ECONSTOR
Make Your Publications Visible.

A Service of

ZBW Leibniz-Informationszentrum Wirtschaft
Leibniz Information Centre for Economics

Ackermann, Andrea et al.

Research Report

Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen

Thünen Report, No. 37

Provided in Cooperation with:
Johann Heinrich von Thünen Institute, Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries

Suggested Citation: Ackermann, Andrea et al. (2015) : Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen, Thünen Report, No. 37, ISBN 978-3-86576-153-8, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, https://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:gbv:253-201512-dn056089-3

This Version is available at:
https://hdl.handle.net/10419/126086

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.

WWW.ECONSTOR.EU

Mitglied der Leibniz-Gemeinschaft

THÜNEN

Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen

Andrea Ackermann, Claudia Heidecke, Ulrike Hirt, Peter Kreins, Petra Kuhr, Ralf Kunkel, Judith Mahnkopf, Michael Schott, Björn Tetzlaff, Markus Venohr und Frank Wendland

Thünen Report 37

Bibliografische Information:
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikationen in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet unter www.dnb.de abrufbar.

Bibliographic information:
The Deutsche Nationalbibliothek (German National Library) lists this publication in the German National Bibliography; detailed bibliographic data is available on the Internet at www.dnb.de

Bereits in dieser Reihe erschienene Bände finden Sie im Internet unter www.ti.bund.de

Volumes already published in this series are available on the Internet at www.ti.bund.de

Zitationsvorschlag – *Suggested source citation:*
Ackermann A, Heidecke C, Hirt U, Kreins P, Kuhr P, Kunkel R, Mahnkopf J, Schott M, Tetzlaff B, Venohr M, Wendland F (2015) Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 314 p, Thünen Rep 37, DOI:10.3220/REP1450256145000

Die Verantwortung für die Inhalte liegt bei den jeweiligen Verfassern bzw. Verfasserinnen.

The respective authors are responsible for the content of their publications.

THÜNEN

Thünen Report 37

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

thuenen-report@ti.bund.de
www.ti.bund.de

ISSN 2196-2324
ISBN 978-3-86576-153-8
DOI:10.3220/REP1450256145000
urn:nbn:de:gbv:253-201512-dn056089-3

Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen

Andrea Ackermann, Claudia Heidecke, Ulrike Hirt, Peter Kreins, Petra Kuhr, Ralf Kunkel, Judith Mahnkopf, Michael Schott, Björn Tetzlaff, Markus Venohr und Frank Wendland

Thünen Report 37

Andrea Ackermann[1],
Claudia Heidecke[1],
Ulrike Hirt[2],
Peter Kreins[1],
Petra Kuhr[3],
Ralf Kunkel[3],
Judith Mahnkopf[2],
Michael Schott[2],
Björn Tetzlaff[3],
Markus Venohr[2],
Frank Wendland[3]

Das Forschungsprojekt „Analyse weiterer Gewässerschutzmaßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen im Hinblick auf die Erreichung der Umweltziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen – Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in Niedersachsen“ (AGRUM Niedersachsen) wurde vom Land Niedersachsen, vertreten durch den Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, finanziert. Wir möchten uns für die Unterstützung und wertvollen Anmerkungen im Laufe des Projektes beim Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, beim Niedersächsischen Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz, bei der Geschäftsstelle der Flussgebietsgemeinschaft Weser sowie beim Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie herzlich bedanken.

Das diesem Bericht zugrunde liegende Modellvorhaben wurde mit Mitteln des Bundeslandes Niedersachsen gefördert.
Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

[1] Thünen-Institut für Ländliche Räume (TI-LR), Braunschweig

[2] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) im Forschungsverbund Berlin e.V., Berlin

[3] Forschungszentrum Jülich (FZJ), Institut für Bio- und Geowissenschaften – Agrosphäre, Jülich

Thünen Report 37
Braunschweig, im Dezember 2015

Auszug

Seit dem Jahr 2000 bestehen in der Europäischen Union durch die Wasserrahmenrichtlinie Wasserqualitätsziele für Grundwasser sowie Oberflächen- und Küstengewässer. Für Niedersachsen wurden alle relevanten diffusen und punktuellen Nährstoffeinträge, -frachten und der erforderliche Reduktionsbedarf mit dem AGRUM-Modellverbund, bestehend aus dem Agrarsektormodell RAUMIS, dem Modellsystem GROWA/WEKU/DENUZ/MEPHOS sowie dem Nährstofftransportmodell MONERIS, abgebildet. Aufbauend auf dem Basisjahr 2007 wurde die Eintragssituation 2021 simuliert. Berücksichtigt wurden unter anderem die Düngevorordnung (DüV 2006) sowie die Agrarumweltprogramme 2007 bis 2013, die weitere Entwicklung der Agrarmärkte und der Agrarpolitik. Die Ergebnisse zeigen, dass unter Berücksichtigung der bisherigen Maßnahmen die Wasserqualitätsziele in Niedersachsen bis 2021 nicht flächendeckend erreicht werden. Als ergänzende Maßnahmen zeigen Agrarumweltmaßnahmen, die auf eine Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse zur Verbesserung der Wasserqualität abzielen, in einigen Regionen gute Reduktionspotenziale. In anderen Regionen wäre eine Ausweitung auf die gesamte landwirtschaftliche Fläche jedoch nicht ausreichend, um die Qualitätsziele zu erreichen. Insbesondere in diesen Regionen ist aufgrund einer intensiven landwirtschaftlichen Produktion, hoher Produktionserlöse und des Flächennutzungsdrucks eine Zunahme der bisherigen Förderflächen nicht realistisch. Es müssen daher weitere Handlungsoptionen in Betracht gezogen werden, um die gesetzten Ziele zu erreichen.

Schlüsselwörter: Niedersachsen, Wasserrrahmenrichtlinie, Nährstoffüberschüsse, Nährstoffkonzentrationen, Nährstofffrachten, Handlungsbedarf, Agrarumweltmaßnahmen

Abstract

Since 2000 the Water Framework Directive defines water quality targets for groundwater, surface water bodies and coastal waters in the European Union. Employing the model network AGRUM, consisting of the agricultural sector models RAUMIS, the model system GROWA, DENUZ/WEKU, MEPhos and the nutrient transfer model MONERIS, all relevant diffuse and point source nutrient inputs and loads have been simulated for the Federal State of Lower Saxony. The nutrient input situation in 2021 was modelled based on the reference year 2007. Thereby the Fertilizer Directive of 2006, the agri-environmental programs in the period of 2007 to 2013, the future development of the agricultural markets and of agricultural policy have been taken into account. The results predict that the measures and actions already implemented and adopted are not adequate for Lower Saxony to achieve the water quality targets of the Water Framework Directive state wide until 2021. Agri-environmental measures designed to reduce nitrogen balance surpluses on agricultural land and improve water quality, as complementary measures, show a high reduction potential. In other regions an extension of agri-environmental measures to the entire agricultural area of the region might be insufficient to achieve the quality targets. Especially in these regions an increase of the existing area of agri-environmental measures is not realistic due to high intensity agricultural production, a high income and the existing land use pressure. Therefore it is necessary to consider further options for action.

Keywords: Lower Saxony, Water Framework Directive, nutrient surpluses, nutrient concentrations, nutrient loads, reduction demand, agri-environmental measures

Kurzfassung

Einleitung

Im Bundesland Niedersachsen werden die Nährstoffziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) bis 2015 nicht flächendeckend erreicht. Hohe landwirtschaftliche Nährstoffeinträge sind dafür ein wesentlicher Grund. Die Fragen, ob, wie und wo die EG-WRRL-Ziele im nächsten Bewirtschaftungszyklus bis 2021 erreicht werden können, wurden im Rahmen des AGRUM-Niedersachsen-Projektes gemeinsam vom Thünen-Institut, dem Forschungszentrum Jülich (FZJ) und dem Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) untersucht. Ziel des Projektes war es, zunächst alle relevanten diffusen und punktförmigen Nährstoffeinträge der Ausgangssituation im Basisjahr 2007 abzubilden. Darauf aufbauend wurde eine Prognose der Grundwasserbelastung und der Belastung der Oberflächengewässer für das Jahr 2021 (Baseline-Szenario) durchgeführt. Somit lassen sich Belastungsschwerpunkte identifizieren und die erforderliche Reduktionsmenge an Stickstoff und Phosphor für die Erreichung von Umweltqualitätszielen für den Grundwasser- und Meeresschutz ermitteln. Darüber hinaus wurde das Potenzial von Agrarumweltmaßnahmen zur Erreichung der erforderlichen Reduktionsmengen im Hinblick auf Umfang und Kosten abgeschätzt.

Ablauf des Modellverbundes

Um die Projektziele zu erreichen, kam der AGRUM-Modellverbund, bestehend aus dem Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem RAUMIS, dem großräumigen Wasserhaushaltsmodell GROWA, den reaktiven Stickstofftransportmodellen DENUZ/WEKU, dem pfad- und flächendifferenzierten Phosphormodell MEPhos sowie dem Nährstoffeintragsmodell MONERIS, zum Einsatz.

Zunächst wurden mit RAUMIS die landwirtschaftlichen Nährstoffflächenbilanzüberschüsse für Stickstoff und Phosphor für das Basisjahr 2007 ermittelt sowie für die Situation im Jahr 2021 (Baseline-Szenario 2021) abgeschätzt. Auf Basis dieser Nährstoffüberschüsse sowie unter Berücksichtigung der atmosphärischen Stickstoffdeposition wurden am FZJ die diffusen Stickstoff- und Phosphoreinträge modelliert. Berücksichtigt wurden hierbei die diffusen Eintragspfade atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen, Erosion, Abschwemmung, natürlicher Zwischenabfluss, Dränagen und grundwasserbürtiger Eintrag. Mit den Modellen GROWA/MEPhos wurde der diffuse P-Eintrag abgebildet, mit den Modellen GROWA/DENUZ/WEKU der diffuse N-Eintrag unter Berücksichtigung des reaktiven N-Transports in der durchwurzelten Bodenzone und im Grundwasser. Mithilfe des Modells MONERIS wurden die Einträge aus Punktquellen und urbanen Systemen ermittelt, um dann zusammen mit den oben genannten diffusen Einträgen unter Berücksichtigung der Retention in den Oberflächengewässern die Konzentrationen und Frachten zu bestimmen. Die gesamte Modellkette wurde mit mittleren langjährigen Monitoringwerten validiert. Zur Bestimmung des N-Minderungsbedarfs wurde anschließend die Modellkette rückwärts gerechnet, um die zur Erreichung der Grundwasserziele erforderliche Reduktion an N-Überschüssen zu ermitteln. Unter der Annahme, dass die Grundwasserziele erreicht sind, wurde

anschließend, aufbauend auf diesen Ergebnissen, mit einer Rückrechnung der Minderungsbedarf zur Erreichung der Oberflächengewässerziele bestimmt. Mithilfe von RAUMIS-Analysen wurde das Potenzial von flächenbezogenen gewässerrelevanten Maßnahmen zur Erreichung des Minderungsbedarfs für Grundwasser bzw. Oberflächengewässer analysiert. Im Rahmen des Projektes AGRUM Niedersachsen konnten so flächendeckend und hochaufgelöst die Nährstoffeinträge, der erforderliche Stickstoffminderungsbedarf und mögliche Maßnahmen für das Bundesland Niedersachsen ermittelt werden.

Ergebnisübersicht Basisjahr 2007

Die berechneten durchschnittlichen landwirtschaftlichen Stickstoffflächenbilanzüberschüsse in Niedersachsen ohne atmosphärische Deposition liegen im Jahr 2007 bei 202.500 t N/a bzw. bei rund 77 kg N/ha landwirtschaftliche genutzte Fläche (LF). Obwohl seit 1990 im Durchschnitt eine deutliche Reduzierung der Nährstoffbilanzüberschüsse stattgefunden hat, liegen auch im Jahr 2007 Regionen vor, die durch Stickstoffbilanzüberschüsse von mehr als 100 kg N/ha LF gekennzeichnet sind. Gebiete mit hohen Stickstoffüberschüssen und Eintragspotenzial sind vor allem die viehstarken Veredlungsregionen im Norden und Nordwesten von Niedersachsen. Geringere Überschüsse finden sich hingegen in den überwiegend ackerbaulich geprägten Regionen im Süden und Osten von Niedersachsen, die durch einen geringen Anteil an Grünland und eine geringe Viehbesatzdichte gekennzeichnet sind.

Um den Datenaustausch mit den hydrologischen Modellen zu ermöglichen, werden die landwirtschaftlichen Stickstoffflächenbilanzüberschüsse (202.500 t N/a auf die landwirtschaftliche Fläche (LN) bezogen. Unter Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition (ca. 120.330 t/a auf den Landflächen) sowie der zusätzlichen Mobilisierung durch Grünlandumbruch und Maisanbau (ca. 12.500 t N/a) sowie unter Anrechnung der Immobilisierung unter Grünland und Wald (ca. 76.740 t N/a) ergibt sich eine verlagerbare Stickstoffmenge in den Böden Niedersachsens (2007) von rund 258.090 t N/a, was ca. 54 kg N/(ha *a) im Landesmittel entspricht. Durch die Denitrifikation in der durchwurzelten Zone wird die verlagerbare Stickstoffmenge im Boden um ca. 123.380 t N/a vermindert. Die Höhe der Stickstoff-überschüsse unterhalb der durchwurzelten Bodenzone liegt dadurch, aufsummiert über die Landesfläche, bei ca. 134.710 t N/a, was fast 29 kg N/(ha Landesfläche a) entspricht. Insgesamt belaufen sich die diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer 2007 auf rund 71.500 t N/a, wobei die Haupteinträge über den Eintragspfad Drainagen in 2007 ca. 32.300 t N/a und über den Eintragspfad „Grundwasser“ ca. 28.700 t N/a betragen. Die gesamten punktuellen Einträge belaufen sich 2007 auf rund 7.500 t N/a, sodass sich die Gesamteinträge auf rund 79.000 t N/a belaufen.

