

TEXTE

55/2016

Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung von Nitrateinträgen in die Gewässer auf Basis regionalisierter Stickstoff- Überschüsse

Teil I: Beitrag zur Entwicklung einer
ressortübergreifenden Stickstoffstrategie
Zwischenbericht

TEXTE 55/2016

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3715 22 220

Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung von Nitrateinträgen in die Gewässer auf Basis regionalisierter Stickstoff-Überschüsse

Teil I: Beitrag zur Entwicklung einer Ressortübergreifenden Stickstoffstrategie Zwischenbericht

von

Martin Bach, Laura Klement, Uwe Häußermann
Universität Gießen, 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

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

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

Abschlussdatum:

Februar 2016

Redaktion:

Fachgebiet II 2.2 Stoffhaushalt Gewässer
Antje Ullrich

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/bewertung-von-massnahmen-zur-verminderung-von>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Juni 2016

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3715 22 220 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	7
Abkürzungsverzeichnis	8
Zusammenfassung.....	9
Summary.....	11
1 Aufgabenstellung.....	13
2 Umsetzung.....	14
2.1 Kopplung Gesamtbilanz- und Flächenbilanz-Überschuss.....	14
2.2 Berechnung Stickstoff-Flächenbilanz.....	15
2.2.1 Aktualisierung und methodische Anpassungen für Jahre 2011 - 2013.....	15
2.2.2 Aktuelle N-Flächenbilanz.....	16
2.2.3 Gegenüberstellung mit anderen N-Bilanzansätzen	19
2.2.4 Problematik der Berücksichtigung der NH ₃ -Emissionen aus Mineraldüngeranwendung.....	22
2.3 Berechnung der Nitrat-Konzentration im Grundwasser.....	23
3 Berechnungen und Ergebnisse	28
4 Minderungsmaßnahmen	38
4.1 Maßnahmen zur Erreichung des Zielwertes des N-Flächenbilanzüberschuss.....	38
4.2 Klimaschutz in der Landwirtschaft.....	41
4.2.1 Programme.....	41
4.2.2 Maßnahmen zum Klimaschutz	42
5 Ausblick.....	44
6 Quellenverzeichnis.....	46

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Anteil des Überschuss der N-Flächenbilanz am Überschuss der N-Gesamtbilanz Deutschland als Funktion des Gesamtbilanz-Überschuss, Jahre 1991 – 2013 (ohne Trockenjahr 2003)	14
Abbildung 2:	Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in den Kreisen (Kreisregionen), Mittel der Jahre 2011 – 2013 , mit Berücksichtigung der N-Zufuhr mit Gärresten (MoRE-Eingangsdaten)	18
Abbildung 3:	Gegenüberstellung der räumlichen Verteilung von (a) Nitrat-Konzentration im Grundwasser nach Ergebnis MoRE-Modellierung, (b) Überschuss der N-Flächenbilanz der Landwirtschaft und (c) Grundwasserkörpern, die nach Bestandsaufnahme zur WRRL den guten chemischen Zustand in Bezug auf Nitrat verfehlen (BMUB, 2014), in den Analysegebieten	26
Abbildung 4:	Verlauf des Überschuss der N-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland von 1910 bis 2011, Eingangsdaten zur MoRE-Modellierung des vieljährigen Mittels der Nitrat-Konzentration im Grundwasser in Deutschland (Quelle: S. Fuchs, IWG Karlsruhe, schriftl. Mittlg. 2015)	27
Abbildung 5:	Vieljährige mittlere jährliche Sickerwasserrate (mm/a) in den MoRE-Analysegebieten in Deutschland (MoRE Eingangsdaten)	29
Abbildung 6:	Nitrat-Konzentration im Sickerwasser aus Landwirtschaftsflächen in den MoRE-Analysegebieten in Deutschland, berechnet mit dem Überschuss der N-Flächenbilanz der Landwirtschaft in den Kreisen (s. Abb. 2), Mittel der Jahre 2011 – 2013 (ohne Denitrifikation im Sickerwasser)	30
Abbildung 7:	Zulässiger Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in den MoRE-Analysegebieten zur Einhaltung des Grenzwertes von 50 mg NO ₃ /L im Sickerwasser (ohne Denitrifikation im Sickerwasser)	31
Abbildung 8:	Zulässiger Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in den Kreisen (Kreisregionen) zur Einhaltung des Grenzwertes von 50 mg NO ₃ /L in den MoRE-Analysegebieten (ohne Denitrifikation im Sickerwasser)	32
Abbildung 9:	Erforderliche Verminderung des Überschuss der N-Flächenbilanz der Landwirtschaft in den Kreisen (i.e. aktueller N-Überschuss [Abb. 2] abzüglich zulässiger N-Überschuss [Abb. 8]) zur Einhaltung des Grenzwertes von 50 mg NO₃/L in den MoRE-Analysegebieten (ohne Denitrifikation im Sickerwasser)	33
Abbildung 10:	Nitrat-Konzentration im Sickerwasser aus Landwirtschaftsflächen in den MoRE-Analysegebieten in Deutschland, berechnet mit einem Zielwert von 30 kg N/ha LF Überschuss der N-Flächenbilanz in den Kreisen (ohne Denitrifikation im Sickerwasser)	34

- Abbildung 11: **MoRE-Analysegebiete** (Umrisslinien nicht dargestellt), die den Grenzwert von **50 mg NO₃/L im Sickerwasser überschreiten** bei einem **Zielwert von 30 kg N/ha LF Überschuss** der N-Flächenbilanz in den Kreisen (ohne Denitrifikation im Sickerwasser)35
- Abbildung 12: Häufigkeitsverteilung der notwendigen Verminderung des Überschuss der aktuellen N-Flächenbilanz (Mittel 2011-2013) in den Kreisen zur Einhaltung des Grenzwerts von 50 mg NO₃/L im Sickerwasser (ohne Denitrifikation) in den MoRE-Analysegebieten..37

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Zufuhr, Abfuhr und Überschuss (in kg N/ha LF) der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland im Mittel der Jahre 2001 – 2013 nach Ansatz der vorliegenden Untersuchung (s. Kap. 2.2.1).....	17
Tabelle 2:	Zufuhr, Abfuhr und Überschuss (in kg N/ha LF) der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland nach verschiedenen Berechnungsansätzen (identische Datenbasis zu Flächennutzung, Ernteerträgen und Viehbestand für alle Berechnungsansätze)	21
Tabelle 3:	Koeffizienten (EK) für die NH ₃ -N-Emissionen aus der Anwendung von stickstoffhaltigen Mineraldüngern nach EMEP/CORINAIR für die Jahre 2003, 2009 und 2013 (EEA, 2002, 2009, 2013) sowie damit berechnete Ammonium-Emission aus Mineraldüngeranwendung in Deutschland (Mittel der Wirtschaftsjahre 2011/12 – 2013/14).....	23
Tabelle 4:	Häufigkeit der Überschreitung der Konzentration von 50 mg NO ₃ /L im Sickerwasser aus Landwirtschaftsflächen in den MoRE-Analysegebieten in Deutschland (ohne Denitrifikation im Sickerwasser), berechnet mit dem aktuellen Überschuss der N-Flächenbilanz und für den Zielwert von 30 kg N/LF.....	36
Tabelle 5:	Zulässiger Überschuss der N-Flächenbilanz zur Einhaltung einer Konzentration von 50 mg NO ₃ /L im Sickerwasser aus Landwirtschaftsflächen in den MoRE-Analysegebieten (ohne Denitrifikation) sowie notwendige Verminderung gegenüber der aktuellen Situation.....	37
Tabelle 6:	Tabellenbeschriftung Maßnahmen zur Verminderung der Nitratauswaschung aus Landwirtschaftsflächen (nach Osterburg et al. 2007*; gekürzt, z.T. verändert.). Die Wirkungen einzelner Maßnahmen sind nicht addierbar.....	39
Tabelle 7:	Bewertung der Wirkung von Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft ^a (nach Osterburg et al., 2013) auf den Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz (—: Verminderung des N-Überschuss, +: Steigerung des N-Überschuss; 0: keine Wirkung)	43

Abkürzungsverzeichnis

GWK	Grundwasserkörper
DüV	Düngeverordnung
LF	Landwirtschaftsfläche
MONERIS	Modelling Nutrient Emissions in River Systems
MoRE	Modelling of Regionalized Emissions
N	Stickstoff
UBA	Umweltbundesamt
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Zusammenfassung

In Deutschland sind nach Wasserrahmenrichtlinien-Bestandsaufnahme 260 der 988 Grundwasserkörper (flächenbezogen 23,4 %) nicht im guten chemischen Zustand bezüglich Nitrat. Als eine wesentliche Komponente einer nationalen N-Minderungsstrategie wird vom Umweltbundesamt eine Senkung des Zielwertes für den Überschuss der Stickstoff-Gesamtbilanz der Landwirtschaft in Deutschland auf 50 kg N/ha LF (Landwirtschaftsfläche) vorgeschlagen, was einem Zielwert des Überschuss der N-Flächenbilanz von ungefähr 30 kg N/ha LF entspricht.

Für das Bundesgebiet insgesamt wird (mit methodischen Änderungen gegenüber früheren Berechnungen) für die Jahre 2011 bis 2013 ein mittlerer Überschuss der N-Flächenbilanz von 67 kg N/ha LF berechnet, die Spanne in den Kreisen reicht von 24 bis 123 kg N/ha LF. Eine Gegenüberstellung zeigt, dass andere Bilanzierungsansätze unter Umständen einen wesentlich niedrigeren N-Überschuss ausweisen. Beispielsweise unterschätzt der Nährstoffvergleich nach Düngeverordnung den N-Überschuss, insbesondere von Futterbaubetrieben, systematisch.

Die Wirkung eines Zielwertes für den N-Überschuss auf die Grundwasserkörper sollte mit dem Instrument MoRE (Modelling Regionalized Emissions) abgebildet werden. MoRE ist ein open Source Modell, mit dem räumlich differenziert (regionalisiert) Einträge von Nährstoffen und Schadstoffen über Punktquellen und diffuse Eintragspfade in Oberflächengewässer auf Einzugsgebietsebene abgeschätzt werden können. Die kleinste räumliche Modelleinheit sind sogenannte Analysegebiete (insgesamt 2759 in Deutschland), die auf Basis hydrologischer Aspekte abgeleitet wurden.

Mit den derzeit implementierten Ansätzen berechnet MoRE allerdings erheblich niedrigere NO₃-Konzentrationen im Grundwasser als tatsächlich gemessen werden. Weiterhin zeigt das regionale Verteilungsmuster der berechneten NO₃-Konzentrationen *keine* Übereinstimmung mit der tatsächlichen Grundwasserbelastung. Im Rahmen des vorliegenden Projekts konnte nicht untersucht werden, wie der MoRE-Ansatz zur Abschätzung der Nitrat-Konzentration in Grundwasserkörpern verbessert werden könnte.

Im Folgenden wird daher als Zielgröße die Nitrat-Konzentration im *Sickerwasser* aus Landwirtschaftsflächen, d.h. bei Austritt aus der durchwurzelten Zone (Boden), herangezogen. Eine mögliche Verringerung der Nitrat-Konzentration infolge von Denitrifikation im Sickerwasser auf seinem weiteren Weg durch die ungesättigte Zone und im Grundwasser bis zum Austritt in ein Oberflächengewässer wird nicht berücksichtigt. Alle vorgestellten Ergebnisse sind daher als konservativ einzustufen, das heißt die berechnete Konzentration im Sickerwasser *überschätzt* tendenziell die Konzentration im Grundwasser mehr in oder weniger starkem Ausmaß.

Mit dem aktuellen deutschlandweiten mittleren N-Überschuss von 67 kg N/ha LF wird eine Nitrat-Konzentration von 50 mg NO₃/L im Sickerwasser in nahezu allen Analysegebieten überschritten. Würden der N-Flächenbilanz-Überschuss in allen Kreisen auf den Zielwert 30 kg N/ha LF reduziert, dann lägen immer noch rund drei Viertel der Analysegebiete über dem Nitrat-Grenzwert. Im Durchschnitt aller Kreise müsste der N-Überschuss um 43 kg N/ha LF reduziert werden, in rd. 14 % der Kreise um mehr als 70 kg N/ha LF, um den Nitrat-Grenzwert einzuhalten.

Eine Verminderung des Überschuss der N-Flächenbilanz im Mittel der Landwirtschaft von aktuell 67 kg N/ha LF auf einen Zielwert von 30 kg N/ha LF ist mit den verfügbaren organisatorisch-technischen Maßnahmen grundsätzlich möglich. Auch nach dieser Verminderung um ca. 30 bis 40 kg N/ha LF im Mittel aller Betriebe verbleiben allerdings Kreise bzw. Analysegebiete, in denen der N-Überschuss darüber hinausgehend reduziert werden muss. Für diese Regionen muss auch eine Abstockung

der Viehbestände und/oder der großräumige Transfer von Wirtschaftsdünger und Gärresten in Gebiete mit Aufnahmekapazität für organische Stickstoffträger in Betracht gezogen werden.

Mit Blick auf die Schutzgüter „Grundwasser“ (Güte-Kriterium für den chemischen Zustand nach WRRL: max. 50 mg NO₃/L in einem Grundwasserkörper) und „Atmosphäre“ (Kriterium: Überschreitung der Critical Load für Stickstoff-Verbindungen in einem Naturraum) ist ein nationaler Indikator oder Zielwert, berechnet als Mittelwert für Deutschland insgesamt, jedoch eine wenig aussagekräftige Größe. Vielmehr ist eine regionale Betrachtung bzw. sind regionale Zielwerte erforderlich, die beispielsweise in Bezug auf das Grundwasser die standörtlichen Gegebenheiten berücksichtigen (wesentlicher Faktor u.a.: jährliche Sickerwassermenge).

Bei vielen Maßnahmen zum Klimaschutz in der Landwirtschaft tritt Zielkonkurrenz zwischen Atmosphärenschutz und Grundwasserschutz in Erscheinung: eine Verminderung der NH₃- bzw. N₂O-Emission aus Wirtschafts- und Mineraldünger in die Atmosphäre hat eine erhöhte N-Zufuhr zur Landwirtschaftsfläche zur Folge. Wenn die höhere Zufuhr nicht durch eine äquivalente Verminderung der N-Zufuhr mit anderen Nährstoffträgern ausgeglichen wird, erhöht sich zwangsläufig der N-Überschuss der Flächenbilanz.

Für die Zukunft wird weiterhin vorgeschlagen, die Begriffe Flächenbilanz- bzw. Stallbilanz-Überschuss abzulösen durch die Termini „hydrosphärischen N-Überschuss“ und „atmosphärischen N-Überschuss“, womit die Aussagerichtung dieser Größen klarer benannt wird. Geht man von einem Schutzgut-bezogenen Ansatz aus, dann ist als Indikator nicht länger der (nationale) N-Überschuss relevant, sondern in Bezug auf Grundwasser der Anteil der Analysegebiete, deren NO₃-Konz. im Sickerwasser den WRRL-Grenzwert unter-/überschreitet, und in Bezug auf NH₃- und N₂O-Emissionen der Anteil der Flächen, deren Critical Load für Stickstoff unter-/überschritten wird.

Summary

According to the latest inventory of the Water Framework Directive (WFD), 260 out of 988 groundwater bodies in Germany (23.4 % of the area) were not in good chemical status regarding nitrate. As a main part of a national strategy to reduce nitrogen, the German Environment Agency proposed a reduction of the target value (gross nitrogen balance) to 50 kg N/ha agricultural land (AL). This would correspond to a target value of approx. 30 kg N/ha of the soil surface nitrogen balance.

Estimates for the total federal territory (with changed methodology compared to previous years) showed an average soil surface nitrogen balance of 67 kg N/ha AL for the years 2011 to 2013. This value may range from 24 to 123 kg N/ha AL in the counties. Other methods of balancing may result in considerably lower nitrogen surplus. For example, the nutrient comparison acc. to the fertilizer ordinance seems to systematically underestimate the nitrogen surplus generated, in particular that from farms producing feed.

The impact to the groundwater bodies achievable by lowering the N surplus to the new target value was to be investigated by using the instrument MoRE (Modelling Regionalized Emissions). MoRE is an open Source Model that estimates regionalized input of pollutants via point sources and diffuse pathways into surface waters by catchment areas. The smallest spatial modelling units are analytical units (total 2759 in Germany) derived in consideration of hydrological conditions.

Based on the current approach, MoRE may calculate NO₃ concentration values in groundwater significantly lower than actually detected. Furthermore, the regional distribution pattern of calculated NO₃ concentrations does not match actual groundwater pollution. Improvements to the current MoRE approach were not investigated in the frame of the present project.

Therefore, the target value “nitrate concentration in leachate from agricultural land” (water exiting the rooting zone) is applied. A potential reduction of the nitrate concentration as a result of denitrification of leachate on its way through non-saturated zones and the groundwater until it exits to surface water will not be considered. All results presented are to be considered conservative. This means that calculated concentrations in the leachate tend to generally *overestimate* groundwater concentration values.

The current average Germany-wide nitrogen balance surplus of 67 kg N/ha AL suggests that nitrate concentration in leachate of 50 mg NO₃/L was exceeded in nearly all analytical units. Even by reducing the nitrogen soil surface nitrogen balance to 30 kg N/ha AL in all counties, ca. ¾ of the analytical units would still exceed the nitrate target value. In order to meet the nitrate threshold value, nitrogen surplus would have to be reduced by 43 kg N/ha AL on county average, whereas 14 % of the counties would require a reduction by more than 70 kg N/ha AL.

