

TEXTE

131/2019

Stickstoff-Flächen- bilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017

Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen

TEXTE 131/2019

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3714 43 202 0
FB000106

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017

**Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaß-
nahmen**

Abschlussbericht

von

Uwe Häußermann, Martin Bach, Laura Klement, Lutz
Breuer

Institut für Landschaftsökologie und Ressourcen-
management, 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
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

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

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

Durchführung der Studie:

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

Abschlussdatum:

April 2019

Redaktion:

Fachgebiet II 4.3 Luftreinhaltung und terrestrische Ökosysteme
Dr. Gabriele Wechsung

Publikationen als pdf:

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

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Oktober 2019

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

Kurzbeschreibung: Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017

Im vorliegenden Bericht werden Methodik und Ergebnisse der Berechnung von Flächenbilanzen¹ für Stickstoff (N) mit Regionalgliederungen „Bundesländer“ und „Kreise/kreisfreie Städte“ für die Zeitreihe 1995 bis 2017 vorgestellt. Gegenüber früheren Ansätzen werden als Neuerungen vor allem die Biogaserzeugung sowie der Transfer von Wirtschaftsdüngern in der Bilanz berücksichtigt. Emissionsfaktoren und Aktivitätsdaten der Bilanzierung sind weitgehend identisch mit entsprechenden Werten im Nationalen Emissionsinventar. Im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 umfasst die N-Zufuhr zur landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) in Deutschland insgesamt 226 kg N/ha LF, wovon 104 kg N/ha LF mit Mineraldüngung und 89 kg N/ha LF mit Wirtschaftsdüngern (Gülle, Mist, Jauche, Gärreste) ausgebracht werden. Dem steht eine Abfuhr mit Ernteprodukten von 149 kg N/ha LF entgegen, woraus ein Überschuss der N-Flächenbilanz von 78 kg N/ha LF resultiert.

Die Überschüsse der N-Flächenbilanzen der Bundesländer (Mittel 2015 bis 2017) liegen zwischen 51 kg N/ha LF für Brandenburg und 108 kg N/ha LF für Niedersachsen. Die Spannweite der N-Flächenbilanzüberschüsse der Kreise (Mittel 2015 bis 2017) reicht von 26 kg N/ha LF bis 162 kg N/ha LF. Für 84 Kreisregionen (entsprechend 30 % der LF) wird ein Überschuss ≤ 55 kg N/ha LF berechnet, 157 Kreisregionen (47 % der LF) liegen im Bereich > 55 bis ≤ 100 kg N/ha LF und in 58 Kreisregionen (23 % der LF) beträgt der Überschuss über 100 kg N/ha LF. Die Unsicherheit des N-Flächenbilanzüberschuss wird mit einer Sensitivitätsanalyse für die wichtigsten Variablen ermittelt. Die größte Sensitivität tritt bei der N-Ausscheidung pro Tierplatz auf, eine Änderung um -10 % vermindert die N-Überschüsse in den Kreisen im Median um -6,8 kg N/ha LF und im Maximum um -18,8 kg N/ha LF (Mittel der Jahre 2015 bis 2017). Für eine Reihe von Minderungsmaßnahmen wird die mögliche Reduktion des N-Flächenbilanzüberschuss in den Kreisen berechnet. Wirksamste Maßnahme wäre eine Verbesserung der Ausnutzung des N aus Wirtschaftsdüngern von 60 % (derzeitige Annahme) auf 80 %, wodurch der Überschuss in Deutschland insgesamt um -15,6 kg N/ha LF sinken würde.

Abstract: Nitrogen soil surface budgets for administrative units federal states and districts in Germany – years 1995 to 2017

This report presents the methodology and results of the calculation of nitrogen (N) soil surface budgets² for the administrative units "Länder" and "Kreise/kreisfreie Städte" for the period 1995 to 2017. In contrast to earlier approaches, biogas production and the transfer of manure are considered in this revised budget. Emission factors and activity data of the budget are largely consistent with the National Emission Inventory. From 2015 to 2017, the average N supply to agricultural land in Germany comprises a total of 226 kg N/ha UAA, of which 104 kg N/ha UAA is applied as mineral fertiliser and 89 kg N/ha UAA as manure (slurry, leachate, farmyard manure, digestate). 149 kg N/ha UAA are removed via harvested products, which results in a surplus of 77 kg N/ha UAA.

The surpluses of the N soil surface budgets of the federal states (average 2015 to 2017) ranges from 51 kg N/ha UAA for Brandenburg up to 108 kg N/ha UAA for Lower Saxony. The N surpluses of the districts (mean 2015 to 2017) varies between 26 kg N/ha UAA to 162 kg N/ha UAA.

¹ Anmerkung: Der Stickstoffüberschuss der *Flächenbilanz* ist nicht zu verwechseln mit dem Stickstoffüberschuss der *Gesamtbilanz* (s. Kap. 1.2), der unter anderem in der Nachhaltigkeitsstrategie für Deutschland (Bundesregierung 2018) als Indikator für die Nachhaltigkeit der Landbewirtschaftung verwendet wird.

² Note: The surplus of the nitrogen soil surface budget should not be confused with the surplus of the nitrogen gross budget (see Chapter 1.2), which is used in the sustainability strategy of the German Federal Government (Bundesregierung 2018) as an indicator of the environmental sustainability of agriculture.

For 84 district regions (corresponding to 30% of utilised agricultural area, UAA) a surplus of up to 55 kg N/ha UAA is calculated. In 157 district regions (47% of UAA) ranges from 55 to ≤ 100 kg N/ha UAA. In 58 districts (23% of UAA) it was more than 100 kg N/ha UAA. The uncertainty of the N surplus is investigated through a sensitivity analysis for the most important variables. The highest sensitivity could be assigned to the N excretion per livestock place. A change of -10% reduces the median of the N surpluses in the districts by -6.8 kg N/ha UAA and the maximum by -18.8 kg N/ha UAA at most (average 2015 to 2017). For a number of mitigation measures, the reduction of the N surplus in the districts is calculated. The most effective measure would be an improved utilisation of N from manure from 60 % (current assumption) to 80 %, which would reduce the N surplus in Germany by -15.6 kg N kg/ha UAA on average.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	10
Tabellenverzeichnis.....	13
Abkürzungsverzeichnis.....	15
Verzeichnis der Variablen.....	17
Zusammenfassung	22
Summary.....	29
1 Stickstoff-Bilanzierungen in der Landwirtschaft	36
1.1 Einführung	36
1.2 Aufbau und Komponenten der N-Bilanzierung	38
1.3 Implizite Annahmen einer N-Flächenbilanzierung.....	41
2 Berechnung N-Flächenbilanzen für Bundesländer und Kreise, Jahre 1995 bis 2017	42
2.1 Mengengerüst Pflanzenproduktion und Viehhaltung.....	42
2.2 Koeffizienten zu N-Gehalten und N-Mengen	47
2.2.1 N-Gehalte und N-Mengen Pflanzenbau und Viehhaltung.....	47
2.2.2 N-Gehalte und N-Mengen von Grünland und Pflanzen zur Grünernte	52
2.3 Biogaserzeugung.....	53
2.3.1 Anlagenbestand und eingespeiste elektrische Arbeit (bzw. Äquivalent)	53
2.3.1.1 Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromung.....	53
2.3.1.2 Biomethan-Einspeiseanlagen.....	54
2.3.1.3 Biogasanlagen mit Bioabfallvergärung.....	55
2.3.2 Substratzusammensetzung.....	56
2.3.3 Berechnung N-Zufuhr in Biogasanlagen insgesamt	58
2.4 Berechnung N-Flächenbilanzen	58
2.4.1 N-Zufuhr mit Mineraldünger (Zuf_{MD})	58
2.4.1.1 Festlegung des Bedarfsfaktors und der Anrechnungsfaktoren	60
2.4.1.2 Berechnung der N-Zufuhr mit Mineraldünger für regionale Einheiten.....	61
2.4.2 N-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern aus der Tierhaltung (Zuf_{WSD})	61
2.4.3 N-Zufuhr mit Wirtschaftsdünger aus Biogasanlagen (Gärreste) (Zuf_{Dig}).....	63
2.4.4 Wirtschaftsdüngertransfer ($Trsf_{WSD}$)	66
2.4.5 N-Zufuhr über biologische N-Bindung (Zuf_{BNF}).....	67
2.4.6 N-Zufuhr mit Sekundärrohstoffdüngern (Zuf_{SeRoD})	67
2.4.7 N-Zufuhr über Saatgut- und Pflanzgut (Zuf_{SG})	68
2.4.8 N-Zufuhr über atmosphärische Deposition (Zuf_{NDep}).....	68

2.4.9	N-Abfuhr mit dem Erntegut.....	69
2.4.10	Gebietsstand der Regionalgliederung Kreise/kreisfreie Städte	70
2.4.11	Methodische Änderungen gegenüber früheren Bilanzierungen	73
3	Ergebnisse	76
3.1	Zufuhr, Abfuhr und Überschuss der N-Flächenbilanz Deutschland 1995 bis 2017.....	76
3.2	Überschuss der Flächenbilanzen der Bundesländer 1995 bis 2017	79
3.3	Überschuss der Flächenbilanzen der Kreise 1995 bis 2017	81
3.4	Veränderungen in der Zeitreihe des N-Überschuss gegenüber früheren Varianten	82
3.5	Zeitliche Veränderungen von Strukturdaten und Auswirkungen auf die Flächenbilanzsalden	85
3.6	Unsicherheiten im Mengengerüst und den Koeffizienten	90
3.6.1	Datenqualität der Agrarstatistik	90
3.6.1.1	Stichprobenbedingte Fehler	90
3.6.1.2	Nicht-stichprobenbedingte Fehler	91
3.6.2	Zuordnung der Landwirtschaftsbetriebe und Biogasanlagen zu Kreisen	91
3.6.3	Koeffizienten zu Nährstoffgehalten	92
3.6.4	Transfer von Wirtschaftsdünger	92
3.6.5	Import von Wirtschaftsdünger aus dem Ausland	93
3.6.6	Import von Substraten aus dem Ausland	94
3.7	Sensitivität der Ergebnisse	95
3.7.1	Anrechnungsfaktoren der Wirtschaftsdüngung und der biologischen N-Bindung.....	95
3.7.2	Sensitivität der N-Abfuhr mit Dauergrünland und Ackerfutter	98
3.7.3	Sensitivität ausgewählter Koeffizienten	100
3.7.4	Monte-Carlo-Simulation	102
3.8	Vergleich mit den Ergebnissen anderer Quellen	103
3.8.1	Nährstoffbericht Schleswig-Holstein.....	104
3.8.2	N-Überschuss Mecklenburg-Vorpommern (Biota 2013).....	105
3.8.3	Nährstoffberichte Niedersachsen	106
3.8.4	Nährstoffberichte Nordrhein-Westfalens	109
4	Minderungsmaßnahmen	114
4.1	Untersuchungen zu Minderungsmaßnahmen.....	114
4.2	Verbesserung der N-Effizienz der Wirtschaftsdüngung	115
4.3	Begrenzung der Viehbesatzdichte	116
4.3.1	Begrenzung Viehbesatzdichte auf 2, 2,5 und 3 GVE/ha LF.....	117

4.3.2	Begrenzung der Rinder-Besatzdichte	120
4.4	N-reduzierte Fütterung von Schweinen und Geflügel in IED-Betrieben	121
4.5	Zwischenfruchtanbau	122
4.6	Umsetzung der NEC-Richtlinie	124
4.6.1	Umsetzung auf Basis der IST-Situation der Landwirtschaft 2016	125
4.6.2	Szenario 2030	128
5	Fazit und Ausblick.....	133
6	Quellenverzeichnis	137
Anhang.....		143
A.1	Problematik der statistischen Angaben zur Mineraldüngung für Bundesländer	143
A.2	Berechnung der N-Gehalte für Grünland	145
A.3	Festlegung der Anrechnungsfaktoren für Wirtschaftsdünger	148
A.4	Literaturauswertungen zu Substraten für Biogasanlagen	150
A.4.1	Substratmix der Biogasanlagen.....	150
A.4.2	Literaturauswertung zum N-Gehalt in Kofermenten	154
A.5	Zusammenfassung von Kreisen und kreisfreien Städten zu Kreisregionen.....	158

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schema der nationalen Stickstoff-Gesamtbilanz (synonym: Sektor-, Hoftor-bilanz) für die Landwirtschaft	38
Abbildung 2:	Stoffflüsse innerhalb der Landwirtschaft mit den Komponenten Flächen-, Stall- und Biogasbilanz	39
Abbildung 3:	N-Ausscheidung von Milchkühen in Abhängigkeit von der Milchleistung (Bundesländer und Deutschland).....	50
Abbildung 4:	Regionalgliederung Kreise mit Zusammenfassung zu Kreisregionen.....	72
Abbildung 5:	Zufuhrgrößen der N-Flächenbilanz in Deutschland 1995 bis 2017	77
Abbildung 6:	Zufuhr, Abfuhr und Überschuss der N-Flächenbilanz in Deutschland 1995 bis 2017.....	78
Abbildung 7:	Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz in den Kreisen in Deutschland, Mittel 2015 – 2017	81
Abbildung 8:	Häufigkeitsverteilung des N-Flächenbilanzüberschusses nach Anzahl der Kreisregionen und Anteil an der LF (Mittel 2015 – 2017)	82
Abbildung 9:	Überschuss der N-Flächenbilanz im Zeitraum 2003 bis 2014 berechnet nach neuer Methode (blau) und nach früherer Methode (Bach et al. 2014; orange)	83
Abbildung 10:	Beitrag der Biogaserzeugung zum N-Flächenbilanzüberschuss in Deutschland.....	84
Abbildung 11:	Anteil Ackerfläche an LF insgesamt nach Kreisen (Mittel 2015 – 2017) und Änderung gegenüber dem Mittelwert 1995 bis 1997	85
Abbildung 12:	Zufuhr über Mineraldünger auf die LF insgesamt (Mittel 2015 – 2017) und Änderung gegenüber dem Mittelwert 1995 bis 1997	86
Abbildung 13:	Viehbesatzdichte nach Kreisen (Mittel 2015 – 2017) (links) und Änderung der Viehbesatzdichte (Mitte) und des N-Flächenbilanzüberschusses (rechts) gegenüber dem Mittelwert 1995 bis 1997	87
Abbildung 14:	Flächenspezifische Biogasstromeinspeisung (links) und Beitrag der Biogasbilanz zum N-Flächenbilanzüberschuss (rechts) nach Kreisen (Mittel 2014 – 2017)	88
Abbildung 15:	Flächenbezogene Ammoniakemissionen (Mittel 2015 – 2017) und Änderung gegenüber dem Mittelwert 1995 bis 1997	89
Abbildung 16:	Änderung der N-Flächenbilanzüberschüsse in den Ländern Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein durch Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngertransfers und Importen aus den Niederlanden (Mittel 2015 bis 2017)	93
Abbildung 17:	Summenhäufigkeiten (bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche) der Änderung der N-Flächenbilanzüberschüsse (Mittel 2015 – 2017) in den Kreisen in Deutschland bei Änderung der Höhe der Anrechnungsfaktoren für die Wirtschafts- und Gärrestdüngung (AF1) und der biologischen Stickstofffixierung (AF2).....	98
Abbildung 18:	Summenhäufigkeiten (bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche) der Änderung der N-Flächenbilanzüberschüsse (Mittel der Jahre 2015 bis 2017) in	

	den Kreisen in Deutschland bei Änderung ausgewählter Variablen auf 90 % des Ausgangswertes	101
Abbildung 19:	Vergleich der tierischen Netto-N-Ausscheidungen nach Nährstoffberichten und nach vorliegender regionaler N-Bilanzierung für die Kreisregionen in Niedersachsen, Jahre 2013 bis 2017	107
Abbildung 20:	Vergleich der Brutto-N-Zufuhr nach Nährstoffberichten und der Brutto-N-Zufuhr in Biogasanlagen mit Energiepflanzen nach vorliegender regionaler N-Bilanzierung für die Kreisregionen in Niedersachsen, Jahre 2014 bis 2017	108
Abbildung 21:	Vergleich des N-Düngebedarfs nach Nährstoffberichten und der N-Abfuhr mit Ernteprodukten nach vorliegender regionaler N-Bilanzierung für die Kreisregionen in Niedersachsen, Jahre 2014 bis 2017	109
Abbildung 22:	Vergleich der tierischen Netto-N-Ausscheidungen nach Nährstoffberichten und nach vorliegender regionaler N-Bilanzierung für die Kreisregionen in Nordrhein-Westfalen, Jahre 2013 und 2016	111
Abbildung 23:	Vergleich der N-Mengen aus pflanzlichen Gärresten nach Nährstoffberichten und der Brutto-N-Zufuhr in Biogasanlagen mit Energiepflanzen nach vorliegender regionaler N-Bilanzierung für die Kreisregionen in Nordrhein-Westfalen, Jahre 2013 und 2016	111
Abbildung 24:	Vergleich der N-Zufuhr aus organischen Düngern nach Nährstoffberichten und nach vorliegender regionaler N-Bilanzierung für die Kreise in Nordrhein-Westfalen, Jahre 2013 und 2016	112
Abbildung 25:	Vergleich des Stickstoffdüngungsbedarfs nach Nährstoffberichten und der N-Abfuhr mit Ernteprodukten nach vorliegender regionaler N-Bilanzierung für die Kreisregionen in Nordrhein-Westfalen, Jahre 2013 und 2016	113
Abbildung 26:	Verminderung des Überschusses der N-Flächenbilanz (Mittel 2015 – 2017) bei Verbesserung der N-Effizienz der Wirtschaftsdünger (Anrechnung von 80 % des Wirtschaftsdüngerstickstoffs auf den Gesamt-N-Düngungsbedarf der Pflanzen)	116
Abbildung 27:	Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses bei einzelbetrieblicher Begrenzung der Viehbesatzdichte auf < 3, < 2,5 und < 2 GVE/ha LF (auf Basis der Ergebnisse der Agrarstrukturerhebung 2016)	119
Abbildung 28:	Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses bei einzelbetrieblicher Begrenzung der Rinderbesatzdichte auf < 1,5 R-GVE/ha Raufutterfläche (auf Basis der Ergebnisse der Agrarstrukturerhebung 2016)	121
Abbildung 29:	Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses (Jahr 2016) bei N-reduzierter Fütterung von Schweinen und Geflügel in IED-Betrieben.	122
Abbildung 30:	Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses (Mittel 2015 – 2017) bei Anbau von Winterzwischenfrüchten auf 80 % der Potenzialfläche (links) und 100 % der Potenzialfläche (rechts)	124
Abbildung 31:	Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses (links) und des Nitrat-Auswaschungspotenzials (rechts) bei Umsetzung der Ammoniakminderungsmaßnahmen gemäß „Entwurf des Nationalen Luftreinhalteprogramms“ (Stand 12.12.2018), bezogen auf Referenzjahr 2016	128

Abbildung 32:	Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses (links) und des Nitrat-Auswaschungspotenzials (rechts) bei Umsetzung der Ammoniakminderungsmaßnahmen gemäß „Entwurf des Nationalen Luftreinhalteprogramms“ (Stand 12.12.2018), Szenario für Jahr 2030.....	131
Abbildung 33:	Abhängigkeit des N-Auswaschungspotenzials vom N-Flächenbilanzüberschuss in den Kreisregionen in der Ist-Situation 2016 und bei Umsetzung des Maßnahmenpakets zur Zielerreichung der NEC-Richtlinie im Jahr 2030	132
Abbildung 34:	N-Gehalte im Erntegut von Dauergrünland (in kg N/t TM) als Funktion des Ertrags (in dt TM Heuertrag/ha) nach verschiedenen Datenquellen; Regressionen mit Polynomfunktionen 2. Grades	146
Abbildung 35:	Substratzusammensetzung ^a der landwirtschaftlichen Biogasanlagen in Nordrhein-Westfalen nach NIR/KTBL und nach Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen in den Jahre 2010 bis 2015, mit Angabe der Brutto-N-Zufuhr insgesamt (in Gg N/a)	151
Abbildung 36:	Substratzusammensetzung der Biogasanlagen und Brutto-N-Zufuhr in den thüringischen Kreisen nach NIR/KTBL und Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft im Jahr 2014	152
Abbildung 37:	Substratzusammensetzung nach Nationalem Emissionsbericht/Kuratorium Technik und Bauen in der Landwirtschaft und Deutsches Biomasseforschungszentrum	153
Abbildung 38:	Anteile der in Biogasanlagen eingesetzten Rindergülle an der insgesamt anfallenden Rindergülle, nach Ländern, Jahr 2013; Vergleich der Angaben nach Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ), Nationaler Emissionsbericht/Kuratorium Technik und Bauen in der Landwirtschaft (NIR/KTBL), Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (LK NRW) und Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL)	154

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Bilanzgrößen der Gesamtbilanz sowie ihrer Komponenten Flächen-, Stall- und Biogasbilanz für Stickstoff; grau unterlegt: Bilanzglieder der Flächenbilanz.....	40
Tabelle 2:	Übersicht der Datenquellen und regionalen Gliederung der verwendeten Merkmale des Mengengerüsts der N-Flächenbilanzierung in den Jahren 1995 bis 2017	44
Tabelle 3:	Koeffizienten der N-Gehalte bzw. N-Mengen in den Zufuhr- und Abfuhrgrößen der N-Bilanz.....	48
Tabelle 4:	Durchschnittliche flächenbezogene N-Abfuhr von Gemüseanbauflächen in Deutschland und den Bundesländern (Mittelwert der Jahre 2013 bis 2016).....	52
Tabelle 5:	Jahresspezifische N-Abfuhrmenge (in kg N/ha) durch Pflanzen zur Grünenernte (Ackerfutterbau).....	53
Tabelle 6:	Kennzahlen der Biomethaneinspeisung in den Jahren 2008 bis 2017	55
Tabelle 7:	Eingespeiste (äquivalente) elektrische Arbeit (in TWh/a) von Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromung, Biomethan-Einspeiseanlagen und Bioabfallvergärungsanlagen in Deutschland, Jahre 1995 bis 2017	56
Tabelle 8:	Spezifischer Stickstoffeintrag in landwirtschaftliche Biogasanlagen (ohne Bioabfallvergärungsanlagen) mit Energiepflanzen und Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung für die Bundesländer und Deutschland; alle Angaben in t N pro GWh eingespeiste elektrische Arbeit	57
Tabelle 9:	Stickstoffeintrag in Biogasanlagen mit Bioabfallvergärung über Energiepflanzen, Wirtschaftsdünger und Bioabfälle für alle Jahre der Zeitreihe, in t N pro GWh eingespeiste elektrische Arbeit.....	58
Tabelle 10:	Bedarfsfaktor BF und Anrechnungsfaktoren AF1 und AF2 zur Schätzung der Stickstoff-Mineraldüngung in den Ländern sowie den Kreisen	60
Tabelle 11:	Koeffizienten zur Berechnung der gasförmigen Emissionen von Stickstoff und reaktiven Stickstoffverbindungen aus der Biogaserzeugung.....	65
Tabelle 12:	Jährliche atmosphärische Brutto- und Netto-Deposition von N-Verbindungen auf die Landwirtschaftsfläche im Mittel Deutschlands, Jahre 2000 bis 2015 nach PINETI-3, 1995 bis 1999 sowie 2016 und 2017 geschätzt mit Regressionsgleichung	69
Tabelle 13:	Bilanzgrößen der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland (Mittel der Jahre 2015 – 2017)	76
Tabelle 14:	Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in den Bundesländern und Deutschland gesamt, Jahre 1995 bis 2017 (kg N/ha LF)	80
Tabelle 15:	Vergleich der Kreisregionen mit den zehn höchsten und den zehn niedrigsten N-Flächenbilanzüberschüssen (in kg N/ha LF) im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 im Vergleich zu 1995 bis 1997	90
Tabelle 16:	N-Import mit Wirtschaftsdüngern (in Gg N/a) aus den Niederlanden nach Deutschland nach Angaben von Haenel 2010 und nach Nährstoffberichten Niedersachsen (versch. Jg.) und Nordrhein-Westfalen (2013, 2018)	94

Tabelle 17:	Veränderung des Überschusses (Mittel 2015 – 2017) der N-Flächenbilanz für Deutschland insgesamt und für die Bundesländer in Abhängigkeit von der Wahl der Anrechnungsfaktoren für die Wirtschaftsdüngung (AF1) sowie für die biologische N-Bindung (AF2) 96
Tabelle 18:	Veränderung des N-Flächenbilanzüberschuss (kg N/ha LF) mit unterschiedlichen Varianten zur Berechnung der N-Abfuhr mit Dauergrünland und Ackerfutter (Mittel 2015 bis 2017) gegenüber der „alten Methode“ 100
Tabelle 19:	Mittelwert und 90 %-Interquantil der N-Zufuhr, N-Abfuhr und des N-Überschusses nach Monte-Carlo-Simulation der Flächenbilanz für Deutschland insgesamt und die Länder, Jahr 2017 103
Tabelle 20:	N-Überschuss und N-Mineraldüngung (in kg N/ha LF) für die Kreise in Schleswig-Holstein 2010 nach Nährstoffbericht Schleswig-Holstein (Taube et al. 2015) im Vergleich zur hier vorliegenden Untersuchung 104
Tabelle 21:	Ergebnisse der N-Flächenbilanzierung für das Land Mecklenburg-Vorpommern nach Biota (2013) und nach der hier vorliegenden Untersuchung (jeweils Mittel 2005 – 2010). 105
Tabelle 22:	Flächenanteil der Sommerkulturen im Jahr 2016, der maximal zusätzlich für den Anbau von Winterzwischenfrüchten verfügbar ist 123
Tabelle 23:	Maßnahmen in der Quellgruppe Landwirtschaft aus dem „Entwurf des Nationalen Luftreinhalteprogramms“ (Stand 12.12.2018), die in der vorliegenden Berechnung berücksichtigt werden; Annahmen zu deren Umsetzungsgrad in der gegenwärtigen Situation (Referenzjahr 2016) und erforderliche Umsetzung, um die Ziele der NEC-Richtlinie in 2030 in Bezug auf Ammoniak zu erreichen.... 126
Tabelle 24:	Änderung des Mengengerüsts und wichtiger Koeffizienten in der Projektion 2030 gegenüber 2016 (Auswahl wichtiger Variablen) 129
Tabelle 25:	Änderung der Bilanzgrößen der N-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland bei Umsetzung des Maßnahmenpakets zur Zielerreichung der NEC-Richtlinie im Jahr 2030 gegenüber 2016 130
Tabelle 25:	Rechnerischer Stickstoff-Mineraldüngerabsatz pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche, berechnet aus den Absatzmengen in den Bundesländern nach Düngemittelstatistik und nach hier vorgestelltem Berechnungsverfahren . 143
Tabelle 26:	Literaturangaben zum Trockenmassegehalt (TM), organischem Trockenmassegehalt (orgTM) und gesamt-N-Gehalt (N(ges)) sowie daraus berechneten Mittelwerten von Kofermenten unterschiedlicher Herkunft zur Vergärung in Biogasanlagen 155
Tabelle 27:	Zusammenfassung von Kreisen und kreisfreien Städten zu Kreisregionen 158

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
BB	Brandenburg
BMA	Biogasanlage mit Biomethaneinspeisung
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BNF	Biologische Stickstoffbindung
BW	Baden-Württemberg
BY	Bayern
CCM	Corn-Cob-Mix
DBFZ	Deutsches Biomasseforschungszentrum
DE	Deutschland
Dena	Deutsche Energie-Agentur
DüV	Düngeverordnung
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EP	Energiepflanzen
FM	Frischmasse
GK	Geflügeltrockenkot
GPS	Getreide-Ganzpflanzensilage
GS	Grassilage
GVE	Großvieheinheit
ha	Hektar
HE	Hessen
IEF	Implied emission factor (zusammengefasster Emissionsfaktor)
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
LfL	Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
LTZ	Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg
LK	Landwirtschaftskammer
MV	Mecklenburg-Vorpommern
MS	Maissilage
N	Stickstoff
N₂	Molekularer Stickstoff (Distickstoffoxid)
N_{ges}	Gesamt-Stickstoff
NI	Niedersachsen
NIR	National Inventory Report (Nationaler Emissionsbericht)
Nm³	Norm-Kubikmeter
N_{org}	Organisch gebundener Stickstoff
NUE	Nitrogen use efficiency

Abkürzung	Bedeutung
NW, NRW	Nordrhein-Westfalen
RG	Rindergülle
R-GVE	Raufutter-verzehrende Großvieheinheit
RM	Rinderfestmist
RMD	Report on Methods and Data, Thünen Institut-Institut für Agrarklimaschutz
RP	Rheinland-Pfalz
SeRo	Sekundärrohstoffe
SH	Schleswig-Holstein
SG	Schweinegülle
SL	Saarland
SN	Sachsen
ST	Sachsen-Anhalt
StSt	Stadtstaaten (Berlin, Bremen und Hamburg)
TA	Technische Anleitung
TAN	Total Ammonia Nitrogen (Ammoniumstickstoff)
TH	Thüringen
TLL	Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
TM	Trockenmasse
TP	Tierplatz
UBA	Umweltbundesamt
UAA	Utilised agricultural area
WSD	Wirtschaftsdünger

Verzeichnis der Variablen

Variable	Bedeutung	Einheit	Variable	Bedeutung	Einheit
Anbauflächen					
F _{LFges}	Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) insgesamt	ha	F _{koma}	Körnermais/CCM	ha
F _{LFges, K}	Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) insgesamt in den Kreisen	ha	F _{LFges, K}	Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) insgesamt in den Kreisen	ha
F _{LFges, BL}	Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) insgesamt in den Ländern	ha	F _{ext, GL}	Extensives Dauergrünland	ha
F _{KA, K}	Fläche der verschiedenen Kulturarten in den Kreisen	ha	F _{KA, BL}	Fläche der verschiedenen Kulturarten in den Ländern	ha
F _{AL}	Ackerland	ha	F _{uegetr}	Sonstiges Getreide	ha
F _{DK}	Dauerkulturen	ha	F _{kart}	Kartoffeln	ha
F _{GL}	Dauergrünland	ha	F _{zrue}	Zuckerrüben	ha
F _{getr}	Getreide (zusammen)	ha	F _{hfrue}	Hackfrüchte (zusammen)	ha
F _{rebl}	Rebland	ha	F _{sima}	Silomais	ha
F _{weiz}	Weizen	ha	F _{fu}	Futterpflanzen (zusammen)	ha
F _{rogg}	Roggen (einschl. Wintermenggetreide)	ha	F _{raps}	Winterraps	ha
F _{gers}	Gerste (zusammen)	ha	F _{oelf}	Ölfrüchte (früher: Handelsgewächse)	ha
F _{wgers}	Wintergerste	ha	F _{huelf}	Hülsenfrüchte	ha
F _{sgers}	Sommergerste	ha	F _{ueAL}	Übriges Ackerland	ha
F _{hafe}	Hafer	ha	F _{gemu}	Gemüse	ha
F _{trit}	Triticale	ha	F _{erdbe}	Erdbeeren	ha
F _{KA, BL, ASE1}	Fläche der verschiedenen Kulturarten in den Ländern zum Zeitpunkt der letzten Agrarstrukturhebung/Landwirtschaftszählung	ha			
F _{KA, BL, ASE2}	Fläche der verschiedenen Kulturarten in den Ländern zum Zeitpunkt der nächsten Agrarstrukturhebung/Landwirtschaftszählung	ha	J _{ASE2}	Jahr der nächsten Agrarstrukturhebung/Landwirtschaftszählung	
J _{ASE1}	Jahr der letzten Agrarstrukturhebung/Landwirtschaftszählung		KF	Korrekturfaktor, korrigiert Summe Kreisergebnisse eines Landes auf Landessumme	
F _{KA, BL, ASE1}	Fläche der verschiedenen Kulturarten in den Kreisen zum Zeitpunkt der letzten Agrarstrukturhebung/Landwirtschaftszählung	ha	J	Aktuelles Jahr (Bezugsjahr in Formel 2)	
F _{KA, BL, ASE2}	Fläche der verschiedenen Kulturarten in den Kreisen zum Zeitpunkt der nächsten Agrarstrukturhebung/Landwirtschaftszählung	ha	F _{KA, BL, ASE1}	Fläche der verschiedenen Kulturarten in den Ländern zum Zeitpunkt der letzten Agrarstrukturhebung/Landwirtschaftszählung	ha

Variable	Bedeutung	Einheit	Variable	Bedeutung	Einheit
Hektarerträge Kulturpflanzen					
E _{wweiz}	Winterweizen	dt FM/ha	E _{koma}	Körnermais/CCM	dt FM/ha
E _{rogg}	Roggen	dt FM/ha	E _{kart}	Kartoffeln	dt FM/ha
E _{wgers}	Wintergerste	dt FM/ha	E _{zrue}	Zuckerrüben	dt FM/ha
E _{sgers}	Sommergerste	dt FM/ha	E _{sima}	Silomais	dt FM/ha
E _{hafe}	Hafer	dt FM/ha	E _{raps}	Winterraps	dt FM/ha
E _{trit}	Triticale	dt FM/ha	E _{GL}	Dauergrünland (Ertrag in Heuwert)	dt FM/ha
			avE _{GL}	Dauergrünland (Ertrag in Heuwert), Mittel 1995-2017	dt FM/ha
Viehbestände					
GVins	Großvieheinheiten (GV) insgesamt	GVE	Mschw	darunter Mastschweine	St.
Rd	Rinder insgesamt	St.	Zsau	darunter Zuchtsauen	St.
Mk	darunter Milchkühe	St.	Schaf	Schafe	St.
Schw	Schweine insgesamt	St.	Lhen	Legehennen (1/2 Jahr und älter)	St.
			ueGV	übrige Großvieheinheiten	GVE
N-Gehalte und N-Massen in der Erntebefuhr sowie N-Abfuhr mit dem Erntegut					
Abf	Abfuhr von N mit dem Erntegut	kg N/ha	X _{N,GL}	Dauergrünland, 85 % TM	kg N/t FM
X _{N,wweiz}	Winterweizen, 86 % TM	kg N/t FM	X _{N,GL,ffu}	Frischfutter	kg N/t FM
X _{N,rogg}	Roggen, 86 % TM	kg N/t FM	X _{N,GL,sil}	Silage	kg N/t FM
X _{N,wgers}	Wintergerste, 86 % TM	kg N/t FM	X _{N,GL,heu}	Heu	kg N/t FM
X _{N,sgers}	Sommergerste, 86 % TM	kg N/t FM	E _{N,ueDK}	Dauerkulturen (ohne Rebland)	kg N/ha
X _{N,hafe}	Hafer, 86 % TM	kg N/t FM	E _{N,rebl}	Rebland	kg N/ha
X _{N,trit}	Triticale, 86 % TM	kg N/t FM	E _{N,ueFu}	Pflanzen zur Grünernte (außer Silomais)	kg N/ha
X _{N,koma}	Körnermais, 86 % TM	kg N/t FM	E _{N,huelf}	Hülsenfrüchte	kg N/ha
X _{N,kart}	Kartoffeln, 22 % TM	kg N/t FM	E _{N,gemu}	Gemüse	kg N/ha
X _{N,zrue}	Zuckerrüben, 23 % TM	kg N/t FM	E _{N,erdbe}	Erdbeeren	kg N/ha
X _{N,sima}	Silomais, 35 % TM	kg N/t FM	E _{N,Zfr}	Zwischenfrüchte	kg N/ha
X _{N,raps}	Winterraps, 91 % TM	kg N/t FM			
Brutto-N-Zufuhr (einschließlich Hilfsgrößen)					
MD	Stickstoff-Handelsdünger (Inlandsabsatz)	t N	Exkr _{ueGV}	N-Ausscheidung, Übrige Großvieheinheiten (GV)	kg N/(GV·a)
KS	Klärschlamm	t FM	Exkr _{ueRd}	N-Ausscheidung, Übrige Rinder	kg N/(TP·a)
KP	Kompost aus Siedlungsabfällen	t FM	Exkr _{Mk}	N-Ausscheidung, Milchkühe	kg N/(TP·a)
TM	Tiermehl zur technischen Verwendung	t FM	Exkr _{ueSchw}	N-Ausscheidung, Übrige Schweine	kg N/(TP·a)
BNF _{GL}	Legume N-Fixierung in Dauergrünland	kg N/ha	Exkr _{Mschw}	N-Ausscheidung, Mastschweine > 50 kg LG	kg N/(TP·a)
BNF _{ueFu}	Legume N-Fixierung in übrigen Futterpflanzen	kg N/ha	Exkr _{Zsau}	N-Ausscheidung, Zuchtsauen	kg N/(TP·a)

Variable	Bedeutung	Einheit	Variable	Bedeutung	Einheit
BNF ^{huelf}	Legume N-Fixierung in Hülsenfrüchten	kg N/ha	Exkr ^{Schaf}	N-Ausscheidung, Schafe insgesamt	kg N/(TP·a)
I _{N,SG,getr}	Saatgut, Getreide insg. (außer Körnermais)	kg N/ha	Exkr ^{Lhen}	N-Ausscheidung, Legehennen (1/2 Jahr u. älter)	kg N/(TP·a)
I _{N,SG,koma}	Saatgut, Körnermais, Silomais	kg N/ha	Milchlst	Milchleistung	kg Milch/(TP·a)
I _{N,SG,kart}	Saatgut, Kartoffeln	kg N/ha	Babf	Biogasanlagen mit Bioabfallvergärung	kWh _{el}
I _{N,SG,oelf}	Saatgut, Ölf Früchte (früher Handelsgew.)	kg N/ha	m _{WSD}	Spezifischer N-Eintrag in landw. Biogasanlagen aus Wirtschaftsdüngern	kg N/GWh _{el}
I _{N,SG,huelf}	Saatgut, Hülsenfrüchte	kg N/ha	m _{EP}	Spezifischer N-Eintrag in landw. Biogasanlagen aus Energiepflanzen	kg N/GWh _{el}
VoVst	Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromung (ohne Bioabfallvergärung)	kWh _{el}			
BGA	Biogasstrom insgesamt	kWh _{el}	m _{babf}	Spezifischer N-Eintrag in Bioabfallvergärungs-Anlagen aus Bioabfällen, Wirtschaftsdüngern und Energiepflanzen	kg N/GWh _{el}
BMA	Biomethan-Einspeiseanlagen, ohne Bioabfallvergärung	Nm ³	m _{RM}	Spezifischer N-Eintrag in landw. Biogasanlagen aus Rinderfestmist	kg N/GWh _{el}
m _{RG}	Spezifischer N-Eintrag in landw. Biogasanlagen aus Rindergülle	kg N/GWh _{el}	m _{GK}	Spezifischer N-Eintrag in landw. Biogasanlagen aus Geflügelkot	kg N/GWh _{el}
m _{SG}	Spezifischer N-Eintrag in landw. Biogasanlagen aus Schweinegülle	kg N/GWh _{el}	Str ^{Schaf}	N-Eintrag mit Einstreu, Schafe insgesamt	kg N/(TP·a)
M _{WSD}	N-Eintrag in landw. Biogasanlagen mit Exkrementen und Einstreu in der Tierhaltung	t N	M _{EP}	N-Eintrag in landw. Biogasanlagen mit Energiepflanzen	t N
M _{babf}	N-Eintrag in landw. Biogasanlagen mit Bioabfällen	t N	m _{babf,WSD}	Spezifischer N-Eintrag in Bioabfallvergärungsanlagen aus Exkrementen und Einstreu in der Tierhaltung	kg N/GWh _{el}
Str ^{ueGV}	N-Eintrag mit Einstreu, <i>Übrige</i> Großvieheinheiten	kg N/(GV·a)	Str ^{Lhen}	N-Eintrag mit Einstreu, Legehennen (1/2 Jahr u. älter)	kg N/(TP·a)
Str ^{ueRd}	N-Eintrag mit Einstreu, <i>Übrige</i> Rinder	kg N/(TP·a)	Str ^{Mk}	N-Eintrag mit Einstreu, Milchkühe	kg N/(TP·a)
Str ^{ueSchw}	N-Eintrag mit Einstreu, <i>Übrige</i> Schweine	kg N/(TP·a)	Str ^{Mschw}	N-Eintrag mit Einstreu, Mast-schweine	kg N/(TP·a)
Str ^{Zsau}	N-Eintrag mit Einstreu, Zuchtsauen	kg N/(TP·a)			
Gasförmige N-Emissionen und Netto-N-Zufuhr in den Boden (Zuf) (einschl. Hilfsgrößen)					
Zuf _{MD}	N-Zufuhr mit N-haltigen Mineraldüngern	t N	Exkr	Anfall von N in tierischen Ausscheidungen	t N

Variable	Bedeutung	Einheit	Variable	Bedeutung	Einheit
Zuf _{WSD}	N-Zufuhr über Wirtschaftsdünger (ohne Vergärung in Biogasanlagen)	t N	Str	Anfall von N aus Einstreu in die Tierhaltung = N-Abfuhr über Nebenernteerzeugnisse	t N
Zuf _{BNF}	N-Zufuhr über biologisch gebundenen Stickstoff	t N	Trsf _{WSD}	Transfer von Wirtschaftsdüngern über Kreisgrenzen hinweg	t N
Zuf _{Str}	N-Zufuhr aus Einstreu in die Tierhaltung	t N			
AF1	Anrechnung des N in Wirtschaftsdüngern und Gärresten in der Düngeplanung	t/t N	X _{SF}	Anteil Saugferkel an der Zahl der Schweine insgesamt nach Officialstatistik	St./St.
AF2	Anrechnung des N aus biologisch gebundenem Stickstoff in der Düngeplanung	t/t N	X _{MschwNIR}	Anteil zusätzlicher Mastschweine im RMD gegenüber Officialstatistik	St./St.
BF	Bedarfsfaktor für Mehrbedarf der N-Düngerzufuhr gegenüber N-Abfuhr in Erzeugnissen	t/t N	Zuf _{Dig}	Zufuhr von N aus Gärresten	t N
EM _{gasf,WSD}	Gasförmige Emissionen von N-Spezies aus Stall und Lager (ohne Biogas)	t N			
EM _{NH3,St}	NH ₃ -Emissionen aus Ställen	t NH ₃ -N	Zuf _{Dig,WSD}	Zufuhr von N aus Gärresten aus Exkrementen und Einstreu in der Tierhaltung	t N
EM _{NH3,Lg}	NH ₃ -Emissionen aus Wirtschaftsdüngerlagern	t NH ₃ -N	Zuf _{Dig,EP}	Zufuhr von N aus Gärresten aus Energiepflanzen-Vergärung	t N
EM _{ueN,StLg}	Emissionen übriger gasförmiger N-Spezies aus Wirtschaftsdünger-Management, Abschnitte Stall und Wirtschaftsdüngerlager	t N	Zuf _{Dig,babf}	Zufuhr von N aus Gärresten aus Bioabfallvergärung	t N
Anf _{Dig}	Eintrag von N über Substrate in Biogasanlagen	t N	EM _{NH3,Grl}	NH ₃ -Emissionen aus dem Gärrestlager	t NH ₃ -N
EM _{Dig}	Gasförmige Emissionen von N-Spezies aus der Biogaserzeugung	t N	EM _{ueN,Grl}	Emissionen übriger gasförmiger N-Spezies aus Gärrestlagern	t N
EM _{NH3,Vgr}	NH ₃ -Emissionen aus Vorgruben	t NH ₃ -N	EM _{NH3,WSD,Grl}	NH ₃ -Emissionen von Gärresten aus Wirtschaftsdüngern im Gärrestlager	t NH ₃ -N
EM _{NH3,Grl}	NH ₃ -Emissionen aus Gärrestlagern	t NH ₃ -N	EM _{ueN,Vgr}	Emissionen übriger gasförmiger N-Spezies aus Vorgruben	t N
Anf _{Dig,RM}	Eintrag von N über Rinderfestmist in Biogasanlagen	t N	EM _{NH3,EP,Grl}	NH ₃ -Emissionen von Gärresten aus Energiepflanzen aus Gärrestlagern	t NH ₃ -N
XTAN,RM	Anteil von TAN an Gesamt-N in Rinderfestmist	kg TAN/kg N(ges)	EM _{NH3,babf,Grl}	NH ₃ -Emissionen von Gärresten aus Bioabfällen aus Gärrestlagern	t NH ₃ -N
EF _{NH3,Vgr,RM}	NH ₃ -Emissionsfaktor für Rinderfestmist in Vorgruben	kg NH ₃ -N/kg TAN	XTAN,RG	Anteil von TAN an Gesamt-N in Rindergülle	kg TAN/kg N(ges)

Variable	Bedeutung	Einheit	Variable	Bedeutung	Einheit
Anf _{Dig,GK}	Eintrag von N über Geflügelkot in Biogasanlagen	t N	X _{TAN,SG}	Anteil von TAN an Gesamt-N in Schweinegülle	kg TAN/ kg N(ges)
X _{TAN,GK}	Anteil von UAN an Gesamt-N in Geflügelkot	kg TAN/ kg N(ges)	g _{TAN,WSD}	Umwandlungsfaktor von N _{org} zu TAN für Energiepflanzen und Bioabfälle im Fermenter	kg TAN/ kg N _{org}
EF _{NH₃,Vgr,GK}	NH ₃ -Emissionsfaktor für Geflügelkot in Vorgruben	kg NH ₃ -N/ kg TAN	g _{TAN,EP}	Umwandlungsfaktor von N _{org} zu TAN für Wirtschaftsdünger im Fermenter	kg TAN/ kg N _{org}
X _{Dig,EP, of Grl}	Anteil von Gärresten aus Energiepflanzen und Bioabfällen in offenen und technisch nicht gasdichten Gärrestlagern	kg N/kg N EP	EF _{NH₃,of Grl}	NH ₃ -Emissionsfaktor für Gärreste in offenen und technisch nicht gasdichten Gärrestlagern	kg NH ₃ -N/ kg TAN
X _{Dig,WSD, of Grl}	Anteil von Gärresten aus Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft in offenen und technisch nicht gasdichten Gärrestlagern	kg N/kg N EP	part _{EF_{ueN,Dig}}	Partieller zusammengefasster Emissionsfaktor für gasförmige Emissionen übriger N-Spezies aus dem Biogaserzeugungsprozess (einschl. Vorgruben, ohne Gärrestaubringung)	kg N/ kg N(ges)
Zuf _{SeRoD}	Zufuhr von N über Sekundärrohstoffdünger	t N	Zuf _{SG}	Zufuhr von N über Saat- und Pflanzgut	t N
X _{N,KS}	Anteil von N in Klärschlamm	kg N/t FM	N _{Dep}	Flächenbezogene spezifische atmosphärische N-Deposition	kg N/ha LF
X _{N,KP}	Anteil von N in Kompost	kg N/t FM	Zuf _{N_{Dep}}	Zufuhr von N über atmosphärische N-Deposition	t N
X _{N,TM}	Anteil von N in Tiermehl	kg N/t FM	N _{ueb}	N-Flächenbilanzüberschuss	kg N/ha LF
Minderungsmaßnahmen					
uezGV _K	Anzahl der „überzähligen“ Großvieheinheiten in den Kreisen	GVE	GVE _{LF,K}	Viehbesatzdichte in den Kreisen	GVE/ha LF
GVins _K	Anzahl der Großvieheinheiten in den Kreisen insgesamt	GVE	uezRdG- VE _K	Anzahl der „überzähligen“ Rinder in den Kreisen	GVE
R-GVE _{RFL,K}	Besatzdichte der Raufutterverzehrenden Großvieheinheiten	GVE/ha Raufutter- fläche	RdGVE _K	Anzahl der Rinder insgesamt in den Kreisen	GVE

Zusammenfassung

Die Methodik und die Ergebnisse von Nährstoffbilanzierungen für die Landwirtschaft sind in Wissenschaft und Politik seit vielen Jahren eingeführt. Der Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz³ wird dabei als zentrale Indikatorgröße zur Charakterisierung möglicher Gewässerbelastungen mit Nitrat aus der Landwirtschaft sowie deren Veränderung im Zeitverlauf herangezogen. Im vorliegenden Bericht werden die Methodik zur Berechnung von N-Flächenbilanzen für die Regionalgliederungen „Bundesländer“ und „Kreise/kreisfreie Städte“ sowie die Ergebnisse für die Zeitreihe 1995 bis 2017 vorgestellt. Weiterhin wird die Sensitivität der wichtigsten Berechnungsgrößen abgeschätzt sowie die Wirkung von ausgewählten Maßnahmen zur Verminderung des Flächenbilanzüberschusses dargestellt.

Die N-Gesamtbilanz (synonym: Hoftorbilanz, Sektorbilanz, Stoffstrombilanz) für die Landwirtschaft umfasst die drei Komponenten Flächenbilanz (Pflanzen- bzw. Bodenproduktion), Stallbilanz (tierische Erzeugung) und Biogasbilanz (Erzeugung von Biogas). Für regionale Gliederungen unterhalb der Ebene des Bundesgebietes, das heißt für Bundesländer, Kreise oder Gemeinden, können aufgrund der eingeschränkten Datenverfügbarkeit im Regelfall nur Flächenbilanzen ermittelt werden. Grundsätzlich ist an regionalisierte Bilanzierungen die Forderung zu stellen, dass sich mit der jeweiligen Methodik ein annähernd identischer Wert des Flächenbilanzüberschusses berechnet (in der Summe über alle regionalen Einheiten im Bundesgebiet) wie für Deutschland als Ganzes. Die Zeitreihe des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL 2019) für das Bundesgebiet sind dabei als Referenzwert anzusehen.

Methodik

Der N-Überschuss der Flächenbilanz entspricht der Differenz zwischen den N-Zufuhren und den N-Abfuhren zur landwirtschaftlich genutzten Fläche der Kreise während eines Bilanzjahres. In der vorliegenden Berechnung beinhaltet der Flächenbilanz-Überschuss den Eintrag von Stickstoff in den Boden (i) ohne Abzug der NH_3 -Verluste, die bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger, Gärresten und Mineraldünger auf der Fläche auftreten, sowie (ii) ohne Abzug von N_2 -, NO_x - und N_2O -Emissionen aus dem Boden, die in Folge von Nitrifikation und Denitrifikation entstehen. Weiterhin werden die N-Verluste infolge des Abbaus der organischen Bodensubstanz in anmoorigen und Moor-Böden unter Acker- und Grünland-Nutzung nicht berücksichtigt.

Die Angaben zur Flächenbelegung (Anbauflächen) der einzelnen Kulturarten, zu Ernteerträgen sowie zum Viehbestand sind über die Datenportale des Statistischen Bundesamtes bzw. der Statistischen Landesämter online abrufbar. Statistische Angaben, die auf eine geringe Anzahl von Einzelwerten in der statistischen Erhebung zurückgehen, werden aus Datenschutzgründen nicht veröffentlicht. Die gesperrten Werte wurden aus den Angaben für die übergeordnete Gebietsgliederung zugeschätzt. Ergebnisse zu Anbauflächen und Viehbestand mit regionaler Gliederung nach Kreisen stehen als Vollerhebung nur für die Jahre mit Agrarstrukturerhebung bzw. Landwirtschaftszählung zur Verfügung. Für die übrigen Jahre werden die Kreiswerte aus den Angaben für die Bundesländer berechnet.

Für das Mengengerüst zur Biogaserzeugung wurden Datenbanken der Bundesnetzagentur, der vier deutschen Übertragungsnetzbetreiber (50Hertz, Tennet TSO, Amprion und TransnetBW), der Deutschen Energie-Agentur (Dena), des Witzenhausen-Instituts und des Umweltbundesamtes ausgewertet. Ausgangsgröße der Biogas-Bilanz ist die eingespeiste Kilowattstunde elektrische Arbeit bzw. im Falle von Biomethan-Einspeiseanlagen die äquivalente elektrische Arbeit

³ Anmerkung: Der Stickstoffüberschuss der *Flächenbilanz* ist nicht zu verwechseln mit dem Stickstoffüberschuss der *Gesamtbilanz* (s. Kap. 1.2), der unter anderem in der Nachhaltigkeitsstrategie für Deutschland (Bundesregierung 2018) als Indikator für die Nachhaltigkeit der Landbewirtschaftung verwendet wird.

des erzeugten Biogases. Der Substratbedarf und der Anfall von Gärresten in landwirtschaftlichen Biogasanlagen werden für die drei Anlagentypen Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromung, Biomethan-Einspeiseanlagen sowie Bioabfallvergärungsanlagen separat ermittelt. Die spezifischen Stickstoffeinträge in Biogasanlagen (ohne Bioabfallvergärungsanlagen) gehen auf die „Aktivitätsdaten Biogas für den Nationalen Inventarbericht“ (KTBL 2016) zurück.

Die Koeffizienten der Stickstoff-Gehalte und der N-Mengen in der Ernteabfuhr (mit Ausnahme Grünland sowie Pflanzen zur Grünernte außer Silomais), die N-Zufuhr über legume N-Bindung sowie der N-Anfall und die N-Verluste mit tierischen Exkrementen, Mineraldüngeranwendung und Biogaserzeugung werden aus der Düngeverordnung (DüV 2017), Rösemann et al. (2017b) und Rösemann et al. (2019) übernommen. Die N-Gehalte von Weizen und Roggen gehen auf das Max Rubner-Institut (2019) zurück. Der N-Gehalt im Erntegut vom Grünland wird berechnet als Funktion des Grünlandertrages, für die N-Abfuhr mit Ackerfutterbau werden jahresspezifische N-Mengen angesetzt.

Das größte methodische Problem regionalisierter N-Bilanzen und gleichzeitig der sensitivste Faktor des N-Flächenbilanzüberschuss ist die Menge der Mineraldüngung. Belastbare statistische Daten zu Absatz- bzw. Verbrauchsmengen von Mineraldüngern in der Landwirtschaft sind für regionale Einheiten (unterhalb der Bundesebene) nicht verfügbar, infolge dessen muss für regionalisierte Bilanzierungen die N-Zufuhr mit Mineraldünger für die einzelnen Gebietseinheiten berechnet werden. Dazu wird zunächst der N-Gesamtbedarf der angebauten Kulturpflanzen ausgehend von der N-Ernteabfuhr ermittelt. Der N-Gesamtbedarf wird über verschiedene Nährstoffträger gedeckt: Mineraldünger, wirtschaftseigene organische Dünger (Gülle, Mist, Gärreste), andere organische N-Dünger (Kompost, Klärschlamm, Tiermehl) sowie über die symbiotische N-Bindung. Der Stickstoff in organischen Düngern wird dabei von den Landwirten nur zu einem gewissen Anteil als düngungswirksam betrachtet; als Anrechnungsfaktoren werden 60 % für den Stickstoff in Wirtschaftsdüngern und 80 % für die biologische N-Bindung angesetzt. Die gesuchte Größe, die N-Mineraldüngung, entspricht dann der Differenz zwischen dem N-Gesamtbedarf und der anrechenbaren N-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern und/oder über biologische N-Bindung innerhalb einer Gebietseinheit.

Der N-Anfall insgesamt aus der Viehhaltung wird über die Tierplatzzahlen multipliziert mit den mittleren N-Ausscheidungsraten pro Tierplatz und Jahr berechnet. Die N-Ausscheidungsraten, der N-Eintrag über Einstreu sowie die Emissionsfaktoren für die Berechnung der N-Anfallmenge werden als gesonderte Aufbereitung der Ergebnisse aus dem („Bericht zu Methoden und Daten des landwirtschaftlichen Emissionsinventars“, RMD) 2017 (Rösemann et al. 2017b) getrennt für Tierkategorien als Jahres- und Bundesland-spezifische Werte bereitgestellt. Die gasförmigen Emissionen aus Wirtschaftsdüngern werden getrennt für Ammoniak und die übrigen N-Spezies, jeweils für die Emissionen aus den Bereichen Stall und Lagerung von Wirtschaftsdüngern, berechnet. Für die Länder Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein werden die Daten zum Wirtschaftsdüngertransfer über Kreis- und Landesgrenzen hinweg sowie zum Import aus dem Ausland berücksichtigt.

Die N-Zufuhr über die symbiotische N-Fixierung wird über die Anbauflächen der entsprechenden Kulturen multipliziert mit den spezifischen N-Fixierungsleistungen pro Hektar berechnet. Die N-Zufuhr mit Saat- und Pflanzgut ist nur für die Kulturarten mit großkörnigem Saatgut (Getreide, Mais, Hülsenfrüchte) und für Kartoffeln mengenmäßig relevant.

Die atmosphärische Deposition von Stickstoff wird aus den Ergebnissen des UBA-Projekts PINETI-3 übernommen (Schaap et al. 2018), in dem die jährliche Gesamt-Deposition von NO_x und NH_y auf Ackerland und Grasland für die Jahre 2000 bis 2015 mit 1 x 1 km-Rasterauflösung modelliert wurde.

Die N-Abfuhr mit den Ernteprodukten wird durch Multiplikation der Anbauflächen der Feldfrüchte mit den Hektarerträgen und den N-Gehalten im Erntegut berechnet; für die Kulturarten ohne Angaben zum Ernteertrag wird eine feste N-Entzugsmenge pro Hektar angesetzt.

Die Regionalgliederung „Kreise/kreisfreie Städte“ umfasst zum Stichtag 01.01.2016 402 regionale Einheiten. Für die N-Bilanzierung werden diese 402 Einheiten zu 299 sogenannten „Kreisregionen“ zusammengefasst. Damit werden methodisch bedingte Verzerrungen aufgefangen, die bei der Berechnung des N-Überschuss für kleine Gebietseinheiten (i. d. R. kreisfreie Städte) auftreten können.

Methodische Änderungen gegenüber früheren Bilanzierungen

Gegenüber früheren Ansätzen werden in der hier vorliegenden Bilanzierung eine Reihe von methodischen Änderungen umgesetzt sowie neuere Entwicklungen in der Landwirtschaft berücksichtigt. Dies betrifft vor allem den Ausbau der Biogaserzeugung seit Mitte der 2000er Jahre sowie den zunehmenden Transfer von Wirtschaftsdüngern. Für die in der Bilanzierung verwendeten Emissionsfaktoren und Aktivitätsdaten wurden so weit wie möglich die entsprechenden Werte des Nationalen Emissionsinventars herangezogen. Ältere Datensätze wurden durch aktuelle Daten ersetzt und ergänzt. Die Zeitreihe beginnt jetzt im Jahr 1995 (statt zuvor in 2003), wodurch längerfristige Trends besser zu erkennen sind.

Die größte Änderung betrifft die Einführung der Biogasbilanz als dritte Systemeinheit in das Bilanzschema, die über die Abfuhr von Energiepflanzen als Substraten für die Biogaserzeugung und den Rückfluss von Gärresten mit der Flächenbilanz verknüpft ist. 2017 gelangten rund 574.000 Tonnen Stickstoff über Gärsubstrate (Energiepflanzen, Gülle und Mist, Kofermente) in die Biogasanlagen und als Gärreste dann wieder auf die Felder, das entspricht rund 18 % der insgesamt in der Landwirtschaft umgesetzten Stickstoffmenge. Damit wird eine Lücke im Bilanzschema geschlossen: Die N-Menge in Energiepflanzen wurde bis dato zwar als Abfuhr von Ernteprodukten erfasst, die Rückführung dieser N-Menge mit den Gärresten aus Energiepflanzen wurde jedoch nicht berücksichtigt. Dadurch wurde der N-Überschuss sowohl in der Flächenbilanz als auch in der Gesamtbilanz deutlich unterschätzt.

Mit der Aktualisierung wird die Berechnung der N-Ausscheidungen von Nutztieren, der gasförmigen N-Verluste aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (Stall, Lagerung, Biogaserzeugung) sowie der Ausbringung von N-haltigen Düngemitteln an den Methodenbericht zum landwirtschaftlichen Emissionsinventar (RMD, Rösemann et al. 2019) angepasst. Für die gesamte Zeitreihe werden jetzt die spezifischen Emissionsfaktoren und Ausscheidungsraten des RMD verwendet (nach Jahren und Bundesländern differenziert). Damit wird auch methodische Kohärenz der N-Bilanzierung mit bestehenden Berichtspflichten des UBA (u. a. Klimarahmenkonvention, Göteborg-Protokoll) zu reaktiven N-Spezies erreicht. Dies erlaubt eine integrative Betrachtung der Stickstoffproblematik, aufbauend auf der hier vorliegenden N-Bilanzierung in Verbindung mit den Ergebnissen weiterer UBA-Projekte (u. a. Heldstab et al. 2019, Bach et al. 2019), des BMEL (2019) und des landwirtschaftlichen Emissionsinventars (RMD, Rösemann et al. 2019), ohne dass die Gesamtbetrachtung durch methodisch bedingte Unterschiede zwischen den einzelnen Berichten eingeschränkt würde.

Mit den Nährstoffberichten für die Länder Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein kann erstmalig der Transfer von Wirtschaftsdüngern zwischen Kreisen bzw. Bundesländern berücksichtigt werden; daneben können auch die Wirtschaftsdüngerimporte aus dem Ausland in die N-Flächenbilanzierung aufgenommen werden. In den Schwerpunktregionen intensiver Tierhaltung (wie bspw. die Kreise Vechta und Cloppenburg) führt dies zu einer spürba-

ren Verminderung der N-Überschüsse, während in den aufnehmenden Kreisen (bspw. Ackerbauregionen im östlichen Niedersachsen sowie im südlichen Nordrhein-Westfalen) die Bilanzsalden erhöht werden.

Eine wesentliche Änderung betrifft die N-Abfuhr von Dauergrünland, die jetzt über ertragsabhängige N-Gehalte für die Ernteprodukte (Silage, Heu, Frischfutter) berechnet wird, woraus eine Verminderung des N-Flächenbilanzüberschuss resultiert.

Die in früheren N-Bilanzierungen enthaltene doppelte Anrechnung der NH_y -Deposition wurde korrigiert: der Anteil der NH_y -Deposition, der aus der NH_3 -Emission mit der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern entstammt, wird jetzt von der N-Zufuhr mit der N-Deposition abgezogen.

Weitere Änderungen von geringer Auswirkung auf den N-Überschuss betreffen unter anderem die Berücksichtigung des Gemüse- und Erdbeeranbaus sowie die Modifizierung der biologischen N-Fixierung (asymbiontische N-Fixierung wird nicht mehr berücksichtigt, biologische N-Fixierung in Dauergrünland wird von 22 auf 30 kg N/ha heraufgesetzt).

Ergebnisse

Die bedeutendste N-Zufuhrgröße in der Flächenbilanz für Deutschland bildet mit 104 kg N/ha die Mineraldüngung (alle Werte Mittel 2015 bis 2017), gefolgt von rund 89 kg N/ha LF mit Wirtschaftsdüngern (Gülle, Mist, Gärreste). Die N-Bindung über Leguminosenanbau trägt rund 13 kg N/ha LF zur N-Zufuhr bei, der N-Eintrag über die atmosphärische N-Deposition beläuft sich auf 14 kg N/ha LF. Die übrigen Zufuhrgrößen sind mit zusammen rund 8 kg N/ha LF von untergeordneter Bedeutung. Mit rund 67 kg N/ha LF verlässt knapp die Hälfte der N-Abfuhr von der LF den landwirtschaftlichen Bereich mit pflanzlichen Marktprodukten, während die übrigen rund 79 kg N/ha LF N-Abfuhr innerbetrieblich als Futtermittel und Energiepflanzen verwertet werden. Im Mittel des Bundesgebiets gelangen 9,5 kg N/ha mit der atmosphärischen NH_y -Deposition auf die LF. Davon stammen 5,4 kg N/ha aus NH_3 -Emissionen, die von der Landwirtschaftsfläche ausgehen. Diese 5,4 kg NH_y -N/ha stellen somit einen internen N-Kreislauf in der Flächenbilanz dar; um eine Doppelzählung zu vermeiden, muss dieser Betrag daher in der Bilanz als Abfuhr gerechnet werden. Einer Zufuhr von insgesamt rund 226 kg N/ha LF steht eine Abfuhr von der LF von rund 149 kg N/ha LF entgegen, woraus ein Überschuss der N-Flächenbilanz von rund 77 kg N/ha LF resultiert. Die Effizienz des N-Einsatzes in der Pflanzenproduktion (Nitrogen Use Efficiency, NUE) beträgt damit 65,8 %.

Die methodischen Änderungen der hier vorliegenden Berechnung führen dazu, dass der Überschuss der N-Flächenbilanz im Mittel der Jahre 2003 bis 2014 um 2,1 kg N/ha LF niedriger liegt gegenüber früheren Berechnungen (68,2 statt zuvor 70,3 N/ha LF). Für die Zeitreihe 1995 bis 2017 zeigt der Überschuss der N-Flächenbilanz einen Trend der jährlichen Abnahme von rund -0,4 kg N/(ha · a). Werden nur die letzten zehn Jahre (2008 bis 2017) berücksichtigt, dann ergibt sich allerdings ein ansteigender Trend von jährlich +1,4 kg N/(ha · a).

Die Überschüsse der N-Flächenbilanzen der Bundesländer (Mittel 2015 bis 2017) liegen zwischen 51 kg N/ha LF für Brandenburg und 108 kg N/ha LF für Niedersachsen. Die Spannweite der N-Flächenbilanzüberschüsse der Kreise (Mittel 2015 bis 2017) reicht von 26 kg N/ha LF (Kreis Mainz-Bingen) bis 162 kg N/ha LF (Kreis Grafschaft Bentheim). Für 84 Kreisregionen (entsprechend 30 % der LF) wird ein Überschuss bis 55 kg N/ha LF berechnet, 157 Kreisregionen (47 % der LF) liegen im Bereich > 55 bis ≤ 100 kg N/ha LF und in 58 Kreisregionen (23 % der LF) beträgt der Überschuss über 100 kg N/ha LF. Der N-Überschuss summiert über die Kreise stimmt mit dem N-Überschuss berechnet für Deutschland insgesamt in den meisten Jah-

ren auf rund ± 1 kg N/ha LF überein. Auch der Unterschied zwischen den hier berechneten jährlichen Flächenbilanzüberschüssen und den vom BMEL (2019) veröffentlichten Werten des Flächenbilanzüberschuss beträgt im Mittel der Zeitreihe 1995 – 2017 nur 1 kg N/ha LF.

Der N-Flächenbilanzüberschuss in den Kreisen hängt eng mit dem Viehbesatz zusammen. Im Zeitraum 2015 bis 2017 beträgt der Korrelationskoeffizient $R^2 = 0,82$, zu Beginn der Zeitreihe (Jahre 1995 bis 1997) ist $R^2 = 0,92$. Die Zunahme der Viehbesatzdichte in den Regionen mit hoher Viehbesatzdichte im Mittel 2015 bis 2017 gegenüber dem Mittel 1995 bis 1997 hat nicht im gleichen Ausmaß zu einer Erhöhung der N-Flächenbilanzüberschüsse geführt, wie es aufgrund der Zunahme der Viehbesatzdichte zu erwarten gewesen wäre. Durch den Anstieg des Transfers von Wirtschaftsdünger ist die N-Zufuhr zur LF vom N-Anfall in der Tierhaltung zunehmend entkoppelt worden. Diese Entwicklung führt zu einer deutlichen Zunahme der N-Flächenbilanzüberschüsse in denjenigen Regionen, die überschüssigen Wirtschaftsdünger aufnehmen.

Die bedeutendste Änderung der Produktionsstruktur in Deutschland im Zeitraum von 1995 bis 2017 besteht im starken Ausbau der Biogaserzeugung, in der im Jahr 2017 rund 574.000 t N umgesetzt wurden. Die Aufnahme der Biogaserzeugung in die Bilanzierung führt tendenziell zu einem höheren N-Flächenbilanzüberschuss im Vergleich zu früheren Berechnungen ohne Biogaserzeugung. Dies ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass die zusätzliche Stickstoff-Zufuhr mit den Gärresten der Energiepflanzen jetzt im Bilanzansatz berücksichtigt (saldierte) wird. Weiterhin ist die Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Fermentern, im Vergleich zur Lagerung in nicht abgedeckten Güllebehältern, mit geringeren gasförmigen N-Verlusten verbunden, wodurch insgesamt mehr Stickstoff mit Wirtschaftsdüngern ausgebracht und somit der N-Flächenbilanzüberschuss erhöht wird.

Sensitivität der Ergebnisse

In die N-Bilanzierung gehen zahlreiche Werte ein, die nur ungenau erfasst werden können, natürlichen Schwankungen unterliegen oder Schätzwerte darstellen. Die Größenordnung der Unsicherheit der Zielgröße „N-Flächenbilanzüberschuss“ wird mit einer Sensitivitätsanalyse für die wichtigsten Variablen ermittelt. Ein zentraler Parameter für die Berechnung der Mineraldüngung in den Kreisen sind die beiden Anrechnungsfaktoren von 60 % (AF1) bzw. 80 % (AF2), mit denen der Stickstoff in Wirtschaftsdüngern und Gärreste sowie aus der biologischen N-Bindung auf den N-Gesamtbedarf der Kulturen angerechnet wird.

Setzt man 40 % bis 80 % als realistische Spannbreite der Variabilität von AF1 an, dann wird der N-Flächenbilanzüberschuss dadurch auf der Ebene der Bundesländer im Maximum um $+8/-8$ kg N/ha LF (für Nordrhein-Westfalen) verändert. Für die Kreise wird mit AF1 = 40 %, 60 % und 80 % jeweils ein maximaler N-Flächenbilanzüberschuss von 180, 162 und 143 kg N/ha LF berechnet (jeweils Kreis Grafschaft Bentheim), die entsprechenden Minima sind 18, 26 und 33 kg N/ha LF (bei AF1 = 40 % und 60 % Kreis Mainz-Bingen, bei AF1 = 80 % Kreis Südliche Weinstraße). Mit der Wahl des Wertes für AF1 wird der N-Flächenbilanzüberschuss in gewissem Umfang entweder (mit AF1 = 80 %) stärker in die Ackerbauregionen oder (mit AF1 = 40 %) stärker in die Kreise mit hohem Viehbesatz verschoben. Mit steigendem Wert für AF1, das heißt mit einer höheren Anrechnung des Stickstoffs in Wirtschaftsdünger auf den gesamten N-Düngungsbedarf der Pflanzen, wird die Spreizung der Verteilung der N-Überschüsse zwischen den Kreisen geringer. Eine Änderung des Anrechnungsfaktors AF2 für die legume N-Fixierung hat demgegenüber nur einen vergleichsweise geringen Einfluss auf die Verteilung der N-Überschüsse in den Kreisen.

Für weitere Variablen bzw. Variablengruppen wird die Änderung des N-Flächenbilanzüberschuss in den Kreisen bei Änderung der Variablen auf 90 % des Ausgangswerts im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 berechnet. Die größte absolute Änderung der N-Flächenbilanzüberschüsse

resultiert dabei aus einer Änderung der Werte der N-Ausscheidungen pro Tierplatz. Eine Verminderung der tierplatzbezogenen N-Ausscheidung um -10 % vermindert die N-Überschüsse in den Kreisen im Median um -6,8 kg N/ha LF und um im Maximum um -18,8 kg N/ha LF. Die Verminderung korreliert stark mit der Viehbesatzdichte ($R^2 = 0,83$), dem entsprechend reagieren die N-Flächenbilanzüberschüsse der Kreise mit den höchsten Viehdichten auch am sensitivsten auf diesen Koeffizienten.

Gleichfalls starke Auswirkungen auf die kreisbezogenen N-Flächenbilanzüberschüsse haben die Variablengruppen „spezifische N-Gehalte der Ernteprodukte“ und „Ertrag Ackerland“. Beide erhöhen die N-Flächenbilanzüberschüsse bei 90 % Variablenwert um maximal 16,5 kg N/ha LF (Median: 8,5 kg N/ha LF) bzw. um maximal 18,6 kg N/ha LF (Median: 8,7 kg N/ha LF). Deutlichere Auswirkungen auf die kreisbezogenen N-Flächenbilanzüberschüsse haben auch die Dauergrünlanderträge, mit einer maximalen absoluten Sensitivität von 6 kg N/ha LF (Median: 3,8 kg N/ha LF). Für die Variablengruppe „Ammoniakemissionsfaktoren“ weist der N-Flächenbilanzüberschuss mit einer maximalen Sensitivität von 2,6 kg N/ha LF (Median: +1,0 kg N/ha LF) eine geringere Sensitivität auf. Der Fehler im Mengengerüst der Agrarstatistik wird vom Statistischen Bundesamt (2012) für die Bundesländer mit weniger als ± 5 % angegeben, für die Regionalgliederung „Kreise/kreisfreie Städte“ werden keine Angaben zur Datenqualität gemacht.

Die Agrarstatistik folgt dem so genannten „Betriebsprinzip“, d. h. alle Angaben zu Anbauflächen, Viehbestand usw. werden derjenigen Gebietseinheit (Gemeinde – Kreis/kreisfreie Stadt – Bundesland) zugerechnet, in welcher der Landwirtschaftsbetrieb seinen Betriebssitz hat – unabhängig davon, in welcher Gebietseinheit die bewirtschafteten Landwirtschaftsflächen tatsächlich liegen bzw. wo sich der Viehbestand (Stallgebäude) befindet. Dies kann zu Verfälschungen der N-Bilanzierung in einzelnen Gebietseinheiten führen, wobei mit jeder Unterschätzung in einer räumlichen Einheit eine Überschätzung in einer (oder mehreren) anderen Gebietseinheit(en) korrespondiert. Insbesondere in den östlichen Bundesländern kann hierdurch aufgrund der großen Flächen der Betriebe das Ergebnis für die Kreisregionen möglicherweise verzerrt werden. Auf der Ebene der Bundesländer (Flächenländer) ist aber davon auszugehen, dass das Betriebsprinzip das Ergebnis der N-Bilanzierung nicht in stärkerem Maße verzerrt.

Die Ergebnisse der N-Bilanzierung werden außerdem mit den Ergebnissen für die Kreise in Schleswig-Holstein (Taube et al. 2015) und mit einer Studie für Mecklenburg-Vorpommern (Biota 2013) verglichen. Weiterhin können einzelne Größen der N-Bilanzierung (tierische Ausscheidung, Brutto-Zufuhr in Biogasanlagen mit Energiepflanzen, Zufuhr mit organischen Düngern, Gesamt-Düngebedarf, Abfuhr) den Werten der Nährstoffberichte der Länder Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen gegenübergestellt werden. Die Vergleiche erlauben in gewissem Umfang Rückschlüsse auf die Ursachen und die Größenordnung von methodisch bedingten Differenzen zwischen unterschiedlichen Bilanzierungsansätzen.

Wirkung von Minderungsmaßnahmen

Für ausgewählte Maßnahmen wurde die Minderung des N-Überschuss berechnet, die damit erreicht werden könnte. Die Ergebnisse erlauben eine erste, orientierende Bewertung der Wirkung derartiger Maßnahmen hinsichtlich ihrer Größenordnung und regionalen Verteilung. Für eine detaillierte Konzeption von Maßnahmen wären allerdings vertiefte Untersuchungen erforderlich, insbesondere auch im Hinblick auf deren regionale Ausgestaltung.

Für die Maßnahme „Verbesserung der N-Effizienz der Wirtschaftsdüngung“ wird angenommen, dass die Betriebe durch geeignete technische Maßnahmen die Anrechnung (Ausnutzung) des N aus Wirtschaftsdüngern von 60 % auf 80 % steigern. Dadurch würde sich der Mineraldüngerbedarf in Deutschland insgesamt um rund 261.100 t N (entsprechend 15,1 %) vermindern und der Überschuss der N-Flächenbilanz geht im Mittel um -15,6 kg N/ha LF zurück.

Bezogen auf die Agrarstruktur im Jahr 2016 würde eine Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 3 / 2,5 / 2 GVE pro ha LF auf der einzelbetrieblichen Ebene einen Abbau der Tierbestände in Deutschland um 4,2 % / 4,7 % / 6,0 % der Großvieheinheiten bedeuten. Die größten Minderungen des N-Flächenbilanzüberschusses mit bis zu -30,3 kg N/ha LF bei Begrenzung auf 2 GVE/ha LF sind in den Veredelungsregionen in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen zu erreichen. Weiterhin würde die Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 2 GVE/ha LF eine Zunahme der N-Mineraldüngung um rund 35.675 t N und eine Abnahme des Wirtschaftsdüngertransfers um rund ein Drittel nach sich ziehen. Noch stärkere Auswirkungen hätte eine Begrenzung der Rinderbesatzdichte auf 1,5 Raufutter-verzehrende GVE je ha Raufutterfläche (Dauergrünland, Silomais und Ackerfutterbau). Diese Maßnahme würde einem Bestandsabbau der Rinder in Deutschland um 26 % entsprechen, am stärksten wäre Nordrhein-Westfalen mit 35 % Abbau betroffen. Die maximale Minderung des N-Flächenbilanzüberschusses in den Kreisen wird mit -27,3 kg N/ha LF für den Kreis Garmisch-Partenkirchen berechnet.

Der Entwurf der TA Luft vom 16. Juli 2018 (BMU 2018a) sieht für Schweine und Geflügel in Betrieben, die unter die Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen fallen (kurz: IED-Richtlinie, sog. „IED-Betriebe“), eine Minderung der Ammoniakemissionen im Stall um 20 % vor. In Deutschland insgesamt sind 26,4 % der Schweine und 70,9 % der Geflügelbestände in IED-Betrieben aufgestellt, die vorwiegend in Niedersachsen angesiedelt sind. Dies führt dazu, dass die Umsetzung dieser Maßnahme mit -6,5 kg N/ha LF Verminderung in Niedersachsen die größte Auswirkung auf den N-Flächenbilanzüberschuss hätte.

Als eine effiziente Minderungsmaßnahme gilt der Anbau von Zwischenfrüchten über Winter, deren Wirkung im Mittel auf 20 kg N/ha Reduzierung der Nitratauswaschung geschätzt wird. Die Ausweitung des Zwischenfruchtanbaus von derzeit rund 46 % auf 100 % der möglichen Fläche hätte im Mittel des Bundesgebietes einen Rückgang des N-Überschuss um -2,1 kg N/ha LF zur Folge.