Die durchschnittlichen Phosphorbilanzüberschüsse liegen bei rund 3 kg P/ha LF bzw. 6.990 t P/a. Die diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer im Jahr 2007 betragen 2.270 t P/a, wobei die Haupteintragspfade Dränagen (1.010 t P/a), Grundwasser (620 t P/a) und Erosion (540 t P/a) sind. Einträge über Punktquellen liegen bei 337 t P/a, die gesamten Einträge über urbane Systeme bei 524 t P/a. Insgesamt werden 2007 3.121 t P/a eingetragen. Da der Einfluss der P-Überschüsse im Vergleich zu anderen Eintragsquellen, insbesondere dem vorhandenen P-

Vorrat im Boden verhältnismäßig gering ist und demnach der Einfluss der P-Überschüsse auf die Entwicklung im Jahr 2021 minimal ist, werden die Analysen im Baseline-Szenario 2021 nur für Stickstoff durchgeführt.

Der Vergleich der modellierten und gemessenen langjährigen Nährstofffrachten von 73 Messstellen in niedersächsischen Oberflächengewässern ergibt z. B. für Stickstoff eine mittlere Abweichung von 26 % und ein Bestimmtheitsmaß von r^2 = 0,96. Die Ergebnisse zeigen vor dem Hintergrund der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets eine sehr gute Übereinstimmung.

Ergebnisübersicht Baseline-Szenario 2021

Die N-Überschüsse im Jahr 2021 wurden auf Basis der unterstellten Annahmen zu den Agrarmarkt- und Preisentwicklungen sowie zur Entwicklung von europäischen und nationalen Agrar- und Umweltpolitiken mit dem Modell RAUMIS abgeschätzt. Dabei wurden auch Annahmen zur Weiterentwicklung der Agrarumweltmaßnahmen und zur Umsetzung der Düngeverordnung getroffen. Die resultierende Abschätzung von N-Überschüssen, N-Einträgen, Konzentrationen und Frachten bilden die Ergebnisse für das Szenario im Jahr 2021, das im Folgenden als Baseline-Szenario 2021 gekennzeichnet wird. Im Vergleich zu 2007 liegen die Stickstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft 2021durchschnittlich um 34 % niedriger. Dieser Rückgang beruht jedoch nicht nur auf den absehbaren Entwicklungen auf Agrarmärkten und der Agrarpolitik, sondern ist insbesondere auf den Annahmen begründet, dass die Düngeverordnung (DüV 2006) vollständig umgesetzt wird und dass die Zielumfänge der Agrarumweltmaßnahmen der Förderperiode von 2007 bis 2013 umgesetzt und bis 2021 fortgeführt werden.

Die diffusen Stickstoffeinträge ins Grundwasser liegen im Baseline-Szenario 2021 bei rund 57.000 t N/a und damit um ca. 40 % unter denen von 2007. Im Baseline-Szenario 2021 betragen die diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer rund 42.000 t N/a und vermindern sich somit im Vergleich zu 2007 um 42 %. Die punktuellen Einträge und die Einträge über urbane Systeme in die Oberflächengewässer betragen zusammen rund 7.200 t. Zusammen mit den diffusen Einträgen liegen die gesamten Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer für Niedersachsen im Jahr 2021 bei rund 49.000 t N/a. Somit gehen die gesamten Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer im Vergleich zum Basisjahr 2007, ausgehend von 79.000 t, um 38 % zurück. Die Frachten unter Berücksichtigung der Retention im Oberflächengewässer gehen von 68.000 t N/a im Jahr 2007 auf 42.000 t N/a im Baseline-Szenario 2021 zurück. Die Modellergebnisse zeigen, dass die Qualitätsziele für Nährstoffe der EG-WRRL unter den derzeitigen absehbaren Entwicklungen der Agrar-und Umweltpolitik auch bei Umsetzung der Düngeverordnung und der bisher geplanten zusätzlichen Agrarumweltmaßnahmen bis 2021 nicht erreicht werden.

Handlungsbedarf Grundwasser 2021

Die Bestimmung des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung der EG-WRRL-Ziele für das Grundwasser erfolgt im FZJ in einer Rückrechnung mit den Modellen GROWA/DENUZ/WEKU. Konkret wird hierbei der Stickstoffüberschuss berechnet, der auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen der

jeweiligen Gemeinde maximal anfallen darf, um noch den guten chemischen Zustand im Grundwasser sicherzustellen. Als Grenzwert für die Erreichung des guten chemischen Zustands im Grundwasser dient die im Projekt als Grenzwert festgelegte Nitratkonzentration von 50 mg/l im Sickerwasser unter der durchwurzelten Bodenzone. Dabei werden nur die Gemeinden betrachtet, die einen Flächenanteil in einer Typfläche (Teilräume eines Grundwasserkörpers in Niedersachsen) eines gefährdeten Grundwasserkörpers haben und im Mittel eine Sickerwasserkonzentration von mehr als 50 mg NO_3/l aufweisen. Unter Zugrundelegung des Baseline-Szenarios 2021 wurden daraus die zur Erreichung des Grundwasserschutzzieles im Jahr 2021 notwendigen N-Reduktionsmengen der landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse errechnet und an das Thünen-Institut übergeben.

Demnach sind den Modellanalysen zufolge, selbst unter Berücksichtigung der nach Einschätzung der Autoren optimistischen Annahme zur Umsetzung der Düngeverordnung 2021, weitere rund 14.000 t N zu reduzieren. Der Minderungsbedarf ist regional unterschiedlich. So erreichen 65 % der Gemeinden unter den oben genannten Annahmen die Nährstoffziele für das Grundwasser bis 2021. Es gibt jedoch auch mit 35 % Gemeinden, gerade in Regionen mit intensiver landwirtschaftlicher Produktion, die noch einen erheblichen Stickstoffreduktionsbedarf aufweisen. So gibt es vier Gemeinden, die ihre Stickstoffüberschüsse noch um mehr als 40 kg N/ha reduzieren müssten.

Handlungsbedarf Oberflächengewässer 2021

Die zur Erreichung der Grundwasserziele erforderliche Reduktion der Stickstoffüberschüsse um 14.000 t reicht nicht aus, um die Zielkonzentration von 2,8 mg/l im Küstengewässer zu realisiern. Hierzu ist eine weitere Reduktion um 6.000 t N notwendig. Dabei wird der Reduktionsbedarf anteilig auf die Teileinzugsgebiete unter Berücksichtigung der Retention verteilt. Ein Reduktionsbedarf anteilig auf die Teileinzugsgebiete unter Berücksichtigung der Retention verteilt. Ein Reduktionsbedarf ergibt sich unter den oben genannten Annahmen jedoch nur für ausgewählte Teileinzugsgebiete, insbesondere im Dreieck um Cloppenburg, Lingen und Osnabrück.

Maßnahmen und Schlussfolgerungen

Im Rahmen des Projektes wurden unterschiedliche gewässerrelevante Agrarumweltmaßnahmen als mögliche Option zur Reduzierung von landwirtschaftlichen Nährstoffeinträgen untersucht. Dabei zeigte sich, dass die zum Erreichen der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie erforderlichen weiteren Reduktionen der Stickstoffüberschüsse in mehreren Regionen so hoch ausfallen, dass in diesen Regionen, neben der Umsetzung der Düngeverordnung, den bisher umgesetzten und geplanten Agrarumweltmaßnahmen und der absehbaren Entwicklung der Landwirtschaft, eine Ausweitung der Agrarumweltprogramme nicht ausreichen wird, um die Nährstoffziele für Grund- und Oberflächengewässer der Wasserrahmenrichtlinie bis 2021 zu erreichen. Dies ist besonders in den Regionen der Fall, in denen viel Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung und/oder aus Biogasanlagen anfällt. Eine hohe Flächennutzungskonkurrenz in diesen Regionen lässt zudem eine geringe Akzeptanz von zusätzlichen Agrarumweltmaßnahmen erwarten, insbesondere unter Betrachtung der bisherigen Umsetzung von freiwilligen Agrarumweltmaßnahmen. Daher sollten alle

verfügbaren Reduktionsmöglichkeiten, ausgehend von den sogenannten grundlegenden Maßnahmen (wie eine Verschärfung der Düngeverordnung) bis hin zu flächenbezogenen Agrarumweltmaßnahmen, technologischen Innovationen, Wirtschaftsdüngertransporten, eventuell ein Abbau der Viehbestände, aber auch eine Reduktion der Einträge über Punktquellen, genutzt werden, um die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie möglichst überall zu erreichen.

Inhaltsverzeichnis

Auszug/Abstract i

Kurzfassung iii

1 Einleitung, Zielsetzung und Vorgehensweise 1

2 Charakterisierung des Bundeslandes Niedersachsen 5

2.1 Hydrologische Unterteilung 5

2.2 Landwirtschaftliche Landnutzung und Tierhaltung 6
2.2.1 Struktur der Landnutzung im Untersuchungsgebiet 6
2.2.2 Struktur der Tierhaltung im Untersuchungsgebiet 8

2.3 Betriebsstruktur 9

3 Vorgehensweise im AGRUM-Modellverbund 11

4 Modellergebnisse zu Wasserhaushalt und Wasserhaushaltskomponenten 17

4.1 Berechnete Wasserhaushaltskomponenten 17

4.2 Validierung der Modellergebnisse zum Wasserhaushalt 25

5 Analyse der landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzüberschüsse für das Basisjahr 2007 29

5.1 Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse in Deutschland 29

5.2 Nährstoffbilanzüberschüsse im Jahr 2007 in Niedersachsen 30
5.2.1 Mineraldünger 30
5.2.2 Organischer Dünger 32
5.2.3 Entzüge 37
5.2.4 Stickstoff- und Phosphorbilanzüberschüsse 38

6 Stickstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer im Basisjahr 2007 41

6.1 Verlagerbare Stickstoffmenge im Boden 42

6.2 Stickstoffausträge aus dem Boden und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (DENUZ) 44

6.3 Diffuse Stickstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer (GROWA-DENUZ-WEKU-Modell) 49
6.3.1 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen 50
6.3.2 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung 50

6.3.3 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Erosion 51
6.3.4 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Dränagen 52
6.3.5 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss 53
6.3.6 Stickstoffeinträge in das Grundwasser 53
6.3.7 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss 55
6.3.8 Gesamte diffuse Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer 59

6.4 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen und urbanen Systemen (MONERIS-Modell) 62

6.5 Zusammenführung: Diffuse und punktförmige Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer (nach FZJ und IGB) 65

6.6 Retention und Transport von Stickstoff in den Oberflächengewässern 67

6.7 Validierung der Ergebnisse für Stickstoff 69

7 Phosphoreinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer im Basisjahr 2007 73

7.1 Diffuse Phosphoreinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell) 74
7.1.1 Phosphoreinträge aus atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen 74
7.1.2 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung 74
7.1.3 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Erosion 75
7.1.4 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Dränagen 77
7.1.5 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über natürlichen Zwischenabfluss 77
7.1.6 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser 78
7.1.7 Gesamte diffuse Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer 79

7.2 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen und urbanen Systemen (MONERIS-Modell) 80

7.3 Zusammenführung der diffusen und punktförmigen Phosphoreinträge (nach FZJ und IGB) 83

7.4 Retention und Transport von Phosphor in den Oberflächengewässern 85

7.5 Validierung der Ergebnisse für Phosphor 87

8 Analyse der Auswirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungs-ziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie: Prognosen für das Jahr 2021 91

8.1 Vorgehensweise zur Prognose für das Jahr 2021: Baseline-Szenario 93

8.2 Auswirkungen veränderter Rahmenbedingungen in der Landwirtschaft auf die Nährstoffüberschüsse des Baseline-Szenarios 2021 95

8.2.1 Allgemeine Agrarpolitik 95
8.2.2 Erwartbare Entwicklung der landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion 98
8.2.3 Agrarumweltmaßnahmen 102
8.2.4 Szenarien zur Umsetzung der Düngeverordnung im Rahmen des Baseline-Szenarios 2021 105
8.2.5 Auswirkungen der erwartbaren Anpassungen in der Landwirtschaft auf die Nährstoffüberschüsse 109

8.3 Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2021 auf die Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer 110
8.3.1 Stickstoffeinträge in die Grundwasserkörper 110
8.3.2 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer 113
8.3.2.1 Stickstoffeinträge über Dränagen 113
8.3.2.2 Stickstoffeinträge über den natürlichen Zwischenabfluss 114
8.3.2.3 Stickstoffeinträge über den Grundwasserabfluss 115
8.3.2.4 Stickstoffeinträge über alle diffusen Eintragspfade 116
8.3.2.5 Stickstoffeinträge aus Punktquellen und urbanen Systemen 117