The reduction of the soil surface nitrogen balance from the current 67 to the target value of 30 kg N/ha AL can be achieved by applying org-technical measures available. However, counties and analytical units respectively, will require additional reductions in nitrogen balance surplus. For these areas, a cutback of livestock and/or long-range transfer of farm manure and fermentation residues to areas, which may have the capacity to cope with additional organic matter is necessary.

Considering the environmental asset “groundwater” (quality criterion for the chemical status acc. to WFD: max. 50 mg NO₃/L in the groundwater body) and “atmosphere” (criterion: exceedance of critical loads for Nitrogen compounds in nature) a national indicator or target value calculated as an average value for Germany may not be a meaningful indicator. On the contrary, it is necessary to apply a regional approach and regional target values, which, for instance, take into account site specific conditions relating to groundwater (key factor e.g. annual amount of leachate).

Amongst many agricultural measures for the protection of the climate, competing aims are occurring between the protection of the atmosphere and groundwater: the reduction of NH_3 or N_2O atmospheric emissions resulting from the use of farm manure and mineral fertilizer may require supplying agricultural land with more nitrogen. Where the reduction of other nutrient sources may not compensate additional supply adequately, the soil surface nitrogen balance will inevitably increase.

It is proposed to replace the terminology “soil surface balance” and “barn balance” by “hydrospheric nitrogen surplus” and “atmospheric nitrogen surplus” in the future. This would enhance the explanatory power of these terms. When considering the environmental asset approach, the indicator (national) nitrogen surplus may not be relevant anymore. Instead, the share of analytical units where leachate NO_3 concentrations fall below/exceed the threshold value stipulated in the WFD and, relating to NH_3 and N_2O emissions, the share of areas, where critical loads for Nitrogen are not met (or exceeded) seem to gain relevance.

1 Aufgabenstellung

Die Situation der Nitratbelastung der Grundwasserkörper in Deutschland zeigt, dass die Vorgaben der EU-Nitratrichtlinie (91/676/EWG) bislang verfehlt werden: 260 von 988 (flächenbezogen 23,4 %) Grundwasserkörpern (GWK) der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (2000/60/EG) sind nicht im "guten chemischen Zustand" bezüglich Nitrat (BMUB, 2014). An mehr als der Hälfte (50,3 %) der Messstellen des sogenannten Nitrat-Messnetzes wurde im Zeitraum 2008 - 2011 der Grenzwert von 50 mg NO₃/L im Grundwasser überschritten. Von der Bundesregierung wurden bislang keine Sofortmaßnahmen ergriffen, um gegen die Nitratbelastung im Wasser vorzugehen, so wie das die EU-Nitratrichtlinie vorsieht. Daraufhin hat die EU-Kommission im Oktober 2013, als erste Stufe eines Vertragsverletzungsverfahrens, Deutschland ein Fristsetzungsschreiben übersandt. Aus Sicht der Kommission hat Deutschland auch in der Folge keine adäquaten Maßnahmen zur Verringerung der Nitratbelastung eingeleitet. Die EU-Kommission hat daher im Juli 2014 die zweite Stufe des Vertragsverletzungsverfahrens eingeleitet und die deutsche Bundesregierung aufgefordert, die Vorschriften der EU-Nitratrichtlinie einzuhalten. Falls Deutschland nicht angemessen reagiert, kann die EU-Kommission vor dem Gerichtshof der Europäischen Union Klage erheben.

Nicht zuletzt vor diesem Hintergrund haben das Umweltbundesamt (UBA) und der Sachverständigenrat für Umweltfragen in ihren Studien *Reaktiver Stickstoff in Deutschland - Ursache, Wirkungen, Maßnahmen* (UBA, 2014a) sowie *Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem* (SRU, Sondergutachten 2015) empfohlen, eine aktuelle Strategie zur Verminderung von reaktiven Stickstoffemissionen in Deutschland zu erarbeiten. Darin sollen die Ergebnisse einer Zielanalyse für alle relevanten Verursachersektoren im Hinblick auf verschiedene Zeithorizonte sowie die Ergebnisse einer Maßnahmenanalyse im Hinblick darauf, wie mögliche Maßnahmen in den einzelnen Verursachersektoren priorisiert werden können, dargestellt werden.

Als eine wesentliche Komponente einer nationalen Stickstoff (N)-Minderungsstrategie wird vom UBA eine Senkung des Zielwertes für den Überschuss der Stickstoff-Gesamtbilanz der Landwirtschaft in Deutschland auf 50 kg N/ha LF vorgeschlagen (UBA, 2015). Für die weitere Diskussion dieses Vorschlags sind folgende Fragen zu klären:

1. Mit welchen Maßnahmen kann dieser Zielwert erreicht werden?
2. Wie wirken sich diese veränderten Überschüsse auf das Eintragsgeschehen in Grund- und Oberflächengewässer aus?
3. Lässt sich mit der geforderten Reduzierung der N-Bilanzüberschüsse - insbesondere für das Grundwasser - der festgelegte Zielwert von 50 mg NO₃/L einhalten?

Im Rahmen der Projektaufstockung sind dazu zwei Untersuchungen durchgeführt worden:

- ▶ Ausweisung der produktionstechnischen Maßnahmen und Anpassungsreaktionen der Landwirtschaftsbetriebe, mit denen der vom UBA vorgeschlagene Zielwert für den N-Überschuss (50 kg N/ha LF) in Deutschland erreicht werden kann. Gleichzeitig soll die wahrscheinliche Akzeptanz und Umsetzbarkeit der ausgewiesenen Maßnahmen bewertet werden.
- ▶ Abschätzung der Wirkung der veränderten N-Bilanzüberschüsse auf die Eintragungssituation in Grund- und Oberflächengewässer und Abschätzung der Wirkung auf die Grundwasserqualität in Deutschland.

2 Umsetzung

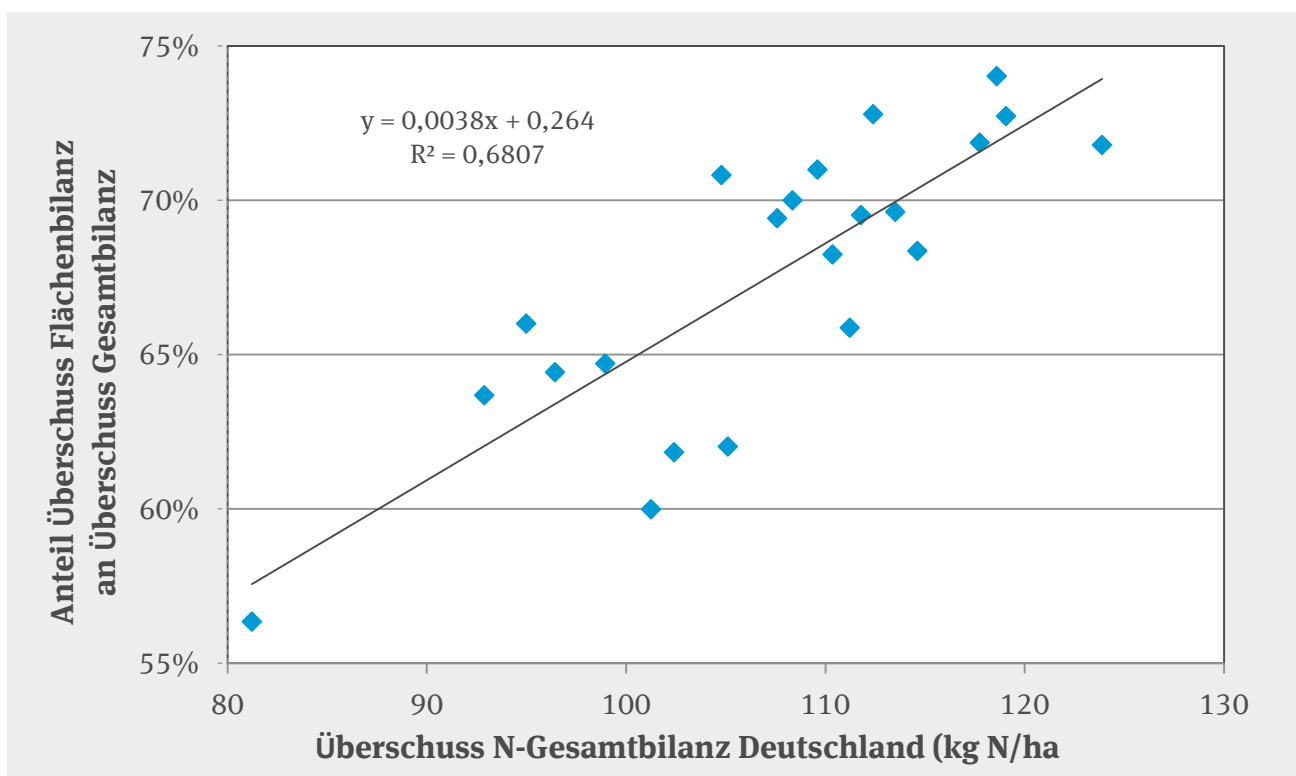
2.1 Kopplung Gesamtbilanz- und Flächenbilanz-Überschuss

Der vom Umweltbundesamt und anderen Gremien vorgeschlagene Zielwert des Gesamtbilanz-Überschuss der nationalen Stickstoffbilanz der Landwirtschaft in Deutschland von 50 kg N/ha LF bedeutet gegenüber dem derzeitigen Zielwert von 80 kg N/ha LF (Destatis, 2015) eine Verminderung um 30 kg N/ha LF (entsprechend -37,5 %). Die Wirkung dieser Verminderung auf die Nitratkonzentrationen im Grundwasser und auf den Eintrag in die Oberflächengewässer soll mit Hilfe des Stoffeintragsmodells MoRE (**M**odelling of **R**eionalized **E**missions, Fuchs et al., 2010) ermittelt werden (s. auch Kap.2.3).

Zur Abschätzung der Stickstoffeinträge in die Gewässer mit MoRE sind die Stickstoff-Überschüsse ein wichtiges Eingangsdatum. Dabei wird jedoch nicht der Überschuss der Gesamtbilanz, sondern der Überschuss der Flächenbilanz benötigt, der nach Konvention das Nitratauswaschungspotenzial aus der Wurzelzone quantifiziert.

Für die weiteren Berechnungen ist daher aus dem Zielwert des *Gesamtbilanz*-Überschuss (50 kg N/ha LF) ein Zielwert des *Flächenbilanz*-Überschuss abzuleiten. Dazu wurde der Anteil des Überschuss der N-Flächenbilanz am Überschuss der N-Gesamtbilanz Deutschland als Funktion des Gesamtbilanz-Überschuss für die Jahre 1991 bis 2013 ausgewertet (Abb. 1).

Abbildung 1: Anteil des Überschuss der N-Flächenbilanz am Überschuss der N-Gesamtbilanz Deutschland als Funktion des Gesamtbilanz-Überschuss, Jahre 1991 – 2013 (ohne Trockenjahr 2003)



BMEL, 2015a, 2015b

Dieser Anteil variiert vor allem infolge der Unterschiede im Ertragsniveau sowie im Mineraldüngerabsatz in den Einzeljahren. Grundsätzlich sinkt der Anteil des Flächenbilanz-Überschuss bei Rückgang

des Gesamtbilanz-Überschuss; im Mittel der Dekade 2004 - 2013 beträgt der Anteil rund 64 %. Für die hier vorliegende Untersuchung wird, auch mit Blick auf den tendenziell weiter (langsam) sinkenden N-Überschuss der Landwirtschaft, dieser Anteil auf 60 % (ab-)gerundet; damit wird für die weiteren Auswertungen festgelegt:

- ▶ Zielwert Überschuss der N-Gesamtbilanz Deutschland von **50** kg N/ha LF ist äquivalent mit einem
- ▶ Zielwert Überschuss der N-Flächenbilanz Deutschland von **30** kg N/ha LF.

Dieser Zielwert von 30 kg N/ha LF Überschuss der N-Flächenbilanz in Deutschland wird in allen folgenden Berechnungen zugrunde gelegt.

Bei der Einführung eines Zielwertes für den N-Bilanzüberschuss in die agrar(umwelt)politische Diskussion ist darauf hinzuweisen, dass ein „N-Bilanzüberschuss“ naturgemäß eine volatile Größe darstellt. In Abhängigkeit vom Berechnungsverfahren (berücksichtige Bilanzglieder, Koeffizienten usw.), der räumlichen Bezugseinheit (Deutschland insgesamt, Kreise, Betriebe, Einzelschlag usw.) sowie der Datenbasis zum Mengengerüst (Flächennutzung, Ernteerträge, Tierzahlen, Mineraldüngung usw.) kann der berechnete Überschusswert um etliche kg N/ha LF differieren (s. bspw. Tab. 2, Spalte 2 und 3, und Tab. 3). Modifikationen des Berechnungsverfahrens, die aufgrund neuerer wissenschaftlicher Erkenntnisse oder Änderungen der statistischen Datengrundlage unvermeidlich sind, müssen daher stets auch eine entsprechende Anpassung des Zielwertes zur Folge haben. Nur so können methodisch bedingte „Sprünge“ in der Zielerreichung - ausgedrückt als Differenz zwischen „Soll“ = Zielwert und „Ist“ = aktuell berechneter Wert - vermieden werden, die sonst (fälschlicherweise) als Effekt einer Minderungsmaßnahme interpretiert werden könnten.

2.2 Berechnung Stickstoff-Flächenbilanz

2.2.1 Aktualisierung und methodische Anpassungen für Jahre 2011 - 2013

Die hier durchgeführte N-Bilanzierung knüpft an zwei Vorläuferprojekte an:

- ▶ Berechnung von N-Flächenbilanzen für die Kreise (Kreisregionen) in Deutschland (2009 – 2011); als Beitrag zur Stoffeintragsmodellierung mit MoRE (IWG, KIT Karlsruhe).
- ▶ Wirkung von ausgewählten Maßnahmen (Ökolandbau, Optimierung Düngemanagement) auf die Verminderung des Überschusses der Stickstoff-Flächenbilanz (Beitrag zum UBA-FuE-Vorhaben „Maßnahmeneffizienz“, FKZ 3711 21 220).

Die verwendete Methodik ist in Bach et al. (2010) sowie in den jeweiligen Abschlussberichten dokumentiert.

Für das vorliegende Projekt wurde die N-Flächenbilanzierung mit Regionalgliederung „Kreise“ für die Jahre 2011 bis 2013 fortgeschrieben. Gegenüber den früheren Projekten wurde die Bilanzierungsmethodik in einigen Punkten geändert (ausführliche Darstellung erfolgt in gesonderter Publikation).

- i) Die Koeffizienten zur N-Ausscheidung pro Tier bzw. Stallplatz und Jahr werden aus dem Nationalen Emissionsinventar (NIR; Rosemann et al. 2015) übernommen (früher: Koeffizienten nach Düngerverordnung). Hintergrund für diese Änderung ist das Ziel, die N-Bilanzierung zukünftig so weit wie möglich mit den Ansätzen des NIR zu harmonisieren.
- ii) Die N-Zufuhr zur LF mit Gärresten wird erstmals in der Bilanzierung explizit berechnet und der dabei auftretende gasförmige N-Verlust wird berücksichtigt.
- iii) Die atmosphärischen N-Deposition auf Landwirtschaftsflächen wird aus den Ergebnissen des Projekts „PINETI-2“ (Schaap et al., 2015) ermittelt und als Wert der atmosphärischen N-Zufuhr auf LF für die Jahre ab 2009 verwendet. Bis 2007 werden die Ergebnisse des Projekts MAPESI (Bultjes et

- al., 2011) und für das Jahr 2008 die Ergebnisse des Projektes PINETI-1 (Wichink Kruit et al., 2014) verwendet.
- iv) Als Wert für die symbiontische N-Fixierung auf Grünland wird jetzt 30 kg N/ha LF angesetzt, die N-Fixierung durch freilebende Organismen (auf der gesamten Landwirtschaftsfläche) wird dagegen nicht mehr berücksichtigt. In früheren Bilanzierungen wurde dagegen ein Wert von 22 kg N/ha für Grünland sowie 4 kg N/ha auf der gesamten LF durch freilebende Organismen verwendet. Damit wird eine methodische Änderung der N-Bilanzierung von EUROSTAT übernommen.
- v) Für die Länder Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen werden die Ergebnisse zum Netto-N-Export/Import mit der Abgabe/Aufnahme von Wirtschaftsdüngern und Gärresten zwischen den Kreisen aus den jetzt erstmals verfügbaren Nährstoffberichten berücksichtigt (LK NRW, 2014, LK Niedersachsen, 2013).

Mit diesen methodischen Änderungen wird vor allem der verbesserten bzw. ausgeweiteten Datenbasis und dem aktuellen Stand der Kenntnis Rechnung getragen. Vom Julius Kühn-Institut (JKI) Braunschweig und Universität Gießen ist geplant, die methodischen Änderungen der Punkte i) bis iv) auch in die N-Bilanzierung für Deutschland (s. Destatis 2013; BMEL 2015a, 2015b) zu übernehmen.

Die Ergebnisse zur N-Flächenbilanzierung im Mittel der Jahre 2011 – 2013 sind in Tab. 1 und Abb. 2 dargestellt.