In der NEC-Richtlinie werden für die EU-Mitgliedstaaten Emissionshöchstmengen unter anderem für Ammoniak festgelegt. Im „Entwurf des Nationalen Luftreinhalteprogramms“ (Stand 12.12.2018; BMU 2018b) werden verschiedene Maßnahmenoptionen zur Einhaltung der Reduktionsverpflichtungen ab 2020 (-5 % gegenüber 2005) und ab 2030 (-29 %) vorgestellt. Diese Maßnahmen wirken sich auch auf den N-Überschuss der Flächenbilanz aus. Jede Minderung der NH₃-Emission aus Stall und Lager führt dazu, dass zusätzlicher Stickstoff mit Wirtschaftsdünger auf die Fläche gelangt. In Verbindung mit den weiteren Maßnahmen zur Reduktion der NH₃-Verluste während und nach der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und Gärresten steigt die pflanzenverfügbare N-Menge in der Bodenproduktion. In der N-Bilanzierung führt dies – unter *ceteris paribus*-Bedingungen – zu einer Verminderung der N-Mineraldüngung. Die Umsetzung der Maßnahmen des Nationalen Luftreinhalteprogramms, bezogen auf die Landwirtschaft im Jahr 2016, würde rechnerisch zu einer Zunahme der pflanzenbaulich verfügbaren N-Menge aus Wirtschaftsdüngern von rund 131.000 t N führen, wodurch sich die N-Mineraldüngung um rund -78.600 t N reduzieren würde. Für Deutschland insgesamt entspräche dies einer Minderung des N-Flächenbilanzüberschuss von -4,9 kg N/ha LF. In einem weiteren Szenario werden zusätzlich die Strukturänderungen einbezogen, die im Mengengerüst (Anbauflächen, Tierbestände, Ernteerträge) der Landwirtschaft bis 2030 zu erwarten sind.

Summary

The methodology and results of nutrient budgets for agriculture have been established in science and politics many years ago. The surplus of the nitrogen soil surface budget⁴ is used as a central indicator to characterize the potential water pollution with nitrate from agriculture and their trend over time. This report presents the methodology to calculate nitrogen soil surface budgets for the administrative units “federal states” (Bundesländer) and “districts” (Kreise/kreisfreie Städte) in Germany as well as the results for the time series 1995 to 2017. Furthermore, the sensitivity of the most important parameters is evaluated and the effect of specific measures to reduce the soil surface budget surplus is presented.

The gross nitrogen budget (synonym: farm gate budget, sectoral budget) for agriculture comprises the three components soil surface budget (plant production), livestock budget (animal production) and biogas budget (production of biogas). For administrative divisions below the level of the national territory, i.e. for federal states, districts or municipalities, only soil surface budgets can usually be calculated due to the limited availability of input data. In principle, regionalised budget sheets must be required to calculate a nearly identical value of the soil surface budget surplus (added up over all regional entities) using the respective methodology as for Germany as a whole. The time series of the Federal Ministry of Food and Agriculture (BMEL 2019) for Germany as a whole therefore must be regarded as the reference value.

Methology

The nitrogen surplus of the soil surface budget equates to the difference between the N input and the N output to the utilised agricultural area (UAA) of the districts during the budget period (typically one year). In the present calculation, the soil surface budget surplus includes the input of nitrogen into the soil (i) not reduced by the NH_3 losses resulting from the application of manure, digestates and mineral fertilisers on the agricultural land, and (ii) not reduced by the N_2 , NO_x and N_2O emissions from the soil due to nitrification and denitrification. Furthermore, N losses due to degradation of soil organic matter in marshy and moor soils induced by agricultural land use are not accounted.

Data on cultivated areas of the individual field crops, the harvest yields and the livestock numbers can be accessed from the German Federal Statistical Office and the State Statistical Offices. Statistical data which can be traced back to a small number of individual values in the statistical survey are not published for reason of confidentiality. The blocked values were estimated from the data for the higher-level administrative units. Results on cropping area and livestock numbers for districts are available as a complete survey only for the years with agricultural structure survey or with agricultural census. For the remaining years, the district values are derived from the data for the federal states.

For biogas production data bases from the Federal Network Agency, the four German power grid operators (50Hertz, Tennet TSO, Amprion and TransnetBW), the German Energy Agency, the Witzenhausen Institute and the Federal Environment Agency were analysed. The initial value of the biogas budget is the kilowatt hour of electrical work fed into the grid or, in the case of biomethane feed-in plants, the equivalent electrical work of the biogas produced. The substrate input and the amount of digestates in agricultural biogas plants are determined separately for the three types of plant: biogas plants with on-site power generation, biomethane feed-in plants and biowaste fermentation plants. The specific nitrogen inputs in biogas plants (excluding biowaste

⁴ Note: The surplus of the nitrogen soil surface budget should not be confused with the surplus of the nitrogen gross budget (see Chapter 1.2), which is used in the sustainability strategy of the German Federal Government (Bundesregierung 2018) as an indicator of the environmental sustainability of agriculture.

fermentation plants) are based on the "biogas activity data for the national inventory report" (KTBL 2016).

The coefficients of the nitrogen contents and the nitrogen quantities in the harvest removal (with the exception of grassland and fodder plants for the green harvest except silage maize), the N supply via nitrogen fixation by legumes as well as the nitrogen input and emissions with animal excreta, mineral fertilizing and biogas production are taken from the Fertiliser Ordinance (DüV 2017), Rösemann et al. (2017b) and Rösemann et al. (2019). The N contents of wheat and rye go back to Max Rubner-Institut (2019). The nitrogen content in the harvested crop from grassland is calculated as a function of the grassland yield. For N removal with forage (on arable land), year-specific N quantities per hectare are used.

The biggest methodological problem of regionalised nitrogen budgets and at the same time the most sensitive factor of the soil surface budget surplus is the amount of mineral fertilisation. Reliable statistical data on sales and consumption quantities of mineral fertilisers in agriculture are not available for regional entities below the national level. As a result, the N supply with mineral fertilisers must be calculated for the individual territorial units for regionalised budgets. For this purpose, the total N demand of the field crops is first determined on the basis of the N harvest withdrawal. The total N demand is covered by various nutrient carriers: mineral fertilisers, organic fertilisers produced by the farm (slurry, manure, digestate), other organic N fertilisers (compost, sewage sludge, meat-and-bone meal) and symbiotic N fixation. Plant availability of nitrogen in organic fertilizers is considered by farmers to be given only to a certain extent; here 60% for nitrogen in manure and digestate and 80% for N from N fixation are used as availability coefficients. The sought after quantity, i.e. the demand of mineral N fertilisation, then corresponds to the difference between the total N demand and the available N input with organic fertilisers and/or via biological N fixation within a territorial unit.

The total N amount from livestock is calculated by multiplying the number of livestock heads by the average N excretion rate per livestock heads and year. The N excretion rates, the N entry via housing as well as the emission factors for the calculation of the atmospheric N emissions are provided separately for all livestock categories as year- and state-specific values from the National Emission Inventory 2017 (RMD; Rösemann et al. 2017b). The gaseous emissions from manure are calculated separately for ammonia and the other N-species, in each case for the emissions from the stable and the storage of farm manure. Data on the transfer of manure between districts and states as well as on imports from the Netherlands are available for the states of Lower Saxony and North Rhine-Westphalia.

The N supply via symbiotic N fixation is calculated by multiplying the cropping area of the corresponding crops by the specific N fixation rates per hectare. The N supply with seed and planting stock is only relevant for crops with large-grain seed (cereals, maize, pulses) and for potatoes.

The atmospheric deposition of nitrogen is taken from the results of the UBA project PINETI-3 (Schaap et al. 2018), in which the total annual deposition of NO_x and NH_y on arable land and grassland for the years 2000 to 2015 was modelled with 1 x 1 km grid resolution.

The N withdrawal with the harvested field crops is calculated by multiplying the area of the field crops with the yield per hectare and the N content in the harvested crop; for the crop species without crop yield data per hectare, a fixed N quantity per hectare is used.

The regional breakdown "districts/cities independent of districts" comprises 402 regional units as of 01.01.2016. For the N budget, these 402 units are combined into 299 so-called "district regions". This prevents misrepresentations that may occur when calculating the N surplus for small territorial units (usually cities without districts).

Methodological changes compared to previous budget sheets

In contrast to earlier approaches, a number of methodological changes have been implemented in the N budget presented here and more recent developments in agriculture have been taken into account. This applies above all to the rapid increase of biogas production in Germany since the mid-2000s and the increasing transfer of manure. Furthermore, the N-balancing was designed to be largely consistent with the approaches and coefficients of the National Emission Inventory 2017 (RMD; Rösemann et al. 2017b). Outdated records were replaced and supplemented by current data. The time series now starts in 1995 (instead of 2003), which makes it easier to identify longer-term trends.

The biggest change concerns the introduction of the biogas budget as the third system unit in the budget scheme, which is linked to the soil surface budget via the removal of energy crops as substrates for biogas production and the reflux of digestates. In 2017, around 574,000 tonnes of nitrogen were transported to biogas plants via fermentation substrates (energy crops, slurry and manure, co-ferments) and then back to the fields as digestates, which corresponds to around 18% of the total amount of nitrogen used in agriculture. This closes a former gap in the budget sheet: Although the N quantity in energy crops has so far been recorded as the withdrawal of harvested crops, the return of this N quantity to the fields with the digestates from energy crops has not been taken into account. As a result, the N surplus was clearly underestimated both in the soil surface budget and in the overall budget.

With the update, the calculation of N excretions from livestock, the gaseous N losses from manure management (housing, storage, biogas production) and the application of fertilisers containing N are adapted to the National Emission Inventory (RMD, Rösemann et al. 2019). The specific N emission factors and deposition rates of the RMD are now used for the entire time series (differentiated by years and federal states). This also achieves methodological conformity of the N budget with existing reporting obligations on reactive N species of the German Federal Environment Agency (e.g. Framework Convention on Climate Change, Gothenburg Protocol).

This allows a synopsis of the present N budget with the results of the study on nitrogen fluxes in Germany as a whole (Bach et al. 2019), the integrated nitrogen indicator for Germany (Heldstab et al. 2019), the N budgets of the BMEL (2019) as well as the agricultural emissions inventory (RMD, Rösemann et al. 2019), without the interpretation being restricted by methodological differences between the individual reports.

With the nutrient reports for the states of North Rhine-Westphalia, Lower Saxony and Schleswig-Holstein, the transfer of manure between districts and federal states can be taken into account for the first time; in addition, manure imports from abroad can also be included in the N soil surface budget. In the hot spots of intensive livestock farming (such as the districts of Vechta and Cloppenburg), this leads to a noticeable reduction in N surpluses, while in the receiving districts (e.g. arable farming regions in eastern Lower Saxony and southern North Rhine-Westphalia) the budget sheet budgets are increased.

A major change concerns the N export of permanent grassland, which is now calculated using yield-dependent N contents for the harvested products (silage, hay, fresh fodder), resulting in a reduction of the N soil surface budget surplus.

The double counting of NH_y deposition contained in earlier N budgets has been corrected: the share of NH_y deposition resulting from NH_3 emissions from the storage and application of manure is now deducted from the N supply with N deposition.

Other changes of minor impact on the N surplus include the consideration of vegetable and strawberry cultivation and the modification of biological N fixation coefficients (asymbiotic N

fixation is no longer considered, while biological N fixation in permanent grassland is increased from 22 to 30 kg N/ha).

Results

The most important N supply quantity in the soil surface budget for Germany is mineral fertilisation with 104 kg N/ha UAA (all values average 2015 to 2017), followed by around 89 kg N/ha UAA with organic fertilisers (manure, slurry, digestates). The N fixation by legumes contributes about 13 kg N/ha UAA to the N supply, the N input via atmospheric N deposition amounts to 14 kg N/ha UAA. The other inputs are of minor importance with a total of about 8 kg N/ha UAA. At around 67 kg N/ha UAA, just under half of the N harvest withdrawal leaves the agricultural sector with plant market products, while the remaining 79 kg N/ha UAA N withdrawal is used on the farm as feed and energy crops. On average 9.5 kg N/ha reach the UAA with atmospheric NH_y deposition. Of these, 5.4 kg N/ha LF originate from NH_3 emissions from agricultural land. These 5.4 kg NH_y -N/ha thus represent an internal N cycle in the soil surface budget; to avoid double counting, this amount must therefore be calculated in the budget as a withdrawal. A total supply of about 226 kg N/ha UAA is opposed by a discharge of UAA of about 149 kg N/ha UAA, which results in a surplus of the N soil surface budget of about 77 kg N/ha UAA. The efficiency of N use in plant production (Nitrogen Use Efficiency, NUE) is thus 65.8 %.

The methodological changes in this calculation mean that the surplus of the N soil surface balance for the years 2003 to 2014 is on average 2.1 kg N/ha UAA lower than in previous calculations (68.2 kg N/ha UAA instead of 70.3 N/ha UAA). For the time series 1995 to 2017, the surplus of the N soil surface budget shows a trend of an annual decrease of about -0.4 kg N/(ha · a). If only the last ten years (2008 to 2017) are taken into account, an increasing trend of +1.4 kg N/(ha · a) per year results.

The surpluses of the N soil surface budgets of the federal states (average 2015 to 2017) lie between 51 kg N/ha UAA for Brandenburg and 108 kg N/ha UAA for Lower Saxony. The range of the N soil surface budget surpluses of the districts (average 2015 to 2017) spans from 26 kg N/ha UAA (district Mainz-Bingen) to 162 kg N/ha UAA (district Grafschaft Bentheim). A surplus of up to 55 kg N/ha UAA is calculated for 84 district regions (corresponding to 30% of the UAA), 157 district regions (47% of the UAA) lie in the range 55 to ≤ 100 kg N/ha UAA and in 58 district regions (23% of the UAA) the surplus exceeds 100 kg N/ha UAA. The N surplus summed over the districts corresponds to the N surplus calculated for Germany as a whole in most years to approx. ± 1 kg N/ha UAA.

The N soil surface budget surplus in the districts is closely related to the livestock number. In the period 2015 to 2017 the correlation coefficient $R^2 = 0.82$, at the beginning of the time series (years 1995 to 1997) $R^2 = 0.92$ is reached. The increase of the stocking density in the regions with high livestock density in the average 2015 to 2017 compared to the average 1995 to 1997 did not lead to an increase of the N soil surface budget surpluses to the same extent as it would have been expected due to the increase of the livestock density. Due to the increase in the transfer of manure across districts, the N supply to the UAA has increasingly been decoupled from the N excretion in animal husbandry. This development leads to a clear increase in the N soil surface budget surpluses in those regions which take up transferred manure.

The most significant change in agriculture in Germany in the period from 1995 to 2017 is the strong expansion of biogas production with a turnover of around 574,000 tonnes of N in 2017. The inclusion of biogas production in the budget sheet tends to lead to a higher N soil surface budget surplus compared to earlier calculations without regarding biogas production. This is mostly due to the fact that the additional nitrogen supply with the digestate of the energy crops is now taken into account (netted) in the budget approach. Furthermore, the fermentation of

farm manure in biogas plants is associated with lower gaseous N losses compared with the storage of farm manure, as a result of which more nitrogen is applied with farm manure overall and thus the N soil surface budget surplus is increased.

Sensitivity of results

Numerous values are included in the N-balancing which can only be recorded inaccurately, are subject to natural fluctuations or represent estimates. The order of magnitude of the uncertainty of the target quantity "N soil surface budget surplus" is determined with a sensitivity analysis for the most important variables. The two weighting factors of 60% (AF1) and 80% (AF2), with which the nitrogen in organic fertilisers and digestate as well as from the biological N fixation is credited against the total N demand of the crops, are a central "adjusting screw" for the calculation of the mineral fertilisation quantity in the districts.

Assuming 40 % and 80 % as the realistic range of the variability of AF1, the N soil surface budget surplus at the level of the federal states is changed by a maximum of +8/-8 kg N/ha UAA (for North Rhine-Westphalia). For the districts a maximum N soil surface budget surplus of 180, 162 and 143 kg N/ha UAA is calculated with AF1 = 40 %, 60 % and 80 % respectively (AF1 = 40%, 60% and 80% district Grafschaft Bentheim), the corresponding minima are 18, 26 and 33 kg N/ha UAA (with AF1 = 40% and 60% district Mainz-Bingen, with AF1 = 80% district Südliche Weinstraße). By choosing the value for AF1, the N soil surface surplus is to some extent shifted either (with AF1 = 80%) more strongly to the arable farming regions or (with AF1 = 40%) more strongly to the districts with high livestock numbers. With an increasing value for AF1, i. e. with a higher offset of nitrogen in manure against the total N fertiliser demand of the plants, the spread of the distribution of N surpluses between the districts becomes smaller. A change in the factor AF2 for the legume N fixation, on the other hand, has only a comparatively small effect on the distribution of the N surpluses in the districts.

For further individual or groups of variables, the change in the N soil surface budget surplus in the districts is examined for a variables change to 90% of the initial value, average for the years 2015 to 2017. The largest absolute change of the N soil surface budget surpluses results from a change of the values of the N excretions per animal place. A reduction of -10% in the animal-place-related N excretion reduces the N surpluses in the districts in the median by -6.8 kg N/ha UAA and by -18.8 kg N/ha UAA in the maximum. The reduction correlates strongly with the livestock density ($R^2 = 0.83$), accordingly the N soil surface budget surpluses of the districts with the highest livestock densities also react most sensitively to this coefficient.

The variable groups "specific N content of harvest products" and "harvest yield" also have strong effects on the district N soil surface budget surpluses. Both increase the N soil surface budget surpluses at 90% variable value by a maximum of 16.5 kg N/ha UAA (median: 8.5 kg N/ha UAA) or by a maximum of 18.6 kg N/ha UAA (median: 8.7 kg N/ha UAA). The pasture yields also have a significant effect on the district N soil surface budget surpluses, with a maximum absolute sensitivity of 6 kg N/ha UAA (median: 3.8 kg N/ha UAA). Compared to the variable group "ammonia emission factors", the N soil surface budget surplus shows a lower sensitivity with a maximum sensitivity of 2.6 kg N/ha UAA (median: 1.0 kg N/ha UAA). The errors in the agricultural statistics for the federal states is stated by the Federal Statistical Office (2012) to be less than $\pm 5\%$, for the regional units districts, no information is given on quality of the statistical data.

The agricultural statistics follow the so-called "principal undertaking principle", i.e. all data on cultivated areas, livestock etc. are allocated to the administrative unit (municipality – district – federal state) in which the farm has its registered office - irrespective of the administrative unit in which the agricultural used land or the livestock are located. This can lead to distortions of the N-balancing in individual territorial units, whereby each underestimation in a spatial unit corre-

sponds to an overestimation in one (or more) other territorial unit(s). Especially in the eastern federal states, this error may distort the result for the districts. At the level of the federal states, however, it can be assumed that the "principal undertaking principle" does not affect the result of the N-balancing to a great extent.

The results of the N budgets are also compared with the results for the districts in Schleswig-Holstein (Taube et al. 2015) and with a study for Mecklenburg-Western Pomerania (Biota 2013). Furthermore, individual values of the N budget (animal excretion, N supply in biogas plants with energy crops, supply with organic fertilisers, total fertiliser demand, harvest withdrawal) can be compared with the values of the nutrient reports of the states of North Rhine-Westphalia and Lower Saxony. The comparisons allow conclusions to be drawn about the causes and magnitude of methodological differences between different nitrogen budget approaches.

Effect of mitigation measures

For selected measures, the reduction in the N surplus that could be achieved was calculated. The results allow a first assessment of the impact of such measures in terms of their magnitude and regional distribution. For a detailed conception of measures, however, more in-depth investigations would be necessary, especially with regard to their regional tailoring.

For the measure "improving the N-efficiency of farm manure", it is assumed that farms will increase the efficiency of N from farm manure from 60% to 80% by means of technical improvements. This would reduce the mineral fertilizer demand in Germany by a total of about 261,100 t N (corresponding to 15.1%) and the surplus of the N soil surface budget would decrease by -15.6 kg N/ha UAA on average.

Provided the agriculture structure in 2016, limiting the livestock density to 3 / 2.5 / 2 LU per hectare UAA at the farm level would cause a reduction in livestock numbers in Germany of 4.2% / 4.7% / 6.0% of the livestock units. The largest reductions in the N soil surface surplus of up to -30.3 kg N/ha UAA, limited to 2 LU/ha UAA, can be achieved in the high-intensity husbandry regions of Lower Saxony and North Rhine-Westphalia. Furthermore, limiting the livestock density to 2 LU/ha UAA would result in an increase in N mineral fertilisation of about 35,675 t N and a decrease in the transfer of manure by about one third. Even greater effects would be achieved by limiting the stocking density of cattle to 1.5 roughage-consuming LU per ha of roughage area (permanent grassland, silage maize and arable forage cultivation). This measure would correspond to a 26% reduction in cattle numbers in Germany, with North Rhine-Westphalia being most affected with a 35% reduction. The maximum reduction of the N soil surface budget surplus in the districts is calculated at -27.3 kg N/ha UAA for the district of Garmisch-Partenkirchen.

The draft of the Technical Instructions on Air Quality Control (as of 16 July 2018) (BMU 2018a) provides for a reduction of ammonia emissions in the livestock housing by 20% for pigs and poultry in farms covered by the Directive 2010/75/EU on industrial emissions (IED Directive, so-called "IED farms"). In Germany as a whole, 26.4% of pigs and 70.9% of poultry are kept in IED farms, mainly in Lower Saxony. As a result, the implementation of this measure would have the greatest impact on the N soil surface surplus in Lower Saxony with a reduction of -6.5 kg N/ha UAA.

An efficient reduction measure is the cultivation of catch crops over winter, the effect of which is estimated at an average of 20 kg N/ha UAA reduction in nitrate leaching. The extension of catch crop cultivation from currently around 46% to 100% of the possible cropping area would result in a reduction of the N surplus of -2.1 kg N/ha UAA on average in Germany.

The NEC Directive sets emission ceilings for the EU Member States for ammonia. The "Draft National Air Pollution Control Programme" (as of 12 December 2018; BMU 2018b) presents various options for measures to comply with reduction commitments from 2020 (-5% compared with 2005) and from 2030 (-29%). These measures also have an impact on the N soil surface budget surplus. Any reduction in NH₃ emissions from livestock housing and storage will result in additional nitrogen being spread onto the cropland with manure. In conjunction with further measures to reduce NH₃ losses during and after the application of manure and digestates, the amount of plant-available N in soil production increases. In the N budget, this leads - under ceteris paribus conditions - to a reduction in mineral N fertilisation. The implementation of the measures of the National Air Pollution Control Programme, related to agriculture in 2016, would lead by way of calculation to an increase in the amount of N fertiliser available for crop production of around 131,000 tonnes N, which would reduce the mineral N fertilisation by around -78,600 tonnes N. For Germany as a whole, this corresponds to a reduction in the N soil surface budget surplus of -4.9 kg N/ha UAA. In a further scenario, the effects to be expected as a result of the changes in the quantity structure (cropping areas, livestock numbers, crop yields) of agriculture by 2030 are also included.

1 Stickstoff-Bilanzierungen in der Landwirtschaft

1.1 Einführung

Nach Einschätzung von Erisman et al. (2008) wird zurzeit weltweit jährlich etwa zwei- bis dreimal mehr Stickstoff in reaktiven Formen (NH_3 , N_2O , NO_x , NO_3 , organische N-Verbindungen) freigesetzt, als es für die Umwelt verträglich ist. Die Methodik und die Ergebnisse von Nährstoffbilanzierungen sind in der Wissenschaft, der Agrar- und der Umweltpolitik seit vielen Jahren als Bewertungsgröße etabliert, um die Flüsse und das Emissionspotenzial von reaktivem Stickstoff quantitativ zu beschreiben. Der Stickstoff-Bilanzüberschuss wird insbesondere als zentrale Indikatorgröße zur Charakterisierung möglicher Gewässerbelastungen mit Nitrat aus diffusen Quellen (Landwirtschaft) sowie deren Veränderung im Zeitverlauf herangezogen, wie unter anderem die folgenden Beispiele verdeutlichen.

- ▶ Mit den Nitratberichten (aktuell: 2016) ist die Bundesrepublik Deutschland gemäß Artikel 10 der Richtlinie 91/676/EWG verpflichtet, der EU-Kommission alle vier Jahre einen Bericht über die Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie vorzulegen. Die Veränderung der N-Überschüsse wird dabei von der Bundesregierung als ein Beleg für die Wirksamkeit der ergriffenen Maßnahmen interpretiert.
- ▶ In der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung (2018) bildet der ‚Stickstoffüberschuss der Gesamtbilanz Deutschland‘ einen von zwei Kernindikatoren zur Bewertung der Nachhaltigkeit der Landwirtschaft in Deutschland. Die jährlich aktualisierte Zeitreihe dieser N-Bilanzüberschüsse wird vom Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung bereitgestellt (BMEL 2019).
- ▶ Die Länder-Initiative-Kernindikatoren (LIKI; www.lanuv.nrw.de/liki) ebenso wie die Umwelt- bzw. Nachhaltigkeitsberichte einzelner Bundesländer (u. a. Baden-Württemberg, Bayern, Nordrhein-Westfalen) weisen den N-Überschuss der Flächenbilanz als Umweltindikator aus.
- ▶ Im Rahmen der OSPARCOM- und der HELCOM-Vertragswerke zum Schutz von Nord- und Ostsee dient die Veränderung des N-Bilanzüberschusses zur Verifikation der Maßnahmen der Mitgliedsländer zur Minderung der N-Einträge in Nordsee und Ostsee.
- ▶ Die Modelle MONERIS (Modelling of Nutrient Emissions in River Systems; Behrendt et al. 2002, Venohr et al. 2010) und MoRE (MODelling Regional Emissions; Fuchs et al. 2010, 2017) werden vom Umweltbundesamt, von mehreren Bundesländern sowie von mehreren Flussgebietsgemeinschaften in Deutschland zur quantitativen Abschätzung der N-Gewässereinträge sowie zur Bewertung der verschiedenen Eintragsquellen herangezogen. Der N-Flächenbilanzüberschuss für die Landwirtschaftsflächen ist dabei eine zentrale Größe für die Abschätzung.
- ▶ Im Rahmen von Kooperationen Landwirtschaft - Wasserwirtschaft zum Schutz des Grundwassers ist der betriebliche oder schlagbezogene N-Überschuss regelmäßig die wesentliche Ansatzstelle für die Beratung zur Optimierung des betrieblichen N-Managements.
- ▶ Mit der Einführung der Stoffstrombilanzverordnung soll der nach Düngerecht zulässige N-Überschuss von Landwirtschaftsbetrieben ab einer bestimmten Größe der Tierhaltung bzw. der Biogaserzeugung begrenzt werden.
- ▶ Im Rahmen des Bund-Länder-Fachgesprächs Stickstoffbilanz werden die Grundlagen erarbeitet, um die Größen Critical Surplus (kritische Überschüsse), Critical Loads (kriti-

sche Eintragsraten/Depositionen) und Critical Levels (kritische Konzentrationen) methodisch und fachlich konsistent zu bewerten und daraus maximal tolerierbare Bilanzüberschüsse für Stickstoff abzuleiten (StickstoffBW 2017).

Der vorliegende Bericht beschreibt die Methodik zur Berechnung von N-Flächenbilanzen für die Regionalgliederungen

- ▶ Bundesländer
- ▶ Kreise/kreisfreie Städte (z. T. zusammengefasst zu Kreisregionen, Kap. 2.4.10)

für die Zeitreihe 1995 bis 2017. Die Bilanzierung erfolgt nach dem Regionshof-Prinzip, das heißt alle Betriebe innerhalb eines Bundeslandes bzw. Kreises werden als ein einziger Betrieb betrachtet und es werden die N-Flüsse saldiert, die auf der Landwirtschaftsfläche innerhalb des betreffenden Bundeslandes bzw. Kreises ein- und ausgehen. Die Methodik der N-Flächenbilanzierung wird seit vielen Jahren am Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement der Universität Gießen weiterentwickelt, die Ergebnisse zum Flächenbilanzüberschuss werden regelmäßig veröffentlicht (Behrendt et al. 2002, Bach et al. 2014, 2016)⁵ und werden von den Autoren auf Anfrage gerne bereitgestellt.

Die Methodik und die Ergebnisse der vorliegenden Flächenbilanzierung 1995 – 2017 sind weitgehend identisch mit der entsprechenden Zeitreihe der Flächenbilanz für die Landwirtschaft in Deutschland insgesamt, die vom Julius-Kühn-Institut (JKI), Braunschweig, in Zusammenarbeit mit den Autoren des vorliegenden Berichts jährlich aktualisiert (Mielenz et al. 2019) und vom Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung veröffentlicht wird (BMEL 2019). Der Unterschied des Flächenbilanzüberschuss zwischen der hier berechneten Zeitreihe und derjenigen des BMEL beträgt im Mittel der 23 Jahre nur 1 kg N/ha LF. Die Ergebnisse für das Bundesgebiet sind dabei als Referenzwerte für räumlich höher aufgelöste Flächenbilanzen (Bundesländer, Kreise) anzusehen. Grundsätzlich ist an regional begrenzte Bilanzierungen, wie bspw. für einzelne Bundesländer oder die Kreise⁶ eines Bundeslandes, die Forderung zu stellen, dass sich mit der jeweiligen Methodik, angewendet auf das gesamte Bundesgebiet, ein annähernd identischer Wert des Flächenbilanzüberschusses berechnet wie in der BMEL-Zeitreihe für Deutschland insgesamt.

Stickstoffbilanzen werden seit längerem von zahlreichen Personen und Institutionen für verschiedene Fragestellungen, für unterschiedliche räumliche Ebenen (vom Bundesgebiet insgesamt bis hin zu einzelnen Feldschlägen) und mit unterschiedlichen Ansätzen berechnet. Bilanzen für die Düngeberatung beispielsweise unterscheiden sich erheblich von Bilanzen, die zur Charakterisierung des Umweltbelastungspotenzials erstellt werden. Im Zuge dieser Entwicklungen existiert eine große Bandbreite von „N-Bilanzen“, die sowohl hinsichtlich der methodischen Ansätze als auch in Bezug auf deren Benennung und auf die Ergebnisse sehr unterschiedlich ausfallen können. Insbesondere die Bezeichnungen „Brutto-“ und „Netto-Bilanz“ (bzw. Brutto- und Netto-Überschuss), die unter anderem auch von der OECD und EUROSTAT verwendet werden, sind vielfach nicht eindeutig definiert und ihre Verwendung führt zu Missverständnissen. Zur Vereinheitlichung und Präzisierung der Struktur und der Nomenklatur von N-Bilanzen wurde daher vom Bund-Länder-Fachgespräch Stickstoffbilanz eine Liste aller (potenziell) zu berücksichtigenden Stoffflüsse sowie eine Typisierung der N-Bilanzierungen erarbeitet (s. Tabellen 2-1 und 2-2 in StickstoffBW 2017). Die Autoren empfehlen, bei der Berechnung und Interpretation

⁵ Die Entwicklungen und Anwendungen erfolgten in der Regel im Rahmen von FuE-Projekten. Dem Umweltbundesamt (UBA), der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) und dem Hess. Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) ist für die Förderung zu danken.

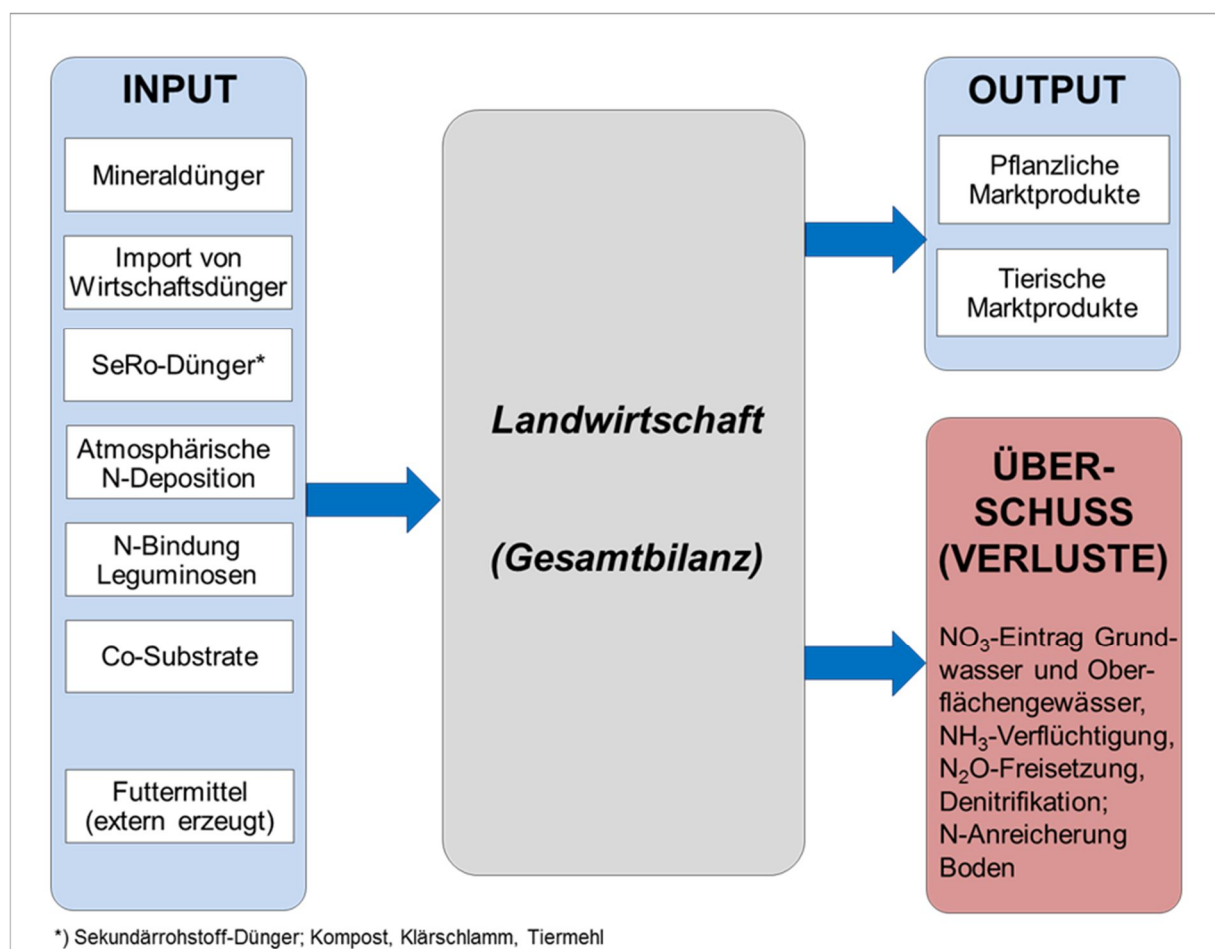
⁶ Aus Gründen der besseren Lesbarkeit wird im weiteren Text meist nur die Bezeichnung „Kreis“ verwendet. Damit sind immer die Verwaltungseinheiten der Kreise und kreisfreien Städte gemeint.

von N-Bilanzen zukünftig auf diese Strukturierung Bezug zu nehmen. Die hier vorgestellte N-Flächenbilanzierung entspricht dem Bilanzierungstyp 4 nach Tabelle 2-2 in StickstoffBW (2017).

1.2 Aufbau und Komponenten der N-Bilanzierung

Bei der Erstellung von Nährstoffbilanzen für die Landwirtschaft ist zwischen der *Gesamtbilanz* (synonym: Hoftorbilanz, Sektorbilanz, Stoffstrombilanz) und ihren Komponenten *Flächenbilanz* (Bilanzierung der Pflanzen- bzw. Bodenproduktion), *Stallbilanz* (Bilanzierung der tierischen Erzeugung) und neuerdings als dritter Komponente der *Biogasbilanz* (Bilanzierung der Erzeugung von Biogas in landwirtschaftlichen Biogasanlagen) zu unterscheiden. Bei der Gesamtbilanz wird die Landwirtschaft als eine Einheit betrachtet (der einzelne Betrieb ebenso wie die Landwirtschaft als volkswirtschaftlicher Sektor), die als Input Vorleistungen in Form von Mineraldünger, extern erzeugten Futtermitteln sowie weiteren Produkten bezieht und als Output pflanzliche und tierische Erzeugnisse vermarktet (zur Ernährung, industriellen Verarbeitung und für den Export). Der Überschuss einer Bilanzeneinheit entspricht der Differenz zwischen den N-Zufuhren und den N-Abfuhren während eines Bilanzjahres und charakterisiert die potenzielle Emission von reaktiven Stickstoff-Verbindungen und N_2 aus dieser Einheit. In der Nachhaltigkeitsstrategie für Deutschland (Bundesregierung 2018) dient der Überschuss der Stickstoff-Gesamtbilanz als Indikator für die Nachhaltigkeit der Landbewirtschaftung. Abbildung 1 verdeutlicht den Ansatz der Gesamtbilanz, in der die Landwirtschaft als „black box“ betrachtet wird.

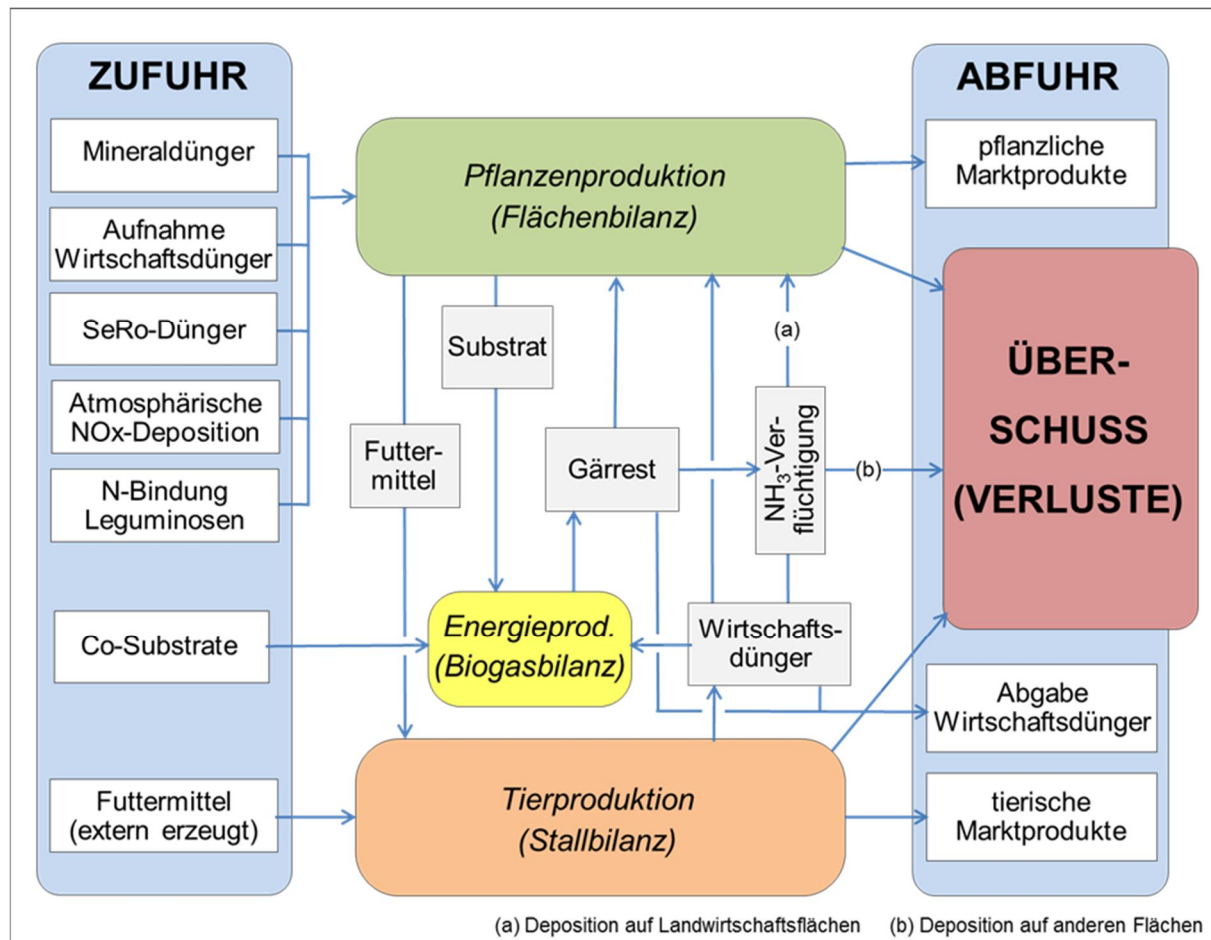
Abbildung 1: Schema der nationalen Stickstoff-Gesamtbilanz (synonym: Sektor-, Hoftorbilanz) für die Landwirtschaft



Eigene Darstellung

In Abbildung 2 sind die Stoffflüsse innerhalb der Landwirtschaft zwischen den Betriebsbereichen Pflanzenproduktion, Tierproduktion und Energieproduktion aufgeschlüsselt, die in Form von eigenbetrieblich erzeugten Futtermitteln und Biomasse zur Energieerzeugung sowie Wirtschaftsdüngern und Gärresten zwischen diesen Bereichen ausgetauscht werden. Beim Stickstoff ist daneben auch der atmosphärische Transport über die Verflüchtigung und Deposition von Ammoniak zu berücksichtigen. Die Kenntnis der internen Flüsse ermöglicht getrennte Bilanzierungen für die drei Betriebsbereiche Pflanzenproduktion, Tierproduktion und Energieproduktion (Biogaserzeugung).

Abbildung 2: Stoffflüsse innerhalb der Landwirtschaft mit den Komponenten Flächen-, Stall- und Biogasbilanz



Eigene Darstellung

Für die Berechnung der N-Bilanzen gilt:

$$\begin{aligned} \text{Überschuss Gesamtbilanz} &= \\ \text{Überschuss Flächenbilanz} &+ \text{Überschuss Stallbilanz} + \text{Überschuss Biogasbilanz} \end{aligned}$$

In Deutschland insgesamt beträgt der Anteil des Flächenbilanz-Überschuss am Überschuss der Gesamtbilanz im Mittel der Jahre 1995 – 2017 rund 73 % (BMEL 2019).

Für regionale Gliederungen unterhalb der Ebene des Bundesgebietes, das heißt für Bundesländer, Kreise oder Gemeinden können aufgrund der eingeschränkten Verfügbarkeit der erforderlichen Daten im Regelfall nur **Flächenbilanzen** ermittelt werden. In Tabelle 1 sind die Bilanzterme aufgeführt, die für die einzelnen Bilanzierungen zu saldieren sind.

Tabelle 1: Bilanzgrößen der Gesamtbilanz sowie ihrer Komponenten Flächen-, Stall- und Biogasbilanz für Stickstoff; grau unterlegt: Bilanzglieder der Flächenbilanz

Kapitel ^a	Bilanzterm ^b	Gesamt- bilanz	Flächen- bilanz	Stall- bilanz	Biogas- bilanz
Zufuhr (Input) zur Bilanzeneinheit					
2.4.1	Mineraldünger	+	+		
2.4.2 bis 2.4.4	Wirtschaftsdünger, Aufnahme aus anderen Bundesländern/Kreisen und aus dem Ausland	+	+		
2.4.6	Kompost, Klärschlamm, Tiermehl	+	+		
	Futtermittel aus Importen	+		+	
	Futtermittel aus inländischer Verarbeitung	+		+	
2.4.5	Legume Stickstoff-Bindung (N-Fixierung)	+	+		
	Kofermente (Biomasse außerlandwirtschaftl. Herkunft)	+			+
2.4.7	Saat- und Pflanzgut	+	+		
2.4.8	Atmosphär. NO _x -Deposition auf Landwirtschaftsflächen	+	+		
Interne Flüsse					
2.4.2	Wirtschaftsdünger aus innerbetrieblicher Erzeugung - Verwendung als Dünger		+	-	
	- Verwendung als Substrat in Biogasanlagen			-	+
2.4.9	Ernteabfuhr Futtermittel (innerbetriebl. Verwertung)		-	+	
2.4.9	Ernteabfuhr Energiepflanzen		-		+
2.4.3	Gärreste aus Biogasanlagen		+		-
2.4.8	NH ₃ -Emissionen, die wieder als Deposition auf Landwirtschaftsflächen gelangen ^d		-	-	-
2.4.8	Atmosphär. NH _y -Deposition auf Landwirtschaftsflächen ^d		+		
Abfuhr (Output) aus Bilanzeneinheit					
2.4.9	Pflanzliche Marktprodukte (Ernteabfuhr zum Verkauf)	-	-		
	Tierische Marktprodukte	-		-	
2.4.2 2.4.3	Gasförmige N-Emissionen ^e aus Tierhaltung, Pflanzenbau und Biogaserzeugung	-	-	-	-
	Wirtschaftsdünger, Abgabe an andere Bilanzeneinheiten	-		-	
	Gärreste, Abgabe an andere Bilanzeneinheiten	-			-
Bilanzsaldo (Überschuss)		Σ	Σ	Σ	Σ

^a Kapitel, in dem die Ermittlung der Bilanzgröße beschrieben wird.

^b Die Bezeichnungen der Bilanzterme beziehen auf die N-Flächenbilanzierung für Bundesländer bzw. Kreise/kreisfreie Städte; für andere räumliche Systemgrenzen (z. B. Deutschland gesamt, Landwirtschaftsbetrieb, Einzelschlag) werden z. T. abweichende Bezeichnungen für einzelne Bilanzterme verwendet.

^c + : Zufuhr, Bilanzgröße wird addiert; - : Abfuhr, Bilanzgröße wird subtrahiert.

^d Der Anteil der NH₃-Emissionen aus Stall und Weidegang, der Lagerung von Wirtschaftsdüngern und Gärresten sowie der Ausbringung von Düngern aller Art, der wieder als atmosphärische Deposition auf Landwirtschaftsflächen gelangt, stellt einen internen N-Fluss in der Landwirtschaft dar.

^e Gasförmige N-Emissionen in Form von NH₃, NO_x, N₂O und N₂. Für Ammoniak: Anteil der NH₃-Emissionen, der den Bereich Landwirtschaft verlässt, das heißt *nicht* wieder als atmosphärische Deposition auf die LF gelangt.

Der Flächenbilanzüberschuss in der hier durchgeführten Berechnung beinhaltet den Eintrag von Stickstoff in den Boden

- ▶ ohne Abzug der NH_3 -Verluste, die bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger, Gärresten und Mineraldünger auf der Fläche auftreten, sowie
- ▶ ohne Abzug von N_2 -, NO_x - und N_2O -Emissionen aus dem Boden, die in Folge von Nitrifikation und Denitrifikation entstehen.

1.3 Implizite Annahmen einer N-Flächenbilanzierung

Die Berechnung einer N-Flächenbilanz nach dem Schema der Tabelle 1 bzw. die Interpretation der resultierenden Größe N-Überschuss setzt mehrere Annahmen bzw. Vereinfachungen voraus. So wird angenommen, dass der Stickstoffvorrat im Boden innerhalb einer Bilanzperiode bzw. über einen längeren Zeitraum betrachtet annähernd unverändert ist, das heißt N-Mineralisation und N-Immobilisation der organischen Bodensubstanz (Humus) befinden sich in einem Fließgleichgewicht (steady state); respektive die Größenordnung der Netto-N-Bodenvorratsänderung ist vernachlässigbar im Vergleich zur Höhe des N-Bilanzüberschusses. Ob diese Annahme in Deutschland tatsächlich zutrifft, wird voraussichtlich frühestens in einem Jahrzehnt anhand der Ergebnisse der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft beantwortet werden können (Thünen-Institut 2018). Die erste Inventurperiode dieser repräsentativen Erhebung der C- und N-Vorräte in Landwirtschaftsböden wurde 2017 abgeschlossen; nach Stand der Planung sollen die Ergebnisse einer zweiten Inventurperiode voraussichtlich in zehn Jahren vorliegen. Aus dem Vergleich wird dann die Veränderung der N-Bodenvorräte flächendeckend für Deutschland ermittelt werden können.

Für N-Bilanzierungen im Landschaftsmaßstab (Deutschland insgesamt, Bundesländer, Kreise) werden weiterhin die N-Verluste infolge des Abbaus der organischen Bodensubstanz in anmoorigen und Moor-Böden unter Acker- und Grünland-Nutzung nicht berücksichtigt. Auch die gasförmigen N-Verluste (in Form von N_2 , NO_x bzw. N_2O) aus Böden durch vollständige bzw. unvollständige Denitrifikation werden nicht in Ansatz gebracht. Im Zusammenhang mit der Humusbilanz der Böden werden schließlich auch keine N-Verluste durch möglicherweise stattfindende Bodenerosion berücksichtigt (und dem entsprechend auch keine N-Anreicherung mit der Ablagerung von erodiertem Bodenmaterial in kolluvialen Landschaftsbereichen).

2 Berechnung N-Flächenbilanzen für Bundesländer und Kreise, Jahre 1995 bis 2017

2.1 Mengengerüst Pflanzenproduktion und Viehhaltung

Die Angaben zur Flächenbelegung (Anbauflächen) der einzelnen Kulturarten, Ernteerträgen sowie Viehbestand werden von den Statistischen Ämtern der Länder regelmäßig erfasst und sind über die Datenportale www.destatis.de des Statistischen Bundesamtes bzw. www.regionalstatistik.de der Statistischen Landesämter online abrufbar. Tabelle 2 gibt eine Übersicht zu den Merkmalen und den Quellen des Mengengerüsts, das in der vorliegenden Bilanzierung mit Bezug auf die Bodenproduktion verwendet wird. Die Ermittlung eines Mengengerüsts für die Energieproduktion (Biogasanlagen) bedeutet eine methodische Neuerung, die in einem separaten Kapitel (Kap. 2.4.3) dargestellt wird.

Vollerhebungen, bei denen alle oder ein wesentlicher Teil der Landwirtschaftsbetriebe⁷ erfasst wurden, fanden im Berechnungszeitraum 1995 bis 2017 in folgenden Jahren statt:

- 1995 - Agrarstrukturhebung (ASE, Bodennutzung und Ackerflächen nach Kulturart)
- 1996 - ASE (nur Viehbestand)
- 1999 - Landwirtschaftszählung (LZ, Vollerhebung zu Bodennutzung und Ackerflächen nach Kulturart sowie Viehbestand)
- 2001 - ASE (Bodennutzung und Viehbestand)
- 2003 - ASE (Bodennutzung, Ackerflächen nach Kulturart und Viehbestand)
- 2007 - ASE (Bodennutzung, Ackerflächen nach Kulturart und Viehbestand)
- 2010 - Landwirtschaftszählung (LZ, Vollerhebung zu Bodennutzung und Ackerflächen nach Kulturart sowie Viehbestand, außerdem weitere Merkmale wie u. a. ökologischer Landbau, Wirtschaftsdüngerausbringung)
- 2013 - ASE (als Stichprobenerhebung, Ergebnisse auf Ebene der Kreise sind nur über das Forschungsdatenzentrum verfügbar; Bodennutzung, Ackerflächen nach Kulturart und Viehbestand)
- 2016 - ASE (Bodennutzung, Ackerflächen nach Kulturart und Viehbestand).

Ergebnisse zu Anbauflächen und Viehbestand mit regionaler Gliederung „Kreise“ stehen nur für die Jahre mit Agrarstrukturhebung bzw. Landwirtschaftszählung zur Verfügung (wobei nicht in allen Jahren mit Agrarstrukturhebungen alle Merkmale auf Ebene der Kreise erfasst wurden). In den übrigen Jahren wird nur eine Stichprobe der Landwirtschaftsbetriebe befragt und auf Basis dieser Ergebnisse werden dann die Werte für die Bundesländer und für DE insgesamt hochgerechnet; in diesen Jahren sind daher Anbauflächen und Viehbestand nur mit regionaler Gliederung nach Bundesländern (BL) verfügbar.

Die Erhebung und Veröffentlichung der Ernteerträge der wichtigsten Kulturpflanzen erfolgt jährlich in den Regionalgliederungen Deutschland, Länder, Regierungsbezirke und Kreise.

Vollerhebungen der Gemüsebaubetriebe („allgemeine Gemüseanbauerhebung“) werden alle vier Jahre durchgeführt und liegen (im Berechnungszeitraum 1995 bis 2017) auf Ebene der Kreise in den Jahren 1996, 2000, 2004, 2008, 2012 und 2016 vor (z. T. unvollständig). Teilweise werden von den statistischen Landesämtern auch Gemüse- und Erdbeeranbauflächen auf Kreisebene aus

⁷ Alle Betriebe oberhalb der jeweiligen Erfassungsgrenze, d. h. ab einer bestimmten Mindestgröße bzw. Mindestproduktionsumfang; für die LZ 2010 waren das rd. 300.000 Betriebe.

den repräsentativen Gemüseanbauerhebungen in den Zwischenjahren veröffentlicht, diese Veröffentlichungen wurden ebenfalls mit einbezogen. In den Ländern Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg werden die Ergebnisse der allgemeinen Gemüseanbauerhebung nur für Kreise mit bedeutender Gemüse- und Erdbeeranbaufläche veröffentlicht, sodass nur für diese Daten vorliegen.

Einzelheiten zu Erhebungsverfahren, Merkmalsdefinition, Datenaufbereitung, Datengüte und weiteren Aspekten der Datenquellen sind in den Qualitätsberichten des Statistischen Bundesamtes zu finden (s. Download-Bereiche der in Tabelle 2 aufgeführten Datenquellen).

Aufgrund des Bundesstatistikgesetzes (BstatG § 16 Abs. 1) sind die statistischen Ämter verpflichtet, Angaben geheim zu halten, die Rückschlüsse auf einzelne Auskunftgeber für die Statistiken ermöglichen. Dies kann insbesondere in kreisfreien Städte und Landkreisen mit geringer Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe zu geringen Fallzahlen für einzelne Merkmale führen, sodass die Werte für diese Merkmale nicht veröffentlicht werden. Die Werte gesperrter Merkmale werden wie folgt geschätzt:

- ▶ Erträge der Ackerkulturen und von Dauergrünland werden unverändert übernommen aus den Angaben zur nächsthöheren übergeordneten Gebietseinheit in der Reihenfolge

Deutschland → Bundesländer → Regierungsbezirke/statistische Bezirke → Kreise.

- ▶ Flächen der Kulturarten werden auf Grundlage des Anteils der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) in den Kreisen an der LF in den Bundesländern und der Fläche der der Kulturart in den Bundesländern berechnet, wobei über den Korrekturfaktor (KF) sichergestellt wird, dass die Abweichung der Summe über alle Kreise gegenüber dem Wert für Deutschland insgesamt unter 1 % bleibt.

Formel 1

$$F_{KA,K} = F_{LFges,K} / F_{LFges,BL} \cdot F_{KA,BL} \cdot KF$$

- ▶ Ackerkulturen (ohne Getreide), Getreide und Viehbestände werden auf gleiche Weise geschätzt, wobei für Ackerkulturen (ohne Getreide) der Anteil der Ackerflächen insgesamt, für Getreide der Anteil der Getreideflächen insgesamt und für Viehbestände der Anteil der Großvieheinheiten den Anteil der LF in Formel 1 ersetzt.

In Jahren ohne Agrarstrukturerhebung/Landwirtschaftszählung und Gemüseanbauvollerhebung (s. Tabelle 2) werden die Flächen der Kultur- und Fruchtarten auf Kreisebene durch Interpolation der aus den Agrarstrukturerhebungen vorliegenden Werte wie folgt berechnet:

Formel 2

$$F_{KA,K} = (F_{KA,K,ASE1} / F_{KA,BL,ASE1} \cdot (J - J_{ASE1}) / (J_{ASE1} - J_{ASE2}) + F_{KA,K,ASE2} / F_{KA,BL,ASE2} \cdot (J_{ASE2} - J) / (J_{ASE1} - J_{ASE2})) \cdot F_{KA,BL}$$

Tabelle 2: Übersicht der Datenquellen und regionalen Gliederung der verwendeten Merkmale des Mengengerüsts der N-Flächenbilanzierung in den Jahren 1995 bis 2017

Variable	Merkmal	Ein- heit	Jahre 1995 bis 2017 (ohne Jahre mit ASE oder LZ)		ASE 1995, 1996, 2001, 2003, 2007, 2013, 2016 und LZ 1999, 2010	
			Reg. Glied.	Quelle	Regionale Gliederung	Quelle
Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF)						
F _{LFges}	LF gesamt	ha	DE, BL	(1)	K	(3, 4, 22, 25)
F _{AL}	Ackerland	ha	DE, BL	(1)	K	(3, 4, 22, 25)
F _{DK}	Dauerkulturen	ha	DE, BL	(1)	K	(3, 4, 22, 25)
F _{GL}	Dauergrünland	ha	DE, BL	(1)	K	(3, 4, 22, 25)
F _{extGL}	Extensives Dauergrünland	ha	DE, BL	(1)	K	^b
F _{rebl}	Rebland	ha	DE, BL	(1)	K	(12, 22, 25, 7 ^k)
F _{ueDK}	Übrige Dauerkulturen	ha	DE, BL	^c	K	^c
Anbauflächen Ackerland						
F _{getr}	Getreide (zusammen)	ha	DE, BL	(1)	K	(5, 6, 22, 25)
F _{weiz}	Weizen	ha	DE, BL	(2)	K	(5, 6, 22, 25)
F _{rogg}	Roggen	ha	DE, BL	(2)	K	(5, 6 ^m , 22, 25)
F _{gers}	Gerste (zusammen)	ha	DE, BL	(2)	K	(5, 6a, 22, 25 ^a)
F _{wgers}	Wintergerste	ha	DE, BL	(2)	K	(5, 22 ^a)
F _{sgers}	Sommergerste	ha	DE, BL	(2)	K	(5, 6, 22, 25 ^a)
F _{hafe}	Hafer	ha	DE, BL	(2)	K	(5, 6, 22, 25)
F _{trit}	Triticale	ha	DE, BL	(2)	K	(5, 6, 25 ^l)
F _{koma}	Körnermais/Corn-Cob-Mix	ha	DE, BL	(1)	K	(5, 6, 12, 22, 25)
F _{uegetr}	Sonstiges Getreide	ha	DE, BL	^d	K	^d
F _{kart}	Kartoffeln	ha	DE, BL	(2)	K	(5, 6, 22, 25)
F _{zrue}	Zuckerrüben	ha	DE, BL	(2)	K	(5, 6, 22, 25)
F _{hfrue}	Hackfrüchte (zusammen)	ha	DE, BL	(2)	K	(5, 6, 22, 25)
F _{sima}	Silomais	ha	DE, BL	(2)	K	(5, 6, 22, 25)
F _{fu}	Futterpflanzen (zusammen)	ha	DE, BL	(2)	K	(5, 6, 22, 25 ^e)
F _{raps}	Winterraps	ha	DE, BL	(2)	K	(5, 6, 22, 25)
F _{oelf}	Ölfrüchte (früher: Handelsge- wächse zusammen)	ha	DE, BL	(2)	K	(5, 6, 22, 25 ^h)
F _{huelf}	Hülsenfrüchte	ha	DE, BL	(2)	K	(5, 6, 22, 25 ^f)
F _{ueAL}	übriges Ackerland	ha	DE, BL	^e	K	^e
Gemüseanbauflächen						
F _{gemu}	Gemüse	ha	DE, BL	(23)	K	(12, 24)
F _{erdbe}	Erdbeeren	ha	DE, BL	(23)	K	(12, 24)
Hektarerträge Kulturpflanzen						
E _{wweiz}	Winterweizen	dt/ha	DE, BL, K		(7, 22)	
E _{rogg}	Roggen	dt/ha	DE, BL, K		(7, 22)	
E _{wgers}	Wintergerste	dt/ha	DE, BL, K		(7, 22)	
E _{sgers}	Sommergerste	dt/ha	DE, BL, K		(7, 22)	
E _{hafe}	Hafer	dt/ha	DE, BL, K		(7, 22)	

Variable	Merkmal	Einheit	Jahre 1995 bis 2017 (ohne Jahre mit ASE oder LZ)		ASE 1995, 1996, 2001, 2003, 2007, 2013, 2016 und LZ 1999, 2010	
			Reg. Glied.	Quelle	Regionale Gliederung	Quelle
Etrit	Triticale	dt/ha		DE, BL, K		(7, 22)
Eкома	Körnermais/CCM	dt/ha		DE, BL, K		(12, 22)
Ekart	Kartoffeln	dt/ha		DE, BL, K		(7, 22)
Ezrue	Zuckerrüben	dt/ha		DE, BL, K		(7, 22)
Esima	Silomais	dt/ha		DE, BL, K		(7, 22)
Eraps	Winterraps	dt/ha		DE, BL, K		(7, 22)
EGL	Dauergrünland (Ertrag in Heuwert)	dt/ha		DE, BL, K		(2, 12, 22)
Viehbestand						
GVins	Großvieheinheiten (GV) insgesamt	GVE	DE, BL	(8)	K	(9, 10, 25 ⁱ)
Rd	Rinder insgesamt	St.	DE, BL	(8)	K	(9, 10, 22, 25)
Mk	- dar. Milchkühe	St.	DE, BL	(8)	K	(9, 10, 22, 25)
Schw	Schweine insgesamt	St.	DE, BL	(8)	K	(9, 10, 22, 25)
Mschw	- dar. Mastschweine > 50 kg LG	St.	DE, BL	(8)	K	(9, 22, 25 ⁱ)
Zsau	- dar. Zuchtsauen	St.	DE, BL	(8)	K	(9, 10, 22, 25)
Schaf	Schafe insgesamt	St.	DE, BL	(8)	K	(9, 10, 22, 25)
Lhen	Legehennen (1/2 Jahr und älter)	St.	DE, BL	(8)	K	(9, 22, 25, 27 ⁱ)
Milchleistung						
Milchst	Milchleistung pro Kuh und Jahr	kg Milch / (TP·a)		DE, BL, K		(11, 12)
Handelsdüngerabsatz						
MD	Stickstoff-Handelsdünger (Inlandsabsatz)	t N		DE		(13)
Organische Handelsdünger						
KS	Klärschlamm	t FM		DE		(26)
KP	Kompost u. Siedlungsabfälle	t FM		DE		(14)
TM	Tiermehl zur technischen Verwertung	t FM		DE		(15)
Biogaserzeugung						
VoVst	Biogas-Vorort-Verstromung, ohne Bioabfallvergärung	kWh		DE, BL, K		(16, 17)
BMA	Biomethan-Einspeiseanlagen, ohne Bioabfallvergärung	Nm ³		DE, BL, K		(18)
Babf	Biogasanlagen mit Bioabfallvergärung	kWh		DE, BL, K		(16, 17, 19, 20, 21)

Regionale Gliederung: DE = Deutschland insgesamt, BL = Bundesländer, K = Kreise/kreisfreie Städte

Var.: Variablenname

FM, TM: Frischmasse, Trockenmasse

Nm³: Norm-Kubikmeter

(Quellen und Fußnoten s. nächste Seite)

Quellen zu Tabelle 2

- (1) Statist. Bundesamt, Fachserie 3, Reihe 3.1.2: Bodennutzung der Betriebe (Download über: www.destatis.de)
- (2) Statist. Bundesamt, Fachserie 3, Reihe 3.2.1: Wachstum und Ernte – Feldfrüchte- (Download über: www.destatis.de)
- (3) Statist. Ämter des Bundes und der Länder, Tabelle 115-01-4: Landwirtschaftliche Betriebe und deren landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) nach Kulturarten (Download über: www.regionalstatistik.de)
- (4) Statist. Ämter des Bundes und der Länder, Tabelle 116-31-4: Landwirtschaftliche Betriebe und deren landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) nach Kulturarten (Download über: www.regionalstatistik.de)
- (5) Statist. Ämter des Bundes und der Länder, Tab. 115-02-4: Landwirtschaftliche Betriebe mit Ackerland und deren Ackerfläche nach Fruchtarten (Download über: www.regionalstatistik.de)
- (6) Statist. Ämter des Bundes und der Länder, Tab. 116-42-4: Landwirtschaftliche Betriebe mit Ackerland und deren Ackerfläche nach Fruchtarten (Download über: www.regionalstatistik.de)
- (7) Statist. Ämter des Bundes und der Länder, Tabelle 115-46-4: Hektarerträge ausgewählter landwirtschaftlicher Feldfrüchte (Download über: www.regionalstatistik.de)
- (8) Statist. Bundesamt, Tab. 41311-0002: Allgemeine und repräsentative Erhebung über die Viehbestände - Gehaltene Tiere (Download über: www.destatis.de)
- (9) Statist. Ämter des Bundes und der Länder, Tab. 115-37-4: Landwirtschaftliche Betriebe mit Viehhaltung (Download über: www.regionalstatistik.de)
- (10) Statist. Ämter des Bundes und der Länder, Tab. 116-33-4: Landwirtschaftliche Betriebe mit Viehhaltung und Zahl der Tiere (Download über: www.regionalstatistik.de)
- (11) Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung: Milcherzeugung und –verwendung nach Kreisen in Deutschland nach Jahr (Download über: www.ble.de)
- (12) Zusammengestellt aus den Fachstatistiken der einzelnen Statistischen Landesämter
- (13) Statistisches Bundesamt, Fachserie 4, Reihe 8.2: Produzierendes Gewerbe - Düngemittelversorgung (Download über: www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/IndustrieVerarbeitendesGewerbe/Fachstatistik/DuengemittelversorgungJ2040820137004.html)
- (14) BMEL (versch. Jg.): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Tab. 80: Verbleib von Kompost und Klärschlamm. Hrsg.: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMEL).
- (15) BMEL (versch. Jg.): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Tab. 130: Versorgung mit tierischen Proteinen. Hrsg.: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMEL).
- (16) Übertragungsnetzbetreiber: Anlagenregister mit Anlagenstammdaten und Anlagenbewegungsdaten für die Jahre 2009 bis 2013 nach § 52 EEG (Download über: www.transnetbw.de, www.amprion.net, www.50hertz.com, www.tennet.eu)
- (17) Bundesnetzagentur: EEG-Jahresendabrechnung der Übertragungsnetzbetreiber zum Stichtag 31.12.2014 (Datenstand 31. Juli 2015)
- (18) Deutsche Energie-Agentur GmbH: Biogaseinspeisung in Deutschland – Übersicht (Download: www.biogaspartner.de)
- (19) Kern, M.; Raussen, T. (2011): Anlagenhandbuch der Vergärung biogener Abfälle in Deutschland. 1. Auflage, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, Witzenhausen, 283 S.
- (20) Kern, M.; Raussen, T. (2014): Anlagenhandbuch der Vergärung biogener Abfälle in Deutschland und Europa. 2. Auflage, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, Witzenhausen.
- (21) Rettenberger, G.; Urban-Kiss, S.; Schneider, R.; Müskens, J.; Kruse, G. (2012): Handbuch Bioabfallbehandlung. Erfassung des Anlagenbestands Bioabfallbehandlung. UBA-Texte 54/2012, Dessau-Roßlau, 854 S.
- (22) Statistisches Bundesamt: Easystat für Windows. Ergebnisse der Agrarstrukturserhebungen 1995 und 1996
- (23) Statistisches Bundesamt: Fachserie 3, Reihe 3.1.3: Gemüseerhebung – Anbau und Ernte von Gemüse und Erdbeeren- (Download über: www.destatis.de)
- (24) Strohm, K.; Garming, H.; Dirksmeyer, W. (2016): Entwicklung des Gemüseanbaus in Deutschland von 2000 bis 2015: Anbauregionen, Betriebsstrukturen, Gemüsearten und Handel. Thünen Working Paper 56, Braunschweig, 151 S.
- (25) Forschungsdatenzentrum der stat. Ämter des Bundes und der Länder (2016): Auswertung der Agrarstrukturserhebung 2013 (eig. Berechnung, unveröffentlicht)
- (26) Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Freibauer, A.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg B.; Fuß R. (2019) Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2017. Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2019. Thünen-Institut, Thünen Report 67, Braunschweig, 432 S.
- (27) Forschungsdatenzentrum der stat. Ämter des Bundes und der Länder (2018): Auswertung der Agrarstrukturserhebung 2016 (eig. Berechnung, unveröffentlicht)

Fußnoten

- ^a Anbauflächen für Sommergerste liegen nur bis 2007 auf Kreisebene vor, ab 2008 werden auf Kreisebene die Entzüge durch Sommergerste auf Grundlage der Anteile der Anbauflächen von Sommergerste an Gerste (zusammen) auf Länderebene und den kreisbezogenen spezifischen Erträgen der Sommergerste berechnet
- ^b „extensives Dauergrünland“ = ertragsarmes Dauergrünland + aus der Erzeugung genommenes Dauergrünland mit Beihilfe-/Prämienanspruch o. ä. in Fachserie 3 R. 3.1.2; Kreisflächen berechnet nach den Anteilen extensiven Dauergrünlands an der Dauergrünlandfläche insgesamt in den Ländern und der Dauergrünlandfläche insges. in den Kreisen
- ^c „übrige Dauerkulturen“ = Dauerkulturen abzgl. Rebland

- ^d „Sonstige Getreide“ = Getreide (zusammen) abzgl. Weizen, Roggen, Gerste (zusammen), Hafer, Triticale und Körnermais/Corn-Cob-Mix
- ^e „übriges Ackerland“ = Ackerland insgesamt abzgl. Getreide (zusammen), Hackfrüchte (zusammen), Futterpflanzen (zusammen), Ölfrüchte (zusammen) und Hülsenfrüchte, kein Abzug der Gemüse- und Erdbeeranbauflächen
- ^f für 1999, 2003, 2007 berechnet: Ländersummen verteilt auf Kreise nach deren Anteilen in den Jahren 1995 und 2010
- ^g 2010, 2013 und 2016 Pflanzen zur Grünernte
- ^h bis 2007 Handelsgewächse (zusammen)
- ⁱ für 2010, 2013 und 2016 berechnet: Ländersummen verteilt auf Kreise nach deren Anteilen im Jahr 2007
- ^j für 2010 berechnet: Ländersummen verteilt auf Kreise nach deren Anteilen im Jahr 2007 und 2013
- ^k für 2007 und 2010 berechnet: Ländersummen verteilt auf Kreise nach deren Anteilen in den Jahren 2003 und 2013
- ^l für 1995 berechnet: Ländersumme verteilt auf Kreise nach deren Anteilen im Jahr 1999
- ^m bis 2007 in den Anbauflächen auf Kreisebene kein Wintermenggetreide enthalten: Zuschätzung über den Anteil Wintermenggetreide auf Bundesebene.

2.2 Koeffizienten zu N-Gehalten und N-Mengen

2.2.1 N-Gehalte und N-Mengen Pflanzenbau und Viehhaltung

Die Koeffizienten der Stickstoff-Gehalte und der N-Mengen in der Ernteabfuhr (mit Ausnahme Grünland sowie Pflanzen zur Grünernte außer Silomais), die N-Zufuhr über leguminöse N-Bindung sowie den N-Anfall und die N-Verluste über die tierischen Exkremente, Mineraldüngeranwendung und Biogaserzeugung sind in Tabelle 3 aufgeführt.

Die Koeffizienten für den Stickstoffentzug durch Feldfrüchte sind weitgehend identisch mit den Angaben in der Düngeverordnung. Abweichend von den Angaben in der Düngeverordnung beruhen die Koeffizienten für den Stickstoffentzug durch Winterweizen und Roggen auf Analysen des Max Rubner-Instituts zum Rohproteingehalt, die für Winterweizen mit dem Faktor $F = 5,7$ und für Roggen mit dem Faktor $F = 6,25$ auf die Koeffizienten zum Stickstoffentzug umgerechnet wurden. Die jahresspezifischen Rohproteingehalte und der Faktor F von Winterweizen werden jährlich für Deutschland und die Bundesländer vom BMEL in den Berichten zur Besonderen Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) (BMEL versch. Jg.) veröffentlicht. Die jahresspezifischen Rohproteingehalte von Roggen für Deutschland sowie der Faktor F wurden freundlicherweise durch das Max Rubner-Institut zur Verfügung gestellt (Max Rubner-Institut 2019). Für die übrigen Kulturen wurden die Angaben zu Entzügen mit unterschiedlichen Rohproteingehalten für dieselbe Kultur gemittelt. Die Faktoren für die gasförmigen Emissionen aus der Viehhaltung (Stall- und Lagerungsverluste zusammen) und der Biogaserzeugung sowie N-Ausscheidungsraten und N-Eintrag über Einstreu in der Tierhaltung sind dem Bericht zu „Methoden und Daten“ für den landwirtschaftlichen Teil des Nationalen Emissions-Inventars für Deutschland entnommen (Report on Methods and Data, RMD, Rösemann et al. 2019) oder wurden, auf Grundlage der Ergebnisse des Modells GAS-EM für den RMD, gesondert aufbereitet für den Zeitraum 1995 bis 2015 durch Rösemann et al. (2017b) freundlicherweise zur Verfügung gestellt. Diese Zeitreihe wurde für das Jahre 2016 und 2017 fortgeschrieben, indem die Emissionsfaktoren auf Grundlage der Ergebnisse von Rösemann et al. (2019) aktualisiert wurden. Infolge dieser Neuberechnung ergeben sich rückwirkende Änderungen der Emissionsfaktoren vor 2017, die ebenfalls berücksichtigt wurden. Abweichend davon werden die N-Ausscheidungsraten der Milchkühe in den Kreisen als Funktion der Milchleistung (in t Milch/(TP·a)) berechnet, spezifisch für jedes Bundesland auf Basis der Jahre 1990 bis 2015. (s. Abbildung 3).

Tabelle 3: Koeffizienten der N-Gehalte bzw. N-Mengen in den Zufuhr- und Abfuhrgrößen der N-Bilanz

Variable	Merkmal	Einheit	N-Gehalte	Quelle
N-Gehalte in der Ernteabfuhr (für Kulturpflanzen mit Angabe des Hektarertrages)				
XN,wwreiz	Winterweizen, 86 % TM	kg N/t FM	16,9 – 22,2	(9)
XN,rogg	Roggen, 86 % TM	kg N/t FM	12,9 – 16,4	(10)
XN,wgers	Wintergerste, 86 % TM	kg N/t FM	17,2	(1)
XN,srgers	Sommergerste, 86 % TM	kg N/t FM	14,5	(1)
XN,hafe	Hafer, 86 % TM	kg N/t FM	15,8	(1)
XN,trit	Triticale, 86 % TM	kg N/t FM	17,2	(1)
XN,koma	Körnermais, 86 % TM	kg N/t FM	14,5	(1)
XN,kart	Kartoffeln, 22 % TM	kg N/t FM	3,5	(1)
XN,zrue	Zuckerrüben, 23 % TM	kg N/t FM	1,8	(1)
XN,sima	Silomais, 35 % TM	kg N/t FM	4,7 ^a	(1)
XN,raps	Winterraps, 91 % TM	kg N/t FM	33,5	(1)
XN,GL	Dauergrünland	kg N/t FM	siehe Kapitel 2.2.2	
N-Mengen in der Ernteabfuhr (für Kulturarten ohne Angabe des Hektarertrages)				
EN,ueFu	Pflanzen zur Grünernte (außer Silomais)	kg N/ha	siehe Kapitel 2.2.2	
EN,ueDK	Dauerkulturen (ohne Rebland)	kg N/ha	44	(4)
EN,rebl	Rebland	kg N/ha	25	(8)
EN,huelf	Hülsenfrüchte	kg N/ha	120 ^f	
EN,gemu	Gemüse	kg N/ha	42 – 113,4	(s. Tabelle 4)
EN,erdbe	Erdbeeren	kg N/ha	17,5	(s. Kap. 2.2.1)
Legume N-Bindung				
BNFGL	Dauergrünland	kg N/ha	30	(2)
BNFueFu	Übrige Futterpflanzen	kg N/ha	210	(2 ^d)
BNFhuelf	Hülsenfrüchte	kg N/ha	176	(2)
N-Zufuhr mit Sekundärrohstoffdünger				
XN,KS	Klärschlamm	kg N/t TM	6,1 – 81	(3)
XN,KP	Kompost (Siedlungsabfälle)	kg N/t TM	14,3	(5)
XN,TM	Tiermehl	kg N/t TM	88 ^g ; 72 ^h	(6)
N-Zufuhr mit Saat- und Pflanzgut				
IN,SG,getr	Getreide insg. (außer Mais)	kg N/ha	2,81 – 3,21 ^e	(1, 7)
IN,SG,mais	Mais (Körner-, Silomais, CCM)	kg N/ha	0,35 – 0,50 ^e	(1, 7)
IN,SG,kart	Kartoffeln	kg N/ha	6,25 – 17,8 ^e	(1, 7)
IN,SG,oelf	Ölfrüchte (früher Handelsgew.)	kg N/ha	0,21 – 0,71 ^e	(1, 7)
IN,SG,huelf	Hülsenfrüchte	kg N/ha	2,64 – 4,94 ^e	(1, 7)
N aus tierischen Ausscheidungen				
ExkrueGV	Übrige Großvieheinheiten (GV)	kg N/GV	51,1 – 179,4	(3)
ExkrueRd	Übrige Rinder	kg N/(TP·a) ^b	42,5 – 55,6	(3)
ExkrMk	Milchkühe	kg N/(TP·a) ^b	94,1 – 131,0 ^c	(3)
ExkrueSchw	Übrige Schweine	kg N/(TP·a) ^b	3,49 – 5,68	(3)
ExkrMschw	Mastschweine > 50 kg LG	kg N/(TP·a) ^b	12,2 – 14,7	(3)
ExkrZsau	Zuchtsauen	kg N/(TP·a) ^b	26,3 – 29,5	(3)

Variable	Merkmal	Einheit	N-Gehalte	Quelle
Exkr ^{Schaf}	Schafe	kg N/(TP·a) ^b	6,79 – 9,33	(3)
Exkr ^{Lhen}	Legehennen (1/2 Jahr u. älter)	kg N/(TP·a) ^b	0,76 – 0,92	(3)
N aus Einstreu in die Tierhaltung				
Str ^{ueGV}	Übrige Großvieheinheiten (GV)	kg N/(TP·a) ^b	4,89 – 14,5	(3)
Str ^{ueRd}	Übrige Rinder	kg N/(TP·a) ^b	1,30 – 3,91	(3)
Str ^{Mk}	Milchkühe	kg N/(TP·a) ^b	0,155 – 3,50	(3)
Str ^{ueSchw}	Übrige Schweine	kg N/(TP·a) ^b	0,00266 – 0,124	(3)
Str ^{Mschw}	Mastschweine > 50 kg LG	kg N/(TP·a) ^b	0 – 0,386	(3)
Str ^{Zsau}	Zuchtsauen	kg N/(TP·a) ^b	0,0456 – 0,903	(3)
Str ^{Schaf}	Schafe	kg N/(TP·a) ^b	0,146 – 0,347	(3)
Str ^{Lhen}	Legehennen	kg N/(TP·a) ^b	0,000205 – 0,00249	(3)

Quellen zu Tabelle 3

- (1) DüV (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV) vom 26. Mai 2017, BGBl. I, S. 1305
- (2) Fritsch, F. (2007): Die neue Düngeverordnung. Hinweise für den Landwirt. KTBL-Heft 64. Darmstadt. 64 S.
- (3) Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Freibauer, A.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg, B.; Fuß, R. (2019): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2017. Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2019. Thünen-Institut, Thünen Report 67, Braunschweig, 432 S.
- (4) Muster-Verwaltungsvorschrift für den Vollzug der Verordnung über Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 26. Januar 1996 (BGBl. I S.118), Anhang Ia und Ib
- (5) Mielenz, H.; Diesler, M. (2018): Stickstoff-Bilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland, Zeitreihe 1990 bis 2016 – Zusammenfassung und Anmerkungen zum Bilanzjahr 2016. Julius Kühn-Institut, Braunschweig, 37 S.
- (6) STN – Servicegesellschaft tierische Nebenprodukte mbH (2018): Verarbeitung tierischer Nebenprodukte – Überblick. www.stn-vvtn.de/produkte.php (24.07.2018)
- (7) Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (2017): Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, Tabellen 157, 158, 159, 160, 166, 167.
- (8) Dienstleistungszentren Ländlicher Raum Rheinland-Pfalz (2018): Stickstoff-Düngebedarfsermittlung im Weinbau, 7 S.
- (9) Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (versch. Jg.): Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE). Reihe: Daten-Analysen, Bonn.
- (10) Max Rubner-Institut (2019): Persönliche Mitteilung.