8.4 Auswirkungen des Baseline-Szenarios auf die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer 119

8.5 Handlungsgebiete und Handlungsbedarf 122
8.5.1 Handlungsgebiete und Handlungsbedarf Grundwasser 122
8.5.2 Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer bei Erreichung eines guten Grundwasserzustands 126
8.5.3 Frachten und Konzentrationen in den Oberflächengewässern beim Erreichen eines guten Grundwasserzustandes 2021 130
8.5.4 Handlungsbedarf zur Erreichung der Ziele für die Oberflächengewässer 132
8.5.4.1 Handlungsbedarf für die Oberflächengewässer zum Erreichen der Phosphorzielkonzentration für das Jahr 2007 135

8.6 Stickstoffeinträge in Niedersachsen – 2007 und 2021 im Überblick 136

8.7 Vergleich mit Ergebnissen aus dem Projekt AGRUM^{+} Weser 137

8.8 Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele 138
8.8.1 Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse 138
8.8.1.1 Charakterisierung der untersuchten Agrarumweltmaßnahmen 140
8.8.1.2 Maßnahmenoptionen zur Erreichung der Zielkonzentration von 50 mg/l Nitrat für das Grundwasser durch Reduktion der Stickstoffüberschüsse 141
8.8.1.3 Mögliche Kombination von Agrarumweltmaßnahmen zur Erreichung der Ziele für die Oberflächengewässer nach Erreichen eines guten Grundwasserzustandes 145
8.8.2 Grenzen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen 148

9 Zusammenfassung 151

10 Fazit 167

11 Literatur 169

Anhang A Methodik des AGRUM-Modellverbundes 181

A.1 Berechnung der landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzen 183
A.1.1 Ermittlung der landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzen für das Basisjahr 2007 183
A.1.2 Abschätzung der erwartbaren landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzen des Baseline-Szenarios 2021 186
A.1.3 Implementierung des Stickstoffvergleichs laut Düngeverordnung 193

A.2 Modellierung des Wasserhaushalts 194
A.2.1 Hydrologische Grundbegriffe und Definitionen 194
A.2.2 Berechnung der Gesamtabflusshöhe 197
A.2.3 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses 199
A.2.4 Berechnung der Sickerwasserhöhe 200
A.2.5 Separierung von Grundwasserneubildung, natürlichem Zwischenabfluss und Abfluss aus Dränagen 200
A.2.6 Berechnung der punktuellen Abflüsse von urbanen Flächen und Kläranlagen 202

A.3 Modellierung der diffusen Nährstoffeinträge 203
A.3.1 Diffusen Stickstoffeinträge 204
A.3.1.1 Modelltechnische Implementierung (GROWA-DENUZ-WEKU) 204
A.3.1.2 Quantifizierung der atmosphärischen Stickstoffdeposition auf Wasserflächen 206
A.3.1.3 Quantifizierung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung 207
A.3.1.4 Quantifizierung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Erosion 208
A.3.1.5 Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell) 208
A.3.1.6 Modellierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser 211
A.3.1.7 Ankopplung der verlagerbaren Stickstoffmenge im Boden an die austragsrelevanten Abflusskomponenten 212
A.3.1.8 Simulation der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer (WEKU-Modell) 212
A.3.1.9 Modellierung der Grundwasserverweilzeiten im oberen Aquifer 213
A.3.1.10 Modellierung des Nitratabbaus im Grundwasserleiter 217
A.3.1.11 Datengrundlagen 221
A.3.2 Diffuse Phosphoreinträge 222
A.3.2.1 Modellbeschreibung (MEPhos) 222

A.3.2.2 Quantifizierung der atmosphärischen Phosphordeposition auf Wasserflächen 223
A.3.2.3 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über Abschwemmung 224
A.3.2.4 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über Erosion 225
A.3.2.5 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über Dränagen 227
A.3.2.6 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über den natürlichen Zwischenabfluss 232
A.3.2.7 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss 233

A.4 Modellierung der Nährstoffeinträge über Punktquellen und urbane Systeme 234
A.4.1 Abflussbaum 237
A.4.2 Quantifizierung von Nährstoffeinträgen 238
A.4.2.1 Nährstoffeinträge aus dem Grundwasser 238
A.4.2.2 Nährstoffeinträge aus punktuellen Quellen 239
A.4.2.3 Nährstoffeinträge von urbanen Systemen 239
A.4.3 Retention in den Flusssystemen 242
A.4.4 Validierung der modellierten Nährstoffeinträge (Stickstoff und Phosphor) in die Oberflächengewässer 247

Anhang B Datenbasis 249

B.1 Klimadaten 251

B.2 Atmosphärische Deposition 254
B.2.1 Stickstoffdeposition 254
B.2.2 Phosphordeposition 255

B.3 Landnutzungsdaten 256

B.4 Landwirtschaftliche Produktion 257
B.4.1 Verwendete Daten zur Agrarstatistik 257
B.4.2 Vergleich der Datensätze der Agrarstrukturerhebung vor Geheimhaltung und der Tierseuchenkasse 258

B.5 Oberflächengewässer 261

B.6 Berechnung der Gewässeroberfläche 263

B.7 Erstellung einer Karte der künstlich gedränten Flächen 265

B.8 Digitales Geländemodell 268

B.9 Bodendaten 269

B.10 Hydrogeologische Daten 272

B.11 Eingangsdaten für urbane Systeme 275

B.12 Analyse der Auswirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie 279
B.12.1 Überblick 279
B.12.2 Verwendete Daten und Datenaufbereitung 280
B.12.3 Bestimmung der Auswirkung der geplanten AUM auf die Stickstoffbilanzen im Baseline-Szenario 2021 282

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1:	Integrativer/Interdisziplinärer Modellverbund	11
Abbildung 2:	Verfahrensgang zur Validierung der berechneten Wasserhaushaltsgrößen	26
Abbildung 3:	Ergebnisse der Validierung der Gesamtabflusshöhen (links) und Grundwasserneubildungshöhen (rechts)	27
Abbildung 4:	Entwicklung der Stickstoffsalden der deutschlandweiten Flächenbilanzen von 1990 bis 2010	29
Abbildung 5:	Gesamtbilanz (Hoftorbilanz) für Stickstoff und Phosphor in Deutschland von 1950 bis 2008	30
Abbildung 6:	Entwicklung des Inlandsabsatzes von Phosphor in Deutschland	32
Abbildung 7:	Übersicht der simulierten Stickstoffflüsse im Basisjahr 2007	41
Abbildung 8:	Gesamte Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen 2007 auf Rasterbasis	60
Abbildung 9:	Stickstoffeinträge in die Vorfluter für die wichtigsten diffusen Eintragspfade für Stickstoff (Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und Dränagen), aufgetrennt nach Norddeutschem Tiefland und Mittelgebirgsregion in 2007 (gerundete Werte in t N/a)	61
Abbildung 10:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden, im Basisjahr 2007	66
Abbildung 11:	Vergleich der beobachteten und berechneten Frachten als Gesamtergebnis aus den Modellierungen des AGRUM-Niedersachsen-Modellverbundes für das Basisjahr 2007	70
Abbildung 12:	Übersicht der simulierten Phosphorstoffflüsse im Basisjahr 2007	73
Abbildung 13:	Gesamtsumme des Phosphoreintrags aus diffusen Quellen	80
Abbildung 14:	Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden	84
Abbildung 15:	Vergleich der beobachteten und berechneten P-Frachten als Gesamtergebnis aus den Modellierungen des AGRUM^{+}-Niedersachsen-Modellverbundes für das Jahr 2007	87
Abbildung 16:	Übersicht der simulierten Stickstoffflüsse des Baseline-Szenarios 2021	92
Abbildung 17:	Vorgehensweise der Szenarioentwicklung	94
Abbildung 18:	Entwicklung der Erträge von Winterweizen, Roggen und Wintergerste in Niedersachsen zwischen 1979 und 2011	97

Abbildung 19:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden unter Annahme des Baseline-Szenarios 2021	120
Abbildung 20:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden bei Erreichen eines guten Grundwasserzustandes 2021	129
Abbildung 21:	Umfänge der von 2003 bis 2013 geförderten und der zur Zielerreichung umzusetzenden AUM in Niedersachsen	150
Abbildung 22:	Stickstoffbilanzen in den Gemeinden Niedersachsens, gruppiert nach Landkreisen (2007)	186
Abbildung 23:	Komparativ-statischer Prognoseansatz im Modell RAUMIS	187
Abbildung 24:	Vorgehensweise der Stickstoffbilanzierung im Modellsystem RAUMIS	188
Abbildung 25:	Entwicklung des Anbaus von Futterpflanzen insgesamt und Silomais sowie der Rinderzahlen insgesamt von 1990 bis 2010 in Deutschland	191
Abbildung 26:	Die Komponenten des Abflusses in GROWA/WEKU	195
Abbildung 27:	Hierarchie der abflussrelevanten Gebietseigenschaften zur Ableitung der BFI-Werte im GROWA-Modell	201
Abbildung 28:	Schematische Darstellung der diffusen Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer (GROWA-DENUZ-WEKU-Modell)	205
Abbildung 29:	Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Verweilzeitenmodellierung	214
Abbildung 30:	Ermittlung der Fließwege des Grundwassers im WEKU-Modell	216
Abbildung 31:	Verlauf der Verteilung der Stickstoffgehalte im Grundwasser für unterschiedliche Grundwasserverweilzeiten	220
Abbildung 32:	Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren Phosphoreintrags mit MEPhos	222
Abbildung 33:	Eintragspfade in MONERIS	235
Abbildung 34:	Nährstoffeinträge von urbanen Gebieten	240
Abbildung 35:	Zusammenhang zwischen mittleren $C_i/C_{Tm,}$ berechnet für Temperaturklassen in 0,5° C-Schritten von 0 bis 28° C	246
Abbildung 36:	Differenz der N-Überschüsse vor und nach Geheimhaltung für die Gemeinden in Niedersachsen (2007)	259
Abbildung 37:	Vergleich der Tierzahlen der Agrarstrukturerhebung und der Tierseuchenkasse	260

Abbildung 38: Schematische Veranschaulichung der Vorgehensweise zur Berücksichtigung von Frachten aus Teileinzugsgebieten außerhalb Niedersachsens 262

Abbildung 39: Berechnung der Gewässerfläche (WSA) von Haupt- (MR) und Nebenläufen (TRIB) in Flusssystemen 264

Abbildung 40: Unterscheidung zwischen Haupt- und Nebengewässer in MONERIS 264

Abbildung 41: Luftbild mit dränierten Ackerflächen 265

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1:	Flächenanteile der Einzugsgebiete in Niedersachsen	5
Tabelle 2:	Stickstoffbilanz 2007	39
Tabelle 3:	Phosphorbilanz 2007	40
Tabelle 4:	Kläranlagengrößenklassen nach angeschlossenen Einwohnern sowie die Gesamtanzahl der angeschlossenen Einwohner, die Summe der TN-Einleitung und die mittleren TN-Konzentrationen im Ablauf für das Jahr 2007	63
Tabelle 5:	TN-Einträge aus urbanen Systemen in den vier Flussgebietseinheiten und Gesamt-Niedersachsen im Basisjahr (2007)	65
Tabelle 6:	Summe der mittleren Stickstoffeinträge über alle Eintragspfade (2007) in Niedersachsen und den vier Flussgebietseinheiten	66
Tabelle 7:	Mittlere langjährige Abweichung zwischen der berechneten und beobachteten Stickstofffracht an den zentralen Übergabepegeln zwischen limnischen und tidebeeinflussten Gewässerabschnitten in Niedersachsen	70
Tabelle 8:	Berechnete gesamte Stickstoffeinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Niedersachsens und resultierende Frachten, differenziert nach Flussgebietseinheit (Ist-Zustand 2007)	71
Tabelle 9:	Kläranlagengrößenklassen nach angeschlossenen Einwohnern sowie die Gesamtanzahl der angeschlossenen Einwohner, die Summe der TP-Einleitung und die mittleren TP-Konzentrationen im Ablauf für das Jahr 2007	81
Tabelle 10:	TP-Einträge aus urbanen Systemen (Ist-Zustand 2007)	83
Tabelle 11:	Summe der mittleren Phosphoreinträge über alle Eintragspfade (2007) in Niedersachsen und in den vier Flussgebietseinheiten	84
Tabelle 12:	Berechnete gesamte Phosphoreinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Niedersachsens und berechnete resultierende Abflüsse, Frachten und Konzentrationen, differenziert nach Flussgebietseinheit für das Basisjahr 2007	89
Tabelle 13:	Übersicht über die wichtigsten Annahmen zur Baseline-Szenario 2021	94
Tabelle 14:	Durchschnittliche Veränderung der Erträge in Niedersachsen pro Jahr zwischen 2007 und 2021	97
Tabelle 15:	Entwicklungen der landwirtschaftlichen Landnutzung und Viehbestände in Deutschland und in Niedersachsen (2007 bis 2021)	99

