate“

Die Lagerkapazität von WD wird auf 9 Monate erhöht, die impliziten Emissionsfaktoren für CH₄ wurden in EMMA-L-NC berechnet und in RegNBil-DüV angepasst. Eine höhere Mindestlagerkapazität von 9 statt 6 Monaten kann dazu führen, dass größere WD-Mengen in Zeiträumen mit höheren durchschnittlichen Umgebungstemperaturen gelagert werden. Beide Faktoren können zu höheren spezifischen Methanemissionen führen (IPCC 2019, Qi et al. 2015).

Der Methanumwandlungsfaktor (MCF) als Funktion über Zeit und Temperatur kann über eine Hill-Funktion beschrieben werden, einer auf Grundlage der Michaelis-Menten-Kinetik angepassten Sigmoid-Funktion (Mähnert 2007). Zum Faktor Temperatur liegen jedoch nicht genug Daten vor, um ihn im Rahmen dieses Projekts bei der Ableitung eines MCF für eine Lagerkapazität von 9 statt 6 Monaten zu berücksichtigen, auch kann nicht ausgeschlossen werden, dass die IPCC-Werte auch bereits Monate mit höheren Umgebungstemperaturen bei längerer Lagerdauer beinhalten. Hier wird lediglich der Zusammenhang mit der Lagerkapazität gemäß IPCC 2019, Tabelle 10.17 (MCFs für kühl-temperierte, feuchte Klimazone für „Liquid/Slurry, and Pit storage below animal confinements“) berücksichtigt.

Formel 1

$$MCF = -0,1103 M^2 + 3,73422 M + 2,1249$$

mit:

MCF Methanumwandlungsfaktor („methane conversion factor“) in kg kg⁻¹ CH₄

M durchschnittliche Lagerdauer in Monaten.

Aus dem für eine sechsmonatige Lagerkapazität in IPCC 2019, Tabelle 10.17 berichteten MCF und dem für eine neunmonatige Lagerkapazität anhand von Formel 1 berechneten MCF ergibt sich, für ansonsten identische Lagerbedingungen bzw. -verfahren, bei einer Lagerkapazität von neun Monaten gegenüber einer Kapazität von sechs Monaten ein um den Faktor 1,276 höheren MCFs (Tabelle 10).

Die N_2O -Bildung in WD-Lagern geht im Wesentlichen auf mikrobielle Nitrifikation-Denitrifikation zurück und ist daher auf partiell anaerobe Bedingungen angewiesen. Diese sind in Lagern für flüssige WD vor allen in der Schwimmdecke und in geringerem Maße in Lagern ohne Schwimmdecke am Phasenübergang zwischen flüssigen WD und der Atmosphäre gegeben (Oenema et al. 2000; Hansen et al. 2009).

Die NH_3 -Emissionen aus WD-Lagern sind von Oberflächenbeschaffenheit, pH-Wert, Temperatur und TAN-Gehalt abhängig, unter ansonsten gleichen Bedingungen ist der Luftaustausch am Phasenübergang zwischen flüssig und gasförmig der bestimmende Faktor. NH_3 -Emissionen aus der Lagerung flüssiger WD sind daher ebenso wie die N_2O -Bildung im Wesentlichen oberflächen- und nicht volumenabhängig (Olesen, J. E.; Sommer, S. G. 1993). Längere Lagerdauer ist daher ohne signifikanten Einfluss auf die NH_3 - und N_2O -Emissionen (Qu und Zhang 2021).

Durch die höhere Lagerkapazität können WD in Zeiträumen ausgebracht werden, die eine bessere pflanzenbauliche Verwertung des N aus WD erwarten lässt (Vetter und Steffens 1986, NLWKN 2015). Die Anpassungsreaktion der Landwirtschaft auf diese Maßnahme kann nicht prognostiziert werden und daher kann auch nicht abgeschätzt werden, wieviel (mehr) WD dadurch in pflanzenbaulich günstigeren Vegetationsphasen anstatt in suboptimalen Zeiträumen ausgebracht wird.

Für die Abschätzung der Wirkung der Maßnahme wurde in RegNBil-DüV eine Erhöhung der Anrechenbarkeit flüssiger WD um 5 Prozentpunkte gegenüber den Werten der DüV 2021, Anlage 2, angesetzt. Nach NLWKN (2015) beträgt die Mindestanrechenbarkeit von Rindergülle und Gärresten zu Raps und Wintergetreide zwischen 30 % (pflanzenbaulich nicht optimale Zeiträume) und 60 % (optimale Zeiträume), für Mais bei 60 % bis 70 % und für Dauergrünland bei 40 % bis 70 %. Eine Erhöhung der Mindestanrechenbarkeit um 5 Prozentpunkte in Maßnahme C04 durch eine Erhöhung der Lagerkapazität kann daher als konservative Annahme gelten.

Tabelle 10: NH_3 -, N_2O - und CH_4 -Emissionsfaktoren für die Verfahren der Wirtschaftsdünger-Lagerung für die Maßnahmen.

Angaben in: $\text{kg NH}_3\text{-N kg}^{-1}$ TAN bzw. $\text{kg NH}_3\text{-N kg}^{-1}$ UAN zu Beginn der Lagerung

$\text{kg N}_2\text{O-N kg}^{-1}$ N in Ausscheidungen und Einstreu

$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ CH_4 vom maximalen CH_4 -Freisetzungspotenzial (MCF)

$\text{m}^3 \text{CH}_4 \text{kg}^{-1}$ oTS, maximales CH_4 -Freisetzungspotenzial (B_0)

Tierart/ Kategorie	Art des WD	Verfahren	Emissionsfaktoren			Maß- nahme
			$\text{NH}_3\text{-N}$	$\text{N}_2\text{O-N}$	CH_4	
Rinder	Gülle	Offene Lagerung, ohne natürliche Schwimmdecke (Referenz)	0,15	0	0,17	
		Abdeckung mit Folie	0,023	0	0,17	C25
		Ansäuerung im Stall, unbehandelt	0,015	0	0,034	C21
		Offen, 9 Monate Lagerdauer	0,15	0	0,217	C04

Tierart/ Kategorie	Art des WD	Verfahren	Emissionsfaktoren			Maß- nahme
			NH ₃ -N	N ₂ O-N	CH ₄	
		Natürliche Schwimmdecke, 9 M.	0,045	0,005	0,128	C04
		Feste Abdeckung, 9 M.	0,015	0,005	0,217	C04
		Strohhäcksel, 9 M.	0,023	0,005	0,217	C04
		Folie, 9 M.	0,03	0	0,217	C04
Maximales CH ₄ -Freisetzungspotenzial (B ₀)			0,23			
Schweine	Gülle	Offene Lagerung, ohne natürli- che Schwimmdecke (Referenz)	0,15	0,005	0,034	
		Abdeckung mit Folie	0,023	0	0,25	C25
		Ansäuerung im Stall, Lagerung unter Schwimmfolien	0,15	0,005	0,034	C21
		Offen, 9 Monate	0,15	0	0,319	C04
		Natürliche Schwimmdecke, 9 M.	0,105	0,005	0,191	C04
		Feste Abdeckung, 9 M.	0,015	0,005	0,319	C04
		Strohhäcksel, 9 M.	0,03	0,005	0,319	C04
		Folie, 9 M.	0,023	0	0,319	C04
Maximales CH ₄ -Freisetzungspotenzial (B ₀)			0,3			
Legehennen	Kot	Festmistlagerung (Referenz)	0,08	0,001	0,015	
		Kot aus Kotbandtrocknung	0	0	0,015	C19
Junghennen	Kot	Festmistlagerung (Referenz)	0,3	0,001	0,015	
		Kot aus Kotbandtrocknung	0	0	0,015	C19
Maximales CH ₄ -Freisetzungspotenzial (B ₀) Legehennen, Junghennen			0,39			
Maximales CH ₄ -Freisetzungspotenzial (B ₀) Broiler, Gänse, Enten, Puten			0,36			

C05 „Ersatz von Harnstoff und AHL durch KAS“

Für die quantitative Bewertung wird angenommen, dass im Jahr 2030 kein Einsatz von Harnstoff – auch mit nicht mit Urease-Inhibitor – und AHL erfolgt, stattdessen wird diese N-Düngermenge durch KAS ersetzt. Für 2025 wird der Mittelwert aus 2030 und 2020 gebildet.

C07 „N-reduzierte Fütterung“

Für Mastschweine und Milchkühe wird N-reduzierte Fütterung angenommen. Der Rohprotein-gehalt im Futter sinkt bei Mastschweinen von 14,6 % auf 14,3 % in 2025 und auf 14,0 % in 2030 (Emthaus et al. 2021). Für Milchkühe werden bisher die Futterrationen aus DLG (2014) für die Emissionsberechnung und die Berechnung der N-Anfallmenge genutzt. In DLG (2020) sind die Futterrationen an eine N-reduzierte Fütterung angepasst worden, diese Angaben werden für die Berechnung des N-Anfalls und der THG- und NH₃-Emissionen von Milchkühen in EMMA-L-NC genutzt und die daraus abgeleiteten tierplatzspezifischen N-Ausscheidungs-raten und Emissions-faktoren in RegNBil und RegNBil-DüV übertragen, um dort die Maßnahme quantitativ zu bewerten.

C09 „Teilflächenspezifische Düngung durch die flächendeckende Einführung innovativer Messtechniken zur Nährstoffbestimmung in WD und des Versorgungszustandes der Pflanzen“

Durch teilflächenspezifische Düngung soll die Düngeeffizienz gesteigert werden, indem der Nährstoffgehalt in den WD ermittelt und die Ausbringungsmenge an den Nährstoffbedarf der Pflanzen auf den einzelnen Teilflächen angepasst wird. Der teilflächenspezifische Nährstoffbedarf wird über Karten (bspw. aus Fernerkundungsdaten), Echtzeitinformationen durch Sensoren oder aus einer Kombination von Karten und Sensorerfassung ermittelt (Sonntag et al. 2022). Der N-Gehalt im WD kann bspw. durch die NIRS-Technik (Nahinfrarotspektroskopie) ermittelt und mithilfe von VRA-Techniken (Variable Rate Application) an den ermittelten Bedarf angepasst ausgebracht werden.

In einer Metaanalyse von Colaço und Bramley (2018) wird ein N-Einsparpotential für sensorbasierte N-Düngung von 5 bis 45 % ohne signifikante Ertragsminderungen ermittelt. Die Studien wurden für Mais, Weizen, Raps und Reis in den USA, China, Mexiko, Brasilien, Indien, Griechenland und Mitteleuropa durchgeführt (Colaço und Bramley 2018). In einigen Studien wurde die Auswirkung von Sensor-basierter Düngung auf die Stickstoffausnutzungseffizienz (NUE) (+3,6 % bis +48,3 % bei Weizen) sowie auf den Ertrag (-5,2 % bis +17,8 %) untersucht (Colaço und Bramley 2018).

Nach Sehy et al. (2003) wurde bei einem einjährigen Versuch mit Mais und Winterweizenanbau (7 m breite Streifen) in Süddeutschland durch die Anwendung von Präzisionsdüngung auf Flächen mit niedrigem Ertragsniveau 17 % des N-Düngers gegenüber Kontrolle eingespart und auf Flächen mit hohem Ertragsniveau 17 % mehr ausgebracht, wobei Erträge und Lachgasemissionen unverändert blieben. Zudem konnte auf Flächen mit niedrigem Ertragsniveau festgestellt werden, dass innerhalb von zehn Monaten die N_2O -Emissionen bei teilflächenspezifischer Düngung um 34 % gemindert wurde, weshalb Sehy et al. (2003) dieser Maßnahme ein Emissionsminderungspotential zusprechen. Für einen vierjährigen Versuch mit Winterweizen an neun Standorten in Deutschland berichten Ehlert und Dammer (2006) eine durchschnittliche Ertragssteigerung um 3,1 % (-0,5 bis 9,2 %) bei einer durchschnittlichen Minderung der N-Düngung um 14 % (5,9 % bis 30,8 %).

In zwei Studien wurde die Auswirkung auf die N-Flächenbilanzüberschüsse untersucht. Pahlmann et al. (2017) untersuchten die Wirkung von sensorbasierter Düngung bei Winterraps auf sechs Feldern (auf vier Felder einjährig, auf zwei Feldern zweijährig) in Norddeutschland. Es wurden keine signifikanten Ertragsabweichungen gefunden, der N-Überschuss sank jedoch signifikant um durchschnittlich 28 kg N ha⁻¹ (0 bis 32 kg N ha⁻¹ N-Einsparung). In Scharf et al. (2011) wurde über fünf Jahre auf 55 Flächen in Missouri (USA) eine Sensor-basierte Düngung bei Mais untersucht. Der N-Überschuss sank um 24 % bis 26 % (48 bis 65 kg N ha⁻¹), wobei jedoch die N-Abfuhr durch die Ernte nicht gemessen, sondern auf Grundlage von Standardwerten zum Proteingehalt von Maiskorn geschätzt wurde (Scharf et al. 2011). Es wurden leichte Ertragssteigerungen festgestellt, die jedoch nicht signifikant waren, und etwa 8 % entsprechend 16 kg N ha⁻¹ N-Dünger konnte durchschnittlich eingespart werden (Scharf et al. 2011).

Colaço und Bramley (2018) kritisieren, dass in vielen Studien ein Parzellenaufbau als Versuchsaufbau gewählt wurde, was für die Bewertung der räumlichen Variabilität von N-Bedarfen und somit auch für die Bewertung der Wirksamkeit Sensor-basierter Düngung nicht geeignet sei. Zudem seien die Parzellen vergleichsweise klein gewesen und somit nicht realitätsnah und es wurden in den Studien, neben dem Einsatz des N-Sensors, auch andere Aspekte wie Ausbringungszeitpunkt oder die Aufteilung der Düngung in mehrere Teildüngungen, untersucht, welches die Aussagekraft zur Effektstärke der Sensor-basierten Düngung mindert (Colaço und Bramley 2018). Ähnlich bewerten Finger et al. (2019) die Studienlage zu Präzisionsdüngung: Zwar seien bei der Metaanalyse Hinweise auf positive Umweltwirkungen wie unter anderem verminderter

Betriebsmitteleinsatz und reduzierte THG-Emissionen festgestellt worden, jedoch seien aufgrund des Aufbaus und der geringen Anzahl von Studien keine verallgemeinerbaren Rückschlüsse auf die Effektstärken ableitbar. In RegNBil-DüV wird für 25 % der Anbaufläche von Winterweizen, Körnermais und CCM sowie Winterraps eine Minderung des N-Düngebedarfs um 10 % angenommen.

C13 „Ganzjährige Bodenbedeckung mit (winterharten) Zwischenfrüchten bzw. Untersaaten“

Nach Kaiser und Ruser (2000) werden etwa 50 % der N_2O -Emissionen von landwirtschaftlichen Böden im Winter emittiert, wobei die Höhe der N_2O -Emissionen vom NO_3 -Gehalt im Boden abhängt (Ruser et al. 2001). Der Anbau von Winterzwischenfrüchten und Untersaaten ist eine Möglichkeit, die NO_3 -Konzentration im Boden und somit die Verlagerung von NO_3 ins Grundwasser sowie die N_2O -Emissionen zu reduzieren. Die Minderung der N-Auswaschung durch Zwischenfruchtanbau liegt nach Literatursauswertung von Osterburg und Runge (2007) bei 10 bis 50 kg N ha⁻¹ a und durch Untersaaten bei 5 bis 40 kg N ha⁻¹. Tonitto et al. (2006) zeigen in ihrer Metaanalyse eine um 40 bis 70 % verminderte NO_3 -Auswaschung bei Zwischenfruchtanbau gegenüber Brachflächen, 20 bis 60 kg N ha⁻¹ wurden von den Zwischenfrüchten aus dem Boden aufgenommen.

Gemäß der Ergebnisse von Kaiser und Ruser (2000) und Tonitto et al. (2006) wäre zu erwarten, dass die N_2O -Emissionen durch den Zwischenfruchtanbau sinken. Jedoch zeigen bspw. die Ergebnisse von Petersen et al. (2011), dass der Anbau von Zwischenfrüchten nach Frost zu einer Steigerung der N_2O -Emissionen führte. Daher ist die Wirkung des Zwischenfruchtanbaus auf N_2O -Emissionen nicht eindeutig, die Verringerung des anorganischen N-Gehalts im Boden durch Zwischenfruchtanbau und damit auch die Reduktion des NO_3 -Auswaschungspotentials wurde auch in Petersen et al. (2011) beobachtet, wobei der Effekt gering war. Für die Berechnungen wird für den Anbau von Zwischenfrüchten von einem unveränderten Emissionsfaktor für N_2O ausgegangen und von einer Minderung der N-Zufuhr um 20 kg N ha⁻¹ Anbaufläche.

Für die Umsetzung der Maßnahme wird ein Anbau von Winterzwischenfrüchten vor den Sommergetreiden Sommergerste, Hafer, Triticale Körnermais und CCM, Kartoffeln, Silomais und Hülsenfrüchten angenommen. Des Weiteren wird angenommen, dass in westdeutschen Bundesländern ab 2030 auf 95 % der Fläche von Sommerungen Winterzwischenfrüchte angebaut werden. Für die ostdeutschen Bundesländer wird aufgrund der durch die geringeren Niederschläge begrenzten Potenziale für den Anbau von Winterzwischenfrüchten ein Anteil von 75 % angenommen.

C16 „Gülle-/Gärrestverarbeitung und weitergehende Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung“

Die Gülle- und Gärrestverarbeitung und die Rückgewinnung von Pflanzennährstoffen dient dazu, vor allem in Regionen ohne (wesentliche) zusätzliche Aufnahmekapazität von WD im Pflanzenbau aus den in WD enthaltenen Nährstoffen neue Produkte herzustellen, die aufgrund der Minderung der zu transportierenden Massen über weitere Entfernungen transportwürdig sind und ggf. auch außerhalb der Landwirtschaft vermarktet werden können. Regionale N-Überschüsse können auf diesem Weg einfacher exportiert werden als ohne Aufbereitungsverfahren. Im Allgemeinen werden hierzu WD in ein Flüssigseparat und ein Festseparat mit geringerer Masse aufgetrennt. Die anteilige Nährstofffraktionierung in Fest- und Flüssigseparat von Trockenmasse, N, P und K ist hierbei vom Ausgangsmaterial und von der Technik abhängig. Flüssigseparate aus einfachen mechanischen Aufbereitungsverfahren müssen ggf. weiteren Verfahrensschritten unterzogen werden, um Nährstoffe in ausreichendem Umfang in einer transportwürdigen Form abzuscheiden. Bei N-reichen, aber TM-armen Flüssigseparaten besteht mangels Ausbildung einer Schwimmdecke bei der Lagerung die Gefahr erhöhter NH_3 -Emissionen.

Für die Gülle- und Gärrestverarbeitung und die Rückgewinnung von Pflanzennährstoffen stehen eine ganze Reihe von Techniken zur Verfügung (Döhler et al. 2021), die sich in der Verfahrenstiefe und den damit hergestellten Produkten unterscheiden. Steht der Export von Nährstoffen im Vordergrund, eignen sich dafür vor allem Techniken mit Fraktionierung der Nährstoffe vorwiegend im Festseparat oder eine Kombination einfacher mechanischer Verfahren mit aufwändigeren Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung aus der Flüssigphase (Döhler et al. 2021). Für die Aufbereitung von Gärresten können - aufgrund der häufig in Biogasanlagen anfallenden und nicht anderweitig sinnvoll nutzbaren Abwärme - Techniken genutzt werden, die eine Trocknung miteinschließen.

Aktivitätsdaten zur aktuellen Verbreitung von WD-Aufbereitungsanlagen sind nicht verfügbar und könnten nur mit hohem Aufwand, der die Möglichkeiten dieses Projekts übersteigt, ermittelt werden. Diese Maßnahme kann daher quantitativ anhand einer Szenario-Betrachtung bewertet werden. Aufgrund der unterschiedlichen Vor- und Nachteile der verschiedenen Verfahren und der spezifischen Rahmenbedingungen in den Betrieben, für die eine WD-Aufbereitung in Frage kommen, wird diese Maßnahmen nur exemplarisch anhand eines Szenarios untersucht. Dafür wird ein Verfahren mit geringen NH_3 -Emissionen und wesentlich verbesserter Nährstoffnutzungseffizienz sowie einer möglichst weitgehenden Entfrachtung von N-Überschussregionen (s. u.) gewählt. Hierfür sind nur bestimmte Aufbereitungstechniken geeignet: diese Verfahren haben i.d.R. einen hohen Wärmebedarf, der in der Landwirtschaft regelmäßig nur aus Biogasanlagen verfügbar ist und häufig nicht anders nutzbar ist, weshalb in dieser Maßnahme lediglich eine Aufbereitung von Gärresten (einschließlich WD-Gärresten), nicht jedoch von unvergorenen WD angenommen wird.

In dem Szenario wird als Aufbereitungstechnik der Einsatz von Pressschnecke mit Vakuumverdampfung und N-Rückgewinnung angenommen, bei dem vier Masseströme entstehen: Dickseparat mit 26 % des N und 13 % Masseanteil, Konzentrat mit 25 % des N und 26 % Masseanteil, Ammonium-Sulfat-Lösung (ASL) mit 49 % des N und 3 % Masseanteil und Destillat mit 57 % Masseanteil, aber sehr geringen Nährstoffgehalten. Damit entstehen Produkte, die deutlich transportwürdiger sind als nicht aufbereiteter Gärrest, darunter mit ASL ein Produkt, das Mineraldünger gleichwertig ersetzen kann (Döhler et al. 2021).

In dem Szenario wird weiter angenommen, dass Gärreste – sowohl aus WD- als auch Energiepflanzenvergärung – aus Regionen mit hohen N-Bilanzüberschüssen (Kreise mit mehr als 70 kg N ha⁻¹ LF Gesamtbilanzüberschuss im 5-jährigen Mittel) in Regionen mit geringeren N-Bilanzüberschüssen (≤ 70 kg N ha⁻¹ LF) transportiert werden. Er wird außerdem angenommen, dass für dieses Szenario keine zusätzlichen Biogasanlagen installiert werden. Mit dem gewählten Aufbereitungsverfahren kann 49 % des N in den Gärresten als ASL transportiert werden (s. o.), diese N-Menge wird für eine Entfrachtung je Kreis berücksichtigt. Daraus ergeben sich für Deutschland 87 Gg N im Jahr 2025 und 128,3 Gg N im Jahr 2030 in Form von ASL aus Gärresten, die über größere Entfernungen transportwürdig sind. Als aufnehmende Regionen werden alle Kreisregionen mit einem N-Überschuss unter 70 kg N ha⁻¹ LF betrachtet; dort kann nur Mineraldünger-N durch die Aufnahme des ASL aus Gärresten ersetzt werden. Mit diesen Kriterien betragen die Aufnahmekapazitäten in Deutschland insgesamt 666 Gg N im Jahr 2025 und im Jahr 2030 675 Gg N im Jahr 2030. Als maximale Transportdistanz zwischen abgebenden und aufnehmenden Kreisregionen wird eine Strecke von 100 km angesetzt. Mit diesen Annahmen können dann insgesamt 55 Gg N im Jahr 2025 und 85 im Jahr 2030 aus Überschussregionen in andere Regionen transportiert werden. Das heißt, dass 36 % (2025) und 33 % (2030) der transportwürdigen ASL-Menge aus Gärresten nicht innerhalb eines Radius von 100 km von einer anderen Region aufgenommen werden kann. Hauptgrund dafür ist, dass die überschüssigen Gärrestmengen vor allem im Nordwesten und Westen von NRW und Niedersachsen sowie im Süden

Baden-Württembergs und Bayerns anfallen, das Aufnahmepotenzial der Regionen im 100 km-Umkreis für diese Mengen jedoch nicht ausreicht.

C17 „Reduzierte Oberflächen in BImSchV-G+V-Anlagen“

Für die Schweine in BImSchV-V+G-Betrieben²² (siehe Tabelle 11) wird in dieser Maßnahme die Verminderung der NH₃-emittierenden Oberflächen angenommen. Die Reduzierung der emittierenden Oberfläche wird durch einen verengten Güllekanal erreicht; durch diese Reduktion der Oberfläche um 28 % werden auch 28 % der NH₃-Emissionen gemindert (Griffing et al. 2007). Gleiches wird für Rinder (außer Kälber) angenommen, die unter die 4. BImSchV fallen. Zu den NH₃-Emissionsfaktoren, die in den entsprechenden Größenklassen der Betriebe angewandt werden, siehe Tabelle 12.

Tabelle 11: Bestandsgrenzen und Tierbestände in BImSchV-V+G-Betrieben sowie bei Absenkung der Bestandsgrenzen je Anlage²³ auf 2/3 der Erfassungsgrenze für BImSchV-V+G-Betriebe.

Tierart/Kategorie	Bestandsgrenzen je Anlage	Tierbestand in der Baseline-Projektion 2030	Maßnahmen
Tierbestände in BImSchV-V+G-Betrieben			
Sauen	560	558.048	C17, C22
Aufzuchtferkel	4.500	892.386	C17, C22
Mastschweine	1.500	2.784.244	C17, C22
Milchkühe	600	343.309	C17, C21, C22
Färsen	600	148.541	C17, C21, C22
Mastrinder	600	78.788	C17, C21, C22
Tierbestände in Anlagen nach Absenkung auf 2/3 der Erfassungsgrenze für BImSchV-V-Betriebe			
Sauen	370	836.030	C21, C23
Aufzuchtferkel	3.000	1.784.296	C21, C23
Mastschweine	1.000	5.567.004	C21, C23

Quellen: 4. BImSchV, Neugefasst durch Bek. v. 31. Mai 2017 I 1440; geändert durch Art. 1 v. 12. Oktober 2022 | 1799, Anhang 1.

FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2023)

C18 „Optimierung der Spaltenreinigung“

In dieser Maßnahme wird für Rinder und Schweine eine häufigere Reinigung der Spalten der Güllekanäle angenommen, wodurch die Exkremente schneller in den Güllekanal gelangen und dadurch die Zeitspanne der NH₃-Ausgasung im freien Austausch mit der Atmosphäre verkürzt

²² BImSchV-G-Anlagen: Genehmigungsverfahren gemäß § 10 BImSchG (mit Öffentlichkeitsbeteiligung) (obere BImSchV-Grenze nach 4. BImSchV vom 2. Mai 2013, neugefasst durch Bek. v. 31.5.2017 I 1440, geändert durch Art. 1 V. v. 12.1.2021). BImSchV-V-Anlagen: Vereinfachtes Verfahren gemäß § 19 BImSchG (mit Öffentlichkeitsbeteiligung) (untere BImSchV-Grenze nach 4. BImSchV vom 2. Mai 2013, Neugef. durch Bek. v. 31.5.2017, geänd. durch Art. 1 V. v. 12.1.2021 I 1440).

²³ Eine Anlage im Sinne des BImSchG § 3 Absatz 5 (zuletzt geändert am 26. Juli 2023) sind:

1. Betriebsstätten und sonstige ortsfeste Einrichtungen,
2. Maschinen, Geräte und sonstige ortsveränderliche technische Einrichtungen sowie Fahrzeuge, soweit sie nicht der Vorschrift des § 38 unterliegen, und
3. Grundstücke, auf denen Stoffe gelagert oder abgelagert oder Arbeiten durchgeführt werden, die Emissionen verursachen können, ausgenommen öffentliche Verkehrswege.

wird. Bei Rindern wird der Anteil an güllebasierten Freilaufställen als Anteil optimierter Spaltenreinigung für 2030 übernommen. Die NH_3 -Emissionen werden dadurch um 25 % reduziert (Vos et al. 2022a). Auf die Freisetzung von CH_4 und N_2O hat diese Maßnahme keinen Einfluss. Für 2025 werden Mittelwerte aus 2020 und 2030 gebildet.

Bei Sauen und Ebern wird für alle güllebasierten Systeme, bei Mastschweinen und Aufzuchtferkeln für Ställe mit Voll- und Teilspalten eine optimierte Spaltenreinigung für 2030 angenommen; die Minderung der NH_3 -Freisetzung wird mit 25 % (Vos et al. 2022a) angesetzt. Für 2025 werden Mittelwerte aus 2020 und 2030 gebildet. Zu den NH_3 -Emissionsfaktoren für die entsprechenden Stallhaltungssysteme, die für diese Maßnahme zugrunde gelegt werden, s. Tabelle 12.

C19 „Kottrocknung mit Kotband von Legehennen- und Junghennenkot“

Bei der Stallhaltung für Legehennen wird 2030 bei allen in Volieren gehaltenen Legehennen Kotbandtrocknung einbezogen, bei Junghennen sowie bei der Lagerung von Geflügelkot von Legehennen wird für alle Tierplätze Kotbandtrocknung berücksichtigt. Für die NH_3 -Emissionen wird ein 50 % reduzierter Emissionsfaktor für den Stall genutzt (Eurich-Menden et al. 2011). Bei der Lagerung werden keine NH_3 -Emissionen bei Kotbandtrocknung freigesetzt. Gleiches gilt für die Freisetzung von N_2O , die CH_4 -Emissionen bleiben gleich (Tabelle 10 und Tabelle 12). Für 2025 werden Mittelwerte gebildet. Diese Werte werden in RegNBil und RegNBil-DüV für die NH_3 - und die THG-Emissionen für die genannten Entmistungsverfahren in der Legehennen- und Junghennenhaltung verwendet.

C20 „Gülleloser Schweine- und Rinderstall“

In einem güllelosen Stall wird im Stall eine Trennung von Kot und Harn vorgenommen. Für den NH_3 -Emissionsfaktor wird dafür eine Minderung um 70 % angesetzt, orientiert an dem Minderungspotential von 50 bis 80 % nach Groenestein et al. (2011); die Emissionsfaktoren sind in Tabelle 12 aufgeführt. In dieser Maßnahme wird eine Kot-Harn-Trennung für 25 % aller güllebasierten Schweinebeständen sowie Milchviehbestände berücksichtigt. CH_4 - und N_2O -Freisetzungen werden durch diese Maßnahme nicht beeinflusst, da angenommen wird, dass ein Großteil dieser Emissionen im Lager entstehen und die Maßnahme dort keine Wirkung hat.

C21 „Ansäuerung von Gülle im Stall“

Die Ansäuerung im Stall wird für Schweine 2/3 unterhalb der Grenze für BImSchV-V-Anlagen und Rinder in BImSchV-V-Anlagen (entspricht Tierplätzen von 1.000 Mastschweinen, 370 Sauen, 3.000 Aufzuchtferkeln, 600 Milchkühe, Färsen oder Mastrinder) angenommen.

Die Ansäuerung der Gülle im Stall führt zu einer Verminderung der NH_3 -Emissionen im Stall, Lager und bei der Ausbringung (zu den NH_3 -Emissionsfaktoren siehe Tabelle 9, Tabelle 10 und Tabelle 12). Die CH_4 -Emissionen können laut Overmeyer et al. (2022) bei Schweinemaststall durch Ansäuerung um 80 % gemindert werden. Eine Minderung von 87 bis 89 % wird in Sokolov et al. (2019) für Milchviehgülle berichtet. In der Meta-Analyse von Hou et al. (2015) wird für Gülleansäuerung eine mittlere Reduktion von 87 % der CH_4 -Emissionen angegeben. Für die Abbildung der Maßnahme in EMMA-L-NC, RegNBil und RegNBil-DüV werden die CH_4 -Emissionsfaktoren für Stall und Lagerung bei güllebasierten Systemen um 80 % gemindert, für N_2O werden keine Minderungen angenommen (siehe Tabelle 10).

C22 „Güllekühlung“

Güllekühlung wirkt sich emissionsmindernd auf die NH_3 -Freisetzung aus. Für alle BImSchV-V+G-Betriebe mit güllebasierten Systemen wird angenommen, dass eine Güllekühlung installiert

wird. In einer Datenabfrage aus der Landwirtschaftszählung 2020 wurden die Tierplätze auf regionaler Ebene abgefragt, die in solchen Betrieben stehen. Für diese Tierplätze werden in RegNBil und RegNBil-DüV angepasste NH_3 -Emissionsfaktoren genutzt, die mit EMMA-L-NC berechnet werden. In Anlehnung an Häußermann et al. (2020) werden die NH_3 -Emissionen in güllebasier-ten Schweine- und Rinderställen gegenüber den Referenzverfahren um 62 % gemindert. Die Emissionsfaktoren, die sich daraus ergeben sind in Tabelle 10 dargestellt. Zwar führt eine reduzierte Temperatur auch zu einer geringeren Methanbildung und -ausgasung, der Großteil der CH_4 -Emissionen entsteht jedoch im Güllelager. Die Wirkung der Güllekühlung im Stall auf die Gülletemperatur ist bei Lagerzeiten von bis zu 6 Monaten als gering zu bewerten, weshalb für diese Maßnahme keine Minderung der CH_4 -Emissionen angenommen wurden.

C23 „Abluftreinigung“

Es wird angenommen, dass eine Abluftreinigung (ALR) auch für Betriebe 2/3 unterhalb der Grenze für BImSchV-V-Anlagen verpflichtend wird, als Schwellenwert wird für alle Betriebe ab 1.000 Mastschweine-Tierplätzen, 350 Sauen-Tierplätzen und 3.000 Aufzuchtferkel-Tierplätzen eine ALR angenommen. Es wird davon ausgegangen, dass sich die NH_3 -Emissionen im Stall durch die ALR bei Schweinen um 80 % (Rösemann et al. 2023) reduziert. Aus einer Abfrage beim FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2023) wurde der Anteil der Tierplätze entnommen, für die bereits eine ALR installiert ist. Die Anzahl der Tierplätze mit ALR, die unterhalb der oben genannten Grenze liegen, bleibt unverändert, für alle Tierplätze oberhalb der aufgeführten Grenze für 2030 ALR angenommen. Der Anteil an Sauen-Tierplätzen mit ALR steigt damit von 15,3 % im Jahr 2021 auf 76 % im Jahr 2030. In der Landwirtschaftszählung 2020 wird das Vorhandensein einer ALR nur für die Kategorien „Sauen“ und „Sonstige Schweine“ abgefragt, für Mastschweine und Aufzuchtferkel wurde daher ein gemeinsamer Anteil berechnet, der von 15,5 % im Jahr 2021 auf 56 % im Jahr 2030 steigt. Für Geflügel werden in der Landwirtschaftszählung keine Daten zu installierten ALR nach Bestandsgrößen berichtet, weshalb diese Tierkategorien bei der Maßnahme nicht berücksichtigt werden konnte. Die Berechnung der impliziten NH_3 -Emissionsfaktoren für RegNBil und RegNBil-DüV, die sich aus dem Ausbau der ALR ergeben, erfolgt mit EMMA-L-NC.

C24 „Haltung von Mastschweinen in Außenklimaställen“

Für Mastschweine wird für 2030 für 10 % der Tierplätze eine Haltung in einem strohbasierten Außenklimastall angenommen. Die Umstellung auf Außenklimastall betrifft vor allem strohbasierte Systeme, daher werden zunächst die Tierplätze in den strohbasierten Systemen reduziert. Werden weniger als 10 % der Tierplätze in strohbasierten Systemen gehalten, wird der Anteil von Tierplätzen mit Teilspaltenböden so weit reduziert, dass insgesamt 10 % aller Tierplätze 2030 im Außenklimastall erreicht werden. Die Tierplätze in Ställen mit Vollspaltenböden müssen nicht verändert werden, da ihr Anteil in keinem Bundesland 90 % der gesamten Tierplätze übersteigt. Die Emissionsfaktoren für Außenklimaställe werden von Rösemann et al. (2023) übernommen (Tabelle 12). Für 2025 werden Mittelwerte aus den Anteilen der Mastschweine in Außenklimaställen in den Jahren 2030 und 2020 gebildet.

Tabelle 12: NH₃-Emissionsfaktoren der Stallhaltungsverfahren für die Maßnahmen.

Angaben in: kg NH₃-N kg⁻¹ TAN bzw. kg NH₃-N kg⁻¹ UAN aus Ausscheidungen

Tierart/Kategorie	Verfahren	NH ₃ -N-Emissionsfaktor	Maßnahme
Rinder	Laufstall, güllebasiert (Referenz)	0,197	
	Anbindestall, güllebasiert, Ansäuerung im Stall	0,0231	C21
	Laufstall, güllebasiert, Ansäuerung im Stall	0,06895	C21
	Laufstall, güllebasiert, Optimierung von Spaltentypen, Spaltenreinigung und Spaltenbelägen	0,1576	C18
	Laufstall, güllebasiert, Güllekühlung	0,07486	C22
	Laufstall, „Gülleloser Rinderstall“	0,0591	C20
	Anbindestall, güllebasiert, nicht-spezifische Maßnahmen (mit 40 % Minderung)	0,1182	C17
	Laufstall, güllebasiert, nicht-spezifische Maßnahmen (mit 40 % Minderung)	0,1182	C17
Sauen, Eber	Güllebasierte Systeme (Referenz)	0,34	
	Güllebasierte Systeme, Güllekühlung	0,1292	C22
	Güllebasierte Systeme, Ansäuerung im Stall	0,119	C21
	Güllebasierte Systeme, Optimierung von Spaltentypen, Spaltenreinigung und Spaltenbelägen	0,272	C18
	Güllebasierte Systeme, „Gülleloser Schweinestall“	0,102	C20
	Güllebasierte Systeme, nicht-spezifische Maßnahmen (mit 40 % Minderung)	0,204	C17
Aufzuchtferkel, Mastschweine	Voll- oder Teilspaltenboden (Referenz)	0,3	
	Voll- oder Teilspaltenboden, Güllekühlung	0,114	C22
	Voll- oder Teilspaltenboden, Ansäuerung im Stall	0,105	C21
	Außenklima-Tiefstreustall, freigelüftet	0,35	C24
	Voll- oder Teilspaltenboden, Optimierung von Spaltentypen, Spaltenreinigung und Spaltenbelägen	0,24	C18
	Voll- oder Teilspaltenboden, „Gülleloser Schweinestall“	0,09	C20
	Voll- oder Teilspaltenboden, nicht-spezifische Maßnahmen (mit 40 % Minderung)	0,18	C17
Legehennen	Volieren, ab 2010 (Referenz)	0,09	
	Kleingruppen (Referenz)	0,066	
	Kleingruppenhaltung mit Kotbandtrocknung	0,035	C19
	Volieren mit Kotbandtrocknung	0,0455	C19
Junghennen	Alle Haltungssysteme (Referenz)	0,09	
	Alle Haltungssysteme mit Kotbandtrocknung	0,0455	C19

C25 „Abdeckung offener Lager für flüssige Wirtschaftsdünger mit Folie“

Für die Lagerung von flüssigen WD inkl. Jauche und Gärreste wird zunächst der Anteil mit fester Abdeckung und unter Spalten aus den Baseline-Projektionen übernommen; für die Umsetzung der Maßnahme wird angenommen, dass auch der übrige Anteil des flüssigen WD mit Folie abgedeckt wird. Für 2025 werden Mittelwerte aus 2030 und 2020 gebildet. Die NH_3 -Emissionsfaktoren für das Lagerverfahren werden aus Rösemann et al. (2023) übernommen (Tabelle 10). Die impliziten Emissionsfaktoren, die in RegNBil und RegNBil-DüV eingehen, werden mit EMMA-L-NC berechnet.

C26 „Unterbindung von jeglicher zusätzlichen Nutzung von Energiepflanzen in Kreisen mit Nährstoffüberhängen“

Die mit RegNBil erstellte regionale N-Flächenbilanz wurde um eine regionale N-Stallbilanz erweitert (Abschnitt 2.1.4), sodass nunmehr auch regionale Ergebnisse der N-Gesamtbilanz vorliegen. Um die Kreise mit Nährstoffüberhängen (in der Gesamtbilanz) zu ermitteln, wurde der N-Überschuss aus N-Flächen- und N-Stallbilanz addiert (der Überschuss der N-Biogasbilanz kann für die Höhe des N-Gesamtbilanzüberschuss vernachlässigt werden).

Es wurden 250 (der 400) Kreise selektiert, die im 5-jährigen-Mittel (2015 – 2020, ohne 2018) einen N-Überschuss von über $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ haben (berechnet auf Basis der Kreisregionen). Für die Kreise sind die Einsatzmengen an Energiepflanzen bekannt. Wird die Grenze von $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ überschritten, wird kein Einsatz von Energiepflanzen angenommen, d. h. Biogasanlagen in diesen Gebieten vergären nur die unveränderte Menge WD. Bis 2030 werden in Deutschland dadurch 62,5 % weniger Energiepflanzen gegenüber der Projektion 2030 eingesetzt und die Stromeinspeisung aus Biogas mindert sich gegenüber der Baseline-Projektion 2030 um 54 % (Abbildung 43 in Abschnitt 3.6). Die Minderung des Energiepflanzeneinsatzes variiert in den einzelnen Bundesländern stark: in Brandenburg werden keine Einsatzmengen von Energiepflanzen gemindert, in Schleswig-Holstein hingegen werden 2030 mit dieser Maßnahme rd. 91 % weniger Energiepflanzen eingesetzt. Analog zur Maßnahme C01 werden diejenigen Flächen, auf denen keine Energiepflanzen mehr angebaut werden, mit anderen Ackerkulturen belegt.

C27 „Begrenzung der betrieblichen Nährstoffüberschuss durch maximale Viehbesatzdichte von $2 \text{ GV ha}^{-1} \text{ LF}$ “

Aus der Landwirtschaftszählung (LZ) 2020 sind die Viehbesatzdichten in den Kreisen in Großvieheinheiten (GV) je landwirtschaftlicher Nutzfläche im Mittel der Kreise bekannt. In dieser Maßnahme werden die Tierplätze auf 2 GV je Hektar und Betrieb begrenzt, ohne dass Betriebe, die unterhalb dieser Grenze liegen, ihre Viehbestände aufstocken. Die führt zu einem Abbau der Tierbestände, der sich gleichermaßen auf die Tierkategorien Rinder, Schweine und Geflügel auswirkt; die anderen Tierkategorien bleiben unverändert. In Tabelle 13 sind die Tierzahlen ausgewählter Tierkategorien mit dieser Maßnahme für 2030 der Baseline-Projektion 2030 gegenübergestellt.

Tabelle 13: Tierzahlen in der Baseline-Projektion 2030 und mit einer Begrenzung der einzelbetrieblichen Viehbesatzdichte auf 2 GV ha LF⁻¹ nach Tierkategorien (Maßnahme C27).

Tierkategorie	Tierzahlen der Baseline-Projektion 2030	Tierzahlen bei der Begrenzung der betrieblichen Viehbesatzdichte	Rückgang
Milchkühe	3.487.772	3.360.790	3,6%
Kälber	1.089.839	1.021.523	6,3%
Färsen	3.146.470	2.949.234	6,3%
Mastrinder	1.668.936	1.564.319	6,3%
Sauen	1.266.441	1.220.217	3,6%
Aufzuchtferkel	3.519.680	2.530.475	28,1%
Mastschweine	10.981.399	9.893.351	9,9%
Legehennen	52.607.930	45.427.345	13,6%
Masthähnchen	98.818.575	84.653.627	14,3%
Puten	11.343.947	9.717.872	14,3%

C28 „Begrenzung der N-Zufuhr mit organischen Düngern und BNF auf 120 kg N ha⁻¹ zu Ackerland und 170 kg N ha⁻¹ im Dauergrünland“

Die Maßnahme sieht die Begrenzung der N-Zufuhr von organischem Dünger (WD, Gärreste, SeRo-Dünger) und BNF unter Anrechnung von Stall- und Lagerverlusten nach DüV 2021 Anlage 2, auf 120 kg N ha⁻¹ zu Ackerland und Sonderkulturen und auf 170 kg N ha⁻¹ zu Dauergrünland bezogen auf die Feldschläge vor. In RegNBil-DüV kann diese Begrenzung jedoch, mangels entsprechender räumlicher Auflösung der Daten, nur kreisbezogen und nur kulturartsspezifisch berechnet werden. Die kulturartsspezifischen Überschüsse der N-Zufuhr werden zunächst innerhalb der Kreise bis zur Ausschöpfung der Aufnahmekapazität durch andere Kulturen aufgenommen. Überschüsse der N-Zufuhr, die nicht innerhalb der Kreise ausgeglichen werden können, erhöhen den Exportbedarf von organischen Düngern aus diesen Kreisen.

Wenn man annimmt, dass schlagbezogene (infolge der Maßnahme) überschüssige Mengen der N-Zufuhr mit organischen Düngern zunächst bis zur Ausschöpfung der Aufnahmekapazitäten innerhalb des gleichen Kreises aufgenommen werden, dann führt eine kreisweise und kulturartsspezifische Berechnung der Maßnahme in RegNBil-DüV zu denselben Ergebnissen für die höher aggregierten räumlichen Ebenen (Kreise, Länder, Deutschland gesamt), wie dies mit schlagbezogener Berechnung der Maßnahme der Fall wäre.

C29 „Etablierung von zweijährigen Klee-/Klee-gras-/Luzernesystemen auf Silomaisflächen zur Rinderfütterung“

Diese Maßnahme sieht eine Umnutzung von 40 % (Jahr 2030, 20 % im Jahr 2025) der Silomaisflächen zur Rinderfütterung in ein zweijähriges Klee-/Klee-gras-/Luzernesystem vor. Die Silomaisfläche beträgt 2030 insgesamt 1.961.024 ha, wobei aber nicht zwischen Verwendungszwecken unterschieden wird. Da ein beträchtlicher Teil der Silomaisfläche zur Biogaserzeugung genutzt wird, wurde die Silomaisfläche zur Rinderfütterung als Restgröße bestimmt, indem von der gesamten Silomaisfläche die Anbauflächen zur Biogaserzeugung abgezogen wurden, geschätzt aus den Daten zum spezifischen Substratinput (KTBL 2022b), der erzeugten elektrischen Arbeit, den Silomaiserträgen in der Baseline-Projektion 2025 und 2030 und den spezifischen

Substrateigenschaften für Biogasmais nach KTBL (2022a). Hierbei wurden Nachernte- und Lagerverluste in Höhe von 10 % berücksichtigt; nach Köhler et al. (2013) betragen die unvermeidbaren TM-bezogenen Lagerverluste von Maissilage 8 %. Die weiteren TM-Verluste entlang der Verfahrenskette von der Ernte bis zum Eintrag in den Biogasfermenter werden als gering, aber größer Null eingeschätzt, woraus sich die Verluste von insgesamt 10 % ergeben, die hier für diese Verfahrenskette zugrunde gelegt werden. Hierdurch werden die Anbauflächen für Biogaserzeugung geringfügig unterschätzt. Aus dieser Abschätzung ergibt sich als Restgröße eine Silomaisanbaufläche für die Fütterung von 1.022.528 ha im Jahr 2030 und 1.033.097 ha im Jahr 2025, für die vereinfachend eine alleinige Nutzung in der Rinderfütterung angenommen wurde. Durch die Umnutzung von 413.239 ha (Jahr 2030, 204.506 ha im Jahr 2025) zum Anbau von Klee/Klee gras/Luzerne beträgt die Silomaisfläche mit Maßnahme im Jahr 2030 1.501.596 ha (1.823.981 ha im Jahr 2025).

C30 „Anwendung des „120/120-Modells“ zur Bestimmung maximal zulässiger betrieblicher N-Gesamtbilanzüberschüsse“

Das „120/120-Modell“ ist ein Ansatz zur Begrenzung der maximalen betrieblichen N-Gesamtbilanzsalden auf ein Niveau, das fachlich gut abgesichert die Wahrscheinlichkeit für unerwünschte N-Austräge in die Umwelt deutlich reduziert und als Vorschlag für die Novellierung der Stoffstrombilanzverordnung entwickelt wurde²⁴ (Taube et al. 2020). Die Werte „120/120“ beziffern zum einen die zulässige Höchstmenge der Zufuhr mit organischen Düngemitteln und zum anderen die Obergrenze des betrieblichen N-Gesamtbilanzüberschuss (beides in kg N ha⁻¹ LF). Der zulässige betriebsindividuelle N-Gesamtbilanzüberschuss wird anhand der folgenden Beziehung in Abhängigkeit von der tatsächlichen N-Zufuhr mit organischen Düngern bestimmt:

Formel 2

$$\text{Maximal zulässiger betrieblicher N-Überschuss} = 50 + 0,58 \times \text{kg NorgDg ha}^{-1} \text{ LF}$$

Der Faktor 0,58 entspricht dem durchschnittlichen Mineraldüngeräquivalent der organischen Dünger. Sowohl der Basiswert von 50 kg N ha⁻¹ LF wie auch der maximale betriebliche Gesamtbilanzüberschuss von 120 kg N ha⁻¹ LF sollten für 2021 gelten und dann bis 2030 stufenweise abgesenkt werden: der Basiswert von 50 auf 35 kg N ha⁻¹ LF und der Maximalwert von 120 auf 90 kg N ha⁻¹ LF, jeweils ab Jahr 2030 (Taube et al. 2020). Das „120/120-Modell“ wird als Maßnahme in RegNBil-DüV dem „Regionshofansatz“ folgend auf Kreisebene angewandt.

Mit der Begrenzung des maximalen N-Gesamtbilanzüberschuss sind keine Vorgaben verbunden, welche Anpassungsmaßnahmen die davon betroffenen Betriebe durchführen. Dafür kommt der Abbau der Tierbestände, die Steigerung der Exporte von organischen Düngern und die Senkung der Mineraldüngerzufuhr in Betracht. Im Projekt DüngeEval wurde für die Abschätzung der Maßnahmenwirkung nur die Minderung der Mineraldüngerzufuhr als Anpassung betrachtet.

2.3 Schutzgutbezogene Evaluierung der Düngegesetzgebung

2.3.1 Qualitätsziele und Bewertungsgrößen der Schutzgüter

Die Maßnahmen der DüV 2021 und die ergänzenden Maßnahmen wurden in Bezug auf ihre Wirkungen auf die Schutzgüter **Klima, Vegetation, terrestrische Ökosysteme** und **Grundwasser** untersucht. Die Bewertung erfolgte anhand der Einhaltung bzw. Überschreitung von Qualitäts-

²⁴ Die zunächst geplante Novellierung der StoffBilV (aus 2017) wurde jedoch nicht umgesetzt. Am 24. Juni 2025 hat die Bundesregierung stattdessen auf Druck der landwirtschaftlichen Interessenvertretungen beschlossen, die StoffBilV ersatzlos abzuschaffen.

zielen für diese Schutzgüter, Tabelle 17 gibt eine Übersicht. Die Qualitätsziele für die Schutzgüter Vegetation und terrestrische Ökosysteme wurden zum Teil aus dem UBA-Projekt regioNat (Bach et al. 2026a) übernommen.

Für das Schutzgut Klima wurde die Jahresemissionshöchstmenge der THG-Emissionen für den KSG-Sektor Landwirtschaft für 2030 gemäß der Klimaschutzgesetzgebung für Deutschland als Qualitätsziel gesetzt²⁵ (präziser gesprochen handelt es sich um ein Umwelthandlungsziel).

Aus dem regioNat-Ansatz (Bach et al. 2026a) wurde für das Schutzgut Vegetation als Qualitätsziel zum einen eine NH_3 -Konzentration (im Jahresmittel) von generell höchstens $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft (Critical Level für höhere Pflanzen) bzw. $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft als Critical Level für N-empfindliche Flechten und Moose (Kryptogamen) gemäß UNECE CLRTAP (2024) übernommen. Zum anderen wurde die Minderungsverpflichtung der NEC-Richtlinie als Zielvorgabe verwendet.

Als Qualitätsziel für das Schutzgut terrestrische Ökosysteme wurde festgelegt, dass gemäß dem regioNat-Ansatz (Bach et al. 2026a) der Critical Load Eutrophierung (CL_{eutN}) durch NH_y - und NO_x -Deposition, ausgewertet für 261.787 Rasterzellen ($1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$) in Deutschland mit Vorkommen sensibler Ökosysteme, in jedem Kreis in 90 % der Rasterzellen eingehalten werden muss. Als zweite Bewertungsgröße wurde das Ziel der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie 2016 (aktualisiert 2021 und 2025; Bundesregierung 2021, 2025) betrachtet, den Anteil der Ökosystemflächen in Deutschland mit Überschreitung des Eutrophierungsgrenzwerts ab 2030 auf 52 % zu senken.

Für das Schutzgut Grundwasser gilt das Qualitätsziel (Schwellenwert) von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ gemäß Grundwasserverordnung; die Bewertung erfolgt anhand des hydrosphärischen N-Überschuss der Landwirtschaftsflächen und dem Anteil der Grundwasserkörper (GWK), für die die Proxy-Größe rechnerische Nitrat-Konzentration im Sickerwasser $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ überschreitet. Die Qualitätsziele und Bewertungsgrößen für die vier Schutzgüter sind in Tabelle 14 zusammengefasst.

Die Bewertung der Maßnahmenwirkungen erfolgte jeweils in Bezug auf die Ergebnisse der Baseline-Projektion 2025 und 2030. Das Jahr 2030 ist das Zieljahr zum einen der Minderungsverpflichtungen der THG-Emissionen des Klimaschutzgesetzes und zum anderen der NH_3 -Emissionen gemäß NEC-Richtlinie. Die Einhaltung von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ im Grundwasser gilt bereits seit dem erstmaligen Erlass der Nitratrictlinie und in der WRRL als Zielwert für das Ende der ersten Bewirtschaftungsperiode 2010 – 2015, im Projekt DüngeEval wird jedoch auch 2030 als Zieljahr zugrunde gelegt.

²⁵ Im Projekt regioNat (Bach et al. 2026a) wird nur die Emission von Lachgas als einziger THG-Komponente betrachtet, nicht die gesamte THG-Emission aus der Landwirtschaft.

Tabelle 14: Qualitätsziele und Bewertungsgrößen der Schutzgüter, für die im Projekt DüngeVal die Wirkung der DüV- und ergänzender Maßnahmen untersucht wurde.

Schutzgut	Qualitätsziel	Bewertungsgröße	Anteil Landwirtschaft ^a
Klima	THG-Emission gem. Klimaschutzgesetz ^b	CO ₂ e-Emission Gg CO ₂ e	8,3 % ^c (2024)
Vegetation	i) NH ₃ -Konzentration Luft (Critical Level) (UNECE CLRTAP 2024) - generell: $\leq 3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft - in Kreisen mit Vorkommen N-empfindlicher Flechten und Moose: $\leq 1 \text{ NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft ii) NEC-Richtlinie	NH ₃ -Emission (Luft) Gg NH ₃ Anz. Kreise über Zielwert Gg NH ₃ Anz. Kreise über Zielwert Gg NH ₃	93 % ^d (2023)
Terrestrische Ökosysteme	i) Unterschreitung CL _{eutN} auf 90 % der Fläche mit Vorkommen empfindl. Ökosysteme (Bach et al. 2026a) ii) Unterschreitung CL _{eutN} auf 52 % der Fläche (Nachhaltigkeitsstrategie)	Anteil 1 km × 1 km-Grids ^e mit Überschreitung CL _{eutN} (%) Anteil Ökosystemflächen mit Überschreitung CL _{eutN} (%)	63 % ^d (2023)
Grundwasser	Nitrat-Konzentration im Grundwasser $\leq 50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ (Nitratrichtlinie, WRRL)	Hydrosphär. N-Überschuss im Mittel der GWK mit $>50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ (kg N ha ⁻¹ LF) Anzahl GWK (von insges. 1279) über Qualitätsziel	88 % ^f (Mittel 2015-2020)

^a Anteil der landwirtschaftlichen Emissionen an der Gesamtmenge der betrachteten Emissionen (in Klammern: Bezugsjahr).

^b Klimaschutzgesetz (v. 18. August 2021); die Neufassung des KSG (v. 26.04.2024) konnte während der Laufzeit des Projekts nicht mehr berücksichtigt werden.

^c CRF-Sektor 3 (UBA 2025a).

^d UBA (2025b); Angabe bezieht sich auf den Anteil an den Emissionen, Anteil an den Deposition kann davon abweichen (grenzüberschreitender Ferntransport ist nicht berücksichtigt).

^e 261.787 Rasterzellen (1 km x 1 km) des GeoGitterDE_1km mit CL_{eutN}-Wert.

^f Bach et al. (2026b).

Die Schutzgüter Oberflächengewässer und menschliche Gesundheit wurden aus den folgenden Gründen *nicht* die Bewertung einbezogen.

Für das Schutzgut **Oberflächengewässer** werden die Qualitätskomponenten der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, zuletzt geändert durch Art. 2 Abs. 4 G v. 9. Dezember 2020 I 2873) für N-Verbindungen (NO₃, NO₂, NH₃ und NH₄) in den oberirdischen Gewässern in Deutschland an (nahezu) allen Messstellen eingehalten (UBA 2025d). In Bezug auf den Schutz der Nordsee und der Ostsee vor Eutrophierung sind in der OGewV Bewirtschaftungsziele für die N(gesamt)-Konzentration (im Jahresmittel) in den Übergangs- und Küstengewässern festgelegt. Diese Umweltqualitätsnormen werden in sieben Flussgebietseinheiten überschritten, die rund 54 % der Fläche des Bundesgebiets umfassen. Für diese Flussgebiete wurde im UBA-Vorhaben regioNat (Bach et al. 2026a) mit dem Modell MoRE (Modeling of Regionalized Emissions; Fuchs et al. 2010; Fuchs et al. 2017; Fuchs et al. 2018, Fuchs et al. 2022; Morling und Fuchs 2021) ein Minderungsbedarf der N(gesamt)-Einträge in die Oberflächengewässer von 81.200 t N ermittelt, von dem etwa 77 % auf die Landwirtschaft entfallen. Dieser Minderungsbedarf ist im Vergleich zur erforderlichen Verminderung für andere Schutzgüter relativ gering (vgl. Bach et al. 2026a) und wird zudem durch die Verminderung des N-Eintrags in das Grundwasser bereits teilweise mit abgedeckt. Aus diesen Gründen wurde das Schutzgut Oberflächengewässer respektive Küstenmeere im Projekt DüngeVal nicht bewertet.

Das Schutzgut **menschliche Gesundheit** wird in Bezug auf reaktive N-Verbindungen zum einen durch NO_2 beeinträchtigt. NO_2 entsteht hauptsächlich durch Verbrennungsprozesse in Fahrzeugmotoren und bei der Energieerzeugung, der Anteil der Landwirtschaft an der Gesamtemission in Deutschland ist mit rund 10 % nur gering. Zum anderen gefährden Ammoniakemissionen die menschliche Gesundheit, indem sie die Bildung von gesundheitsschädlichem Feinstaub auslösen. Bei Gegenwart von Stickstoffdioxid (NO_2), Schwefeloxiden (SO_x) sowie organischen Substanzen kann NH_3 in der Atmosphäre zur Bildung von sekundären anorganischen Aerosolen (SIA) (im Wesentlichen Sulfat, NH_4^+ und NO_3^-) und sekundären organischen Aerosolen (SOA) führen und somit zur Feinstaubbelastung durch sekundären Feinstaub beitragen. Die Bildung von sekundärem Feinstaub ist von mehreren Faktoren abhängig, wozu auch klimatische Bedingungen gehören, sodass kein linearer Zusammenhang zwischen den Konzentrationen der Vorläufersubstanzen und der Bildung von sekundärem Feinstaub besteht, d. h. ein Rückgang der Vorläufersubstanzen führt nicht notwendigerweise zu einem Rückgang von sekundärem Feinstaub (Granello et al. 2024).

Die Bildung von sekundärem Feinstaub kann mit verschiedenen Chemietransportmodellen abgebildet werden und es existieren verschiedene methodische Ansätze zur Modellierung der Bildung von sekundärem Feinstaub, die jedoch für das Projekt DüngeEval nicht zur Verfügung standen (siehe Übersicht zu Modellen und methodischen Unterschieden in Tabelle 6 in Janssen et al. 2023). Janssen et al. (2023) quantifizieren mit dem Chemietransportmodelle LOTOS-EUROS den Beitrag der landwirtschaftlichen NH_3 -Emissionen zur Bildung von SIA in Deutschland für 2015 auf rund 20 % (von durchschnittlich $5 \mu\text{g m}^{-3}$ SIA aus allen Quellen). Die durchschnittliche Belastung mit SOA beträgt nach Janssen et al. (2023) im Jahr 2015 $1 \mu\text{g m}^{-3}$, wobei die Autor*innen nicht nach Quellgruppen differenzieren. Die durchschnittliche bevölkerungsgewichtete Feinstaubbelastung durch PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ im Jahr 2015 (Jahr 2023) betrug $27,5 \mu\text{g m}^{-3}$ ($22,3 \mu\text{g m}^{-3}$) (UBA 2023e; UBA 2023d). Insgesamt beträgt der Anteil der Landwirtschaft an der Feinstaubbelastung im Jahr 2023 in Deutschland 16 %, davon 19 % (PM_{10}) und 7 % ($\text{PM}_{2,5}$) (UBA 2025c). Der Anteil der Landwirtschaft an der Feinstaubbelastung durch PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ durch Bildung von SIA aus NH_3 beträgt im Jahr 2015 rund 3 %.

Nach Hristov (2011) beträgt für $\text{PM}_{2,5}$ der Anteil der SIA aus NH_3 -Emissionen aus der Tierhaltung in den USA im Sommerhalbjahr (Mai bis September) zwischen 3 % (Nordwest) und 11 % (Südkalifornien) und zwischen 6 % (Nordwesten) und 8 % (Mittlerer Westen) im Winterhalbjahr (Oktober bis April). Im worst case-Szenario, unter der Annahme, dass NH_3 aus der Tierhaltung vollständig zu Ammoniumnitrat und Ammoniumsulfat reagiert, beträgt nach Hristov (2011) der Anteil der SIA an der gesamten mittleren jährlichen $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentration zwischen 7 % (Südosten) und 21 % (Nordzentral).

Unter Annahme, dass mit der Vermeidung einer der Vorläufersubstanzen (z. B. Ammoniak) die Voraussetzung die Bildung sekundärer Feinstaubemissionen ($\text{PM}_{2,5}$) nicht mehr gegeben ist, schätzt das Max-Planck-Institut für Chemie in einer Stellungnahme den Anteil der Landwirtschaft an den Feinstaubemissionen in Deutschland und der dadurch verursachten Mortalität mit insgesamt 45 % wesentlich höher ein, wobei die Landwirtschaft im Wesentlichen durch sekundären Feinstaub zu den Feinstaubemissionen beiträgt (Max-Planck-Institut für Chemie 2019). Eine Bewertung des Anteils der Landwirtschaft an der Bildung sekundärer Feinstaubemissionen respektive die Beeinträchtigung des Schutzguts menschliche Gesundheit durch Ammoniakemissionen ist insgesamt gesehen durch eine große Unsicherheit gekennzeichnet. Aus den aufgeführten Gründen wurde das Schutzgut menschliche Gesundheit im Projekt DüngeEval nicht weiter berücksichtigt.

2.3.2 Schutzgut Klima (THG-Emissionen)

Mit dem Übereinkommen von Paris, das 2015 bei der COP 21 der Vertragsparteien der UN-Klimarahmenkonvention vereinbart wurde, haben sich 195 Staaten, darunter Deutschland, verpflichtet, den Anstieg der weltweiten durchschnittlichen Temperatur auf weniger als 2° C und möglichst auf 1,5° Celsius gegenüber dem vorindustriellen Niveau zu begrenzen. Dieses Übereinkommen wurde 2019 mit dem Bundes-Klimaschutzgesetz (KSG, Geändert durch Art. 1 G v. 18. August 2021 I 3905) in nationales Recht umgesetzt. Das KSG verpflichtet Deutschland bis 2045 klimaneutral zu sein, d. h. netto keine THG mehr zu emittieren. Unvermeidbare Rest-Emissionen, wie beispielsweise aus der Landwirtschaft, sollen ab 2045 durch CO₂-Bindung ausgeglichen werden. Als Zwischenziele sind Minderungen der THG-Emissionsmengen bis 2030 um 65 % und bis 2040 um 88 % (gegenüber Jahr 1990) gesetzlich vorgeschrieben. Im KSG sind für die einzelnen Sektoren Jahresemissionshöchstmengen bis 2030 definiert (KSG 2019, Anlage 2)

Auf dem Weg zur Klimaneutralität ab 2045 werden zur Erreichung des Zwischenziels in 2030 im Klimaschutzprogramm (KSP) 2030 der Bundesregierung für die einzelnen Sektoren konkrete Maßnahmen vorgeschlagen (BMU 2019a). Berührungspunkte mit der Düngegesetzgebung ergeben sich dabei für die KSP-Maßnahme „Senkung der Stickstoffüberschüsse einschließlich Minderung der Ammoniak-Emissionen und gezielte Verminderung der Lachgasemissionen sowie Verbesserung der Stickstoffeffizienz“. Deren Umsetzung überschneidet sich mit den Maßnahmen der DüV 2017 und DüV 2021 zur Minderung der Ammoniak-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerausbringung (vgl. Maßnahme A09 in Tabelle 6 sowie die Maßnahmen der DüV 2017 in Abschnitt 2.1.5) sowie einer Reihe von weiteren Maßnahmen in der DüV, die eine Minderung der N-Einträge und dadurch eine verbesserte N-Nutzungseffizienz oder Vermeidung von NO₃-Auswaschung zum Ziel haben (vgl. bspw. Maßnahme A08 in Tabelle 6 und Maßnahme B01 in Tabelle 7). Hierdurch werden direkte N₂O-Emissionen aus der Ausbringung N-haltiger Dünger und indirekte N₂O-Emissionen aus der Deposition gasförmiger N_r-Emissionen und Auswaschung von NO₃ gemindert. Maßnahmen der DüV 2021 führen auch zu einer Minderung der Mineraldüngereinfuhr, was auch außerhalb des KSG-Sektors Landwirtschaft zu THG-Emissionsminderungen führen kann.

Abweichungen der tatsächlichen THG-Emissionen von den in den Zielpfaden festgelegten Jahresemissionshöchstmengen werden in den bis 2030 verbleibenden Jahren den erforderlichen Emissionsminderungen angerechnet, d. h. überschreiten die tatsächlichen Emissionen die in den Zielpfaden festgelegten Mengen, müssen diese in den bis 2030 verbleibenden Jahren zusätzlich gemindert werden. Dieser Mechanismus berücksichtigt allerdings nicht Änderungen in der Berechnungsmethodik der THG-Emissionen; das KSG sieht derzeit keine Korrektur der Minderungsziele vor, wenn sich die berichteten Emissionen aufgrund methodischer Änderungen ändern (Biewald et al. 2022).

Für das Schutzgut Klima wurde als Umwelthandlungsziel die Einhaltung einer Jahresemissionshöchstmenge im Jahr 2030 festgelegt. Aus der Minderungsverpflichtung des Klimaschutzgesetzes für 2030 wurde daraus als Zielwert (Handlungsziel) für 2030 eine zulässige CO₂e-Emission für den KSG-Sektor Landwirtschaft von 57,3 Mio. t CO₂e abgeleitet, ausgehend vom Jahr 2022 als Bezugsbasis²⁶. Im KSG werden, neben den Emissionen des CRF-Sektors 3 „Landwirtschaft“ selbst, auch die energiebedingten Emissionen in der CRF-Kategorie 1.A.4.c „Energieeinsatz - Land- und Forstwirtschaft, Fischerei“ den landwirtschaftlichen Emissionen zugerechnet. Mit den Maßnahmen des Klimaschutz-Sofortprogramms 2022 sowie des Klimaschutzprogramms 2023 sollen diese Ziele umgesetzt werden. Mit der Novelle des KSG in 2024 (KSG, vom 15. Juli 2024)

²⁶ Im Jahr 2023 wurde als Jahresemissionshöchstmenge für den Sektor Landwirtschaft 57,3 Mio. t CO₂e für 2030 genannt (UBA 2023a); Stand Juli 2025 beträgt die Jahresemissionshöchstmenge 58,8 Mio. t CO₂e für Jahr 2030 (UBA 2025a).

wurden die ehemals verbindlichen Sektorziele wurden zugunsten eines zu erreichenden Gesamtziels abgeschwächt, diese Änderung konnte im vorliegenden Bericht jedoch nicht mehr berücksichtigt werden.

Die Berechnung der THG-Emissionen erfolgte mit dem Modell RegNBil-DüV und diente primär der quantitativen Bewertung von Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirkung nach Quellgruppen und nach Regionen. Damit sollen ggf. negative „Trade-Offs“ von Maßnahmen, die im Rahmen der Düngegesetzgebung umgesetzt werden, auf die THG-Emissionen dargestellt und mögliche Ansatzpunkte zur Vermeidung steigender THG-Emissionen durch Maßnahmen in der Düngegesetzgebung aufgezeigt werden.

Für die Berechnung der IST-Werte und der Baseline-Projektion 2025 und 2030 der THG-Emissionen in RegNBil-DüV wurden, sofern die Methodik aus Rösemann et al. (2023) nicht direkt in die Anwendung übernommen wurde, die (partiell) zusammengefassten Emissionsfaktoren aus dem Tabellenanhang von Rösemann et al. (2023) verwendet. Emissionsfaktoren für die Baseline-Projektion 2025 und 2030 sowie für Maßnahmen sind in Rösemann et al. (2023) nicht verfügbar. Diese wurden mithilfe der Anwendung von EMMA-L-NC berechnet und nach RegNBil-DüV übernommen. RegNBil-DüV ermöglicht zwar eine weitergehende räumliche Differenzierung der THG-Emissionen als EMMA-L-NC, die THG-Quellen wurden jedoch aus Gründen der Datenreduktion und der eingeschränkten Verfügbarkeit von Aktivitätsdaten zu 27 Quellgruppen zusammengefasst; so liegen bspw. keine THG-Emissionen getrennt nach Tierkategorien vor.

Die THG-Emissionen liegen getrennt vor für CH₄ (in t CH₄-C), N₂O (in t N₂O-N) und CO₂ (in t CO₂-C) und für die Quellgruppen (im Folgenden zusammengefasst) enterische Fermentation, WD-Management, WD-Ausbringung, Energiepflanzenvergärung und Gärrestausbringung, Ausscheidungen auf der Weide, Mineraldüngerausbringung, Kalkung, Ausbringung kohlenstoffhaltiger Mineraldünger, Ernterückstände sowie Mineralisierung organischer Bodensubstanz aus der Nutzung mineralischer Acker- und Grünlandflächen. Die 27 Quellgruppen können gleichfalls zu den Kategorien des CRF-Sektor 3 (Landwirtschaft) zusammengefasst werden; die Ergebnisse aus RegNBil-DüV können somit konsistent zur THG-Berichterstattung für die Klimarahmenkonvention jeweils auch normiert in Kohlenstoffdioxidäquivalent (CO₂e) auf Grundlage der Global Warming Potentials von CH₄ (i.H.v. 28) und N₂O (i.H.v. 265) dargestellt werden.

Die Berechnung der THG-Emissionen aus den in Tabelle 15 aufgeführten Quellgruppen wurde in RegNBil-DüV mit impliziten Emissionsfaktoren aus den Tabellenanhängen zu Rösemann et al. (2023) durchgeführt, oder es wurden weitere Teilergebnisse aus den Tabellenanhängen genutzt. Aus diesen Werten wurden implizite tierplatzbezogene Emissionsfaktoren abgeleitet, die auf das in RegNBil-DüV vorliegende Mengengerüst angewandt werden können.

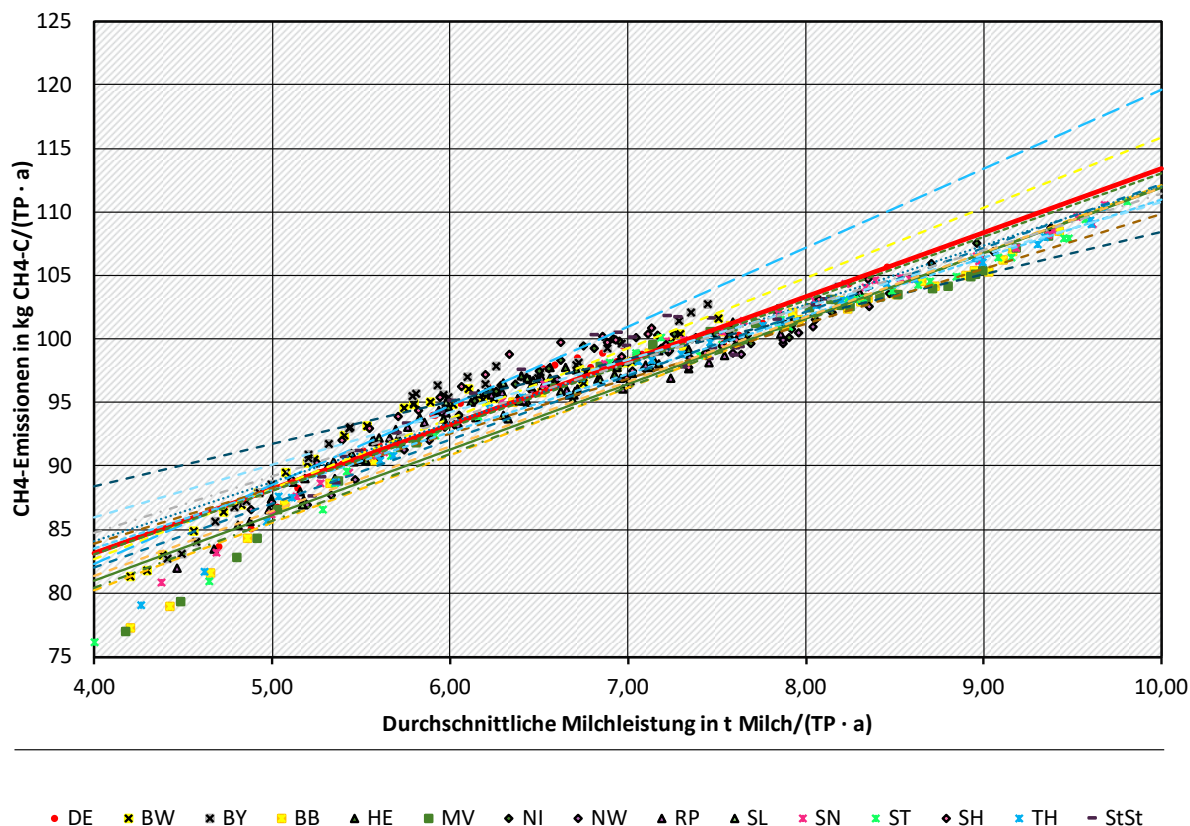
Tabelle 15: Nutzung von Teilergebnissen aus den Tabellenanhängen zu Rösemann et al. (2023) zur Berechnung der THG-Emissionen in RegNBil-DüV.

Quellgruppe	Einheit	Tabellen im Tabellenanhang zu Rösemann et al. (2023)
CH ₄ aus enterischer Fermentation	Anzahl Tiere, in 1000 Stück	AC1005.001 (Milchkühe), AC1005.008 (Rinder ohne Milchkühe), AC1005.010 (Sauen), AC1005.012 (Aufzuchtferkel), AC1005.013 (Mastschweine), AC1005.014 (Eber), AC1005.020 (Schafe), AC1005.021 (Ziegen), AC1005.024 (Pferde), AC1005.026 (Legehennen), AC1005.036 (Geflügel)
	CH ₄ -Emissionen aus der Tierhaltung (Verdauung), in Gg a ⁻¹ CH ₄	EM1004.001 (Milchkühe), EM1004.008 (Rinder ohne Milchkühe), EM1004.010 (Sauen), EM1004.011 (Aufzuchtferkel), EM1004.012 (Mastschweine), EM1004.013 (Eber), EM1004.017 (Schafe), EM1004.018 (Ziegen), EM1004.021 (Pferde)
CH ₄ aus WD-Lagerung und Weidegang (einschl. Weidegang)	Anzahl Tiere, in 1000 Stück	AC1005.001 (Milchkühe), AC1005.008 (Rinder ohne Milchkühe), AC1005.010 (Sauen), AC1005.012 (Aufzuchtferkel), AC1005.013 (Mastschweine), AC1005.014 (Eber), AC1005.020 (Schafe), AC1005.021 (Ziegen), AC1005.024 (Pferde), AC1005.026 (Legehennen), AC1005.036 (Geflügel)
	CH ₄ -Emissionen aus der Tierhaltung (WD-Management), in Gg a ⁻¹ CH ₄	EM1005.001 (Milchkühe), EM1005.008 (Rinder ohne Milchkühe), EM1005.010 (Sauen), EM1005.012 (Mastschweine), EM1005.011 (Aufzuchtferkel), EM1005.013 (Eber), EM1005.017 (Schafe), EM1005.018 (Ziegen), EM1005.021 (Pferde), EM1005.022 (Legehennen), EM1005.030 (Geflügel)
CO ₂ aus der Anwendung von Kalk	Anwendung von Kalk, in Gg a ⁻¹ CaCO ₃ und Gg a ⁻¹ CaMg(CO ₃) ₂	AC1001.022 (Calcit), AC1001.023 (Dolomit)
CO ₂ aus der Anwendung kohlenstoffhaltiger Mineraldünger ^a	Anwendung von Stickstoff-Mineraldüngern, in Gg a ⁻¹ N	AI1001.004 (Harnstoff, rein), AC1001.005 (Ammonium-Harnstoff-Lösung), AC1001.006 (Kalkammonsalpeter)
N ₂ O aus der Anwendung von Mineraldünger ^a	Anwendung von Stickstoff-Mineraldüngern, in Gg a ⁻¹ N	AI1001.004 (Harnstoff, rein), AC1001.005 (Ammonium-Harnstoff-Lösung), AC1001.006 (Kalkammonsalpeter), AC1001.007 (andere Einnährstoffdünger), AC1001.008 (NP-Dünger), AC1001.009 (NK- und NPK-Dünger)
N ₂ O aus der Landnutzung von Acker- und Grünland	N mineralisiert infolge von Verlust von organ. Substanz von Mineralböden unter Ackernutzung, in Gg a ⁻¹ N	AC1001.014
	Flächen, in ha	AC1001.015 (Organische Böden unter Ackerland), AC1001.015 (Landwirtschaftliche Nutzfläche, Ackerland und Fläche Gemüseanbau)

^a Aktivitätsdaten stammen aus Haenel et al. (2020) und wurden mit den Daten des Statistischen Bundesamtes (Destatis versch. Jg.) fortgeschrieben. Die Projektionen für 2025 und 2030 wurden auf Grundlage der Tabellenanhangs aus Vos et al. (2022a) durchgeführt.

Zwischen der durchschnittlichen jährlichen Milchleistung von Milchkühen und den tierplatzbezogenen CH₄-Emissionen aus enterischer Fermentation besteht eine lineare Abhängigkeit (Abbildung 3). Die aus diesem Zusammenhang abgeleiteten linearen Regressionsfunktionen wurden auf Kreisebene für die Berechnung der CH₄-Emissionen aus der enterischen Fermentation von Milchkühen verwendet.

Abbildung 3: CH₄-Emissionen aus enterischer Fermentation von Milchkühen in Abhängigkeit von der jährlichen Milchleistung (Bundesländer und Deutschland), in kg CH₄-C (TP a)⁻¹.



Quelle: eigene Darstellung, Tabellen IEF1004.001 und AI1005CAT.002 im Tabellenanhang zu Rösemann et al. (2021).

2.3.3 Schutzgut Vegetation (NH₃-Immissionen)

Zum Schutz der Stickstoff-sensitiven (terrestrischen) Vegetation sind Critical Levels der maximal zulässigen NH₃-Immissionskonzentration (als Jahresmittelwert) festgelegt worden, die für höhere Pflanzen 3 µg NH₃ m⁻³ Luft und für Flechten und Moose (Kryptogamen) 1 µg NH₃ m⁻³ Luft betragen (UNECE CLRTAP 2024, Kapitel 3 „Mapping Critical Levels for vegetation and lichens“).

Den Ergebnissen des chemischen Transportmodells REM-CALGRID-Modell im DESTINO-Projekt zufolge (Heldstab et al. 2020) besteht zwischen den NH₃-Emissionen und den NH₃-Immissionen auf nationaler Ebene ein linearer Zusammenhang:

Formel 3

$$y = 15,732 \cdot x + 0,5059 \quad (R^2 = 0,8125)$$

mit:

- y Immission, in µg NH₃-N m⁻³ (Jahresmittelwert)
x Emission, in Mg NH₃-N a⁻¹ Gitterzelle (2 km x 2 km)

Aus dieser Regressionsgleichung können die maximal zulässigen NH_3 -Emissionen berechnet werden, mit denen die Qualitätsziele (Critical Levels) für das Schutzgut Vegetation in Deutschland insgesamt eingehalten werden. Diese Emissionen betragen für Deutschland insgesamt und für höhere Pflanzen $12,34 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ Landfläche bzw. $26,7 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ LF, wenn davon ausgegangen wird, dass NH_3 -Emissionen (nahezu) ausschließlich aus der Landwirtschaft stammen. Für den Schutz von N-empfindlichen Flechten und Moosen beträgt die zulässige Emission $4,1 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ Landfläche respektive $8,9 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ LF. Auf Kreisebene gelten bezogen auf die Landfläche dieselben maximal zulässigen NH_3 -Emissionsmengen wie für Deutschland insgesamt, bezogen auf die LF ergeben sich in den Kreisen aufgrund der unterschiedlichen Anteile der LF an der Landfläche Unterschiede für die maximal zulässigen NH_3 -Emissionsmengen. Die Bewertung der DüV- und der ergänzenden Maßnahmen erfolgt auf Kreisebene über die Auswertung der Änderung der aufsummierten Landflächen der Kreise für die diese Emissionsgrenzwerte eingehalten werden. Die Abschätzung der NH_3 -Immissionskonzentration aus den NH_3 -Emissionen anhand des einfachen linearen Zusammenhangs in Formel 3 ignoriert naturgemäße Vorgänge wie Ferntransport von Ammoniak, die mit einer Immissionsmodellierung genauer beschrieben werden können. Eine räumlich stärker aufgelöste Vorgehensweise, wie in Bach et al. (2026a) beschrieben, ergibt jedoch ähnliche regionale Verteilungsmuster der NH_3 -Emissionen (s. Abbildung 21 im vorliegenden Bericht und Abbildung 34 in Bach et al. 2026a) und der Emissionsminderungsbedarfe (s. Abbildung 20 im vorliegenden Bericht und Abbildung 35 in Bach et al. 2026a).

2.3.4 Schutzgut terrestrische Ökosysteme (NH_3 - und NO_x -Emissionen)

Terrestrische Ökosysteme werden durch übermäßigen Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre gefährdet, wobei von der gesamten N-Deposition im Bundesgebiet nach PINETI-4 (Kranenburg et al. 2024) rund 66 % auf NH_3 -N und 34 % auf NO_x -N entfallen. Die Gefährdung terrestrischer Ökosysteme durch die Deposition von NH_y und NO_x bemisst sich an den Belastungsgrenzen (Critical Loads) für terrestrische Ökosysteme, die auf Grundlage der Simple Mass Balance Methode nach UNECE CLRTAP (2024) und mit Hilfe des BERN-Modells für Deutschland berechnet wurden (Schlutow et al. 2018; Schlutow et al. 2024).

Das Qualitätsziel für das Schutzgut terrestrische Ökosysteme bemisst sich an der Überschreitung der Critical Loads Eutrophierung (CL_{eutN}) durch NH_y - und NO_x -Deposition. Die CL_{eutN} -Werte liegen für Deutschland flächenscharf (Polygon-Karte) vor und wurden im Projekt regioNat (Bach et al. 2026a) auf die $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ -Rasterzellen des GeoGitterDE_1km (bkg 2020) übertragen, indem der niedrigste CL_{eutN} -Wert von allen N-sensiblen Ökosystemflächen, die in der betreffenden Rasterzelle vorkommen, der gesamten $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ -Rasterzelle zugewiesen wurde. Mit diesem Ansatz wurde im regioNat-Projekt 261.787 Rasterzellen (von 361.471 Rasterzellen des Bundesgebiets) ein CL_{eutN} zugeordnet (Bach et al. 2026a). Rund 79 % dieser 261.787 Rasterzellen weisen mit der berechneten Stickstoffdeposition für das Jahr 2019 eine Überschreitung der CL_{eutN} -Werte auf. Die hier dargestellte Statistik unterscheidet sich geringfügig von der Statistik, die mit dem nationalen Indikator „Überschreitung der Belastungsgrenzen für Eutrophierung“ veröffentlicht wurde (UBA 2024a). Während hier nur die empfindlichsten Flächen betrachtet werden, werden beim nationalen Indikator alle Rezeptorflächen (also auch weniger empfindliche) berücksichtigt, so dass die Überschreitung im Jahr 2019 bei 69 % liegt.