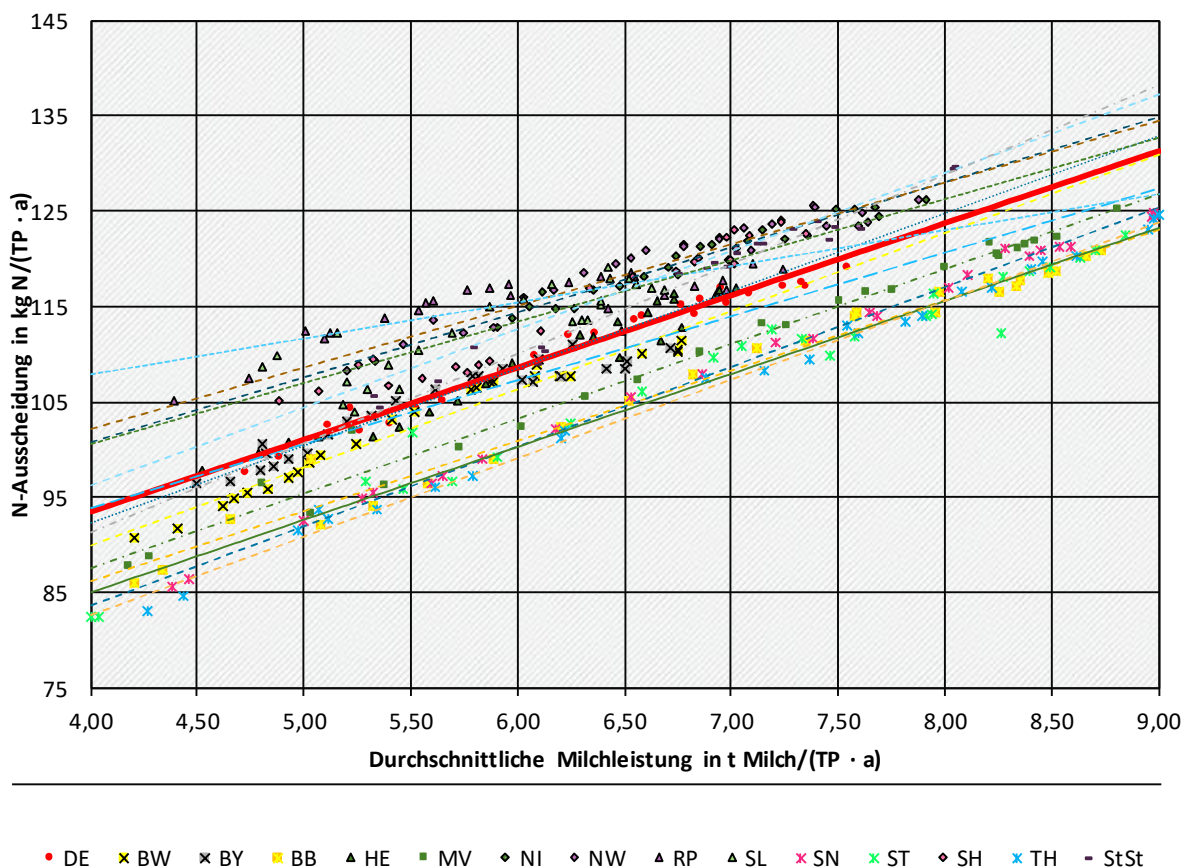
Fußnoten

- ^a gegenüber früheren Tabellenwerken abweichender Wert: bis 2010 wurde für Silomais ein TM-Gehalt von 28 % angenommen. Seit 2010 wird vom Statistischen Bundesamt für Getreide zur Ganzpflanzenernte und Silomais/Grünmais ein TM-Gehalt von 35 % zugrunde gelegt
- ^b kg N/(TP a): kg N pro ganzjährig belegtem Tierplatz und Jahr
- ^c für die Bundes- und Länderebene: N-Ausscheidungsdaten nach Tabelle AI1005CAT.16 im Tabellenanhang zu Rösemann et al. (2019), für die Kreisebene: N-Ausscheidung milchleistungsabhängig berechnet: landesspezifische Regressionsfunktionen auf Grundlage von Rösemann et al. 2017a (siehe Kap. 2.2.1 und Abbildung 2)
- ^d berechnet auf Grundlage von Fritsch F. (2007) und den Anbauverhältnissen von Hauptfrucht-Futterleguminosen
- ^e Spanne von jahresspezifischen Werten, berechnet auf Grundlage des SJB (2017) und DüV (2017)
- ^f berechnet auf Grundlage von Statistischem Bundesamt, FS 3 R3.2.1 für Verhältnis Erntemengen Erbsen und Ackerbohnen und DüV (2017) für N-Gehalte
- ^g Tiermehle der Kategorie 2, 55 % Rohproteingehalt (STN 2018)
- ^h Tiermehle der Kategorie 3, 45 % Rohproteingehalt (STN 2018)

Die Koeffizienten für die Merkmale „Übrige Futterpflanzen“, „Übrige Großvieheinheiten“, „Übrige Rinder“ und „Übrige Schweine“ sind gewichtete Mittelwerte derjenigen Merkmale, die in dieser Rubrik jeweils zusammengefasst sind. Auf Bundesebene (DE gesamt) sind diese Merkmale stärker differenziert als in den statistischen Daten für Bundesländer bzw. Kreise; für die Rindviehhaltung beispielsweise wie folgt:

- ▶ Kälber bis einschließlich 8 Monate
- ▶ Jungrinder über 8 Monate bis 1 Jahr, männlich
- ▶ Jungrinder über 8 Monate bis 1 Jahr, weiblich
- ▶ Rinder 1 bis unter 2 Jahre, männlich
- ▶ Rinder 1 bis unter 2 Jahre, weiblich, zum Schlachten
- ▶ Rinder 1 bis unter 2 Jahre, weiblich, Nutz- u. Zuchttiere
- ▶ Rinder 2 Jahre und älter, Bullen und Ochsen
- ▶ Rinder 2 Jahre und älter, Färsen zum Schlachten
- ▶ Rinder 2 Jahre und älter, Färsen als Zucht- u. Nutztiere
- ▶ Rinder 2 Jahre und älter, Milchkühe
- ▶ Rinder 2 Jahre und älter, Ammen- und Mutterkühe
- ▶ Rinder 2 Jahre und älter, Schlacht- und Mastkühe
- ▶ Rinder 2 Jahre und älter, sonstige Kühe.

Abbildung 3: N-Ausscheidung von Milchkühen in Abhängigkeit von der Milchleistung (Bundesländer und Deutschland)



Quelle: Rösemann et al. 2017a, eigene Darstellung

Das Merkmal „Übrige Rinder“ aggregiert die Stückzahlen aller Kategorien außer „Rindern 2 J. u. älter, Milchkühe“. Ein Koeffizient der N-Ausscheidung und der N-Emission für dieses aggregierte Merkmal (zusammengefasste Gruppe von Tierkategorien) kann jeweils auf Bundesebene berechnet werden als gewichteter Mittelwert aus den Stückzahlen und den spezifischen Koeffizienten der einzelnen Kategorien, die darin eingehen.

Das Merkmal „Übrige Großvieheinheiten“ umfasst die Differenz zwischen der Summe aller angegebenen Merkmale zur Viehhaltung, umgerechnet in GV, und dem Merkmal „GV insgesamt“. Der Abgleich auf Bundesebene zeigt, dass es sich dabei um die auf Kreisebene nicht aufgeführten Kategorien der Geflügelhaltung

- ▶ Junghennen unter 1/2 Jahr alt
- ▶ Schlacht- und Masthühner sowie sämtliche Hähne
- ▶ Gänse
- ▶ Enten
- ▶ Truthühner

sowie weiterhin um die Tierkategorien „Pferde und Ponys“ sowie „Ziegen“ handelt. Somit umfasst die N-Bilanzierung dieselben Tierarten wie auch der Bericht zu Methoden und Daten für den landwirtschaftlichen Teil des Nationalen Emissionsinventar (RMD, Rösemann et al. 2019). Gleichwohl können die nationalen Summen der N-Ausscheidungen und gasförmigen Emissionen aus der Tierhaltung in der hier vorgestellten N-Bilanz von den Werten des RMD aus folgenden Gründen geringfügig voneinander abweichen: Der RMD und die hier vorliegende Bilanzierung verwenden teilweise Tierbestandszahlen unterschiedlicher Erhebungstermine (RMD ab 2011 jeweils Bestand zum 3. November, vorliegende Bilanzierung jeweils zum 3. Mai). Weiterhin werden Korrekturen der Tierbestandszahlen, die Rösemann et al. (2019, S. 75 ff.) vornehmen, nicht in allen Fällen übernommen.

Die flächenbezogene N-Abfuhr für Gemüseanbau wurde als Mittelwert für die Jahre 2013 bis 2016 berechnet aus

- ▶ den Erntemengen der einzelnen Gemüsekulturen (Gemüseerhebung des Statistischen Bundesamtes, Fachserie 3, Reihe 3.1.3),
- ▶ den N-Abfuhr pro Hektar in den Ernteprodukten der Gemüsekulturen (n. MLUR Brandenburg 2000, zit. n. KTBL 2005),
- ▶ der Anbaufläche Gemüse (insgesamt) in Deutschland im Mittel der Jahre 2013 bis 2016.

Die flächenbezogene N-Abfuhr mit dem Gemüseanbau zeigt nur eine geringe interannuelle Schwankung, variiert jedoch aufgrund unterschiedlicher spezifischer Erträge und sehr unterschiedlicher Zusammensetzung der angebauten Gemüsekulturen zwischen einzelnen Bundesländern erheblich. Daher wird für die flächenbezogene N-Abfuhr über Gemüseanbau mit länderspezifischen, jedoch zeitlich konstanten N-Entzugswerten gerechnet.

Für Erdbeerflächen wird mit einer N-Abfuhr von 17,5 kg N/ha geernteter Fläche gerechnet. Dieser Wert ergibt sich aus dem durchschnittlichen Ertrag der Jahre 2013/16 (Statistisches Bundesamt, Fachserie 3 Reihe 3.1.3) und der spezifischen frischmassebezogenen N-Abfuhr von 0,17 kg N/dt FM (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2008). Der Anteil der nicht in Ertrag stehenden Erdbeeraanbauflächen liegt bei 20 % (Statistisches Bundesamt, Fachserie 3 Reihe 3.1.3; Durchschnitt der Jahre 2013 bis 2016 für Deutschland), dementsprechend wird die N-Abfuhr für 80 % der Erdbeeraanbaufläche berechnet.

Tabelle 4: Durchschnittliche flächenbezogene N-Abfuhr von Gemüseanbauflächen in Deutschland und den Bundesländern (Mittelwert der Jahre 2013 bis 2016)

Regionalgliederung	N-Abfuhr kg N/ha	Regionalgliederung	N-Abfuhr kg N/ha
Deutschland	67,8		
Baden-Württemberg	56,4	Rheinland-Pfalz	70,1
Bayern	78,9	Saarland	56,6
Brandenburg	42,0	Sachsen	53,9
Hessen	64,8	Sachsen-Anhalt	65,0
Mecklenburg-Vorpommern	51,0	Schleswig-Holstein	113,4
Niedersachsen	57,2	Thüringen	70,4
Nordrhein-Westfalen	71,5	Stadtstaaten	67,8

2.2.2 N-Gehalte und N-Mengen von Grünland und Pflanzen zur Grünernte (außer Silomais)

In früheren Bilanzierungen (Bach et al. 2011) wurde der N-Gehalt in der Erntefuhr von Grünland (Wiesen und Weiden) gemittelt aus den spezifischen N-Gehalten und den Nutzungsanteilen der drei Nutzungsformen Frischfutter (Beweidung, Mahd), Grassilage und Heuwerbung. Gegenüber aktuellen Veröffentlichungen (u. a. LfL 2017, LfL 2013, DüV 2017) waren diese N-Gehalte zu niedrig angesetzt. Auf den meisten Standorten bzw. in den meisten Futterbaubetrieben ist von einer intensiveren Nutzung des Dauergrünlands auszugehen, wofür dann höhere N-Gehalte im Erntegut anzusetzen sind. Für die aktuelle N-Bilanzierung wurde der N-Gehalt im Erntegut vom Grünland neu berechnet als Funktion des Grünlandertrages (Einzelheiten sind im Anhang A.2 dargestellt):

Formel 3

$$x_{N, GL} = -0,0022 \cdot avE_{GL}^2 \cdot 0,85 + 0,539 \cdot avE_{GL} - 4,49$$

Für die N-Abfuhr im Ackerfutterbau wurden jahresspezifische N-Mengen berechnet (Tabelle 5). Für die Jahre 2010 bis 2017 erfolgt die Berechnung auf den Angaben zu Anbauflächen und Erntemengen von Getreide zur Ganzpflanzenernte, Leguminosen zur Ganzpflanzenernte und Feldgras/Grasanbau auf dem Ackerland (Statistisches Bundesamt, Fachserie 3, Reihe 3.2.1) und den N-Gehalten im Erntegut von Futterpflanzen (DüV 2017, Anlage 7, Tabelle 1). Die N-Gehalte im Erntegut nach DüV wurden teilweise zusammengefasst. Die Berechnung für die Jahre 1995 bis 2009 unterscheidet sich davon geringfügig, da in der Fachserie 3 Reihe 3.2.1 des Statistischen Bundesamtes die Kategorien für den Anbau von Raufutter auf dem Ackerland abweichen (damalige Kategorien: „Klee-, Klee gras und Klee-Luzerne-Gemisch“, „Luzerne, Luzernegrass“ und „Feldgras/Grasanbau zum Abmähen oder Abweiden“). Die Koeffizienten für den spezifischen N-Gehalt im Ernteprodukt wurden ebenfalls aus der DüV (2017), Anlage 7, Tabelle 1 entnommen, teilweise jedoch anders zusammengefasst.

Tabelle 5: Jahresspezifische N-Abfuhrmenge (in kg N/ha) durch Pflanzen zur Grünernte (Ackerfutterbau)

Jahr	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
N-Abfuhr	220,1	210,6	213,4	220,0	217,8	220,0	225,6	228,7	163,5	217,7	211,0	184,9
Jahr	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	
N-Abfuhr	209,0	193,8	191,5	187,8	189,6	201,8	189,4	217,7	192,4	208,4	219,3	

2.3 Biogasproduktion

Im Zusammenhang mit der N-Bilanzierung für die Biogasproduktion sind drei Anlagentypen zu unterscheiden, für die unterschiedliche Berechnungsansätze und Datengrundlagen für das Mengengerüst verwendet werden.

- ▶ Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromung produzieren elektrischen Strom am Ort der Biogasanlage (des Fermenters) und werden durch das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) gefördert.
- ▶ Biomethan-Einspeiseanlagen erzeugen Biogas und bereiten es zu Erdgasqualität auf, das im Regelfall in das Erdgasnetz eingespeist wird. Diese Anlagen werden nicht (direkt) über das EEG gefördert, da sie keinen elektrischen Strom produzieren und einspeisen.
- ▶ Bioabfallvergärungsanlagen sind eine Teilmenge sowohl der Vor-Ort-Verstromungsanlagen als auch der Biomethan-Einspeiseanlagen. Ihr Substratmix besteht ganz oder teilweise aus Bioabfällen, die außerhalb der Landwirtschaft anfallen (während der Substratmix der übrigen Biogasanlagen ausschließlich Wirtschaftsdünger und Energiepflanzen enthält).

Biogasanlagen zur anaeroben Abwasserbehandlung werden im Folgenden nicht berücksichtigt, da deren Gärreste im Regelfall nicht auf landwirtschaftlich genutzte Flächen verbracht werden.

2.3.1 Anlagenbestand und eingespeiste elektrische Arbeit (bzw. Äquivalent)

Grundlagen für das Mengengerüst (Aktivitätsraten) der Biogasproduktion sind Datenbanken und Veröffentlichungen der Bundesnetzagentur, der vier deutschen Übertragungsnetzbetreiber (50Hertz, Tennet TSO, Amprion und TransnetBW), der Deutschen Energie-Agentur (Dena), des Wittenhausen-Instituts und des Umweltbundesamtes. Ausgangsgröße der Biogasbilanz ist die eingespeiste Kilowattstunde elektrische Arbeit (kWh_{el}) bzw. im Falle von Biomethan-Einspeiseanlagen die äquivalente elektrische Arbeit des erzeugten Biogases.

2.3.1.1 Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromung

Die Datenbanken der Bundesnetzagentur und der vier deutschen Übertragungsnetzbetreiber werden aufgrund der Transparenzanforderungen des EEG erstellt und veröffentlicht (EEG 2017, Teil 5: Transparenz, Abschnitt 1: Mitteilungs- und Veröffentlichungspflichten; die älteren Fassungen des EEG enthalten analoge Vorschriften). Diese Datenbanken wurden bis zum Datenstand 2013 von den Übertragungsnetzbetreibern direkt veröffentlicht, sind mittlerweile (Stand April 2019) allerdings nicht mehr verfügbar; neuere Datenstände sind auf Anfrage von der Bundesnetzagentur erhältlich. Diese Datenbanken liegen jährlich aktualisiert vor und wurden für die Jahre 2009 bis 2014 ausgewertet (50Hertz, Tennet TSO, Amprion und TransnetBW, jew. versch.

Jahrgänge, Bundesnetzagentur 2015). Die Datenbanken enthalten für jede nach dem EEG vergütete Anlage unter anderem Informationen zu (vgl. Netztransparenz.de 2017):

- ▶ Anlagenstandort
- ▶ Energieträger (Biomasse, Solar, Wind on-shore, usw.)
- ▶ installierte elektrische Leistung
- ▶ eingespeiste elektrische Arbeit
- ▶ Datum Inbetrieb- und Außerbetriebnahme
- ▶ EEG-Vergütungskategorien.

Die Datenbanken weisen jedoch keine Biogasanlagen explizit aus. Unter der Annahme, dass Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromung im Normalfall über das EEG vergütet werden, können die meisten Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromung über die Informationen zu den EEG-Vergütungskategorien identifiziert werden. Dazu wurden die aufgeführten Datenbanken ausgewertet und ein Gesamtverzeichnis der Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromung erstellt. Über das Inbetriebnahme-Datum kann für alle Jahre der Zeitreihe 1995 bis 2014 der Anlagenbestand zusammen mit der eingespeisten elektrischen Arbeit und der installierten Leistung dargestellt werden. Für die Jahre vor 2009 sowie im Falle von Datenlücken wird die eingespeiste elektrische Arbeit aus den Tagesmittelwerten jeder einzelnen Biogasanlage berechnet. Diese Tagesmittelwerte werden aus den 2009 bis 2014 vorliegenden Datensätzen berechnet. Aus dem Gesamt-Biogasanlagenverzeichnis wird die eingespeiste elektrische Arbeit pro Jahr auf Kreis-, Landes- und Bundesebene aggregiert, die den Ausgangspunkt der weiteren Berechnung zum N-Umsatz über die Biogaserzeugung bildet (s. Tabelle 7). Für die Jahre 2015 bis 2017 wird die eingespeiste elektrische Arbeit in den Kreisen und Ländern fortgeschrieben unter Beibehaltung der relativen Anteile im Jahr 2014 und der Entwicklung der eingespeisten elektrischen Arbeit aus Biogasanlagen und Biomethananlagen gegenüber 2014 in Deutschland insgesamt nach BMWi (2018).

2.3.1.2 Biomethan-Einspeiseanlagen

Im Jahr 2017 wurden rund 9 % des erzeugten Biogases (bezogen auf die eingespeiste elektrische Arbeit bzw. deren Äquivalent) nicht Vor-Ort verstromt, sondern zu Erdgasqualität aufbereitet und in das Erdgasnetz eingespeist. Diese Anlagen werden nicht nach dem EEG vergütet und sind somit nicht in den Datenbanken der Bundesnetzagentur und der Übertragungsnetzbetreiber enthalten. Die ersten Biomethan-Einspeiseanlagen sind 2005 in Betrieb gegangen, Ende 2017 waren 210 Anlagen mit einer Einspeisekapazität von 130.254 Nm³ Biomethan pro Stunde in Betrieb (Dena 2019). Um diese Anlagen in der N-Bilanzierung ebenfalls zu berücksichtigen, wurden aus den Datensätzen der Dena (2019) für jede Biomethan-Einspeiseanlage aus der Einspeisekapazität und den jährlichen Volllaststunden die äquivalente elektrische Arbeit der tatsächlich eingespeisten Biomethanmenge wie folgt berechnet: Die jährlichen Volllaststunden ergeben sich aus der tatsächlich jährlich eingespeisten Biomethanmenge und der effektiven Kapazität der Biomethaneinspeiseanlagen in den Jahren 2008 bis 2017. Effektive Kapazität bedeutet, dass die Kapazität der im jeweiligen Jahr in Betrieb genommenen Anlagen nur zu 50 % angerechnet wird (Tabelle 6). Für die Jahre 2005 bis 2007 fehlen Daten zur tatsächlich eingespeisten Biomethanmenge, die Daten für 2010 ergeben einen unplausibel hohen Wert für die Volllaststunden, weshalb in diesen Jahren mit dem Durchschnitt der Volllaststunden der Jahre 2008 bis 2017 gerechnet wird, dieser Wert beträgt 6311 h.

Für die Berechnung der äquivalenten elektrischen Arbeit der Biomethaneinspeiseanlagen wurde der untere Heizwert von Methan von 9,983 kWh/m³ und der elektrische Wirkungsgrad (η) bei einer Vor-Ort-Verstromung mit 41 % angesetzt (KTBL 2015).

Tabelle 6: Kennzahlen der Biomethaneinspeisung in den Jahren 2008 bis 2017

Jahr	Quellen	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Anzahl Anlagen	(1)	14	34	51	87	123	152	184	197	206	210
Eingespeiste Biomethanmenge in Mio. Nm ³	(2, 3, 4)	36	102	268	275	413	520	688	774	856	831
Effektive Einseisekapazität in 1000 Nm ³ /h	(1)	6,1	16,2	30,2	46,1	66,6	85,9	105,5	118,3	125,0	129,2
Volllaststunden in h		5872	6302	6311 ^a	5970	6203	6052	6582	6544	6845	6429

Quellen

- (1) Deutsche Energie-Agentur (dena) GmbH (2019): Biogaspartner Einspeiseatlas Deutschland. Stand März 2019 (www.biogaspartner.de/fileadmin/Biogaspartner/Dokumente/Einspeiseatlas/Biogaspartner_Einspeiseatlas_Deutschland_2019.xlsx; 28.04.2019)
- (2) Bundesnetzagentur [Hrsg.] (2011): Bericht der Bundesnetzagentur über die Auswirkungen der Sonderregelungen für die Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz gemäß § 37 GasNZV an die Bundesregierung zum 31.05.2011 (www.bundesnetzagentur.de/SharedDocs/Downloads/DE/Allgemeines/Bundesnetzagentur/Publikationen/Berichte/2011/BioGasMonitoringbericht2011pdf.pdf?__blob=publicationFile&v=2; 29.04.2019)
- (3) Bundesnetzagentur und Bundeskartellamt [Hrsg.] (2016): Monitoringbericht 2015. Monitoringbericht gemäß § 63 Abs. 3 i. V. m. § 35 EnWG und § 48 Abs. 3 i. V. m. § 53 Abs. 3 GWB Stand: 15. November 2015, Korrektur 21. März 2016 S. 337.
- (4) Bundesnetzagentur und Bundeskartellamt [Hrsg.] (2019): Monitoringbericht 2018. Monitoringbericht gemäß § 63 Abs. 3 i. V. m. § 35 EnWG und § 48 Abs. 3 i. V. m. § 53 Abs. 3 GWB Stand: 8. Februar 2019

Fußnote

- ^a Rechnerisch übersteigt 2010 die Zahl von 8874 h Volllaststunden die maximal mögliche Anzahl von 8760 Stunden pro Jahr. Dieser Wert wurde als unplausibel verworfen und durch den Mittelwert der Jahre 2008 bis 2017 ersetzt.

2.3.1.3 Biogasanlagen mit Bioabfallvergärung

Biogasanlagen mit Bioabfallvergärung wurden vom Witzenhausen-Institut erfasst und sind im sogenannten Biogas-Atlas veröffentlicht (Kern und Raussen 2011, Datenstand 2010; Kern und Raussen 2014, Datenstand 2012). Diese Verzeichnisse enthalten u. a. Angaben zu Anlagenstandort, Anlagenkapazität, jährlichem Durchsatz von Bioabfällen, Art der Bioabfälle sowie zu Art und Verwertungswegen der Gärreste. Diese Anlagenliste wurde ergänzt um die Angaben zu Bioabfallvergärungsanlagen im Handbuch Bioabfallbehandlungsanlagen (Rettenberger et al. 2012) sowie im Verzeichnis der Betriebe zur Behandlung tierischer Nebenprodukte (BMEL 2017). Im Ergebnis ist von einer nahezu vollständigen Erfassung der Bioabfallvergärungsanlagen auszugehen.

Die Standort-Adressen aus dem Verzeichnis der Bioabfallvergärungsanlagen wurden mit den Adressen in den Verzeichnissen der Vor-Ort-Verstromungsanlagen und Biomethaneinspeiseanlagen abgeglichen. Im Fall übereinstimmender Adresse wurde Anlagenidentität angenommen und für die betreffende Bioabfallvergärungsanlage die Informationen zur eingespeisten elektrischen Arbeit (bzw. dem Äquivalent) und das Datum der Inbetriebnahme aus dem Verzeichnis der Vor-Ort-Verstromungsanlagen oder der Biomethaneinspeiseanlagen ergänzt. In Tabelle 7 sind die eingespeiste (äquivalente) elektrische Arbeit der drei Anlagentypen und die Summe in Deutschland für die Zeitreihe seit 1995 dargestellt.

Tabelle 7: Eingespeiste (äquivalente) elektrische Arbeit (in TWh/a) von Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromung, Biomethan-Einspeiseanlagen und Bioabfallvergärungsanlagen in Deutschland, Jahre 1995 bis 2017

Jahr	Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromung	Biomethan-Einspeiseanlagen	Bioabfallvergärungs-Anlagen	Summe
1995	0,029	0	0,007	0,036
1996	0,058	0	0,016	0,074
1997	0,104	0	0,023	0,127
1998	0,140	0	0,033	0,173
1999	0,210	0	0,047	0,257
2000	0,351	0	0,059	0,410
2001	0,791	0	0,087	0,878
2002	1,161	0	0,104	1,265
2003	1,482	0	0,120	1,602
2004	1,971	0	0,148	2,119
2005	3,679	0,003	0,200	3,882
2006	7,166	0,022	0,242	7,430
2007	11,383	0,072	0,303	11,758
2008	14,264	0,150	0,382	14,796
2009	15,218	0,378	0,407	16,003
2010	17,218	0,669	0,427	18,314
2011	21,132	1,023	0,443	22,598
2012	24,867	1,441	0,448	26,756
2013	26,053	1,794	0,480	28,327
2014	26,356	2,402	0,490	29,248
2015	27,889	2,713	0,519	31,121
2016	28,507	3,008	0,530	32,045
2017	28,560	2,927	0,561	32,048

Datenquellen s. Text; eig. Berechnung

2.3.2 Substratzusammensetzung

Angaben zur Zusammensetzung der Substrate, die in Biogasanlagen eingesetzt werden, liegen aus verschiedenen Quellen vor (TLL 2016, DBFZ 2014, KTBL 2016, Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen versch. Jg.). Nach kritischer Prüfung dieser Quellen werden für die N-Bilanzierung im Weiteren die Daten zum spezifischen Stickstoffeintrag in landwirtschaftliche Biogasanlagen (ohne Bioabfallvergärungsanlagen) aus den „Aktivitätsdaten Biogas für den Nationalen Inventarbericht“ (KTBL 2016) verwendet. Für alle landwirtschaftlichen Substrate mit einem Anteil von mehr als 1 % am Gesamt-Stickstoffinput in Biogasanlagen sind dort die spezifischen Stickstoff-Inputs aufgeführt (s. Tabelle 8).

Tabelle 8: Spezifischer Stickstoffeintrag in landwirtschaftliche Biogasanlagen (ohne Bioabfallvergärungsanlagen) mit Energiepflanzen und Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung für die Bundesländer und Deutschland; alle Angaben in t N pro GWh eingespeiste elektrische Arbeit

Bundesland	BW	BY	BB	HE	MV	NI	NW	RP	SN	ST	SH	TH	Ø DE ^a
Substrat													
1995 - 2013													
Maissilage	5,91	6,27	6,26	4,85	6,23	8,16	6,67	4,86	4,23	6,55	8,32	4,66	6,80
Grassilage	3,73	2,85	1,29	2,67	1,26	0,78	0,82	2,56	1,97	1,12	0,43	1,09	1,65
Getreide-Ganzpflanzensilage	0,82	0,97	0,59	0,98	0,56	0,28	0,37	0,93	0,13	0,39	0,13	0,23	0,53
Weizenkörner	0,28	0,58	0,10	0,57	0,11	0,05	0,19	0,50	0,13	0,14	0,03	0,59	0,24
Roggenkörner	0,18	0,13	0,88	0,16	0,91	0,29	0,19	0,19	1,55	0,70	0,63	1,45	0,43
Corn-Cob-Mix	0,43	0,20	0,04	0,03	0,04	0,13	0,49	0,02	0,27	0,18	0,25	0,08	0,20
Σ Energiepflanzen	11,35	11,01	9,16	9,26	9,11	9,68	8,73	9,05	8,28	9,08	9,78	8,11	9,85
Rindergülle	3,49	3,18	8,54	4,79	8,60	2,70	3,24	5,37	18,01	8,03	3,73	17,35	4,98
Schweinegülle	1,05	0,70	3,19	0,55	3,29	1,51	2,06	0,57	1,68	2,98	0,82	3,25	1,56
Geflügelkot	0,35	0,59	0,32	0,55	0,35	0,56	1,88	0,55	0,40	0,56	0,12	0,33	0,57
Rinderfestmist	0,67	0,35	0,37	0,69	0,38	0,29	0,86	0,63	0,92	0,65	0,12	0,62	0,43
Σ Wirtschaftsdünger	5,56	4,82	12,42	6,57	12,63	5,05	8,05	7,12	21,01	12,22	4,80	21,55	7,53
Substrat													
ab 2014													
Maissilage	5,93	6,32	6,32	3,66	6,34	8,10	6,70	4,37	4,82	7,02	8,27	5,05	6,77
Grassilage	3,48	2,86	1,32	1,97	1,32	0,75	0,74	2,12	2,21	0,78	0,40	0,93	1,57
Getreide-Ganzpflanzensilage	0,80	0,96	0,81	0,78	0,80	0,28	0,33	0,97	0,13	0,56	0,12	0,27	0,56
Weizenkörner	0,25	0,57	0,07	0,42	0,07	0,06	0,22	0,45	0,10	0,10	0,03	0,50	0,22
Roggenkörner	0,17	0,12	0,82	0,12	0,81	0,32	0,21	0,17	1,39	0,67	0,64	1,46	0,44
Corn-Cob-Mix	0,58	0,19	0,03	0,02	0,03	0,13	0,48	0,02	0,22	0,13	0,22	0,11	0,20
Σ Energiepflanzen	11,22	11,03	9,36	6,97	9,38	9,63	8,69	8,11	8,87	9,26	9,67	8,33	9,76
Rindergülle	3,21	2,92	8,00	3,84	7,83	2,59	2,90	4,36	14,91	5,62	3,82	14,73	4,61
Schweinegülle	0,99	0,63	2,51	0,42	2,58	1,44	1,96	0,52	1,33	2,97	0,74	2,81	1,45
Geflügelkot	0,34	0,62	0,22	0,42	0,22	0,57	1,94	0,51	0,33	0,39	0,13	0,36	0,55
Rinderfestmist	0,70	0,33	0,26	0,50	0,26	0,27	0,77	0,53	0,73	0,46	0,14	0,57	0,39
Σ Wirtschaftsdünger	5,24	4,50	10,99	5,18	10,89	4,86	7,57	5,91	17,30	9,44	4,82	18,48	7,00

^a Stadtstaaten: wie Mittel Deutschland

Daten: KTBL 2015, 2016

Für Bioabfallvergärungsanlagen liegen nur Erhebungen zu den Einsatzmengen der Substratgruppen „Bioabfall aus der Getrenntsammlung“, „Grünabfall“, „Gewerbeabfall“, „Lebensmittelabfall“, „Gülle“ und „Sonstige“ vor (Kern und Raussen 2011, 2014). Die spezifischen N-Gehalte, Trockenmasse- und organische Trockenmassegehalte für verschiedenen Bioabfälle (außer „Gülle“ und „Sonstige“) wurden aus Literaturwerten abgeleitet (siehe Tabelle 27 im Anhang A.4). Für die Kategorie „Sonstige“ ist davon auszugehen, dass es sich dabei um Energiepflanzen handelt; für die Zusammensetzung dieser Substratgruppe und ebenso für „Gülle“ werden daher die Werte für landwirtschaftliche Biogasanlagen verwendet. Mit diesen Daten und den jeweils den Anlagen zugeordneten Werten zum Frischmasse-bezogenen Input in den jeweiligen Bioabfallkategorien wurden für jede Bioabfallvergärungsanlage mit entsprechenden Angaben für die Jahre 2010 und 2012 die N-Inputs berechnet (s. Spalte 4 in Tabelle 9).

Mit Kenntnis der Summe der N-Inputs und der Summe der eingespeisten elektrischen Arbeit der Bioabfallvergärungsanlagen in den beiden Jahren 2010 und 2012 kann ein Substratmix und dessen mittlerer N-Gehalt berechnet werden (siehe Tabelle 9). Dieser Mittelwert wurde dann schließlich für die Berechnung des N-Eintrags in Bioabfallvergärungsanlagen für die Zeitreihe 1995 bis 2017 verwendet (s. Formel 13).

Tabelle 9: Stickstoffeintrag in Biogasanlagen mit Bioabfallvergärung über Energiepflanzen, Wirtschaftsdünger und Bioabfälle für alle Jahre der Zeitreihe, in t N pro GWh eingespeiste elektrische Arbeit

	Energiepflanzen	Wirtschaftsdünger (Tierhaltung)	Bioabfälle	Summe
Deutschland	3,699	5,001	68,506	77,266

2.3.3 Berechnung N-Zufuhr in Biogasanlagen insgesamt

Der N-Eintrag in Biogasanlagen insgesamt wird schließlich berechnet aus den spezifischen N-Einträgen (t N/GWh eingespeiste elektrische Arbeit) für die landwirtschaftlichen Biogasanlagen einschließlich der Biomethan-Einspeiseanlage (s. Tabelle 8) und für die Bioabfallvergärungsanlagen (s. Tabelle 9), multipliziert mit der jeweils eingespeisten elektrischen Arbeit (s. Tabelle 6).

2.4 Berechnung N-Flächenbilanzen

Die Berechnung der Flächenbilanzen mit Regionalgliederung Bundesländer bzw. Kreise erfolgt nach dem Ansatz der Tabelle 1 für die Jahre 1995 bis 2017.

Formel 4

$$N_{\text{ueb}} = Z_{\text{ufMD}} + Z_{\text{ufWSD}} + Z_{\text{ufDig}} + Tr_{\text{sfWSD}} + Z_{\text{ufBNF}} + Z_{\text{ufSeRoD}} + Z_{\text{ufSG}} + Z_{\text{ufNDep}} - Abf$$

Die Glieder der N-Bilanz und der N-Überschuss werden zunächst in absoluten Mengen (t N) berechnet und anschließend auf die Landwirtschaftsfläche (LF insgesamt) der betreffenden Gebietseinheit bezogen. Die einzelnen Summanden der Formel 4 werden in den folgenden Kapiteln erläutert; zur Benennung der Variablen und Koeffizienten s. Variablenverzeichnis bzw. Tabelle 2 und Tabelle 3.

2.4.1 N-Zufuhr mit Mineraldünger (Z_{ufMD})

Das größte methodische Problem im Zusammenhang mit regionalisierten Nährstoffbilanzierungen – und gleichzeitig den sensitivsten Faktor für die Höhe des Nährstoffbilanzüberschusses und somit den kritischsten Punkt überhaupt – stellt die Größe Mineraldüngung dar. Unterhalb der

nationalen Ebene (Deutschland insgesamt) sind keine belastbaren statistischen Daten über die Absatz- bzw. Verbrauchsmengen von Mineraldüngern in der Landwirtschaft für regionale Einheiten vorhanden. (Anmerkung: das Statistische Bundesamt veröffentlicht zwar Angaben zum Absatz an N-Mineraldüngern nach Bundesländern, diese Angaben können aber nicht mit dem *Verbrauch* in der Landwirtschaft gleichgesetzt werden, wie im Anhang A.1 erläutert wird).

Infolge dessen muss bei allen regionalisierten Bilanzansätzen die Höhe der N-Mineraldüngung, d. h. die N-Zufuhr mit Mineraldünger Zuf_{MD} für die einzelnen Regionalgliederungen berechnet werden. Angaben der Agrarverwaltung, von Landwirtschaftskammern, Beratungsorganisationen o. ä. zur sogenannten „praxisüblichen“ Düngung können allerdings dafür nicht herangezogen werden: Derartige Angaben geben im Regelfall die *empfohlene* Düngungsmenge wieder (die sogenannte „gute fachliche Praxis“), gehen aber nicht auf Praxiserhebungen bzw. Betriebsdaten zurück. Das heißt, es handelt sich dabei nicht um empirische Daten, sondern um *normative* Größen, welche die Zielwerte bzw. die „Wunschvorstellungen“ der Landwirtschaftsberatung zum Ausdruck bringen.

Für die Flächenbilanzierung auf Kreisebene wird die Berechnung der N-Mineraldüngung wie folgt vorgenommen (für Bundesländer werden die Kreisergebnisse aggregiert). Ausgangspunkt ist der N-Düngungsbedarf der angebauten Kulturpflanzen, der aus der N-Ernteabfuhr (Abf), multipliziert mit einem Bedarfsfaktor (BF) berechnet wird. Der *Bedarfsfaktor* wird statistisch ermittelt (s. u.) und trägt der Tatsache Rechnung, dass regelmäßig insgesamt mehr Stickstoff mit Düngermitteln und über legume N-Fixierung in den Boden eingebracht wird, als der N-Ernteabfuhr in Deutschland entspricht.

Formel 5

$$N\text{-Düngungsbedarf} = Abf \cdot BF$$

Der N-Düngungsbedarf kann über verschiedene Nährstoffträger gedeckt werden: Mineraldünger (Handelsdünger), wirtschaftseigene organische Dünger (Gülle, Mist, Gärreste), andere organische N-Dünger (Kompost, Klärschlamm, Tiermehl) sowie über die symbiotische N-Bindung. Der Stickstoff in den aufgeführten organischen Düngern wird von den Landwirten jedoch nur zu einem gewissen Anteil als (kurzfristig) pflanzenverfügbar und damit düngungswirksam betrachtet, was über *Anrechnungsfaktoren* (AF) in Formel 6 berücksichtigt wird.

Formel 6

$$N\text{-Düngungsbedarf} = Zuf_{MD} + (Zuf_{WSD} + Zuf_{Dig}) \cdot AF1 + Zuf_{BNF} \cdot AF2$$

Die Zufuhr mit Wirtschaftsdüngung (einschließlich des Transfers von Wirtschaftsdüngern zwischen Bundesländern bzw. Kreisen), Einstreu in die Tierhaltung und mit legumer N-Fixierung sowie die Ernteabfuhr können jeweils für Bundesländer bzw. Kreise berechnet werden (s. folgende Abschnitte). Nach Umformung und Einsetzen in Formel 6 kann die Mineraldüngermenge dann nach Formel 7 berechnet werden.

Formel 7

$$Zuf_{MD} = Abf \cdot BF + 1,5 \cdot E_{N,gemu} - (Zuf_{WSD} + Zuf_{Dig}) \cdot AF1 - Zuf_{BNF} \cdot AF2$$

Die gesuchte Zielgröße, die N-Mineraldüngung, entspricht somit dem verbleibenden N-Düngungsbedarf, nachdem ein Teil des Düngungsbedarfs der Pflanzen mit Wirtschaftsdünger und/oder über biologische N-Bindung gedeckt wird. Diesen verbleibenden N-Bedarf decken die Landwirte mit Mineraldünger (Handelsdünger). Mit dem Ansatz der Formel 7 wird somit versucht,

für regionale Einheiten in vereinfachter Weise die Überlegungen der landwirtschaftlichen Betriebsleiter für ihre N-Düngungsplanung nachzubilden. Anmerkung: Organische Sekundärrohstoff(SeRo)-Dünger (Kompost, Klärschlamm, Tiermehl) werden dabei nicht berücksichtigt, da zum einen die N-Zufuhr über diese Stoffe insgesamt nur gering ist und zum anderen der Stickstoff aus SeRo-Düngern nur langsam freigesetzt wird.

2.4.1.1 Festlegung des Bedarfsfaktors und der Anrechnungsfaktoren

Für die Berechnung (präziser: Schätzung) der N-Mineraldüngung im Rahmen der N-Bilanzierung für Bundesländer bzw. Kreise sind die drei Parameter der Formel 7, d. h. der Bedarfsfaktor BF und die beiden Anrechnungsfaktoren AF1 und AF2, festzulegen.

Für die beiden Anrechnungsfaktoren wird als Wert für $AF1 = 0,6$ und für $AF2 = 0,8$ festgelegt (Tabelle 10; zur Festlegung des Wertes für AF1 s. Kap. A.3 im Anhang). Mit diesen Vorgaben kann anschließend der Bedarfsfaktor für das Bundesgebiet insgesamt berechnet werden, indem Formel 7 umgeformt wird mit BF als gesuchter Variable. Auf Bundesebene sind alle anderen Variablen bekannt, einschließlich der jährlichen Mineraldüngermenge (präziser: N-Absatzmenge, Variable Zuf_{MD} in Tabelle 2). Infolge der jährlichen Variabilität der Größen Abf , Zuf_{WSD} , Zuf_{BNF} und Zuf_{MD} ergeben sich auch unterschiedliche jährliche Bedarfsfaktoren für die Jahre 1995 bis 2016, die dann in Formel 7 eingesetzt werden. Die Spannbreite der Einzeljahreswerte reicht von 0,98 bis 1,35, im Mittel der Jahre 1995 bis 2017 beträgt der Bedarfsfaktor 1,126. Auf die Sensitivität dieses Ansatzes bzw. der damit berechneten Ergebnisse in Abhängigkeit von der Festlegung der Anrechnungsfaktoren wird in Kapitel 3.7.1 eingegangen.

Tabelle 10: Bedarfsfaktor BF und Anrechnungsfaktoren AF1 und AF2 zur Schätzung der Stickstoff-Mineraldüngung in den Ländern sowie den Kreisen

Faktoren in Formel 7 und Formel 8	Bedeutung	Wert
Bedarfsfaktor (BF)	Mehrbedarf der N-Düngerzufuhr relativ zur N-Abfuhr mit der Erntemenge	0,98 – 1,35 ^a
Anrechnungsfaktor1 (AF1)	Anrechnung des N in <u>Wirtschaftsdüngern</u> (Gülle, Mist, Gärreste) auf den N-Düngungsbedarf	0,6
Anrechnungsfaktor2 (AF2)	Anrechnung des N aus symbiontischer <u>N-Fixierung</u> (Leguminosenanbau, Grünland) auf den N-Düngungsbedarf	0,8

^a Spannbreite für die Jahre 1995 bis 2017, im Mittel 1,126.

In die landwirtschaftliche Praxis übersetzt bedeuten die in Formel 7 gewählten Werte der Anrechnungsfaktoren, dass unterstellt wird, dass die Landwirte 60 % des N in Wirtschaftsdüngern und Gärresten als düngungswirksam ansehen. Dies entspricht ungefähr dem Anteil des NH_4 -N in Gülle, was üblicherweise als die unmittelbar pflanzenverfügbare N-Fraktion angesehen wird. Die übrigen 40 % des Stickstoffs, die in organischer Form vorliegen und erst über einen längeren Zeitraum (mehrere Jahre) mineralisieren, werden demzufolge nicht direkt in die Düngungsplanung einbezogen. In analoger Weise betrifft dies auch die Anrechnung des N aus legumer N-Bindung, der zu 80 % als düngungswirksam angesetzt wird.

Ein Wert des Bedarfsfaktors von rund 1,13 bedeutet, dass die Landwirte im Durchschnitt der Jahre und Kulturarten einen N-Düngerbedarf (rechnerisch nach Formel 7) von 113 % der N-Abfuhr mit der Erntesubstanz kalkulieren. Dies mag zunächst überraschen, da die gängigen N-Düngungsempfehlungen der Landwirtschaftsberatung etc. häufig eine Düngungsmenge empfehlen, die um 20 % bis 30 % höher liegt als der N-Entzug. Die Differenz ist mit dem Beitrag der Mineralisation des bodenbürtigen Stickstoffs für die N-Versorgung der Pflanzen zu erklären (der soge-

nannte $N_{\min}$). Die im Kalkül der Düngungsplanung nicht angerechneten 40 % des N in Wirtschaftsdünger (respektive 20 % des N aus der legumen N-Bindung) bedeuten eine Anreicherung des organischen N-Vorrats im Bodenumus, infolge der sich längerfristig auch das N-Mineralisationspotenzial der Böden kontinuierlich erhöht. Damit wird ein wachsender Teil des N-Gesamtbedarfs durch die N-Nachlieferung aus dem Boden gedeckt, so dass sich der jährliche N-Düngungsbedarf vermindert.

2.4.1.2 Berechnung der N-Zufuhr mit Mineraldünger für regionale Einheiten

Für die Berechnung der N-Mineraldüngermengen für Bundesländer bzw. Kreise wird schließlich Formel 7 für jede Gebietseinheit separat berechnet, jetzt aber mit der Größe „Mineraldüngung“ als Zielgröße:

Formel 8

$$\text{Zuf}_{\text{MD}} = \text{Abf} \cdot 1,126^a - (\text{Zuf}_{\text{WSD}} + \text{Zuf}_{\text{Str}} + \text{Zuf}_{\text{Dig}} + \text{Trsf}_{\text{WSD}}) \cdot 0,6 - \text{Zuf}_{\text{BNF}} \cdot 0,8$$

^a Bedarfsfaktor ist jahresspezifischer Wert; Spannbreite in den Jahren 1995 bis 2017: 0,98 bis 1,35 (im Mittel 1,126), s. Tabelle 10.

Die Werte der Variablen auf der rechten Seite der Gleichung (Ernteabfuhr sowie Zufuhr mit Wirtschaftsdünger und N-Bindung; Berechnung s. folgende Kapitel) sind für jede Gebietseinheit bekannt, für die Parameter (Bedarfsfaktor und Anrechnungsfaktoren) werden für alle Gebietseinheiten die gleichen Werte angesetzt (Tabelle 10).

Die Plausibilität der auf diesem Weg geschätzten Mineraldüngermengen für die Bundesländer bzw. die Kreisregionen kann im Rahmen der N-Bilanzierung für die einzelnen Gebietseinheiten nicht im Ganzen überprüft werden. Als Prüfgröße für dieses Vorgehen kann nur die nach vorstehendem Ansatz berechnete N-Mineraldüngermenge - über alle Bundesländer bzw. Kreise des Bundesgebietes summiert - dienen, die mit dem tatsächlichen N-Handelsdüngerabsatz im Bundesgebiet (nach Agrarstatistik) verglichen wird. In der Summe über die Bilanzjahre 1995 bis 2017 Jahre liegt diese Abweichung unter einem Promille.

2.4.2 N-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern aus der Tierhaltung (Zuf_{WSD})

Der N-Anfall insgesamt aus der Viehhaltung wird über die Tierplatzzahlen multipliziert mit dem mittleren N-Ausscheidungsrate pro Tierplatz und Jahr berechnet. Die Zufuhr von Stickstoff in den Boden über Wirtschaftsdünger errechnet sich aus dem N-Anfall, zuzüglich N aus Einstreu, abzüglich gasförmigen Verlusten von Stickstoff und reaktiven Stickstoffspezies. Für die Bundesländer Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen liegen außerdem Daten vor, mit denen der Transfer von Wirtschaftsdüngern über Kreis- und Landesgrenzen hinweg sowie der Import von Wirtschaftsdüngern aus dem Ausland berücksichtigt werden können (siehe Kapitel 2.4.4).

Formel 9

$$\text{Zuf}_{\text{WSD}} = \text{Exkr} + \text{Str} + \text{Trsf}_{\text{WSD}} - \text{EM}_{\text{gasf,WSD}}$$

Die N-Ausscheidungsrate, der N-Eintrag über Einstreu sowie die partiellen zusammengefassten Emissionsfaktoren (partielle IEF) für die Berechnung der N-Anfallmenge werden als gesonderte Aufbereitung der Ergebnisse aus dem RMD 2017 (Rösemann et al. 2017b) getrennt für Tierkategorien als Jahres- und Bundesland-spezifische Werte bereitgestellt und auf Grundlage von Rösemann et al. (2019) aktualisiert und vervollständigt. Die Zeitreihe der partiellen IEF und Ausscheidungsrate umfasst die Jahre 1995 bis 2017. Diese N-Ausscheidungsrate und partiellen IEF gelten jeweils für den Durchschnitt aller Verfahren im jeweiligen Verfahrensabschnitt, das

heißt die Verwertung eines Teils der anfallenden Gülle in Biogasanlagen als ein Verfahren (neben der Ausbringung als Wirtschaftsdünger) ist darin bereits implizit berücksichtigt. Die Verwertung von Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung in Biogasanlagen und die daraus resultierenden N-Verluste werden ebenfalls getrennt berechnet (siehe Kapitel 2.4.3).

Diese N-Ausscheidungsraten beziehen sich auf Abgrenzung der Tierkategorien im Nationalen Emissionsinventar und sind für die Tierkategorien Saugferkel, Aufzuchtferkel und Mastschweine mit den Tierzahlen der Officialstatistik in diesen Kategorien nicht kongruent (Haenel et al. 2011). Die Tierzahlen der Officialstatistik in diesen drei Kategorien müssen daher an die abweichende Anzahl Tiere dieser drei Kategorien im RMD (Rösemann et al. 2019) umgerechnet werden, um die N-Ausscheidungsraten und Emissionsfaktoren nach Rösemann et al. (2017b, 2019) verwenden zu können. Diese Korrektur erfolgt, indem bei Berechnung der N-Ausscheidung und ebenso bei der nachfolgenden Berechnung der Emissionen und N-Eintrag aus Einstreu, von der Gesamtzahl der Schweine nach Officialstatistik der Anteil Saugferkel x_{SF} abgezogen wird, da Saugferkel im NIR der Kategorie „Zuchtsauen“ zugeordnet sind und demnach N-Ausscheidungs- und Emissionsfaktoren für Zuchtsauen einschließlich Saugferkel gelten. Zudem wird über dem Faktor $x_{MschwNIR}$ die zusätzliche Anzahl der Mastschweine im RMD gegenüber Officialstatistik berechnet, die sich aus der abweichenden Abgrenzung der Kategorien für Mastschweine im RMD und in der Officialstatistik ergibt. Die beiden Faktoren x_{SF} und $x_{MschwNIR}$ sind jahres- und länderspezifisch, x_{SF} wird abgeleitet aus den Werten in den Tabellen im Tabellenanhang zum RMD (Rösemann et al. 2019) AC1005.10 „Saugferkel bis 8 kg, in 1000 (abgeleitet aus offizieller Ferkelzahl)“ und den Schweinezahlen der Officialstatistik und $x_{MschwNIR}$ aus den Tabellen AC1005.12 „Mastschweine, Anzahl, in 1000 (modifizierte Daten der offiziellen Statistik)“ und den Mastschweinezahlen der Officialstatistik.

Formel 10

$$\begin{aligned} \text{Exkr} = & \text{Rd} - \text{Mk} \cdot \text{Exkr}_{ueRd} + \text{Mk} \cdot \text{Exkr}_{Mk}^a + (\text{Schw} \cdot (1 - x_{SF}) - \text{Mschw} \cdot (1 + x_{MschwNIR}) - \text{Zsau}) \cdot \\ & \text{Exkr}_{ueSchw} + \text{Mschw} \cdot (1 + x_{MschwNIR}) \cdot \text{Exkr}_{Mschw} + \text{Zsau} \cdot \text{Exkr}_{Zsau} + \text{Schaf} \cdot \text{Exkr}_{Schaf} + \\ & \text{LHen} \cdot \text{Exkr}_{LHen} + (\text{GVins} - \text{GVEinheiten}[\text{Rd} + \text{Schw} + \text{Schaf} + \text{LHen}]) \cdot \text{Exkr}_{ueGV} \end{aligned}$$

mit:

GV-Einheiten[Rd + Schw + Schaf + LHen] Umrechnung der Tierplatzzahlen in GV-Einheiten

^a für die Bundes- und Länderebene: N-Ausscheidungsraten nach Tabelle AI1005CAT.16 im Tabellenanhang zu Rösemann et al. (2019), für Regionalgliederung Kreise: N-Ausscheidung Milchleistungs-abhängig berechnet: landesspezifische Regressionsfunktionen gem. Kap. 2.2.2 und Abbildung 2 (auf Grundlage von Rösemann et al. 2017a).

Die gasförmigen Emissionen aus Wirtschaftsdüngermanagement $EM_{gasf,WSD}$ werden getrennt für die Bereiche Ammoniak aus Stall ($EM_{NH3,St}$) bzw. Wirtschaftsdüngerlagerung ($EM_{NH3,Lg}$) und übrige N-Spezies aus Stall und Lager ($EM_{ueN,StLg}$) berechnet (Formel 11). Die Emissionsfaktoren liegen ebenfalls als jahres- und landesspezifische Werte für jede Tierkategorie vor. Die Berechnung der einzelnen Summanden in Formel 11 erfolgt analog zu Formel 10, jedoch ohne die Emissionen aus der Milchviehhaltung leistungsabhängig zu berechnen, sondern analog zu den anderen Tierkategorien ebenfalls auf Grundlage Jahres- und Bundesland-spezifischer Emissionsfaktoren nach Rösemann et al. (2017b). Ebenso wird der N-Eintrag aus Einstreu mit Tierplatz-spezifischen N-Einträgen nach Rösemann et al. (2017b) analog zu Formel 10 berechnet.

Formel 11

$$EM_{gasf,WSD} = EM_{NH3,St} + EM_{NH3,Lg} + EM_{ueN,StLg}$$

2.4.3 N-Zufuhr mit Wirtschaftsdünger aus Biogasanlagen (Gärreste) (Zuf_{Dig})

Die Vergärung von Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung in Biogasanlagen und die daraus resultierenden Emissionen sind implizit in Formel 9 berücksichtigt, nicht jedoch die Vergärung von Energiepflanzen und Bioabfällen. Alle drei N-Flüsse werden zunächst getrennt berechnet. Die Zufuhr mit Stickstoff aus Gärresten insgesamt (Zuf_{Dig}) setzt sich zusammen aus der Zufuhr mit Gärresten aus Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung ($Zuf_{Dig,WSD}$), Energiepflanzen ($Zuf_{Dig,EP}$) und Bioabfällen ($Zuf_{Dig,babf}$) (Formel 12).

Formel 12

$$Zuf_{Dig} = Zuf_{Dig,WSD} + Zuf_{Dig,EP} + Zuf_{Dig,babf}$$

Die Zufuhr von N über Gärreste errechnet sich aus dem Eintrag von Stickstoff in die Biogasanlagen über Wirtschaftsdünger, Energiepflanzen und Bioabfälle abzüglich der gasförmigen Emissionen von reaktiven Stickstoff-Spezies in der Biogasprozesskette.

Die Zufuhr von Stickstoff über Substrate in Biogasanlagen (Anf_{Dig}) errechnet sich aus der geleisteten elektrischen Arbeit der Vor-Ort-Verstromungs-Anlagen (VoVst) bzw. deren Äquivalent für die Biomethananlagen (BMA), multipliziert mit dem spezifischen N-Einträgen pro GWh für Wirtschaftsdünger (m_{WSD}) und für Energiepflanzen (m_{EP}) gemäß Tabelle 8 zuzüglich dem N-Eintrag über Bioabfälle, Wirtschaftsdünger und Energiepflanzen in Bioabfallvergärungsanlagen (Babf) (s. Tabelle 9).

Formel 13

$$Anf_{Dig} = (VoVst + BMA) \cdot (m_{WSD} + m_{EP}) + Babf \cdot m_{babf}$$

In allen Prozessabschnitten der Biogaserzeugung (Substratlager, Fermenter, Gärrestelager) treten Emissionen von Stickstoff auf, wobei Art und Menge der emittierten N-Spezies sich je nach Prozessabschnitt und Gärsubstrat unterscheiden. Die gasförmigen N-Emissionen (EM_{Dig}) setzen sich zusammen aus der Emission von Ammoniak

- a) aus der Vorlagerung von Festmist und Geflügeltrockenkot ($EM_{NH3,Vgr}$),
- b) der Lagerung der Gärreste in offenen und technisch nicht gasdichten Behälter, sowie
- c) der Emission von N_2 , N_2O und NO_x aus der Vorlagerung von Festmist und Geflügeltrockenkot ($EM_{ueN,Vgr}$) und Gärrestelagerung ($EM_{ueN,GRL}$) (Formel 14).

Aus dem Fermenter selbst treten aufgrund anaerober Bedingungen und gasdichtem Abschluss keine gasförmigen N-Emissionen auf. Die Koeffizienten zur Emissionsberechnung aus Biogasanlagen sind in Tabelle 11 aufgeführt.

Formel 14

$$EM_{Dig} = EM_{NH3,Vgr} + EM_{NH3,GRL} + EM_{ueN,Vgr} + EM_{ueN,GRL}$$

Für die Aufbereitung von Substraten und zur kontinuierlichen Beschickung des Fermenters werden Substrate zum Teil in Vorgruben eingebracht; Energiepflanzen werden meist direkt in den Fermenter eingebracht. Aufgrund ausreichend aerober Bedingungen treten hierbei bei Rinderfestmist und Geflügeltrockenkot Ammoniakemissionen auf, die entsprechend Formel 15 berechnet werden. Da lediglich ammoniakalisch vorliegender Stickstoff (TAN, Total Ammonia Nitrogen), nicht jedoch organisch gebundener Stickstoff direkt zu Ammoniak dissoziieren kann, werden Ammoniak-Emissionsfaktoren auf TAN bezogen. Geflügelkot enthält kein TAN, sondern

Harnstoff, dieser wird jedoch in den Berechnungen als TAN betrachtet. Deshalb gehen als weitere Faktoren die TAN-Anteile von Rindermist ($x_{\text{TAN, RM}}$) und Geflügeltrockenkot ($x_{\text{TAN, GK}}$) in Formel 15 ein.

Formel 15

$$EM_{\text{NH}_3, \text{Vgr}} = \text{Anf}_{\text{Dig, RM}} \cdot x_{\text{TAN, RM}} \cdot EF_{\text{NH}_3, \text{Vgr, RM}} + \text{Anf}_{\text{Dig, GK}} \cdot x_{\text{TAN, GK}} \cdot EF_{\text{NH}_3, \text{Vgr, GK}}$$

Während der Lagerung von Gärresten in offenen und technisch nicht gasdicht abgedeckten Gärrestlagern emittieren reaktive Stickstoffverbindungen. Diese Emissionen werden für Gärreste aus Wirtschaftsdünger, Energiepflanzen und Bioabfällen in jeweils eigenen Rechenwegen ermittelt (Formel 15). Mangels eigener Emissionsfaktoren für gasförmige Verluste aus der Vergärung von Bioabfällen werden hierfür die Emissionsfaktoren für die Vergärung von Energiepflanzen übernommen.

Formel 16

$$EM_{\text{NH}_3, \text{GrI}} = EM_{\text{NH}_3, \text{WSD, GrI}} + EM_{\text{NH}_3, \text{EP, GrI}} + EM_{\text{NH}_3, \text{babf, GrI}}$$

Die Ammoniak-Emissionen aus der Lagerung von Gärresten aus Wirtschaftsdünger werden entsprechend Formel 17 berechnet. Während der Fermentation und der Gärrestlagerung wird ein Teil des organisch gebundenen Stickstoffs zu TAN mineralisiert ($g_{\text{TAN, WSD}}$), der ebenfalls zu Ammoniak-Emissionen führt. Mangels geeigneter Daten wird davon ausgegangen, dass für Wirtschaftsdünger, die in Bioabfallvergärungsanlagen vergoren werden, die gleichen Emissionsfaktoren, die gleiche Wirtschaftsdüngerzusammensetzung und die gleichen Anteile gasdicht abgedeckter Gärrestlager anzunehmen sind, wie für die Wirtschaftsdüngervergärung in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Daher werden die Ammoniak-Emissionen aus Gärrestlagern von Bioabfallvergärungsanlagen relativ zum Anteil der in Bioabfallanlagen eingesetzten Wirtschaftsdüngermenge (bezogen auf Stickstoff) an der insgesamt in Biogasanlagen eingesetzten Wirtschaftsdüngermenge (bezogen auf Stickstoff) zugeschätzt.

Formel 17

$$EM_{\text{NH}_3, \text{WSD, GrI}} = (((m_{\text{RG}} \cdot x_{\text{TAN, RG}} + m_{\text{RM}} \cdot x_{\text{TAN, RM}} + m_{\text{SG}} \cdot x_{\text{TAN, SG}} + m_{\text{GK}} \cdot x_{\text{TAN, GK}}) \cdot (\text{Vovst} + \text{BMA}) + g_{\text{TAN, WSD}} \cdot (m_{\text{RG}} \cdot (1 - x_{\text{TAN, RG}}) + m_{\text{RM}} \cdot (1 - x_{\text{TAN, RM}}) + m_{\text{SG}} \cdot (1 - x_{\text{TAN, SG}}) + m_{\text{GK}} \cdot (1 - x_{\text{TAN, GK}})) \cdot (\text{Vovst} + \text{BMA}) - EM_{\text{NH}_3, \text{Vgr}}) \cdot x_{\text{Dig, WSD, of GrI}} \cdot EF_{\text{NH}_3, \text{of GrI}}) \cdot (1 + (m_{\text{babf, WSD}} \cdot \text{Babf}) / ((m_{\text{babf}} \cdot \text{Babf}) + (m_{\text{WSD}} \cdot (\text{Vovst} + \text{BMA})))$$

Da Energiepflanzen und Bioabfälle nur organisch gebundenen Stickstoff enthalten und zudem keine Emissionen aus der Vorlagerung entstehen, ist die Berechnung der Emissionen aus der Gärrestlagerung dieser beiden Substratgruppen deutlich vereinfacht (siehe Formel 18). Formel 18 wird für die Lagerung von Gärresten aus der Bioabfallvergärung äquivalent angewandt.

Formel 18

$$EM_{\text{NH}_3, \text{EP, of GrI}} = M_{\text{EP}} \cdot x_{\text{Dig, EP, of GrI}} \cdot g_{\text{TAN, EP}} \cdot EF_{\text{NH}_3, \text{of GrI}}$$

Zur korrekten Berechnung der Emissionen aus der Gärrestberechnung und zur Einhaltung der Massenbilanz ist es erforderlich, die Emissionen übriger N-Spezies (N_2 , N_2O , NO_x) aus dem Biogaserzeugungsprozess (ohne Gärrestausrückung) zu berechnen. Die Emissionen übriger N-Spezies werden zusammengefasst und mit jahresspezifischen Emissionsfaktoren berechnet. Die Berechnung erfolgt für alle drei Substratgruppen nach Formel 19.

Formel 19

$$EM_{ueN,Dig} = partIEF_{ueN,Dig} \cdot (M_{WSD} + M_{EP} + M_{bafb})$$

Tabelle 11: Koeffizienten zur Berechnung der gasförmigen Emissionen von Stickstoff und reaktiven Stickstoffverbindungen aus der Biogaserzeugung

Variable	Merkmal	Einheit	Wert	Quelle
Vorlagerung von Gärsubstraten				
$EF_{NH_3,Vgr,RM}$	Ammoniakemissionsfaktor für Vorlagerung von Rinderfestmist	kg NH ₃ -N/kg TAN	0,027	(1)
$EF_{NH_3,Vgr,GK}$	Ammoniakemissionsfaktor für Vorlagerung von Geflügeltrockenkot	kg NH ₃ -N/kg TAN	0,017	(1)
$XTAN_{RM}$	Anteil TAN in Rinderfestmist	kg TAN/kg N _{ges}	0,1665	(2)
$XTAN_{GK}$	Anteil TAN in Geflügeltrockenkot	kg TAN/kg N _{ges}	0,65	(3)
Fermenter				
$g_{TAN,EP}$	Umwandlungsfaktor von N _{org} zu TAN für Energiepflanzen und Bioabfälle	kg TAN/kg N _{org}	0,56	(1)
$g_{TAN,WSD}$	Umwandlungsfaktor von N _{org} zu TAN für Wirtschaftsdünger	kg TAN/kg N _{org}	0,32	(1)
Gärrestlager				
$EF_{NH_3,of Grl}$	Ammoniakemissionsfaktor für Gärreste in offenen und technisch nicht gasdichten Gärrestlagern	kg NH ₃ -N/kg TAN	0,045	(1)
$XDig_{EP,of Grl}$	Anteil von Gärresten aus Energiepflanzen und Bioabfällen in offenen und technisch nicht gasdichten Gärrestlagern	kg N/kg N EP	0,39 – 0,95	(1)
$XDig_{WSD,of Grl}$	Anteil von Gärresten aus Exkrementen und Einstreu aus der Tierhaltung in offenen und technisch nicht gasdichten Gärrestlagern	kg N/kg N WD	0,42 – 0,95	(1)
Gesamter Biogaserzeugungsprozess				
$partIEF_{ueN,WSD,Dig}$	Partieller zusammengefasster Emissionsfaktor für die Emissionen von N ₂ , N ₂ O und NO _x aus Vorlagerung und Vergärung von tierischen Exkrementen	kg N /kg N _{ges}	0,009594 – 0,02378	(1)
$partIEF_{ueN,EP,Dig}$	Partieller zusammengefasster Emissionsfaktor für die Emissionen von N ₂ , N ₂ O und NO _x aus der Vergärung von Energiepflanzen	kg N /kg N _{ges}	0,007216 – 0,0205	(1)
$XTAN_{RG}$	Anteil TAN in Rindergülle	kg TAN/kg N _{ges}	0,675	(3)
$XTAN_{SG}$	Anteil TAN in Schweinegülle	kg TAN/kg N _{ges}	0,7767	(3)

Quellen zu Tabelle 11

- (1) Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Freibauer, A.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg, B.; Fuß, R. (2019): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2017 – Report zu Methoden und Daten (RMD), Berichterstattung 2019. Thünen Report 67. Thünen Institut. Braunschweig. 432 S.
- (2) LfL Bayern, Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz (2013): Untersuchungsergebnisse für verschiedene Mistproben (unveröffentlicht), zitiert nach KTBL, 2016. Berechnungsparameter Klimabilanzierung (BEK) (Download über: daten.ktbl.de/bek/#start; 09.06.2017)
- (3) Horlacher, D.; Rutzmoser, K.; Schultheiß, U. (2014): Festmist- und Jaucheanfall. KTBL-Schrift 502. Darmstadt, 72 S., zitiert nach KTBL, 2016. Berechnungsparameter Klimabilanzierung (BEK) (Download über: daten.ktbl.de/bek/#start; 09.06.2017)

2.4.4 Wirtschaftsdüngertransfer (Trsf_{WSD})

Für die Länder Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein werden auf Grundlage der jeweiligen Nährstoffberichte (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2014, 2018; Landwirtschaftskammer Niedersachsen, versch. Jahrgänge; Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein 2016) auch der Transfer von Wirtschaftsdüngern zwischen Kreisen bzw. Bundesländern sowie der Import von Wirtschaftsdünger aus dem Ausland in der N-Bilanzierung berücksichtigt. Die übrigen Bundesländer haben bislang keine Nährstoffberichte vorgelegt. Der Berichtszeitraum der Nährstoffberichte für Niedersachsen umfasst für landesinterne Transfers und Transfers aus und in andere Bundesländer jeweils ein Wirtschaftsjahr (1. Juli bis 30. Juni des Folgejahres), Wirtschaftsdüngerimporte aus den Niederlanden sind hingegen auf Kalenderjahre bezogen. Für die vorliegende N-Bilanzierung werden die berichteten N-Mengen für landesinterne Transfers und Transfers aus und in andere Bundesländer vollständig dem Folgejahr zugerechnet.

In den Nährstoffberichten werden die transferierten N-Mengen unterschieden nach insgesamt transferierten N-Mengen in organischen Düngern (Gülle, Mist, Trockenkot, Klärschlamm u. a.) und Gärresten. Im Rahmen der hier durchgeführten Flächenbilanzierung wird transferierter Wirtschaftsdünger so behandelt, als ob es sich ausschließlich um unbehandelten Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung sowie Gärreste aus Wirtschaftsdüngern handelt. Dementsprechend werden für die Berechnung der Emissionen die Verlustkoeffizienten für Wirtschaftsdüngermanagement einschließlich Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen zugrunde gelegt. Für die Berechnung der gasförmigen Verluste aus importierten organischen Düngern werden jeweils die Verlustkoeffizienten der Importregion verwendet.

In den Nährstoffberichten des Landes Niedersachsen werden die Transfermengen unter Anwendung der anzurechnenden Mindestwerte in Prozent der Ausscheidung zum Ende der Wirtschaftsdüngerlagerung nach Düngeverordnung berechnet. Dies entspricht nach dem zuvor beschriebenen Ansatz (Kap. 2.4.2) der im Wirtschaftsdüngerlager verbleibenden Stickstoffmengen nach Abzug der gasförmigen Stall- und Lagerungsverluste). Zur Korrektur wird zunächst die Brutto-Importmenge (d. h. der N-Anfall, ohne Abzug von gasförmigen N-Verlusten aus Stall und Lager) berechnet. Anschließend wird auf Grundlage des Verhältnisses $(EM_{NH_3,Lg} + EM_{NH_3,St} + EM_{ueN,StLg}) / (Exkr + Str)$ die Emissionen aus Stall und Lager von transferierten Wirtschaftsdüngern mit den partiellen IEF des RMD berechnet. Es wird vereinfachend davon ausgegangen, dass Wirtschaftsdünger nur in der abgebenden (exportierenden) regionalen Einheit gelagert werden, d. h. sämtliche im Lager entstehende Emissionen werden der abgebenden Einheit zugerechnet. Somit sind importierte Wirtschaftsdüngermengen solche nach Abzug der gasförmigen Verluste aus Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung.

Die aufnehmenden Bundesländer von Wirtschaftsdüngerabgaben aus Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen werden nicht näher spezifiziert; für die Bilanzierung wird vereinfachend davon ausgegangen, dass nur in angrenzende Länder exportiert wird und die abgegebene Wirtschaftsdüngermenge gleichmäßig auf deren landwirtschaftlich genutzte Fläche verteilt wird.

Für die Jahre vor 2013 liegen keine Daten zu Wirtschaftsdüngertransfers zwischen Bundesländern oder Kreisen vor. Für die Zeitreihe der N-Bilanzierung wird davon ausgegangen, dass erstmalig die Einführung der Düngeverordnung im Jahr 1996 mit der Reglementierung der Wirtschaftsdüngerausbringung überregionalen Transfer von Wirtschaftsdünger nach sich zog. Für die Jahre 1997 bis 2012 werden daher die N-Transfermengen aus 2013 rückwirkend linear interpoliert bis auf Null für das Jahr 1996.

Zugleich berichtet die Statistikbehörde der Niederlande jedoch für den gesamten Zeitraum 1995 bis 2017 Stickstoffexporte mit Wirtschaftsdünger ins Ausland – gleichfalls ohne die Zielländer

dieser Exporte zu spezifizieren (CBS 2019). Diesen Daten zufolge ist der zuvor beschriebene Ansatz zur Abschätzung der Transfermengen innerhalb Deutschlands nicht auf die Importmengen aus den Niederlanden übertragbar. Stattdessen werden, auf Grundlage der für die Jahre 2012 bis 2017 in den Nährstoffberichten berichteten Importmengen aus den Niederlanden, die Importmengen für die gesamte Zeitreihe geschätzt, indem der auf die Exportmengen bezogene deutsche Anteil der 2013 (für Nordrhein-Westfalen) und 2012 (für Niedersachsen) importierten Mengen für die Jahre vor 2012 als konstant betrachtet wird.

Der Anteil der 2013 insgesamt nach Deutschland importierten Wirtschaftsdüngermengen an den Exporten aus den Niederlanden beträgt 2013 39,3 % (33,8 % nach Nordrhein-Westfalen und 5,5 % nach Niedersachsen). Für 2016 beträgt der Anteil der aus den Niederlanden nach Nordrhein-Westfalen exportierten Wirtschaftsdüngermenge 25,6 %. Für die Jahre zwischen 2013 und 2016 wird der Anteil der Importe nach Nordrhein-Westfalen auf Grundlage der berichteten Importmengen 2013 und 2016 sowie der vom CBS (2019) berichteten Exportmengen berechnet. Der Anteil der Importe in Niedersachsen variiert entsprechend der berichteten Importmengen und beträgt zwischen 4,9 und 6,8 %. Die aus dieser Vorgehensweise abgeleiteten N-Importe über Wirtschaftsdünger für den Zeitraum 1995 bis 2017 sind in Kapitel 3.6.5 dargestellt. Im Wirtschaftsdüngerbericht für Schleswig-Holstein werden keine Importe aus den Niederlanden berichtet.

2.4.5 N-Zufuhr über biologische N-Bindung (Zuf_{BNF})

Die N-Zufuhr über die symbiotische N-Fixierung Zuf_{BNF} insgesamt wird über die Anbauflächen der entsprechenden Kulturen in den Kreisen, multipliziert mit den Kulturart-spezifischen N-Fixierungsleistungen (BNF) pro Hektar, berechnet.

Formel 20

$$Zuf_{BNF} = F_{GL} \cdot BNF_{GL} + F_{huelf} \cdot BNF_{huelf} + 0,2 \cdot (F_{fu} - F_{sima}) \cdot BNF_{ueFu}$$

Der Faktor 0,2 berücksichtigt, dass nach Expertenschätzung etwa 20 % der Anbaufläche der „Übrigen Futterpflanzen“ (d. h. Futterpflanzen insgesamt abzüglich Silomais) auf Leguminosen-Rein- oder Mischbestände (Klee-, Klee gras, Luzerne) entfallen.

2.4.6 N-Zufuhr mit Sekundärrohstoffdüngern (Zuf_{SeRoD})

In der Landwirtschaft werden auch Reststoffe aus der Abfallwirtschaft als organische Dünger (sogenannte Sekundärrohstoffdünger) eingesetzt. Dies umfasst die N-Zufuhr mit Kompost und Klärschlamm sowie mit Tiermehlen zur Verwertung als Dünger in der Landwirtschaft (Tierische Nebenprodukte zur technischen Verwendung, Kategorien K 2 und K 3). Angaben zu N-Mengen aus Kompost und Tiermehl liegen nur für das Bundesgebiet insgesamt vor. Klärschlamm-mengen sowie spezifische N-Gehalte im Klärschlamm liegen im RMD (Rösemann et al. 2019, Tabellen 11.4 und 11.5) als landes- und jahresspezifische Werte vor. Die Gesamtmenge der N-Zufuhr pro Jahr aus Tiermehl und Kompost (für Klärschlamm die Gesamtmenge der N-Zufuhr pro Jahr nach Ländern) wird gleichmäßig auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche in den Bundesländern bzw. Kreisen verteilt.