Tabelle 16:	Überblick über die in Niedersachsen innerhalb der Förderperiode 2007 bis 2013 angebotenen sowie im Jahr 2015 beantragten Agrarumweltmaßnahmen mit Wirkung auf die Stickstoffüberschüsse	103
Tabelle 17:	Szenarien zum Transport von Wirtschaftsdünger	108
Tabelle 18:	Entwicklung der Stickstoffüberschüsse 2021 und die wichtigsten Anpassungen	109
Tabelle 19:	Änderung der Stickstoffeinträge über urbane Systeme und Punktquellen im Vergleich vom Basisjahr (2007) und dem Baseline-Szenario 2021 in Niedersachsen und den beteiligten Flussgebietseinheiten	118
Tabelle 20:	Summe der mittleren Stickstoffeinträge über alle Eintragspfade (Baseline-Szenario 2021) in Niedersachsen und den vier Flussgebietseinheiten	120
Tabelle 21:	Summe der mittleren Stickstoffeinträge über alle Eintragspfade (Baseline-Szenario inkl. guten Grundwasserzustands) in Niedersachsen und den vier Flussgebietseinheiten	130
Tabelle 22:	Eintrags- und Frachtreduktion bei Erreichen eines guten Grundwasserzustandes im Vergleich zum Basisjahr 2021, bezogen auf die Übergabepunkte der vier Flussgebietseinheiten	131
Tabelle 23:	Gesamte Stickstoffeinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Niedersachsens und resultierende Frachten, differenziert nach Flussgebietseinheit, bei Erreichen eines guten Grundwasserzustandes 2021	132
Tabelle 24:	TN-Einträge bei Erreichung eines guten Grundwasserzustandes 2021 und zu-lässige TN-Einträge zur Erreichung des Reduzierungsziels von 2,8 mg TN/l sowie der daraus abgeleitete absolute und prozentuale Eintragsreduktionsbedarf in Niedersachsen für ausgewählte Messstellen	133
Tabelle 25:	Zulässige TP-Einträge, Frachten, Konzentrationen sowie der nötige Redukti-onsbedarf zur Erreichung des 0,1 mg/l-Ziels für Phosphor an ausgewählten Messstellen Niedersachsens	135
Tabelle 26:	Stickstoffüberschüsse und Stickstoffeinträge für Niedersachsen im Überblick	136
Tabelle 27:	Vergleich der Ergebnisse Projekt AGRUM^{+} Weser und AGRUM Niedersachsen	138
Tabelle 28:	Überblick über die im Projekt untersuchten Maßnahmen zum landwirtschaftlichen Gewässerschutz durch Reduktion der Stickstoffüberschüsse	141

Tabelle 29:	Umfang und Kosten der Maßnahmen zur Erreichung der Grundwasserziele durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse	143
Tabelle 30:	Umfänge der Maßnahmen zur Erreichung des Reduzierungszieles von 2,8 mg TN/l für die Küstengewässer durch Reduktion der Stickstoff-bilanzüberschüsse, aufbauend auf gutem Grundwasserzustand	146
Tabelle 31:	Positionen der Nährstoffbilanz im Modellsystem RAUMIS für Stickstoff, Phosphor und Kalium	189
Tabelle 32:	Konstanten für die Verdunstungsberechnung	198
Tabelle 33:	Verwendete Datengrundlagen zur Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA	204
Tabelle 34:	Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden	210
Tabelle 35:	Konzentrationsbereiche der wesentlichen Indikatorparameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer	218
Tabelle 36:	Verwendete Datengrundlagen zur Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im Grundwasser mit WEKU	221
Tabelle 37:	Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literaturreferenzwerte für die Austragshöhe und für die Modellierung verwendete Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)	224
Tabelle 38:	Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literaturreferenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)	231
Tabelle 39:	ortho-Phosphat-Phosphorkonzentrationen im Grundwasser Niedersachsens für unterschiedliche geologische Verhältnisse als Eingangsdaten für die Modellierung	234
Tabelle 40:	Eintragspfade MONERIS	236
Tabelle 41:	Modellkonstanten zur Ermittlung des Stickstoffrückhaltes in verschiedenen hydrogeologischen Einheiten	239
Tabelle 42:	Skalierungsfaktoren für Karten unterschiedlicher Maßstäbe, unterteilt in Haupt- (MR) und Nebenlauf (TRIB)	265
Tabelle 43:	Ausgewählte Parameterkombinationen und Anteil gedränter Flächen an den Parameterkombinationen	267
Tabelle 44:	Zuordnung, Wirkung und Zielflächen der relevanten Maßnahmen	281
Tabelle 45:	Geförderte Flächen in den Jahren 2003/04 und 2007 sowie angestrebte Förderfläche im Jahr 2013 der relevanten Maßnahmengruppen	282

Verzeichnis der Karten

Karte 1:	Flussgebiete und Koordinierungsräume in Niedersachsen	6
Karte 2:	Regionale Ackerflächenanteile 2007	7
Karte 3:	Regionale Grünlandanteile 2007	8
Karte 4:	Regionale Viehbestandsdichten 2007	9
Karte 5:	Regionale Anteile der Weideviehbetriebe an der bewirtschafteten LF 2007	10
Karte 6:	Regionale Anteile der von Ackerbaubetrieben bewirtschafteten LF 2007	10
Karte 7:	Mittlere jährliche reale Verdunstungshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	18
Karte 8:	Mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	19
Karte 9:	Oberflächenabflusshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	20
Karte 10:	Mittlere jährliche Sickerwasserhöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	21
Karte 11:	Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	22
Karte 12:	Mittlere jährliche Direktabflusshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	23
Karte 13:	Mittlere jährliche Höhe des natürlichen Zwischenabflusses (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	23
Karte 14:	Mittlere jährliche Höhe des Direktabflusses über Dränagen (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	24
Karte 15:	Mittlere jährliche Höhe des Direktabflusses aus Siedlungsflächen (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	24
Karte 16:	Mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis	25
Karte 17:	Zur Validierung des Wasserhaushalts in Niedersachsen verwendete Pegel	26
Karte 18:	Einsatz von Stickstoff-Mineraldünger 2007	31
Karte 19:	Einsatz von Phosphor-Mineraldünger 2007	32
Karte 20:	Organische Stickstofflieferung aus der Rinderhaltung (ohne Milchkuhhaltung) 2007	33
Karte 21:	Organische Stickstofflieferung aus der Milchkuhhaltung 2007	33
Karte 22:	Organische Stickstofflieferung aus der Schweinehaltung 2007	34

Karte 23:	Organische Stickstofflieferung aus der Geflügelhaltung 2007	35
Karte 24:	Organische Stickstofflieferung aus der Schafhaltung 2007	35
Karte 25:	Gesamte organische Stickstofflieferung aus Wirtschaftsdünger 2007	36
Karte 26:	Phosphorlieferung aus Wirtschaftsdünger 2007	37
Karte 27:	Stickstoffentzüge 2007	38
Karte 28:	Stickstoffbilanzüberschüsse ohne atmosphärische Deposition 2007	39
Karte 29:	Phosphorbilanzüberschüsse 2007	40
Karte 30:	Netto-N-Mobilisierung und Immobilisierung im Boden	43
Karte 31:	Verlagerbare Stickstoffmenge im Boden (2007) auf Rasterbasis	43
Karte 32:	Denitrifikationsbedingungen in der durchwurzelten Bodenzone auf Rasterbasis	45
Karte 33:	Verweilzeit des Sickerwassers im Boden auf Rasterbasis	46
Karte 34:	Relative Denitrifikationsverluste in der durchwurzelten Bodenzone auf Rasterbasis	47
Karte 35:	Stickstoffaustrag aus der durchwurzelten Bodenzone auf Rasterbasis	48
Karte 36:	Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser 2007 auf Rasterbasis	49
Karte 37:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung 2007 auf Rasterbasis	50
Karte 38:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Erosion 2007 auf Rasterbasis	51
Karte 39:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Dränagen 2007 auf Rasterbasis	52
Karte 40:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss 2007 auf Rasterbasis	53
Karte 41:	Stickstoffeinträge in das Grundwasser mit der Grundwasserneubildung 2007 auf Rasterbasis	54
Karte 42:	Verweilzeit des Grundwassers im oberen Aquifer auf Rasterbasis	56
Karte 43:	Denitrifikationsbedingungen im oberen Aquifer	58
Karte 44:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss 2007 auf Rasterbasis	59
Karte 45:	Gesamte Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen 2007 auf Rasterbasis	61
Karte 46:	Stickstoffeinträge aus Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern 2007 in Niedersachsen	63

Karte 47:	Mittlerer Stickstoffeintrag aus urbanen Systemen auf Teileinzugsgebietsebene für das Basisjahr 2007 in Niedersachsen	64
Karte 48:	Stickstoffeintrag aus diffusen und punktförmigen Quellen sowie urbanen Systemen 2007 in Niedersachsen auf Teileinzugsgebietsebene	67
Karte 49:	Mittlere Stickstoffretention in den Vorflutern Niedersachsens 2007, bezogen auf Teileinzugsgebietsebene	68
Karte 50:	Mittlere akkumulative Stickstoffretention in den Hauptläufen vom Auslass eines Teileinzugsgebiets bis zu den definierten Übergabepunkten der Flussgebiete 2007	69
Karte 51:	Berechnete Gesamtstickstoffkonzentrationen der Hauptläufe der Flussgebietseinheit Weser 2007	71
Karte 52:	Mittlere jährliche Phosphoreinträge über Abschwemmung 2007 auf Rasterbasis	74
Karte 53:	Mittlere jährliche Bodenabtragsgefahr durch Wasser auf Ackerflächen in Niedersachsen	75
Karte 54:	Mittlere jährliche Phosphoreinträge über Erosion 2007 auf Rasterbasis	76
Karte 55:	Mittlere jährliche Phosphoreinträge über Dränagen 2007 auf Rasterbasis	77
Karte 56:	Mittlere jährliche Einträge von Gesamtphosphor über natürlichen Zwischenabfluss auf Rasterbasis	78
Karte 57:	Mittlere jährliche Phosphoreinträge über grundwasserbürtigen Abfluss 2007 auf Rasterbasis	79
Karte 58:	Phosphoreinträge aus Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern im Basisjahr 2007 in Niedersachsen	81
Karte 59:	Mittlerer Phosphoreintrag aus urbanen Systemen auf Teileinzugsgebietsebene für das Basisjahr 2007 in Niedersachsen	82
Karte 60:	Gesamte Phosphoreinträge aus diffusen und punktförmigen Quellen sowie urbanen Systemen auf Teileinzugsgebietsebene für das Basisjahr 2007 in Niedersachsen	85
Karte 61:	Mittlere Phosphorretention in den Vorflutern Niedersachsen (2007), bezogen auf Teileinzugsgebietsebene	86
Karte 62:	Berechnete gesamte Phosphorkonzentrationen in den Vorflutern Niedersachsens auf Teileinzugsgebietsebene für das Basisjahr 2007	88
Karte 63:	Regionaler Maisanbau in Niedersachsen im Baseline-Szenario 2021	100
Karte 64:	Regionaler Energiemaisanbau in Niedersachsen im Baseline-Szenario 2021	101

Karte 65:	Berechnete Veränderung der AUM-Flächen in der Förderperiode 2007 bis 2013 auf Gemeindeebene	104
Karte 66:	Wirkungspotenziale der bis 2013 angestrebten Förderungsflächen des Agrar- umweltprogramms der Förderperiode 2007/2013 im Vergleich zum Jahr 2007 auf die Stickstoffbilanzüberschüsse	105
Karte 67:	Stickstofffflächenbilanzüberschüsse im Basisjahr 2007 (links) und im Baseline-Szenario 2021 (rechts) (kg N/ha LF ohne atmosphärische Deposition)	110
Karte 68:	Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser (Baseline-Szenario 2021) auf Rasterbasis	111
Karte 69:	Stickstoffeinträge in das Grundwasser 2021 auf Rasterbasis	112
Karte 70:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Dränagen 2021 auf Rasterbasis	114
Karte 71:	Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss 2021 auf Rasterbasis	115
Karte 72:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser auf Rasterbasis	116
Karte 73:	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über alle diffusen Eintragspfade 2021 auf Rasterbasis	117
Karte 74:	Abnahme der Stickstoffeinträge über urbane Systeme unter einer reduzierten atmosphärischen Deposition im Baseline-Szenario 2021 im Vergleich zum Basisjahr 2007 auf Teileinzugsgebietsebene.	119
Karte 75:	Gesamte Stickstoffeinträge in Niedersachsen unter Annahme des Baseline-Szenarios 2021 auf Teileinzugsgebietsebene	121
Karte 76:	Berechnete mittlere Stickstoffkonzentrationen in den Vorflutern des Bundeslandes Niedersachsen unter Annahme des Baseline-Szenarios in 2021 auf Teil- einzugsgebietsebene	122
Karte 77:	Notwendige Reduzierung der Stickstoffeinträge zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l für jede Rasterzelle auf Basis der Stickstoffeinträge des Baseline-Szenarios 2021	124
Karte 78:	Notwendige Minderung der Stickstoffüberschüsse zur Erreichung einer mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l, bezogen auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Typflächen und Teilräumen auf Basis der Stickstoffeinträge des Baseline-Szenarios 2021	125