In der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt wird als Handlungsziel (15.2) formuliert, den Anteil der Ökosystemflächen, die den Eutrophierungsgrenzwert überschreiten, ab 2030 gegenüber 79 % im Jahr 2005 um 27 Prozentpunkte (bzw. relativ um 35 %) auf dann noch 52 % zu senken (BMUKN 2024). Dieses Ziel ist konform mit dem Anspruch der Minderungsverpflichtungen der NEC-Richtlinie für NO_x - und NH_3 -Emissionen ab, die ab 2030 eine Minderung der NO_x -

Emissionen um 65 % und der NH_3 -Emissionen um 29 % gegenüber dem Jahr 2005 vorsieht (Europäische Kommission 2013). Dies bedeutet eine Minderung der NH_3 - und NO_x -Emissionen ab 2030 um 432 Gg N gegenüber 2005, bzw. aufgrund des bereits erfolgten Rückgangs der Emissionen bis 2019 ein Rückgang um 242 Gg N gegenüber 2019 (UBA 2023b)

Mit der Umsetzung der NEC-Richtlinie würden ab 2030 die CL_{eutN} -Werte immer noch auf 52 % der Ökosystemfläche überschritten. Im Projekt DüngEval wurde ein weiteres, ambitionierteres Qualitätsziel mit einbezogen; für einen ausreichenden Schutz terrestrischer Ökosysteme vor Eutrophierung durch N-Deposition wurden im Projekt regioNat (Bach et al. 2026a) drei Szenarien mit unterschiedlichen Schutzniveaus entwickelt (Median, 90-Perzentil und Maximum), wovon im Projekt DüngEval das Qualitätsziel des Szenarios "90-Perzentil" (90-P) verwendet wird. Im Szenario 90-P wird davon ausgegangen, dass das Qualitätsziel als eingehalten gilt, wenn in 90 % der Rasterzellen eines Kreises der jeweilige CL_{eutN} -Wert nicht überschritten wird, d. h. die NO_x - und NH_3 -Deposition dafür ausreichend gemindert sind. Dieser Ansatz ermöglicht es nicht, die sensiblen Ökosysteme mit Überschreitung des CL_{eutN} -Werts exakt zu lokalisieren, sondern ist als semi-quantitative Abschätzung des Anteils der Fläche N-sensibler Ökosysteme mit Überschreitung der CL_{eutN} -Werte und deren Änderung durch Maßnahmen zu verstehen.

Der Anteil der Landwirtschaft an den NH_3 - und NO_x -Emissionen beträgt im Jahr 2023 in Deutschland insgesamt 63 % (bezogen auf die Summe; UBA 2025c). Durch Maßnahmen ausschließlich in der Landwirtschaft können die Emissionen der beiden Luftschadstoffe nicht ausreichend reduziert werden (siehe Abschnitt 3.3.3), um das Qualitätsziel des Szenarios 90-P zu erreichen. Die Bewertung der DüV und der Einzelmaßnahmen im Projekt DüngEval erfolgt daher nicht am Zielerreichungsgrad für dieses Qualitätsziel, da es durch Maßnahmen nur in der Landwirtschaft in Deutschland niemals zu 100 % erreicht werden könnte. Stattdessen wird nur die Änderung der Anteile der 1 km x 1 km-Rasterzellen dargestellt, die den CL_{eutN} -Wert überschreiten.

Die Berechnung der Änderung der CL_{eutN} -Überschreitungen verwendet die kreisbezogenen regioNat-Ergebnisse zur erforderlichen Verminderung der N-Deposition (Summe aus NH_y - und NO_x -Depositionen), damit in 90 % der Rasterzellen der CL_{eutN} -Wert unterschritten wird, sowie der Anzahl Rasterzellen mit Überschreitung des CL_{eutN} -Wertes. Für die Wirkung der DüV-Maßnahmen wird jeweils die Minderung der NH_3 - und NO_x -Emissionen in den Kreisen kalkuliert. Für die weitere Berechnung wird vereinfachend angenommen, dass eine Verminderung der N-Emissionen in einem Kreis um einen bestimmten Prozentsatz die gleiche relative Verminderung der N-Deposition zur Folge hat. Weiterhin wird dann angenommen, dass diese prozentuale Verminderung der N-Deposition zum gleichen prozentualen Rückgang der Anzahl Rasterzellen mit Überschreitung des CL_{eutN} -Wertes führt. Es ist darauf hinzuweisen, dass dieser Ansatz einer linearen Ursache-Wirkungs-Beziehung zwischen NH_3 - und NO_x -Emissionsmengen und den dadurch verursachten NH_3 - und NO_x -Depositionen (mit Flächenbezug für Kreise) aufgrund des atmosphärischen Ferntransports von NH_3 und NO_x eine deutliche Vereinfachung der realen Verhältnisse darstellt und mit größeren Unsicherheiten behaftet ist (weitere Erläuterungen s. Bach et al. (2026a).

2.3.5 Schutzgut Grundwasser (N-Überschuss)

Die WRRL und die Nitratrichtlinie (91/676/EWG, 12. Dezember 1991) legen als Schwellenwert für den „guten Zustand“ des Grundwassers in Bezug auf den Parameter Nitrat eine Konzentration von 50 mg $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$ EU-weit einheitlich fest. Diese Vorgabe ist mit der (Grundwasserverordnung - GrwV, Zuletzt geändert durch Art. 1 V v. 12. Oktober 2022 I 1802) in nationales Recht umgesetzt worden. Dem Nitratbericht 2024 zufolge wurde im Berichtszeitraum 2020 bis 2022 der

Schwellenwert für Nitrat an 25,6 % der 679 Messstellen des EU-Nitratmessnetzes überschritten (BMUV und BMEL 2024).

Für das Schutzgut Grundwasser liegt bis dato von Fachbehörden keine flächenbezogene Darstellung oder Auswertung (auf Bundesebene) der räumlichen Verteilung der Nitratkonzentration im Grundwasser vor. Die Bedeutung der Landwirtschaft für den NO_3 -Eintrag ins Grundwassers und die Wirkung von Maßnahmen - hier: DüV- und ergänzende Maßnahmen - wird daher regelmäßig anhand der Proxy-Größe der „ NO_3 -Konzentration im Sickerwasser“ erfasst (Bach et al. 2016; Heldstab et al. 2020; Zinnbauer et al. 2023). Diese Größe wurde auch von der LAWA in der ersten Fassung der AVV Gebietsausweisung (AVV GeA, v. 03.11.2020) und wird im AGRUM-DE-Projekt sowie in den Monitoringberichten Deutschlands zur Wirkung der Düngeverordnung an die EU-Kommission (unveröff.) verwendet: „Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ist ein guter Indikator zur Beurteilung, ob das Grundwasserschutzziel von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ erreicht werden kann“ (Zinnbauer et al. 2023). Die Gegenüberstellung der mit AGRUM modellierten NO_3 -Sickerwasserkonzentration mit gemessenen NO_3 -Konzentrationen in Grundwassermessstellen in Regionen, für die Messwerte zur Verfügung standen, zeigt Zinnbauer et al. (2023) zufolge eine gute Übereinstimmung sowohl in der räumlichen Verteilung als auch in der Konzentrationshöhe.

Die NO_3 -Konzentration im Sickerwasser (in $\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$) aus Landwirtschaftsflächen wurde aus dem hydrosphärischen N-Flächenbilanzüberschuss²⁷ (auf Kreisebene, Mittel 2019 bis 2021, Häußermann et al. 2019) und der mittleren Sickerwasserspende aus Landwirtschaftsflächen (Mittel 1961 bis 1990, Hydrologischer Atlas Deutschland; BGR 2003) berechnet; Einzelheiten s. Bach et al. 2026a). Im vorliegenden Projekt wurde die Bewertung auf der Ebene der 1279 Grundwasserkörper (GWK) der WRRL durchgeführt: mit den Werten des hydrosphärischen N-Flächenbilanzüberschuss mit Regionalgliederung Kreisregionen und der Sickerwasserspende wurde zunächst die potenziellen NO_3 -Konzentrationen im Sickerwasser mit räumlicher Auflösung $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ berechnet und daraus anschließend der Mittelwert für die GWK gebildet, wobei für die Berechnung der Größe potenzielle NO_3 -Konzentration im Sickerwasser, die Annahme getroffen wurde, dass der hydrosphärische N-Flächenbilanzüberschuss vollständig als NO_3 im Sickerwasser gelöst wird.

²⁷ Der hydrosphärische N-Überschuss entspricht dem Überschuss der N-Flächenbilanz, jedoch vermindert um die gasförmigen NH_3 -Verluste, die während und nach der Ausbringung von mineralischen und organischen N-Düngern auf Landwirtschaftsflächen entstehen. Der hydrosphärische N-Überschuss beziffert diejenige N-Menge, die rechnerisch für die Nitratauswaschung im Boden verfügbar ist.

3 Ergebnisse

3.1 Stickstoff-Flächenbilanzen nach RegNBil und RegNBil-DüV

Die Baseline-Projektionen 2025 und 2030 für die N-Zufuhr- und Abfuhrgrößen sowie die N-Überschüsse der N-Flächenbilanzen nach den Modellen RegNBil und RegNBil-DüV für Deutschland insgesamt sowie für die Kreisregionen bilden die Ausgangspunkte für die Bewertung der meisten Maßnahmen. Daneben erlaubt es das Modellinstrumentarium auch, bspw. N-Flächenbilanzen für einzelne Kulturarten, das Aufkommen von Nebenernteprodukten und die THG-Emissionen für die verschiedenen Quellgruppen der Landwirtschaft zu berechnen. Diese Informationen sind erforderlich, um für einige der Maßnahmen die Wirkung abschätzen zu können. Die wichtigsten Ergebnisse und die Unterschiede zwischen den beiden Ansätzen werden nachfolgend erläutert.

In Tabelle 16 sind die einzelnen Bilanzglieder der beiden Ansätze für die IST-Situation (Mittel 2019 bis 2021) dargestellt. Nach der Methodik von RegNBil-DüV werden die N-Abfuhr mit Nebenernteprodukten, die N-Zufuhr mit Saat- und Pflanzgut sowie die Zufuhr durch atmosphärische N-Deposition nicht berücksichtigt. In der N-Düngebedarfsermittlung gemäß DüV werden die N-Nachlieferung aus dem $N_{\min}$ (Frühjahr), aus der Mineralisierung organischer Bodensubstanz und aus Zwischenfrüchten für die N-Versorgung der Pflanzen berücksichtigt, in der Bilanzierung von RegNBil-DüV werden diese Größen jedoch nicht als N-Zufuhr, sondern als interner Umsatz betrachtet. In RegNBil-DüV ist die Zufuhr mit organischen Düngern wesentlich geringer als in RegNBil, da in den Tabellenwerten der DüV die (impliziten) gasförmigen Verluste aus Stall- und Lager wesentlich höher angesetzt werden als im landwirtschaftlichen THG-Emissionsinventar (Rösemann et al. 2023), dessen Koeffizienten in RegNBil verwendet werden.

Der N-Flächenbilanzüberschuss nach RegNBil-DüV beträgt für Deutschland insgesamt (Mittel 2019 bis 2021) nur 406.273 t N entsprechend 24,5 kg N ha⁻¹ LF gegenüber 931.180 t N (56,2 kg N ha⁻¹ LF) nach RegNBil, der N-Flächenbilanzüberschuss nach RegNBil-DüV ist somit um 56 % (!) geringer als nach RegNBil. Dieser Unterschied ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass die Größen „Nachlieferung aus dem organischen Bodenvorrat“, „Nachlieferung aus $N_{\min}$ “ und „Nachlieferung aus dem Anbau von Winterzwischenfrüchten“ mit zusammen 35,7 kg N ha⁻¹ LF in RegNBil-DüV als interne Umsätze betrachtet werden. Wenn diese ebenfalls als Zufuhrgrößen saldiert würden, dann würde der Unterschied des N-Flächenbilanzüberschusses gegenüber RegNBil nur noch 6 % betragen. Diese geringe Differenz verdeutlicht, dass die Zufuhr- und Abfuhrgrößen in beiden Ansätzen weitgehend übereinstimmend berechnet werden, der Unterschied im Überschuss resultiert aus der unterscheidlichen Berücksichtigung der internen Umsätze.

Tabelle 16: Vergleich der N-Flächenbilanzen nach Ansatz RegNBil-DüV (mit Bedarfswerten und Anrechnungsfaktoren der DüV 2021) und nach Ansatz RegNBil (n. Häußermann et al. 2019; fortgeschrieben); Deutschland gesamt, Mittel 2019 bis 2021.

Modell RegNBil-DüV: N-Bilanz nach Bedarfswerten und Anrechnungsfaktoren der DüV 2021				Modell RegNBil: N-Bilanz nach Methodik Häußermann et al. (2019)			
Bilanzglied		t N	kg N ha ⁻¹ LF	Bilanzglied		t N	kg N ha ⁻¹ LF
ZUFUHR	Mineraldünger	1.507.980	90,8 ^a	Mineraldünger	1.326.615	79,8 ^a	
	WD (ohne Gärreste) einschl. Importe ^b , einschl. Einstreu, <u>ohne</u> Weidegang	484.277	29,1	WD (ohne Gärreste), einschl. Importe ^{b, c} , einschl. Einstreu, <u>einschl.</u> Weidegang	814.381	49,1	
	Weidegang	80.639	4,9				
	Gärreste	440.402	26,5	Gärreste	596.469	35,9	
	Biologische N-Fixierung und Sekundärrohstoffdünger zus.	261.890	15,8	Biologische N-Fixierung	230.711	13,9	
				Kompost, Klärschlamm, Tiermehl	49.424	3,0	
				Saat- und Pflanzgut	21.529	1,3	
				Atmosphärische Deposition	230.378	13,9	
	Summe Zufuhr	2.775.189	167,0	Summe Zufuhr	3.269.507	196,9	
INTERN	Nachlieferung Bodenvorrat	105.093	6,3				
	Nachlieferung aus N _{min}	455.467	27,4				
	Nachlieferung aus Zwischenfruchtanbau	27.354	1,7				
	Summe interner Umsatz	587.914	35,4				
ABFUHR	Marktgängige Feldfrüchte	1.129.513	68,0	Marktgängige Feldfrüchte	1.000.894	60,2	
	Silomais	452.771	27,3	Silomais	452.771	27,3	
	Raufutter (ohne Silomais)	779.741	46,9	Raufutter (ohne Silomais)	757.939	45,6	
	Rebland und Obst	6.891	0,4	Rebland und Obst	6.891	0,4	
				Nebenernteprodukte (Stroh zur Einstreu)	37.325	2,3	
				Emissionen aus landwirtschaftlichen Flächen	82.507	5,0	
		Summe Abfuhr	2.368.916	142,6	Summe Abfuhr	2.338.327	140,7
SALDO	ÜBERSCHUSS	406.273	24,5	ÜBERSCHUSS	931.180	56,2	
	ÜBERSCHUSS einschließlich Zufuhr aus internem Umsatz	994.186	59,8				

^a Zum Unterschied zwischen den beiden Werten s. Text

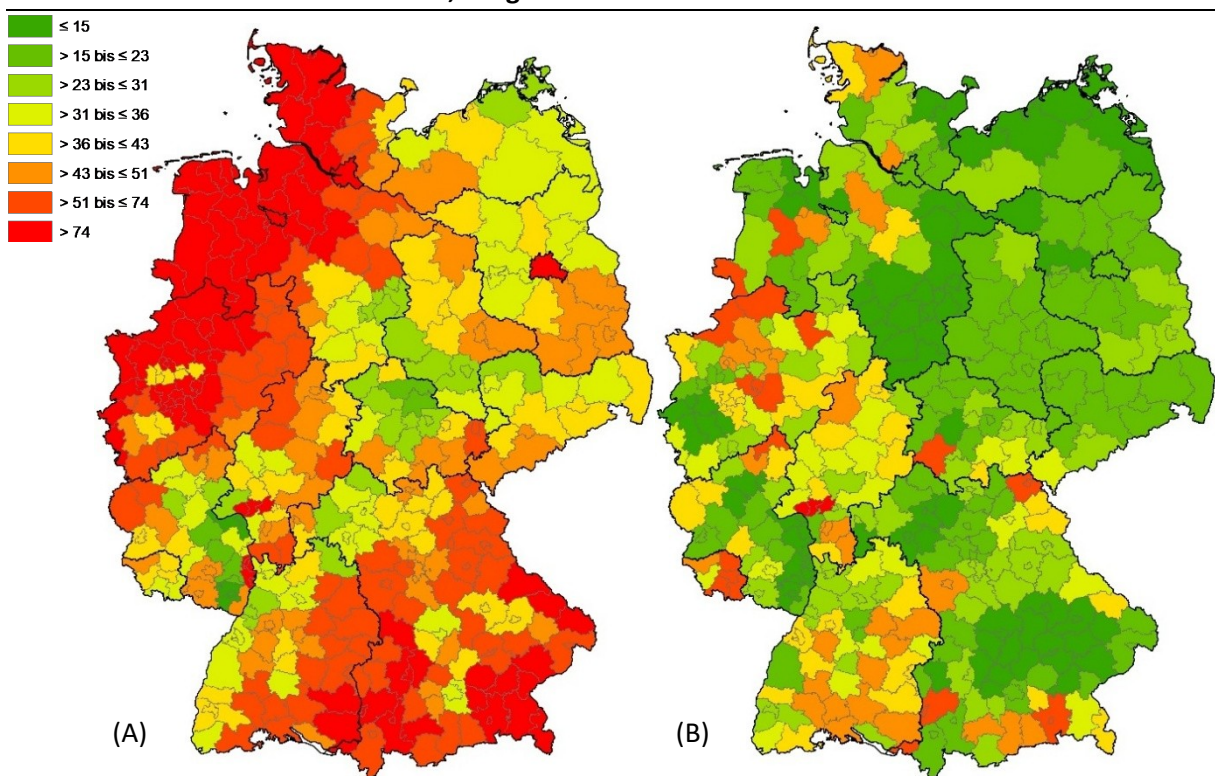
^b Import von WD aus den Niederlanden

^c Einschl. berichtete und berechnete innerdeutsche WD-Transfers zwischen Kreisen und Bundesländern

Quelle: eigene Berechnungen, aktualisiert nach Häußermann et al. (2019)

In Abbildung 4 sind N-Flächenbilanzüberschüsse in den Kreisregionen nach beiden Ansätzen dargestellt. Die unterschiedlichen Rot-Anteile in Abbildung 4 verdeutlichen, dass die mit RegNBil berechneten N-Flächenbilanzüberschüsse insgesamt höher sind als die mit RegNBil-DüV berechneten. Darüber hinaus ergibt sich aber auch eine deutlich abweichende regionale Verteilung zwischen beiden Ansätzen. Bspw. besteht in RegNBil ein enger Zusammenhang zwischen N-Flächenbilanzüberschuss und der Viehbesatzdichte in den Kreisregionen (nicht dargestellt), der jedoch für die nach RegNBil-DüV berechneten N-Flächenbilanzsalden nicht in Erscheinung tritt. Dies kann darin begründet sein, dass viele der Vorschriften in der DüV nur unzureichend mit regionalen statistischen Daten zu deren Häufigkeit verknüpft werden können, weil die entsprechenden Daten nicht verfügbar sind. Die regionalen Unterschiede zwischen beiden Ansätzen spiegeln sich auch in den Maßnahmenwirkungen auf die bewerteten Schutzgüter wider.

Abbildung 4: N-Flächenbilanzüberschuss in den Kreisen nach (A) RegNBil und (B) RegNBil-DüV, Mittel 2019 bis 2021, in kg N ha⁻¹ LF.



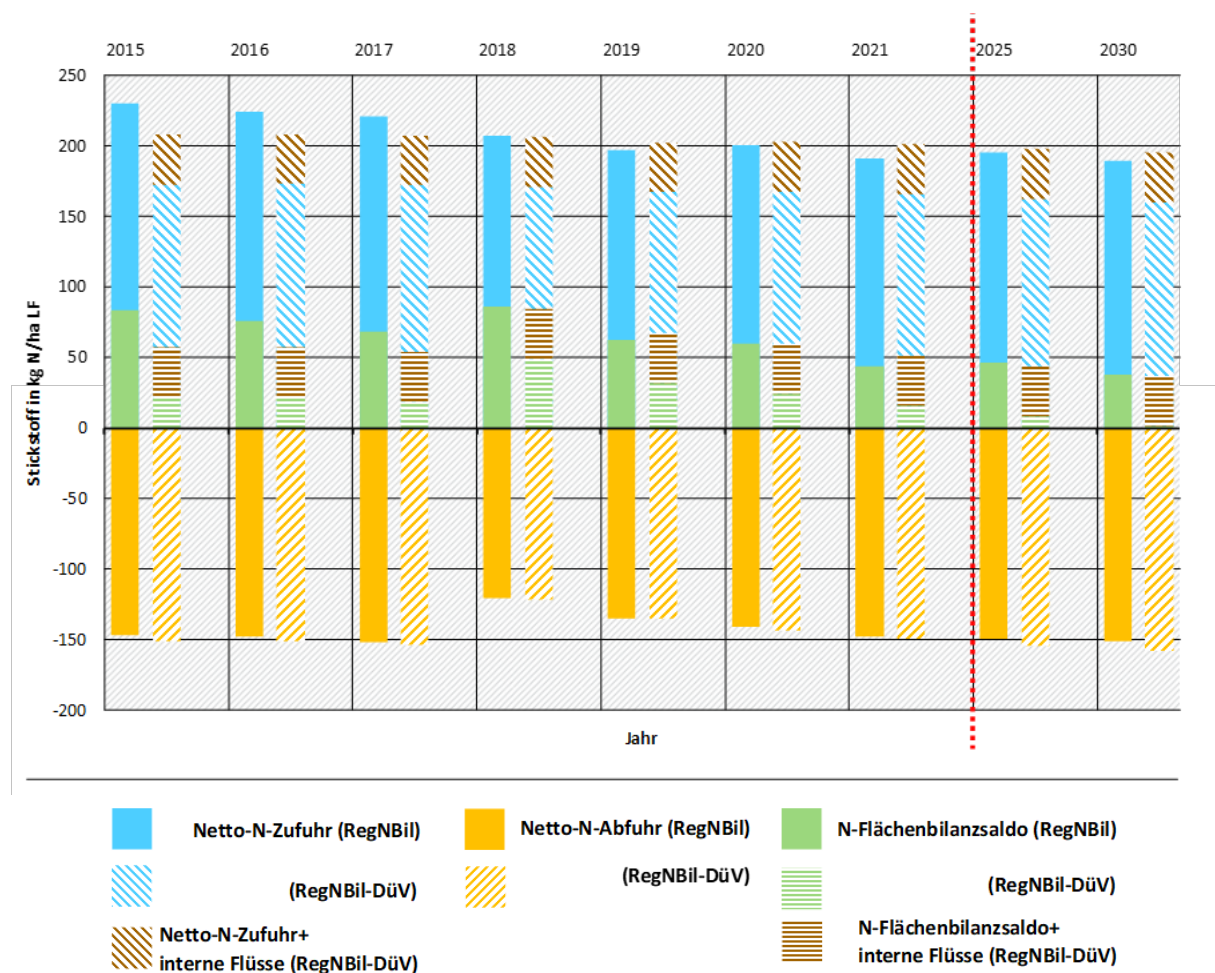
Quelle: eigene Berechnungen; aktualisiert nach Häußermann et al. (2019). Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

Abbildung 5 zeigt die zeitliche Entwicklung der N-Flächenbilanz (Zufuhr, Abfuhr, Überschuss) *ex post* für die Jahre 2015 bis 2021 und *ex ante* für die Baseline-Projektion 2025 und 2030 im Ergebnis der beiden verschiedenen methodischen Ansätzen RegNBil und RegNBil-DüV. Die N-Abfuhr weist für alle Jahre nur relativ geringe Unterschiede zwischen den beiden Ansätzen auf, nach RegNBil ist die N-Abfuhr in den Jahren 2015 bis 2021 um 0,3 bis 4,3 (Mittel 2,2) kg N ha⁻¹ LF niedriger als nach RegNBil-DüV. Das Mengengerüst und die Koeffizienten der N-Gehalte im Erntegut sind in RegNBil und RegNBil-DüV nahezu identisch, mit Ausnahme von niedrigeren N-Gehalten für Winterweizen und Roggen in RegNBil. Dagegen treten bei der N-Zufuhr größere Differenzen in Erscheinung. Die N-Zufuhr nach RegNBil ist in den Jahren 2015 bis 2021 um 25,3 bis 57,1 kg N ha⁻¹ LF (Mittel 40,1) höher als nach RegNBil-DüV, wobei die Unterschiede im Verlauf der Jahre tendenziell abnehmen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in der DüV und damit auch im Modell RegNBil-DüV höhere (implizite) Verlustkoeffizienten für die gasförmigen N-Verluste

aus dem WD-Management angesetzt werden, so dass die N-Zufuhr mit WD in RegNBil-DüV deutlich niedriger berechnet wird als in RegNBil. Im Ergebnis führt dies dazu, dass auch die N-Flächenbilanzsalden zwischen den beiden Ansätzen erheblich voneinander abweichen. Die Unterschiede in der Zufuhr und der Abfuhr summieren sich im Zeitraum 2015 bis 2021 zu Differenzen im N-Überschuss von 27,3 bis 61,4 (Mittel 42,3) kg N ha⁻¹ LF, um die der N-Überschuss nach RegNBil-DüV geringer ist als nach RegNBil.

In der Baseline-Projektion 2025 und 2030 sind die N-Flächenbilanzsalden nach RegNBil-DüV mit 8,3 und 1,6 kg N ha⁻¹ LF nahezu ausgeglichen, nach RegNBil betragen die N-Flächenbilanzsalden jedoch dann immer noch 38,1 und 36,7 kg N ha⁻¹ LF. Wenn man die internen Flüsse in RegNBil-DüV (Frühjahrs-N_{min}, Mineralisation von organischer Bodensubstanz, Anbau von Winterzwischenfrüchten) ebenfalls als Zufuhrgröße in der Bilanz berücksichtigen würde, dann würden für die Jahre ab 2018 und in der Baseline-Projektion 2025 und 2030 nur noch sehr geringe Unterschiede der N-Flächenbilanzsalden von -8,1 bis 2,7 kg N ha⁻¹ LF zwischen RegNBil-DüV und RegNBil auftreten. Für die Jahre vor 2018 bleiben die Differenzen größer, was darauf zurückzuführen ist, dass in RegNBil-DüV durchgängig nach der aktuellen Fassung der DüV bilanziert wird, das heißt die Methodik wird für zurückliegende Zeiträume nicht an die jeweils gültigen, umweltseitig weniger strikten Fassungen der DüV angepasst; dadurch wird die Zufuhr unterschätzt, die sich aus der jeweils gültigen Fassung ergibt.

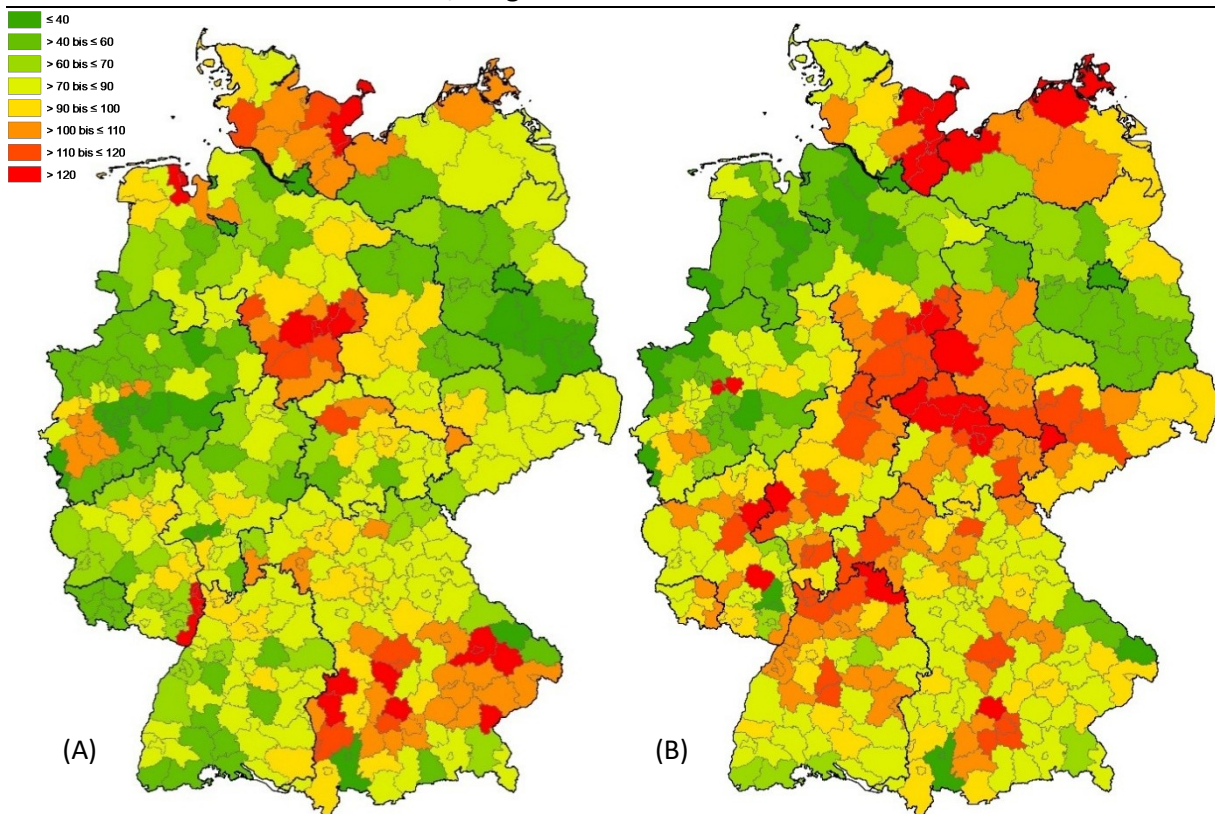
Abbildung 5: N-Flächenbilanz für Deutschland (Zufuhr, Abfuhr und Überschuss sowie interne Umsätze) nach RegNBil (deckend) und RegNBil-DüV (schraffiert) für die Jahre 2015 bis 2021 und Baseline-Projektion 2025 und 2030, in kg N ha⁻¹ LF.



Quelle: Fortschreibung nach Häußermann et al. (2019); eigene Berechnungen.

Die N-Zufuhr über Mineraldünger wird in beiden Ansätzen als Restgröße zwischen N-Bedarf der Pflanzen und den übrigen Komponenten der N- Zufuhr (WD, Gärrest, BNF) berechnet. Der Unterschied besteht darin, dass in RegNBil-DüV die Berechnung ohne einen Faktor erfolgt, der die berechnete Mineraldüngerzufuhr an die tatsächliche Absatzmenge in Deutschland insgesamt nach Officialstatistik angleicht. Im Ergebnis werden nach RegNBil-DüV mit 1,51 Mio t N (90,8 kg N ha⁻¹ LF) rund 14 % mehr Mineraldünger (Mittel 2019 bis 2021) im Vergleich zur Officialstatistik bzw. zu RegNBil mit 1,33 Mio N (79,8 kg N ha⁻¹ LF) berechnet. Zwischen den beiden Ansätzen treten, neben der insgesamt höheren N-Mineraldüngermenge in RegNBil-DüV, auch deutliche Unterschiede in der regionalen Verteilung (Abbildung 6) in Erscheinung.

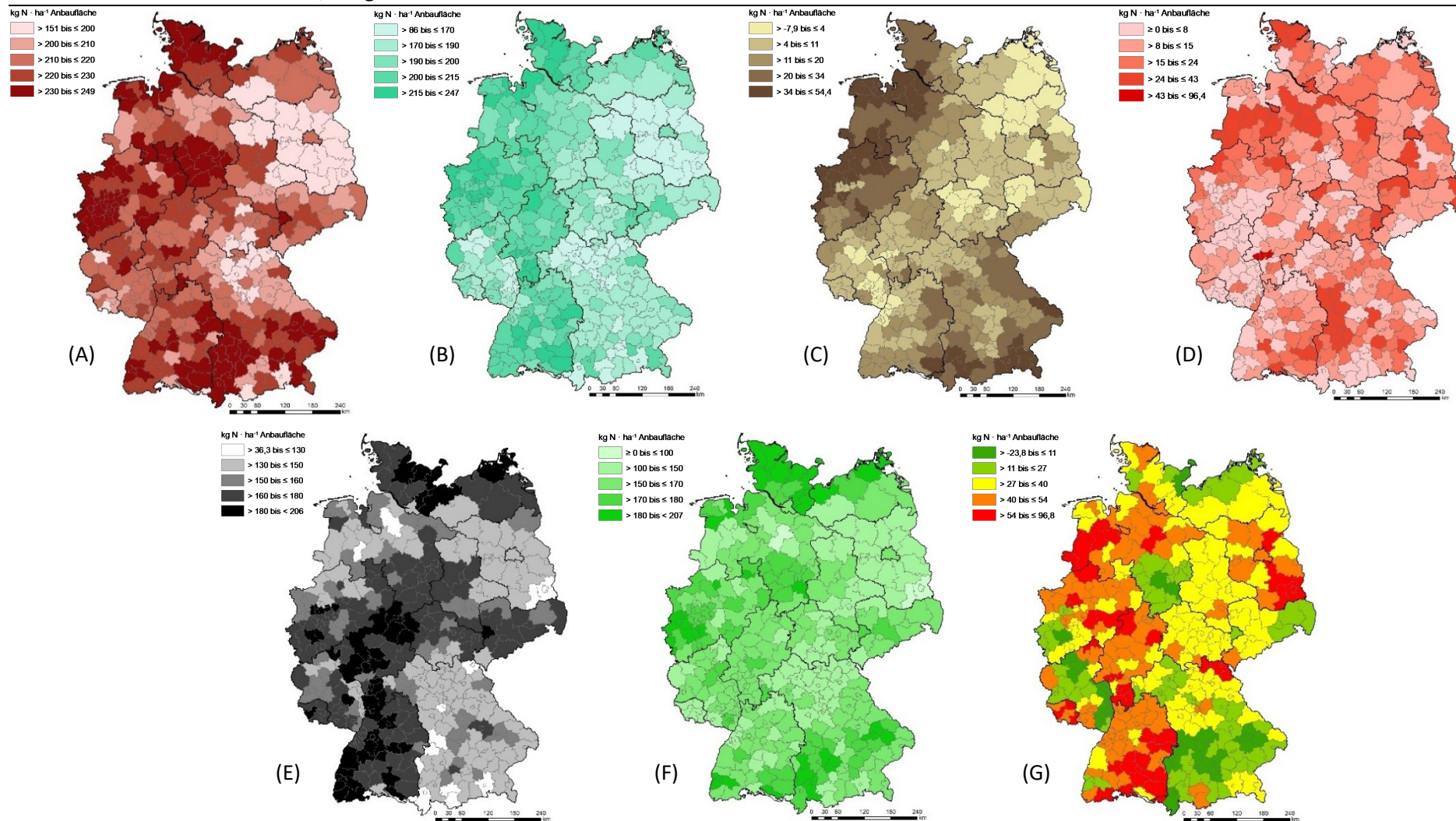
Abbildung 6: N-Zufuhr mit Mineraldünger nach (A) RegNBil und (B) RegNBil-DüV in den Kreisen, Mittel 2019 bis 2021, in kg N ha⁻¹ LF.



Quelle: eigene Berechnungen; aktualisiert nach Häußermann et al. (2019). Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

RegNBil-DüV erlaubt auch die Berechnung der N-Flächenbilanzen (mit ihren jeweiligen Bilanzgliedern) für einzelne Kulturen auf Kreisebene. Am Beispiel von Winterweizen wird dies in Abbildung 7 (Mittel 2019 bis 2021) dargestellt. Aus diesen Ergebnissen können Maßnahmen für einzelne Kulturen abgeleitet werden, regionale Priorisierungen bei der Umsetzung von Maßnahmen vorgenommen werden und es können Maßnahmen der DüV 2021 bewertet werden, die sich auf einzelne Kulturen beziehen. Einschränkend ist allerdings darauf hinzuweisen, dass die Ergebnisse einer N-Bilanzierung für einzelne Kulturarten – sowohl in Bezug auf die absolute Höhe als auch die regionale Verteilung (Spreizung) – in noch wesentlich größerem Ausmaß von den Annahmen abhängen, die für die N-Bilanzierung zugrunde gelegt werden (zur Größenordnung der Unsicherheiten s. Häußermann et al. 2019; Taube et al. 2015; Kreßner et al. 2013). Abbildung 7 zeigt die regionale Verteilung der Komponenten der N-Bilanz für Winterweizen in den Kreisen nach RegNBil-DüV.

Abbildung 7: Komponenten der N-Flächenbilanz für Winterweizen: (A) N-Bedarf, (B) N-Zufuhr gesamt, (C) N-Zufuhr mit Wirtschaftsdünger (ohne Gärreste), (D) N-Zufuhr mit Gärresten, (E) N-Zufuhr mit Mineraldünger, (F) N-Abfuhr und (G) N-Flächenbilanzüberschuss in den Kreisen, Mittel 2019 bis 2021, in kg N ha⁻¹ Anbaufläche.



Quelle: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

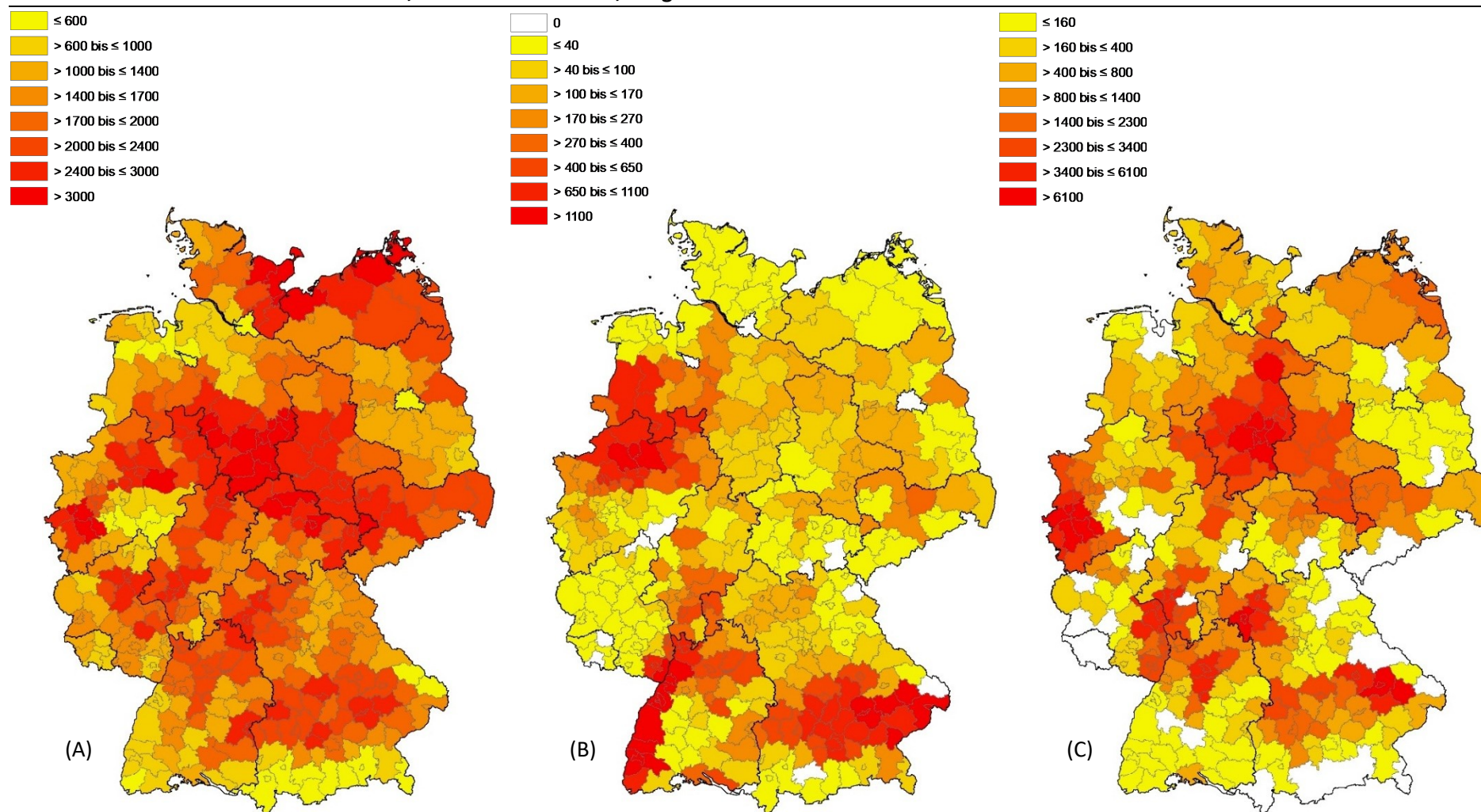
Der N-Überschuss für Winterweizen nach RegNBil-DüV liegt in den Kreisen zwischen 14 und 181 kg N ha⁻¹ Anbaufläche, wobei hohe N-Flächenbilanzüberschüsse von mehr als 50 kg N ha⁻¹ Anbaufläche besonders im Osten und im Nordwesten Deutschlands zu finden sind (Abbildung 7G).

Als Voraussetzung für die Berechnung der THG-Emissionen aus Ernterückständen (s. u.) werden in RegNBil-DüV die N-Mengen in Ernte- und Wurzelnückständen berechnet. Diese regional gegliederten Daten wurden weiter aufbereitet, um daraus für die Fragestellungen, die im Projekt „E-Moll“ bearbeitet werden, die in verschiedenen Nutzungsszenarien (bspw. als Biogassubstrat oder für die Herstellung von Bioethanol) potenziell energetisch oder als Einstreu in die Tierhaltung (bspw. bei Ausweitung strohbasierter Tierhaltungssysteme) nutzbaren Mengen von Nebenernteprodukten abzuleiten. Hierzu wurden in weiteren Berechnungsschritten zunächst die N-Mengen in Getreidestroh, Körnermaisstroh und Zuckerrübenblatt abgeleitet (Abbildung 8). Aus den potenziell nutzbaren Nebenernteprodukten konnten in weiteren Daten-Aufbereitungsschritten und unter Einbeziehung von Restriktionen (u. a. ökonomisch und ökologisch sinnvolle maximale Transportentfernungen, konkurrierende Nutzungen und Bedarf für den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit) die tatsächlich technisch nutzbaren Mengen für verschiedene Verwendungsszenarien bestimmt werden. Hieraus wurde das Mengengerüst der Maßnahme C02 („Ersatz von Energiepflanzen zur Biogasnutzung durch Getreidestroh und Zuckerrübenblatt“) abgeleitet.

Abbildung 8 zeigt die regionale Verteilung des Aufkommens potenziell nutzbarer Nebenernteprodukte. Sowohl Körnermaisstroh als auch Zuckerrübenblatt sind nur in einigen Regionen konzentriert verfügbar, das Aufkommen an Getreidestrohaufkommen ist dagegen regional gleichmäßiger verteilt.

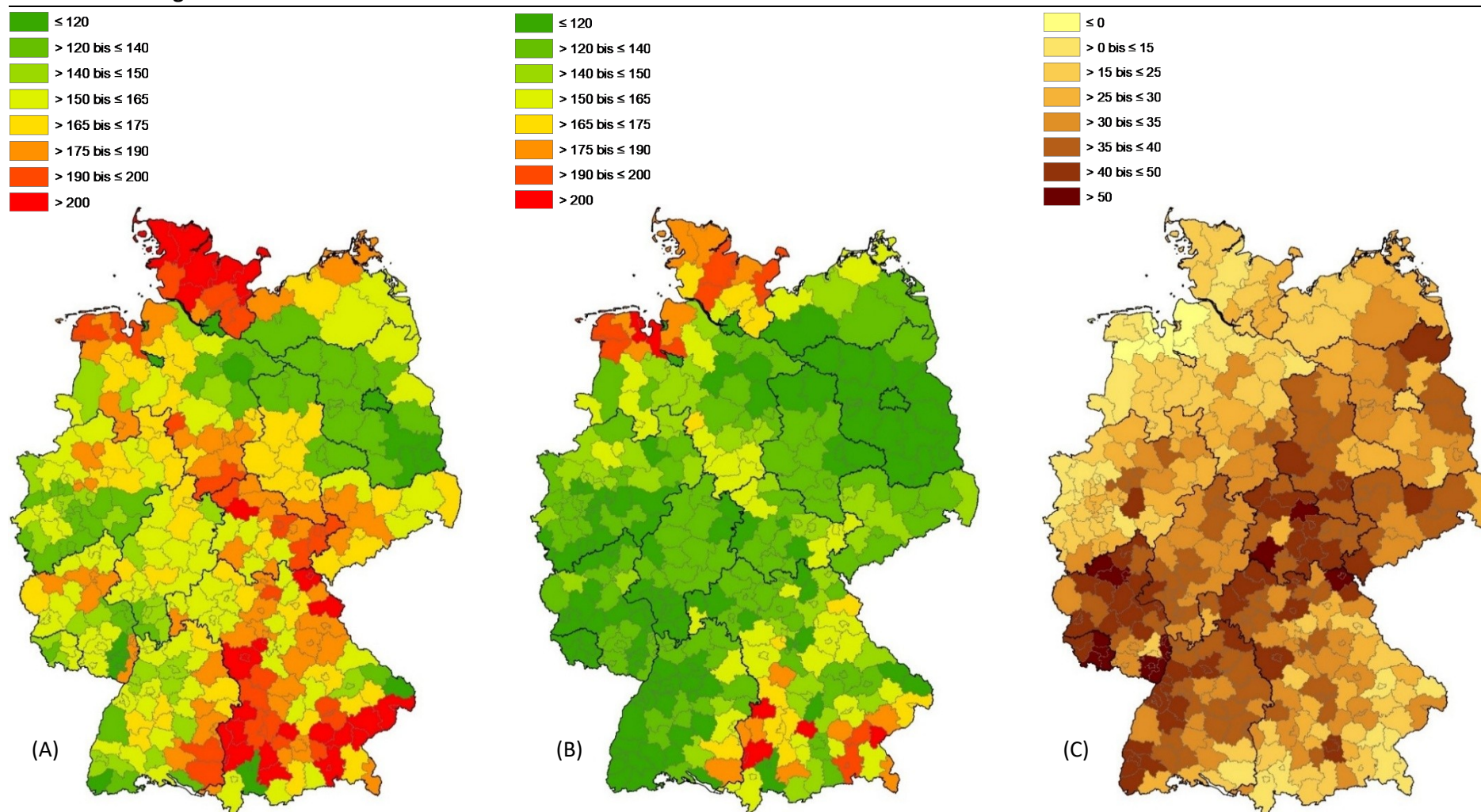
Abbildung 9 zeigt den N-Bedarf und die N-Abfuhr über die Haupternteprodukte sowie die Differenz zwischen ermitteltem Bedarf und Abfuhr nach RegNBil-DüV (mit Regionalgliederung Kreise). Hierbei werden ausgeprägte regionale Unterschiede deutlich: insbesondere fällt die geringe Differenz zwischen Bedarf und Abfuhr in grünlanddominierten Standorten auf, ohne dass dies auf die hohen Grünlandanteile selbst als Ursache zurückgeführt werden könnte; weitere Faktoren können für die regionalen Unterschiede der Differenz zwischen N-Bedarf und N-Abfuhr ursächlich in Betracht kommen. Zudem wird deutlich, dass zwischen N-Bedarfswerten und N-Abfuhr in den meisten Regionen eine erhebliche Differenz besteht. Diese Differenzen könnten auf erforderliche Anpassungen in der Düngebedarfsermittlungen nach DüV hinweisen, was in weiteren Untersuchungen zu klären wäre.

Abbildung 8: Aufkommen potenziell nutzbarer Nebenernteprodukte in (A) Getreidestroh (ohne Körnermaisstroh), (B) Körnermaisstroh und (C) Zuckerrübenblatt in den Kreisen, Mittel 2019 bis 2021, in kg FM ha⁻¹ LF.



Quelle: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

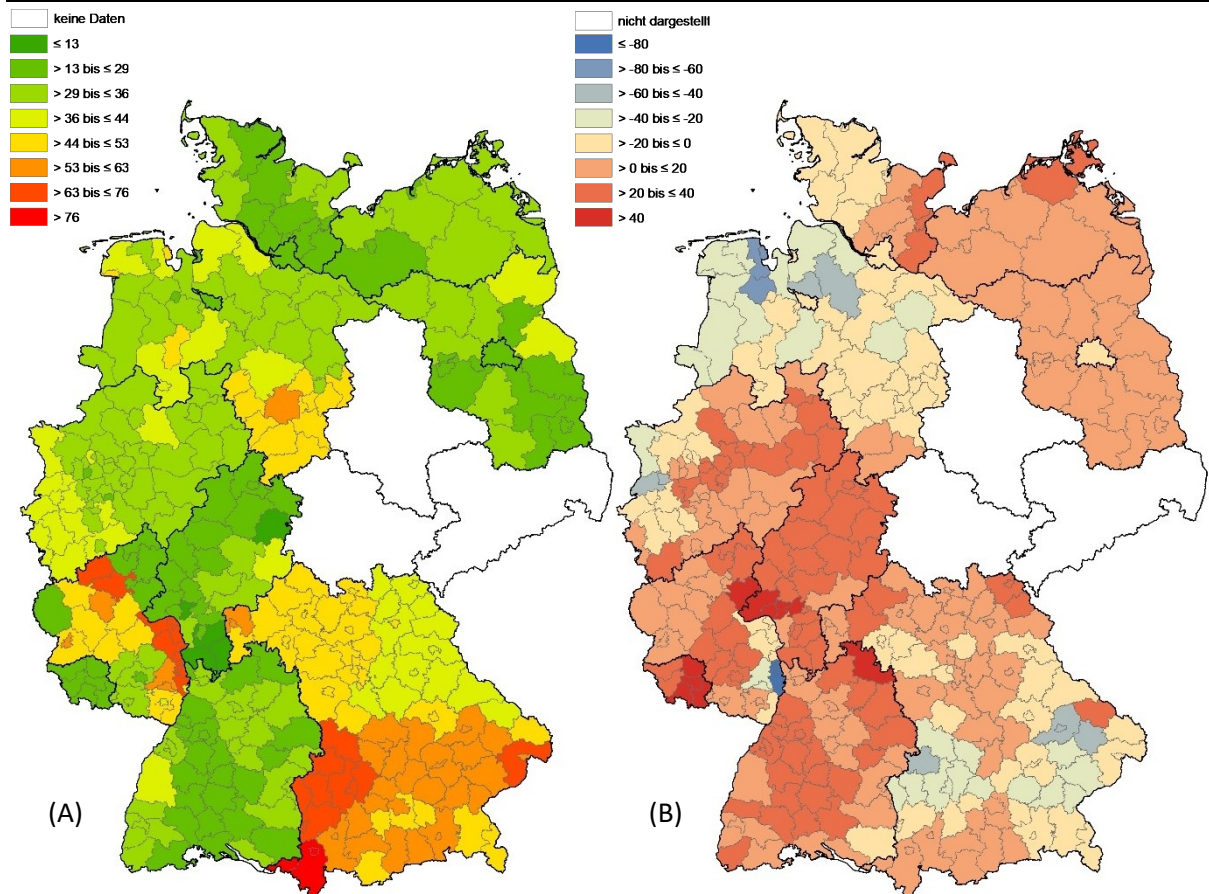
Abbildung 9: (A) N-Bedarf und (B) N-Abfuhr sowie (C) Differenz von N-Bedarf und N-Abfuhr nach RegNBil-DüV in den Kreisen, Mittel 2019 bis 2021, in kg N ha⁻¹ LF.



Quelle: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

Die Nachlieferung mit Frühjahrs- $N_{\min}$ (in Ackerland) ist mit 455.467 t N (27,4 kg N ha⁻¹ LF, Mittel 2019 bis 2021) eine wesentliche Zufuhrgröße in RegNBil-DüV. Die räumlichen Unterschiede der Frühjahrs- $N_{\min}$ -Werte können eine der möglichen Ursachen für die Differenzen der nach RegNBil-DüV und nach RegNBil berechneten Mineraldüngermengen sein (Abbildung 10).

Abbildung 10: (A) Im Boden verfügbare Frühjahrs- $N_{\min}$ -Menge (Mittel 2014 bis 2016); (B) Unterschied^a (Differenz) zwischen den Mineraldüngermengen nach RegNBil und RegNBil-DüV in den Kreisen, Mittel 2019 bis 2021, in kg N ha⁻¹ LF.



^a Dargestellter Wert: N-Mineraldüngung n. RegNBil minus RegNBil-DüV.

Quellen: Zinnbauer et al. 2023; eigene Berechnungen; für Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen wurden von den Ländern keine Daten zur Verfügung gestellt. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

3.2 Regionalisierte N-Stall- und Gesamtbilanz

Die Ergebnisse der regionalisierten landwirtschaftlichen N-Gesamtbilanz liefern den räumlichen Bezug für eine Reihe von Maßnahmen, die in Regionen mit besonders hohen N-Gesamtbilanzüberschüssen umgesetzt werden sollen. Als Schwellenwert für die Umsetzung dieser Maßnahmen wurde der Zielwert der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung zum Gesamtbilanzüberschuss von 70 kg N ha⁻¹ LF im Mittel der Jahre 2026 bis 2030, bezogen auf das Endjahr, angesetzt und regionalisiert (Bundesregierung 2025).

Die landwirtschaftliche Gesamtbilanz ist zwar seit vielen Jahren etabliert und wird jährlich vom BMLEH veröffentlicht (Müller et al. 2024; BMEL und BLE 2023), aufgrund fehlender Informationen zur räumlichen Verteilung der Zufuhr mit Futtermitteln in Deutschland war eine Regionalisierung der N-Stallbilanz und somit auch der N-Gesamtbilanz nach dieser Methodik bislang jedoch nicht möglich.

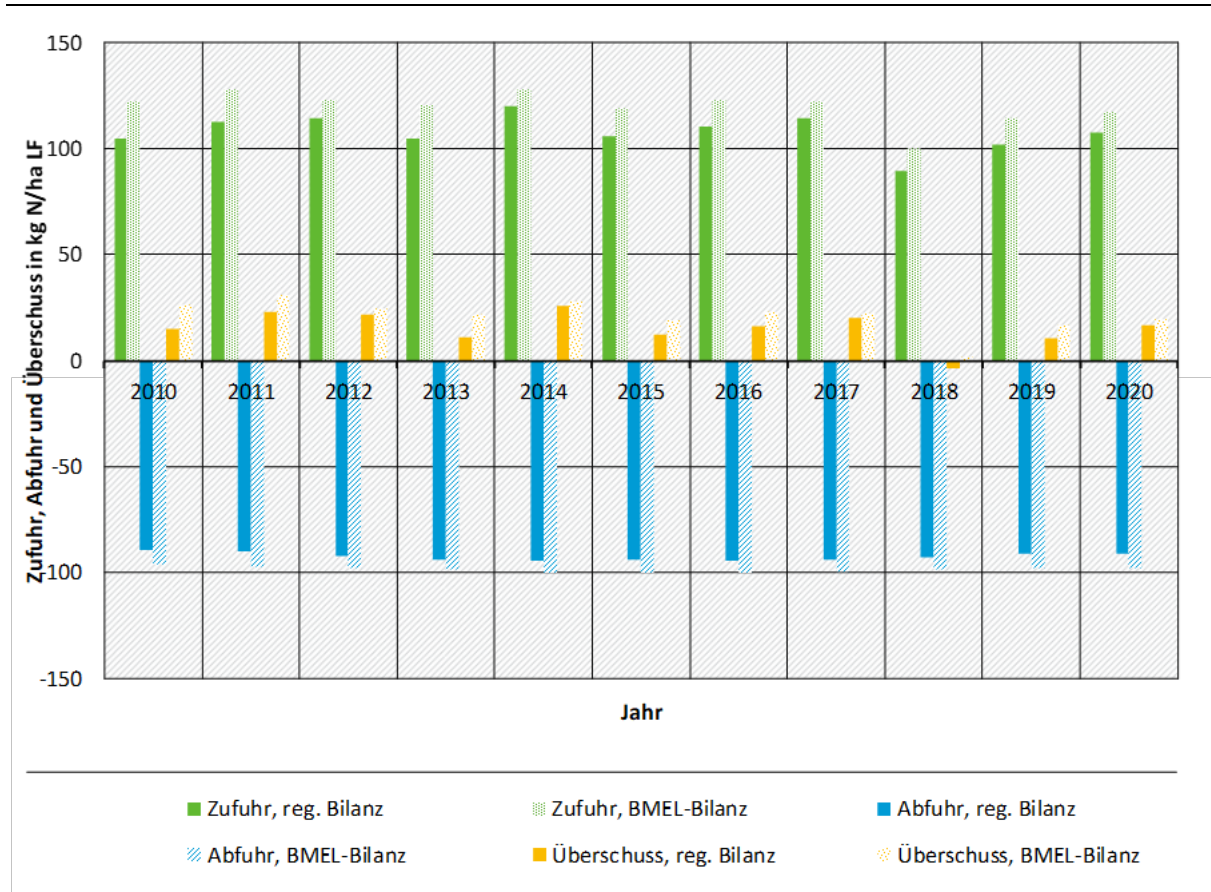
Im vorliegenden Projekt ist daher ein Regionalisierungsansatz für die N-Stallbilanz entwickelt worden (s. Abschnitt 2.1.4), der auf zwei alternativen Ansätzen zur Berechnung der Zufuhr mit Futtermitteln beruht. Die Ergebnisse der N-Stallbilanz und die Unterschiede, die sich aus den beiden Ansätzen ergeben, werden nachfolgend dargestellt.

Aufgrund der Kohärenz zur Gesamtbilanz des BMLEH und weil im Rahmen des Projekt DüngeVal nicht geklärt werden kann, ob Ansatz 1 oder Ansatz 2 zutreffendere Ergebnisse ergibt, beruhen die nachfolgende Regionalisierung der N-Gesamtbilanz auf dem Ansatz 2 (s. Abschnitt 2.1.4), der zu den BMLEH-Futtermittelstatistiken zur Berechnung der Zufuhr mit Futtermitteln kohärent ist.

Der Vergleich mit Ansatz 1, der auf dem Abgleich mit der Futtermitteln-Zufuhr auf Grundlage der Rationszusammensetzung im landwirtschaftlichen Emissionsinventar (Vos et al. 2022b) basiert, dokumentiert die Unsicherheiten, die sich aus beiden Ansätzen ergeben und zeigt den Handlungsbedarf für eine genauere Analyse und ggf. Überarbeitung der beiden Methoden auf.

Abbildung 11 zeigt, dass die über die Kreise summierten N-Stallbilanzen - unbeschadet der aufgrund der Regionalisierung etwas unterschiedlichen Methodik - im Wesentlichen den zeitlichen Verlauf sowie die Höhe der Bilanzsummen der BMLEH-Stallbilanz auf nationaler Ebene mit einer Abweichung von wenigen $\text{kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ wiedergibt. Im Mittel der Jahre 2010 bis 2020 ist sowohl die Zufuhr als auch die Abfuhr der regionalen N-Stallbilanz etwas geringer als in der BMLEH-Bilanz, was darauf zurückgeführt werden kann, dass in der regionalen N-Stallbilanz die Tierkategorien „übriges Geflügel (Geflügel außer Legehennen)“, Pferde und Ziegen nicht berücksichtigt werden. Für die Zeitreihe 2010 bis 2020 reicht die Spannbreite der jährlichen Abweichungen (BMLEH-Stallbilanz abzgl. regionale N-Stallbilanz) für die Zufuhr von 7,5 bis 17,5 (Mittel 11,9) $\text{kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ und für die Abfuhr von -4,9 bis -6,9 (Mittel -6,0) $\text{kg N ha}^{-1} \text{ LF}$. Die jährlichen Abweichungen der Überschüsse der N-Stallbilanz insgesamt variieren zwischen 2,1 und 10,9 (Mittel 5,9) $\text{kg N ha}^{-1} \text{ LF}$.

Abbildung 11: Regionale N-Stallbilanz (Zufuhr, Abfuhr und Überschuss nach Ansatz 2; deckend) im Vergleich zur BMLEH-Stallbilanz (schraffiert) in den Jahren 2010 bis 2020 für Deutschland; in kg N ha⁻¹ LF.

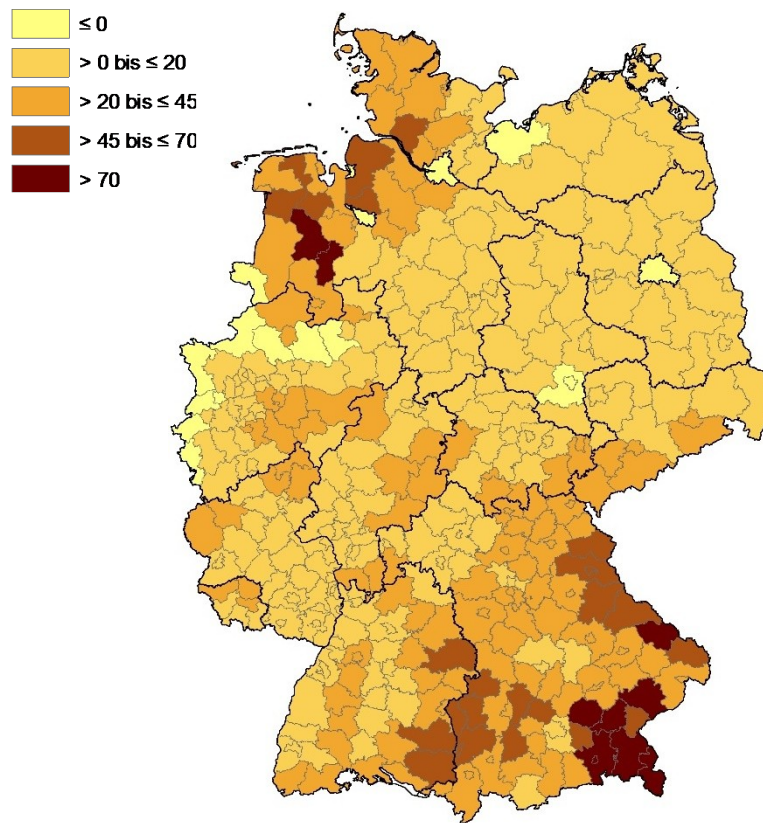


Quelle: eigene Berechnungen; BMEL (2023).

Abbildung 12 zeigt den Unterschied der N-Zufuhr mit Futtermitteln in der regionalisierten N-Stallbilanz zwischen den beiden Ansätzen zur Berechnung der Zufuhr mit Raufutter und Silomais. Dieser Vergleich zeigt eine wesentlich höhere N-Zufuhr über Raufutter auf Basis der Erntemengenstatistik (Ansatz 2) als nach Rationszusammensetzung des landwirtschaftlichen Nationalen Emissionsinventars (Ansatz 1). Die N-Zufuhr mit Futtermitteln liegt im Durchschnitt 2016 bis 2020 (ohne 2018) nach Ansatz 1 mit 1.775.461 t N rund 25 % höher als nach Ansatz 2. Beide Werte liegen allerdings noch unter dem Wert der BMLEH-Stallbilanz von 1.941.820 t N.

Die Unterschiede zwischen beiden Ansätzen sind besonders ausgeprägt in den Grünlandregionen in Nordwestdeutschland, in Südostbayern, im Bayerischen Wald, in Mittelfranken und im Allgäu, d. h. in Regionen mit großen Rinderbeständen und hohen Anteilen der Anbauflächen von Silomais, Ackergras und Dauergrünland. In diesen Regionen liegt die Zufuhr mit Futtermitteln nach Ansatz 1 um mehr als 45 kg N ha⁻¹ LF höher als nach Ansatz 2. In wenigen Regionen ergibt sich in Ansatz 2 eine geringere Zufuhr mit Raufutter als nach Ansatz 1, d. h. in diesen Regionen (v. a. im Norden und Westen von NRW) überschreitet die Futtermittelzufuhr nach Ansatz 1 die Erntemengen von Raufutter abzüglich deren Verwendung als Gärsubstrat in Biogasanlagen.

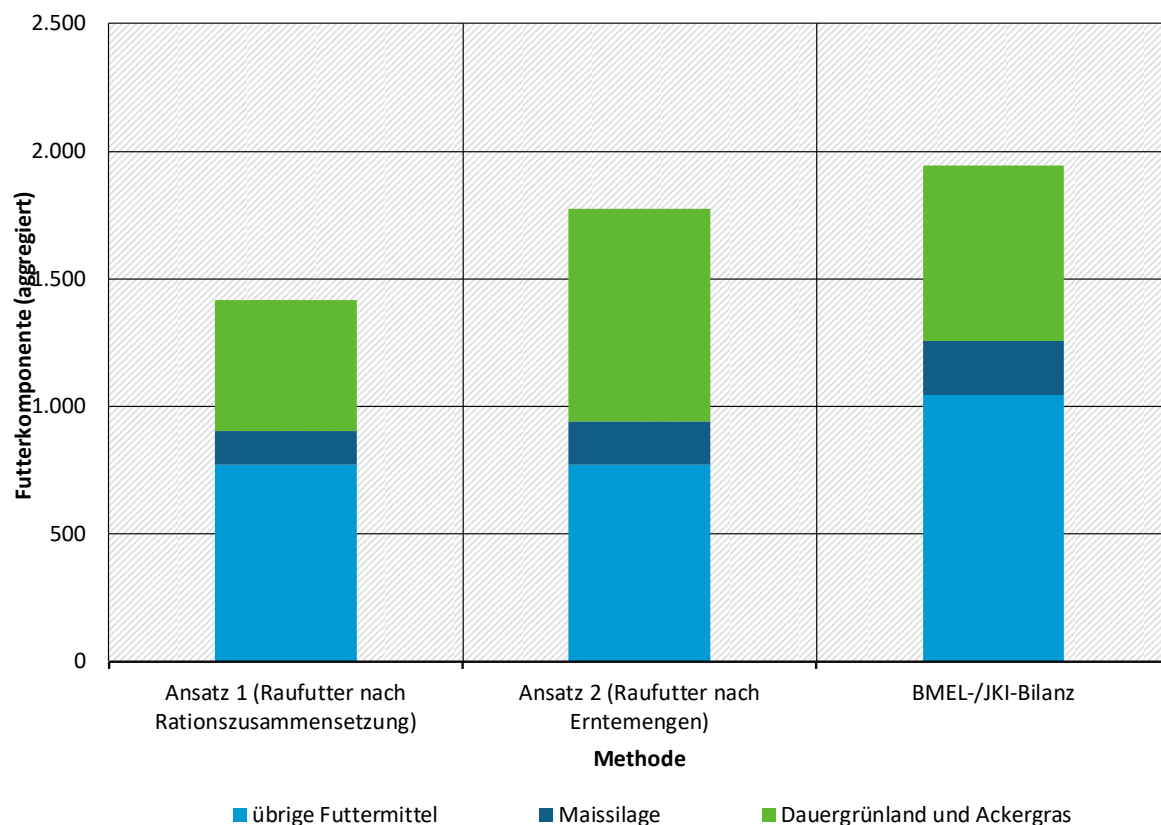
Abbildung 12: Differenz^a der N-Zufuhr mit Futtermitteln nach zwei Ansätzen zur Berechnung der Zufuhr mit Grundfutter in den Kreisen. Ansatz 2: Zufuhr nach Erntemengen der Officialstatistik, Ansatz 1: Zufuhr nach Futterrationen im RMD; Mittel 2016 bis 2020 (ohne 2018), in kg N ha⁻¹ LF.



^a Differenz = Ansatz 1 minus Ansatz 2.

Quellen: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

Nach Ansatz 1 sind sowohl die Zufuhr mit Futtermitteln aus Dauergrünland und Ackergras mit 512.264 t N deutlich geringer als nach Ansatz 2 mit 833.242 t N, jedoch näher an der BMEL-Stallbilanz mit 686.933 t N. Auch für Silomais ist die Zufuhr mit 130.907 t N in Ansatz 1 gegenüber 170.712 t N in Ansatz 2 niedriger, die BMEL-Stallbilanz weist dafür 208.536 t N aus. Für die Zufuhr mit übrigen Futtermitteln unterscheidet sich die Methodik von Ansatz 1 und 2 nicht, dementsprechend ist die Zufuhr mit 771.507 t N identisch, liegt jedoch deutlich niedriger als die BMEL-Stallbilanz mit 1.046.350 t N (Abbildung 13).

Abbildung 13: Zufuhr mit Futtermitteln nach Ansatz 1^a und Ansatz 2^a im Vergleich zur BMEL-Stallbilanz; Mittel 2016 bis 2020 (ohne 2018), in Gg N.

^a Erläuterung s. Text und Kap. 2.1.3

Quellen: BMEL und BLE (2023), eigene Berechnungen.

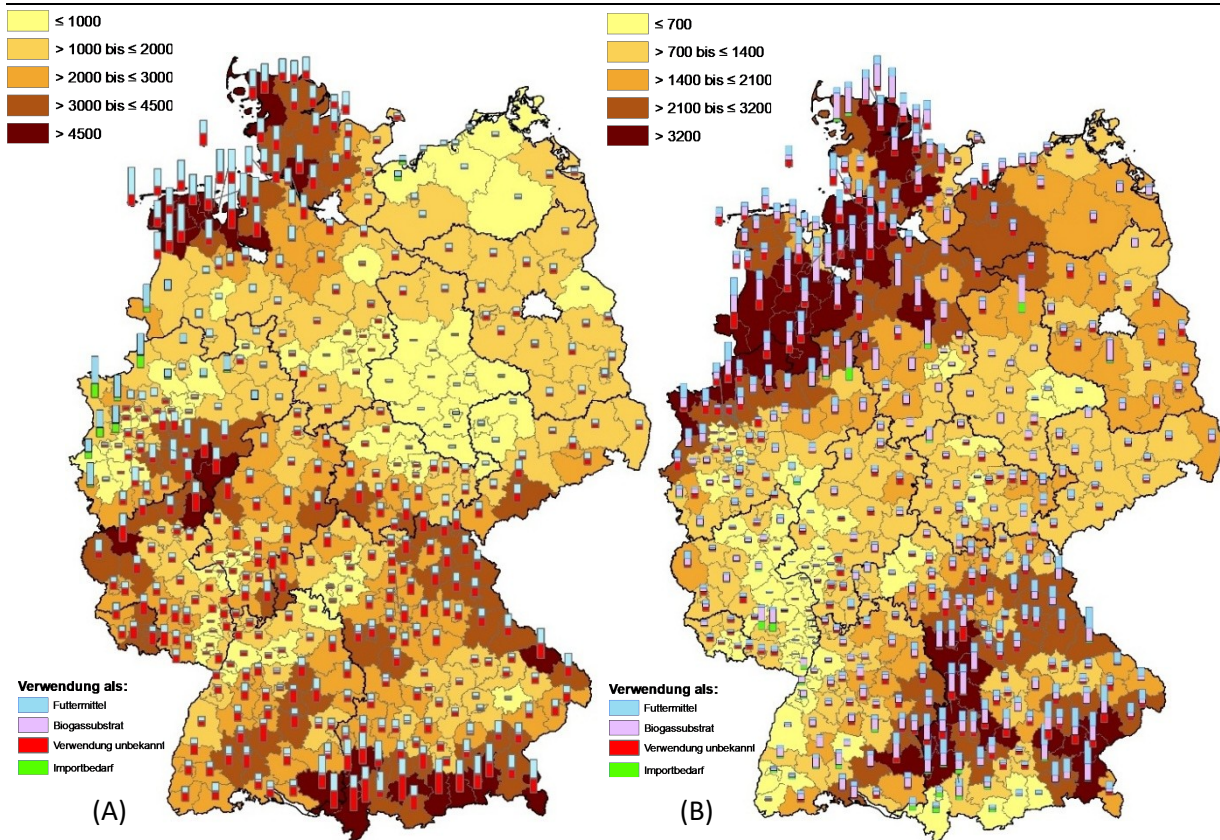
Abbildung 14 zeigt die regionale Verteilung der Erntemengen von Raufutter (Abbildung 14A: Dauergrünland und Ackerfutterbau ohne Silomais; Abbildung 14B: Silomais) und deren Anteile nach vier Verwendungsformen: Futtermittel (nach Ansatz 1), Biogassubstrat, unbekannter Verwendungszweck (als Differenz zwischen Erntemenge und den bekannten Verwendungen), sowie Importbedarf für den Fall, dass der Bedarf an Futtermitteln und Biogassubstrat die Erntemengen überschreitet.

Für Silomais gibt es keine ausgeprägte regionale Verteilung der prozentualen Anteile der Erntemengen mit unbekanntem Verwendungszweck (Daten nicht dargestellt), sie sind etwas höher in Teilen im Ruhrgebiet, im Osten von Rheinland-Pfalz, Saarland, Südhessen, Thüringen und etwas geringer im Bayerischen Alpenvorland. Keine dieser Regionen stellt einen Schwerpunkt des Silomaisanbaus dar, diese liegen v. a. Nordwestdeutschland, Südostbayern, Mittelfranken und im östlichen Baden-Württemberg.

Für Raufutter (ohne Silomais) zeigt sich eine stärker ausgeprägte regionale Verteilung der prozentualen Anteile der Erntemengen, deren Verwendung nicht zugeordnet werden kann. Diese sind besonders hoch (mehr als 70 %) entlang des Oberrheins, rund um München, im Ruhrgebiet und im Harz und besonders niedrig im Norden und Westen von NRW. Diese Regionen weisen wiederum nur geringe Raufutter-Erntemengen auf, diese sind v. a. in den direkt der Nordsee anliegenden Kreisen, im Bayerischen Wald und im bayerischen Alpenvorland hoch, wobei letztere höhere Anteile nicht einem Verwendungszweck zuordenbarer Erntemengen aufweist als das Küstenvorland der Nordsee.

Für Deutschland insgesamt ergibt sich nach Ansatz 1 ein Anteil der Erntemenge von Silomais von 20 % (entsprechend 6,6 Mio. t TM im Mittel der Jahre 2016 bis 2020 ohne 2018), der keiner Verwendung zugeordnet werden kann. Für den Aufwuchs von Dauergrünland und Ackerfutterbau (ohne Silomais) ist dieser Anteil mit 40 % (13,9 Mio. t TM) noch deutlich größer. Vom Aufwuchs von Dauergrünland und Ackerfutterbau (ohne Silomais) können in Ansatz 1 55 % (18,9 Mio. t TM) der Verwendung als Futtermittel und 5 % (1,77 Mio. t TM) der Verwendung als Biogassubstrat zugeordnet werden. Die entsprechenden Anteile von Silomais betragen für die Verwendung als Futtermittel 32 % (10,6 Mio. t TM) und für die Verwendung als Biogassubstrat 48 % (16,0 Mio. t TM).

Abbildung 14: Erntemengen und Verwendung des Aufwuchses von (A) Dauergrünland und Ackerfutterbau (ohne Silomais) und (B) Silomais in den Kreisen; Futtermittelbedarf berechnet nach Ansatz 1^a; Mittel 2016 bis 2020 (ohne 2018), in kg TM ha⁻¹ LF.



^a Erläuterung s. Text und Kap. 2.1.4.

Quelle: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

Abbildung 15A zeigt die regionale Verteilung der Überschüsse der N-Stallbilanz (nach Ansatz 2). Insbesondere die Regionen mit höherem Rindviehbesatz sind durch hohe Überschüsse gekennzeichnet. Dies sind namentlich große Teile Bayerns mit Bilanzsalden von mehr als 45 kg N ha⁻¹ LF im Chiemgau und im Bayerischen Wald sowie entlang der niedersächsischen Nordseeküste. N-Stallbilanzsalden in einem Bereich von 20 bis 45 kg N ha⁻¹ LF weisen v. a. Kreise in einem weiteren Umfeld dieser Regionen auf, aber auch das Erzgebirge, Osthessen, Sauerland und der Westen von Rheinland-Pfalz. Den höchsten N-Stallbilanzüberschuss weist mit 78,3 kg N ha⁻¹ LF der Landkreis Mühldorf am Inn aus, den geringsten der Landkreis Borken mit -69,6 kg N ha⁻¹ LF. Dieser hohe negative Wert weist darauf hin, dass mit der hier entwickelten Methodik zur Regionalisierung der N-Stallbilanz offensichtlich nicht alle Situationen zutreffend abgebildet werden können. Hierzu liefert die Differenz der N-Zufuhr mit „übrigen Futtermitteln“ zwischen vorliegender

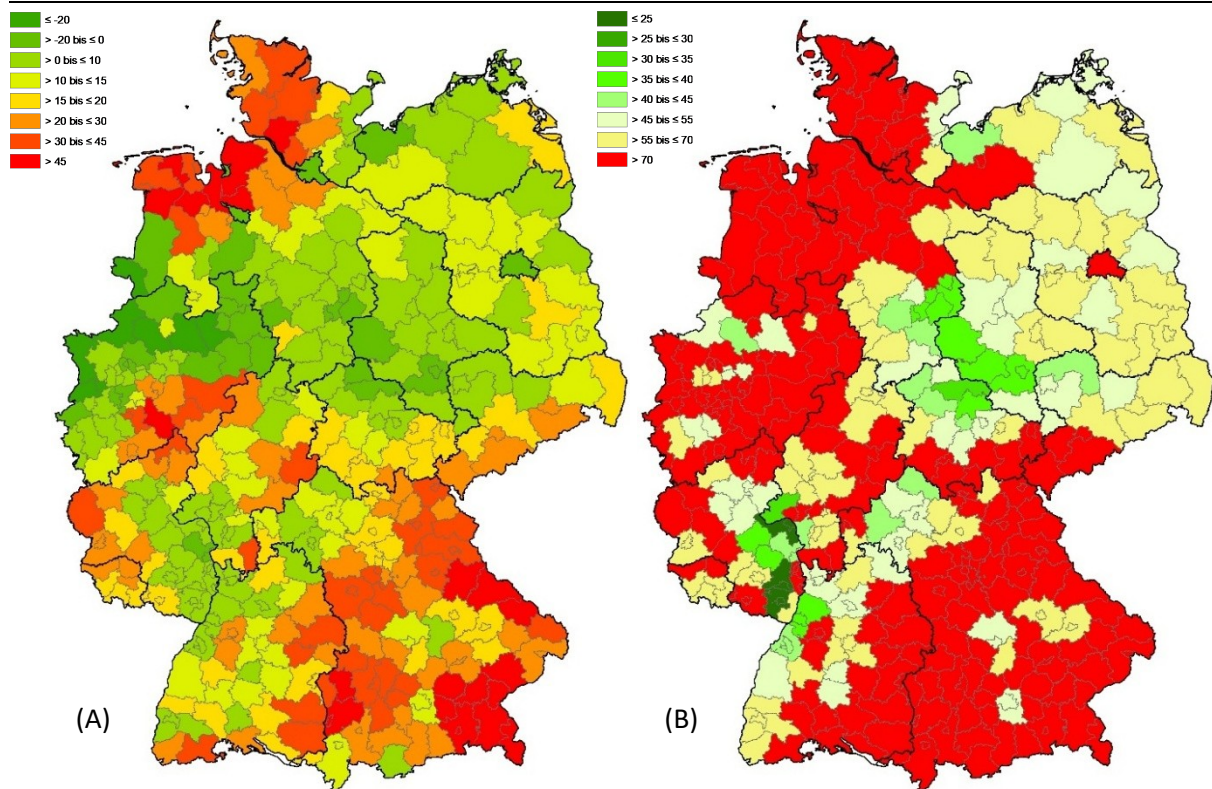
Bilanzmethodik und der BMLEH-Stallbilanz (Abbildung 13) möglicherweise einen Hinweis. Insgesamt weisen 36 der 400 Kreise im Mittel der Jahre 2016 bis 2020 (ohne 2018) einen negativen N-Stallbilanzsaldo aus. Da die Kreise mit negativen N-Stallbilanzsalden in nördlichen und westlichen NRW und benachbarten Gebieten Niedersachsens konzentriert sind, ist dies mutmaßlich auf die fehlende Berücksichtigung der Importfuttermittel in Veredelungsbetrieben zurückzuführen, die möglicherweise in diesen Regionen einen höheren Anteil an der Zufuhr haben als in anderen Regionen. Diese Hypothese konnte jedoch im Rahmen des Projekts DüngEval nicht geprüft werden. Zu besonders hohen N-Stallbilanzüberschüssen dürfte die in diesem Kapitel beschriebene Diskrepanz zwischen Erntemengen von Dauergrünland und der Futterbedarfsmenge für Aufwuchs von Dauergrünland und von Silomais wesentlich beitragen (siehe Abbildung 15A und Abbildung 14), sie sind aber mutmaßlich nicht allein ausschlaggebend.

Für Deutschland insgesamt beträgt der hier berechnete regionalisierte N-Stallbilanzüberschuss 263.657 t N ($15,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$) gegenüber dem Wert der BMLEH-Bilanz von 365.474 t N ($22,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$; Mittel 2016 bis 2020 ohne 2018).

Abbildung 15B zeigt die regionale Verteilung der Gesamtbilanzüberschüsse in Deutschland. Gemäß der hier entwickelten Methodik weisen 220 (von 400) Kreisen einen Überschuss von mehr als $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ auf (in Abbildung 15B rot dargestellt), diese Kreise umfassen mit 8.457.479 ha rund 51 % der LF in Deutschland. In diesen Regionen werden die ergänzenden Maßnahmen C11 („Verzicht auf Importe organischer Düngemittel in Regionen mit N-Gesamtbilanzüberschüssen von mehr als $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ “) und C26 („Unterbindung von jedweder zusätzlichen Nutzung von Energiepflanzen in Kreisen mit Nährstoffüberhängen“) umgesetzt.

Für Deutschland insgesamt beträgt der Überschuss der regionalisierten N-Gesamtbilanz (Bruttobilanz, d. h. ohne Abzug der gasförmigen N-Verluste aus Stall und WD-Lager) im Mittel der Jahre 2016 bis 2020 (ohne 2018) 1.370.631 t N ($82,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$) und ist damit etwas niedriger als der Überschuss der BMEL-Gesamtbilanz i.H.v. 1.442.822 t N ($86,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$). Die beiden Bilanzrahmen sind allerdings nicht völlig identisch, in der regionalen N-Gesamtbilanz fehlen die Salden der Biogasbilanz (in der BMLEH-Bilanz 8.041 t N entsprechend $0,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$) und in der N-Stallbilanz fehlen einige Tierkategorien (Pferde, Ziegen, Geflügel außer Legehennen), die in der BMLEH-Gesamtbilanz erfasst werden.

Abbildung 15: Überschuss der (A) N-Stallbilanz^a, (B) N-Gesamtbilanz in den Kreisen, Mittel 2016 bis 2020 (ohne 2018), in kg N ha⁻¹ LF.



^a Berechnung der Zufuhr mit Futtermitteln nach Ansatz 2 (Rationszusammensetzung von Raufutter auf Basis von Erntemen- gen).

Quelle: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

3.3 IST-Situation und Baseline-Projektion 2030 der Schutzgüter und Wirkung der DüV

Die Maßnahmen der DüV 2021 und die ergänzenden Maßnahmen wurden in Bezug auf ihre Wirkungen auf die Schutzgüter **Klima, Vegetation, terrestrische Ökosysteme** und **Grundwasser** untersucht.

Die Ergebnisse zu den Erfüllungsgraden der Umweltqualitätsziele beruhen auf Ergebnissen zur Baseline 2030 (siehe Abschnitt 2.1.5) aus RegNBil bzw. RegNBil-DüV und sind in Tabelle 17 zusammengefasst dargestellt. Die Novellierung der DüV im Jahr 2020 ist nur eine (allerdings wesentliche) Einflussgröße unter mehreren Faktoren, die die Entwicklung der Landwirtschaft und ihrer Auswirkungen auf Umweltqualitätsziele bis 2030 bestimmen. Eine Wirkungsabschätzung der DüV 2021 für die Baseline 2030 in Bezug auf Umweltqualitätsziele lag bislang nicht vor und wurde im hier vorgestellten Projekt erstmalig vorgenommen.

Ergänzend zu den in Abschnitt 2.3 aufgeführten Schutzgütern wird im Folgenden (s. Tabelle 17) auch das Ziel der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie von höchstens 70 kg N ha⁻¹ LF Gesamtbilanzüberschuss (Mittel 2026 bis 2030) mit betrachtet (Bundesregierung 2025).

Tabelle 17: IST-Werte, Baseline-Projektion 2030, Zielwerte und Zielabweichung der Bewertungsgrößen für Schutzgüter bzw. Umweltziele.

Schutzgut/ Umweltziel	Qualitätsziel	Bewertungsgröße				
		Einheit	IST-Situation	Baseline-Projektion 2030	Ziel 2030	Abweichung vom Ziel
Klima	THG-Emission gem. Klimaschutzgesetz	CO ₂ e-Emission Gg CO ₂ e	62.666	57.800	57.330	+0,8 % ^a
Vegetation	i) NH ₃ -Konzentration Luft (Critical Level)	NH ₃ -Emission (Luft)				
	- generell	Gg NH ₃	518	420	386	+9 % ^a
	≤ 3 µg NH ₃ m ⁻³ Luft	Anz. Kreise ^b über Zielwert	107	81	0	81
	- in Kreisen mit Vorkommen N-empfindl. Flechten und Moose: ≤ 1 NH ₃ m ⁻³ Luft	Gg NH ₃	518	420	176	+139 % ^a
		Anz. Kreise ^b über Zielwert	325	291	0	291
	ii) NEC-Richtlinie	Gg NH ₃	518	420	401	+5 % ^a
Terrestrische Ökosysteme	Unterschreitung CL _{eutN} ^c auf 90 % der Fläche mit Vorkommen empfindl. Ökosysteme	Anteil 1 km × 1 km-Grids ^d mit Überschreitung CL _{eutN} ^c (%)	79 ^e	62	10 ^f	+520 % ^a
	Unterschreitung CL _{eutN} ^c auf 52 % ^g der Fläche (Strategie biol. Vielfalt ^h)	Anteil Ökosystemflächen mit Überschreitung CL _{eutN} ^c (%)	69 ^h	~54 ⁱ	52 ^j	+4 % ^a
Grundwasser	Nitrat-Konzentration im Grundwasser ≤ 50 mg NO ₃ L ⁻¹	Hydrosphär. N-Überschuss ^k im Mittel der GWK mit >50 mg NO ₃ L ⁻¹ (kg N ha ⁻¹ LF) ^l	48,3	30,5	11,9	+156 %
		Anzahl GWK (von insges. 1279) über Qualitätsziel	851	463	0	463
Nachhaltigkeitsstrategie	Überschuss N-Gesamtbilanz	N-Überschuss (kg N ha ⁻¹ LF)	69	54	70 ^m	-23 % ^a

^a Vorzeichen "+": Zielwert wird um diesen Prozentsatz überschritten (weitere Emissionsminderung erforderlich); "-": Zielwert wird um diesen Prozentsatz unterschritten (keine weitere Minderung erforderlich).