2.2.2 Aktuelle N-Flächenbilanz

Für das Bundesgebiet insgesamt wird mit dem hier verwendeten methodischen Ansatz, mit den in Kap. 2.2.1 aufgeführten Aktualisierungen, ein Überschuss der N-Flächenbilanz von 67 kg N/ha LF im Mittel für Deutschland, Jahre 2011 - 2013, berechnet (Tab. 1). Die Spannweite der Überschüsse auf Kreisebene reicht von 24 bis 123 kg N/ha LF. Die räumliche Differenzierung der Verteilung nach Kreisen ist in Abb. 2 dargestellt.

Tabelle 1: Zufuhr, Abfuhr und Überschuss (in kg N/ha LF) der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland im Mittel der Jahre 2001 – 2013 nach Ansatz der vorliegenden Untersuchung (s. Kap. 2.2.1)

Bilanzglieder	Flächenbilanz n. aktualisierter Methodik Bach ^a (Mittel 2011 – 2013)
Zufuhr	
Mineralische Düngemittel	101,3
Wirtschaftsdünger	45,2 ^{cd}
Sonst. organische Dünger ^e	3,3
N-Bindung Leguminosen	11,2
Saat- und Pflanzgut	1,4
atmosphär. N-Deposition	14,0
Gärreste (Biogasanlagen) ^f	26,3 ^g
Summe Zufuhr	202,6
Abfuhr (Ernteprodukte)	
Marktfrüchte	-63,2
Futterpflanzen und Nebenerzeugnisse	-59,5
Biogas-Substrat (aus Pflanzenproduktion)	-12,8
Summe Abfuhr	-135,5
Saldo	
N-Überschuss	67,1

^a Dieser Ansatz wird verwendet für die Berechnung zur Nitrat-Konzentration im Sickerwasser in der hier durchgeführten Untersuchung. Modifikation gegenüber BMEL s. Kap. 2.1.1; u.a. Berechnung N-Verluste aus Tierhaltung mit Koeffizienten des NIR (Rosemann et al., 2015), mit Berücksichtigung Biogasanlagen (N-Zufuhr mit Gärresten und N-Abfuhr mit Substraten)

^b BMEL, 2015a (www.bmelv-statistik.de/index.php?id=139&stw=D%C3%BCngemittel; Tab. MBT-0111130-0000); Methodik s. Bach et al. (2010)

^c N-Anfall in Gärresten, abzgl. gasförmige Emissionen, Koeffizienten nach Nationalem Emissionsinventar für 2013 (Rösemann et al., 2015)

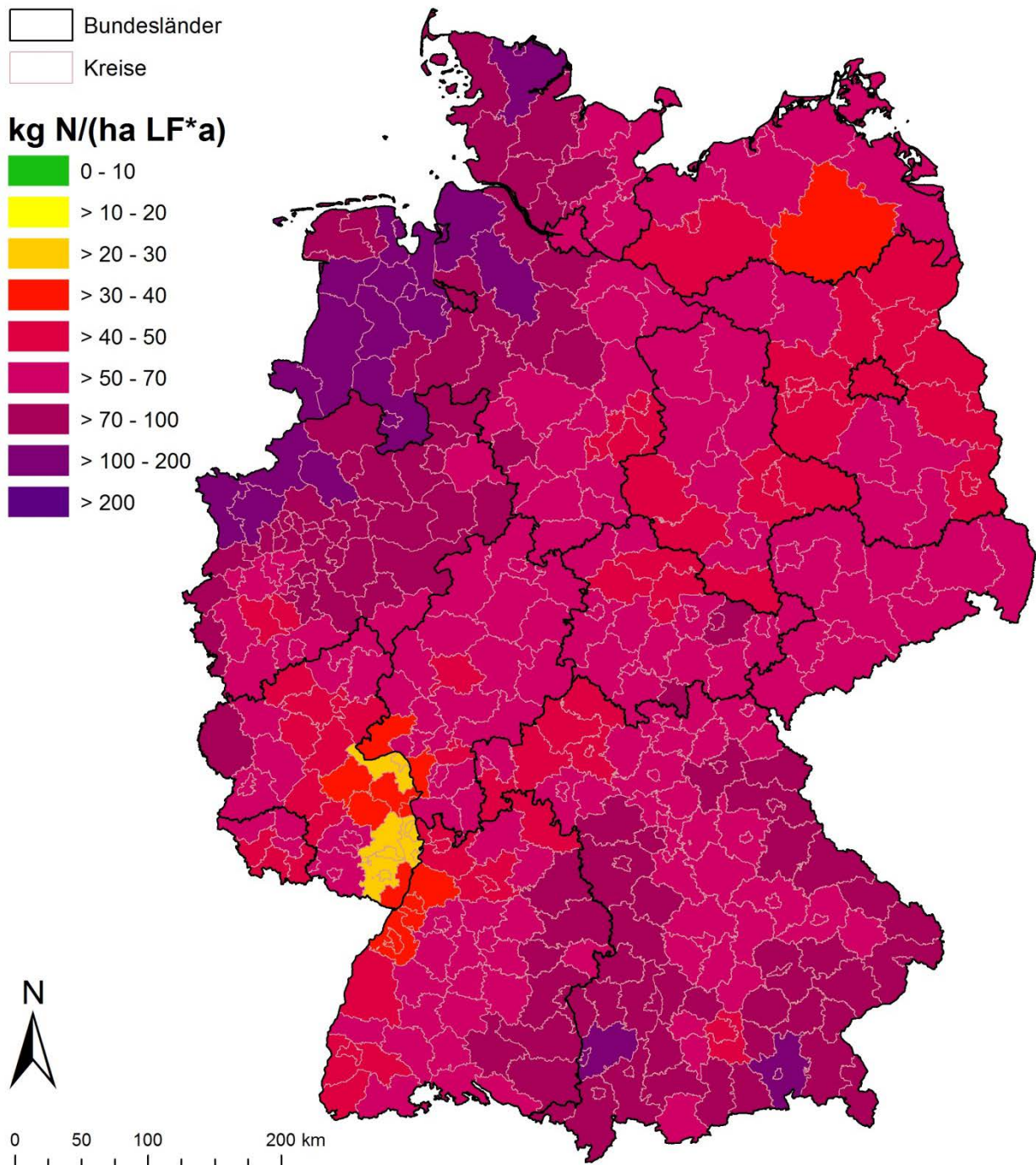
^d ohne Wirtschaftsdünger zur Verwendung als Substrat in Biogasanlagen

^e Kompost, Klärschlamm, Tiermehl

^f Anfall abzgl. gasförmige Verluste gem. Nationalem Emissionsinventar für 2013 (Rösemann et al., 2015)

^g Nach Anzug der gasförmigen Verluste im Gärrestelager; davon: 12,2 kg N/ha LF in Gärrest aus pflanzlichen Substraten, 12,8 kg N/ha LF aus Wirtschaftsdünger und 1,3 kg N/ha LF aus externen (Co-)Substraten

Abbildung 2: **Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz** der Landwirtschaft in den Kreisen (Kreisregionen), Mittel der Jahre **2011 – 2013**, mit Berücksichtigung der N-Zufuhr mit Gärresten (MoRE-Eingangsdaten)



2.2.3 Gegenüberstellung mit anderen N-Bilanzansätzen

In Kap. 2.2.2 wurde bereits darauf hingewiesen, dass der N-Bilanzüberschuss in Abhängigkeit vom verwendeten Berechnungsverfahren variieren kann. Nachfolgend werden die in der hier durchgeführten Untersuchung berechneten Ergebnisse zwei anderen Bilanzierungsansätzen gegenübergestellt:

- ▶ Flächenbilanz n. Bundesministerium f. Landwirtschaft und Ernährung (BMEL, 2015a)
- ▶ Nährstoffvergleich n. Düngeverordnung (DüV, 2007).

Mit diesem Vergleich sollen zum einen die zum Teil beträchtlichen Unterschiede im Ansatz ebenso wie im Ergebniswert herausgestellt werden (Tab. 2). Für den Überschuss nach Düngeverordnung (DüV) soll weiterhin insbesondere aufgezeigt werden, wie stark das Ergebnis von den Annahmen zur N-Abfuhr mit Raufutter geprägt wird und wie wenig aussagekräftig der Überschuss des betrieblichen Nährstoffvergleichs für viehhaltende Betriebe ist.

Die größten Unterschiede zum Ansatz des BMEL sind auf die separate Bilanzierung der N-Abfuhr mit Substraten und der N-Zufuhr mit Gärresten aus Biogasanlagen im vorliegenden Ansatz zurückzuführen, die in der BMEL-Bilanzierung ausgeklammert werden (weitere Modifikationen s. Kap. 2.2.1). Insgesamt führt dies zu einer Zunahme der N-Zufuhr ebenso wie der N-Abfuhr jeweils um etwa 13 kg N/ha LF. Im Saldo weisen beide Bilanzierungen annähernd den gleichen N-Überschuss aus. Die Differenzen in Tab. 2 sind weiterhin in geringem Umfang auch durch die unterschiedlichen Zeiträume der Mittelung bedingt.

Ein nationaler Zielwert des Überschuss der N-Flächenbilanz ist keine bindende Vorschrift für den Einzelbetrieb (gleiches gilt für die Gesamtbilanz). Verbindliche Obergrenzen der N-Ausbringung und des N-Überschuss auf der betrieblichen Ebene können (derzeit) nur über die DüV eingeführt werden. Die DüV (in der derzeit noch gültigen Fassung von 2007) schreibt die Durchführung eines betrieblichen Nährstoffvergleichs vor (als Flächenbilanz oder als aggregierte Schlagbilanz). Im Durchschnitt von drei Düngejahren darf der Überschuss 60 kg N/ha LF nicht überschreiten.

Der N-Flächenbilanzüberschuss wird von einem Nährstoffvergleich nach DüV systematisch zu niedrig ausgewiesen. Die Unterschätzung betrifft insbesondere Betriebe mit Viehhaltung und steigt mit zunehmendem Viehbesatz. Dafür sind mehrere Faktoren maßgeblich:

- i) Die gasförmigen N-Verluste aus Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern werden in der DüV **deutlich höher** angesetzt im Vergleich zu den Emissionskoeffizienten des Nationalen Emissionsinventars (Rösemann et al., 2015), die als Referenzwerte heranzuziehen sind. Die N-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern wird im Nährstoffvergleich daher **wesentlich niedriger** angerechnet.
- ii) Die Erntemengen der Raufutterpflanzen (Grünland, Maissilage usw.) können von den Betrieben im Regelfall nicht gemessen werden. Im Nährstoffvergleich werden daher Pauschalwerte für die N-Abfuhr mit Raufutter angesetzt, die jedoch meist deutlich höher liegen als die tatsächlichen N-Abfuhr (vgl. Osterburg und Techen, 2012). Von Wendland et al. (in: Osterburg und Techen, 2012) wird zur Korrektur ein plausibilisierter Grundfutterertrag vorgeschlagen, der zu deutlich niedrigen Werten der N-Abfuhr mit Raufutter führt.

iii) Die N-Zufuhr mit atmosphärischer Deposition wird im Nährstoffvergleich nicht berücksichtigt.

In Tab. 2 (Spalten 4 bis 6) wurde der N-Überschuss des Nährstoffvergleichs nach DüV für die Landwirtschaft in Deutschland als Ganzes berechnet. Für die N-Abfuhr mit Futterpflanzen werden dabei drei Varianten berechnet:

- ▶ "mittleres" Ertragsniveau der Futterpflanzen (Spalte 4)
- ▶ "hohes" Ertragsniveau der Futterpflanzen (Spalte 5)
- ▶ "plausibilisierter Grundfutterertrag" (Spalte 6).

Mit einem Überschuss von nur rd. 18 kg N/ha LF bei "mittlerem" Grundfutter-Ertragsniveau und sogar einem N-Defizit von rd. -8 kg N/ha LF für die Variante mit "hohem" Entzug werden nach Ansatz der DüV offenkundig unplausibel niedrige N-Flächenbilanzüberschüsse geschätzt. Nur mit Einführung eines "plausibilisierten Grundfutterertrags" ergibt der Nährstoffvergleich nach DüV Werte, die strukturell vergleichbar sind mit dem Flächenbilanzüberschuss nach dem aktualisierten Ansatz der vorliegenden Untersuchung bzw. nach BMEL (2015a). Addiert man zu dem "plausibilisierten" Überschuss nach DüV von 48 kg N/ha LF nach Nährstoffvergleich noch die atmosphärische N-Deposition von 17 kg N/ha LF (n. Schaap et al., 2015) hinzu, dann liegt das Ergebnis nach DüV mit 65 kg N/ha LF in der gleichen Größenordnung wie die Ergebnisse der anderen Bilanzansätze.

Auswertungen von Osterburg und Techen (2012) zufolge hält der Durchschnitt der Landwirtschaftsbetriebe in Deutschland den Kontrollwert der DüV für den betrieblichen Nährstoffvergleich von 60 kg N/ha LF bereits jetzt ein. Nur ca. 10 bis 20 % der Betriebe haben die Vorgabe noch nicht erreicht. Der Nährstoffvergleich nach DüV ist in seiner gegenwärtigen Ausgestaltung offensichtlich kein wirksames Instrument, um das Nitratproblem zu mindern. Zu dieser Schlussfolgerung kommen auch andere Veröffentlichungen:

„Als einzige verbindliche Methode für die Beurteilung des betrieblichen Nährstoffmanagements wird die Bilanzierung nach Hoftor-Methode vorgeschlagen“ (VDLUFA, 2012, S. 3).

„Die Flächenbilanz bzw. aggregierte Schlagbilanz ist für Futterbau- bzw. Gemischt-Betriebe nicht geeignet. Für diese Betriebe ist die Hoftor-Bilanz verpflichtend einzuführen. Als Alternative ist auch eine um die Grundfutteraufnahme korrigierte Flächenbilanz nach bayerischem Muster denkbar“ (Osterburg und Techen, 2012, S. 142).

Im Hinblick auf die Konzeption von Maßnahmen zur Verminderung der Nitratbelastung der Gewässer ist zusammenfassend festzuhalten, dass ein Zielwert für den N-Überschuss (Flächenbilanz ebenso wie Gesamtbilanz) stets zusammen mit der Methodik zur Berechnung dieser Größe festgelegt und interpretiert werden muss.

Tabelle 2: Zufuhr, Abfuhr und Überschuss (in kg N/ha LF) der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland nach verschiedenen Berechnungsansätzen (identische Datenbasis zu Flächennutzung, Ernteerträgen und Viehbestand für alle Berechnungsansätze)

Bilanzglieder	aktualisierte Methodik Bach ^a (Mittel 2011 – 2012)	BMEL ^b (Mittel 2011 – 2012)	Betrieblicher Nährstoffvergleich nach Düngeverordnung (2007) für Landwirtschaft Deutschland gesamt (Mittel 2011 – 2012)		
			4	5	6
1	2	3	4	5	6
Zufuhr					
Mineralische Düngemittel	101,3	101,4	101,4		
Wirtschaftsdünger	45,2 ^{cd}	52,3 ^e	44,3 ^f		
Sonst. organische Dünger ^g	3,3	3,3	3,3		
N-Bindung Leguminosen	11,2	13,2	13,2		
Saat- und Pflanzgut	1,4	1,4	n.b.		
atmosphär. N-Deposition	14,0	17,5	n.b.		
Gärreste (Biogasanlagen) ^e	26,3 ^h	n.b.	n.b.		
Summe Zufuhr	202,6	189,0	162,1ⁱ		
Abfuhr (Ernteprodukte)					
Marktfrüchte	-63,2	-66,5	-66,5	-66,5	-66,5
Futterpflanzen und Nebenerzeugnisse	-59,5	-55,8	mittleres Ertragsniveau ^k -77,7	hohes Ertragsniveau ^l -104,2	plausibilisierter Grundfütterertrag ^m -47,7
Biogas-Substrat (aus Pflanzenproduktion)	-12,8	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Summe Abfuhr	-135,5	-122,3	-144,2	-170,7	-114,2
Saldo					
N-Überschuss	67,1	66,7	17,9	-8,6	48,0

^a Werte aus Tab. 1; dieser Ansatz wird verwendet für die Berechnungen zur Nitrat-Konzentration im Sickerwasser in der hier durchgeführten Untersuchung; weitere Erläuterungen s. Kap. 2.2.2., Fußnote a) zu Tab. 1.

^b BMEL, 2015a (www.bmelv-statistik.de/index.php?id=139&stw=D%C3%BCngemittel; Tab. MBT-0111130-0000); Methodik s. Bach et al. (2010)

^c N-Anfall in Gärresten, abzgl. gasförmige Emissionen, Koeffizienten nach Nationalem Emissionsinventar für 2013 (Rösemann et al., 2015)

^d ohne Wirtschaftsdünger zur Verwendung als Substrat in Biogasanlagen

^e Anfall abzgl. gasförmige Verluste gem. Nationalem Emissionsinventar für 2013 (Rösemann et al., 2015)

^f Berechnung mit "anzurechnenden Mindestwerten" n. Düngeverordnung (2007), Anlage 6

^g Kompost, Klärschlamm, Tiermehl

^h Nach Anzug der gasförmigen Verluste im Gärrestelager; davon: 12,2 kg N/ha LF in Gärrest aus pflanzlichen Substraten, 12,8 kg N/ha LF aus Wirtschaftsdünger und 1,3 kg N/ha LF aus externen (Co-)Substraten

ⁱ "unvermeidliche Verluste" werden nicht berücksichtigt

^k "mittel": Grünland 3 Nutzungen (75 dt TM/ha, 2,2 kg N/dt), Mais 400 dt/ha

^l "hoch": Grünland 4 Nutzungen (90 dt TM/ha, 2,7 kg N/dt), Mais 450 dt/ha

^m n. Wendland et al.; Plausibilisierung der Flächenbilanz mit Hilfe von Grundfutterfaktoren. In: Osterburg und Techen, 2012. Evaluierung der Düngeverordnung, S. 41ff

Tabellenunterschrift, z.B. für Quellenangabe und Anmerkungen

2.2.4 Problematik der Berücksichtigung der NH₃-Emissionen aus Mineraldüngeranwendung

In Zukunft sollen auch NH₃- und N₂O-Emissionen aus der Ausbringung von Mineraldüngern in der N-Bilanzierung berücksichtigt werden, was bisher nur in Ausnahmefällen erfolgt. Die Aufnahme eines Terms „NH₃-Verluste bei der Ausbringung von Mineraldüngern“ würde die N-Zufuhr mit Mineraldüngern zur Fläche respektive den Überschuss der N-Flächenbilanz um 3,5 bis 7 kg N/ha LF vermindern, je nachdem welcher Emissionskoeffizient verwendet wird (s. Tab. 3). Nach Auffassung der Autoren sollten die NH₃-Verluste bei der Ausbringung von Mineraldüngern zukünftig in der Bilanzierung berücksichtigt werden, um die beiden zentralen Instrumente zur der Schätzung der Emission von reaktiven N-Verbindungen in die Atmosphäre (Modell GAS-EM) und in die Hydrosphäre (Modelle wie bspw. MoRE und MONERIS) für Deutschland zu vereinheitlichen.