Karte 79:	Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen nach Minderung der N-Einträge zur Erreichung einer Sickerwasserkonzentration von 50 mg/l	128
Karte 80:	Gesamte Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer in Niedersachen bei Erreichen eines guten Grundwasserzustandes 2021 auf Teileinzugsgebietsebene	129
Karte 81:	Berechnete Stickstoffkonzentrationen in den Vorflutern des Bundeslandes Niedersachsen bei Erreichen eines guten Grundwasserzustandes auf Teileinzugsgebietsebene	131
Karte 82:	Maximal zulässige N-Konzentration in den Hauptläufen zum Erreichen des Reduktionszieles von 2,8 mg/l an den Übergabepunkten limnisch-marin	134
Karte 83:	N-Minderungsbedarf der N-Einträge in den Boden, der zu erbringen wäre, wenn nach der Erreichung des guten Zustandes Grundwasser zusätzlich das Reduzierungsziel von 2,8 mg TN/l an den Übergabepunkten zur Küste erreicht werden soll	134
Karte 84:	Maßnahmenkombination und zusätzlicher Maßnahmenumfang zur Erreichung der Ziele des Grundwassers durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse, aufbauend auf dem Baseline-Szenario 2021[1)]	144
Karte 85:	Maßnahmenkombination und zusätzlicher Maßnahmenumfang zur Erreichung des Reduzierungszieles von 2,8 mg N/l für die Küstengewässer durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse, aufbauend auf gutem Grundwasserzustand und dem Baseline-Szenario 2021[1)]	146
Karte 86:	Zur Zielerreichung notwendige Stickstoffbilanzüberschüsse 2021	149
Karte 87:	Phosphotope zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen Phosphoreintrags über Dränagen	232
Karte 88:	Gebietskulisse zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen Phosphor-eintrags über Zwischenabfluss	233
Karte 89:	Lage der berücksichtigten Messstellen zur Validierung der modellierten Nährstoffeinträge in Niedersachsen	248
Karte 90:	Verhältnis zwischen Sommer- und Winterniederschlägen 1983 bis 2005	252
Karte 91:	Mittlerer Jahresniederschlag 1983 bis 2005	252
Karte 92:	Potenzielle Verdunstungshöhe 1983 bis 2005	253
Karte 93:	Atmosphärische Stickstoffdeposition (Mittel 2004 bis 2007)	254
Karte 94:	Projektion der atmosphärischen Stickstoffdeposition für das Jahr 2021	255

Karte 95:	ATKIS-Landnutzung	256
Karte 96:	Berücksichtigte Teileinzugsgebiete in Niedersachsen mit Ober- und Unterliegern	263
Karte 97:	Lage der ausgewerteten Luftbilder und des eingeflossenen Expertenwissens im niedersächsischen Teil des Einzugsgebiets der Elbe	266
Karte 98:	Potenziell gedränte landwirtschaftliche Nutzflächen	268
Karte 99:	Topografie Niedersachsens	269
Karte 100:	Tiefenlage des bodenkundlichen Grundwasserflurabstands (Grundwasserstufen)	270
Karte 101:	Staunässeeinfluss	271
Karte 102:	Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge	272
Karte 103:	Karte der grundwasserführenden Gesteinseinheiten	273
Karte 104:	Geologische Teilräume Niedersachsens	274
Karte 105:	Hydraulische Durchlässigkeit	274
Karte 106:	Lage der kommunalen und industriellen Einleiter mit Einwohnergleichwerten	275
Karte 107:	Anteile der Trennkanalisation (2007) auf Teileinzugsgebietsebene	276
Karte 108:	Einwohner mit Anschluss an die Kanalisation und eine kommunale Kläranlage auf Teileinzugsgebietsebene	276
Karte 109:	Einwohner mit Anschluss an Kleinkläranlagen (Boden-/Grundwasserpassage) auf Teileinzugsgebietsebene	277
Karte 110:	Einwohner mit Anschluss an Kleinkläranlagen (Graben/Rohr) auf Teileinzugsgebietsebene	278
Karte 111:	Einwohner mit Anschluss an abflusslose Gruben auf Teileinzugsgebietsebene	278
Karte 112:	Mittlere Einwohnerdichte 2007 auf Teileinzugsgebietsebene	279

Verzeichnis der Abkürzungen

A	
ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung zur Schätzung des Bodenabtrags durch Wassererosion
AgrStatG	Agrarstatistik Gesetz
ASE	Agrarstrukturerhebung
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartografisches Informationssystem
AU	Teileinzugsgebiet
AUM	Agrarumweltmaßnahmen
B	
BFI-Wert	Standortparameter zur Grundwasserneubildung
BGBl	Bundesgesetzblatt
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BstatG	Bundesstatistikgesetz
BÜK	Bodenübersichtskarte
D	
DE	Deutschland
DENUZ	Denitrifikation in der ungesättigten Zone
DGM	Digitales Geländemodell
DIN	Deutsches Institut für Normung
DLM25	Digitales Landschaftsmodell
DOC	Gelöster Organischer Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon)
DON	Gelöster Organischer Stickstoff (Dissolved Organic Nitrogen)
dt/ha	Dezitonne je Hektar, Ertragseinheit in der Landwirtschaft
DTK	Deutsche Topographische Karte
DüV	Düngeverordnung
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.
DWD	Deutscher Wetterdienst
E	
EEG	Erneuerbare Energien-Gesetz
EG	Europäische Gemeinschaft
EG-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
ELER	Europäischer Landwirtschaftsfond für die Entwicklung des ländlichen Raums
ER	Anreicherungsfaktor
ESVG	Europäisches System Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen
EU	Europäische Union
EZG	Einzugsgebiet

F	
FGG Weser	Flussgebietsgemeinschaft Weser
FAO	Food and Agriculture Organization (United Nation)
FZJ	Forschungszentrum Jülich
G	
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GIS	Geographisches Informationssystem
GROWA	Großräumiges Wasserhaushaltsmodell
Gl	Gleichung
GrwV	Grundwasserverordnung
GVE	Großvieheinheit
GWK	Grundwasserkörper
GW-OK	Bei gutem Grundwasserzustand 2021
GWRL	Grundwasserrichtlinie
H	
ha	Hektar (Maßeinheit der Fläche)
HB	Hansestadt Bremen
HÜK	Hydrogeologische Übersichtskarte
I	
IGB	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
J	
Jgg.	Jahrgang/Jahrgänge
K	
K	Kalium
KA4	Bodenkundliche Kartieranleitung (4. Auflage)
K_f-Wert	Durchlässigkeitsbeiwert
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.
L	
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LBEG	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie in Niedersachsen
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
LGR	Landwirtschaftliche Gesamtrechnung
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
LS-Faktor	Der Topographiefaktor LS setzt sich aus dem Hanglängenfaktor L und dem Hangneigungsfaktor S zusammen
M	
MEPhos	Modell zur Ermittlung des Phosphoreintrags
Modellverbund AGRUM	Zusammenschluss von drei Modellen zu Agrar- und Umweltmaßnahmen: RAUMIS (Thünen-Institut Braunschweig, ehemals FAL), GROWA/WEKU (Forschungszentrum Jülich) und MONERIS (Leibnitz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei)
Modellvorhaben AGRUM	Projektvorhaben zum Modell zur Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie
MoMNQ-Wert	Arithmetische Mittel aus den Monats-MNQ-Werten

MONERIS	Modelling Nutrient Emissions in River Systems
MQ	Mittlerer Abfluss
MoNQ-Wert	Monatlicher Niedrigwasserabfluss
MR	Main River bzw. Hauptläufe
MUNLV	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
N	
N	Stickstoff
NaWaRo	Nachwachsende Rohstoffe
NHI	Nitrogen-Harvest-Index
NI	Bundesland Niedersachsen
NIBIS	Niedersächsisches Bodeninformationssystem
NL	Niederlande
NLfB	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
NLÖ	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
NO_3	Nitrat
NO_Y	Oxidierte Stickstoffverbindungen
NH_X	Reduzierte Stickstoffverbindungen
NH_4	Ammonium
O	
OSPAR	OSPAR (oder OSPARCOM) ist eine Konvention zum Schutz der marinen Umwelt des Nordostatlantiks. Sie wird durch die OSPAR-Kommission verwaltet.
OWK	Oberflächenwasserkörper
P	
P	Phosphor
R	
RAUMIS	Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem
S	
SGD	Staatliche Geologische Dienste Deutschlands
SRP	Gelöster, reaktiver Phosphor
StBA	Statistisches Bundesamt
T	
TI	Thünen-Institut für Ländliche Räume, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei in Braunschweig
TN	Total Nitrogen (Gesamtstickstoff)
TP	Total Phosphorus (Gesamtphosphor)
TRIB	Nebengewässer
U	
UBA	Umweltbundesamt
W	
WAGriCo	Water Resources Management in Cooperation with Agriculture
WEKU	WEKU (Verweilzeiten und reaktiver N-Transport im Grundwasser)
WSA	Water Surface Area (Gewässeroberfläche)

1 Einleitung, Zielsetzung und Vorgehensweise

Im Jahr 2000 wurde die Europäische Wasserrahmenrichtlinie verabschiedet mit dem Ziel, alle europäischen Oberflächengewässer in einen guten ökologischen und chemischen bzw. das Grundwasser in einen guten mengenmäßigen und chemischen Zustand zu bringen (EG-Wasserrahmenrichtlinie 2000, EG-WRRL). Dies sollte bis zum Jahr 2015 umgesetzt werden. Messwerte und Prognosen zeigen, dass die Ziele zur Gewässerqualität der EG-WRRL in Niedersachsen bis 2015 überwiegend nicht erreicht werden. Die Mehrzahl der Oberflächen- und Grundwasserkörper sind nach wie vor in einem schlechten ökologischen bzw. chemischen Zustand. Die Wasserrahmenrichtlinie hat zwei weitere Zeitpunkte festgelegt, das Jahr 2021 und das Jahr 2027, um die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu überprüfen, auch als Fristverlängerung für die Umsetzung der Richtlinie in besonderen Fällen.

Die Aussichten für Niedersachsen, die Gewässerqualitätsziele der Wasserrahmenrichtlinie bis 2021 zu erreichen, sollen im vorliegenden Bericht untersucht werden. Dazu werden die Nährstoffeinträge und die Nährstoffbelastungen der Gewässer in Niedersachsen für das Basisjahr 2007 und für das Baseline-Szenario 2021 analysiert. Es kann dabei auf dem Modellvorhaben AGRUM Weser bzw. dem Folgeprojekt AGRUM^{+} Weser aufgebaut werden, welches bis 2008 in einer ersten Projektphase (s. Kreins et al., 2010) und bis 2014 in einer zweiten Projektphase (s. Heidecke et al., 2014) für das Wesereinzugsgebiet durchgeführt wurde. Zur besseren Vergleichbarkeit werden die hier dargelegten Berechnungen überwiegend entsprechend des Vorgehens im Projekt AGRUM^{+} Weser durchgeführt. Abweichungen von dieser Vorgehensweise werden im Bericht erläutert.

Ziel des vorliegenden Projektes ist, die Nährstoffbelastung nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie für Niedersachsen zu analysieren und Maßnahmen und Handlungsoptionen aufzuzeigen und zu diskutieren. Dafür werden alle Nährstoffeinträge in die Gewässer für das Jahr 2007 mit Schwerpunkt auf die landwirtschaftlichen Einträge abgebildet, da diese den größten Anteil der Nährstoffeinträge von Stickstoff und Phosphor in Niedersachsen ausmachen. Darauf aufbauend wird mithilfe eines deutschlandweiten Agrarsektormodells die erwartbare landwirtschaftliche Entwicklung bis 2021 abgeschätzt. Dies ermöglicht es, die Nährstoffüberschüsse im Baseline-Szenario 2021 abzuleiten und darauf aufbauend mit den hydrologischen Modellen GROWA-DENUZ-WEKU und MEPhos sowie MONERIS die Nährstoffeinträge, die Nährstoffkonzentrationen und Frachten in den Gewässern und den notwendigen Reduktionsbedarf zur Erreichung der Gewässerschutzziele zu berechnen. Abschließend wird der erforderliche Reduktionsbedarf beispielhaft den angebotenen förderungsfähigen Agrarumweltmaßnahmen gegenübergestellt, um die Möglichkeiten zur Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu diskutieren.

Zur Erreichung dieser Zielstellung wurden die folgenden Arbeitsschritte durchgeführt:

- Beschaffung und Erarbeitung aktueller, landesweit einheitlicher Datengrundlagen für das Bundesland Niedersachsen, um den Wasserhaushalt und die Stoffeintragspfade abzubilden
- Aufbereitung weiterer Datengrundlagen: Landnutzung, Depositionsdaten, Kläranlageninventar, Anschlussgrade, Monitoringdaten etc.
- Erstmalige Kopplung des **R**egionalisierten **A**grar- und **UM**welt**I**nformations**S**ystems **RAUMIS** mit dem **gro**ßräumigen **Wa**sserhaushaltsmodell **GROWA,** den reaktiven Stickstoffmodellen **DENUZ** und **WEKU,** dem pfad- und flächendifferenzierten Phosphormodell **MEPhos** sowie dem Modell **MONERIS** (**Mo**delling **N**utrient **E**missions in **Ri**ver **S**ystems) für das Bundesland Niedersachsen
- Basisjahr-Analysen für Stickstoff und Phosphor (Bilanzüberschüsse, diffuse und punktuelle Einträge in die Gewässer bis hin zum Küstengewässer)
- Ermittlung der erwartbaren N-Bilanzüberschüsse 2021 (Baseline-Szenarios 2021) und Prognose der Auswirkungen auf die Stickstoff- und Phosphoreinträge (Bilanzüberschüsse, diffuse Einträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer sowie punktuelle Einträge)
- Ermittlung des über das Baseline-Szenario 2021 hinausgehenden zusätzlichen Handlungsbedarfs unter Zugrundelegung der für 2021 berechneten Nährstoffüberschüsse und Nährstoffeinträge
- Ermittlung eines Maßnahmenszenarios als Handlungsoption zur Erreichung der Qualitätsziele der EG-WRRL für Grund- und Oberflächenwasserkörper
- Entwicklung eines Maßnahmenauswahltools, das die problemorientierte, regional spezifische Auswahl geeigneter Agrarumweltmaßnahmen unterstützt

Gliederung dieser Studie

1. Kurzfassung

2. Einleitung

3. Das Bundesland Niedersachsen wird in Bezug auf die natürlichen Standortfaktoren und auch hinsichtlich der Landnutzung und der landwirtschaftlichen Betriebsstrukturen im Jahr 2007 im Kapitel 2 charakterisiert.