^b Von insgesamt 400 Kreisen.

^c CL_{eutN}: für N-sensible Ökosysteme kritische NO_x- und NH₃-Depositionsmenge (Critical Loads Eutrophierung)

^d 261.787 Rasterzellen (1 km x 1 km) des GeoGitterDE_1km mit einem CL_{eutN}-Wert.

^e Jahr 2019.

^f Szenario 90-P, d. h. die Critical Loads werden auf 90 % der 1 × 1 km-Raster mit einem CL_{eutN}-Wert innerhalb einer Kreisregion eingehalten (s. Bach et al. (2026a).

^g In der aktuellen Veröffentlichung zur Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt wird als Handlungsziel in 2030 50 % genannt (BMUKN 2024). Im Projekt DüngEval wird jedoch der frühere Wert von 52 % beibehalten.

^h Nach Kranenburg et al. (2024).

ⁱ Schätzwert, Herleitung s. Kapitel 3.3.3

^j Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie 2016 (Bundesregierung 2016), Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt (BMUKN 2024) und Umsetzung mit den Minderungszielen ab 2030 für NO_x und NH₃-Emissionen in der NEC-Richtlinie (EU-Richtlinie 2016/2284).

^k Mittel 2019 - 2021.

^l Die Angaben zum hydrosphärischen N-Überschuss beziehen sich auf die GWK mit mehr als 50 mg NO₃ L⁻¹ in der IST-Situation. Für die GWK mit gleich oder weniger als 50 mg NO₃ L⁻¹ in der IST-Situation wird angenommen, dass keine Erhöhung der pot. Sickerwasserkonzentration eintritt.

^m Mittel 2026 – 2030.

Quellen: UBA (2023a); UBA (2023b); Heldstab et al. (2020); Bundesregierung (2021); (Grundwasserverordnung - GrwV), zuletzt geändert durch Art. 1 V v. 12. Oktober 2022 I 1802; Richtlinie (EU) 2016/2284, vom 14. Dezember 2016; UBA und BMU (2021); BMEL und BLE (2023); eigene Berechnungen.

„IST-Situation“ bzw. „IST-Werte“ bezieht sich für die Schutzgüter Klima und Grundwasser auf den Mittelwert der Jahre 2019 – 2021, für Vegetation und terrestrische Ökosysteme auf das Jahr 2019. Die Belastungen dieser Schutzgüter durch Emissionen aus der Landwirtschaft gehen in der Baseline 2030 gegenüber der IST-Situation durchgängig zurück. Der Rückgang ist zum einen auf die allgemeinen Änderungen der Agrarstruktur zurückzuführen, in deren Folge u. a. der Viehbestand von aktuell 12 Mio. GV auf 10,8 Mio. GV in der Baseline 2030 abgebaut wird. Ein wesentlicher Teil der geringeren Belastung der einzelnen Schutzgüter geht aber auch auf die Wirkungen der DüV 2021 und der DüV 2017 zurück.

In den folgenden Abschnitten 3.3.1 bis 3.3.4 werden die Veränderungen der Bewertungsgrößen der vier Schutzgüter bis 2030 ausführlich dargestellt. Dabei wird jeweils auf die Wirkung der DüV sowie auf die regionale Verteilung der Veränderungen und der Zielerreichung eingegangen. Ergänzend werden die Änderungen des N-Flächenbilanzüberschuss (Abschnitt 3.3.5) und des Nachhaltigkeitsindikators N-Gesamtbilanzüberschuss (Abschnitt 3.3.6) vorgestellt. Außerdem wird die Änderung der N-Mineraldüngerzufuhr als wesentlicher Zufuhrgröße der N-Bilanz erläutert (Abschnitt 3.3.7).

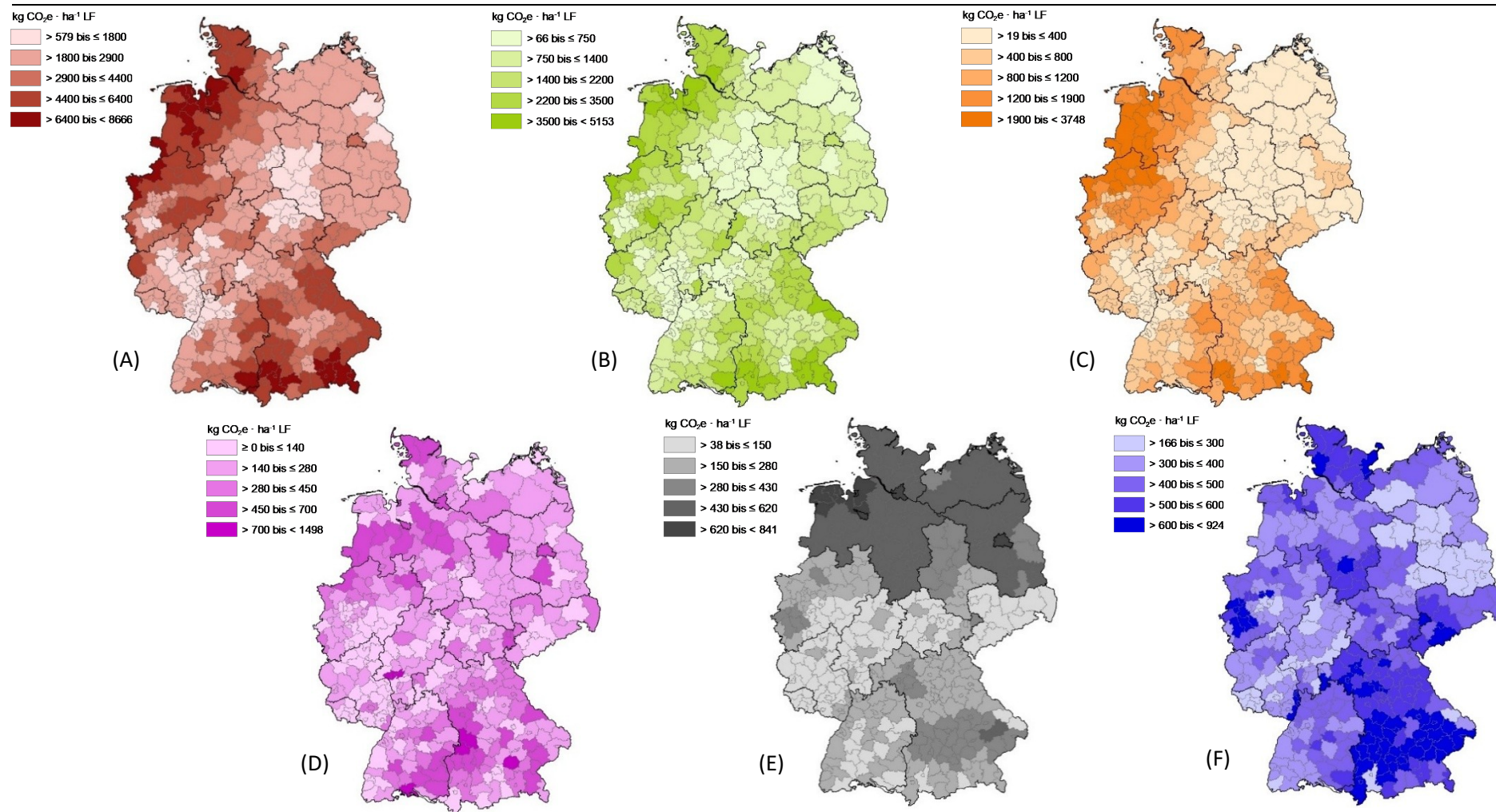
Übersichten der Ergebnisse zur Wirkung der einzelnen Maßnahmen (DüV-, rote Gebiete- und ergänzende Maßnahmen; soweit quantitativ oder semi-quantitativ abschätzbar) sind tabellarisch in Bezug auf die Schutzgüter Klima (Tabelle 23), Vegetation (Tabelle 24), terrestrische Ökosysteme (Tabelle 25) und Grundwasser (Tabelle 26) im Anhang zusammengestellt.

3.3.1 Klima (THG-Emissionen)

Die THG-Emissionen aus der Landwirtschaft in Deutschland insgesamt, berechnet mit RegNBil-DüV, betragen im Mittel der Jahre 2019 bis 2021 57,5 Mio t CO₂e. Dieser Wert ist identisch mit der im Emissionsinventar berichteten Menge von 57,5 Mio. t CO₂e (Mittel 2019 bis 2021). Das Ergebnis zu den THG-Emissionen in RegNBil-DüV entspricht somit weitgehend dem CRF-Sektor 3 der Treibhausgasberichterstattung für die Klimarahmenkonvention, die jährlich vom Thünen-Institut berechnet und vom UBA übernommen wird. In RegNBil-DüV liegen die Ergebnisse allerdings nur für die Jahre 1995, 2005 und 2015 bis 2021 sowie für die Baseline-Projektionen 2025 und 2030 vor (bewertungsrelevanter Zeitraum der Düngegesetzgebung). In RegNBil-DüV werden die für die Landwirtschaft relevanten THG-Emissionen aufgeschlüsselt nach Methan, Lachgas und Kohlenstoffdioxid sowie nach insgesamt 27 Quellgruppen berechnet (u.a. Methan aus enterischer Fermentation, Methan aus WD-Management und Weidegang, Lachgas aus WD-Management, Lachgas aus Mineraldüngeranwendung). Grundlage für die THG-Berechnungen ist die Inventar-Methodik nach Rösemann et al. (2023) und das gemeinsame Mengengerüst für RegNBil und RegNBil-DüV.

Die regionale Verteilung der THG-Emissionen (in kg CO₂e ha⁻¹ LF) und LF-spezifischen Emissionen der (aggregierten) Quellgruppen sind in Abbildung 16 dargestellt. Die regionale Verteilung entspricht weitgehend dem Verteilungsmuster des N-Flächenbilanzüberschuss nach RegNBil (Abbildung 29), allerdings werden - davon abweichend - die höchsten THG-Emissionen im Küstenvorland (Grünlandregionen mit Milchviehhaltung) und nicht in der Region Vechta-Cloppenburg (dominiert durch Schweine- und Geflügelhaltung) ausgewiesen. Im Wesentlichen ist dies auf den großen Beitrag der enterischen Fermentation (hauptsächlich aus der Rinderhaltung) in den Grünlandregionen zu den THG-Emissionen insgesamt zurückzuführen.

Abbildung 16: THG-Emissionen aus der Landwirtschaft und Herkunft nach Quellgruppen; (A) THG-Emissionen insgesamt, (B) Enterische Fermentation, (C) Wirtschaftsdünger-Management und -ausbringung (ohne Biogas), (D) Biogaserzeugung und Gärrestausrückstände, (E) Ernterückstände, Landnutzung und Klärschlammausbringung, (F) N-Mineraldüngung und Kalkung in den Kreisen, Mittel 2019–2021, in kg CO₂e ha⁻¹ LF.



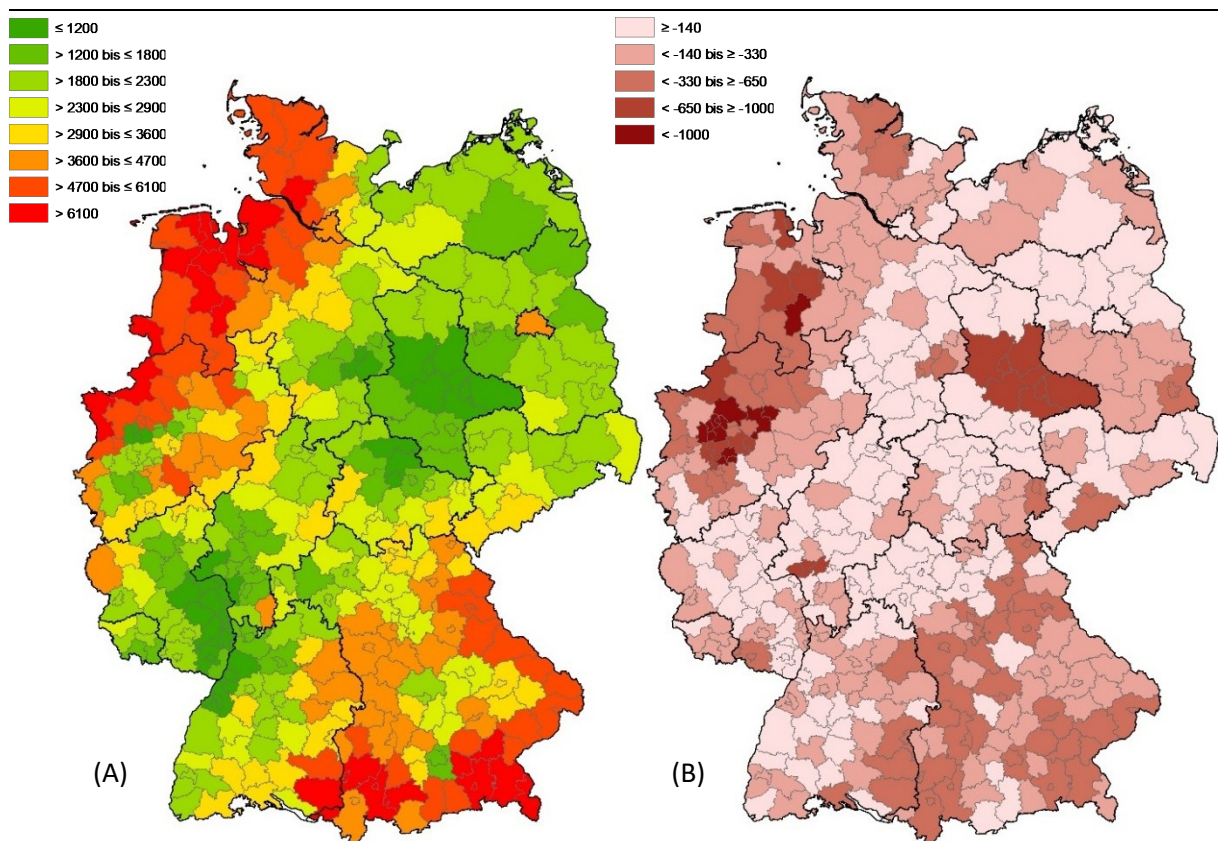
Quelle: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

Für das Schutzgut Klima wurde als Zielwert (Handlungsziel) für 2030 eine zulässige Jahresemissionshöchstmenge aus der Landwirtschaft von 57,3 Mio. t CO₂e berechnet. Im Jahr 2021 betrugen die THG-Emissionen aus der Landwirtschaft (einschließlich der stationären und mobilen Feuerung in der Landwirtschaft; CRF-Sektor 3 zzgl. CRF-Kategorie 1A4c) 62,7 Mio. t CO₂e. Zur Erreichung der für 2030 errechneten Jahresemissionshöchstmenge in Höhe von 57,3 Mio. t CO₂e müssten die Emissionen gegenüber 2021 um 5,4 Mio. t CO₂e gemindert werden.

Die zulässigen Jahresemissionshöchstmengen sind im KSG nur für Deutschland insgesamt festgelegt, eine regionalisierte Ermittlung des Zielerreichungsgrads durch die DüV 2021 bzw. durch weitergehende Maßnahmen ist daher nicht möglich. Die Regionalisierung der LF-spezifischen THG-Emissionen in Abbildung 17 sowie deren Aufgliederung nach Quellgruppen (Abbildung 16, Abschnitt 3.1) geben jedoch Hinweise auf eine mögliche Priorisierung von Maßnahmen zur Minderung der THG-Emissionen.

Abbildung 17 zeigt die Verteilung der LF-spezifischen THG-Emissionen (aus dem CRF-Sektor 3) in den Kreisen in der IST-Situation (Mittel 2019 – 2021) und deren Änderung in der Baseline-Projektion bis 2030. In der IST-Situation liegt zwischen dem Kreis mit den geringsten und den höchsten LF-spezifischen THG-Emissionen mit 577 bzw. 8.655 kg CO₂e ha⁻¹ LF ein Faktor 15, wobei hohe LF-spezifische THG-Emissionen in den Kreisen mit hohen Viehbesatzdichten und insbesondere hohen Rinderbesatzdichten auftreten (in Abbildung 17 in rot bis orange dargestellt). Der Rückgang der LF-spezifischen THG-Emissionen in der Baseline 2030 erfolgt ebenfalls vor allem in diesen Regionen.

Abbildung 17: (A) Flächenspezifische THG-Emissionen aus der Landwirtschaft (CRF-Sektor 3; Mittel 2019 – 2021) und (B) Änderung in der Baseline 2030 in den Kreisen, in kg CO₂e ha⁻¹ LF.

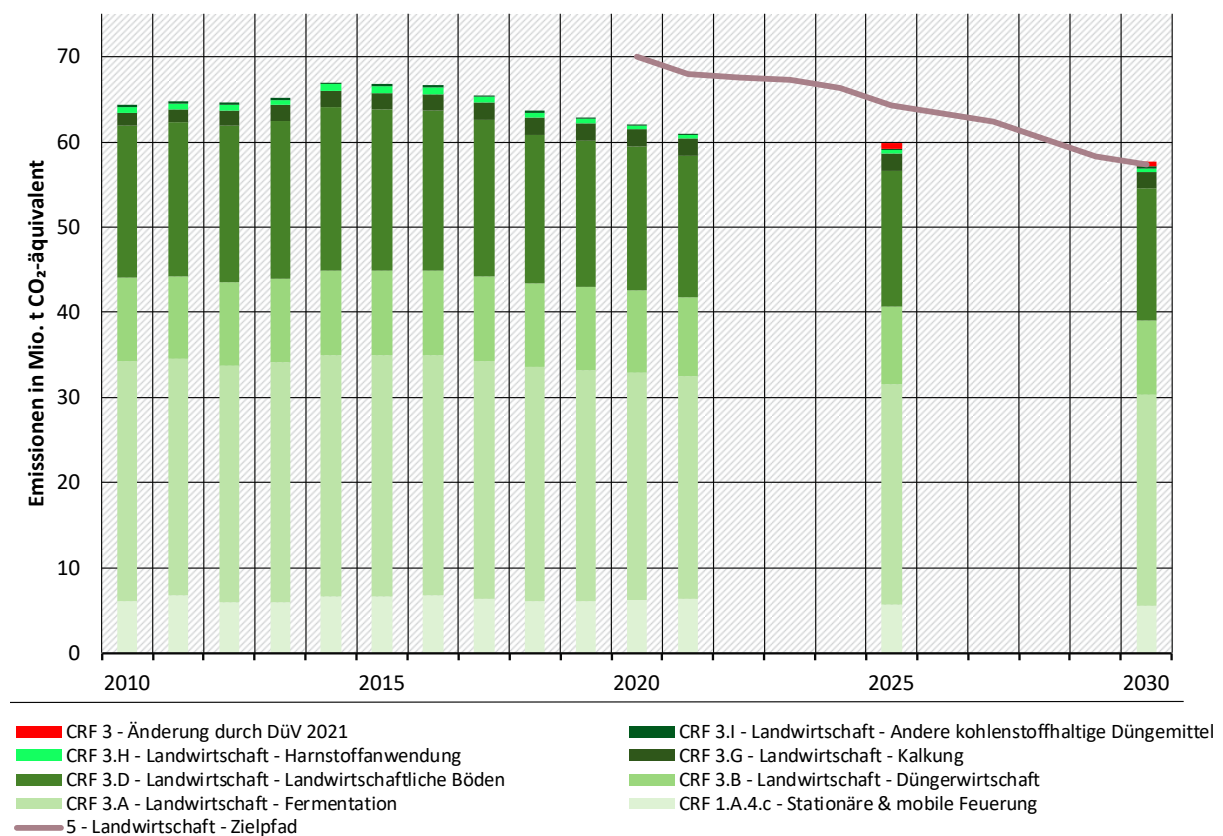


Quelle: eigene Berechnungen mit RegNBil-DüV; UBA (2023a). Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2020

Wirkung der DüV

Dem Projektionsbericht 2023 für Deutschland zu Folge gehen die THG-Emissionen im KSG-Sektor „Landwirtschaft“ im Mit-Maßnahmen-Szenario (MMS)²⁸ bis 2030 auf 57,9 Mio. t CO₂e zurück, womit eine Minderungslücke von 0,6 Mio. t CO₂e verbleibt, die durch weitere Maßnahmen gemindert werden muss (Harthan et al. 2023). Die Maßnahmen der DüV 2021 führen zur Einsparung von 140.872 t N Mineraldünger, zur Vermeidung von direkten THG-Emissionen aus der Anwendung von Mineraldünger (einschl. CO₂-Freisetzung durch Einsparung von C-haltigen Mineraldüngern) i.H.v. 407.429 t CO₂e, indirekte THG-Emissionen aus N_r-Deposition und Auswaschung von Mineraldünger i.H.v. 151.608 t CO₂e und zur Verminderung indirekter THG-Emissionen aus Ammoniak und N_r-Auswaschung i.H.v. 28.966 t CO₂e aufgrund der verschärften Vorschriften zur emissionsmindernden WD-Ausbringtechnik. In der Summe werden dadurch die THG-Emissionen im Jahr 2030 um 0,6 Mio. t CO₂e²⁹ vermindert (Abbildung 18).

Abbildung 18: THG-Emissionen aus der Landwirtschaft^a (2010 bis 2021), Baseline-Projektion und 2030, Wirkung der DüV 2021 und Zielpfad im KSG, in Mio. t CO₂e.



^a CRF-Sektoren 3 und 1.A.4c (Stationäre und mobile Feuerung in der Landwirtschaft)
Quelle: UBA (2023a), UBA und BMU (2021)

In RegNBil-DüV werden die THG-Emissionen in weitgehender Übereinstimmung mit dem CRF-Sektor 3 abgebildet, hiernach betragen die Emissionen 56,5 Mio. t CO₂e im Jahr 2021 und gehen in der Baseline-Projektion bis 2030 auf 53,1 Mio. t CO₂e, d. h. um 3,4 Mio. t CO₂e zurück. Die

²⁸ Das MMS im Projektionsbericht 2023 (Harthan et al. 2023) beruht auf den Annahmen der Thünen-Baseline 2022 – 2032 (Haß et al. 2022) und ist somit weitgehend identisch in den Annahmen zur Baseline-Projektion in „DüngEval“. Der Projektionsbericht 2025 (Förster et al. 2025) konnte in DüngeEval nicht mehr berücksichtigt werden.

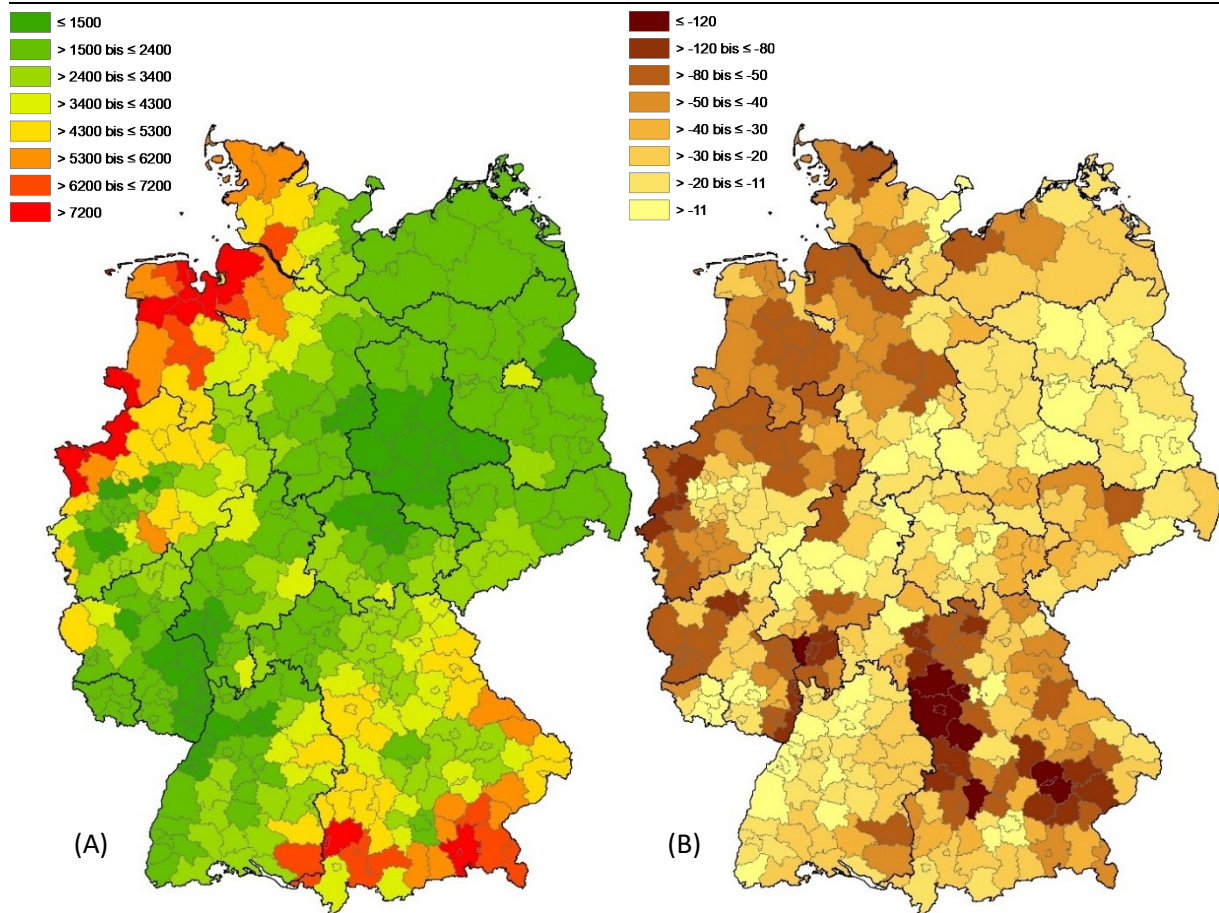
²⁹ Hinweis: Dieser Wert unterscheidet sich vom Ergebnis im Projekt E-Moll (Dreisbach et al. 2025); dort wurde im Szenario 3 nur ein Teilaspekt der Wirkung der DüV in Bezug auf die THG-Emission bewertet.

THG-Emissionen aus der „stationären und mobilen Feuerung in der Landwirtschaft (CRF-Kategorie 1A4c)“ i.H.v. 6,1 Mio. t CO₂e (Jahr 2021) und 5,7 Mio. t CO₂e (Jahr 2030; Harthan et al. 2023) können mit RegNBil-DüV nicht erfasst werden. In die nachfolgende Bewertung der DüV 2021 gehen daher nur die Änderungen der THG-Emissionen im CRF-Sektor 3 ein. Allerdings führen die DüV-Vorschriften zur WD-Ausbringtechnik und eine zusätzliche Begrenzung der Nährstoffzufuhr aus WD zu einem höheren Verbrauch an Dieselkraftstoff in der Feldwirtschaft sowie zu mehr WD-Transporten. Infolge dessen ist ein Anstieg der energiebedingten THG-Emissionen sowohl innerhalb der Landwirtschaft in der Feldwirtschaft als auch im Verkehrssektor durch mehr Ferntransporte von WD zu erwarten (zu den Auswirkungen der Ausbringtechnik auf die energiebedingten THG-Emissionen in der Feldwirtschaft s. Döhler und Häußermann 2023). Auf der anderen Seite gehen durch die Verminderung der Mineraldüngerzufuhr die THG-Emissionen aus den Vorketten zurück, die ebenfalls nicht dem Sektor Landwirtschaft zugerechnet werden.

In der Regionalisierung der LF-spezifischen THG-Emissionen treten die höchsten Emissionen in den Kreisen mit den höchsten Viehbesatzdichten, insbesondere Wiederkäuerbestände auf, dies vorrangig in Nordwestdeutschland, im Westen Nordrhein-Westfalens, in Nordwest-Niedersachsen und Schleswig-Holstein sowie die Grünlandregionen Süddeutschlands (Allgäu, Mittelfranken, Bayerisches Alpenvorland, Chiemgau und Bayerischer Wald) zu finden sind (Abbildung 19A). Zwischen der regionalen Verteilung der THG-Emissionen und der Viehbesatzdichte besteht ein enger Zusammenhang ($R^2 = 0,82$), ebenso zwischen den Änderungen der THG-Emissionen in der Baseline 2030 gegenüber der IST-Situation (Mittel 2019 bis 2021) und der Änderung der Viehbesatzdichte ($R^2 = 0,90$).

Die Minderungswirkung der quantitativ bewertbaren Maßnahmen der DüV 2021 beträgt im Jahr 2030 0,60 Mio. t CO₂e, was 1,11 % der THG-Emissionen im CRF-Sektor 3 im Jahr 2030 (hier für den Vergleich: ohne Umsetzung der DüV 2021) entspricht. Weitere Maßnahmen der DüV 2021 konnten nur qualitativ hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die THG-Emissionen bewertet werden (s. Abschnitt 3.5). Die DüV-bedingten Änderungen der THG-Emissionen zeigen kein ausgeprägtes regionales Verteilungsmuster, wobei in den meisten Kreisregionen nur ein geringer Rückgang in der Größenordnung bis -50 kg CO₂e ha⁻¹ LF auftritt. Lediglich in Nordwestdeutschland und in Teilen Bayerns werden die THG-Emissionen um mehr als -100 kg CO₂e ha⁻¹ LF reduziert (Abbildung 19B).

Abbildung 19: (A) THG-Emissionen aus der Landwirtschaft (CRF-Sektor 3) im Jahr 2030 nach RegN-Bil, und (B) Änderung der THG-Emissionen im Jahr 2030 durch DüV 2021 gegenüber Baseline 2030 in den Kreisen, in kg CO₂e ha⁻¹ LF.



Quelle: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

3.3.2 Vegetation (NH₃-Immissionskonzentration)

Die Qualitätsziele für das Schutzgut Vegetation werden in Bezug auf die LF regionalisiert auf Kreisebene dargestellt. Der Bewertung des Schutzguts Vegetation liegt im Projekt DüngEval der Indikator NH₃-Immissionskonzentration zugrunde. Mit einem als linear angenommenen Zusammenhang zwischen den NH₃-Emissionen und der NH₃-Immissionskonzentration (s. Abschnitt 2.3) kann kreisweise die Zielwertüberschreitung und der NH₃-Emissionsminderungsbedarf abgeleitet werden.

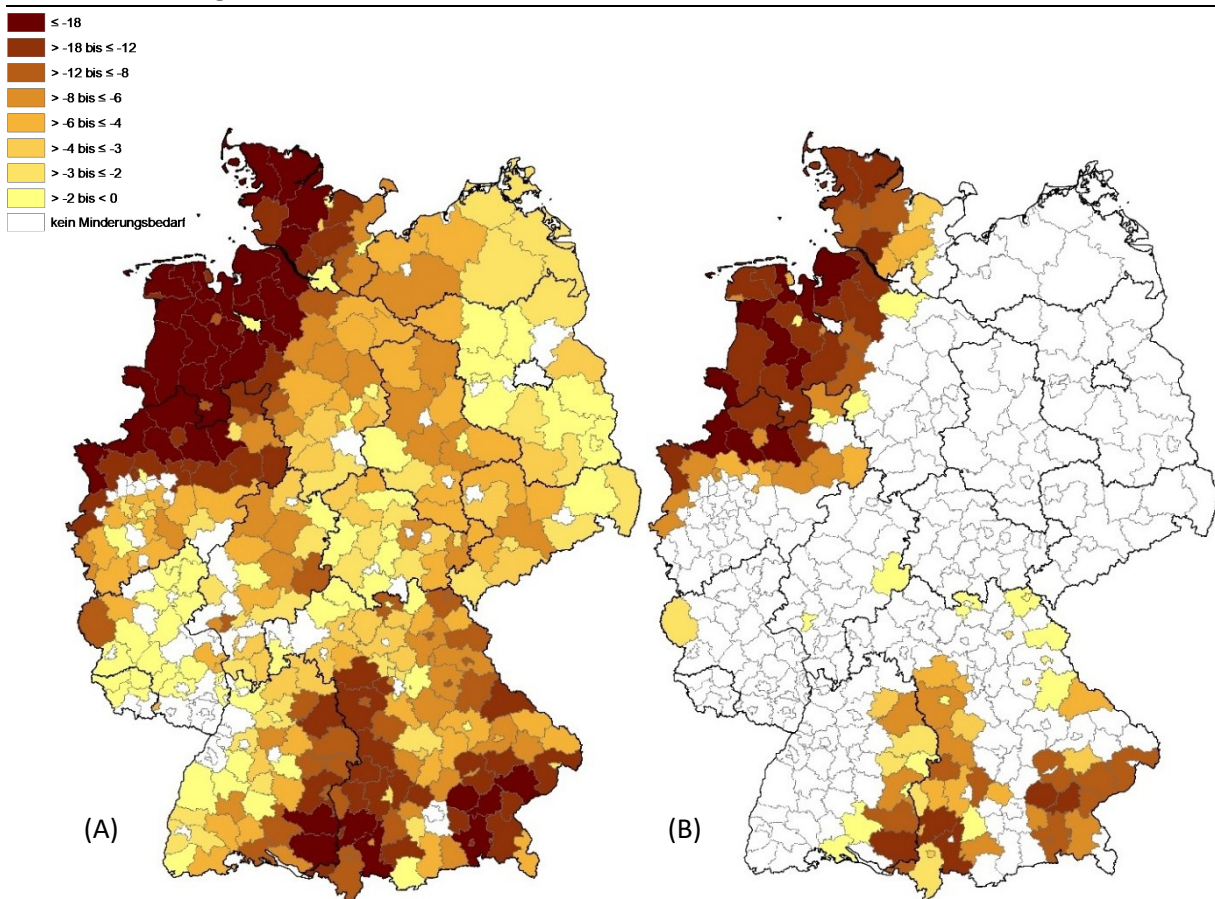
In Abbildung 20 ist dieser Minderungsbedarf für eine maximale Immissionskonzentration von 1 µg NH₃ m⁻³ Luft bzw. 3 µg NH₃ m⁻³ Luft in der IST-Situation dargestellt. Für eine Immissionskonzentration von 3 µg NH₃ m⁻³ Luft (im Jahresmittel) besteht in 107 (von 400) Kreisen mit 5,8 Mio. ha LF (über die Fläche der Kreise gemittelt und unter Einbeziehung nur landwirtschaftlicher NH₃-Emissionen) weiterer Minderungsbedarf, mit einem Zielwert von 1 µg NH₃ m⁻³ Luft betrifft dies 325 Kreise mit 15,9 Mio. ha LF. Der größte Minderungsbedarf besteht jeweils in den Regionen mit den höchsten Viehbesatzdichten mit mehr als 12 kg NH₃-N ha⁻¹ Landfläche in Nordwestdeutschland sowie mit mehr als 8 kg NH₃-N ha⁻¹ Landfläche in Ostwürttemberg, Allgäu und Mittelfranken sowie in Südostbayern.

Für eine flächendeckende kreisweise Einhaltung einer Immissionskonzentration von 3 µg NH₃ m⁻³ Luft und zugleich keiner Verschlechterung in Kreisen, die diese Immissionskonzentration bereits unterschreiten, müssten die NH₃-Emissionen gegenüber den IST-Werten um 132 Gg NH₃

auf 386 Gg NH_3 reduziert werden. Zur flächendeckenden Einhaltung einer maximalen Immissionskonzentration von $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft (in allen Kreisen mit Minderungsbedarf) müssen die Emissionen um 341 Gg NH_3 auf dann noch 176 Gg NH_3 gesenkt werden. Beide Zielwerte liegen unterhalb bzw. sehr deutlich unterhalb der Emissionshöchstmenge von 401 Gg NH_3 , die nach der NEC-Richtlinie ab dem Jahr 2030 einzuhalten ist.

Aufgrund der regional unterschiedlichen Verbreitung von N-sensitiven Ökosystemen und der Immission eines Teils des NH_3 im Nahbereich von Emissionsquellen könnten jedoch Gebiete von den hier beschriebenen ambitionierten Minderungsanforderungen ausgenommen werden, so dass die tatsächliche Minderungsanforderung zur Einhaltung der Umweltqualitätsziele von 3 bzw. $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft geringer wären als die hier aufgeführten Werte. Dagegen fehlen in den hier zugrundeliegenden Berechnungen etwa 6 % der NH_3 -Emissionen, die aus den übrigen Sektoren (außerhalb der Landwirtschaft) stammen. Aufgrund des im Projekt DüngeEval verfügbaren Instrumentariums ist der hier verwendete Ansatz vereinfacht gegenüber dem Ansatz im UBA-Vorhaben regioNat (vgl. Abb. 31 und 32 in Bach et al. 2026a), die Ergebnisse weisen aber nur geringfügige Unterschiede auf.

Abbildung 20: NH_3 -Emissionsminderungsbedarf für eine maximale Immissionskonzentration von (A) $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft und (B) $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft in den Kreisen im Jahr 2030, in $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ Landfläche.



Quelle: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

Wirkung der DüV

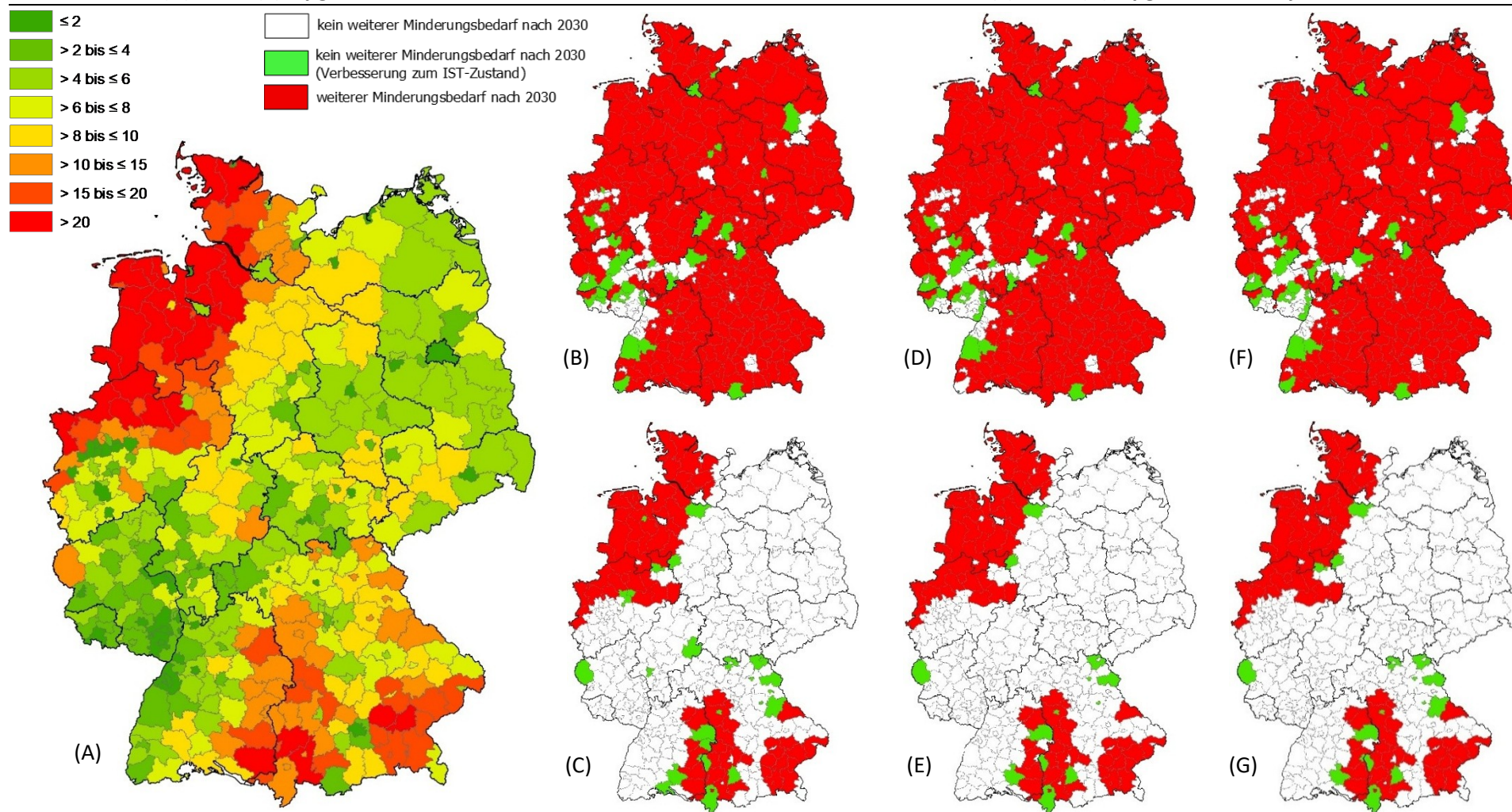
In Abbildung 21A ist die regionale Verteilung der NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft (in $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ Landfläche) in der Baseline 2030 dargestellt. Die Abbildung 21B und C zeigen (qualitativ) die Änderung des Minderungsbedarfs für die Einhaltung der maximalen NH_3 -Immissionskonzentrationen in der Baseline 2030 gegenüber der IST-Situation. Die Abbildung 21D und E zeigen die Änderung des weiteren Minderungsbedarfs durch die DüV 2017 sowie Abbildung 21F und G durch die DüV 2021+DüV 2017 gegenüber der Baseline 2030; alle Kartenpaare 24B/C, D/E und F/G stellen die Änderung jeweils für die Qualitätsziele von $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft (Abbildung 29C, E und G) und von $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft (Abbildung 21B, D und F) dar.

Gemäß Abbildung 21B und C besteht mit der Baseline 2030 gegenüber der IST-Situation für den Zielwert von $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft zusätzlich in 26 Kreisen mit einer Fläche von 1,8 Mio. kein weiterer Emissionsminderungsbedarf, entsprechend den Zielwert $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft in 34 Kreisen mit einer Fläche von 2,1 Mio. ha. Ein wesentlicher Teil der Verbesserung des Schutzes N-sensitiver Vegetation wird durch die DüV 2017 erreicht (Abbildung 21D und E). Durch diese erhöht sich die Anzahl der Kreise ohne weiteren Minderungsbedarf für den Zielwert $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft um 13 Kreise mit einer Fläche von 1,1 Mio. ha und für den Zielwert $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft um 24 Kreise mit einer Fläche von 2,1 Mio. ha jeweils gegenüber einer fehlenden Umsetzung von DüV 2017. Die kombinierte Wirkung der Emissionsminderungsmaßnahmen in der DüV 2017 und der DüV 2021 (Abbildung 21F und G) erhöht die Anzahl der Kreise ohne weiteren Minderungsbedarf für den Zielwert $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft um 16 (mit einer Fläche von 1,6 Mio. ha) bzw. um 30 (mit einer Fläche von 2,4 Mio. ha) für den Zielwert von $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft. Der über die Baseline 2030 hinaus bestehende Minderungsbedarf beträgt, jeweils unter der Annahme, dass die NH_3 -Emissionen in Kreisen, die unterhalb der Zielwerte liegen, nicht steigen, für den Zielwert von $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft 80,9 Gg NH_3 und entsprechend für $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft 247,7 Gg NH_3 (Tabelle 24 im Anhang).

Abbildung 22C zeigt den Minderungsbedarf bis zur Erreichung des NEC-Ziels im Jahr 2030 in den Kreisregionen. Mit linearer Regionalisierung des Minderungsziels in der NEC-Richtlinie, d. h. in jedem Kreis werden die NH_3 -Emissionen im Basisjahr ab 2030 um 29 %³⁰ gemindert, ergeben sich gegenüber der IST-Situation (Mittel 2019 bis 2021) die in Abbildung 22C dargestellten LF-spezifischen NH_3 -Minderungsanforderungen. Diese liegen in einem Bereich von 0 bis 20 $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ LF im Kreisdurchschnitt und sind in den Regionen besonders hoch, in denen auch die Emissionen in der IST-Situation (Abbildung 22B) wie auch im Basisjahr besonders hoch waren.

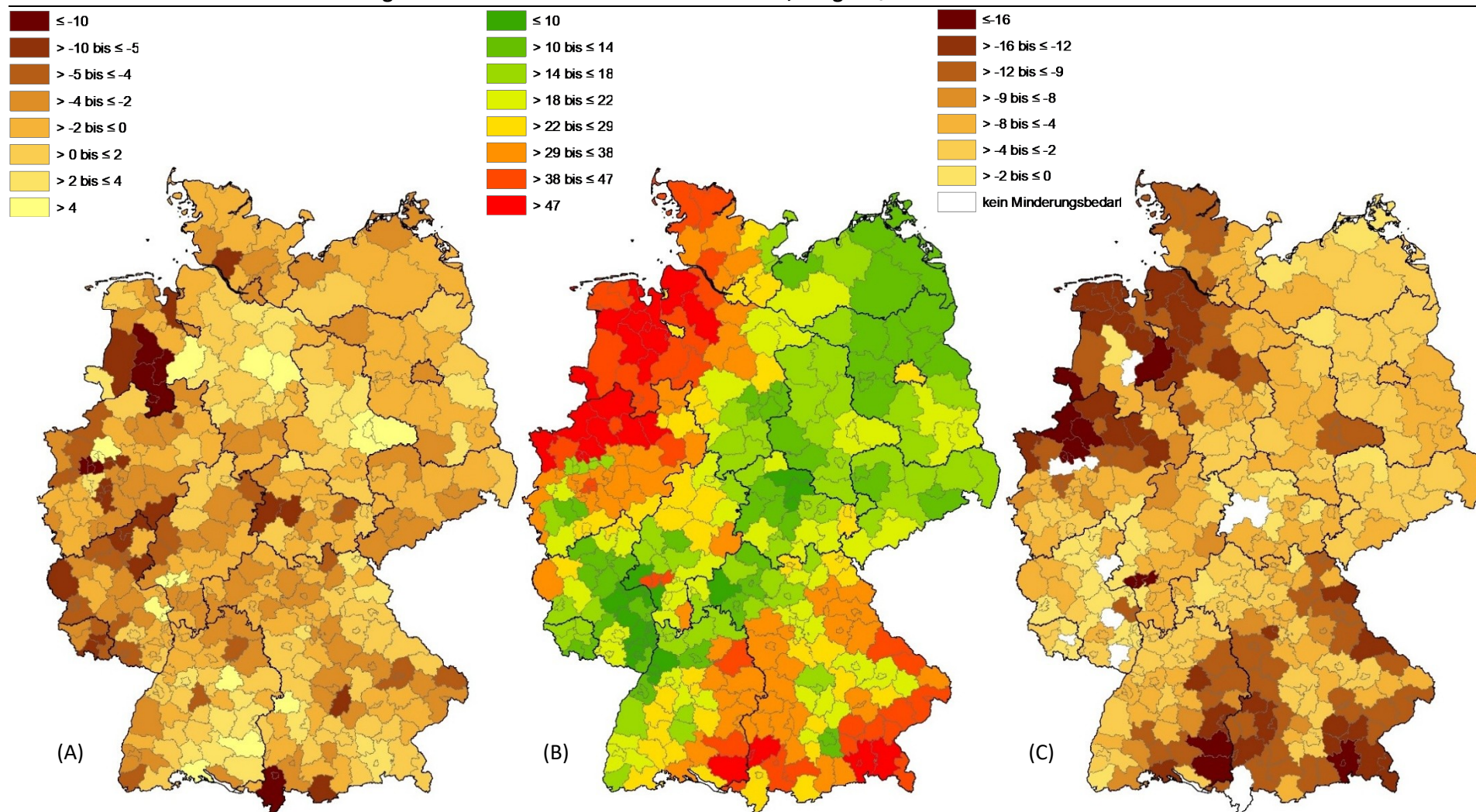
³⁰ Die etwas höheren Minderungsanforderungen in der Landwirtschaft, die dadurch entstehen, dass die anderen Sektoren nach dem Entwurf des 2. NLRP von Minderungsanforderungen ausgenommen sind, wurden hierbei nicht berücksichtigt.

Abbildung 21: (A) NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft, in $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ Landfläche, Baseline 2030 (RegNBil); Änderung des NH_3 -Emissionminderungsbedarfs durch Baseline 2030 versus IST-Werte für Zielwert (B) 1 und (C) $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft; durch DüV 2017 versus Baseline 2030 für Zielwert (D) 1 und (E) $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft; DüV 2021+DüV 2017 versus Baseline 2030 für Zielwert (F) 1 und (G) $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft; jew. für die Kreise.



Quelle: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

Abbildung 22: (A) Bereits erfolgter Rückgang der NH_3 -Emissionen von 2005 bis zu den IST-Werten, (B) IST-Werte (Mittel 2019 – 2021) und (C) Minderungsbedarf bis zur Erreichung des NEC-Ziels im Jahr 2030 in den Kreisen, in $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{LF}$.



Quelle: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

3.3.3 Terrestrische Ökosysteme (NH₃-Emissionen und NO_x-Emissionen)

Abbildung 23 zeigt die regionale Verteilung der auf Kreisebene gemittelten N-Deposition im Jahr 2019 und die CL_{eutN}-Werte. Die N-Deposition ist besonders hoch im Nordwesten in den Ländern Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein sowie im Süden Bayerns und Baden-Württembergs. Die CL_{eutN}-Werte zeigen tendenziell eine Abnahme von Süden und Westen nach Nordosten.

Im Jahr 2019 betrug der Anteil der empfindlichen (terrestrischen) Ökosystemenfläche der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt, die den CL_{eutN} überschreiten, nach Kranenburg et al. (2024) 69 %, was einem absoluten Rückgang um 10 Prozentpunkte (bzw. relativ um 13 %) gegenüber 79 % im Jahr 2005 entspricht. Dieser Rückgang von 13 % ist im Wesentlichen durch den Rückgang der Emissionen in den Nicht-Landwirtschafts-Sektoren erfolgt, da die NH₃- und NO_x-Emissionen aus der Landwirtschaft von 2005 bis 2019 lediglich 12 % zum gesamten Rückgang (Summe aller Sektoren) beigetragen haben, bei einem Anteil der Landwirtschaft an den NH₃- und NO_x-Emissionen von 50 % im Ausgangsjahr 2005 (UBA 2023b). Für die Baseline-Projektion 2030 wird ein Flächenanteil mit CL_{eutN}-Überschreitung von ca. 54 % geschätzt: der IST-Wert der Strategie zur Biologischen Vielfalt von 69 % im Jahr 2019 wird mit der relativen Minderung von rd. 22 % multipliziert wird, die für den Anteil Rasterzellen mit CL_{eutN}-Überschreitung im Ansatz nach regioNat berechnet wird (0,78 = Rückgang auf 54 % im Jahr 2030 relativ zum IST-Wert von 69 % in 2019). Der Wert von ca. 54 % ist als überschlägige Schätzung zu verstehen, da die CL_{eutN}-überschreitenden Ökosystemflächen der Strategie zur Biologischen Vielfalt in DüngeVal nicht ermittelt werden können. Für den Zielwert der Nachhaltigkeitsstrategie von 52 %³¹ Flächenanteil mit CL_{eutN}-Überschreitung sind nur noch relativ geringfügige weitere Minderungen der N-Deposition erforderlich, die vor allem in der Landwirtschaft zu erbringen sind.

Der Zielwert für 2030 von 52 % Flächenanteil mit Überschreitung des CL_{eutN} in der Strategie zur Biologischen Vielfalt war die Grundlage der Minderungsverpflichtungen der NEC-Richtlinie. Der Wert ist allerdings lediglich als ein Zwischenschritt zu verstehen, da hiermit bei weitem nicht die gesamte Eutrophierungsgefährdeten Ökosystemflächen ausreichend geschützt werden; aber weder in der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung noch in der Strategie zur Biologischen Vielfalt wird eine Zielmarke genannt, die über die 52 % hinausgeht. Der Anteil von 52 % im Jahr 2030 in der Strategie zur Biologischen Vielfalt entspricht näherungsweise einem Anteil von 59 % der 1 km x 1 km-Rasterzellen im Ansatz des regioNat-Projekts.

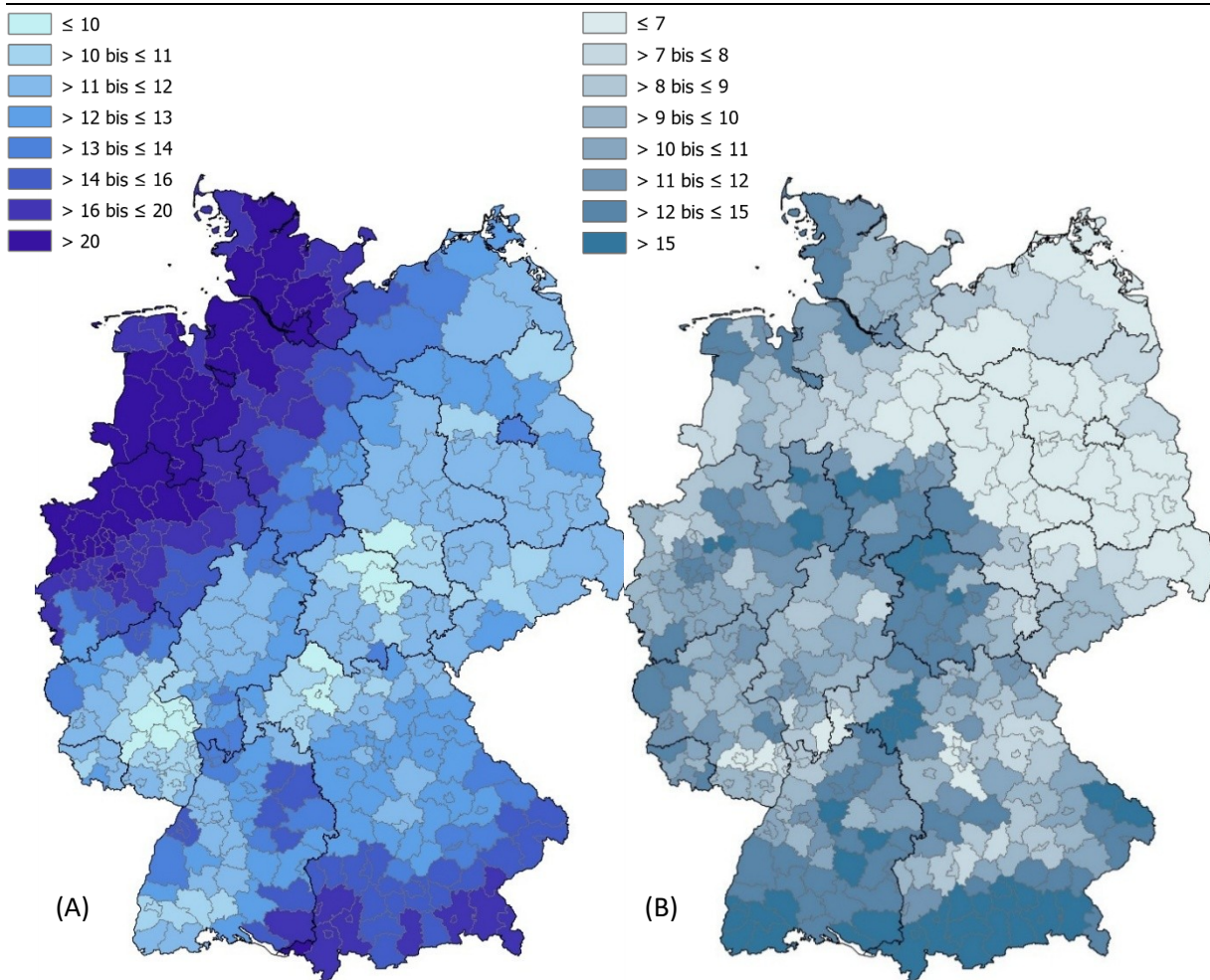
In DüngeVal wird für die Baseline 2030 ein Anteil von 62 % der Rasterzellen mit CL_{eutN}-Überschreitung projiziert. Dabei wird allerdings nur die Verminderung der NH₃- und NO_x-Emissionen aus der Landwirtschaft berücksichtigt, ohne die Änderungen der Emissionen in den übrigen Sektoren. Das Qualitätsziel des „Szenario 90-P“ im regioNat-Projekt (Bach et al. 2026a) ist deutlich ambitionierter als die Strategie zur Biologischen Vielfalt und geht erst dann von einem ausreichenden Schutz der eutrophierungsgefährdeten Ökosystemflächen aus, wenn innerhalb einer Kreisregion 90 % der 1 km x 1 km-Rasterzellen die CL_{eutN}-Werte nicht überschreiten. Hierfür müssen die NH₃-Emissionen gegenüber den Emissionen im Jahr 2019 um 396 Gg NH₃ und die NO_x-Emissionen um 847 Gg NO₂ gemindert werden, zusammen um 584 Gg N, was 72 % der NO_x- und NH₃-Emissionen im Jahr 2019 von zusammen 806 Gg N entspricht. Diese im Szenario 90-P erforderliche Emissionsminderung ist annähernd 2,4-mal größer als die gemäß NEC-Richtlinie vorgegebene Emissionsminderung. Von der Minderung um zusammen 806 Gg N kann die Landwirtschaft nur einen Teil beitragen, da die Landwirtschaft insgesamt nur 474 Gg N an NO_x- und NH₃-Emissionen verursacht (UBA 2023b), d. h. rein rechnerisch können Maßnahmen nur in der

³¹ In aktuellen Veröffentlichungen zur Nachhaltigkeitsstrategie wird 50 % als Zielwert für 2030 genannt (z.B. BMUKN 2024). Im Projekt DüngeVal wurde der frühere Wert von 52 % beibehalten.

Landwirtschaft allein nicht ausreichen, um die erforderliche Emissionsminderung für das Szenario 90-P umzusetzen.

In der Baseline 2030 wird das Qualitätsziel des Szenarios 90-P lediglich in drei Kreisen erreicht gegenüber zwei Kreisen im Jahr 2019. Hingegen wird die durch die NEC-Richtlinie angestrebte Verminderung der N-Emissionen 2030 in 169 von 400 Kreisen gegenüber 73 Kreisen im Jahr 2019 erreicht. Hierbei bleiben jeweils Änderungen unberücksichtigt, die sich aus Emissionsminderungen in den nicht-landwirtschaftlichen Sektoren ergeben.

Abbildung 23: (A) N-Deposition insgesamt im Jahr 2019 und (B) Critical Loads für Eutrophierung terrestrischer Ökosysteme (CL_{eutN}) in den Kreisen, in $kg\ N\ ha^{-1}$ Landfläche.



Quelle: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

Aufgrund des hohen Anteils der Landwirtschaft an den gesamten NH₃-Emissionen von 94 % (Jahr 2021, UBA 2023b) setzen die Ammoniak-spezifischen Minderungsmaßnahmen des NLRP 2023 (BMUV 2024a) ausschließlich im Sektor Landwirtschaft an. D. h. die auf Basis der Inventarberichterstattung 2023 (Submission 2023) erforderliche Minderung der NH₃-Emissionen i.H.v. insgesamt von 177 Gg NH₃ bis 2030 (gegenüber den Emissionen im Basisjahr 2005 i.H.v. 612 Gg NH₃ in allen Sektoren gemäß Submission 2023) wäre nur durch die Landwirtschaft zu erbringen. Von 2005 bis 2021 sind die NH₃-Emissionen insgesamt bereits um 96 Gg NH₃ zurückgegangen, d. h. bis 2030 besteht ein weiterer Minderungsbedarf von 81 Gg NH₃, der unter den Annahmen des NLRP 2023 durch die Landwirtschaft zu erbringen ist. Für die Landwirtschaft, deren Emissionen im Jahr 2021 482 Gg NH₃ betragen, besteht demnach ab 2030 ein Zielwert von 401 Gg NH₃. Auf Basis der NH₃-Emissionen der Baseline-Projektion im Projekt DüngeEval besteht

dann noch eine Minderungslücke von 19 Gg NH₃, die durch weitere Maßnahmen zu mindern wären. Die NO_x-Emissionen der Landwirtschaft betragen 2021 108 Gg NO₂ (11 %) von insgesamt 966 Gg NO₂ und das Minderungsziel in der NEC-Richtlinie ab 2030 65 % gegenüber dem Referenzjahr 2005. Von den NO_x-Minderungsverpflichtungen der NEC-Richtlinie ist die Landwirtschaft jedoch ausgenommen und Minderungen sind in den anderen Sektoren zu erbringen.

Die Minderungsverpflichtungen der NEC-Richtlinie gelten für Deutschland als Ganzes und sind nicht regionalisiert. Im Zusammenhang mit der Beeinträchtigung des Schutzgutes Vegetation durch die NH₃-Immission (Abschnitt 3.3.2) erfolgt jedoch auch die regionalisierte Darstellung der NH₃-Emissionen (s. Abbildung 22). Mit diesem räumlichen Bezug kann der Bedarf für weitere Maßnahmen zur Minderung der NH₃-Emissionen differenzierter ermittelt werden.

Hohe NH₃-Emissionen von 40 bis 90 kg NH₃-N ha⁻¹ LF im Kreisdurchschnitt entstehen v. a. in den Regionen mit hoher Viehbesatzdichte und hohem Biogasanlagenbestand im Nordwesten Deutschlands sowie im bayerischen Alpenvorland. Weitere Schwerpunkte in etwas geringerer Höhe von 30 bis 40 kg NH₃-N ha⁻¹ LF im Kreisdurchschnitt treten im Bayerischen Wald, in Ostwürttemberg und Mittelfranken auf. Die Kreise mit den geringsten Emissionen (4 bis 10 kg NH₃-N ha⁻¹ LF) liegen in Südhessen, Rheinhessen, Rheinpfalz und in der Rhein-Neckar-Region, die sich durch Gemüsebau und Sonderkulturen (Weinbau) sowie geringe Viehbestände auszeichnen (Abbildung 22B). Eine Abnahme der NH₃-Emissionen in der IST-Situation (Mittel 2019 bis 2021) gegenüber dem Basisjahr 2005 ist v. a. in den Regionen mit hohen Viehbesatzdichten zu beobachten. Dies ist im Wesentlichen auf die Zunahme emissionsmindernder WD-Ausbringtechnik zurückzuführen. In einigen Regionen mit bereits hohen NH₃-Emissionen ist allerdings auch eine Zunahme der NH₃-Emissionen festzustellen, was vor allem durch den dort erfolgten Ausbau der Biogaserzeugung begründet ist, wodurch der Effekt der emissionsmindernden WD-Ausbringtechnik überlagert wird (Abbildung 22A).

Wirkung der DüV

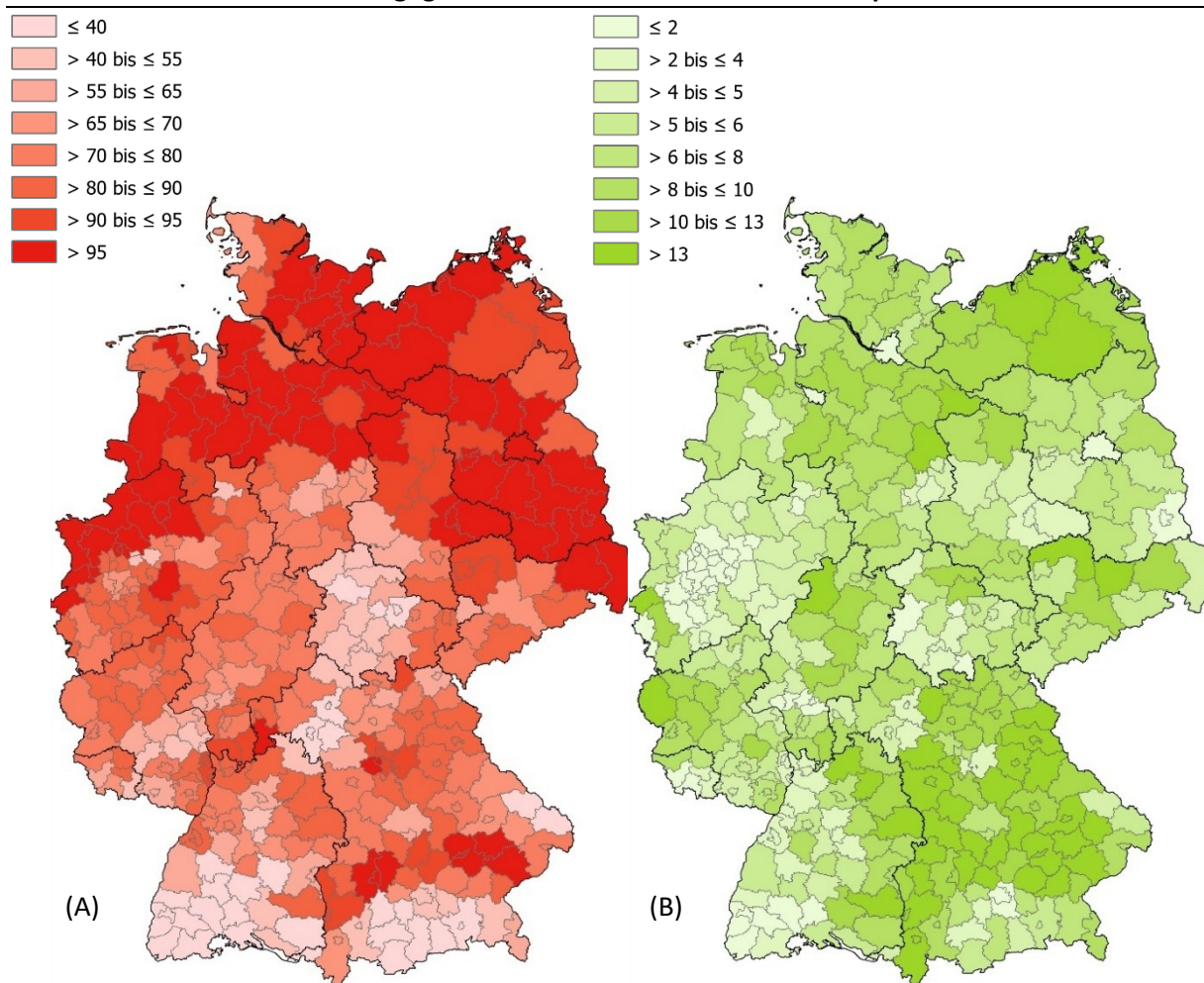
Wesentliche Maßnahmen zur NH₃-Emissionsminderung sind bereits mit der DüV 2017 umgesetzt worden. In Bezug auf die Schutzgüter terrestrische Ökosysteme und Vegetation (Abschnitt 3.3.2) wurden sowohl die DüV 2017 als auch die DüV 2021 in die Bewertung einbezogen und getrennt untersucht. Zu den mit der DüV 2017 umgesetzten Maßnahmen gehören u. a. das Verbot von Breitverteiltern ab 2020 auf Ackerland und ab 2025 auf Grünland sowie die Verkürzung der Einarbeitungszeiten von flüssigen WD und Geflügelmist auf unbewachsenem Ackerland auf maximal 4 Stunden nach Ausbringung. Die mit der DüV 2017 umgesetzten Maßnahmen bewirken im Jahr 2030 eine Minderung der NH₃-Emissionen i. H. v. 53,1 Gg NH₃. Mit der DüV 2021 wurde u. a. eine weitere Verkürzung der Einarbeitungszeit auf maximal eine Stunde nach Ausbringung umgesetzt, wodurch mit Umsetzung der DüV 2021 eine zusätzliche Minderung der NH₃-Emissionen im Jahr 2030 i. H. v. 10,4 Gg NH₃ erreicht wird. D. h. ohne die Maßnahmen zur emissionsmindernden Ausbringtechnik in der DüV 2017 und 2021 lägen die Emissionen statt der für die Baseline-Projektion 2030 berechneten Emissionen i. H. v. 420 Gg NH₃ bei 483 Gg NH₃. Etwa die Hälfte des Rückgangs der NH₃-Emissionen in der Landwirtschaft bis 2030 gegenüber dem Basisjahr 2005 i.H.v. 136 Gg NH₃ ist somit direkt auf die mit der DüV 2017 und DüV 2021 umgesetzten Emissionsminderungsmaßnahmen zurückzuführen.

Zum Rückgang der NO₂-Emissionen tragen sowohl die DüV 2017 als auch die DüV 2021 (jeweils in Bezug zu den NO₂-Emissionen in der Baseline 2030 i.H.v. 105,8 Gg NO₂) mit 3,5 Gg NO₂ bzw. 5,7 Gg NO₂ bei, wobei die wirksamste Einzelmaßnahme der DüV 2021 Maßnahme A08 („Erhöhung der Mindestwirksamkeit von Rinder- und Schweinegülle sowie flüssigen Gärresten um 10 Prozentpunkte“) und die Maßnahme B01 („Verringerung des Düngebedarfs um 20 % in „roten Gebieten“) sind.

Die DüV 2021 vermindert den Anteil der 1 km × 1 km-Rasterzellen mit CL_{eutN} -Überschreitung gegenüber der Baseline 2030 um 1,5 Prozentpunkte, d. h. ohne Umsetzung der DüV 2021 läge der Anteil der 1 km × 1 km-Rasterzellen mit CL_{eutN} -Überschreitung bei 63,5 % statt bei 62,0 %. Aufgrund der deutlich größeren Minderung der NH_3 -Emissionen durch die DüV 2017 läge, wenn weder die DüV 2021 noch die DüV 2017 umgesetzt würden, der Anteil der CL_{eutN} -überschreitenden Rasterzellen im Jahr 2030 bei 68,9 %, d. h. durch die Umsetzung der Emissionsminderungsmaßnahmen in der DüV 2017 und DüV 2021 geht der Anteil im Jahr 2030 um 6,9 Prozentpunkte zurück.

Auf Kreisebene beträgt der Anteil der 1 km × 1 km-Rasterzellen mit CL_{eutN} -Überschreitung im Jahr 2019 großräumig mehr als 90 % nördlich der Mittelgebirge und nimmt tendenziell von Norden nach Süden ab, wobei im Süden Bayerns und Baden-Württembergs der Anteil auch weniger als 40 % betragen kann (Abbildung 24A). Die durch die DüV 2017+DüV 2021 bedingten Abnahmen dieser Anteile im Jahr 2030 sind im Osten Baden-Württembergs und in weiten Teilen Bayerns mit mehr als 10 Prozentpunkte vergleichsweise hoch, ebenso im Westen von Rheinland-Pfalz mit ebenfalls mehr als 10 Prozentpunkte und im Norden Deutschlands mit mehr als 8 Prozentpunkte in Mecklenburg-Vorpommern und mehr als 6 Prozentpunkte in Niedersachsen und Schleswig-Holstein. Gering (weniger als 2 Prozentpunkte) ist die Änderung vorwiegend in den Bevölkerungszentren, die jedoch ebenfalls hohe Anteile der 1 km × 1 km-Rasterzellen mit CL_{eutN} -Überschreitung aufweisen können (Abbildung 21B).

Abbildung 24: (A) Anteil der 1 km × 1 km-Rasterzellen auf Kreisebene mit CL_{eutN} -Überschreitung im Jahr 2019 in % (B) Änderung des Anteils der CL_{eutN} -Überschreitung durch die DüV 2017+DüV 2021 gegenüber der Baseline 2030 in Prozentpunkten.



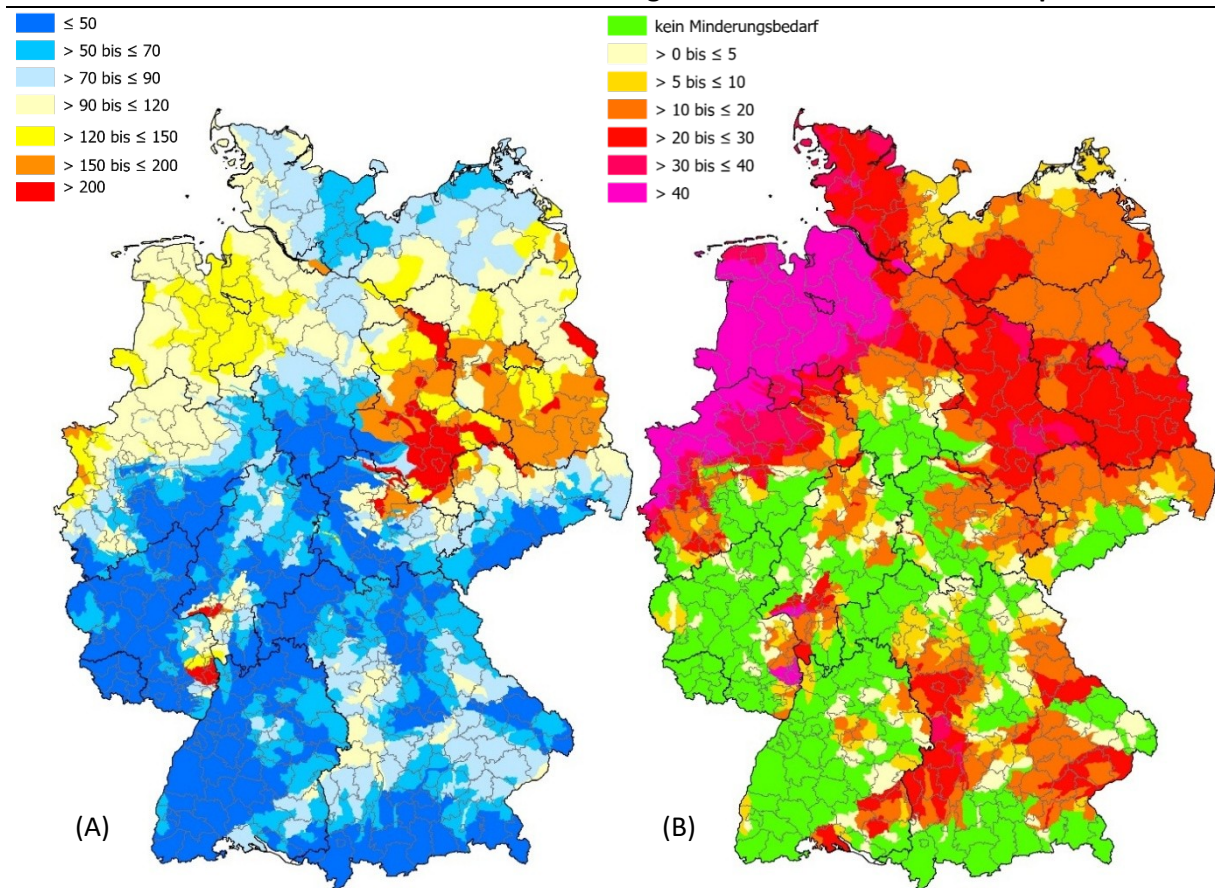
Quelle: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

3.3.4 Grundwasser (NO_3 -Konzentration im Sickerwasser)

Das Umweltqualitätsziel nach Nitratrichtlinie und nach WRRL beträgt $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ in allen Grundwassermessstellen, die zur Gütebewertung ausgewertet werden. Als Indikatorgröße für die Einhaltung dieses Schwellenwertes dient hier die potenzielle NO_3 -Konzentration im Sickerwasser, die für die 1279 Grundwasserkörper (GWK) in Deutschland räumlich differenziert wird (vgl. Bach et al. 2016).

Abbildung 25 zeigt die potenzielle NO_3 -Konzentration aus der Landwirtschaft im Sickerwasser auf Ebene der 1279 GWK. Die potenzielle NO_3 -Konzentration im Sickerwasser wird auf Grundlage der hydrosphärischen N-Bilanzsalden auf Kreisebene (Mittel der Jahre 2019 bis 2021) nach Häußermann et al. (2019) und der Sickerwasserrate (SWR) im Mittel der Jahre 1961 bis 1990 (Hydrologischer Atlas Deutschland, BGR 2003) berechnet, wobei nur die Sickerwasserspende unter LF mit einbezogen wird. Die räumliche Verteilung der potenziellen NO_3 -Konzentration im Sickerwasser unterscheidet sich erheblich von der räumlichen Verteilung der hydrosphärischen N-Überschüsse. Die potenzielle NO_3 -Konzentration ist mit über $150 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ aufgrund der niedrigen Sickerwasserraten besonders hoch in vielen GWK in Sachsen-Anhalt, Brandenburg und Teilgebieten von Mecklenburg-Vorpommern, obwohl diese Regionen mit die geringsten hydrosphärischen N-Überschüsse aufweisen.

Abbildung 25: (A) Potenzielle NO_3 -Konzentration im Sickerwasser aus Landwirtschaftsflächen ($\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$) und (B) erforderliche Verminderung des hydrosphärischen N-Überschuss der Landwirtschaft ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ LF}$) zur Einhaltung einer potenziellen NO_3 -Konzentration im Sickerwasser von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ in den Grundwasserkörpern.



Quellen: Berechnet aus der mittleren Sickerwasserrate nach Hydrologischem Atlas Deutschland (Mittelwert 1961 bis 1990, mm a^{-1}) und dem hydrosphärischen N-Überschuss (Mittelwert 2019 bis 2021, Fortschreibung nach Häußermann et al. 2019). Karte Grundwasserkörper: Institut für Wasser und Umwelt, Karlsruhe Institut für Technologie KIT.
Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023

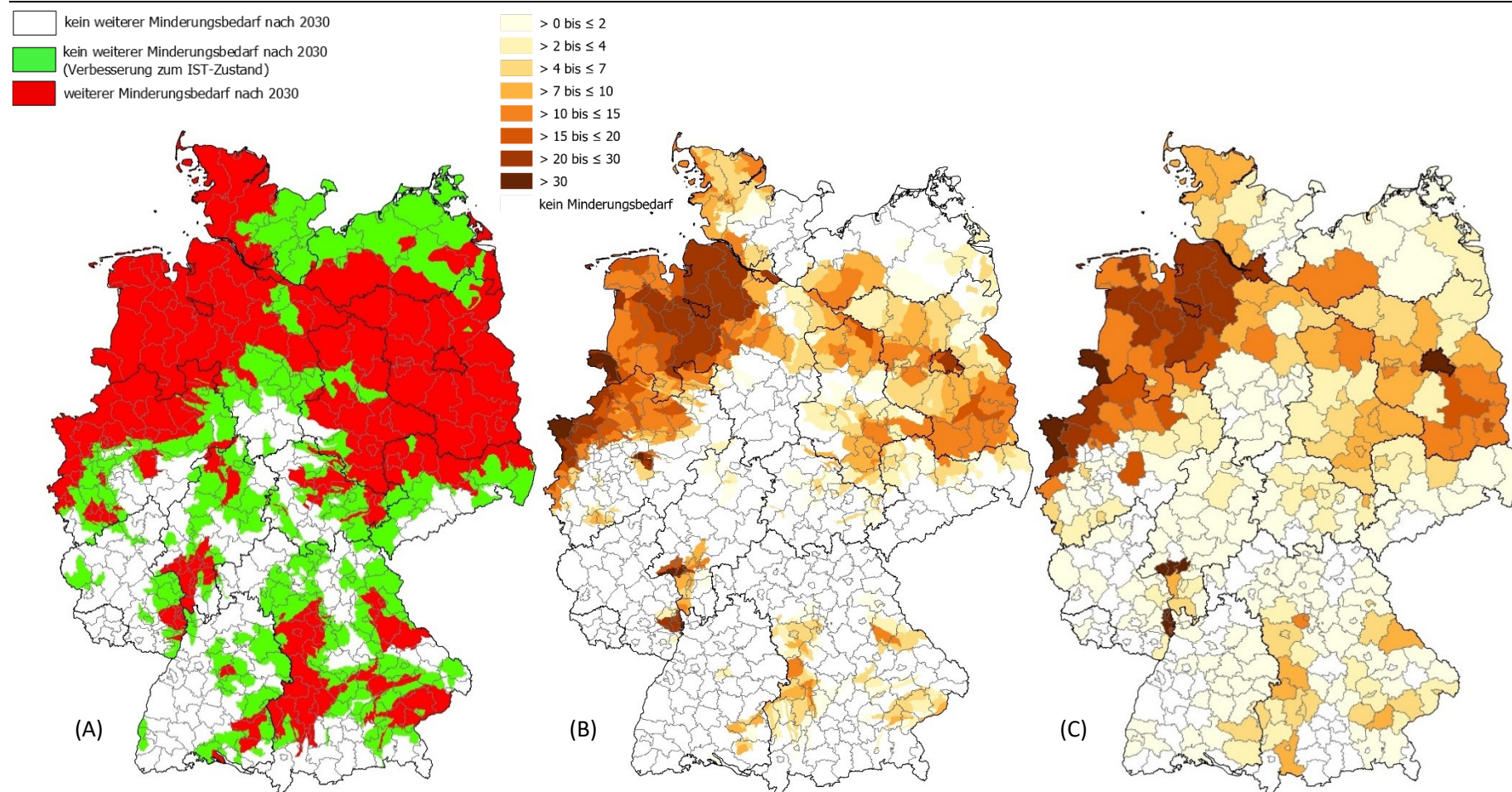
Hohe potenzielle NO_3 -Konzentrationen im Bereich von $90 \text{ bis } 120 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ weisen ebenfalls viele GWK in Nordwestdeutschland, Rheinhessen, im bayerischen Alpenvorland und im Allgäu auf. Diese Regionen sind aufgrund der hohen Viehbestände oder infolge von Gemüseanbau gleichfalls durch hohe hydrosphärische N-Überschüsse gekennzeichnet. Die übrigen Regionen südlich der Norddeutschen Tiefebene weisen potenzielle NO_3 -Konzentration im Sickerwasser von meist unter $70 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ und in vielen Regionen auch unter $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ auf.

Im Mittel der GWK beträgt die potenzielle NO_3 -Sickerwasserkonzentration $72 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ (Mittel 2019 bis 2021), hieraus ergibt sich ein Minderungsbedarf des hydrosphärischen N-Überschusses i.H.v. $16,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ ($\pm 37 \%$) bzw. $21,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ in den GWK, die den Schwellenwert von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ Sickerwasserkonzentration überschreiten. Minderungsbedarf besteht in 851 GWK, die einen Anteil an der Landwirtschaftsfläche von 79% umfassen. In der Baseline 2030 geht die Anzahl der GWK mit $>50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ Sickerwasserkonzentration auf 463 ($\pm 48 \%$ der LF) zurück und der Minderungsbedarf des hydrosphärischen N-Überschusses beträgt dann noch im Mittel für Deutschland $4,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ ($\pm 16 \%$) bzw. $10,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ für die LF in den GWK mit einer NO_3 -Konzentration über dem Zielwert. Die mittlere potenzielle NO_3 -Sickerwasserkonzentration geht in der Baseline-Projektion 2025 auf $58 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ und 2030 auf $45 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ zurück (Abbildung 28).

Wirkung der DüV

Abbildung 26 zeigt die Änderung der GWK mit Überschreitung des Schwellenwerts von 50 mg $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$ potenzieller Sickerwasserkonzentration in der Baseline 2030 gegenüber den IST-Werten und den 2030 bestehenden Minderungsbedarf für den hydrosphärischen N-Flächenbilanzüberschuss, um in diesen Gebieten den Schwellenwert für die potenzielle NO_3 -Konzentration im Sickerwasser einzuhalten. In der Baseline 2030 reduziert sich die Anzahl der GWK mit Schwellenwertüberschreitung um 388 (von 1279), wodurch die Landwirtschaftsfläche der GWK mit mehr als 50 mg $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$ potenzieller Sickerwasserkonzentration um 6,0 Mio. ha auf 9,5 Mio. ha zurückgeht, d. h. der Anteil der Landwirtschaftsfläche mit mehr als 50 mg $\text{NO}_3 \text{ L}^{-1}$ potenzieller Sickerwasserkonzentration beträgt 2030 dann 48 %. In diesen Gebieten ergibt sich ein weiterer Minderungsbedarf für den hydrosphärischen N-Flächenbilanzüberschuss i.H.v. 95.373 t N (von 487.292 t N hydrosphärischem N-Überschuss in der Baseline 2030 entsprechend 20 %). Ohne Umsetzung der DüV 2021 würden 621 GWK mit 12,9 Mio. ha Landwirtschaftsfläche den Schwellenwert der potenziellen NO_3 -Sickerwasserkonzentration überschreiten.

Abbildung 26: (A) Änderung der Überschreitung der potenziellen NO_3 -Konzentration im Sickerwasser von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ in der Baseline 2030 gegenüber den IST-Werten und (B) 2030 verbleibender Minderungsbedarf für den hydrologischen N-Überschuss in $\text{kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ auf Ebene der Grundwasserkörper und (C) auf Ebene der Kreise.