Die entsprechenden NH₃- und N₂O-Emissionskoeffizienten werden im Rahmen des European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) festgelegt. Seit der EMEP-Erstveröffentlichung 1996 wurden die Werte für die Volatilisation von NH₃ und NO nach der Ausbringung von N-haltigen Mineraldüngern mehrmals geändert. Bei Anwendung der aktuellen Werte (aus 2013) wird für Deutschland mit 7 kg NH₃-N/ha LF rund doppelt so viel NH₃-N-Freisetzung aus Mineraldüngeranwendung berechnet wie bei einer Berechnung mit den Koeffizienten, die im zuvor gültigen EMEP/EEA-Air Pollution Emission Inventory Guidebook von 2009 aufgeführt sind. Um diese Beträge Wert würde sich auch der Überschuss der N-Flächen

Die Bundesregierung steht den EMEP-Koeffizienten für NH₃-Emissionen aus 2013 kritisch gegenüber und lässt derzeit untersuchen, ob diese Werte für die Mineraldüngeranwendung in Deutschland anwendbar sind. Solange keine anerkannten Koeffizienten für Deutschland vorliegen, wird daher davon Abstand genommen, die NH₃- und N₂O-Emissionen aus der Ausbringung von Mineraldüngern in der N-Bilanzierung zu berücksichtigen.

Tabelle 3: Koeffizienten (EK) für die NH₃-N-Emissionen aus der Anwendung von stickstoffhaltigen Mineraldüngern nach EMEP/CORINAIR für die Jahre 2003, 2009 und 2013 (EEA, 2002, 2009, 2013) sowie damit berechnete Ammonium-Emission aus Mineraldüngeranwendung in Deutschland (Mittel der Wirtschaftsjahre 2011/12 – 2013/14)

Mineraldüngersorten ⁴	EMEP-Emissions-koeffizienten (EK) kg NH ₃ -N/kg N appliziert			Mineraldünger (Mittel 2012 -2014), in t N			
	2003 ¹	2009 ²	2013 ³	Inlandsabsatz ⁴	NH ₃ -N-Emissionen aus Mineraldünger mit Emissionskoeffizienten der Jahre		
					2003	2009	2013
Kalkammonsalpeter	0,02	0,0073	0,018	643.884	12.878	4.700	11.590
Harnstoff	0,17	0,1138	0,2	341.598	58.072	38.874	68.320
Ammonium-Harnstoff (AHL)	0,09	0,0581	0,103	172.777	15.550	10.038	17.796
NP-Dünger	0,02	0,0133	0,093	77.883	1.558	1.036	7.243
Andere Einnährstoffdünger	0,015	0,0073	0,03	347.655	5.215	2.538	10.430
Mehrnährstoffdünger	0,015	0,0073	0,03	71.047	1.066	519	2.131
Summe				1.654.844	94.337	57.705	117.510
NH ₃ -N-Emission in % des N in Mineraldüngern:					5,7 %	3,5 %	7,1 %
Diese NH₃-N-Emission vermindert die N-Zufuhr mit Mineraldüngung in der N-Flächenbilanz um den Wert (kg N/ha LF):					-5,7	-3,5	-7,0

¹ EMEP (2003)-B1010-18, Region B (6°C < t_s < 13 °C), t_s = mittlere Frühjahrstemperatur (EEA 2002)

² EMEP (2009)-4D-Table 3-2, für t_s = 9° C (EEA 2009)

³ EMEP (2013)-3D-Table 3-2 (EEA 2013)

⁴ Mineraldüngerabsatz nach Sorten aus: Statistisches Bundesamt. Produzierendes Gewerbe – Düngemittelversorgung. Fachserie 4, Reihe 8.2 (versch. J.)

2.3 Berechnung der Nitrat-Konzentration im Grundwasser

Für die Abschätzung der Wirkung veränderter N-Bilanzüberschüsse auf die Eintragsituation in Grund- und Oberflächengewässer und die Abschätzung der Wirkung auf die Grundwasserqualität in Deutschland wurde das Modell MoRE verwendet. MoRE ist ein open Source Modell und basiert hinsichtlich der empirischen Berechnungsansätze auf dem MONERIS (Modelling Nutrient Emissions in River Systems)-Modellkonzept (Behrendt et al., 2003a, 2003b).

Mit MoRE¹ können räumlich differenziert (regionalisiert) Berechnungen von Stoffeinträgen (Nährstoffe und Schadstoffe) über die entsprechenden Punktquellen und diffuse Eintragspfade (Erosion, Dränagen, Oberflächenabfluss, Grundwasser, atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen, urbane Systeme, kommunale und industrielle Direkteinleiter) in Oberflächengewässern auf Einzugsgebietsebene durchgeführt werden. Das Modell wurde für die Mesoskala, d.h. für die Anwendung für größere Einzugsgebiete entwickelt. Die kleinste räumliche Modelleinheit, auf welcher alle Berechnungen ausgeführt werden, sind die sogenannten Analysegebiete (insgesamt 2759 in Deutschland), die auf Basis hydrologischer Aspekte abgeleitet wurden. Allerdings wurden auch administrative Grenzen berücksichtigt, um bspw. die Zugehörigkeit zu einem Bundesland auszuweisen. In den vergangenen Jahren wurde MoRE methodisch weiterentwickelt und steht jetzt in der Modellversion 2.0 zur Verfügung.

Für die Ausweisung von Regionen, in denen der WRRL-Zielwert für das Grundwasser (50 mg NO₃/L) derzeit nicht erreicht wird, sowie für die Bewertung von weiteren Maßnahmen zur Verminderung von Nitrat-Einträgen in die Grundwasserkörper sollten Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser auf Ebene der MoRE-Analysegebiete berechnet werden. Im ersten Schritt erfolgten die Berechnungen mit den aktuellen N-Flächenbilanz-Überschüssen.

Als Ergebnis dieser Berechnungen ist festzuhalten, dass den Ergebnissen von MoRE zufolge derzeit in Deutschland (DE) so gut wie *nirgendwo eine Überschreitung des NO₃-Zielwerts im GW auftritt*, insbesondere nicht in den Regionen mit hohem N-Überschuss im Nordwesten und Südosten Deutschlands (s. Abb. 3). Auf Basis des MoRE-Modellergebnisses tritt in Deutschland kein Nitratproblem in Grundwasserkörpern in Erscheinung - die Fragestellungen dieses Projekts wären somit nicht relevant.

Offensichtlich werden in MoRE mit den derzeit implementierten Ansätzen erheblich niedrigere NO₃-Konzentrationen im Grundwasser berechnet als tatsächlich gemessen werden. Das regionale Verteilungsmuster in Deutschland zeigt keine Kongruenz mit der Höhe der aktuellen N-Überschüsse (Regionalgliederung Kreise).

Offensichtlich werden in MoRE mit den derzeit implementierten Ansätzen erheblich niedrigere NO₃-Konzentrationen im Grundwasser berechnet als tatsächlich gemessen werden. Das regionale Verteilungsmuster in Deutschland zeigt keine Kongruenz mit der Höhe der aktuellen N-Überschüsse (Regionalgliederung Kreise).

Die Ursache für dieses unerwartete Modellergebnis könnte u.a. darin zu suchen sein, dass MoRE als Eingangsdaten für den N-Eintrag ins GW das *vieljährige* Mittel des N-Überschuss, gemittelt über die mittlere Verweilzeit des Grundwassers, verwendet. Für weite Teile Deutschlands, insbesondere für Norddeutschland, werden im Modell GW-Aufenthaltszeiten von 50 Jahren und mehr angesetzt. Infolge dessen wird auch der N-Überschuss der LF über die gesamte Zeitspanne der mittleren Verweilzeit des GW als *vieljähriges* Mittel berechnet und als Eingangsgröße verwendet.

¹ Eine detaillierte Beschreibung des verwendeten Modellinstrumentes MoRE findet sich unter <http://iswww.iwg.kit.edu/MoRE.php>.

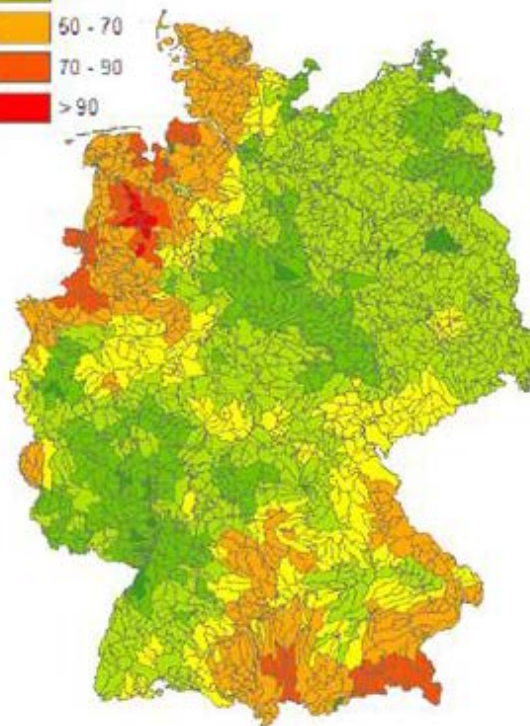
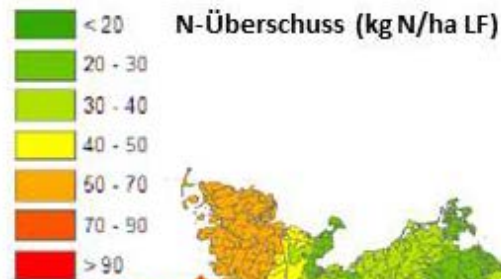
Der Überschuss der N-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland lag bis Anfang der 1950er Jahre auf sehr niedrigem Niveau, stieg dann kontinuierlich an bis zum Maximum Mitte der 1980er und ist seitdem wieder auf ein Niveau wie ungefähr zu Beginn der 1960er Jahre gesunken (Abb. 4). Daten zum N-Überschuss sind allerdings für die Jahre 1950 - 1989 nur für die Regionalgliederung „Bundesländer“ (für die ehemalige DDR in der heutigen Ländergliederung) verfügbar. Vor 1950 sind nur Werte für Deutschland insgesamt verfügbar. Eine regional differenziertere Betrachtung auf Kreisebene ist daher für die Jahre vor 1990 nicht möglich und geht daher auch nicht in die Berechnung des langjährigen Mittels des N-Überschuss ein. Die Regionalisierung des langjährigen Mittels des N-Überschuss innerhalb eines Bundeslandes findet *ausschließlich* über die unterschiedlichen Verweilzeiten im GW in den Analysegebieten statt.

Abbildung 3: Gegenüberstellung der räumlichen Verteilung von (a) Nitrat-Konzentration im Grundwasser nach Ergebnis MoRE-Modellierung, (b) Überschuss der N-Flächenbilanz der Landwirtschaft und (c) Grundwasserkörpern, die nach Bestandsaufnahme zur WRRL den guten chemischen Zustand in Bezug auf Nitrat verfehlen (BMUB, 2014), in den Analysegebieten

a) NO₃-Konzentration im Grundwasser nach MoRE-Modellierung



b) Überschuss der N-Flächenbilanz (Jahr 2009)



c) Grundwasserkörper, die den „guten chemischen Zustand“ nach WRRL bzgl. Nitrat verfehlen (in rot)



Abbildung 4: Verlauf des Überschuss der N-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland von 1910 bis 2011, Eingangsdaten zur MoRE-Modellierung des vieljährigen Mittels der Nitrat-Konzentration im Grundwasser in Deutschland (Quelle: S. Fuchs, IWG Karlsruhe, schriftl. Mittlg. 2015)



Allerdings zeigt die Modellierung der NO_3 -Konzentrationen im Grundwasser für den Zeitraum 2009-2011, das heißt *ohne* Berücksichtigung der GW-Aufenthaltszeiten und dementsprechend ohne die Verwendung eines vieljährigen N-Überschusses, noch *niedrigere* NO_3 -Konzentrationen im GW. Die vieljährige Mittelwertbildung hebt die modellierten N-Konzentrationen im Grundwasser eher an, wenn die Aufenthaltszeiten bis zu 60 Jahre betragen. Nur für Regionen mit Aufenthaltszeiten über ca. 100 Jahre resultieren im Mittel niedrigere N-Überschüsse im Vergleich zur aktuellen Periode (S. Fuchs, 22.10.2015).

Die methodischen Ansätze von MoRE für den gesamten Bereich Stickstoff sind unverändert aus dem Modell MONERIS (Fuchs et al., 2010) übernommen worden, dessen Ansätze – nach Stand der Kenntnis Autoren - zur Berechnung des N-Eintrags sowie der Denitrifikation in der ungesättigten Zone sowie im Grundwasser wiederum auf die Modellkette GROWA-WEKU-DENUZ zurückgehen (Wendland et al., 2009).

Diese Ergebnisse werfen die grundsätzliche Frage auf, ob MoRE (in der implementierten Form) für die eingangs aufgeführte Fragestellung den adäquaten Modellansatz darstellt.

Als eine Schlussfolgerung erscheint es erforderlich, die mit MoRE geschätzten NO_3 -Konzentrationen im GW anhand von Messwerten (z.B. aus dem EUA-Messnetz, Einstufung der WRRL-GWK) zu verifizieren bzw. die Modellansätze in MoRE zur Denitrifikation auf dem Transportpfad „Boden – ungesättigte Zone – Grundwasser“ zu überprüfen. Die Denitrifikation in der ungesättigten Zone und im Grundwasser bildet in MoRE den maßgeblichen, ergebnisprägenden Prozess: von rd. 1.100 kt N Überschuss der N-Flächenbilanz in Deutschland (Mittel 2009-2011) erreichen laut MoRE nur ca. 300 kt N die Oberflächengewässer. Die Denitrifikation stellt somit nach den derzeitigen Modellaussagen einen der größten (Verlust-) Pfade im nationalen N-Flussschema dar. Unter diesen Aspekten erscheint es den Autoren dringend geboten, die empirischen Ansätze in MoRE zu diesem Eintragspfad zu prüfen und ggf. weiterzuentwickeln.

Als zweiter großer Bereich von Modellunsicherheiten in MoRE sind die Verluste durch Retention in Oberflächengewässern zu nennen. Dieser Ansatz der N-Retention als Funktion der „hydraulischen Belastung“ der Einzugsgebiete geht zurück auf Behrendt (1999) und ist ebenfalls zu überprüfen.

3 Berechnungen und Ergebnisse

Der Wertebereich und die regionale Verteilung der Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser in Deutschland wird von MoRE nur unzureichend abgebildet (Kap. 2.3). Aufgrund dieser Restriktion wurden in der vorliegenden Untersuchung alle Berechnungen zur Bewertung des Überschuss-Zielwerts 30 kg N/ha LF auf die Zielgröße Nitrat-Konzentration im Sickerwasser (bei Austritt aus der durchwurzelten Bodenzone) abgestellt. Da in (nahezu) allen Grundwasserkörpern in mehr oder weniger großem Umfang Nitratabbau stattfindet, sind alle nachfolgend vorgestellten Ergebnisse als konservativ einzustufen, das heißt die berechnete Konzentration im Sickerwasser überschätzt tendenziell die Konzentration im Grundwasser.