Formel 21

$$Zuf_{SeRoD} = (KP \cdot x_{N,KP} + TM \cdot x_{N,TM}) / (F_{LFges} (DE)) + (KS_L \cdot x_{N,KS,L,j}) / (F_{LFges} (L)) \cdot F_{LFges} (L,K)$$

2.4.7 N-Zufuhr über Saatgut- und Pflanzgut (Zuf_{SG})

Die N-Zufuhr mit Saatgut Zuf_{SG} wird nach Formel 22 berechnet, die N-Gehalte von Saat- und Pflanzgut sind Tabelle 3 zu entnehmen. Die N-Zufuhr mit dem Saat- und Pflanzgut ist nur für die Kulturarten mit großkörnigem Saatgut (Getreide, Mais, Hülsenfrüchte) und für Kartoffeln mengenmäßig relevant.

Formel 22

$$\text{Zuf}_{\text{SG}} = (\text{F}_{\text{getr}} - \text{F}_{\text{koma}}) \cdot \text{I}_{\text{N,SG,getr}} + (\text{F}_{\text{koma}} + \text{F}_{\text{sima}}) \cdot \text{I}_{\text{N,SG,mais}} + \text{F}_{\text{kart}} \cdot \text{I}_{\text{N,SG,kart}} + \text{F}_{\text{oelf}} \cdot \text{I}_{\text{N,SG,oelf}} + \text{F}_{\text{huelf}} \cdot \text{I}_{\text{N,SG,huelf}}$$

2.4.8 N-Zufuhr über atmosphärische Deposition (Zuf_{NDep})

Die N-Zufuhr mit der atmosphärischen Deposition von Stickstoff in reduzierter (NH_y) und oxidiert Form (NO_x) wird aus den Ergebnissen des UBA-Projekts PINETI-3 (Pollutant INput and EcosysTem Impact; Schaap et al. 2018) ermittelt. Ausgehend von Emissionsdaten, chemischen Transportmodellen, interpolierten Messdaten zur Nassdeposition sowie hochaufgelösten Landnutzungsdaten wurde mit dem Modell LOTOS-EUROS die jährliche NH_y- und NO_x-Gesamtdeposition in Deutschland für verschiedene Rezeptoroberflächen modelliert (Schaap et al. 2018). Die Ergebnisse stehen als Rasterkarten (1 x 1 km) der jährlichen Gesamt-Deposition (nass, feucht und trocken) von NO₃-N und NH₄-N für zehn Rezeptortypen in den Jahren 2000 bis 2015 zur Verfügung.

Für die Ermittlung der N-Depositionen auf der Landwirtschaftsfläche wurden die PINETI-3 Rasterkarten zur jährlichen N-Deposition auf den beiden Rezeptortypen „Ackerland“ und „Grasland“ in ArcGIS überlagert mit dem Landbedeckungsmodell Deutschland (LBM-DE 2012, 10 ha Mindestobjektgröße). Für jede Rasterzelle wurde der Anteil der beiden Rezeptortypen „Ackerland“ und „Grasland“ ermittelt und damit der flächengewichtete Mittelwert der NH_y- und NO_x-Deposition auf der LF in der betreffenden Rasterzelle berechnet. Für die Ermittlung der atmosphärischen N-Deposition auf die LF nach Kreisen (Zuf_{NDep,brutto}) wurde diese N-Depositionskarte anschließend mit der Karte der Verwaltungsgebiete (s. Kap. 2.4.10) verschnitten und die jährliche Deposition von NO_x-N und NH_y-N pro Hektar LF im Durchschnitt des Kreises ermittelt. Diese Deposition pro Hektar LF wurde dann schließlich mit der Landwirtschaftsfläche nach Agrarstatistik multipliziert, um die absoluten Mengen der NO_x-N und NH_y-N-Deposition (Zuf_{NDep,netto}) in den Kreisen für die N-Flächenbilanz zu berechnen (Formel 23; Anmerkung: die Angaben zur LF nach Agrarstatistik weichen geringfügig ab von der Agrarfläche nach LBM-DE, infolge dessen stimmen die Werte der N-Deposition für Deutschland bzw. die Bundesländer im hier vorliegenden Bilanzierungsansatz nicht vollständig mit den Werten in Schaap et al. (2018) überein).

Die NH_y-Emissionen in Deutschland gehen fast vollständig (95 %; UBA 2015) auf landwirtschaftliche Quellen zurück. Nach RMD (Rösemann et al. 2019) verteilen sich diese Emissionen im Mittel des Bundesgebietes zu rund 42 % auf NH₃-Freisetzung im Stall und während der Lagerung von Wirtschaftsdüngern aus der Tierhaltung, zu rund 57 % auf Emissionen aus der Fläche (Boden) infolge der Ausbringung (einschließlich Weidegang) von Düngern (Mineraldünger, organische Dünger aller Art) und zu rund 1 % auf NH₃-Freisetzung aus Biogasanlagen.

Diejenige NH_y-Deposition, die auf die NH₃-Emissionen aus der Fläche (Boden) zurückgeht, stellt einen internen Kreislauf innerhalb der Pflanzenproduktion dar. Diese NH₃-Emissionsmenge aus der Fläche muss daher in der N-Flächenbilanz wieder als Abfuhrgröße subtrahiert werden, da sonst der Flächenbilanzüberschuss zu hoch ausgewiesen würde. Für die N-Bilanzierung wird (vereinfachend) davon ausgegangen, dass die NH_y-Deposition in einem Kreis ausschließlich auf die Emissionen innerhalb desselben Kreises zurückzuführen ist. Für jeden Kreis wurde die Aufteilung der NH₃-Emissionen auf die drei Quellbereiche (i) Stall und Lagerung, (ii) Fläche, d. h.

Ausbringung und (iii) Biogasanlagen berechnet. Die Brutto-NH_y-Deposition nach PINETI-3 wurde dann um den Anteil der Emission vermindert, der aus der Fläche (Quellbereich (ii)) stammt, und wird als Netto-NH_y-Deposition bezeichnet. Die Netto-Deposition entspricht der NH_y-Zufuhr in die Bilanzeneinheit Bodenproduktion, die aus den beiden anderen Bereichen (Tierproduktion und Biogaserzeugung) über die Atmosphäre in den Boden gelangen. Tabelle 12 zeigt die Ergebnisse im Mittel des Bundesgebietes.

Formel 23

$$\text{Zuf}_{\text{NDep,netto}} = (\text{NDep}_{\text{K,NOx}} + \text{NDep}_{\text{K,NHy,brutto}} \cdot \text{X}_{\text{NH3,Feld}}) \cdot \text{F}_{\text{LFges}}$$

Tabelle 12: Jährliche atmosphärische Brutto- und Netto-Deposition von N-Verbindungen auf die Landwirtschaftsfläche im Mittel Deutschlands, Jahre 2000 bis 2015 nach PINETI-3 (Schaap et al. 2018), 1995 bis 1999 sowie 2016 und 2017 geschätzt mit Regressionsgleichung (eig. Berechnung).

Jahr	NH _y -N		NO _x -N	N(ges)		Jahr	NH _y -N		NO _x -N	N(ges)	
	brutto ^a	netto ^a		brutto	netto		brutto ^a	netto ^a		brutto	netto
1995	9,4	4,2	7,2	16,5	11,4	2007	9,7	4,5	5,6	15,4	10,0
1996	8,9	4,0	6,6	15,5	10,6	2008	8,9	4,0	5,0	13,9	9,7
1997	9,0	4,1	6,5	15,5	10,6	2009	9,2	4,1	4,9	14,0	10,1
1998	9,5	4,3	6,8	16,3	11,2	2010	9,1	4,1	4,9	14,0	9,0
1999	9,3	4,2	6,5	15,8	10,7	2011	9,0	3,9	4,3	13,3	8,2
2000	9,9	4,5	6,5	16,5	11,0	2012	8,9	3,9	4,3	13,2	8,2
2001	9,6	4,4	6,4	16,0	10,7	2013	8,8	3,8	4,5	13,3	8,3
2002	9,5	4,4	6,6	16,1	11,0	2014	9,3	4,0	4,1	13,4	8,2
2003	8,2	3,8	5,3	13,6	9,2	2015	9,7	4,1	4,1	13,8	8,3
2004	9,1	4,2	5,7	14,8	9,9	2016	9,2	3,9	3,8	13,0	7,7
2005	9,3	4,3	5,7	14,9	10,0	2017	9,5	4,1	4,0	13,5	8,0
2006	9,4	4,3	5,4	14,7	9,7						

^a Brutto: NH_y-Deposition insgesamt auf die Landwirtschaftsfläche; Netto: nur NH_y-Deposition, die aus Quellen außerhalb der Landwirtschaftsfläche stammt, i.e. Brutto-Deposition vermindert um den internen N-Kreislauf innerhalb der Flächenbilanz (Bodenproduktion) über die NH₃-Emission und anschließende Re-Deposition auf Landwirtschaftsflächen (Boden).

Die Werte für die flächenspezifischen kreisbezogenen NDep_{K,NOx} liegen in einer Spanne von 2,4 bis 17,3 kg NO₃-N/ha LF, die NDep_{K,NHy,netto} betragen 0,27 bis 19,6 kg NH₃-N/ha LF.

2.4.9 N-Abfuhr mit dem Erntegut

Die N-Abfuhr mit den Ernteprodukten wird durch Multiplikation der Anbauflächen der Feldfrüchte/Kulturarten mit den Hektarerträgen und den N-Gehalten im Erntegut berechnet; für die Kulturarten ohne Angaben zum Ernteertrag wird eine feste N-Entzugsmenge pro Hektar angesetzt (Tabelle 4). Die Abfuhr mit Nebenernteprodukten wird dabei der N-Zufuhr in die Tierhaltung über Einstreu gleichgesetzt (siehe auch Kap. 2.4.2), was der Vorgehensweise im RMD entspricht. Als einziges Nebenernteprodukt wird somit Stroh zur Einstreu in der Tierhaltung berücksichtigt. Zur thermischen Verwertung von Stroh sind keine Daten verfügbar; die Verfütterung von Zuckerrübenblatt spielt nach Expertenmeinung keine Rolle mehr. Extensives Dauergrünland (F_{extGL}), das heißt ertragsarmes Dauergrünland sowie aus der Erzeugung genommenes

Dauergrünland mit Beihilfe-/Prämienanspruch o. ä. (s. Fachserie 3 R. 3.1.2), wird bei der Abfuhr nicht berücksichtigt.

Formel 24

$$\begin{aligned} \text{Abf} = & F_{\text{weiz}} \cdot E_{\text{wweiz}} \cdot X_{\text{N,wweiz}} + F_{\text{rogg}} \cdot E_{\text{rogg}} \cdot X_{\text{N,rogg}} + F_{\text{wgers}} \cdot E_{\text{wgers}} \cdot X_{\text{N,wgers}}^a + F_{\text{sgers}} \cdot E_{\text{sgers}} \cdot X_{\text{N,sgers}}^a + \\ & F_{\text{hafe}} \cdot E_{\text{hafe}} \cdot X_{\text{N,hafe}} + F_{\text{trit}} \cdot E_{\text{trit}} \cdot X_{\text{N,trit}} + F_{\text{uegetr}} \cdot X_{\text{N,hafe}} \cdot E_{\text{uegetr}} + F_{\text{kart}} \cdot E_{\text{kart}} \cdot X_{\text{N,kart}} + (F_{\text{hfrue}} - F_{\text{kart}}) \\ & \cdot E_{\text{zrue}} \cdot X_{\text{N,zrue}} + F_{\text{sima}} \cdot E_{\text{sima}} \cdot X_{\text{N,sima}} + (F_{\text{fu}} - F_{\text{sima}}) \cdot E_{\text{N,fu}} + F_{\text{oelf}} \cdot E_{\text{raps}} \cdot X_{\text{N,raps}} + F_{\text{huelf}} \cdot E_{\text{N,huelf}} + \\ & (F_{\text{GL}} - F_{\text{extGL}}) \cdot (0,85 \cdot E_{\text{GL}} \cdot (-0,0022 \cdot (0,85 \cdot \text{avE}_{\text{GL}})^2 + 0,5387 \cdot 0,85 \cdot \text{avE}_{\text{GL}} - 4,4879) + (F_{\text{DK}} \\ & - F_{\text{rebl}}) \cdot E_{\text{N,DK}} + F_{\text{rebl}} \cdot E_{\text{N,rebl}} + F_{\text{gemu}} \cdot E_{\text{N,gemu}} + F_{\text{Erdbe}} \cdot E_{\text{N,Erdbe}} \cdot 0,8 + E_{\text{N,Zfr}} \end{aligned}$$

^a Bis Jahr 2007 Wintergerste und Sommergerste für alle Regionalgliederungen separat, ab 2008 wurde auf Kreisebene die Abfuhr mit Sommergerste auf Grundlage der Anbauflächenverhältnisse „Sommergerste zu Gerste (zusammen)“ auf Länderebene berechnet.

Für vier Gruppen von Kulturarten des Ackerlands sind zwar Anbauflächen, aber keine Ertragsangaben verfügbar:

- „Sonstige Hackfrüchte“ als Differenz der Anbauflächen zwischen „Hackfrüchte zusammen“ und den Angaben für „Kartoffeln“ und „Zuckerrüben“; entspricht im Wesentlichen dem Anbau von Futterrüben. Die „sonstigen Hackfrüchte“ werden berücksichtigt, indem die gesamte Anbaufläche von Rüben (d. h. Zuckerrüben und Futterrüben, Fläche F_{hfrue} abzüglich F_{kart}) mit dem Ertrag von Zuckerrüben belegt wird.
- „Sonstige Ölfrüchte“ als Differenz der Anbauflächen zwischen „Ölfrüchte zusammen“ und „Winterraps“, entspricht im Wesentlichen dem Anbau von Sonnenblumen (zur Ölgewinnung), Sommerraps sowie Rübsen. Die „sonstigen Ölfrüchte“ werden berücksichtigt, indem die gesamte Anbaufläche von Ölfrüchten (F_{oelf}) mit dem Ertrag von Winterraps belegt wird.
- „Sonstige Futterpflanzen“ als Differenz der Anbauflächen zwischen „Futterpflanzen zusammen“ und „Silomais“, entspricht im Wesentlichen dem Anbau von Luzerne sowie Gras- und Klee gras auf dem Ackerland. Die „sonstigen Hackfrüchte“ werden berücksichtigt, indem für die Anbaufläche der sonstigen Futterpflanzen (Fläche F_{fu} abzgl. F_{sima}) ein separater Wert für die N-Abfuhr pro Hektar verwendet wird.
- Die N-Abfuhr über „Zwischenfrüchte“ wird aus der Stickstoff-Gesamtbilanz für die Landwirtschaft in Deutschland des BMEL übernommen. Die regionale Verteilung auf Ebene der Bundesländer und Kreise erfolgt unter der Annahme, dass Zwischenfrüchte hauptsächlich für die Rinderfütterung genutzt werden, über den Anteil der Rinder in den Kreisen am Gesamtbestand der Rinder in Deutschland.

Die Stickstoffabfuhr durch Gemüse- und Erdbeeranbau werden aufgrund des insgesamt geringen Anteils an der Stickstoffabfuhr und der großen Anzahl unterschiedlicher Gemüsekulturen gleichfalls mit flächenbezogenen Werten der Stickstoffabfuhr berechnet (siehe Kapitel 2.2.2).

2.4.10 Gebietsstand der Regionalgliederung Kreise/kreisfreie Städte

Die Gliederungsebene „Kreise/kreisfreie Städte“ umfasst zum Stichtag 01.01.2016 402 regionale Einheiten. Die Stadtstaaten Berlin und Hamburg werden als kreisfreie Stadt behandelt, der Stadtstaat Bremen besteht aus den beiden kreisfreien Städten Bremen und Bremerhaven.

Für die N-Bilanzierung werden diese 402 Einheiten zu 299 sogenannten „Kreisregionen“ zusammengefasst (s. Abbildung 4 und Tabelle 28 im Anhang A.5). Die Zusammenfassung zu Kreisregionen wird eingeführt, um methodisch bedingte Verzerrungen aufzufangen, die bei der Berechnung des N-Überschuss für kleine Gebietseinheiten auftreten können. Diese Verzerrungen sind

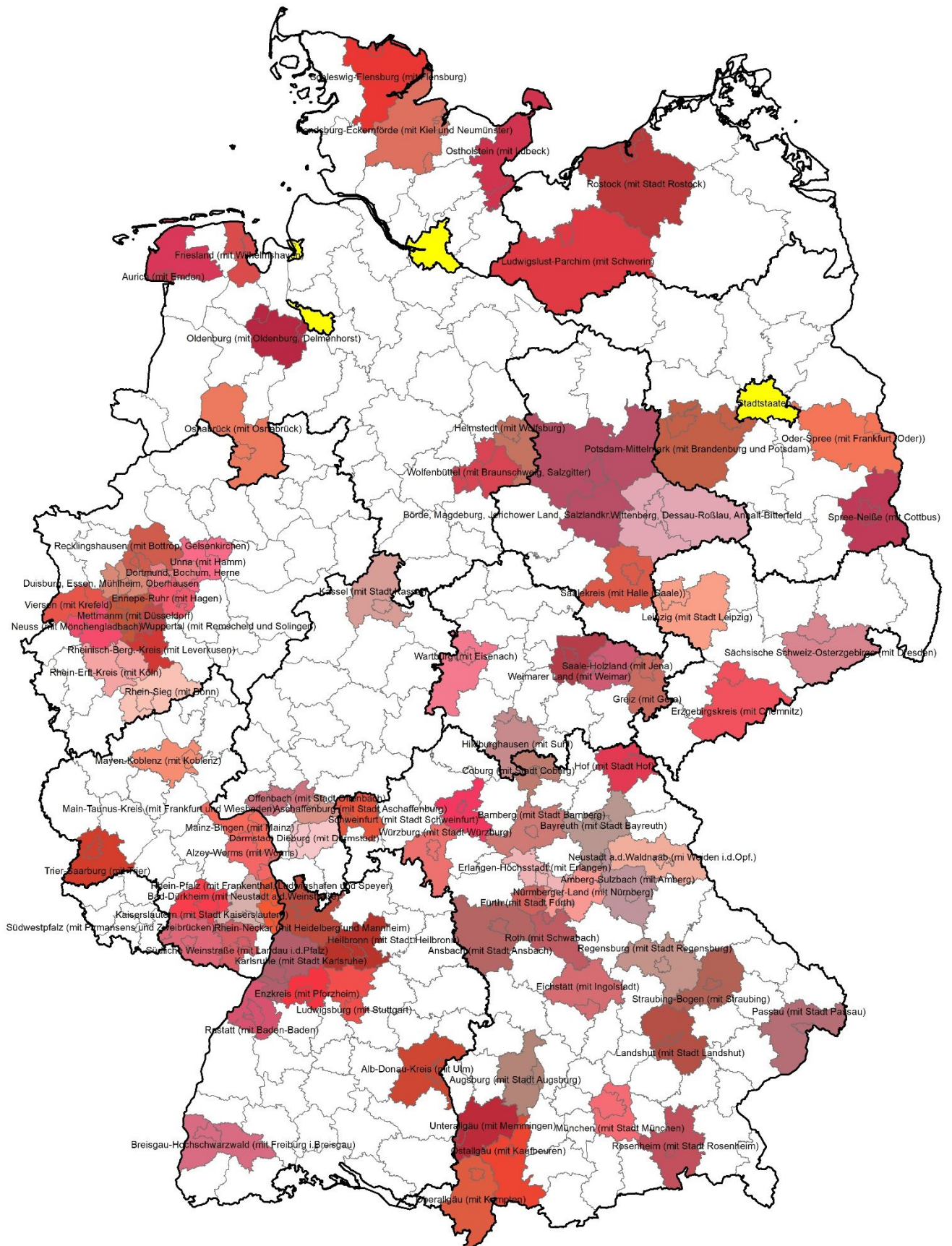
darauf zurückzuführen, dass in der Agrarstrukturerhebung für kreisfreie Städte häufig nur relativ wenig Landwirtschaftsfläche ausgewiesen wird. Die Agrarstrukturerhebung erfolgt nach dem so genannten "Betriebssitzprinzip", d. h. alle Anbauflächen und der Viehbestand werden derjenigen Gebietseinheit zugeschrieben, in welcher der Landwirtschaftsbetrieb seinen Betriebssitz hat – unabhängig davon, wo die Anbauflächen tatsächlich liegen bzw. wo sich der Stall befindet. Dadurch kann der Umfang der tatsächlichen Landwirtschaftsfläche respektive des Tierbestands in einer Gebietseinheit stärker von der Angabe in der Agrarstatistik abweichen (in beide Richtungen), wodurch die Zurechnung der N-Überschüsse auf die LF verzerrt werden kann. Für etliche kreisfreie Städte in den östlichen Bundesländern führt dies - infolge der dort typischen großen Betriebsstrukturen - dazu, dass für diese Gebietseinheiten nach Agrarstrukturerhebung überhaupt keine Landwirtschaftsfläche mehr ausgewiesen wird, was aber nicht der Realität entspricht. Durch die Zusammenlegung einer (z. T. auch mehrerer) kleiner Gebietseinheiten (im Regelfall kreisfreie Städte) mit einer angrenzenden bzw. einschließenden größeren Einheit (Landkreis) sollen die beschriebenen Verzerrungen vermieden werden. Für die Kategorien „Anbauflächen“ und „Tierzahlen“ werden dabei die Angaben des Kreises und der kreisfreien Stadt addiert, die zu einer Kreisregion zusammengefasst worden sind. Bei „Hektarerträgen“ wurde üblicherweise der Wert des (Land-)Kreises für die betreffende Kreisregion übernommen (d. h. es wird keine Mittelung zwischen den Erträgen der einzelnen Gebietseinheiten vorgenommen).

Im Zeitraum 1995 bis 2017 wurden in den Ländern Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen und Sachsen-Anhalt umfassende Kreisgebietsreformen durchgeführt, weiterhin wurden im Saarland, in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen einzelne Kreise zusammengelegt. Die Daten des Mengengerüsts sind in der Regel nur für den Gebietsstand des jeweiligen Bezugszeitpunktes verfügbar und müssen deshalb auf den Gebietsstand 01.01.2016 angepasst werden. Sofern bei einer Gebietsänderung zwei oder mehr Kreise zusammengefasst wurden (ohne Änderung ihrer Gebietsfläche bzw. der zugehörigen Gemeinden), wurde diese Anpassung über die Addition der Anbauflächen und Tierbestände und die Berechnung von Anbauflächen-gewichteten Mittelwerten für die Ernteerträge vorgenommen. Falls im Zuge einer Gebietsreform ein Kreis aufgelöst und seine Gemeinden anderen Kreisen zugeordnet wurden, wurden die Daten zu Anbauflächen und Tierbeständen im Verhältnis der Landwirtschaftsflächen (im Jahr der Gebietsänderung) der betroffenen Gemeinden gewichtet und den neuen Kreisen zugeordnet. Dieses Verhältnis der Landwirtschaftsflächen im Jahr der Gebietsänderung wurde für die gesamte Zeitreihe der zu korrigierenden Eingangsdaten beibehalten. Die Landwirtschaftsfläche auf Gemeindeebene wird jährlich aktualisiert und liegt in Tabelle 33111 „Flächenerhebung nach Art der tatsächlichen Nutzung“ der Regionaldatenbank Deutschland vor.

Zum 01.11.2016 wurden die beiden Kreise Göttingen und Osterode am Harz zusammengelegt, diese Änderung ist im Gebietsstand der Bilanzierung noch nicht berücksichtigt.

Für die kartographischen Darstellungen wurde die Shape-Datei „Verwaltungsgebiete 1:250.000“ (VG250, Stand 01.01.2016) des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie verwendet, Ebene „Kreise“ (Download über www.geodatenzentrum.de).

Abbildung 4: Regionalgliederung Kreise mit Zusammenfassung zu Kreisregionen



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

2.4.11 Methodische Änderungen gegenüber früheren Bilanzierungen

Gegenüber früheren Ansätzen zur Berechnung regionaler N-Flächenbilanzierung nach Bach et al. (2011) wurden mit der vorliegenden Aktualisierung eine Reihe von Änderungen umgesetzt, mit denen aktuelle Entwicklungen in der Landwirtschaft respektive die neuerdings dazu verfügbaren Daten berücksichtigt werden. Dies betrifft vor allem den Ausbau der Biogaserzeugung seit Mitte der 2000er Jahre sowie den zunehmenden Transfer von Wirtschaftsdüngern in etlichen Regionen.

Weiterhin wurde mit der vorliegenden Aktualisierung eine weitgehende methodische Konsistenz der N-Bilanzierung mit weiteren Berichtspflichten zu Stickstoff und reaktiven Stickstoffverbindungen im Zuständigkeitsbereich des Umweltbundesamtes erreicht. Dazu wurden die methodischen Ansätze des Nationalen Emissionsinventars (RMD, Rösemann et al. 2019 und ältere Jahrgänge) und die Ergebnisse daraus in die Methodik zur regionalen N-Flächenbilanzierung übernommen wurden. Außerdem wurden ältere Eingangsdaten durch neu verfügbare Daten aktualisiert und ergänzt. Zudem beginnt die Zeitreihe jetzt im Jahr 1995 (statt zuvor in 2003), wodurch Trends besser erkennbar werden. Von einer weiteren Rückrechnung der Zeitreihe bis in das Jahr 1990 wurde Abstand genommen, da in den ersten Jahren nach der Vereinigung zum einen ein tiefgreifender Strukturwandel der Landwirtschaft in den ostdeutschen Bundesländern stattfand und zum anderen die Datenlage für die östlichen Länder zum Teil unsicher war.

Die umfassendste Änderung betrifft die Einführung der Biogasbilanz in das Bilanzschema. Neben der Stallbilanz tritt nun eine weitere interne Systemeinheit hinzu, die über Zufuhren und Abfuhr mit der Flächenbilanz verknüpft ist. 2017 gelangten rund 574.000 Tonnen Stickstoff über Gärsubstrate (Energiepflanzen, Gülle und Mist, Kofermente) in die Biogasanlagen und als Gärreste dann auf die Felder, das entspricht rund 18 % der insgesamt in der Landwirtschaft umgesetzten Stickstoffmenge. Die Einführung der Biogasbilanz korrigiert eine bis dahin bestehende Lücke im Bilanzschema. Die N-Menge in den Energiepflanzen wurde vorher zwar als Abfuhr von Ernteprodukten (von der Fläche respektive aus der Landwirtschaft insgesamt) erfasst, die Rückführung dieser N-Menge mit den Gärresten aus Energiepflanzen wurde jedoch nicht saldiert. Dies führte zu einer deutlichen Unterschätzung des N-Überschuss sowohl in der Flächenbilanz als auch in der Gesamtbilanz. Außerdem wird mit der Biogasbilanz jetzt auch die N-Zufuhr mit Kofermenten (Bioabfall außerlandwirtschaftlicher Herkunft) berücksichtigt, die allerdings mengenmäßig weniger relevant ist. Die Erfassung der Vergärung von Wirtschaftsdünger mit Einführung der Biogasbilanz hat wesentlich geringere Effekte. Dadurch werden lediglich die gasförmigen N-Verlusten gegenüber der Lagerung von Wirtschaftsdünger ohne Vergärung verringert, was zu einer leichten Erhöhung der N-Flächenbilanzüberschüsse führt; für die Gesamtbilanz hat dies keine Änderung zur Folge.

Mit der Aktualisierung der regionalen N-Flächenbilanz wurde die Berechnung der N-Ausscheidungen von Nutztieren, der gasförmigen N-Verluste aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (Stall, Wirtschaftsdüngerlagerung, Biogaserzeugung) sowie der Ausbringung N-haltiger Düngemittel an den Methodenbericht zum landwirtschaftlichen Emissionsinventar (RMD, Rösemann et al. 2019) angepasst. Für die gesamte Zeitreihe 1995 bis 2017 werden jetzt die spezifischen Emissionsfaktoren und Ausscheidungsraten des RMD verwendet, die nach Jahren und für die Bundesländer differenziert sind. In älteren Ansätzen nach Bach et al. (2011) wurden lediglich zeitlich konstante und räumlich nicht differenzierte Faktoren genutzt. Die Umstellung trägt zum einen der Entwicklung von Produktionstechnik und Leistungsniveau der Landwirtschaft sowie den regionalen Unterschieden in der Agrarstruktur Rechnung. Zum anderen wird durch diese Anpassung die methodische Konsistenz mit bestehenden Berichtspflichten (bspw. im Rahmen der Klimarahmenkonvention und des Göteborg-Protokolls) zu reaktiven N-Spezies im Verantwortungsbereich des Umweltbundesamtes erreicht. Dies erlaubt eine integrative Betrachtung

der Stickstoffproblematik, basierend auf den hier vorgestellten Ergebnissen gemeinsam mit den Ergebnissen weiterer UBA-Projekte (u. a. Heldstab et al. 2019, Bach et al. 2019), des BMEL (2019) und des landwirtschaftlichen Emissionsinventars (RMD, Rösemann et al. 2019), ohne dass die Gesamtbetrachtung aufgrund methodisch bedingter Unterschiede zwischen den einzelnen Berichten eingeschränkt würde.

Mit der Anpassung an den RMD wurde auch die Abfuhr über Nebenernteprodukte geändert, indem wie im RMD lediglich die Abfuhr über Stroh in Höhe der N-Zufuhr über Stroh als Einstreu in die Tierhaltung berücksichtigt wird. Die in Bach et al. (2011) ebenfalls berücksichtigte Abfuhr über Kartoffel- und Rübenblatt ist nach Expertenmeinung aufgrund rückläufiger Mengen nicht mehr relevant und wird daher nicht mehr berücksichtigt.

Eine weitere wesentliche Änderung mit erheblichen Auswirkungen auf die N-Flächenbilanz betrifft die Anpassung der spezifischen N-Abfuhr über Dauergrünland und Ackerfutterbau (ohne Silomais). Die N-Abfuhr über Dauergrünland wird über ertragsabhängige spezifische N-Gehalte unabhängig von der Art und der Anteile der Ernteprodukte berechnet (vgl. Bach et al. 2014, Details s. Kapitel A.2 im Anhang). Die N-Abfuhr über Ackerfutterbau (ohne Silomais) wird jetzt als flächen- und jahresspezifische N-Abfuhr berechnet, die über die tatsächlichen flächenspezifischen Erträge und die Art der Zusammensetzung des Ackerfutterbaus (nach Fachserie 3 Reihe 3.2.1 des Statistischen Bundesamtes) sowie mit spezifischen N-Gehalten im Ernteprodukt (nach DüV 2017) abgeleitet wird, statt wie zuvor (in Bach et al. 2014) als konstante N-Abfuhrmenge pro Hektar.

Durch die Veröffentlichung der Nährstoffberichte in den Ländern Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein stehen erstmals detaillierte Daten zum Transfer von Wirtschaftsdüngern mit regionaler Gliederung nach Kreisen zur Verfügung, die in früheren Flächenbilanzierungen noch nicht berücksichtigt werden konnten. Die Nährstoffberichte enthalten auch Informationen zu Wirtschaftsdüngertransfers zwischen Deutschland und dem Ausland, wobei lediglich die Wirtschaftsdüngerimporte aus den Niederlanden eine relevante Größe erreichen, sodass sie in die N-Flächenbilanzierung aufgenommen wurden. Für Deutschland insgesamt ändern sich die Bilanzsalden aufgrund der Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngertransfers nur geringfügig, erhebliche Auswirkungen hat dies jedoch in den Schwerpunktregionen intensiver Tierhaltung (bspw. Kreise Vechta und Cloppenburg), in denen die Bilanzsalden durch die Berücksichtigung der Transfers deutlich geringer ausfallen, sowie in den aufnehmenden Kreisen (Ackerbauregionen im östlichen Niedersachsen sowie im südlichen Nordrhein-Westfalen).

Weitere Änderungen von geringer Auswirkung auf die N-Flächenbilanz oder bedeutender Auswirkung in lediglich einzelnen Kreisen betreffen die folgenden Punkte.

- ▶ Aufnahme von Gemüse- und Erdbeeranbau in die N-Flächenbilanz.
- ▶ Aktualisierung der Daten zu SeRo-Düngern: Die N-Zufuhr mit Klärschlamm wird dem RMD (Rösemann et al. 2019) entnommen, die dort veröffentlichten jahres- und bundeslandspezifischen Mengen werden LF-proportional auf die Kreise verteilt (Kap. 2.4.6).
- ▶ Neuberechnung der Zufuhr über Saatgut: Gegenüber früher flächenspezifisch konstanten Zufuhrmengen über Saat- und Pflanzgut werden nunmehr die Zufuhrmengen aus der nationalen N-Gesamtbilanz übernommen, die anhand der Anbauflächen der jeweiligen Fruchtart regional verteilt wird. Hierbei wird unterschieden nach Saat- und Pflanzgut für Getreide (ohne Körnermais/CCM), Mais (einschl. Körnermais/CCM), Hülsenfrüchten, Hackfrüchten und Ölfrüchten (Kap. 2.4.7).

- ▶ Neuberechnung der N-Zufuhr über biologische N-Fixierung: Die asymbiontische N-Fixierung in Höhe von 4 kg N/ha LF wird nicht mehr berücksichtigt. Die biologische N-Fixierung in Dauergrünland wurde von 22 auf 30 kg N/ha heraufgesetzt; die biologische N-Fixierung mit Ackerfutterbau wurde durch jahresspezifische statt zeitlich unabhängige Fixierungsleistungen ersetzt, die abhängig sind vom tatsächlichen flächenspezifischen Ertrag von Futterleguminosen. Die N-Fixierungsleistung der Hülsenfrüchte bleibt unverändert (Kap. 2.4.5).
- ▶ Erträge und Anbauflächen von Körnermais/CCM in den Kreisen beruhen nunmehr auf Daten der Officialstatistik, anstatt auf Schätzungen basierend auf Angaben der Bundesländer (Kap. 2.4.9).
- ▶ Die N-Zufuhr mit der atmosphärischen N-Deposition wurde von der Datengrundlage MAPESI (Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impact, Builtjes et al. 2011) auf PINETI-3 (Pollutant INput and EcosysTem Impact, Schaap et al. 2018) aktualisiert. Mit den Ergebnissen von PINETI-3 stehen erstmals jahresspezifische NH_y - und NO_x -Depositionsmengen für die Zeitreihe 2000 bis 2015 mit Regionalgliederung Kreise zur Verfügung. Die N-Deposition wird nach PINETI-3 geringer modelliert als nach MAPESI (Kap. 2.4.8).
- ▶ Die in früheren Versionen enthaltene doppelte Anrechnung der NH_y -Deposition wurde korrigiert: der Anteil der NH_y -Deposition, der aus NH_3 -Emissionen mit der Ausbringung auf der Fläche entstammt, wird jetzt von der N-Zufuhr mit der N-Deposition abgezogen (Kap. 2.4.8).

3 Ergebnisse

3.1 Zufuhr, Abfuhr und Überschuss der N-Flächenbilanz Deutschland 1995 bis 2017

Die Bilanzgrößen der N-Flächenbilanz für Deutschland insgesamt für die aktuellste Dreijahresperiode (Mittelwert 2015 bis 2017) sind in Tabelle 13 dargestellt. Die bedeutendste N-Zufuhrgröße bildet mit 104 kg N/ha LF die Mineraldüngung, gefolgt von rund 89 kg N/ha LF mit Wirtschaftsdüngern (Gülle, Mist, Gärreste). Die N-Bindung über Leguminosenanbau trägt rund 13 kg N/ha LF zur N-Zufuhr bei, der N-Eintrag über die atmosphärische N-Deposition beläuft sich auf 14 kg N/ha LF. Die übrigen Zufuhrgrößen sind mit zusammen rund 8 kg N/ha LF von untergeordneter Bedeutung. Mit rund 67 kg N/ha LF verlässt knapp die Hälfte der N-Abfuhr von der LF den landwirtschaftlichen Bereich mit pflanzlichen Marktprodukten, während die übrigen rund 79 kg N/ha LF N-Abfuhr innerbetrieblich als Futtermittel und Energiepflanzen verwertet werden. Im Mittel des Bundesgebiets gelangen 9,5 kg N/ha mit der atmosphärischen NH_y -Deposition auf die LF. Davon stammen 5,4 kg N/ha aus NH_3 -Emissionen, die von der Landwirtschaftsfläche ausgehen. Diese 5,4 kg NH_y -N/ha stellen somit einen internen N-Kreislauf in der Flächenbilanz dar; um eine Doppelzählung zu vermeiden, muss dieser Betrag daher in der Bilanz als Abfuhr gerechnet werden.

Tabelle 13: Bilanzgrößen der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland^a (Mittel der Jahre 2015 – 2017)

Bilanzgröße	kg N/ha LF
Zufuhr (Input) Summe	226,5
Mineraldünger	103,7
Wirtschaftsdünger (innerbetriebliche Erzeugung)	55,6
Wirtschaftsdünger aus grenzüberschreitenden Importen	0,9
Gärreste	33,3
Kompost, Klärschlamm, Tiermehl (SeRo-Dünger)	3,2
Legume Stickstoff-Bindung (N-Fixierung)	12,8
Saat- und Pflanzgut	1,3
Einstreu in die Tierhaltung	2,2
Atmosphärische NO_x -Deposition auf Landwirtschaftsflächen	4,0
Atmosphärische Brutto- NH_y -Deposition auf Landwirtschaftsflächen ^b	9,5
Abfuhr (Output) Summe	149,0
Ernteabfuhr pflanzliche Marktprodukte	66,7
Ernteabfuhr Futtermittel und Stroh f. Einstreu (innerbetriebliche Verwendung)	60,5
Ernteabfuhr Energiepflanzen	18,6
NH_3 -Emissionen aus der Ausbringung von Düngern, die wieder als Deposition auf Landwirtschaftsflächen gelangen ^b	5,4
Bilanzsaldo (N-Überschuss)	77,4

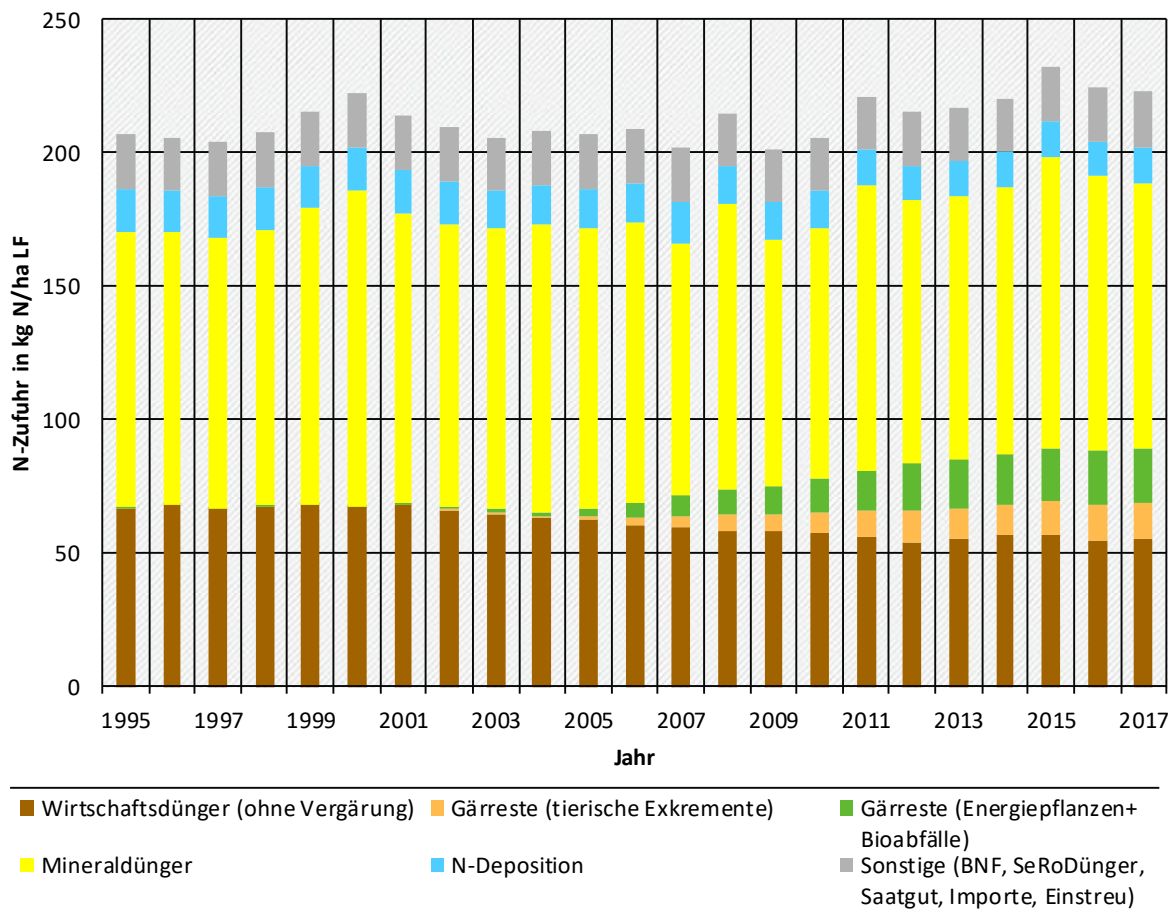
^a Aus methodischen Gründen können die Werte berechnet für Deutschland insgesamt geringfügig abweichen vom Ergebnis summiert über die Kreisregionen

^b Der Anteil der NH_3 -Emissionen aus der Ausbringung von organischen Düngern und Mineraldünger sowie Weidegang, der über die atmosphärische Deposition wieder auf Landwirtschaftsflächen gelangt, stellt einen internen N-Fluss in der Landwirtschaft (Bodenproduktion) dar. Zur Vermeidung einer Doppelzählung muss daher die Brutto-Deposition um diesen internen NH_3 -Rückfluss auf die LF vermindert werden.

Einer Zufuhr von insgesamt rund 226 kg N/ha LF steht somit eine Abfuhr von der LF von rund 149 kg N/ha LF entgegen, woraus ein Überschuss der N-Flächenbilanz von rund 77 kg N/ha LF resultiert. Die Effizienz des N-Einsatzes in der Pflanzenproduktion (Nitrogen Use Efficiency, NUE) beträgt damit 65,8 %.

Sowohl N-Zufuhr als auch N-Abfuhr unterliegen jährlichen Schwankungen (Abbildung 5). In den Jahren 1995 bis 2017 variiert die N-Zufuhr in der N-Flächenbilanz zwischen 201 und 232 kg N/ha LF (Abbildung 5). Dies ist vor allem auf die Variabilität der jährlichen Mineraldünger-Absatzmenge zurückzuführen, die jedoch nicht unbedingt als tatsächliche Änderungen der Mineraldüngerausbringung auf der LF interpretiert werden kann (vgl. Anhang A.1). Vielmehr ist davon auszugehen, dass Landwirte und Landhandel auf Preisänderungen von Mineraldüngern mit dem Auf- bzw. Abbau von Lagerbeständen reagieren, was in der N-Bilanzierung jedoch nicht abgebildet werden kann. Die dadurch verursachten Schwankungen der N-Zufuhr und damit auch des N-Flächenbilanzüberschuss verringern die Aussagekraft der Werte von Einzeljahren, weshalb für Trendaussagen zum N-Überschuss stets der gleitende Mittelwert (dreijährig oder länger) zugrunde gelegt werden sollte.

Abbildung 5: Zufuhrgrößen der N-Flächenbilanz in Deutschland 1995 bis 2017



Quelle: eigene Darstellung.

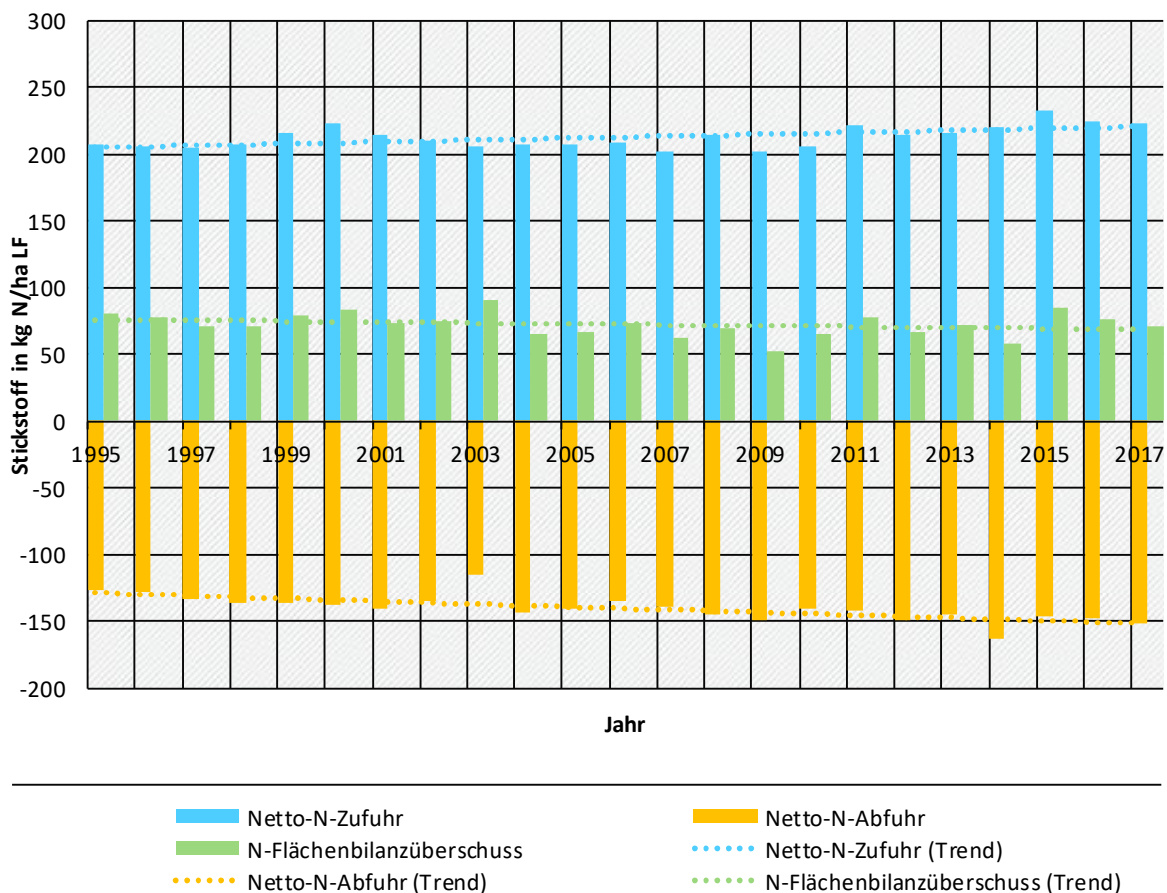
Ab etwa 2007 ist ein ansteigender Trend der N-Zufuhr festzustellen, was auf den zunehmenden Ausbau der Biogaserzeugung zurückgeführt werden kann. In deren Folge zyklisiert tendenziell mehr Stickstoff innerhalb der Landwirtschaft, da der N in den geernteten Energiepflanzen wie-

der (nahezu) vollständig mit dem Gärresten auf die LF zurückgelangt und weniger N mit pflanzlichen Marktprodukten die Landwirtschaft verlässt. Parallel dazu ist der Anteil des Wirtschaftsdüngers aus der Tierhaltung, der in Biogasanlagen eingesetzt wird, seit 2003 stetig angewachsen und liegt 2017 bei 6 %.

Die N-Abfuhr mit Ernteprodukten ist von 1995 bis 2017 von 129 kg N/ha LF (Mittel 1995 bis 1997) auf 149 kg N/ha LF (Mittel 2015 bis 2017) angestiegen. Die Varianz der N-Abfuhr innerhalb dieser Zeitreihe ist im Wesentlichen in den witterungsbedingten Schwankungen der Ernteerträge begründet. Die Bandbreite dieser Schwankungen wird durch die beiden Extrema des Trockenjahrs 2003 mit einer N-Abfuhr von nur 115 kg N/ha LF und des ertragsstarken Jahres 2014 mit einer N-Abfuhr von 162 kg N/ha LF aufgezeigt.

Über die Zeitreihe 1995 bis 2017 zeigt sich sowohl für die N-Zufuhr als auch für die N-Abfuhr ein signifikanter (linearer) Anstieg, wobei die N-Abfuhr stärker zunimmt als die N-Zufuhr. Für den Überschuss der N-Flächenbilanz ergibt sich damit über die gesamte Zeitreihe betrachtet ein Trend einer jährlichen Abnahme von rund -0,4 kg N/(ha LF · a) (Einzelwerte siehe Tabelle 14). Diese Abnahme ist jedoch nur auf den stärkeren Rückgang in den ersten Jahren zurückzuführen. Werden nur die letzten zehn Jahre (2008 bis 2017) berücksichtigt, dann ergibt sich ein Trend eines jährlichen Anstiegs des N-Flächenbilanzüberschusses um 1,4 kg N/(ha LF · a).

Abbildung 6: Zufuhr, Abfuhr und Überschuss der N-Flächenbilanz in Deutschland 1995 bis 2017



Quelle: eigene Darstellung.

Die vorstehenden Werte der Zufuhr, Abfuhr und des Überschusses der N-Flächenbilanz für Deutschland insgesamt und ebenso die Werte für die Bundesländer (s. nächstes Kap.) stimmen

aus methodischen Gründen nicht vollständig überein mit den entsprechenden Summen bzw. Mittelwerten, die über die Kreisregionen aggregiert wurden. Weiterhin weisen die Ergebnisse der hier durchgeführten N-Bilanzierung für Deutschland insgesamt eine geringfügige Differenz (im Mittel 1 kg N/ha LF) gegenüber der N-Flächenbilanz des BMEL (2019) auf, da die vorliegende Bilanzierung und der Ansatz des BMEL (2019) hinsichtlich Methodik und Datengrundlagen nicht völlig identisch sind. Diese Differenz von rund 1 kg N/ha LF ist deutlich geringer als die methodisch bedingte Unsicherheit der Größe N-Bilanzüberschuss, die auf rund 7 kg N/ha LF geschätzt wird (s. Kap. 3.7.4).

3.2 Überschuss der Flächenbilanzen der Bundesländer 1995 bis 2017

Die Überschüsse der N-Flächenbilanzen der Bundesländer sind durch eine relativ große Variabilität sowohl zwischen den Ländern als auch im Zeitverlauf gekennzeichnet (Tabelle 14). Die Unterschiede zwischen den Ländern sind vorrangig auf die unterschiedliche Höhe des Viehbesatzes sowie die Unterschiede im natürlichen Ertragspotenzial (Boden, Klima) zurückzuführen.

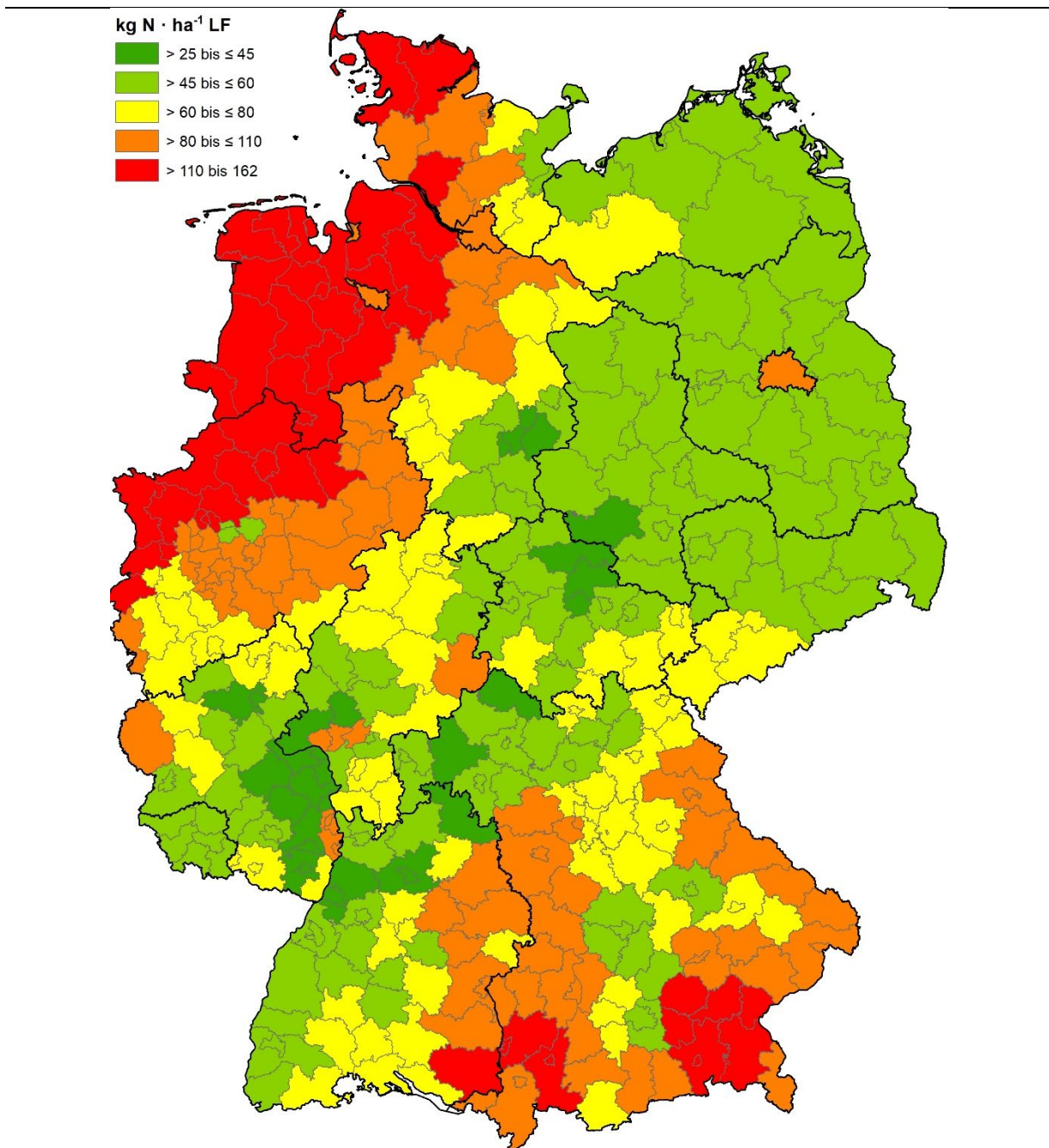
Tabelle 14: Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in den Bundesländern und Deutschland gesamt, Jahre 1995 bis 2017 (kg N/ha LF)

Bundesland	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Bad.-Württ.	77,1	75,9	68,0	66,9	73,5	78,0	66,7	70,2	83,7	60,1	62,3	69,7	57,4	64,3	49,0	60,7	71,6	60,9	66,3	52,8	74,2	69,0	63,4
Bayern	90,8	88,9	80,1	79,6	88,7	95,0	83,7	85,4	101,7	71,9	75,1	85,2	70,6	77,2	58,5	72,7	86,8	73,5	78,8	63,6	89,9	85,2	77,2
Berlin	119,9	112,9	102,3	99,4	112,4	126,6	101,2	95,7	108,9	83,9	84,0	107,0	94,0	109,9	93,2	106,4	117,1	103,8	100,3	89,2	101,4	89,2	88,8
Brandenburg	51,3	50,0	46,0	46,8	52,0	53,1	47,8	49,2	55,5	42,2	42,4	47,3	40,5	46,3	33,3	41,9	51,8	43,0	48,5	37,0	56,8	50,5	45,3
Bremen	119,9	112,9	102,3	99,4	112,4	126,6	101,2	95,7	108,9	83,9	84,0	107,0	94,0	109,9	93,2	106,4	117,1	103,8	100,3	89,2	101,4	89,2	88,8
Hamburg	119,9	112,9	102,3	99,4	112,4	126,6	101,2	95,7	108,9	83,9	84,0	107,0	94,0	109,9	93,2	106,4	117,1	103,8	100,3	89,2	101,4	89,2	88,8
Hessen	74,4	72,5	64,6	66,3	72,9	78,3	65,5	68,4	83,3	57,0	57,6	65,0	52,5	58,5	43,9	53,5	63,7	53,4	59,4	45,7	68,6	62,1	55,7
Meckl.-Vorpom.	51,8	49,0	46,0	46,9	54,4	57,7	48,6	49,5	67,0	43,3	44,2	51,1	40,8	48,3	32,9	44,2	56,2	45,6	52,4	38,8	63,9	54,8	49,9
Niedersachsen	103,9	101,4	93,2	92,8	102,1	110,5	97,6	98,5	119,5	86,6	87,7	97,1	84,0	93,0	73,4	87,2	107,5	95,4	102,7	83,7	120,2	106,2	98,3
Nordrhein-Westf.	107,1	105,5	95,8	94,9	105,0	109,8	97,9	103,1	119,8	87,0	91,2	95,8	85,7	93,9	77,5	89,4	101,8	92,2	98,8	84,1	113,2	101,4	95,6
Rheinland-Pfalz	66,0	64,0	57,4	57,1	62,2	68,1	57,2	60,8	73,7	51,8	52,4	59,0	47,5	53,2	40,0	48,9	56,6	47,8	52,6	39,6	60,0	53,3	47,9
Saarland	72,6	70,3	62,7	60,8	65,0	71,3	60,8	65,2	74,8	55,1	53,5	59,1	48,9	55,2	40,5	50,5	60,3	51,2	54,7	40,9	61,1	55,2	49,5
Sachsen	65,4	61,6	56,4	57,1	63,5	65,7	57,8	58,7	70,6	51,4	51,9	56,7	45,7	53,2	38,0	48,6	58,9	48,2	53,5	39,7	64,8	58,0	51,1
Sachsen-Anhalt	52,5	50,0	44,6	45,5	53,2	55,6	47,8	48,6	63,2	42,1	42,4	48,7	37,7	45,2	31,0	40,9	50,8	41,7	48,1	35,6	60,0	53,7	47,4
Schlesw.-Holstein	97,9	94,5	86,3	86,4	95,5	102,0	92,5	92,1	115,1	80,0	81,2	91,2	76,7	88,3	70,4	85,1	101,4	86,0	91,2	74,3	109,5	97,9	89,9
Thüringen	61,3	58,4	51,8	52,5	60,0	62,9	53,2	54,8	70,8	47,2	47,3	55,8	43,8	49,4	35,6	45,9	55,8	45,3	51,3	36,7	61,0	55,7	48,1
Deutschland	80,2	77,3	70,3	71,3	78,7	83,7	73,3	75,1	90,9	64,6	66,1	73,8	61,8	69,3	52,9	65,0	78,2	66,3	72,1	57,8	85,1	76,6	70,6

3.3 Überschuss der Flächenbilanzen der Kreise 1995 bis 2017

Die Verteilung der Überschüsse der Flächenbilanz in den Kreisen in Deutschland ist für den Mittelwert der Jahre 2015 bis 2017 in Abbildung 7 dargestellt. Die vollständigen Ergebnisse (Zufuhr gesamt, Mineraldüngung, Abfuhr, Überschuss für die Zeitreihe 1995 bis 2017) können von den Autoren bezogen werden. Die N-Überschüsse sind durch eine große Variabilität zwischen den einzelnen Kreisen gekennzeichnet, die vorrangig auf die unterschiedliche Höhe des Viehbesatzes sowie die Unterschiede im natürlichen Ertragspotenzial (Boden, Klima) zurückzuführen ist. Für die Darstellung in Abbildung 7 wurde der Wert des N-Überschusses, der für eine Kreisregion berechnet wurde, dem (Land-)Kreis sowie der kreisfreien Stadt zugewiesen, die in der Kreisregion zusammengefasst sind (s. Kap. 2.4.10).

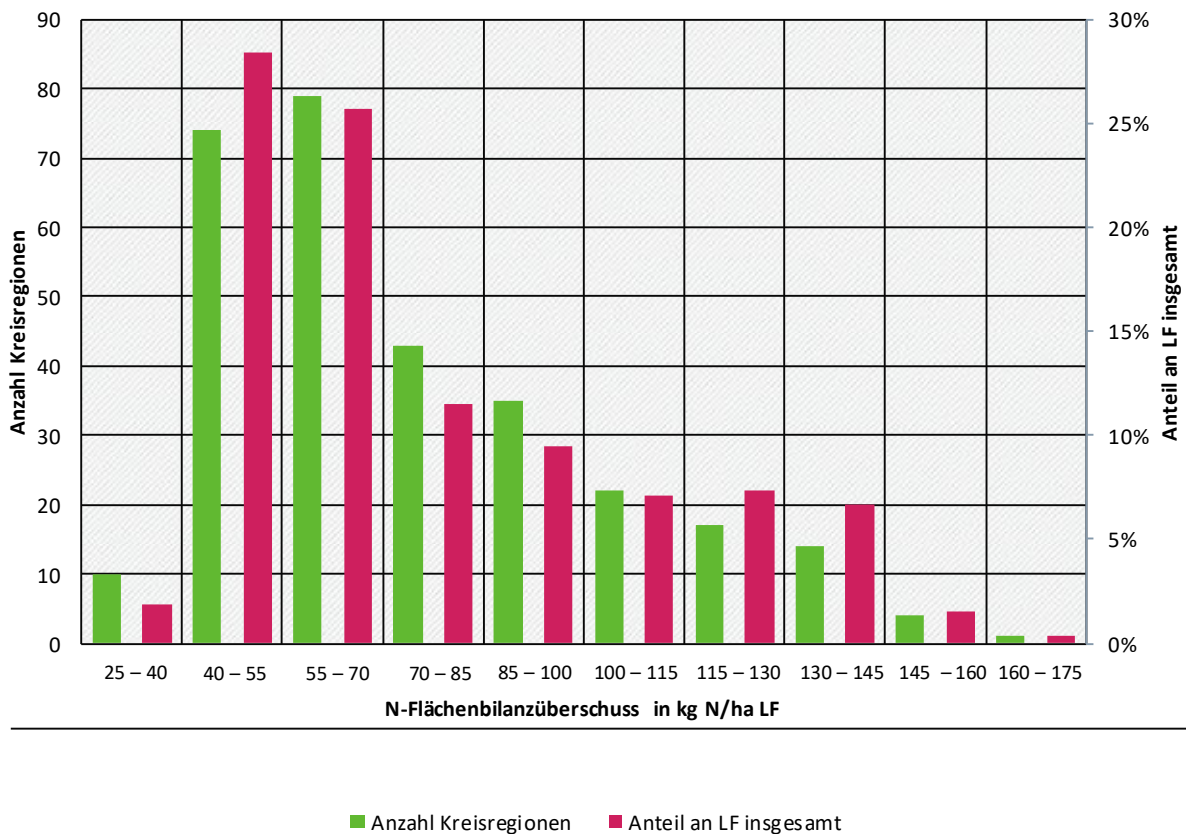
Abbildung 7: Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz in den Kreisen in Deutschland, Mittel 2015 – 2017



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Die Spannweite der N-Flächenbilanzüberschüsse der Kreise (Mittel 2015 bis 2017) reicht von 25,6 kg N/ha LF bis 161,7 kg N/ha LF. Für 84 Kreisregionen (entsprechend 30 % der LF) wird ein Überschuss ≤ 55 kg N/ha LF berechnet, 157 Kreisregionen (47 % der LF) liegen im Bereich > 55 bis ≤ 100 kg N/ha LF und in 58 Kreisregionen (23 % der LF) beträgt der Überschuss über 100 kg N/ha LF. Die Häufigkeitsverteilung der Überschüsse bezogen auf die LF in Deutschland ist Abbildung 8 zu entnehmen.

Abbildung 8: Häufigkeitsverteilung des N-Flächenbilanzüberschusses nach Anzahl der Kreisregionen und Anteil an der LF (Mittel 2015 – 2017)



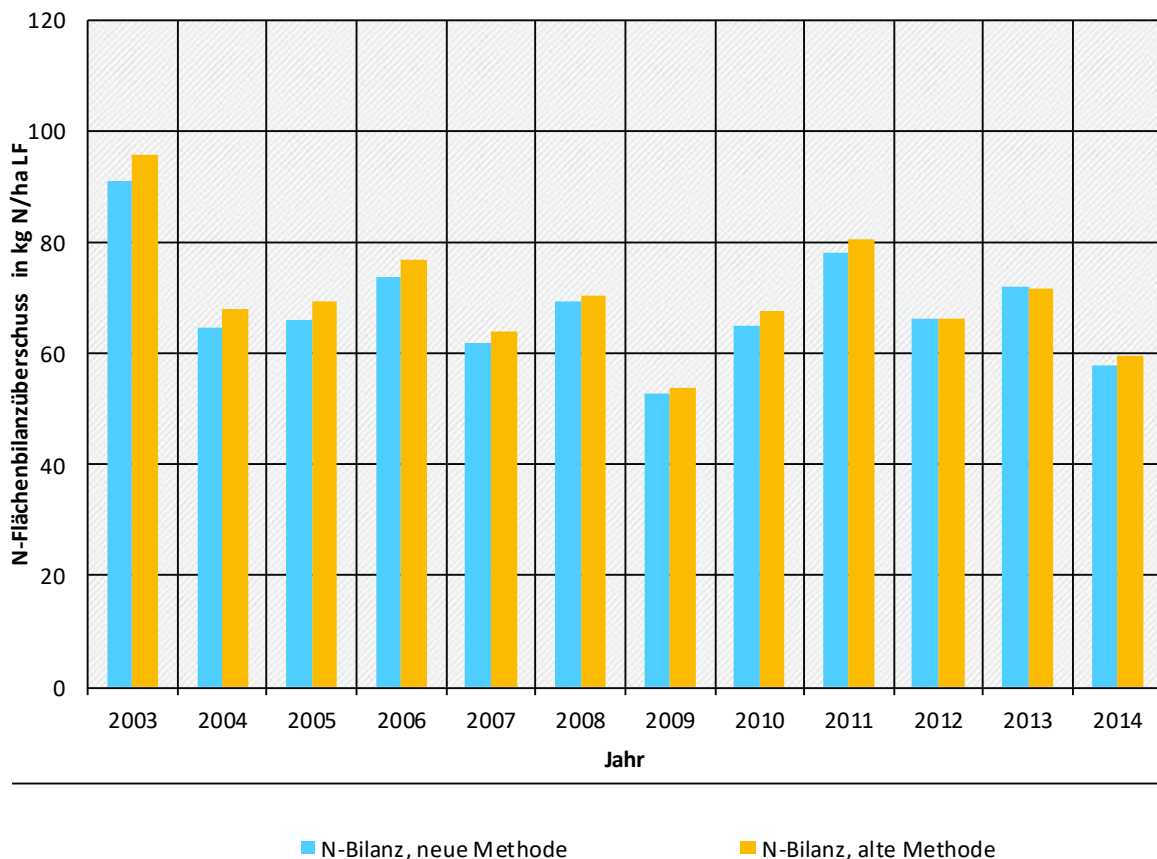
Quelle: eigene Darstellung

Der N-Überschuss summiert über die Kreise stimmt mit dem N-Überschuss berechnet für Deutschland insgesamt in den meisten Jahren auf rund ± 1 kg N/ha LF überein. Die auftretenden Differenzen sind vornehmlich darauf zurückzuführen, dass die Erntemengen der Kulturarten, berechnet auf Bundesebene über die Anbaufläche multipliziert mit dem Durchschnittsertrag auf Bundesebene, nicht völlig übereinstimmen mit den Erntemengen summiert über die Kreise, berechnet mit den Angaben zu Ernteertrag und Anbauflächen für die einzelnen Kreise.

3.4 Veränderungen in der Zeitreihe des N-Überschuss gegenüber früheren Varianten

In Kapitel 2.4.11 werden die methodischen Änderungen der hier durchgeführten N-Bilanzierung gegenüber früheren Varianten ausführlich erläutert. Der Überschuss der N-Flächenbilanz nach neuer Methode liegt damit im Mittel der Jahre 2003 bis 2014 um 2,1 kg N/ha LF niedriger im Vergleich zu Bach et al. (2014) (68,2 kg N/ha LF gegenüber 70,3 N/ha LF). Die Differenz weist deutliche Schwankungen innerhalb der Zeitreihe auf, zeigt aber keinen eindeutigen Trend (Abbildung 9).

Abbildung 9: Überschuss der N-Flächenbilanz im Zeitraum 2003 bis 2014 berechnet nach neuer Methode (blau) und nach früherer Methode (Bach et al. 2014; orange)



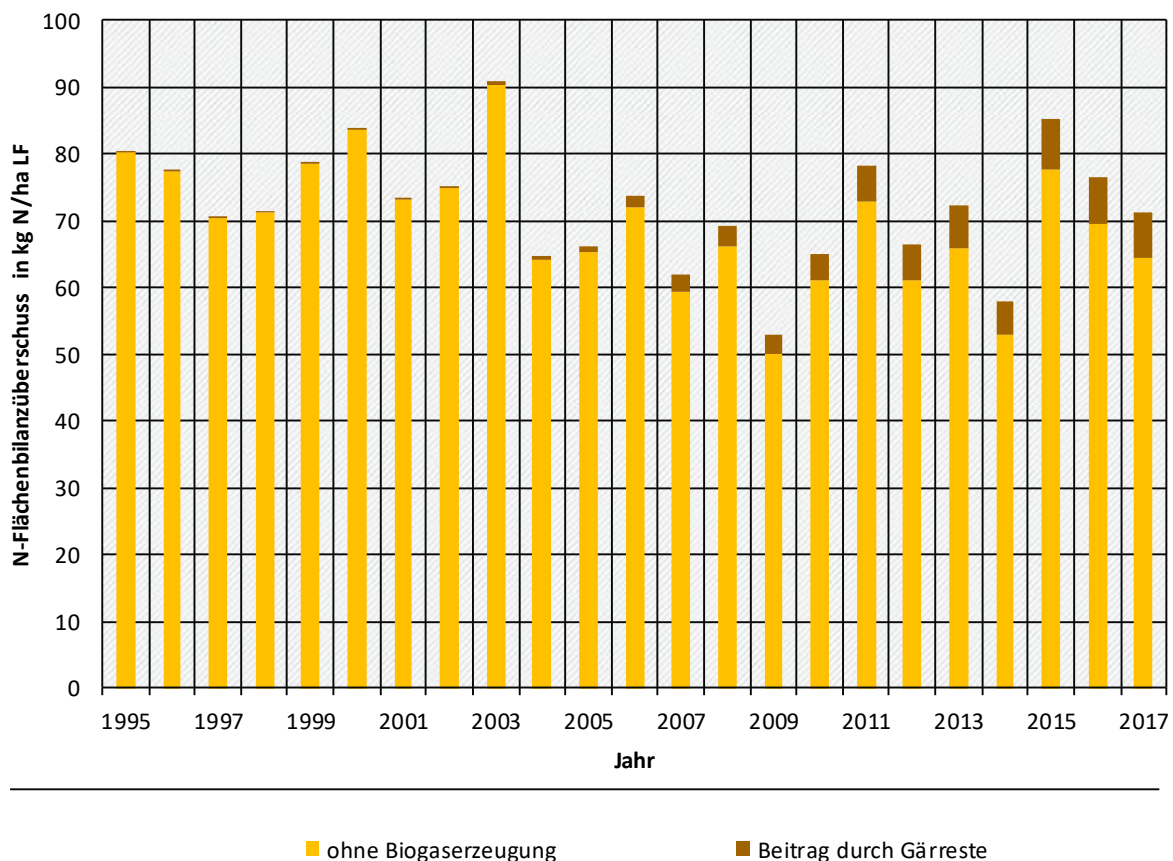
Quelle: erweiterte Darstellung aus Bach et al. (2014).

Als wesentliche Ursachen für die Unterschiede zwischen den Werten für die frühere Zeitreihe und die aktuellen Ergebnisse sind die folgenden Modifikationen anzuführen:

- ▶ Integration der Biogaserzeugung in die N-Flächenbilanzierung (s. u.)
- ▶ Neuberechnung der N-Entzüge mit Dauergrünland und Ackerfutterbau
- ▶ Niedrigere Werte für die atmosphärische N-Deposition
- ▶ Verwendung von jahresspezifischen Verlustkoeffizienten für das Wirtschaftsdüngermanagement.

Die Erweiterung der Systemgrenze der Bilanzierung um die Biogaserzeugung führt zu einem höheren N-Flächenbilanzüberschuss gegenüber den früheren Berechnungen ohne Biogaserzeugung. Dies ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass die zusätzliche Stickstoff-Zufuhr mit den Gärresten der Energiepflanzen erstmalig im Bilanzansatz berücksichtigt (saldiert) wird. Weiterhin erhöht die Berücksichtigung der Vergärung von Wirtschaftsdüngern den N-Flächenbilanzüberschuss, weil die Erzeugung von Biogas mit deutlich geringeren gasförmigen N-Verlusten verbunden ist im Vergleich zur Lagerung von Wirtschaftsdüngern, wodurch insgesamt mehr Stickstoff aus Wirtschaftsdünger zur Ausbringung gelangt. In Abbildung 10 ist der Beitrag der Biogaserzeugung zum Bilanzüberschuss für Deutschland insgesamt dargestellt, auf Kreisebene ist dieser Effekt tendenziell umso stärker ausgeprägt, je mehr Biogas (bezogen auf die LF) in einem Kreis erzeugt wird.

Abbildung 10: Beitrag der Biogaserzeugung zum N-Flächenbilanzüberschuss in Deutschland



Quelle: eigene Darstellung.

Die N-Zufuhr über die Gärreste aus Energiepflanzen trägt 2017 mit rund 9 % zur Netto-N-Zufuhr bei. Dieser Anteil ist seit 2012 annähernd konstant, was auf den nur geringen Zuwachs der Biogaserzeugung in den letzten Jahren zurückzuführen ist. Vor der Novellierung des EEG im Jahr 2004 war die Bedeutung der Biogaserzeugung in Deutschland sehr gering.

Anmerkung

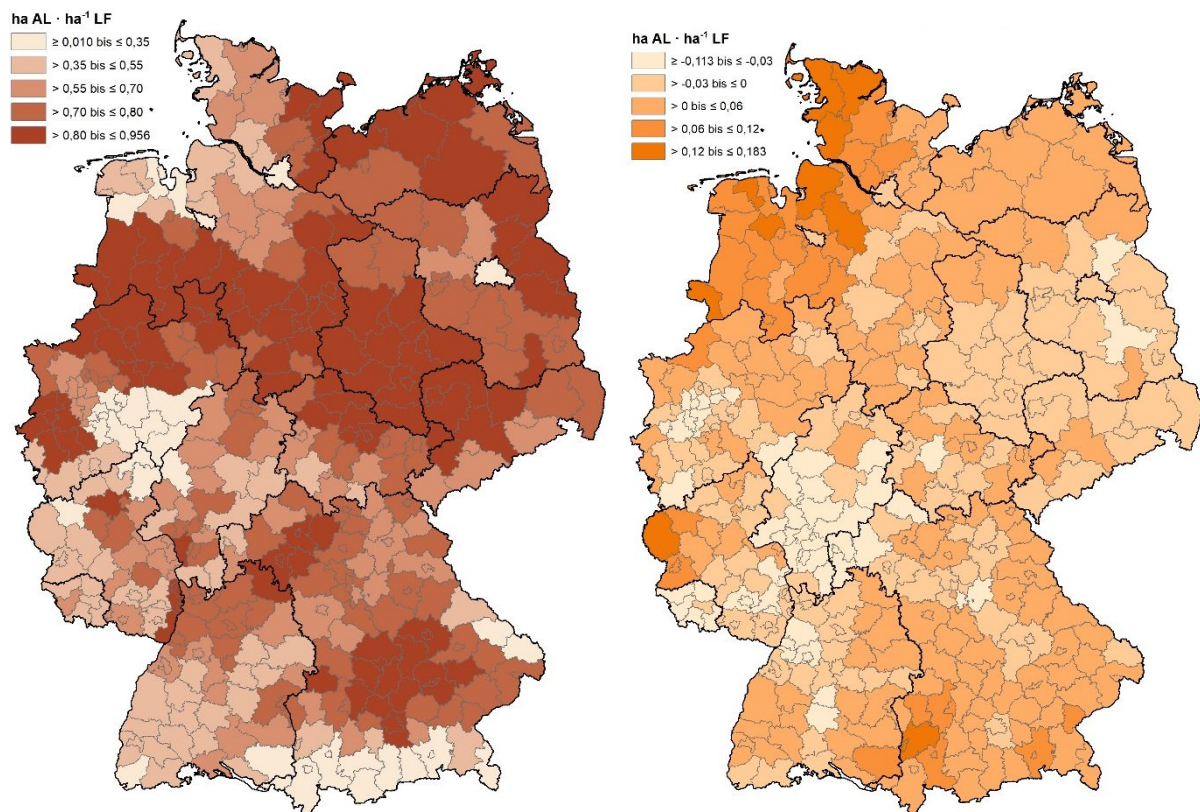
Für die neue Bilanzmethode werden die Koeffizienten zur N-Ausscheidung und zu den gasförmigen Emissionen aus der Viehhaltung (s. Kapitel 2.2.1, Tabelle 3) dem landwirtschaftlichen Teil des RMD entnommen (Rösemann et al. 2019) oder wurden gesondert aufbereitet für den Zeitraum 1995 bis 2015 durch Rösemann et al. (2017b) zur Verfügung gestellt. Die im RMD verwendeten Koeffizienten werden allerdings regelmäßig überarbeitet und an den neuesten Stand der Kenntnis angepasst. Die geänderten Koeffizienten werden dann rückwirkend auf die gesamte Zeitreihe angewendet, so dass auch die Ergebnisse des RMD zu den jährlichen gasförmigen Emissionen von reaktiven N-Verbindungen aus der Landwirtschaft sich von den Jahreswerten aus früheren RMD unterscheiden können. Das betrifft in analoger Weise die Ergebnisse zum N-Flächenbilanzüberschuss: Wenn in der N-Bilanzierung die Werte des jeweils aktuellsten RMD für die Koeffizienten der N-Ausscheidung und gasförmigen Emissionen herangezogen werden, dann können sich infolge dieser Änderungen im RMD auch Änderungen in den Werten der Flächenbilanzüberschüsse in der Jahresreihe 1995 bis 2017 (und spätere) ergeben. Davon sind alle Regionalgliederungen betroffen.