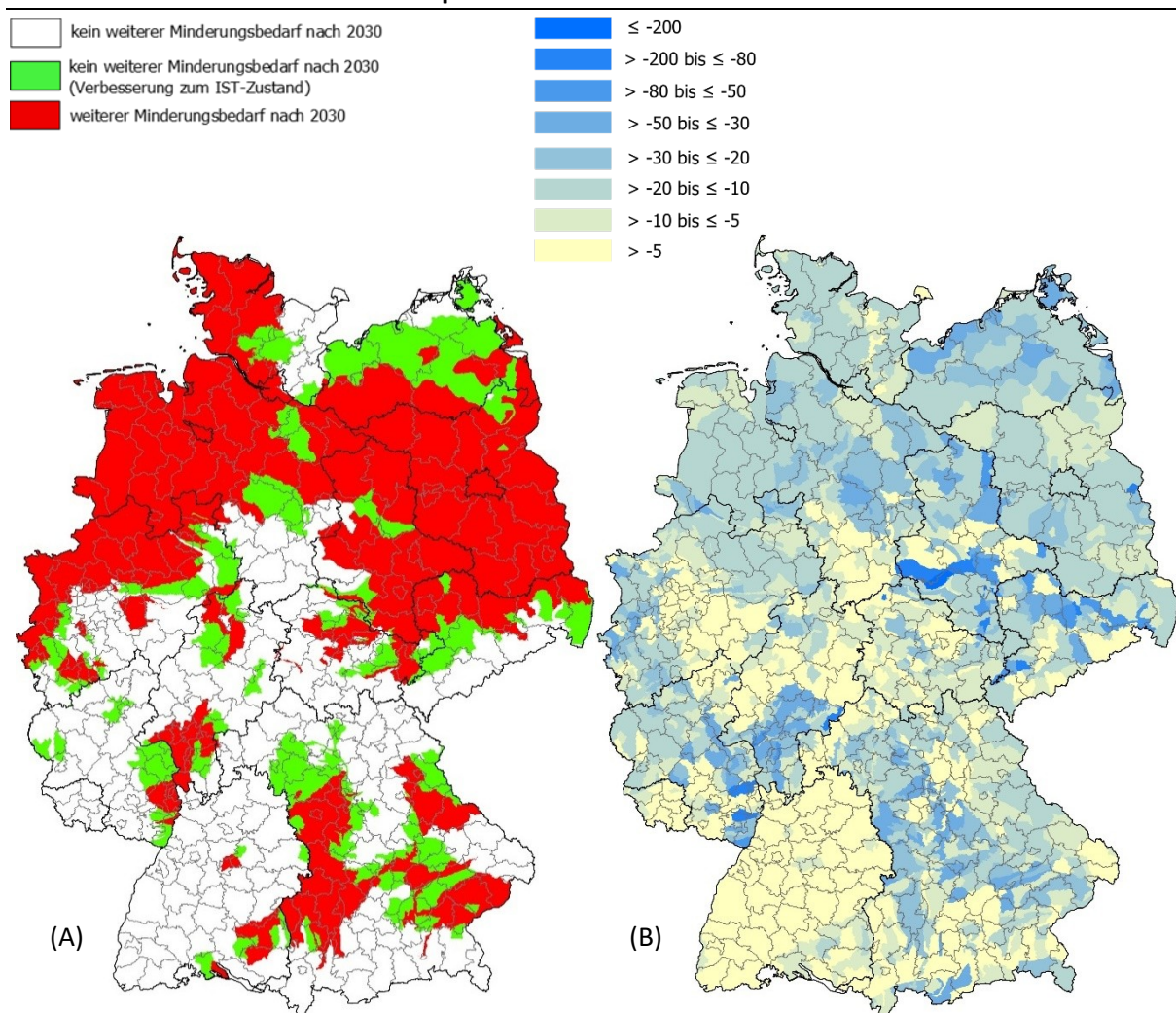


Quellen: Berechnet aus der mittleren Sickerwasserrate nach Hydrologischem Atlas Deutschland (Mittelwert 1961 bis 1990, mm a^{-1}) und dem hydrosphärischen N-Überschuss (Mittelwert 2019 bis 2021, Fortschreibung nach Häußermann et al. 2019). Karte Grundwasserkörper: Institut für Wasser und Umwelt, Karlsruhe Institut für Technologie KIT.

Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023

Die Wirkung der DüV 2021 auf die potenzielle NO_3 -Konzentration im Sickerwasser wird in Abbildung 27 dargestellt. Demnach gehen v. a. im Süden Sachsen-Anhalts und im Norden Sachsens sowie in Südhessen und entlang des Rheins in Rheinland-Pfalz die NO_3 -Sickerwasserkonzentrationen mit mehr als $80 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ deutlich zurück. Rückgänge von mehr als $20 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ sind in weiten Teilen Norddeutschlands, in Bayern, in Rheinland-Pfalz, im Westen und Norden von NRW festzustellen. Nur geringe Rückgänge bewirkt die DüV 2021 mit überwiegend weniger als $5 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ in Baden-Württemberg, im bayerischen Alpenvorland, Saarland und den Mittelgebirgen. Einflussfaktoren auf regionale Unterschiede für diese Rückgänge sind durch unterschiedliche Sickerwasserraten bedingt, d. h. GWK in ostdeutschen Bundesländern weisen bei in der Tendenz geringen Sickerwasserraten trotz geringer Änderungen der hydrosphärischer N-Überschüsse durch die DüV 2021 hohe Änderungen der potenziellen NO_3 -Sickerwasserkonzentration auf. Das Gegenteil ist in Nordwestdeutschland und insbesondere im Alpenvorland festzustellen.

Abbildung 27: (A) Änderung der Überschreitung der potenziellen NO_3 -Konzentration im Sickerwasser von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ und (B) der potenziellen NO_3 -Sickerwasserkonzentration (in $\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ Sickerwasser) durch die DüV 2021 gegenüber der Baseline 2030 in den Grundwasserkörpern.



Quellen: Berechnet aus der mittleren Sickerwasserrate nach Hydrologischem Atlas Deutschland (Mittelwert 1961 bis 1990, mm a^{-1}) und dem hydrosphärischen N-Überschuss (Mittelwert 2019 bis 2021, Fortschreibung nach Häußermann et al. 2019); Karte Grundwasserkörper: Institut für Wasser und Umwelt, Karlsruhe Institut für Technologie KIT. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023

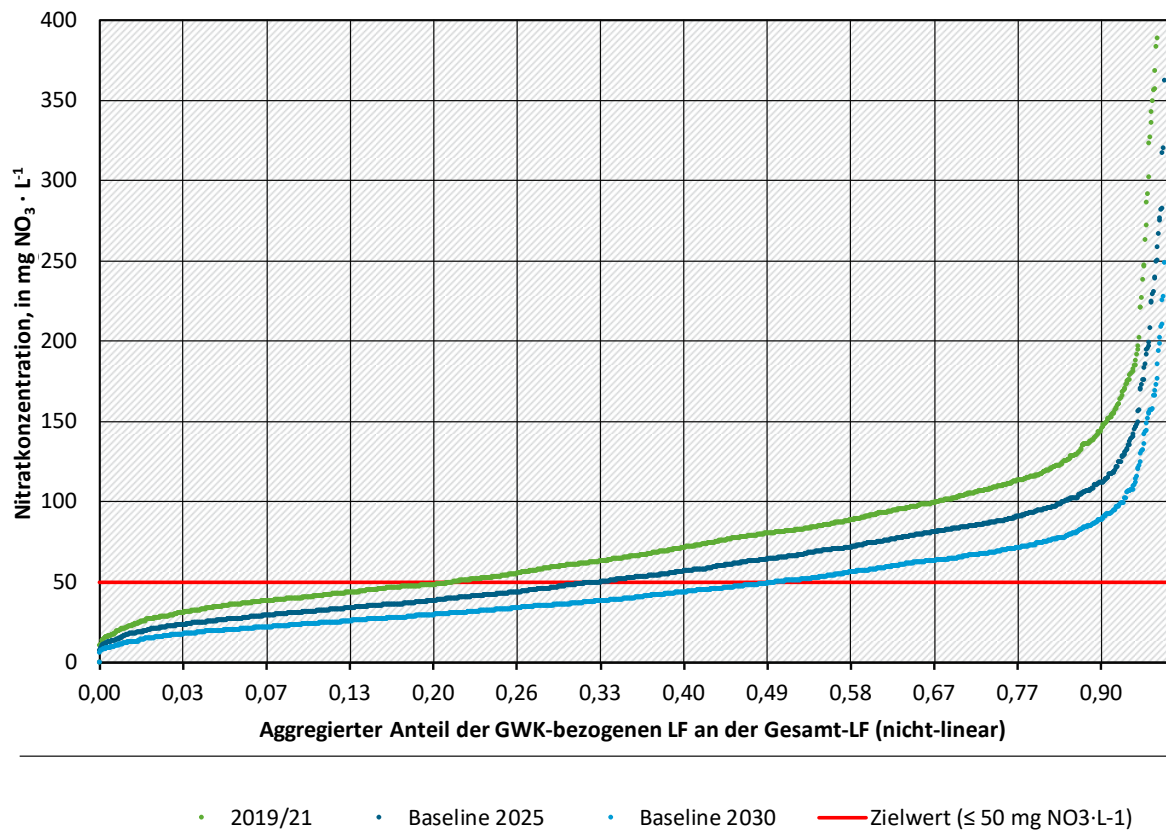
Die GWK in beiden Regionen weisen i.d.R. hohe Sickerwasserraten und zugleich hohe DüV-bedingte Änderungen der hydrosphärischen N-Überschüsse aus. In der Tendenz geringe Änderungen der potenziellen NO_3 -Sickerwasserkonzentration in der Mitte und in Südwesten Deutschlands sind auf hohe Sickerwasserraten bei gleichzeitig geringen Änderungen der hydrosphärischen N-Überschüsse zurückzuführen.

Im Mittel für Deutschland geht die potenzielle NO_3 -Sickerwasserkonzentration in der Baseline 2030 gegenüber den IST-Werten um $27 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ zurück, wovon ein Rückgang um $11 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ auf die Maßnahmen der DüV 2021 zurückzuführen ist, d. h. ohne die DüV 2021 läge die mittlere potenzielle NO_3 -Konzentration im Sickerwasser 2030 bei 57 statt bei $45 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$. Durch die DüV 2021 bleiben 194 GWK mit einer Landwirtschaftsfläche von 3,4 Mio. ha zusätzlich unterhalb des Schwellenwerts von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$. Diese Gebiete liegen vorwiegend in Bayern entlang der Donau, in Mittelfranken und in Rheinhessen.

Der prozentuale Rückgang der potenziellen Sickerwasserkonzentration im Mittel aller GWK erfolgt sehr gleichmäßig um 21,5 % in der Baseline 2025 (mit einer geringen relativen Standardabweichung von $\pm 12,8 \%$) und um 40,0 % ($\pm 7,7 \%$) in der Baseline 2030. In der IST-Situation wird lediglich auf 21 % der LF der Schwellenwert von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ eingehalten und 67 % der LF liegen unter $100 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$. In der Baseline 2025 steigen die LF-Anteile, die unterhalb des Schwellenwerts liegen, auf 33 % und in der Baseline 2030 auf 51 % und die Anteile der LF mit einer potenziellen Sickerwasserkonzentration von weniger als $100 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ steigen in der Baseline 2025 auf 85 % und in der Baseline 2030 auf 94 % (Abbildung 28).

Es ist darauf hinzuweisen, dass der zeitliche Versatz zwischen Maßnahmen und dem Eintritt der Wirkung auf die eigentliche Zielgröße Nitratkonzentration im Grundwasser (und nachfolgend dann auch in Oberflächengewässern) im Projekt DüngeEval nicht abgebildet werden kann. Im Unterschied zu den Schutzgütern, die durch luftgetragene Emissionen beeinflusst werden, stellt sich eine Reaktion der Nitratkonzentrationen im Grundwasser auf geänderte N-Einträge aus dem Boden infolge der teilweise jahrzehntelangen Austauschdauer der Grundwasserkörper erst mit größerer Verzögerung ein.

Abbildung 28: Häufigkeitsverteilung der potenziellen NO_3 -Konzentration im Sickerwasser in den Grundwasserkörpern (GWK)^a in Deutschland, Mittel 2019 bis 2021, Baseline 2025 und Baseline 2030, in $\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$.



^a Werte über $400 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ nicht dargestellt (LF in diesen GWK entspricht 1,5 % der gesamten LF in Deutschland).
Quelle: eigene Berechnungen.

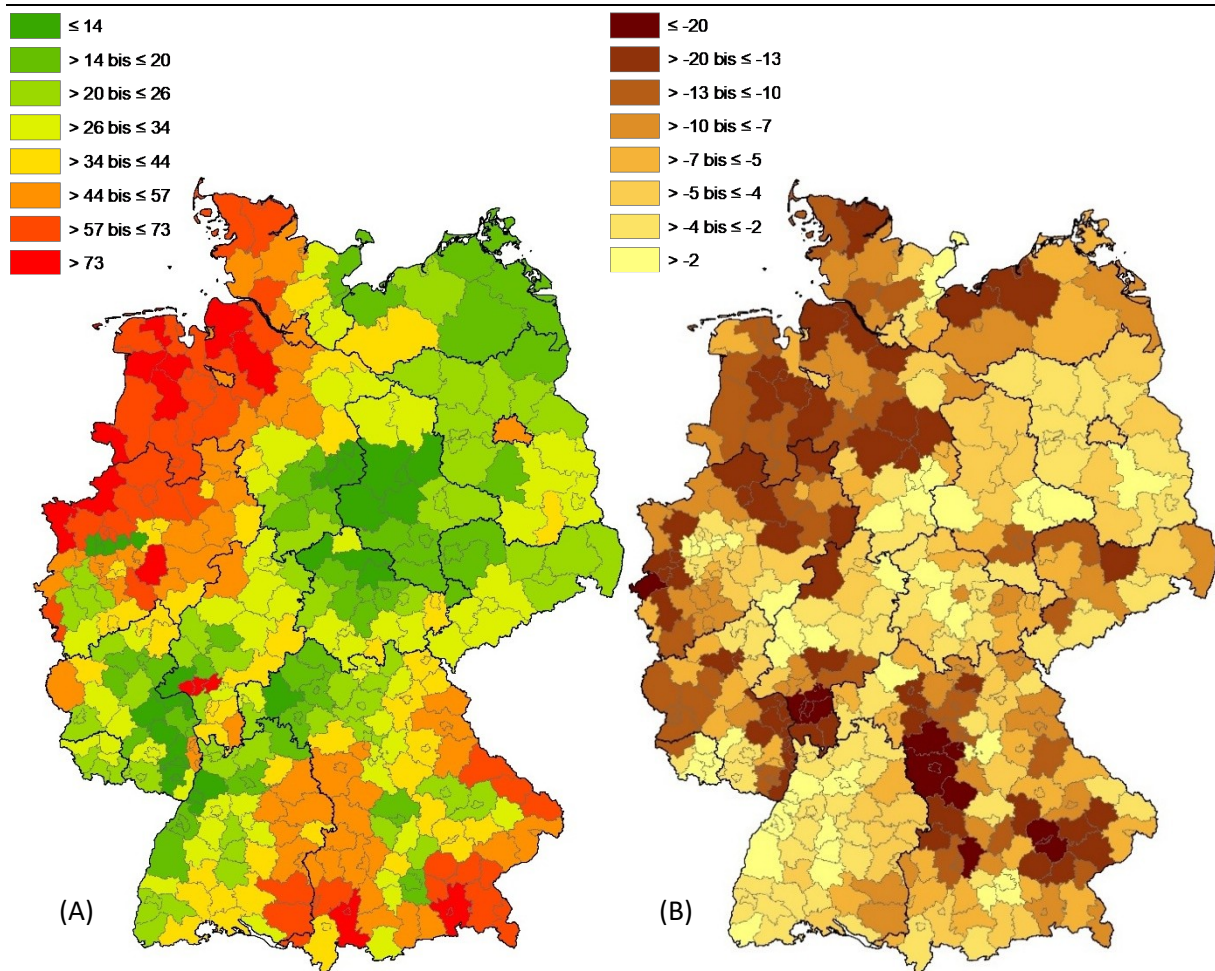
3.3.5 N-Flächenbilanzüberschuss

Abbildung 29A zeigt die regionale Verteilung der N-Flächenbilanzsalden in den Kreisen für die Baseline 2030 nach RegNBil und Abbildung 29B die durch die DüV 2021 erreichte Minderung der N-Flächenbilanzsalden. Gegenüber der IST-Situation mit einem N-Flächenbilanzsaldo für Deutschland von $55,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ (919.485 t N) vermindert sich der N-Flächenbilanzsaldo in der Baseline 2030 um $17,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ (304.302 t N entsprechend 31 %) auf $38,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ (615.183 t N). Von diesem Rückgang sind $7,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ (125.752 t N) auf die direkte Wirkung der DüV 2021 zurückzuführen. Der größere Teil des Rückgangs i.H.v. $9,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ (178.550 t N) ist durch die Änderungen der Agrarstruktur bis 2030 bedingt, die allerdings teilweise auch durch die DüV 2021 induziert sein kann und somit als ein indirekter Effekt der DüV 2021 betrachtet werden kann. Bereits durch die DüV 2017 wurde eine Minderung der N-Flächenbilanzsalden für Deutschland insgesamt im Jahr 2030 von $4,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ (10 %) erreicht.

Regional treten erhebliche Unterschiede der Minderungswirkung der DüV 2021 auf die N-Flächenbilanzsalden der Kreise in Erscheinung, die Spanne reicht von $-0,3$ bis $32,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$; die Minderung ist besonders hoch in Mittelfranken, im Chiemgau, in Nordwestdeutschland sowie in Südhessen und in Rheinhessen. Ein Zusammenhang der Minderungswirkung durch die DüV 2021 mit der Viehbesatzdichte ist mit einem $R^2 = 0,05$ nur schwach ausgeprägt (im Gegensatz zu

den N-Flächenbilanzsalden mit einem $R^2 = 0,62$ [Jahr 2030] und der Änderung der N-Flächenbilanzsalden in der Baseline 2030 insgesamt gegenüber der IST-Situation mit $R^2 = 0,57$ für den Zusammenhang mit der Änderung der Viehbesatzdichte).

Abbildung 29: (A) N-Flächenbilanzüberschuss im Jahr 2030 nach RegNBil mit Umsetzung der DüV 2021 und (B) Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses im Jahr 2030 gegenüber Baseline 2030 durch die DüV 2021 in den Kreisregionen, in kg N ha⁻¹ LF.



Quelle: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

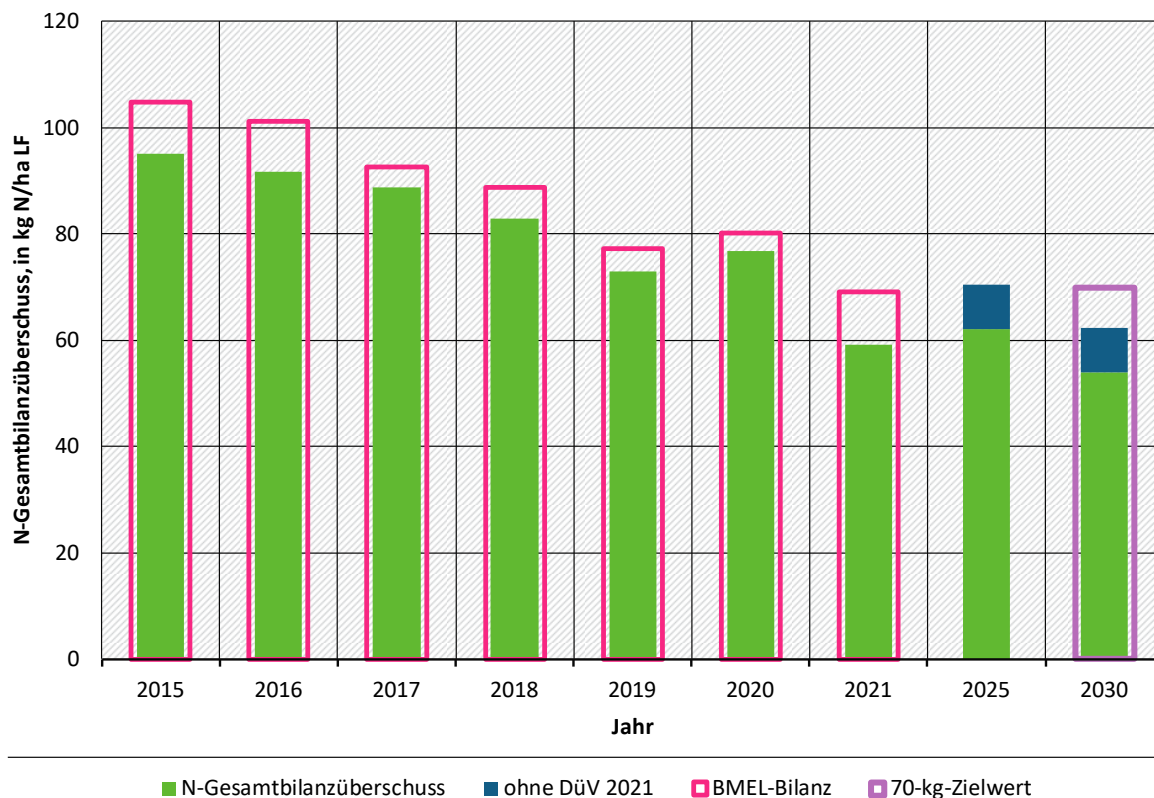
3.3.6 N-Gesamtbilanzüberschuss (Nachhaltigkeitsstrategie)

Abbildung 30 zeigt den zeitlichen Verlauf des N-Gesamtbilanzüberschusses (ohne Abzug der gasförmigen Verluste) für Deutschland auf Grundlage der Berechnungen mit RegNBil und N-Stallbilanz, die Brutto-Gesamtbilanzsalden der BMLEH-Bilanz (zum Vergleich) sowie den Zielwert für den N-Gesamtbilanzüberschuss i.H.v. 70 kg N ha⁻¹ LF im Mittel der Jahre 2028 bis 2032, der in der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie als Qualitätsziel für das SDG 2 definiert wird (Bundesregierung 2021). Dieses Qualitätsziel wird der BMEL-Bilanz zufolge 2021 mit 69 kg N ha⁻¹ LF bereits erreicht und wird in der Baseline-Projektion 2030 nach Ergebnissen aus eigenen Berechnungen mit RegNBil und N-Stallbilanz wahrscheinlich³² ebenfalls erreicht bzw. unterschritten. Der N-Gesamtbilanzüberschuss liegt nach Berechnung im vorliegenden Projekt in der Baseline-Projektion 2030 bei 54 kg N ha⁻¹ LF und somit um 16 kg N ha⁻¹ LF unterhalb des IST-Wertes von 70 kg N ha⁻¹ LF. Rund die Hälfte (8,3 kg N ha⁻¹ LF) dieses Rückgangs ist dabei auf die Umsetzung

³² Zu den methodischen Unterschieden der N-Gesamtbilanz auf Grundlage der eigenen Berechnungen mit RegNBil und N-Stallbilanz und den daraus abgeleiteten Ergebnissen im Vergleich zur BMLEH-Bilanz siehe Kapitel 2.1.4 und 3.2.

der DüV 2021 zurückzuführen. Trotz der systematischen Unterschätzung der N-Gesamtbilanzüberschüsse in den eigenen Berechnungen im Vergleich zur BMLEH-Bilanz (s. Abschnitt 3.2) wird damit das Qualitätsziel von 70 kg N ha⁻¹ LF Gesamtbilanzüberschuss (nach BMLEH-Bilanz) 2030 wahrscheinlich eingehalten, würde jedoch ohne Umsetzung der DüV 2021 wahrscheinlich nicht eingehalten werden.

Abbildung 30: Entwicklung des landwirtschaftlichen N-Gesamtbilanzüberschusses nach RegNBil und nach BMLEH für Deutschland gesamt 2015 bis 2030^a und Wirkung der DüV 2021, in kg N ha⁻¹ LF.



^a Zielwert von 70 kg N ha⁻¹ LF bezieht sich auf den Mittelwert der Jahre 2028 bis 2032.

Quellen: eigene Berechnungen, BMEL und BLE (2023); aktualisiert nach Häußermann et al. (2019).

3.3.7 N-Mineraldüngerezufuhr

Die N-Mineraldüngerezufuhr selbst ist zwar keine Bewertungsgröße für die im Projekt DüngeEval betrachteten Wirkungen der Düngegesetzgebung. Die Höhe der Mineraldüngerezufuhr ist jedoch unter *ceteris-paribus*-Bedingungen eine wesentliche Indikatorgröße für die Nutzungseffizienz der Stickstoffmengen, die mit den übrigen Zufuhrkomponenten eingebracht werden, und somit ein indirekter Indikator für das Ausmaß an Umweltbelastungen durch N_r-Emissionen aus der Landwirtschaft.

Die Mineraldüngerezufuhr insgesamt beträgt in der IST-Situation 1.326.332 t N (79,8 kg N ha⁻¹ LF), dies ist bereits ein deutlicher Rückgang im Vergleich zu 2015 mit 1.822.719 t N (108,9 kg N ha⁻¹ LF). Die hier vorgestellten Ergebnisse berücksichtigen nur die Daten bis 2021, d. h. den Inlandsabsatz von Düngemitteln für das Wirtschaftsjahr 2020/21 (1.265.477 t N) nach Destatis (genesis-online.de, Tabelle 42321-0001); jedoch zeigen auch die aktuelleren (für DüngeEval nicht mehr berücksichtigten) Absatzmengen von 1.096.787 t N für Wirtschaftsjahr 2021/22 und 1.007.364 t N für 2022/23 einen weiteren Rückgang der Mineraldüngerezufuhr seit 2015.

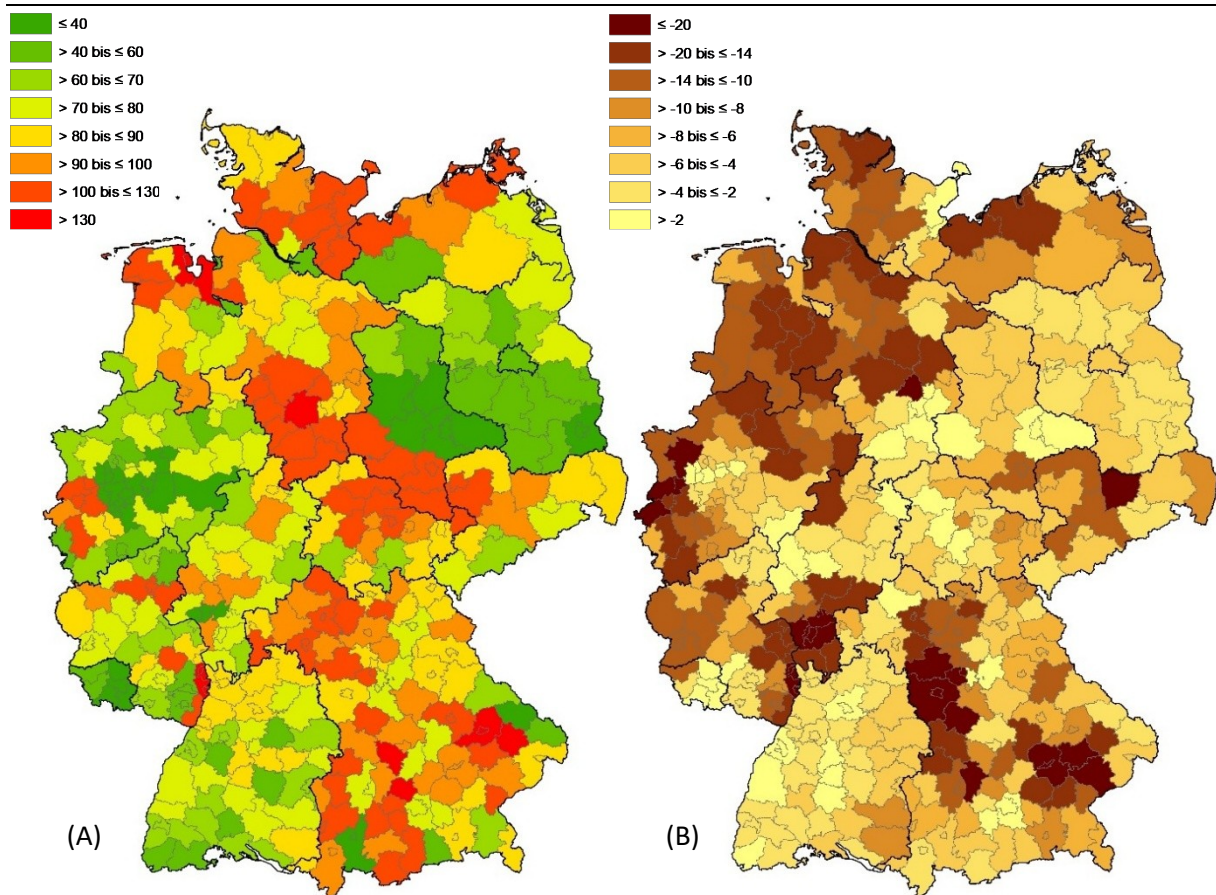
In der Baseline-Projektion 2030 nimmt die Mineraldüngerzufuhr gegenüber der IST-Situation 2021 jedoch um 66.737 t N zu. Die Hauptursachen hierfür sind:

- ▶ In der IST-Situation wird eine Mineraldüngerzufuhr von 1.326.332 t N angenommen, die auf die Officialstatistik zurückgeht. Auf Grundlage der N-Bedarfswerte wird jedoch ein um 181.647 t N höherer IST-Wert der Mineraldüngermenge von 1.507.979 t N berechnet.
- ▶ Die N-Zufuhr mit WD geht zurück, was durch eine höhere Mineraldüngermenge kompensiert wird. Dies betrifft u.a. die Zufuhr mit Gärresten, die - ausgehend von dem IST-Wert 35,9 kg N ha⁻¹ LF - aufgrund des projizierten Rückgangs des Biogasanlagenbestands bis 2030 auf 32,6 kg N ha⁻¹ LF zurückgeht. Weiterhin vermindert sich auch die Zufuhr mit WD (ohne Gärreste), die aufgrund des projizierten Rückgangs des Viehbestandes von 46,3 auf 42,9 kg N ha⁻¹ LF zurückgeht.

Wirkung der DüV

Die Mineraldüngerzufuhr liegt infolge der DüV 2021 im Jahr 2030 für Deutschland gesamt um 140.872 t N (entsprechend 10,1 % der Baseline-Projektion 2030 bzw. 8,7 kg N ha⁻¹ LF) niedriger als ohne Umsetzung der DüV 2021. Regional gibt es erhebliche Unterschiede in Hinblick auf den Rückgang der Mineraldüngerzufuhr. Die Zufuhr mit Mineraldünger nach Kreisen liegt in der Baseline-Projektion 2030 in einer Spanne von 13,5 bis 151,3 (Mittel 86,2) kg N ha⁻¹ LF. Die kreisweise Minderung der Mineraldüngerzufuhr durch die DüV 2021 liegt zwischen 0,04 und 36,1 kg N ha⁻¹ LF und ist besonders ausgeprägt in Bayern, Südhessen und Nordwestdeutschland, wohingegen in Baden-Württemberg, Saarland, Sachsen-Anhalt, Nordhessen und Brandenburg nur ein geringer Rückgang der Mineraldüngerzufuhr zu beobachten ist (Abbildung 31). Die Minderung der Mineraldüngerzufuhr durch die DüV 2021 geht v. a. auf die Verringerung der N-Zufuhr in den „roten Gebieten“ (vgl. Abbildung 2 und Abbildung 31B) und auf die höheren Anrechnungsfaktoren für Gülle und Gärreste zurück.

Abbildung 31: (A) Mineraldüngerzufuhr in der Baseline 2030 nach RegNBil und (B) Änderung der Mineraldüngerzufuhr im Jahr 2030 durch die DüV 2021 gegenüber Baseline 2030 in den Kreisen, in kg N ha⁻¹ LF.



Quelle: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

3.3.8 Zusammenfassung der Wirkung der DüV

In der Zusammenschau der Schutzgüter bzw. Umweltziele zeigt sich, dass das Umweltqualitätsziel für den Klimaschutz schon jetzt weitgehend und in der Baseline 2030 ohne weitere Maßnahmen erreicht wird. Von größerer Bedeutung sind daher Maßnahmen mit zusätzlicher Minderungswirkung im Bereich Vegetation (hier im Wesentlichen NH₃-Emissionen), da mit der Baseline 2030 lediglich etwa die Hälfte der von 2019/21 bis 2030 zu erreichenden Minderungsziele erreicht werden können. D. h. für die Auswahl weiterer Maßnahmen ist die zu erwartende Wirkung auf die NH₃-Emissionen das ausschlaggebende Kriterium. In Bezug auf den Gewässerschutz stellt die Einhaltung einer potenziellen NO₃-Konzentration im Sickerwasser aus den Landwirtschaftsflächen von 50 mg NO₃ L⁻¹ bzw. des dafür erforderlichen hydrosphärischen N-Überschuss eine größere Herausforderung dar als der Zielwert von maximal 70 kg N ha⁻¹ LF N-Gesamtbilanzüberschuss.

3.4 Quantitative Wirkungsabschätzung der einzelnen Maßnahmen

Nach der Umsetzung der DüV 2021 besteht im Zieljahr 2030 für verschiedene Schutzgüter zur flächendeckenden Einhaltung der Umweltqualitätsziele ein (teilweise erheblicher) weiterer Minderungsbedarf für die N_r-Austräge und die THG-Emissionen aus der Landwirtschaft. Diese Minderungslücken können durch ergänzende Maßnahmen weiter reduziert oder vollständig geschlossen werden (s. Abschnitt 2.2.3). In den folgenden Abschnitten werden ausgewählte Maßnahmen für die einzelnen Schutzgüter vorgestellt. Übersichten der Ergebnisse zur Wirkung der

einzelnen Maßnahmen (DüV-, rote Gebiete- und ergänzende Maßnahmen; soweit quantitativ oder semi-quantitativ abschätzbar) sind tabellarisch in Bezug auf die Schutzgüter Klima (Tabelle 23), Vegetation (Tabelle 24), terrestrische Ökosysteme (Tabelle 25) und Grundwasser (Tabelle 26) im Anhang zusammengestellt.

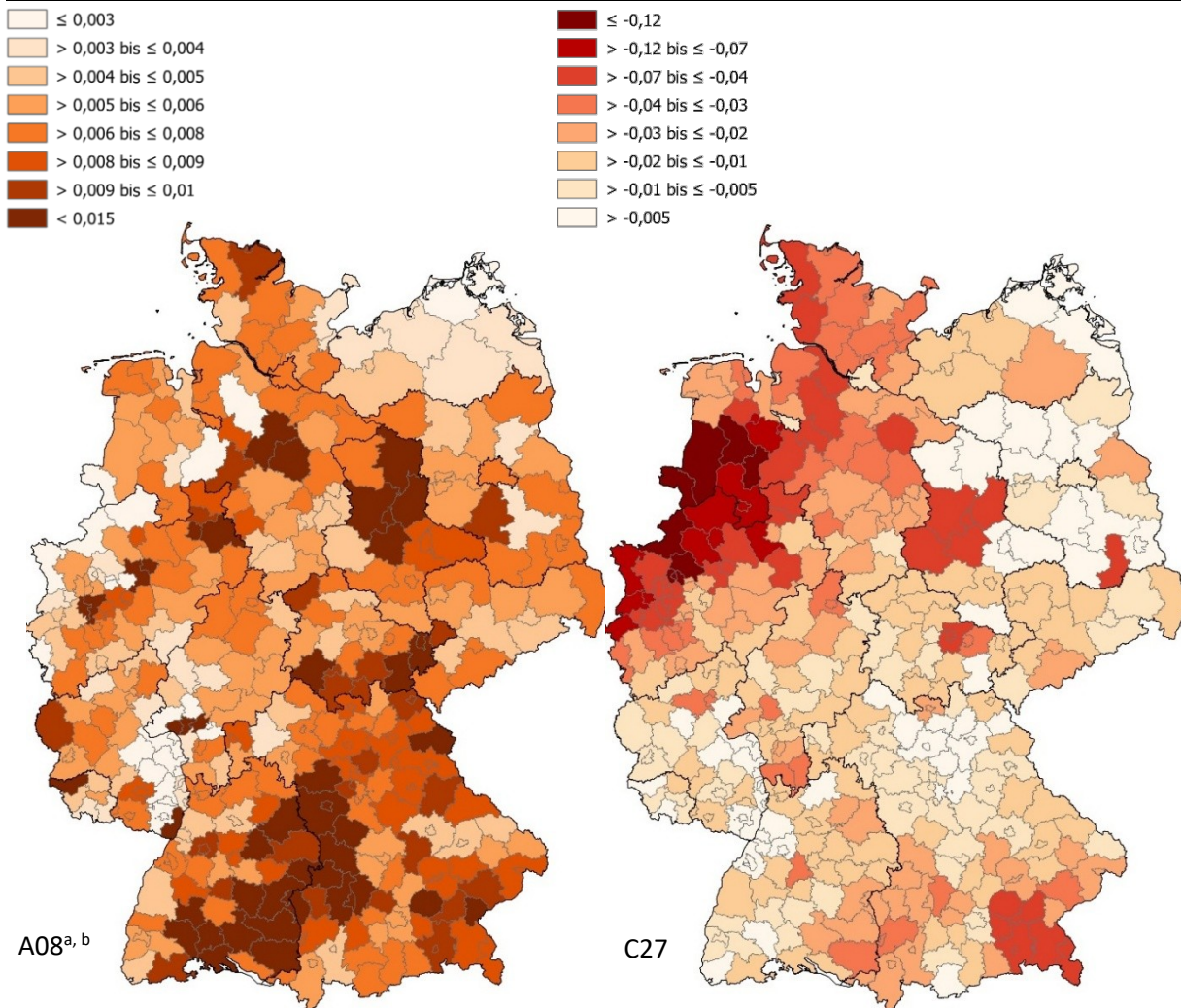
3.4.1 Klima (THG-Emissionen)

Die DüV 2021, die Einzelmaßnahmen der DüV 2021 (s. Abschnitte 2.2.1 und 2.2.2) und die meisten ergänzenden Einzelmaßnahmen (Maßnahmenbereich C) bewirken nur geringe Änderungen der THG-Emissionen (Abbildung 33). Ohne die Umsetzung der DüV 2021 lägen die THG-Emissionen um 0,60 Mio. t CO₂e über den Werten der Baseline 2030. So lägen bspw. die THG-Emissionen ohne Maßnahme A08 („Erhöhung der Mindestwirksamkeit von Rinder- und Schweinegülle und flüssigen Gärresten“) aufgrund der höheren Anrechnung der Wirksamkeit organischer Dünger und folglich geringeren Mineraldüngerzufuhr und Maßnahme B01 („Verringerung des Düngedarfs um 20 % im Betriebsdurchschnitt“) aufgrund der geringeren Zufuhr N-haltiger Dünger in „roten Gebieten“ jeweils um 0,34 Mio. t CO₂e höher als die THG-Emissionen der Baseline 2030. Gleichfalls lägen sie aber auch ohne Umsetzung der Maßnahmen A09 („Verkürzung der Einarbeitungszeit für flüssige WD auf eine Stunde“) und A12 („Sofortige Einarbeitungspflicht ab 5 % Hangneigung für Düngemittel auf unbestelltem Ackerland; auf bestelltem Ackerland ist die Düngung bei Reihenkultur ≥ 45 cm Reihenabstand nur mit Untersaat oder sofortiger Einarbeitung, ohne Reihenkultur nur bei hinreichendem Pflanzenabstand bzw. Mulch/Direktsaat zulässig“) um 0,16 bzw. 0,14 Mio. t CO₂e niedriger als die THG-Emissionen der Baseline 2030. Die DüV 2021 ist nicht ausreichend, um das Umwelthandlungsziel für das Schutzgut „Klima“ zu erreichen.

Deutliche Auswirkungen auf die THG-Emissionen haben einige der ergänzenden Einzelmaßnahmen (Bereich C). Von diesen seien die Maßnahme C01 („Erhöhung des Anteils der WD-Vergärung auf den maximal technisch umsetzbaren Umfang“) mit einer Minderungswirkung von 5,0 Mio. t CO₂e, die Maßnahme C08 mit einer Minderungswirkung von 1,9 Mio. t CO₂e und die Maßnahme C27 („Flächenbindung der Tierhaltung (max. 2 GV ha⁻¹ LF auf betrieblicher Ebene); Begrenzung der betrieblichen Nährstoffüberschüsse“) mit einer Minderungswirkung von 1,9 Mio. t CO₂e hervorgehoben. Im parallel laufenden Projekt E-Moll wurden die THG-Minderungsmaßnahmen im Bereich der Landwirtschaft detailliert analysiert (Dreisbach et al. 2025).

Die räumliche Verteilung der Wirkungen einzelner Maßnahmen auf bestimmte Umweltqualitätsziele können sich deutlich unterscheiden, wie Abbildung 32 für das Schutzziel „Klima“ für die Maßnahmen A08 und C27 zeigt. Die Minderungswirkung beider Maßnahmen für Deutschland insgesamt unterscheidet sich erheblich mit -0,34 Mio. t CO₂e durch Maßnahme A08 gegenüber -1,93 Mio. t CO₂e durch Maßnahme C27 (Abbildung 33) ebenso wie das regionale Verteilungsmuster der Minderungswirkung der beiden Maßnahmen (Abbildung 32). Die regionale Verteilung der THG-Emissionen ist zwar für das Schutzgut „Klima“ nicht relevant, die Regionalisierung der Minderungswirkung ermöglicht aber eine Erfassung von Potenzialen und damit eine gezieltere Steuerung von politischen Maßnahmen zur Realisierung der Minderungspotenziale. Damit könnten Maßnahmen in einem integrierten Bewertungsansatz priorisiert werden, in den weitere Kriterien wie bspw. regional unterschiedliche Minderungskosten sowie andere Schutzgüter einbezogen werden.

Abbildung 32: Änderung der THG-Emissionen (CRF-Sektor 3 „Landwirtschaft“) der Einzelmaßnahmen A08^{a, b} und C27^c in Bezug auf die Baseline 2030 in den Kreisen (berechnet mit RegNBil), in kg kg⁻¹ CO₂e.



^a Maßnahme in der Baseline 2030 enthalten. Die Wirkung der Maßnahme wurde gerechnet, als würde sie nicht umgesetzt.

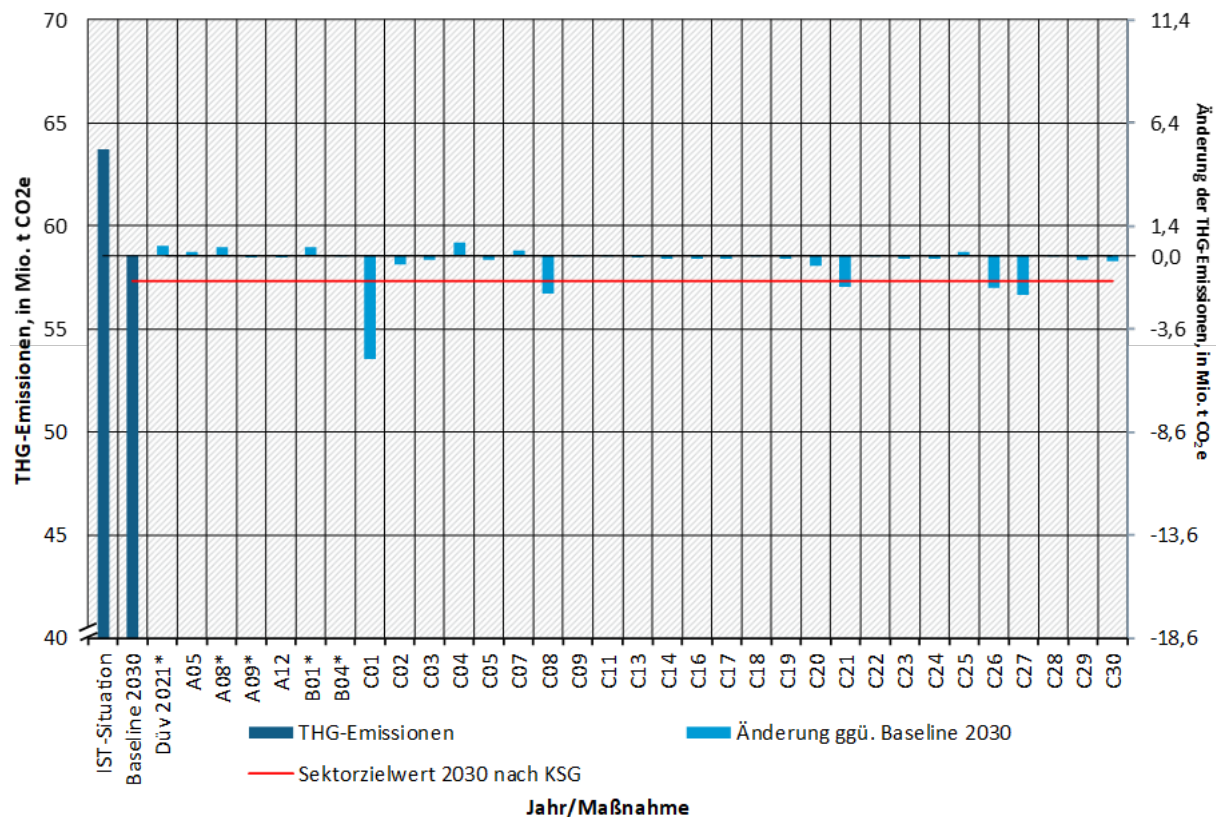
^b A08: Erhöhung der Mindestwirksamkeit von Rinder- und Schweinegülle sowie flüssigen Gärresten um 10 Prozentpunkte; (i) auf Ackerland ab 2020; (ii) auf Dauergrünland ab 2025.

^c C27: Flächenbindung der Tierhaltung (max. 2 GV ha⁻¹ LF auf betrieblicher Ebene).

Quelle: eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

Während Maßnahme A08 keine ausgeprägten regionalen Schwerpunkte bezüglich der Wirkung auf THG-Emissionen aufweist, bewirkt Maßnahme C27 v. a. in den Schwerpunktregionen der Viehhaltung in Nordwestdeutschland mit teils mehr als -12 %, in Südostbayern und in Teilen Sachsen-Anhalts mit jeweils -4 bis -12 % eine deutliche Minderung der THG-Emissionen. Dies sind gleichfalls die Regionen mit den LF-spezifisch höchsten THG-Emissionen aus der Landwirtschaft.

Abbildung 33: IST-Situation, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2021 und der Einzelmaßnahmen auf die THG-Emissionen (Schutzgut „Klima“) des KSG-Sektors Landwirtschaft im Jahr 2030 (berechnet mit RegNBil), in Mio. t CO₂e (Hinweis: linke Y-Achse geschnitten bei 40 Mio. t CO₂e).



* Maßnahme in der Baseline 2030 enthalten. Die Wirkung der Maßnahmen wurden gerechnet, als würden sie nicht umgesetzt.

Quelle: eigene Berechnungen.

3.4.2 Vegetation (NH₃-Immissionskonzentration)

Abbildung 34 zeigt für ausgewählte Einzelmaßnahmen die Änderung des NH₃-N-Minderungsbedarfs zur Einhaltung einer maximalen NH₃-Immissionskonzentration von 1 µg NH₃ m⁻³ Luft (Schutzgut „Vegetation“) in Bezug auf den NH₃-N-Minderungsbedarf in der Baseline 2030 (Abbildung 20A; zur IST-Situation, Baseline-Projektion 2030, Wirkung der DüV und der Einzelmaßnahmen auf die Höhe der NH₃-Emissionen siehe auch Abbildung 35).

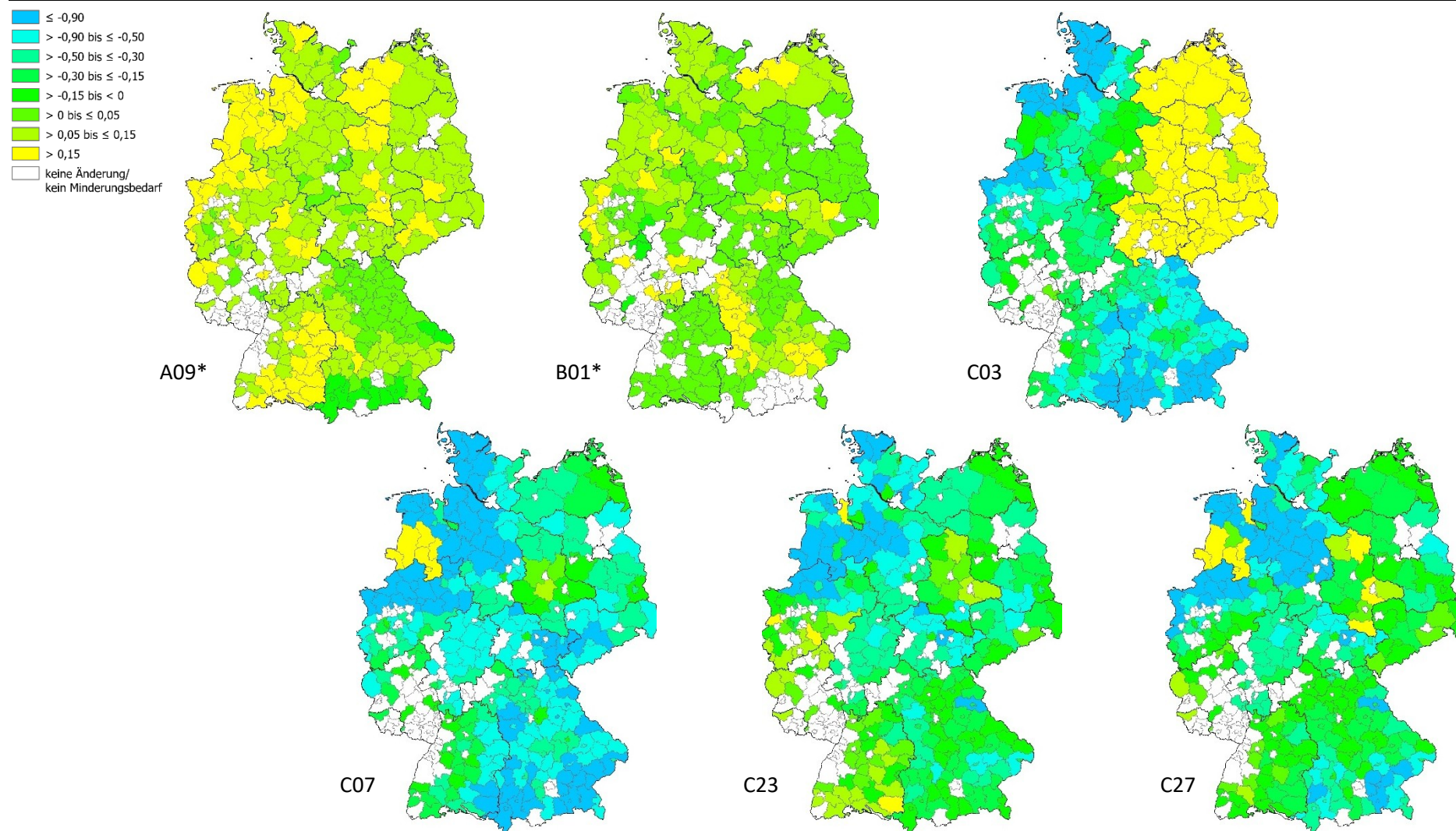
Ohne Umsetzung der Maßnahme A09 („Verkürzung der Einarbeitungszeit für flüssiger WD auf unbestelltem Ackerland auf maximal 1 Stunde“) würde der NH₃-N-Emissionsminderungsbedarf v. a. in Nordwestdeutschland, im südlichen Baden-Württemberg und im Westen von Mecklenburg-Vorpommern jeweils mehr als 0,15 kg NH₃-N ha⁻¹ LF betragen. Ohne Maßnahme B01 („Verringerung des Düngedarfs um 20 % in „roten Gebieten“) läge der NH₃-N-Emissionsminderungsbedarf v. a. in Bayern höher als in der Baseline 2030. Maßnahme C03 („Ausbringung von flüssigen WD mit Schlitzverfahren oder alternativ mit Schleppschlauch mit Ansäuerung“) senkt v. a. in Gebieten mit hohen Grünland-Anteilen den NH₃-N-Emissionsminderungsbedarf um mehr als 0,90 kg NH₃-N ha⁻¹ LF, führt jedoch mit den getroffenen Annahmen auch dazu, dass WD in Ostdeutschland mit weniger emissionsmindernder Technik ausgebracht wird, weswegen dort mit Maßnahme C03 der Minderungsbedarf großflächig ansteigt.

Maßnahme C07 führt vorwiegend in den Regionen mit hohen Viehbesatzdichten zu einer deutlichen Abnahme des NH_3 -N-Emissionsminderungsbedarf von mehr als $0,90 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ LF}$, zugleich gehen jedoch die WD-Exportmengen in der Region mit den höchsten Viehbesatzdichte (u. a. Kreise Vechta, Cloppenburg, Emsland) deutlich zurück, weswegen dort kein Rückgang des NH_3 -N-Emissionsminderungsbedarf zu beobachten ist. Die Minderungswirkung der Maßnahme wird dadurch in die Regionen mit geringerer WD-Aufnahme verlagert. Derselbe Effekt ist für Maßnahme C27 zu beobachten, wodurch beide Maßnahmen auch bspw. im östlichen Niedersachsen, einer Region mit niedriger Viehbesatzdichte, eine deutliche Minderungswirkung aufweisen. Maßnahme C23 („Abluftreinigung“) führt hingegen in den Regionen mit den höchsten Viehbesatzdichten, insbesondere mit einer hohen Konzentration von Veredelungsbetrieben, zu einem deutlichen Rückgang des NH_3 -N-Emissionsminderungsbedarfs. Für Deutschland insgesamt läge ohne Maßnahme A09 der NH_3 -Emissionsminderungsbedarf zur Einhaltung eines Grenzwerts von $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3} \text{ Luft}$ um $4,7 \text{ Gg NH}_3$ höher als in der Baseline 2030 und ohne Maßnahme B01 um $2,2 \text{ Gg NH}_3$ höher als in der Baseline 2030 (Abbildung 34).

In den ausgewählten ergänzenden Maßnahmen (Bereich C) geht der NH_3 -Minderungsbedarf jeweils deutlich zurück, mit Maßnahme C03 um $12,2 \text{ Gg NH}_3$, mit C07 um $26,6$, mit C23 um $15,3$ und mit C27 um $15,3 \text{ Gg NH}_3$.

Für die Einhaltung einer Immissionskonzentration von $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3} \text{ Luft}$ beträgt der NH_3 -Minderungsbedarf unter den getroffenen Annahmen für Deutschland insgesamt in der Baseline-Projektion 2030 mit $80,9 \text{ Gg NH}_3$ etwa ein Drittel des Minderungsbedarfs zur Einhaltung einer Immissionskonzentration von $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3} \text{ Luft}$ i.H.v. $247,7 \text{ Gg NH}_3$. Der verbleibende Minderungsbedarf nach Umsetzung einzelner Maßnahmen ändert sich in Bezug auf die beiden Umweltqualitätsziele nicht im gleichen Maße. Es können u. U. auch entgegengesetzte Effekte auftreten. Bspw. senkt Maßnahme C11 (nicht dargestellt) den Minderungsbedarf für den Zielwert von $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3} \text{ Luft}$, erhöht ihn aber für den Zielwert $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3} \text{ Luft}$. Dies ist auf die regional unterschiedliche Wirkung der verschiedenen Maßnahmen (siehe Abbildung 20) und den regional abweichenden Minderungsbedarf zwischen den beiden Umweltqualitätszielen zurückzuführen (Abbildung 34).

Abbildung 34: Änderung des NH₃-N-Emissionsminderungsbedarfs zur Einhaltung einer maximalen NH₃-Immissionskonzentration von 1 µg NH₃ m⁻³ Luft (Schutzgut „Vegetation“) durch ausgewählte Maßnahmen^{a, b} gegenüber Baseline 2030, in kg NH₃-N ha⁻¹ Landfläche.



^a Mit (*) markierte Maßnahmen sind in der Baseline 2030 enthalten. Die Wirkung der Maßnahmen wurden gerechnet, als würden sie nicht umgesetzt.

^b Maßnahmen:

A09: Verkürzung der Einarbeitungszeit für flüssige WD bei Ausbringung auf unbestelltem Ackerland auf 1 Stunde ab 2025.

B01: Verringerung des Düngebedarfs um 20 % im Betriebsdurchschnitt der Flächen des Betriebes, die in den „roten Gebieten“ bewirtschaftet werden

C03: Ausbringung von flüssigen WD mit Schlitzverfahren oder alternativ Schlepp-schlauch mit Ansäuerung.

C07: Stark N-reduzierte Fütterung von Milchvieh, Milchfärsen, Mastfärsen und Mastbullen sowie sehr stark N-reduzierte Fütterung von Mastschweinen.

C23: Abluftreinigung ab niedrigeren Tierplatzzahlen (2/3 der Grenzen für BimSchV-V-Anlagen).

C27: Flächenbindung der Tierhaltung (max. 2 GV ha⁻¹ LF auf betrieblicher Ebene).

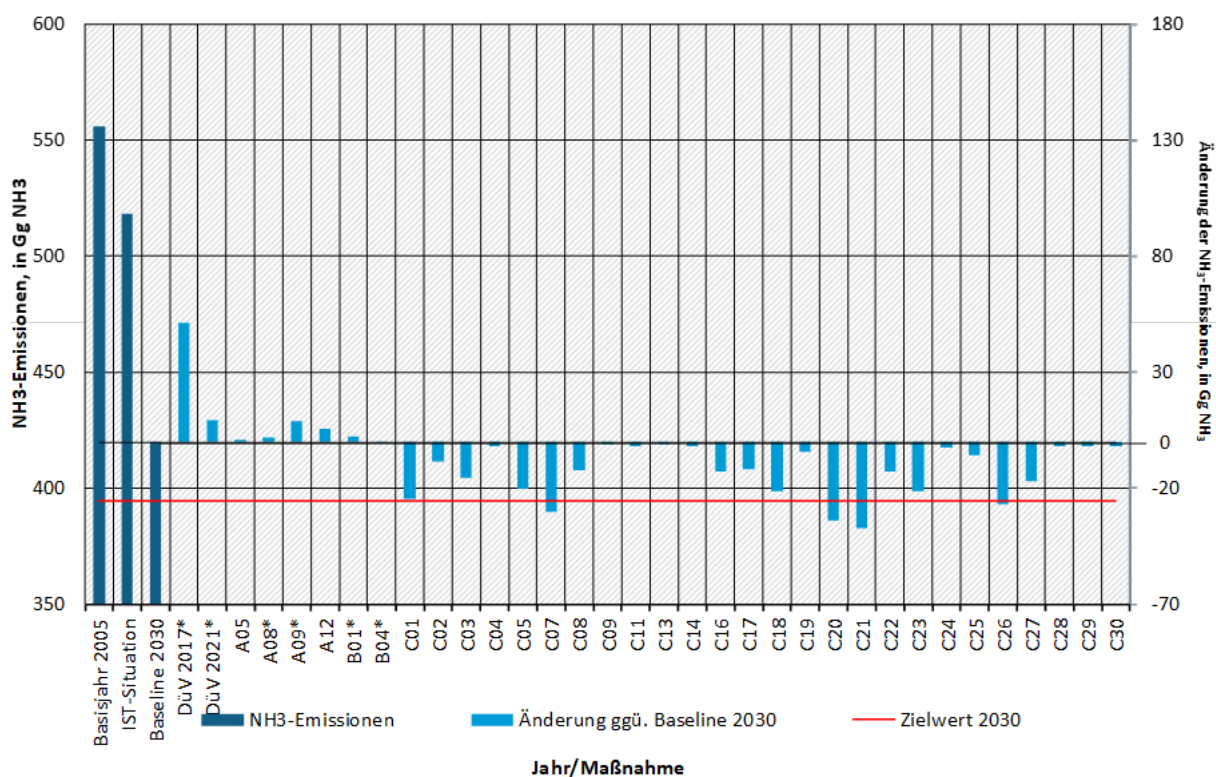
Quelle: Eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

3.4.3 Terrestrische Ökosysteme (NH₃- und NO_x-Emissionen)

Ein wesentlicher Teil der notwendigen Minderungswirkung in Bezug auf NH₃, um die Verpflichtung der NEC-Richtlinie bis zum Jahr 2030 zu erreichen, wurde bereits mit der DüV 2017 und der DüV 2021 initialisiert. Die Maßnahmen A08 („Erhöhung von Anrechnungsfaktoren“) und B01 („N-Zufuhr 20 % unter Bedarf in den „roten Gebieten“) mindern die NH₃-Emissionen mit 2,2 und 2,3 Gg NH₃ ebenfalls. 2030 verbleibt nach Umsetzung der DüV mit den getroffenen Annahmen eine Minderungslücke von 25 Gg NH₃, die durch ergänzende Maßnahmen zu schließen ist.

Eine deutlich größere Minderungswirkung in Bezug auf NH₃-Emissionen als die Einzelmaßnahmen der DüV haben viele der ergänzenden Maßnahmen (Bereich C), wovon einige jeweils bereits für sich genommen geeignet sind, die in der Baseline 2030 bestehende Minderungslücke zu schließen. Dazu gehören die Maßnahmen C07 („N-reduzierte Fütterung“) mit -30 Gg NH₃, C20 („gülleloser Schweine- und Rinderstall“) mit -34 Gg NH₃, C21 („Ansäuerung der Gülle im Stall“) mit -37 Gg NH₃ und C26 („Unterbindung jeder zusätzlichen Nutzung von Energiepflanzen in Kreisen mit Nährstoffüberhängen“) mit -27 Gg NH₃. Eine Reihe ergänzender Maßnahmen, unter anderem C27 mit -17 Gg NH₃ und C16 („Gärrestaufbereitung“) mit -13 Gg NH₃, mindern die NH₃-Emissionen ebenfalls, wenngleich einzeln weniger als 25 Gg NH₃ (Abbildung 35).

Abbildung 35: IST-Situation, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2017^{a, b} und DüV 2021 sowie der Einzelmaßnahmen^c auf die Höhe der NH₃-Emissionen aus der Landwirtschaft (berechnet mit RegNBil, Schutzgut „Terrestrische Ökosysteme“), in Gg NH₃ (Hinweis: linke Y-Achse geschnitten bei 350 Gg NH₃).



^a ohne Umsetzung der DüV 2017 und der DüV 2021 im Jahr 2030, beide sind in der Baseline 2030 bereits berücksichtigt. Die Wirkungen der DüV 2017 und DüV 2021 wurden gerechnet, als würden sie nicht umgesetzt.

^b ein wesentlicher Teil der NH₃-Emissionsminderungsmaßnahmen in der DüV wurde bereits mit der DüV 2017 umgesetzt weswegen der Wirkung hier ebenfalls dargestellt wird.

^c ohne Umsetzung der Maßnahme, Maßnahme mit * markiert ist in der Baseline 2030 bereits berücksichtigt. Die Wirkung der Maßnahmen wurden gerechnet, als würden sie nicht umgesetzt.

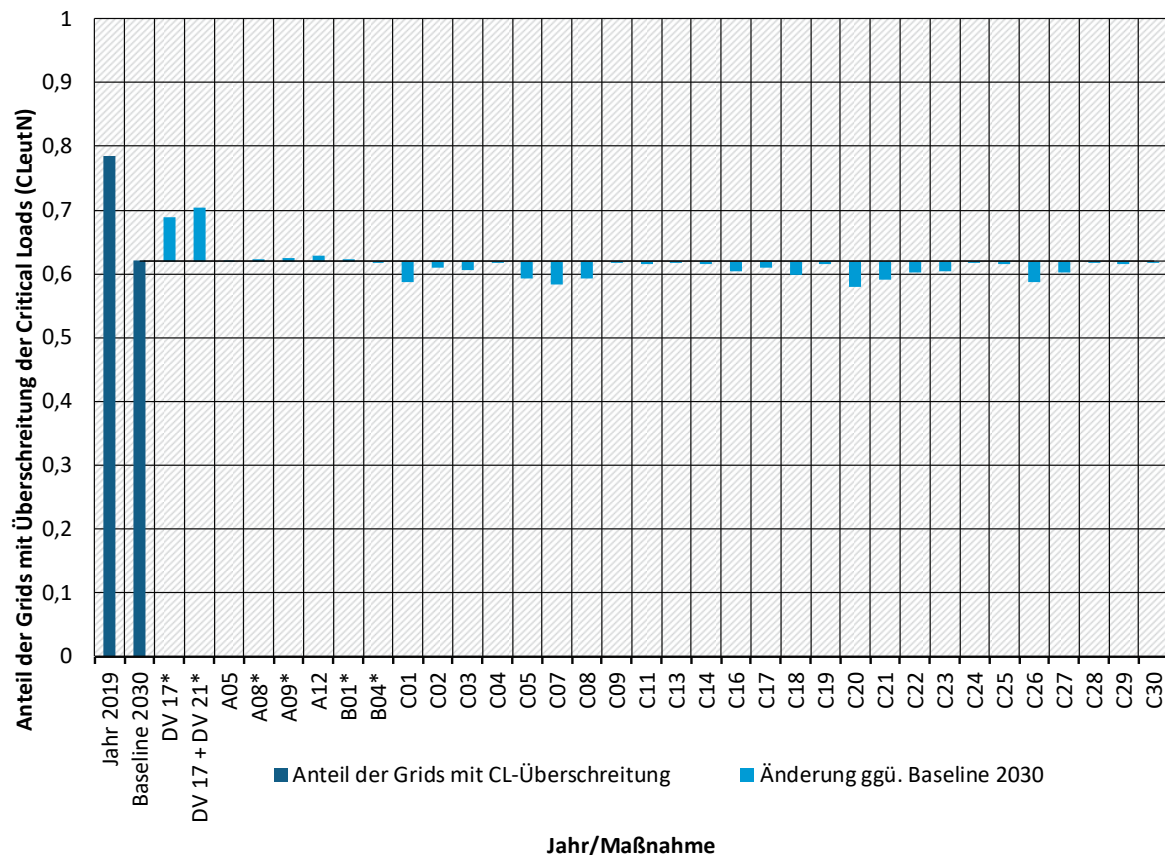
* Maßnahme in der Baseline 2030 enthalten, Wirkung ohne Maßnahme dargestellt.

Quelle: eigene Berechnungen.

Ein umfassender Schutz terrestrischer Ökosysteme vor CL_{eutN} -Überschreitung wird mit den Minderungsverpflichtungen der NEC-Richtlinie nicht erreicht, da mit deren Einhaltung ab 2030 weiterhin auf 52 % der Ökosystemflächen die N-Deposition die CL_{eutN} -Werte überschritten wird. Szenarien für einen ambitionierten Schutz terrestrischer Ökosysteme werden von Bach et al. (2026a) beschrieben. Nach Bach et al. (2026a) ist (im Szenario 90-P) ein ausreichender Schutz der terrestrischen Ökosysteme erreicht, wenn auf 90 % der 1 km × 1 km-Rasterzellen die CL_{eutN} -Werte unterschritten werden. Dieses Schutzniveau erfordert eine weitgehende Vermeidung von NO_x - und NH_3 -Emissionen, die alle Sektoren mit einbinden muss und nicht allein durch Emissionsminderungen in der Landwirtschaft erreicht werden kann (siehe Abschnitt 3.3.3).

In Abbildung 37 wird für Deutschland insgesamt der Anteil der 1 km × 1 km-Rasterzellen mit CL_{eutN} -Überschreitung im Jahr 2019 und in der Baseline 2030 sowie dessen Änderung durch die Einzelmaßnahmen und die DüV (2017 und 2017 sowie 2021 kombiniert) dargestellt. Anteil der 1 km × 1 km-Rasterzellen mit CL_{eutN} -Überschreitung geht von 2019 bis 2030 in der Baseline von 78 auf 62 % zurück und läge ohne die Umsetzung der DüV 2017 bei 69 % und zusätzliche Umsetzung der DüV 2021 bei 70 %. Die Einzelmaßnahmen ändern den Anteil der 1 km × 1 km-Rasterzellen auf minimal 58 % (Maßnahme C20 „gülleloser Schweine- und Rinderstall“). Für die meisten weiteren Maßnahmen (Bereich C) und alle quantitativ bewerteten Einzelmaßnahmen der DüV 2021 (Bereiche A und B) liegt die Änderung jedoch bei weniger als 1 %. Die wirksamsten (semi-)quantitativ bewerteten Einzelmaßnahme der DüV 2021 ist A09 („Verkürzung der Einarbeitungszeit für flüssige Wirtschaftsdünger auf unbestelltem Ackerland“) mit 0,52 % und A12 („Sofortige Einarbeitungspflicht ab 5 % Hangneigung“) mit 0,79 %. Die effektivsten Einzelmaßnahmen in Bezug auf die Änderungen des Anteils der 1 km × 1 km-Rasterzellen mit CL_{eutN} -Überschreitung ist weitgehend identisch mit den Maßnahmen mit der größten Minderung der NH_3 -Emissionen (Abbildung 33). Unterschiede in der Rangfolge ergeben sich durch die zusätzliche Berücksichtigung der NO_x -Emissionen und aufgrund unterschiedlicher Gewichtung der Maßnahmenwirkung infolge der räumlichen Verteilung der Ökosystemflächen mit CL_{eutN} -Überschreitung, die in Abbildung 33 nicht berücksichtigt wurden.

Abbildung 36: Jahr 2019, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2017^{a, b} und DüV 2021 sowie der Einzelmaßnahmen^c auf die Änderung des Anteils der 1 km × 1 km-Rasterzellen mit CL_{eutN}-Überschreitung (Schutzgut „Terrestrische Ökosysteme“).



^a ohne Umsetzung der DüV 2017 und der DüV 2021 im Jahr 2030, beide sind in der Baseline 2030 bereits berücksichtigt. Die Wirkung der DüV 2017 und DüV 2021 wurden gerechnet, als würden sie nicht umgesetzt.

^b ein wesentlicher Teil Maßnahmenwirkungen in der DüV wurden bereits mit der DüV 2017 umgesetzt, weswegen diese hier ebenfalls dargestellt wird.

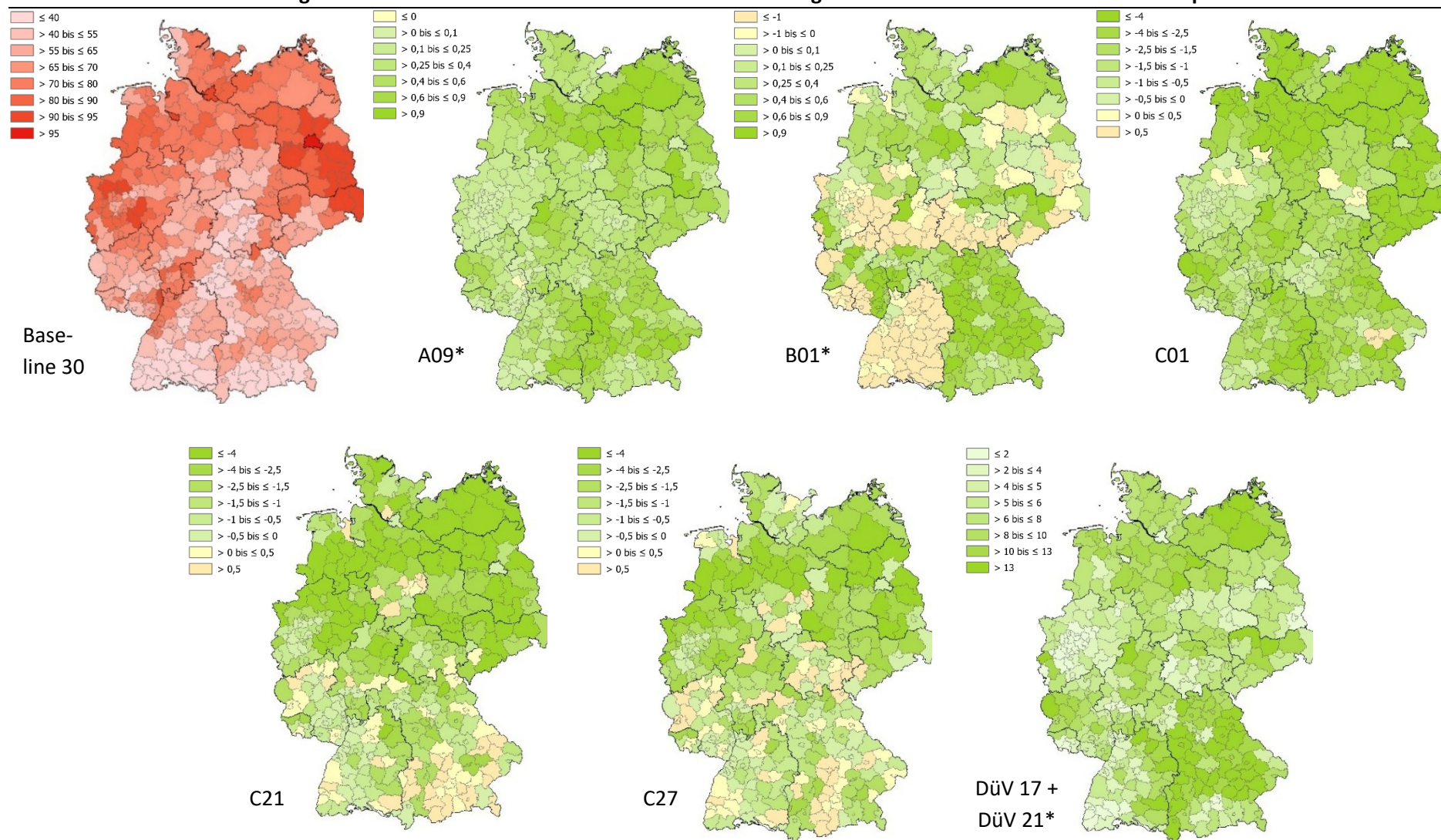
^c ohne Umsetzung der Maßnahme, Maßnahme mit * markiert ist in der Baseline 2030 bereits berücksichtigt.

* Maßnahme in der Baseline 2030 enthalten. Die Wirkung der Maßnahmen wurden gerechnet, als würden sie nicht umgesetzt.

Quelle: eigene Berechnungen.

Für ausgewählte Einzelmaßnahmen und die DüV 2017+DüV 2021 ist in Abbildung 34 die auf Kreisebene aufgelöste räumliche Verteilung der Änderungen des Anteils der 1 km × 1 km-Rasterzellen mit CL_{eutN}-Überschreitung dargestellt. Unterschiede in der Größe der Änderungen ergeben sich durch die unterschiedliche räumliche Verteilung der von den Maßnahmen betroffenen Verfahren und der Höhe der NH₃- und NO_x-Emissionsminderung. So ist bspw. Maßnahme C21, die in großen Tierhaltungsanlagen umgesetzt wird, in Norddeutschland wirksamer als in Süddeutschland, die Maßnahme C27 hat die stärksten Effekte in den Gebieten mit hohen Viehbesatzdichten in Nordwestdeutschland, Maßnahme C01 wirkt vor allem in Gebieten mit großen Potenzialen für die zusätzliche Nutzung von Wirtschaftsdüngern im Biogasanlagenbestand, während Maßnahme B01 in Gebieten mit geringen Anteilen von Flächen in „roten Gebieten“ (Abbildung 2) nur eine geringe Wirkung aufweist.

Abbildung 37: Anteil der 1 km × 1 km-Rasterzellen in der Baseline 2030 mit CL_{eutN} -Überschreitung (Schutzgut „Terrestrische Ökosysteme“) in Prozent sowie Änderung des Anteils durch DüV 2017^a, ^b und DüV 2021 und ausgewählter Einzelmaßnahmen^c in Prozentpunkten nach Kreisen.



^a Mit (*) markierte Maßnahmen sind in der Baseline 2030 enthalten. Die Wirkung der Maßnahmen wurden gerechnet, als würden sie nicht umgesetzt.

^b Maßnahmen:

A09: Verkürzung der Einarbeitungszeit für flüssige WD bei Ausbringung auf unbestelltem Ackerland auf ein 1 Stunde ab 2025

B01: Verringerung des Düngebedarfs um 20 % im Betriebsdurchschnitt der Flächen des Betriebes, die in den „roten Gebieten“ bewirtschaftet werden

C01: Erhöhung des Anteils der WD-Vergärung auf den maximal technisch umsetzbaren Umfang

C21: Ansäuerung/Neutralisation der Gülle im Stall (2/3 der Grenzen für BimSchV-V-Anlagen)

C27: Flächenbindung der Tierhaltung (max. 2 GV ha⁻¹ LF auf betrieblicher Ebene).

Quelle: Eigene Berechnungen. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

3.4.4 Grundwasser (NO₃-Konzentration im Sickerwasser)

In Abbildung 38 sind für zehn ausgewählte Einzelmaßnahmen (Bereich A siehe Tabelle 6, Bereich B siehe Tabelle 7 und Bereich C siehe Tabelle 8), die sich in ihren Wirkungsmechanismen grundsätzlich unterscheiden, die Wirkungen in Bezug auf den Gewässerschutz dargestellt. Die Wirkung wird anhand der Änderung der Überschreitung der potenziellen NO₃-Sickerwasserkonzentration von 50 mg NO₃ L⁻¹ gegenüber der Baseline-Projektion 2030 dargestellt (bezogen auf die GWK). Dazu gehört auch Maßnahme A05 („Überschreitung des ursprünglich ermittelten N-Düngebedarfs infolge nachträglich eingetretener Umstände“), für die im vorliegenden Projekt angenommen wird, dass dieser Ausnahmetatbestand flächendeckend (außerhalb der „roten Gebiete“) umgesetzt wird. Diese Annahme stellt einen „worst case“ dar, der in der Praxis höchstwahrscheinlich nicht eintreffen wird. Die Ergebnisse stellen somit die maximal mögliche zusätzliche Umweltbelastung durch diesen Ausnahmetatbestand dar. Durch Maßnahme A05 würde sich die mittlere potenzielle NO₃-Sickerwasserkonzentration um 3,4 mg NO₃ L⁻¹ gegenüber der Baseline 2030 mit 45,4 mg NO₃ L⁻¹ erhöhen, wodurch zusätzlich 91 GWK mit einem Anteil an der Landwirtschaftsfläche von 9,2 % den Schwellenwert von 50 mg NO₃ L⁻¹ überschreiten würden.

Die Wirkung der Maßnahmen A08 („Erhöhung der Mindestwirksamkeit von Rinder- und Schweinegülle sowie flüssigen Gärresten um 10 Prozentpunkte“) sowie B01 („Verringerung des Düngebedarfs um 20 % in „roten Gebieten“) liegen in einer ähnlichen Größenordnung. Bei fehlender Umsetzung von Maßnahme A08 wird zusätzlich in 123 GWK ($\pm 11,1$ % der LF) und von B01 in 143 GWK ($\pm 13,8$ % der LF) der Schwellenwert von 50 mg NO₃ L⁻¹ Sickerwasser überschritten. Diese Gebiete liegen mit jeweils regional etwas unterschiedlicher Ausprägung v. a. in Nord-ostdeutschland, in Bayern und Rheinland-Pfalz. Deutlich ausgeprägter ist der Unterschied des zusätzlichen Minderungsbedarfs des hydrosphärischen N-Überschusses durch Maßnahme A05 einerseits (+1,34 kg N ha⁻¹ LF gegenüber Baseline 2030 mit 4,86 kg N ha⁻¹ LF) und den Maßnahmen A08 (+3,05 kg N ha⁻¹ LF) sowie B01 (+2,95 kg N ha⁻¹ LF) andererseits.

Ergebnistabellen zum Grundwasser- und Vegetationsschutz im Anhang

Tabellarische Ergebnisse für die Schutzgüter Grundwasser und Vegetation durch Umsetzung der DüV 2021 und aller berechneten Einzelmaßnahmen sind in den Tabelle 24 (Vegetation) und Tabelle 26 (Grundwasser) im Anhang wiedergegeben.

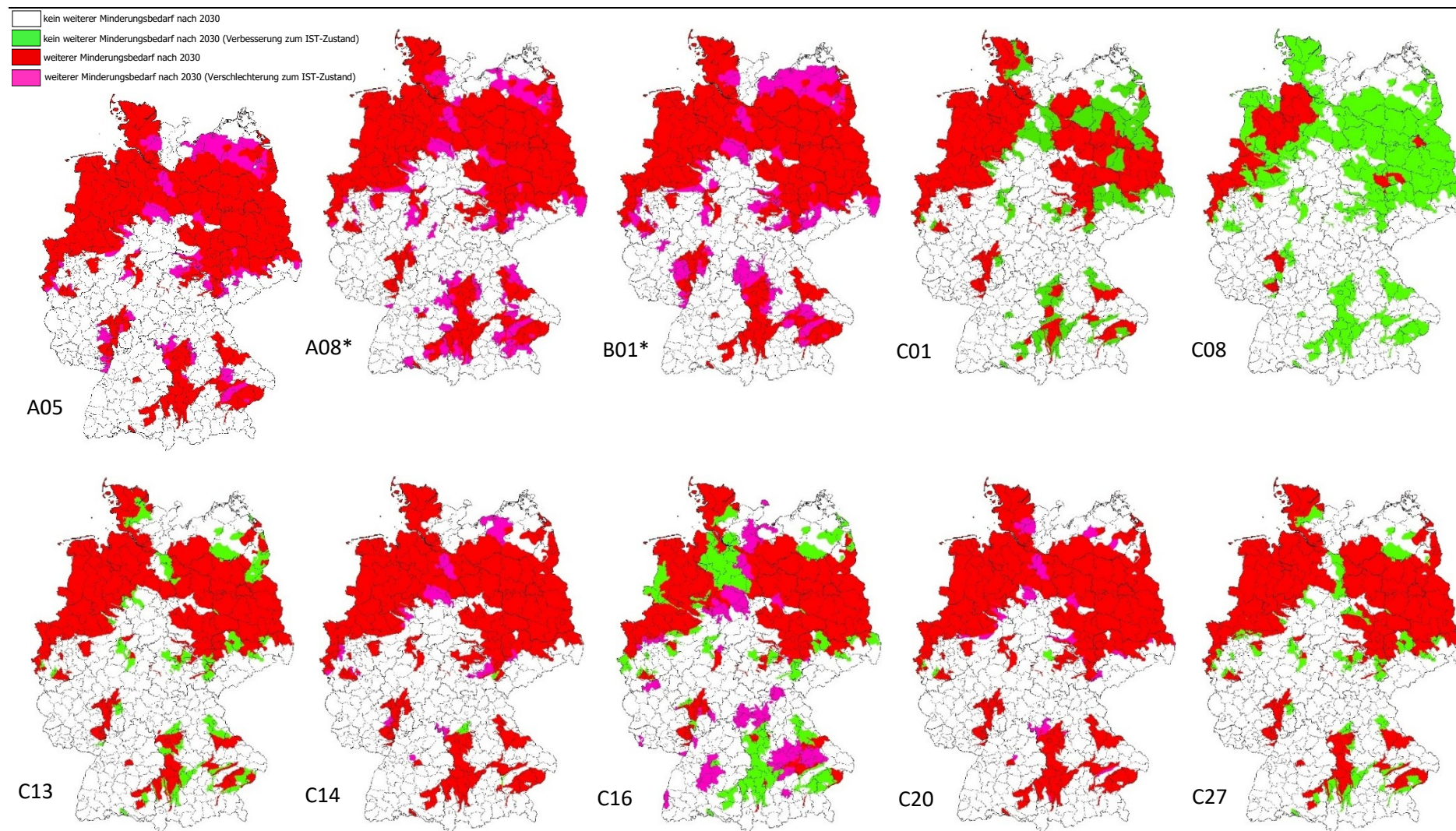
Tabelle 24 enthält für die IST-Situation, die Baseline 2030, die DüV 2017 und 2021 sowie die Einzelmaßnahmen jeweils in Bezug auf den Grenzwert von 1 bzw. 3 µg NH₃ m⁻³ Luft den NH₃-Emissionsminderungsbedarf, dessen Änderung gegenüber der IST-Situation bzw. der Baseline 2030 sowie die Anzahl der Kreise nach Klassen: 0 = "kein Minderungsbedarf, keine Änderung ggü. IST-Situation/Baseline 2030", 1 = "Minderungsbedarf, keine Änderung ggü. IST-Situation/Baseline 2030", 2 = "kein Minderungsbedarf (neu)", 3 = "Minderungsbedarf (neu)".

Tabelle 26 enthält für die IST-Situation, die Baseline 2030, die DüV 2021 und die Einzelmaßnahmen jeweils die auf Deutschland bezogenen Ergebnisse zum mittlerem hydrosphärischen N-Überschuss, zur mittleren potenziellen NO₃-Sickerwasserkonzentration, deren Änderung gegenüber der IST-Situation bzw. Baseline 2030, Anzahl der GWK sowie den Anteil an der Landwirtschaftsfläche nach Klassen: 0 = "kein Minderungsbedarf, keine Änderung ggü. IST-Situation/Baseline 2030", 1 = "Minderungsbedarf, keine Änderung ggü. IST-Situation/Baseline 2030", 2 = "kein Minderungsbedarf (neu)", 3 = "Minderungsbedarf (neu)", mittlerem Minderungsbedarf für den hydrosphärischen N-Überschuss für eine flächendeckende Einhaltung einer maximalen potenziellen SW-Konzentration von 50 mg NO₃ L⁻¹ sowie dessen Änderung gegenüber der IST-Situation bzw. der Baseline 2030.