Die Abb. 2 und die folgenden Abb. 5 bis 11 bauen inhaltlich aufeinander auf und stellen die Ergebnisse kartografisch dar:

- Abb. 2: Überschuss der N-Flächenbilanz in Deutschland, Regionalgliederung Kreise (Kreisregionen), Mittel 2011 – 2013 (IST-Situation, Eingangsdaten für MoRE).
- Abb. 5: Mittlere jährliche Sickerwasserrate (Eingangsdaten für MoRE).
- Abb. 6: Ausgangspunkt bildet die geschätzte aktuelle Nitrat-Konzentration im Sickerwasser aus Landwirtschaftsflächen, berechnet als Quotient des Überschuss der N-Flächenbilanz (Abb. 2) und der mittleren Sickerwasserrate in den Analysegebieten (Abb. 5). Der N-Überschuss auf der LF der Analysegebiete wurde LF-flächengewichtet gemittelt aus den N-Überschüssen der Kreise mit LF innerhalb eines Analysegebietes.
- Abb. 7: Aus der Sickerwasserrate (Abb. 5) wird der Wert für den zulässigen N-Überschuss in den Analysegebieten zurückgerechnet, mit dem der Grenzwert von 50 mg NO₃/L eingehalten wird.
- Abb. 8: Aus dem zulässigen N-Überschuss in den Analysegebieten (Abb. 7) wird der zulässige N-Überschuss in den Kreisen (als regionaler Gliederung für alle Auswertungen zum N-Überschuss in der Landwirtschaft) ermittelt: innerhalb eines Kreises determiniert das Analysegebiet mit dem niedrigsten zulässigen N-Überschuss den zulässigen N-Überschuss für die LF des Kreises insgesamt.
- Abb. 9: Aus der Differenz zwischen dem aktuellen (Abb. 2) und dem zulässigen N-Überschuss (Abb. 8) wird für jeden Kreis die erforderliche Verminderung des Überschuss der N-Flächenbilanz berechnet, damit der Grenzwert von 50 mg NO₃/L in allen Analysegebieten des betreffenden Kreises eingehalten wird.
- Abb. 10: Analog zu Abb. 6 wird berechnet, welche Nitrat-Konzentration im Sickerwasser aus LF mit einem Zielwert des N-Flächenbilanz-Überschuss von 30 kg N/ha LF erreicht würde.
- Abb. 11: Ergebnisse aus Abb. 10 in binärer Darstellung: diejenigen Analysegebiete sind gekennzeichnet, in denen auch bei einer Begrenzung des N-Flächenbilanz-Überschuss auf 30 kg N/ha LF der „gute chemische Zustand“ des Grundwasser in Bezug auf Nitrat – nach Maßgabe des MoRE-Instrumentariums – nicht erreicht würde.

Abbildung 5: Vieljährige **mittlere jährliche Sickerwasserrate** (mm/a) in den MoRE-Analysegebieten in Deutschland (MoRE Eingangsdaten)

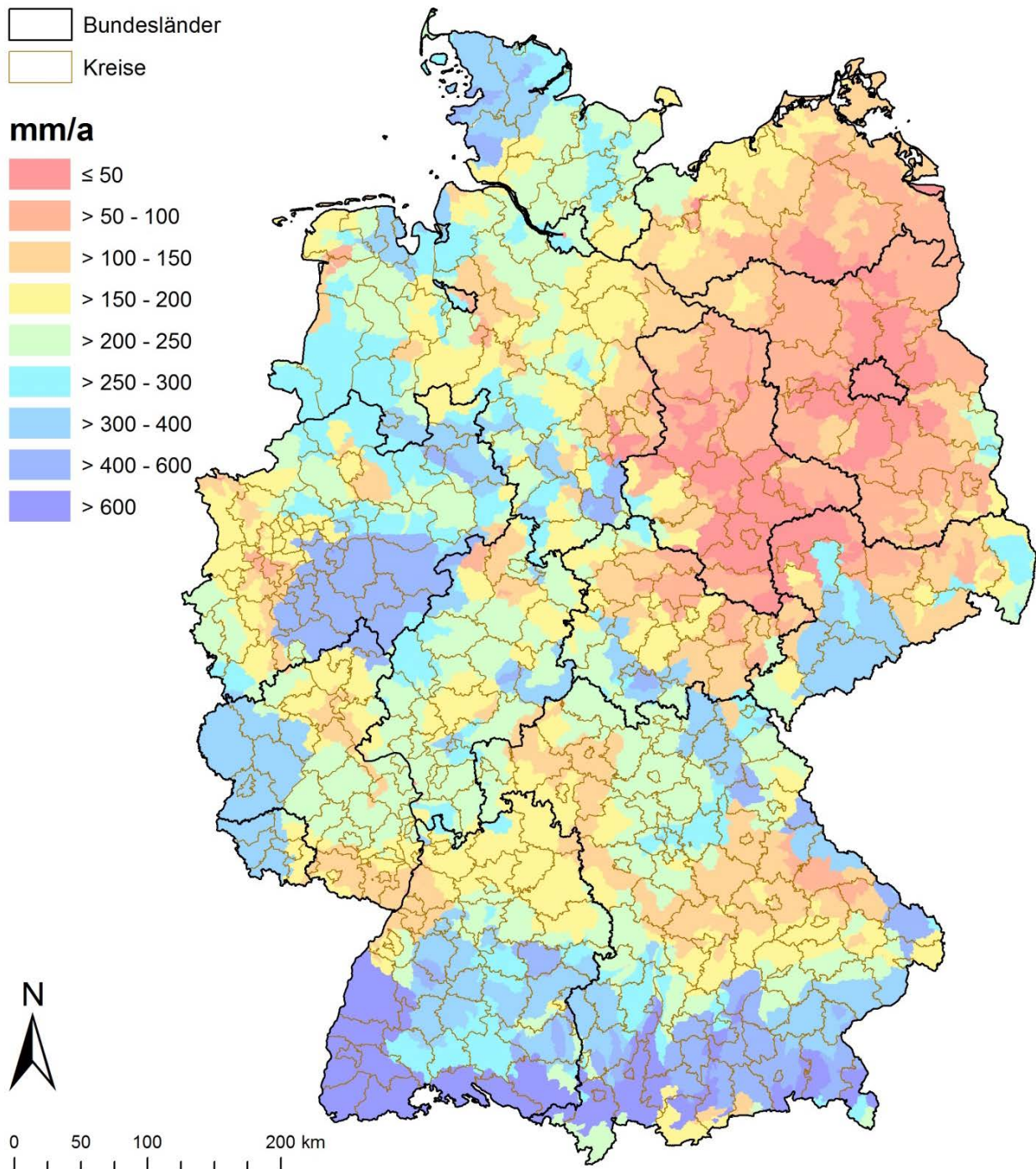


Abbildung 6: **Nitrat-Konzentration im Sickerwasser** aus Landwirtschaftsflächen in den MoRE-Analyse-gebieten in Deutschland, berechnet mit dem Überschuss der N-Flächenbilanz der Landwirtschaft in den Kreisen (s. Abb. 2), Mittel der Jahre 2011 – 2013 (ohne Denitrifikation im Sickerwasser)

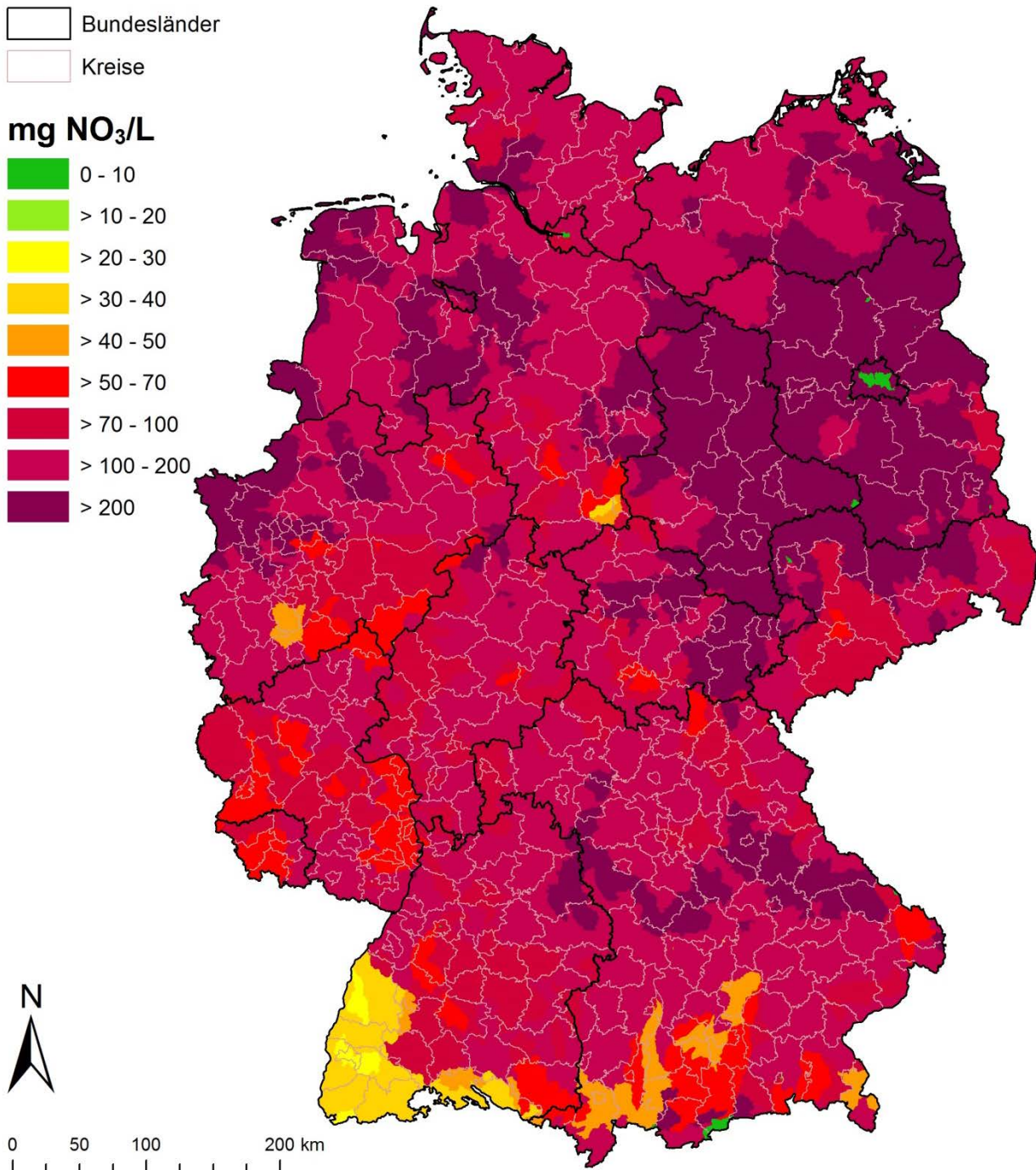


Abbildung 7: **Zulässiger Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in den MoRE-Analysegebieten zur Einhaltung des Grenzwertes von 50 mg NO₃/L im Sickerwasser (ohne Denitrifikation im Sickerwasser)**

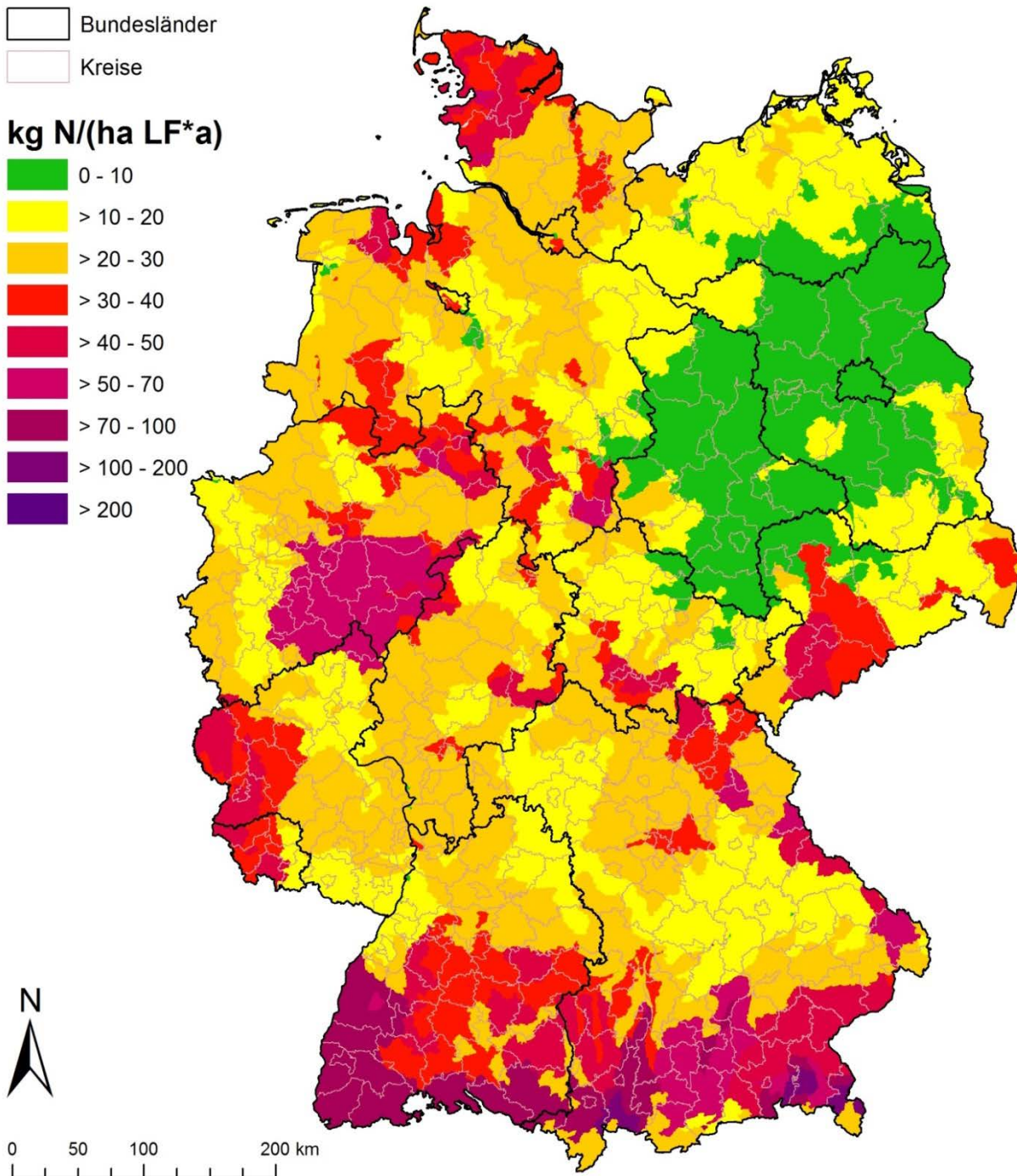


Abbildung 8: **Zulässiger Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in den Kreisen** (Kreisregionen) zur Einhaltung des Grenzwertes von 50 mg NO₃/L in den MoRE-Analysegebieten (ohne Denitrifikation im Sickerwasser)

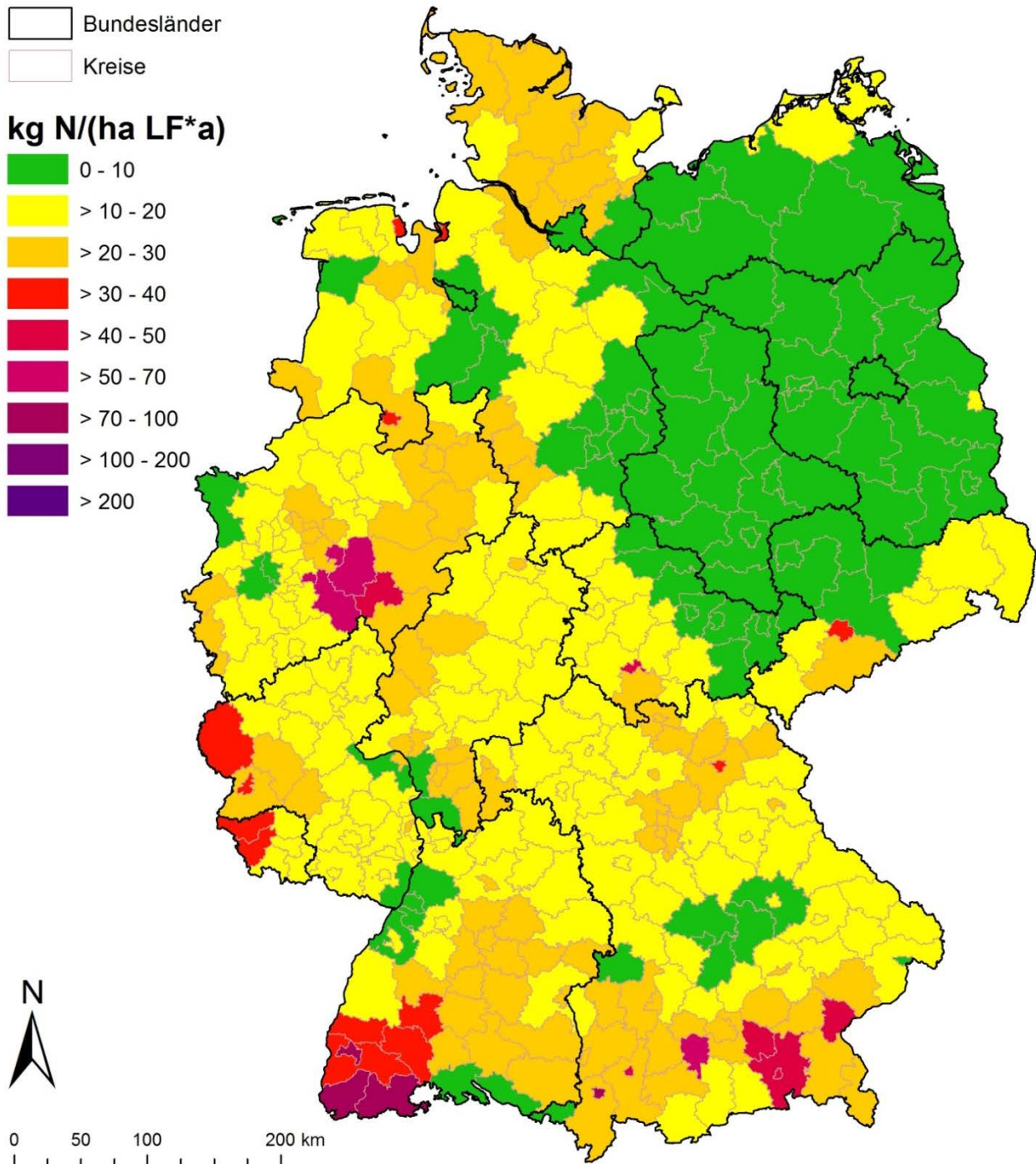


Abbildung 9: **Erforderliche Verminderung des Überschuss der N-Flächenbilanz** der Landwirtschaft in den Kreisen (i.e. aktueller N-Überschuss [Abb. 2] abzüglich zulässiger N-Überschuss [Abb. 8]) **zur Einhaltung des Grenzwertes von 50 mg NO₃/L** in den MoRE-Analysegebieten (ohne Denitrifikation im Sickerwasser)