3.5 Zeitliche Veränderungen von Strukturdaten und Auswirkungen auf die Flächenbilanzsalden

Die landwirtschaftlich genutzte Fläche insgesamt ist im Betrachtungszeitraum von 17,3 Mio. ha (Mittel 1995 bis 1997) auf 16,7 Mio. ha (Mittel 2015 bis 2017) zurückgegangen, wobei die Ackerfläche nahezu unverändert blieb (Rückgang um 93.000 ha), die Dauergrünlandfläche jedoch erheblich abnahm (579.100 ha). Dem entsprechend hat sich der Anteil von Ackerland an der LF im Mittel 2015 bis 2017 um 2,4 %-Punkte erhöht im Vergleich zu 1995 bis 1997, analog ist der Anteil von Dauergrünland um 2,3 %-Punkte zurückgegangen.

Auf Kreisebene sind die Änderungen des Anteils von Ackerland an der LF regional zum Teil noch stärker ausgeprägt, sie liegen zwischen einer Abnahme um 11,2 %-Punkten und einer Zunahme um 18,2 %-Punkten gegenüber dem Mittel der Jahre 1995 bis 1997 (Abbildung 11). Diese Änderungen sind jedoch mit der Änderung der Viehbesatzdichte ($R^2 = 0,06^8$) und der Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses ($R^2 = 0,09$) nicht signifikant korreliert. Mit dem Ausbau der Bio-gaserzeugung (Abbildung 14) besteht hingegen eine schwache Korrelation ($R^2 = 0,26$).

Abbildung 11: Anteil Ackerfläche an LF insgesamt nach Kreisen (Mittel 2015 – 2017) (linke Karte) und Änderung gegenüber dem Mittelwert 1995 bis 1997 (rechte Karte)



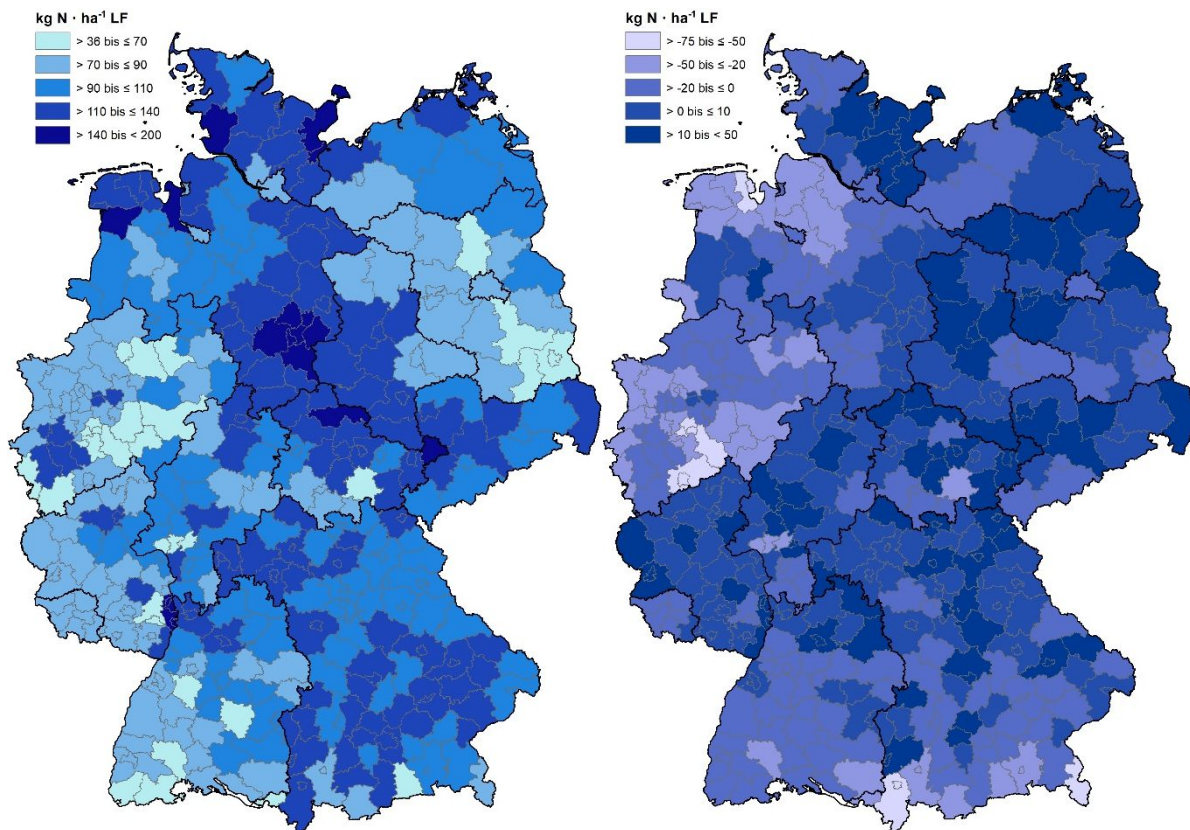
Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Die N-Zufuhr mit Mineraldüngern blieb für Deutschland insgesamt im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 gegenüber dem Mittel der Jahre 1995 bis 1997 nahezu unverändert (+1,5 kg N/ha LF, entsprechend +1,5 %). Auf Kreisebene ist insbesondere in den Ackerbauregionen mit einer Abnahme der Viehbesatzdichte eine Zunahme der N-Zufuhr über Mineraldünger festzustellen. Gleiches gilt für die Änderungen des Anteils von Dauergrünland und des relativen Anteils von Ackerland an der LF insgesamt. Gleichwohl ist das Bestimmtheitsmaß für diese Zusammenhänge, jeweils

⁸ Hier und im weiteren Verlauf des Berichts sind immer LF-gewichtete Bestimmtheitsmaße angegeben.

für sich genommen, niedrig (für die Änderung der Viehbesatzdichte: $R^2 = 0,06$; für die Änderung des relativen Anteils des Dauergrünlands: $R^2 = 0,12$; für die Änderung des relativen Anteils des Ackerlands: $R^2 = 0,12$). Zwischen der Änderung der N-Zufuhr und der Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses in der Zeitreihe besteht ein deutlicher Zusammenhang ($R^2 = 0,67$), weniger hingegen zwischen der Änderung der N-Abfuhr und der Änderung des Flächenbilanzüberschusses ($R^2 = 0,38$).

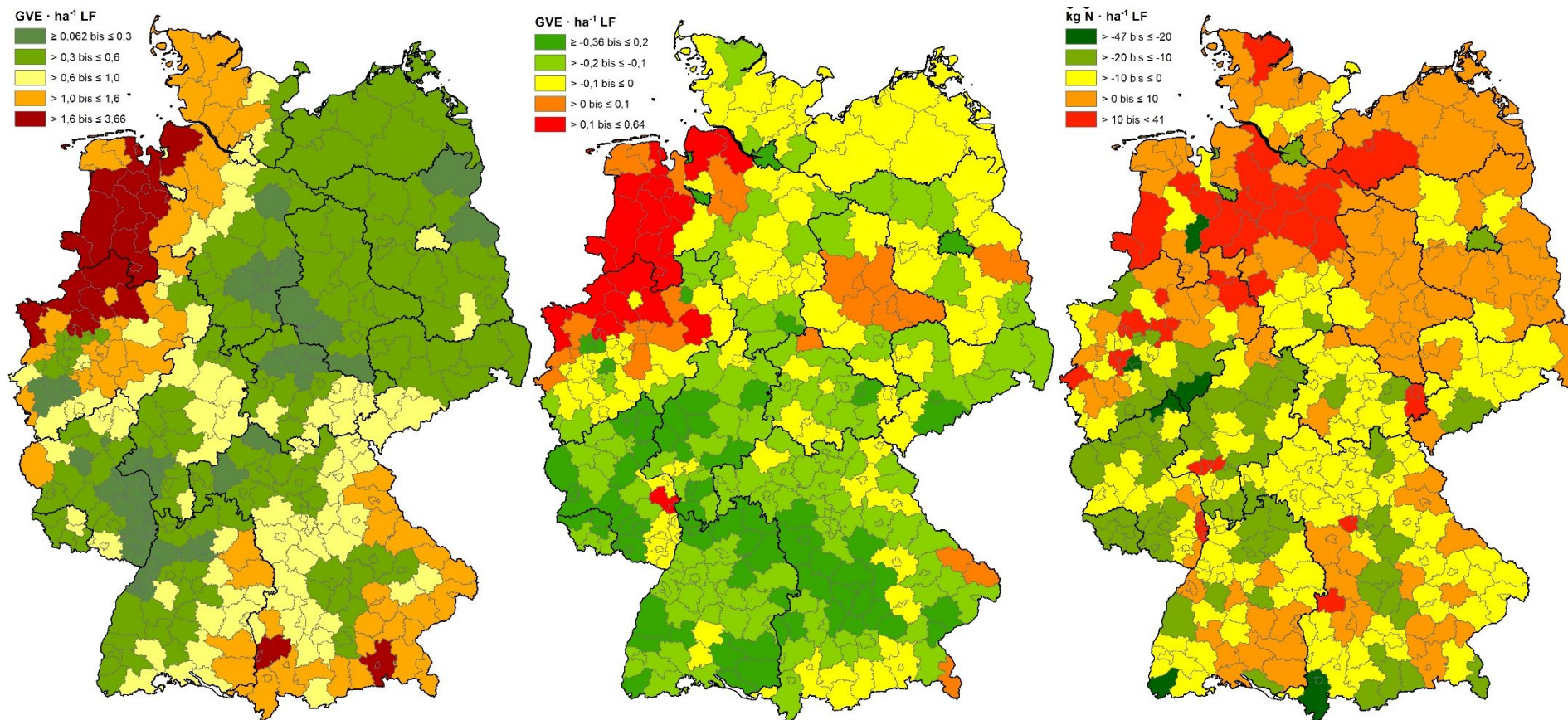
Abbildung 12: Zufuhr über Mineraldünger auf die LF insgesamt (Mittel 2015 – 2017) (linke Karte) und Änderung gegenüber dem Mittelwert 1995 bis 1997 (rechte Karte)



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Mit einem Korrelationskoeffizienten von $R^2 = 0,82$ ist der Zusammenhang zwischen der Viehbesatzdichte und dem N-Flächenbilanzüberschuss in den Kreisen im Zeitraum 2015 bis 2017 ausgeprägt, jedoch deutlich geringer als zu Beginn der Zeitreihe im Zeitraum 1995 bis 1997 mit $R^2 = 0,92$. Dies ist darauf zurückzuführen, dass mit dem wachsenden Transfer von Wirtschaftsdünger der Anfall von tierischen Exkrementen von der Zufuhr auf die Fläche in zunehmendem Maße regional entkoppelt wird. Dies bedeutet, dass die Zunahme der Viehbesatzdichte im Mittel 2015 bis 2017 gegenüber dem Mittel 1995 bis 1997 in den Regionen mit ohnehin hoher Viehbesatzdichte (Abbildung 13) nicht in dem Ausmaß zu einer Erhöhung der N-Flächenbilanzüberschüsse geführt hat, wie es alleine aufgrund der Zunahme der Viehbesatzdichte zu erwarten wäre. Stattdessen führt die weitere Zunahme der Tierbestände in den Kreisen mit intensiver Viehhaltung zu einer deutlichen Zunahme der N-Flächenbilanzüberschüsse in den angrenzenden Regionen, die als aufnehmende Gebiete für den Transfer von Wirtschaftsdüngern dienen.

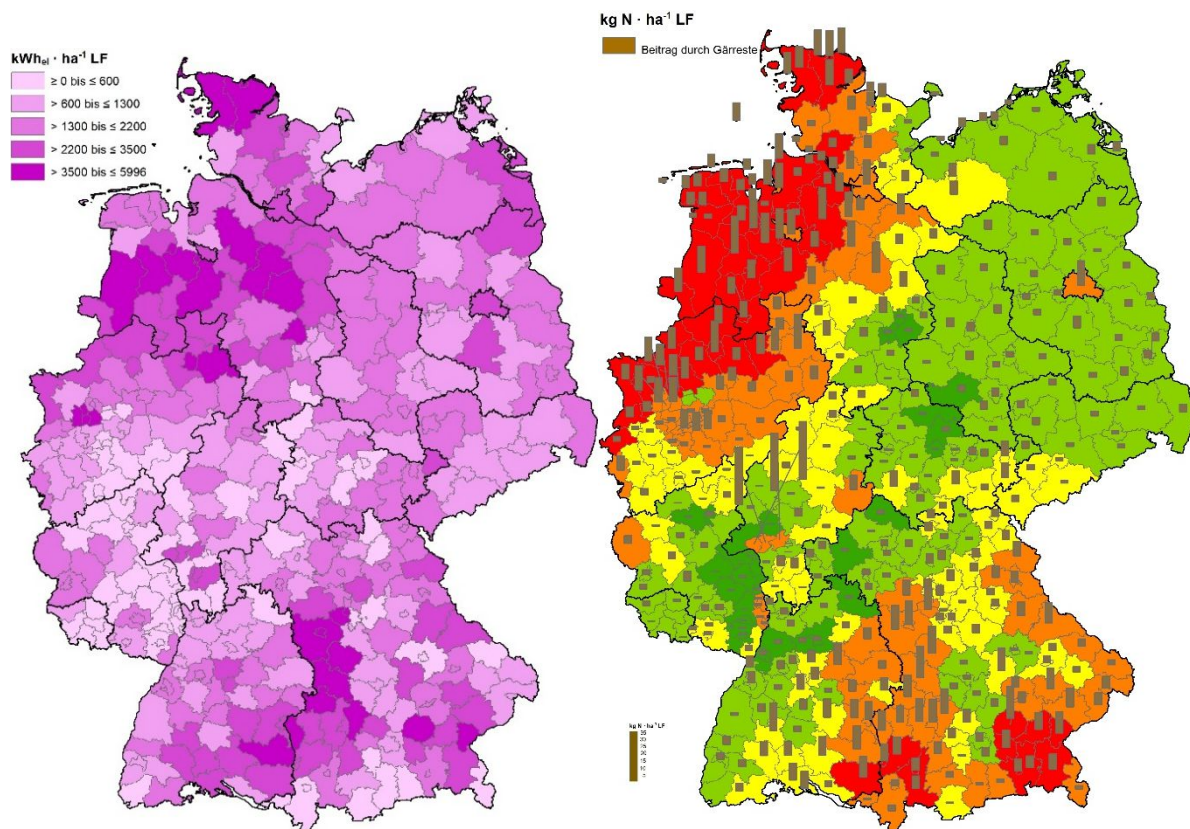
Abbildung 13: Viehbesatzdichte nach Kreisen (Mittel 2015 – 2017) (Karte links) sowie Änderung der Viehbesatzdichte (Karte Mitte) und des N-Flächenbilanzüberschusses (Karte rechts) gegenüber dem Mittelwert 1995 bis 1997



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Die bedeutendste Änderung der Agrarstruktur im Zeitraum 1995 bis 2017 besteht im Ausbau der Biogaserzeugung von einer zunächst eher exotischen Variante der landwirtschaftlichen Produktion zu einem Betriebsbereich, in dem im Jahr 2017 rund 574.000 t N umgesetzt wurden. Abbildung 14 (links) zeigt die räumliche Verteilung der flächenspezifischen Einspeisung von Biogasstrom auf Kreisebene. Diese ist positiv korreliert mit der Viehbesatzdichte ($R^2 = 0,52$), was zeigt, dass Biogasanlagen tendenziell eher in Regionen mit höherer Viehbesatzdichte gebaut wurden. Dies ist wenig überraschend, da tierische Ausscheidungen eine wesentliche Voraussetzung für den mikrobiologisch stabilen Betrieb von Biogasanlagen sind und höhere Ertragssicherheit aufweisen als reine Energiepflanzenvergärungsanlagen. Die ausschließliche Vergärung von Wirtschaftsdüngern wäre jedoch ökonomisch ungünstig, da Energiepflanzen als Substrat erforderlich sind, um hohe Biogaserträge zu erzielen. Dies führt insbesondere in den Kreisen mit hohen Viehbesatzdichten zu einer Erhöhung der N-Flächenbilanzüberschüsse, bedingt durch die Rückführung von Energiepflanzengärresten (Abbildung 14 rechts).

Abbildung 14: Flächenspezifische Biogasstromeinspeisung (linke Karte) und Beitrag der Biogasbilanz zum N-Flächenbilanzüberschuss (rechte Karte) nach Kreisen (Mittel 2014 – 2017)



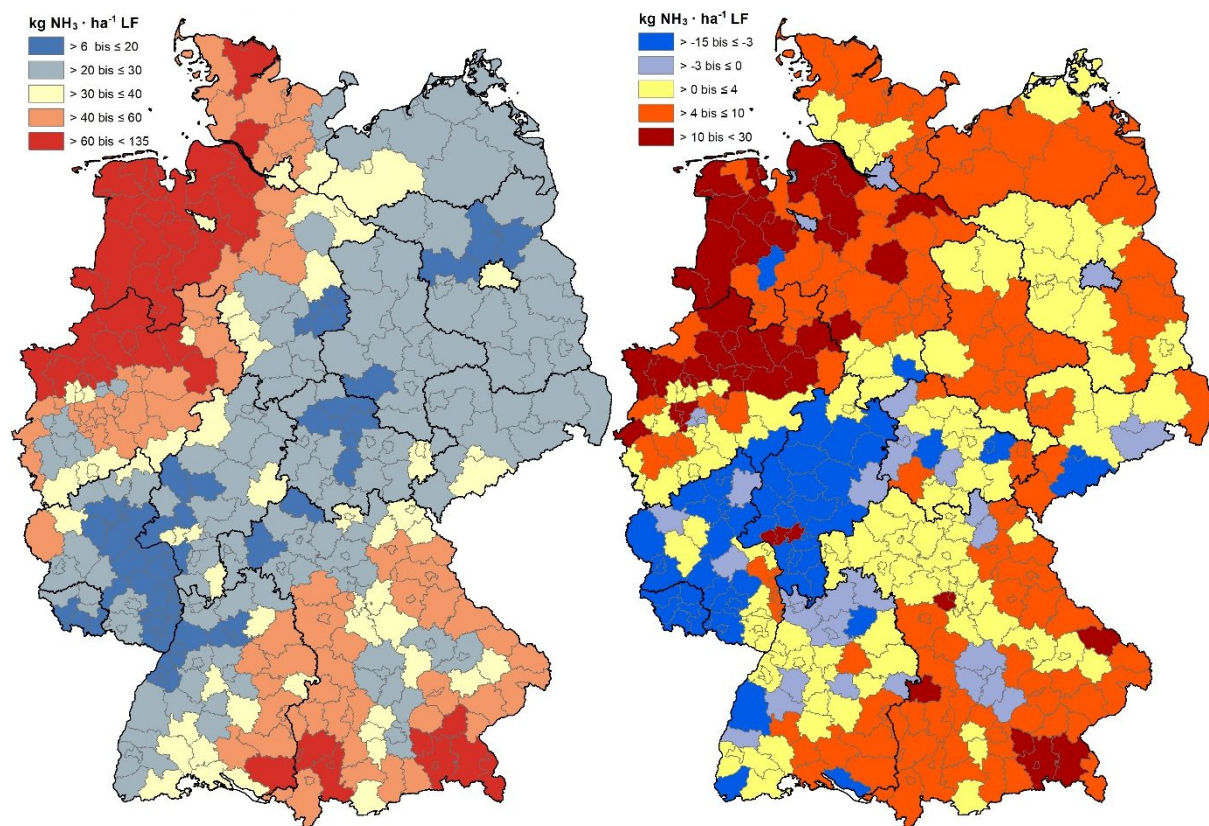
Quelle: Bundesnetzagentur (2016); Übertragungsnetzbetreiber (versch. Jg.); eigene Darstellung
Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Abbildung 15 zeigt flächenbezogenen NH_3 -Emissionen in den Kreisen im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 sowie deren Änderung gegenüber dem Mittel 1995 bis 1997. Die Abbildung stellt die räumliche Verteilung der landwirtschaftlichen NH_3 -Emissionen insgesamt dar, beinhaltet also auch die NH_3 -Emissionen aus der Düngerausbringung und dem Weidegang, die der Flächenbilanz zugerechnet werden (s. Kapitel 2.4.2). Die Berechnung dieser Emissionen wird im vorliegenden Methodenbericht nicht beschrieben, sie sind aber für eine umfassende Betrachtung der

landwirtschaftlichen NH_3 -Emissionen und ihrer räumlichen Verteilung unabdingbar. Die Berechnung der NH_3 -Emissionen, die der Flächenbilanz zugeordnet werden, beruht auf den in Rösemann et al. (2019) beschriebenen Methoden und den von Rösemann et al. (2017b) zur Verfügung gestellten Emissionsfaktoren.

Die Höhe der NH_3 -Emissionen in den Kreisen wird im Wesentlichen durch das Wirtschaftsdüngermanagement bestimmt und korreliert sehr eng mit der Viehbesatzdichte ($R^2 = 0,95$). Der Zusammenhang zwischen der Änderung der NH_3 -Emissionen und der Änderung der Viehbesatzdichte ist mit $R^2 = 0,30$ weniger deutlich ausgeprägt. Die Änderungen der NH_3 -Emissionen werden durch weitere Faktoren beeinflusst, so besteht unter anderem eine positive Korrelation ($R^2 = 0,60$) mit der flächenbezogenen Stromeinspeisung aus Biogasanlagen.

Abbildung 15: Flächenbezogene Ammoniakemissionen (Mittel 2015 – 2017) (linke Karte) und Änderung gegenüber dem Mittelwert 1995 bis 1997 (rechte Karte)



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Tabelle 15 zeigt die Kreisregionen mit den zehn höchsten und den zehn niedrigsten N-Flächenbilanzüberschüssen aktuell (Mittel der Jahre 2015 bis 2017) und zu Beginn der Zeitreihe (Mittel 1995 bis 1997). Bestimmend für die Änderungen in den Rangfolgen ist zum einen die weitere Konzentration der Viehhaltung in den Veredelungsregionen Westniedersachsens und Nordrhein-Westfalens, die bereits in den 1990er Jahren hohe Viehbestände aufwiesen, und zum anderen die wachsende Bedeutung des Wirtschaftsdüngertransfers aus diesen Regionen.

Tabelle 15: Vergleich der Kreisregionen mit den zehn höchsten und den zehn niedrigsten N-Flächenbilanzüberschüssen (in kg N/ha LF) im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 im Vergleich zu 1995 bis 1997

Kreis(region)	N-Flächenbilanzüberschuss (Ø 1995/97)	Kreis(region)	N-Flächenbilanzüberschuss (Ø 2015/17)
Vechta	185,2	Grafschaft Bentheim	161,7
Cloppenburg	151,6	Cloppenburg	151,3
Borken	149,4	Leer	147,6
Wesermarsch	148,7	Ammerland	147,5
Leer	144,3	Wesermarsch	145,4
Grafschaft Bentheim	139,9	Friesland	143,8
Kleve	138,8	Rotenburg (Wümme)	141,9
Friesland	138,3	Emsland	139,2
Unterallgäu	134,7	Oldenburg	138,8
Rosenheim	130,9	Vechta	138,6
Wolfenbüttel	44,1	Karlsruhe	39,5
Märkisch-Oderland	44,1	Main-Spessart	38,0
Erfurt, Stadt	43,4	Donnersbergkreis	36,9
Uckermark	43,0	Erfurt, kreisfr. Stadt	36,2
Bad Kreuznach	41,5	Alzey-Worms	36,1
Mansfeld-Südharz	41,0	Rheingau-Taunus-Kreis	35,7
Alzey-Worms	31,3	Bad Kreuznach	33,6
Mainz-Bingen	30,6	Bad Dürkheim	27,4
Bad Dürkheim	30,0	Südliche Weinstraße	26,5
Südliche Weinstraße	29,4	Mainz-Bingen	25,6

3.6 Unsicherheiten im Mengengerüst und den Koeffizienten

Die Berechnung des N-Flächenbilanzüberschuss verwendet weitere Daten und Annahmen, die in mehr oder weniger großem Umfang mit Fehlern behaftet sein können, d. h. deren wahrer Wert nicht exakt bekannt ist und daher geschätzt werden muss. Größere Fehler in der Bilanzierung können insbesondere durch die nachfolgend aufgeführten Probleme verursacht werden.

3.6.1 Datenqualität der Agrarstatistik

Das Statistische Bundesamt veröffentlicht regelmäßig Qualitätsberichte zu den einzelnen Datenbeständen (Fachserien), in denen die Genauigkeit und Zuverlässigkeit der Datenerhebung und Statistikerstellung beschrieben werden (s. bspw. Statistisches Bundesamt 2012). Dabei wird zwischen stichprobenbedingten und nicht-stichprobenbedingten Fehlern unterschieden.

3.6.1.1 Stichprobenbedingte Fehler

Für die Ergebnisse von Agrarstatistiken, die nicht als Vollerhebungen, sondern nur als Stichprobe erhoben werden, wird vom Statistischen Bundesamt mit einem Aufbereitungsprogramm der relative Standardfehler als Maß für die Größe des Zufallsfehlers berechnet. In den Tabellenveröffentlichungen wird die Größenordnung des relativen Standardfehlers eines Zahlenwerts mit einem Buchstaben für die Fehlerklasse gekennzeichnet:

- ▶ A: bis unter ± 2 Prozent
- ▶ B: ± 2 bis unter ± 5 Prozent
- ▶ C: ± 5 bis unter ± 10 Prozent
- ▶ D: ± 10 bis unter ± 15 Prozent
- ▶ E: ± 15 Prozent und mehr

Ergebnisse mit einem Standardfehler $>15\%$ werden vom Statistischen Bundesamt nicht veröffentlicht, da der Zahlenwert nicht als sicher genug gilt (Statistisches Bundesamt 2012).

Für diejenigen Merkmale der

- ▶ Bodennutzungshaupterhebung
- ▶ Viehbestand
- ▶ Ernteerhebung

mit Regionalgliederung „Deutschland gesamt“ sowie „Bundesländer“ wird im Regelfall die Fehlerklasse „A“ oder „B“ ausgewiesen (Statistisches Bundesamt 2012). Für die entsprechenden Merkmale der Regionalgliederung „Kreise/kreisfr. Städte“ werden keine Angaben zur Datenqualität gemacht.

3.6.1.2 Nicht-stichprobenbedingte Fehler

Nicht-stichprobenbedingte, systematische Fehler betreffen zum einen Fehler durch die Erfassungsgrundlage, die durch Mängel bei der Erfassung und/oder der Abgrenzung der Grundgesamtheit, der verwendeten Definition und der Fragestellung entstehen. Für die Erfassung der Landwirtschaftsbetriebe als sogenannte Erhebungseinheiten dient das Betriebsregister Landwirtschaft, das von den Statistischen Ämtern der Länder laufend aktualisiert wird.

Zu den nicht-stichprobenbedingten Fehlern zählen zum anderen „echte“ und „unechte“ Antwortausfälle. „Echte“ Ausfälle sind Betriebe, die zum Erhebungszeitpunkt existierten und hätten befragt werden müssen, für die aber keine Antworten vorliegen. Die „echten“ Ausfälle werden bei Hochrechnung nach Möglichkeit korrigiert. „Unechte“ Ausfälle sind Betriebe, die zum Erhebungszeitpunkt nicht mehr existierten oder nicht mehr zum Berichtskreis gehörten (z. B. durch Unterschreiten der Erfassungsgrenze); sie verändern die Hochrechnung nicht. Eine weitere Ursache für nicht-stichprobenbedingte Fehler sind falsche Angaben der Auskunftspflichtigen. Solche Angaben können im Allgemeinen durch Plausibilitätskontrollen erkannt und korrigiert werden (Statistisches Bundesamt 2012). Die Größenordnung der nicht-stichprobenbedingten Fehler wird vom Statistischen Bundesamt (2012) insgesamt als gering eingeschätzt.

3.6.2 Zuordnung der Landwirtschaftsbetriebe und Biogasanlagen zu Kreisen

Die Agrarstatistik folgt dem so genannten „Betriebsprinzip“, d. h. alle Angaben zu Anbauflächen, Viehbestand usw. werden derjenigen Gebietseinheit (Gemeinde $\rightarrow$ Kreis/kreisfreie Stadt $\rightarrow$ Bundesland) zugerechnet, in welcher der Landwirtschaftsbetrieb seinen Betriebssitz hat – unabhängig davon, in welcher Gebietseinheit die bewirtschafteten Landwirtschaftsflächen tatsächlich liegen bzw. wo sich der Viehbestand (die Stallanlage) befindet. Dies kann zu Verfälschungen der N-Bilanzierung in einzelnen Gebietseinheiten führen, wobei mit jeder Unterschätzung für eine räumliche Einheit eine Überschätzung für eine (oder mehrere) andere Gebietseinheit(en) korrespondiert. Insbesondere in den östlichen Bundesländern - mit den dort häufig anzutreffenden großen Betriebsstrukturen - kann durch diesen Fehler das Ergebnis für die Kreisregionen möglicherweise verzerrt werden. Diese Problematik trifft in ähnlicher Weise auf die Biogas- und Biomethaneinspeiseanlagen zu. Insbesondere bei größeren Anlagen, die als eigenständiges Unternehmen betrieben werden, kann es vorkommen, dass der Firmensitz nicht identisch ist mit dem

Ort der Biogasanlage(n). Auf der Ebene der Bundesländer ist aber davon auszugehen, dass das „Betriebssitzprinzip“ das Ergebnis der N-Bilanzierung nicht stärker verzerrt.

3.6.3 Koeffizienten zu Nährstoffgehalten

Die Koeffizienten zu Nährstoff-Gehalten im Erntegut, N-Anfall pro Tierplatz usw. (s. Tabelle 3), mit denen aus den Angaben des Mengengerüsts die N-Zufuhr- und Entzugsgrößen der N-Bilanz berechnet werden, sind einschlägigen Tabellenwerken entnommen. Diese Angaben stellen im Allgemeinen den Mittelwert (ggf. auch den Median) aus einer größeren Anzahl von Einzelwerten (Messwerten, Analysen usw.) dar, können als repräsentativ angesehen werden und sind in der Fachwelt weitgehend unstrittig. Ein Problem ist allerdings darin zu sehen, dass in den Tabellen im Regelfall nur der Mittelwert, jedoch kein statistisches Maß für die Streubreite aufgeführt wird. Die Größenordnung der Variabilität von Koeffizienten wie zum Beispiel N-Gehalten im Erntegut, N-Anfall pro Tier, N-Fixierungsleistung von Leguminosen usw. kann daher nicht näher eingegrenzt werden. Da diese Größen stets durch Prozesse in biologischen Systemen (Boden, Pflanze, Tier) gesteuert werden, die von zahlreichen Einflussfaktoren abhängen (bei Pflanzen bspw. von Ertragsniveau, Sorte, Jahreswitterung, N-Düngungsmenge, Schädlingsbefall etc.; bei Tieren von Leistungsniveau, Rasse, Fütterungsregime, Futterzusammensetzung, Tiergesundheit etc.), ist eine mehr oder weniger große Streuung der Werte zwangsläufig. Deren Einfluss auf die Unsicherheit bzw. die mögliche Streuung der Ergebnisse zum Überschuss der N-Flächenbilanz kann allerdings nicht beziffert werden.

3.6.4 Transfer von Wirtschaftsdünger

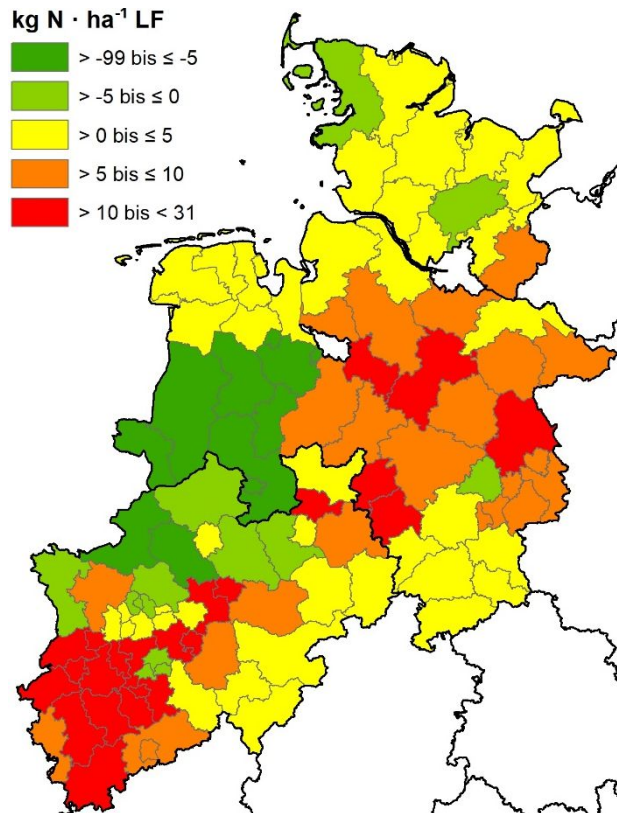
Mit der Konzentration der Viehbestände in Nordwestdeutschland in den letzten zwei Dekaden (s. Abbildung 13), in Verbindung mit den Vorschriften der Düngeverordnung über die zulässigen N-Überschüsse nach Nährstoffvergleich bzw. die zulässigen Höchstmengen der organischen N-Düngung pro Hektar, hat der Transfer von Wirtschaftsdünger zunehmend an Bedeutung erlangt. Nährstoffberichte mit kreisbezogenen Angaben zu den abgegebenen und aufgenommenen N-Mengen liegen jedoch nur für die Bundesländer Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein vor (neuerdings auch für Mecklenburg-Vorpommern; diese Ergebnisse konnten allerdings nicht mehr berücksichtigt werden). Für die übrigen Bundesländer fehlen entsprechende Angaben, insbesondere zur Aufnahme von Wirtschaftsdünger mit Regionalgliederung Kreise aus den drei genannten Bundesländern. In den Nährstoffberichten werden allerdings nur diejenigen Wirtschaftsdüngertransfers erfasst, die über sogenannte Güllebörsen organisiert werden; bilaterale Transfers zwischen Betrieben ohne Registrierung bei einer Meldestelle werden nicht erfasst.

Die Berücksichtigung der Wirtschaftsdüngertransfers führt zu einer erheblichen Änderung der N-Flächenbilanzüberschüsse. Insbesondere in Westniedersachsen und dem nördlichen Nordrhein-Westfalen liegen die N-Flächenbilanzsalden mit Berücksichtigung des Wirtschaftsdüngertransfers deutlich niedriger als ohne. Im Maximum (Kreis Vechta) führt dies zu einer Verminderung des N-Flächenbilanzüberschuss um 99 kg N/ha LF. Reziprok dazu weisen die Aufnahmeregionen für Wirtschaftsdünger in den angrenzenden Kreisen bzw. Bundesländern, die vornehmlich durch Marktfruchtanbau geprägt sind, höhere N-Flächenbilanzsalden auf gegenüber einer Bilanzierung ohne Berücksichtigung des Wirtschaftsdüngertransfers (Abbildung 16).

Für die übrigen Bundesländer liegen keine Daten zum Transfer von Wirtschaftsdünger vor. Die Auswertung des Wirtschaftsdüngerberichts für Schleswig-Holstein und eine kursorische Sichtung des Berichts für Mecklenburg-Vorpommern (Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern 2018) deuten jedoch darauf hin, dass mit den Nährstoffberichten für Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen die beiden „hot spots“ des Wirtschaftsdüngertransfers

in Deutschland abgedeckt sind. Die besondere Situation in diesen beiden Bundesländern ergibt sich zum einen aus den hohen Tierbesatzdichten in Westniedersachsen und im nördlichen Nordrhein-Westfalen und zum anderen aus dem Import von Wirtschaftsdünger aus den Niederlanden in diese Regionen.

Abbildung 16: Änderung^a der N-Flächenbilanzüberschüsse in den Ländern Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein durch Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngertransfers und Importen aus den Niederlanden (Mittel 2015 bis 2017)



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

^a Änderung gegenüber einer Berechnung der N-Flächenbilanzüberschüsse *ohne* Berücksichtigung des Transfers von Wirtschaftsdünger zwischen Kreisen bzw. Bundesländern und Importen aus den Niederlanden.

3.6.5 Import von Wirtschaftsdünger aus dem Ausland

In den Nährstoffberichten der Länder Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen werden auch die Importmengen von Wirtschaftsdüngern aus dem Ausland aufgeführt; im Wesentlichen sind dies Importe aus den Niederlanden. Es wird davon ausgegangen, dass Wirtschaftsdüngerimporte aus dem Ausland in den übrigen Bundesländern keine Rolle spielen, sodass der Import nach Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen dem Gesamtimport nach Deutschland gleichzusetzen ist.

Vor der Veröffentlichung der genannten Nährstoffberichte wurden die N-Importe auf deutscher Seite nicht systematisch erfasst; Dämmgen (2009) bezog sich auf die niederländische Statistik (vgl. CBS 2007). Bis zum RMD 2010 (Haenel 2010) wurden 75 % dieser von den Niederlanden berichteten N-Exporte mit Wirtschaftsdüngern als Import in Deutschland berücksichtigt und vollständig als Geflügelfestmist behandelt. Ab dem Nationalen Inventarbericht 2011 wurden die Wirtschaftsdünger-Importe mangels ausreichender Datenbasis, insbesondere aufgrund erhebli-

cher Inkonsistenzen verschiedener Datenquellen, nicht mehr berücksichtigt. Das Problem unzureichender Datenqualität ist mit den Nährstoffberichten Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen behoben, weshalb die Wirtschaftsdüngerimporte aus den Niederlanden in der N-Flächenbilanz berücksichtigt werden können.

Aus der in Kapitel 2.4.4 beschriebenen Vorgehensweise ergeben sich die in Tabelle 16 aufgeführten N-Importmengen mit Wirtschaftsdüngern aus den Niederlanden. Ein Vergleich dieser Werte mit den durch Haenel et al. (2010) geschätzten Importmengen (s. Tabelle 16) verdeutlicht die Unsicherheit dieser Vorgehensweise. Diese gilt insbesondere für den Zeitraum vor 2013, für den die Importmengen nicht aus Nährstoffberichten entnommen werden können.

Tabelle 16: N-Import mit Wirtschaftsdüngern (in Gg N/a) aus den Niederlanden nach Deutschland nach Angaben von Haenel et al. (2010) und nach Nährstoffberichten Niedersachsen (versch. Jg.) und Nordrhein-Westfalen (2014, 2018)

Jahr	Importe n. Haenel et al. (2010)	Importe n. Nährstoff- berichten	Jahr	Importe n. Haenel et al. (2010)	Importe n. Nährstoff- berichten
1995	13,5	10,6	2007	12,6	14,6
1996	8,9	6,1	2008	12,6	17,1
1997	6,5	4,5	2009	12,6	15,9
1998	7,6	4,9	2010	12,6	15,1
1999	10,1	7,3	2011	n.b.	14,2
2000	12,0	8,5	2012	n.b.	14,6
2001	13,8	11,4	2013	n.b.	14,5
2002	16,2	12,6	2014	n.b.	14,6
2003	10,0	6,1	2015	n.b.	16,2
2004	13,1	7,3	2016	n.b.	15,5
2005	12,6	11,8	2017	n.b.	15,5
2006	12,6	9,8			

n. b. = nicht berichtet

3.6.6 Import von Substraten aus dem Ausland

Mit dem Ausbau der Biogasanlagen in Deutschland in den letzten Jahren hat auch die Nachfrage nach Biomasse als Substrat stark zugenommen. In grenznahen Gebieten wird der Zukauf von Mais und anderer pflanzlicher Biomasse für die dortigen Biogasanlagen über die Landesgrenzen hinweg berichtet. Taube et al. (2013) beispielsweise schätzen für Schleswig-Holstein, dass ein Flächen-Äquivalent von 20.000 ha Silomais aus Dänemark importiert wird, ohne dass eine nennenswerte Rückführung der Gärreste nach Dänemark erfolgt. Diese Menge entspricht einem N-Import von ca. 3.000 t N pro Jahr. Für andere Bundesländer sind keine entsprechenden Schätzungen bekannt. Mangels ausreichend dokumentierter Daten werden Biomasseimporte insgesamt nicht explizit berücksichtigt, sie gehen jedoch implizit auf Grund der auf Aktivitäten (elektrische Arbeit bei Biogasanlagen, Tierbestandszahlen in der Tierhaltung) bezogenen N-Zufuhren in der Bilanz ein. Nicht berücksichtigt werden hingegen die Exporte von Wirtschaftsdünger und Gärreste ins Ausland, was zu einer leichten Überschätzung des N-Flächenbilanzüberschusses führt.

3.7 Sensitivität der Ergebnisse

In die Berechnung der N-Bilanz gehen zahlreiche statistische Daten und Koeffizienten ein, deren Werte nur mit eingeschränkter Genauigkeit erfasst werden können, die natürlichen Schwankungen unterliegen, die Schätzwerte darstellen oder für die im Berechnungsverfahren Annahmen getroffen werden. Die Größenordnung der Unsicherheit, die die Zielgröße „N-Flächenbilanzüberschuss“ dadurch möglicherweise aufweist, wurde für die Faktoren, Koeffizienten, Mengenangaben usw. mit unterschiedlichen Ansätzen untersucht. In die Sensitivitätsanalyse wurden die wichtigsten Größen einbezogen, von denen *ex-ante* bekannt ist, dass sie einen vergleichsweise großen Einfluss auf das Ergebnis N-Überschuss haben.

- ▶ Anrechnungsfaktoren (AF) der Wirtschaftsdüngung und der biologischen N-Bindung: gestufte Werte für AF1 und AF2; Sensitivität Überschuss für Bundesländer und Kreise.
- ▶ Berechnung der N-Abfuhr mit Dauergrünland und Ackerfutter: Berechnungsvarianten 1 bis 5; Sensitivität Überschuss für Bundesländer.
- ▶ Annahmen zu Koeffizienten (N-Gehalte, Ausscheidungsraten, Emissionsfaktoren etc.): Änderung von einzelnen Koeffizienten auf 90 % des Ausgangswertes; Sensitivität Überschuss für Bundesländer und Kreise.
- ▶ Mengengerüst und ausgewählte Koeffizienten: zufällige simultane Änderungen (Monte-Carlo-Simulation) aller Variablen; Sensitivität Überschuss für Bundesländer.

3.7.1 Anrechnungsfaktoren der Wirtschaftsdüngung und der biologischen N-Bindung

Die N-Mineraldüngung stellt die größte N-Zufuhr in der N-Bilanz dar. Zu dieser Größe sind plausible statistische Daten jedoch nur für das Bundesgebiet, nicht aber für die untergeordneten Gebietsgliederungen vorhanden. Die Höhe der Mineraldüngung muss daher für die Bilanzierung der Kreise berechnet werden; dabei gilt die Prämisse, dass die Summe der (berechneten) Mineraldüngermengen über alle Kreise der Absatzmenge im Bundesgebiet insgesamt entsprechen muss. Zwei zentrale Parameter dieses Berechnungsansatzes sind die beiden Anrechnungsfaktoren AF1 für Wirtschaftsdünger und Gärreste sowie AF2 für die biologische N-Bindung, die in der Bilanzierung mit den Werten 0,6 und 0,8 angesetzt werden (Berechnungsverfahren s. Kap. 2.4.1.1; zur Herleitung der Werte s. Kapitel A.3 im Anhang).

Eine höhere Anrechnung des Stickstoffs aus Wirtschaftsdünger in der Düngungsplanung bedeutet, dass vom N-Gesamtbedarf einer Kulturart eine größere Menge mit Wirtschaftsdünger gedeckt ist und die Mineraldüngermenge entsprechend reduziert werden kann. Dieser Effekt ist umso stärker ausgeprägt, je mehr Wirtschaftsdünger in einer Gebietseinheit anfällt, das heißt je höher der Viehbesatz und/oder je höher (flächenbezogen) die Biogaserzeugung ist. Da gleichzeitig aber die Mineraldüngermenge im Bundesgebiet konstant bleibt, muss der Mehrbedarfsfaktor BF in Formel 10 angepasst werden (mit höheren Werten von AF1 oder AF2 steigt BF). Damit ändert sich die regionale Verteilung der N-Zufuhr mit Mineraldünger: für viehstarke Kreise bzw. Bundesländer wird die Mineraldüngung und damit der N-Überschuss tendenziell reduziert, für viehärmere Gebiete wird eine höhere Mineraldüngung berechnet. Da die übrigen Glieder der N-Bilanz aber gleichbleiben, ist die Änderung der Mineraldüngung identisch mit der Änderung des Überschusses der N-Flächenbilanz für die betreffende Gebietseinheit.

Für die Sensitivitätsanalyse wurde zum einen der Wert für AF1 von 0,2 ausgehend stufenweise bis auf 0,8 variiert (mit AF2 konstant); zum anderen wurde der Wert für AF2 auf 0,6 und auf 1,0 gesetzt (mit AF1 konstant). Die Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses für ein Bundesland bzw. einen Kreis infolge der geänderten Annahmen zu AF1 bzw. AF2 entspricht der Änderung der damit berechneten N-Mineraldüngung für die betreffende Gebietseinheit. In Tabelle 17 sind

die Veränderungen des N-Überschusses für die Bundesländer dargestellt, die sich bei einer Variation der Werte der Anrechnungsfaktoren ergeben.

Es ist festzuhalten, dass die Variabilität der Ergebnisse, sowohl was die Höhe der N-Mineraldüngung als auch den Überschuss der N-Flächenbilanz betrifft, für die meisten Bundesländer relativ gering ist. Wenn man 40 % bis 80 % als realistische Spannbreite der Variabilität von AF1 ansetzt, dann wird der N-Flächenbilanzüberschuss dadurch im Maximum um +8/-8 kg N/ha LF (betrifft Nordrhein-Westfalen) verändert. Tendenziell wirkt sich eine Änderung des AF1 umso stärker aus, je größer der Viehbesatz in einem Bundesland vom Mittel im Bundesgebiet abweicht. Im Vergleich zum AF1 wirkt sich eine Variation des AF2 insgesamt weniger stark aus, da die N-Zufuhr mit biologischer N-Bindung wesentlich geringer ist als die N-Zufuhr mit Wirtschaftsdünger.

Tabelle 17: Veränderung des Überschuss (Mittel 2015 – 2017) der N-Flächenbilanz für Deutschland insgesamt und für die Bundesländer in Abhängigkeit von der Wahl der Anrechnungsfaktoren^a für die Wirtschaftsdüngung (AF1) sowie für die biologische N-Bindung (AF2)

Anrechnungsfaktor	Standardwert	Varianten				
AF1: Wirtschaftsdünger ^b	60 %	20 %	40 %	80 %	60 %	60 %
AF2: Biologische N-Bindung	80 %	80 %	80 %	80 %	100 %	60 %
Bundesland	N-Überschuss (kg N/ha LF)	Differenz zum Standard (kg N/ha LF)				
Baden-Württemberg	68,9	-0,1	0,0	0,0	-1,0	1,0
Bayern	84,1	-0,6	-0,3	0,3	-0,2	0,2
Berlin	93,1	4,5	2,3	-2,3	-1,8	1,8
Brandenburg	50,9	-4,8	-2,4	2,4	-0,8	0,8
Bremen	93,1	4,5	2,3	-2,3	-1,8	1,8
Hamburg	93,1	4,5	2,3	-2,3	-1,8	1,8
Hessen	62,1	-5,8	-2,9	2,9	-0,6	0,6
Mecklenburg-Vorpommern	56,2	-6,4	-3,2	3,2	0,2	-0,2
Niedersachsen	108,2	10,1	5,1	-5,1	1,0	-1,0
Nordrhein-Westfalen	103,4	15,7	7,8	-7,8	0,4	-0,4
Rheinland-Pfalz	53,7	-8,8	-4,4	4,4	-0,5	0,5
Saarland	55,3	-8,2	-4,1	4,1	-1,8	1,8
Sachsen	58,0	-8,2	-4,1	4,1	0,0	0,0
Sachsen-Anhalt	53,7	-9,1	-4,6	4,6	0,3	-0,3
Schleswig-Holstein	99,1	1,8	0,9	-0,9	0,3	-0,3
Thüringen	54,9	-10,3	-5,1	5,1	-0,2	0,2
Deutschland	77,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

^a Zur Bedeutung der Anrechnungsfaktoren AF1 und AF2 s. Formel 8 und Tabelle 10.

^a Gülle, Mist, Gärreste.

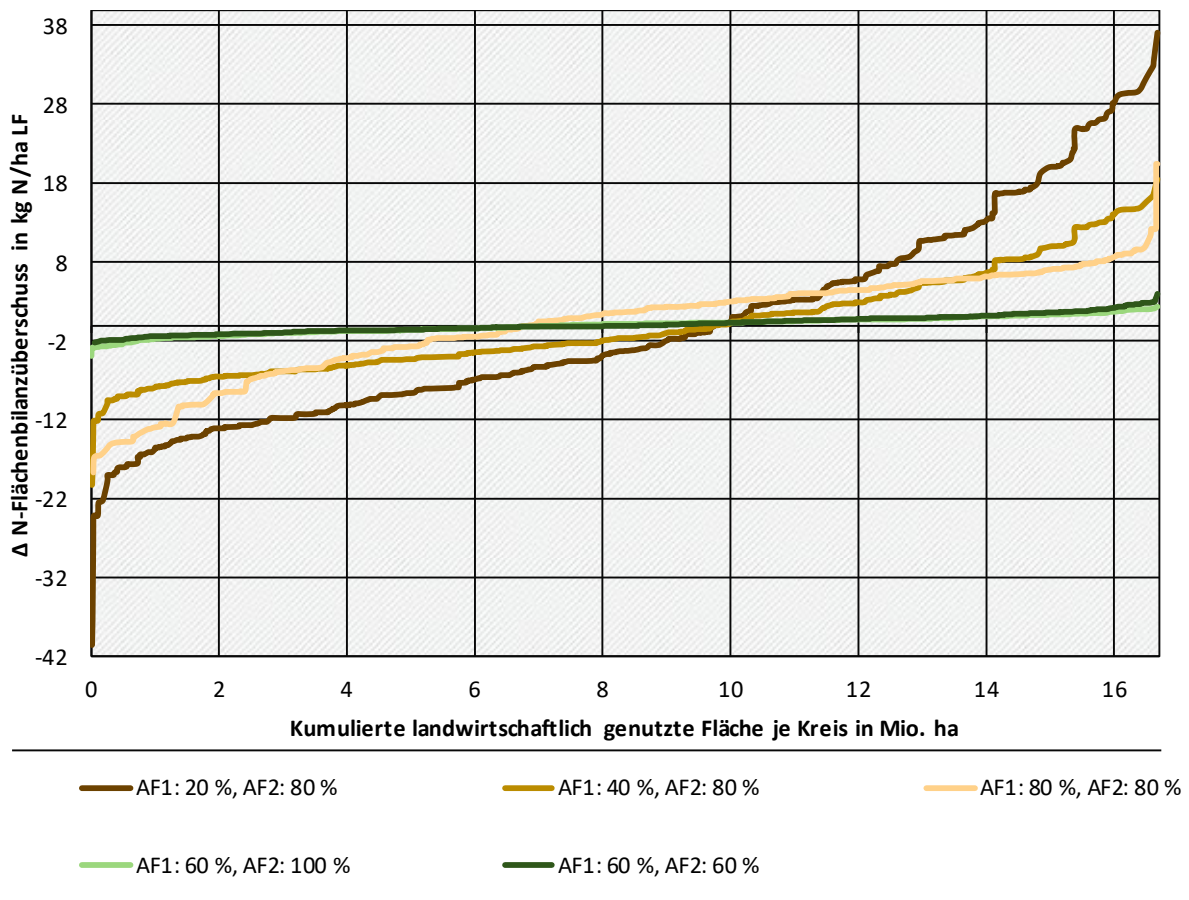
Nach dem gleichen Ansatz wurde die Berechnung der N-Überschüsse für die Kreise variiert. Mit der Wahl des Wertes für AF1 wird der N-Flächenbilanzüberschuss in gewissem Umfang entweder (mit AF1 = 80 %) stärker in die Ackerbauregionen oder (mit AF1 = 40 %) stärker in die Kreise mit hohem Viehbesatz verschoben. Mit steigendem Wert für AF1, das heißt mit einer höheren Anrechnung des Stickstoffs in Wirtschaftsdünger auf den gesamten N-Düngungsbedarf

der Pflanzen, wird die Spreizung der Verteilung der N-Überschüsse zwischen den Kreisen geringer und der Minimal- und Maximalwert rücken enger zusammen. Für die Bilanzierung mit AF1 = 40 %, 60 % bzw. 80 % wird (im Mittel der Jahre 2015 bis 2017) ein maximaler N-Flächenbilanzüberschuss von 180, 162 bzw. 143 kg N/ha LF berechnet (bei AF1 = 40 %, 60 % und 80 % jeweils Kreis Grafschaft Bentheim, die entsprechenden Minima sind 18, 26 und 33 kg N/ha LF (bei AF1 = 40 bzw. 60 % Kreis Mainz-Bingen, bei AF1 = 80 % Kreis Südliche Weinstraße).

Die starke Abhängigkeit des N-Flächenbilanzüberschusses unterstreicht die zentrale Bedeutung, die der Anrechnungsfaktor für den Stickstoff in Wirtschaftsdüngern auf das Ergebnis hat. Für die viehstärksten Kreise in Nordwestdeutschland kann der N-Überschuss offensichtlich um bis zu 61 kg N/ha LF abweichen, je nach dem, ob man den Betrieben eine Anrechnung von nur 20 % (als eine relativ pessimistische Annahme) oder von 80 % (als optimistischer Fall) unterstellt. In der umweltpolitischen Diskussion ist die Frage, ob das Nitrat-Emissionspotenzial aus Landwirtschaftsflächen beispielsweise im Kreis Vechta mit 124 oder mit 168 kg N/ha LF anzusetzen ist, von erheblicher Relevanz. Dies betrifft unter anderem die WRRL-Maßnahmenplanung und die Frage, in welchem Umfang der regionale N-Überschuss reduziert werden muss, um den Nitratgrenzwert im Grundwasser einzuhalten.

In Abbildung 17 sind die Summenhäufigkeiten der Veränderung des Flächenbilanzüberschusses über die LF der Kreise für die Varianten der Werte von AF1 und AF2 dargestellt. Bei Variation von AF1 auf 40 %/80 % verändert sich der N-Überschuss auf rund 54 % der LF (rund 8,9 Mio. ha) um bis zu ± 5 kg N/ha LF und auf rund 88 % der LF (rund 14,7 Mio. ha) um bis zu ± 10 kg N/ha. Eine Änderung des Anrechnungsfaktors AF2 für die legume N-Fixierung hat demgegenüber nur einen vergleichsweise geringen Einfluss auf die Verteilung der N-Überschüsse in den Kreisen.

Abbildung 17: Summenhäufigkeiten (bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche) der Änderung der N-Flächenbilanzüberschüsse (Mittel 2015 – 2017) in den Kreisen in Deutschland bei Änderung der Höhe der Anrechnungsfaktoren für die Wirtschafts- und Gärrestdüngung (AF1) und der biologischen Stickstofffixierung (AF2)



Zur Bedeutung des Anrechnungsfaktors für die Wirtschafts- und Gärrestdüngung (AF1) s. Formel 8 und Tabelle 9.

Quelle: eigene Darstellung.

Es ist nochmals darauf hinzuweisen, dass sich die Festlegung der Anrechnungsfaktoren weder auf die Höhe der N-Mineraldüngung noch auf den N-Überschuss im Bundesgebiet insgesamt auswirken. Mit der Wahl dieser Faktoren wird nur die regionale Verteilung der Mineraldüngung und damit des N-Überschusses zwischen den Kreisen variiert.

3.7.2 Sensitivität der N-Abfuhr mit Dauergrünland und Ackerfutter

Ausgehend von den in Kapitel 2.2.2 beschriebenen Mängeln in der bisherigen Methode zur Berechnung der N-Abfuhr von Grünland und mit Ackerfutterpflanzen (zur Grünernte) wurden verschiedene Varianten geprüft, um die spezifischen N-Abfuhr von Dauergrünland ($x_{N,GL}$) oder von Raufutter (ohne Silomais) insgesamt ($x_{N,GL,AF}$) als Funktion des Ernteertrags (E_{GL}) zu berechnen (s. Kap. A.2 im Anhang). Zudem wurden weitere Varianten (Variante 4 und 5) geprüft, mit denen die spezifische N-Abfuhr (wie in der bisherigen Methode) auf Grundlage der länderspezifischen Anteile von Heu, Silage und Frischfutter sowie den spezifischen N-Gehalten für diese Ernteprodukte berechnet wird. Hierbei unterscheiden sich in diesen beiden Varianten 4 und 5 die spezifischen N-Gehalte der Ernteprodukte.

- ▶ Alte Methode: $x_{N,GL,AF} = (x_{ffu} \cdot x_{N,ffu} + x_{heu} \cdot x_{N,heu} + x_{sil} \cdot x_{N,sil})$
 mit: $x_{N,ffu} = 18,0 \text{ kg N/dt TM Erntegut}$
 $x_{N,heu} = 13,0 \text{ kg N/dt TM Erntegut}$
 $x_{N,sil} = 25,6 \text{ kg N/dt TM Erntegut}$
- ▶ Variante 1: $x_{N,GL} = -0,0022 \cdot E_{GL}^2 + 0,539 \cdot E_{GL} - 4,49$
- ▶ Variante 2: $x_{N,GL} = -0,0021 \cdot E_{GL}^2 + 0,539 \cdot E_{GL} - 4,94$
- ▶ Variante 3: $x_{N,GL} = -0,0040 \cdot E_{GL}^2 + 0,931 \cdot E_{GL} - 23,95$
- ▶ Variante 4: $x_{N,GL,AF} = (x_{ffu} \cdot x_{N,ffu} + x_{heu} \cdot x_{N,heu} + x_{sil} \cdot x_{N,sil})$
 mit: $x_{N,ffu} = 24,7 \text{ kg N/dt TM Erntegut}$
 $x_{N,heu} = 17,5 \text{ kg N/dt TM Erntegut}$
 $x_{N,sil} = 23,489 \text{ kg N/dt TM Erntegut}$
- ▶ Variante 5: $x_{N,GL,AF} = (x_{ffu} \cdot x_{N,ffu} + x_{heu} \cdot x_{N,heu} + x_{sil} \cdot x_{N,sil})$
 mit: $x_{N,ffu} = 29,4 \text{ kg N/dt TM Erntegut}$
 $x_{N,heu} = 17,4 \text{ kg N/dt TM Erntegut}$
 $x_{N,sil} = 27,512 \text{ kg N/dt TM Erntegut}$
- ▶ Neue Methode: $x_{N,GL} = -0,0022 \cdot avE_{GL}^2 + 0,539 \cdot avE_{GL} - 4,49$

Die Auswirkung dieser fünf Varianten auf die N-Flächenbilanz für Deutschland insgesamt und die Bundesländer im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 sind in Tabelle 18 dargestellt. Die Änderungen werden dargestellt als Differenz der flächenspezifischen N-Abfuhr über Raufutter (ohne Silomais) der Variante „neue Methode“ gegenüber der „alten Methode“ (s. Bach et al. 2011). Damit soll die Sensitivität sowohl der Varianten untereinander als auch in Bezug auf die absolute Höhe des N-Überschuss aufgezeigt werden, die sich in Abhängigkeit von der Methode der N-Abfuhrberechnung mit Raufutterpflanzen ergibt.

Die Varianten 1 und 2 führen zu einer Minderung des N-Flächenbilanzüberschusses um -2,1 kg N/ha LF und die neue Methode um -2,8 kg N/ha LF für Deutschland insgesamt, die Spanne reicht für Variante 1 und 2 in den Bundesländern von -1,6 bis -2,5 kg N/ha LF, mit der neuen Methode von -2,1 bis -3,7 kg N/ha LF. Variante 3 erhöht mit +0,3 kg N/ha LF (Bundesländer +2,1 bis -0,9 kg N/ha LF) den N-Flächenbilanzüberschuss geringfügig gegenüber dem Wert von 80,2 kg N/ha LF, der auf Grundlage der „alten Methode“ berechnet wurde. Für die Varianten 4 und 5 ergeben sich, insbesondere in Variante 5, mit -8,7 kg N/ha LF (Bundesländer -6,6 bis -10,8 kg N/ha LF) deutlich höhere Rückgänge des N-Flächenbilanzüberschusses. Mit Variante 4 liegt die Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses von -1,7 kg N/ha LF (Bundesländer -0,9 bis -2,3 kg N/ha LF) im Bereich der übrigen Varianten. Im Gesamtvergleich der Varianten ist festzuhalten, dass der Rückgang des N-Flächenbilanzüberschusses (Mittel 2015 – 2017) je nach Variante für Deutschland insgesamt zwischen +0,4 % und -10,8 % und in den Bundesländern zwischen +2,0 % und -14,7 % liegt.

Neben der Berechnung der N-Abfuhr vom Dauergrünland wurde auch die Berechnung der N-Abfuhr mit Ackerfutter modifiziert. Alleine die Neuberechnung der N-Abfuhr mit dem Ackerfutter führt zu einer rechnerischen Minderung des N-Flächenbilanzüberschusses für Deutschland um -2,4 kg N/ha LF. Für die einzelnen Bundesländer liegen diese Werte aufgrund unterschiedlicher Anteile von Ackerfutterbau zwischen -1,5 und -3,4 kg N/ha LF.

Auf die Ermittlung der Sensitivität der N-Abfuhr von Grünland und mit Ackerfutter in Bezug auf den N-Überschuss in den Kreisen wird verzichtet.

Tabelle 18: Veränderung des N-Flächenbilanzüberschuss (kg N/ha LF) mit unterschiedlichen Varianten zur Berechnung der N-Abfuhr mit Dauergrünland und Ackerfutter (Mittel 2015 bis 2017) gegenüber der „alten Methode“

	Überschuss nach „alter Methode“ ^a	Änderung gegenüber „alter Methode“						Ackerfutter
		Berechnung Dauergrünland - Varianten					Neue Methode	
		V 1	V 2	V 3	V 4	V 5		
BW	71,1	-2,0	-2,0	-0,6	-1,2	-7,4	-2,3	-1,9
BY	86,6	-1,9	-1,9	0,8	-1,8	-9,3	-2,5	-2,6
BB	53,2	-1,6	-1,6	-0,1	-1,2	-6,6	-2,3	-1,5
HE	64,9	-2,3	-2,3	-0,7	-1,5	-7,9	-2,8	-2,3
MV	59,0	-2,1	-2,1	-0,2	-1,6	-7,9	-2,8	-2,1
NI	111,1	-1,9	-1,8	1,8	-2,2	-10,4	-2,9	-3,2
NW	106,3	-2,5	-2,5	-0,4	-1,8	-9,0	-2,9	-2,5
RP	56,0	-1,7	-1,8	-0,3	-1,2	-6,9	-2,3	-1,8
SL	57,4	-1,9	-1,9	-0,9	-0,9	-6,6	-2,1	-1,7
SN	60,9	-2,1	-2,1	0,2	-1,8	-8,6	-3,0	-2,4
ST	56,6	-2,2	-2,2	-0,1	-1,7	-8,3	-2,9	-2,2
SH	102,7	-1,9	-1,8	2,1	-2,3	-10,8	-3,7	-3,4
TH	57,8	-2,1	-2,1	0,1	-1,6	-8,5	-2,8	-2,2
Stst	96,1	-2,4	-2,4	-0,7	-1,6	-7,8	-2,9	-2,3
DE	80,2	-2,1	-2,1	0,3	-1,7	-8,7	-2,8	-2,4

Zur Beschreibung der Varianten siehe Kap. A.2 (im Anhang).

^a In früheren Bilanzierungen des BMEL und nach Bach et al. (2011) verwendeter Ansatz zur Berechnung der N-Abfuhr über Raufutter (ohne Silomais).

3.7.3 Sensitivität ausgewählter Koeffizienten

Für eine Reihe von Koeffizienten wie N-Gehalte, Emissionsfaktoren, tierische Ausscheidung etc. wurde die Wirkung einer Änderung des Wertes der Koeffizienten auf den N-Flächenbilanzüberschuss in den Kreisen (Mittelwert der Jahre 2015 bis 2017) untersucht. Der Mittelwert der Jahre 2015 bis 2017 ist in Bezug auf den N-Flächenbilanzüberschuss repräsentativ für die letzten zehn Jahre der Zeitreihe und entspricht nahezu dem Median für diesen Zeitraum. Folgende Koeffizienten bzw. Annahmen wurden einbezogen:

- ▶ Biogassubstratmix
- ▶ Höhe der biologischen N-Fixierung
- ▶ Spezifische N-Gehalte bzw. N-Abfuhr mit Ernteprodukten
- ▶ Spezifische N-Gehalte der Biogassubstrate
- ▶ Emissionsfaktoren für Ammoniak und die übrigen N-Spezies
- ▶ Tierische Ausscheidungen
- ▶ Atmosphärische N-Deposition.

Die Sensitivität wurde ermittelt, indem in der N-Bilanzierung für die aufgeführten Gruppen von Koeffizienten der Wert jeweils auf 90 % des Ausgangswertes gesetzt wurde.

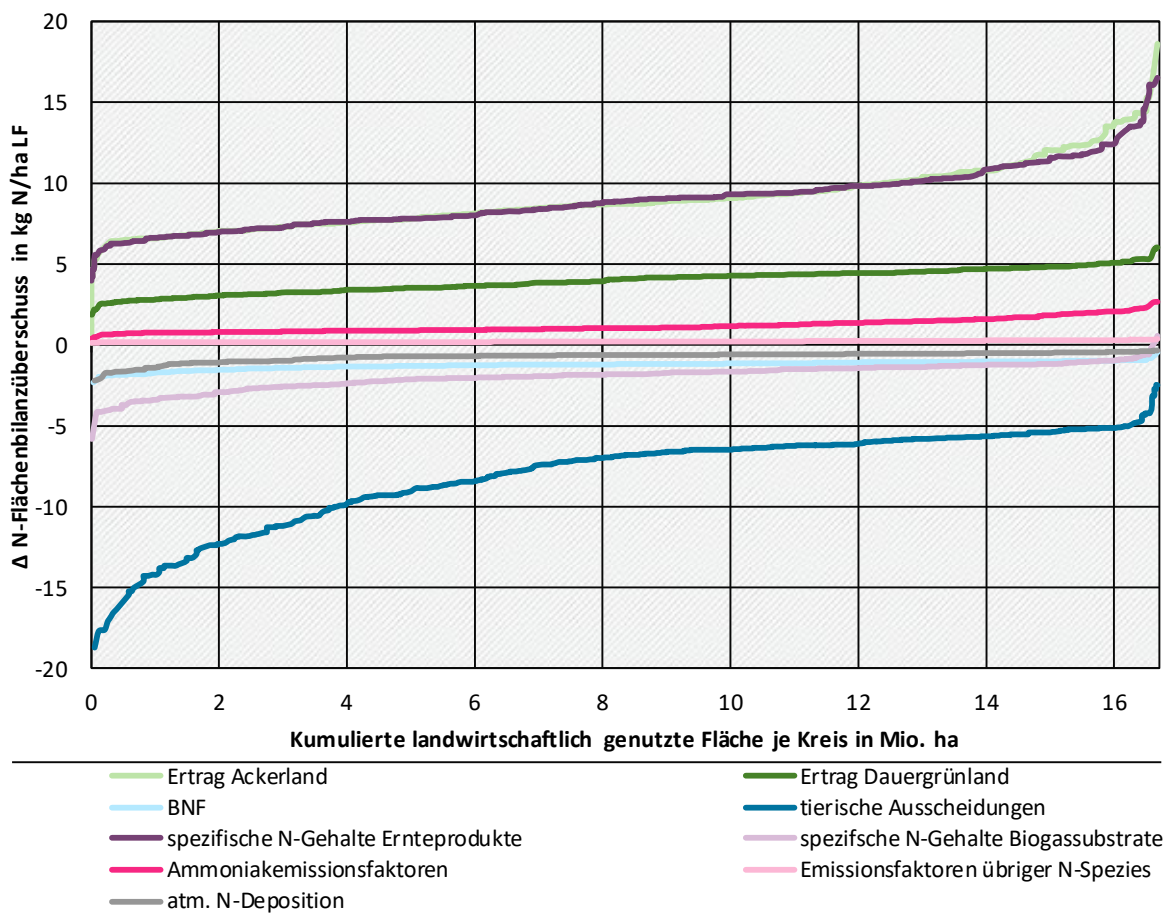
In Abbildung 18 sind die Summenhäufigkeiten (bezogen auf die LF) der absoluten Änderungen der N-Überschüsse (Mittel der Jahre 2015 bis 2017) bei einer Änderung der ausgewählten Koef-

fizienten um -10 % dargestellt. Die Sensitivitäten, d. h. die Änderung der N-Flächenbilanzüberschüsse bei 10 % Änderung des Ausgangswerts einer Variablen, sind für alle untersuchten Koeffizienten der N-Flächenbilanzierung linear. Auf die Berechnung und Darstellung von Ergebnissen für andere prozentuale Änderungen als -10 % wurde daher verzichtet.

Die größte absolute Änderung der N-Flächenbilanzüberschüsse resultiert aus einer Änderung der Koeffizienten "N-Ausscheidungen pro Tierplatz". Eine Verminderung der tierplatzbezogenen N-Ausscheidungen um -10 % vermindert die N-Überschüsse in den Kreisen im Median um -6,8 kg N/ha LF und im Maximum um -18,8 kg N/ha LF. Die Verminderung korreliert stark mit der Viehbesatzdichte ($R^2 = 0,83$), dem entsprechend reagieren die N-Flächenbilanzüberschüsse der Kreise mit den höchsten Viehdichten auch am sensitivsten auf diesen Koeffizienten.

Gleichfalls starke Auswirkungen auf die kreisbezogenen N-Flächenbilanzüberschüsse haben die Koeffizienten zu den „N-Gehalten der Ernteprodukte“ und zum „Ertrag Ackerland“. Beide erhöhen die N-Flächenbilanzüberschüsse bei 90 % Variablenausgangswert um maximal 16,5 kg N/ha LF (Median: 8,5 kg N/ha LF) bzw. um maximal 18,6 kg N/ha LF (Median: 8,7 kg N/ha LF).

Abbildung 18: Summenhäufigkeiten (bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche) der Änderung der N-Flächenbilanzüberschüsse (Mittel der Jahre 2015 bis 2017) in den Kreisen in Deutschland bei Änderung ausgewählter Variablen auf 90 % des Ausgangswertes



Quelle: eigene Darstellung

Geringere Sensitivität weist der N-Flächenbilanzüberschuss gegenüber den Ammoniak-Emissionsfaktoren aus. Hier beträgt die Änderung maximal 2,6 kg N/ha LF und im Median 1,0 kg N/ha LF. Die Abweichungen sind gleichfalls stark mit der Viehbesatzdichte korreliert ($R^2 = 0,79$), d. h. ebenfalls wie bei den tierischen Ausscheidungen steigt die absolute Sensitivität der Ammoniak-Emissionsfaktoren mit dem Viehbesatz.

Starke Auswirkungen auf die kreisbezogenen N-Flächenbilanzüberschüsse haben auch die Dauergrünlanderträge mit einer maximalen absoluten Sensitivität von 6,0 kg N/ha LF und einem Median von 3,8 kg N/ha LF. Die Spreizung der Werte ist geringer ausgeprägt als bei den Koeffizienten, die eng mit der Viehbestandsdichte gekoppelt sind, das heißt die Sensitivität der N-Überschüsse bezüglich der Dauergrünlanderträge ist weniger stark regional ausgeprägt als bei den Ammoniakemissionsfaktoren und den tierischen Ausscheidungen.

In Bezug auf die Koeffizienten(gruppen) „spezifische N-Gehalte Biogassubstrate“, „biologische N-Fixierung“, „atmosphärische N-Deposition“ und die „Emissionsfaktoren der übrigen N-Spezies“ weisen die N-Überschüsse der Kreise nur geringe absolute Sensitivitäten auf.

3.7.4 Monte-Carlo-Simulation

Zur Bestimmung der Unsicherheit der Ergebnisgröße „N-Flächenbilanzüberschuss“ infolge der möglichen (gleichzeitigen) Unsicherheiten in den Eingangsdaten zu N-Zufuhr und N-Abfuhr wurde eine Monte-Carlo-(MC-)Simulation für Deutschland insgesamt und die Länder durchgeführt (Referenzjahr 2017). In die MC-Simulation wurden die wichtigsten Größen des Mengengerüsts (u.a. Anbauflächen, Tierbestände, Mineraldünger) und ausgewählte Koeffizienten einbezogen. Für die MC-Simulation wurden für diese Variablen folgende Werte des Standardfehlers festgelegt:

- ▶ Koeffizienten der Düngeverordnung (s. Tabelle 3): Standardfehler = 5 %.
- ▶ Daten zu Tierbeständen und Anbauflächen: Standardfehler = obere Grenze der Fehlerklassen, die vom Statistischen Bundesamt dafür angegeben werden (s. Kapitel 3.6.1.1).
- ▶ Ertragsdaten der Feldfrüchte: Standardfehler werden im Bericht zur Besonderen Ernte- und Qualitätsermittlung für das Jahr 2017 (BMEL versch. Jg.) angegeben, die Spannbreite reicht für Deutschland von 0,9 % bis 3,6 % und in den Ländern von 1,5 bis 5,9 %.
- ▶ Emissionsfaktoren: Standardfehler werden im RMD (Rösemann et al. 2019) angegeben, Spannbreite von 5 % für die tierischen N-Ausscheidungen, 18 % für die NH_3 -Emissionen aus Stall und Lager und 50 % für die Emissionen übriger N-Spezies aus Stall und Lager.
- ▶ Stromeinspeisung aus Biogas: Standardfehler = 0,5 % angesetzt nach KTBL (2015)
- ▶ Zufuhr mit N-Mineraldünger (Gesamtabsatz im Bundesgebiet): Standardfehler = 0,5 % angesetzt.

Für die aufgeführten Variablen wird Normalverteilung der Daten angenommen mit einer Standardabweichung entsprechend den aufgeführten Standardfehlern. Alle übrigen Variablen wurden aus Gründen der Rechnungsvereinfachung nicht in die MC-Simulation einbezogen.

Für die MC-Simulation für Deutschland und für jedes Bundesland wurden in den Excel-Rechenblättern jeweils 1000 zufallsverteilte Werte der vorstehend aufgeführten Eingangsgrößen der N-Bilanz generiert. Als Ergebnis sind in Tabelle 19 die 90 %-Interquantile der drei Größen N-Zufuhr, N-Abfuhr und N-Flächenbilanzüberschuss dargestellt, die sich aus der MC-Simulation ergeben.

Tabelle 19: Mittelwerte und 90 %-Interquantile der N-Zufuhr, N-Abfuhr und des N-Überschuss nach Monte-Carlo-Simulation der Flächenbilanz für Deutschland insgesamt und die Länder, Jahr 2017^a

	Zufuhr			Abfuhr			Überschuss		
	Mittel kg N/ha	90 %-Interquantil kg N/ha	%	Mittel kg N/ha	90 %-Interquantil kg N/ha	%	Mittel kg N/ha	90 %-Interquantil kg N/ha	%
Deutschland	222,8	5,2	2,4 %	152,2	5,2	3,4 %	70,6	7,2	10,2 %
Baden-Württemberg	202,4	4,0	2,0 %	139,0	5,8	4,2 %	63,4	6,8	10,8 %
Bayern	251,2	5,3	2,1 %	174,0	8,0	4,6 %	77,2	10,2	13,2 %
Brandenburg	160,2	2,8	1,8 %	115,0	4,4	3,9 %	45,3	5,1	11,2 %
Hessen	192,3	3,1	1,6 %	136,6	5,6	4,1 %	55,7	6,6	11,9 %
Mecklenburg-Vorp.	179,6	2,7	1,5 %	129,7	5,1	3,9 %	49,9	5,7	11,3 %
Niedersachsen	275,3	8,3	3,0 %	177,0	7,5	4,3 %	98,3	11,4	11,6 %
Nordrhein-Westfalen	248,6	8,2	3,3 %	153,0	5,7	3,8 %	95,6	9,3	9,7 %
Rheinland-Pfalz	166,7	2,7	1,6 %	118,8	5,1	4,3 %	47,9	5,7	11,9 %
Saarland	182,6	3,1	1,7 %	133,1	8,5	6,4 %	49,5	8,9	18,0 %
Sachsen	191,0	3,4	1,8 %	139,9	5,4	3,9 %	51,1	6,4	12,5 %
Sachsen-Anhalt	183,5	2,6	1,4 %	136,1	5,7	4,2 %	47,4	6,5	13,7 %
Schleswig-Holstein	276,7	6,3	2,3 %	186,8	9,3	5,0 %	89,9	11,6	12,8 %
Thüringen	193,2	2,7	1,4 %	145,2	5,6	3,8 %	48,1	6,6	13,7 %
Stadtstaaten	232,0	3,8	1,6 %	143,2	9,2	6,5 %	88,8	9,9	11,2 %

^a Hinweis: im Unterschied zu anderen Tabellen beziehen sich die Ergebnisse hier nur auf Jahr 2017, nicht Mittel 2015–2017.