4. Das Zusammenspiel der Modelle des AGRUM-Modellverbunds im Projekt AGRUM Niedersachsen wird im Kapitel 3 beschrieben.

5. Im Projekt wird zunächst der Ausgangszustand im Basisjahr 2007 analysiert, da zum Projektstart 2010 keine aktuelleren agrarökonomischen Datensätze zur Verfügung standen. Die Analysen zum Basisjahr 2007 sind für die landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzüberschüsse im Kapitel 5, die darauf aufbauenden Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer im Kapitel 6 und die für die Phosphoreinträge im Kapitel 7 dargelegt.

6. Anschließend werden die erwartbaren N-Bilanzüberschüsse 2021, ausgehend von Entwicklungen in der Landwirtschaft (Baseline-Szenario 2021), berechnet. Zu diesem Zeitpunkt sollen nach den Zielen der EG-WRRL, unter Einbeziehung einer Fristverlängerung von sechs Jahren über die originäre Zielerreichungsfrist 2015 hinaus, alle Gewässer einen guten Gewässerzustand erreicht haben. Weitere mögliche Maßnahmen, die über die bisher umgesetzten grundlegenden und geplanten zusätzlichen Maßnahmen hinaus zum Erreichen der Ziele der EG-WRRL beitragen können, werden in Kapitel 8 analysiert.

7. Nach einer umfangreicheren Zusammenfassung im Kapitel 9 werden die Kernaussagen des Projekts im Kapitel 10 mit einem kurzen Fazit abschließend dargelegt.

Anschließend werden im Anhang die Methodik, die Datengrundlagen sowie weitere Ergebnisse detailliert aufgeführt.

2 Charakterisierung des Bundeslandes Niedersachsen

2.1 Hydrologische Unterteilung

Im Zusammenhang mit der Modellierung der Einträge in die Oberflächengewässer und den daraus resultierenden Frachten im Bundesland Niedersachsen liegt eine wesentliche Besonderheit darin, dass kein abgeschlossenes hydrologisches Einzugsgebiet betrachtet wird. So ist Niedersachsen an den vier Flussgebietseinheiten Weser, Ems, Elbe und Rhein (s. Tabelle 1) beteiligt.

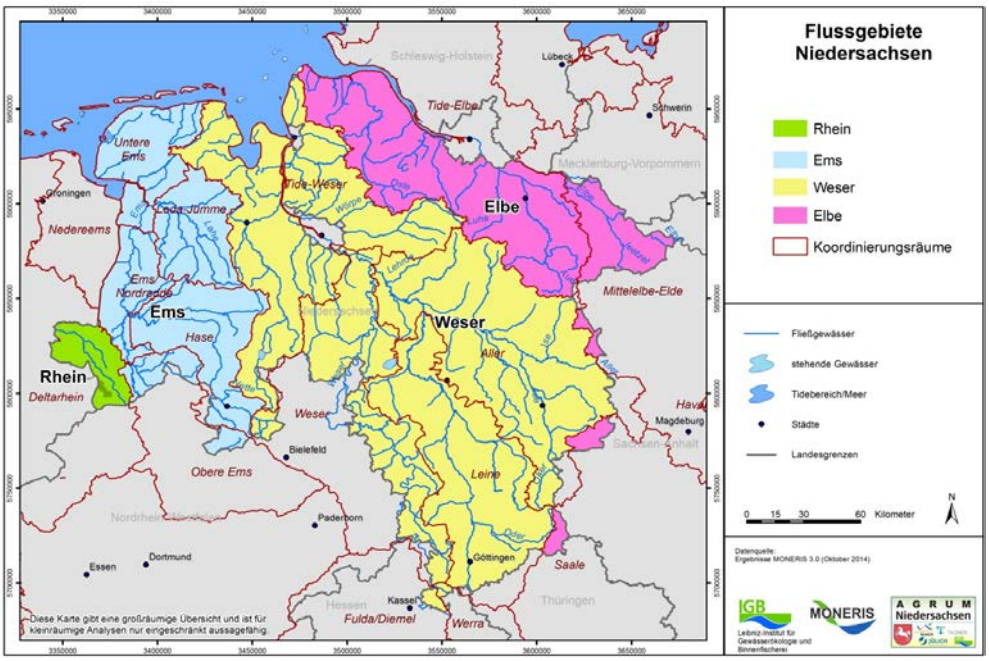
Tabelle 1: Flächenanteile der Einzugsgebiete in Niedersachsen

Einzugsgebiet	Größe in km²	Flächenanteil in %
Weser	27.700	58
Ems	9.900	21
Elbe	9.000	19
Rhein	1.000	2

Quelle: Eigene Berechnung.

Zudem sind die oberirdischen Einzugsgebiete für die Umsetzung der EG-WRRL in Koordinierungsräume, Bearbeitungsgebiete und letztlich Oberflächenwasserkörper unterteilt worden (für die Weser sind dies Teilräume, Planungseinheiten und dann Wasserkörper), die sich allesamt nicht an administrativen Grenzen orientieren, sondern sich ausschließlich aus den hydrologischen Einzugsgebietsgrenzen ableiten. Insgesamt ist Niedersachsen an 17 Koordinierungsräumen und 52 Bearbeitungsgebieten (nicht dargestellt) ganz oder teilweise beteiligt (s. Karte 1). Vereinbarungsgemäß beziehen sich die Aggregationen der modellierten Einträge und Frachten (hydrologisch beeinflusste Größen) daher im Wesentlichen auf die hydrologischen Teileinzugsgebiete der vier Flusssysteme bzw. auf das Bundesland selbst. Die sich daraus ergebenden spezifischen Annahmen zur Berechnung der Frachten, der Ableitung des Reduktionsbedarfs für die Oberflächengewässer und die Übertragung der Küstenschutzziele in die einzelnen Teilräume erfolgen in Kapitel 6.6.

Karte 1: Flussgebiete und Koordinierungsräume in Niedersachsen



Quelle: Eigene Berechnung.

2.2 Landwirtschaftliche Landnutzung und Tierhaltung

Nährstoffflächenbilanzüberschüsse, die eine potenzielle Eintragsquelle von Nährstoffen in die Gewässer darstellen, werden im Wesentlichen von der landwirtschaftlichen Landnutzung und Tierhaltung bestimmt. In der Regel gehen hohe Viehbesatzdichten mit hohen Nährstoffbilanzüberschüssen einher, da ein Großteil der mit dem Wirtschaftsdünger ausgebrachten Nährstoffe nicht sofort pflanzenverfügbar und nur bedingt im Bestand einsetzbar ist, in großen Mengen anfällt und die Ausbringung während und außerhalb der Vegetationsperiode ausgetragen werden kann. Um einen Überblick über die regionalen Schwerpunkte der landwirtschaftlichen Produktion für das Bundesland zu geben, werden im folgenden Abschnitt die Flächennutzung und Tierhaltung in Niedersachsen im Jahr 2007 dargelegt.

2.2.1 Struktur der Landnutzung im Untersuchungsgebiet

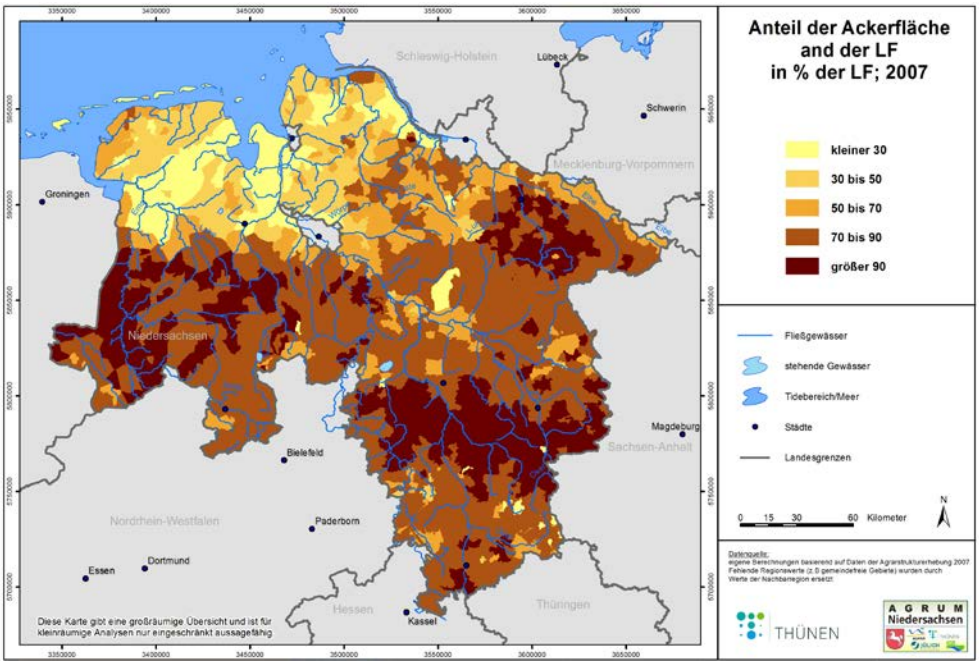
Informationen zur Landnutzung und landwirtschaftlichen Flächennutzung liefern im Wesentlichen die Flächenerhebung sowie die Bodennutzungshaupterhebung. Bei der *Flächenerhebung* werden Daten nach Art der geplanten Nutzung (Flächennutzungsplan) und nach Art der tatsächlichen Nutzung auf Grundlage des Liegenschaftskatasters erhoben. Daraus ergibt sich die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN). Demgegenüber wird die *Bodennutzungshaupterhebung* als Teil der Agrarstrukturerhebungen in Form einer Vollerhebung der Betriebe durchgeführt, die eine Fläche von mindestens 2 ha landwirtschaftlich nutzen. Hieraus wird die landwirtschaftlich genutzte Flä-

che (LF) abgleitet. Beide Erhebungsverfahren unterscheiden sich in Zweck, Inhalt, Datengrundlage und Erhebungsprinzip und führen daher zu unterschiedlichen Ergebnissen (Erhard et al., 2002). Die Methodik beider Erhebungsverfahren wurde in der Vergangenheit geändert, sodass eine Betrachtung des zeitlichen Verlaufs der Flächennutzung nur eingeschränkt möglich ist.

Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF)

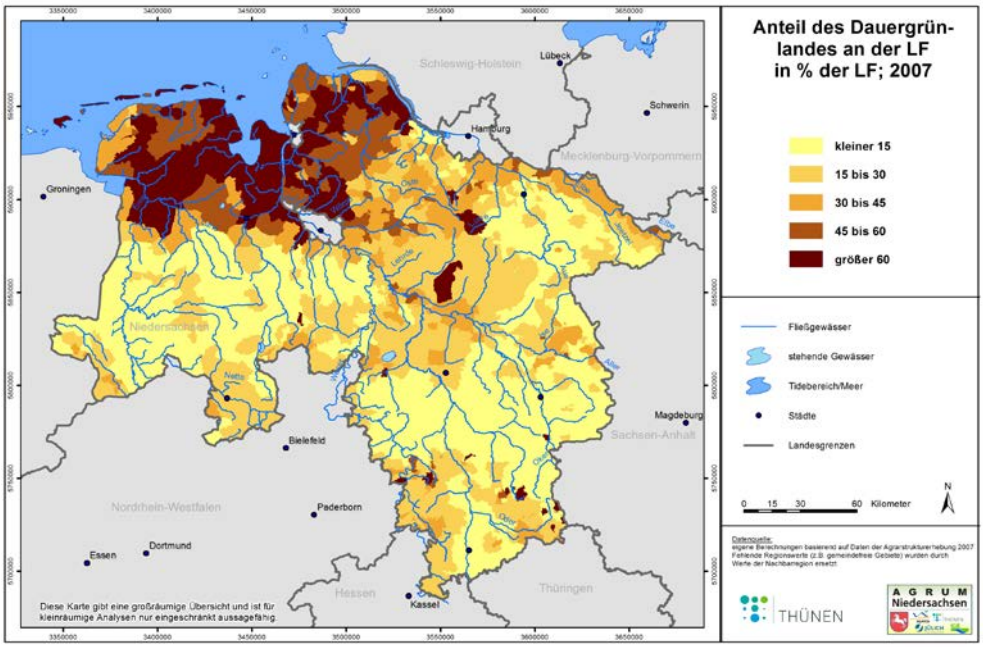
Die wichtigsten Hauptnutzungsgruppen der LF sind Ackerland und Dauergrünland. 2007 wurden in Niedersachsen insgesamt rund 2,6 Mio. ha landwirtschaftliche genutzte Fläche bewirtschaftet, davon 1,9 Mio. ha als Ackerland. Auf dem Ackerland, das damit rund 73 % der LF beträgt, sind in Niedersachsen die Flächenanteile für Getreide und für Hackfrüchte leicht höher als im Bundesdurchschnitt. Der Flächenanteil des Silomaises liegt mit 16 % ebenfalls über dem Bundesdurchschnitt. Demgegenüber fällt der Ackerfutterbau mit insgesamt 10 % der LF etwa 4 % geringer aus. Weitere 6 % der LF werden für den Anbau von Ölfrüchten genutzt. Der relative Anteil der Sonderkulturen ist in den meisten Regionen Niedersachsens sehr gering (meist unter 1 % der LF), er kann in einzelnen Regionen jedoch auch deutlich höher ausfallen. Das Grünland in Niedersachsen wird vorrangig als Mähweide bewirtschaftet (73 %), wobei die regionalen Anteile stark schwanken.