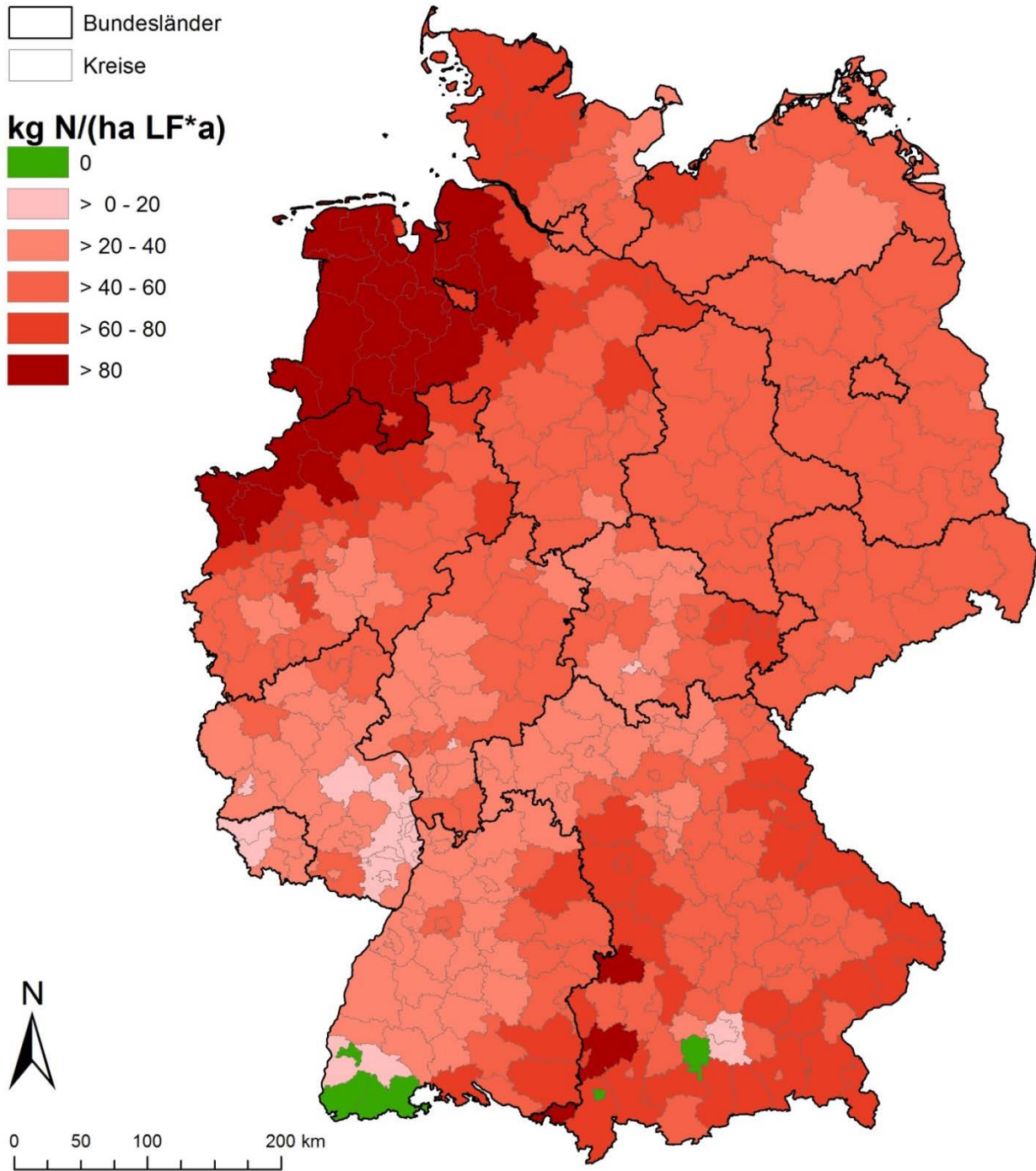


Abbildung 10: **Nitrat-Konzentration im Sickerwasser** aus Landwirtschaftsflächen in den MoRE-Analyse-gebieten in Deutschland, berechnet mit einem **Zielwert von 30 kg N/ha LF Überschuss** der N-Flächenbilanz in den Kreisen (ohne Denitrifikation im Sickerwasser)

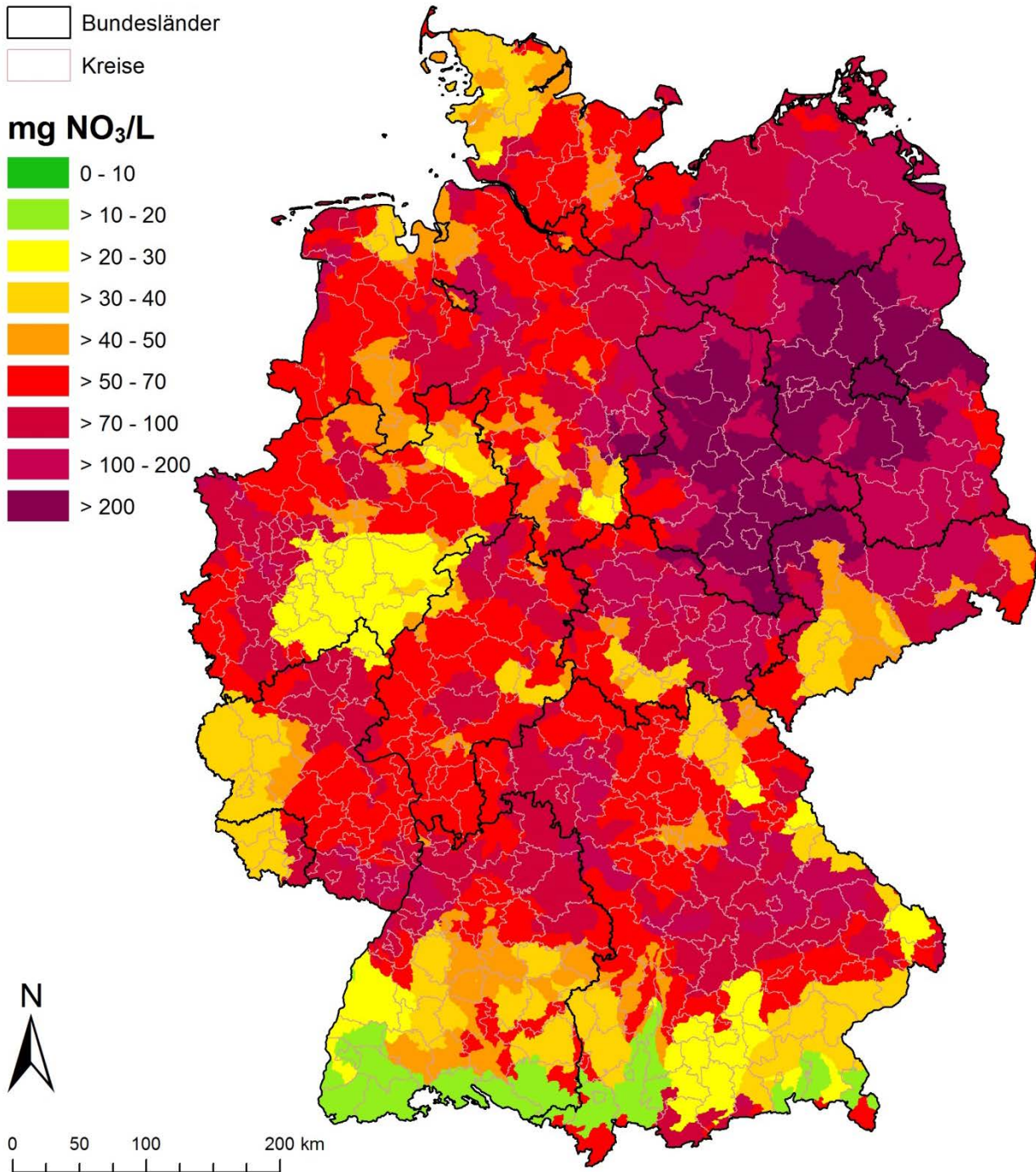
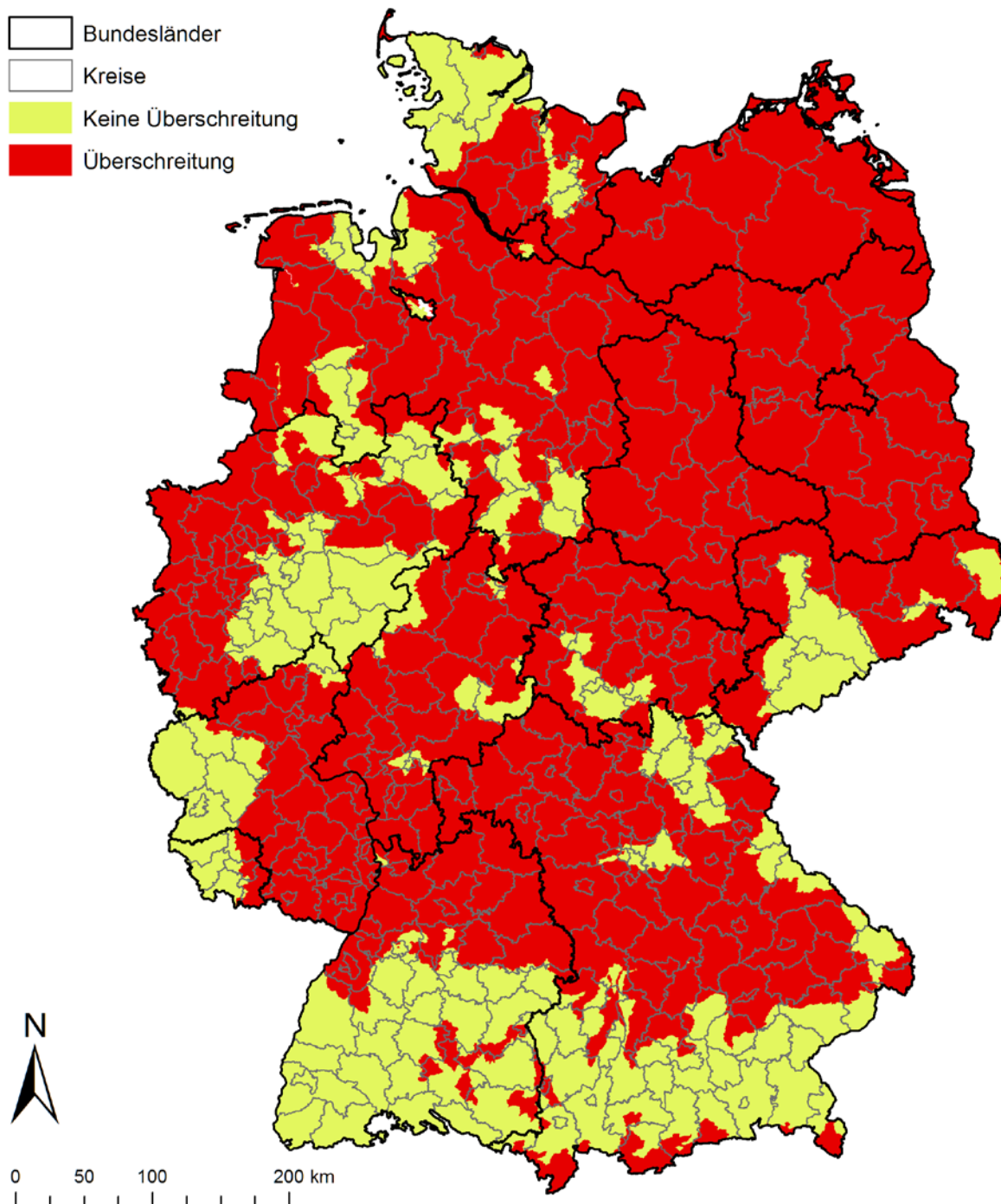


Abbildung 11: **MoRE-Analysegebiete** (Umrisslinien nicht dargestellt), die den Grenzwert von **50 mg NO₃/L im Sickerwasser überschreiten** bei einem **Zielwert von 30 kg N/ha LF Überschuss** der N-Flächenbilanz in den Kreisen (ohne Denitrifikation im Sickerwasser)



In Tab. 4 sind die Anzahl und die Flächen der Analysegebiete in Deutschland ausgewertet, die den Grenzwert von 50 mg NO₃/L im Sickerwasser aktuell sowie mit einem Zielwert von 30 kg N/ha LF für den Flächenbilanz-Überschuss überschreiten.

Tabelle 4: Häufigkeit der Überschreitung der Konzentration von 50 mg NO₃/L im Sickerwasser aus Landwirtschaftsflächen in den MoRE-Analysegebieten in Deutschland (ohne Denitrifikation im Sickerwasser), berechnet mit dem aktuellen Überschuss der N-Flächenbilanz und für den Zielwert von 30 kg N/LF

Überschreitung nach	Überschuss Stickstoff-Flächenbilanz (Mittel Deutschland)			
	Aktuelle Situation: 67,1 kg N/ha LF (Mittel 2011 -2013)		Zielwert: 30 kg N/ha LF	
Anzahl Analysegebiete	2.638	96 %	2.118	77 %
Fläche ^b (km ²)	343.750	96 %	262.363	73 %

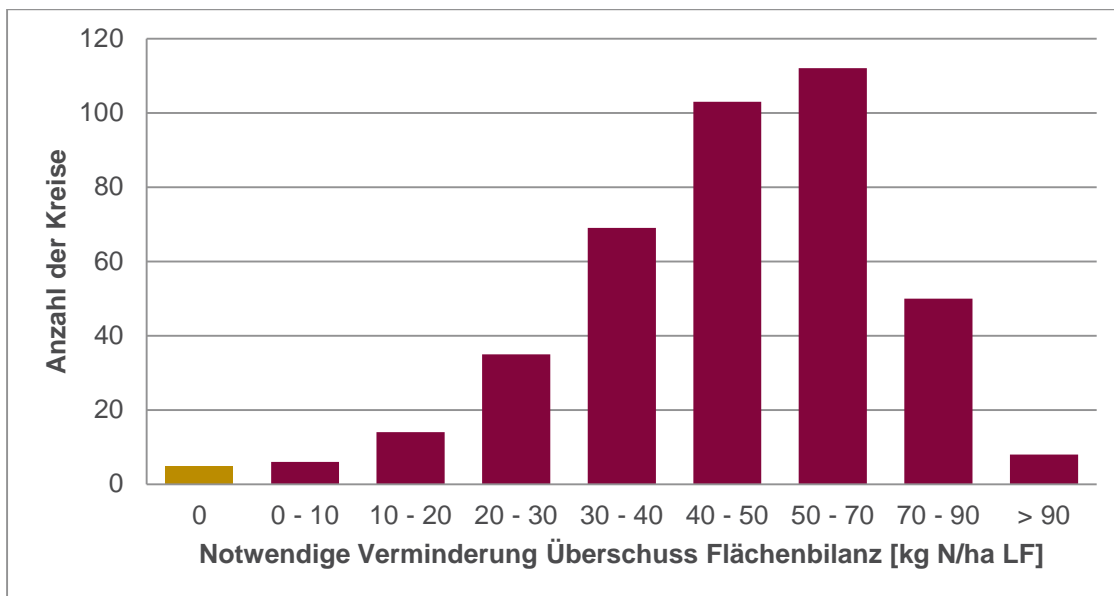
^a Insgesamt 2.759 Analysegebiete

^b Insgesamt 357.556 km²; die Überschreitungen bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) entsprechen prozentual annähernd den Überschreitungen der Gesamtläche und werden daher in der Tabelle nicht gesondert ausgeführt.

Mit dem aktuellen deutschlandweiten mittleren N-Überschuss von rd. 67 kg N/ha LF wird der Nitrat-Grenzwert von 50 mg NO₃/L (im Sickerwasser, ohne Berücksichtigung Denitrifikation) in nahezu allen Analysegebieten überschritten. Würden die N-Flächenbilanz-Überschüsse in allen Kreisen auf den Zielwert 30 kg N/ha LF begrenzt, dann lägen immer noch rund drei Viertel der Analysegebiete über dem Nitrat-Grenzwert (im Sickerwasser).

Abb. 12 zeigt die Häufigkeitsverteilung (für Regionalgliederung Kreise) der notwendigen Verminderung des N-Überschuss gegenüber der aktuellen Situation, um die Konzentration von 50 mg NO₃/L im Sickerwasser in den Analysegebieten zu unterschreiten. In rund der Hälfte der Kreise müsste der N-Überschuss um 40 bis 70 kg N/ha LF vermindert werden, maximal um 107 kg N/ha LF (Kreis Borken).