Durch Maßnahme C01 („Erhöhung des Anteils der WD-Vergärung auf den technisch umsetzbaren Umfang“) wird im Vergleich zur Baseline 2030 in 129 GWK ($\pm 14,2$ % der LF) zusätzlich der Schwellenwert von maximal $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ potenzielle Sickerwasserkonzentration eingehalten. Diese Gebiete liegen v. a. in Bayern und Ostdeutschland. Die mittlere potenzielle NO_3 -Sickerwasserkonzentration geht gegenüber der Baseline 2030 um $5,4 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ zurück und der verbleibende Minderungsbedarf für den hydrosphärischen N-Überschuss um $0,92 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$. Die größte Wirkung in Bezug auf den Grundwasserschutz ließe sich mit Maßnahme C08 („Minde- rung der N-Düngermenge auf 80 % des Bedarfs nach DüV auf allen Flächen“) erzielen: durch diese Maßnahme unterschreiten 2030 359 GWK ($\pm 38,3$ % der LF) zusätzlich den Schwellenwert, lediglich 104 GWK ($\pm 10,1$ % der LF) vorwiegend in den Gebieten mit den höchsten Viehbesatzdichte in Nordwestdeutschland und in den Gemüseanbaubereichen in Rheinland-Pfalz überschreiten dann weiterhin den Schwellenwert von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ potenzieller Sickerwasserkonzentration. Die mittlere potenzielle NO_3 -Sickerwasserkonzentration geht gegenüber der Baseline 2030 um $30,3 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ zurück und der für Deutschland gemittelte Minderungsbedarf für den hydrosphärischen N-Überschuss sinkt um $3,72$ auf dann noch verbleibende $1,12 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ nach Umsetzung der Maßnahme. Diese Maßnahme geht weitverbreitet mit negativen N-Flächenbilanzsalden einher.

Durch die vollständige Ausnutzung der Potenziale für die Maßnahmen C13 („Anbau von Winterzwischenfrüchten“) und C27 („Begrenzung der Viehbesatzdichte“) ließe sich die potenzielle NO_3 -Sickerwasserkonzentration um $3,8$ bzw. um $3,7 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ senken. Mit diesen Maßnahmen unterschreiten zusätzlich 69 GWK (C13; $\pm 7,7$ % der LF) bzw. 73 GWK (C27; $\pm 7,3$ % der LF) den Schwellenwert für die potenzielle NO_3 -Sickerwasserkonzentration. Der verbleibende mittlere Minderungsbedarf für den hydrosphärischen N-Überschuss nach Umsetzung dieser beiden Maßnahmen ist mit $1,15$ bzw. $1,13 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ nahezu gleich. Die Maßnahmen C14 („Umwandlung von Ackerland in Grünland und Extensivierung von Dauergrünland innerhalb von Wasserschutzgebieten.“), C16 („Gülle-/Gärrestaufbereitung / weitergehende Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung.“) und C20 („Gülleloser Schweine- und Rinderstall für 25 % der güllebasierten Mast- schweine- und Milchvieh-bestände (Trennung von Kot und Harn im Stall).“) führen jeweils zu einer Erhöhung der potenziellen NO_3 -Sickerwasserkonzentration, wobei die Maßnahmen C14 und C16 mit den gegebenen Annahmen zu einer - in Bezug auf den Gewässerschutz - ungünstigen Umverteilung von WD führen, während Maßnahme C20 die NH_3 -Emissionsminderungen in Stall und Lager zu zusätzlichen N-Einträgen in den Boden führen. Die kreisübergreifende Umverteilung der WD kann mit dem Instrumentarium des Projekts DüngeEval nur mit sehr einfachen Annahmen berechnet werden und muss daher als sehr unsicher eingeschätzt werden.

Abbildung 38: Änderung der Überschreitung der potenziellen NO_3 -Sickerwasserkonzentration von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ durch Einzelmaßnahmen^{a, b} gegenüber Baseline 2030.



^a Mit (*) markierte Maßnahmen sind in der Baseline 2030 enthalten. Die Wirkung der Maßnahmen wurden gerechnet, als würden sie nicht umgesetzt.

^b Maßnahmen:

A05: Überschreitung der ursprünglich ermittelten N-Düngebedarfs infolge nachträglich eintretender Umstände um maximal 10 %.

A08: Erhöhung der Mindestwirksamkeit von Rinder- und Schweinegülle sowie flüssigen Gärresten um 10 Prozentpunkte;

(i) auf Ackerland ab 2020; (ii) auf Dauergrünland ab 2025.

B01: Verringerung des Düngebedarfs um 20 % im Betriebsdurchschnitt der Flächen des Betriebes, die in den „roten Gebieten“ bewirtschaftet werden

C01: Erhöhung des Anteils der WD-Vergärung auf den maximal technisch umsetzbaren Umfang.

C08: Minderung der N-Düngermenge auf 80 % des Bedarfs nach DüV auf allen Flächen.

C13: Ganzjährige Bodenbedeckung mit (winterharten) Zwischenfrüchten bzw. Untersaaten.

C14: Umwandlung von Ackerland in Grünland und Extensivierung von Dauergrünland innerhalb von Wasserschutzgebieten.

C16: Gülle-/Gärrestaufbereitung / weitergehende Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung.

C20: Gülleloser Schweine- und Rinderstall für 25 % der güllebasierten Mastschweine- und Milchviehbestände (Trennung von Kot und Harn im Stall).

C27: Flächenbindung der Tierhaltung (max. 2 GV ha⁻¹ LF auf betrieblicher Ebene)

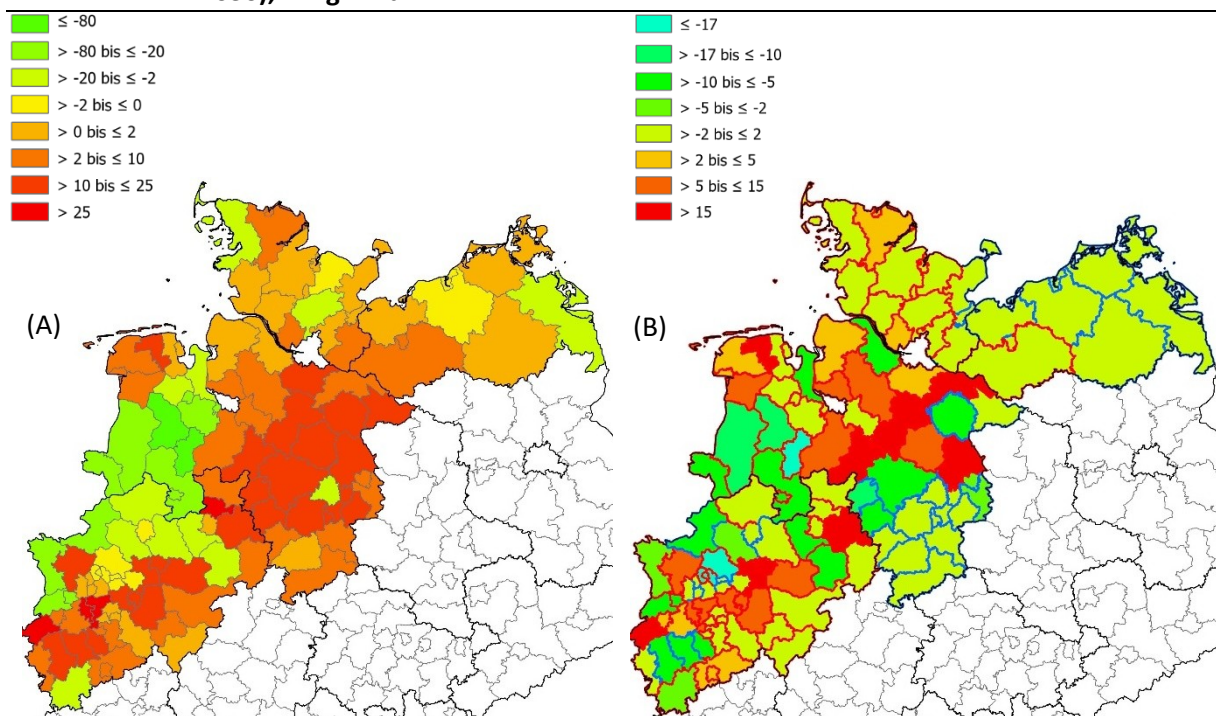
Quelle: Berechnet aus der mittleren Sickerwasserrate nach Hydrologischem Atlas Deutschland (Mittelwert 1961 bis 1990, mm a⁻¹) und dem hydrosphärischen N-Überschuss (Mittelwert 2019 bis 2021, Fortschreibung nach Häußermann et al. 2019); Karte Grundwasserkörper: Institut für Wasser und Umwelt, Karlsruhe Institut für Technologie KIT.

Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

Abbildung 39A zeigt die kreisbezogenen N-Importe mit WD in der Baseline 2030 auf Grundlage der Wirtschaftsdüngertransfers (auf Kreisebene), die in den Nährstoffberichten der Länder NRW, Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern berichtet werden. Aus den Regionen mit den höchsten Viehbestandsdichten wird WD in Gebiete mit hohen Anteilen von Marktfruchtbetrieben, das südliche NRW und in das östliche Niedersachsen exportiert. Maßnahme C11 („Verzicht auf Importe organischer Düngemittel in Regionen mit Nährstoffüberhang“) führt zu einer Neuverteilung von WD zwischen den Kreisen. Nimmt man zur Umsetzung der Maßnahme C11 an, dass Kreise mit einem Nährstoffüberhang (Gesamtbilanzüberschuss) von mehr als 70 kg N ha⁻¹ LF und mit Netto-Importen in der Baseline keinen Netto-Import mehr aufweisen, dann müssen diese Netto-Importe umverteilt werden. Dies erfolgt entsprechend den Export-Import-Beziehungen zwischen den Kreisen in den vier Bundesländern nach Daten der Nährstoffberichte (Abbildung 39, zur Methode siehe Anhang A.2). In den vier Ländern, für die kreisbezogene Daten zu WD-Transfers vorliegen, führt Maßnahme C11 im Jahr 2030 zu einer Umverteilung von 22.293 t N.

Maßnahme C11 hat damit mit den getroffenen Annahmen nur geringen Einfluss auf die Schutzgüter. Ebenso bleibt die Wirkung auf WD-Importe aus den Niederlanden gering, für die in der Baseline 2030 nur noch 322 t N projiziert werden und die durch Maßnahme C11 auf 244 t N zurückgehen. Lediglich für den Gewässerschutz kann eine gewisse Verbesserung erreicht werden: 26 GWK mit 2 % der LF unterschreiten durch die Maßnahme C11 eine potenzielle Sickerwasserkonzentration von 50 mg NO₃ L⁻¹, andererseits überschreiten in den aufnehmenden Regionen zusätzlich 14 GWK mit 1,1 % der LF den Schwellenwert. Für eine weitergehende Verbesserung des Grundwasserschutzes müssten die WD-Importe gezielter umverteilt werden, orientiert am Kriterium der potenziellen NO₃-Sickerwasserkonzentration.

Abbildung 39: (A) N-Exporte und N-Importe mit Wirtschaftsdünger und Gärresten in der Baseline 2030 und (B) Änderung der Importe durch Maßnahme C11^a in Kreisen mit >70 (rote Umrandung) und ≤ 70 (blaue Umrandung) kg ha⁻¹ LF Gesamtbilanzüberschuss (Jahr 2030), in kg N ha⁻¹ LF.



^a C11: Verzicht auf Importe organischer Düngemittel in Regionen mit Stickstoff-Gesamtbilanzüberschüssen von mehr als 70 kg N ha⁻¹ LF.

Quellen: eigene Berechnung, Fortschreibung nach Häußermann et al. 2019). Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

3.4.5 Nachhaltigkeitsstrategie (N-Gesamtbilanzüberschuss)

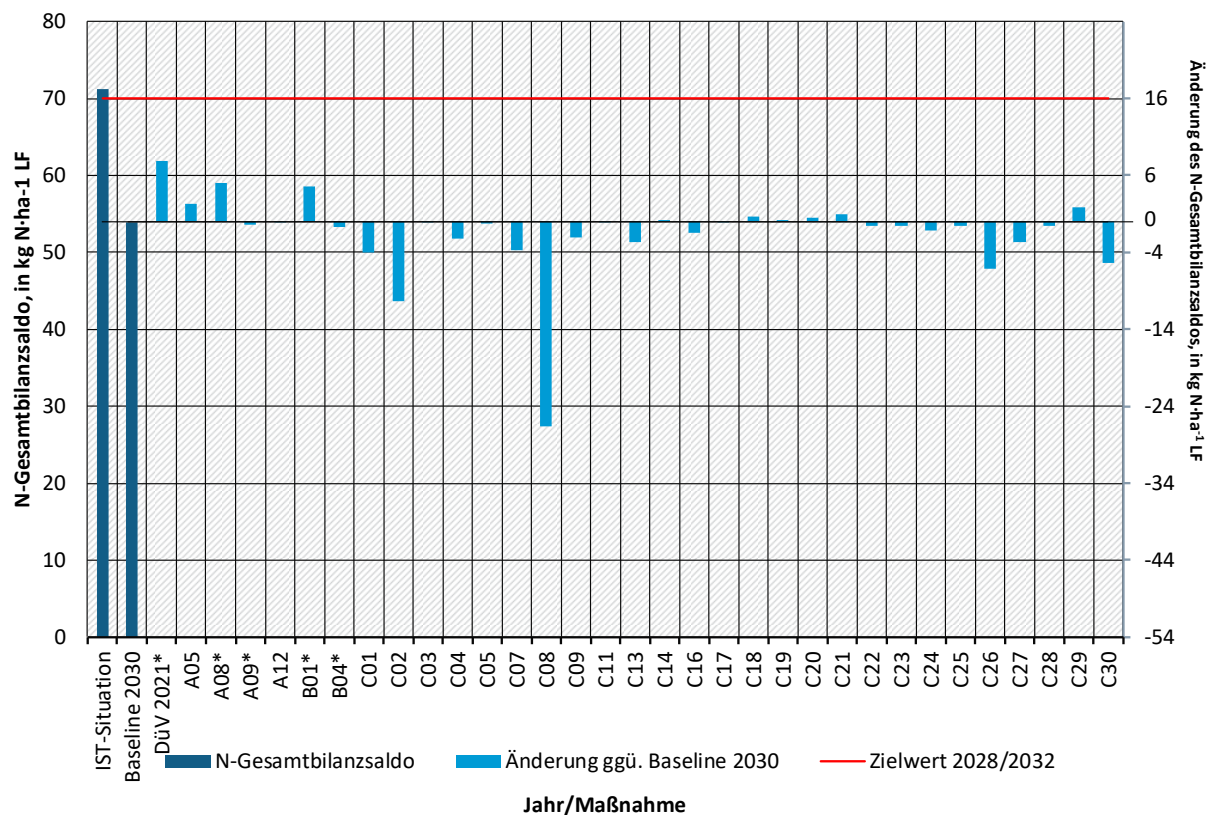
Abbildung 40 zeigt den N-Gesamtbilanzüberschuss für die IST-Situation, die Baseline 2030 und die Änderung der Bilanzsalden durch die DüV 2021 und die Einzelmaßnahmen sowie den Zielwert für den N-Gesamtbilanzsaldo für Deutschland entsprechend der „Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung“ i.H.v. 70 kg N ha^{-1} (gleitendes Mittel der Jahre 2026 bis 2030, bezogen auf das Endjahr) (Bundesregierung 2021). Der Zielwert wird lediglich in der IST-Situation geringfügig überschritten. In der Baseline 2030, mit der DüV 2021 und sämtlichen quantitativ bewerteten Einzelmaßnahmen bleiben die N-Gesamtbilanzsalden im Jahr 2030 deutlich unterhalb des Zielwerts oder vermindern sich gegenüber dem Saldo der Baseline 2030 weiter. Die in Abbildung 40 dargestellten Änderungen resultieren allein aus den Änderungen der N-Flächenbilanzsalden, da mit dem Modell „Stallbilanz“ keine Maßnahmenbewertung möglich ist. Für einzelne Maßnahmen wäre auch eine Änderung der N-Stallbilanzsalden zu erwarten, weshalb in diesen Fällen die in Abbildung 40 dargestellten Änderungen der N-Gesamtbilanz tendenziell als ein Minimalwert zu interpretieren sind.

Die größte Wirkung mit einer Minderung des N-Gesamtbilanzüberschusses von $26,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ gegenüber der Baseline 2030 wird mit einer vollständigen Umsetzung der Maßnahme C08 („Minderung der N-Düngermenge auf 80 % des Bedarfs nach DüV auf allen Flächen“) erreicht, d. h. die Begrenzung der Düngung innerhalb der „roten Gebiete“ wird flächendeckend in allen Betrieben, das heißt im gesamten Bundesgebiet umgesetzt. Diese Maßnahme ginge in 216 Kreisen mit 50 % der Gesamt-LF mit negativen hydrosphärischen N-Salden einher. Die effektivsten Einzelmaßnahmen der DüV 2021 bezüglich des N-Gesamtbilanzsaldos sind die „Erhöhung der Anrechnungsfaktoren für WD“ (A08) und die „Düngung 20 % unter Bedarf in den roten Gebieten“ (B01). Beide Maßnahmen sind in der Baseline 2030 enthalten, weshalb in Abbildung 40 jeweils die Wirkung ohne Umsetzung dargestellt wird. Ohne Maßnahme A08 erhöht sich der N-Gesamtbilanzsaldo um $5,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ und ohne Maßnahme B01 um $4,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ gegenüber der Baseline 2030. Weitere effektive Maßnahmen sind C26 („Unterbindung jeglicher Nutzung von Energiepflanzen in Kreisen mit Nährstoffüberhängen (mehr als $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ N-Gesamtbilanzüberschuss im Kreismittel)“), C 27 („Flächenbindung der Tierhaltung“) und C30 („Begrenzung der betrieblichen N-Überschüsse durch das „120/120-Modell““). Diese Maßnahmen mindern die N-Gesamtbilanzüberschüsse um 6,2 (C26), 2,8 (C27) und $5,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ (Maßnahme C30).

NH₃-Emissionsminderungsmaßnahmen im Bereich WD-Management (in den Bereichen Stall und WD-Lagerung) können zu einer Erhöhung der N-Gesamtbilanzüberschüsse führen. Dazu gehört Maßnahme C21 („Ansäuerung/Neutralisation der Gülle im Stall“) oder Maßnahme C18 („Optimierung von Spaltenreinigung“), wodurch jeweils mehr N im System verbleibt und ausgebracht wird. NH₃-Emissionsminderungsmaßnahmen, die zu höheren N-Einträgen in den Boden führen, ermöglichen die Minderung der N-Mineraldüngerzufuhr. Die DüV berücksichtigt diesen Umstand über die Erhöhung der Anrechnungsfaktoren für WD, was einen alternativen Ansatz zur Berücksichtigung der möglichen Mineraldüngereinsparung bei jeder einzelnen Maßnahme mit höheren N-Einträgen in den Boden darstellt. Aufgrund der Fokussierung auf die Methodik der DüV wurde im Projekt DüngeEval dieser Ansatz einer Änderung der Anrechnungsfaktoren angewendet. Die Erhöhung der Anrechnungsfaktoren in der DüV 2021 gegenüber der DüV 2017 resultiert jedoch nicht aus den erhöhten N-Einträgen in den Boden durch eine spezifische Maßnahme, sondern aus der Wirkung vieler einzelner Maßnahmen zur NH₃-Emissionsminderung, weshalb die Anrechnungsfaktoren für die im Projekt DüngeEval bewerteten Maßnahmen i. d. R. nicht verändert wurden. Dies bedeutet auch, dass die möglichen N-Mineraldüngereinsparungen durch NH₃-Emissionsminderungsmaßnahmen in Verbindung mit höheren N-Einträgen in den Boden in den Einzelmaßnahmen aufgrund der Vorschriften der DüV 2021 mit unveränderten

Anrechnungsfaktoren nicht realisiert wird, sondern nur über eine weitere Erhöhung der Anrechnungsfaktoren im Rahmen einer künftigen Novellierung der DüV realisiert werden könnten. Die in Abbildung 41 (Abschnitt 3.4.6) dargestellten Änderungen der Mineraldüngerzufuhr resultieren demnach nicht aus impliziten Anpassungen der N-Mineraldüngerzufuhr infolge veränderter NH_3 -Emissionen.

Abbildung 40: Überschuss der N-Gesamtbilanz für IST-Situation, Baseline 2030 und Änderung des N-Gesamtbilanzüberschuss (Schutzziel „Nachhaltigkeitsstrategie“) durch DüV 2021 und Einzelmaßnahmen im Jahr 2030 (berechnet mit RegNBil), in $\text{kg N ha}^{-1} \text{LF}$.



* Maßnahme in der Baseline 2030 enthalten, Wirkung ohne Maßnahme dargestellt.

Quelle: eigene Berechnungen.

3.4.6 Mineraldüngerzufuhr

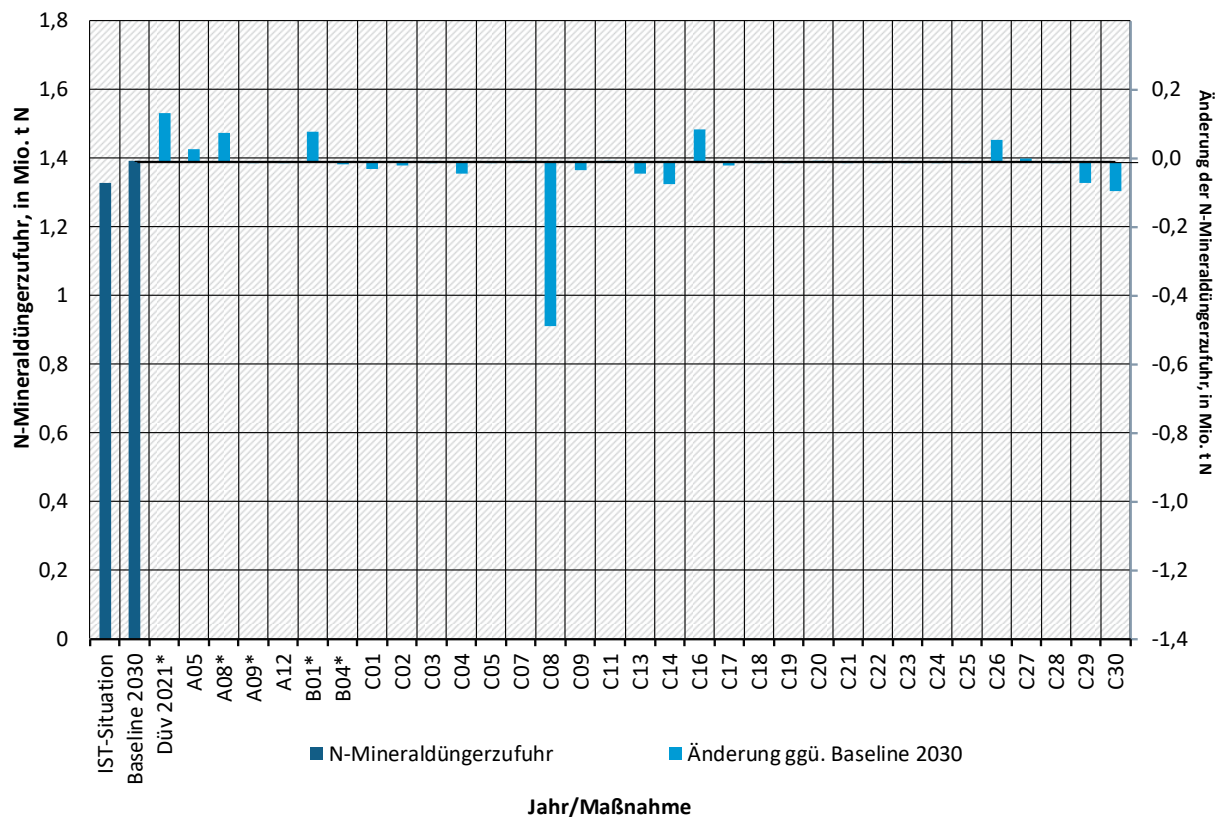
In Abbildung 41 sind für Deutschland gesamt die N-Zufuhren mit Mineraldünger in der IST-Situation, in der Baseline 2030 sowie deren Änderungen durch die DüV 2021 und den Einzelmaßnahmen dargestellt. Ohne die Umsetzung der DüV 2021, soweit deren Maßnahmen im Projekt DüngeEval quantitativ erfasst werden konnten, läge die N-Mineraldüngerzufuhr um 140.872 t N höher als in der Baseline 2030. Diese Wirkung geht zu annähernd gleichen Teilen auf die Maßnahmen A08 (82.854 t N) und B01 (88.256 t N) zurück.

Die größte Minderung der Mineraldüngerzufuhr lässt sich durch Maßnahme C08 („Minderung der N-Düngermenge auf 80 % des Bedarfs nach DüV auf allen Flächen“) erreichen. Diese Maßnahme mindert die N-Zufuhr mit Mineraldünger um 479.133 t N gegenüber der Baseline 2030 und führt großflächig (ohne begleitende Maßnahmen) zu negativen N-Flächenbilanzsalden.

Die mögliche N-Mineraldüngereinsparung durch höhere N-Einträge in Folge von NH_3 -Emissionsminderungsmaßnahmen in den Boden wird in den Maßnahmen im Bereich C nicht berücksichtigt. Die meisten C-Maßnahmen weisen daher keine Änderung der N-Mineraldüngerzufuhr aus.

Die Minderung der verfügbaren WD-Mengen in den Maßnahmen C26 („Unterbindung von jeglicher zusätzlichen Nutzung von Energiepflanzen in Kreisen mit Nährstoff-überhängen.“) und C27 („Flächenbindung der Tierhaltung“) führen aufgrund des Kompensationsbedarfs zu einer höheren Mineraldüngerzufuhr i.H.v. 64.028 bzw. 10.064 t N. Die Erhöhung der Mineraldüngerzufuhr in Maßnahme C16 i. H. v. 93.661 t N resultiert aus der gewählten Annahme des Gärrestaubbereitungsverfahrens, in dem ASL als Produkt entsteht, das dann als N-Zufuhr mit Mineraldünger eingerechnet wird (s. Maßnahmenbeschreibung C16, Abschnitt 2.2.3).

Abbildung 41: IST-Situation, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2021 und der Einzelmaßnahmen auf die N-Mineraldüngerzufuhr (berechnet mit RegNBil), in Mio. t N.



* Maßnahme in der Baseline 2030 enthalten, Wirkung ohne Maßnahme dargestellt.

Quelle: eigene Berechnungen.

Eine deutliche Minderung der N-Mineraldüngerzufuhr i.H.v. 61.893 bzw. 86.175 t N wird durch die Maßnahmen C29 und C30 erreicht, wobei das veränderte Anbausystem, das mit Maßnahme C29 bewertet wird, mit einer erhöhten N-Zufuhr über biologische N-Fixierung i.H.v. 67.390 t N einhergeht.

3.5 Qualitative und semi-quantitative Bewertung von Maßnahmen

Für eine Reihe von Maßnahmen der DüV (Maßnahmenbereich A), der Maßnahmen in den "roten Gebieten" (Bereich B) und der ergänzenden Maßnahmen (Bereich C) sind mit dem Instrumentarium des vorliegenden Projekts (s. Abschnitt 2.1) bzw. mit den verfügbaren Daten quantitative Aussagen nur unvollständig oder überhaupt nicht möglich. Die Umweltwirkungen dieser Maßnahmen werden - soweit möglich - im Folgenden auf Basis von Literaturergebnissen qualitativ oder semi-quantitativ bewertet.

3.5.1 A01 „Wegfall des Nährstoffvergleichs, stattdessen schlaggenaue Aufzeichnungen der tatsächlich aufgetragenen Düngermengen“

Die schlaggenaue Düngeplanung wurde mit der DüV 2017 eingeführt. Ausnahmen davon bestehen mit der novellierten DüV 2020 für die „roten Gebiete“, für die keine schlaggenaue Düngeplanung erforderlich ist. Nach Osterburg und Runge (2007) stellt die schlaggenaue, EDV- und beratungsgestützte Düngeplanung eine gleichermaßen für alle Boden-Klima-Räume, Betriebstypen und Flächennutzungen sehr gut geeignete und leicht zu kontrollierende Maßnahme dar. Osterburg und Runge (2007) beziffern die Minderungspotenziale für den N-Saldo auf 40 kg ha^{-1} (10 bis 60 kg ha^{-1}) und für den Herbst- $N_{\min}$ -Wert sowie für die N-Fracht auf jeweils 20 kg N ha^{-1} (0 bis 30 kg N ha^{-1}) gegenüber einer nicht EDV-gestützten und/oder Beratungs-gestützten Düngeplanung ein.

Die Aufhebung der schlaggenauen Düngeplanung für die „roten Gebiete“ wird von Taube (2021) kritisiert. Zum einen, weil seit der Einführung der schlaggenauen Düngeplanung durch die DüV (2017) die EDV-gestützte Düngeplanung bereits darauf eingerichtet ist und es ein leichtes ist, davon für die „roten Gebiete“ einen um 20 % verminderten N-Bedarf auszuweisen. Zum anderen wird dadurch ein gewisser Ausgleich der Düngermengen ermöglicht: auf der eine Seite kann für Anbaukulturen, für die in der DüV zu hohe N-Bedarfswerte ausgewiesen werden, die N-Düngung weiter reduziert werden, während andererseits für Anbaukulturen, für die dies nicht der Fall ist, durch eine höhere Stickstoffzufuhr die Ertragsstabilität besser gesichert werden kann.

Löw et al. (2021) zufolge wirken sich die drei regulatorischen Ansätze Hoftorbilanz, Flächenbilanz (betrieblicher Nährstoffvergleich) und schlagbezogene Düngeplanung – mit ihren jeweils maximal zulässigen N-Überschüssen - auf den N-Minderungsbedarf verschiedener Betriebstypen unterschiedlich aus. Der maximal zulässige N-Überschuss aus dem betrieblichen Nährstoffvergleich nach § 8 DüV 2017 betrug 50 kg N ha^{-1} im Mittel von drei Jahren. Der Nährstoffvergleich ist in der aktuell gültigen Fassung der DüV entfallen. Für die betriebliche Hoftorbilanz nach § 6 StoffBilV 2017 betrug der zulässige N-Überschuss entsprechend StoffBilV (2017) 175 kg N ha^{-1} im Mittel von drei Jahren. Für die schlagbezogene Bilanz nach § 4 DüV 2020 darf die N-Zufuhr über Dünger sowie Nachlieferung aus Bodenvorrat und Ernteresten den N-Bedarf im Regelfall nicht überschreiten, dem entsprechend wurde in der Studie von Löw et al. (2021) eine ausgeglichene N-Bilanz als maximal zulässiger N-Überschuss angesetzt.

Über alle Betriebstypen hinweg ergibt sich nach Löw et al. (2021) für die schlagbezogene Düngeplanung für 27 % der Betriebe ein Minderungsbedarf von 10 kg N ha^{-1} , dies liegt auf einem ähnlichen Niveau wie für den betrieblichen Nährstoffvergleich (23 % der Betriebe mit einem Minderungsbedarf von 9 kg N ha^{-1}). Beide regulatorischen Ansätze unterscheiden sich bezüglich des daraus abgeleiteten Minderungsbedarfs für einzelne Betriebstypen sowie in Hinblick auf das Ambitionsniveau. So ergibt sich aus der schlagbezogenen Düngeplanung für Milchviehbetriebe der höchste Minderungsbedarf (30 % der Betriebe mit 12 kg N ha^{-1}), wohingegen der betriebliche Nährstoffvergleich das Instrument mit den höchsten Minderungsanforderungen für Veredelungsbetriebe (68 % der Betriebe mit 35 kg N ha^{-1}) darstellt. Die Minderungsanforderungen, die sich aus dem maximal zulässigen N-Überschuss aus der Hoftorbilanz ergeben, sind für alle Betriebstypen wesentlich geringer; über alle Betriebstypen hinweg ergibt sich für 6 % der Betriebe ein Minderungsbedarf von 2 kg N ha^{-1} , der allerdings überhaupt nur die Veredelungsbetriebe betrifft (Minderungsbedarf in 21 % der Betriebe, 12 kg N ha^{-1}).

Eine quantitative Bewertung der Maßnahme ist mit den vorliegenden Daten nicht möglich. Aufgrund des sehr ähnlichen Ambitionsniveaus der schlagbezogenen Düngeplanung und des betrieblichen Nährstoffvergleichs wird die Auswirkung der Maßnahme A01 in Bezug auf alle Schutzgüter im Vergleich zur DüV 2017 für Deutschland insgesamt als gering eingeschätzt. Auf-

grund der Unterschiede beider regulatorischen Ansätze hinsichtlich ihrer Anforderungen an verschiedene Betriebstypen können jedoch deutliche Unterschiede auf die Schutzgüter auf regionaler Ebene erwartet werden. Davon betroffen wären vor allem der Grundwasserschutz und das Schutzgut Vegetation.

3.5.2 A02 „Begrenzung der Ausbringmenge für flüssige organische Düngemittel auf Grünland und auf Ackerland mit mehrjährigem Feldfutterbau nach Ernte und Verlängerung der Sperrfristen“

Die Verlängerung der Sperrfristen wie auch die Begrenzung der Ausbringmengen N-haltiger Dünger (insbesondere WD) im Herbst zielt darauf ab, die Ausbringung in das Frühjahr zu verlagern. Dadurch soll die N-Auswaschung über Winter reduziert und die Nährstoffausnutzung der WD verbessert werden. Nach Osterburg und Runge (2007) wird allerdings die Verlagerung der organischen Düngung in das Frühjahr durch witterungsbedingt häufiger eingeschränkte Befahrbarkeit der Felder erschwert und muss durch eine beratungsgestützte Anpassung der Düngzeitpunkte unterstützt werden. Die Autoren bewerten die Wirkung durch die Verlängerung der Sperrfrist (Ausbringverbote für organische Düngung) im Herbst für tierhaltende Betriebe als hoch und stufen die Maßnahmen als gut bis sehr gut geeignet für alle Bodenklimaregionen ein. Die Minderungswirkung wird für die N-Salden auf 20 (10 bis 30) kg N ha⁻¹, für die Herbst-N_{min}-Werte auf 15 (10 bis 20) kg N ha⁻¹ und für die N-Fracht auf 10 (5 bis 15) kg N ha⁻¹ geschätzt. Die gleichen Wirkmechanismen liegen einem Ausbringverbot von WD nach der Ernte der Hauptkultur zugrunde, wobei die Minderung der N-Salden und der Herbst-N_{min}-Werte durch diese Maßnahme noch höher eingeschätzt werden.

Nangia et al. (2010) zeigen in einer Modellierungsstudie, dass sowohl durch die Verlagerung der N-Düngung vom Herbst in das Frühjahr, unabhängig von der Düngerform (organisch oder mineralisch), als auch durch die Minderung der N-Aufwandmengen im Herbst eine Reduzierung der NO₃-Auswaschung erreicht wird. Höhere Jahresniederschläge reduzieren die Minderungswirkung des verbesserten Düngemanagements. Für eine Soja-Mais-Fruchtfolge in Minnesota quantifizierten Nangia et al. (2010) bei einer Minderung der Zufuhr von 179 auf 112 kg N ha⁻¹ (-37 %) einen Rückgang der NO₃-N-Abflüsse um 23 % im untersuchten Flussgebiet; durch eine Verlagerung der N-Düngung von 112 kg N ha⁻¹ aus dem Herbst in das Frühjahr konnte der NO₃-Verlust um 12 % gemindert werden.

Nach Taube (2021) wäre eine maximale jährliche N-Menge von 200 kg N ha⁻¹ über organische Düngung zu Dauergrünland (in Anlehnung an die früher in der DüV enthaltene Derogationsregelung) ohne wesentliche negative Auswirkungen auf den Gewässerschutz möglich. Zu Ackerland empfiehlt Taube (2021) jedoch eine Begrenzung der N-Zufuhr mit organischen Düngern auf 120 bis 130 kg N ha⁻¹. Gutser et al. (2008) geben als Spanne für die optimal verwertbare N-Menge aus organischen Düngern im Ackerland 100 bis 140 kg N ha⁻¹ an. Dies entspricht dem WD-Anfall einer Viehbesatzdichte von 1,0 bis 1,2 GV ha⁻¹ und gewährleistet eine ausreichende Humusproduktion. Nach Gutser et al. (2008) nehmen die Mineraldüngeräquivalente (MDÄ) von WD mit zunehmender Viehbesatzdichte ab, im Beispiel einer Fruchtfolge Silomais-Winterweizen-Wintergerste mit einer Abfuhr von 155 bis 160 kg N ha⁻¹ beträgt das MDÄ 72 % bei langjähriger mineralisch-organischer Düngung mit WD-Ausbringung von 1,3 GV ha⁻¹ und sinkt auf 59 % mit WD-Ausbringung von 2,6 GV ha⁻¹. Das N-Flächenbilanzsaldo nimmt hierbei von -3 kg N ha⁻¹ bei 0 GV ha⁻¹ auf 60 kg N ha⁻¹ bei 1,3 GV ha⁻¹ und 112 kg N ha⁻¹ bei 2,6 GV ha⁻¹ zu. Für einen Zielwert von maximal 60 kg N ha⁻¹ N-Flächenbilanzsaldo (damaliger Diskussionsstand) schlagen Gutser et al. (2008) eine Begrenzung der Zufuhr mit organischen Düngern zu Ackerland auf 130 kg N ha⁻¹ und zu Grünland auf 170 kg N ha⁻¹ vor. Durch die Nachlieferung aus dem Bodenvorrat beste-

hen beträchtliche Unterschiede des Mineraldüngeräquivalents bei langjähriger Anwendung organischer Dünger gegenüber einer einjährigen Anwendung. Dieser Unterschied ist insbesondere bei Düngern mit einem weiten C:N-Verhältnis sehr hoch (Gutser et al. 2005).

Prasad et al. (2022) zeigten in einer Feldstudie über zwei Winter in Wisconsin (USA), dass die WD-Ausbringung auf gefrorenen Boden und insbesondere auf Schnee das Risiko des Oberflächenabflusses von N und P erhöht. Demnach war der gesamte Kjeldahl-Stickstoff-(TKN)-Verlust über Oberflächenabfluss aus Rindergülle, die auf Schnee ausgebracht wurde, mit $2,04 \text{ kg N ha}^{-1}$ und aus Rinderfestmist mit $3,65 \text{ kg N ha}^{-1}$ signifikant höher gegenüber einer Kontrolle ohne WD mit $0,83 \text{ kg N ha}^{-1}$. Nicht-wendende Bodenbearbeitung mit Egge reduzierte durch die Verbesserung des Infiltrationsvermögens das Risiko von Nährstoffverlusten, insbesondere für Festmist, gegenüber Böden ohne Grundbodenbearbeitung. Wesentliche Unterschiede in den Nährstoffverlusten zwischen beiden Untersuchungszeiträumen waren witterungsbedingt.

Bhandari et al. (2021) untersuchten in einer Plotstudie den Einfluss von Ausbringzeitpunkt (November, Januar und März) und Bodenbearbeitung (ohne Grundbodenbearbeitung vs. nicht-wendend) auf die Verluste von TKN und Ammonium-N aus Rinderfestmist über Oberflächenabfluss. WD wurde in drei Teilgaben in praxisüblichen Aufwandmengen ausgebracht. Die nicht-wendende Bodenbearbeitung minderte die Nährstoffverluste. Die TKN-Verluste in den Varianten mit nicht-wendender Bodenbearbeitung waren mit $1,0 \text{ kg N ha}^{-1}$ gegenüber den Varianten ohne Bodenbearbeitung mit $1,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ (nicht signifikant) geringer. Die TKN-Verluste aus dem im November ausgebrachten WD waren mit $2,17 \text{ kg N ha}^{-1}$ im Vergleich zur Ausbringung im Januar mit $1,0$ und März mit $1,65 \text{ kg N ha}^{-1}$ signifikant höher. Ebenso war die NH_4^+ -Abflusskonzentration in Folge der Novemberausbringung gegenüber den nachfolgenden Ausbringzeiträumen mit $6,9$, $2,3$ und $2,2 \text{ mg L}^{-1}$ (erstes Schneeschmelzereignis) und $4,9$, $1,5$ und $2,7 \text{ mg L}^{-1}$ (zweites Schneeschmelzereignis) höher.

Diepolder (2010) untersuchte in einem fünfjährigen Düngungsversuch auf Dauergrünland im Allgäuer Alpenvorland die Auswirkung zeitlich gestaffelter Güllegaben im Vergleich zu einer rein mineralischen Düngung im Herbst auf Ertrag und Qualität (Rohprotein- und Energiegehalt) des Grünlandaufwuchses und mögliche NO_3 -Belastung im Sickerwasser sowie NO_3 -Austrägen über das dränende Bodenwasser. Für Einzeljahre wurde in dieser Studie kein signifikanter Einfluss der Düngermengen - auch bei unterbilanzieller Nährstoffversorgung - und der Düngetermine auf die Qualität und die N-Entzüge des Grünlandaufwuchses festgestellt. Ebenso war kein direkter Zusammenhang zwischen Frühjahr- $\text{N}_{\min}$, Herbst- $\text{N}_{\min}$ und NO_3 im dränendem Bodenwasser ersichtlich, wie auch eine Gülledüngung nach der letzten Ernte im Herbst nicht generell zu höheren NO_3 -Konzentrationen im Sickerwasser führte. Die Überlagerung der Effekte durch Unterschiede zwischen den Einzeljahren verdeutlichen die Notwendigkeit von langjährigen Feldstudien. Zwar wurden beträchtliche Herbst- $\text{N}_{\min}$ -Werte beobachtet (111 kg N ha^{-1} in 0 bis 30 cm Bodentiefe), nicht jedoch erhöhte NO_3 -Konzentrationen im Sickerwasser. Die mittlere NO_3 -Konzentration war mit $5,9 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ trotz hoher Herbst- $\text{N}_{\min}$ -Werte sehr niedrig, weniger als 1 % der Proben wiesen eine Konzentration über $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ aus. Insgesamt konnte keine eindeutige Korrelation zwischen Herbst- $\text{N}_{\min}$ -Werte und NO_3 -Konzentration im Bodenwasser beobachtet werden. Selbst in Folge sehr hoher Herbst- $\text{N}_{\min}$ -Werte (172 kg N ha^{-1} im Herbst 1991 und $\sim 100 \text{ kg ha}^{-1}$ geringeren $\text{N}_{\min}$ -Werten im folgenden Frühjahr) wurden keine erhöhten NO_3 -Konzentrationen im Sickerwasser festgestellt, wohingegen zu anderen Zeiträumen vergleichsweise geringe Herbst- $\text{N}_{\min}$ -Werte aufgrund hoher Herbst- und Winterniederschläge nachfolgend mit erhöhten NO_3 -Konzentrationen im Sickerwasser einhergingen. Aus der beobachteten mittleren NO_3 -Konzentration im Sickerwasser von $5,9 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ am Versuchsstandort und einer Sickerwasserrate von 400 bis 700 mm a^{-1} ergab sich ein N-Austrag aus der Wurzelzone von lediglich 5 bis 9 kg N ha^{-1} . Eine große Menge N, auch aus nach der letzten Ernte im Herbst ausgebrachtem

WD, scheint über den Winter in der Bodenmatrix oder der dichten Wurzelmasse unter Dauergrünland gebunden zu werden. Auch eine Verschiebung der Düngung im Herbst um drei Wochen in der (je nach Versuchsvariante) drei- oder vierteilten Düngapplikation führte zu keiner erhöhten NO_3 -Konzentration im Sickerwasser. Für den Stickstoff, der nach dem letzten Schnitt mit WD ausgebracht wurde, ist bei späterer Ausbringung im November statt im Oktober eine Umwandlung des N in die auswaschungsgefährdete NO_3 -Form aufgrund der geringeren Bodentemperaturen im November herabgesetzt.

Diepolder (2010) zieht aus diesen Ergebnissen den Schluss, dass punktuelle Herbst- $N_{\min}$ -Werte auf Dauergrünland nicht geeignet sind, Aussagen über die NO_3 -Konzentration im Sickerwasser zu treffen und dass mehrjährige Beobachtungen erforderlich sind, um Auswirkungen auf die NO_3 -Verluste erfassen zu können. Zugleich zeigt sich aus diesen Beobachtungen, dass Dauergrünland aufgrund der ganzjährig geschlossenen Vegetationsdecke, den hohen Wasser- und N-Entzügen über das Erntegut im Vergleich zu Ackerland und Sonderkulturen in Hinblick auf die NO_3 -Belastung im Sickerwasser unproblematischer ist. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Grünlandstandorte ist aufgrund der dominierenden Jahreseffekte und dem vergleichsweise kurzen Versuchszeitraum von fünf Jahren jedoch nicht ohne weiteres möglich.

Nach Turtola und Kemppainen (1998) sind in fünfjährigem Ackergras in den vier produktiven Jahren die N-Verluste bei Herbst- bzw. Winterapplikation von Milchviehgülle über Oberflächenabfluss mit 11 und 33 % des applizierten N hoch. Untersucht wurden die Varianten (i) ohne Düngung, (ii) mineralisch gedüngt im Frühjahr (7 cm eingearbeitet mit Aussaat) sowie (iii) Milchviehgülle ohne Einarbeitung (verschiedene Zeitpunkte) in den Jahren 2 bis 5, und im Jahr der Bestandesetablierung mit Einarbeitung (Pflug 22 cm tief) im Herbst und im Frühjahr (nichtwendende Bodenbearbeitung 5 cm), mit Ausbringung im Winter auf Schnee und auf gefrorenem Boden ohne Schnee, sowie eine Nulldüngungsvariante. Im etablierten Ackergrasbestand dominierten die Verluste über Oberflächenabfluss gegenüber der Auswaschung. Abweichend davon gingen im Jahr der Bestandsetablierung im Mittel für alle Versuchsvarianten rund zwei Drittel des NO_3 über den Auswaschungspfad verloren, wobei auch hohe Niederschläge im Jahr der Bestandsetablierung beigetragen haben dürfen. Die Auswaschung in Form von NH_4 war vernachlässigbar. Beim Oberflächenabfluss dominierte dagegen NH_4 gegenüber NO_3 . Unter Einbeziehung der Bestandsetablierung waren über alle fünf Varianten hinweg, auch unter Einbeziehung der Null-Düngungsvariante über die fünfjährige Versuchsdauer, sowohl die $\text{N}(\text{ges})$ - als auch die NO_3 -Auswaschung nahezu konstant zwischen 14 und 23 kg $\text{N}(\text{ges}) \text{ ha}^{-1}$ und 12 bis 21 kg $\text{NO}_3\text{-N ha}^{-1}$, wobei jeweils rund 2/3 der Auswaschungsverluste bereits im Jahr der Bestandsetablierung auftreten. Deutliche Unterschiede ergaben sich zwischen den Varianten bezüglich Oberflächenabfluss, insbesondere in der im Herbst- sowie der im Winter begüllten Variante mit 60, 31 und 7,2 bzw. 198, 113 und 5,4 kg N ha^{-1} in Form von $\text{N}(\text{ges})$, $\text{NH}_4\text{-N}$ bzw. $\text{NO}_3\text{-N}$ sehr hoch war. Demgegenüber betrug der Oberflächenabfluss der im Frühjahr begüllten Variante lediglich 27, 8,4 und 8,1 kg N ha^{-1} . Diese Werte waren fast identisch mit der rein mineralisch gedüngten Variante. Insbesondere in den Gölledüngungsvarianten dürfte ein Großteil des N in Form von NH_3 atmosphärisch ausgetragen worden sein. Der Austrag über diesen Verlustpfad wurde jedoch nicht untersucht.

Osterburg und Runge (2007) zufolge bewirken verlängerte Sperrfristen nicht automatisch eine Verlagerung der WD-Anwendung ins Frühjahr. Aufgrund der häufiger als in anderen Zeiträumen witterungsbedingt geringeren Befahrbarkeit muss die Anpassung der Düngzeitpunkte durch Beratung unterstützt werden.

Nach Holsten et al. (2012) ist eine Düngung im Herbst und Winter nicht ertragswirksam und Niederschläge im Winter können hohe Nährstoffverluste durch Oberflächenabfluss bewirken.

Bei mildem Witterungsverlauf kann WD auch ab dem 1. Februar pflanzenbaulich sinnvoll eingesetzt werden. Das Problem hierbei ist die bislang unzureichende Prognose des Temperaturverlaufs über einen ausreichend langen Zeitraum. So können Kälteeinbrüche im Spätwinter die Wachstumsphase verzögern, was eine entsprechend geringere pflanzenbauliche Ausnutzung der Nährstoffe aus WD zur Folge hat. Eine Gülleausbringung im Frühjahr statt im Herbst sollte nach Einschätzung von Holsten et al. (2012) in den meisten Jahren ohne zusätzliche Kosten realisierbar sein. Ausgenommen davon sind Jahre mit witterungsbedingt schlechter Befahrbarkeit der Böden im Frühjahr, was eine WD-Ausbringung außerhalb des pflanzenbaulichen Optimums oder auch Arbeitsspitzen zur Folge haben kann. Auf Dauergrünland ist das Auswaschungsrisiko im Vergleich zu Ackerland geringer. Eine Ausdehnung der Sperrfristen verringert das Nährstoffverlustrisiko aus Mineraldüngern wie auch aus WD.

Mangels Daten über die WD-Mengen, die von der Verlängerung der Sperrfristen und der Begrenzung der Ausbringmengen betroffen sind, kann die Wirkung der Maßnahme A02 auf die betrachteten Schutzgüter nicht quantitativ analysiert werden. Nach Einschätzung der Autor*innen ist die Wirkung für den Grundwasserschutz als mittel bis hoch und für die übrigen Schutzgüter als gering bis mittel einzustufen.

3.5.3 A03 „Verlängerung der Sperrfrist von Festmist von Huf- und Klauentieren um zwei Wochen“

Der Ausbringzeitraum für Festmist ist ein maßgeblicher Einflussfaktor für die Höhe der nachfolgenden NO_3 -Verluste und für die NUE der nachfolgenden Hauptfrucht. Thomsen (2005) zeigte in einer Lysimeterstudie mit ^{15}N , dass die (scheinbare) N-Aufnahme aus Festmist, der im September ausgebracht wurde, mit 8 % des Gesamt-N deutlich geringer ist als bei Ausbringung im Dezember und im März mit jeweils 17 %. Hierbei wurde kein Einfluss der Ausbringtechnik festgestellt, ebenso wurde keine Immobilisierung des N im Festmist beobachtet. Von dem im September mit Festmist ausgebrachten N gingen nachfolgend über Winter mehr als 50 % als NO_3 verloren, bei Ausbringung im Dezember und März waren die NO_3 -Verluste mit < 3 % und nahe 0 % sehr viel geringer.

Lorenz et al. (1999) zeigten ebenfalls für verschiedene Arten von Festmist (Rinderfestmist und Mist von verschiedenen Geflügelarten), dass eine Ausbringung im Frühjahr der Herbstausbringung bezüglich Herbst- $\text{N}_{\min}$ -Gehalten, NO_3 -Auswaschungspotenzial und MDÄ i.d.R. überlegen ist. Die NUE nahm mit engerem C:N-Verhältnis zu. Die langjährige Anwendung von Festmist führt aufgrund der N-Nachlieferung aus dem Bodenvorrat zu steigenden Herbst- $\text{N}_{\min}$ -Gehalten. Für alle untersuchten Arten von Festmist bewirkte eine Frühjahrsdüngung statt einer Herstdüngung höhere Erträge der nachfolgenden Hauptfrucht und die MDÄ der im Frühjahr gegenüber den im Herbst ausgebrachten Festmiste waren bspw. zu Kartoffeln mit 70 bis 80 % (anstatt 5 bis 15 %) wesentlich höher. Zu Getreide waren die Unterschiede weniger deutlich ausgeprägt. Die im Herbst ausgebrachten Festmiste wiesen jedoch mit 10 bis 23 % ebenfalls geringere bis deutlich geringere MDÄ auf als im Frühjahr ausgebrachte Festmiste mit 12 bis 49 %.

Holsten et al. (2012) gehen von einer Minderung der N-Austräge i.H.v. 10 (5 bis 15) kg N ha⁻¹ gegenüber der bis zur DüV 2017 gültigen Sperrfrist von 1./15. November aus, wenn die Sperrfrist von 1. Oktober bis 15. Februar auf Ackerland und von 15. Oktober bis 15. Februar auf Grünland verlängert wird sowie auf Düngung zur Strohhütte verzichtet wird. Die Verlängerung der Sperrfrist wird als besonders wirksam auf leichten Böden und Moorböden angesehen, wobei insbesondere bei Moorböden Probleme mit der Befahrbarkeit im Frühjahr auftreten können. Weitere begünstigende Faktoren für eine hohe Wirksamkeit dieser Maßnahmen sind hohe Stickstoff-

überhänge, hohe WD-Abgaben sowie milde Winter und Starkregenereignisse zwischen 1. Oktober und 15. Februar. Die Wirkung ist geringer bei geringen Winterniederschlägen und in kalten Wintern.

Mangels Daten über die Ausbringungsmengen von Festmist, die von der Ausweitung der Sperrfristen betroffen sind, wird die Wirkung dieser Maßnahme auf die Umweltqualitätsziele nicht quantitativ bewertet. In Anbetracht der untergeordneten Bedeutung von Festmist im WD-Management und des vergleichsweisen kurzen Zeitraums der Verlängerung der Sperrfrist von zwei Wochen werden mögliche Effekte dieser Maßnahme auf die Umweltqualität als gering betrachtet.

3.5.4 A12/C13 „Wirkung von Untersaaten in Reihenkulturen“

Nach Einschätzung von Osterburg und Runge (2007) reduzieren (Leguminosen-freie) Untersaaten im Vergleich zu Schwarzbrache vor Sommerungen den N-Saldo um 0 bis 15 kg N ha⁻¹, den Herbst-N_{min}-Wert um 20 (10 bis 40) kg N ha⁻¹ und die N-Fracht um 10 (5 bis 20) kg N ha⁻¹. Ausreichende Niederschläge vorausgesetzt ist diese Maßnahme für alle Betriebstypen geeignet, insbesondere aber für Futterbau- und Veredelungsbetriebe mit hohem N_{org}-Anfall. Die Untersaaten wirken sich zudem positiv auf Nährstoffverluste durch Oberflächenabfluss und Erosionsschutz aus (Osterburg und Runge 2007; Mohaupt et al. 2010).

Die Wirkung von Untersaaten in Form von Graseinsaat zu Mais und Körnerleguminosen hängt stark von deren Etablierung ab, wofür die Aussaattechnik und die Saatbettbereitung die entscheidenden (direkt beeinflussbaren) Faktoren darstellen. Zur Vermeidung von Stickstoffverlusten sollten Untersaaten frühestens ab dem 15. Februar oder drei Wochen vor Aussaat der Folgekultur umgebrochen werden. Zur Vermeidung weiterer N-Anreicherung darf keine Düngung nach Ernte der Hauptfrucht und keine Beweidung erfolgen. Problematisch bei der Nutzung von Untersaaten ist deren Sensitivität gegenüber ungünstigen Witterungsbedingungen, die eine ausreichende Etablierung erschweren. Umgekehrt kann eine zu starke Entwicklung der Untersaaten zur Konkurrenz um Wachstumsfaktoren mit der Hauptfrucht führen (Osterburg und Runge 2007).

Jovanovic et al. (1999) beobachteten in einem Feldversuch in Schleswig-Holstein eine Ertragsminderung von Mais mit Untersaat (Deutsches Weidelgras) gegenüber Mais ohne Untersaat, die mit abnehmenden Düngermengen (mineralisch und/oder Gülledüngung) zunahm. Im Durchschnitt verschiedener Düngungsvarianten betrug die Ertragsreduktion durch die Untersaat 16 %, wobei in der Maximaldüngungsvariante (72 kg N ha⁻¹ aus Gülle und 150 kg N ha⁻¹ aus Mineraldünger) die Untersaat nur zu geringeren Ertragsunterschieden des Maises führten. Die Untersaaten führten zu einer im Durchschnitt 32 kg N ha⁻¹ geringeren Stickstoffaufnahme durch den Mais und die N-Aufnahme in der oberirdischen Biomasse der Untersaat blieb, unabhängig von der N-Düngermenge, konstant bei ca. 40 kg N ha⁻¹, wobei der TM-Ertrag der Untersaaten mit zunehmender N-Zufuhr abnahm und der N-Gehalte in den Untersaaten zunahm.

Büchter et al. (2003) untersuchten in einem zweijährigen Feldversuch den Einfluss von gesteigerten Gülle- und/oder Mineraldüngermengen mit/ohne Untersaaten (Deutsches Weidelgras) zu Mais-Monokultur auf die NO₃-Konzentration im Sickerwasser, die NO₃-Auswaschung, den N-Flächenbilanzsaldo und den Herbst-N_{min}-Wert. Im Mai (Mais BBCH 12/13) ausgesäte Untersaaten führten zu einer deutlichen Senkung der NO₃-Konzentration im Sickerwasser. Die Untersaaten waren dabei besonders effektiv in den Varianten mit hohen Herbst-N_{min}-Werten. Bei gleichen N-Flächenbilanzsalden führten Untersaaten zu deutlich geringeren NO₃-Konzentrationen im Sickerwasser. Aufgrund der langsamen Jugendentwicklung des Maises wurde bis Ende Juni nur wenig N aufgenommen, dadurch bestand in dieser Phase bei hohen Niederschlägen die Gefahr, dass N in tiefere Bodenschichten verlagert und nicht mehr aufgenommen wird. Die NO₃-Konzentration im Sickerwasser stieg mit den Gülle- und Mineraldüngeraufwandmengen an, wobei

der Anstieg in den Mineraldünger-Varianten stärker war als bei gesteigerter Güllemengen. Die N-Auswaschungsverluste waren positiv mit N-Flächenbilanzsalden korreliert, bei gleichen Salden führten Untersaaten zu geringerer N-Auswaschung. Zwar bestand eine hohe Variation, dennoch waren auf Grundlage der N-Flächenbilanzsalden und der Herbst- $N_{\min}$ -Werte verlässliche Schätzungen der N-Auswaschungsverluste möglich. Im Mittel wurden 50 % der Herbst- $N_{\min}$ -Werte in Form von NO_3 ausgewaschen, durch Untersaaten konnten die Herbst- $N_{\min}$ -Werte im Mittel um 10 kg N ha^{-1} gesenkt werden.

Büchter et al. (2003) zufolge bewirken Untersaaten bei praxisüblichen Düngungsintensitäten lediglich eine geringe NO_3 -Verlustminderung i.H.v. rund $5 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$. Untersaatenanbau mit Deutschem Weidelgras reduziert das Ausmaß der NO_3 -Auswaschung im Winter durch Konservierung von N in Biomasse. Demgegenüber bestehen Risiken durch die schwer kalkulierbare N-Freisetzung nach Umbruch der Untersaaten im Folgejahr. Für eine umfassende Bewertung müssen jedoch weitere Effekte wie Erosionsschutz (Auerswald und Perger 1998), reduzierter Oberflächenabfluss sowie die Nutzung der Untersaaten zur Unkrautkontrolle (Gehring und Thyssen 2023; Stumm und Köpke 2007) mit einbezogen werden. Auf einen Standort bezogen erlauben N-Flächenbilanzsaldo und Herbst- $N_{\min}$ -Werte bei mehrjähriger Betrachtung eine relativ genaue Schätzung der zu erwartenden NO_3 -Auswaschung. Die räumliche Übertragung von Versuchsergebnisse auf andere Standorte ist aufgrund der landschaftlichen und klimatischen Heterogenität jedoch nur sehr eingeschränkt möglich (Büchter et al. 2003).

Aufgrund der unsicheren Umsetzbarkeit der Maßnahme mit teils gegenläufigen Effekten wurde die Wirkung auf die verschiedenen Schutzgüter nicht quantitativ analysiert. Das Potenzial zur Verbesserung des Grundwasserschutzes auf regionaler und nationaler Ebene kann jedoch als hoch eingeschätzt werden, sofern Untersaaten gut etabliert werden können. Durch die Minderung der Nährstoffverluste kann auch eine Reduzierung der THG-Emissionen erwartet werden. Die Wirkungen auf N-sensible Ökosysteme und auf die Luftqualität sind als gering einzuschätzen.

3.5.5 A11/A12 „Wirkung von Gewässerrandstreifen und Einfluss der Hangneigung“

Nach Osterburg und Runge (2007) sind ungedüngte Gewässerrandstreifen nur mäßig gut geeignet, N-Einträge in Oberflächengewässer zu reduzieren, da diese nur gegen laminaren Abfluss wirken, der Abfluss jedoch meist linear entlang präferierter Abflusswege (Rinnenstrukturen in der Landschaft) erfolgt. Die Randstreifen müssen ausreichend breit und ganzjährig mit einer winterharten Gräsermischung bewachsen sein. Zudem sollte der Aufwuchs von Gewässerrandstreifen zur Aushagerung und Vermeidung von Nährstoffanreicherung regelmäßig abgefahren werden und auf Grünlandumbruch wie auch auf Beweidung ist zu verzichten. Gewässerrandstreifen werden vor allem als Maßnahme gegen erosive P-Einträge in das Gewässersystem beschrieben.

Über eine Literaturrecherche konnten keine Studien gefunden werden, die unter mitteleuropäischen Praxisbedingungen den Einfluss der Hangneigung auf Oberflächenabfluss, Auswaschung und gasförmige Verluste von N untersuchen und die Höhe der N-Austräge aus landwirtschaftlichen Flächen quantifizieren. Einige neuere Studien, die im Wesentlichen in China durchgeführt wurden, untersuchten unter kontrollierten Bedingungen den Einfluss einzelner Faktoren im Zusammenhang mit der Hangneigung auf Austräge über Auswaschung, Oberflächenabfluss und gasförmige Emissionen von N_r -Spezies. Die Ergebnisse dieser Studien arbeiten zwar die einzelnen Faktoren heraus, u. a. Niederschlagsintensität von simulierten Starkregenereignissen (Xing et al. 2015, Li et al. 2023, Wang et al. 2023), Hangneigung (Wang et al. 2014, Wang et al. 2023, Yang et al. 2024), Hangform (Xing et al. 2023), Hanglänge, Windgeschwindigkeit bei simulierten

Starkregenereignissen (An et al. 2023), Richtung der Bodenbearbeitung in Bezug zur Hangneigung (Li et al. 2023) und Anbaukultur (Wang et al. 2019). Aufgrund der Standortbedingungen und Versuchssettings sowie mangels weiterer Angaben, wie bspw. zur Bewirtschaftung der Flächen, können daraus jedoch keine Rückschlüsse auf die Höhe der N_r -Emissionen unter landwirtschaftlichen Praxisbedingungen in Mitteleuropa gezogen werden.

3.5.6 B02 „Schlagbezogene N-Obergrenze für organische und organisch-mineralische Dünger von 170 kg N je Hektar“ in „roten Gebieten“ jedoch Befreiung von der schlagbezogenen N-Obergrenze für „gewässerschonende Betriebe“

Nach Taube (2021) besteht bei der Aufhebung der schlagbezogenen N-Obergrenze unter den gegebenen Umständen ein gewisser positiver Aspekt dadurch, dass in der DüV (2021) die N-Bedarfswerte unter anderem für Mais, Zuckerrüben und Kartoffeln zu hoch angesetzt sind, während dies für Raps und Winterweizen nicht der Fall ist. Hierdurch können innerbetrieblich Düngermengen ausgeglichen werden: für Kulturen mit zu hohen Bedarfswerten kann die N-Düngermenge abgesenkt werden, ohne dass die Erträge zurückgehen, und diese Düngermenge kann dann in andere Kulturarten verschoben werden, deren Erträge damit gesteigert oder besser abgesichert werden. Durch die Ausnahmen von schlagbezogenen N-Obergrenze für „gewässerschonende Betriebe“ (nach § 13a Absatz 2 Satz 1 Nummer 2 definiert als Betriebe mit $\leq 160 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N(ges)}$ und $\leq 80 \text{ kg ha}^{-1}$ mineralischer N im Betriebsdurchschnitt) erhöht sich allerdings der bürokratische Aufwand, zumal die Software für die Planung und Dokumentation der Düngung seit der DüV 2017 auf die schlaggenaue Düngeplanung abgestellt wurde. Außerdem besteht durch die Ausnahmen für „gewässerschonende Betriebe“ ein Anreiz, den Anteil von Körnerleguminosen in der Fruchtfolge auszuweiten.

Eine quantitative Bewertung des Ausnahmetatbestands für „gewässerschonende Betriebe“ war im Projekt DüngeEval mangels entsprechender Aktivitätsdaten nicht möglich. Insgesamt wird die Wirkung der Maßnahmen in Bezug auf Grundwasser und Oberflächengewässer als gering eingeschätzt, auch für die übrigen Schutzgüter ist mit keinen oder nur geringen Effekten zu rechnen.

3.5.7 B03/B04/B05/B06 „Verlängerung der Sperrfristen und Begrenzung/Verbot der Herbstdüngung mit Wirtschaftsdünger“

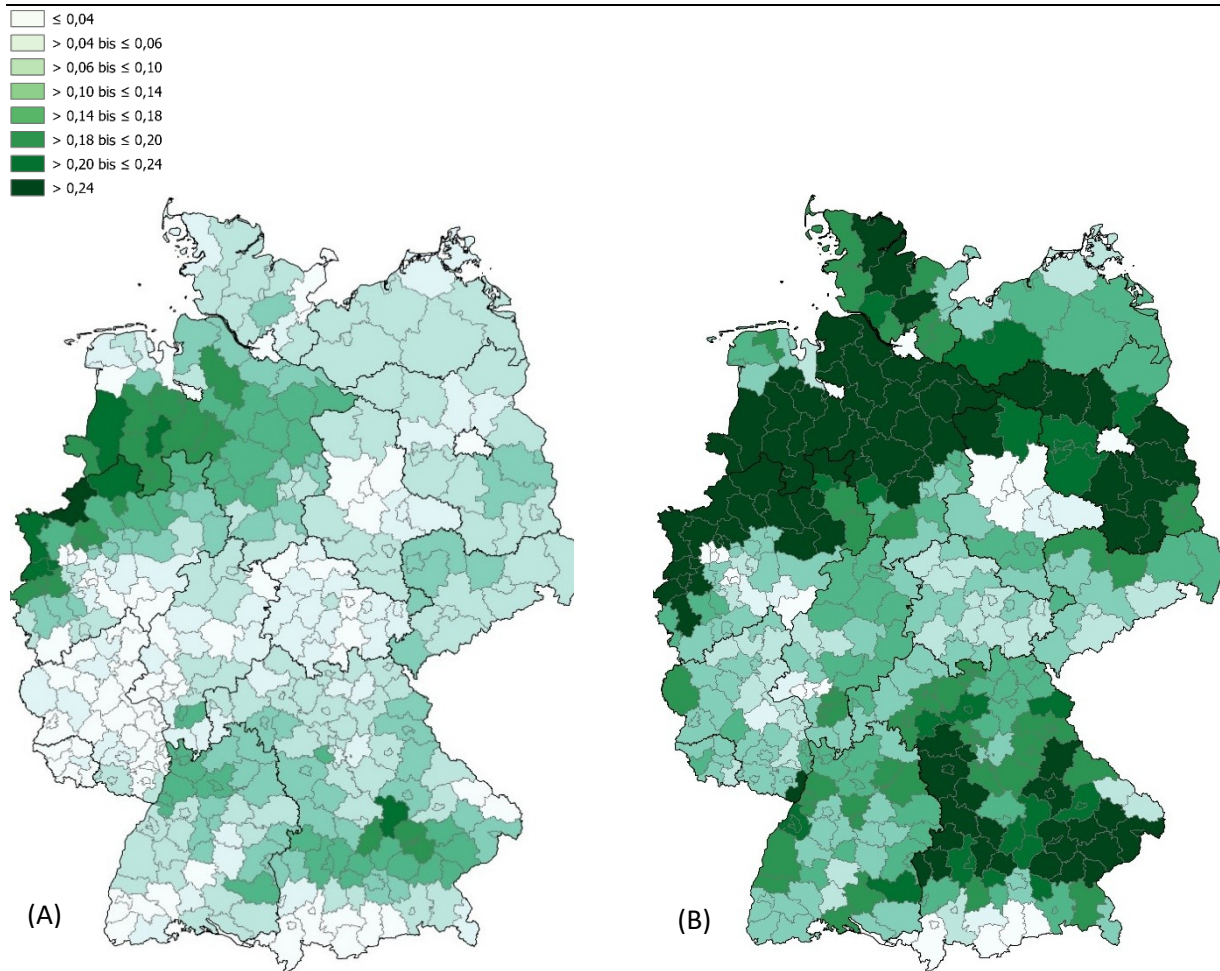
Der Verlängerung der Sperrfristen für organische Dünger liegt die Annahme zu Grunde, dass diese Dünger stattdessen dann in Zeiträumen mit pflanzenbaulich besserer Verwertung des Stickstoffs ausgebracht werden. Zur Auswirkung von verlängerten Sperrfristen und Ausbringung von WD zu unterschiedlichen Jahreszeiten siehe Abschnitte 3.5.2 und 3.5.3. Eine quantitative Bewertung dieser Maßnahmen war im Projekt DüngeEval mangels Aktivitätsdaten und mangels Informationen über die zu bestimmten Zeiten ausgebrachten WD-Mengen, differenziert nach Düngerarten, nicht möglich. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass durch die Verlagerung der Ausbringung in Zeiträume mit besserer pflanzenbaulicher N-Verwertung die N_r -Austräge in das Gewässersystem verringert werden. Wenn allerdings die zeitlich verlagerte Ausbringung bei höheren Temperaturen erfolgt, sind damit unter *ceteris paribus*-Bedingungen höhere NH_3 -Emissionen verbunden, die zu Beeinträchtigungen der Luftqualität und der Biodiversität führen. Höhere NH_3 -Emissionen und geringere N_r -Austräge in Grundwasser und Oberflächengewässer haben bezüglich THG-Emissionen gegenläufige Wirkungen. Eine längere Lagerdauer kann zu höheren THG-Emissionen während der Lagerung führen. Sofern die höhere pflanzenbauliche Verwertung des N in organischen Düngern zu einer Einsparung von Mineraldüngern führt, ist durch diese Maßnahmen eine Minderung der THG-Emissionen zu erwarten.

3.5.8 B04/C13 „Anbau von Winterzwischenfrüchten“

Der Anbau von Winterzwischenfrüchten (B04 in „roten Gebieten“: „N-Düngung bei Sommerkulturen mit einer Aussaat nach Ende Sperrfrist ist nur gestattet, wenn auf der jeweiligen Fläche im Herbst des Vorjahres eine Zwischenfrucht angebaut wurde, die nicht vor dem 15. Januar umgebrochen wurde. Eine Ausnahme von dem Begrünungsgebot ist gegeben, wenn auf den jeweiligen Flächen im Vorjahr Kulturen standen, die nach dem 1. Oktober geerntet wurden und für Flächen in Gebieten, in denen der jährliche Niederschlag im langjährigen Mittel weniger als 550 Millimeter beträgt. Verlängerung der Sperrfrist für Festmist von Huf- oder Klauentieren sowie Kompost auf drei Monate [1.11. bis 31.01.; derzeit 15.12. bis 15.01.]“) und C13 („Ganzjährige Bodenbedeckung mit [winterharten] Zwischenfrüchten bzw. Untersaaten“) gilt als wirksame Maßnahme zur Reduktion von NO_3 -Auswaschung (Berntsen et al. 2006; Constantin et al. 2010; Tonitto et al. 2006). Nach der Ernte im Herbst wird N im Aufwuchs der Zwischenfrüchte gebunden und dadurch während der vegetationslosen Zeit vor Auswaschung geschützt. Die Minderung der NO_3 -Auswaschung wird von Osterburg et al. (2007) mit ca. 15 bis 25 kg N ha⁻¹ angegeben. In der IST-Situation wie auch in der Baseline 2030 werden 1,53 Mio. ha Winterzwischenfrüchte angebaut. Dies entspricht einem Anteil von 38 % der Fläche der Sommerungen i.H.v. 4,0 Mio. ha in der Baseline 2030 bzw. einem Anteil von 9,5 % an der gesamten LF. Schwerpunktmäßig findet der Anbau von Winterzwischenfrüchten mit regional mehr als 18 % der LF in Nordwestdeutschland statt. Ein weiterer regionaler Schwerpunkt liegt in Bayern entlang der Donau mit regional mehr als 10 % der LF (Abbildung 42).

Bei Ausweitung des Zwischenfruchtanbaus auf 95 % der potenziell möglichen Fläche in den westlichen Bundesländern und auf 75 % in den östlichen Bundesländern (dort eingeschränkt verfügbare Niederschlagsmengen zur Etablierung von Zwischenfrüchten) werden 3,58 Mio ha (22 % der LF) mit Winterzwischenfrüchten belegt. Regional ist der Anteil der Zwischenfrüchte durch die Ausweitung in Maßnahme C13 in Norddeutschland in einem Gebiet nördliches Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Teile Schleswig-Holsteins und Brandenburgs, sowie in Mittelfranken und in Südostbayern mit jeweils mehr als 24 % an der LF am höchsten. Bei Ausnutzung der Potenzialfläche des Winterzwischenfruchtanbaus in den „roten Gebieten“ (Maßnahme B04) wird der Anbau von 1,53 Mio. ha auf 1,88 Mio. ha (11,6 % der LF im Jahr 2030) ausgeweitet (Karte nicht dargestellt). Hierdurch steigt der Anteil des Zwischenfruchtanbaus an der LF im Norden von Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen sowie in Teilen Bayerns deutlich an.

Abbildung 42: (A) Anteil der LF mit Anbau von Winterzwischenfrüchten in der Baseline 2030 und (B) in Maßnahme C13^a, in ha ha⁻¹ LF.



^a C13: Ganzjährige Bodenbedeckung mit (winterharten) Zwischenfrüchten bzw. Untersaaten.

Quellen: eigene Berechnung, Fortschreibung nach Häußermann et al. 2019). Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

Durch Maßnahme C13 wird die Mineraldüngerzufuhr gegenüber der Baseline 2030 um 32.595 t N gemindert (B04: 5.321 t N), der N-Gesamtbilanzüberschuss geht um 2,32 kg N ha⁻¹ LF zurück (B04: 0,6 kg N ha⁻¹ LF). Die Minderung der NH₃-Emissionen beträgt 0,8 Gg NH₃ (B04: 0,1 Gg NH₃), wodurch zusätzlich ein (B04: unverändert) Kreis im Mittel der Landfläche ohne weiteren NH₃-Emissionsminderungsbedarf in Bezug auf den Zielwert von 1 µg NH₃ m⁻³ Luft ist. In Bezug auf den Zielwert von 3 µg NH₃ m⁻³ Luft bewirken weder Maßnahme C13 noch B04 eine Änderung der Zielwerterreichung auf Kreisebene. Die THG-Emissionen gehen um 123.117 t CO₂e zurück (B04: 19.911 t CO₂e) zurück und die über Deutschland gemittelte potenzielle NO₃-Konzentration im Sickerwasser wird um 4,1 auf 41,5 mg NO₃ L⁻¹ Sickerwasser vermindert (B04: 0,9 auf 44,7 mg NO₃ L⁻¹). Hierdurch wird zusätzlich auf 8,9 % (B04: 1,9 %) der über die GWK summierten LF der Zielwert von 50 mg NO₃ L⁻¹ im Sickerwasser unterschritten und der über Deutschland gemittelte Minderungsbedarf für den hydrosphärischen N-Überschuss geht um 1,23 auf 3,72 kg N ha⁻¹ LF zurück (B04: 0,28 auf 4,67 kg N ha⁻¹ LF).

3.5.9 C04 „Verlängerung der Mindestlagerkapazität für Lager flüssiger Wirtschaftsdünger auf 9 statt 6 Monate“

Nach Osterburg und Runge (2007) wird durch die Ausweitung der Lagerkapazitäten für WD die Ausbringung in Zeiträumen mit geringem Nährstoffbedarf vermieden. Für WD zur Anwendung

in reinen Ackerbaubetrieben ist eine höhere Lagerkapazität (9 Monate) anzustreben als in Betrieben mit Grünland. Auf Grünland ist die Zeitspanne für die pflanzenbaulich sinnvolle Anwendung von WD länger als im Ackerland. Die Maßnahme wird als gut geeignet in allen Boden-Klima-Räumen und in viehhaltenden Betrieben beschrieben. Die Mineraldüngerzufuhr kann in Höhe der verbesserten N-Ausnutzung aus WD reduziert werden.

Eine auf den Pflanzenbedarf abgestimmte Düngung begrenzt nach Holsten et al. (2012) den Ausbringzeitraum für eine effektive Anwendung von WD insbesondere auf Ackerland auf wenige Monate im Jahr, wodurch sich in den meisten Betrieben ein Lagerbedarf von 9 Monaten ergibt. Nach Einschätzung von Holsten et al. (2012) können durch die Erhöhung der Lagerkapazitäten auf 9 Monate in Ackerbaubetrieben in Kombination mit einer Ausweitung der Sperrfristen vom 1. Oktober bis 15. Februar die N-Austräge um 6 bis 8 kg N ha⁻¹ reduziert werden. Bei Ausbringung von 80 kg N ha⁻¹ mit Gülle im Oktober stehen aufgrund der hohen N-Verluste in den Wintermonaten der Folgekultur nur 16 kg N ha⁻¹ zur Verfügung. Um die N-Austräge wirksam zu mindern ist eine NH₃-emissionsmindernde Ausbringtechnik und Ausbringung bei passenden Witterungsbedingungen erforderlich.

In einer Untersuchung von Jansson et al. (2019) konnten durch „Investitionen in ein verbessertes WD-Management und -ausbringtechnik“, darunter die Erhöhung der Lagerkapazitäten, die N-Überschüsse um 18 % (11,9 kg N ha⁻¹) reduziert werden. Dieser Veröffentlichung zufolge besteht ein linearer Zusammenhang zwischen Mindestlagerkapazität und dem Anteil des jeweils im Herbst, Frühjahr und Sommer ausgebrachten WD, der auf Grundlage dänischer Daten (Grant et al. 1999) ermittelt wurde. Hiernach nimmt der Anteil der im Frühjahr und Sommer ausgebrachten WD mit steigenden Mindestlagerkapazitäten zu. In dem Szenario dieser Studie würde sich die N-Ausnutzung im deutschen Ostsee-Einzugsgebiet von 43 % auf 54 % (relativ zu Mineraldünger-N) verbessern. Im gesamten Ostsee-Einzugsgebiet könnten durch den Ausbau der Lagerkapazitäten auf mindestens 9 Monate (mit den unterschiedlichen Ausgangssituationen in den acht Ostsee-Anrainerstaaten) die N-Überschüsse um 3 kg N ha⁻¹, durch verbesserte, emissionsmindernde Ausbringtechnik um 4,3 kg N ha⁻¹ sowie durch die Kombination beider Maßnahmen um 7 kg N ha⁻¹ reduziert werden.

In einer elfjährigen Untersuchung in einem kleinen Einzugsgebiet (730 ha) in der Chesapeake Bay (USA) wurde eine Ausweitung der Mindestlagerkapazität von 6 auf 12 Monate zugrunde gelegt (Liu et al. 2017). Die längere Lagerdauer von WD führt zu einer im Durchschnitt größeren gelagerten WD-Menge und zum andern zu einer Lagerung während wärmerer Außentemperaturen. Da die Methanbildung sowohl durch die größere gelagerte Menge als auch die Methanogenese durch höhere Temperaturen verstärkt wird, können durch die im Durchschnitt längere Lagerdauer der WD die Methanemissionen aus der Lagerung steigen.

Nach Cárdenas et al. (2021) ist die CH₄-Bildungsrate unter hohen Umgebungstemperaturen deutlich erhöht gegenüber kühlen Temperaturen. Die Methanogenese setzt ab einem Schwellenwert von ungefähr 14° C ein, darunter findet kaum CH₄-Bildung statt.

Die Maßnahme C04 führt gegenüber der Baseline 2030 zu insgesamt 588.705 t CO₂e höheren Treibhausgasemissionen. D. h. die höheren CH₄-Emissionen durch die längere Lagerdauer und die im Durchschnitt größere gelagerte WD-Menge mit im Vergleich zur Baseline 725.729 t CO₂e höheren Emissionen aus WD-Management werden nicht durch die geringeren THG-Emissionen aus anderen Quellgruppen, hier v. a. in Folge geringeren Mineraldüngerbedarfs aufgrund der höheren NUE mit 94.292 t CO₂e weniger direkten THG-Emissionen ausgeglichen. Die Mineraldüngereinsparung aufgrund der höheren NUE in Maßnahme C04 beträgt 34.671 t N. Im Mittel für Deutschland gehen durch Maßnahme C04 die hydrosphärischen N-Überschüsse nach vorliegenden Ergebnissen gegenüber der Baseline 2030 um etwa 2,2 kg N ha⁻¹ LF zurück. Dies entspricht

einem Rückgang der potenziellen NO_3 -Konzentration im Sickerwasser um $3,5 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ gegenüber den Werten der Baseline 2030 i. H. v. $45,6 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ Sickerwasser. Hierdurch wird auf zusätzlich 6,3 % der über die GWK summierten LF der Zielwert der maximalen potenziellen Sickerwasserkonzentration von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ unterschritten und der über Deutschland gemittelte Minderungsbedarf für den hydrosphärischen N-Überschuss geht um $1,08$ auf $3,86 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ zurück.

3.5.10 C10 „Beprobung des Bodens auf pflanzenverfügbaren mineralisierten Stickstoff ($\text{N}_{\min}$) vor und nach jeder Kultur bzw. Düngungsmaßnahme“

Die Bestimmung der Herbst- $\text{N}_{\min}$ -Werte dient insbesondere der Erfolgskontrolle der Düngplanung und als Grundlage für nachfolgende Korrekturen in der N-Düngung. Der optimale Zeitraum für die Bestimmung der Herbst- $\text{N}_{\min}$ -Werte ist von Mitte Oktober (Ende der Mineralisation) bis Mitte Dezember (Beginn N-Auswaschung mit dem Sickerwasser) (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein).

Aus der Interpretation des Herbst- $\text{N}_{\min}$ -Wertes können verschiedene Anpassungsreaktionen abgeleitet werden:

- ▶ Die N-Zufuhr wird reduziert und der $\text{N}_{\min}$ -Sollwert wird an realistische Ertragserwartungen angepasst.
- ▶ Die N-Nachlieferung aus WD, blattrreichen Vorfrüchten, dem Bodenhumus sowie nach Grünlandumbruch und Zwischenfruchtanbau wird besser berücksichtigt; zu Mais bietet sich zudem die Bestimmung der Spätfrühjahr- $\text{N}_{\min}$ -Werte an.
- ▶ Verzicht auf N-Düngung im Spätsommer/Herbst, wenn erkennbar ist, dass der N-Bedarf von Wintergetreide bis zum Frühjahr durch Nachlieferung aus dem Boden gedeckt wird; außerdem keine Gülle- und Gärrestausbringung ab September.
- ▶ Grundbodenbearbeitung ins Frühjahr verlegen (statt im Herbst), Maisstoppeln mulchen oder mit flacher Walze bearbeiten (statt Pflügen).
- ▶ Bei hohen $\text{N}_{\min}$ -Werte nach Winterraps, Weizen und Mais bietet sich ein Fruchtwechsel an zu Winterroggen und Ackergras sowie der Anbau von Untersaaten und Zwischenfrüchten zur N-Bindung.

Mielenz et al. (2021) prüften die Eignung verschiedener Frühindikatoren (N-Hoftorbilanzen, N-Schlagbilanzen, N-Fruchtbilanzen, Herbst- $\text{N}_{\min}$ -Werte, NO_3 -Tiefbohrprofile) in Ackerbaubetrieben zur Bestimmung der NO_3 -Auswaschung. Das Indikatorensystem erwies sich auf einzelbetrieblicher Ebene als gut geeignet für die Prognose von NO_3 -Frachten. Gegenüber einzelnen Indikatoren verbesserte sich die prognostische Aussagekraft durch das Indikatorensystem in Bezug auf die NO_3 -Frachten deutlich, so war bspw. die Einschränkung der Herbst-N-Düngung durch die DüV 2017 in den untersuchten Betrieben durch veränderte $\text{N}_{\min}$ -Werte und Schlagbilanzsalden erkennbar.

Insgesamt lassen die Ergebnisse der bekannten Studien keine quantitativen Aussagen zur Auswirkung auf die bewerteten Schutzgüter zu. Zu erwarten wäre in Folge der besser angepassten Düngermengen eine Verbesserung bezüglich Grundwasserschutz sowie geringfügige Verbesserungen bezüglich der weiteren Schutzgüter.