Karte 2: Regionale Ackerflächenanteile 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 3: Regionale Grünlandanteile 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

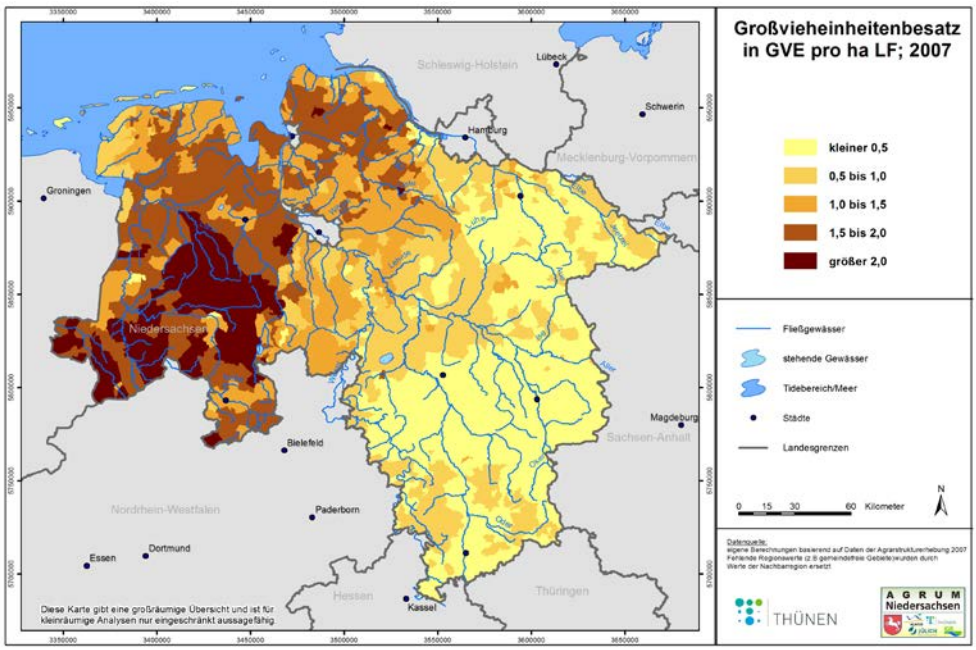
2.2.2 Struktur der Tierhaltung im Untersuchungsgebiet

Für die Nährstoffüberschüsse spielt sowohl die Höhe des Viehbesatzes je Hektar LF als auch die Viehbestandsstruktur eine große Rolle. Im Hinblick auf die Landnutzung ist bei der Tierhaltung eine Unterscheidung zwischen Raufutterfressern (z. B. Rinder und Schafe) und Nicht-Raufutterfressern (z. B. Schweine und Geflügel) sinnvoll. Dabei werden in Deutschland die Raufutterfresser durch den Rinderbestand dominiert, der wiederum weitgehend durch die Milchviehhaltung determiniert ist. Da Grünland ausschließlich von Raufutterfressern genutzt werden kann, dominiert in den nördlichen Regionen Niedersachsens mit hohem Dauergrünlandanteil die Rinderhaltung.

Die Viehhaltung in Niedersachsen weist im Vergleich zu Deutschland besondere Charakteristika auf. Die Viehbesatzdichte lag im Jahr 2007 mit rund 1,3 Großvieheinheiten (GVE) je ha LF deutlich über dem Bundesdurchschnitt von etwa 0,9 GVE/ha LF. Auch die Struktur der Tierhaltung in Niedersachsen weicht von der Struktur der Tierhaltung in Deutschland ab. Die sogenannte „flächenunabhängige“ Viehhaltung von Schweinen und Geflügel spielt in Niedersachsen eine weitaus größere Rolle als im gesamten Bundesgebiet.

Innerhalb Niedersachsens sind die regionalen Unterschiede der Viehbesatzdichte beachtlich (vgl. Karte 4).

Karte 4: Regionale Viehbestandsdichten 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

Die regionalen Unterschiede der Viehbestandsstruktur nach Raufutterfressern und Nicht-Raufutterfressern werden anhand der im Folgenden dargestellten Betriebsstruktur deutlich.

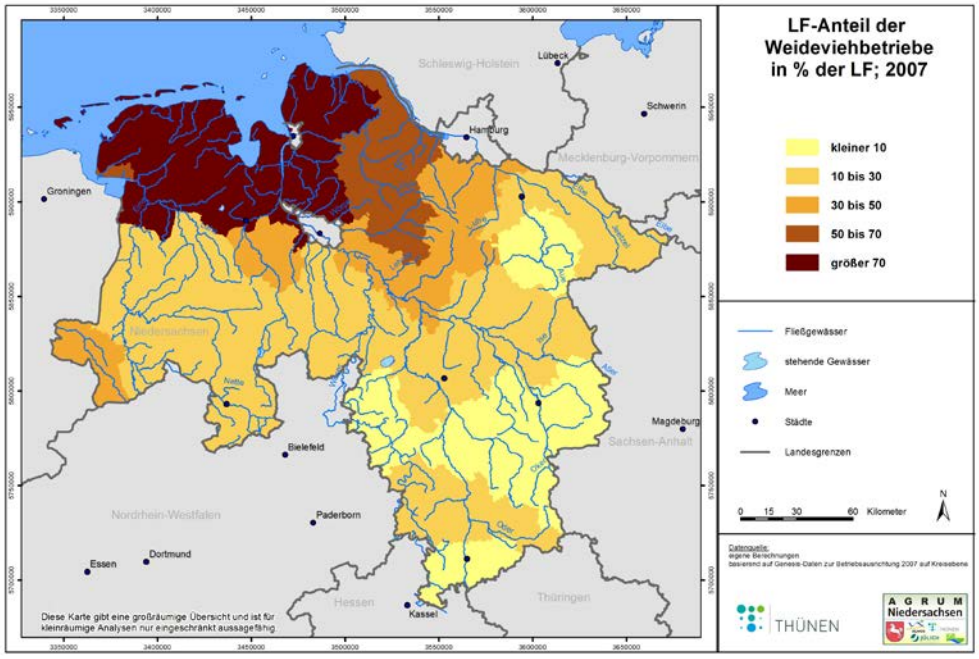
2.3 Betriebsstruktur

Die Betriebsstrukturen in Niedersachsen spiegeln sich in der Flächennutzung wider. Im Norden von Niedersachsen mit hoher Viehbesatzdichte und einem großen Anteil von Grünland an der LF finden sich überwiegend Weidehaltungsbetriebe (vgl. Karte 5). Im Westen Niedersachsens haben sich überwiegend Veredlungsbetriebe angesiedelt, die Geflügel und Schweinefleisch produzieren. Dort ist die Flächenausstattung pro Betrieb durchschnittlich am kleinsten und die Viehbesatzdichte am höchsten in Niedersachsen. Das Ackerland wird überwiegend zur Produktion von Mais als Futter und zur Nutzung in Biogasanlagen genutzt.

Demgegenüber wird die LF in Ackerbauregionen wie der Hildesheimer Börde zum Großteil von spezialisierten Ackerbaubetrieben bewirtschaftet (vgl. Karte 6).[1]

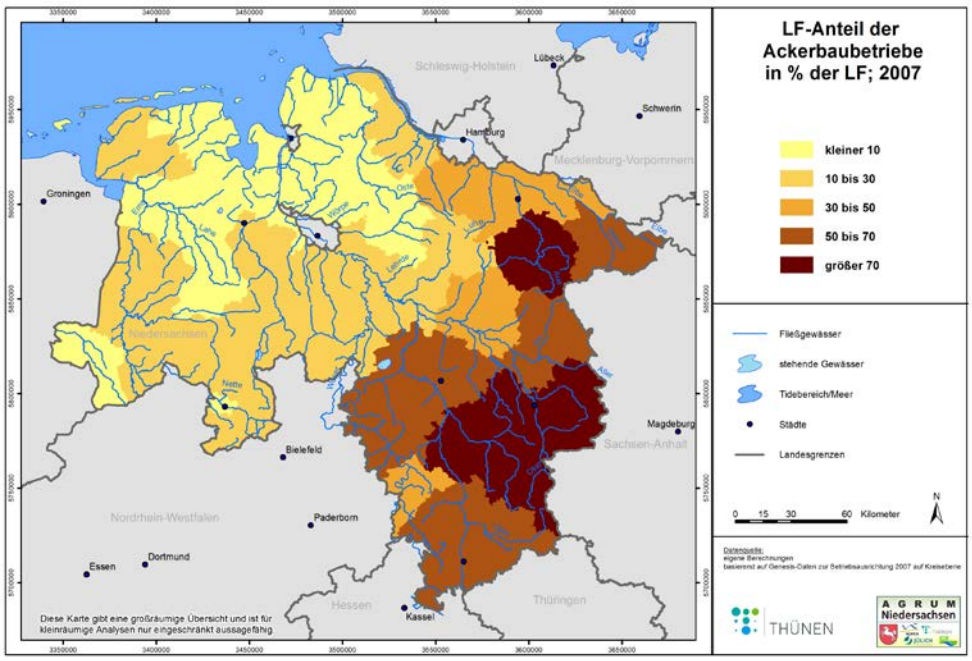
[1] Dargestellt sind die relativen Flächenanteile der Betriebe mit der Betriebsausrichtung Ackerbaubetriebe auf Kreisebene im Jahr 2007, basierend auf Daten der Datenbanken des Gemeinsamen Neuen Statistischen Informations-System (GENESIS) des Bundes und der Länder zur amtlichen Statistik.

Karte 5: Regionale Anteile der Weideviehbetriebe an der bewirtschafteten LF 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 6: Regionale Anteile der von Ackerbaubetrieben bewirtschafteten LF 2007

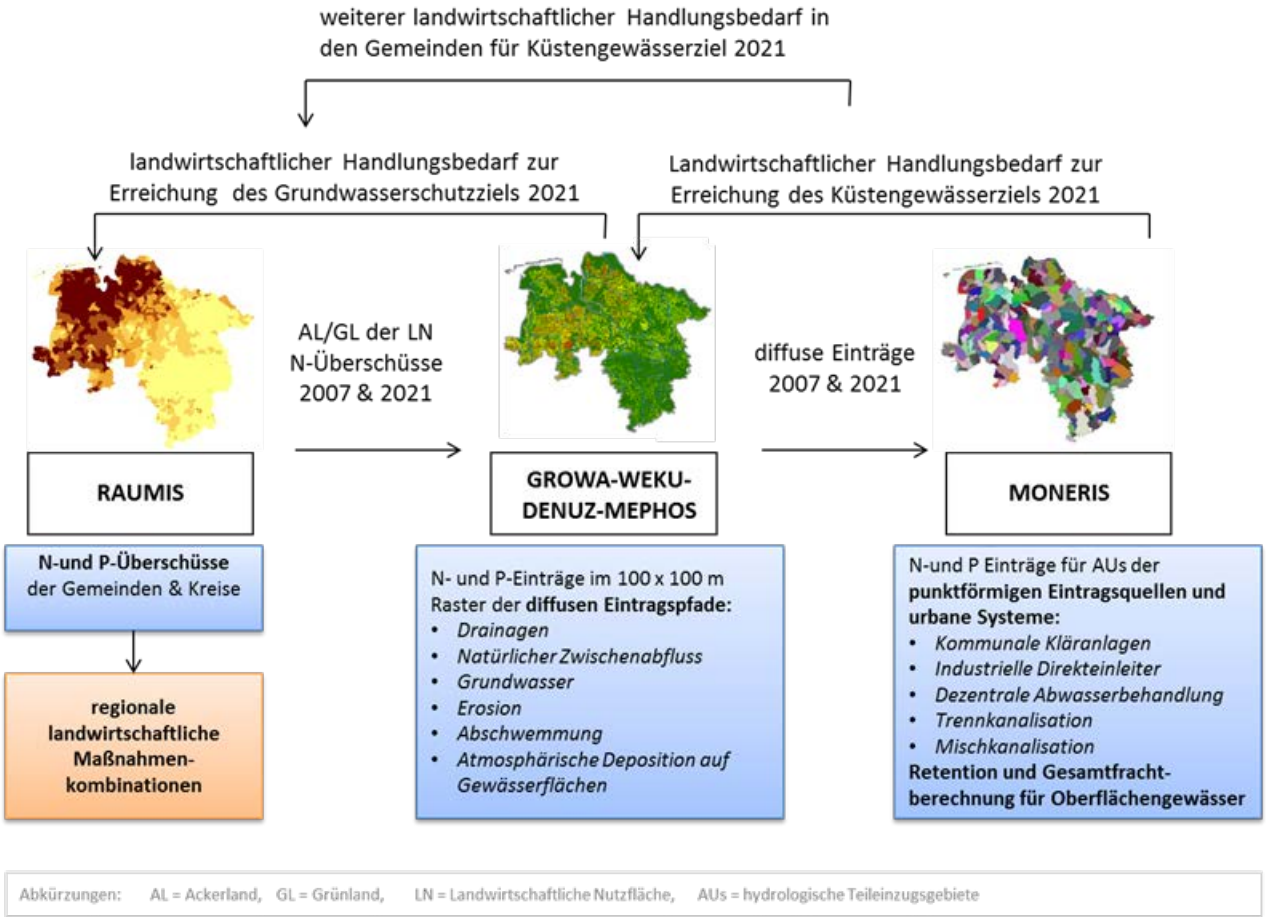


Quelle: Eigene Berechnung.