Mit den genannten Annahmen wird für Deutschland insgesamt infolge der möglichen Ungenauigkeiten im Mengengerüst und in maßgeblichen Koeffizienten der N-Bilanzierung für die N-Zufuhr und die N-Abfuhr ein 90 %-Interquantil von rund 5 kg N/ha LF ermittelt. Für den Überschuss der N-Flächenbilanz als Resultierende beträgt das 90 %-Interquantil 7,2 kg N/ha LF. Für die einzelnen Bundesländer liegen die 90 %-Interquantile des N-Überschusses zwischen 5,1 und 11,6 kg N/ha LF. Als Anhaltswert kann vereinfachend festgehalten werden, dass eine N-Bilanzierung für das Bundesgebiet und für die Länder "auf ungefähr ± 8 kg N/ha LF" genau ist. Diese Aussage bezieht sich auf die absolute Höhe des Überschuss der N-Flächenbilanz, berechnet mit der hier vorgestellten Methodik. Für vergleichende Betrachtungen innerhalb der Zeitreihe bzw. zwischen regionalen Einheiten (Bundesländer, Kreise) sind (mutmaßlich) auch Differenzen kleiner als 8 kg N/ha LF aussagekräftig, da sich mögliche Fehler in Koeffizienten und Annahmen auf alle Bilanzeinheiten identisch auswirken.

3.8 Vergleich mit den Ergebnissen anderer Quellen

Der Vergleich von methodischen Ansätzen und Ergebnissen von unterschiedlichen Modellen sind grundsätzlich unabdingbar, um Möglichkeiten und Grenzen von Modellaussagen aufzuzeigen. Im Einzelfall ist allerdings zu hinterfragen, ob ein Vergleich unter den jeweiligen Randbedingungen sinnvoll ist und das Ergebnis einen Erkenntnisgewinn bedeutet. N-Bilanzen für die Kreise im Land Schleswig-Holstein wurden von Taube et al. (2015) für das Jahr 2010 berechnet und detailliert mit dem Ergebnis von Bach et al. (2014) verglichen. Für Mecklenburg-Vorpommern liegt eine Studie vor (Biota 2013), die einen Vergleich für das Bundesland insgesamt erlaubt. Mit dem Regionalisierten Agrar- und Umwelt-Informationssystem (RAUMIS) des Thünen-

Instituts wurden bereits für verschiedene Gebietskulissen (Deutschland gesamt, Bundesländer, Flussgebiete) N-Flächenbilanzen berechnet (u.a. Heidecke et al. 2015), die Ergebnisse wurden allerdings auf Anfrage für einen Vergleich nicht zur Verfügung gestellt.

Die Nährstoffberichte der Länder Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen beinhalten keine vollständigen N-Flächenbilanzen für die Kreise äquivalent zur hier vorgestellten Methode; insbesondere wird keine regionale Verteilung der N-Mineraldüngung ausgewiesen. Eine vollständige, mit dem hier beschriebenen Ansatz vergleichbare Stickstoff-Flächenbilanz liegt für Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen lediglich auf Landesebene vor. Zumindest für einzelne Größen der N-Bilanzierung (tierische Ausscheidung, Brutto-Zufuhr in Biogasanlagen mit Energiepflanzen, Zufuhr mit organischen Düngern, Gesamt-Düngebedarf, Abfuhr) können aber die kreisbezogenen Angaben der Nährstoffberichte mit den hier vorliegenden Werten verglichen werden. Dies erlaubt Rückschlüsse auf die Ursachen und die Größenordnung von methodisch bedingten Differenzen zwischen verschiedenen Bilanzierungsansätzen.

3.8.1 Nährstoffbericht Schleswig-Holstein

Von Taube et al. (2015) werden für den Nährstoffbericht Schleswig-Holstein N-Salden nach dem Modell von Henning et al. (2004) berechnet. Dabei handelt es sich um ein regionales, ökologisch-ökonomisches Lineares Programmierungsmodell (LP) mit 416 Modellbetrieben, die den landwirtschaftlichen Sektor von Schleswig-Holstein abbilden. Die Datengrundlage dieses Modells beruht auf Betriebsdaten der rund 14.700 Betriebe aus dem Jahr 2004. Der Modellierungsansatz wurde für das Jahr 2010 mit den Daten zum Anfall organischer Dünger und Gärreste nach Taube et al. (2013) kalibriert und auf dieser Datenbasis der Mineraldüngereinsatz in den Betrieben geschätzt. Weiterhin werden die zu berücksichtigenden Größen in der Bilanz so angepasst, dass sie mit den Vorgaben zur Erfassung der Nährstoffvergleiche nach DüV übereinstimmen. Die Ergebnisse der beiden Verfahren zeigen deutliche Abweichungen (Tabelle 20).

Tabelle 20: N-Überschuss und N-Mineraldüngung (in kg N/ha LF) für die Kreise in Schleswig-Holstein 2010 nach Nährstoffbericht Schleswig-Holstein (Taube et al. 2015) im Vergleich zur hier vorliegenden Untersuchung^a.

Kreis	N-Überschuss 2010		N-Mineraldüngung 2010	
	Saldo n. DüV (Taube et al. 2015)	n. vorliegender Berechnung ^{a,b}	Nach Taube et al. (2015)	n. vorliegender Berechnung ^b
Dithmarschen	90	70	138	123
Herzogtum Lauenburg	61	44	156	109
Nordfriesland	107	82	130	86
Ostholstein	52	31	183	124
Pinneberg	76	67	116	86
Plön	61	48	156	113
Rendsburg-Eckernförde	76	69	129	106
Schleswig-Flensburg	98	93	114	81
Segeberg	86	57	124	95
Steinburg	65	87	106	102
Stormarn	58	45	145	117
Schleswig-Holstein	80	68	136	106

^a Überschuss ohne atmosphärische N-Deposition, die in Taube et al. (2015) nicht berücksichtigt wird.

^b Hinweis: Die Werte unterscheiden sich von den entsprechenden Werten in Taube et al. (2015): dort wurden die Ergebnisse aus Bach et al. (2014) verglichen, während hier die aktuellen Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung dargestellt sind.

Nach Taube et al. (2015) liegt der N-Überschuss 2010 in Schleswig-Holstein im Mittel um 12 kg N/ha LF höher als nach dem Ergebnis der vorliegenden Untersuchung. Das Bestimmtheitsmaß zwischen den beiden Größen beträgt nur $R^2 = 0,55$, die größte Differenz beträgt 29 kg N/ha. Noch stärkere Differenzen treten bei der Berechnung der N-Mineraldüngung auf, die nach Taube et al. (2016) knapp 30 kg N/ha höher kalkuliert wird als im Ansatz der vorliegenden Untersuchung. Für den Kreis Ostholstein ist sogar ein Unterschied der N-Mineraldüngung von 59 kg N/ha festzustellen.

Taube et al. (2015, S. 26) ziehen insgesamt die Schlussfolgerung, dass „[...] die Kalkulationen nach Henning/Taube im Vergleich zu den Zahlen nach Bach eine deutlich andere Einschätzung der Nährstoffsituation im Lande bedeutet und aus [ihrer] Sicht diese Zahlen realistischer erscheinen als diejenigen nach Bach.“ Die Schätzung der N-Mineraldüngung nach dem sogenannten „top down“-Ansatz (s. Kap. 2.4.1.2) der hier vorliegenden Untersuchung ist möglicherweise nur eingeschränkt geeignet, in allen Situationen bzw. für alle Kreise plausible Ergebnisse zu generieren, die mit (auf einzelbetrieblichen Daten aufbauenden) sogenannten „bottom up“-Ansätzen übereinstimmen.

3.8.2 N-Überschuss Mecklenburg-Vorpommern (Biota 2013)

Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern wurden von Biota (2013) Stickstoff- und Phosphor-Bilanzen für die rund 70.000 Feldblöcke in Mecklenburg-Vorpommern für die Jahre 2005 bis 2010 berechnet. In Tabelle 21 werden diese Ergebnisse der hier vorliegenden Berechnung gegenübergestellt.

Tabelle 21: Ergebnisse der N-Flächenbilanzierung für das Land Mecklenburg-Vorpommern nach Biota (2013) und nach der hier vorliegenden Untersuchung (jeweils Mittel 2005 – 2010).

Bilanzgröße	Vorliegende Bilanzierung Wert	Biota (2013)	
		Wert	in % der vorliegenden Untersuchung
Bezugsfläche	1.356.336 ha	1.359.027 ha	100 %
Zufuhr mit Wirtschaftsdünger	36.453 t N	33.948 t N	93 %
Zufuhr mit Gärresten	17.053 t N	n.b.	
Zufuhr mit Mineraldünger und SeRo-Dünger	141.756 t N	217.261 t N	153%
Abfuhr mit Erntegut	172.643 t N	153.273 t N	89%
Überschuss	59.143 t N	121.823 t N ^a	206%

^a Saldo berechnet mit Werten der N-Deposition nach EMEP

Die AutorInnen der Biota-Studie weisen darauf hin, dass die Ergebnisse ihrer Berechnung nicht ohne Weiteres mit den Werten anderer Bundesländer zu vergleichen sind, da sich sowohl die Daten als auch die zugrundeliegenden Bilanzierungsmodelle unterscheiden.

Die Gegenüberstellung in Tabelle 21 soll vor allem verdeutlichen, dass ein großer Gestaltungsspielraum in Bezug auf die kritische Größe „N-Mineraldüngung“ besteht. Die Verwendung von landesspezifischen Annahmen kann offensichtlich zu einem Ergebnis führen, das in deutlichem Kontrast zur Berechnung für Deutschland insgesamt steht: mit dem Ansatz für Mecklenburg-Vorpommern, angewendet auf die LF in Deutschland insgesamt, würde eine Mineraldüngermenge für Deutschland berechnet, die rund 50 % über der tatsächlichen Absatzmenge liegt.

Biota (2013) weist darauf hin, dass die N-Zufuhr mit Gärresten aus Biogasanlagen im Ansatz zur Berechnung der N-Mineraldüngung nicht berücksichtigt wurde. Würde man diese N-Menge von rund 17.000 t N von der berechneten N-Zufuhr mit Mineraldünger und SeRo-Dünger abziehen, dann verblieben immer noch rund 200.000 t N, was rund 141 % der entsprechenden N-Zufuhr für Mecklenburg-Vorpommern gegenüber dem Ergebnis der vorliegenden Studie entspräche.

3.8.3 Nährstoffberichte Niedersachsen

Der Vergleich mit den Nährstoffberichten für Niedersachsen umfasst drei Größen der N-Bilanz:

- ▶ Tierische Netto-N-Ausscheidung, das heißt die tierischen Ausscheidungen abzgl. der gasförmigen Verluste in Stall und Lager (Jahre 2013 bis 2017)
- ▶ Pflanzlicher Anteil des Stickstoffs aus Gärresten (Jahre 2014 bis 2017)
- ▶ Stickstoffdüngbedarf (Jahre 2014 bis 2017).

Die Datengrundlage der Eingangsdaten für die Nährstoffberichte Niedersachsen und die Berechnung der Nährstoffsalden unterscheiden sich in wesentlichen Teilen von der vorliegenden Methodik zur Berechnung der N-Flächenbilanzen.

So beruht das Mengengerüst der Nährstoffberichte zu Tierhaltung (mit Ausnahme Rinder) und Pflanzenproduktion auf anderen Datenquellen. Die Tierbestände (außer für Rinder) werden aus Daten der Niedersächsischen Tierseuchenkasse ermittelt. Die Anbauflächen von Ackerkulturen und Dauergrünland entstammen den Daten der Agrarförderung. Die Rinderbestände beruhen zwar auf Veröffentlichungen der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder, die ihrerseits Sekundärstatistiken der Datenbank „Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere“ (HIT, auch HI-Tier) sind, jedoch zu unterschiedlichen Stichtagen. Während für die regionale Stickstoffbilanzierung die Rinderbestände zum 3. Mai genutzt werden, gilt für die Rinderbestände der Nährstoffberichte Niedersachsen der Stichtag 3. November.

Die Erträge für Ackerkulturen und Grünland ergeben sich aus den Berechnungsgrundlagen der Qualifizierten Flächennachweise (QFN). Diese enthalten für Stickstoff die anzusetzenden Düngedarfswerte, deren zugrundeliegende Erträge laufend mit den mittleren Erträgen der Landesstatistik abgeglichen werden (als 3-Jahres-Mittelwerte). Der Stickstoffdüngbedarf wird auf Grundlage der Düngeverordnung nach der N-Sollwertmethode ermittelt unter Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen für $N_{\min}$, Ernterückstände, Standortbedingungen und Bewirtschaftungsform, wobei für den $N_{\min}$ -Wert pauschal 20 kg N/ha Ackerfläche angesetzt wird und die Nachlieferung aus langjähriger organischer Düngung auf Basis des Entwurfs für die Düngeverordnung 2017 mit 10 % der organischen Düngermenge des Vorjahres angesetzt wird. Für die Ermittlung des Düngedarfs für Dauergrünland wurden drei Intensitätsstufen auf Grundlage der Daten aus der Agrarförderung unterschieden.

Der Netto-N-Anfall aus der Tierhaltung beruht auf den Angaben zu den Tierbeständen mit Verbindung mit den Nährstoffanfallwerten der Düngeverordnung (2006) abzüglich der nach der Düngeverordnung anzusetzenden gasförmigen Verluste aus Stall und Lager (DüV 2006).

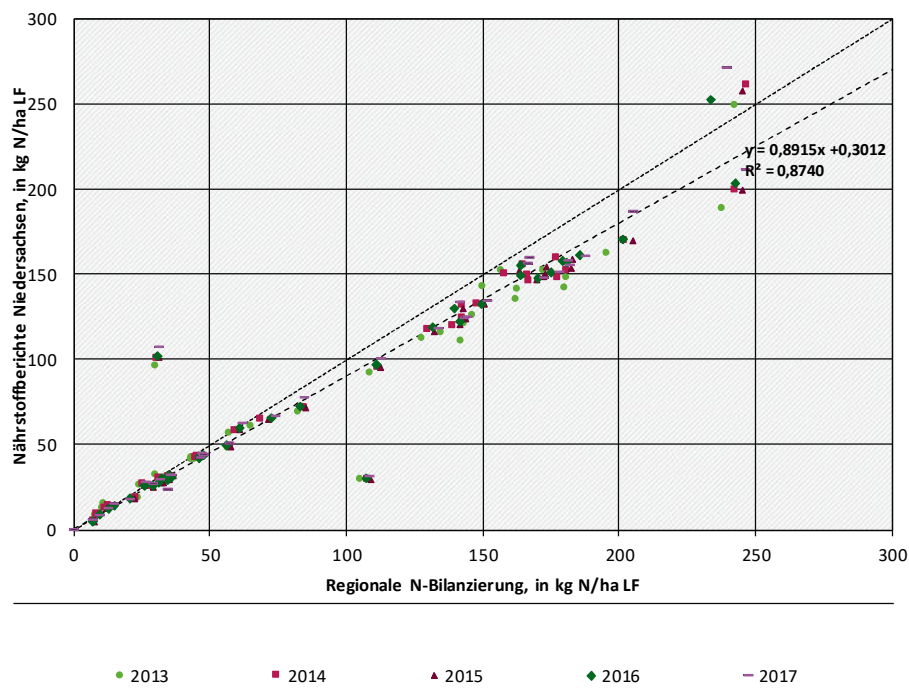
Die N-Zufuhr über den pflanzlichen Anteil in den Gärresten aus den Meldedaten zur Wirtschaftsdüngerabgabe sind nicht bekannt und wurde deshalb mittels Differenzmethode ermittelt. Der Eintrag von tierischen Exkrementen in die Biogasanlagen ist aus den Meldedaten zu den Wirtschaftsdüngerabgaben bekannt, deren Energieproduktion im Jahr 2014 auf 0,65 TWh geschätzt wird. Die Stromeinspeisung aus Biogas in Niedersachsen beträgt 6,63 TWh in 2014 gemäß den Datenquellen in den Nährstoffberichten. Die Stromeinspeisung aus Biogas aus der Vergärung von Energiepflanzen ergibt sich aus der Einspeisung insgesamt abzüglich des Anteils aus der

Vergärung von tierischen Exkrementen und der Vergärung in Koferment-Anlagen. Diese Strommenge wird über Annahmen zum Biogasertrag aus Energiepflanzen in eine Frischmassezufuhr umgerechnet, womit über die Annahmen zum spezifischen N-Gehalt der Energiepflanzen die N-Zufuhr berechnet wird. Diese N-Zufuhr über pflanzliche Gärsubstrate in den Boden wird, ohne Berücksichtigung der gasförmigen N-Verluste aus der Biogasproduktion, der Zufuhr auf die Fläche gleichgesetzt (LWK Niedersachsen 2015, 2016). Dieser Größe ist somit mit der Brutto-N-Zufuhr über Energiepflanzen in Biogasanlagen nach dem Ansatz zur regionalen N-Bilanzierung direkt vergleichbar.

Die Ergebnisse dieser Vergleiche sind in Abbildung 19, Abbildung 20 und Abbildung 21 dargestellt. Demnach besteht die höchste Übereinstimmung zwischen den Nährstoffberichten und dem vorliegenden Ansatz zur Berechnung der Stickstoff-Flächenbilanz bei den LF-spezifischen tierischen Netto-N-Ausscheidungen (flächengewichtetes $R^2 = 0,87$). Im Mittel der Jahre und der Kreisregionen werden diese in der regionalen N-Bilanzierung um etwa 10 % höher angesetzt als in den Nährstoffberichten (s. Abbildung 19).

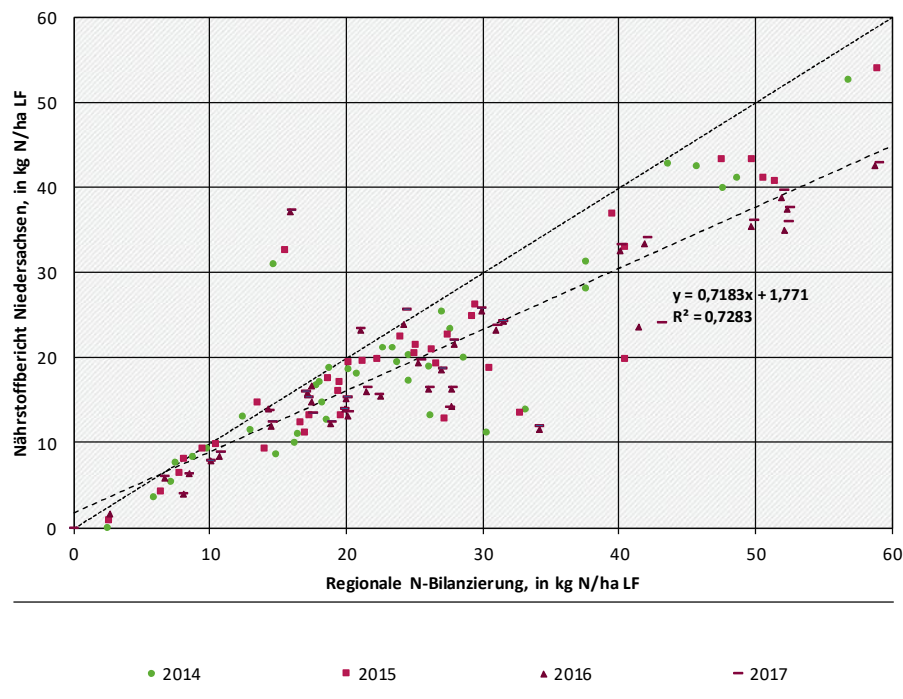
Abbildung 20 zeigt den Vergleich der Brutto-N-Zufuhr über Energiepflanzen in Biogasanlagen. Hier ist die Übereinstimmung beider Ansätze mit $R^2 = 0,73$ weniger ausgeprägt als für die tierische Netto-N-Ausscheidung. Im Mittel der Kreisregionen und der Jahre 2014 bis 2017 wird die flächenbezogene Brutto-N-Zufuhr in Biogasanlagen über Energiepflanzen in der regionalen N-Bilanzierung um etwa 30 % höher eingeschätzt als in den Nährstoffberichten.

Abbildung 19: Vergleich der tierischen Netto-N-Ausscheidungen nach Nährstoffberichten und nach vorliegender regionaler N-Bilanzierung für die Kreisregionen in Niedersachsen, Jahre 2013 bis 2017



Quelle: Landwirtschaftskammer Niedersachsen (versch. Jg.); eigene Darstellung

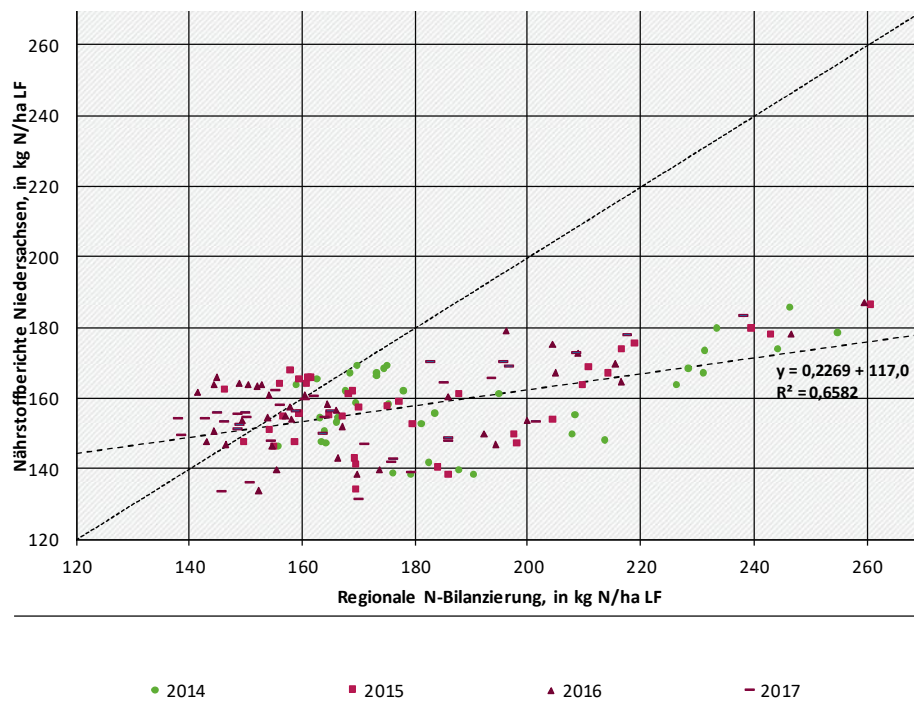
Abbildung 20: Vergleich der Brutto-N-Zufuhr nach Nährstoffberichten und der Brutto-N-Zufuhr in Biogasanlagen mit Energiepflanzen nach vorliegender regionaler N-Bilanzierung für die Kreisregionen in Niedersachsen, Jahre 2014 bis 2017



Quelle: Landwirtschaftskammer Niedersachsen (versch. Jg.); eigene Darstellung

Die geringste Übereinstimmung in beiden Ansätzen ist beim Vergleich des N-Düngebedarfs nach Nährstoffbericht mit der N-Abfuhr nach hier vorliegender Bilanzierung festzustellen. Dies liegt zum einen daran, dass die Größen „N-Düngebedarf“ und „N-Abfuhr“ nicht deckungsgleich sind. Sowohl der N-Düngebedarf als auch die N-Abfuhr sind das Ergebnis von Eingangsdatensätze und Rechenschritten, die sich zwischen den beiden Berechnungsansätzen unterscheiden und in deren Ablauf sich die Abweichungen kumulieren. Das Bestimmtheitsmaß für diesen Vergleich beträgt nur $R^2 = 0,66$. Die N-Abfuhr wird in der regionalen N-Bilanzierung im Mittel der Jahre und Kreisregionen deutlich höher eingeschätzt als im Ansatz der Nährstoffberichte (s. Abbildung 21).

Abbildung 21: Vergleich des N-Düngebedarfs nach Nährstoffberichten und der N-Abfuhr mit Ernteprodukten nach vorliegender regionaler N-Bilanzierung für die Kreisregionen in Niedersachsen, Jahre 2014 bis 2017



Quelle: Landwirtschaftskammer Niedersachsen (versch. Jg.); eigene Darstellung

3.8.4 Nährstoffberichte Nordrhein-Westfalens

Der Vergleich mit den Nährstoffberichten Nordrhein-Westfalens umfasst folgende Größen, jeweils für die Jahre 2013 und 2016:

- ▶ Tierische Netto-N-Ausscheidung
- ▶ Brutto-N-Eintrag mit Energiepflanzen in Biogasanlagen
- ▶ N-Zufuhr mit organischen Düngern
- ▶ Abfuhr mit Ernteprodukten im Pflanzenbau.

Die Ergebnisse des Nährstoffberichts für das Jahr 2016 wurden zu Kreisregionen zusammengefasst, die nicht in allen Fällen mit den Kreisregionen der regionalen N-Bilanzierung übereinstimmen. Der Vergleich erfolgt auf Basis der Gebietsgliederung für die Kreisregionen des Nährstoffberichts für 2016. Die Daten für 2013 und die Vergleichsdaten aus der regionalen N-Bilanzierung wurden entsprechend aufbereitet und zusammengefasst.

Die beiden Nährstoffberichte Nordrhein-Westfalens beruhen (ebenso wie die Nährstoffberichte Niedersachsens) in wesentlichen Teilen auf anderen Datengrundlagen als die vorliegende Berechnung der N-Flächenbilanzen. Ebenso wie in Niedersachsen wurden die Tierbestände (außer den Rindern) aus Daten der Tierseuchenkasse ermittelt, die Rinderbestände beruhen auf Auswertungen der HIT-Datenbank mit dem Stand 3. Mai.

Die Anbauflächen stammen aus dem InVeKoS-Antragsverfahren. Da dort für 2013 die einzelnen Getreidearten nicht differenziert angegeben werden, sondern nur die Getreidefläche insgesamt, werden die Anbauflächen der einzelnen Getreidearten auf Grundlage dieser Angaben sowie der

Anbauverhältnisse nach Ergebnissen der Landwirtschaftszählung 2010 berechnet. Ab 2015 werden im InVeKoS-Antragsverfahren die einzelnen Getreidearten explizit erfasst, sodass im Nährstoffbericht für das Jahr 2016 auf diese Daten zurückgegriffen wurde.

Die Ertragsdaten stammen aus der Ernteschätzung des Statistischen Landesamtes. Bei Dauergrünland wurden 2013 die Kreise drei Ertragsklassen zugeordnet. Die Nährstoffabfuhr wird auf Grundlage der Anbauflächen, den Erträgen und den spezifischen Nährstoffgehalten nach DüV (2006) berechnet. Für 2016 wurden die Ertragsdaten für Dauergrünland auf Grundlage der Grundfutteraufnahme der Raufutterfresser und der Tierbestandszahlen in den Kreisen geschätzt.

Der Stickstoffdüngbedarf wird nach der Sollwertmethode auf Grundlage der N-Sollwerte der Düngeverordnung mit pauschalen Abschlägen in Höhe von 30 kg N/ha Ackerland für $N_{\min}$ im Frühjahr berechnet. Die Abfuhr über Nebenernteprodukte wird pauschal mit 33 % des anfallenden Strohes angesetzt. Standortbedingte Unterschiede für die Nachlieferung von Stickstoff aus der organischen Düngung der Vorjahre werden mangels räumlich differenzierter Daten über diese Standorte nicht mit einbezogen.

Der Nährstoffanfall in der Tierhaltung wird auf Grundlage der überarbeiteten DLG-Ausscheidungswerte berechnet, die auch Eingang in die DüV 2017 fanden, da nach Ansicht der Autoren des Nährstoffberichts der Nährstoffanfall nach Düngeverordnung 2006 aufgrund der Leistungssteigerung der Tiere nicht aktuell ist. Diese Werte wurden aufgrund der Festlegung der Halungsverfahren teils modifiziert. Die Stall- und Lagerverluste wurden nach Tabelle 10 der Düngeverordnung 2006 berechnet.

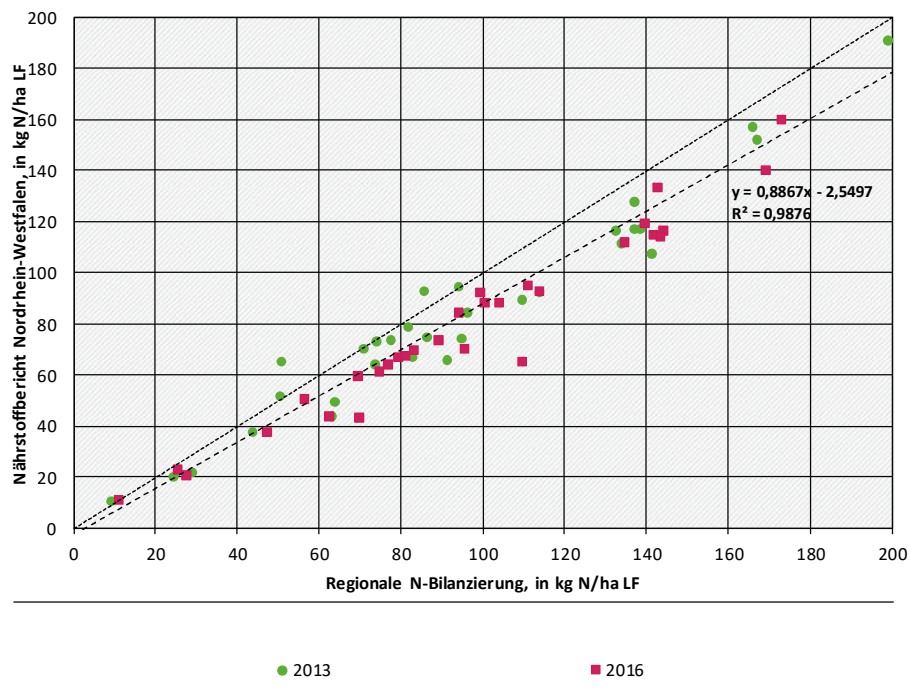
Gärreste tierischer Herkunft werden über die Daten zur Wirtschaftsdüngerabgabe erfasst. Die N-Zufuhr in Biogasanlagen aus Energiepflanzen wurde auf Grundlage bestimmter Annahmen geschätzt, wobei vereinfachend angenommen wird, dass nur Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft und Maissilage mit 33 % TM-Gehalt vergoren werden. Auf Grundlage der getroffenen Annahmen errechnet sich für 2013 eine Silomaiszufuhr von 16,3 t je kW (für 2016 15 t je kW) installierter Leistung, die auf Grundlage der von der Landwirtschaftskammer selbst erhobenen Leistungsdaten in den Kreisen hochgerechnet wurde (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2014, 2018).

Die Ergebnisse der Vergleiche sind in Abbildung 22, Abbildung 23, Abbildung 24 und Abbildung 25 dargestellt. Hier besteht die höchste Übereinstimmung zwischen den Nährstoffberichten und der regionalen N-Bilanzierung bei der tierischen Netto-N-Ausscheidung. Über alle Kreisregionen und Jahre beträgt hier das flächengewichtete Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,99$, wobei die Netto-N-Zufuhr in der regionalen N-Bilanzierung flächenbezogen um etwa 10 % über dem Ansatz der Nährstoffberichte liegt (s. Abbildung 22).

Die Übereinstimmung der Brutto-N-Zufuhr mit Energiepflanzen in Biogasanlagen in beiden Ansätzen ist deutlich geringer. Hier beträgt das flächengewichtete Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,78$, wobei die flächenspezifische Brutto-N-Zufuhr über den Ansatz der Nährstoffberichte nur etwa 36 % der Werte in der regionalen N-Bilanzierung beträgt (s. Abbildung 23).

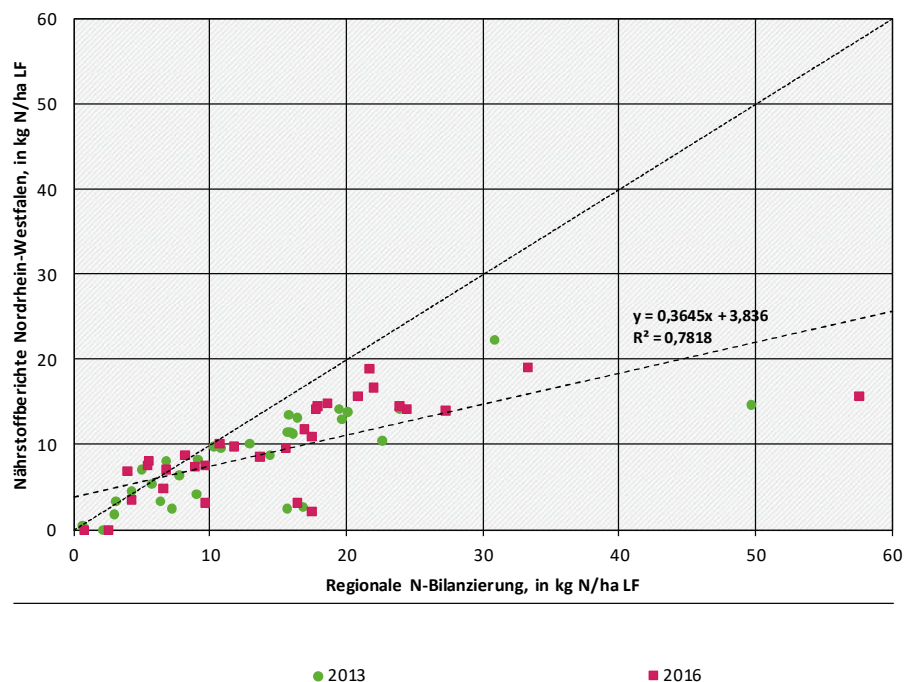
Ein sehr hohes flächengewichtetes Bestimmtheitsmaß besteht mit $R^2 = 0,97$ für den Vergleich der N-Zufuhr mit organischen Düngern zwischen beiden Ansätzen (Abbildung 24), wobei ebenfalls die flächenspezifische N-Zufuhr über organische Dünger mit dem Ansatz der regionalen N-Bilanzierung um etwa 60 % höher eingeschätzt wird als in den Nährstoffberichten.

Abbildung 22: Vergleich der tierischen Netto-N-Ausscheidungen nach Nährstoffberichten und nach vorliegender regionaler N-Bilanzierung für die Kreisregionen in Nordrhein-Westfalen, Jahre 2013 und 2016



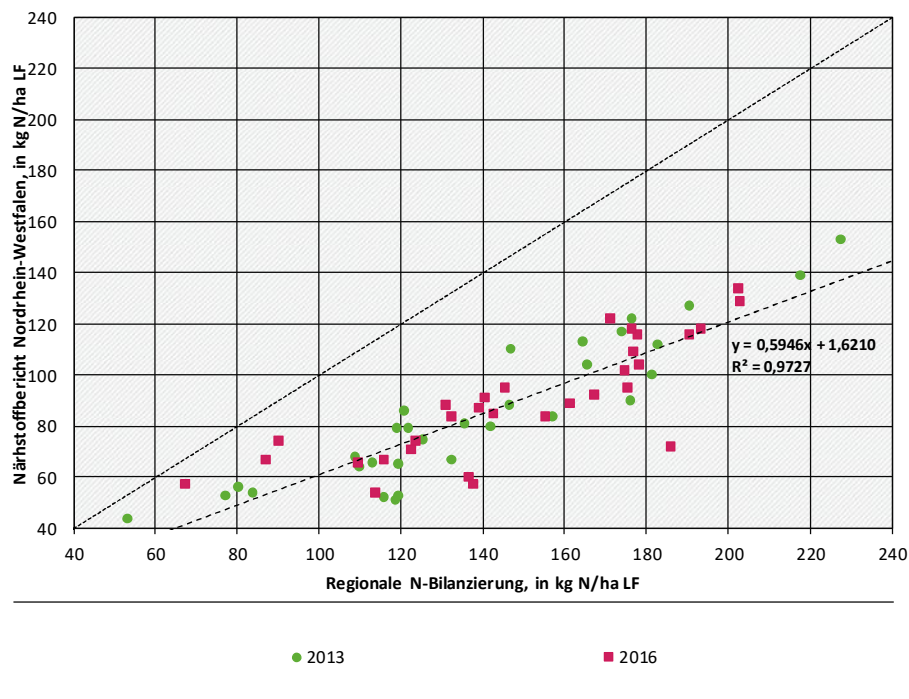
Quelle: Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2014, 2018); eigene Darstellung

Abbildung 23: Vergleich der N-Mengen aus pflanzlichen Gärresten nach Nährstoffberichten und der Brutto-N-Zufuhr in Biogasanlagen mit Energiepflanzen nach vorliegender regionaler N-Bilanzierung für die Kreisregionen in Nordrhein-Westfalen, Jahre 2013 und 2016



Quelle: Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2014, 2018); eigene Darstellung

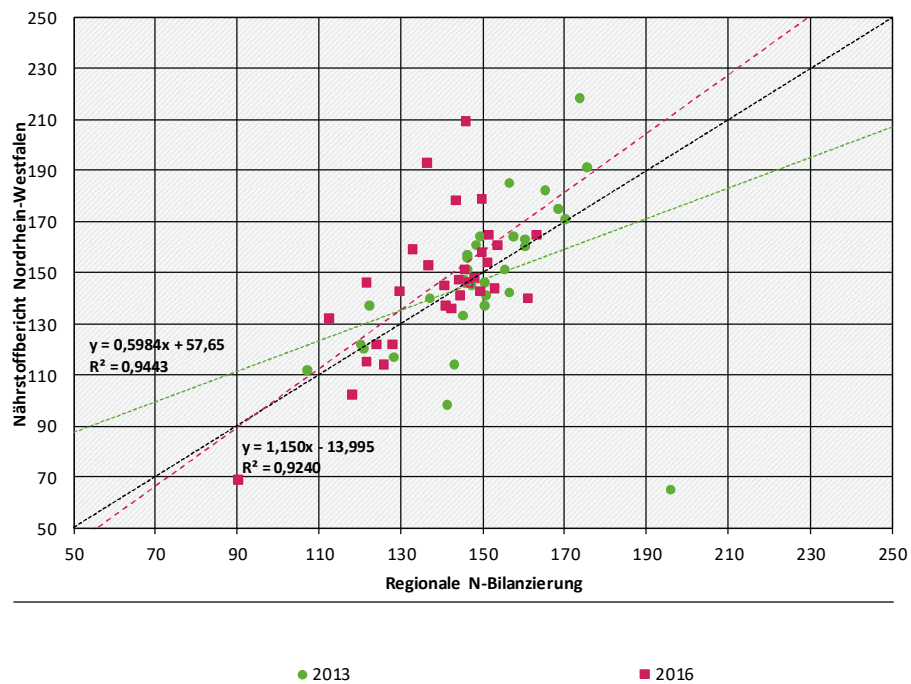
Abbildung 24: Vergleich der N-Zufuhr aus organischen Düngern nach Nährstoffberichten und nach vorliegender regionaler N-Bilanzierung für die Kreise in Nordrhein-Westfalen, Jahre 2013 und 2016



Quelle: Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2014, 2018); eigene Darstellung

Eine sehr große Streuung besteht für den Vergleich des flächenspezifischen Düngedarfs nach dem Ansatz der Nährstoffberichte und der N-Abfuhr nach dem Ansatz der regionalen N-Bilanzierung. Flächengewichtet ist die Streuung zwischen beiden Ansätzen deutlich geringer (s. Abbildung 25).

Abbildung 25: Vergleich des Stickstoffdüngedarfs nach Nährstoffberichten und der N-Abfuhr mit Ernteprodukten nach vorliegender regionaler N-Bilanzierung für die Kreisregionen in Nordrhein-Westfalen, Jahre 2013 und 2016



Quelle: Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2014, 2018); eigene Darstellung

4 Minderungsmaßnahmen

4.1 Untersuchungen zu Minderungsmaßnahmen

In den letzten Jahren sind eine Reihe von Untersuchungen zur Bewertung von Maßnahmen durchgeführt worden, mit denen die Belastung des Grundwassers und der Atmosphäre durch Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft vermindert werden kann (Auflistung ohne Anspruch auf Vollständigkeit):

- ▶ Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (Osterburg und Runge 2007; mit mehreren Einzelbeiträgen zum Thema).
- ▶ Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser (Kreins et al. 2010).
- ▶ Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutz-Maßnahmenprogrammen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Kuhr et al. 2011).
- ▶ UN ECE Luftreinhaltekonvention – Task Force on Reactive Nitrogen. Systematische Kosten-Nutzen-Analyse von Minderungsmaßnahmen für Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft für nationale Kostenabschätzungen (Döhler et al. 2011).
- ▶ Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor (Flessa et al. 2012).
- ▶ Evaluierung der Düngeverordnung - Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung (Osterburg und Techen 2012).
- ▶ Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft (Osterburg et al. 2013).
- ▶ Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien (Jörß et al. 2014).
- ▶ Wirkung von ausgewählten Maßnahmen auf die Verminderung des Überschusses der Stickstoff-Flächenbilanz 2009 – 2011 (Bach und Klement 2015).
- ▶ Umweltbelastende Stoffeinträge aus der Landwirtschaft - Möglichkeiten und Maßnahmen zu ihrer Minderung in der konventionellen Landwirtschaft und im ökologischen Landbau (UBA 2015).

Im Hinblick auf die Zielgröße „Überschuss der N-Flächenbilanz“ bildet die Literaturlauswertung von Osterburg et al. (2007) nach Ansicht der Autoren weiterhin die umfassendste Datenquelle zur Analyse der Wirkung von Maßnahmen. Für mehr als 50 Einzelmaßnahmen wird dort die Größenordnung der möglichen Verminderung von N-Überschuss und N(min)-Gehalt im Boden geschätzt (nach Boden-Klima-Räumen und Betriebstypen differenziert). Aus der Vielzahl von Maßnahmen bzw. deren Kombinationen, die in den einzelnen Untersuchungen vorgeschlagen werden, wurde für sechs ausgewählte Maßnahmen die mögliche Minderung des N-Überschusses berechnet, die damit erreicht werden kann.

- ▶ Steigerung der N-Effizienz der Wirtschaftsdüngung
- ▶ Begrenzung der Tierbesatzdichte auf 2,0 / 2,5 / 3,0 GVE/ha
- ▶ Begrenzung der Rinder-Besatzdichte
- ▶ N-reduzierte Fütterung von Schweinen und Geflügel in IED-Betrieben
- ▶ Anbau von Winterzwischenfrüchten auf 80 % bzw. 100 % der möglichen Fläche
- ▶ Umsetzung der NEC-Richtlinie.

Die Ergebnisse ermöglichen es, die Größenordnung und die regionale Verteilung der möglichen Wirkung von Maßnahmen in der Tendenz zu beurteilen. Für eine detaillierte Konzeption von Maßnahmen sind allerdings vertiefte Untersuchungen erforderlich, insbesondere auch im Hinblick auf deren mögliche räumliche Priorisierung.

4.2 Verbesserung der N-Effizienz der Wirtschaftsdüngung

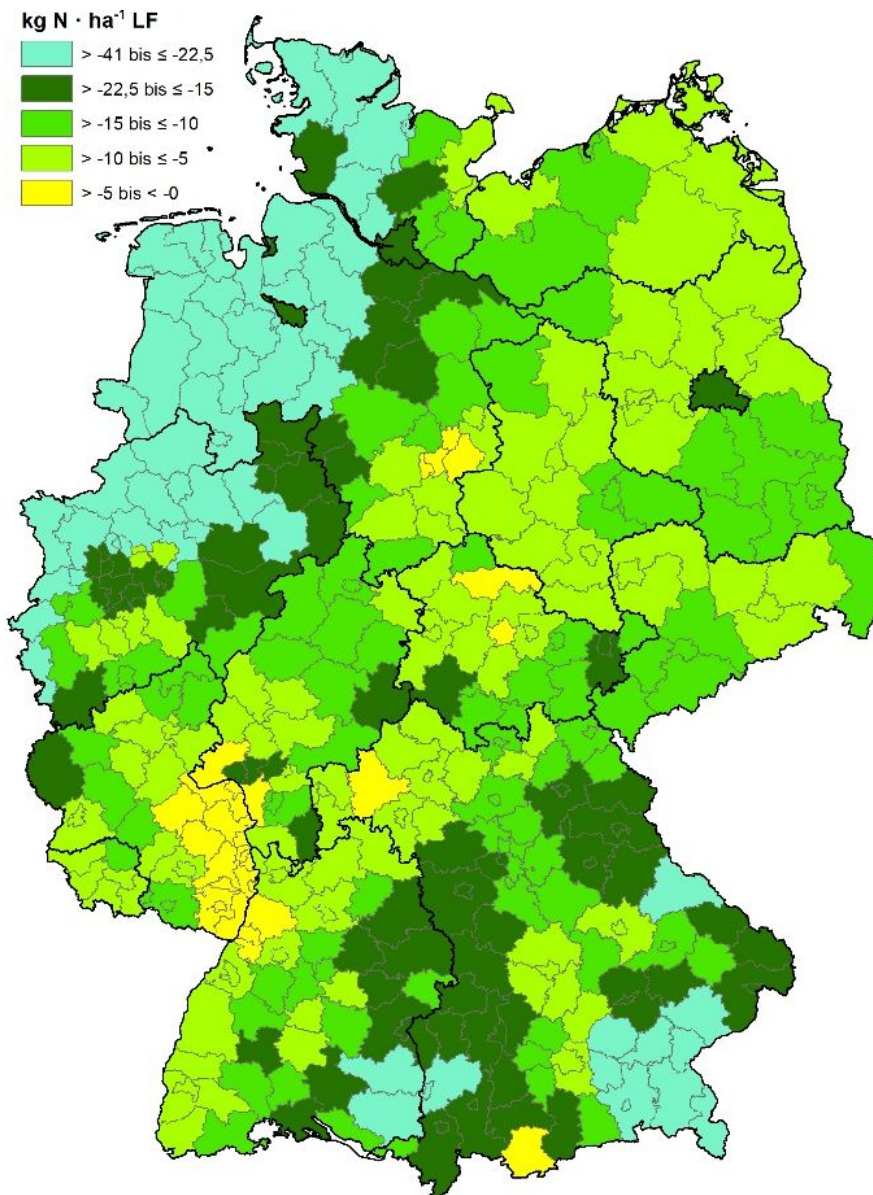
In der Berechnung der N-Mineraldüngung für die Kreise nach Formel 8 (Verteilung der Absatzmenge in Deutschland gesamt) wird ein Faktor von 0,6 für die Anrechnung des N in Wirtschaftsdünger auf den gesamten N-Bedarf der Pflanzen verwendet (s. Kapitel 2.4.1.2). Dieser Wert wurde als Annahme zum aktuellen Stand der Technik (s. Anhang A.3) in die Rechnung eingeführt. Eine Anrechnung von 60 % bedeutet, dass die übrigen 40 % des Stickstoffs während und nach der Ausbringung der Wirtschaftsdünger gasförmig verloren gehen bzw. für die Aufnahme durch die Pflanzen nicht zur Verfügung stehen. Durch geeignete Maßnahmen kann die Verwertung der N-Wirtschaftsdünger aber weiter verbessert werden, insbesondere durch

- ▶ Vermeidung von Überdüngung
- ▶ Optimierung des Ausbringungszeitpunkts (was ausreichende Lagerkapazitäten voraussetzt)
- ▶ Bodennahe Ausbringung mit sofortiger Einarbeitung bzw. Ausbringung mit Schlitz- oder Injektortechnik
- ▶ Einsatz von Nitrifikationshemmern.

Nach Gutser et al. (2010) beispielsweise können organische Dünger eine Verwertung von 80 % erreichen. In Feldversuchen zum Maisanbau wurden auch schon Mineraldüngeräquivalente von über 100 % erzielt (Maidl et al. 1999).

Für die Maßnahme „Verbesserung der N-Effizienz der Wirtschaftsdüngung“ wurde die Berechnung der N-Überschüsse mit einem Wert von 80 % für den Anrechnungsfaktor AF1 in Formel 8 vorgenommen. Dadurch vermindert sich der Mineraldüngerbedarf in Deutschland insgesamt um rund 261.100 t N (entsprechend 15,1 %) und der Überschuss der N-Flächenbilanz geht im Mittel um 15,6 kg N/ha LF zurück. Die stärksten Rückgänge mit bis zu 41 kg N/ha LF sind in den viehstarken Kreisen Grafschaft Bentheim und Cloppenburg festzustellen (Abbildung 26).

Abbildung 26: Verminderung des Überschusses der N-Flächenbilanz (Mittel 2015 – 2017) bei Verbesserung der N-Effizienz der Wirtschaftsdünger (Anrechnung von 80 % des Wirtschaftsdüngerstickstoffs auf den Gesamt-N-Düngungsbedarf der Pflanzen)



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

4.3 Begrenzung der Viehbesatzdichte

Die folgenden Berechnungen zur Wirkung einer Begrenzung der Tierbesatzdichte beinhalten keine vollständige Systembetrachtung, die für eine umfassende Beurteilung dieser Maßnahme erforderlich wäre. Eine Begrenzung der Tierbesatzdichte würde eine Reihe von Anpassungsreaktionen der Landwirtschaft nach sich ziehen, insbesondere Änderungen der Kulturartenanteile im Ackerbau, die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung jedoch nicht betrachtet werden können. Die Szenarien beschränken sich daher auf die unmittelbaren Wirkungen: den Rückgang des Anfalls und des Transfers von Wirtschaftsdünger sowie die kompensatorische Zunahme der N-Mineraldüngung. Anbauverhältnisse und Produktionsintensität in der Pflanzenproduktion werden als unverändert betrachtet. Unbeschadet dieser Einschränkungen beschreiben die Ergebnisse die Größenordnung und die regionalen Unterschiede einer Begrenzung der Tierbesatzdichte auf den N-Flächenbilanzüberschuss.

Datengrundlage für die Berechnung sind Auswertungen der Agrarstrukturerhebung 2016 (Abfrage über das Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder, FDZ). Die Abfrageergebnisse wurden vom FDZ nur auf Länderebene zur Verfügung gestellt, da Daten auf Kreisebene aufgrund der Geheimhaltungsvorschriften nicht freigegeben wurden. Die erforderlichen Eingangsdaten zum Umfang des Viehbestandsabbaus auf Kreisebene musste daher auf Grundlage dieser Abfrageergebnisse und den auf Kreisebene veröffentlichten Daten aus der Agrarstrukturerhebung 2016 zu Viehbeständen und Anbauflächen in den Kreisen insgesamt abgeleitet werden.

4.3.1 Begrenzung Viehbesatzdichte auf 2, 2,5 und 3 GVE/ha LF

Die Maßnahmen „Begrenzung der Viehbesatzdichte“ bzw. „Begrenzung der Rinderbesatzdichte“ (s. Kap. 4.3.2) werden jeweils auf der einzelbetrieblichen Ebene betrachtet. Das heißt, die Begrenzung betrifft alle Betrieben, deren Viehbesatz (ausgedrückt in Großvieheinheiten GVE) oberhalb einer bestimmter Grenze liegt, unabhängig vom der Viehbesatzdichte in der Region (Kreis).

In den Abfragen über das FDZ wurden die Bestandsgrößenverteilungen nur aggregiert für die Regionalgliederung Länder ausgegeben. Daraus wurden zunächst die „überzähligen“ Tierbestände in den Ländern ermittelt. Diese Tierbestände (in GVE) wurden dann proportional auf den Bestand an Schweine-, Rinder- und Geflügel-GVE im Bundeslandes verteilt und anschließend auf die Tierzahlen der einzelnen Tierkategorien der Schweine-, Rinder- und Legehennen-Haltung umgelegt. Die Abfragen und Verteilung wurden getrennt für die Größenklassen ≥ 2 und $< 2,5$, $\geq 2,5$ und < 3 sowie ≥ 3 GVE/ha LF durchgeführt.

Bei einer Begrenzung auf < 3 GVE/ha LF sind in Deutschland im Jahr 2016 insgesamt 4,2 % „überzählige“ GVE (bezogen auf GVE insgesamt) vorhanden, die bei einer Begrenzung auf diesen Wert abgebaut werden müssten. Bei einer Begrenzung auf $< 2,5$ GVE/ha LF steigt dieser Anteil auf 4,7 % und bei einer Begrenzung auf < 2 GVE/ha LF auf 6,0 % der GVE insgesamt. Aufgrund der vergleichsweise geringen Flächenbindung sind Schweine- und Geflügelhaltung hiervon deutlich stärker betroffen als Rinderhaltung. Bei einer Begrenzung der Tierbesatzdichte auf < 3 GVE/ha würden 12,4 % der Geflügelbestände und 7,7 % der Schweinebestände abgebaut, jedoch nur 2,6 % der Rinderbestände.

Die Anzahl der „überzähligen“ GVE auf Kreisebene wurde als Funktion der Viehbesatzdichte und der Anzahl der GVE in den Kreisen insgesamt berechnet. Grundlage der Funktionen sind Regressionsgeraden, die aus dem Anteil der „überzähligen“ GVE an den GVE insgesamt (als abhängiger Variable) und der Viehbesatzdichte (als unabhängiger Variable) auf Länderebene, die für die Begrenzung der Viehbesatzdichte auf < 2 , $< 2,5$ bzw. < 3 GVE/ha LF abgeleitet wurden. In allgemeiner Form sind diese Funktionen in Formel 25 dargestellt, wobei Werte kleiner Null für $uezGV_K$ ausgeschlossen wurden.

Formel 25

$$uezGV_K = (x \cdot GVE_{LF,K} + b) \cdot GV_{ins_K} \cdot KF$$

Die Koeffizienten x und b betragen für die jeweilige Begrenzung der Viehbesatzdichte:

- ▶ Für ≥ 2 GVE/ha ist $x = 0,0694$, $b = -0,00819$ mit $R^2 = 0,53$,
- ▶ für $\geq 2,5$ GVE/ha ist $x = 0,0486$, $b = -0,00241$ mit $R^2 = 0,34$ und
- ▶ für ≥ 3 GVE/ha ist $x = 0,040$, $b = 0,000220$ mit $R^2 = 0,27$.

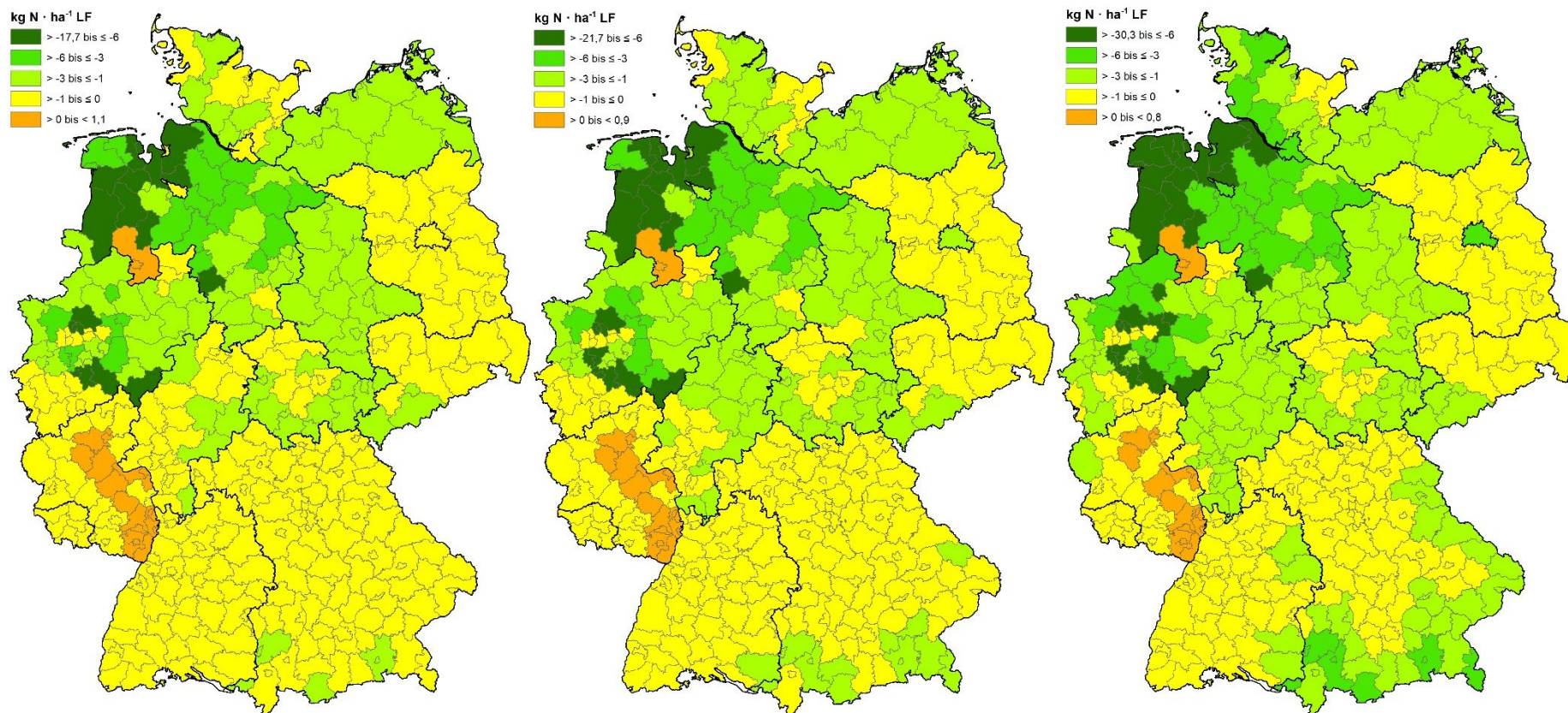
Der Korrekturfaktor KF korrigiert die Ergebnisse auf Kreisebene aus Formel 25, sodass die aufsummierten Kreisergebnisse der gegebenen Anzahl der „überzähligen“ Großvieheinheiten auf Länderebene entspricht.

Die größten Minderungen des N-Flächenbilanzüberschusses mit bis zu -30,3 kg N/ha LF (bei einer Begrenzung der Tierbesatzdichte auf < 2 GVE/ha LF) durch die Maßnahme „Begrenzung der Tierbesatzdichte“ sind in den Veredelungs-intensiven Regionen Niedersachsens und Nordrhein-Westfalens zu erreichen, gleichfalls hohe Minderungen lassen sich im südlichen Nordrhein-Westfalen erzielen. Bei einer Begrenzung auf < 3 GVE/ha LF ist die Minderung in süddeutschen Kreisen mit meist 0 bis -1 kg N/ha LF sehr gering. Erst bei einer Ausweitung der Maßnahme auf < 2 GVE/ha LF werden auch in Regionen mit einer hohen Rinderbesatzdichte wie im Alpenvorland und im Bayerischen Wald ebenfalls bis zu -6 kg N/ha LF Minderung des N-Flächenbilanzüberschusses erreicht (s. Abbildung 27).

Die Begrenzung der Tierbesatzdichte führt zu einer deutlichen Abnahme des Wirtschaftsdüngertransfers. So betragen die Wirtschaftsdüngertransporte über Kreisgrenzen hinweg (ohne die Berücksichtigung von Importen aus den Niederlanden) im Jahr 2016 46.281 t N (s. Kap. 2.4.4). Bei einer Begrenzung der Tierbesatzdichte auf < 3 GVE/ha LF geht dieser Wert auf 33.390 t N zurück, etwas größer ist der Rückgang bei einer Begrenzung auf < 2,5 GVE/ha LF mit 32.446 t N und beträgt 30.129 t N bei einer Begrenzung auf < 2 GVE. Regional kann die Änderung im Wirtschaftsdüngertransfer zu einer geringfügigen Zunahme des N-Flächenbilanzüberschuss führen.

Zugleich führt der Rückgang der Wirtschaftsdüngermengen – unter *ceteris paribus*-Bedingungen – zu einem höheren Bedarf an Mineraldünger. Bei einer Begrenzung der Tierbesatzdichte auf < 3 GVE/ha LF sind dies 27.035 t N, bei Begrenzung auf < 2,5 GVE/ha LF steigt die N-Mineraldüngerezufuhr um 29.015 t N und für Besatzdichte < 2 GVE/ha LF sind es 35.675 t N.

Abbildung 27: Änderung des N-Flächenbilanzüberschuss bei einzelbetrieblicher Begrenzung der Viehbesatzdichte auf < 3 (Karte links), < 2,5 (Karte Mitte) und < 2 (Karte rechts) GVE/ha LF (auf Basis der Ergebnisse der Agrarstrukturerhebung 2016)



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

4.3.2 Begrenzung der Rinder-Besatzdichte

Für diese Maßnahme wurde eine Begrenzung der Rinderbesatzdichte auf <1,5 Raufutter-verzehrende Großvieheinheiten (R-GVE) je ha Raufutterfläche (Dauergrünland, Silomais und Ackerfutterbau) angenommen. Auf Kreisebene wurde die Anzahl der überzähligen Rinder $uezRdGVE_K$ analog zum überzähligen Viehbesatz insgesamt (Formel 25), nach Formel 26 berechnet:

Formel 26

$$uezRdGVE_K = (0,23 \cdot R-GVE_{RFL,K} - 0,0425) \cdot RdGVE_K \cdot KF$$

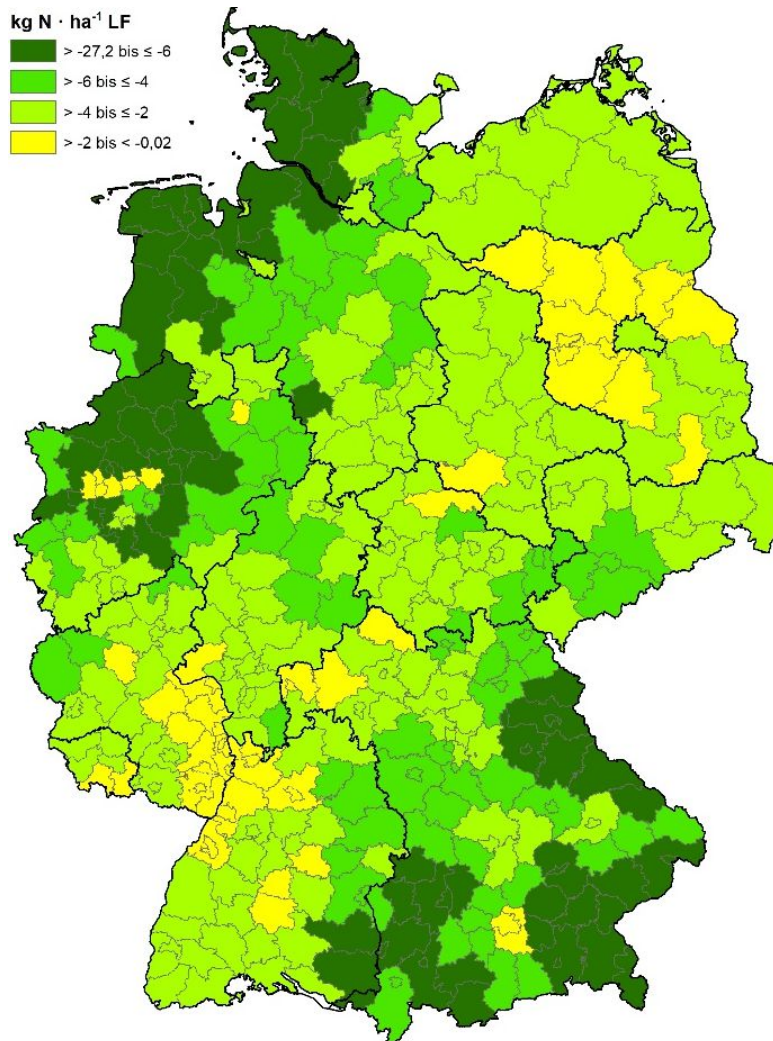
Die Parameter der Formel 26 wurden ebenfalls aus einer FDZ-Abfrage für die Länder abgeleitet, wobei das Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,93$ für den Term $0,23 \cdot R-GVE_{RFL,K} - 0,0425$ beträgt. KF in Formel 26 dient in gleicher Weise der Korrektur der Ergebnisse auf Kreisebene wie für Formel 25 beschrieben.

Die Begrenzung der Rinderbesatzdichte auf < 1,5 R-GVE/ha Raufutterfläche führt in Deutschland insgesamt zu einem Bestandsabbau der Rinder um 26 %. Der höchste Anteil mit 35 % Bestandsabbau betrifft Nordrhein-Westfalen, in den Ländern Schleswig-Holstein, Niedersachsen müssten jeweils 30 % und in Bayern 29 % des Rinderbestandes abgebaut werden.

Die N-Flächenbilanzüberschüsse würden dieser Maßnahme in Nordwestniedersachsen, im Westen von Schleswig-Holstein, in Westfalen, im Sauerland, Bayerischen Wald, Chiemgau und im weiteren Umfeld des Allgäus erheblich reduziert werden. Die maximale Minderung des N-Flächenbilanzüberschusses wird mit -27,2 kg N/ha LF für den Kreis Garmisch-Partenkirchen berechnet, gefolgt vom Kreis Bottrop mit -19,9 kg N/ha LF und Kreis Vechta mit -17,6 kg N/ha LF (s. Abbildung 28).

Der Rückgang der Zufuhr über Wirtschaftsdünger führt unter *ceteris paribus*-Bedingungen zu einem Anstieg der Mineraldüngerzufuhr um 60.416 t N. Weiterhin würde der innerdeutsche kreisübergreifende Wirtschaftsdüngertransfer auf 32.376 t N zurückgehen.

Abbildung 28: Änderung des N-Flächenbilanzüberschuss bei einzelbetrieblicher Begrenzung der Rinderbesatzdichte auf < 1,5 R-GVE/ha Raufutterfläche (auf Basis der Ergebnisse der Agrarstrukturerhebung 2016)



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

4.4 N-reduzierte Fütterung von Schweinen und Geflügel in IED-Betrieben

Der Entwurf der TA Luft vom 16.07.2018 (BMU 2018a) sieht für Schweine und Geflügel in Betrieben, die unter die Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen fallen (kurz: IED-Richtlinie, sog. „IED-Betriebe“), eine Minderung der Ammoniakemissionen im Stall um 20 % vor. Die soll vorrangig durch die Ausweitung der N- und P-reduzierten Mehrphasenfütterung erreicht werden. Diese Minderung wäre nahezu gleichbedeutend mit einer Minderung der tierischen Stickstoffausscheidungen um 20 %.

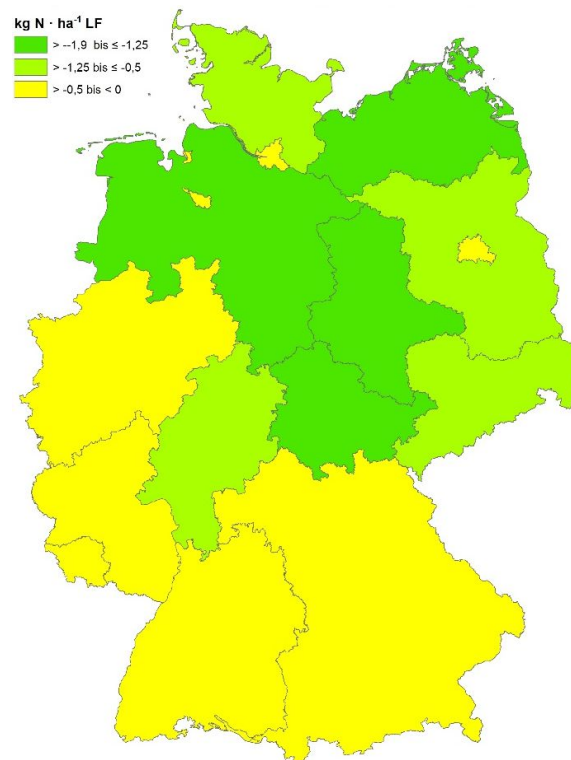
Das tatsächlich erreichbare Minderungspotenzial dieser Maßnahme in Bezug auf den N-Flächenbilanzüberschuss ist jedoch mutmaßlich geringer, da N- und P-reduzierte Fütterung bereits jetzt von einem Teil der Betriebe umgesetzt wird. Eine zuverlässige Schätzung des aktuellen Anteils N- und P-reduzierter Fütterung ist jedoch nicht möglich.

Die Maßnahme wurde auf Grundlage einer Auswertung der Agrarstrukturerhebung 2016 (Datenabfrage über das FDZ) zur Größe der Tierbestände bzw. zum Anteil der Tiere in Betrieben,

die unter die IED-Richtlinie fallen, für die Länder berechnet. Auf eine höher aufgelöste Regionalisierung wurde verzichtet, da auf Grundlage der vorliegenden Daten keine zuverlässige Abschätzung der Schweine- und Geflügelbestände in IED-Betrieben auf Kreisebene möglich ist.

In Deutschland insgesamt sind 26,4 % der Schweine und 70,9 % der Geflügelbestände in IED-Betrieben aufgestellt. Diese sind vorwiegend in Niedersachsen angesiedelt, so dass 40 % der Schweine und 58 % des Geflügels in IED-Betrieben in Niedersachsen gehalten werden. Dies führt dazu, dass die Umsetzung dieser Maßnahme mit -1,8 kg N/ha LF in Sachsen-Anhalt, gefolgt von Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern mit jeweils -1,4 kg N/ha LF in die größte Auswirkung auf den N-Flächenbilanzüberschuss hat. Aufgrund der höheren Anteile von Geflügel und Schweinen an der Tierhaltung insgesamt und aufgrund der Struktur der Betriebe ist die Auswirkung in Sachsen-Anhalt noch etwas größer als in Niedersachsen. Sehr gering ist die Wirkung dieser Maßnahme mit jeweils weniger als -0,5 kg N/ha LF in Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg, Bayern, den Stadtstaaten, Nordrhein-Westfalen und dem Saarland (Abbildung 29). Unter *ceteris paribus*-Bedingungen steigt die N-Mineraldüngerzufuhr aufgrund der Minderung der Zufuhr von Stickstoff über Wirtschaftsdünger um rund 12.700 t N.

Abbildung 29: Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses (Jahr 2016) bei N-reduzierter Fütterung von Schweinen und Geflügel in IED-Betrieben.



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

4.5 Zwischenfruchtanbau

Als eine der wirksamsten Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratauswaschung zählt der Anbau von Zwischenfrüchten über Winter (Berntsen et al. 2006, Constantin et al. 2010, Tonitto et al. 2006). Neben der vergleichsweise sicheren Minderungswirkung wird die hohe Akzeptanz auf Seiten der Landwirte betont, insbesondere wenn die zusätzlichen Kosten für Saatgut und Einsaat bezuschusst werden. Eine genaue Beschreibung der Maßnahme geben unter anderem Osterburg et al. (2007), der zufolge die Minderung der Nitrat-Auswaschung ca. 15 bis 25 kg N/ha LF, im Mittel 20 kg/ha LF beträgt.

Der Anbau von Winterzwischenfrüchten ist auf Flächen begrenzt, auf denen im Folgejahr eine Sommerfrucht angebaut werden soll. Ausgangssituation des Zwischenfruchtanbaus ist der Anteil der Flächen mit Zwischenfruchtanbau nach Agrarstrukturhebung 2016 (Statistisches Bundesamt 2017) an der Fläche der Sommerkulturen (Mais, Sommergetreide, Zuckerrüben, Kartoffeln, Hülsenfrüchte) mit Regionalgliederung Bundesländer (Tabelle 22). Dieser Anteil wird für alle Kreise des betreffenden Bundeslandes angesetzt.

Die Wirkung der Maßnahme wird berechnet, indem der Anbau von Winterzwischenfrüchten gegenüber dem aktuellen Stand (unterschiedlich in den Bundesländern) auf 80 % bzw. auf 100 % der möglichen Fläche ausgeweitet wird.

Tabelle 22: Flächenanteil der Sommerkulturen^a im Jahr 2016, der maximal zusätzlich für den Anbau von Winterzwischenfrüchten verfügbar ist

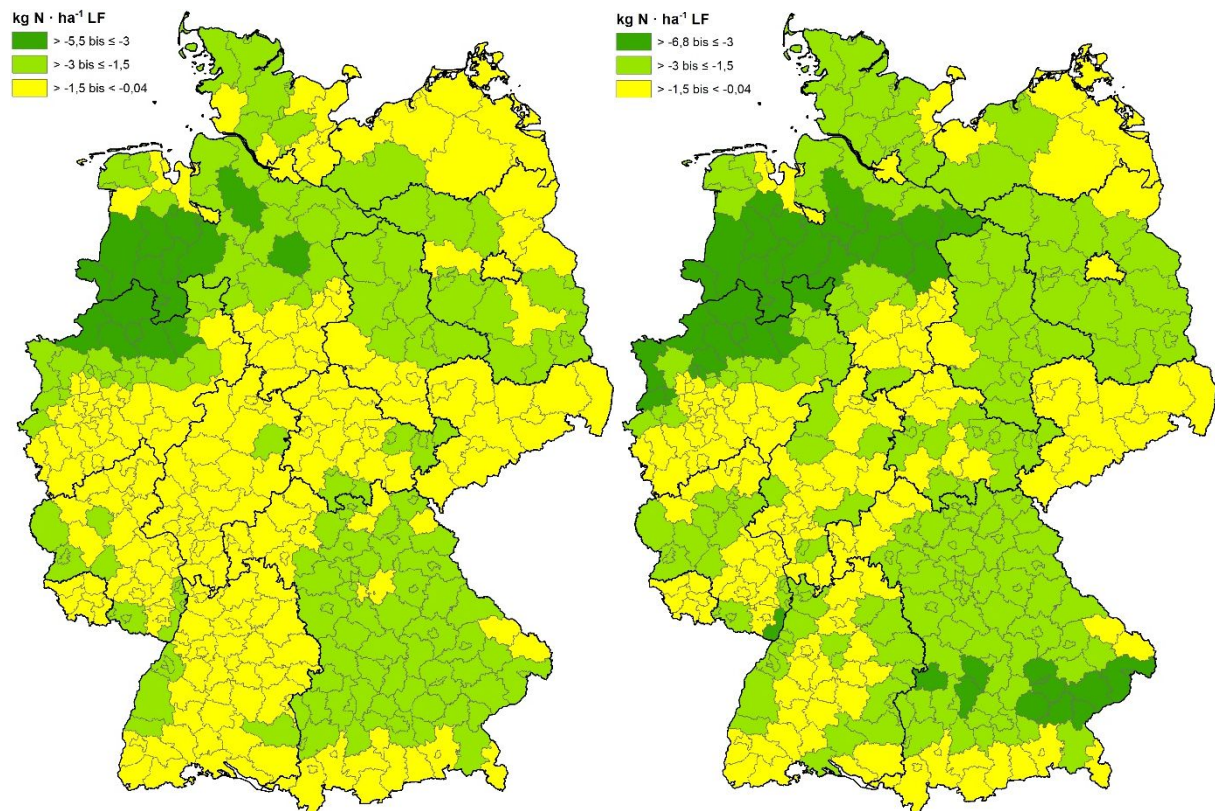
Bundesland	Anteil zusätzlich verfügbarer Fläche
Baden-Württemberg	32,1 %
Bayern	42,7 %
Brandenburg	43,0 %
Hessen	47,5 %
Mecklenburg-Vorpommern	49,3 %
Niedersachsen	50,6 %
Nordrhein-Westfalen	46,4 %
Rheinland-Pfalz	52,9 %
Saarland	29,3 %
Sachsen	31,9 %
Sachsen-Anhalt	55,7 %
Schleswig-Holstein	50,2 %
Thüringen	50,1 %
Stadtstaaten (Bremen, Hamburg, Berlin)	45,6 %
Deutschland gesamt	45,6 %

^a Körner- und Silomais, Sommergetreide (Hafer, Sommergerste, Triticale), Kartoffeln, Zuckerrüben, Hülsenfrüchte.

Für die Abschätzung der Wirkung der Maßnahme „Ausdehnung des Zwischenfruchtanbaus auf 80 % bzw. 100 % der möglichen Fläche“ wird angenommen, dass der Anteil der Flächen der Sommerkulturen, die über Winter mit Zwischenfrüchten bestellt sind, auf 80 % bzw. 100 % ausgedehnt wird. Für diese Flächen wird angenommen, dass die Nitratauswaschung um 20 kg N/ha vermindert wird und diese N-Menge der folgenden Sommerkultur in voller Höhe zur Verfügung steht, so dass deren Mineraldüngung um 20 kg N/ha reduziert werden kann.

Für Deutschland insgesamt wird bei Ausdehnung des Zwischenfruchtanbaus auf 80 % ein Rückgang des N-Überschuss um -1,7 kg N/ha LF berechnet und für die vollständige Abdeckung (100 % der möglichen Flächen) ein Rückgang von 2,1 kg N/ha LF. Die stärksten Verminderungen bei Zwischenfruchtanbau auf 80 % der potenziellen Fläche tritt mit rund -5,5 kg (bei 100 % -6,8 kg) N/ha LF tritt im Kreis Emsland auf. Gleichfalls deutliche Minderungen mit jeweils mehr als -4 kg N/ha LF lassen sich in den Kreisen Steinfurt, Borken, Vechta, Grafschaft Bentheim und Cloppenburg erzielen. Generell sinkt die Wirksamkeit der Maßnahme mit zunehmendem Grünlandanteil in einem Kreis, im Kreis Garmisch-Partenkirchen ist das Minderungspotential mit lediglich -0,04 kg N/ha LF aufgrund des sehr geringen Anteils der Ackerfläche am geringsten.

Abbildung 30: Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses (Mittel 2015 – 2017) bei Anbau von Winterzwischenfrüchten auf 80 % der Potenzialfläche (links) und 100 % der Potenzialfläche (rechts)



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Für das Szenario eines 100 %-tigen Zwischenfruchtanbaus ist als Einschränkung zu beachten, dass Zwischenfruchtanbau ein ausreichendes Wasserangebot in Herbst und Winter voraussetzt. In Gebieten mit geringen Niederschlagsmengen (wie bspw. Sachsen-Anhalt und Thüringen) lässt sich diese Maßnahmen daher nur beschränkt umsetzen.