Abbildung 12: Häufigkeitsverteilung der notwendigen Verminderung des Überschuss der aktuellen N-Flächenbilanz (Mittel 2011-2013) in den Kreisen zur Einhaltung des Grenzwerts von 50 mg NO₃/L im Sickerwasser (ohne Denitrifikation) in den MoRE-Analysegebieten



Gemittelt für Deutschland müsste der N-Überschuss um 42,8 kg N/ha LF auf 24,3 kg N/ha LF vermindert werden (-63 % gegenüber dem aktuellen Mittel von 67,1 kg N/ha LF), um den Nitrat-Grenzwert (im Sickerwasser, ohne Denitrifikation) flächendeckend in Deutschland einzuhalten (Tab. 5). Dies entspräche einer Verminderung des Überschuss um rund 885.000 t N.

Tabelle 5: Zulässiger Überschuss der N-Flächenbilanz zur Einhaltung einer Konzentration von 50 mg NO₃/L im Sickerwasser aus Landwirtschaftsflächen in den MoRE-Analysegebieten (ohne Denitrifikation) sowie notwendige Verminderung gegenüber der aktuellen Situation

Zulässiger Überschuss-Flächenbilanz	
Mittelwert (Kreise)	24,3 kg N/ha LF
Dafür notwendige Verminderung des Überschuss ^a	
Mittelwert (Kreise)	-42,8 kg N/ha LF
Summe Deutschland	884.600 t N

^a gegenüber dem Überschuss der aktuellen N-Flächenbilanz (Mittel 2011-2013) von 67,1 kg N/ha LF entsprechend 1.120.600 t N

Ergänzend ist darauf hinzuweisen, dass das regionale Verteilungsmuster der Analysegebiete in Deutschland mit hohen Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser, berechnet nach MoRE, von der Verteilung der GWK mit Überschreitung des WRRL-Grenzwerts (Abb. 3, rechte Karte) vollkommen abweicht. Nach MoRE werden die höchsten NO₃-Konzentrationen für Brandenburg und Sachsen-Anhalt berechnet, während die als Problemregionen bekannten Gebiete mit intensiver tierischer Veredelung in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen nicht auffällig in Erscheinung treten. Die nach MoRE-Ansatz berechnete Nitrat-Konzentration wird offensichtlich wesentlich stärker von der Sickerwasserrate geprägt als von der Höhe des N-Überschuss.

4 Minderungsmaßnahmen

In den letzten Jahren sind eine Reihe von Untersuchungen zur Bewertung von Maßnahmen durchgeführt worden, mit denen die Freisetzung von reaktiven Stickstoffverbindungen aus der Landwirtschaft in die Hydrosphäre und/oder die Atmosphäre vermindert werden können (Aufzählung ohne Anspruch auf Vollständigkeit):

- ▶ Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (Osterburg und Runge [Hrsg.], 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, s. a. Schmidt u. Osterburg 2009).
- ▶ 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: s.a. UBA, 2009).

4.1 Maßnahmen zur Erreichung des Zielwertes des N-Flächenbilanzüberschuss

Die Literaturlauswertung von Osterburg et al. (2007) bildet nach Ansicht der Autoren weiterhin die beste Datenquelle zur Analyse der Wirkung von Einzelmaßnahmen. Für mehr als 50 Maßnahmen wird dort die Größenordnung der möglichen Verminderung von N-Überschuss und N(min)-Gehalt im Boden geschätzt (nach Böden-Klima-Räumen und Betriebstypen differenziert); Tab. 6 gibt eine zusammenfassende Darstellung.

Tabelle 6: Tabellenbeschriftung Maßnahmen zur Verminderung der Nitratauswaschung aus Landwirtschaftsflächen (nach Osterburg et al. 2007*; gekürzt, z.T. verändert.). Die Wirkungen einzelner Maßnahmen sind nicht addierbar.

Maßnahmen zur Verminderung des N-Überschuss bzw. der Nitratauswaschung	Verminderung um ... kg N/ha LF (Spanne)
Anbau Zwischenfrucht	-20 (0 bis -40)
Untersaaten	0 bis -15
Reduzierte N-Mineraldüngung (Acker) inkl. Verzicht auf Spätgabe bei Getreide	-30 (-20 bis -40)
Einsatz stabilisierter N-Mineraldünger bei Wintergetreide und Kartoffeln	-10 (0 bis -20)
Einsatz des CULTAN-Verfahrens	-10 (0 bis -20)
Verbesserte N-Mineraldüngerausbringungstechnik (Exaktstreuer)	-10 (0 bis -20)
Reihendüngung in Kartoffeln	-
Teilflächenspezifische Düngung	-30 (-10 bis -50)
Verbessertes Wirtschaftdüngermanagement (mindestens 6 Monate Güllelagerkapazität, Abdeckung Güllelager)	-1 bis -3 kg N prom ³ Gülle
Einsatz von grundwasserschonender Ausbringtechnik für Gülle und Gärsubstrate	-25 (-10 bis -40)
Einsatz von grundwasserschonender Ausbringtechnik für Festmist	-15 (-10 bis -30)
Keine Wirtschaftdüngerausbringung nach Ernte der Hauptfrucht	-30 (-20 bis -40)
Verlängerung der Sperrfristen für Wirtschaftdüngerausbringung	-20 (-10 bis -30)
N-reduzierte Fütterung bei Schweinen	-18 % pro Tier (-15 % bis -25 %)
N-reduzierte Fütterung bei Geflügel	-10 % pro Tier (-5 % bis -15 %)
Umwandlung von Ackerland in Grünland od. mehrjährige Feldgrasbewirtschaftung	-50 (-30 bis -80)
Ökologischer Landbau (gegenüber konventioneller Landbewirtschaftung entsprechend guter fachlicher Praxis)	-60 (-30 bis -120)
Optimierte Düngeplanung	-40 (-10 bis -60)
Frühjahrs-Nmin-Analyse zur Unterstützung der Düngeplanung	-20 (0 bis -50)
Pflanzenanalyse zur Unterstützung der vegetationsbegleitenden Düngeplanung	-20 (+10 bis -40)

* Osterburg et al., 2007: Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen nach Wasserwirtschaftsrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft. In: Osterburg und Runge, 2007; S. 3-156

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass eine Verminderung des Überschuss der N-Flächenbilanz im Mittel der Landwirtschaft Deutschlands von aktuell 67 kg N/ha LF auf einen Zielwert von 30 kg N/ha LF mit den verfügbaren organisatorisch-technischen Maßnahmen möglich ist (in welchem Umfang dadurch der Betriebsgewinn gemindert würde, kann an dieser Stelle nicht beurteilt werden). Bach und Klement (2015) haben abgeschätzt, dass durch die Optimierung des betrieblichen N-Managements der Flächenbilanzüberschuss der Landwirtschaft insgesamt um rund 25 kg N/ha LF reduziert werden

könnte, was im Wesentlichen durch eine bessere Ausnutzung des N in Wirtschaftsdüngern und die äquivalente Einsparung von Mineraldünger zu leisten ist.

Osterburg und Techen (2012, S. 196) kommen in ihrer Analyse zu der Schlussfolgerung:

„Die hohe Streuung der N-Zufuhr pro Hektar über Mineraldünger [...] in allen betrachteten Betriebsgruppen zeigt, dass es noch Effizienzreserven für die Einsparung von Mineraldünger-N geben dürfte. Innerhalb der Gruppen gibt es regelmäßig Betriebe, die unter sonst ähnlichen Bedingungen mit einer wesentlich geringeren N-Zufuhr über Mineraldünger auskommen als andere Betriebe der gleichen Gruppe. Die Einsparpotentiale sind dabei breit über alle Betriebsstrukturen verteilt und unabhängig von der Produktionsintensität, die durch die N-Abfuhr (Ertragshöhe) und die N-Zufuhr über organische Düngemittel (Viehbesatzdichte) reflektiert wird.“

Welche der in Tab. 6 aufgeführten (und ggf. weiteren) Maßnahmen in welcher Kombination und individuellen Ausgestaltung für einen gegebenen Betrieb jeweils am besten geeignet sind, kann nicht generell beurteilt werden, sondern hängt maßgeblich u. a. von der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung eines Landwirtschaftsbetriebes und seinen spezifischen Rahmenbedingungen ab (Boden, Klima, Produktionsprogramm, technische und personelle Ausstattung usw.). Die konkrete Ausgestaltung einer Optimierung des N-Managements ist als Aufgabe der Beratungsträger vor Ort zu sehen, die mit den regionalen Produktionsstrukturen der Landwirtschaft vertraut sind und auf der Basis von betriebspezifischen Daten entsprechende Optimierungsvorschläge erarbeiten können. Der Versuch einer weitergehenden Konkretisierung ist in dem hier zur Verfügung stehenden Rahmen nicht möglich.

Auch nach einer Verminderung des N-Flächenbilanzüberschuss um ca. 30 bis 40 kg N/ha LF im Mittel aller Betriebe verbleiben aber noch Kreise bzw. Analysegebiete, in denen der N-Überschuss noch stärker reduziert werden muss (s. Abb. 11). In den betreffenden Regionen lässt sich der N-Anfall in Wirtschaftsdüngern nicht vollständig bzw. nicht verlustarm in der Pflanzenproduktion verwerten. In dieser Situation müssen weitergehende Maßnahmen in Betracht gezogen werden: Abstockung der Viehbestände und/oder Ausweitung des (großräumigen) Transfers von Wirtschaftsdünger in Regionen mit Aufnahmekapazität für organische Stickstoffträger. Die technischen Möglichkeiten zur Aufbereitung und zum Transport von Wirtschaftsdüngern (einschl. Gärresten) wurden jüngst von Schießl et al. (2015) ausführlich untersucht.

In der Diskussion um die Gewässerschutzpolitik und die Umsetzung der WRRL nimmt die Düngeverordnung eine zentrale Stellung ein. Es ist jedoch davon auszugehen, dass auch mit einer novellierten Düngeverordnung (in der Fassung des Entwurfs vom Dez. 2014, www.bmel.de/duengeverordnung) die Vorgaben der WRRL in Bezug auf die Qualität der GWK und die zulässigen Stickstoffeinträge in Nordsee und Ostsee nicht einzuhalten sind (LAWA, 2014). Dafür sind zwei Gründe anzuführen:

- i) Ein Kontrollwert des betrieblichen Nährstoffvergleichs von 60 kg N/ha LF bedeutet für Futterbaubetriebe in der derzeitigen Ausgestaltung der DüV einen tatsächlichen N-Flächenbilanzüberschuss von ca. 140 kg N/ha LF (s. Kap. 2.2.3). Damit würde in vielen Analysegebieten unverändert die zulässige Nitrat-Konzentration im Sickerwasser (nach MoRE-Berechnung) bei weitem überschritten.
- ii) Verschärfte Anforderungen an die Landwirtschaft ohne strikte Kontrollen und spürbare Sanktionen haben nach den bisherigen Erfahrungen keine Wirkung (Schießl et al., 2015). Die Autoren weisen außerdem darauf hin, dass gewerblich tierhaltende Betriebe nicht in das System der Cross-Compliance-Kontrollen und -Sanktionen eingebunden sind, jedoch

vielfach zur Entstehung regionaler Nährstoffüberschüsse einen maßgeblichen Beitrag liefern.

"Hinsichtlich der politischen Handlungsempfehlungen steht die Aufhebung des Vollzugsdefizits [der Düngeverordnung] durch Kontrollen und Sanktionen an erster Stelle. Die bestehende Gesetzeslage schränkt die übermäßige Ausbringung von Nährstoffen schon heute ein, jedoch bleiben die Gesetze aufgrund fehlender bzw. mangelnder Kontrollen und wenig abschreckender Sanktionen ohne Wirkung. Zwar wird die DüV aktuell überarbeitet und angepasst, jedoch ist fraglich, ob die in der Diskussion befindlichen Anpassungen die Nährstoffproblematik den Anforderungen entsprechend anpassen können. So sind von politischer Seite auch weitere Auflagen wie z.B. ein Ausdehnungsverbot der Tierhaltung in den betroffenen Regionen zu diskutieren." (Schießl et al., 2015).

4.2 Klimaschutz in der Landwirtschaft

In den letzten Jahren ist der Klimaschutz ins Zentrum der Umweltpolitik gerückt. Maßnahmen zur Reduktion der NH₃- und N₂O-Emission aus der Landwirtschaft haben vielfach jedoch auch einen Effekt auf die Nitratproblematik.

4.2.1 Programme

Eine Reihe von internationalen sowie EU-Vereinbarungen sowie Strategien des Bundes und der Länder in Deutschland zielen auf eine Reduzierung der Emission von Treibhausgasen (THG). Maßnahmen zur Verminderung der Freisetzung von N₂O können dabei in gewissem Umfang auch direkt oder indirekt Effekte auf den N-Überschuss der Landwirtschaft haben. Im Folgenden wird eine kurze Übersicht zu Programmen und Handlungsoptionen gegeben.

Im Rahmen des Übereinkommens der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC) wurde 2010 auf der 16. Konferenz der Vertragsstaaten beschlossen, dass Industrieländer sog. „low-carbon development strategies or plans“ entwickeln sollen. Allerdings müssen darin für den Bereich Land Use, Land Use Change and Forestry (LULUCF) bislang keine konkreten THG-Minderungsziele formuliert werden.

Die Europäische Union hat sich im Jahr 2009 dazu verpflichtet, ihre THG-Emissionen bis 2020 um 20 % unter die Werte von 1990 zu senken. Mit dem Beschluss Nr. 529/2013/EU vom 21. Mai 2013 über „die Anrechnung und Verbuchung von Emissionen und des Abbaus von Treibhausgasen infolge von Tätigkeiten im Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft (...)“ hat die Kommission 2013 einen verbindlichen Rahmen zur Anrechnung von Treibhausgasen im Sektor LULUCF geschaffen (EU Kommission, 2013), Maßnahmenprogramme sind damit jedoch nicht verbunden.

Nach einem Vorschlag der EU-Kommission soll in der Periode 2014 bis 2020 ein Anteil von mindestens 20 % des EU-Budgets für Klimaschutzmaßnahmen verwendet werden. Dies erfordert die Integration von klimapolitischen Zielen in die wichtigsten EU-Programme, unter anderem in die Gemeinsame Agrarpolitik. Dafür werden mehrere Anforderungen formuliert. Unter anderem müssen die Mitgliedstaaten den Flächenanteil des Grünlands erhalten und eine Abnahme um mehr als 5 % dieses Anteils verhindern. Weiterhin sind ökologische Vorrangflächen auf 7 % der beihilfefähigen Flächen zu etablieren (ausgenommen Dauergrünland). Bei beiden Zielen steht allerdings die Förderung der Biodiversität im Vordergrund, eine Verminderung des N-Überschuss könnte damit höchstens indirekt verbunden sein, sofern diese Flächen dann weniger intensiv bewirtschaftet werden als bei alternativer Nutzung als Ackerland.

Die Klimaschutzstrategien des Bundes und der Länder und die darin enthaltenen Aussagen zur Agrarwirtschaft sind in Osterburg et al. (2013) ausführlich dargestellt. Im Mittelpunkt stehen dabei überwiegend der Ausbau erneuerbarer Energien und der Bioenergie, konkrete Maßnahmen zur Minderung von THG-Emissionen aus der Agrarwirtschaft oder die Quantifizierung der Wirkung auf gasförmige N-Freisetzen aus der Landwirtschaft sind nicht aufgeführt.

In der EU-Verordnung Nr. 1305/2013 zur Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) wird in Artikel 5 die "Verringerung der aus Landwirtschaft stammenden Treibhausgas- und Ammoniakemissionen als prioritäres Förderziel genannt. N₂O wird in der ELER-Verordnung nicht explizit genannt, wird aber in den Programmen einiger Bundesländer adressiert (z.B. im „Programm zur Entwicklung des ländlichen Raumes des Landes Bayern“, S. 146, wird explizit die Förderung des optimalen, zeit- und bedarfsgerechten Einsatzes von Düngern als Maßnahme zur N₂O-Minderung aufgeführt).

Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft zur GAP-Reform und Klimapolitiken werden unter anderem von Röder et al. (2013) ausführlich beschrieben. Neu ist, dass künftig alle Elemente der GAP in einem Monitoring- und Evaluierungsrahmen bewertet werden sollen, dabei wird explizit auf „Klimamaßnahmen“ und Treibhausgasemissionen verwiesen (EU-Verordnung Nr. 1305/2013, Artikel 110 Absatz 2).

Die betrieblichen Anforderungen gemäß Nitratrictlinie bleiben als SMR Nr. 1 (Statutory Management Requirement) Bestandteil der Grundanforderungen an die Betriebsführung auf Grundlage von EU-Vorschriften. Die Wasserrahmenrichtlinie soll zu einem späteren Zeitpunkt in die Liste der SMRs aufgenommen werden.

4.2.2 Maßnahmen zum Klimaschutz

Grundsätzlich bestehen zahlreiche technische und organisatorische Handlungsoptionen zur Verbesserung des Klimaschutzes in der Agrarwirtschaft (Flessa et al., 2012); eine ausführliche Zusammenstellung und Bewertung dazu geben Osterburg et al. (2013). In Tab. 7 werden die dort aufgeführten Klimaschutzmaßnahmen (mit Bezug zu N₂O) hinsichtlich ihrer möglichen Wirkung auf den Überschuss der N-Flächenbilanz qualitativ bewertet.