3.5.11 C15 „Einrichtung und Intensivierung von Kooperationen zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft in Regionen mit hoher Nitratbelastung“

Kooperationen zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft sind ein Instrument, mit dem Landwirte in Trinkwassergewinnungsgebieten (TGG) auf privatrechtlicher Vertragsbasis in einer grundwasserschonenden Bewirtschaftung unterstützt werden, die über die Anforderungen der sogenannten „guten fachlichen Praxis“ hinausgeht. Derartige Kooperationen wurden vor allem von Trinkwasserversorgungsunternehmen initiiert, die Beteiligung der Landwirtschaftsbetriebe wird finanziell honoriert (AWWR o. J.). Die Kooperationen haben, neben der Verminderung von Nährstoffeinträgen, auch die Vermeidung von Belastungen durch Pflanzenschutzmittel zum Ziel. Kernelemente von Kooperationen sind Maßnahmenkataloge in Kombination mit Einzel- und Gruppenberatung sowie die Teilnahme der Landwirte an Informationsveranstaltungen. Die Beratungsschwerpunkte beinhalten die Einhaltung und praktikable Umsetzung der einschlägigen Rechtsvorschriften und die Beachtung der standortangepassten Umsetzung der „guten fachlichen Praxis“. Im Regelfall erstellen die beteiligten Betriebe Hoftorbilanzen und Nährstoffvergleiche, für die in der Kooperation Zielwerte festgelegt werden (bspw. 50 kg N ha⁻¹ für Ackerbaubetriebe, 100 kg N ha⁻¹ für Futterbaubetriebe), die anspruchsvoller sind als die Vorgaben der Düngegesetzgebung. Deutliche Überschreitung der Bilanzsalden zeigt vertieften Analyse- und Beratungsbedarf an, woraus dann ggf. weitere Anpassungen der Bewirtschaftung abgeleitet werden. Bspw. konnte im Mittel von zwölf Betrieben im Kooperationsgebiet des Ruhrverbands von 2001 bis 2005 eine deutliche Senkung der N-Bilanzsalden von 206 kg N ha⁻¹ LF auf 114 kg N ha⁻¹ LF und ein Rückgang der Mineraldüngerzufuhr um 82 N ha⁻¹ LF durch eine schlaggenaue Düngplanung erreicht werden (AWWR o. J.).

Die Kooperationsbetriebe der Ruhrwasserwerke mit mehr als 1,6 bis 1,7 GV ha⁻¹ LF überschreiten den Zielwert von 100 kg N ha⁻¹ LF Hoftorbilanzsaldo im Mittel um rund 30 kg N ha⁻¹ LF. Damit sind die Potenziale der Kooperation unter den gegebenen Umständen bereits ausgeschöpft, der deutlich sinkende Mineraldüngereinsatz wird mit steigender Viehbesatzdichte durch vermehrten WD-Einsatz kompensiert (AWWR o. J.).

In Niedersachsen bestanden im Jahr 2016 in 374 Trinkwassergewinnungsgebieten 74 Kooperationen, die 293.000 ha LF (11 % der LF in Niedersachsen) umfassen. Der Zielwert von 50 mg NO₃ L⁻¹ im oberflächennahen Grundwasser wird hier in 36 % der Messstellen für die Erfolgskontrolle überschritten. Tendenziell nehmen die NO₃-Gehalte mit zunehmender Tiefe der Grundwasserkörper ab. Die hohe mittlere NO₃-Konzentration im oberflächennahen Grundwasser von rund 44 mg NO₃ L⁻¹ zeigt eine mögliche künftige Gefährdung des Rohwassers an, das mit 5 mg NO₃ L⁻¹ (Fördermengen-gewichtet) weitaus geringer belastet ist, und verdeutlicht den Handlungsbedarf (Quirin und Hoetmer 2019).

Die Erfolgskontrolle der Kooperationen erfolgt anhand von Belastungs- und Erfolgsparametern wie Herbst-N_{min}-Wert, N-Hoftorbilanzsaldo, N-Schlagbilanzsaldo sowie NO₃-Konzentration im Sickerwasser, in Kontrollmessstellen und im Rohwasser der Förderbrunnen. Der Erfolg der Kooperationen in Niedersachsen zeigt sich im Rückgang der N-Hoftorbilanzsalden zwischen 1998 und 2016 in Betrieben innerhalb der TGG von 95 auf 55 kg N ha⁻¹ LF und im Rückgang der N-Mineraldüngerzufuhr von 139 auf 114 kg N ha⁻¹ LF, die jeweils höher waren als im Landesdurchschnitt für alle Betriebe. Allerdings stieg gleichzeitig die WD-Zufuhr im gleichen Zeitraum von 91 auf 108 kg N ha⁻¹. Dies verdeutlicht, dass agrarstrukturelle Entwicklungen wie die weitere Zunahme der Viehbestände, der Ausbau der Biogaserzeugung, der weitere Umbruch von Grünland und die Ausdehnung des Maisanbaus den Bemühungen der Kooperationsberatung entgegenwirken. Die N-Schlagbilanzsalden der Kooperationsbetriebe in Niedersachsen konnten durch freiwillige Vereinbarungen, Agrarumweltmaßnahmen und ökologische Vorrangflächen von 2008 bis 2016 im Mittel um rund 10 kg N ha⁻¹ LF verringert werden, die Herbst-N_{min}-Werte gingen um

12 kg N ha⁻¹ LF zurück. Ebenso gingen die NO₃-Gehalte in den Erfolgskontrollmessstellen (in oberflächennahen GWK) im Landesmittel innerhalb der TGG in Messstellen mit mehr als 5 mg NO₃ L⁻¹ von 68 auf 60 mg NO₃ L⁻¹ zurück (Quirin und Hoetmer 2019).

In den TGG in Niedersachsen wurde ein deutlicher Rückgang der N-Schlagbilanzsalden durch Kooperationsmaßnahmen festgestellt, jedoch variieren die Rückgänge deutlich zwischen den Jahren (7 bis 30 kg N ha⁻¹) und zwischen verschiedenen Fruchtarten (bspw. 2 kg N ha⁻¹ in Sommergetreide gegenüber 19 kg N ha⁻¹ in Mais, 21 kg N ha⁻¹ in Raps und 16 kg N ha⁻¹ in Kartoffeln). In Bezug auf die Vereinbarungsflächen ergibt sich in den Jahren 2008 bis 2016 eine Minderung der Schlagbilanzsalden von 9,7 bis 13,9 N ha⁻¹ und in Bezug auf die LF in den Kooperationsgebieten von 6,6 bis 7,9 N ha⁻¹. Die Herbst-N_{min}-Werte konnten um 11,9 bis 18,0 kg N ha⁻¹ und in Bezug auf die LF in den Gebieten um 8,6 bis 9,9 kg N ha⁻¹ gemindert werden (Quirin und Hoetmer 2019).

Techen (2018) ermittelte über eine Befragung landwirtschaftlicher Betriebe in Kooperation zur Umsetzung der WRRL in Hessen eine Minderung der Hoftorbilanz-Salden von 2 bis 5,5 kg N ha⁻¹. Die WRRL-Beratung ist, im Unterschied zur Wasserschutzgebiets-Beratung, ein Bestandteil der Officialberatung oder findet im Rahmen von Kooperationen auf freiwilliger Basis ohne Kostenkompensation statt. Dieser Beratungsansatz umspannt dabei eine große Bandbreite in Bezug auf die Intensität der Beratung und den Umfang der möglichen Maßnahmen. Intensiv beratene Betriebe erreichten von 2010 bis 2013 eine Senkung der Hoftorbilanzsalden um 6,8 kg N ha⁻¹. Vergleichswerte für die Hoftorbilanzsalden für nicht-beratene Betriebe lagen nicht vor, jedoch sind im gleichen Zeitraum die Flächenbilanzsalden in Hessen und Deutschland als auch die Gesamtbilanzsalden für Deutschland nicht zurückgegangen. Viele der Erfolgsindikatoren für Gewässerschutzmaßnahmen müssen längerfristig beobachtet werden, um eine Wirkung der Beratung anzuzeigen, was aber in der Befragung von Techen (2018) nicht möglich war.

Kooperationsvereinbarungen können zu einer deutlichen Verbesserung in Bezug auf den Grundwasserschutz führen, das Potenzial ist jedoch durch die Agrarstruktur begrenzt und kann bspw. durch die Änderung der Agrarstruktur wie bspw. weitere Konzentration der Viehhaltung und Ausbau der Biogaserzeugung beschränkt werden. Ebenfalls könnte das Potenzial in bestehenden Kooperationsgebieten bereits weitgehend ausgeschöpft sein, sodass dort keine wesentlichen weiteren zusätzlichen Verbesserungen erzielt werden können. Für die weiteren Schutzgüter ergeben sich durch bspw. einen verminderten Düngereinsatz ebenfalls Verbesserungen.

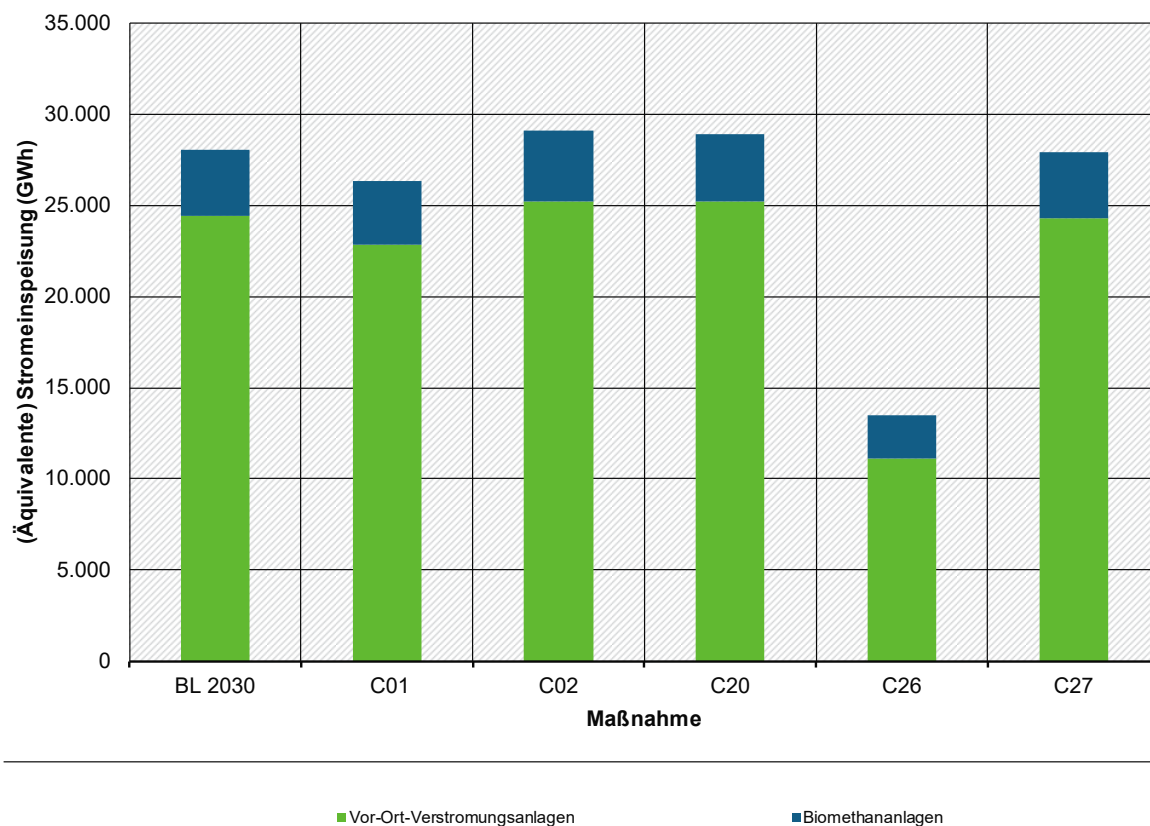
3.6 Änderung der Produktmengen, Anbauverhältnisse und Tierbestände

Die meisten der im Projekt DüngeVal bewerteten Maßnahmen können Auswirkungen auf die Produktionsmengen der Landwirtschaft und den Bedarf an Vorprodukten haben, was wiederum Rückwirkungen auf die Bewertung der DüV im Hinblick auf Umweltziele hat. Diese Auswirkungen finden jedoch außerhalb der Systemgrenzen des Betrachtungsraums „Landwirtschaft in Deutschland“ statt, bspw. in anderen Sektoren oder im Ausland, und fließen somit nicht in die Bewertung der Umweltwirkungen im Projekt DüngeVal mit ein.

Für eine umfassende Bewertung von Maßnahmen sind diese Auswirkungen dennoch zu berücksichtigen bzw. eine solche Bewertung muss im Wissen um solche Auswirkungen vorgenommen werden. Die tatsächlichen Umweltbelastungen aufgrund solcher Auswirkungen sind häufig schwer abschätzbar, da Anpassungsreaktionen aufgrund von Maßnahmen außerhalb der Systemgrenzen zwar beispielsweise mit ökonomischen Modellen und unter *ceteris paribus* beschrieben werden können, jedoch aufgrund zahlreicher weiterer Rahmenbedingungen nur schwer erfasst werden können.

Beispielhaft für Auswirkungen auf Vorprodukte sei hier der Mehr- oder Minderbedarf an Mineraldünger genannt (Abbildung 41), der Auswirkungen insbesondere auf das Schutzgut Klima in der Form der THG-Emissionen hat, die bei der Herstellung von N-Mineraldünger entstehen. Ein weiteres Beispiel für die Auswirkungen auf Produktmengen ist die Änderung der Stromeinspeisung aus Biogas (Abbildung 43). Diese Änderung verursacht einen Mehr- oder Minderbedarf an Stromerzeugung außerhalb der Landwirtschaft (aus anderen Energieträgern), was wiederum Auswirkungen insbesondere auf das Schutzgut Klima hat. So geht die Einspeisung von Strom aus Biogasanlagen durch die Maßnahme C01 („Erhöhung des Anteils der WD-Vergärung auf maximal technisch umsetzbaren Umfang“) aufgrund der geringeren Energiepflanzenvergärung von 28,1 auf 26,3 TWh zurück. Ebenso führt die Maßnahme C27 („Begrenzung der Viehbesatzdichte“) aufgrund der dadurch geringeren verfügbaren WD-Mengen mit den getroffenen Annahmen zu einem (sehr geringen) Rückgang der Einspeisung von Biogasstrom auf 27,9 TWh. Viel ausgeprägter ist der Rückgang auf 13,4 TWh durch Maßnahme C26 („Unterbindung von jeglicher Nutzung von Energiepflanzen in Kreisläufen mit Nährstoffüberhängen“). Andererseits können bestimmte Maßnahmen aufgrund der veränderten Substratzusammensetzung (bei gegenüber der Baseline 2030 unverändertem Anlagenbestand) zu mehr Einspeisung von Biogasstrom führen. Dies sind die Maßnahmen C02 („Ersatz von Energiepflanzen zur Biogasnutzung durch Getreidestroh und Zuckerrübenblatt“) mit 29,1 TWh und C20 („gülleloser Schweine- und Rinderstall mit Trennung von Kot und Harn im Stall“) mit 28,9 TWh.

Abbildung 43: Auswirkung von einzelnen Maßnahmen^a auf die (äquivalente) Stromeinspeisung aus Biogasanlagen (Jahr 2030), in GWh a⁻¹.



^a Maßnahmen

C01: Erhöhung des Anteils der WD-Vergärung auf den maximal technisch umsetzbaren Umfang.

C02: Ersatz von Energiepflanzen zur Biogasnutzung durch Getreidestroh und Zuckerrübenblatt.

C20: Gülleloser Schweine- und Rinderstall für 25 % der güllebasierten Mastschweine- und Milchviehbestände (Trennung von Kot und Harn im Stall).

C26: Unterbindung von jeglicher zusätzlichen Nutzung von Energiepflanzen in Kreisen mit Nährstoffüberhängen.
 C27: Flächenbindung der Tierhaltung (max. 2 GV ha-1 LF auf betrieblicher Ebene)
 Quelle: eigene Berechnungen.

Die Maßnahme C02 entspricht dem Szenario 2 der Maßnahme ZBa im Vorhaben „E-MoLL“ (Dreisbach et al. 2025; für eine detaillierte Beschreibung der Annahmen und Potenzialschätzungen siehe dort). Wird ein Teil der Energiepflanzen durch Stroh und Zuckerrübenblatt ersetzt, erhöht sich, aufgrund der im Vergleich zum ersetzten Energiepflanzenmix höheren TM-Gehalte im Stroh, die TM-Zufuhr und die oTM-Zufuhr, was im Vergleich zur Baseline 2030 insgesamt höheren Biogasproduktionsmengen und mehr eingespeicherter elektrischer Arbeit aus Biogas führt.

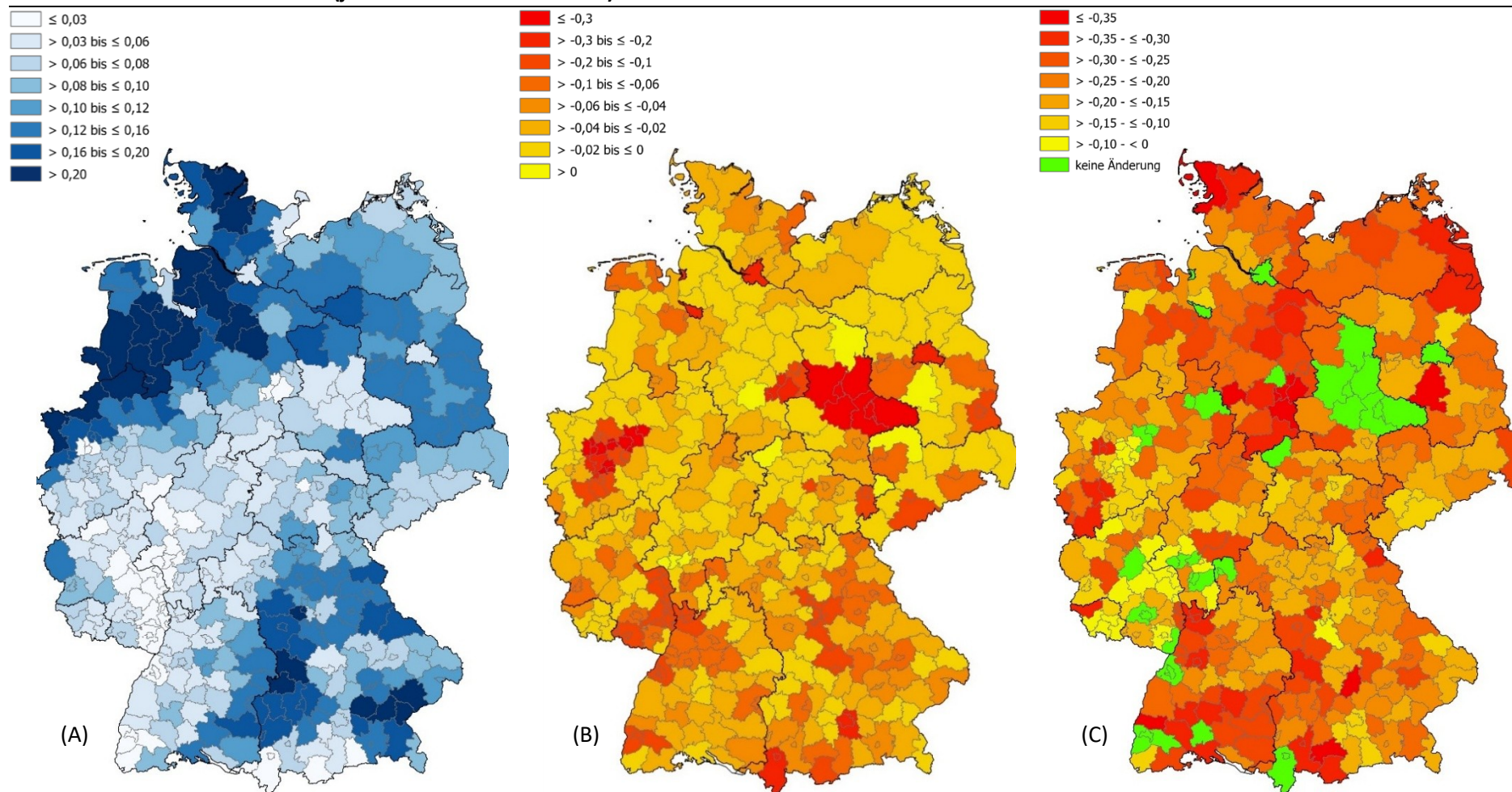
Weitere Auswirkungen einer Zunahme oder Abnahme der Wirtschaftsdüngertransporte (WD-Transfer über Kreisgrenzen hinweg) betreffen die Änderung der THG-Emission im Sektor „Verkehr“ durch Zu- oder Abnahme von CO₂-Emissionen aus Transporten.

Eine Verringerung der Produktionsmengen im Pflanzenbau und in der Tierhaltung kann ggfs. zu Verlagerungen sowohl von THG-Emission als auch von Belastungen anderer Schutzgüter ins Ausland führen, wenn die fehlende inländische Produktion durch vermehrte Importe ausgeglichen wird. Im globalen Rahmen kann dadurch die ökologische Gesamtbelastung steigen, wenn die Produktmengen im Ausland mit größeren Umweltbelastungen erzeugt werden als in Deutschland.

Die folgenden Abbildungen (Abbildung 44 bis Abbildung 46) zeigen für ausgewählte Maßnahmen die wesentlichen Änderungen des Mengengerüsts (auf Kreisebene), die mit den Maßnahmen verbunden sind. Beispielsweise führt die Maßnahme C01 („Erhöhung des Anteils der WD-Vergärung auf maximal umsetzbaren Umfang“) zu einer Freisetzung von Anbauflächen von Silomais, der nicht mehr für die Biogaserzeugung verwendet wird. Insgesamt werden dadurch 70.335 ha Silomais frei, dies entspricht 0,44 % der LF im Jahr 2030 bzw. 3,6 % der Silomaisfläche. Für diese Flächen wird angenommen, dass sie für den Anbau von anderen, marktgängigen Feldfrüchten genutzt werden. Besonders ausgeprägt ist der Rückgang der Silomaisflächen in C01 mit mehr als 30 % in Teilen Sachsen-Anhalts, im östlichen Rheinland-Pfalz und in Teilen Bayerns. Weiterhin betrifft der Rückgang städtische Regionen (bspw. Ruhrgebiet, München, Stadtstaaten), wobei der Anteil der Silomaisanbaufläche an der LF insgesamt in diesen Regionen allerdings meist gering ist (Abbildung 44B).

In Maßnahme C29 („Etablierung von zweijährigen Klee gras-/Luzernesystemen auf 40 % der Anbaufläche von Mais zur Rinderfütterung“) werden 459.428 ha Silomaisfläche zur Fütterung ($\pm$ 23 % der Silomaisfläche bzw. 2,8 % der LF) für den Anbau von Klee-/Klee grasssystemen umgenutzt. Dieser Wechsel der Futterpflanzen erfolgt anteilig zur Silomaisfläche, so dass die regionale Verteilung der Maßnahmenwirkung mehr oder weniger die Schwerpunkte des Silomaisanbaus nachzeichnet (Abbildung 44B). Ausgenommen davon sind jedoch Regionen mit einer überwiegenden Nutzung des Silomais zur Biogaserzeugung. Dazu zählen als größeres zusammenhängendes Gebiet das nördliche Sachsen-Anhalt sowie, verteilt in Westdeutschland, einzelne Kreise sowie die Stadtstaaten.

Abbildung 44: (A) Anteil der Silomaisfläche an der LF insgesamt in der Baseline 2030 (in ha ha⁻¹ LF) sowie Änderung durch (B) Maßnahme C01^a und (C) Maßnahme C29^b (jew. in ha ha⁻¹ Anbaufläche).



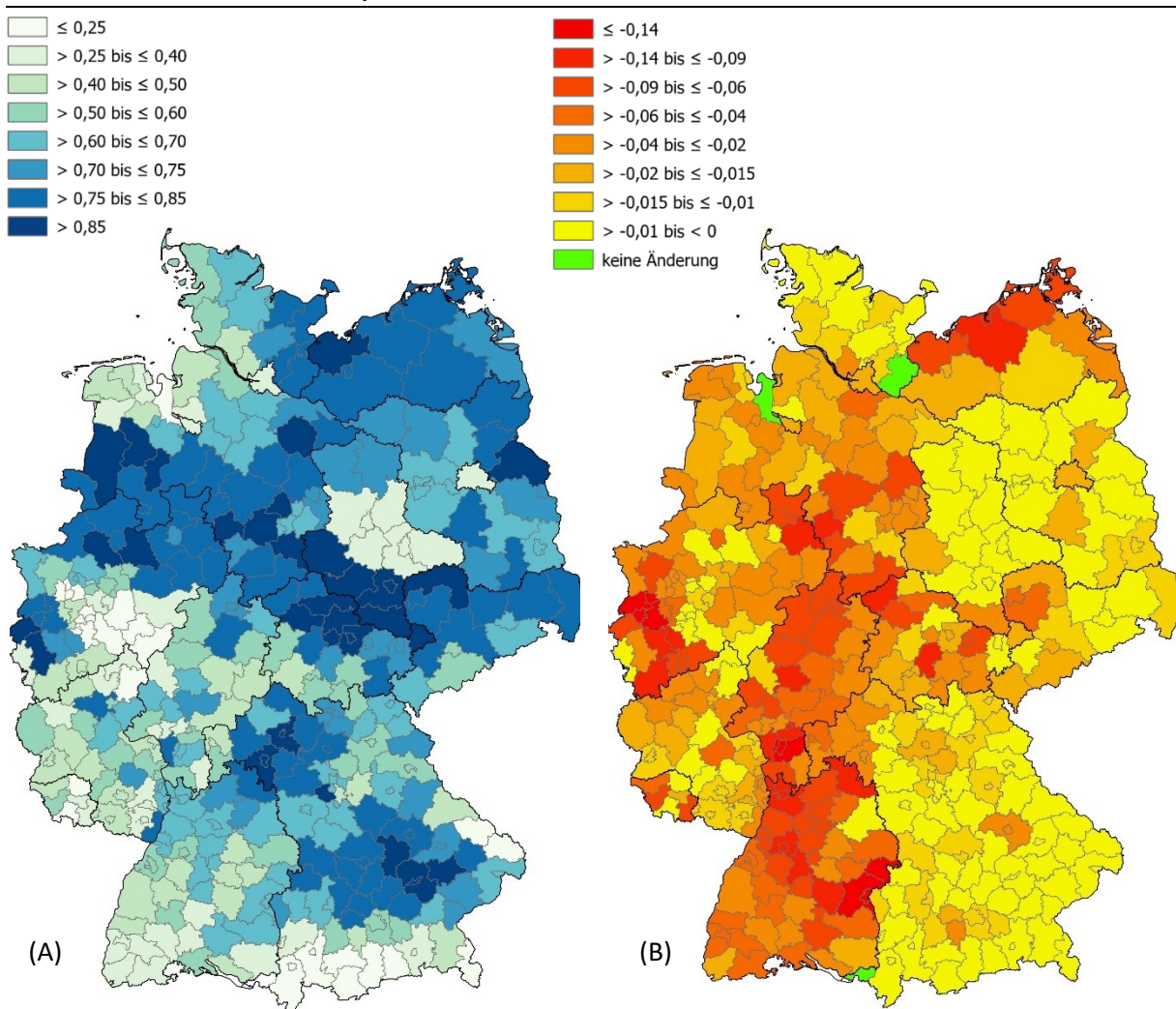
^a C01: Erhöhung des Anteils der WD-Vergärung auf den maximal technisch umsetzbaren Umfang.

^b C29: Etablierung von zweijährigen Klee-/Luzernsystemen auf 40 % der Anbaufläche von Mais zur Rinderfütterung.

Quellen: eigene Berechnung, Fortschreibung nach Häußermann et al. (2019). Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

Für die Maßnahme C14 „Umwandlung von Ackerland in Grünland und Extensivierung von Dauergrünland innerhalb von Wasserschutzgebieten“ zeigen sich ausgeprägte regionale Schwerpunkte und deutliche Unterschiede entlang der Ländergrenzen. Besonders hohe Anteile von mehr als 6 % Umnutzung Ackerland zu extensiven Dauergrünland wären durch die Maßnahme C14 in großen Teilen Westdeutschlands (ausgenommen Bayern und Schleswig-Holstein) zu erwarten, weniger deutlich ausgeprägt in Mecklenburg-Vorpommern und Thüringen. Eine ausgeprägte Binnendifferenzierung weisen die Länder Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und das Saarland auf (Abbildung 45).

Abbildung 45: (A) Anteil des Ackerlands an der LF insgesamt in der Baseline 2030 (in ha ha^{-1} LF) und (B) Änderung des Anteils durch Maßnahme C14^a relativ zur Baseline 2030 (in ha ha^{-1} Ackerland).

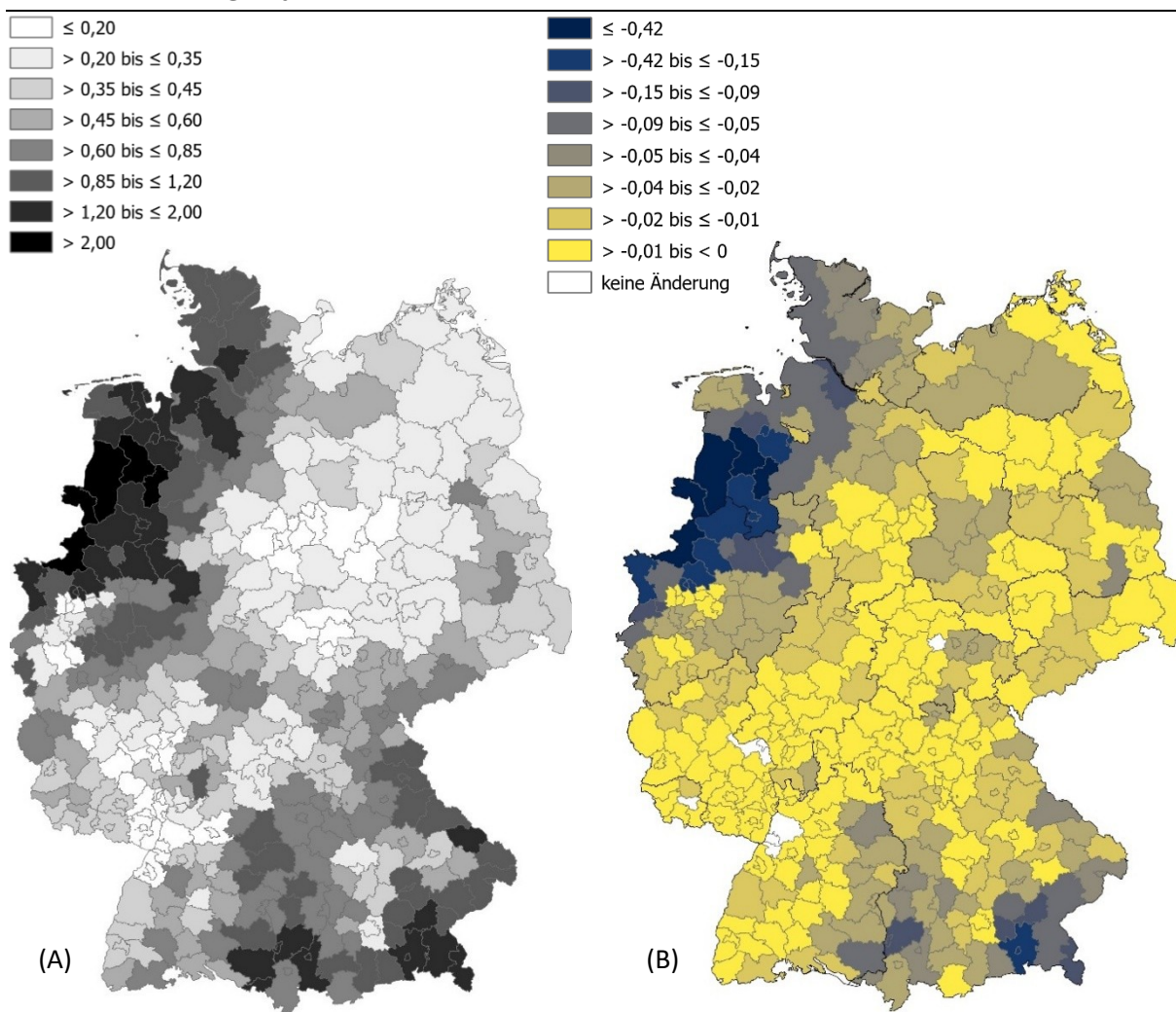


^a C14: Umwandlung von Ackerland in Grünland und Extensivierung von Dauergrünland innerhalb von Wasserschutzgebieten.

Quellen: eigene Berechnung, Fortschreibung nach Häußermann et al. 2019). Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

Abbildung 46A zeigt in der Baseline 2030 die regionale Verteilung der Viehbesatzdichte mit besonders hohen Konzentrationen mit regional jeweils mehr als 2 und großräumiger mehr als 1,2 GV ha⁻¹ LF. Durch die „Begrenzung der Viehbesatzdichte auf maximal 2 GV ha⁻¹ LF auf betrieblicher Ebene“ (Maßnahme C27) geht die Viehbesatzdichte im nördlichen NRW, westlichen Niedersachsen, in Schleswig-Holstein, Südostbayern und im Allgäu deutlich um mehr als 0,15 GV ha⁻¹ LF zurück. In den Kreisen mit den höchsten Viehbesatzdichten (Vechta, Cloppenburg, Emsland, Grafschaft Bentheim, Borken) beträgt der Rückgang sogar mehr als 0,42 GV ha⁻¹ LF (Abbildung 46B). Insgesamt geht durch Maßnahme C27 der Viehbestand in Deutschland um 772.401 GV ($\pm$ 6,6 %) zurück (zur Verteilung auf einzelne Tierkategorien siehe Tabelle 13).

Abbildung 46: (A) Viehbesatzdichte in der Baseline 2030 und (B) Änderung durch Maßnahme C27^a, in GV ha⁻¹ LF.



^a C27: Flächenbindung der Tierhaltung (max. 2 GV ha⁻¹ LF auf betrieblicher Ebene).

Quellen: eigene Berechnung, FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder 2023, Fortschreibung nach Häußermann et al. 2019.

Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2023.

3.7 Betroffenheit der Betriebe durch die Maßnahmen

Die landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland sind von den einzelnen Maßnahmen in sehr unterschiedlichem Ausmaß betroffen (Tabelle 18). Auf Grundlage der verfügbaren Daten ist es allerdings i.d.R. nicht möglich, die Betroffenheit durch die Maßnahmen auf identischer Vergleichsbasis wie Anzahl Betriebe, Fläche oder Anzahl Tiere exakt anzugeben. Insbesondere ist es für viele Maßnahmen der DüV nicht möglich, den Grad der Betroffenheit auf der einzelbetrieblichen Ebene zuverlässig abzuschätzen, da die dafür erforderlichen Aktivitätsdaten fehlen. Beispielsweise ist nicht bekannt, welche WD-Mengen in bestimmten Zeiträumen ausgebracht werden und somit von einer Ausweitung von Sperrfristen betroffen wären. Für einige der Maßnahmen stellt die Einschätzung der Betroffenheit in Tabelle 18 das maximale Ausmaß dar, der tatsächliche Umfang der Betroffenheit dürfte mit hoher Wahrscheinlichkeit niedriger liegen.

Das WD- und Gärrestaufkommen bezieht sich jeweils auf das Aufkommen zu Beginn der Lagerung und wurde mit EMMA-L-NC berechnet, die Methodik und die zugrundeliegenden Koeffizienten sind in Dreisbach et al. (2025) ausführlich beschrieben.

Tabelle 18: Übersicht zur Betroffenheit durch die einzelnen Maßnahmen im Jahr 2030.

Maßnahme	Betroffenheit
A01	Alle Betriebe (außer flächenlose Betriebe und Betriebe unterhalb Bagatellgrenze nach DüV 2021 § 10, Absatz 3)
A02	Unbekannte N-Düngermenge in der Zeit von 1. September bis zum Einsetzen der Sperrfrist für 4,47 Mio. ha Dauergrünland (ohne ertragsarmes, aus der Erzeugung genommenes Dauergrünland mit Beihilfe-/Prämienanspruch) und 0,64 Mio. ha Ackerfutterbau (ohne Silomais)
A03	Unbekannter Anteil von 13,7 Mio. t FM Frischmistaufkommen von Huf- und Klauentieren und 3,03 Mio. t FM Bioabfallkompost (Jahr 2021)
A04	Unbekannte N-Düngermenge im Herbst zu 1,03 Mio. ha Winterraps und 1,28 Mio. ha Wintergerste
A05	Gesamte LF außerhalb der „roten Gebiete“: 13,42 Mio. ha LF ($\triangleq$ 83 % der LF)
A08	Fläche: 11,23 Mio. ha Ackerland und 4,47 Mio. ha Dauergrünland (ohne ertragsarmes aus der Erzeugung genommenes Dauergrünland mit Beihilfe-/Prämienanspruch) WD: 125 Mio. t FM Gülle (einschl. WD-Gärreste) und 62 Mio. t FM Gärreste ^a aus Energiepflanzen- und Bioabfallvergärung
A09	8 % der flüssigen Gärreste ^a (4,7 Mio. t FM), 5 % der Rindergülle (4,1 Mio. t FM) und 5 % der Schweinegülle (2,6 Mio. t FM)
A11	9.900 ha Ackerland und Sonderkulturen
A12	2,85 Mio. ha Reihenkulturen (1,96 Mio. ha Silomais, 0,35 Mio. ha Körnermais und CCM, 0,21 Mio. ha Kartoffeln, 0,33 Mio. ha Zuckerrüben)
B01	Fläche der „roten Gebiete“ (2,74 Mio. ha LF; 17,0 % der LF insgesamt)
B02	Fläche der „roten Gebiete“ (2,74 Mio. ha LF; 17,0 % der LF insgesamt)
B03	Unbekannter Anteil der Anbauflächen von Winterraps (1,03 Mio. ha), Wintergerste (1,28 Mio. ha) und Winterzwischenfrüchten (1,58 Mio. ha) in den „roten Gebieten“
B04	Fläche: unbekannter Anteil der Sommerungen (4,02 Mio. ha, davon 17 % $\triangleq$ 0,68 Mio. ha) in den „roten Gebieten“ WD: unbekannter Anteil von 13,7 Mio. t FM Frischmistaufkommen (davon 17 % $\triangleq$ 2,3 Mio. t FM) von Huf- und Klauentieren und 3,03 Mio. t FM Bioabfallkompost (Jahr 2021, davon 17 % $\triangleq$ 0,52 Mio. t FM)

Maßnahme	Betroffenheit
B05	Fläche: unbekannter Anteil der Dauergrünlandflächen (4,47 Mio. ha) und Flächen des mehrschnittigen Feldfutterbaus (0,64 Mio. ha) in den „roten Gebieten“ WD: unbekannter Anteil von 151 Mio. t WD aus Tierhaltung (einschließlich Gärreste ^a aus WD-Vergärung und Einstreu, davon 17 % $\pm$ 25,7 Mio. t WD) und 43 Mio. t FM Gärreste aus Energiepflanzen und Bioabfallvergärung
B06	Fläche: unbekannter Anteil der Dauergrünlandflächen (4,47 Mio. ha) und Flächen des mehrschnittigen Feldfutterbaus (0,64 Mio. ha) in den „roten Gebieten“ WD: Unbekannter Anteil von 143 Mio. t WD aus Tierhaltung (einschließlich Gärreste aus WD-Vergärung) und 62 Mio. t FM Gärreste ^a aus Energiepflanzen und Bioabfallvergärung (davon 17 % $\pm$ 10,5 Mio. t FM)
C01	65,7 % der WD-Anfallmenge (100 Mio. t FM) maximal technisch nutzbar mit dem Biogas-Anlagenbestand in der Baseline 2030
C02	12,2 Mio. t FM Stroh (von 33,0 Mio. t FM, zzgl. 4,2 Mio. t Körnermaisstroh), 14,7 Mio. t FM Zuckerrübenblatt (von 19,9 Mio. t FM)
C03	38,1 Mio. t FM Rindergülle (einschl. Gärreste aus deren Vergärung), 24,6 Mio. t Schweinegülle (einschl. Gärreste aus deren Vergärung), 31,1 Mio. t FM Gärreste ^a aus Bioabfall- und Energiepflanzenvergärung
C04	In Außenlagern gelagerte Rinder- und Schweinegülle: 38,6 Mio. t FM Rindergülle und 23,6 Mio. t FM Schweinegülle
C05	25 % der Stickstoffmineraldünger (139 Gg N AHL und 214 Gg N Harnstoff mit Urease-Inhibitor)
C06	Alle Betriebe (außer flächenlose Betriebe und Betriebe unterhalb Bagatellgrenze nach DüV 2021 § 10 Absatz 3)
C07	Alle Milchkühe (3,49 Mio. Stück)
C08	Alle Flächen außerhalb der „roten Gebiete“ (13,4 Mio. ha LF; 83 % der LF insgesamt)
C09	Alle Flächen mit N-Mineraldüngeranwendung (16,12 Mio. ha LF gesamt abzgl. 2,36 Mio. ha ökologisch bewirtschaftete Fläche und 0,21 Mio. ha extensiv, konventionell bewirtschaftetes Dauergrünland ^b = 13,55 Mio. ha)
C10	Alle Ackerbau- und Sonderkulturflächen (11,23 Mio. ha Ackerland und 0,13 Mio. ha Gemüse- und Erdbeeranbaufläche)
C11	96 Kreise mit einer LF von 3,97 Mio. ha, Rückgang der innerdeutschen Importe um ca. 70 %, Rückgang der Importe aus den Niederlanden um 24 %. Zusätzlicher Exportbedarf von 25.860 t N (neben weiteren WD ca. 2,4 Mio. t FM Rinderfrischgülle einschl. WD-Vergärung und 2,8 Mio. t FM Schweinefrischgülle einschl. WD-Vergärung)
C12	unbekannt
C13	Anbau von Winterzwischenfrüchten auf 95 % der Fläche von Sommerungen in westdeutschen Bundesländern und auf 75 % der Fläche von Sommerungen in ostdeutschen Bundesländern (ca. 3,58 Mio. ha statt 1,53 Mio. ha in der Baseline-Projektion); Untersaaten mit Reihenkulturen als Potenzialfläche wurden nicht berücksichtigt (Reihenkulturen 2,85 Mio. ha, davon Silomais 1,96 Mio. ha, Körnermais und CCM 0,35 Mio. ha und Hackfrüchte zusammen 0,54 Mio. ha)
C14	11,7 % der LF (1,89 Mio. ha) liegen in Trinkwasserschutzgebieten der Zonen I bis III, hiervon werden 0,49 Mio. ha zusätzlich in extensives Grünland umgewandelt
C15	11,7 % der LF (1,89 Mio. ha) liegen in Trinkwasserschutzgebieten der Zonen I bis III
C16	Export von Produkten aus der Gärrestaufbereitung aus Gebieten mit mehr als 70 kg N ha ⁻¹ Gesamtbilanzüberschuss (3,94 Mio. ha LF), bei maximaler Transportentfernung von 100 km zur Überschussregion Abgabe/Aufnahme von 85 Gg N ($\pm$ 67 % der aus Gärresten produzierten ASL-Menge, 33 % der ASL-Mengen können mit diesen Prämissen nicht exportiert werden).

Maßnahme	Betroffenheit
C17	BlmSchV-V+G-Betriebe mit 0,56 Mio. Sauen, 0,89 Mio. Aufzuchtferkeln, 2,78 Mio. Mastschweinen, 0,34 Mio. Milchkühen, 0,15 Mio. Färsen und 0,079 Mio. Mastrindern
C18	Rinder- und Schweine in güllebasierten Laufställen, Teil- und Vollspaltenboden: 2,74 Mio. Milchkühe, 1,61 Mio. Milchfärsen, 0,16 Mio. Mastfärsen, 0,28 Mio. Männliche Mastrinder, 0,23 Mio. Mutterkühe, 0,023 Mio. Männliche Rinder > 2 Jahre, 1,17 Mio. Sauen, 3,39 Mio. Aufzuchtferkel, 10,6 Mio. Mastschweine und 0,014 Mio. Eber.
C19	35,8 Mio. Legehennen, 11,3 Mio. Junghennen
C20	0,87 Mio. Milchkühe, 0,32 Mio. Sauen, 0,88 Mio. Aufzuchtferkel und 2,75 Mio. Mastschweine,
C21	0,34 Mio. Milchkühen, 0,15 Mio. Färsen, 0,079 Mio. Mastrindern, 0,84 Mio. Sauen, 1,78 Mio. Aufzuchtferkeln und 5,57 Mio. Mastschweinen in Anlagen nach Abgrenzung 2/3 der BlmSchV-V-Anlagen, davon sind die meisten in güllebasierten Systemen (genauer Anteil wurde nicht ermittelt)
C22	0,34 Mio. Milchkühen, 0,15 Mio. Färsen, 0,079 Mio. Mastrindern, 0,56 Mio. Sauen, 0,89 Mio. Aufzuchtferkeln und 2,78 Mio. Mastschweinen in BlmSchV-V-G-Anlagen, davon sind die meisten in güllebasierten Systemen (genauer Anteil wurde nicht ermittelt)
C23	0,84 Mio. Sauen, 1,78 Mio. Aufzuchtferkel, 5,57 Mio. Mastschweine, 46 Mio. Legehennen, 11,4 Mio. Junghennen und 90 Mio. Broiler
C24	1,10 Mio. Mastschweine
C25	27,8 Mio. t Rindergülle, 13,8 Mio. t Schweinegülle, 21,2 Mio. t NaWaRo-Gärreste und 12,6 Mio. t FM Gärreste aus WD-Vergärung ^a
C26	62,5 % der Energiepflanzenmenge im Jahr 2021
C27	Bestandsreduktion von 127.000 Milchkühen (3,6 % des Gesamtbestands), 68.300 Kälbern (6,3 %), 197.200 Färsen (6,3 %), 104.600 Mastrindern (6,3 %), 46.200 Sauen (3,6 %), 989.200 Aufzuchtferkeln (28,1 %), 1.088.000 Mastschweinen (9,9 %), 7.180.600 Legehennen (13,6 %), 14.164.900 Broiler (14,3 %) und 1.626.100 Puten (14,3 %).
C28	0,2 Mio. ha Dauergrünland und 1,7 Mio. ha Ackerland (jeweils kreisweise summiert) überschreiten nach den Modellannahmen zur Verteilung der WD zu unterschiedlichen Kulturen die maximale Zufuhr von 170 kg N ha ⁻¹ organischer Dünger zu Dauergrünland und 120 kg N ha ⁻¹ organischer Dünger zu Ackerland; dadurch zusätzlicher Exportbedarf von 113.555 t N, wovon 17.091 t N nicht innerhalb der Kreise neu verteilt werden können
C29	Umwandlung von 40 % der Silomaisfläche zur Futtererzeugung für die Rinderfütterung (0,45 Mio. ha von 1,1 Mio. ha) in zweijähriges Klee-/Klee gras-/Luzernesystem
C30	2,57 Mio. ha LF (15,9 %) mit Minderungsbedarf des N-Gesamtbilanzüberschuss

^a überschlägige Berechnung der Gärrestmengen unter Annahme eines N-Gehalts von 3,8 kg N t⁻¹ FM.

^b Schätzung unter der vereinfachenden Annahme, dass der Anteil ökologisch bewirtschafteter Fläche für extensiv bewirtschaftetes Dauergrünland in der Baseline 2030 ebenso wie für die Landwirtschaft insgesamt 14,6 % der LF beträgt.

Quellen: eigene Berechnungen, Dreisbach et al. (2025), Destatis (2023), Drucksache, 19/18469 08. April 2020 (08. April 2020), WasserBLICK/BfG und zuständige Behörden der Länder (2022).

3.8 Vergleich der Ergebnisse mit AGRUM-DE

Die Fragestellungen des Projekts DüngeEval wurden in ähnlicher Weise im Projekt „Wirkungsmonitoring zur Umsetzung Düngeverordnung“ des Thünen-Instituts bearbeitet, wozu im Modellverbund AGRUM-DE die Modelle RAUMIS (Thünen-Institut), GROWA, WEKU, DENUZ, ME-Phos (Forschungszentrum Jülich) und MONERIS (Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, IGB) miteinander gekoppelt wurden. Der Modellverbund bildet die methodische Grundlage für die Evaluierung der DüV 2020 durch das Thünen-Institut bzw. das BMLEH im Hinblick auf die Belastung von Grund- und Oberflächengewässer durch N- und P-Einträge. Der Modellverbund AGRUM-DE wird im Projekt RELAS („Abbildung regionaler landwirtschaftlicher Stickstoffflüsse für die Gewässer- und Klimaschutzpolitik“) des Thünen-Instituts weiterentwickelt und wird künftig das zentrale Instrumentarium für das Monitoring der Düngegesetzgebung sein. Der Vergleich von RAUMIS-DE mit dem Projekt DüngeEval erfolgt überwiegend auf Grundlage der in Zinnbauer et al. (2023) veröffentlichten Methoden und Ergebnisse.

Die Wirkungsabschätzung der DüV in AGRUM-DE beruht auf der DüV in der Fassung vom 27. April 2020. Bezüglich der umweltrelevanten Auswirkungen ist diese identisch mit der DüV in der Fassung vom 10. August 2021, die der Wirkungsabschätzung im Projekt DüngeEval zugrunde liegt. Die Projektion des Mengengerüsts für die Zieljahre beruht in beiden Projekten im Wesentlichen auf den Angaben der Thünen-Baseline, allerdings für unterschiedliche Perioden bzw. mit unterschiedlichem Aktualisierungsstand: AGRUM-DE verwendet die Thünen-Baseline 2020 – 2030 (Haß et al. 2020), DüngeEval dagegen die Baseline 2022 bis 2032 (Haß et al. 2022). In AGRUM-DE wurde außerdem die Neuausweisung der „roten Gebiete“ in 2022/2023 (mit 2,7 Mio. ha LF) nicht mehr berücksichtigt, sondern der Stand vom Mai 2021 (mit rund 2 Mio. ha LF) wurde verwendet. Sowohl in AGRUM-DE als auch im Projekt DüngeEval wird von einer vollständigen Umsetzung der DüV ausgegangen. Indirekte Effekte der DüV auf die Agrarstruktur werden nicht als Wirkung der DüV berücksichtigt.

3.8.1 Flächenbilanzüberschuss

Der landwirtschaftliche N-Flächenbilanzüberschuss in RAUMIS entspricht annähernd dem hydrosphärischen N-Überschuss (N-Überschuss nach Abzug der gasförmigen N-Verluste im Stall, im WD-Lager einschließlich Gärrestlager und bei der Ausbringung von WD und Mineraldüngern) in RegNBil. RAUMIS arbeitet mit räumlich höher aufgelösten Daten und berechnet N-Flächenbilanzen auf Gemeindeebene. Diese Daten sind jedoch nicht öffentlich verfügbar; für wesentliche Größen der N-Bilanzierung wie z.B. den Hektarertrag, den (Kreisgrenzen-überschreitenden) Transfer von Wirtschaftsdüngern und die $N_{\min}$ -Werte (im Ansatz von RegNBil keine Bilanzgröße) verwendet auch RAUMIS nur Kreisdaten, die N-Mineraldüngung wird ebenfalls analog zum Ansatz in RegNBil berechnet (Zinnbauer et al. 2023; Gl. 15, S. 91). Die N-Bilanzierung im Projekt DüngeEval beruht dagegen im Wesentlichen auf öffentlich verfügbaren Daten, u. a. des Statistischen Bundesamts (Destatis), den EEG-Anlagenverzeichnissen der Übertragungsnetzbetreiber und dem Biomethananlagenverzeichnis der Dena. Auf Basis dieser Datenquellen ist eine Berechnung mit höherer räumlicher Auflösung als Kreisebene nach Auffassung der Autor*innen fachlich nicht sinnvoll, da Ergebnisse auf Gemeindeebene eine räumliche Aussageschärfe suggerieren würden, die von den Eingangsdaten nicht getragen wird.

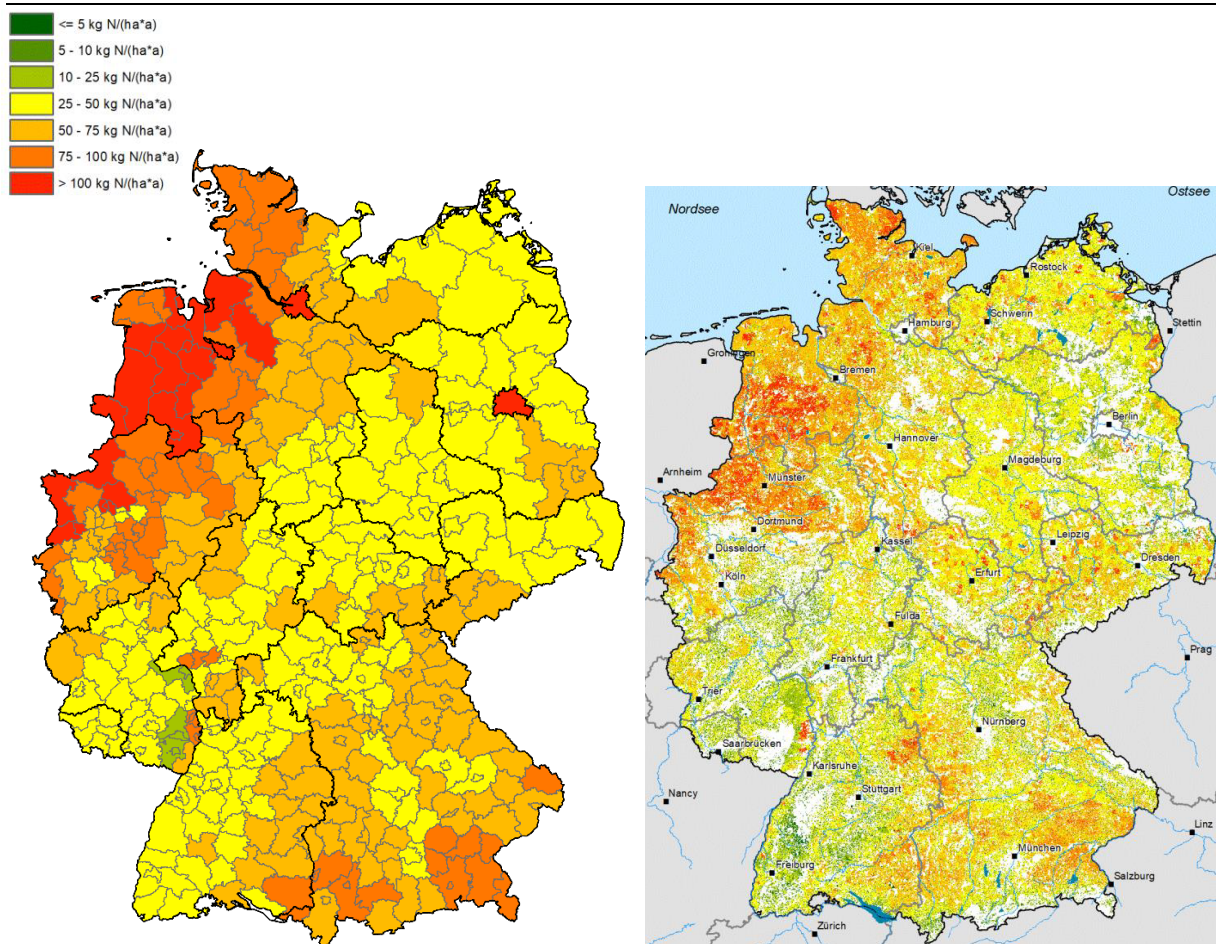
Die Zeiträume der IST-Situation in AGRUM-DE (Mittel der Jahre 2014 bis 2016) und DüngeEval (Mittel der Jahre 2019 bis 2021) sowie das Zieljahr (in AGRUM-DE das Jahr 2027, dem Ende des dritten Bewirtschaftungszeitraums der WRRL, im Projekt DüngeEval das Jahr 2030) weichen voneinander ab. Der folgende Vergleich der N-Bilanzen in beiden Projekten bezieht sich daher auf den Zeitraum 2014 bis 2016, wofür im Projekt DüngeEval aus RegNBil ebenfalls Ergebnisse der N-Flächenbilanzierung vorliegen.

Die N-Mengen der Bilanzkomponenten nach Ansatz RegNBil und nach RAUMIS (n. Zinnbauer et al. 2023; S. 169) sind in Tabelle 19 gegenübergestellt und stimmen für den Mittelwert 2014 bis 2016 für Deutschland und die Bundesländer (mit Ausnahme der Stadtstaaten) im Wesentlichen überein. Die einzelnen N-Zufuhrgrößen stimmen in beiden Ansätzen (f. RAUMIS n. Zinnbauer et al. 2023; S. 321) für Deutschland insgesamt ebenfalls weitgehend überein (Tabelle 19).

Die Vergleichsdaten für das Zieljahr 2027 in AGRUM-DE liegen aus RegNBil nicht vor, jedoch wird sowohl in RAUMIS als auch in RegNBil im Baseline-Szenario ein deutlicher Rückgang der Bilanzsalden projiziert und der N-Flächenbilanzsaldo nach RAUMIS für das Baseline-Szenario 2027 (Szenario „nmin“) liegt mit 35,7 kg N ha⁻¹ LF (Zinnbauer et al. 2023, S. 160 ff.) zwischen den hydrosphärischen N-Salden der Baseline für die Jahre 2025 und 2030 nach RegNBil mit 38,2 bzw. 30,2 kg N ha⁻¹ LF.

Das regionale Verteilungsmuster der N-Flächenbilanzsalden nach Gemeinden in RAUMIS stimmt im Wesentlichen mit den Ergebnissen auf Kreisebene aus RegNBil überein (Abbildung 47), wobei hohe N-Bilanzsalden in beiden Bilanzen weitgehend mit der regionalen Bestandsdichte der Viehhaltung und der Biogasanlagen korrelieren.

Abbildung 47: Hydrosphärischer N-Überschuss nach RegNBil (Karte links) und landwirtschaftliche N-Bilanzüberschüsse in den Gemeinden nach RAUMIS^a (Karte rechts); jew. Mittel 2014 - 2016, in kg N ha⁻¹ LF.



^a Zinnbauer et al. (2023), Karte 82.

Quellen: Karte A: eigene Berechnung, Kartengrundlage © Geo-BasisDE/BKG 2023; Karte B: Zinnbauer et al. (2023), Thünen-Institut.

Hohe N-Flächenbilanzsalden bzw. hydrosphärische N-Bilanzsalden weisen Nordwestdeutschland, Südbayern, das Allgäu, Ostwürttemberg und Mittelfranken sowie der Osten von Rheinland-Pfalz im Rheintal auf. Geringe N-Überschüsse weisen beide Bilanzierungen für den überwiegenden Teil von Rheinland-Pfalz, das westliche Baden-Württemberg sowie der überwiegende Teil Ostdeutschlands aus. In einzelnen Regionen wie Nordthüringen, im Süden Sachsen-Anhalts und im südlichen Brandenburg weichen die Salden beider Bilanzierungen deutlich voneinander ab; den Ursachen dafür kann nicht nachgegangen werden, da die RAUMIS-Daten auf Gemeindeebene nicht zugänglich sind.

Im Gegensatz zu den Ergebnissen im Projekt DüngEval ist der N-Bilanzsaldo der Baseline in AGRUM-DE gegenüber der IST-Situation mit 57 gegenüber 58 kg N ha⁻¹ LF nahezu unverändert, wobei ein deutlicher Rückgang der Zufuhr mit Gärresten durch eine höhere Mineraldüngerzufuhr kompensiert wird. Diese Änderung der Zufuhr in der Baseline 2030 gegenüber der IST-Situation wird im Projekt DüngEval ebenfalls ausgewiesen, jedoch mit abweichenden Werten. So nimmt nach DüngEval die Mineraldüngerzufuhr bis 2030 ohne Umsetzung der DüV 2021 gegenüber der IST-Situation um 15 kg N ha⁻¹ LF zu (12 kg N ha⁻¹ LF nach AGRUM-DE), die Zufuhr mit Gärresten jedoch nur um 2,4 kg N ha⁻¹ LF ab (8,2 kg N ha⁻¹ LF nach AGRUM-DE) (Tabelle 19).

Tabelle 19: Vergleich der N-Flächenbilanz^a für unterschiedliche Szenarien für Deutschland nach RAUMIS und RegNBil, in kg N ha⁻¹ LF.

Bilanzterm	RAUMIS			RegNBil			
	IST (Mittel 2014 bis 2016)	Baseline 2027	Baseline 2027 + DüV nmin	Mittel 2014 bis 2016	IST (Mittel 2019 bis 2021)	Baseline 2030 (ohne DüV 2021)	Baseline 2030 (mit DüV 2021)
Zufuhr mit:							
Wirtschaftsdünger (ohne WD-Vergä- rung)	52,4	52,4	52,4	44,7	42,1	39,7	42,8
Gärreste (einschl. WD-Vergärung)	31,9	23,7	23,7	30,2	30,7	28,3	32,5
Biologische N-Fixie- rung	10,4	10,4	10,4	12,4,	13,9	13,5	13,5
SeRo-Dünger ^b	-	-	-	3,2	2,9	2,7	2,8
Klärschlamm	1,3	1,3	1,3				
Kompost	2,1	2,1	2,1				
Saatgut	1,5	1,4	1,4	-1,3	1,3	1,4	1,4
Mineraldünger	102,4	112,4	91,4	99,2	77,6	92,9	84,4
Atmosphärische De- position	-	-	-	14,5	8,6	4,5	4,8
Σ Zufuhr	201,8	203,8	182,9	205,3	181,9	186,1	177,7
Σ Abfuhr	143,5	147,1	147,2	146,1	135,8	148,5	147,5
Saldo	58,3	56,7	35,7	59,3	46,1	37,6	30,2

^a jeweils unter Berücksichtigung von gasförmigen N₂/N_r-Verlusten aus Stall, Wirtschaftsdünger- und Gärrestlagerung, Biogaserzeugung und Düngerausbringung, entspricht in RegNBil der hydrosphärischen N-Bilanz.

^b SeRo-Dünger (Kompost, Klärschlamm und Tiermehl).

Quellen: eigene Berechnungen; Werte für RAUMIS n. Zinnbauer et al. (2023) S. 169 und S. 321.

In AGRUM-DE wird für die Baseline 2027 (ohne Umsetzung der DüV) eine Mineraldüngerzufuhr von 112 kg N kg N ha⁻¹ LF ausgewiesen, im Projekt DüngEval für das Jahr 2030 (ohne Umsetzung der DüV) beträgt die Mineraldüngerzufuhr lediglich 93 kg N kg N ha⁻¹ LF. Nach AGRUM-DE ist der Rückgang des N-Flächenbilanzüberschuss bis 2027 auf 35,7 kg N kg N ha⁻¹ LF im Szenario „Baseline + DüV nmin“ fast vollständig auf die Wirkung der DüV zurückzuführen. Nach DüngEval ist jedoch etwa die Hälfte des Rückgangs der N-Flächenbilanzsalden bis 2030 auf andere Ursachen oder nicht quantifizierbare indirekte Effekte der DüV zurückzuführen. Nach AGRUM-DE sinkt die Mineraldüngerzufuhr durch die DüV 2020 im Szenario „Baseline + DüV nmin“ gegenüber der Baseline von 112 auf 91 kg N kg N ha⁻¹ LF, die anderen Zufuhrkomponenten und die Abfuhr bleiben durch die DüV unverändert (Zinnbauer et al. 2023). Dies gilt weitgehend auch für die Ergebnisse im Projekt DüngEval, jedoch geht die Mineraldüngerzufuhr durch die Umsetzung der DüV 2021 um 9 kg N kg N ha⁻¹ LF zurück und beträgt 2030 dann 84 kg N kg N ha⁻¹ LF (Tabelle 19).

In AGRUM-DE werden 2027 mit Umsetzung der DüV 2020 für 7 % der Gemeinden negative N-Flächenbilanzsalden berechnet. In den auf Kreisebene ermittelten hydrosphärische N-Bilanzsalden für 2030 mit Umsetzung der DüV 2021 im Projekt DüngEval werden keine negativen Werte ausgewiesen, hier beträgt der niedrigste hydrosphärische N-Bilanzsaldo +5,6 kg N kg N ha⁻¹ LF für die Kreisregion Mainz-Bingen (mit der kreisfreien Stadt Mainz). Eine Wirkungsabschätzung der DüV auf die Schutzgüter terrestrische Ökosysteme, Vegetation und Klima ist nicht Gegenstand von AGRUM-DE (Zinnbauer et al. 2023).

3.8.2 Nitratkonzentration im Sickerwasser

In Ansatz von AGRUM-DE wird bei der Modellierung der NO₃-Sickerwasserkonzentrationen die Denitrifikation in der durchwurzelten Zone berücksichtigt, die mit dem Modell DENUZ berechnet wird; in DüngEval geht dagegen (dem Vorsorgeprinzip folgend) der N-Überschuss ohne weitere Verminderung in die Berechnung der potenziellen NO₃-Sickerwasserkonzentrationen ein. Aufgrund der in beiden Projekten gleichen Zielwerte von maximal 50 mg NO₃ L⁻¹ Sickerwasser ergibt sich dadurch im Projekt DüngEval zwangsläufig eine größere Zielwertüberschreitung und folglich ein höherer Minderungsbedarf der hydrosphärischen N-Bilanzüberschüsse bei ansonsten gleichen Randbedingungen. Als Denitrifikationsverluste im durchwurzelten Boden werden mit dem Modell DENUZ <2 bis über 50 kg N ha⁻¹ berechnet, wodurch nach DENUZ-Annahmen im gesamten Bundesgebiet rund die Hälfte der gesamten verlagerbaren N-Menge im Boden denitrifiziert wird (für eine kritische Auseinandersetzung mit den Ansätzen des AGRUM-Modellverbund s. Bach (2022)). Der N-Austrag aus dem Boden wird dadurch auf ca. 590.000 t N vermindert. Diese Menge wird im weiteren Verlauf der Sickerwasserverlagerung weiter reduziert, so dass als N-Eintrag in das Grundwasser nur noch ca. 390.000 t N modelliert werden. Nach der Denitrifikation im Grundwasser verbleiben gemäß Modell WEKU noch ca. 120.000 t N (Zinnbauer et al. 2023; S. 201 ff.), die in Oberflächengewässer eintreten. Der Gesamtaustrag in Oberflächengewässer aus diffusen Quellen wird in Zinnbauer et al. (2023) mit ca. 390.000 t N beziffert.

Unter der im Projekt DüngEval getroffenen Annahme, dass der gesamte hydrosphärische N-Überschuss potenziell zur Sickerwasserkonzentration beiträgt, beträgt der N-Austrag aus dem Boden allein aus der Landwirtschaft im Mittel 2014 bis 2016 ca. 990.000 t N, in der IST-Situation ca. 770.000 t N und in der Baseline-Projektion 2030 490.000 t N.

Das räumliche Verteilungsmuster der modellierten NO₃-Sickerwasserkonzentration in Zinnbauer et al. (2023) (Karte 108) zeigt überwiegend eine gute Übereinstimmung mit der potenziellen NO₃-Sickerwasserkonzentration nach DüngEval (IST-Situation; s. Abbildung 25). Regional größere Abweichungen ergeben sich in Mecklenburg-Vorpommern und für das östliche Schleswig-Holstein, wo Zinnbauer et al. (2023) jeweils höhere modellierte NO₃-Sickerwasserkonzentration berechnen, und für die Gebiete Niedersachsens und Schleswig-Holsteins entlang der

Nordseeküste mit jeweils niedrigeren modellierten NO_3 -Sickerwasserkonzentration nach Zinnbauer et al. (2023). Einige weitere kleinere Hot spot-Regionen nach Zinnbauer et al. (2023) werden im Projekt DüngeEval nicht dargestellt oder sind nur schwach ausgeprägt. Als eine mögliche Ursache dafür kann die kleinräumigere Auflösung des N-Überschuss auf Gemeindeebene in RAUMIS gegenüber dem hydrosphärischen N-Überschuss auf Kreisebene im Projekt DüngeEval angeführt werden.

Zinnbauer et al. (2023) (Karte 109) geben zur Einhaltung der Qualitätsziele im Sickerwasser und Grundwasser einen maximal tolerierbaren landwirtschaftlichen N-Flächenbilanzüberschuss von weniger als 20 kg N ha^{-1} in Beckenlagen und den östlichen Bundesländern und mehr als 60 kg N ha^{-1} in westlichen Bundesländern und den Kammlagen der Mittelgebirge auf Rasterebene an. Im Projekt DüngeEval werden für diese Regionen auf GWK-Ebene maximal zulässige hydrosphärische N-Bilanzüberschüsse zur Einhaltung des Qualitätsziels in ähnlicher Höhe ausgewiesen. Aufgrund der geringen Sickerwasserraten ergeben sich in weiten Teilen Sachsen-Anhalts und Brandenburgs, im nördlichen Sachsen, in Thüringen sowie im Osten von Rheinland-Pfalz mit DüngeEval maximal zulässige hydrosphärische N-Überschüsse von weniger als $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$, in Mecklenburg-Vorpommern meist zwischen 15 und $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$, im überwiegenden Teil Westdeutschlands zwischen 25 und $45 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ und in den Mittelgebirgsregionen von häufig mehr als $85 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$, im Harz, im Schwarzwald und um bayerischen Alpenvorland auch von mehr als $120 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$. Nach Taube et al. (2020) ist für Ackerbaubetriebe in Norddeutschland ein N-Saldo i. H. v. $35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ in Hinblick auf eine maximale Dränwasserkonzentration von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ als kritische Grenze zu betrachten.

Zinnbauer et al. (2023) (S. 253ff) leiten hieraus für die IST-Situation einen Minderungsbedarf für den N-Flächenbilanzüberschuss (nach RAUMIS) für die Landwirtschaft von 140.000 t N ab, der durch die Begrenzung des Minderungsbedarfs auf die GWK in den Gefährdungsklassen „schlechter Zustand“, „steigender Trend“ und „at risk“ weiter auf 100.000 t N reduziert wird. Im Projekt DüngeEval beträgt der Minderungsbedarf in der IST-Situation ca. 330.000 t N (mit einem im Vergleich zur IST-Situation in AGRUM-DE bereits niedrigeren hydrosphärischen N-Überschuss), der in der Baseline 2030 auf ca. 95.000 t N zurückgeht. Im AGRUM-DE-Szenario „Baseline + DüV nmin“ geht dieser Minderungsbedarf auf 36.000 t N bzw. mit Begrenzung auf GWK in Gefährdungsklassen auf 20.000 t N zurück.

Die Einzelmaßnahmen der DüV, die in AGRUM-DE bei der Bewertung der DüV insgesamt berücksichtigt werden (s. Zinnbauer et al. 2023; S. 316), unterscheiden sich im Detail von denjenigen im Projekt DüngeEval. In AGRUM-DE werden allerdings die Wirkungen der Einzelmaßnahmen nicht separat dargestellt, sondern es wird nur die Wirkung der DüV 2020 insgesamt (jeweils in Bezug auf die IST-Situation und die Baseline) dargestellt. Eine weitergehende Auseinandersetzung mit den möglichen Ursachen für die unterschiedlichen Ergebnisse des Projekts DüngeEval und AGRUM-DE ist daher nicht möglich.

4 Diskussion

Deutschland hat sich auf der nationalen und europäischen Ebene zur Einhaltung einer Reihe von Umwelt- und Klimaschutzziele mit Bezug zu reaktiven N-Verbindungen verpflichtet. Für den Gewässerschutz sind dabei die Nitratrichtlinie, die WRRL und die MSRL maßgeblich, in denen Qualitätsziele zu Nitrat- (bzw. N_{gesamt}) und Phosphat-Konzentrationen bzw. -Frachten im Gewässersystem (Grundwasser, Oberflächengewässer, Küstengewässer) festgelegt werden. Für Ammoniak und Stickstoffoxide werden in der NEC-Richtlinie nationale Emissionsreduktionsverpflichtungen vorgegeben (in nationales Recht umgesetzt mit der 43. BImSchV). In Bezug auf den Klimaschutz sind die THG-Minderungsziele im Bundesklimaschutzgesetz (KSG) rechtlich verankert (wobei die Minderung nicht für einzelne THG wie bspw. Lachgas differenziert sind). Auch in der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie 2016 bzw. der Weiterentwicklung 2025 werden verschiedene Zielwerte und Indikatoren zu Stickstoff und Phosphor definiert (Bundesregierung 2025), die allerdings im Regelfall den gesetzlichen Vorgaben der genannten Richtlinien entsprechen. Darüber hinaus sind in den vergangenen Jahren verschiedene weitere Strategiepapiere veröffentlicht worden, unter anderem die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt 2030 (BMUNV 2024b), das Aktionsprogramm Insektenschutz (BMU 2019) und die Ackerbaustrategie 2035 (BMEL 2019). Diese Strategiepapiere setzen jedoch keine verbindlichen Zielwerte und die erforderlichen Maßnahmen sind meist vage formuliert, manche Themenfelder (z. B. Klimaschutz, Biodiversität) werden zum Teil in mehreren Strategiepapieren adressiert.

Die Landwirtschaft ist mit einem Anteil von ca. 88 % die dominierende Quelle der Nitratreinträge in das Grundwasser (Bach et al. 2026b, Morling et al. 2024) und mit 94 % (Jahr 2021) auch der NH_3 -Emissionen (UBA 2023b). Der Beitrag zu den NO_x -Emissionen ist mit 11 % (2020) nachrangig (UBA 2025c). Möckel und Wolf (2020) kritisieren, dass in der öffentlichen Wahrnehmung die Wirkungen der Düngegesetzgebung auf die Nitrat- und Phosphorbelastung von Grund- und Oberflächengewässer im Vordergrund stehen, andere Schutzgüter jedoch nicht ausreichend berücksichtigt werden. Diesem Einwand wurde im Projekt DüngeEval mit dem Einbezug der weiteren Schutzgüter Vegetation, terrestrische Ökosysteme und Klima in die Bewertung teilweise begegnet. Eine Abschätzung der Wirkungen auf die Schutzgüter Oberflächengewässer und Küstengewässer sowie menschliche Gesundheit konnte allerdings mit den im Projekt DüngeEval verfügbaren Modellinstrumenten nicht durchgeführt werden. Ergebnisse dazu sind aus dem laufenden EU-Projekt NAPSEA (Effectiveness of Nitrogen And Phosphorus load reduction measures from Source to sEA) zu erwarten (NAPSEA 2025).

4.1 Status und Projektion der Zielerreichung

Für das Zieljahr 2030 werden für die vier im Projekt DüngeEval untersuchten Schutzgüter Klima, Vegetation, terrestrische Ökosysteme und Grundwasser Verbesserungen gegenüber der aktuellen Belastungssituation ermittelt. Diese Verbesserungen resultieren sowohl aus der Änderung der Agrarstruktur gemäß der Projektion der Thünen-Baseline 2022 – 2032 als auch aus der DüV 2021. Der Trend der N_r -Emissionen geht zwar generell in die gewünschte Richtung, die Zielvorgaben werden aber weiterhin nur teilweise erreicht bzw. eingehalten.

Das KSG, geändert durch Art. 1 G v. 18. August 2021 I 3905 sah eine Minderung der THG-Emissionen entlang eines Zielpfades für jeden einzelnen Sektor vor. Durch die aufsummierten Unterschreitungen der jährlich zulässigen THG-Emissionen in den vergangenen Jahren hat sich die verbleibende Jahresemissionshöchstmenge der Landwirtschaft auf 58,8 Mio. t CO_2e für 2030 (Stand 2025) erhöht. In der Baseline-Projektion 2030 wird ein Rückgang auf 57,8 Mio. t CO_2e erwartet, so dass diese Jahresemissionshöchstmenge voraussichtlich eingehalten wird. Mit der Novellierung des KSG (KSG, vom 15. Juli 2024) ist allerdings die Verpflichtung für Sofortprogramme bei Überschreitung der sektoralen Jahresemissionshöchstmengen weggefallen. Für die Jahre

2031 bis 2040 erwartet der Expertenrat für Klimafragen (2025) im MMS-Pfad dann jedoch deutliche Verfehlung der jährlichen Minderungsziele für Deutschland (Summe aller Sektoren) und eine Überschreitung der nationalen Klimaziele nach § 3 Abs. 1 KSG im Jahr 2040.

Für die Ammoniak-Emissionen wurde die Zwischenverpflichtung der NEC-Richtlinie, dass die jährlichen NH_3 -Emissionen ab 2020 um 5 % niedriger sein müssen als 2005, bisher für alle Jahre eingehalten. Ab 2030 müssen die jährlichen Emissionen gegenüber 2005 um 29 % reduziert werden, was der hier berücksichtigten Baseline-Projektion zufolge voraussichtlich nahezu erreicht werden wird. Die Zielwerte der NH_3 -Konzentration (Critical Level) von generell $\leq 3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft und $\leq 1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft in Kreisen mit Vorkommen N-empfindlicher Flechten und Moose werden den Projektergebnissen zufolge im Jahr 2030 jedoch deutlich verfehlt.

Die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt setzt das Handlungsziel (15.2), den Flächenanteil empfindlicher Ökosysteme mit Überschreitung des Critical Load (CL_{eutN}) bis 2030 auf 52 %³³ zu reduzieren. Im Jahr 2015 betrug der Anteil 68,5 % (Bundesregierung 2021), aktuellere Ergebnisse liegen nicht vor. Die Zielerreichung bis 2030 erscheint wenig wahrscheinlich, nach eigener Berechnung (s. Abschnitt 3.3.3) sind im Jahr 2030 ca. 59 % zu erwarten. Das ambitionierte Ziel der regionalisierten Betrachtung im UBA-Projekt regioNat (Bach et al. 2026a), dass die NH_3 - und NO_x -Deposition den CL_{eutN} auf 90 % der Fläche mit Vorkommen empfindlicher Ökosysteme unterschreiten muss (Auswertung auf Kreisebene), liegt jedoch in weiter Ferne.

Die Entwicklung der Nitratbelastung des Grundwassers und die Wirksamkeit des Nationalen Aktionsprogramms wird im Nitratbericht auf Basis von 621 konsistenten Messstellen des EU-Nitratmessnetzes (Teilnetz des EUA-Messnetzes) bewertet. Im Berichtszeitraum 2020 - 2022 wurde der Schwellenwert der Nitratrichtlinie von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ an 25,6 % dieser Messstellen überschritten. Von den 8.225 Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes lagen im Mittel der Jahre 2020 – 2022 15,0 % über dem Schwellenwert. Für die rund 1.200 Messstellen des EUA-Messnetzes, das für die Berichterstattung an die Europäische Umweltagentur (EUA) ausgewertet wird, werden 16,0 % Überschreitungen ermittelt. Von den 1.291 deutschen Grundwasserkörpern, die nach WRRL (Grundwasserrichtlinie) bewertet werden, sind 22,2 % wegen Überschreitung des Schwellenwerts für Nitrat in einem schlechten chemischen Zustand. Bis zum Ende des aktuellen 3. Bewirtschaftungszeitraums im Jahr 2027 wird dieser Anteil nur geringfügig zurückgehen. Für Nitrat im Grundwasser als Nachhaltigkeitsindikator (6.1.b) wurde der Schwellenwert von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ 2023 an 15,0 % aller Messstellen nicht eingehalten. Seit 2008 ist dieser Anteil nahezu unverändert geblieben, eine nennenswerte Verbesserung des Indikators ist bislang nicht erkennbar (Destatis 2025a).

Im Zusammenhang mit Zielerreichung für das Grundwasser ist auch der Schutz der Küstengewässer zu erwähnen. Das WRRL-Bewirtschaftungsziel einer N(gesamt)-Konzentration von $2,8 \text{ mg N(ges) L}^{-1}$ in den Zuflüssen aus Deutschland in die Ostsee wird durchgängig überschritten. Die Zuflüsse in die Nordsee unterschreiten insgesamt gesehen, d.h. im abflussgewichteten Mittel aller Zuflüsse, seit 2019 das Bewirtschaftungsziel von $2,8 \text{ mg N(ges) L}^{-1}$, in der Weser und der Ems werden die Ziele aber verfehlt. Auch die gewässertypischen Orientierungswerte der OGewV für die P(gesamt)-Gehalte in Gewässern wurden im Jahr 2022 nur an 43 % der Messstellen eingehalten. Eine Bewertung der DüV und die Projektion für 2030 konnte im Projekt DüngeVal allerdings nicht durchgeführt werden.

Das Nachhaltigkeitsziel (2.1.a), den Überschuss der Stickstoff-Gesamtbilanz der Landwirtschaft auf Bundesebene bis 2030 auf höchstens $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ (im gleitenden fünfjährigen Mittel) zu

³³ In aktuellen Veröffentlichungen zur Nachhaltigkeitsstrategie wird als Zielwert in 2030 50 % genannt (BMUV 2024). Im Projekt DüngeVal wird der frühere Wert 52 % verwendet.

begrenzen, ist bereits erreicht worden und wird bei unverändert anhaltendem Trend bis 2030 deutlich unterschritten.

4.2 Wirkungsabschätzung

4.2.1 Wirkungen der Düngeverordnung

Die THG-Emissionen werden durch die DüV 2021 nur geringfügig beeinflusst, ohne Umsetzung der DüV 2021 lägen die THG-Emissionen um 0,6 Mio. t CO₂e über den Werten der Baseline 2030. Die Verminderung setzt sich zusammen aus der Vermeidung von 0,41 Mio. t CO₂e direkter THG-Emissionen aus der Anwendung von Mineraldüngern, 0,15 Mio. t CO₂e Verminderung indirekter THG-Emissionen aus N_r-Deposition und Auswaschung von Mineraldünger und 0,03 t CO₂e indirekte THG-Emissionen aus Ammoniak und N_r-Auswaschung aufgrund der verschärften Vorschriften zur emissionsmindernden WD-Ausbringtechnik. Allerdings führen die DüV-Vorschriften zur WD-Ausbringtechnik und eine zusätzliche Begrenzung der Nährstoffzufuhr aus WD zu einem höheren Kraftstoffverbrauch in der Feldwirtschaft sowie zu vermehrten WD-Transporten mit entsprechend höheren THG-Emissionen. Auf der anderen Seite gehen durch die Verminderung der N-Mineraldüngerzufuhr die THG-Emissionen aus der Vorkette zurück, die ebenfalls nicht dem Sektor Landwirtschaft zugerechnet werden.

Ein wesentlicher Teil der Verminderung von NH₃-Emissionen wird bereits durch die DüV 2017 erreicht, die u.a. das Verbot von Breitverteilern ab 2020 auf Ackerland und ab 2025 auf Grünland sowie die Verkürzung der Einarbeitungszeiten von flüssigen WD und Geflügelmist auf unbewachsenem Ackerland auf maximal 4 Stunden nach Ausbringung vorsah. Diese Maßnahmen bewirken eine Minderung der NH₃-Emissionen von 53,1 Gg NH₃ im Jahr 2030. Mit den weiteren Maßnahmen der DüV 2021 (u.a. weitere Verkürzung der Einarbeitungszeit auf maximal eine Stunde nach Ausbringung) wird eine zusätzliche Minderung von 10,4 Gg NH₃ im Jahr 2030 erreicht. Im Hinblick auf den Schutz N-sensitiver Vegetation erhöht sich dadurch (kombinierte Wirkung von DüV 2017 und DüV 2021) die Anzahl der Kreise ohne weiteren Minderungsbedarf für den Zielwert 3 µg NH₃ m⁻³ Luft um 16 Kreise bzw. um 30 Kreise für den Zielwert von 1 µg NH₃ m⁻³ Luft.

Für den Schutz terrestrischer Ökosysteme spielt neben Ammoniak auch die Minderung der NO₂-Emissionen von 9,2 Gg NO₂ durch die DüV 2017 und DüV 2021 bis 2030 eine Rolle. Der Anteil der 1 km × 1 km-Rasterzellen mit CL_{eutN}-Überschreitung geht durch die Maßnahmen der DüV 2017 und DüV 2021 gegenüber der Baseline 2030 um 6,9 Prozentpunkte auf 62,0 % zurück.

In Bezug auf den Grundwasserschutz reduzieren die Maßnahmen der DüV 2021 den hydrosphärischen N-Überschuss um 7,4 kg N ha⁻¹ LF bis 2030. Dadurch wird zusätzlich zur Baseline 2030 in 194 GWK (mit 17,3 % der LF) die potenzielle Sickerwasserkonzentration von 50 mg NO₃ L⁻¹ unterschritten. Der zeitliche Versatz zwischen Maßnahmen und dem Eintritt der Wirkung auf die eigentliche Zielgröße Nitratkonzentration im Grundwasser kann im Projekt DüngeEval allerdings nicht abgebildet werden.

Der Absatz von N-Handelsdüngern erreichte im Wirtschaftsjahr 2014/15 mit 1,823 Mio. t N einen 10-Jahreshöchstwert und ging in den folgenden Jahren kontinuierlich bis zu einem Tiefstwert von 1,007 Mio. t N im Wirtschaftsjahr 2022/23 zurück, dem niedrigsten Wert seit mindestens 1964/65. In den beiden darauffolgenden Wirtschaftsjahren ist die Absatzmenge wieder etwas angestiegen auf 1,039 Mio. t N in 2023/24 und 1,125 Mio. t N in 2024/25 (Destatis versch. Jg.). Für den Rückgang des N-Handelsdüngerabsatzes zwischen 2015 und 2021 spielen Osterburg (2024) zufolge erhöhte N-Düngerpreise in Relation zu den Preisen für pflanzliche Produkte keine Rolle. Der Autor führt die rückläufige Entwicklung der N-Überschüsse in den letzten Jahren auf verschiedene Ursachen zurück. So haben unter anderem die Dürrejahre 2018 und 2019

zu Einsparungen von N-Düngern geführt, die sich dann nach dem Angriffskrieg auf die Ukraine fortgesetzt haben.