4.6 Umsetzung der NEC-Richtlinie

In der europäischen Richtlinie über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie, 2001/81/EG, aktualisiert 2016/2284/EU) werden für die EU-Mitgliedstaaten Emissionshöchstmengen unter anderem für Ammoniak festgelegt. Deutschland darf nach der Richtlinie 2001/81/EG seit 2010 nicht mehr als 550 kt NH_3 jährlich emittieren. Bis 2020 muss Deutschland nach der Richtlinie 2016/2284/EU seine NH_3 -Emissionen gegenüber 2005 um 5 % reduzieren und bis 2030 um 29 %. Um diesen Zielwert zu erreichen sind weitreichende Maßnahmen zur Senkung der Ammoniakemissionen erforderlich. Im „Entwurf des Nationalen Luftreinhalteprogramms“ (Stand 12.12.2018; BMU 2018b) werden verschiedene Maßnahmenoptionen zur Einhaltung der Emissionsreduktionsverpflichtungen ab 2020 und ab 2030 vorgestellt und deren NH_3 -Minderung wird mengenmäßig dargestellt. Da diese Maßnahmen regelmäßig auch den N-Überschuss der Flächenbilanz verändern, wird im Folgenden ihre Wirkung auf diese Größe abgeschätzt. Diese Abschätzung wird gestuft vorgenommen: Zunächst wird die Wirkung der Maßnahmen zur Ammoniakemissionsminderung in Bezug auf den N-Überschuss

für die Ist-Situation der Landwirtschaft abgeschätzt (Kap. 4.6.1). In einem zweiten Schritt werden zusätzlich die Effekte berücksichtigt, die infolge der Strukturänderungen im Mengengerüst (Anbauflächen, Tierbestände, Ernteerträge) der Landwirtschaft bis 2030 zu erwarten sind (Kap. 4.6.2). Diese Strukturänderungen werden in der Thünen-Baseline-Projektion 2027 beschrieben und auf dieser Grundlage für 2030 abgeschätzt.

Die folgenden Berechnungen beruhen, ebenso wie die Maßnahmenbewertungen im Entwurf des Nationalen Luftreinhalteprogramms, auf den Koeffizienten und Emissionsfaktoren von Haenel et al. 2018. Die Ergebnisse sind daher aufgrund einer Reihe von methodischen Änderungen in Rösemann et al. (2019) nicht direkt mit den anderen Ergebnissen des vorliegenden Berichts vergleichbar.

4.6.1 Umsetzung auf Basis der IST-Situation der Landwirtschaft 2016

In Tabelle 23 sind die Maßnahmen zu Minderung der NH_3 -Emissionen aufgeführt. Für jede Maßnahme wird ein Grad der Umsetzung in der Landwirtschaft in der Ist-Situation angenommen, wobei sich die Ist-Situation auf das Jahr 2016 bezieht. Die in Tabelle 23 dargestellten Umsetzungsgrade beziehen sich auf Deutschland insgesamt, diese unterscheiden sich in der Ist-Situation 2016 in den Bundesländern, sodass die Umsetzung des Maßnahmenpakets zu regional unterschiedlichen Minderungswirkungen führt. Aufgrund der Berechnung Tierkategorie-spezifischer Emissionsfaktoren auf Länderebene und unterschiedlicher Tierartenzusammensetzung in den Kreisen, differenziert sich die Minderungswirkung des Maßnahmenpakets in den Kreisen weiter.

Das der vorliegenden Berechnung zugrundeliegende Maßnahmenpaket, umfasst im Wesentlichen Minderungsmaßnahmen im Bereich der Lagerung flüssiger Wirtschaftsdünger und Ausbringung von mineralischen und organischen Dünger. Ein Teil der Maßnahmen für 2030 sind bereits jetzt verpflichtend über die DüV (2017) umzusetzen. Weiterführende Maßnahmenoptionen zur Zielerreichung 2030 werden im Luftreinhalteprogramm aufgeführt, sind jedoch nicht alle Bestandteil des vorliegenden Maßnahmenpaketes.

Jede NH_3 -Emissionsminderung in Stall und Lager führt dazu, dass mehr Stickstoff mit Wirtschaftsdünger ausgebracht wird. In Verbindung mit den weiteren Maßnahmen zur Reduktion der NH_3 -Verluste während und nach der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und Gärresten steigt die pflanzenverfügbare N-Menge in der Bodenproduktion. In der N-Bilanzierung führt dies – unter *ceteris paribus*-Bedingungen – zu einer Verminderung der N-Mineraldüngung. Mit den hier getroffenen Annahmen zur Anrechnung des N aus Wirtschaftsdüngern auf den Gesamt-N-Bedarf der Pflanzen beträgt diese Verminderung 60 % der zusätzlichen N-Zufuhr im Wirtschaftsdünger (s. Kap. 2.4.1). Die Umsetzung der aufgeführten Maßnahmen würde rechnerisch zu einer Zunahme der pflanzenbaulich verfügbaren N-Menge aus Wirtschaftsdüngern von rund 131.000 t N führen, wodurch sich die N-Mineraldüngung um rund 78.600 t N reduzieren würde.

Zugleich führt eine Minderung der NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft auch zu einer Minderung der NH_y -Immissionen, die äquivalent zum Minderungsziel der NEC-Richtlinie für 2030 pauschal mit -29 % angenommen werden. Vereinfachend wird hierbei die relative Immissionsminderung nicht regional differenziert, obwohl die Umsetzung von Maßnahmen zur Emissionsminderung aufgrund regionaler Unterschiede der Häufigkeitsverteilungen von Tierarten und Verfahren zum Management stickstoffhaltiger Düngemittel zu regional unterschiedlichen Minderungswirkungen führt und somit auch die relative Immissionsminderung regional unterschiedlich wäre.

Tabelle 23: Maßnahmen in der Quellgruppe Landwirtschaft aus dem „Entwurf des Nationalen Luftreinhalteprogramms“ (Stand 12.12.2018), die in der vorliegenden Berechnung berücksichtigt werden; Annahmen zu deren Umsetzungsgrad in der gegenwärtigen Situation (Referenzjahr 2016) und erforderliche Umsetzung, um die Ziele der NEC-Richtlinie in 2030 in Bezug auf Ammoniak zu erreichen; Angaben in Prozent^a der Stickstoffmenge im jeweiligen Verfahrensabschnitt.

Ammoniakminderungsmaßnahme	Umsetzung 2016				Umsetzung 2030			
Stall und Lager	Rinder	Schweine	Geflügel	andere	Rinder	Schweine	Geflügel	andere
Nicht abgedeckte Außenlager für Gülle/Gärreste werden mindestens mit Folie oder vergleichbarer Technik abgedeckt	29 %	26 %	n. a.	62 % (WD) 65 % (EP) ^c	81 %	84 %	n. a.	100 %
50 % der Unterflurlagerung von Gülle wird durch Außenlager mindestens mit Folienabdeckung ersetzt	38 %	32 %	n. a.	n. a.	19 %	16 %	n. a.	n. a.
Ausbringung								
Harnstoff wird innerhalb von 4 h eingearbeitet oder mit Ureasehemmstoff stabilisiert ^a	n. a.	n. a.	n. a.	0 %	n. a.	n. a.	n. a.	100 %
AHL-N-Dünger: Anwendung mit Ureaseinhibitor	n. a.	n. a.	n. a.	0 %	n. a.	n. a.	n. a.	100 %
Einarbeitung v. Geflügelmist auf unbestelltem Ackerland innerhalb von 4 h ^g	n. a.	n. a.	68	n. a.	n. a.	n. a.	0	n. a.
Kein Einsatz von Breitverteilern bei flüssigen Wirtschaftsdüngern auf bestelltem Ackerland oder Grünland ^a	59 % (G) 65 % (J) ^e	23 % (G) 65 % (J) ^e	n. a.	19 %	0 %	0 %	n. a.	0 %
Kein Einsatz von Breitverteilern auf unbestelltem Ackerland	11 % (J)	11 % (J)	n. a.	12 % ^f	0 %	0 %	n. a.	0 % ^f
Sofortige Einarbeitung (< 1 h) flüssiger Wirtschaftsdünger auf unbestelltem Ackerland	12 % (G) 6 % (J) ^e	16 % (G) 6 % (J) ^e	n. a.	9 % ^f	23 % (G) 15 % (J) ^e	25 % (G) 15 % (J) ^e	n. a.	27 % ^f
Sofortige Einarbeitung (< 1 h) fester Wirtschaftsdünger auf unbestelltem Ackerland	11 %	15 %	0 %	0 % ^d	73 %	72 %	78 %	100 % ^d
Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger auf bestelltem Acker und Grünland nur mit Injektions-/Schlitztechniken bzw. Neutralisation durch Säurezugabe ^a	2 % (G) 1 % (J) ^e	3 % (G) 1 % (J) ^e	n. a.	8 % ^f	74 % (G) 85 % (J) ^e	69 % (G) 85 % (J) ^e	n. a.	59 % ^f

n. a. = nicht anwendbar

Fußnoten s. nächste Seite

Fußnoten zur Tabelle 23

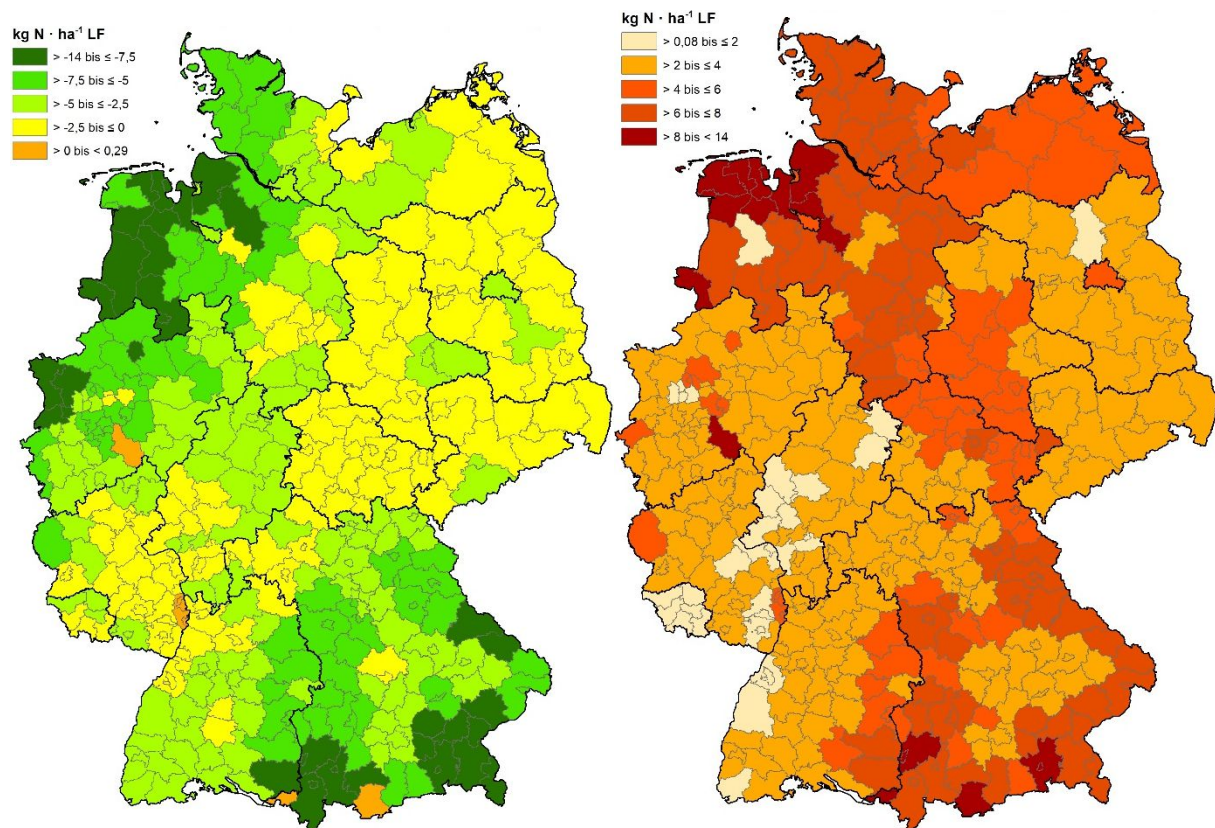
- ^a Prozentangaben beziehen sich auf die jeweils zur Lagerung bzw. Ausbringung gelangenden N-Menge in folgenden Kategorien: Mineraldüngerausbringung; Rindergülleausbringung; Schweinegülleausbringung; Rinder- und Schweinejaucheausbringung; Ausbringung von Rinderfestmist; Ausbringung von Schweinefestmist; Ausbringung von Geflügelkot; Ausbringung von Ziegen-, Schaf- und Pferdemist; Ausbringung von Gärresten. Die Häufigkeitsverteilung der Verfahren in diesen Kategorien ergibt in der Summe jeweils 100 % (einschließlich der Verfahren, die durch die Maßnahmen zur Umsetzung der NEC-Richtlinie nicht betroffen sind) (s. auch die Tabellen AI_1005FST und AI_1005FSP in den Tabellenanhängen zu Rösemann et al. 2019)
- ^b Für die Ansäuerung von Gülle und Gärresten in Stall und Lager oder vor der Ausbringung ist ein hohes Minderungspotenzial nachgewiesen, daher gilt diese Maßnahme laut BVT-Schlussfolgerung (EU) 2017/302 als beste verfügbare Technik. Die rechtliche Umsetzbarkeit in Deutschland muss allerdings zunächst noch geprüft werden.
- ^c WD = Gärreste aus der Vergärung tierischer Exkrementen, EP = Gärreste aus der Vergärung von Energiepflanzen
- ^d WD = Gärreste aus der Vergärung tierischer Exkrementen, EP = Gärreste aus der Vergärung von Energiepflanzen Festmist von Schafen, Ziegen und Pferden
- ^e G = Gülle, J = Jauche
- ^f Gärreste
- ^g Maßnahme wird für 2030 bereits verpflichtend durch die novellierte Düngeverordnung (vom 26.05.2017) vorgeschrieben.

In Abbildung 31 (linke Karte) ist die Änderung der N-Überschüsse in den Kreisen dargestellt mit der Annahme, dass alle im Luftreinhalteprogramm für 2030 vorgesehenen NH₃-Minderungsmaßnahmen bereits im Jahr 2016 umgesetzt wären. Die stärksten Verminderungen des Flächenbilanzüberschusses treten demzufolge in den Kreisen mit hohem Rindviehbesatz in Nordwestdeutschland und im Voralpengebiet auf.

Das Maßnahmenpaket führt bei Umsetzung im Jahr 2016 zu einer Minderung der gasförmigen N-Emissionen aus tierischen Exkrementen in Stall und Lager von 17,8 % auf 16,6 % und bei der Ausbringung tierischer Exkrementen von 12,1 % auf 5,9 %. Das heißt, dass die Wirkung der Minderungsmaßnahmen wird hauptsächlich durch effizientere Ausbringungstechniken erreicht wird, weniger durch Verbesserungen im Stall und im Lager. Da in der N-Flächenbilanz die Ausbringungsverluste nicht abgezogen werden, führt die Umsetzung des Maßnahmenpakets nur zu einer relativ geringen direkten Erhöhung des N-Flächenbilanzsaldos durch geringere gasförmige Verluste im Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung, die rund 28.000 t N betragen. Wesentlich bedeutender ist das vorstehend beschriebene Einsparpotential von N-Mineraldünger in Höhe von rund -78.700 t N (entsprechend 4,6 % der 2016 abgesetzten N-Mineraldüngermenge). Infolge des zusätzlich pflanzenverfügbaren Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern (aufgrund der erheblich verminderten Ausbringungsverluste) und der um 29 % verminderten NH₃-Immissionen (entsprechend rund -42.000 t N) wird für Deutschland insgesamt eine Minderung des N-Flächenbilanzsaldos von -81.300 t N entsprechend -4,9 kg N/ha LF berechnet.

Emissionsminderung durch Reduzierung der gasförmigen NH₃-Verluste bedeutet die Verlagerung von „Überschuss-Stickstoff“ von der Luft in den Boden. Da das höhere N-Angebot im Boden nicht in voller Höhe, sondern im Ansatz der N-Bilanzierung nur zu 60 % auf den N-Bedarf der Pflanzen angerechnet wird, steigt dadurch das Nitrat-Auswaschungspotenzial. Bezogen auf Deutschland insgesamt würde durch die Umsetzung der Maßnahmen des „Nationalen Luftreinhalteprogramms“ (Stand 12.12.2018) das Nitrat-Auswaschungspotenzial um rund 73.000 t N (entsprechend 4,4 kg N/ha) erhöht – ein klassisches Beispiel von „pollution swapping“. Die regionale Verteilung der Änderung des Nitrat-Auswaschungspotenzials (Abbildung 31, rechte Karte und Abbildung 33) ist daher m. o. w. invers zur Abnahme des N-Flächenbilanzüberschuss. Zusätzlich zu den Kreisen mit hohem Rinderbesatz sind allerdings auch die daran angrenzenden Ackerbauregionen durch einen überdurchschnittlichen Anstieg des Nitrat-Auswaschungspotenzial gekennzeichnet. Das betrifft diejenigen Kreise, die die Überschuss-Gülle aus den viehstarken Regionen aufnehmen.

Abbildung 31: Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses (linke Karte) und des Nitrat-Auswaschungspotenzials (rechte Karte) bei Umsetzung der Ammoniakminderungsmaßnahmen gemäß „Entwurf des Nationalen Luftreinhalteprogramms“ (Stand 12.12.2018), bezogen auf Referenzjahr 2016



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

4.6.2 Szenario 2030

Die Thünen-Baseline-Projektion (Offermann et al. 2018) beschreibt die für die nächsten zehn Jahre erwarteten durchschnittlichen Entwicklungen für den deutschen Agrarsektor unter den gegebenen (agrar-)politischen Rahmenbedingungen und mit Annahmen zur Entwicklung exogener Einflussfaktoren. In Tabelle 24 ist zusammengefasst dargestellt, wie die Ergebnisse der Thünen-Baseline-Projektion für das Jahr 2027 in das hier verwendete Mengengerüst der N-Bilanzierung für das Jahr 2030 umgesetzt wurden. Für die Jahre 2016 stehen die Aktivitätsdaten auf nationaler Ebene nach Haenel et al. (2018) und für 2020 nach Offermann et al. (2018) zur Verfügung. Für das Jahr 2027 wurden die Angaben aus einer Datenbank des Umweltbundesamts übernommen, in der die Aktivitätsdaten nach der Methodik von Offermann et al. (2018) projiziert wurden. Die Aktivitätsdaten wurden für das Jahr 2030 extrapoliert, indem jeweils an die drei Werte (2016, 2020 und 2027) ein Polynom zweiten Grades angepasst und dann der Wert für 2030 damit berechnet wurde. Anschließend wurden die Minderungsmaßnahmen auf dieses für 2030 projizierte Mengengerüst angewandt. Die Thünen-Baseline-Projektion umfasst auch den Mineraldüngerabsatz, das heißt die im Kapitel 4.6.1 angenommene Minderung des Mineraldüngerabsatzes aufgrund höherer pflanzenbaulicher Verfügbarkeit von Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern wurde im Szenario 2030 nicht eingerechnet.

Die Thünen-Baseline-Projektion enthält eine Reihe von Unsicherheiten unter anderem bezüglich der Entwicklung des Einsatzes von N-Düngern, möglichen regionalen Verlagerungseffekten bei der Wirtschaftsdüngerausbringung durch die novellierte Düngeverordnung, der Entwicklung

des Anteils von BVT-Betrieben, dem Anteil der Betriebe mit Ausnahmeregelungen u. a. m. Diese Unsicherheiten sind bei der Interpretation der Ergebnisse dieses Szenarios zu berücksichtigen. Die Projektionen der Thünen-Baseline werden für die Tierbestände spezifisch für die Tierkategorien des RMD (Haenel et al. 2018) für Deutschland insgesamt vorgenommen. Dennoch können sich regionale Unterschiede in der Projektion 2030 aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung der Tierbestände ergeben.

Tabelle 24: Änderung des Mengengerüsts und wichtiger Koeffizienten in der Projektion 2030 gegenüber 2016 (Auswahl wichtiger Variablen)

	2016	Projektion 2030	Änderung
Tierbestände (in 1000 Stück)			
Großvieheinheiten insgesamt (GVE)	12.954	12.825	-1,0 %
Rinder	12.354	12.029	-2,6 %
Schweine	27.978	25.663	-8,3 %
Schafe	1.834	1.617	-11,8 %
Legehennen	51.936	48.284	-7,0 %
übrige Großvieheinheiten (GVE)	861	925	7,4 %
Mineraldüngerabsatz (in 1000 t N)	1.710	1.745	2,0 %
Anbauflächen (in 1000 ha)			
Landwirtschaftlich genutzte Flächen	16.659	16.540	-0,7 %
Ackerland	11.763	11.573	-1,6 %
Getreide insgesamt	6.325	6.437	1,8 %
Dauergrünland	4.694	4.642	-1,1 %
Winterweizen	3.202	3.269	2,1 %
Roggen	571	629	10,2 %
Gerste	1.605	1.542	-3,9 %
Silomais	2.137	1.944	-9,0 %
Zuckerrüben	334	343	2,7 %
Winterraps	1.323	1.294	-2,2 %
Erträge (in dt FM/ha)			
Winterweizen	76,9	86,3	12,1 %
Roggen	55,6	59,3	6,7 %
Wintergerste	70,7	76,6	8,3 %
Sommergerste	52,4	56,6	8,0 %
Silomais	430,8	455,2	5,7 %
Zuckerrüben	762,3	813,0	6,7 %
Winterraps	34,6	42,6	23,1 %
Dauergrünland, dt Heuwert/ha	80,4	85,7	6,6 %
Biogaserzeugung			
Eingespeiste elektrische Arbeit (in TWh)	32,2	29,0	-9,9 %
Wirtschaftsdüngervergärung (in 1000 t N)	227	205	-9,7 %
Energiepflanzenvergärung (in 1000 t N)	320	276	-13,8 %
Spezifische N-Gehalte der Ernteprodukte (in kg N/t FM Haupternteprodukt)			
Winterweizen	12,6	12,9	2,2 %
Roggen	13,6	14,2	4,4 %

Zusammengefasst wird eine Abnahme der Anbauflächen insgesamt gerechnet. Insbesondere werden, einhergehend mit einem Rückgang des Bedarfs pflanzlicher Gärsubstrate, ein Rückgang der Silomaisanbaufläche und eine Verschiebung hin zum Getreideanbau erwartet. Für alle wichtigen Kulturen werden höhere Erträge als 2016 projiziert, die 2030 im Mittel aller Kulturen etwa 10 % über den Erträgen des Jahres 2016 liegen. Bei den Tierbeständen insgesamt wird ein Rückgang um etwa 1 % projiziert, jedoch mit deutlichen Unterschieden zwischen einzelnen Tierarten.

Für die Biogaserzeugung wird ein Rückgang der installierten elektrischen Leistung um rund 10 % bei gleichzeitiger Steigerung der Wirkungsgrade der Biogas-Blockheizkraftwerke um 0,5 % p. a. angenommen. Aufgrund der Restriktionen beim Einsatz von Silomais für die Biogaserzeugung wird eine Verschiebung hin zu mehr Wirtschaftsdüngereinsatz erwartet, d. h. der Einsatz von Energiepflanzen für die Biogaserzeugung geht mit rund -14 % stärker zurück als der Einsatz von Wirtschaftsdüngern mit rund -10 %.

Auf Grundlage des für 2030 projizierten Mengengerüsts ergibt sich eine Abnahme des N-Flächenbilanzüberschusses von -11,0 kg N/ha (Tabelle 25). Die bestimmenden Faktoren für diese Abnahme sind die projizierten Änderungen des Mengengerüsts und der Koeffizienten für 2030, hierbei insbesondere die höheren Ernteabfuhr aufgrund deutlich höherer Erträge von Futterpflanzen und pflanzlichen Markprodukten.

Tabelle 25: Änderung der Bilanzgrößen der N-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland bei Umsetzung des Maßnahmenpakets zur Zielerreichung der NEC-Richtlinie im Jahr 2030 gegenüber 2016

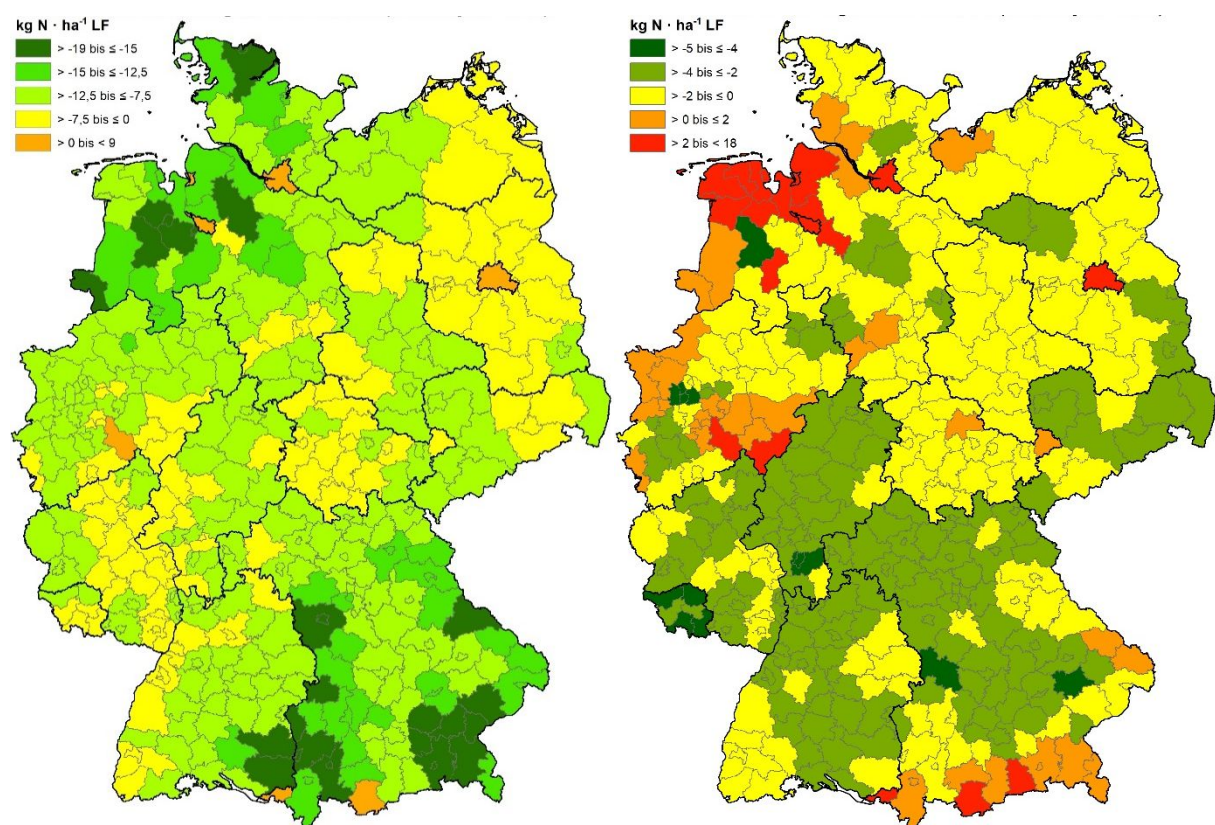
Bilanzgröße	2016	2030	Δ 2030 zu 2016
	kg N/ha LF		
Zufuhr (Input) Summe	221,8	221,7	-0,1
Mineraldünger	102,7	105,5	2,8
Wirtschaftsdünger (innerbetriebliche Erzeugung)	51,5	54,3	2,9
Wirtschaftsdünger aus grenzüberschreitenden Importen	0,9	0,9	±0
Gärreste	34,4	31,2	-3,2
Kompost, Klärschlamm, Tiermehl (SeRo-Dünger)	3,1	3,3	0,2
Legume Stickstoff-Bindung (N-Fixierung)	12,8	12,5	-0,3
Saat- und Pflanzgut	1,3	1,3	±0
Einstreu in die Tierhaltung	2,1	2,1	±0
Atmosphärische NO _x -Deposition auf Landwirtschaftsflächen	3,8	3,8	±0
Atmosphärische NH _y -Deposition auf Landwirtschaftsflächen	9,2	6,7	-2,5
Abfuhr (Output) Summe	148,0	158,9	+10,9
Ernteabfuhr pflanzliche Marktprodukte	64,7	74,0	9,3
Ernteabfuhr Futtermittel und Stroh f. Einstreu (innerbetriebliche Verwendung)	58,8	64,3	5,5
Ernteabfuhr Energiepflanzen	19,2	16,7	-2,5
NH ₃ -Emissionen aus der Ausbringung von Düngern, die wieder als Deposition auf Landwirtschaftsflächen gelangen ^a	5,3	3,8	-1,5
Bilanzsaldo (N-Überschuss)	73,8	62,8	-11,0

^a S. Kapitel 2.4.8 bzw. Fußnote zu Tabelle 12.

Der Einfluss der Maßnahmen zur Umsetzung der NEC-Richtlinie ist dadurch, dass diese Maßnahmen im Wesentlichen bei den Ausbringverfahren greifen und das Minderungspotenzial des Mineraldüngereinsatzes nicht eingerechnet wird, von geringerer Bedeutung, sie sind teilweise auch gegenläufig (sie haben jedoch einen deutlichen Einfluss auf die Änderung des N-Auswaschungspotenzials). Die Maßnahmen zur Verminderung der Lagerungsverluste führen zu einer höheren Zufuhr aus der innerbetrieblichen Erzeugung von Wirtschaftsdüngern, wodurch der Einfluss der Abnahme der Tierbestände überkompensiert wird. Zudem führt das Maßnahmenpaket insgesamt zu geringeren NH_y -Immissionen, mithin zu einer Abnahme der NH_y -Immissionen um 29 % (entsprechend ca. $-2,5 \text{ kg N/ha LF}$).

Das regionale Verteilungsmuster der Änderungen des N-Flächenbilanzüberschusses als auch des N-Auswaschungspotenzials unterscheiden sich nicht wesentlich von der Umsetzung des Maßnahmenpakets auf Basis des Mengengerüsts im Jahr 2016, die Einflussfaktoren bleiben die selben (Abbildung 32). Bedingt durch die Änderungen des Mengengerüsts und der Koeffizienten im Jahr 2030 gegenüber 2016 ändert sich das Niveau der Änderungen, sodass der N-Flächenbilanzüberschuss in den meisten Kreisen deutlich stärker abnimmt und das N-Auswaschungspotenzial in den meisten Kreisen nicht zunimmt, sondern ebenfalls abnimmt.

Abbildung 32: Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses (linke Karte) und des Nitrat-Auswaschungspotenzials (rechte Karte) bei Umsetzung der Ammoniakminderungsmaßnahmen gemäß „Entwurf des Nationalen Luftreinhalteprogramms“ (Stand 12.12.2018), Szenario für Jahr 2030

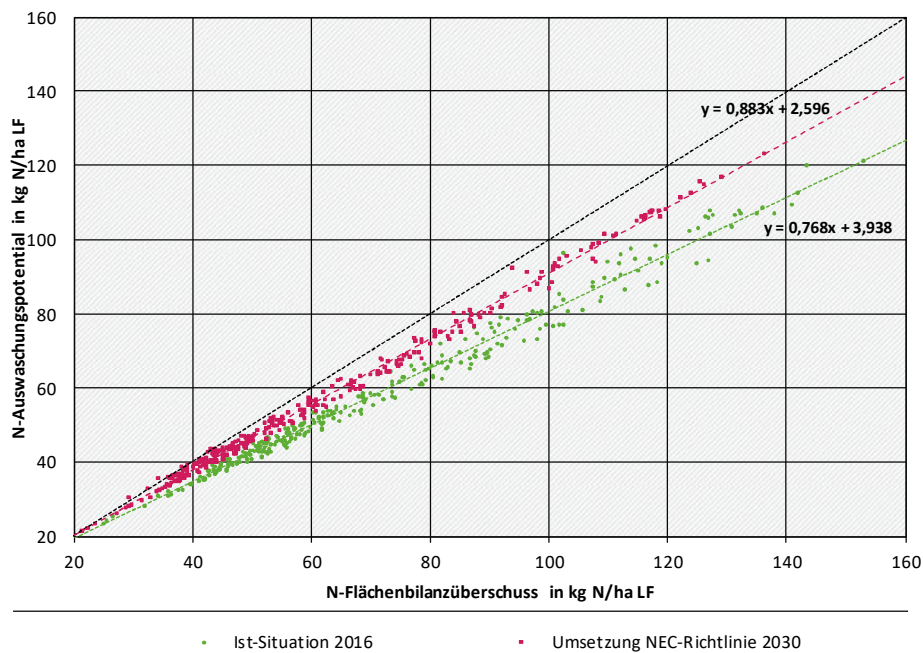


Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Die höchsten Abnahmen des N-Flächenbilanzüberschusses treten in mit $-19,0$, $-18,1$ und $-18,7 \text{ kg N/ha LF}$ in den Kreisen Unterallgäu, Cloppenburg und Ostallgäu auf, die höchsten Zunahmen mit $+7,5$, $+3,2$ und $+2,6 \text{ kg N/ha LF}$ in den Kreisen Oberbergischer Kreis, Garmisch-Partenkirchen

und Lindau (Bodensee). Die Kreise mit den höchsten Zunahmen des N-Flächenbilanzüberschusses korrespondieren zwar mit den Kreisen mit der höchsten Zunahme des N-Auswaschungspotenzials (dies sind mit +8,3, +4,3 und +3,4 kg N/ha LF ebenfalls die Kreise Oberbergischer Kreis, Lindau (Bodensee) und Garmisch-Partenkirchen), jedoch nicht mit den höchsten Abnahmen des N-Auswaschungspotenzials (dies sind mit -5,8, -4,49 und -4,45 kg N/ha LF der Saarpfalz-Kreis, der Stadtverband Saarbrücken und der Kreis Merzig-Wadern). Die verbleibenden Änderungen im Verteilungsmuster ergeben sich im Wesentlichen aus den Änderungen der Tierarten- und Kulturarten-Zusammensetzung, die sich aus der Projektion für 2030 ergeben.

Abbildung 33: Abhängigkeit des N-Auswaschungspotenzials vom N-Flächenbilanzüberschuss in den Kreisregionen in der Ist-Situation 2016 und bei Umsetzung des Maßnahmenpakets zur Zielerreichung der NEC-Richtlinie im Jahr 2030



Quelle: eigene Darstellung.

5 Fazit und Ausblick

Die Größe „Überschuss der N-Flächenbilanz“ nimmt in der umwelt- und agrarpolitischen Debatte eine zentrale Stellung ein, vor allem für die Bewertung der möglichen Nitrat-Belastung von Grundwasser und Oberflächengewässern durch die Landwirtschaft. Im Rahmen der WRRL-Umsetzung dient der N-Überschuss, unter anderem als Eingangsgröße in den Modellen MONERIS bzw. MoRE, zur Ausweisung von regionalen Vorranggebieten für Minderungsmaßnahmen. Für den Überschuss der N-Gesamtbilanz (wovon der Flächenbilanz-Überschuss nur eine Teilgröße bildet) als Indikator der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie wurde in Zielwert von 70 kg N/ha LF festgelegt, zu erreichen im Mittel der Jahre 2028 – 2032 (Bundesregierung 2018).

Ergänzend ist jetzt vom UBA ein wirkungsbasierter, Medien-übergreifender Stickstoffindikator für Deutschland entwickelt worden (Heldstab et al. 2019). Dieser integrierte Stickstoffindikator erfasst die aktuellen Belastungen durch verschiedene N-Emissionen und formuliert Zielwerte, die aus den Beeinträchtigungen der einzelnen Schutzgüter abgeleitet werden. Der N-Flächenbilanzüberschuss bildet eine Komponente dieses N-Indikators und ist mittlerweile eingebunden in eine vollständige Bilanzierung der Flüsse von reaktiven N-Verbindungen, die alle Wirtschaftssektoren und Umweltmedien in Deutschland umfasst (Bach et al. 2019).

Die Methodik der regional differenzierten N-Bilanzierungen für Deutschland ist seit den Anfängen (Bach 1987, Wendland et al. 1993) kontinuierlich weiterentwickelt worden. Wesentliche Änderungen betreffen unter anderem die im Zeitverlauf unterschiedlichen Quellen zu N-Gehalten in Wirtschaftsdüngern und Ernteprodukten, die Verwendung der Koeffizienten des Nationalen Emissionsinventars (Rösemann et al. 2019) für die gasförmigen N-Verluste, wechselnde Datensätze zu den atmosphärischen N-Depositionen, die Zurechnung der NH_3 -Ausbringungsverluste zur Flächenbilanz sowie die Erweiterung des Bilanzschemas um die Biogasbilanz. Daneben wurde die Berechnung regelmäßig an die Änderungen des Datenkatalogs der Agrarstatistik angepasst. Seit 2004 können zudem die Mikrodaten der Agrarstrukturerhebung und der Landwirtschaftszählung über das Forschungsdatenzentrum direkt ausgewertet werden, was die Einbindung bis dahin nicht nutzbarer Merkmale ermöglicht hat. Neben dem hier vorgestellten Ansatz existieren zahlreiche weitere N-Bilanzierungen für die Landwirtschaft in Deutschland.

Es ist zu darauf hinzuweisen, dass der Wert des N-Überschusses zwischen unterschiedlichen methodischen Ansätzen in den meisten Fällen nur mit mehr oder weniger großen Einschränkungen vergleichbar ist. Auch die hier vorgestellte Zeitreihe 1995 – 2017 des N-Überschusses mit Regionalgliederung Kreise sollte daher vorrangig im Hinblick auf zwei Fragestellungen interpretiert werden: (a) Wie hat sich der N-Überschuss im Zeitverlauf entwickelt, sowohl in Deutschland insgesamt als auch regional? Zeigt sich eine Reaktion auf umweltpolitische Maßnahmen bzw. Programme? (b) Welche Gebiete weisen ein besonders hohes Belastungspotenzial („hot spots“) der Nitrat-Einträge in das Gewässersystem auf? Wie ausgeprägt sind die regionalen Unterschiede?

Es ist festzuhalten, dass der Trend des Flächenbilanzüberschusses (als 3-jähriger gleitender Mittelwert) in Deutschland insgesamt in den letzten zehn Jahren wieder ansteigt (statistisch nicht signifikant). Dies ist unter anderem auf den Ausbau der Biogaserzeugung zurückzuführen, wodurch mehr Stickstoff in Form der Gärreste im System Bodenproduktion verbleibt. Die Spannweite der N-Flächenbilanzüberschüsse (Mittel 2015 – 2017) in den Kreisen reicht von rund 25 bis über 160 kg N ha LF. Die Zunahme der Viehbestände seit 1995 hat in den Regionen mit hoher Viehbesatzdichte dort nicht in gleichem Umfang zu einer Erhöhung der N-Flächenbilanzüberschüsse geführt, wie es aufgrund der Zunahme der Viehbesatzdichte zu erwarten gewesen wäre. Vielmehr ist durch den zunehmenden Transfer von Wirtschaftsdüngern der Anstieg der N-Zu-

fuhr zur Fläche vom Anstieg des N-Anfalls in der Tierhaltung entkoppelt worden. Diese Entwicklung ist maßgeblich auf die Vorschriften der Düngeverordnung zur Beschränkung der Wirtschaftsdüngerausbringung zurückzuführen. Im Maximum wurde (im Mittel der Jahre 2015 bis 2017) der N-Flächenbilanzüberschuss durch Wirtschaftsdüngertransfer fast 100 kg N/ha LF vermindert (Kreis Vechta).

Von der großen Zahl der in der Literatur beschriebenen Instrumente zur Verminderung des Nitrateintrags in das Grundwasser werden in der vorliegenden Untersuchung nur einige ausgewählte Maßnahmen betrachtet, für welche jeweils die Verminderung des N-Überschuss auf Kreis- bzw. Bundeslandebene berechnet wird. Damit soll vor allem die Größenordnung der Verminderung insgesamt und die regionale Spezifität der einzelnen Maßnahmen dargestellt werden. Als wirksamste Maßnahme ist die Verbesserung der Effizienz des Stickstoffs aus der Wirtschaftsdüngung anzuführen. Mit einer höheren Ausnutzung von 80 % - statt derzeit 60 % - würde der Überschuss der N-Flächenbilanz im Mittel um 15,6 kg N/ha LF vermindert, in einzelnen Kreisen sogar bis zu 41 kg N/ha LF. Eine Begrenzung der Viehbesatzdichte auf der einzelbetrieblichen Ebene auf 3, 2,5 oder 2 GVE/ha hätte einen Abbau der Tierbestände zwischen 4,2 % und 6,0 % der Großvieheinheiten in Deutschland zur Folge. Diese Maßnahme würde vorrangig in den Veredelungsregionen in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen Wirkung entfalten. Eine N-reduzierte Fütterung von Schweinen und Geflügel in IED-Betrieben dient vor allem der Reduzierung der NH₃-Emissionen, der Rückgang des N-Überschusses in Deutschland wäre gering. Für den Zwischenfruchtanbau wird auf den betreffenden Flächen eine Verminderung des N-Überschusses von 20 kg N/ha LF veranschlagt. Da Zwischenfrüchte (über Winter) nur vor Sommerkulturen angebaut werden können und bereits jetzt fast die Hälfte der möglichen Fläche mit Zwischenfrüchten bestellt wird, hätte eine Ausdehnung auf 100 % der möglichen Fläche keinen spürbaren Rückgang des N-Überschuss im Bundesgebiet insgesamt zur Folge. Die Umsetzung der NEC-Richtlinie zur Reduktion der NH₃-Emissionen wird sich auch auf den N-Überschuss der Flächenbilanz auswirken. Durch die Verminderung der NH₃-Freisetzung aus Stall, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sinkt die atmosphärische NH₃-Deposition auf die LF. Daneben erhöht sich die Ausnutzung des N aus Wirtschafts- und Mineraldüngern, da während bzw. nach der Ausbringung geringere NH₃-Verluste auftreten, wodurch Mineraldünger eingespart werden kann. Insgesamt wird für die Umsetzung der NEC-Richtlinie eine Minderung des N-Flächenbilanzüberschusses um rund 5 kg N/ha LF berechnet.

Neben den methodischen Weiterentwicklungen und Anpassungen der N-Bilanzierung sind auch einige Schwachpunkte und Verbesserungsmöglichkeiten anzusprechen. Der Überschuss der N-Flächenbilanz für die Kreise charakterisiert das Nitrat-Belastungspotenzial jeweils aggregiert über die gesamte Landwirtschaftsfläche eines Kreises, das heißt über alle Böden und Klimaräume, Betriebsformen (Marktfrucht, Futterbau, Veredelung usw.), Kulturarten und Anbauverfahren (konventionell, ökologisch). Die Ergebnisse sind daher nur für großräumige Vergleiche geeignet und erlauben keine räumlich höher aufgelösten Aussagen. Insbesondere in Kreisen, die heterogene Naturräume umfassen, führt dies zu einem Mittelwert, der für die intensiv bewirtschafteten Gebiete innerhalb eines Kreises den tatsächlichen N-Überschuss unterschätzt und für die extensiv genutzten Areale überschätzt. Diese Situation ist besonders ausgeprägt beispielsweise in Baden-Württemberg in den Kreisen entlang des Oberrhein-Grabens, die jeweils mehr oder weniger zur Hälfte Marktfrucht-Betriebe in der Rhein-Ebene und Futterbau-Betriebe im Schwarzwald umfassen, oder auch im neuen (Groß-)Kreis Göttingen, der 2016 aus den beiden Kreisen Göttingen und Osterode am Harz mit analogen Strukturunterschieden zusammengelegt wurde.

Diese Probleme könnten zumindest teilweise aufgefangen werden, indem zukünftig N-Überschüsse separat für Ackerland, Sonderkulturen sowie Dauergrünland berechnet werden (deren

räumliche Verteilung digital erfasst ist). Dabei könnte auch die Inanspruchnahme von Agrarumweltprogrammen (mit Beschränkung der N-Düngung) in den Ländern berücksichtigt werden. Außerdem kann der N-Überschuss getrennt für konventionelle und ökologische Bewirtschaftung dargestellt werden (vgl. Bach et al. 2016).

Der kreisbezogene N-Überschuss bezieht sich auf räumliche Einheiten sehr unterschiedlicher Größe. Die landwirtschaftlich genutzte Fläche in den Kreisen in Deutschland (ohne Einbezug der kreisfreien Städte) betrug 2016 im Minimum weniger als 7.000 ha LF (Kreis Sonneberg, Thüringen) und erreicht im Maximum rund 341.000 ha LF (n. Agrarstatistik, Kreis Börde, Sachsen-Anhalt).

Der Ansatz zur regionalen Verteilung der Mineraldüngung stellt unverändert das größte methodische Problem und gleichzeitig den sensitivsten Faktor für die N-Bilanzüberschüsse in den Kreisen dar. Solange keine repräsentativen statistischen Angaben zum Mineraldüngeraufwand auf Betriebsebene erhoben werden (z. B. im Rahmen der Landwirtschaftszählung), bleibt aus Sicht der Autoren nur der hier gewählte Ansatz. Der Vergleich mit Angaben zur Mineraldüngung, die auf einzelbetriebliche Daten zurückgehen (z. B. Testbetriebsnetz, Pilotbetriebe, Kooperationen usw.) ist dabei unabdingbar, um die Schätzung der Mineraldüngermengen in den Kreisen zu plausibilisieren. Auf der anderen Seite muss aber auch für diese auf Betriebsdaten aufbauenden, sogenannten „bottom up“-Ansätze gewährleistet sein, dass deren Ergebnisse zur Mineraldüngung repräsentativ sind für die Gesamtheit aller Betriebe in einem Kreis bzw. im Bundesgebiet als Ganzes. Diese Forderung bedeutet, dass ein „bottom up“-Ansatz skalierbar sein muss, das heißt, dass sich ein Wert der N-Mineraldüngermenge für Deutschland insgesamt berechnen lässt, der dann mit der einzigen dazu verfügbaren statistischen Größe, der jährlichen N-Handelsdüngerabsatzmenge im Bundesgebiet, abgeglichen werden kann.

Kreisbezogene Angaben zum Transfer (Abgabe und Aufnahme) von Wirtschaftsdüngern liegen mit den Nährstoffberichten mittlerweile für vier Bundesländer vor. Es fehlen allerdings Daten zur Verteilung der abgegebenen Wirtschaftsdüngermengen auf die Kreise in den aufnehmenden Bundesländern (ohne Nährstoffberichte). Zur Verbesserung der Transparenz des Wirtschaftsdüngertransfers ist anzuregen, dass in den betreffenden Ländern entsprechende Daten erhoben werden.

Die nächste Landwirtschaftszählung (Haupterhebung) wird 2020 durchgeführt. Im Fragenkatalog sind gegenüber früheren Erhebungen zum Teil wesentlich detaillierte Angaben zu Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, Stallhaltungsverfahren, Stallentlüftung, Düngertransfer und weiteren Merkmalen vorgesehen. Es ist davon auszugehen, dass auf Basis dieser Daten die Berechnung der N-Flächenbilanzierung weiterentwickelt und die regionale Differenzierung verbessert werden kann. Allerdings wird dann auch eine neue Zeitreihe der N-Überschüsse mit früheren Fassungen nur eingeschränkt vergleichbar sein.

Gegen den N-Überschuss als Indikatorgröße wird, unabhängig vom Berechnungsansatz, von verschiedenen Seiten der Einwand erhoben, dass die Nitrat-Konzentrationen in den Grundwasservorkommen in Deutschland nur relativ schwach mit der Höhe des N-Überschuss auf den Landwirtschaftsflächen gekoppelt sind, aus denen sich das Grundwasser speist. Dieser Einwand ist grundsätzlich berechtigt, beispielsweise zeigt die Gegenüberstellung der räumlichen Verteilung der Grundwasserkörper in Deutschland, die den „guten Zustand“ nach Wasserrahmenrichtlinie verfehlen, mit der Verteilung des N-Überschuss in den Kreisen nur eine geringe Koinzidenz der beiden Größen (Bach et al. 2016, Abb. 3). Einer Metaanalyse zu den Zusammenhängen zwischen N-Bilanzsalden, Herbst-N(min)-Gehalten und der Nitrat-Auswaschung anhand von standortspezifischen Messdaten zufolge (Beisecker und Piegholdt 2019) besteht an den meisten Standorten

nur eine schwache oder gar keine Korrelation zwischen dem N-Überschuss und der Nitratmenge, die mit dem Sickerwasser verlagert wird. Auch bei der flächendeckenden Modellierung der Nitrat-Konzentration im Grundwasser mittels Random-Forest-Klassifikation (am Beispiel Hessen) steht die Variable „N-Flächenbilanzüberschuss Kreise“ nur an dritter Stelle in der Reihenfolge der insgesamt 14 Prädiktoren (Knoll et al. 2019). Offensichtlich hängt die Höhe der Nitratkonzentration in einem Grundwasservorkommen maßgeblich von weiteren Faktoren wie Sickerwassermenge, Austauschhäufigkeit des Bodenwassers, Verweildauer in der ungesättigten Zone und im Aquifer sowie Intensität der Denitrifikation in diesen Kompartimenten ab. Dem oben genannten Einwand ist jedoch entgegen zu halten, dass der N-Überschuss – als potenziell verlagerbare N-Menge – zum einen die primäre Größe für den Prozess der Nitrat-Auswaschung in das Grundwasser darstellt. Zum anderen ist der N-Überschuss der einzige Faktor in diesem Geschehen, der anthropogen gesteuert werden kann, das heißt, den die Landwirte mit Verbesserungen ihres betrieblichen Stickstoffmanagements beeinflussen können.

6 Quellenverzeichnis

50Hertz Transmission GmbH (versch. Jahrgänge): Veröffentlichung von EEG-Daten (www.50hertz.com/de/EEG/Veroeffentlichung-EEG-Daten).

Amprion GmbH (versch. Jahrgänge): Aktuelle EEG-Anlagendaten (www.amprion.net/eeg-anlagenstammdaten-aktuell und www.amprion.net/jahresabrechnung-eeg).

Bach, M. (1987): Die potenzielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. PhD-Thesis, Univ. Göttingen, Göttinger Bodenkundl. Ber. 93, 186 S.

Bach, M.; Godlinski, F.; Greef, J. M. (2011): Handbuch Berechnung der Stickstoff-Bilanz für die Landwirtschaft in Deutschland Jahre 1990 – 2008. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut, Braunschweig, Bd. 159, 36 S.

Bach, M.; Hillebrecht, B.; Hunsager, E.; Stein, M. (2014): Berechnung von Stickstoffflächenbilanzen für die Bundesländer – Jahre 2003 bis 2011. Methodenbeschreibung zum Indikator der Länder-Initiative Kernindikatoren (LIKI). 2. überarbeitete Fassung (ohne Berücksichtigung Biogas). Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut f. Landschaftsökologie u. Ressourcenmanagement, 35. S.

Bach, M.; Klement, L. (2015): Wirkung von ausgewählten Maßnahmen auf die Verminderung des Überschusses der Stickstoff-Flächenbilanz 2009-2011. Studie i.A. des Instituts für Wasser und Gewässerentwicklung, KIT Karlsruhe, Abschlussbericht, 24 S.

Bach, M.; Klement, L.; Häußermann, U. (2016): Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung von Nitratreinträgen in die Gewässer auf Basis regionalisierter Stickstoff-Überschüsse. Teil I: Beitrag zur Entwicklung einer ressortübergreifenden Stickstoffstrategie. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA-Texte 55/2016, 51 S.

Bach, M.; Häußermann, U.; Knoll, L.; Klement, L.; et al. (2019): Reaktive Stickstoffflüsse in Deutschland 2010 - 2014 (DESTINO Bericht 2). Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA-Texte (im Druck).

Behrendt, H.; Bach, M.; Kunkel, R.; Opitz, D.; Pagenkopf, W. D.; Scholz, G.; Wendland, F. (2002): Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Basis eines harmonisierten Vorgehens. Umweltbundesamt (UBA), Berlin, UBA-Texte 82/03, 201 S.

Beisecker, R.; Piegholdt, C. (2019). Metaanalyse - Empirischer Zusammenhang zwischen N-Flächenbilanzsaldo, Herbst-Nmin-Gehalt und der Stickstofffracht des Sickerwassers. Abschlussbericht. Hrsg.: DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfachs, Bonn, 75 S.

Berntsen, J.; Petersen, B. M.; Hansen, E. M. (2006): Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. European Journal of Agronomy 25, 383–390.

Biota (2013): Regionalisierte Flächenbilanzen für Stickstoff und Phosphor auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in Mecklenburg-Vorpommern. Studie i. A. des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. Biota – Inst. f. ökologische Forschung und Planung GmbH, Bützow, 198 S.

BMEL (2017): Zugelassene und registrierte Betriebe für tierische Nebenprodukte gemäß Artikel 23 und 24 der Verordnung (EG) Nr. 1069/2009, Stand Juni 2017. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (tsis.fli.de/Home/BMEL/_fserve.aspx?f=8sqTpbdd%2bEIYLw2V9w96IMw%3d%3d; 29.08.2017).

BMEL (2019): Flächenbilanz, Stallbilanz, Biogasbilanz und Nährstoffbilanz insgesamt der Landwirtschaft in Deutschland 1992-2016. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (on-line: <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/statistischer-monatsbericht-des-bmel-kapitel-a-landwirtschaft/>).

BMEL (versch. Jg.): Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE). Reihe: Daten-Analysen, Bonn.

BMU (2018a): Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft). Entwurf Stand: 16. Juli 2018 (www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Glaeserne_Gesetze/19_Lp/ta_luft/entwurf/ta_luft_180716_refe_bf.pdf; 22.05.2019)

BMU (2018b): Entwurf des nationalen Luftreinhalteprogramms gemäß Art. 6 und Art. 10 der Richtlinie (EU) 2016/2284 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe sowie gemäß §§ 4 und 16 der 43. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über nationale Verpflichtungen zur Reduktion bestimmter Luftschadstoffe). 12.12.2018. (www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Luft/luftreinhalteprogramm_entwurf_bf.pdf; 29.03.2019)

BMWi (2018): Zeitreihen zur Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland unter Verwendung von Daten der Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat) (Stand: August 2018). Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi), Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien – Statistik (AGEE-Stat).

- Builtjes, P.; Banzhaf, S.; Gauger, T.; Hendriks, E.; Kerschbaumer, A.; Koenen, M.; Nagel, H. D.; Schaap, M.; Scheusschner, T.; Schlutow, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihrer Wirkungen in Deutschland. Zusammenfassender Abschlussbericht. Umweltbundesamt (UBA), Ufoplan 3707 64 200, UBA Texte 38/2011, 98 S. (www.umwelt-daten.de/publikationen/fpdf-l/4137.pdf).
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2008): Richtlinie für sachgerechte Düngung im Obstbau, Wien.
- Bundesnetzagentur (2015): Anlagenstammdaten und Anlagenbewegungsdaten für EEG-Anlagen mit dem Energieträger Biomasse (Datenstand 31.12.2014; unveröff.).
- Bundesnetzagentur und Bundeskartellamt [Hrsg.] (2016): Monitoringbericht 2016. Monitoringbericht gemäß § 63 Abs. 3 i. V. m. § 35 EnWG und § 48 Abs. 3 i. V. m. § 53 Abs. 3 GWB Stand: 30. November 2016 S. 272.
- Bundesregierung (2018): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Aktualisierung 2018. Berlin, 60 S.
- CBS (2019): Tabelle: Livestock manure; production, transport and use; key figures. Statistics Netherlands (CBS) (https://opendata.cbs.nl/statline/portal.html?_la=en&_catalog=CBS&tableId=83981ENG&_theme=1036; 08.05.2019).
- Constantin, J.; Mary, B.; Laurent, F.; Aubrion, G.; Fontaine, A.; Kerveillant, P.; Beaudoin, N. (2010): Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long term experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135, 268–278.
- Dämmgen, U. (Hrsg.) (2009): Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft – Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2009 für 2007. *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft* 324.
- DBFZ (2014): Ergebnisse der Anlagenbetreiberbefragung für das Jahr 2013. (schriftl. Mittlg.).
- Deutsche Energie-Agentur (dena) GmbH (2019): Biogaspartner Einspeiseatlas Deutschland. Stand März 2019 (www.biogas-partner.de/fileadmin/Biogaspartner/Dokumente/Einspeiseatlas/Biogaspartner_Einspeiseatlas_Deutschland_2019.xlsx, 28.04.2019)
- Döhler H.; Eurich-Menden, B.; Rößler, R.; Vandré, R.; Wulf, S. (2011): UN ECE Luftreinhaltekonvention – Task Force on Reactive Nitrogen. Systematische Kosten-Nutzen-Analyse von Minderungsmaßnahmen für Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft für nationale Kostenabschätzungen. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA-Texte 79/2011.
- DüV (2007): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV) vom 13. Januar 2006 in der Fassung vom 27. Februar 2007, BGBl. I, S. 212.
- DüV (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV) vom 26. Mai 2017, BGBl. I, S. 1305.
- Erisman, J. W.; Sutton, M. A.; Galloway, J.; Klimont, Z.; Winiwarter, W. (2008): How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* 1, 636–639.
- Europäische Kommission (2017): Durchführungsbeschluss (EU) 2017/302 der Kommission vom 15. Februar 2017 über Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates in Bezug auf die Intensivhaltung oder –aufzucht von Geflügel oder Schweinen. *Amtsblatt der Europäischen Union*, 2017, L 43, 231–278.
- Europäisches Parlament; Rat der Europäischen Union (2010): Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) (Neufassung). *Amtsblatt der Europäischen Union*, L 334, 17 – 119.
- Europäisches Parlament; Rat der Europäischen Union (2016): Richtlinie (EU) 2016/2284/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Oktober 2016 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe, zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG und zur Aufhebung der Richtlinie 2001/81/EG. *Amtsblatt der Europäischen Union*, L 244, 1 – 31.
- Finck, M. (2012): Modell zur Nitratauswaschung STOFFBILANZ. In: Région Alsace [Hrsg.]: Länderübergreifende Organisation für Grundwasserschutz am Rhein (LOGAR). Abschlussbericht des INTERREG-IV-Projektes LOGAR, Strasbourg (F), 102-130 (www.logar2050.eu).
- Flessa, H.; Müller, D.; Plassmann, K.; Osterburg, B.; Techen, A.K.; Nitsch, H.; Nieberg, H.; Sanders, J.; Meyer zu Hartlage, O.; Beckmann, E.; Anspach, V. (2012): Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. *Landbauforschung, Sonderheft* 361, Braunschweig.
- Fritsch, F. (2007): Die neue Düngeverordnung. Hinweise für den Landwirt. KTBL, Darmstadt, KTBL-Heft 64, 64 S.

- Fuchs, S.; Scherer, U.; Wander, R.; Behrendt, H.; Venohr, M.; Opitz, D. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA-Texte 45/2010, 243 S.
- Fuchs, S.; Weber, T.; Wander, R.; Toshovski, S.; Kittlaus, S.; Reid, L.; Bach, M.; Klement, L.; Hillenbrandt, T.; Tettenborn, F. (2017): Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA-Texte 05/2017, 385 S.
- Gutser, R.; Ebertseder, T.; Schraml, M.; von Tucher, S.; Schmidhalter, U. (2010): Stickstoffeffiziente und umweltschonende organische Düngung. In: Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL-Schrift 483, 31–49.
- Haenel, H.-D. [Hrsg.] (2010): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2008. Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2010. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 428, Braunschweig, 381 S.
- Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Rösemann, C. (2011): Estimating number of piglets, weaners and fattening pigs for the German agricultural emission inventory. Landbauforschung Völkenrode 61(3), 229-236.
- Haenel, H.-D.; Rösemann, C.; Dämmgen, U.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Freibauer, A.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg, B. (2018): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2016. Report zu Methoden und Daten (RMD), Berichterstattung 2018. Thünen-Institut, Braunschweig, Thünen Report 57, 424 S.
- Heidecke, C.; Hirt, U.; Kreins, P.; Kuhr, P.; Kunkel, R.; Mahnkopf, J. et al. (2015): Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser. Endbericht zum Forschungsprojekt AGRUM+-Weser. Thünen-Institut, Braunschweig, Thünen Report 21, 388 S.
- Heldstab, J.; Schäppi, B.; Reutimann, J.; Bach, M.; et al. (2019): Integrierter Stickstoffindikator, nationales Stickstoffziel und IST-Zustand (DESTINO Bericht 1). Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, UBA-Texte (im Druck).
- Henning, C. H.; Henningsen, A.; Struve, C.; Müller-Scheeßel, J. (2004): Auswirkungen der Mid-Term-Review-Beschlüsse auf den Agrarsektor und das Agribusiness in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern. Agrarwirtschaft, Sonderheft 178, Agrimedia, Bergen/Dumme.
- Jörß, W.; Emele, L.; Scheffler, M.; Cook, V.; Theloke, J.; et al. (2014): Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA-Texte 35/2014.
- Kern, M.; Raussen, T. (2011): Biogas-Atlas 2011/12. Anlagenhandbuch der Vergärung biogener Abfälle in Deutschland. 1. Auflage, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, Witzenhausen, 283 S.
- Kern, M.; Raussen, T. (2014): Biogas-Atlas 2014/15. Anlagenhandbuch der Vergärung biogener Abfälle in Deutschland und Europa – aktualisierte und erweiterte Neuauflage. 2. Auflage, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, Witzenhausen, 468 S.
- Knoll, L.; Breuer, L.; Bach, M. (2019): Large scale prediction of groundwater nitrate concentrations from spatial data using machine learning. Sci Total Environm 668, 1317–1327.
- Kreins, P.; Behrendt, H.; Gömann, H.; Heidecke, C.; Hirt, U.; Kunkel, R.; Seidel, K.; Tetzlaff, B.; Wendland, F. (2010): Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser. Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research, Braunschweig, Sonderheft 336, 342 S.
- KTBL (2005): Faustzahlen für die Landwirtschaft. Kuratorium für Technik und Bauen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt, 13. Auflage, 1095 S.
- KTBL (2015): Dokumentation zur Datenaufbereitung der Aktivitätsdaten Biogas für den Nationalen Inventarbericht, Submission 2016 für 2014 (Stand 31.08.2015). Kuratorium für Technik und Bauen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt (unveröffentlicht).
- KTBL (2016): Gesonderte Aufbereitung der Daten zum spezifischen Stickstoffeintrag in landwirtschaftliche Biogasanlagen aus den Aktivitätsdaten Biogas für den Nationalen Inventarbericht. Kuratorium für Technik und Bauen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt (unveröffentlicht).
- KTBL (2017): KTBL-Feldarbeitsrechner (daten.ktbl.de/feldarbeit/home.html, 12.07.2017).
- Kuhr, P.; Baron, U.; Kunkel, R.; Voigt, H.J.; Wendland, F. (2011): Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutz-Maßnahmenprogrammen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Umweltbundesamt (UBA), Dessau, UBA Texte 14/2011, 166 S.
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen (versch. Jahrgänge): Nährstoffbericht in Bezug auf Wirtschaftsdünger für Niedersachsen. Oldenburg.

- Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (versch. Jahrgänge): Biogas in Nordrhein-Westfalen. Auswertung der Biogasanlagen-Betreiberdatenbank der Landwirtschaftskammer NRW (www.landwirtschaftskammer.de).
- Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2014): Nährstoffbericht 2014 über Wirtschaftsdünger und andere organische Düngemittel für Nordrhein-Westfalen. Münster, 156 S.
- Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2018): Nährstoffbericht 2017 über Wirtschaftsdünger und andere organische Düngemittel für Nordrhein-Westfalen. Münster, 124 S.
- Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (2016): Wirtschaftsdüngerbericht 2015 für Schleswig-Holstein. Rendsburg, 64 S.
- LfL (2013): Basisdaten (Düngerberatung/Düngeverordnung) – Tabelle 2: Nährstoffabfuhr des Grünlandes. Landesamt für Landwirtschaft (LfL), Freising (www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/basisdaten_2013_2.pdf, 12.07.2017)
- LfL (2017): Gruber Tabelle zur Fütterung der Milchkühe, Zuchtrinder, Schafe, Ziegen. Stand 2015. Bayerisches Landesamt für Landwirtschaft (LfL), Freising, LfL-Information 41, 98 S.
- LTZ (2009): Modellierung des N-Austrags für gefährdete Grundwasserkörper Oberschwaben – Riss (2.2). Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Landwirtschaftl. Technologiezentrum Augustenberg (LTZ), 111 S.
- Maidl, F. X.; Sticksel, E.; Valt, R. (1999): Untersuchungen zur verbesserten Gülleverwertung im Maisanbau. 1. Mitteilung: Verwertung von Güllestickstoff durch Silo- und Körnermais bei unterschiedlichen Applikationsverfahren. Pflanzenbauwissenschaften 3, 9–16.
- Max Rubner-Institut (2019): Zeitreihe der Rohproteingehalte der Roggenernte in Deutschland (schriftl. Mittlg. 02.02.2019).
- Mielenz, H.; Dieser, M.; Ostermann, A. (2019): Stickstoff-Bilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland, Zeitreihe 1990 bis 2017 – Zusammenfassung und Anmerkungen zum Bilanzjahr 2017. Julius Kühn-Institut, Braunschweig, 40 S.
- Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern (2018): Bericht zur Abgabe und Aufnahme von Wirtschaftsdüngern, Bioabfällen und Klärschlämmen Mecklenburg-Vorpommern 2016 –Nährstoffbericht–. Schwerin, 102 S.
- MLUR Brandenburg (2000): Rahmenempfehlung zur Düngung 2000 im Land Brandenburg. Zit. nach KTBL, 2005. Faustzahlen für die Landwirtschaft. 13. Auflage, Darmstadt, S. 221.
- Netztransparenz.de (2017): EEG-Vergütungskategorientabelle mit allen Kategorien bis Inbetriebnahmejahr 2017 (Stand 16.08.2017) – Informationsplattform der deutschen Übertragungsnetzbetreiber (www.netztransparenz.de/portals/1/Content/Erneuerbare-Energien-Gesetz/Gesetze%20und%20Umsetzungshilfen/EEG-Verguetungskategorien_EEG_2017_20170731.xls, 29.08.2017).
- Nitratbericht (2016): Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) und Bundesministerium f. Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Bonn, 138 S.
- NLWKN (2010): Niedersächsisches Modell- und Pilotvorhaben Energiepflanzenanbau, Betrieb von Biogasanlagen und Gärrestmanagement unter den Anforderungen des Gewässerschutzes. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Grundwasser Band 10.
- Offermann, F.; Banse, M.; Freund, F.; Haß, M.; Kreins, P.; Laquai, V.; Osterburg, B.; Pelikan, J.; Rösemann, C.; Salamon, P. (2018): Thünen-Baseline 2017 – 2027: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. Thünen-Institut, Braunschweig, Thünen-Report 56, 116 S.
- Osterburg, B.; Schmidt, T.; Gay, H. (2004): Auswertung betrieblicher Daten zur Ermittlung des Stickstoff-Mineraldünger-Einsatzes. FAL Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig, Arbeitsberichte Bereich Agrarökonomie 06/2004 (korrig. Fassg. Feb. 2005), 36 S.
- Osterburg, B. et al. (2007): Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen nach Wasserwirtschaftsrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft. In: Osterburg B., Runge T. [Hrsg.], Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Landbauforschung Völknerode, Braunschweig, Sonderheft 307, 302 S.
- Osterburg, B., Techen, A.K. (2012): Evaluierung der Düngeverordnung - Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung: Abschlussbericht. Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung. Thünen-Institut, Braunschweig, 245 S.
- Osterburg, B. et al. (2013): Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft. Thünen-Report 11. Braunschweig.
- Rettenberger, G.; Urban-Kiss, S.; Schneider, R.; Müsken, J.; Kruse, G. (2012): Handbuch Bioabfallbehandlung. Erfassung des Anlagenbestands Bioabfallbehandlung. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA-Texte 54/2012, 858 S.

- Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Poddey, E.; Dämmgen, U.; Döhler, H.; Eurich-Menden, B.; Laubach, P.; Dieterle, M.; Osterburg, B. (2011): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990–2009. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Landbauforschung Völkenrode, Braunschweig, Sonderheft 342, 389 S.
- Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Freibauer, A.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg, B. (2017a): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990–2015. Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2017. Thünen-Institut, Braunschweig, Thünen Report 46, 424 S.
- Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Freibauer, A.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg, B. (2017b): Gesonderte Aufbereitung von Emissionsfaktoren, Stickstoffausscheidungsraten und Einstreumengen in die Tierhaltung aus den Ergebnissen für die Berichterstattung 2017 für die Jahre 1995 bis 2015. Thünen-Institut, Braunschweig (unveröffentlicht).
- Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Freibauer, A.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg, B.; Fuß, R. (2019): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990–2017. Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2019. Thünen-Institut, Braunschweig, Thünen Report 67, 432 S.
- Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (2007): Wirksamkeit organischer Dünger. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden.
- Schaap, M.; Hendriks, C.; Kranenburg, R.; Kuenen, J.; Segers, A.; Nagel, H.-D.; Ritter, A.; Banzhaf, S. (2018): PINETI-III: Modellierung und Kartierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität in Deutschland. Dessau-Roßlau, 149 S. (vorläufige Fassung für den Kartendienst des Umweltbundesamtes zu den Hintergrundbelastungsdaten Stickstoff).
- Schäfer, W.; Höper, H.; Fier, A.; Thiermann, A. (2015): Methodik Basis-Emissionsmonitoring: Berechnung der Stickstoff-Flächenbilanzen und der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser. Kurzfassung. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover, 8 S.
- Statistisches Bundesamt (2012): Bodennutzungshaupterhebung – Qualitätsbericht. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, 10 S.
- Statistisches Bundesamt (2016a): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - Indikatorenbericht 2016. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, 150 S.
- Statistisches Bundesamt (2016b): Fachserie 4 Reihe 8.2: Düngemittelversorgung. Wiesbaden (Download: www.destatis.de)
- Statistisches Bundesamt (2017): Fachserie 3 Reihe 2.1.2: Bodennutzung der Betriebe (Struktur der Bodennutzung) (Download: www.destatis.de)
- StickstoffBW (2017): Klärung der Anforderungen an die Stickstoff-Bilanzierung. Grundlagen und Methodik der Critical Levels, Critical Loads und Critical Surplus zur flächendeckenden Bewertung des Stickstoffhaushalts (CS-Bericht 2017). Bundesländer-Fachgespräch Stickstoffbilanzierung (FGNB). Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, ID Umweltbeobachtung U26-S7-N17, 23 S.
- STN (2018): Verarbeitung tierischer Nebenprodukte. Servicegesellschaft Tierische Nebenprodukte mbH (STN), Bonn. (www.stn-vvtn.de/fakten_zahlen.php, 15.11.2018)
- Taube, F.; Schütte, J.; Kluß, C. (2013): Auswirkungen der Berücksichtigung von Gärresten auf den Anfall organischer Dünger in einer novellierten Düngeverordnung – dargestellt am Beispiel Schleswig-Holstein. Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 219, 21 S.
- Taube, F.; Henning, C.; Albrecht, E.; Reinsch, T.; Kluß, C. (2015): Nährstoffbericht des Landes Schleswig-Holstein. I.A. des Ministeriums für Landwirtschaft Schleswig-Holstein, Kiel, 1-35.
- Tennet TSO GmbH (versch. Jahrgänge): Anlagenregister und § 52 EEG 2009 bzw. § 77 EEG 2014 (www.tennet.eu/de/kunden/eegkwk-g/erneuerbare-energien-gesetz/eeg-daten-nach-52.html).
- 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. Agriculture, Ecosystems & Environment 112, 58–72.
- Transnet BW (versch. Jahrgänge): EEG-Anlagendaten (www.transnetbw.de/de/eeg-kwk-g/eeg/eeg-anlagendaten).
- Thünen-Institut (2018): Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) - Fortschritt der BZE-LW. (www.thuenen.de/de/ak/projekte/bodenzustandserhebung-landwirtschaft-bze-lw/fortschritt-der-bze-lw/, 13.06.2018).
- TLL (2007): Düngung in Thüringen 2007 nach „Guter fachlicher Praxis“. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), Jena, Schriftenreihe 7/2007, 186 S.
- TLL (2016): Daten zum Biogasanlagenbestand und Substrateinsatz in Thüringen. (schriftl. Mittlg. vom 25.10.2016).

UBA (2015): Umweltbelastende Stoffeinträge aus der Landwirtschaft - Möglichkeiten und Maßnahmen zu ihrer Minderung in der konventionellen Landwirtschaft und im ökologischen Landbau. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA Hintergrund, 32 S.

Wendland, F.; Albert, H.; Bach, M.; Schmidt, H. [Hrsg.] (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer, Berlin, Heidelberg, 96 S.

Wiebensohn, J. (2008): Erprobung einer neuen Methodik zur Erstellung regionaler Stickstoff- und Phosphorflächenbilanzen für Mecklenburg-Vorpommern auf der Basis verfügbarer Daten der Agrarstatistik. Masterarbeit, Universität Rostock, 68 S.

Venohr, M.; Hirt, U.; Hofmann, J.; Opitz, D.; Gericke, A. (2010): The model system MONERIS: Version 2.14.1vba – Manual. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, 105 S.

Anhang

A.1 Problematik der statistischen Angaben zur Mineraldüngung für Bundesländer

Die N-Zufuhr mit Mineraldüngung ist in den meisten Fällen die mit Abstand mengenmäßig bedeutendste Größe einer N-Bilanz und stellt den größten Massenfluss von reaktivem Stickstoff in den Sektor Landwirtschaft dar. Mögliche Ungenauigkeiten dieses Wertes haben daher auch die größte Wirkung auf die Unsicherheit des N-Bilanzüberschusses insgesamt.

Das Statistische Bundesamt veröffentlicht in der Düngemittelstatistik (Statistisches Bundesamt, Fachserie 4, Reihe 8.2) jährlich Angaben zum N-Mineraldüngerabsatz nach Bundesländern. Werden diese Absatzmengen auf die landwirtschaftliche genutzte Fläche (LF) der Bundesländer umgelegt, zeigen sich jedoch zum Teil außerordentlich große, fachlich unplausible Diskrepanzen in der Mineraldüngung pro Hektar LF zwischen den Bundesländern (Tabelle 26). Für die Flächenstaaten reicht die Spannbreite von 43 kg N/ha LF (Saarland) bis 220 kg N/ha LF (Schleswig-Holstein), für Hamburg werden sogar 1992 kg N/ha LF berechnet.

Tabelle 26: Rechnerischer Stickstoff-Mineraldüngerabsatz pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche, berechnet aus den Absatzmengen in den Bundesländern nach Düngemittelstatistik (Statist. Bundesamt, Fachserie 4, Reihe 8.2) und nach hier vorgestelltem Berechnungsverfahren (s. Kap. 2.4.1)

Bundesland	Düngerabsatz pro Hektar LF, errechnet aus Düngemittelstatistik (Wj. 2015/16) in kg N/ha LF	Düngung Landwirtschaft nach hier vorgestellter Berechnung (2016) in kg N/ha LF
Baden-Württemberg	89,9	84,5
Bayern	75,0	118,4
Berlin	26,6	88,6
Brandenburg	65,9	77,5
Bremen	179,6	88,6
Hamburg	1992,1	88,6
Hessen	142,7	98,8
Mecklenburg-Vorpommern	126,0	85,1
Niedersachsen	102,8	114,8
Nordrhein-Westfalen	113,3	77,2
Rheinland-Pfalz	94,3	89,9
Saarland	42,7	90,2
Sachsen	75,4	115,7
Sachsen-Anhalt	97,7	107,3
Schleswig-Holstein	219,7	129,9
Thüringen	66,8	118,2
Deutschland	102,7	102,7

Die rechnerischen N-Mineraldünger-Absatzmengen dürfen offensichtlich nicht mit der Verbrauchsmenge der Landwirtschaftsbetriebe in einem Bundesland gleichgesetzt werden, das heißt mit der Höhe der N-Mineraldüngung pro Hektar LF, welche die Betriebe tatsächlich im Durchschnitt jährlich ausbringen. Die z. T. sehr hohen ebenso wie die sehr niedrigen Werte in Tabelle 26 stehen darüber hinaus in offensichtlichem Widerspruch zu anderen Quellen (bspw.

einschlägigen Fachveröffentlichungen, Testbetriebsnetz der Bundesregierung und verschiedener Bundesländer, Angaben von Beratungsringen usw.).

Die mutmaßliche Ursache dieser Diskrepanzen ist in der Methodik der Datengewinnung der Düngemittelstatistik begründet (Statistisches Bundesamt 2016b; Statistisches Bundesamt, mündl. Mittlg. Frau Kühn, 6.8.2013): Die Absatzmengen werden auf der Ebene der Unternehmen erhoben, die Düngemittel erstmalig in Deutschland in den Handel bringen (d. h. Produzenten mit Sitz in Deutschland und Importeure). Die befragten Unternehmen weisen ihre Absatzmengen einzelnen Bundesländern als Absatzgebieten zu, wobei sich das sogenannte „Absatzgebiet“ nicht nach dem Ort des tatsächlichen Verbrauchs, sondern nach dem Betriebssitz des Abnehmers bestimmt. Bei diesen Abnehmern handelt es sich meistens um die Großhandelsstufe von Handelsunternehmen (wie bspw. BayWa, Raiffeisen usw.) und nicht um einen Endverbraucher (Landwirtschaftsbetrieb). Dies führt zu dem Effekt, dass in Bundesländern, in denen große Düngemittel-Handelsunternehmen ihren Sitz haben (z. B. in Schleswig-Holstein), die über die Landesgrenzen hinaus den Zwischenhandel beliefern, sich höhere Absatzmengen an N-Mineraldünger pro Hektar LF errechnen, als die Landwirtschaft im betreffenden Bundesland tatsächlich einsetzt – und umgekehrt.

Am stärksten ausgeprägt zeigt sich dieser Effekt für Hamburg, wo große Importeure von N-Handelsdünger ihren Sitz haben und für die sich dann sehr hohe N-Düngermengen pro Hektar LF des betreffenden, flächenmäßig sehr kleinen Bundeslandes berechnen. Umgekehrt berechnet sich für Bundesländer ohne größere meldende Unternehmen weniger N-Mineraldüngerabsatz, als dem tatsächlichen Verbrauch der Landwirtschaftsbetriebe im Bundesland entspricht. Am plakativsten zeigt sich dieser Effekt am Beispiel des Saarlandes, bei dem kein Fachmann ernsthaft behaupten würde, dass die Betriebe dort im Landesmittel mit nur 43 kg N/ha LF N-Mineraldünger auskommen (bei ähnlichen Hektarerträgen wie im Bundesdurchschnitt). Diese beschriebenen Verzerrungen betreffen im Prinzip alle Bundesländer, ohne dass jedoch im Einzelfall die Größenordnung des Bias angegeben werden könnte.