Bei den meisten Maßnahmen zum Klimaschutz ist zu beachten, dass eine Zielkonkurrenz zwischen Atmosphärenschtutz und Grundwasserschutz auftritt: eine Verminderung der NH₃- bzw. N₂O-Emission aus Wirtschaftsdünger, Gärresten oder Mineraldünger in die Atmosphäre bedeutet eine erhöhte N-Zufuhr zur Landwirtschaftsfläche, da diese N-Menge im System Landwirtschaft verbleibt. Wenn die höhere Zufuhr nicht durch eine (mindestens) äquivalente Verminderung der N-Zufuhr mit anderen Nährstoffträgern oder eine Steigerung der N-Ernteabfuhr ausgeglichen wird, erhöht sich zwangsläufig der N-Überschuss der Flächenbilanz.

Tabelle 7: Bewertung der Wirkung von Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft^a (nach Osterburg et al., 2013) auf den Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz
(–: Verminderung des N-Überschuss, +: Steigerung des N-Überschuss; 0: keine Wirkung)

Maßnahmen zur Verminderung der Freisetzung von N ₂ O und NH ₃ aus der Landwirtschaft	Veränderung Überschuss N-Flächenbilanz
Optionen für die landwirtschaftliche Produktion	
Verbesserung der N-Produktivität der Düngung und Reduzierung von N-Überschüssen (Optimierung N-Management)	–
Teilflächenspezifische Düngung (Präzisionslandbau)	(–) ^b
CULTAN-Düngung	(–) ^b
Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren	(–) ^b
Stickstoffoptimierte Fütterung	–
Optimierung der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern	+
Erhöhung der Tierleistung, insbesondere bei Milchkühen	–
Umbau des Rinderbestandes mittels Sperma-Sexing	–
Erhöhung des Anteils des Ökologischen Landbaus	–
Einbau von HTC-Kohle in landwirtschaftlich bewirtschaftete Böden	0
Weitere potentielle Klimaschutzmaßnahmen in der landwirtschaftlichen Produktion	
Erhöhung des organischen Kohlenstoffgehalts in Ackerböden	0
Vermeidung von Bodenverdichtungen durch Fahrspuren und Unterlassung der N-Düngung in den Fahrspuren	–
Substitution von chemisch-synthet. N-Düngern durch den Einsatz von Leguminosen	+
Substitution importierter Sojafuttermitteln durch im Inland erzeugte Körnerleguminosen	+/– ^c
Ausweitung der Weidehaltung von Rindern (Reduzierung Stallhaltung)	–
Energetische Nutzung landwirtschaftlich erzeugter Biomasse	
Optimierung der Klimaschutzwirkungen der Stromerzeugung aus Biogas durch	
- Abdeckung Gärrestlager	+
- Wärmenutzung	0
- Einsatz Wirtschaftsdünger	+
Anbau von Kurzumtriebsplantagen zur energetischen Nutzung	–
Einsatz von Biokraftstoffen	+/– ^c
Landwirtschaftliche Flächennutzung und Torfabbau	
Erhaltung von Dauergrünland	–
Umbruchlose Grünlanderneuerung	0
Umwandlung von Acker- zu Dauergrünland	–
Dauerhafte Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten Mooren	–
Extensivierung der Nutzung von Mooren	–

^a Maßnahmen n. Tab. 5.1 in Osterburg et al. (2013; Auszug, z.T. veränd., Maßnahmen ohne Wirkung auf N-Emissionen sowie Maßnahmen in der Forstwirtschaft nicht aufgeführt); eigene Bewertung.

^b Die Maßnahme vermindert unmittelbar zunächst nur die gasförmigen N-Emissionen; der N-Flächenbilanzüberschuss wird nur dann vermindert, wenn die Maßnahme auch eine äquivalente Einsparung von Mineraldünger zur Folge hat.

^c Abhängig von der Kulturart (bzw. deren spezifischem N-Flächenbilanzüberschuss), die durch den betreffenden Anbau verdrängt wird.

5 Ausblick

Der Nachhaltigkeitsindikator „Stickstoffüberschuss der Gesamtbilanz Deutschland“ der Umweltökonomischen Gesamtrechnung Deutschland (Destatis, 2015; i.e. BMEL-Statistik) wurde vorrangig eingeführt, um die Effizienz des Umgangs mit der knappen Ressource „Stickstoff“ in der Landwirtschaft und deren Veränderung im Zeitablauf anzuzeigen. Mit diesem Indikator wurden keine spezifischen Aussagen im Hinblick auf die Gefährdung der Umweltschutzgüter Grundwasser und Atmosphäre angestrebt. Ein Zusammenhang besteht selbstverständlich, da der N-Überschuss das Emissionspotenzial reaktiver N-Verbindungen aus der Landwirtschaft quantifiziert. Jede Verminderung des nationalen N-Überschusses lässt somit grundsätzlich auch eine Verminderung der potenziellen NO₃-Einträge in GW-Körper respektive der NH₃-Einträge mit atmosphärischen Depositionen erwarten.

Mit Blick auf die Schutzgüter „Grundwasser“ (Güte-Kriterium für den chemischen Zustand nach WRRL: max. 50 mg NO₃/L in einem GWK) und „Atmosphäre“ (Kriterium: Überschreitung der Critical Load für Stickstoff-Verbindungen in einem Naturraum) ist ein nationaler Indikator oder Zielwert, berechnet als Mittelwert für Deutschland insgesamt, jedoch eine wenig aussagekräftige Größe. Vielmehr ist eine regionale Betrachtung und sind regionale Zielwerte erforderlich, die bspw. in Bezug auf das GW die standörtlichen Gegebenheiten berücksichtigen (in erster Näherung: jährliche Sickerwassermenge).

Von verschiedenen Seiten werden Zielwerte für den zulässigen N-Überschuss als Maßnahmen zur Verminderung der GW-Belastung genannt. Bspw. schlägt auch die Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt (KLU, Stellungnahme v. 01.08.2011) als Zielwert für den Saldo der N-Hoftorbilanz maximal 50 kg N/ha LF vor. Dieser nationale Zielwert ist jedoch nicht aus den Erfordernissen des Grundwasser- oder Atmosphärenschutzes abgeleitet worden, sondern aus Überlegungen zum Umfang möglicher Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft formuliert bzw. einfach als „griffiger“ Wert eingeführt worden. Auch mit der Einhaltung ist wahrscheinlich nicht in allen Regionen die Unterschreitung von 50 mg NO₃/L im Sickerwasser gewährleistet, wie Abb. 10 zeigt.

OECD/Eurostat führt im Handbuch zur Berechnung von N-Bilanzen (EUROSTAT, 2013) als neue Begriffe den „hydrosphärischen N-Überschuss“ und den „atmosphärischen N-Überschuss“ ein, die den „Flächenbilanz-Überschuss“ und den „Hoftor-Bilanzüberschuss“ ablösen (an der Berechnung selbst ändert sich wenig). Damit werden die Umweltkompartimente und die N-Spezies klarer benannt, die von der jeweiligen Größe adressiert werden. Es gilt unverändert „gesamt-Überschuss = hyd-Überschuss + athm-Überschuss“; ein Zielwert für den Gesamtüberschuss würde sich aber als Summe aus der (getrennten) Festlegung von hyd-Überschuss und von athm-Überschuss ergeben, beide aus den Anforderungen an das jeweilige Schutzgut abgeleitet.

Geht man von einem Schutzgut-bezogenen Ansatz aus, dann ist als Zielgröße nicht länger ein (nationaler) N-Überschuss relevant, sondern es wären regionale Zielwerte abzuleiten aus der flächendeckende Einhaltung derjenigen N-Immissionsmengen, mit denen die kritische N-Belastung in allen räumlichen Betrachtungseinheiten nicht überschritten wird. Als Indikator würde dann zukünftig nicht mehr der N-Überschuss ausgewiesen (und dessen Veränderung im Zeitverlauf), sondern als neue Indikatoren wären einzuführen

- ▶ Anteil der GWK (Analysegebiete), deren NO₃-Konz. im Sickerwasser den WRRL-Grenzwert unterschreitet (s. Abb. 11), und analog
- ▶ Anteil der Flächen, deren Critical Load für Stickstoff nicht überschritten wird.

Mit einem derartigen Schutzgut-bezogenen Ansatz wäre auch der Wechsel von einer Maßnahmen-orientierten zu einer Ergebnis-orientierten Politik verbunden. Ein Problem dieses Ansatzes liegt allerdings darin, dass dadurch regional unterschiedlich starke Minderungsmaßnahmen erforderlich werden. Derartige standortangepasste Maßnahmen lassen sich nicht mehr über bundes- oder landesweite Vorschriften wie bspw. die DüV durchsetzen. Ein derartiger Ansatz ist allerdings bereits jetzt in den meisten Bundesländern in Form der Kooperationen Landwirtschaft - Wasserwirtschaft ein fester Bestandteil der Gewässerschutzpolitik. Diese Kooperationen dienen dem Ziel, mit Hilfe von regional- und betriebsspezifisch abgestuften Maßnahmen die Nitratbelastung in gefährdeten Grundwasserkörpern langfristig zu reduzieren. Die Erfahrungen zeigen, dass regionale Ansätze bei Landwirten auf größere Akzeptanz stoßen können, wenn die Betriebe aufgrund der persönlichen Kontakte in einer Kooperation sowie durch den örtlichen Zusammenhang zwischen ihrem betrieblichen N-Management und dem zu schützenden Grundwasserkörper höhere Sensibilität und Verantwortungsgefühl für ihr Handeln entwickeln. Die Maßnahmen werden (im Idealfall) von den Landwirten aufgrund innerer Überzeugung und nicht aufgrund von drohenden Sanktionen umgesetzt.

6 Quellenverzeichnis

- Bach M, Godlinski F, Greef JM (2010): 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, Klement L (2015): Wirkung von ausgewählten Maßnahmen auf die Verminderung des Überschusses der Stickstoff-Flächenbilanz 2009-2011. Abschlussbericht, Universität Gießen, 24 S.
- Behrendt H, Huber P, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R (1999): Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands. UBA Texte 75/1999, 368 S.
- Behrendt H, Bach M, Kunkel R, Opitz D, Pagenkopf WG, Scholz G, Wendland F (2003a): Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. Umweltbundesamt, UBA Texte 82/2003, 232 S.
- Behrendt H, Bach M, Kunkel R, Opitz D, Pagenkopf WG, Scholz G, Wendland F (2003b): Nutrient Emissions into River Basins of Germany on the Basis of a Harmonized Procedure. Umweltbundesamt, UBA Texte 82/2003, 232 S.
- BMEL (2015a): Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland 1990 – 2013 (in kg N ha-1). Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Bonn (download: <http://www.bmelv-statistik.de/index.php?id=139&stw=D%C3%BCngemittel>, Tabelle MBT-0111130-0000)
- BMEL (2015b): Stickstoff-Gesamtbilanz der Landwirtschaft in Deutschland 1990 – 2013 (in kg N ha-1). Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Bonn (download: <http://www.bmelv-statistik.de/index.php?id=139&stw=D%C3%BCngemittel>, Tabelle MBT-0111260-0000)
- BMUB (2014): Wasserwirtschaft in Deutschland – Teil 2: Gewässerqualität. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMUB), Bonn, 114 S.
- Builtjes P, Banzhaf S, Gauger T, Hendriks E, Kerschbaumer A, Koenen M, Nagel HD, Schaap M, Scheuschner T, Schlutow A (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Umweltbundesamt, Dessau, UBA-Texte 38/2011, 97 S.
- Destatis (2015): Umweltökonomische Gesamtrechnungen - Nachhaltige Entwicklung in Deutschland Indikatoren zu Umwelt und Ökonomie. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, 31 S.
- Döhler H, Eurich-Menden B, Rößler R, Vandr e 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 79/1
- DüV (2007): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV). Bundesgesetzblatt, Bekanntmachung v. 27.2.2007, BGBl I 221; zuletzt geändert durch Art. 5 Abs. 36 G v. 24.2.2012.
- EEA (2013): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook – 2013. European Environment Agency (EEA), Copenhagen, EEA Technical report No 12/2013.
- EEA (2009): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook – 2009. European Environment Agency (EEA), Copenhagen, EEA Technical report No 09/2009.
- EEA (2002): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 3rd edition October 2002 Update. European Environment Agency (EEA), Copenhagen, EEA Technical report No 30/2002.
- EU Kommission (2013): Beschluss Nr. 529/2013/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2013 über die Anrechnung und Verbuchung von Emissionen und des Abbaus von Treibhausgasen infolge von Tätigkeiten im Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft und über Informationen zu Maßnahmen in Zusammenhang mit derartigen Tätigkeiten.
- EUROSTAT (2013): Methodology and Handbook Eurostat/OECD - Nutrient Budgets EU-27, Norway, Switzerland. 112 p.
- EU-Verordnung Nr. 1306/2013 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Dezember 2013 über die Finanzierung, die Verwaltung und das Kontrollsystem der Gemeinsamen Agrarpolitik. Amtsblatt der Europäischen Union v. 20.12.2013. L 347. 549-607.

- Flessa H, Müller D, Plassmann K, Osterburg B, Techen AK, 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
- Fuchs S, Scherer U, Wander R, Behrendt H, Venohr M, Opitz D, Hillenbrand T, Marscheider-Weidemann F, Götz T (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. UBA-Texte 45/2010.
- 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
- 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.
- Kuhr P, Baron U, Kunkel R, Voigt HJ, Wendland F (2011): Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutz-Maßnahmenprogrammen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Umweltbundesamt, UBA Texte 14/2011, 166 S.
- LAWA (2014): Prognose der Auswirkungen einer nach Gewässerschutzaspekten novellierten Düngeverordnung auf die Qualität der Oberflächengewässer in Deutschland. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, LAWA-Kleingruppe „Prognose Düngeverordnung“, 32 S.
- LK NRW (2014): Nährstoffbericht 2014 über Wirtschaftsdünger und andere organische Düngemittel für Nordrhein-Westfalen. Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Münster, 156 S.
- LK Niedersachsen (2013): Nährstoffbericht in Bezug auf Wirtschaftsdünger für Niedersachsen 2012/2013. Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Oldenburg, 186 S.
- Osterburg B, Runge T (Hrsg.) (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Landbauforschung Völkenrode, Braunschweig, Sonderheft 307, 302 S.
- Osterburg B, Rühling I, Runge T, Schmidt T, Seidel K, Antony F, Gödecke B, Witt-Altfelder P (2007): Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen nach Wasserrahmenrichtlinie 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 Völkenrode, Braunschweig, Sonderheft 307, 3-155.
- Osterburg B, Techen A (2012): Evaluierung der Düngeverordnung - Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung: Abschlussbericht. (Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung ; Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz). Institut für ländliche Räume, Thünen-Institut, Braunschweig, 265 S.
- Osterburg et al. (2013). Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft. Thünen-Report 11. Braunschweig.
- Röder N, Osterburg B, Kätsch S (2013): Faktencheck Agrarreform: Integration von Klimaschutz und Klimaanpassung in die Gemeinsame Agrarpolitik der EU nach 2013. Thünen Working Paper 11. http://literatur.ti.bund.de/digbib_extern/dn052658.pdf
- Rösemann C, Haenel HD, Dämmgen U, Freibauer A, Wulf S, Eurich-Menden B, Döhler H, Schreiner C, Bauer B, Osterburg B (2015). Calculations of gaseous and particulate emissions from German Agriculture 1990- 2013; Report on methods and data (RMD). Submission 2015. Von Thünen-Institut, Braunschweig, Thünen Report 27, 372 S.
- Schaap M, Wichink Kruit RJ, Hendriks C, Kranenburg R, Segers A, Bultjes P, Banzhaf S, Scheuschner T (2015): Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009. Umweltbundesamt, Dessau, Zwischenbericht z. BMUB/UBA UF-OPLAN-Projekt 3712 63 240 – 1.
- Schießl P, Krämer C, Heißenhuber A (2015): Aufbereitung und Transport von Wirtschaftsdüngern. Sachverständigenutachten, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA Texte 80/2015, 106 S.
- Schmidt T, Osterburg B (2009): Was können die Agrarumwelt-Maßnahmen leisten? Modellergebnisse zur Maßnahmenwirkung. Vortrag, WAgriCO-Fachveranstaltung, Hannover

SRU (2015): Stickstoff - Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem - Sondergutachten (Langfassung). Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU), Hausdruck, Berlin, 560 S.

Statistisches Bundesamt (2014): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland – Indikatorenbericht 2014. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, 77 S.

UBA (2009): Integrierte Strategie zur Minderung von Stickstoffemissionen. Hintergrundpapier, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, 12 S.

UBA (2014a): Reaktiver Stickstoff in Deutschland - Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, 53 S.

UBA (2014b): Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA Texte 35/2014, 378 S.

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.

VDLUFA (2012): Vorschlag zur Novellierung der Düngeverordnung. VDLUFA Arbeitskreis Nachhaltige Nährstoffhaushalte, 8 S.

Wendland F, Behrendt HD, Gömann H, Hirt U, Kreins P, Kuhn U, Kunkel R, Tetzlaff B (2009): Determination of nitrogen reduction levels necessary to reach groundwater quality targets in large river basins: the Weser basin case study, Germany. *Nutr Cycl Agroecosyst* 85, 63–78.

Wichink Kruit R, Schaap M, Segers A, Heslinga D, Bultjes P, Banzhaf S (2014): Modellierung und Kartierung atmosphärischer Stoffeinträge und kritischer Belastungsschwellen zur kontinuierlichen Bewertung der ökosystemspezifischen Gefährdung der Biodiversität in Deutschland - PINETI (Pollutant INput and EcosysTem Impact) - Teilbericht 3, Aufstockung des Vorhabens. Umweltbundesamt, Dessau, UBA-Texte 38/2014, 74 S.