Eine Auswertung auf Basis von Testbetriebsnetzdaten zeigt, dass fast alle Betriebe den N-Handelsdüngereinsatz zwischen 2016/2017 und 2021/2022 verringert haben. Dabei wurde der N-Düngereinsatz von Betrieben, die den Kontrollwert des Nährstoffvergleichs nach DüV 2017 im Mittel 2016/2017 und 2017/2018 überschritten haben, wesentlich stärker verringert als in den Betrieben mit Einhaltung. Osterburg (2024) schließt daraus, dass die Änderungen des Dünge-rechts zur Senkung des N-Überschusses in den letzten Jahren beigetragen haben. Der Autor führt dies nicht nur auf verschärfte Auflagen und Düngeverbote der DüV zurück, sondern auch auf die beschleunigte Einführung moderner, emissionsarmer Ausbringungstechnologien. Diese helfen, Ammoniakemissionen zu verringern und erhöhen gleichzeitig den Düngewert der ausgebrachten Düngemittel.

Ebenfalls mit den Daten des Testbetriebsnetzes haben Löw und Osterburg (2024) N-Hoftorbilanzen für sechs Betriebstypen berechnet (Mittel 2016/2017 bis 2018/2019). Die Spannbreite der N-Überschüsse ist dabei erheblich: für Ackerbaubetriebe betrug der Hoftorbilanzüberschuss im Mittel 18 kg N ha^{-1} , für Milchviehbetriebe 108 kg N ha^{-1} und für Schweine- und Geflügelmastbetriebe 156 kg N ha^{-1} . Ein Viertel der Schweine- und Geflügelmastbetriebe weist sogar Bilanzüberschüsse von über ca. 200 kg N ha^{-1} auf. Diese große Diskrepanz zwischen Ackerbaubetrieben und viehhaltenden Betrieben verdeutlicht, dass eine Bewertung der DüV anhand von bundesweit bzw. über alle Betriebstypen gemittelten Zielgrößen wie N-Handelsdüngerabsatz oder Überschuss der N-Gesamtbilanz zu kurz greift. Erst eine regionalisierte Auswertung zeigt, ob bzw. inwieweit die Schutzziele auch flächendeckend erreicht werden (hier: auf Kreisebene, vgl. Projekt regioNat; Bach et al. 2026a). Für die Bewertung von DüV- und ergänzenden Maßnahmen, die vor allem viehhaltende Betriebe adressieren bzw. bei Anfall oder Ausbringung von WD ansetzen (bspw. Maßnahmen A08, B02, B06, C04, C07, C11, C27, C28), wäre es zielführender, die Effekte zunächst auf der betrieblichen Ebene für die einzelnen Betriebstypen zu ermitteln; die dafür benötigten Aktivitätsdaten stehen aber nur teilweise zur Verfügung. Die regional unterschiedlichen Wirkungen dieser Maßnahmen im Bundesgebiet werden von der unterschiedlichen Verteilung der Betriebstypen im Bundesgebiet bestimmt, deren Verteilung in den Kartendarstellungen (Kreisebene) eng mit der Viehbesatzdichte (GV ha^{-1}) korreliert.

4.2.2 Wirksamste ergänzende Maßnahmen

Mit Umsetzung der DüV 2021 wird den Modellergebnissen zufolge im Zieljahr 2030 die Zielvorgabe für Schutzgut Klima wahrscheinlich erreicht und für Schutzgut Vegetation, gemessen an der NEC-Richtlinie, nur geringfügig überschritten. Für die Schutzgüter terrestrische Ökosysteme und Grundwasser sowie für den Schutz der Vegetation, gemessen am Zielwert einer NH_3 -Immissionskonzentration von ≤ 3 bzw. $\leq 1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft, werden die Ziele jedoch m.o.w. deutlich verfehlt. Die Minderungslücken der N_r -Emissionen aus der Landwirtschaft können durch ergänzende Maßnahmen reduziert werden. Für die Interpretation der Angaben ist darauf hinzuweisen, dass die Maßnahmenwirkungen nicht additiv betrachtet werden können.

In Bezug auf den Klimaschutz ist die „Erhöhung Anteil WD-Vergärung auf den maximal technisch umsetzbaren Umfang“ (C01)³⁴ mit einer Minderungswirkung von 5,0 Mio. t CO_2e mit großem Abstand die wirksamste Maßnahme. Auch mit den Maßnahmen „Minderung N-Düngermenge auf 80 % des Bedarfs in allen Betrieben“ (C08) und „Flächenbindung der Tierhaltung (max. $2 \text{ GV ha}^{-1} \text{ LF}$); Begrenzung der betrieblichen Nährstoffüberschüsse“ (C27) mit rund 1,9 bzw. 1,6 Mio. t

³⁴ Zur besseren Lesbarkeit werden die Bezeichnungen der Maßnahmen im Folgenden zum Teil verkürzt oder ganz weggelassen; vollständige Beschreibung s. Tabelle 7.

CO₂e THG-Emissionsminderung würde das Sektorziel 2030 des KSG für die Landwirtschaft übererfüllt.

Für den Schutz der Vegetation und der terrestrischen Ökosysteme sind eine Reihe von Maßnahmen zur Verminderung von NH₃-Emissionen sehr wirksam. Dazu gehören die „N-reduzierte Fütterung“ (C07) mit 30 Gg NH₃ Minderung gegenüber der Baseline 2030, „gülleloser Schweine- und Rinderställe“ (C20) mit 34 Gg NH₃, „Ansäuerung der Gülle im Stall“ (C21) mit 37 Gg NH₃ und „keine zusätzliche Nutzung von Energiepflanzen in Kreisen mit Nährstoffüberhang“ (C26) mit 27 Gg NH₃. Im Hinblick auf den Zielwert der NEC-Richtlinie wäre jede dieser Einzelmaßnahmen geeignet, die in der hier betrachteten Baseline 2030 bestehende Minderungslücke von 25 Gg NH₃ zu schließen. Weitere Maßnahmen wie die "Flächenbindung Tierhaltung (max. 2 GV ha⁻¹ LF), Begrenzung betriebl. N-Überschüsse" (C27) mit 17 Gg NH₃ und "Gärrestaufbereitung" (C16) mit 13 Gg NH₃ mindern die NH₃-Emissionen ebenfalls, wenngleich einzeln weniger als 25 Gg NH₃. Die aufgeführten Maßnahmen wirken allerdings regional unterschiedlich auf das Schutzgut Vegetation. Infolgedessen sind auch die Rückgänge der Zielverfehlungen der NH₃-Immissionskonzentration im Jahr 2030 von aktuell 81 (für ≤3 µg NH₃ m⁻³ Luft) bzw. 291 Kreisen (für ≤1 µg NH₃ m⁻³ Luft) durch die Maßnahmen nach Anzahl und räumlicher Verteilung der Kreise unterschiedlich (s. Tabelle 24, Abbildung 34). Eine substantielle Verbesserung der NH₃-Immissionskonzentrationen kann allerdings von keiner der Einzelmaßnahmen erwartet werden; im besten Fall würden mit Maßnahme C20 Zielverfehlungen in 8 (für ≤3 µg NH₃ m⁻³ Luft) bzw. 11 Kreisen (für ≤1 µg NH₃ m⁻³ Luft) vermieden.

In Bezug auf den Schutz der terrestrischen Ökosysteme ist die Wirkung der einzelnen Maßnahmen ebenfalls regional differenziert zu betrachten (s. Tabelle 25, Abbildung 37). Die effektivsten Maßnahmen in Bezug auf die Verminderung des Anteils der Flächen mit Überschreitung des CL_{eutN} (90-Perzentil der 1 km × 1 km-Rasterzellen) entsprechen weitgehend den Maßnahmen mit der größten Minderung der NH₃-Emissionen. Eine erhebliche Verbesserung der Situation tritt jedoch nicht ein, mit der wirksamsten Maßnahme (ebenfalls C20) würde die Zahl der Kreise mit Zielabweichung von 397 unverändert bleiben und der Anteil der Flächen mit Überschreitung der CL_{eutN} um lediglich 4,0 Prozentpunkte zurückgehen.

Den stärksten Effekt für den Grundwasserschutz wird mit der Maßnahme „Minderung N-Düngermenge auf 80 % des N-Bedarfs nach DüV auf allen Flächen“ (C08) erreicht. Damit unterschreiten 2030 zusätzlich 359 GWK den Zielwert von 50 mg NO₃ L⁻¹ im Sickerwasser. Mit der „Erhöhung Anteil WD-Vergärung auf den technisch umsetzbaren Umfang“ (C01) wird in zusätzlich 129 GWK, mit dem „Anbau von Winterzwischenfrüchten“ in 69 GWK und durch „Flächenbindung Tierhaltung (max. 2 GV ha⁻¹ LF); Begrenzung betriebl. N-Überschüsse" (C27) in 73 GWK der Zielwert unterschritten. Die auch für das Grundwasser regional unterschiedlichen Effekte sind Tabelle 26 und Abbildung 38 zu entnehmen.

Die größte Wirkung zur Minderung des N-Gesamtbilanzüberschuss wird mit der „Minderung N-Düngermenge auf 80 % des Bedarfs in allen Betrieben“ (C08) mit 26,6 kg N ha⁻¹ LF gegenüber der Baseline 2030 erreicht. Weitere, allerdings weniger stark wirksame Maßnahmen dafür sind C26, C27 und C30, die den N-Gesamtbilanzüberschuss um 6,2 (C26), 2,8 (C27) und 5,4 kg N ha⁻¹ LF (C30) reduzieren.

In einer integrierenden Bewertung sind zusammenfassend vier ergänzende Maßnahmen hervorzuheben, die sich in Bezug auf alle vier Schutzgüter durch eine gute bis sehr gute Wirksamkeit auszeichnen: „Erhöhung Anteil WD-Vergärung auf den maximal technisch umsetzbaren Umfang“ (C01), „Minderung N-Düngermenge auf 80 % des Bedarfs in allen Betrieben“ (C08), „keine zusätzliche Nutzung von Energiepflanzen in Kreisen mit Nährstoffüberhang“ (C26) und „Flächenbindung der Tierhaltung (max. 2 GV ha⁻¹ LF); Begrenzung der betrieblichen Nährstoffüberschüsse“ (C27).

4.2.3 Weitere Bewertungsaspekte

Eine Reihe von Maßnahmen der DüV 2021 können nicht quantitativ bewertet werden, die Wirkung der DüV insgesamt auf die betrachteten Schutzgüter wird dadurch tendenziell unterschätzt. Für eine quantitative Bewertung der Maßnahmen, die im Projekt DüngEval nur qualitativ oder semi-quantitativ bewertet wurden, wären sachlich und/oder räumlich höher aufgelöste Aktivitätsdaten erforderlich, die nicht im Rahmen der Officialstatistik erhoben werden. Hierzu gehören bspw. Häufigkeitsverteilungen zu Zeitpunkt, Menge und Verfahren der Ausbringung von organischen und mineralischen Düngern zu den einzelnen Kulturen. In Verbindung mit Daten zu den unterschiedlichen Mineraldüngeräquivalenten organischer Dünger, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten und Kulturen ausgebracht werden (die jedoch mit dieser Aufschlüsselung ebenfalls nicht verfügbar sind), wäre eine quantitative Bewertung der Maßnahmen A02, A03, A04, B02, B03, B05 und B06 möglich.

Für die Konzeption weiterführender DüV-Regelungen und anderer Maßnahmen sind weitere Aspekte zu berücksichtigen, auf die im Rahmen des Projekts DüngEval nicht näher eingegangen wurde. Dazu zählen die Akzeptanz und Durchsetzbarkeit von Maßnahmen und Regelungen in der Landwirtschaft sowie die Verlagerung von N-Belastungen von einem in ein anderes Schutzgut (Cross-Media-Effekte); diese Aspekte werden für ausgewählte Maßnahmen u. a. von Oelmann et al. (2021) betrachtet. Schließlich können mit den Maßnahmen Veränderungen der Produktionsmengen und des Bedarfs an Vorprodukten in der Landwirtschaft verbunden sein, was wiederum indirekte Auswirkungen auf Schutzgüter haben kann; einige Maßnahmen können zudem Landnutzungsänderungen verursachen und Auswirkungen auf die Emissionen in den außerlandwirtschaftlichen Sektoren haben.

Die Düngegesetzgebung im Umbruch

In zwei aktuellen Entscheidungen des Bundesverwaltungsgerichts (BVerwG) ist festgestellt worden, dass die bisher ergriffenen Maßnahmen zum Schutz der Gewässer vor Nitratbelastungen nicht ausreichen und dass das nationale Aktionsprogramm nachgebessert werden muss. Die Länder Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen sind dazu verurteilt worden, das WRRL-Maßnahmenprogramm für die Flussgebietseinheit Ems nachzubessern, um die gesetzlich vorgegebenen Bewirtschaftungsziele im Hinblick auf den Nitratgehalt im Grundwasser schnellstmöglich zu erreichen (BVerwG 10 C 1.24 vom 6. März 2025). Die Bundesregierung wird dazu verpflichtet, ein nationales Aktionsprogramm zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen zu erstellen, das den Maßgaben des Düngegesetzes genügt (BVerwG 10 C 1.25 vom 8. Oktober 2025). Das Gericht stellt im Urteil ausdrücklich fest, dass die DüV als solche nicht ausreicht, um diese Anforderungen zu erfüllen.

Ein weiteres Element der Düngegesetzgebung bildet die Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung von mit Nitrat belasteten und eutrophierten Gebieten (AVV GeA, vom 10. August 2022) nach § 13a DüV. Das BVerwG hat dazu in einem dritten Urteil (10 CN 1.25 vom 24. Okt. 2025) entschieden, dass die Bayerische Ausführungsverordnung zur Düngeverordnung unwirksam ist, da eine bundesrechtliche Ermächtigungsgrundlage zur Ausweisung von „roten Gebieten“ fehlt. Dieses Urteil betrifft im Prinzip die „roten Gebiete“ in allen Bundesländern, deren Ausweisung in der Konsequenz dieses Urteils ebenfalls unwirksam ist.

Die StoffBilV war ursprünglich das dritte Element der Düngegesetzgebung zur Minderung der Umweltbelastungen. Die StoffBilV sollte 2023 mit dem Ziel novelliert werden, die zulässigen betrieblichen N- und P-Bilanzüberschüsse abzusenken und auf die Erfordernisse der Umwelt- und Nachhaltigkeitsziele auszurichten. Nach einhelliger Überzeugung der Fachwelt wäre die StoffBilV der einfachste Ansatz für eine belastbarste Erfassung der betrieblichen Nährstoffflüsse und die wirksame Begrenzung von Nr-Emissionen auf der betrieblichen Ebene. Die Novellierung der StoffBilV wurde

jedoch während der 20. Legislaturperiode des deutschen Bundestags nicht umgesetzt. Am 24. Juni 2025 hat dann die neu gewählte Bundesregierung die StoffBilV ersatzlos gestrichen.

Im Rahmen des Vertragsverletzungsverfahrens hat Deutschland ein Monitoringsystem zur Wirkung der DüV eingeführt, mit dem die Entwicklung der Belastungssituation im Allgemeinen und in mit Nitrat belasteten bzw. eutrophierten Gebieten im Besonderen ermittelt werden soll. Das Monitoringsystem soll die Informationsgrundlage für eine mögliche Nachsteuerung im Bereich der Maßnahmen bereitstellen. Im mittlerweile 5. Monitoringbericht (BMEL und BMUV 2024) werden in Bezug auf Emissionen und Immissionen im Prinzip die gleichen Indikatoren betrachtet wie auch in den Nitratberichten, mit besonderem Fokus auf den mit Nitrat belasteten Gebieten. Die Entwicklung der Nitratbelastung des Grundwassers zeigt auch in den mehr als rd. 7.800 Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes nur einen relativ geringen Rückgang von 15,0 % im Jahr 2020 auf 14,3 % im Jahr 2023. Auch die Frühindikatoren Herbst-Nmin-Gehalt und Nitratkonzentration im Unterboden, die in Modellregionen auf der Schlag- bzw. Betriebsebene erfasst werden, zeigen bei den Ackerbaubetrieben seit 2017 keine Reaktion auf den Rückgang der N-Überschüsse (bei den tierhaltenden Betrieben sind aufgrund des kurzen Erhebungszeitraumes noch keine Aussagen zu möglichen Trends ableitbar) (BMEL und BMUV 2024). Im Monitoringbericht wird weder ausgeführt, ab welchem Trendverlauf von Indikatoren die Bundesregierung eine Nachsteuerung vornehmen würde, noch gibt es Anhaltspunkte, wie eine Nachsteuerung der DüV bzw. von Maßnahmen aussehen könnte. In der vorliegenden Form ist zu befürchten, dass mit dem Monitoringsystem nur die Usance der Nitratberichte fortgesetzt wird: es werden regelmäßig keine oder nur geringfügige Verbesserungen der Nährstoffeinträge in die Gewässer festgestellt, jedoch keine Konsequenzen wie bspw. eine Überprüfung der DüV daraus gezogen.

4.3 Unsicherheit der Ergebnisse

Systematische Sensitivitätsanalysen zur Ermittlung der mittleren Fehler bzw. von Vertrauensintervallen für die Zielvariablen konnten im Projekt DüngeEval nicht durchgeführt werden. Die Unsicherheit der Ergebnisse zu den Wirkungen der DüV (Maßnahmengruppen A und B) und der ergänzenden Maßnahmen (Maßnahmen C) auf die Schutzgüter können nur qualitativ abgeschätzt werden. Für Teilbereiche der dafür eingesetzten Modelle liegen genauere Angaben vor, die als Anhaltswerte für die Größenordnung der Unsicherheit der Ergebnisse dienen können. Die Mengengerüste der Modelle RegNBil und RegNBil-DüV gehen hauptsächlich auf die Agrarstatistik zurück, für diese Daten werden in den Qualitätsberichten des statistischen Bundesamts (z. B. Destatis 2025b) für die Merkmale der Bodennutzungshaupterhebung, des Viehbestands und der Ernteerhebung im Regelfall die Fehlerklassen „A: bis unter ± 2 %“ oder „B: ± 2 bis unter ± 5 %“ ausgewiesen (Destatis 2025b). Die Angaben zu N-Gehalten in den Naturalmengen entsprechen weitgehend den Angaben der DüV bzw. einschlägigen Fachveröffentlichungen, für die im Regelfall allerdings keine Informationen zu Spannbreiten bzw. Unsicherheiten der Werte vorliegen. Die Angaben zu N-Ausscheidungen des Viehbestands und N_r -Emissionen aus Wirtschaftsdüngermanagement und -ausbringung entstammen dem Bericht zu Methoden und Daten (RMD) des Thünen-Instituts (Rösemann et al. 2023). Für NH_3 -Emissionsfaktoren werden im RMD mittels Gaußscher Fehlerfortpflanzung Unsicherheiten berechnet, die auf den Unsicherheiten der Tierbestände, verfahrensspezifischen Emissionsfaktoren und TAN-Gehalte beruhen.

Insofern ist die Belastbarkeit der mit RegNBil und RegNBil-DüV berechneten Ergebnisse in Bezug auf die IST-Situation für Deutschland insgesamt ähnlich einzuschätzen wie bspw. für die BMLEH-Nährstoffbilanzen oder den entsprechenden Nachhaltigkeitsindikator. Für die Regionalisierung auf Kreisebene fehlen allerdings bereits in der IST-Situation häufiger Daten zum Mengengerüst, was die Belastbarkeit der Ergebnisse beeinträchtigt.

Die Projektion der Wirkungen der DüV für das Jahr 2030 hängt vor allem von den Annahmen zur Entwicklung der Agrarmärkte unter den zukünftigen agrarpolitischen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen und zur Entwicklung exogener Einflussfaktoren ab, die der Thünen-Baseline 2022 – 2032 zugrunde liegen, und ist insofern mit entsprechend hoher Unsicherheit behaftet. Disruptive Ereignisse wie bspw. Witterungsextreme, der Ukrainekrieg oder willkürliche Zollpolitik liegen außerhalb des Projektionshorizonts. Daher können sich die Ergebnisse zur Wirkung der DüV im Jahr 2030 unter Umständen deutlich von Ergebnissen unterscheiden, die spätere Baseline-Projektionen als Bezugspunkte verwenden, in denen die Folgen dieser Ereignisse dann berücksichtigt sind.

Für die N-Bilanzen (als Kerngröße für die Abschätzung der N_r-Emissionen) wird auch in der jüngsten Thünen-Baseline tendenziell eine Stabilisierung der niedrigen N-Salden projiziert. Unsicherheiten bestehen Haß et al. (2024) zufolge jedoch im Hinblick auf die angenommene Entwicklung der Biogasproduktion, die in starkem Maß von den politischen Rahmenbedingungen abhängt. Außerdem ist fraglich, inwieweit das geänderte Ordnungsrecht den Mineraldüngereinsatz limitiert oder ob das beobachtete, vergleichsweise niedrige Niveau an Zukäufen mineralischer N-Dünger im Wesentlichen das Resultat ungünstiger Preisrelationen ist (Haß et al. 2024).

Das Modell EMMa-L-NC bildet (weitgehend) identisch die Methodik des Modells GAS-EM ab, das vom Thünen-Institut für die Erstellung des landwirtschaftlichen Emissionsinventars verwendet wird (Rösemann et al. 2023). Für das Emissionsinventar wird eine ausführliche Analyse der Unsicherheiten durchgeführt. Für viele Aktivitätsdaten wird eine relative Unsicherheit von 20 bis 30 % genannt, für die Emissionsfaktoren zum Teil auch deutlich höher. Die Gesamtunsicherheit des deutschen landwirtschaftlichen THG-Inventars beträgt 17 % und des Ammoniak-Inventars 10 % (Jahr 2023; Rösemann et al. 2025). Diese Angaben beziehen sich auf die Berechnungen für das Bundesgebiet insgesamt, für die Ergebnisse auf Kreisebene im Projekt DüngeEval ist von deutlich größeren Unsicherheiten auszugehen. Das Emissionsinventar wird kontinuierlich weiterentwickelt, so dass sich sowohl die Ergebnisse als auch die Angaben zu den Unsicherheiten gegenüber den Werten früherer Berichte stark ändern können.

Auf die erheblichen Unsicherheiten der regionalen N-Stallbilanz wird bereits bei der Vorstellung des Ansatzes (Kapitel 2.1.4) hingewiesen.

Unsicherheiten der Methodik und der Ergebnisse zur Einhaltung bzw. Überschreitung der Qualitätsziele für die einzelnen Schutzgüter werden im Bericht zum Projekt regioNat näher erläutert (Bach et al. 2026a). Auch in diesen Ansätzen sind alle Wirkungsindikatoren mit zum Teil beträchtlichen Unsicherheiten behaftet, jedoch ohne, dass deren Größenordnung näher beziffert werden könnte. Für den nationalen integrierten Stickstoffindikator (Summe über die Teilindikatoren, ohne regionale Differenzierung) des DESTINO-Projekts schätzten Heldstab et al. (2020) einen Unsicherheitsbereich von ± 25 % bis ± 30 %. Für die Ergebnisse zu den einzelnen Schutzgütern ist davon auszugehen, dass die Unsicherheitsbereiche deutlich höher liegen.

Die Wirkungsabschätzung der quantitativen Maßnahmen (Kapitel 3.4) erfolgt in den im Projekt DüngeEval genutzten Modellen in den meisten Fällen mittels Anpassungen des Mengengerüsts, der Aktivitätsdaten und/oder von Emissionsfaktoren. Aufgrund der Vereinfachungen, die Modellen zwangsläufig zugrunde liegen, und der eingeschränkten Datenverfügbarkeit ist es unvermeidbar, dass die Maßnahmenwirkungen damit nur vereinfacht abgebildet werden können. Wie groß die Unsicherheit dieser Anpassungen und damit auch der Wirkungsabschätzungen ausfällt, insbesondere für die Berechnung auf Kreisebene, kann nicht näher eingegrenzt werden.

Als einzige von den im Projekt DüngeEval untersuchten Bewertungsgrößen (s. Tabelle 17) wurde für den N-Flächenbilanzüberschuss von Häußermann et al. (2019) eine Monte-Carlo-Unsicherheitsanalyse durchgeführt. Das 90 %-Interquantil dieser Größe betrug demzufolge im Bundesgebiet insgesamt 7,2 kg N ha⁻¹, für die Bundesländer lagen die 90 %-Interquantile zwischen 5,1 und

11,6 kg N ha⁻¹. Als Anhaltswert für die Unsicherheit einer N-Bilanzierung für das Bundesgebiet und für die Länder wird von Häußermann et al. (2019) "ungefähr ± 8 kg N ha⁻¹" genannt (Bezugsjahr 2017). Diese Einschätzung kann näherungsweise auf den hydrosphärischen N-Überschuss übertragen werden. Für Vergleiche innerhalb einer Zeitreihe und/oder zwischen regionalen Einheiten (Bundesländer, Kreise) sind (mutmaßlich) auch Differenzen kleiner als 8 kg N ha⁻¹ aussagekräftig, da sich mögliche Fehler in Koeffizienten und Annahmen auf alle Bilanzeinheiten in gleicher Weise auswirken. Vergleichbare Modellansätze wie bspw. RAUMIS (Zinnbauer et al. 2023) verzichten nach Stand der Kenntnis auf Betrachtungen zur Unsicherheit.

4.4 Expertisen und Verbesserungsvorschläge zur DüV

Im Projekt DüngEval werden eine Reihe von ergänzenden Maßnahmen und deren Wirkungen auf die betrachteten Schutzgüter beschrieben (Kapitel 3.4). Diese Maßnahmen können teilweise unmittelbar als Vorschläge in eine Debatte zur Verbesserung der Düngegesetzgebung eingebracht werden (wobei einige Maßnahmen möglicherweise in anderen Rechtsbereichen zu verankern sind), teilweise müsste ihre Ausgestaltung im Detail noch konkretisiert werden.

Neben diesen Maßnahmen ist nach Meinung der Autor*innen unumgänglich, auch die Regelungen der DüV 2020 zu überarbeiten und zu verbessern, wenn tatsächlich substanzielle Fortschritte in der Verminderung von Nr-Emissionen erreicht werden sollen. Ausgangspunkt dafür sind die beiden Expertisen von Taube (2018, 2021), in denen der Autor die Defizite der DüV 2017 und DüV 2020 umfassend analysiert. Einen Hauptgrund für deren unzureichende Wirkungen sieht Taube (2018) unter anderem in der weitgehenden Missachtung aller agrar- und umweltwissenschaftlichen Fachempfehlungen. Im Gutachten zur DüV 2020 erneuert Taube (2021) seine Kritik: auch die DüV 2020 basiert nicht auf einer von wissenschaftlicher Evidenz geprägten Spezifizierung der guten fachlichen Praxis der Düngung, sondern auf unbewiesenen Annahmen. Der Autor analysiert und bewertet die einzelnen Vorschriften der DüV 2020 ausführlich und formuliert Verbesserungsvorschläge, die unmittelbar als Empfehlung bzw. Anpassungsbedarf für die Düngegesetzgebung übernommen werden können. Diese beiden Expertisen treffen weiterhin uneingeschränkt zu und zeigen die zahlreichen Schwachpunkte der aktuellen Düngegesetzgebung auf.

Taube und Bach (2025) greifen die Eckpunkte von Taube (2018, 2021) auf und führen aus, dass die DüV als zentrales Element des nationalen Aktionsprogramms insbesondere in folgenden Punkten nachgebessert werden muss, um wirksame Verbesserungen - vor allem im Hinblick auf den Grundwasserschutz - zu erreichen:

- Das Verfahren zur N-Düngebedarfsermittlung ist durch ein unabhängiges, wissenschaftlich ausgewiesenes Fachgremium zu überarbeiten und an den aktuellen Stand des Wissens anzupassen. Der Wissenschaftliche Beirat für Düngungsfragen hat bereits 2009 darauf hingewiesen, dass eine realistische Einschätzung des Ertragspotentials und damit des erwarteten N-Entzugs als auch die Ermittlung des N-Angebotes von Böden durch Bestimmung/Berechnung des Mineralstickstoff(Nmin)-Gehaltes und der Nachlieferung die Voraussetzung für eine treffsichere Ermittlung des Düngebedarfs ist (WBD 2009).
- Die Vorgaben der DüV müssen dabei an der Zweckbestimmung des DüngG ausgerichtet werden, Nährstoffverluste in die Umwelt so weit wie möglich zu vermeiden. Dies beinhaltet insbesondere eine Überarbeitung der Tabellenwerte zu
 - N-Düngebedarf der Kulturarten
 - Anrechnung des Stickstoffs aus Wirtschaftsdüngern (kurz-, mittel- und langfristig)
 - N-Nachlieferung aus Vorfrucht und Zwischenfrüchten

- ▶ N-Nachlieferung aus dem Boden, insbesondere auf Standorten mit hohen Gehalten an organischem Stickstoff im Boden.
- ▶ Die organisch-mineralische Düngermenge ist unter Ackernutzung generell auf maximal 120 kg N ha⁻¹ zu begrenzen (Ausnahme 170 kg N ha⁻¹ für Ackergras/Klee gras).
- ▶ Die Fruchtfolgegestaltung muss einen Wechsel von Winterungen und Sommerungen gewährleisten, ebenso wie den Anbau von N-effizientem Zwischenfrüchten mit dem Ziel einer ganzjährigen Bodenbedeckung.
- ▶ Das aktuell in der EU diskutierte RENURE-Konzept in Verbindung mit erlaubter Ausbringung definierter organisch-mineralischer Düngung von weit über 250 kg N ha⁻¹ (DG-ENV 2025) ist für Deutschland abzulehnen.

Taube und Bach (2025) weisen außerdem darauf hin, dass die Validität der Datenerfassung in den Betrieben unter anderem zu $N_{\min}$ -Werten, Futterbauerträgen und zur Nutzungsintensität des Grünlands problematisch bzw. manipulationsanfällig ist. Ein Aktionsprogramm muss daher eine "Validitätskomponente" beinhalten: nur auf Basis einer belastbaren, belegbasierten Bilanzierung der Nährstoffflüsse auf der betrieblichen Ebene, so wie es mit der StoffBilV vorgesehen war, kann das betriebliche N_r -Emissionspotenzial vergleichsweise einfach, zutreffend und manipulationssicher bewertet werden. Auch Löw et al. (2021) und Mielenz et al. (2021) zufolge ist eine überprüfbare Hoftorbilanz das wirksamste Regelungsinstrument im Gewässerschutz. In Verbindung mit ambitionierten Obergrenzen für den betrieblichen N- und P-Überschuss (s. Taube et al. 2020) wäre dies die unabdingbare Voraussetzung für eine „verursachergerechte Befreiung landwirtschaftlicher Betriebe, die nachweislich gewässerschonend wirtschaften“, so wie dies von Vertretern der Landwirtschaft regelmäßig gefordert wird.

5 Fazit

Die Düngeverordnung bildet das zentrale Instrument zur Umsetzung der Nitratrichtlinie, der WRRL und der MSRL in Bezug auf den Eintrag von Stickstoff in die Gewässer. Die Situation der N_r -Emissionen aus der Landwirtschaft ist in den vergangenen Jahren durch zwei gegensätzliche Entwicklungen gekennzeichnet: auf der einen Seite ist seit 2015 ein deutlicher Rückgang der N-Mineraldüngermenge und der N-Überschüsse festzustellen, auf der anderen Seite werden die Zielvorgaben für die Schutzgüter Vegetation, terrestrische Ökosysteme und Grundwasser weiterhin sowohl aktuell als auch in der Baseline-Projektion für 2030 in mehr oder weniger großem Ausmaß verfehlt. In Anbetracht dieser Zielverfehlungen sind die Regelungen der DüV in der Gesamtschau als unzureichend zu bewerten. Dieses Fazit der hier vorliegenden Evaluierung reiht sich ein in die zahlreichen Gutachten und Stellungnahmen, in denen seit mehr als 20 Jahren die Wirkungsdefizite der DüV aufgezeigt werden. Ob die N-Mineraldüngung und die N-Überschüsse (im Mittel des Bundesgebiets) auch in den nächsten Jahren auf niedrigem Niveau verharren und sich dann längerfristig die erhofften Verbesserungen bei den Schutzgütern einstellen, bleibt abzuwarten und darf nicht als Vorwand genommen werden, die Reform der Düngegesetzgebung erneut auf die lange Bank zu schieben.

Die Debatte über Umweltbelastungen durch reaktiven Stickstoff aus der Landwirtschaft hat sich bislang vor allem auf die Nitrateinträge in das Gewässersystem konzentriert. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, dass seit langem gesetzliche Qualitätsziele für die betroffenen Schutzgüter (Grundwasser, Fließgewässer, Seen, Küstengewässer) gelten und die Europäische Kommission deren Zielerreichung regelmäßig überprüft. Zum anderen ist die Öffentlichkeit durch den unmittelbaren Bezug zur eigenen Gesundheit – Stichwort Nitratbelastung des Trinkwassers – für dieses Thema in besonderem Maße sensibilisiert. Der Gesetzgeber bzw. die Agrarverwaltung haben allerdings bald zwei Jahrzehnte lang wirksamere Maßnahmen mit dem Argument verhindert, dass „eine deutlichere Reaktion der Grundwasserbelastung auf die ergriffenen Maßnahmen wegen der teilweise sehr langen Verweilzeiten des Wassers im Boden auch nicht zu erwarten war“ (Bundesregierung 2000; S. 17). Erst auf das Urteil des EuGH hin hat sich die Bundesregierung dann veranlasst gesehen, im Jahr 2017 die DüV zu novellieren. Es wird mit Interesse zu verfolgen sein, wie der Bund und die Länder auf die jüngst ergangenen Urteile des BVerwG reagieren werden. Aus der Perspektive des Gewässerschutzes ist es nur schwer erträglich, dass die Bundes- und Länderregierungen erst per Gerichtsurteilen dazu verpflichtet werden müssen, ernsthafte Anstrengung zu unternehmen, um die gesetzlichen Vorgaben tatsächlich umzusetzen. Auch weiterhin ist weder in der Nitratberichterstattung noch im Monitoringsystem ein Mechanismus vorgesehen, dass bei Ausbleiben von substanziellen Verbesserungen im Grundwasserschutz die Düngegesetzgebung bzw. die Minderungsmaßnahmen überprüft und gegebenenfalls verschärft werden müssten.

Die Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft sind seit 2015 m.o.w. parallel zum N-Überschuss zurückgegangen. Als einzige gesetzliche Verpflichtung ist dafür in der NEC-Richtlinie sowie in deren nationaler Umsetzung, in Form der 43. BImSchV, der Rückgang bis 2030 um 29 % gegenüber 2005 festgeschrieben, der voraussichtlich annähernd erreicht werden wird; verbindliche Zwischenziele sind in der NEC-Richtlinie nicht festgelegt. Die Grenzwerte für eine atmosphärische Konzentration (Critical Level) von ≤ 1 bzw. $\leq 3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft zum Schutz N-sensibler Vegetation sind nur eine Empfehlung der Genfer Luftreinhaltekonvention, eine EU-weite Verbindlichkeit für die Critical Level wurde bisher nicht erreicht. Die neue EU-Luftqualitätsrichtlinie (2024/2281) hat die Critical Level nicht übernommen und enthält auch keine anderen Grenzwerte oder Zielwerte für Ammoniak. Für die Belastungsgrenzen der terrestrischen Ökosysteme für atmosphärische N-Einträge (Critical Loads, CL_{eutN}) ist nur in der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt 2030 (BMUV 2024b) ein Handlungsziel aufgeführt. In Bezug auf die beiden Schutz-

güter Vegetation und terrestrische Ökosysteme bestehen somit weder national noch international gesetzliche bzw. vertragliche Verpflichtungen, eine Zielverfehlung löst keinen Handlungsbedarf für die Bundesregierung aus und die Zielerreichung kann nicht auf dem Klageweg eingefordert werden. Ein unzureichender Schutz der N-sensiblen Vegetation und/oder der terrestrischen Ökosysteme im Jahr 2030 oder später wird daher mutmaßlich keinen Anlass zur Überprüfung der Düngegesetzgebung sein.

Die Ansätze, mit denen im Projekt DüngeEval die Wirkungen der DüV und der ergänzenden Maßnahmen auf den Schutz von Vegetation und terrestrischen Ökosysteme bewertet werden, stellen methodisches Neuland dar. Für die Ermittlung der Flächen, die einen Critical Level von ≤ 1 bzw. $\leq 3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Luft einhalten, respektive in denen die NH_3 - und NO_x -Deposition geringer ist als der CL_{eutN} , sind in Deutschland von den Fachbehörden bislang keine Verfahren beschrieben worden. Die flächenbezogene Auswertung im Projekt DüngeEval verwendet dafür die Ansätze des Projekts regioNat (Einzelheiten s. Bach et al. 2026a). Die Gegenüberstellung der Zielerreichungsgrade für die Ammoniak-Emission verdeutlicht die Notwendigkeit, die Bewertung der DüV und der ergänzenden Maßnahmen räumlich aufgelöst vorzunehmen: die Minderungsverpflichtung nach NEC-Richtlinie gilt für das Bundesgebiet als Ganzes und wird im Jahr 2030 voraussichtlich (nahezu) erreicht. Das reicht jedoch bei weitem nicht aus, um Critical Level von ≤ 1 bzw. $\leq 3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ auch in allen $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ -Rasterzellen einzuhalten. Die Kartendarstellungen in Kapitel 3.3 und 3.4 illustrieren die regional z. T. sehr unterschiedlich verteilten Wirkungen der DüV- und ergänzenden Maßnahmen.

Neben der regionalen Betrachtung wäre es grundsätzlich angezeigt, die Maßnahmenwirkungen und Erfolgsindikatoren auch nach Betriebstypen differenziert auszuwerten, wofür im Projekt DüngeEval jedoch die Datengrundlage fehlte. Die unverändert sehr große Spreizung der N-Hof-torbilanzüberschüsse zwischen den verschiedenen Betriebstypen (Löw und Osterburg 2024) verdeutlicht, dass es eine nicht unbeträchtliche Zahl von Betrieben gibt, deren Überschuss erheblich höher liegt als der Bundesdurchschnitt.

Für die Zielerreichung des KSG bis 2030 besteht voraussichtlich kein zusätzlicher Minderungsbedarf der THG-Emissionen aus der Landwirtschaft. Die THG-Minderungswirkung der Maßnahmen des Klimaschutzprogramms 2030 und von weiteren möglichen Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft wurde im UBA-Projekt E-MoLL (Dreisbach et al. 2025) eingehend untersucht.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass mit der mutmaßlich zu erwartenden Aufhebung der "roten Gebiete" in allen Bundesländern, der ersatzlosen Streichung der StoffBilV und der Verpflichtung zur Nachbesserung des nationalen Aktionsprogramms und des Maßnahmenprogramms der WRRL die Bundesregierung und die Länder aktuell unter einem erheblichen Handlungsdruck stehen. In dieser Situation können die Ergebnisse des Projekts DüngeEval einen Beitrag dazu leisten, die Düngegesetzgebung weiterzuentwickeln und effektive Maßnahmen zur Reduzierung von N_i -Emissionen aus der Landwirtschaft einzuführen.

6 Literaturverzeichnis

50Hertz Transmission GmbH [Hrsg.] (verschiedene Jahrgänge): Veröffentlichung von EEG-Daten.

<http://www.50hertz.com/de/EEG/Veroeffentlichung-EEG-Daten>.

Amprion GmbH [Hrsg.] (verschiedene Jahrgänge): Aktuelle EEG-Anlagendaten. <http://www.amprion.net/eeg-anlagenstammdaten-aktuell>.

An, M.; Xing, W.; Flan, Y.; Zhou, J.; Qu, Z. et al. (2023): Analysis and simulation of nitrogen loss during water erosion process on windward slope under wind-driven rain conditions. In: *Catena*, 228, 107146.

Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) [Hrsg.] (o. J.): Kooperation Landwirtschaft / Wasserwirtschaft im Ruhreinzugsgebiet 1992 - 2005, Dortmund, 79 S.

Auerswald, K.; Perger, P. v. (1998): Bodenerosion durch Wasser. Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1378/1998, Bonn, 40 S.

Bach, M. (2020): Nitratbelastung des Grundwassers in Deutschland - Ist das Messnetz schuld? In: *WasserWirtschaft*, 6, S. 12 – 17.

Bach, M. (2022): Diskussionsbeitrag zur Anwendung des Modellverbunds AGRUM im Gewässerschutz. In: *WasserWirtschaft*, 6, S. 38 – 43.

Bach, M.; Godlinski, F.; Greef, J.-M. (2011): Handbuch Berechnung der Stickstoff -Bilanz für die Landwirtschaft in Deutschland Jahre 1990 - 2008. Julius Kühn-Institut, Berichte aus dem Julius-Kühn-Institut 159, Braunschweig, 36 S.

Bach, M.; Griese, E.; Schlutow, A.; Kappauf, T.; Hannapel, S.; Borrmann, S.; Morling, K.; Fuchs, S. (2026a): Entwicklung einer nationalen und regional aufgelösten Obergrenze für reaktiven Stickstoff. Umweltbundesamt, Texte 12/2026, Dessau-Roßlau, 290 S.

Bach, M.; Häußermann, U.; Klement, L. (2020): 24 Jahre Düngeverordnung - was hat sich getan? In: *WasserWirtschaft*, 7-8, S. 40-44.

Bach, M.; Hillebrecht, B.; Hunsager, E. A.; Stein, M. (2014): Berechnung von Stickstoff-Flächenbilanzen für die Bundesländer - Jahre 2003 bis 2011. 2., überarbeitete Fassung (ohne Berücksichtigung Biogas). Justus-Liebig-Universität Gießen Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Gießen, 33 S.

Bach, M.; Kanig, M.; Beisecker, R. (2026b): National Nitrogen Budget: Fortschreibung des nationalen Stickstoff-Inventars für die Jahre 2015 - 2020. Umweltbundesamt, Texte 00/2026 (in Vorbereitg.), Dessau-Roßlau, 180 S.

Bach, M.; Klement, L.; Häußermann, U. (2016): Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung von Nitratreinträgen in die Gewässer auf Basis regionalisierter Stickstoff-Überschüsse. Zwischenbericht. Umweltbundesamt, Texte 55/2016, Dessau-Roßlau, 51 S.

Berntsen, J.; Olesen, J. E.; Petersen, B. M.; Hansen, E. M. (2006): Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. In: *European Journal of Agronomy*, 25, 4, S. 383 – 390.

Bhandari, A. B.; Gelderman, R.; German, D.; Todey, D. (2021): Manure Application Timing and Tillage Influence on Nutrient Loss from Snowmelt Runoff. In: *Soil Systems*, 5, 4, S. 67.

Biewald, A.; Gniffke, P.; Fuß, R. (2022): Prozentuale Sektorziele ermöglichen mehr Klimaschutz - das aktuelle Fallbeispiel Landwirtschaft. Umweltbundesamt, Fact Sheet, Dessau-Roßlau, 8 S.

Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) [Hrsg.] (2020). Dokumentation Geographische Gitter für Deutschland - GeoGitter. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (bkg). [sgx.geodatenzentrum.de/web_public/gdz/dokumentation/deu/geogitter.pdf](https://www.sgx.geodatenzentrum.de/web_public/gdz/dokumentation/deu/geogitter.pdf) (Zugriff am 30.01.2026)

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2022): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung von mit Nitrat belasteten und eutrophierten Gebieten (AVV Gebietsausweisung - AVV GeA), AVV GeA. In: *Bundesanzeiger*.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL); Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (2017): Verordnung über den Umgang mit Nährstoffen im Betrieb und betriebliche Stoffstrombilanzen, StoffBilVO. In: *Bundesgesetzblatt Teil I*, S. 3942.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2019): Diskussionspapier. Ackerbaustrategie 2035. Perspektiven für einen produktiven und vielfältigen Pflanzenbau. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), 68 S.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL); Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB); Bundesministerium der Finanzen; Bundesrat (2017): Düngeverordnung - Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen, DüV. In: *Bundesgesetzblatt Teil I*, S. 1305–1345.

Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) [Hrsg.] (2019). Aktionsprogramm Insektenschutz der Bundesregierung. Bundesministerium für Umwelt (BMU), 68 S.

Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (2021): Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft), TA Luft. In: *Gemeinsamen Ministerialblatts (GMBI)* 48-54, S. 1050-.

Büchter, M.; Wachendorf, M.; Volkers, K.; Taube, F. (2003): Silomaisanbau auf sandigen Böden Norddeutschlands: Einfluss von Untersaat, Gülle- und Mineral-N-Düngung. In: *Pflanzenbauwissenschaften*, 7, 2, S. 64 – 74.

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) [Hrsg.] (2014): Prognose der Auswirkungen einer nach Gewässer-schutzaspekten novellierten Düngeverordnung auf die Qualität der Oberflächengewässer in Deutschland. Beschlossen auf der 148. LAWA Vollversammlung am 4. und 5. September in Husum, Kiel, 32 S.

Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) [Hrsg.] (2023): Dokumentation Verwaltungsgebiete 1:250 000, Leipzig.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) [Hrsg.] (2003): Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden in Deutschland 1:1.000.000 (SWR1000_250), Hannover.

Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) [Hrsg.] (2004): Bericht der Bundesrepublik Deutschland gemäß Artikel 10 der Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen, Berlin, 132 S.

Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUV) [Hrsg.] (2017): Stickstoffeintrag in die Biosphäre, Berlin, 24 S.

Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUV) [Hrsg.] (2024a): Nationales Luftreinhaltprogramm der Bundesrepublik Deutschland. 2. Auflage, Berlin, 138 S.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (versch. Jg.): Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE), Reihe: Daten-Analysen, Bonn.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2023): Statistischer Monatsbericht 09/2023, Bonn, 105 S.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2024): Bundesrat lehnt Düngegesetz ab – weiterhin pauschale Einschränkungen statt Verursacherprinzip. www.bmleh.de/SharedDocs/Archiv/Pressemitteilungen/2024/067-duengegesetz.html (Zugriff am 16.07.2025).

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL); Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) [Hrsg.] (2023): Statistik und Berichte des BMEL, Nährstoffbilanz insgesamt von 1990 bis 2021 - in kg N/ha. www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/0111260-0000.xlsx (Zugriff am 21.10.2025).

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL); Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUV) [Hrsg.] (2024): 5. Monitoringbericht zur Wirkung der Düngeverordnung auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer. (unveröff.), Bonn, Berlin.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) [Hrsg.] (2019a): Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung zur Umsetzung des Klimaschutzplanes 2050. www.bmel.de/Shared-Docs/Downloads/DE/Landwirtschaft/Klimaschutz/Klimaschutzprogramm2030.pdf?blob=publication-File&v=3. (Zugriff am 30.01.2026)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) [Hrsg.] (2019b): Nationales Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland nach Artikel 6 und Artikel 10 der Richtlinie (EU) 2016/2284 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe sowie nach §§ 4 und 16 der Verordnung über nationale Verpflichtungen zur Reduktion bestimmter Luftschadstoffe (43. BImSchV). www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/dokumente/luftreinhalteprogramm_bericht_bf.pdf (Zugriff am 21.10.2025).

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) [Hrsg.] (2024b): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt 2030 (NBS 2030), Berlin, 132 S.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV); Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) [Hrsg.] (2024): Nitratbericht 2024, Berlin, Bonn, 212 S.

Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWK) [Hrsg.] (2025): Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland im Jahr 2025, Grafiken und Diagramme unter Verwendung aktueller Daten der Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat). www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/372/dokumente/erneuerbare-energien-in-deutschland-2024_diagramme.pdf (Zugriff am 21.10.2025).

Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL); Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) [Hrsg.] (2000): Mitteilung der Regierung der Bundesrepublik Deutschland vom November 2000, Bonn, Berlin, 43 S.

Bundesregierung (2000). 2. Bericht gemäß Artikel 10 der Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. umweltbundesamt.api.proxy.bund.dev/system/files/medien/2875/dokumente/eg_nitratbericht_2000.pdf (Zugriff am 30.01.2026)

Bundesregierung (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers, (Grundwasserverordnung - GrwV). In: *Bundesgesetzblatt Teil I*, S. 1513.

Bundesregierung [Hrsg.] (2016): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie, Neuauflage 2016. www.bundesregierung.de/resource/blob/975274/318676/3d30c6c2875a9a08d364620ab7916af6/2017-01-11-nachhaltigkeitsstrategie-data.pdf (Zugriff am 21.10.2025).

Bundesregierung (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer, Oberflächengewässerverordnung - OGewV. In: *Bundesgesetzblatt Teil I*, S. 1373.

Bundesregierung [Hrsg.] (2021): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie, Berlin. www.bundesregierung.de/resource/blob/975274/1873516/9d73d857a3f7f0f8df5ac1b4c349fa07/2021-03-10-dns-2021-finale-langfassung-barrierefrei-data.pdf (Zugriff am 30.01.2026)

Bundesregierung [Hrsg.] (2025): Transformation gemeinsam gerecht gestalten, Berlin, 179 S. www.bundesregierung.de/resource/blob/975228/2335292/3962877378d74837d4f4c611749b6172/2025-05-13-dns-2025-data.pdf (Zugriff am 30.01.2026)

Bundesregierung; Bundestag (1974): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG), BImSchG. In: *Bundesgesetzblatt Teil I* 123, S. 1274 - 1288.

Bundestag (2009): Düngegesetz, DüngG. In: *Bundesgesetzblatt Teil I* Nr. 4, S. 54 – 60.

Bundestag (2014): Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz - EEG 2014), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 21. Dezember 2020 (BGBl. I S. 3138) geändert worden ist, EEG 2017. In: *Bundesgesetzblatt Teil I* Nr. 33, S. 1066 – 1132.

Bundestag (2014): Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz - EEG 2014), das zuletzt durch Artikel 8 des Gesetzes vom 8. Oktober 2022 (BGBl. I S. 1726) geändert worden ist, EEG 2021. In: *Bundesgesetzblatt Teil I* Nr. 33, S. 1066 – 1132.

Bundestag (2019): Bundes-Klimaschutzgesetz vom 12. Dezember 2019 (BGBl. I S. 2513), das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 18. August 2021 (BGBl. I S. 3905) geändert worden ist, KSG. In: *Bundesgesetzblatt Teil I* Nr. 48, S. 2513 – 2521.

Bundestag [Hrsg.] (2021): Bericht über die Auswirkungen der verbindlichen Stoffstrombilanzierung, Drucksache 20/411, Berlin, 221 S.

Bundestag (2024): Zweites Gesetz zur Änderung des Bundes-Klimaschutzgesetzes, KSG. In: *Bundesgesetzblatt Teil I* Nr. 235.

Bundesverband der Deutschen Entsorgungs-, Wasser- und Kreislaufwirtschaft (BDE) [Hrsg.] (2017): Novelle der Klärschlammverordnung in Kraft getreten, Die novellierte Klärschlammverordnung (AbfKlärV) sieht einen Ausstieg aus der bodenbezogenen Klärschlammverwertung vor. www.bde.de/presse/novelle-der-klarschlamm-verordnung-in-kraft-getreten/ (Zugriff am 11.06.2025).

Cárdenas, A.; Ammon, C.; Schumacher, B.; Stinner, W.; Herrmann, C. et al. (2021): Methane emissions from the storage of liquid dairy manure: Influences of season, temperature and storage duration. In: *Waste Management*, 121, S. 393 – 402.

Colaço, A. F.; Bramley, R. (2018): Do crop sensors promote improved nitrogen management in grain crops? In: *Field Crops Research*, 218, S. 126 – 140.

Constantin, J.; Mary, B.; Laurent, F.; Aubrion, G.; Fontaine, A. et al. (2010): Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135, 4, S. 268 – 278.

Dandikas, V.; Herrmann, C.; Hülsemann, B.; Jacobi, F.; Krakat, N. et al. (2021): Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen, Potenziale, Erträge, Einflussfaktoren, KTBL-Schrift 526, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt.

Deutsche Akademie für Technikwissenschaften (acatech) [Hrsg.] (2023): Nachhaltige Stickstoffnutzung in der Agrarwirtschaft, agateck Position, München, 74 S.

Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG) [Hrsg.] (2014): Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere, Arbeiten der DLG, Band 199. 2. Auflage, Frankfurt am Main, 120 S.

Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG) [Hrsg.] (2020): Berücksichtigung N- und P-reduzierter Fütterungsverfahren bei den Nährstoffausscheidungen von Milchkühen., DLG-Merkblatt 444. 1. Auflage, Frankfurt am Main, 16 S.

Diepolder, M. (2010): Auswirkungen zeitlich gestaffelter Güllegaben im Herbst auf Ertrag, Qualität und mögliche Nitratbelastung des Sickerwassers bei Dauergrünland, Fünfjähriger Düngungsversuch auf Dauergrünland im Allgäuer Alpenvorland.

Dieser, M.; Zieseniß, S.; Mielenz, H.; Müller, K.; Greef, J.-M.; Stever-Schoo, B. (2023): Nitrate leaching potential from arable land in Germany: Identifying most relevant factors. In: *Journal of Environmental Management*, 345, S. 118664.

Directorate-General for Environment (DG-ENV) [Hrsg.] (2025): Commission welcomes RENURE agreement in Nitrates Committee. environment.ec.europa.eu/news/commission-welcomes-renure-agreement-nitrates-committee-2025-09-19_en (Zugriff am 23.12.2025).

Döhler, H.; Döhler, S.; Möller, K.; Bilbao, J.; Campos, A. et al. (2021): Nationaler Stand der Technik für die Intensivtierhaltung unter der Berücksichtigung der BVT-Schlussfolgerungen (IRPP BREF). Abschlussbericht. Umweltbundesamt, Texte 109/2021, Dessau-Roßlau, 249 S.

Döhler, H.; Häußermann, U. (2023): Mehr Klimaschutz im Ackerbau - so gelingt's. In: *Top Agrar*, 6, S. 78 – 81.

Dreisbach, N.; Bach, M.; Häußermann, U.; Breuer, L.; Döhler, H. et al. (2025): Entwicklung eines Modells zur Bewertung von THG-Minderungsmaßnahmen im Sektor Landwirtschaft (E-MoLL). Schlussbericht. Umweltbundesamt, Texte 111/2025, Dessau-Roßlau, 306 S.

Drucksache 19/18469 (2020) (08.04.2020): Entwurf eines Ersten Gesetzes zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes.

Ehlert, D.; Dammer, K.-H. (2006): Widescale testing of the Crop-meter for site-specific farming. In: *Precision Agric*, 7, 2, S. 101 – 115.

Eisold, A. (2023): Auszug aus der ZSE-Datenbank mit den Projektionen der Aktivitätsdaten, Emissionen und Emissionsfaktoren für das NLRP 2. E-Mail, Dessau-Roßlau.

Emthaus, C.; Riewenherm, G.; Rösemann, P.; Heseker, A.; Binder, M. et al. (2021): Retrospektive Betrachtung der Fütterungs- und Futtertrends und der damit verbundene positive Entwicklungsverlauf der Stickstoffeffizienz in der Schweinemast der Jahre 2000 bis 2020 mit rechnerischer Fortschreibung des Trends bis ins Jahr 2030. www.dvtiernahrung.de/fileadmin/Archiv/Dokumente/2021_06_21_DVT-Ad-hoc-Gruppe_Schwein_FI-NAL-a.pdf (Zugriff am 30.01.2026)

Eurich-Menden, B.; Döhler, H.; van den Weghe, H. (2011): Ammoniakemissionsfaktoren im landwirtschaftlichen Emissionsinventar — Teil 2: Geflügel und Mastschweine. In: *Landtechnik*, 66, 1, S. 60 – 63.

Europäische Kommission [Hrsg.] (2013): Communication from the Commission of the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. A clean air programme for Europe, COM(2013) 918 final. eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52013DC0918 (Zugriff am 21.10.2025).

Europäische Kommission (2021): EU agricultural outlook, for markets, income and environment 2021 - 2031, Publications Office of the European Union, Luxemburg, 81 S.

Europäische Kommission (2022): EU Agricultural Outlook for markets, income and environment 2022 - 2032, Publications Office of the European Union, Luxemburg, 74 S.

Europäisches Parlament; Rat der Europäischen Gemeinschaften (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, 2000/60/EG. In: *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* L 327, S. 1 – 72.

Europäisches Parlament; Rat der Europäischen Gemeinschaften (2016): Richtlinie (EU) 2016/2284 des Europäischen Parlaments und des Rates - vom 14. Dezember 2016 - über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe, zur Änderung der Richtlinie 2003/ 35/ EG und zur Aufhebung der Richtlinie 2001/ 81/ EG, Richtlinie (EU) 2016/2284. In: *Amtsblatt der Europäischen Union* L 344, S. 1 – 31.

Expertenrat für Klimafragen [Hrsg.] (2025): Prüfbericht zur Berechnung der deutschen Treibhausgasemissionen für das Jahr 2024 und zu den Projektionsdaten 2025, Berlin, 294 S.

- FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder [Hrsg.] (2023): AFiD-Panel Agrarstruktur (EVAS 41121), Ergebnisse aus der Landwirtschaftszählung (LZ) 2020.
- Finger, R.; Swinton, S. M.; El Benni, N.; Walter, A. (2019): Precision Farming at the Nexus of Agricultural Production and the Environment. In: *Annu. Rev. Resour. Econ.*, 11, 1, S. 313 – 335.
- Förster, H.; Repenning, J.; Borkowski, K.; Braungardt, S.; Bürger, V. et al. (2025): Treibhausgas-Projektionen 2025 für Deutschland (Projektionsbericht 2025). Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau, 334 S.
- Fowler, D.; Coyle, M.; Skiba, U.; Sutton, M. A.; Cape, J. N. et al. (2013): The global nitrogen cycle in the twenty-first century. In: *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 368, 1621, 20130164.
- Fuchs, S.; Brecht, K.; Gebel, M.; Bürger, S.; Uhlig, M.; Halbfaß, S. (2022): Phosphoreinträge in die Gewässer bundesweit modellieren. Abschlussbericht. Umweltbundesamt, Texte 142/2022, Dessau-Roßlau, 149 S.
- Fuchs, S.; Kaiser, M.; Kiemle, L.; Kittlaus, S.; Rothvoß, S. et al. (2017): Modeling of Regionalized Emissions (MoRE) into Water Bodies: An Open-Source River Basin Management System. In: *Water*, 9, 4, S. 239.
- Fuchs, S.; Rothvoß, S.; Toshovski, S. (2018): Ubiquitäre Schadstoffe – Eintragsinventare, Umweltverhalten und Eintragsmodellierung. Abschlussbericht. Umweltbundesamt, Texte 52/2018, Dessau-Roßlau, 137 S.
- Fuchs, S.; Scherer, U.; Wander, R.; Behrendt, H.; Venohr, M. et al. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Umweltbundesamt, Texte 45/2010, Dessau-Roßlau, 243 S.
- Fuchs, S.; Weber, T.; Wander, R.; Toshovski, S.; Kittlaus, S. et al. (2017): Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen. Endbericht. Umweltbundesamt, Texte 05/2017, Dessau-Roßlau, 385 S.
- Gehring, K.; Thyssen, S. (2023): Behandlungsempfehlungen - Mais 2023, 8 S.
- Granello, F.; Renna, S.; Aleluia Reis, L. (2024): The formation of secondary inorganic aerosols: A data-driven investigation of Lombardy's secondary inorganic aerosol problem. In: *Atmospheric Environment*, 327, 120480.
- Grant, R.; Paulsen, I.; Andersen, H. E.; Laubel, A. R.; Jorgensen, J. O. et al. (1999): Landovervågningsoplande 1998. Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig rapport fra DMU nr. 293, 155 S.
- Griffing, E. M.; Overcash, M.; Westerman, P. (2007): A review of gaseous ammonia emissions from slurry pits in pig production systems. In: *Biosystems Engineering*, 97, 3, S. 295 – 312.
- Groenestein, C. M.; Smits, M. C. J.; Huijsmans, J. F. M.; Oenema, O. (2011): Measures to reduce ammonia emissions from livestock manures; now, soon and later. Wageningen UR Livestock Research Report 488, Wageningen, 66 S.
- Gutser, R.; Ebertseder, T.; Holz, F. (2008): Reicht das Fachrecht für die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie aus? Dachverband Agrarforschung, Agrarspectrum Band 41, Frankfurt am Main, 12 S.
- Gutser, R.; Ebertseder, T.; Weber, A.; Schraml, M.; Schmidhalter, U. (2005): Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 168, 4, S. 439 – 446.
- Haenel, H.-D.; Rösemann, C.; Dämmgen, U.; Döring, U.; Wulf, S. et al. (2020): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2018, Report on methods and data (RMD) submission 2020 = Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2016; Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2018, Thünen Report 77, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, 448 S.
- Hansen, R. R.; Nielsen, D. A.; Schramm, A.; Nielsen, L. P.; Revsbech, N. P.; Hansen, M. N. (2009): Greenhouse gas microbiology in wet and dry straw crust covering pig slurry. In: *Journal of Environmental Quality*, 38, 3, S. 1311 – 1319.

- Harthan, R. O.; Förster, H.; Borkowski, K.; Böttcher, H.; Braungardt, S. et al. (2023): Projektionsbericht 2023 für Deutschland. Umweltbundesamt, Climate Change 39/2023. 3. Auflage; aktualisierte Fassung, Dessau-Roßlau, 274 S.
- Haß, M.; Banse, M.; Deblitz, C.; Freund, F.; Geibel, I. et al. (2020): Thünen-Baseline 2020 – 2030: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. Thünen-Institut, Thünen Report 82, Braunschweig, 146 S.
- Haß, M.; Banse, M.; Eysoldt, M.; Gocht, A.; Laquai, V. et al. (2024): Thünen-Baseline 2024 - 2034, Agrarökonomische Projektion für Deutschland, Thünen Report 117, Johann Heinrich Thünen-Institut, Braunschweig, 97 S.
- Haß, M.; Deblitz, C.; Freund, F.; Kreins, P.; Laquai, V. et al. (2022): Thünen-Baseline 2022 - 2032: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland, Thünen Report 100, Johann Heinrich Thünen-Institut, Braunschweig, 126 S.
- Häußermann, U.; Bach, M.; Breuer, L.; Döhler, H. (2020): Potenziale zur Minderung der Ammoniakemissionen in der deutschen Landwirtschaft. Umweltbundesamt, Texte 221/2020, Dessau-Roßlau, 135 S.
- Häußermann, U.; Bach, M.; Klement, L.; Breuer, L. (2019): Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise - Jahre 1995 bis 2017. Umweltbundesamt, Texte 131/2019, Dessau-Roßlau, 167 S.
- Heldstab, J.; Schäppi, B.; Reutimann, J.; Bach, M.; Häußermann, U. et al. (2020): Integrierter Stickstoffindikator, nationales Stickstoffziel und IST-Zustand (DESTINO Teilbericht 1). Umweltbundesamt, Texte 96/2020, Dessau-Roßlau, 124 S.
- Hoff, H.; Keppner, B.; Kahlenborn (2017): Die planetare Stickstoff Leitplanke als Bezugspunkt einer nationalen Stickstoffstrategie. Umweltbundesamt, Texte 75/2017, Dessau-Roßlau, 39 S.
- Holsten, B.; Ochsner, S.; Schäfer, A.; Trepel, M. (2012): Praxisleitfaden für Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen aus dränierten landwirtschaftlichen Flächen. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Ökosystemforschung, Kiel, 102 S.
- Hou, Y.; Velthof, G. L.; Oenema, O. (2015): Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions from manure management chains: a meta-analysis and integrated assessment. In: *Global change biology*, 21, 3, S. 1293 – 1312.
- Hristov, A. N. (2011): Technical note: Contribution of ammonia emitted from livestock to atmospheric fine particulate matter (PM_{2.5}) in the United States. In: *Journal of dairy science*, 94, 6, S. 3130 – 3136.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2019): 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, IPCC Task Force on National Greenhouse Gas Inventories Technical Support Unit.
- Janssen, R.; Geers, L.; Kranenburg, R.; Coenen, P.; Schaap, M. (2023): Particulate matter formation potential of gas-phase emissions over Germany. Final report. Umweltbundesamt, Texte 107/2023, Dessau-Roßlau, 156 S.
- Jansson, T.; Andersen, H. E.; Hasler, B.; Höglind, L.; Gustafsson, B. G. (2019): Can investments in manure technology reduce nutrient leakage to the Baltic Sea? In: *AMBIO*, 48, 11, S. 1264 – 1277.
- Jovanovic, N.; Wachendorf, M.; Taube, F.: Einfluss von Grasuntersaat auf den TM- und N-Ertrag von Silomais, S. 100 – 103. In: Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften (Hg.) 1999: 43. Jahrestagung. Kurzfassungen der Referate und Poster, Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau, Band 1: Wissenschaftlicher Fachverlag Gießen.
- Kaiser, E.-A.; Ruser, R. (2000): Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany — An evaluation of six long-term field experiments. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 163, 3, S. 249 – 259.
- Köhler, B.; Diepolder, M.; Ostertag, J.; Thurner, S.; Spiekers, H. (2013): Dry matter losses of grass, lucerne and maize silage in bunker silos. In: *Agriculture and Food Science*, 22, S. 145 – 150.

Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt (KLU) Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt (KLU) [Hrsg.] (2019): Landwirtschaft quo vadis? Position der Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt (KLU), Dessau-Roßlau, 52 S.

Kranenburg, R.; Schaap, M.; Coenen, P.; Thürkow, M.; Banzhaf, S. (2024): PINETI-4: Modelling and assessment of acidifying and eutrophying atmospheric deposition to terrestrial ecosystems. Umweltbundesamt, Texte 130/2024, Dessau-Roßlau, 128 S.

Kreßner, L.; Hoffmann, T.; Mehl, D. (2013): Regionalisierte Flächenbilanzen für Stickstoff und Phosphor auf landwirtschaftlichen Nutzflächen Mecklenburg-Vorpommerns. biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH, Bützow, 198 S.

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2022a): Wirtschaftlichkeitsrechner Biogas. daten.ktbl.de/biogas/startseite.do?zustandReq=1&selectedAction=showMona#start (Zugriff am 11.06.2022).

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) [Hrsg.] (2022b): Dokumentation zur Datenaufbereitung der Aktivitätsdaten Biogas für den Nationalen Inventarbericht, Submission 2023. Dokumentation, Darmstadt.

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL); Thünen-Institut [Hrsg.] (o. J.): Maßnahmen zur Reduzierung von NH₃-Emissionen und ihre Bewertung. Darmstadt, Braunschweig, 6 S.

Landwirtschaftskammer Niedersachsen [Hrsg.] (versch. Jahrgänge): Nährstoffbericht in Bezug auf Wirtschaftsdünger für Niedersachsen, Oldenburg.

Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen [Hrsg.] (2014): Nährstoffbericht 2014 über Wirtschaftsdünger und andere organische Düngemittel für Nordrhein-Westfalen. Erstellt im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Münster, 156 S.

Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen [Hrsg.] (2018): Nährstoffbericht 2017 über Wirtschaftsdünger und andere organische Dünger, Münster, 125 S.

Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen [Hrsg.] (2021): Nährstoffbericht NRW 2021. Erstellt im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Münster, 130 S.

Li, T.; Ma, F.; Wang, J.; Qiu, P.; Zhang, N. et al. (2023): Study on the Mechanism of Rainfall-Runoff Induced Nitrogen and Phosphorus Loss in Hilly Slopes of Black Soil Area, China. In: *Water*, 13, 3148.

Liu, J.; Veith, T. L.; Collick, A. S.; Kleinman, P. J. A.; Beegle, D. B.; Bryant, R. B. (2017): Seasonal Manure Application Timing and Storage Effects on Field- and Watershed-Level Phosphorus Losses. In: *Journal of environmental quality*, 46, 6, S. 1403 – 1412.

Lorenz, F.; Steffens, G.; Kalzendorf, C.: Nitrogen efficiency of solid manures, S. 129 – 136. In: FAO und Cemagref (Hg.) 1999: Ramiran 98. 8th International Conférence on Management Stratégies for Organic Waste Use in Agriculture,

Löw, P.; Osterburg, B. (2024): Evaluation of nitrogen balances and nitrogen use efficiencies on farm level of the German agricultural sector. In: *Agricultural Systems*, 213, S. 103796.

Löw, P.; Osterburg, B.; Klages, S. (2021): Comparison of regulatory approaches for determining application limits for nitrogen fertilizer use in Germany. In: *Environ. Res. Lett.*, 16, 5, S. 55009.

Magazin für Geflügelwirtschaft (DGS) [Hrsg.] (2023): EU bewilligt 1,47 Milliarden Euro für den Abbau von Nutztierbeständen. www.dgs-magazin.de/aktuelles/news/article-7551798-4627/eu-bewilligt-147-milliarden-euro-fuer-den-abbau-von-nutztierbestaenden-.html (Zugriff am 18.07.2025).

Mähnert, P. (2007): Kinetik der Biogasproduktion aus nachwachsenden Rohstoffen und Gülle. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades *doctor rerum agriculturalium* (Dr. rer.agr.), Berlin. Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät. Humboldt-Universität zu Berlin, 202 S.

Max Rubner-Institut (2019, aktualisiert 2023): Zeitreihe der Rohproteingehalte der Roggenernte in Deutschland. E-Mail, Detmold.

Max-Planck-Institut für Chemie [Hrsg.] (2019): Stellungnahme des MPI für Chemie zu Vorwürfen des Deutschen Bauernverbandes (DBV) in der Pressemeldung „Fragwürdige Diskussion um Feinstaub“ vom 22. Januar 2019 veröffentlicht auf der Webseite des DBV. www.mpic.de/4393304/stellungnahme_mpic_zu_dbv_11022019.pdf (Zugriff am 21.10.2025).

Mielenz, H.; Dieser, M.; Stock, O.; Zieseniß, S.; Kücke, M. et al. (2021): Abschlussbericht: Demonstrationsvorhaben „Indikatoren zur Früherkennung von Nitratfrachten im Ackerbau“. Berichte aus dem Julius-Kühn-Institut 217, Braunschweig, 147 S.

Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein [Hrsg.]: Was tun, wenn der Herbst-N_{min}-Wert zu hoch ist? Gewässerschutzberatung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. gws-nord.de/download.html?file=files/gws-nord/download%20pdf/120827%20Flyer%20BG%203%20-%20Komp%20.pdf&cid=89 (Zugriff am 01.10.2022).

Möckel, S.; Wolf, A. (2020): Düngung bleibt weiterhin eine ökologische, rechtliche und politische Herausforderung. In: *NuR*, 42, 11, S. 736 – 746.

Mohaupt, V.; Rechenberg, J.; Richter, S.; Schulz, D.; Wolter, R. (2010): Gewässerschutz mit der Landwirtschaft. Umweltbundesamt, Broschüre, Dessau-Roßlau, 37 S.

Morling, K.; Fuchs, S. (2021): Modelling copper emissions from antifouling paints applied on leisure boats into German water bodies. In: *Environmental pollution*, 289, S. 117961.

Morling, K.; Fuchs, S.; Krumm, J.; Haag, I. (2024): Zusammenführung der bundesweiten Modellierung von Wasserhaushalt (LARSIM-ME) und Stoffeinträgen (MoRE). Umweltbundesamt, Texte 37/2024, Dessau-Roßlau 133 S.

Müller, K.; Häußermann, U.; Bach, M.; Greef, J.-M. (2024): Berechnung der Stickstoff-Bilanz für die Landwirtschaft in Deutschland Jahre 1990 bis 2019. Handbuch. Julius Kühn-Institut, Berichte aus dem Julius-Kühn-Institut 225. 2. überarbeitete Fassung, Braunschweig, 137 S.

Nangia, V.; Gowda, P. H.; Mulla, D. J. (2010): Effects of changes in N-fertilizer management on water quality trends at the watershed scale. In: *Agricultural Water Management*, 97, 11, S. 1855 – 1860.

NAPSEA (2025): DELIVERABLE 4.4. SYNTHESIS OF SCENARIOS. Work Package 4. Ecosystem Health. napsea.eu/wp-content/uploads/2025/10/D4.4_Synthesis_of_scenarios_NAPSEA.pdf (Zugriff am 28.01.2026)

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) [Hrsg.] (2015): Anwenderhandbuch für die Zusatzberatung Wasserschutz, Grundwasser Band 21. 2. aktualisierte Auflage, Norden, 339 S.

Oelmann, M.; Rubel, C.; Klaas, K.; Nunes-Heinzmann, A. C.; Schäppi, B. et al. (2021): Maßnahmenvorschläge für ein Aktionsprogramm zur integrierten Stickstoffminderung. Umweltbundesamt, Texte 78/2021, Dessau-Roßlau, 277 S.

Oenema, O.; Amon, B.; Gnapelet, L.; Groenestein, K.; Heinemeyer, O. et al. (2000): N₂O emissions from animal waste management systems. Background paper. Intergovernmental Panel on Climate Change, Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories, Genf, 12 S.

Offermann, F.; Banse, M.; Freund, F.; Haß, M.; Kreins, P. et al. (2018): Thünen-Baseline 2017 - 2027, Agrarökonomische Projektionen für Deutschland, Thünen Report 56, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, 126 S.

- Olesen, J. E.; Sommer, S. G. (1993): Modelling effects of wind speed and surface cover on ammonia volatilization from stored pig slurry. In: *Atmospheric Environment*, 27A, 16, S. 2567 – 2574.
- Osterburg, B. (2024): Nährstoffströme in der Landwirtschaft: Woher kommen wir? – Status quo und Ausblick auf die Zukunft, S. 25 – 33. In: KTBL (Hg.): Nährstoffkreisläufe schließen - effiziente Ressourcennutzung in der Landwirtschaft. KTBL-Tagung am 19. und 20. März 2024 in Weimar: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL). Darmstadt, 98 S.
- Osterburg, B.; Rühling, I.; Runge, T.; Schmidt, T. G.; Seidel, K. et al. (2007): Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen nach Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft, S. 3 – 157. In: Osterburg, B. und Runge, T. [Hrsg.]: Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 307. Braunschweig.
- Osterburg, B.; Runge, T. (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer - eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 307, Braunschweig, 312 S.
- Osterburg, B.; Techen, A.-K. (2012): Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Abschlussbericht. Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung, Braunschweig, 265 S.
- Overmeyer, V.; Trimborn, M.; Clemens, J.; Hölscher, R.; Büscher, W. (2022): Einfluss einer Nachrüttlösung zur stallinternen Ansäuerung von Flüssigmist auf Ammoniak- und Methanemissionen aus einem Schweinemaststall. In: KTBL und VDI (Hg.): 15. Tagung: Bau, Technik und Umwelt 2022 in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung. Tagung vom 13. bis 15. September 2022 in Soest, KTBL-Tagungsband. Darmstadt, 228 S.
- Pahlmann, I.; Böttcher, U.; Kage, H. (2017): Developing and testing an algorithm for site-specific N fertilization of winter oilseed rape. In: *Computers and Electronics in Agriculture*, 136, S. 228 – 237.
- Petersen, S. O.; Mutegei, J. K.; Hansen, E. M.; Munkholm, L. J. (2011): Tillage effects on N₂O emissions as influenced by a winter cover crop. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 7, S. 1509 – 1517.
- Prasad, L. R.; Thompson, A. M.; Arriaga, F. J.; Vadas, P. A. (2022): Tillage and manure effects on runoff nitrogen and phosphorus losses from frozen soils. In: *Journal of environmental quality*, 51, 5, S. 978 – 989.
- Qi, X.; Wu, S.; Wang, Z.; Zuo, Z.; Dong, R. (2015): Seasonal and daily emissions of methane and carbon dioxide from a pig wastewater storage system and the use of artificial vermiculite crusts. In: *Biosystems Engineering*, 131, S. 15 – 22.
- Qu, Q.; Zhang, K. (2021): Effects of pH, Total Solids, Temperature and Storage Duration on Gas Emissions from Slurry Storage: A Systematic Review. In: *Atmosphere*, 12, 9, S. 1156.
- Quirin, M.; Hoetmer, M. (2019): Trinkwasserk Kooperationen in Niedersachsen. Grundlagen des Kooperationsmodells und Darstellungen der Ergebnisse. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Grundwasser, Band 34, Norden, 62 S.
- Rat der Europäischen Gemeinschaften (1991): Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen, 91/676/EWG. In: *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* L 375, S. 1 – 8.
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten. Verlag W. Kohlhammer GmbH, Stuttgart, Mainz, 436 S.
- Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Vos, C.; Dämmgen, U.; Döring, U. et al. (2021): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture. Thünen-Report 84, Johann-Heinrich-von-Thünen-Institut, Braunschweig, Germany, 454 S.

- Rösemann, C.; Vos, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Döring, U. et al. (2023): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2021. Report on methods and data (RMD) Submission 2023.
- Rösemann, C.; Vos, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Döring, U. et al. (2025): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2023. Report on methods and data (RMD) Submission 2025 (Zugriff am 23.12.2025).
- Ruser, R.; Flessa, H.; Schilling, R.; Beese, F.; Munch, J. C. (2001): Effect of crop-specific field management and N fertilization on N₂O emissions from a fine-loamy soil. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 59, S. 177 – 191.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) [Hrsg.] (2008): Umweltgutachten 2008, Berlin, 596 S.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) [Hrsg.] (2015): Stickstoff: Lösungsstrategien für ein dringendes Umweltproblem. Langfassung, Berlin, 564 S.
- Schaap, M.; Hendriks, C.; Kranenburg, R.; Kuenen, J.; Segers, A. et al. (2018): PINETI-III: Modellierung und Kartierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität in Deutschland. Vorläufige Fassung für den Kartendienst des Umweltbundesamtes zu den Hintergrundbelastungsdaten Stickstoff. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 149 S.
- Scharf, P. C.; Shannon, D. K.; Palm, H. L.; Sudduth, K. A.; Drummond, S. T. et al. (2011): Sensor-Based Nitrogen Applications Out-Performed Producer-Chosen Rates for Corn in On-Farm Demonstrations. In: *Agronomy Journal*, 103, 6, S. 1683 – 1691.
- Schlutow, A.; Kraft, P.; Scheuschner, T.; Schlutow, M.; Schröder, W. (2024): Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions: the BERN data base and BERN model. In: *Environ Sci Eur*, 36, 1,
- Schlutow, A.; Nagel, H.-D.; Bouwer, Y. (2018): Critical Load Daten für die Berichterstattung 2015 - 2017 im Rahmen der Zusammenarbeit unter der Genfer Luftreinhaltekonvention (CLRTAP). Umweltbundesamt, Texte 60/2018, Dessau-Roßlau, 156 S.
- Sehy, U.; Ruser, R.; Munch, J. C. (2003): Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 99, 1-3, S. 97 – 111.
- Smil, V. (2012): Nitrogen cycle and world food production. In: *World Agriculture*, S. 9 – 13.
- Sokolov, V.; VanderZaag, A.; Habtewold, J.; Dunfield, K.; Wagner-Riddle, C. et al. (2019): Greenhouse Gas Mitigation through Dairy Manure Acidification. In: *Journal of Environmental Quality*, 48, 5, S. 1435 – 1443.
- Sonntag, W. I.; Wienrich, N.; Severin, M.; Schulze Schwering, D. (2022): Precision Farming – Nullnummer oder Nutzbringer? In: *Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft*, Band 100, Ausgabe 2, S. 1 – 32.
- Sorg, D.; Klatt, A.; Plambeck, N. O.; Köder, L. (2021): Perspektiven für eine umweltverträgliche Nutztierhaltung in Deutschland. Umweltbundesamt, Texte 33/2021, Dessau-Roßlau, 155 S.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (versch. Jg.): Produzierendes Gewerbe, Statistischer Bericht Fachserie 4 Reihe 8. 2, Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2021): Auswertung des Stichproben-Einzelmaterials der Erhebung über landwirtschaftliche Produktionsmethoden (ELPM) aus der Landwirtschaftszählung 2020. (unveröffentlicht), Bonn.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2023): Abfallentsorgung 2021. Ergänzung zur Datenbank GENESIS-Online, Statistischer Bericht, Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2024a): Genesis-Online. Geflügelstatistik: Unternehmen mit Legehennenhaltung, Betriebe mit Legehennenhaltung, Erzeugte Eier, Legeleistung: Deutschland, Jahre, Haltungsförmen, Größenklassen der Hennenhaltungsplätze, Tabelle 31323-0001. www-genesis.destatis.de/genesis/online (Zugriff am 21.10.2025).

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2024b): Genesis-Online. Viehbestandserhebung Rinder - Haltungen mit Rindern: Deutschland, Stichmonat, Rinderkategorien, Tabelle 41312-0001. www-genesis.destatis.de/genesis/online (Zugriff am 21.10.2025).

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2024c): Genesis-Online. Viehbestandserhebung Schweine, Betriebe mit Schweinehaltung: Deutschland, Stichmonat, Schweinekategorien, Tabelle 41313-0001. www-genesis.destatis.de/genesis/online (Zugriff am 21.10.2025).

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2025a): Indikatoren der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie, Indikator 6. 1.b Nitrat im Grundwasser. dns-indikatoren.de/6-1-b/ (Zugriff am 23.12.2025).

Statistisches Bundesamt (Destatis) [Hrsg.] (2025b): Bodennutzungshaupterhebung. Wiesbaden, 13 S.

Steffen, W.; Richardson, K.; Rockström, J.; Cornell, S. E.; Fetzer, I. et al. (2015): Sustainability. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. In: *Science (New York, N.Y.)*, 347, 6223, S. 1259855.

Stumm, C.; Köpke, U. (2007): Untersaaten in Kartoffeln zur Reduzierung der Spätverunkrautung, Underseeds in potatoes to reduce late weed infestation orprints.org/id/file/55014 (Zugriff am 10.06.2024).

Taube, F. (2018): Expertise zur Bewertung des neuen Düngerechts (DüG, DüV, StoffBilV) von 2017 in Deutschland im Hinblick auf den Gewässerschutz. Studie im Auftrag von BDEW - Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Abteilung Grünland und Futterbau/Ökologischer Landbau, Kiel, 25 S.

Taube, F. (2021): Die Regelungen zur guten fachlichen Praxis der Düngung (DüV 2020) widersprechen der Zweckbestimmung des Düngegesetzes und tragen zur Verfehlung der Umweltziele Deutschlands und der EU bei. Gutachten im Auftrag von: BDEW - Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Abteilung Grünland und Futterbau/Ökologischer Landbau, Kiel, 65 S.

Taube, F.; Bach, M. (2025): Warum werden die Ziele des Gewässerschutzes mit der Düngegesetzgebung in Deutschland nicht erreicht? In: *Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft*, Band 103, 2, S. 1 – 33.

Taube, F.; Bach, M.; Breuer, L.; Ewert, F.; Fohrer, N. et al. (2020): Novellierung der Stoffstrombilanzverordnung: Stickstoff- und Phosphor-Überschüsse nachhaltig begrenzen. Umweltbundesamt, Texte 200/2020, Dessau-Roßlau, 15 S.

Taube, F.; Hennecke, A.; Albrecht, E.; Reinsch, T.; Kluß, C. (2015): Nährstoffbericht des Landes Schleswig-Holstein. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät, Kiel, 59 S.

Techen, A.-K. (2018): Reduzierung von landwirtschaftlichen Stickstoffeinträgen in Gewässer: die Wirksamkeit von Beratung am Beispiel der hessischen WRRL-Beratung, Thünen Report 58, Braunschweig, 267 S.

Tennet TSO GmbH [Hrsg.] (verschiedene Jahrgänge): Anlagenregister nach § 52 EEG 2009 bzw. § 77 EEG 2014. www.tennet.eu/de/kunden/eegkwk-g/erneuerbare-energien-gesetz/eeg-daten-nach-52.html.

Thomsen, I. K. (2005): Crop N utilization and leaching losses as affected by time and method of application of farmyard manure. In: *European Journal of Agronomy*, 22, 1, S. 1 – 9.

Thünen-Institut [Hrsg.] (2022): Thünen-Modellverbund. www.thuenen.de/de/thuenen-institut/verbundstrukturen/thuenen-modellverbund (Zugriff am 21.10.2025).

Tonitto, C.; David, M. B.; Drinkwater, L. E. (2006): Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112, 1, S. 58 – 72.

TransnetBW GmbH [Hrsg.] (verschiedene Jahrgänge): EEG-Anlagendaten. www.transnetbw.de/de/eeg-kwk-g/eeg/eeg-anlagendaten.

Turtola, E.; Kemppainen, E. (1998): Nitrogen and phosphorus losses in surface runoff and drainage water after application of slurry and mineral fertilizer to perennial grass ley. In: *Agricultural and food Science in Finland*, 7, S. 569 – 581.

Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Bundesregierung; Bundesrat (2017): Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV), 4. BImSchV. In: *Bundesgesetzblatt Teil I*, S. 1440-.

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2009): Integrierte Strategie zur Minderung von Stickstoffemissionen. Hintergrundpapier, Dessau-Roßlau, 12 S.

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2011): Stickstoff - Zuviel des Guten? Broschüre, Dessau-Roßlau, 42 S.

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2015a): Reaktiver Stickstoff in Deutschland. Broschüre, Dessau-Roßlau, 56 S.