Als Schlussfolgerung ist festzuhalten, dass die Angaben der Düngemittelstatistik für die Berechnung von N-Bilanzen mit Regionalgliederung Bundesländer und räumlich höher aufgelösten Bilanzierungen nicht verwendbar sind.

Deshalb wird die Mineraldüngerzufuhr in den Regionalgliederungen Länder und Kreise auf Grundlage der Abfuhr und der anrechenbaren Zufuhr über Gärreste, Wirtschaftsdünger und biologischer Stickstofffixierung berechnet (s. Kap. 2.4.1).

A.2 Berechnung der N-Gehalte für Grünland

In früheren Bilanzierungen (Bach et al. 2011) wurde der N-Gehalt in der Ernteabfuhr von Wiesen und Weiden gemittelt aus den N-Gehalten und den Nutzungsanteilen der drei Nutzungsformen Frischfutter (Beweidung, Mahd), Grassilage und Heuwerbung. Damit ergaben sich mittlere N-Gehalte von 17,0 kg N/dt Ertrag (in Heuwert) in 1995 ansteigend bis auf 18,4 kg N/dt Ertrag in 2015. Grundlage dieser Werte waren die spezifischen N-Entzüge nach Anlage 1, Tabelle 3 der DüV (2007), wobei für Heu und Frischfutter die Werte für eine 1- bzw. 2-Schnittnutzung des Dauergrünlands angenommen wurden. Diese Schnitthäufigkeit trifft jedoch nur auf extensiv genutzte Grünlandstandorte zu.

Gegenüber aktuellen Veröffentlichungen (sog. Gruber-Tabelle in LfL 2017, LfL 2013, DüV 2017, DLG-Futterwerttabelle, zit. n. KTBL 2005) sind diese N-Gehalte deutlich zu niedrig angesetzt. Auf den meisten Standorten bzw. in den meisten Futterbaubetrieben ist von einer intensiveren Nutzung des Dauergrünlands auszugehen, wofür dann höhere N-Gehalte im Erntegut anzusetzen sind. Dies führt zu deutlichen höheren N-Mengen mit der N-Abfuhr über Dauergrünland im Vergleich zu früheren Bilanzberechnungen.

Der N-Gehalt in der Ernteabfuhr von Wiesen und Weiden (Dauergrünland) hängt u.a. ab von der Art der Nutzung (Wiese, Weide, Mähweide), von der Art der Ernteprodukte (Heu, Silage, Frischfutter) und von der Intensität der Nutzung (Anzahl Schnitte pro Jahr). Insbesondere die Abhängigkeit von der Intensität der Nutzung spiegelt sich auch in der Düngeverordnung (DüV 2017) wider, in der für steigende Ertragsniveaus steigende spezifische N-Gehalte im Erntegut angegeben werden. Allerdings wird in der Düngeverordnung nicht berücksichtigt, dass auch die unterschiedlichen Ernteprodukte (Heu, Silage oder Frischfutter) - bei gleicher Nutzungsintensität - unterschiedliche N-Gehalte aufweisen (LfL 2017, KTBL 2005).

In keiner der genannten Quellen wird der Einfluss der drei Faktoren Ertragsniveau, Wachstumsstadium und Art der Ernteprodukte auf den N-Gehalt gemeinsam dargestellt. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die Angaben zum spezifischen N-Gehalt für unterschiedliche Ertragsniveaus in der DüV (2017), Anlage 3, Tabelle 9, die Wirkungen dieser drei Faktoren integriert. Um den Einfluss von Ertragsniveau, Wachstumsstadien (bei der Ernte) sowie Art der Ernteprodukte auf den N-Gehalt zusammengefasst abzubilden, wurden basierend auf DüV (2017), LfL (2017), LfL (2013) und KTBL (2005) verschiedene Varianten zur Berechnung des N-Gehalts in der Abfuhr vom Grünland miteinander verglichen.

In Variante 1 wurde der spezifische N-Gehalt (bezogen auf Trockenmasse) in der Ernteabfuhr von Dauergrünland als Funktion des Ertrags über eine Regressionsfunktion (Polynom 2. Grades) geschätzt (s. Abbildung 34). Als Angaben zur N-Abfuhr in DüV (2017), Anlage 4, Tabelle 9, wurden nur die Werte für Schnittnutzung herangezogen. In Variante 2 wurden (zusätzlich zur Schnittnutzung) auch die Angaben für die Abfuhr über die Nutzung als Weiden/Mähweiden aus DüV (2017), Anlage 4, Tabelle 9, mit einbezogen. Die Varianten 1 und 2 ergeben einen nahezu identischen Funktionsverlauf.

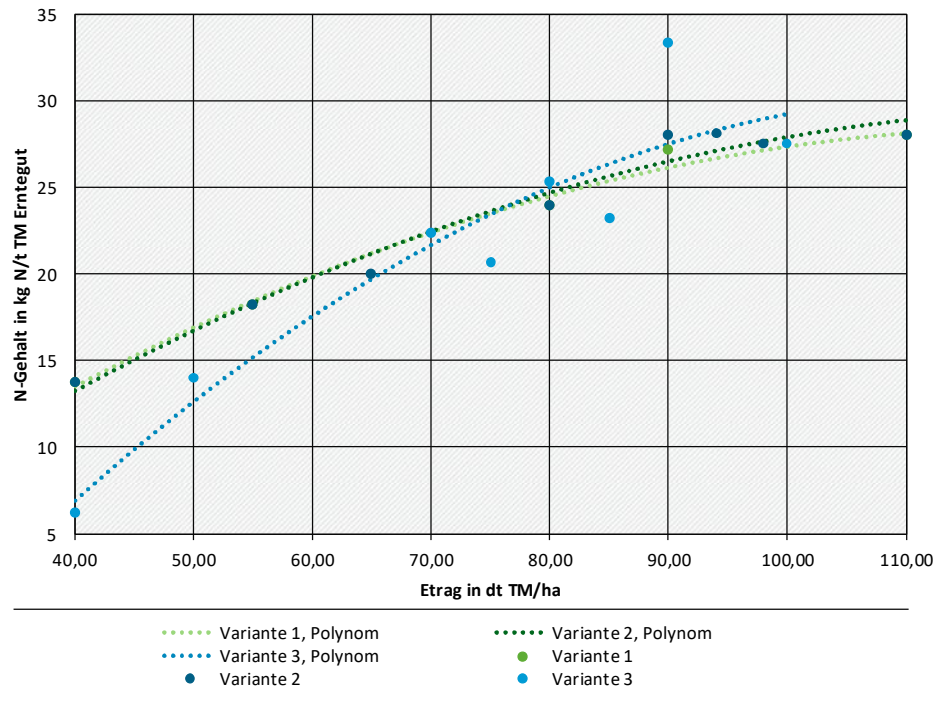
Für die Variante 3 wurden die Werte des Merkblatts „Düngeberatung/Düngeverordnung“ der LfL (2013) verwendet, das Angaben zu N-Abfuhr für unterschiedliche Nutzungsintensitäten und Wiesentypen in Bayern enthält. Es ist fraglich, ob diese Daten als repräsentativ für die Grünlandnutzung in ganz Deutschland angesehen werden können. Die Eingangsdaten sind außerdem nach Merkmalen unterschieden, die nicht anhand statistischer Daten gewichtet werden können. Dieser Ansatz kann daher nicht für Deutschland insgesamt genutzt werden.

Abbildung 34: N-Gehalte im Erntegut von Dauergrünland (in kg N/t TM) als Funktion des Ertrags (in dt TM Heuertrag/ha) nach verschiedenen Datenquellen (s. Text); Regressionen mit Polynomfunktionen 2. Grades

Variante 1: $y = -0,0022 \cdot x^2 + 0,539 \cdot x - 4,49$

Variante 2: $y = -0,0021 \cdot x^2 + 0,539 \cdot x - 4,94$

Variante 3: $y = -0,0040 \cdot x^2 + 0,931 \cdot x - 23,95$



Quellen: DüV (2017), eigene Darstellung

Die Varianten 4 und 5 orientieren sich an der früheren Methode in Bach et al. (2011). In den Varianten 4 und 5 werden die spezifischen N-Gehalte der drei Verwertungsrichtungen Heu, Silage und Frischfutter mit den Anteilen dieser drei Verwertungsrichtungen gewichtet und daraus ein mittlerer N-Gehalt für die N-Abfuhr von Dauergrünland berechnet. Dieser mittlere N-Gehalt ändert sich aber nicht mit dem Ernteertrag vom Grünland. Datengrundlage für die Varianten 4 und 5 sind Angaben zum N-Gehalt in Einzelfuttermitteln aus zwei Quellen, unterschieden nach den verschiedenen Verwertungsrichtungen, nach Alter des Aufwuchses und Aufwuchs aus dem ersten Schnitt sowie dem zweiten und weiteren Schnitten. Eine Gewichtung zwischen Erntemengen aus erstem Schnitt sowie zweitem und weiteren Schnitten wurden anhand KTBL (2017) durchgeführt. Eine Gewichtung der N-Abfuhr nach Alter des Aufwuchses ist mangels statistischer Daten zur Häufigkeit in Kreisen oder Bundesländern nicht möglich.

In Variante 4 werden nach Gruber-Tabelle (LfL 2017) als N-Gehalt für Frischfutter 29,1 kg N/t TM Erntegut, für Silage 27,6 kg N/t TM und für Heu 20,6 kg N/t TM angesetzt. Variante 5 verwendet die Angaben der DLG-Futterwerttabelle (zitiert nach KTBL 2005) entsprechend Frischfutter 29,4 kg N/t TM Erntegut, Silage 27,5 kg N/t TM und Heu 17,4 kg N/t TM. Die Eingangsdaten für Variante 4 und 5 können mangels statistischer Daten zum Schnittzeitpunkt (von Frischfutter, Heu und Silage) und zum Wuchsstadium am Schnittzeitpunkt nicht nach Häufigkeit gewichtet werden. Mit Variante 4 und 5 werden zudem nicht die tatsächlichen N-Gehalte im Moment der Abfuhr des Ernteguts abgebildet, sondern die N-Gehalte im Futtermittel zum Zeitpunkt der Verfütterung. Durch die Futterkonservierung, insbesondere die Atmungsverluste von Silage, steigen jedoch tendenziell die N-Gehalte im Futtermittel, so dass die N-Abfuhr damit überschätzt

würde. Die Varianten 4 und 5 erscheinen daher ebenfalls für die Berechnung der N-Abfuhr von Dauergrünland nicht geeignet.

Als Einwand gegen die Variante 1 ist anzuführen, dass dabei die spezifischen N-Gehalte im Erntegut mit den jahresspezifischen Erträgen berechnet werden. Diese unterliegen witterungsbedingt jedoch teilweise stärkeren jährlichen Schwankungen, die sich erheblich auf die nach Variante 1 (und ebenso nach Variante 2) berechneten spezifischen N-Gehalte im Erntegut auswirken. Entscheidend für ertragsabhängige Unterschiede im spezifischen N-Gehalt des Ernteguts sind jedoch nicht witterungsbedingte Ertragsunterschiede, sondern Standortunterschiede, die sich auf den Grünlandtyp und folglich auf die langjährigen durchschnittlichen Erträge auswirken. Den spezifischen N-Gehalt auf Grundlage des langjährigen durchschnittlichen Ertrags zu berechnen, erscheint daher als ein robusterer Ansatz, um die tatsächlichen N-Abfuhrmengen von Dauergrünland zu schätzen. Variante 2 weist das Problem auf, dass die erforderlichen Eingangsdaten mangels statistischer Erhebungen nicht anhand ihrer tatsächlichen Verteilung gewichtet werden können.

Aufgrund der aufgeführten Einschränkungen der Varianten 1 bis 5 wurde schließlich als neue Methode eine Modifikation der Variante 1 eingeführt, die auf der DüV 2017 basiert und statt jahresspezifischer Heuwerterträge über die gesamte Zeitreihe gemittelte Heuwerterträge für Dauergrünland verwendet (avE_{GL}).

Durch die Berechnung der N-Abfuhr im Ackerfutterbau mit jahresspezifischen, flächenbezogenen N-Abfuhrmengen ändert sich die Berechnung der N-Abfuhr von Dauergrünland und Raufutter (ohne Silomais wie folgt (Formel 27).

Formel 27

$$Abf_{GL} + Abf_{Fu} = F_{GL} \cdot 0,85 \cdot E_{GL} \cdot (-0,0022 \cdot 0,85 \cdot avE_{GL}^2 + 0,5387 \cdot 0,85 \cdot avE_{GL} - 4,4879) + (F_{fu} - F_{sima}) \cdot E_{N, fu}$$

Die Auswirkung der verschiedenen Ansätze auf die Höhe des N-Bilanzüberschuss für Deutschland insgesamt und die Bundesländer sind in Tabelle 18 dargestellt.

A.3 Festlegung der Anrechnungsfaktoren für Wirtschaftsdünger

Für die Berechnung der N-Mineraldüngung für Bundesländer bzw. Kreise nach Formel 10 sind u. a. Werte für die beiden Anrechnungsfaktoren AF1 und AF2 festzulegen. Für AF1 (Anrechnung des N in Wirtschaftsdünger und Gärresten) wurde der Wert 0,6 und für AF2 (Anrechnung des N aus biologischer N-Bindung) der Wert 0,8 gewählt. In Kap. 3.7.1 ist dargestellt, dass die regionale Verteilung des N-Überschusses relativ stark vom Wert der Anrechnungsfaktoren beeinflusst wird. Die Anrechnungsfaktoren sind somit sensitive Größe einer N-Bilanzierung für Bundesländer bzw. Kreise.

Nach Stand der Kenntnis sind keine empirischen Daten verfügbar, in welcher Höhe die Landwirte den Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern im Jahr der Ausbringung tatsächlich als pflanzenverfügbar bzw. düngungswirksam anrechnen. In Düngungsempfehlungen ebenso wie in Modellansätzen zur Gewässerbelastung mit Nitrat werden derartige Anrechnungs- bzw. Ausnutzungsgrade für N in Wirtschaftsdüngern zwar regelmäßig verwendet, aber im Regelfall ohne Quellenangabe zum jeweils gewählten Wert.

In Baden-Württemberg beispielsweise wird im Rahmen der Modellierung des N-Austrags für gefährdete Grundwasserkörper (LTZ 2009) für das Modellierungsjahr 2005 mit 60 % Anrechnung gerechnet, wobei von der N-Ausscheidung die Stall-, Lagerungs- und Ausbringverluste nach Düngerverordnung abgezogen werden; für Modellierungsjahr 1995 wurden nur 50 % und für 1980 nur 40 % auf den Mineraldüngerbedarf angerechnet, da von einer weniger umweltgerechten Landbewirtschaftung ausgegangen wurde (LTZ 2009). Im Projekt MoNit/LOGAR wurde für das deutsche Teilgebiet des Oberrheins nur 37,5 % Anrechnung angenommen, allerdings bezogen auf die N-Ausscheidung abzüglich Stall- und Lagerungsverluste, d. h. ohne Abzug der Ausbringungsverluste (Modellierungszeitpunkte 2000 und 2009; Finck 2012).

Die Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft gibt als langfristige pflanzenbauliche Wirksamkeit - auch als Mineraldüngeräquivalent (MDÄ) bezeichnet - für Rindergülle 50 bis 70 % und für Schweinegülle 60 bis 70 % des Stickstoffs an, für Festmist (alle Tierarten) deutlich niedrigere Anteile (TLL 2007). Die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2007, zit. nach NLWKN 2010) empfiehlt mindestens 60 % des N als anrechenbaren Stickstoff zu berücksichtigen. Für die N-Flächenbilanzierung für Niedersachsen wird von Schäfer et al. (2015) die organische Düngung mit dem Faktor 0,6 auf den Düngebedarf angerechnet.

Biota (2013) berechnen regionalisierte Flächenbilanzen für Mecklenburg-Vorpommern analog zum hier vorgestellten Ansatz und verwenden kulturgruppenspezifische Anrechnungsfaktoren für organischen Wirtschaftsdünger, deren Werte nach Wiebensohn (2008, zit. n. biota 2013) für die meisten Kulturen mit 0,4 oder 0,6 gewählt wurden.

Kreins et al. (2010) setzen für Modellrechnungen mit dem Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem (RAUMIS) als Ausnutzungsgrad des N in Wirtschaftsdünger für Schleswig-Holstein dagegen nur 30 % an, im Mittel über alle Tiergattungen und Wirtschaftsdüngerarten.

Die Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (2007) empfiehlt als Richtwerte für die Ausnutzung des N aus Gülle und Gärresten gestaffelte Werte von 65 % für Ausbringung in März und April abnehmend bis 15 % bei Ausbringung im Oktober.

Osterburg et al. (2004) zeigen anhand der Auswertung einzelbetrieblicher Buchführungsdaten zur Ermittlung des Stickstoff-Mineraldüngereinsatzes in Niedersachsen (Wj. 1999/2000 und 2001/2002), dass die Effizienz des N-Düngereinsatzes insgesamt und damit auch die Anrechnung des N in Wirtschaftsdüngern mit zunehmendem Viehbesatz sinkt. Den Ergebnissen von Osterburg et al. (2004) zufolge wäre es realistischer, mit einem variablen N-Anrechnungsfaktor

zu rechnen, der mit zunehmendem N-Anfall in Wirtschaftsdüngern sinkt. In der Veröffentlichung sind dazu allerdings keine absoluten Werte angegeben.

In der Düngeverordnung (vom 26.05.2017) werden als „Mindestwirksamkeit im Jahr des Aufbringens in % des Gesamtstickstoffgehaltes“ für Schweinegülle und Hühnertrockenkot 60 % und für Rindergülle und flüssige Biogasanlagengärreste 50 % vorgeschrieben. Weiterhin sind für die Nachlieferung von Stickstoff aus der Anwendung von organischen Düngemitteln im Vorjahr weitere 10 % der Gesamtstickstoffmenge anzurechnen. Für die Wirksamkeit einer Düngergabe der meisten organischen Düngemittel sind somit nach Düngeverordnung mindestens 60 % anzusetzen.

In der Zusammenschau der aufgeführten Ergebnisse wird schließlich für AF1 als (gerundeter) Wert 0,6 verwendet.

A.4 Literaturlauswertungen zu Substraten für Biogasanlagen

A.4.1 Substratmix der Biogasanlagen

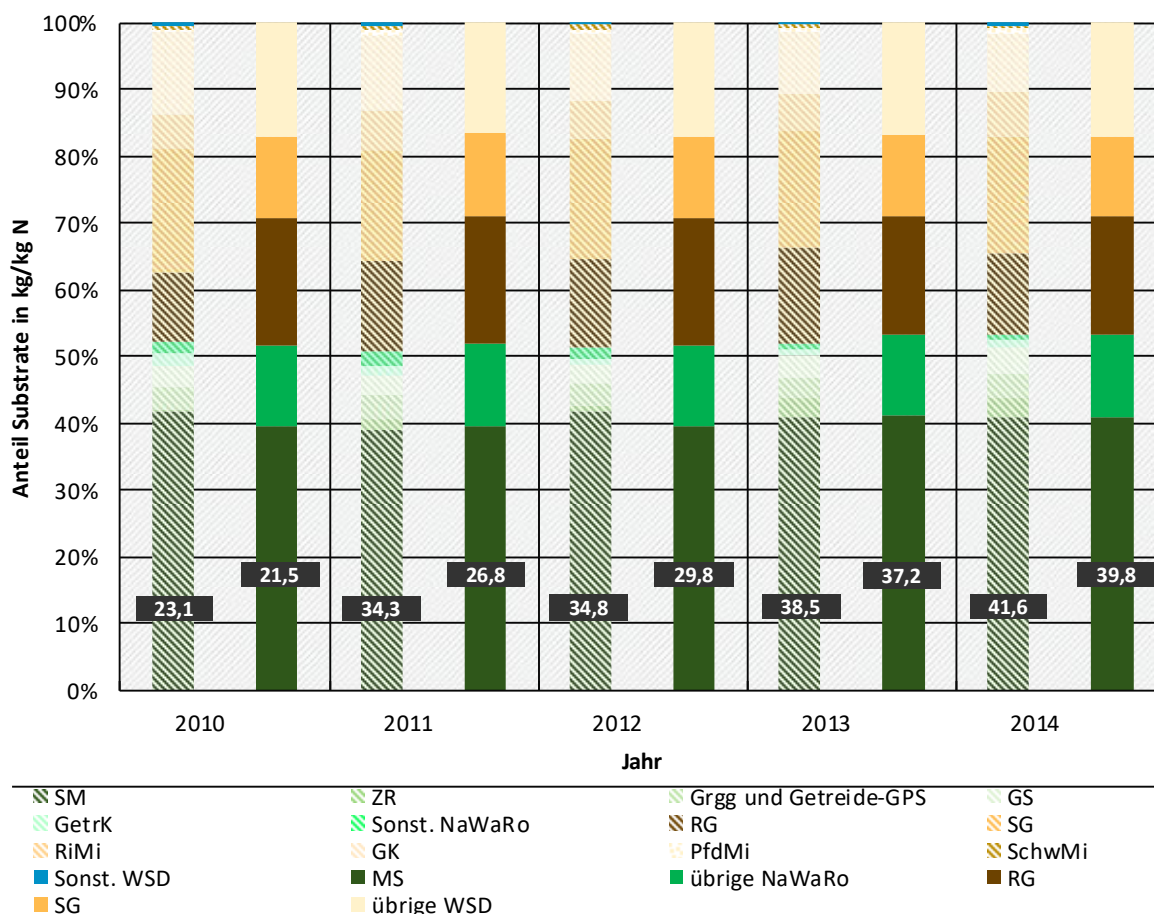
Sensitivste Größe in der Berechnung der N-Menge, die als Zufuhr in Biogasanlagen eingeht, sind die Mengen bzw. Anteile der einzelnen Substrate, die pro kWh elektrischer Arbeit in Biogasanlagen eingesetzt werden. Eine Datenquelle zur Substratzusammensetzung für alle Biogasanlagen in Deutschland ist nicht verfügbar. Deshalb werden für die hier vorgestellte N-Bilanzierung aggregierte Substratdaten verwendet, die vom KTBL (2015) aus den Angaben von 1664 Einzelanlagen im gesamten Bundesgebiet ermittelt wurden. Diese Datensätze enthalten zwar Informationen zu Standort, Leistung und zum Substratmix der Anlagen, jedoch nicht das Jahr der Erhebung. Daraus wurde für die vorliegende Untersuchung ein mittlerer Substratmix für die einzelnen Bundesländer abgeleitet.

Um die Plausibilität zu prüfen, wurden diese Ergebnisse zum Substratmix mit anderen Datenquellen verglichen. Anhand dieses Vergleichs kann die Plausibilität der Angaben nach KTBL (2015), die für die Bilanzierung verwendet wurden, stichprobenartig geprüft werden. Dafür werden Daten der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (LK NRW), der Thüringischen Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) und des Deutschen Biomasseforschungszentrums (DBFZ) verwendet. In den Vergleichsdatsätzen wird die Substratzusammensetzung in Frischmasse bzw. in Prozentanteilen der Frischmasse angegeben. Die Umrechnung in Menge Stickstoff erfolgte mit den Angaben zum Trockenmassegehalt sowie zum Stickstoffgehalt nach KTBL (2016).

Substratzusammensetzung nach Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen

Die LK NRW ermittelte für die Jahre 2010 bis 2015 jährlich die Substratzusammensetzung für jeweils etwa die Hälfte aller Biogasanlagen in Nordrhein-Westfalen, die Ergebnisse sind auf Landesebene aggregiert verfügbar. Die Substratzusammensetzung für die Biogasanlagen in NRW für den Zeitraum 2010 bis 2014 weist nur geringe Unterschiede in den relativen Anteilen der Substrate/Substratgruppen zum KTBL (2015) aus (Abbildung 35). Deutliche Unterschiede ergeben sich allerdings in Bezug auf die N-Zufuhr in Biogasanlagen, die von den beiden Quellen ausgewiesen werden, insbesondere in den beiden Jahren 2011 und 2012 wird nach LK NRW eine um 28 bzw. 17 % höhere N-Zufuhr berechnet als nach KTBL. Die Ursache für diese Differenz ist nicht bekannt. Möglich ist, dass der Ansatz des LK NRW, die Substratmengen aus den Stichproben anhand des Verhältnisses der Gesamtanlagenzahl zur Anzahl Anlagen in den Stichproben auf den Gesamtanlagenbestand hochzurechnen, in manchen Jahren zu sehr ungenauen Ergebnissen führt. Zudem unterscheidet sich insbesondere für diese beiden Jahre die von der LK NRW erfasste Anlagenleistung deutlich von der Leistung, die im Gesamt-Biogasanlagenverzeichnis (siehe Kapitel 2.3) ausgewiesen wird.

Abbildung 35: Substratzusammensetzung^a der landwirtschaftlichen Biogasanlagen in Nordrhein-Westfalen nach NIR/KTBL (flächige Darstellung) und nach Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (schraffierte Darstellung) in den Jahre 2010 bis 2015, mit Angabe der Brutto-N-Zufuhr insgesamt (Beschriftung der Säulen, in Gg N/a)



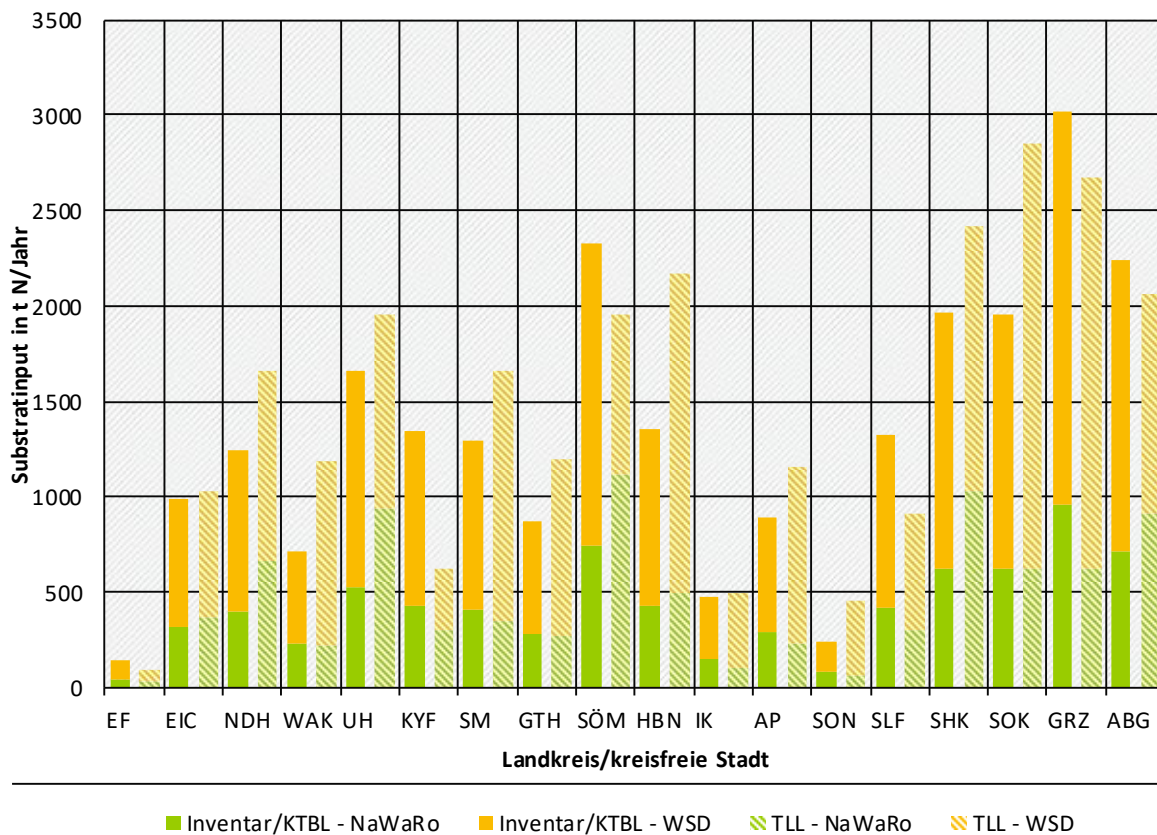
^a Substratzusammensetzung bezogen auf rein N.

Quellen: Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (versch. Jg.), KTBL (2015), eigene Darstellung.

Substratzusammensetzung nach Thüringischer Landesanstalt für Landwirtschaft

Die Daten der TLL enthalten die Substratzusammensetzung für den gesamten Anlagenbestand in Thüringen im Jahr 2014 und sind räumlich auf Kreisebene aggregiert. Der Vergleich von NIR/KTBL-Substratdaten auf Kreisebene in Thüringen mit Substratdaten der TLL für das Jahr 2014 in Abbildung 36 zeigt für die meisten Kreise eine gute Übereinstimmung der berechneten Brutto-N-Zufuhr. Die deutlichen Abweichungen in Kyffhäuserkreis, Wartburgkreis und Saalfeld-Rudolstadt können mit einem untypischen Substratmix erklärt werden, der stark vom Landesdurchschnitt abweicht. Da die Substratzusammensetzung nach NIR/KTBL-Daten für ganz Thüringen identisch ist und die unterschiedliche Brutto-N-Zufuhr in den Kreisen somit nur durch die eingespeiste elektrische Arbeit bestimmt wird, ergeben höhere Anteile von N-reichen und energiearmen Substraten (insbesondere Wirtschaftsdünger) in den TLL-Daten höhere Brutto-N-Zufuhr in den Kreisen im Vergleich zu NIR/KTBL-Daten, wohingegen höhere Anteile N-armer und energiereicher Substrate (insbesondere Energiepflanzen) in den TLL-Daten rechnerisch zu einer geringeren Brutto-N-Zufuhr führt (Abbildung 36).

Abbildung 36: Substratzusammensetzung der Biogasanlagen und Brutto-N-Zufuhr in den thüringischen Kreisen nach NIR/KTBL (flächige Säulen) und Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (schraffierte Säulen) im Jahr 2014



Quellen: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (2015), KTBL (2016), eigene Darstellung.

Substratzusammensetzung nach Deutschem Biomasseforschungszentrum

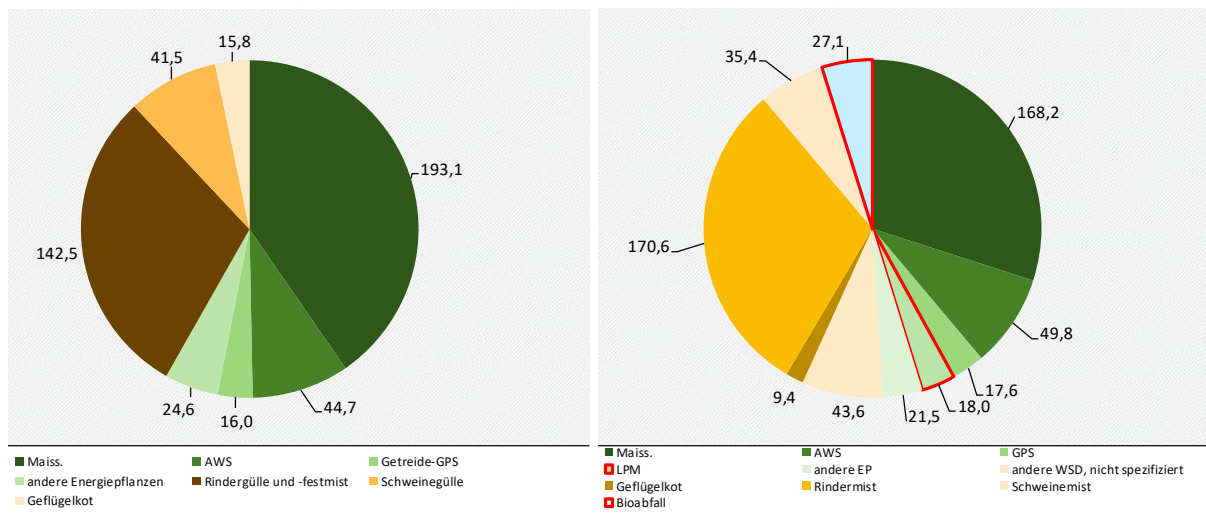
Für das Jahr 2013 beträgt die gesamte auf Grundlage der NIR/KTBL-Daten berechnete Brutto-N-Zufuhr in Biogasanlagen 478.000 t. Den höchsten Anteil daran hat mit 41 % Maissilage, gefolgt von Rindergülle und Rinderfestmist mit zusammen 30 %. Deutlich geringere Anteile haben Schweinemist und Anwelksilage mit jeweils 9 %, die restlichen N-Zufuhren verteilen sich auf Getreide-Ganzpflanzensilage, Geflügelmist, Getreidekorn und CCM. Energiepflanzen tragen insgesamt 58 % zur Brutto-N-Zufuhr bei und Wirtschaftsdünger 42 %. Die NIR/KTBL-Daten enthalten keine Angaben zum Beitrag der Bioabfallvergärung.

Die Daten des Deutschen Biomasseforschungszentrums (DBFZ) enthalten Informationen zu jährlich 600 bis 800 Anlagen für Deutschland, die durch Betreiberbefragungen im Rahmen der beiden Monitoring-Projekte „Stromerzeugung aus Biomasse“ und „Stromerzeugung aus Biomasse (Vorhaben Ila Biomasse)“ über mehrere Jahre jährlich aktualisiert wurden. Eine Vergleichbarkeit zwischen einzelnen Jahren ist jedoch nur eingeschränkt möglich, da diese Betreiberbefragung auf freiwilliger Teilnahme mit Beteiligung von häufig verschiedenen Anlagenbetreibern beruht, die Auswahl ist somit nicht notwendigerweise repräsentativ. Die Daten des DBFZ sind auf Länderebene verfügbar, enthalten jedoch in einigen Ländern eine sehr geringe Stichprobenzahl, und haben somit eine geringe Aussagekraft für die betreffenden Länder.

Die im Vergleich dazu auf Grundlage von DBFZ-Daten für das Jahr 2013 berechnete Brutto-N-Zufuhr beträgt 561.000 t N, jedoch einschließlich der Vergärung von Bioabfall und Landschaftspflegematerial, ohne diese beträgt die Brutto-N-Zufuhr 511.000 t N. Die Anteile einzelner Substrate sind in vergleichbaren Größenordnungen zu den Werten, die auf Grundlage der NIR/KTBL-Daten berechnet wurden. Sie liegen bei Maissilage und bei Rindermist bei 30 % sowie für Anweilsilage bei 9 %. Energiepflanzen haben einen Anteil von zusammen 49 % und Wirtschaftsdünger von 46 %, der Anteil N-reicher und energiearmer Substrate liegt somit etwas höher, woraus eine höhere rechnerische Brutto-N-Zufuhr resultiert. Die Brutto-N-Zufuhr über Gärreste aus Bioabfall liegt mit 27.100 t N in einem ähnlichen Bereich wie die nach der im Rahmen der N-Bilanzierung entwickelten Methode errechnete Brutto-N-Zufuhr über Gärreste aus Bioabfall von 32.300 t N (Abbildung 37).

Abbildung 37: Substratzusammensetzung nach Nationalem Emissionsbericht/Kuratorium Technik und Bauen in der Landwirtschaft (NIR/KTBL, links) und Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ, rechts)

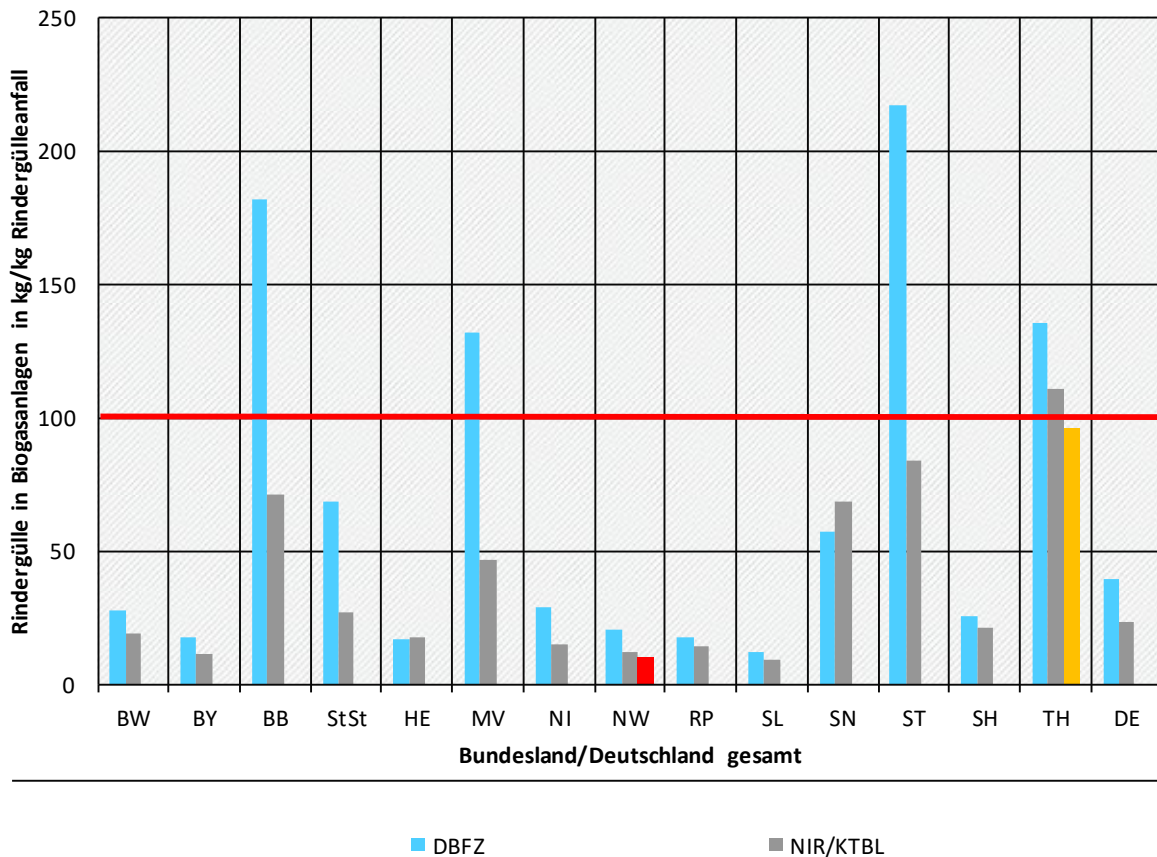
Substratzusammensetzung im Jahr 2013 bezogen auf Stickstoffmasse (in Gg N)



Quellen: KTBL (2016), DBFZ (2014), eigene Darstellung.

In Abbildung 38 sind Anteile der in Biogasanlagen eingesetzten Rindergülle an der insgesamt anfallenden Rindergülle dargestellt, berechnet für die beiden vorstehend aufgeführten Datenquellen. Im Vergleich zu den Angaben des NIR/KTBL zeigt die DBFZ-Auswertung generell höhere Anteile. Insbesondere für mehrere ostdeutsche Bundesländer werden nach DBFZ Werte von deutlich über 100 % ausgewiesen, was wenig plausibel erscheint. Dies kann möglicherweise mit den geringen Fallzahlen für diese Bundesländer in den DBFZ-Daten erklärt werden, in deren Folge einige wenige erfasste Anlagen das Ergebnis dominieren. Besonders ausgeprägt erscheint dies in Sachsen-Anhalt (mit rechnerisch 217 % in Biogasanlagen eingesetzter Rindergülle, n = 16) und Brandenburg (mit 182 %, n = 25), wohingegen die auf Grundlage der NIR/KTBL-Daten berechneten Anteile lediglich 84 % (n = 79) und 71 % (n = 83) betragen. Ein Anteil von über 100 % ist aufgrund möglicher Importe aus anderen Bundesländern nicht grundsätzlich ausgeschlossen, Werte deutlich über 100 % erscheinen allerdings für wenig transportwürdige Biogassubstrate wie Rindergülle nicht plausibel. In Thüringen liegt auch der auf Grundlage der NIR/KTBL-Daten berechnete Anteil über 100 %, was jedoch annähernd dem tatsächlichen Anteil entsprechen dürfte, wie der Vergleich mit DBFZ- (136 %) und TLL-Daten (96 %) zeigt.

Abbildung 38: Anteile der in Biogasanlagen eingesetzten Rindergülle an der insgesamt anfallenden Rindergülle, nach Ländern, Jahr 2013; Vergleich der Angaben nach Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ, blau), Nationaler Emissionsbericht/Kuratorium Technik und Bauen in der Landwirtschaft (NIR/KTBL, grau), Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (LK NRW, rot) und Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL, gelb)



Quellen: Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (versch. Jg.), DBFZ (2014), Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (2014), KTBL (2016), eigene Darstellung.

A.4.2 Literatúrauswertung zum N-Gehalt in Kofermenten

Zum mittleren N-Gehalt in Substraten für Bioabfallvergärungsanlagen (sogenannte Kofermente) wurden keine Standardwerte in der Literatur gefunden. Zu den spezifischen N-Gehalten, Trockenmasse- und organischen Trockenmassegehalten“ in verschiedenen Kofermenten wurde daher eine Literaturrecherche durchgeführt. Aus den Ergebnissen (siehe Tabelle 27) wurden mittlere Werte zum N-Gehalt für die Substratgruppen „Grünabfall“, „Bioabfall aus der Getrennsammlung“, „Gewerbeabfall“ und „Lebensmittelabfall“ abgeleitet.

Tabelle 27: Literaturangaben zum Trockenmassegehalt (TM), organischem Trockenmassegehalt (orgTM) und gesamt-N-Gehalt (N(ges)) sowie daraus berechneten Mittelwerten von Kofermenten unterschiedlicher Herkunft zur Vergärung in Biogasanlagen

Quelle	Beschreibung	TM (% FM)	orgTM (% TM)	N(ges) (% TM)
Malamis et al. 2016	Grünabfall, Region Attica (Griechenland)	64,49 ±6,25	78,62 ±9,52	1,01 ±0,22
Jensen et al. 2016	Blumenbeetabfall	51,8	76	1,5
Fitamo et al. 2016	Grünschnitt	21,1 ±1,84	87,28 ±0,11	3,9 ±0,78
	Gartenabfall	36,9 ±1,12	67,62 ±0,37	1,6 ±0,32
Grünabfall (Mittelwerte)		43,63	77,4	2,0
Mata-Alvarez 2003	Getrenntsammlungen			
	- Kantinenabfälle	25,6 (21,4-27,4)	96,5 (91,3-99,7)	3,2 (2,6 - 3,7)
	- Obst- und Gemüsemärkte	8,18 (5,44-13,7)	81,9 (78,2-92,0)	2,1 (1,4 - 3,3)
	- versch. Quellen	20	88	3,2
	- versch. Quellen	16,39	90	2,1
	- versch. Quellen, Jahresverlauf	9,72 (8,86-10,6)	91,7 (88,9-94,5)	2,25 (2,2 - 2,4)
	- Mechanische Separierung	64,72	46,5	1,4
	- Hausmüll	16,39	90,6	2,1
Evangelisti et al. 2014	Getrenntsammlung, Hausmüll	26 (15 - 35)	91 (80-100)	3,13 (1,9 - 3,2)
Gallert et al. 2003	Biowaste suspension	n. v.	71,25	2,63
Grosser et al. 2017	Getrenntsammlung, Hausmüll	18,8 (17,5 - 20,13)	96	1,38 (1,35 - 1,45)
Hanc et al. 2011	Mehrfamilienhäuser, Řepy, Prag			
	- Frühjahr	34,2 ±0,97	72 ±1,6	4,44
	- Sommer	23,2 ±0,73	62 ±1,6	6,68
	- Herbst	27,1 ±0,32	84 ±1,6	5,35
	- Winter	29,4 ±0,65	76 ±1,6	5,99
	Einfamilienhäuser, Řepy, Prag			
	- Frühjahr	30,1 ±0,49	64 ±2,4	5,42
	- Sommer	33,6 ±1,06	62 ±1,6	4,29
	- Herbst	29 ±1,06	78 ±1,6	4,24
	- Winter	34,4 ±0,65	80 ±0,	3,43
Hartmann u. Ahring 2005	OFMSW, batch 1	35,6 ±0,1	86,24	1,77
	OFMSW, batch 2	33,6 ±0,49	91,37	n.v.
Kymalainen et al. 2012	Biowaste 5 batches	27,15 (22,1 - 32,2)	n. v.	2,9 (2,6 - 3,2)
Malamis et al. 2016	Getrenntsammlung, Privathaushalte,			
	- Gemeinde Kifissa, Griechenland	13,87 ±4,1	86,32 ±7,47	1,88 ±0,21
	- Athen	19,03 ±4,9	88,98 ±1,42	2,11 ±0,17
Ponsa et al. 2011	Getrenntsammlung, Privathaushalte	29	77	1,83
Rodriguez-Iglesias 1998	Getrenntsammlung, Hausmüll	94 ±0,03	n. v.	2,68 ±0,33
Tampio et al. 2016	Getrenntsammlung, Hausmüll	28,7	92,1	1,99

Quelle	Beschreibung	TM (% FM)	orgTM (% TM)	N(ges) (% TM)
Bioabfall (Mittelwerte)		29,1	81,0	3,1
Zhang et al. 2014	Mensa der Bejing University (verschiedene Sammlungen)	18,5 ±0,1 18,1 ±0,6 23,1 ±0,3 24 20,5 30,9 ±0,07	92 94 ±1 90,9 ±0,2 94,1 95 85,3 ±0,65	2,2 ±0,3 2,3 ±0,3 2,4 3,5 3,16 ±0,22 1,9
Jensen et al. 2016	Gemüseabfälle Abfälle von Lebensmitteln tierischer Herkunft	23 42,9	94,8 91,3	1,9 7
Fisgativa et al. 2016	Lebensmittelabfälle, 102 Proben	22,8 ±10	88,2 ±8,2	2,8 ±1,1
Fitamo et al. 2016	(keine Angaben)	16 ±1,1	93,41	3,5 ±0,7
Gotze et al. 2016	Abfälle von Lebensmitteln tierischer Herkunft - Gemüseabfälle - Gemüseabfälle	n.v. n.v. n.v.	n.v. n.v. n.v.	10,4 1,9 3,0
Koch et al. 2016	(keine Angabe)	18,2 ±1,02	89,7	4,51±1,05
Nagao et al. 2012	(keine Angabe)	10,3	92,3	3,2
Pavi et al. 2017	Getrenntsammlung, Hausmüll	19,94 ±0,11	96,24	1,15 ±0,112
Sheng et al. 2013	Abfall der Cafeteria der Zhejiang University, Hangzhou, China	27,59 ±0,13	93,9 ±0,07	2,23 ±0,13
Tampio et al. 2014	-Unbehandelte Lebensmittelabfälle (Kontrolle) - autoklavierte Lebensmittelabfälle - Lebensmittelabfälle - Lebensmittelabfälle - Lebensmittelabfälle	24,7 ±0,47 21,9 ±1,86 24,7 22,64 25,51	92,9 92,3 93,1 92,3 91,3	3,00 3,11 3,16 3,22 3,21
Lebensmittelabfall (Mittelwerte)		22,9	92,3	3,4
Nagao et al. 2012	Getreideschlämme	3,81	60,7	5,6
Salminen u. Rintala 2002	Kadaver (Geflügel?) Federn Blut Innereien, Füße und Köpfe	37 24,3 22 39	k.A. k.A. k.A. k.A.	k.A. k.A. k.A. k.A.
Gewerbeabfall (Mittelwerte)		25,2	85,9	8,4

n.v. = nicht vorhanden

Quellen zu Tabelle 27

Envangelisti, S.; Lettieri, P.; Borello, D.; Clift, R. (2014): Life cycle assessment of energy from waste via anaerobic digestion: A UK case study. Waste Management 34(1), 226-237.

Fisgativa, H.; Tremier, A.; Dabert, P. (2016): Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion. Waste Management 50(1), 264-274.

- Fitamo, T.; Boldrin, A.; Boe, K.; Agelidaki, I.; Scheutz, C. (2016): Co-digestion of food and garden waste with mixed sludge from wastewater treatment in continuously stirred tank reactors. *Bioresource Technology* 206(6), 245-254.
- Gallert, C.; Henning, A.; Winter, J. (2003): Scale-up of anaerobic digestion of the biowaste fraction from domestic wastes. *Water Research* 37 (6), S. 1433-1441
- Gotze, R.; Boldrin, A.; Scheutz, C.; Astrup, T. F. (2016): Physico-chemical characterisation of material fractions in household waste: Overview of data in literature. *Waste Management* 49(1), 3-4.
- Grosser, A.; Neczaj, E.; Singh, B. R.; Almas, A. R.; Brattebo, H.; Kacprzak, M. (2017): Anaerobic digestion of sewage sludge with grease trap sludge and municipal solid waste as co-substrates. *Environmental Research* 155(5), 249-260.
- Hanc, A.; Novak, P.; Dvorak, M.; Habart, J.; Svehla, P. (2011): Composition and parameters of household biowaste in four seasons. *Waste Management* 31(7), 1450-1460.
- Hartmann, H.; Ahlring, B. K. (2005): Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of co-digestion with manure. *Water Research* 39(8), 1543-1552.
- Jensen, M. B.; Moller, J.; Scheutz, Ch. (2016): Comparison of the organic waste management systems in the Danish-German border region using the life cycle assessment (LCA). *Waste Management* 49(3), 491-504.
- Koch, K.; Plabst, M.; Schmidt, A.; Helmreich, B.; Drewes, J. E. (2016): Co-digestion of food waste in a municipal wastewater treatment plant: Comparison of batch tests and full-scale experiences. *Waste management* 47, Part A, 38-33.
- Kymalainen, M.; Lahde, K.; Arnold, M.; Kurola, J. M.; Romantschuk, M.; Kautola, H. (2012): Biogasification of bio-waste and sewage sludge - Measurement of biogas quality. *Journal of Environmental Management* 95, Supplement, 122-S127.
- Malamis, D.; Bourka, A.; Stamatopoulou, E.; Moustakas, K.; Loizidou, M. (2016): Study and assessment of segregated bio-waste composting: The case study of Attica municipalities. *Journal of Environmental Management* 202, 664-669.
- Mata-Alvarez, J. (ed.) (2003): Biomethanization of organic fraction of municipal solid wastes. IWA Publishing, London.
- Nagao, N.; Tajima, N.; Kawai, M.; Niwa, C.; Kurosawa, N.; Matsuyama, T.; Yusoff, F. Md.; Toda, T. (2012): Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. *Bioresource Technology* 118, 210-218.
- Pavi, S.; Kramer, L. E.; Gomes, L. P.; Miranda, L. A. S. (2017): Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. *Bioresource Technology* 228, 362-367.
- Ponsá, S.; Gea, T.; Sánchez, A. (2011): Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with several pure organic co-substrates. *Biosystems Engineering* 108(4), 352-360.
- Rodriguez-Iglesias, J.; Castrillón, L.; Maranon, E.; Sastre, H. (1998): Solid-state anaerobic digestion of unsorted municipal solid waste in a pilot-plant scale digester. *Bioresource Technology* 63, 9-35.
- Salminen, E.; Rintala, J. (2002): Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste - a review. *Bioresource Technology* 83, 13-26.
- Sheng, K.; Chen, X.; Pan, J.; Kloss, R.; Wie, Y.; Ying, Y. (2013): Effect of ammonia and nitrate on biogas production from food waste via anaerobic digestion. *Biosystems Engineering* 116(2), 205-212.
- Tampio, E.; Ervasti, S.; Paavola, T.; Heaven, S.; Banks, C.; Rintala, J. (2014): Anaerobic digestion of autoclaved and untreated food waste. *Waste Management* 34(2), 370-377.
- Tampio, E.; Salo, T.; Rintala, J. (2016): Agronomic characteristics of five different urban waste digestates. *Journal of Environmental Management* 169, 293-302.
- Zhang, C.; Su, H.; Bayens, J.; Tan, T. (2014): Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 38, 383-392.
- Zhang, L.; Lee, Y.-W.; Jahng, D. (2011): Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace elements. *Resource Technology* 102(8), 5048-5059.

A.5 Zusammenfassung von Kreisen und kreisfreien Städten zu Kreisregionen

Tabelle 28: Zusammenfassung von Kreisen und kreisfreien Städten zu Kreisregionen

Kursiv: Gebietseinheit (im Regelfall kreisfreie Stadt) wird mit dem angegebenen Landkreis zusammengelegt zu einer Kreisregion für die N-Bilanzierung.

Schlüssel-Nr. (SNR)	Gebietsbezeichnung	Zuordnung zu Gebietseinheit (SNR)
01001	<i>Flensburg, kreisfr. Stadt</i>	zu 01059
01002	<i>Kiel, Landeshauptstadt, kreisfr. Stadt</i>	zu 01058
01003	<i>Lübeck, Hansestadt, kreisfr. Stadt</i>	zu 01055
01004	<i>Neumünster, kreisfr. Stadt</i>	zu 01058
01051	Dithmarschen, Landkr.	
01053	Herzogtum Lauenburg, Landkr.	
01054	Nordfriesland, Landkr.	
01055	Kreisreg. Ostholstein (mit Lübeck)	mit 01003
01056	Pinneberg, Landkr.	
01057	Plön, Landkr.	
01058	Kreisreg. Rendsburg-Eckernförde (mit Kiel und Neumünster)	mit 01002, 01004
01059	Kreisreg. Schleswig-Flensburg (mit Flensburg)	mit 01001
01060	Segeberg, Landkr.	
01061	Steinburg, Landkr.	
01062	Stormarn, Landkr.	
02000	Hamburg	
03101	<i>Braunschweig, kreisfr. Stadt</i>	zu 03158
03102	<i>Salzgitter, kreisfr. Stadt</i>	zu 03158
03103	<i>Wolfsburg, kreisfr. Stadt</i>	zu 03154
03151	Gifhorn, Landkr.	
03152	Göttingen, Landkr.	
03153	Goslar, Landkr.	
03154	Kreisreg. Helmstedt (mit Wolfsburg)	mit 03103
03155	Northeim, Landkr.	
03156	Osterode am Harz, Landkr.	
03157	Peine, Landkr.	
03158	Kreisreg. Wolfenbüttel (mit Braunschweig, Salzgitter)	mit 03101, 03102
03241	Region Hannover (Stadt und Landkreis)	
03251	Diepholz, Landkr.	
03252	Hameln-Pyrmont, Landkr.	
03254	Hildesheim, Landkr.	
03255	Holzminden, Landkr.	
03256	Nienburg (Weser), Landkr.	
03257	Schaumburg, Landkr.	
03351	Celle, Landkr.	
03352	Kreisreg. Cuxhaven (mit Bremerhaven)	mit 04012
03353	Harburg, Landkr.	
03354	Lüchow-Dannenberg, Landkr.	
03355	Lüneburg, Landkr.	

Schlüssel-Nr. (SNR)	Gebietsbezeichnung	Zuordnung zu Gebietseinheit (SNR)
03356	Osterholz, Landkr.	
03357	Rotenburg (Wümme), Landkr.	
03358	Kreisreg. Heidekreis, Landkr.	
03359	Stade, Landkr.	
03360	Uelzen, Landkr.	
03361	Verden, Landkr.	
03401	<i>Delmenhorst, kreisfr. Stadt</i>	zu 03458
03402	<i>Emden, kreisfr. Stadt</i>	zu 03452
03403	<i>Oldenburg (Oldenburg), kreisfr. Stadt</i>	zu 03458
03404	<i>Osnabrück, kreisfr. Stadt</i>	zu 03459
03405	<i>Wilhelmshaven, kreisfr. Stadt</i>	zu 03455
03451	Ammerland, Landkr.	
03452	Kreisreg. Aurich (mit Emden)	mit 03402
03453	Cloppenburg, Landkr.	
03454	Emsland, Landkr.	
03455	Kreisreg. Friesland (mit Wilhelmshaven)	mit 03405
03456	Grafschaft Bentheim, Landkr.	
03457	Leer, Landkr.	
03458	Kreisreg. Oldenburg (mit Oldenburg, Delmenhorst)	mit 03401, 03403
03459	Kreisreg. Osnabrück (mit Osnabrück)	mit 03404
03460	Vechta, Landkr.	
03461	Wesermarsch, Landkr.	
03462	Wittmund, Landkr.	
04011	Bremen, Kreisfreie Stadt	
04012	<i>Bremerhaven, kreisfr. Stadt</i>	zu 03352
05111	<i>Düsseldorf, kreisfr. Stadt</i>	zu 05158
05112	Kreisreg. Duisburg, Essen, Mülheim, Oberhausen	mit 05112, 05113, 05119, 05117
05113	<i>Essen, kreisfr. Stadt</i>	zu 05112
05114	<i>Krefeld, kreisfr. Stadt</i>	zu 05166
05116	<i>Mönchengladbach, kreisfr. Stadt</i>	zu 05162
05117	<i>Mülheim an der Ruhr, kreisfr. Stadt</i>	zu 05112
05119	<i>Oberhausen, kreisfr. Stadt</i>	zu 05112
05120	<i>Remscheid, kreisfr. Stadt</i>	zu 05124
05122	<i>Solingen, kreisfr. Stadt</i>	zu 05124
05124	Kreisreg. Wuppertal (mit Remscheid und Solingen)	mit 05120, 05122
05154	Kleve, Kreis	
05158	Kreisreg. Mettmann (mit Düsseldorf)	mit 05111
05162	Kreisreg. Neuss (mit Mönchengladbach)	mit 05116
05166	Kreisreg. Viersen (mit Krefeld)	mit 05114
05170	Wesel, Kreis	
05314	<i>Bonn, kreisfr. Stadt</i>	zu 05382
05315	<i>Köln, kreisfr. Stadt</i>	zu 05362
05316	<i>Leverkusen, kreisfr. Stadt</i>	zu 05378

Schlüssel-Nr. (SNR)	Gebietsbezeichnung	Zuordnung zu Gebietseinheit (SNR)
05334	Städteregion Aachen (einschl. St. Aachen)	
05358	Düren, Kreis	
05362	Kreisreg. Rhein-Erft-Kreis (mit Köln)	mit 05315
05366	Euskirchen, Kreis	
05370	Heinsberg, Kreis	
05374	Oberbergischer Kreis	
05378	Kreisreg. Rheinisch-Berg.-Kreis (mit Leverkusen)	mit 05316
05382	Kreisreg. Rhein-Sieg (mit Bonn)	mit 05314
05512	<i>Bottrop, kreisfr. Stadt</i>	zu 05562
05513	<i>Gelsenkirchen, kreisfr. Stadt</i>	zu 05562
05515	Münster, Kreisfreie Stadt	
05554	Borken, Kreis	
05558	Coesfeld, Kreis	
05562	Kreisreg. Recklingshausen (mit Bottrop, Gelsenkirchen)	mit 05512, 05513
05566	Steinfurt, Kreis	
05570	Warendorf, Kreis	
05711	Bielefeld, Kreisfreie Stadt	
05754	Gütersloh, Kreis	
05758	Herford, Kreis	
05762	Höxter, Kreis	
05766	Lippe, Kreis	
05770	Minden-Lübbecke, Kreis	
05774	Paderborn, Kreis	
05911	<i>Bochum, kreisfr. Stadt</i>	zu 05913
05913	Kreisreg. Dortmund (mit Bochum und Herne)	mit 05916, 05911
05914	<i>Hagen, kreisfr. Stadt</i>	zu 05954
05915	<i>Hamm, kreisfr. Stadt</i>	zu 05978
05916	<i>Herne, kreisfr. Stadt</i>	zu 05913
05954	Kreisreg. Ennepe-Ruhr (mit Hagen)	mit 05914
05958	HochsauerLandkr.	
05962	Märkischer Kreis	
05966	Olpe, Kreis	
05970	Siegen-Wittgenstein, Kreis	
05974	Soest, Kreis	
05978	Kreisreg. Unna (mit Hamm)	mit 05915
06411	<i>Darmstadt, kreisfr. Stadt</i>	zu 06432
06412	<i>Frankfurt am Main, kreisfr. Stadt</i>	zu 06436
06413	<i>Offenbach am Main, kreisfr. Stadt</i>	zu 06438
06414	<i>Wiesbaden, Landeshauptstadt, kreisfr. Stadt</i>	zu 06436
06431	Bergstraße, Landkr.	
06432	Kreisreg. Darmstadt-Dieburg (mit Darmstadt)	mit 06411
06433	Groß-Gerau, Landkr.	
06434	Hochtaunuskreis	
06435	Main-Kinzig-Kreis	

Schlüssel-Nr. (SNR)	Gebietsbezeichnung	Zuordnung zu Gebietseinheit (SNR)
06436	Kreisreg. Main-Taunus-Kreis (mit Frankfurt und Wiesbaden)	mit 06412, 06414
06437	Odenwaldkreis	
06438	Kreisreg. Offenbach (mit Offenbach)	mit 06413
06439	Rheingau-Taunus-Kreis	
06440	Wetteraukreis	
06531	Gießen, Landkr.	
06532	Lahn-Dill-Kreis	
06533	Limburg-Weilburg, Landkr.	
06534	Marburg-Biedenkopf, Landkr.	
06535	Vogelsbergkreis	
06611	Kassel, kreisfr. Stadt	zu 06633
06631	Fulda, Landkr.	
06632	Hersfeld-Rotenburg, Landkr.	
06633	Kreisreg. Kassel (mit Kassel)	mit 06611
06634	Schwalm-Eder-Kreis	
06635	Waldeck-Frankenberg, Landkr.	
06636	Werra-Meißner-Kreis	
07111	Koblenz, kreisfr. Stadt	zu 07135
07131	Ahrweiler, Landkr.	
07132	Altenkirchen (Westerwald), Landkr.	
07133	Bad Kreuznach, Landkr.	
07134	Birkenfeld, Landkr.	
07135	Cochem-Zell, Landkr.	
07137	Kreisreg. Mayen-Koblenz (mit Koblenz)	mit 07111
07138	Neuwied, Landkr.	
07140	Rhein-Hunsrück-Kreis	
07141	Rhein-Lahn-Kreis	
07143	Westerwaldkreis	
07211	Trier, kreisfr. Stadt	zu 07235
07231	Bernkastel-Wittlich, Landkr.	
07232	Eifelkreis Bitburg-Prüm	
07233	Vulkaneifel, Landkr.	
07235	Kreisreg. Trier-Saarburg (mit Trier)	mit 07211
07311	Frankenthal (Pfalz), kreisfr. Stadt	zu 07338
07312	Kaiserslautern, kreisfr. Stadt	zu 07335
07313	Landau in der Pfalz, kreisfr. Stadt	zu 07337
07314	Ludwigshafen am Rhein, kreisfr. Stadt	zu 07338
07315	Mainz, kreisfr. Stadt	zu 07339
07316	Neustadt an der Weinstraße, kreisfr. Stadt	zu 07332
07317	Pirmasens, kreisfr. Stadt	zu 07340
07318	Speyer, kreisfr. Stadt	zu 07338
07319	Worms, kreisfr. Stadt	zu 07331
07320	Zweibrücken, kreisfr. Stadt	zu 07340
07331	Kreisreg. Alzey-Worms (mit Worms)	mit 07319

Schlüssel-Nr. (SNR)	Gebietsbezeichnung	Zuordnung zu Gebietseinheit (SNR)
07332	Kreisreg. Bad-Dürkheim (mit Neustadt a.d.Weinstraße)	mit 07316
07333	Donnersbergkreis	
07334	Germersheim, Landkr.	
07335	Kreisreg. Kaiserslautern (mit Kaiserslautern)	mit 07312
07336	Kusel, Landkr.	
07337	Kreisreg. Südliche Weinstraße (mit Landau i.d.Pfalz)	mit 07313
07338	Kreisreg. Rhein-Pfalz (mit Frankenthal, Ludwigshafen und Speyer)	mit 07311, 07314, 07318
07339	Kreisreg. Mainz-Bingen (mit Mainz)	mit 07315
07340	Kreisreg. Südwestpfalz (mit Pirmansens und Zweibrücken)	mit 07317, 07320
08111	<i>Stuttgart, Landeshauptstadt, kreisfr. Stadt</i>	zu 08118
08115	Böblingen, Landkr.	
08116	Esslingen, Landkr.	
08117	Göppingen, Landkr.	
08118	Ludwigsburg, Landkr. (mit Stuttgart)	mit 08111
08119	Rems-Murr-Kreis	
08121	<i>Heilbronn, kreisfr. Stadt</i>	zu 08125
08125	Kreisreg. Heilbronn (mit Heilbronn)	mit 08121
08126	Hohenlohekreis	
08127	Schwäbisch Hall, Landkr.	
08128	Main-Tauber-Kreis	
08135	Heidenheim, Landkr.	
08136	Ostalbkreis	
08211	<i>Baden-Baden, kreisfr. Stadt</i>	zu 08216
08212	<i>Karlsruhe, kreisfr. Stadt</i>	zu 08215
08215	Kreisreg. Karlsruhe (mit Karlsruhe)	mit 08212
08216	Kreisreg. Rastatt (mit Baden-Baden)	mit 08211
08221	<i>Heidelberg, kreisfr. Stadt</i>	zu 08226
08222	<i>Mannheim, kreisfr. Stadt</i>	zu 08226
08225	Neckar-Odenwald-Kreis	
08226	Kreisreg. Rhein-Neckar (mit Heidelberg und Mannheim)	mit 08221, 08222
08231	<i>Pforzheim, kreisfr. Stadt</i>	zu 08236
08235	Calw, Landkr.	
08236	Kreisreg. Enzkreis (mit Pforzheim)	mit 08231
08237	Freudenstadt, Landkr.	
08311	<i>Freiburg im Breisgau, kreisfr. Stadt</i>	zu 08315
08315	Kreisreg. Breisgau-Hochschwarzwald (mit Freiburg i.Breisgau)	mit 08311
08316	Emmendingen, Landkr.	
08317	Ortenaukreis	
08325	Rottweil, Landkr.	
08326	Schwarzwald-Baar-Kreis	
08327	Tuttlingen, Landkr.	
08335	Konstanz, Landkr.	
08336	Lörrach, Landkr.	
08337	Waldshut, Landkr.	

Schlüssel-Nr. (SNR)	Gebietsbezeichnung	Zuordnung zu Gebietseinheit (SNR)
08415	Reutlingen, Landkr.	
08416	Tübingen, Landkr.	
08417	Zollernalbkreis	
08421	<i>Ulm, Universitätsstadt, kreisfr. Stadt</i>	zu 08425
08425	Kreisreg. Alb-Donau-Kreis (mit Ulm)	mit 08421
08426	Biberach, Landkr.	
08435	Bodenseekreis	
08436	Ravensburg, Landkr.	
08437	Sigmaringen, Landkr.	
09161	<i>Ingolstadt, kreisfr. Stadt</i>	zu 09176
09162	<i>München, Landeshauptstadt, kreisfr. Stadt</i>	zu 09184
09163	<i>Rosenheim, kreisfr. Stadt</i>	zu 09187
09171	Altötting, Landkr.	
09172	Berchtesgadener Land, Landkr.	
09173	Bad Tölz-Wolfratshausen, Landkr.	
09174	Dachau, Landkr.	
09175	Ebersberg, Landkr.	
09176	Kreisreg. Eichstätt (mit Ingolstadt)	mit 09161
09177	Erding, Landkr.	
09178	Freising, Landkr.	
09179	Fürstenfeldbruck, Landkr.	
09180	Garmisch-Partenkirchen, Landkr.	
09181	Landsberg am Lech, Landkr.	
09182	Miesbach, Landkr.	
09183	Mühldorf a.Inn, Landkr.	
09184	Kreisreg. München (mit München)	mit 09162
09185	Neuburg-Schrobenhausen, Landkr.	
09186	Pfaffenhofen a.d.Ilm, Landkr.	
09187	Kreisreg. Rosenheim (mit Rosenheim)	mit 09163
09188	Starnberg, Landkr.	
09189	Traunstein, Landkr.	
09190	Weilheim-Schongau, Landkr.	
09261	<i>Landshut, kreisfr. Stadt</i>	zu 09274
09262	<i>Passau, kreisfr. Stadt</i>	zu 09275
09263	<i>Straubing, kreisfr. Stadt</i>	zu 09278
09271	Deggendorf, Landkr.	
09272	Freyung-Grafenau, Landkr.	
09273	Kelheim, Landkr.	
09274	Kreisreg. Landshut (mit Landshut)	mit 09261
09275	Kreisreg. Passau (mit Passau)	mit 09262
09276	Regen, Landkr.	
09277	Rottal-Inn, Landkr.	
09278	Kreisreg. Straubing-Bogen (mit Straubing)	mit 09263
09279	Dingolfing-Landau, Landkr.	

Schlüssel-Nr. (SNR)	Gebietsbezeichnung	Zuordnung zu Gebietseinheit (SNR)
09361	Amberg, kreisfr. Stadt	zu 09371
09362	Regensburg, kreisfr. Stadt	zu 09375
09363	Weiden i.d.OPf., kreisfr. Stadt	zu 09374
09371	Kreisreg. Amberg-Sulzbach (mit Amberg)	mit 09361
09372	Cham, Landkr.	
09373	Neumarkt i.d.OPf., Landkr.	
09374	Kreisreg. Neustadt a.d.Waldnaab (mi Weiden i.d.OPf.)	mit 09363
09375	Kreisreg. Regensburg (mit Regensburg)	mit 09362
09376	Schwandorf, Landkr.	
09377	Tirschenreuth, Landkr.	
09461	Bamberg, kreisfr. Stadt	zu 09471
09462	Bayreuth, kreisfr. Stadt	zu 09472
09463	Coburg, kreisfr. Stadt	zu 09473
09464	Hof, kreisfr. Stadt	zu 09475
09471	Kreisreg. Bamberg (mit Bamberg)	mit 09461
09472	Kreisreg. Bayreuth (mit Bayreuth)	mit 09462
09473	Kreisreg. Coburg (mit Coburg)	mit 09463
09474	Forchheim, Landkr.	
09475	Kreisreg. Hof (mit Hof)	mit 09464
09476	Kronach, Landkr.	
09477	Kulmbach, Landkr.	
09478	Lichtenfels, Landkr.	
09479	Wunsiedel i.Fichtelgebirge, Landkr.	
09561	Ansbach, kreisfr. Stadt	zu 09571
09562	Erlangen, kreisfr. Stadt	zu 09572
09563	Fürth, kreisfr. Stadt	zu 09563
09564	Nürnberg, kreisfr. Stadt	zu 09574
09565	Schwabach, kreisfr. Stadt	zu 09576
09571	Kreisreg. Ansbach (mit Ansbach)	mit 09561
09572	Kreisreg. Erlangen-Höchststadt (mit Erlangen)	mit 09562
09573	Kreisreg. Fürth (mit Fürth)	mit 09563
09574	Kreisreg. Nürnberger-Land (mit Nürnberg)	mit 09564
09575	Neustadt a.d.Aisch-Bad Windsheim, Landkr.	
09576	Kreisreg. Roth (mit Schwabach)	mit 09565
09577	Weißenburg-Gunzenhausen, Landkr.	
09661	Aschaffenburg, kreisfr. Stadt	zu 09671
09662	Schweinfurt, kreisfr. Stadt	zu 09678
09663	Würzburg, kreisfr. Stadt	zu 09679
09671	Kreisreg. Aschaffenburg (mit Aschaffenburg)	mit 09661
09672	Bad Kissingen, Landkr.	
09673	Rhön-Grabfeld, Landkr.	
09674	Haßberge, Landkr.	
09675	Kitzingen, Landkr.	
09676	Miltenberg, Landkr.	

Schlüssel-Nr. (SNR)	Gebietsbezeichnung	Zuordnung zu Gebietseinheit (SNR)
09677	Main-Spessart, Landkr.	
09678	Kreisreg. Schweinfurt (mit Schweinfurt)	mit 09662
09679	Kreisreg. Würzburg (mit Würzburg)	mit 09663
09761	Augsburg, kreisfr. Stadt	zu 09772
09762	Kaufbeuren, kreisfr. Stadt	zu 09777
09763	Kempten (Allgäu), kreisfr. Stadt	zu 09780
09764	Memmingen, kreisfr. Stadt	zu 09778
09771	Aichach-Friedberg, Landkr.	
09772	Kreisreg. Augsburg (mit Augsburg)	mit 09761
09773	Dillingen a.d.Donau, Landkr.	
09774	Günzburg, Landkr.	
09775	Neu-Ulm, Landkr.	
09776	Lindau (Bodensee), Landkr.	
09777	Kreisreg. Ostallgäu (mit Kaufbeuren)	mit 09762
09778	Kreisreg. Unterallgäu (mit Memmingen)	mit 09764
09779	Donau-Ries, Landkr.	
09780	Kreisreg. Oberallgäu (mit Kempten)	mit 09763
10041	Saarbrücken, Stadtverband	
10042	Merzig-Wadern, Landkr.	
10043	Neunkirchen, Landkr.	
10044	Saarlouis, Landkr.	
10045	Saarpfalz-Kreis	
10046	St. Wendel, Landkr.	
11000	Berlin	
12051	Brandenburg an der Havel, kreisfr. Stadt	zu 12069
12052	Cottbus, kreisfr. Stadt	zu 12071
12053	Frankfurt (Oder), kreisfr. Stadt	zu 12067
12054	Potsdam, kreisfr. Stadt	zu 12069
12060	Barnim, Landkr.	
12061	Dahme-Spreewald, Landkr.	
12062	Elbe-Elster, Landkr.	
12063	Havelland, Landkr.	
12064	Märkisch-Oderland, Landkr.	
12065	Oberhavel, Landkr.	
12066	Oberspreewald-Lausitz, Landkr.	
12067	Kreisreg. Oder-Spree (mit Frankfurt)	mit 12053
12068	Ostprignitz-Ruppin, Landkr.	
12069	Kreisreg. Potsdam-Mittelmark (mit Brandenburg und Potsdam)	mit 12051, 12054
12070	Prignitz, Landkr.	
12071	Kreisreg. Spree-Neiße (mit Cottbus)	mit 12052
12072	Teltow-Fläming, Landkr.	
12073	Uckermark, Landkr.	
13003	Rostock, kreisfr. Stadt	zu 13072
13004	Schwerin, kreisfr. Stadt	zu 13076

Schlüssel-Nr. (SNR)	Gebietsbezeichnung	Zuordnung zu Gebietseinheit (SNR)
13071	Mecklenburgische Seenplatte, Landkr.	
13072	Kreisreg. Rostock (mit Rostock)	mit 13003
13073	Vorpommern-Rügen, Landkr.	
13074	Nordwestmecklenburg, Landkr.	
13075	Vorpommern-Greifswald, Landkr.	
13076	Kreisreg. Ludwigslust-Parchim (mit Schwerin)	mit 13004
14511	<i>Chemnitz, Stadt</i>	zu 14521
14521	Kreisreg. Erzgebirgskreis (mit Chemnitz)	mit 14511
14522	Mittelsachsen, Landkr.	
14523	VogtLandkr.	
14524	Zwickau, Landkr.	
14612	<i>Dresden, Stadt</i>	zu 14628
14625	Bautzen, Landkr.	
14626	Görlitz, Landkr.	
14627	Meißen, Landkr.	
14628	Kreisreg. Sächsische Schweiz-Osterzgebirge (mit Dresden)	mit 14612
14713	<i>Leipzig, Stadt</i>	zu 14729
14729	Kreisreg. Leipzig (mit Leipzig)	mit 14713
14730	Kreisreg. Nordsachsen	
15001	<i>Dessau-Roßlau, kreisfr. Stadt</i>	zu 15091
15002	<i>Halle (Saale), kreisfr. Stadt</i>	zu 15088
15003	<i>Magdeburg, kreisfr. Stadt</i>	zu 15083
15081	Altmarkkreis Salzwedel	
15082	<i>Anhalt-Bitterfeld, Landkr.</i>	zu 15091
15083	Kreisreg. Börde (mit Magdeburg, Jerichower Land und SalzLandkr.)	mit 15003, 15086, 15089
15084	BurgenLandkr.	
15085	Harz, Landkr.	
15086	<i>Jerichower Land, Landkr.</i>	zu 15083
15087	Mansfeld-Südharz, Landkr.	
15088	Kreisreg. Saale (mit Halle)	mit 15002
15089	<i>SalzLandkr.</i>	zu 15083
15090	Stendal, Landkr.	
15091	Kreisreg. Wittenberg (mit Dessau-Roßlau und Anhalt-Bitterfeld)	mit 15001, 15082
16051	Erfurt, Kreisfreie Stadt	
16052	<i>Gera, kreisfr. Stadt</i>	zu 16076
16053	<i>Jena, kreisfr. Stadt</i>	zu 16074
16054	<i>Suhl, kreisfr. Stadt</i>	zu 16069
16055	<i>Weimar, kreisfr. Stadt</i>	zu 16071
16056	<i>Eisenach, kreisfr. Stadt</i>	zu 16063
16061	Eichsfeld, Kreis	
16062	Nordhausen, Kreis	
16063	Kreisreg. Wartburg (mit Eisenach)	mit 16056
16064	Unstrut-Hainich-Kreis	
16065	Kyffhäuserkreis	

Schlüssel-Nr. (SNR)	Gebietsbezeichnung	Zuordnung zu Gebietseinheit (SNR)
16066	Schmalkalden-Meiningen, Kreis	
16067	Gotha, Kreis	
16068	Sömmerda, Kreis	
16069	Kreisreg. Hildburghausen (mit Suhl)	mit 16054
16070	Ilm-Kreis	
16071	Kreisreg. Weimarer Land (mit Weimar)	mit 16055
16072	Sonneberg, Kreis	
16073	Saalfeld-Rudolstadt, Kreis	
16074	Kreisreg. Saale-Holzland (mit Jena)	mit 16053
16075	Saale-Orla-Kreis	
16076	Kreisreg. Greiz (mit Gera)	mit 16052
16077	Altenburger Land, Kreis	