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2015b): Umweltprobleme der Landwirtschaft, Hintergrundpapier, Dessau-Roßlau, 16 S.

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2023a): Emissionsübersichten nach Sektoren des Bundesklimaschutzgesetzes 1990 - 2022. www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/361/dokumente/2023_03_15_em_entwicklung_in_d_ksg-sektoren_pm.xlsx (Zugriff am 21.10.2025).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2023b): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990-2021., EU-Resubmission: 15.3.2023. www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/361/dokumente/2022_04_04_em_entwicklung_in_d_trendtabelle_luft_v1.0.xlsx (Zugriff am 21.10.2025).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2023c): Nitratbelastete Gebiete nach § 13a Düngeverordnung, Gebietsausweisung 2023 auf Grundlage der AVV GeA vom 16.08.2022. www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/2875/bilder/artikel_nitratbelastetegebiete_abb1.png (Zugriff am 18.08.2024).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2023d): Indikator: Bevölkerungsgewichtete Feinstaubbelastung (PM_{2,5}). www.umweltbundesamt.de/indikator-bevoelkerungsgewichtete (Zugriff am 21.10.2025).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2023e): Indikator: Bevölkerungsgewichtete Feinstaubbelastung (PM₁₀) im Jahresdurchschnitt. www.umweltbundesamt.de/indikator-bevoelkerungsgewichtete-0 (Zugriff am 21.10.2025).

Umweltbundesamt (UBA) (2024a): Überschreitung der Belastungsgrenzen für Eutrophierung. www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/land-oekosysteme/ueberschreitung-der-belastungsgrenzen-fuer-0#situation-in-deutschland (Zugriff am 28.01.2026)

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2024b): Indikator: Eutrophierung durch Stickstoff. www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-eutrophierung-durch-stickstoff#die-wichtigsten-fakten (Zugriff am 17.09.2025).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2025a): Daten der Treibhausgasemissionen des Jahres 2024 nach KSG. www.umweltbundesamt.de/daten/klima/treibhausgas-emissionen-in-deutschland#treibhausgas-emissionen-nach-kategorien (Zugriff am 21.07.2025).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2025b): Indikator: Eutrophierung von Nord- und Ostsee durch Stickstoff. www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-eutrophierung-der-meere#die-wichtigsten-fakten (Zugriff am 03.12.2025).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2025c): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990 - 2023, National Trend Tables for the German Atmospheric Emission Reporting 1990 - 2023. www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen (Zugriff am 23.07.2025).

Umweltbundesamt (UBA) [Hrsg.] (2025d). Nährstoffkonzentrationen in Fließgewässern. www.umweltbundesamt.de/daten/umweltzustand-trends/wasser/fliessgewaesser/naehrstoffkonzentrationen-in-fluessgewaessern#bewertung-der-nhrstoffkonzentrationen (Zugriff am 28.01.2026).

Umweltbundesamt (UBA); Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) [Hrsg.] (2021): Projektionsbericht 2021 für Deutschland, Dessau-Roßlau, 369 S.

UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE CLRTAP) [Hrsg.] (2024): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks, and Trends. Update 2024, Texte 123/2024, Dessau-Roßlau, 341 S.

Bundesrats-Drucksache 98/20 (2020): Verordnung zur Änderung der Düngeverordnung und anderer Vorschriften.

Vetter, H.; Steffens, G. (1986): Wirtschaftseigene Düngung: umweltschonend - bodenpflegend - wirtschaftlich., DLG-Verlag, Frankfurt am Main, 235 S.

Vos, C.; Rösemann, C.; Fuß, R.; Osterburg, B. (2022a): Quantifizierung von Maßnahmen zur Minderung von Ammoniakemissionen für das Nationale Luftreinhalteprogramm 2 (NLRP 2). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Umweltbundesamt, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft und Thünen-Institut, Braunschweig.

Vos, C.; Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Döring, U. et al. (2022b): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2020. Report on methods and data (RMD) Submission 2022. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 91, Braunschweig, 452 S.

Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik (WBA); Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen (WBD); Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) [Hrsg.] (2013): Novellierung der Düngeverordnung: Nährstoffüberschüsse wirksam begrenzen, Bonn, 21 S.

Wang, G.; Wu, B.; Zhang, L.; Jiang, H.; Xu, Z. (2014): Role of soil erodibility in affecting available nitrogen and phosphorus losses under simulated rainfall. In: *Journal of Hydrology*, 415, S. 180 – 191.

Wang, L.; Li, Y.; Wu, J.; An, Z.; Suo L. et al. (2023): Effects of the Rainfall Intensity and Slope Gradient on Soil Erosion and Nitrogen Loss on the Sloping Fields of Miyun Reservoir. In: *Plants*, 423, 12, S. 1 – 15.

Wang, W.; Wu, X.; Yin, C.; Xie, X. (2019): Nutrition loss through surface runoff from slope lands and its implications for agricultural management. In: *Agricultural Water Management*, 212, S. 226 – 231.

Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen (WBD) [Hrsg.] (2009): Minderung der Stickstoff-Überschüsse in der Landwirtschaft durch Verbesserung der Stickstoff-Effizienz der Düngung, Bonn, 7 S.

Xing, W.; Sun, G.; Zuo, Z.; Li, Y.; Yang, P.; Ao, Ch. (2023): Mathematical model of ammonia nitrogen transport from soil runoff on irregular slopes. In: *Journal of Hydrology*, 620, 129440.

Xing, W.; Yang, P.; Ren, S.; Ao, C.; Li, X.; Gao, W. (2015): Slope length effects on process of total nitrogen loss under simulated rainfall. In: *Catena*, 139, S. 73 – 81.

Yang, H.; Wei, Ch.; Sun, G.; Tao, X.; Wang, Y.; Xing, W. (2024): Responses of Soil and Ammonia Nitrogen Loss Rates to Hydraulic Parameters under Different Slope Gradients and Rainfall Intensities. In: *Water*, 16, 230.

Zinnbauer, M. (2024): Betriebliche Daten sind die Grundlage für DüV-Monitoring und Maßnahmendifferenzierung, Stellungnahme zur Anhörung im Ausschuss für Umwelt, Natur- und Verbraucherschutz, Landwirtschaft, Forsten und ländliche Räume (AULNV) im Landtag Nordrhein-Westfalens am 10. Juni 2024 zum Antrag der Fraktionen von CDU und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN „Nachhaltige Landwirtschaft stärken – Natur und Menschen schützen: Verursacherprinzip im Rahmen der Düngegesetzgebung ambitioniert umsetzen“.

Zinnbauer, M.; Eysholdt, M.; Henseler, M.; Herrmann, F.; Kreins, P. et al. (2023): Quantifizierung aktueller und zukünftiger Nährstoffeinträge und Handlungsbedarfe für ein deutschlandweites Nährstoffmanagement – AG-RUM-DE, Thünen Report 108, Braunschweig, 454 S.

A Anhang

A.1 Stickstoff-Flächenbilanz unter Verwendung der Düngebedarfsermittlung nach Düngeverordnung

Im Folgenden werden die wesentlichen Unterschiede der N-Flächenbilanzierung unter Verwendung der Düngebedarfsermittlung nach DüV (Modell RegNBil-DüV) gegenüber der N-Flächenbilanzierung nach Häußermann et al. (2019; Modell RegNBil) beschrieben.

Bilanzgleichung

Die Berechnung des N-Flächenbilanzüberschuss im Projekt DüngEval erfolgt im Modell RegNBil-DüV mit der N-Bedarfsberechnung auf Grundlage der N-Sollwert-Methode nach DüV 2021 (für Ackerland und Gemüsebau n. Anlage 4, Tabelle 1; für Dauergrünland n. Tabelle 8) sowie den weiteren N-Zufuhren aus unterschiedlichen Quellen (Formel 4). Entsprechend den Vorschriften zur N-Bedarfsberechnung in der DüV 2021 werden dabei Zu- und Abschläge für von den Standarderträgen abweichende Erträge, für N-Nachlieferung aus Hochmoorböden, für Grünland und für den Frühjahr-N_{min} berücksichtigt; die Zufuhr mit Mineraldünger wird nach Formel 5 berechnet. Die Anwendung RegNBil-DüV berechnet zwei Werte des N-Flächenbilanzüberschuss:

- SN: Flächenbilanzüberschuss mit N-Zufuhr nach DüV 2021 (s. Formel 4) unter Anrechnung der impliziten Verluste n. DüV 2021, Anlage 2, d. h. nach Abzug der Stall- und Lagerungsverluste.
- netSN: Netto-N-Flächenbilanzüberschuss mit N-Zufuhr n. DüV 2021 unter Anrechnung der Verlust nach DüV 2021, Anlage 2 und 3, d. h. nach Abzug der Stall- und Lagerungsverluste sowie zusätzlich der Verluste bei der Ausbringung von organischen Düngern (gasförmige Verluste sowie Verluste durch Auswaschung und Festlegung im Boden).

Formel 4

$$SN^{35} = RN_{SOM} + RN_{Nmin} + RN_{CC} + IN_{fm} + IN_{graz} + IN_{dig} + IN_{BNF} + IN_{mf} - WN$$

[kg N ha⁻¹ LF bzw. Anbaufläche]

mit:

SN	N-Flächenbilanzüberschuss nach DüV
RN _{SOM}	Nachlieferung aus Mineralisation organischer Bodensubstanz
RN _{Nmin}	Nachlieferung aus N _{min}
RN _{CC}	Nachlieferung aus dem Anbau von Winterzwischenfrüchten
IN _{fm}	Zufuhr mit WD (ohne Gärreste)
IN _{graz}	Zufuhr über Ausscheidungen auf der Weide
IN _{dig}	Zufuhr mit Gärresten
IN _{BNF}	Zufuhr mit BNF
IN _{mf}	Zufuhr mit Mineraldünger (s. Formel 5)
WN	Abfuhr mit Ernteprodukten

Beide Ergebnisse (SN und netSN) sind nicht unmittelbar mit den N-Flächenbilanzüberschüssen sowie den N-Auswaschungspotentialen aus RegNBil vergleichbar.

³⁵ Die Variablen-Benennung erfolgt auf Grundlage der englischen Bezeichnungen der Objekte. Die Excel-Rechenmappen der Modelle RegNBil und RegNBil-DüV werden im Rahmen des derzeit laufenden ReFoPlan-Vorhabens PLAST (FKZ 3721 51 203 0) in eine Daten- und Modellierungsplattform am UBA überführt. Dafür wurde eine Systematik für die Kurzzeichen der rund 4000 Variablen der Datenbank entwickelt, die im Abschlussbericht zu PLAST beschrieben wird.

Die Zufuhrkomponenten IN wie auch die Abfuhr mit Ernteprodukten WN unterscheiden sich für die verschiedenen Ackerkulturen, Gemüse- und Erdbeeranbau sowie Dauergrünland. D. h. für diese liegen jeweils auch separate Ergebnisse für den N-Flächenbilanzüberschuss SN (in kg N ha⁻¹ Anbaufläche) vor. Die Höhe der Zufuhr über WD IN_{fm} und Gärreste IN_{dig} sowie der Ausscheidungen auf der Weide IN_{graz} bestimmt sich aus den entsprechenden Aktivitäten zur Tierhaltung auf Kreisebene. Die Nachlieferung aus organischer Bodensubstanz wird aus Ergebnissen des landwirtschaftlichen Emissionsinventars (Rösemann et al. 2023) belegt. Für die Nachlieferung aus dem N-Bodenvorrat RN_{Nmin} liegen, außer für die Länder Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen, Durchschnittswerte für die Kreise für die Jahre 2014 bis 2016 vor; die fehlenden Angaben der drei genannten Länder werden pauschal durch den Mittelwert für die übrigen Länder von 38,3 kg N ha⁻¹ Acker- und Gemüseanbaufläche ersetzt. Die Zufuhr mit Mineraldünger wird berechnet aus dem Stickstoffbedarf DN (in kg N ha⁻¹ Anbaufläche) nach DüV, Anlage, Tabelle 2 bis 7 sowie Tabelle 9 bis 12, der sich standortspezifisch, kreisbezogen für die jeweilige Kultur aus den mittleren Erträgen abzüglich der Zufuhr aus anderen Quellen ergibt (Formel 5). Der so ermittelte Wert zur Zufuhr mit Mineraldünger IN_{mf} ist unabhängig von der Mineraldüngerstatistik des Statistischen Bundesamtes. Diese kann jedoch zur Plausibilisierung der nach Formel 5 ermittelten Werte herangezogen werden, der Wert IN_{mf} sollte annähernd mit den Angaben der Mineraldüngerstatistik des Statistischen Bundesamtes übereinstimmen.

Formel 5

$$IN_{mf} = DN - (RN_{SOM} + RN_{Nmin} + IN_{fm} + IN_{graz} + IN_{dig} + IN_{BNF}) \quad [kg \text{ N ha}^{-1} \text{ Anbaufläche}]$$

mit:

DN Kulturart-spezifische N-Bedarfswerte in kg N ha⁻¹ Anbaufläche.

Mengengerüst für Zeitraum 2015 bis 2021

Wesentliche Teile des Mengengerüsts (Anbauflächen, Erträge, Tierbestände, Biogaserzeugung) sind für die Anwendungen RegNBil und RegNBil-DüV identisch. Datenherkunft und Aufbereitungsschritte für die Zeitreihe 1995 bis 2017 werden in Häußermann et al. (2019) ausführlich beschrieben und wurden für das vorliegende Projekt mit weitgehend unveränderter Methodik bis 2021 aktualisiert. Für die Anwendung RegNBil-DüV wurde das Mengengerüst erweitert, um die Düngegesetzgebung bewerten zu können. In wesentlichen Teilen konnte dafür auf bereits in RegNBil vorliegende Eingangsdaten zurückgegriffen werden. Für die weitergehende Differenzierung in RegNBil-DüV wie bspw. die Unterscheidung der WD nach Art der WD wird auf Ergebnisse im Tabellenanhang zu Rösemann et al. (2023) zurückgegriffen. Für die Baseline-Projektion für die Jahre 2025 und 2030 wurde außerdem das Mengengerüst für diese beiden Jahre aufgenommen.

Die Berechnung von N-Bilanzen mit dem Modell RegNBil-DüV, d. h. mit der Berechnung der N-Zufuhr basierend auf der N-Bedarfsberechnung auf Grundlage der N-Sollwert-Methode nach DüV, wird nur für die Jahre 2015 bis 2021 durchgeführt. Die Ausweitung der Berechnung auf eine längere (weiter zurückreichende) Zeitreihe würde erfordern, dass die Vorschriften der DüV in ihren früheren Fassungen (seit dem ersten Erlass im Jahr 1996) so aufbereitet werden, dass sie in die Berechnungsmethodik bzw. in die Modelle des Projekts DüngEval direkt rechnerisch umgesetzt werden könnten. Dies war für die im vorliegenden Projekt zu bearbeitenden Fragestellungen nicht relevant.

Kulturartspezifische N-Bedarfswerte

Ausgangspunkt der Düngebedarfsermittlung und der Berechnung der N-Zufuhr nach DüV 2021 sind die kulturartspezifischen N-Bedarfswerte nach DüV 2021, Anlage 4 (für Acker- und Gemüse-kulturen: Tabelle 2 bis 7, für Dauergrünland: Tabelle 9 bis 12). Hierzu werden zunächst die N-

Bedarfwerte für die Referenzerträge DüV, Anlage 4, Tabelle 3 und 4 auf Basis der mittleren Erträge der jeweiligen Gebietseinheit der letzten drei Jahre (2017 bis 2019) bzw. der letzten fünf Jahre für den Wirkungsvergleich der aktuellen Fassung der DüV (i. d. F. vom 10. August 2021) ermittelt. Der N-Bedarfswert DN berechnet sich nach Formel 6 unter Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen für Minder- oder Mehrerträge gegenüber dem Referenzertrag Y_0 (für Ackerbaukulturen nach DüV 2021, Anlage 4, Tabelle 2 und 3).

Formel 6

$$DN = DN_0 \pm bZ/bA * (Y - Y_0) \quad [kg\ N\ ha^{-1}\ Anbaufläche]$$

mit:

DN_0	Kulturart-spezifische N-Bedarfwerte für den Referenzertrag Y_0 , in kg N ha ⁻¹ Anbaufläche
bZ/bA	Faktor für Zu- und Abschläge aufgrund abweichender Erträge, in kg N dt ⁻¹ FM Erntegut
Y	Kulturartspezifischer Ertrag, in dt FM ha ⁻¹ Anbaufläche
Y_0	Kulturartspezifischer Referenzertrag, in dt FM ha ⁻¹ Anbaufläche.

Die N-Bedarfwerte DN für Gemüse und Erdbeeren werden davon abweichend als jahres- und landesspezifische Werte berechnet, die dann für alle Kreise eines Landes übernommen werden. Grundlage für diese Werte sind die Erträge und Anbauflächen für Gemüse bzw. die Erträge für Erdbeeren aus den Tabellenanhängen zum landwirtschaftlichen Emissionsinventar (Rösemann et al. 2023) und die N-Bedarfwerte für Referenzerträge sowie die Zu- und Abschläge für abweichende Erträge und die Zu- bzw. Abschläge aufgrund von Nachlieferung aus Ernterückständen für die Folgekultur bzw. Vorkultur nach DüV 2021, Anlage 4, Tabelle 4 und 5. Die zusammengefassten N-Bedarfwerte für Gemüse werden mittels Gewichtung über die Anbauflächen der verschiedenen Gemüsekulturen aus den einzelnen N-Bedarfwerten für die verschiedenen Gemüsekulturen ermittelt. Somit liegen für Gemüse einheitliche jahres- und länderspezifische N-Bedarfwerte vor.

Für Dauergrünland wird der Referenzertrag Y_0 und der Referenz-N-Bedarfswert DN_0 einer 4-Schnittnutzung für Grünland/Dauergrünland aus DüV 2021, Anlage 4, Tabelle 9 sowie die Zu- und Abschläge aufgrund abweichender Erträge nach Anlage 4, Tabelle 10 zugrunde gelegt. Eine weitere Differenzierung nach Anzahl der Schnitte und Weide-/Mähweidenutzung kann mangels Aktivitätsdaten für die jeweiligen Grünlandverfahren nicht vorgenommen werden.

Für die Bestimmung der N-Bedarfwerte von Kulturen, die nicht in Anlage 4, Tabelle 2 aufgeführt sind, wurden folgende Referenzerträge und Referenz-N-Bedarfwerte zugrunde gelegt:

- Winterweizen: Werte für „Winterweizen der Qualitätsstufen A und B“
- „übriges Getreide“: Werte für Hafer
- „übrige Hackfrüchte“: Werte für Zuckerrüben
- „Ackerfutterbau“: Werte für „Klee-/Luzernegras (3 bis 4 Schnitte/Jahr) aus Anlage 4, Tabelle 9
- „übrige Ölfrüchte“: Werte für Sonnenblumen.

Zufuhr mit Wirtschaftsdünger (ohne Gärreste), Gärresten und Ausscheidungen auf der Weide

Für die Ermittlung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere gibt die DüV 2021 für die gängigen landwirtschaftlichen Nutztiere, Tierkategorien und Produktionsverfahren

in Anlage 1, Tabelle 1, mittlere Nährstoffausscheidungsmengen je Stallplatz und Jahr für N und P an. Mangels Aktivitätsdaten für die dort aufgeführten Produktionsverfahren wäre Anlage 1, Tabelle 1 nur eingeschränkt und mit einer Reihe weiterer, nicht hinreichend belegter Annahmen für die Berechnung der insgesamt in den Regionaleinheiten jährlich anfallenden N-Mengen aus Ausscheidungen nutzbar. Diese Ergebnisse wären daher mit großen Unsicherheiten verbunden. Da sowohl die Nährstoffausscheidungsmengen in Anlage 1, Tabelle 1, als auch die dem landwirtschaftlichen Emissionsinventar zugrundeliegenden Futterrationen und Ausscheidungsmodellierungen in wesentlichen Teilen auf derselben Quelle beruhen (DLG 2014), werden statt Anlage 1, Tabelle 1, die spezifischen N-Ausscheidungsmengen aus den Tabellenanhängen des landwirtschaftlichen Emissionsinventars (n. Rösemann et al. 2023; angepasst) übernommen. Diese sind identisch zu den in RegNBil verwendeten Daten zu den tierischen Ausscheidungen, ebenso die dortige Unterteilung in Tierkategorien³⁶, die Biogaserzeugung und WD-Transfers. Für diese tierplatzspezifischen N-Ausscheidungsmengen ist zugleich das Mengengerüst bekannt und muss nicht aus unsicheren Annahmen geschätzt werden. Es wird daher davon ausgegangen, dass die mit diesem Ansatz berechneten N-Ausscheidungsmengen insgesamt geringe Unsicherheiten aufweisen. Rösemann et al. (2023) geben die Unsicherheit für die tierischen Ausscheidungen mit $\pm 5\%$ (normalverteilt) an. Zugleich sind diese Ergebnisse aufgrund der gleichen Quelle (DLG 2014) konsistent zu DüV 2021, Anlage 1, Tabelle 1.

Um die spezifischen Anrechnungsfaktoren zur Mindestwirksamkeit der verschiedenen organischen Dünger aus der DüV 2021, Anlage 2 und 3, anwenden zu können, müssen die N-Mengen in den tierischen Ausscheidungen M_{excr} und Einstreu M_{straw} aufgeteilt werden. Hierfür wird auf die Ergebnistabellen des landwirtschaftlichen Emissionsinventars zurückgegriffen (Rösemann et al. 2023). Die N-Mengen in tierischen Ausscheidungen werden (sofern relevant) nach Tierkategorien getrennt und, zunächst ohne Anrechnung von Verlusten, aufgeteilt in Ausscheidungen auf der Weide, Ausscheidungen in güllebasierten Systemen, Ausscheidungen zur WD-Vergärung und Ausscheidungen in strohbasierten Systemen - letztgenanntes System wird wiederum in Festmist (einschließlich Einstreu) und Jauche unterteilt. Es wird davon ausgegangen, dass 25 % des N in strohbasierten Festmistssystemen zur Lagerung als Jauche gelangt (in Anlehnung an Rösemann et al. 2023). Für die Berechnung der auf Kreisebene verfügbaren Mengen organischer Dünger werden WD-Transfers bereits berücksichtigt, wobei aus den Transfermengen und den gasförmigen Verlusten im Stall aus RegNBil auf die tierischen Ausscheidungen zurückgerechnet wird, um die Menge der Ausscheidungen zum anschließenden WD-Transfer zu erhalten und darauf die Anrechnungsfaktoren zur Mindestwirksamkeit organischer Dünger nach DüV 2021, Anlage 2 (AF) sowie Anlage 2 und 3 (netAF), anwenden zu können.

Im nächsten Schritt werden die nach DüV 2021, Anlage 2, anzurechnenden Stall- und Lagerungsverluste (organische Dünger zur Ausbringung IN) und im letzten Schritt die anzurechnenden Stall-, Lagerungs- und Ausbringungsverluste nach Anlage 3 (Nettomenge der organischen Dünger zur Ausbringung netIN) abgezogen. Für die Ausbringung auf Grünland sind dies in den Jahren 2025 und 2030 jeweils die höheren AF für Rinder- und Schweinegülle sowie flüssige Gärreste. Dem Anrechnungsfaktor für die Wirksamkeit nach Ausbringung wird die Nachlieferung aufgrund langjähriger Anwendung von organischen Düngern im Sinne von DüV 2021, § 4 Absatz 2, Satz 4, i. H. v. 10 % angerechnet, dies entspricht der Nachlieferung aus der Mineralisation von organisch gebundenem N in den organischen Düngern im ersten Jahr. Mangels Aktivitätsdaten zu Fruchtfolgen wird diese Nachlieferung im Jahr der Anwendung angerechnet, nicht im Folgejahr. Der Anrechnungsfaktor einschließlich Nachlieferung $\text{netAF}_{\text{eff}}$ berechnet sich jeweils für die in Anlage 3 aufgeführten organischen Dünger nach Formel 7 wie folgt:

³⁶ Milchvieh, übrige Rinder, Mastschweine, Zuchtsauen, übrige Schweine, Schafe, Legehennen > 18 Wochen und übrige Tiere (übriges Geflügel, Pferde und Ziegen)

Formel 7

$$netAF_{eff} = netAF + (100 \% - netAF) * 10 \% \quad [kg\ N\ kg^{-1}\ N]$$

mit:

netAF_{eff} Effektiver Anrechnungsfaktor für die Ausbringung organischer Dünger einschließlich Nachlieferung organisch gebundenem N aus organischen Düngern, in kg N kg⁻¹ N

netAF Anrechnungsfaktor für die Ausbringung organischer Dünger ohne Nachlieferung organisch gebundenem N, in kg N kg⁻¹ N.

Die auf Kreisebene verfügbare Menge organischer Dünger IN und netIN wird zu verschiedenen Ackerkulturen und auf Dauergrünland ausgebracht. Zur Annäherung an die landwirtschaftliche Praxis und mangels genauerer Daten wird die Gesamt-Ausbringmenge im folgenden Verhältnis auf die einzelnen Kulturarten verteilt:

4 - Silomais/Mais zur Grünernte und Körnermais

2 - Dauergrünland (ohne extensives Grünland und Ackerfutterbau)

1 - andere Ackerkulturen (ohne Zuckerrüben und Kartoffeln)

0 - für Zuckerrüben, Kartoffeln, sonstige Hackfrüchte (d. h. ohne organische Düngung).

Die Zufuhr durch Ausscheidungen auf der Weide erfolgt auf Dauergrünland einschließlich extensivem Grünland, nicht jedoch auf Flächen mit Ackerfutterbau.

Zufuhr mit BNF und Sekundärrohstoffdüngern

Die Zufuhr mit BNF und Sekundärrohstoffdüngern wird als gemeinsamer Wert berechnet. Die Vorgaben zur Anrechnung der Abschläge für BNF auf Dauergrünland und mehrschnittigem Ackerfutterbau nach DüV 2021, Anlage 4, Tabelle 12 sind mangels Aktivitätsdaten nicht differenziert in RegNBil-DüV umsetzbar. Die Zufuhr mit BNF wird daher mithilfe derselben flächenbezogenen Koeffizienten zur BNF berechnet wie in RegNBil und in Häußermann et al. (2019) beschrieben. Demnach liegt die Zufuhr mit BNF für Dauergrünland einschließlich extensivem Grünland bei 30 kg N ha⁻¹ Anbaufläche und für Ackerfutterbau zwischen 60 und 65 kg N ha⁻¹ (Tabelle 20).

Tabelle 20: Jahresspezifische N-Zufuhr über BNF durch Pflanzen zur Grünernte (Ackerfutterbau), ohne Silomais, in kg N ha⁻¹ Anbaufläche.

Jahr	2017	2018	2019	2020	2021	2025 ^a	2030 ^a
N-Zufuhr	63,7	64,0	62,0	63,7	65,4	60,1	65,1

^a Baseline-Projektionen 2025 und 2030, Werte können bei Umsetzung von Maßnahmen u. U. davon abweichen.

Diese Werte beruhen ebenfalls auf Vorgaben der DüV, jedoch älteren Fassungen: nach DüV 2021, Anlage 4, Tabelle 12, entspricht die Zufuhr mit BNF für Dauergrünland einem Leguminosenanteil von etwa 10 % im Erntegut und für Ackerfutterbau einem Leguminosenanteil von 20 bis 30 %. Für Ackerleguminosen wird mit einer Zufuhr mit BNF von 176 kg N ha⁻¹ Anbaufläche gerechnet. Die Zufuhr mit Sekundärrohstoffdüngern beruht ebenfalls auf Daten aus RegNBil. Die Menge wird nicht weiter zwischen den verschiedenen Kulturen differenziert bzw. gewichtet, nur für Sonderkulturen, Gemüse und Erdbeeren wird keine Zufuhr mit Sekundärrohstoffen berechnet.

Nachlieferung aus organischer Bodensubstanz und mineralischen N-Vorräten im Boden (Frühjahrs- $N_{\min}$)

Die jahres- und bundeslandspezifischen Daten zur Nachlieferung von N aus der Mineralisation organischer Bodensubstanz aus mineralischen Böden unter Ackernutzung liegen in Tabelle AC1001.014 des Tabellenanhangs zum RMD (Rösemann et al. 2023) vor und wurden von dort übernommen, die Werte liegen zwischen annähernd Null und $5,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ Ackerland auf Mineralboden. Für Grünland auf Mineralboden („Grünland/Dauergrünland, sehr schwach bis stark humose Grünland- oder Dauergrünlandböden (weniger als 8 % organische Substanz)“) beträgt die Nachlieferung nach DüV 2021, Tabelle 11, 10 kg N ha^{-1} und für „Moorböden (30 % und mehr organische Substanz), Hochmoor“ 50 kg N ha^{-1} . Die Flächen der Acker- bzw. Grünlandflächen auf organischen Böden werden ebenfalls im Tabellenanhang zum RMD jahres- und bundeslandspezifisch veröffentlicht (Tabelle AC1001.015 „Flächen organischer Böden unter Ackerland“ und Tabelle AC1001.016 „Flächen organischer Böden unter Grünland“) und aufbereitet zu Flächenanteilen in RegNBil-DV übernommen. Die Anteile organischer Böden in den Ländern (und allen Kreisen dieser Länder) liegen für Grünland in einer weiten Spanne von $< 1 \%$ bis 83 % und für Ackerland bei $< 0,1 \%$ bis 43 %.

Es ist anzumerken, dass die Klassifikation der organischen Böden im Emissionsinventar nicht mit der deutschen Bodensystematik übereinstimmt und somit nur annähernd durch die Unterteilung in der DüV 2021, Tabelle 11 abgebildet wird (Wittnebel et al. 2023).

Räumlich auf Kreisebene differenzierte Frühjahrs- $N_{\min}$ -Werte für Ackerland aus dem Projekt AGRUM-DE (Zinnbauer et al. 2023) wurden vom Thünen-Institut³⁷ zur Verfügung gestellt. Die Frühjahrs- $N_{\min}$ -Werte für Ackerland liegen in einer Spanne von 4 bis 97 kg N ha^{-1} Ackerland und Sonderkulturen. Von den Ländern Thüringen, Sachsen-Anhalt und Sachsen fehlte die Zustimmung zur Datennutzung, dort wurde für alle Kreise der Mittelwert der übrigen Länder von $38,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ angesetzt. Differenziert für Einzeljahre liegen die Frühjahrs- $N_{\min}$ -Werte nicht vor, die vorliegenden Werte beziehen sich auf die Jahre 2014 bis 2016 als Bezugsperiode im Projekt AGRUM-DE. Eine hilfsweise Schätzung der Frühjahrs- $N_{\min}$ -Werte für Einzeljahre mittels Proxydaten wurde nicht weiterverfolgt, da kein Zusammenhang zwischen verfügbaren Proxydaten (bspw. N-Flächenbilanzüberschuss) und den vorliegenden Frühjahrs- $N_{\min}$ -Werten erkennbar ist.

Die Frühjahrs- $N_{\min}$ -Werte zeigen eine erheblichen Streuung, die zum einen auf die räumliche Heterogenität der Standortbedingungen zurückgeführt werden kann, zum anderen auch auf methodische Unterschiede, die zu deutlich erkennbaren "Sprungstellen" entlang von Ländergrenzen führen (Zinnbauer et al. 2023).

Es ist darauf hinzuweisen, dass die Frühjahrs- $N_{\min}$ -Werte eine wesentliche sensitive Größe für den mit RegNBil-DüV berechneten N-Überschuss der Kreise und damit insgesamt für die im Projekt DüngeEval ermittelten Ergebnisse darstellen. Diese Ergebnisse werden dadurch verzerrt, dass die Frühjahrs- $N_{\min}$ -Werte in den Ländern nach unterschiedlichen (und zum Teil unzureichend dokumentierten) Methoden erhoben bzw. auf Kreisebene gemittelt werden (Zinnbauer et al. 2023). Die Aussagekraft und die Belastbarkeit der Frühjahrs- $N_{\min}$ -Werte kann daher nicht beurteilt werden; zudem liegen für drei Ländern überhaupt keine Daten vor. In wie weit dadurch die regionale Differenzierung der Bewertung der Wirkungen der DüV 2021 beeinträchtigt bzw. verfälscht wird, kann nicht abgeschätzt werden.

Nachlieferung aus dem Anbau von Winterzwischenfrüchten

Der Anbau von Winterzwischenfrüchten vor einer Sommerkultur ist ein geeignetes Mittel, um die NO_3 -Auswaschung zu reduzieren, indem leicht auswaschbarer mineralischer Stickstoff über

³⁷ Dem Thünen-Institut ist für die Übermittlung und den Bundesländern für die Zustimmung zur Nutzung zu danken.

Winter gebunden wird, wenn keine Stickstoffaufnahme durch eine der Hauptkulturen stattfindet. Die N-Freisetzung aus den Rückständen der Zwischenfrüchte wird damit zeitlich in die Phase der N-Aufnahme der folgende Hauptkultur (Sommerung) verschoben (Berntsen et al. 2006; Constantin et al. 2010; Tonitto et al. 2006).

Die Nachlieferung aus dem Anbau von Winterzwischenfrüchten wird nach Osterburg et al. (2007) im Mittel mit 20 kg N ha⁻¹ angenommen. Die Anbauflächen der Winterzwischenfrüchte liegen auf Bundes- und Länderebene für 2015 (ASE 2016) und 2010 (LZ 2010, Fachserie 3 Reihe 2.1.2 des Statistischen Bundesamtes (Destatis versch. Jg.b) vor, auf Kreisebene wurden Daten für 2019 aus der LZ 2020 über eine Abfrage beim Forschungsdatenzentrum (FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder 2023) ausgewertet. Diese gehen in RegNBil-DüV ein als Anteile der Anbauflächen der Winterzwischenfrüchte an der Fläche der Sommerungen³⁸.

Abfuhr mit dem Erntegut

Die Abfuhr mit dem Erntegut von Ackerkulturen wird berechnet auf Grundlage der Ertragsdaten aus der Ernteberichterstattung des Statistischen Bundesamtes (Destatis versch. Jg.a) und den Nährstoffgehalten pflanzlicher Erzeugnisse in DüV 2021, Anlage 7, Tabelle 1 - Ackerkulturen, hierbei wurde jeweils der Mittelwert über die verschiedenen Qualitätsstufen in Anlage 7, Tabelle 1 gebildet. Für Sommergerste wurden die Mittelwerte aus den Nährstoffgehalten für Braugerste gebildet. Für „Sonstiges Getreide“ wurden die N-Gehalte im Erntegut und die Erträge von Hafer zugrunde gelegt. Abweichend von RegNBil werden auch für Winterweizen und Roggen die Nährstoffgehalte von DüV 2021, Anlage 7, Tabelle 1, zugrunde gelegt.

Für einige der Kulturen wird die N-Abfuhr, mangels Ertragsdaten oder mangels ausreichend differenzierter Daten zum Mengengerüst, davon abweichend berechnet. Diese Werte und ihre Ermittlung sind identisch zu Häußermann et al. (2019, Kapitel A.1) oder wurden mit der dort beschriebenen Methodik zur Datenaufbereitung bis 2021 bzw. 2025 und 2030 fortgeschrieben.

Für Rebland wird analog zu RegNBil ohne regionale und zeitliche Differenzierung eine Abfuhr von 25 kg N ha⁻¹ und für „übrige Dauerkulturen“ eine Abfuhr von 44 kg N ha⁻¹ Anbaufläche angenommen. Für die N-Abfuhr durch „Pflanzen zur Grünernte (ohne Silomais)“ werden jahres- und flächenspezifische Werte verwendet, die jedoch nicht regional differenziert werden (Tabelle 21). Für „Sonstige Hackfrüchte“ werden N-Gehalte im Erntegut und Ertragsdaten der Zuckerrüben verwendet und für „Sonstige Ölfrüchte“ diejenigen von Winterraps. Für Körnerleguminosen wird eine Abfuhr von 120 kg N ha⁻¹ gerechnet. Zwischenfrüchte werden in RegNBil-DüV nicht berücksichtigt und für „Übriges Ackerland“ sowie „Ertragsarmes Dauergrünland + aus der Erzeugung genommenes Dauergrünland mit Beihilfe-/Prämienanspruch“ wird die Abfuhr in der Kategorie „Dauergrünland“ angesetzt.

Tabelle 21: Jahresspezifische N-Abfuhrmenge durch Pflanzen zur Grünernte (Ackerfutterbau), ohne Silomais, in kg N ha⁻¹.

Jahr	2017	2018	2019	2020	2021	2025 ^a	2030 ^a
N-Abfuhr	219,3	153,4	181,3	194,3	217,8	195,7	195,4

^a Baseline-Projektionen 2025 und 2030, Werte können bei Umsetzung von Maßnahmen u. U. davon abweichen.

Für Gemüse werden flächenbezogene, länderspezifische Abfuhrwerte verwendet, die für alle Kreise eines Landes übernommen werden und zeitlich konstant sind. Für Erdbeeren im Ertrag wird eine Abfuhr von einheitlich 17,5 kg N ha⁻¹ gerechnet, wobei sich mit einer Umtriebszeit von

³⁸ Roggen, Sommerweizen, Hafer, Sommergerste, Triticale, Mais (einschl. Körnermais und CCM), Kartoffeln, Ackerbohnen, Erbsen und Zuckerrüben.

fünf Jahren, davon vier Jahre im Ertrag, eine mittlere jährliche Abfuhr von 14,5 kg N ha⁻¹ Anbaufläche ergibt.

Die N-Abfuhr mit dem Erntegut von Dauergrünland wurde unverändert aus RegNBil (siehe Häußermann et al. 2019, Kapitel 2.2.2) übernommen. Die dort beschriebene Regressionsgleichung leitet sich aus den ertragsabhängigen Werten zum Nährstoffgehalt für Dauergrünland ab, die in der DüV 2021, Anlage 7, Tabelle 3, aufgeführt werden. Die hiermit berechneten N-Gehalte im Erntegut sind an die Berechnungsmethodik in RegNBil-DüV an die DüV 2021 eng angebunden.

A.2 Änderung von Wirtschaftsdünger-Transfers bei Umsetzung von Maßnahmen

Maßnahmen können sich sowohl auf das Aufkommen von WD als auch auf die Aufnahmefähigkeit von WD in bestimmten Regionen auswirken. Beides hat Einfluss auf die kreisübergreifend zu transferierenden WD-Mengen, die deshalb für die betreffende Maßnahme jeweils angepasst wurden. Grundlage hierfür sind die Daten zu WD-Transfers aus den jeweiligen Nährstoffberichten der Länder auf Ebene der Kreise mit innerdeutschen Transfers wie auch Im- und Exporte aus dem/in das Ausland sowie länderübergreifend für die Länder NRW (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2014, 2018, 2021), Niedersachsen (Landwirtschaftskammer Niedersachsen versch. Jahrgänge), Schleswig-Holstein (Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein 2016) und Mecklenburg-Vorpommern (Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern 2016). Auf Grundlage dieser Berichte wurden regional und zeitlich aufgelöste *ex post*-Datenreihen für 1995 bis 2021 auf Ebene der Kreise, Länder und Deutschland generiert (zur Methodik siehe Häußermann et al. 2019, Abschnitt 2.4.4) und Projektionen 2025 und 2030 erstellt (s. Kapitel 2.1.5). Da mit den Instrumenten des Projekts DüngeEval keine Transportlogistik und deren Änderung unter veränderten Rahmenbedingungen modelliert werden kann, wurden die Information der Nährstoffberichte zu den Export-Import-Beziehungen zwischen den einzelnen Kreisen genutzt, um daraus die maßnahmenbedingten Änderungen der WD-Transfers abzuleiten.

Die Vorgehensweise und die Auswirkungen auf die WD-Transfers wird im Folgenden am Beispiel des Landkreises Emsland (Niedersachsen) und der Maßnahmen C21 („Ansäuerung der Gülle im Stall in Betrieben 2/3 unterhalb der BImSchV-V-Grenze“) sowie C27 („Begrenzung der Viehbesatzdichte auf maximal 2 GV ha⁻¹ LF auf betrieblicher Ebene“) dargestellt. Maßnahme C27 führt im Landkreis Emsland zu einem Rückgang des Viehbestands gegenüber der Baseline 2030 von 322.608 GV auf 254.554 GV. Dies führt zu einer Minderung des Exportbedarfs um 5.886 t N, der aus der Änderung der zur Lagerung gelangenden WD-Mengen (einschließlich der Gärreste) besteht. Die Änderung des Exportbedarfs wurde proportional zu den Exportmengen in die jeweiligen Empfängerkreise in der Baseline 2030 aufgeteilt. Die zur Lagerung gelangenden N-Mengen mit WD setzen sich zusammen aus N aus Ausscheidungen im Stall, d. h. ohne Ausscheidungen auf der Weide, der Einstreu in die Tierhaltung sowie dem Eintrag in Biogasanlagen mit Energiepflanzen und Bioabfällen, abzüglich der NH₃-Emissionen im Stall. Durch die Minderung der NH₃-Emissionen im Stall mit Maßnahme C21 erhöht sich die zur Lagerung gelangende N-Menge im Landkreis Emsland gegenüber der Baseline 2030 um 1.023 t N. Dies wirkt sich wie folgt auf die WD-Exporte des Landkreises Emsland aus (Tabelle 22).

Tabelle 22: Wirtschaftsdünger-Exporte des Landkreises Emsland in der Baseline 2030 und deren Änderung durch die Maßnahmen C21 und C23, in t N.

Export nach	Baseline 2030	Maßnahme C21		Maßnahme C27	
		insgesamt	Änderung	insgesamt	Änderung
Braunschweig, Stadt	10,6	11,4	0,77	6,38	-4,22
Salzgitter, Stadt	7,9	8,4	0,57	4,73	-3,13
Wolfsburg, Stadt	33,3	35,7	2,43	20,05	-13,25
Gifhorn	907,0	973,1	66,11	546,00	-360,97
Goslar	33,7	36,1	2,45	20,27	-13,40
Helmstedt	116,3	124,8	8,48	70,02	-46,29
Northeim	22,8	24,4	1,66	13,71	-9,06
Peine	366,0	392,6	26,67	220,31	-145,65

Export nach	Baseline 2030	Maßnahme C21		Maßnahme C27	
		insgesamt	Änderung	insgesamt	Änderung
Wolfenbüttel	60,7	65,1	4,42	36,52	-24,14
Göttingen	379,1	406,7	27,63	228,20	-150,87
Region Hannover	238,1	255,4	17,35	143,33	-94,76
Diepholz	153,7	164,9	11,20	92,53	-61,17
Hameln-Pyrmont	444,9	477,3	32,42	267,82	-177,06
Hildesheim	306,1	328,4	22,31	184,29	-121,84
Holzminden	41,7	44,7	3,04	25,08	-16,58
Nienburg (Weser)	61,6	66,1	4,49	37,09	-24,52
Schaumburg	27,4	29,3	1,99	16,47	-10,89
Celle	412,1	442,1	30,03	248,07	-164,00
Cuxhaven	46,6	50,0	3,40	28,05	-18,54
Harburg	155,9	167,3	11,36	93,87	-62,06
Lüchow-Dannenberg	292,0	313,2	21,28	175,76	-116,20
Lüneburg	145,7	156,4	10,62	87,73	-58,00
Osterholz	1,6	1,7	0,12	0,96	-0,63
Rotenburg (Wümme)	263,4	282,6	19,19	158,55	-104,82
Heidekreis	120,4	129,1	8,77	72,46	-47,97
Stade	13,1	14,1	0,95	7,88	-5,21
Uelzen	319,1	342,3	23,25	192,08	-126,99
Verden	97,3	104,4	7,09	58,58	-38,73
Emden, Stadt	5,3	5,7	0,38	3,17	-2,10
Ammerland	30,0	32,2	2,19	18,08	-11,95
Aurich	69,1	74,2	5,04	41,61	-27,51
Cloppenburg	757,1	812,3	55,16	455,77	-301,31
Friesland	31,1	33,5	2,28	18,81	-12,44
Grafschaft Bentheim	210,1	225,4	15,31	126,47	-83,61
Leer	199,2	213,7	14,51	119,89	-79,26
Oldenburg	43,5	46,6	3,17	26,16	-17,29
Osnabrück	215,8	231,5	15,73	129,89	-85,87
Vechta	540,6	580,0	39,40	325,46	-215,17
Wittmund	4,4	4,7	0,32	2,66	-1,76
Andere Bundesländer	7.383,2	7.921,3	498,10	4.444,73	-2.720,12
Ausland	17,4	18,6	1,17	10,45	-6,39
Σ Exporte	14.584,9	15.647,3	1.022,8	8.780,0	-5.585,7
Σ Importe^a	7.457,1	8.158,7	699,6	4.666,6	-2.790,5
Importsaldo	-7.127,8	-7.490,6	-323,2	-4.113,4	+2.795,2

^a einschließlich Importe aus den Niederlanden i.H.v. 15,7 t N.

Quellen: Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2022), eigene Berechnungen

A.3 IST-Situation, Baseline-Projektion 2030 und Wirkung der DüV sowie der Einzelmaßnahmen auf das Klima

Tabelle 23: IST-Situation, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2021 und der Einzelmaßnahmen auf das Klima in Bezug auf die Qualitätsziele im Klimaschutzgesetz (KSG) 2030.

Maßnahme	THG-Emissionen Mio. t CO ₂ e	Abweichungen gegenüber:	
		IST/Baseline 2030 Mio. t CO ₂ e	Sektorzielwert 2030 Mio. t CO ₂ e
IST-Situation	63,69	–	+6,37
Baseline 2030	58,40	-5,29	+1,07
Sektorzielwert 2030 ^a	57,33	–	–
o. DüV 2017 ^b	58,92	+0,52	+1,59
o. DüV 2021 ^b	59,00	+0,60	+1,68
A05	58,55	+0,15	+1,22
o. A08 ^c	58,75	+0,35	+1,43
o. A09 ^c	58,25	-0,14	+0,93
A12	58,27	-0,13	+0,94
o. B01 ^c	58,76	+0,36	+1,43
o. B04 ^c	58,38	-0,02	+1,05
C01	53,36	-5,04	-3,96
C02	57,92	-0,48	+0,59
C03	58,16	-0,24	+0,83
C04	58,98	+0,58	+1,66
C05	58,14	-0,26	+0,82
C07	58,58	+0,18	+1,25
C08	56,52	-1,88	-0,81
C09	58,30	-0,09	+0,98
C11	58,37	-0,03	+1,05
C13	58,27	-0,13	+0,94
C14	58,19	-0,20	+0,87
C16	58,17	-0,22	+0,85
C17	58,58	+0,18	+1,25
C18	58,72	+0,32	+1,39
C19	58,55	+0,15	+1,40
C20	58,23	-0,17	+1,23
C21	57,21	-1,19	-0,11
C22	58,74	+0,34	+1,41
C23	58,53	+0,13	+1,21
C24	58,54	+0,15	+1,22
C25	58,88	+0,48	+1,56
C26	57,17	-1,23	-0,15
C27	56,83	-1,57	-0,50
C28	58,37	-0,03	+1,04

Maßnahme	THG-Emissionen Mio. t CO ₂ e	Abweichungen gegenüber:	
		IST/Baseline 2030 Mio. t CO ₂ e	Sektorzielwert 2030 Mio. t CO ₂ e
C29	58,14	-0,26	+0,82
C30	58,12	-0,28	+0,80

^a Die Jahresemissionshöchstmenge für das Jahr 2030 sind abhängig von den tatsächlichen Emissionen und werden jährlich angepasst. Die Jahresemissionshöchstmenge i.H.v. 57,3 Mio. t CO₂e beziehen sich auf den Stand vom 13. März 2023 der Entwicklung und Zielerreichung der Treibhausgasemissionen in Deutschland in der Abgrenzung der Sektoren des Klimaschutzgesetzes (KSG) (UBA 2023a)

^b Ohne Umsetzung der DüV 2021 im Jahr 2030, DüV 2021 ist in der Baseline 2030 bereits berücksichtigt. Die Wirkung der DüV wurde gerechnet, als würde sie nicht umgesetzt.

^c Ohne Umsetzung der Maßnahme, Maßnahme ist in der Baseline 2030 bereits berücksichtigt. Die Wirkung der Maßnahme wurde gerechnet, als würde sie nicht umgesetzt.

A.4 IST-Situation, Baseline-Projektion 2030 und Wirkung der DüV sowie der Einzelmaßnahmen auf die Vegetation

Tabelle 24: IST-Situation, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2021 und der Einzelmaßnahmen auf den Schutz N-sensitiver Vegetation in Bezug auf die Qualitätsziele von 1 bzw. 3 $\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ Immissionskonzentration im Jahr 2030.

Maßnahme	Qualitätsziel 1 µg NH ₃ m ⁻³ Luft						Qualitätsziel 3 µg NH ₃ m ⁻³ Luft					
	NH ₃ -Emissions- Minderungsbedarf	Änderung ggü. IST/Baseline 2030	Anzahl Kreise nach Klassen ^a				NH ₃ -Emissions- Minderungsbedarf	Änderung ggü. IST/Baseline 2030	Anzahl Kreise nach Klassen ^a			
			Gg NH ₃	Gg NH ₃	0	1			2	3	Gg NH ₃	Gg NH ₃
IST-Situation	339,8	n.a.	75	325	n.a.	n.a.	131,3	n.a.	293	107	n.a.	n.a.
Baseline 2030	247,7	-92,1	75	291	34	-	80,9	-50,4	293	81	26	-
o. DüV 2017 ^b	298,9	+51,2	85	291	-	24	104,4	+23,4	306	81	-	13
o. DüV 2021 ^b	258,5	+10,8	103	291	-	6	85,5	+4,6	316	81	-	3
A05	248,6	+0,9	108	291	-	1	81,3	+0,4	319	81	-	-
o. A08 ^c	249,9	+2,2	107	291	-	2	82,0	+1,1	318	81	-	1
o. A09 ^c	252,5	+4,7	105	291	-	4	82,7	+1,8	318	81	-	1
A12	254,8	+7,1	103	291	-	6	83,7	+2,8	318	81	-	1
o. B01 ^c	249,9	+2,2	108	291	-	1	81,9	+0,9	319	81	-	-
o. B04 ^c	247,5	-0,2	109	291	-	-	80,8	-0,1	319	81	-	-
C01	226,0	-21,7	109	279	12	-	74,4	-6,5	319	78	3	-
C02	241,0	-6,7	109	287	4	-	77,9	-3,0	319	80	1	-
C03	235,5	-12,2	108	286	5	1	70,7	-10,2	319	78	3	-
C04	247,8	+0,1	108	290	1	1	80,5	-0,4	319	80	1	-
C05	230,4	-17,3	109	282	9	-	74,9	-6,0	319	77	4	-
C07	221,1	-26,6	109	281	10	-	68,2	-12,7	319	75	6	-
C08	236,4	-11,3	109	282	9	-	77,4	-3,5	319	78	3	-
C09	247,1	-0,6	109	290	1	-	80,7	-0,2	319	81	-	-
C11	246,2	-1,5	108	288	3	1	81,9	+1,0	318	81	-	1
C13	246,9	-0,8	109	290	1	-	80,6	-0,3	319	81	-	-

Maßnahme	Qualitätsziel 1 µg NH ₃ m ⁻³ Luft						Qualitätsziel 3 µg NH ₃ m ⁻³ Luft					
	NH ₃ -Emissions- Minderungsbedarf	Änderung ggü. IST/Baseline 2030	Anzahl Kreise nach Klassen ^a				NH ₃ -Emissions- Minderungsbedarf	Änderung ggü. IST/Baseline 2030	Anzahl Kreise nach Klassen ^a			
			Gg NH ₃	Gg NH ₃	0	1			2	3	Gg NH ₃	Gg NH ₃
C14	246,2	-1,5	109	289	2	-	80,6	-0,3	319	80	1	-
C16	236,4	-11,3	105	287	4	4	73,4	-7,5	318	73	8	1
C17	242,3	-5,4	109	285	6	-	81,9	+1,0	319	79	2	-
C18	229,6	-18,1	109	282	9	-	71,7	-9,2	319	77	4	-
C19	245,0	-2,7	109	285	6	-	81,3	+0,4	319	80	1	-
C20	212,5	-35,2	109	280	11	-	61,1	-19,8	319	73	8	-
C21	219,3	-28,4	109	280	11	-	65,0	-15,9	319	76	5	-
C22	233,3	-14,4	109	283	8	-	75,6	-5,3	319	79	2	-
C23	232,4	-15,3	109	285	6	-	72,9	-8,1	319	78	3	-
C24	246,6	-1,1	109	286	5	-	81,8	+0,9	318	80	1	1
C25	243,6	-4,1	108	289	2	1	78,2	-2,7	319	79	2	-
C26	222,5	-25,2	108	282	9	1	68,6	-12,3	319	71	10	-
C27	232,4	-15,3	109	283	8	-	73,7	-7,2	319	78	3	-
C28	245,3	-2,4	108	287	4	1	79,3	-1,6	318	81	-	1
C29	245,5	-2,2	109	289	2	-	80,4	-0,5	319	81	-	-
C30	246,2	-1,5	109	291	-	-	79,5	-1,4	319	81	-	-

^a Klassen: 0 = kein Minderungsbedarf, keine Änderung ggü. IST-Situation/Baseline 2030, 1 = Minderungsbedarf, keine Änderung ggü. IST-Situation/Baseline 2030, 2 = kein Minderungsbedarf (neu), 3 = Minderungsbedarf (neu)

^b Ohne Umsetzung der DüV 2021 im Jahr 2030, DüV 2021 ist in der Baseline 2030 bereits berücksichtigt. Die Wirkung der DüV wurde gerechnet, als würde sie nicht umgesetzt.

^c Ohne Umsetzung der Maßnahme, Maßnahme ist in der Baseline 2030 bereits berücksichtigt. Die Wirkung der Maßnahme wurde gerechnet, als würde sie nicht umgesetzt.

A.5 IST-Situation, Baseline-Projektion 2030 und Wirkung der DüV sowie der Einzelmaßnahmen auf die terrestrischen Ökosysteme

Tabelle 25: IST-Situation, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2021 und der Einzelmaßnahmen auf den Anteil der 1 km × 1 km Rasterzellen mit CL_{eutN}-Überschreitung (A) und relative Änderung von (A) in Bezug zur erforderlichen Minderung im Jahr 2019 (B) für Deutschland gesamt und nach Anteilsklassen für die 400 Kreise (Szenario 90-P nach Bach et al. 2026a, s. Kapitel 3.3.3).

Maßnahme	Deutschland gesamt (A) %	Deutschland gesamt (B) %	Anzahl Kreise nach Klassen für (A) ^a					Anzahl Kreise nach Klassen für (B) ^b						
			≤ 20	20 – 40	40 – 60	60 – 80	> 80	≤ -40	-40 – -30	-30 – -20	-20 – -15	-15 – -5	-5 – 0	> 0
2005	79,8	+1,5 ^c	8	28	41	93	230	2	0	5	7	54	85	247
2019 (IST-Situation)	78,5	n. d.	8	25	42	116	209	18	54	123	61	124	20	0
Baseline 2030	62,0	-19,3 ^c	12	43	126	155	64	1	8	42	63	214	69	3
o. DüV 2017 ^d	68,9	7,4	9	34	76	157	124	9	54	95	82	137	23	0
o. DüV 2021 ^d	63,5	1,7	11	38	114	153	84	13	58	120	68	119	22	0
A05	62,1	0,1	12	41	124	158	65	13	56	116	72	123	20	0
o. A08 ^c	62,3	0,4	12	39	123	157	69	12	58	111	69	130	20	0
o. A09 ^c	62,5	0,5	12	41	122	155	70	10	59	109	69	133	20	0
A12	62,8	0,9	11	42	119	156	72	13	57	116	72	119	23	0
o. B01 ^c	62,3	0,4	12	40	124	154	70	16	57	121	69	118	19	0
o. B04 ^c	61,8	-0,2	12	43	126	155	64	40	77	122	60	85	16	0
C01	58,7	-3,5	13	55	136	155	41	28	56	122	65	110	19	0
C02	61,0	-1,2	13	46	132	152	57	55	54	99	54	119	19	0
C03	60,6	-1,9	16	51	127	149	57	19	56	121	66	118	20	0
C04	61,8	-0,2	12	43	129	153	63	41	71	119	61	89	19	0
C05	59,4	-2,7	13	57	129	154	47	57	59	127	49	90	18	0
C07	58,4	-4,2	16	55	131	159	39	42	68	124	66	82	18	0
C08	59,2	-2,7	14	55	132	151	48	16	57	125	66	117	19	0
C09	61,7	-0,3	12	43	126	156	63	16	63	120	67	115	19	0
C11	61,6	-0,3	12	43	127	157	61	18	55	126	65	117	19	0

Maßnahme	Deutschland gesamt (A)	Deutschland gesamt (B)	Anzahl Kreise nach Klassen für (A) ^a					Anzahl Kreise nach Klassen für (B) ^b						
	%	%	≤ 20	20 – 40	40 – 60	60 – 80	> 80	≤ -40	-40 – -30	-30 – -20	-20 – -15	-15 – -5	-5 – 0	> 0
C13	61,7	-0,3	12	44	127	154	63	18	58	122	68	115	19	0
C14	61,5	-0,5	13	43	126	159	59	38	56	95	62	125	23	1
C16	60,5	-1,7	13	50	119	159	59	24	52	123	71	114	16	0
C17	61,0	-0,5	12	42	122	163	61	38	49	136	55	106	16	0
C18	59,9	-2,3	13	47	123	177	40	15	56	123	73	117	16	0
C19	61,6	-0,2	11	40	123	171	55	45	70	130	50	89	16	0
C20	58,0	-4,7	13	56	125	172	34	28	67	143	47	99	16	0
C21	59,1	-3,8	12	43	131	177	37	23	55	136	65	105	16	0
C22	60,3	-1,8	11	44	127	172	46	26	50	142	56	109	17	0
C23	60,4	-2,0	11	44	125	177	43	15	55	115	79	116	20	0
C24	61,8	0,1	11	41	123	168	57	23	49	120	73	116	19	0
C25	61,6	-0,3	11	41	124	165	59	57	59	108	64	94	18	0
C26	58,7	-3,4	18	52	130	154	46	30	53	135	54	110	18	0
C27	60,2	-2,5	12	46	126	177	39	15	61	123	63	117	21	0
C28	61,8	-0,3	12	43	126	158	61	19	57	123	68	114	19	0
C29	61,5	-0,4	13	43	129	155	60	20	55	126	60	120	19	0
C30	61,7	-0,4	12	46	125	154	63	2	0	5	7	54	85	247

^a Anzahl der Kreise nach Klassen der Anteile der 1 km × 1 km Rasterzellen mit CL_{eutN}-Überschreitung.

^b Anzahl der Kreise nach Klassen der relativer Änderung der N-Depositionminderung in Bezug zur 2019 erforderlichen Minderungen für Szenario 90-P nach Bach et al. (2026a).

^c Ohne Umsetzung der Maßnahme, Maßnahme ist in der Baseline 2030 bereits berücksichtigt. Die Wirkung der Maßnahme wurde gerechnet, als würde sie nicht umgesetzt.

^d Ohne Umsetzung der DüV 2021 im Jahr 2030, DüV 2021 ist in der Baseline 2030 bereits berücksichtigt. Die Wirkung der DüV wurde gerechnet, als würde sie nicht umgesetzt.

A.6 IST-Situation, Baseline-Projektion 2030 und Wirkung der DüV sowie der Einzelmaßnahmen auf den Grundwasserschutz

Tabelle 26: IST-Situation, Baseline 2030 sowie Wirkung der DüV 2021 und der Einzelmaßnahmen auf die potenzielle NO₃-Sickerwasserkonzentration (Schutzgut Grundwasser) im Jahr 2030.

Maßnahme	Ø hydrosphär. N-Überschuss kg N ha ⁻¹ LF	Ø pot. NO ₃ -SW- Konzentration mg NO ₃ L ⁻¹ SW	Δ zu IST*/ Baseline 2030 mg NO ₃ L ⁻¹ SW	Anzahl GWK nach Klassen ^a in Bezug auf den Zielwert der pot. NO ₃ -SW-Konz.				Anteil der Landwirtschaftsfläche in den Grundwasserkörpern nach Klassen				Ø Minderungs- bedarf für hydrosphär. N-Überschuss kg N ha ⁻¹ LF	Δ zu IST*/Ba- seline 2030 kg N ha ⁻¹ LF
				0	1	2	3	0	1	2	3		
								%	%	%	%		
IST-Situation	46,1	72,0		427	851	n.a.	n.a.	21,0	79,0	n.a.	n.a.	16,92	
Baseline 2030	30,2	45,4	-26,6	427	463	388	-	21,0	48,4	30,5	-	4,86	-12,05*
o. DüV 2021 ^b	37,6	56,6	+11,2	621	463	-	194	34,3	48,4	-	17,3	9,93	+5,07
A05	32,4	48,8	+3,4	724	462	1	91	42,4	48,2	0,2	9,2	6,20	+1,34
o. A08 ^c	35,0	53,0	+7,6	692	463	-	123	40,5	48,4	-	11,1	7,92	+3,05
o. A09 ^c	29,4	44,6	-0,8	815	441	22	-	51,6	46,6	1,8	-	4,62	-0,25
A12	28,8	43,3	-2,1	815	415	48	-	51,6	43,8	4,7	-	4,21	-0,66
o. B01 ^c	34,5	51,9	+6,5	672	462	1	143	37,7	48,2	0,2	13,8	7,82	+2,95
o. B04 ^c	29,4	44,3	-1,1	815	436	27	-	51,6	45,9	2,6	0,0	4,49	-0,38
C01	26,2	40,0	-5,4	810	334	129	5	50,9	34,2	14,2	0,7	3,94	-0,92
C02	20,2	33,5	-11,9	813	223	240	2	51,4	25,9	22,5	0,2	3,64	-1,22
C03	30,9	46,3	+0,9	800	458	5	15	50,0	48,0	0,4	1,6	5,19	+0,33
C04	28,0	41,9	-3,4	815	400	63	-	51,6	42,8	5,6	-	3,86	-1,00
C05	30,8	46,4	+1,0	793	463	-	22	48,6	48,4	-	3,0	5,21	+0,35
C07	27,1	42,8	-2,6	814	405	58	1	51,4	42,8	5,6	0,1	4,25	-0,61
C08	4,1	15,1	-30,3	815	104	359	-	51,6	10,1	38,3	-	1,12	-3,74
C09	28,0	42,2	-3,2	815	396	67	-	51,6	40,5	8,0	-	4,09	-0,78
C11	30,1	45,3	-0,1	801	437	26	14	50,5	46,4	2,0	1,1	4,92	+0,05

Maßnahme	Ø hydrosphär. N-Überschuss	Ø pot. NO ₃ -SW- Konzentration	Δ zu IST*/ Baseline 2030	Anzahl GWK nach Klassen ^a in Bezug auf den Zielwert der pot. NO ₃ -SW-Konz.				Anteil der Landwirtschaftsfläche in den Grundwasserkörpern nach Klassen				Ø Minderungs- bedarf für hydrosphär. N-Überschuss	Δ zu IST*/Ba- seline 2030
				0	1	2	3	0	1	2	3		
	kg N ha ⁻¹ LF	mg NO ₃ L ⁻¹ SW	mg NO ₃ L ⁻¹ SW					%	%	%	%	kg N ha ⁻¹ LF	kg N ha ⁻¹ LF
C13	27,5	41,6	-3,8	815	394	69	-	51,6	40,8	7,7	-	3,72	-1,15
C14	30,4	46,6	+1,2	781	460	3	34	48,5	48,2	0,3	3,1	5,38	+0,51
C16	29,4	44,9	-0,5	708	312	151	107	43,6	34,5	13,9	8,0	6,53	+1,67
C17	30,0	44,6	-0,8	809	436	27	6	51,1	45,5	2,9	0,4	4,72	-0,14
C18	30,8	46,1	+0,7	806	453	10	9	50,3	47,5	0,9	1,2	5,31	+0,45
C19	30,3	45,5	+0,1	811	448	15	4	51,3	47,1	1,3	0,3	5,05	+0,18
C20	31,5	47,6	+2,2	787	460	3	28	48,5	48,1	0,4	3,1	5,88	+1,02
C21	31,7	47,1	+1,7	793	458	5	22	48,7	48,0	0,4	2,9	5,76	+0,89
C22	29,7	44,7	-0,6	811	436	27	4	51,0	45,6	2,8	0,6	4,89	+0,03
C23	29,8	44,4	-1,0	812	430	33	3	51,0	45,4	3,0	0,6	4,81	-0,06
C24	29,2	43,8	-1,6	814	415	48	1	51,4	43,8	4,6	0,1	4,54	-0,32
C25	29,6	44,5	-0,9	815	436	27	-	51,6	45,9	2,5	-	4,65	-0,21
C26	25,0	38,2	-7,2	810	331	132	5	50,9	36,5	12,0	0,7	3,05	-1,82
C27	27,9	41,7	-3,7	815	390	73	-	51,6	41,1	7,3	-	3,73	-1,13
C28	29,6	44,6	-0,8	806	432	31	9	50,9	45,9	2,5	0,7	4,49	-0,38
C29	32,0	48,2	+2,9	781	457	6	34	48,7	47,8	0,6	2,9	6,26	+1,39
C30	24,8	39,8	-5,6	815	377	86	-	51,6	38,3	10,1	-	3,33	-1,53

^a Klassen: 0 = kein Minderungsbedarf, keine Änderung ggü. IST-Situation/Baseline 2030, 1 = Minderungsbedarf, keine Änderung ggü. IST-Situation/Baseline 2030, 2 = kein Minderungsbedarf (neu), 3 = Minderungsbedarf (neu).

^b Ohne Umsetzung der DüV 2021 im Jahr 2030, DüV 2021 ist in der Baseline 2030 bereits berücksichtigt. Die Wirkung der DüV wurde gerechnet, als würde sie nicht umgesetzt.

^c Ohne Umsetzung der Maßnahme, Maßnahme ist in der Baseline 2030 bereits berücksichtigt. Die Wirkung der Maßnahme wurde gerechnet, als würde sie nicht umgesetzt.

A.7 Modellrelevante Unterschiede zwischen den DüV-Fassungen von 2017 und 2021 bezüglich Stickstoff

Tabelle 27: Modellrelevante Unterschiede zwischen der Düngeverordnung in der Fassung vom 27. Mai 2017 und der Fassung vom 10. August 2021.

Fassung vom 27. Mai 2017		Fassung vom 10. August 2021	
Paragraf	Verordnungstext	Paragraf	Verordnungstext
§ 3	Als Ausbringverluste dürfen bei der Verwendung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft und Düngemitteln, bei denen es sich um Gärrückstände aus dem Betrieb einer Biogasanlage handelt, höchstens die sich aus Anlage 2 Zeile 5 bis 9 ergebenden Werte, bei anderen organischen-mineralischen Düngemitteln höchstens zehn von Hundert der nach Abs. 4 bekannten, ermittelten oder festgestellten Gehalte an Gesamtstickstoff berücksichtigt werden.	§ 3	<i>entfällt</i>
§ 3 Abs. 3	Der nach Abs. 2 Satz 1 ermittelte Düngebedarf darf im Rahmen der geplanten Düngungsmaßnahme nicht überschritten werden. 2 Teilgaben sind zulässig. 3 Abweichend von Satz 1 sind Überschreitungen des nach Satz 1 ermittelten Düngebedarfs beim Aufbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nur zulässig, soweit auf Grund nachträglich eintretender Umstände, insbesondere Bestandsentwicklung oder Witterungsereignisse, ein höherer Düngebedarf besteht. 4 Im Falle des Satzes 3 hat der Betriebsinhaber vor dem Aufbringen der dort genannten Stoffe	§ 3 Abs. 3	Der nach Abs. 2 Satz 1 ermittelte Düngebedarf darf im Rahmen der geplanten Düngungsmaßnahme nicht überschritten werden. 2 Teilgaben sind zulässig. 3 Abweichend von Satz 1 sind Überschreitungen des nach Satz 1 ermittelten Düngebedarfs <u>um höchstens 10 Prozent</u> beim Aufbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln zulässig, soweit auf Grund nachträglich eintretender Umstände, insbesondere Bestandsentwicklung oder Witterungsereignisse, ein höherer Düngebedarf besteht. 4 Im Falle des Satzes 3 hat der Betriebsinhaber vor dem Aufbringen der dort genannten Stoffe
§ 4 Abs. 4 Nr. 2	<u>drei Jahre</u>	§ 4 Abs. 4 Nr. 2	<u>fünf Jahre</u>
	<i>nicht vorhanden</i>	§ 4 Abs. 1 Nr. 7	die Menge an verfügbarem Stickstoff, die nach § 6 Abs. 9 Satz 1 Nr. 1 zu Winterraps oder Wintergerste ab dem Zeitpunkt, ab dem die Ernte der letzten Hauptfrucht abgeschlossen ist, bis zum Ablauf des 1. Oktober aufgebracht worden sind
§ 5 Abs. 1	Das Aufbringen von stickstoff- oder phosphathaltigen Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln darf nicht erfolgen, wenn der Boden überschwemmt, wassergesättigt, gefroren oder schneebedeckt ist. 2 Abweichend von Satz 1	§ 5	Das Aufbringen von stickstoff- oder phosphathaltigen Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln darf nicht erfolgen, wenn der Boden überschwemmt, wassergesättigt, gefroren oder schneebedeckt ist. 2 Abweichend von Satz 1 dürfen

Fassung vom 27. Mai 2017		Fassung vom 10. August 2021	
Paragraf	Verordnungstext	Paragraf	Verordnungstext
	dürfen Kalkdünger mit einem Gehalt von weniger als zwei vom Hundert Phosphat auf gefrorenen Boden aufgebracht werden, soweit ein Abschwemmen in oberirdische Gewässer oder auf benachbarte Flächen nicht zu besorgen ist. 3 Abweichend von Satz 1 dürfen ferner mit den dort genannten Stoffen bis zu 60 Kilogramm Gesamtstickstoff je Hektar auf gefrorenen Boden aufgebracht werden, wenn 1. der Boden durch Auftauen am Tag des Aufbringens aufnahmefähig wird, 2. ein Abschwemmen in oberirdische Gewässer oder auf benachbarte Flächen nicht zu besorgen ist, 3. der Boden durch Einsaat einer Winterkultur oder von Zwischenfrüchten im Herbst eine Pflanzendecke trägt oder es sich um Grünland oder Dauergrünland handelt, und 4. anderenfalls die Gefahr einer Bodenverdichtung und von Strukturschäden durch das Befahren bestehen würde. 5 Abweichend von Satz 3 dürfen unter den in Satz 3 Nr. 2 bis 4 genannten Voraussetzungen mit Düngemitteln, bei denen es sich um Festmist von Huftieren oder Klauentieren oder Komposte handelt, mehr als 60 Kilogramm Gesamtstickstoff je Hektar aufgebracht werden.		Kalkdünger mit einem Gehalt von weniger als zwei vom Hundert Phosphat auf gefrorenen Boden aufgebracht werden, soweit ein Abschwemmen in oberirdische Gewässer oder auf benachbarte Flächen nicht zu besorgen ist.
§ 5 Abs. 3	Zur Vermeidung von Abschwemmungen in oberirdische Gewässer dürfen stickstoff- oder phosphathaltige Düngemittel, Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate und Pflanzenhilfsmittel auf Flächen, die innerhalb eines Abstandes von 20 Metern zur Böschungsoberkante eines solchen Gewässers eine Hangneigung von durchschnittlich mindestens zehn vom Hundert aufweisen (stark geneigte Flächen), innerhalb eines Abstandes von fünf Metern zur Böschungsoberkante nicht aufgebracht werden. 2 Auf stark geneigten Ackerflächen dürfen ferner die in Satz 1 genannten Stoffe innerhalb eines Abstandes zwischen fünf und 20 Metern zur Böschungsoberkante nur wie folgt aufgebracht werden:	§ 5 Abs. 3	Zur Vermeidung von Abschwemmungen in oberirdische Gewässer dürfen stickstoff- oder phosphathaltige Düngemittel, Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate und Pflanzenhilfsmittel nicht aufgebracht werden 1. <u>innerhalb eines Abstandes von 3 Metern zur Böschungsoberkante eines oberirdischen Gewässers</u> auf Flächen, die innerhalb eines Abstandes von 20 Metern zur Böschungsoberkante <u>eine Hangneigung von durchschnittlich mindestens 5 Prozent aufweisen</u>, 2. <u>innerhalb eines Abstandes von 5 Metern zur Böschungsoberkante</u>

Fassung vom 27. Mai 2017		Fassung vom 10. August 2021	
Paragraf	Verordnungstext	Paragraf	Verordnungstext
	1. auf unbestellten Ackerflächen nur bei sofortiger Einarbeitung,		eines oberirdischen Gewässers auf Flächen, die innerhalb eines Ab- standes von 20 Metern zur Böschungsoberkante eine Hangneigung von durchschnittlich <u>mindestens 10 Prozent aufweisen</u>, und 3. innerhalb eines Abstandes von 10 Metern zur Böschungsoberkante eines oberirdischen Gewässers auf Flächen, die innerhalb eines Ab- standes von 30 Metern zur Böschungsoberkante <u>eine Hangneigung von durchschnittlich mindestens 15 Prozent aufweisen</u>. 2 Auf Ackerflächen dürfen die in Satz 1 genannten Stoffe <u>bei einer Hangneigung nach Satz 1 Nr. 1 innerhalb eines Abstandes von 3 bis 20 Metern zur Böschungsoberkante, bei einer Hangneigung nach Satz 1 Nr. 2 innerhalb eines Abstandes von 5 bis 20 Metern zur Bö- schungsoberkante und bei einer Hangneigung nach Satz 1 Nr. 3 in- nerhalb eines Abstandes von 10 bis 30 Metern zur Böschungsober- kante nur wie folgt aufgebracht werden:</u> 1. auf unbestellten Ackerflächen <u>vor der Aussaat oder Pflanzung</u> nur bei sofortiger Einarbeitung,
§ 5 Abs. 3 Nr. 2	Die Absätze 1 und 2 bleiben unberührt.	§ 5 Abs. 3 Nr. 2	Auf Ackerflächen mit einer Hangneigung nach Satz 1 Nr. 3, die unbe- stellt sind oder nicht über einen hinreichend entwickelten Pflanzen- bestand verfügen, dürfen die in Satz 1 genannten Stoffe ferner nur bei sofortiger Einarbeitung auf der gesamten Ackerfläche des Schla- ges aufgebracht werden. 4 Beträgt bei Flächen, die eine Hangneigung nach Satz 1 Nr. 2 oder 3 aufweisen, der nach § 3 Abs. 2 Satz 1 ermit- telte Düngebedarf mehr als 80 Kilogramm Gesamtstickstoff je Hek- tar, so dürfen die in Satz 1 genannten Stoffe nur in Teilgaben aufge- bracht werden, die jeweils 80 Kilogramm Gesamtstickstoff je Hektar nicht überschreiten dürfen. 5 Die Absätze 1 und 2 bleiben unberührt.
§ 6 Abs. 1	Wer organische, organisch-mineralische Düngemittel, einschließ- lich Wirtschaftsdünger, jeweils mit wesentlichem Gehalt an ver- fügbarem Stickstoff oder Ammoniumstickstoff auf unbestelltes	§ 6 Abs. 1	Wer organische, organisch-mineralische Düngemittel, einschließlich Wirtschaftsdünger, jeweils mit wesentlichem Gehalt an verfügba- rem Stickstoff oder Ammoniumstickstoff auf unbestelltes Ackerland

Fassung vom 27. Mai 2017		Fassung vom 10. August 2021	
Paragraf	Verordnungstext	Paragraf	Verordnungstext
	Ackerland aufbringt, hat diese unverzüglich, jedoch spätestens innerhalb von vier Stunden nach Beginn des Aufbringens einzuarbeiten. 2 Satz 1 gilt nicht für		aufbringt, hat diese unverzüglich, jedoch spätestens innerhalb von vier Stunden, <u>ab dem 1. Februar 2025 innerhalb einer Stunde nach Beginn des Aufbringens einzuarbeiten.</u> 2 Satz 1 gilt nicht für
§ 6 Abs. 4	Flächen, die für ein Aufbringen nach Abs. 5 herangezogen werden, sind vor der Berechnung des Flächendurchschnitts von der zu berücksichtigenden Fläche abzuziehen. 6 Im Falle des Gewächshausanbaus gilt die Beschränkung nach Satz 1 nur für Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft.	§ 6 Abs. 4	Flächen, die für ein Aufbringen nach Abs. 5 herangezogen <u>werden oder auf denen die Aufbringung von stickstoffhaltigen Düngemitteln, einschließlich Wirtschaftsdüngern, nach anderen als düngerechtlichen Vorschriften oder vertraglich verboten ist,</u> sind vor der Berechnung des Flächendurchschnitts von der zu berücksichtigenden Fläche abzuziehen. <u>6 Flächen, auf denen die Aufbringung von stickstoffhaltigen Düngemitteln, einschließlich Wirtschaftsdüngern, nach anderen als düngerechtlichen Vorschriften oder vertraglich eingeschränkt ist, dürfen bei der Berechnung des Flächendurchschnitts bis zur Höhe der Düngung berücksichtigt werden, die nach diesen anderen Vorschriften oder Verträgen auf diesen Flächen zulässig ist.</u> 7 Im Falle des Gewächshausanbaus gilt die Beschränkung nach Satz 1 nur für Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft.
§ 6 Abs. 8	Abweichend von Satz 1 dürfen Festmist von Huftieren oder Klauentieren oder Komposte in der Zeit vom 15. Dezember bis zum Ablauf des 15. Januar nicht aufgebracht werden.	§ 6 Abs. 8	Abweichend von Satz 1 dürfen Festmist von Huftieren oder Klauentieren oder Komposte in der Zeit vom <u>1. Dezember bis zum Ablauf des 15. Januar nicht aufgebracht werden.</u> 3 Düngemittel mit <u>wesentlichem Gehalt an Phosphat dürfen in der Zeit vom 1. Dezember bis zum Ablauf des 15. Januar nicht aufgebracht werden.</u>
	nicht vorhanden	§ 6 Abs. 11	<u>Auf Grünland, Dauergrünland und auf Ackerland mit mehrjährigem Feldfutterbau bei einer Aussaat bis zum Ablauf des 15. Mai dürfen in der Zeit vom 1. September bis zum Beginn des Verbotszeitraums nach Abs. 8 Satz 1 Nr. 2, auch in Verbindung mit Abs. 10, mit flüssigen organischen und flüssigen organisch-mineralischen Düngemitteln, einschließlich flüssigen Wirtschaftsdüngern, mit wesentlichem Gehalt an verfügbarem Stickstoff oder Ammoniumstickstoff nicht mehr als 80 Kilogramm Gesamtstickstoff je Hektar aufgebracht werden.</u>

Fassung vom 27. Mai 2017		Fassung vom 10. August 2021	
Paragraf	Verordnungstext	Paragraf	Verordnungstext
§ 10 Abs. 1 Nr. 1	den nach § 3 Abs. 2 oder 3 Satz 4 ermittelten Düngebedarf einschließlich der Berechnungen nach § 4, die der Ermittlung zugrunde liegen,	§ 10 Abs. 1 Nr. 1	den nach § 3 Abs. 2 oder 3 Satz 4 ermittelten Düngebedarf einschließlich der Berechnungen nach § 4, die der Ermittlung zugrunde liegen, <u>im Fall der Überschreitung des ermittelten Düngebedarfs nach § 3 Abs. 3 Satz 3 auch die Gründe für den höheren Düngebedarf,</u>
§ 10 Abs. 1 Nr. 3 und Abs. 2	Überschreitungen nach § 3 Abs. 3 Satz 3 einschließlich der Gründe für den höheren Düngebedarf sind unverzüglich nach der Überschreitung aufzuzeichnen. 3 Betriebsinhaber haben ferner bis zum 31. März des auf das jeweils abgelaufene Düngejahr folgenden Kalenderjahres die Ausgangsdaten und Ergebnisse der Nährstoffvergleiche nach § 8 Abs. 1 nach den Anlagen 5 und 6 aufzuzeichnen. 4 Ausgenommen von den Sätzen 1 bis 3 sind Flächen und Betriebe nach § 8 Abs. 6. (2) Bei einer Zufuhr von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten oder Pflanzenhilfsmitteln, die unter Verwendung von Fleischmehlen, Knochenmehlen oder Fleischknochenmehlen hergestellt wurden, auf landwirtschaftlich genutzten Flächen sind vom Betriebsinhaber ferner innerhalb eines Monats nach der jeweiligen Düngungsmaßnahme aufzuzeichnen	§ 10 Abs. 1 Nr. 3 bis Abs. 4	Der nach Satz 1 Nr. 1 jeweils für die Schläge, die Bewirtschaftungseinheiten oder die nach § 3 Abs. 2 Satz 3 zusammengefassten Flächen aufgezeichnete Düngebedarf ist bis zum Ablauf des 31. März des der Düngebedarfsermittlung folgenden Kalenderjahres zu einer jährlichen betrieblichen Gesamtsumme des Düngebedarfs zusammenzufassen; die jährliche betriebliche Gesamtsumme des Düngebedarfs ist nach Maßgabe der Anlage 5 aufzuzeichnen. <u>(2) 1 Der Betriebsinhaber hat spätestens zwei Tage nach jeder Düngungsmaßnahme, einschließlich der Aufbringung nach § 3 Abs. 3 Satz 2 und 3 sowie § 5 Abs. 3 Satz 4, folgende Angaben über die Düngungsmaßnahme aufzuzeichnen:</u> <u>1. eindeutige Bezeichnung des Schlages, der Bewirtschaftungseinheit oder der nach § 3 Abs. 2 Satz 3 zusammengefassten Fläche,</u> <u>2. Größe des Schlages, der Bewirtschaftungseinheit oder der nach § 3 Abs. 2 Satz 3 zusammengefassten Fläche,</u> <u>3. die Art und Menge des aufgetragenen Stoffes,</u> <u>4. die aufgetragene Menge an Gesamtstickstoff und Phosphat, bei organischen und organisch-mineralischen Düngemitteln neben der Menge an Gesamtstickstoff auch die Menge an verfügbarem Stickstoff.</u> <u>2 Bei Weidehaltung hat der Betriebsinhaber zusätzlich die Zahl der</u>

Fassung vom 27. Mai 2017		Fassung vom 10. August 2021	
Paragraf	Verordnungstext	Paragraf	Verordnungstext
			<u>Weidetage sowie die Art und Zahl der auf der Weide gehaltenen Tiere nach Abschluss der Weidehaltung aufzuzeichnen. 3 Die aufgeführten Mengen der Nährstoffe nach Satz 1 Nr. 4 sind bis zum Ablauf des 31. März des der Aufbringung folgenden Kalenderjahres zu einer jährlichen betrieblichen Gesamtsumme des Nährstoffeinsatzes zusammenzufassen; die Gesamtsumme des Nährstoffeinsatzes ist nach Maßgabe der Anlage 5 aufzuzeichnen.</u> <u>(3) Die Absätze 1 und 2 gelten nicht für</u> <u>1. Flächen, auf denen nur Zierpflanzen oder Weihnachtsbaumkulturen angebaut werden, Baumschul-, Rebschul-, Strauchbeeren- und Baumobstflächen, nicht im Ertrag stehende Dauerkulturflächen des Wein- oder Obstbaus sowie Flächen, die der Erzeugung schnellwüchsiger Forstgehölze zur energetischen Nutzung dienen,</u> <u>2. Flächen mit ausschließlicher Weidehaltung bei einem jährlichen Stickstoffanfall (Stickstoffausscheidung) an Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft von bis zu 100 Kilogramm Stickstoff je Hektar, wenn keine zusätzliche Stickstoffdüngung erfolgt,</u> <u>3. Betriebe, die auf keinem Schlag wesentliche Nährstoffmengen an Stickstoff oder Phosphat mit Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten, Pflanzenhilfsmitteln oder Abfällen zur Beseitigung nach § 28 des Kreislaufwirtschaftsgesetzes aufbringen,</u> <u>4. Betriebe, die</u> <u>a) abzüglich von Flächen nach den Nr.n 1 und 2 weniger als 15 Hektar landwirtschaftlich genutzte Fläche bewirtschaften,</u> <u>b) höchstens auf 2 Hektar Gemüse, Hopfen, Wein oder Erdbeeren anbauen,</u>

Fassung vom 27. Mai 2017		Fassung vom 10. August 2021	
Paragraf	Verordnungstext	Paragraf	Verordnungstext
			<u>c) einen jährlichen Nährstoffanfall aus Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft von nicht mehr als 750 Kilogramm Stickstoff je Betrieb aufweisen und</u> <u>d) keine außerhalb des Betriebes anfallenden Wirtschaftsdünger sowie organischen und organisch-mineralischen Düngemittel, bei denen es sich um Gärrückstände aus dem Betrieb einer Biogasanlage handelt, übernehmen und aufbringen.</u> (4) Bei einer Zufuhr von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten oder Pflanzenhilfsmitteln, die unter Verwendung von Fleischmehlen, Knochenmehlen oder Fleischknochenmehlen hergestellt wurden, auf landwirtschaftlich genutzten Flächen sind vom Betriebsinhaber ferner innerhalb eines Monats nach der jeweiligen Düngungsmaßnahme aufzuzeichnen