3 Vorgehensweise im AGRUM-Modellverbund

Für die Analysen im Projekt AGRUM Niedersachsen wurde der interdisziplinäre AGRUM-Modellverbund, bestehend aus dem Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem RAUMIS, den hydrologischen/hydrogeologischen Modellen GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos und dem Nährstoffeintragsmodell MONERIS, weiterentwickelt. Das Zusammenspiel der Modelle im Projekt AGRUM Niedersachsen wird in Abbildung 1 schematisch dargestellt.

Abbildung 1: Integrativer/Interdisziplinärer Modellverbund



Quelle: Eigene Darstellung.

Ein besonderer Vorteil des im AGRUM-Niedersachsen-Projekt erweiterten Modellverbundes ist, dass die Stärken der Einzelmodelle des AGRUM-Modellverbundes optimal genutzt werden können. Konsequenterweise wird im vorliegenden Abschlussbericht darauf verzichtet, alle Einzelmodule der Modelle ausführlich darzustellen. Stattdessen werden hier und im Anhang A.1 jeweils nur die Modellkomponenten in den Vordergrund gerückt, die in der Modellkette zum Einsatz gekommen sind. Im Folgenden werden die wichtigsten Schritte des AGRUM-Modellverbundes kurz dargelegt.

Mit RAUMIS wurden die landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzüberschüsse für Stickstoff und Phosphor für das Basisjahr 2007 berechnet. Diese Nährstoffüberschüsse sind anschließend ein Eingangsdatensatz für die Modellierung der diffusen Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer. Mit den Modellen GROWA/DENUZ/WEKU wird hierbei der diffuse N-Eintrag abgebildet, mit den Modellen GROWA/MEPhos der diffuse P-Eintrag. Mithilfe des Modells MONERIS werden die Einträge aus Punktquellen sowie aus urbanen Systemen ermittelt. Anschließend wurde unter Berücksichtigung aller ermittelten diffusen und punktförmigen Einträge und der Retention in den Oberflächengewässern und die Konzentrationen und Frachten am Auslasspegel bestimmt. Die gesamte Modellkette wird mit mittleren langjährigen Monitoringwerten validiert. Die Entwicklung der N-Überschüsse im Jahr 2021 wird auf Basis der modellbasierten Abschätzung zu Agrarmarkt- und Preisentwicklungen sowie zur Entwicklung von europäischen und nationalen Agrar- und Umweltpolitiken mit RAUMIS berechnet. Dabei werden auch Annahmen zur Weiterentwicklung der Agrarumweltmaßnahmen und zur Umsetzung der Düngeverordnung getroffen. Die resultierende Abschätzung von N-Überschüssen, N-Einträgen, Konzentrationen und Frachten bilden die Ergebnisse für die Prognose im Jahr 2021, die im Folgenden als Baseline-Szenario 2021 gekennzeichnet wird. Die Analysen zur Baseline und zum Minderungsbedarf fokussieren auf den Nährstoff Stickstoff, da die diffusen Phosphoreinträge überwiegend über den Gehalt von Phosphor im Boden bestimmt werden und daher kein großer Einfluss einer Änderung der P-Bilanzen auf die Einträge im Jahr 2021 erwartet wird.

Die Bestimmung des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung der EG-WRRL-Ziele für das Grundwasser erfolgt im FZJ in einer Rückrechnung mit den Modellen GROWA/DENUZ/WEKU. Unter der Annahme, dass die Grundwasserziele erreicht sind, wird anschließend, aufbauend auf diesen Ergebnissen, mit einer Rückrechnung des Modells MONERIS der Minderungsbedarf zur Erreichung der Oberflächengewässerziele bestimmt. Mithilfe von RAUMIS-Analysen wird das Potenzial von flächenbezogenen gewässerrelevanten Maßnahmen zur Erreichung des Minderungsbedarfs für Grundwasser bzw. Oberflächengewässer analysiert. So werden beispielhaft regionalspezifische Maßnahmen und ihre Wirkung und Kosten analysiert.

Im Rahmen des Projektes AGRUM Niedersachsen konnten so flächendeckend, regionaldifferenziert und hochaufgelöst die Nährstoffeinträge, der erforderliche Stickstoffminderungsbedarf und mögliche Maßnahmen für das Bundesland Niedersachsen ermittelt werden. Die Kopplung der Modelle ermöglicht es, für Niedersachsen eine einheitliche Methodik zur Ableitung des bis 2021 erwarteten Handlungsbedarfs im Bereich der diffusen und punktuellen Gewässerbelastungen anzuwenden. Der Modellverbund bietet darüber hinaus einen landesweiten Analyse- und Bewertungsansatz für Maßnahmen des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes mit dem Ziel, die Nährstoffüberschüsse zielorientiert und entsprechend der regionalen Eintragssituation zu analysieren.

Wasserhaushalt

Vor dem Hintergrund, dass der Wasserhaushalt eine möglichst aktuelle mittlere langjährige – und regional typische – hydrologische Situation abbilden sollte, wurde die Wasserhaushaltsmodellierung für die Periode 1983 bis 2005 vorgenommen. Die Modellierung erfolgte mit dem GROWA-

Modell. Auf diese Weise wurden die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Abfluss aus Dränagen, Abfluss über urbane Systeme und Grundwasserneubildung (Grundwasserabfluss) ausgewiesen. Die einzelnen Abflusskomponenten sind Grundlage für die eintragspfadbezogene Ermittlung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Vorfluter.

Landwirtschaftliche Nährstoffüberschüsse

Landwirtschaftliche Stickstoff- und Phosphorüberschüsse wurden vom Thünen-Institut für Ländliche Räume (TI-LR) analog zur verwendeten Methodik im AGRUM^{+}-Weser-Projekt (Heidecke et al., 2015) für das Basisjahr 2007 auf Gemeindeebene berechnet. Für die Abschätzung der Nährstoffüberschüsse im Baseline-Szenario 2021 kommt das Regionalisierte Agrar- und Umwelt-Informationssystem RAUMIS zur Anwendung. Hier gehen die absehbaren Entwicklungen der Agrar- und Umweltpolitik, Entwicklungen auf den Agrarmärkten sowie die Abschätzung von Erträgen und weitere wichtige Einflussgrößen ein. Es werden zudem verschiedene Szenarien zur Umsetzung der Düngeverordnung vorgestellt und diskutiert. Die Nährstoffbilanzierung sowie die Vorgehensweise für die Baseline sind im Anhang A.1.1 und A.1.2 detailliert beschrieben. Die Hintergründe und Annahmen zur Baseline, sowie die Szenarien zur Umsetzung der Düngeverordnung befinden sich in Kapitel 8.2. Die Anrechnung aller relevanten Positionen der Stickstoffbilanz ergibt den durchschnittlichen Nährstoffflächenbilanzüberschuss der landwirtschaftlich genutzten Flächen für die Gemeinden in Niedersachsen. Über diesen Datensatz erfolgt die Kopplung des Modells RAUMIS mit den Modellen GROWA/DENUZ/WEKU und GROWA/MEPhos.

Diffuse Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer

Auf Basis der oben beschriebenen Nährstoffüberschüsse sowie unter Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition (s. Anhang B.2) werden am FZJ die diffusen Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer modelliert. Berücksichtigt werden hierbei die diffusen Eintragspfade „Atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen“, „Erosion“, „Abschwemmung“, „Natürlicher Zwischenabfluss“, „Dränagen“ und „Grundwasserbürtiger Eintrag“. Mit den Modellen GROWA/MEPhos wird der diffuse P-Eintrag abgebildet, mit den Modellen GROWA/DENUZ/WEKU der diffuse N-Eintrag unter Berücksichtigung des reaktiven N-Transports in der durchwurzelten Bodenzone und im Grundwasser ausgewiesen. Die vom FZJ berechneten diffusen Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer werden über eine weitere Schnittstelle umgerechnet und als Eingangsdatensatz dem Modell MONERIS übergeben.

Nährstoffeinträge aus punktuellen und urbanen Systemen

Die Berechnung aller relevanten Nährstoffeinträge aus punktuellen und urbanen Systemen wird durch das IGB mit dem Modell MONERIS vorgenommen. Die Einträge über urbane Systeme beinhalten die Einträge von versiegelten urbanen Flächen über die Trennkanalisation und über die Mischkanalisationsüberläufe, von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen, die an eine Kanalisation, aber an keine Kläranlage angeschlossen sind, sowie von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen, die nicht an die Kanalisation angeschlossen sind. Weiterhin werden auch die Einträge über Kleinkläranalgen berücksichtigt, die entweder direkt über Rohr- bzw. Grabeneinlei-

tungen oder über eine Boden-Grundwasserpassage erfolgen. Im letzteren Fall erfolgte die Abschätzung des Nährstoffabbaus und -rückhalts über die in MONERIS implementierten Ansätze. Die punktuellen Einträge beinhalten Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter. Eine genaue Beschreibung dieser Berechnung befindet sich in Anhang A.4 Für die Baseline 2021 wurde angenommen, dass die urbane Deposition, analog zur Reduktion der atmosphärischen Deposition, um 25 % im Jahr 2021 abnimmt. Dabei werden die relativen, für die Mischkanalisation ermittelten Änderungen, auf die Kläranlagen übertragen.

Retention und Frachten

Zur Berechnung der gewässerinternen Retention und der daraus resultierenden Frachtabschläge werden die ermittelten Einträge des FZJ und des IGB auf Teileinzugsgebietsebene aggregiert und aufsummiert. Die Berechnung der gewässerinternen Retention in MONERIS erfolgt mittels empirisch-konzeptioneller Ansätze auf Basis von Wasserfläche, Abfluss und Wassertemperatur. separat für Neben- und Hauptläufe, sowie mittels ausgewählter größerer Seen einzelner Teileinzugsgebiete. Zur Validierung der Gesamtergebnisse wurden die Stickstoff- und Phosphoreinträge aller betrachteten diffusen und punktuellen Eintragspfade aufsummiert und unter Berücksichtigung der Retention in den Oberflächengewässern die Gewässerfrachten ermittelt. Diese wurden anschließend mit den langjährigen beobachteten Frachten verglichen. Nach der OSPAR-Methode (OSPAR, 1998) wurden langjährige Frachten auf Basis der gemessenen Abflüsse und gemessenen Konzentrationen berechnet.

Stickstoff – Handlungsbedarf Grundwasser

Die Bestimmung des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung der EG-WRRL-Ziele für das Grundwasser erfolgt im FZJ in einer Rückrechnung mit den Modellen GROWA/DENUZ/WEKU. Konkret werden hierbei die Stickstoffüberschüsse berechnet, die auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen der jeweiligen Gemeinde maximal anfallen dürfen, um noch den guten chemischen Zustand im Grundwasser sicherzustellen. Als Grenzwert für die Erreichung des guten chemischen Zustands im Grundwasser dient die im Projekt als Grenzwert festgelegte Nitratkonzentration von 50 mg/l im Sickerwasser unter der durchwurzelten Bodenzone. Dabei werden nur die Gemeinden betrachtet, die einen Flächenanteil in einer Typfläche eines gefährdeten Grundwasserkörpers haben und im Mittel eine Sickerwasserkonzentration von mehr als 50 mg NO_3/L aufweisen. Für diese Gemeinden wird dann der zulässige N-Überschuss ermittelt, der im Mittel für die Landwirtschaftsflächen einer jeden Gemeinde eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/L sicherstellt. Unter Zugrundelegung der Baseline werden daraus die zur Erreichung des Grundwasserschutzzieles im Jahr 2021 notwendigen N-Reduktionsmengen der landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse errechnet und an das Thünen-Institut übergeben.

Aufbauend auf dem guten Grundwasserzustand, bei dem der oben ermittelte Minderungsbedarf für das Grundwasser bereits reduziert ist, wurde der zusätzliche Minderungsbedarf für die Oberflächengewässer ermittelt. Durch diese iterative Vorgehensweise wird eine separate Ausweisung des Handlungsbedarfs für das Grundwasser und für Oberflächengewässer ermöglicht und somit auch eine fälschliche doppelte Ausweisung des Reduktionsbedarfs für das Grundwasser vermie-

den. Die Ermittlung des Handlungsbedarfs für die Oberflächengewässer erfolgt durch eine Rückrechnung mit dem Modell MONERIS, in dem die Erreichung einer Zielkonzentration von 2,8 mg N/l an den Übergabestellen zum Tidegewässer vorgegeben und weiterhin die gewässerinternen Retention berücksichtigt wird, um die Zielwerte für die Konzentrationen in den Teileinzugsgebieten abzuleiten und die Einträge in die Oberflächengewässer zurückzurechnen. Die notwendige Reduktion der N-Überschüsse auf Gemeindeebene wird, basierend auf den Konzentrationen an den Teileinzugsgebieten, über die Modelle DENUZ/WEKU am FZJ ermittelt.

Maßnahmenoptionen zur Erreichung der Ziele der EG-WRRL im Jahr 2021

Auf Basis der erforderlichen Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse für das Grundwasser sowie der verbleibenden Reduktion für die Oberflächengewässer werden beispielhaft am Thünen-Institut Maßnahmenkombinationen analysiert. Diese Maßnahmen sind durch Berücksichtigung der jeweiligen Landnutzung und ihrer Einsatzoptionen an die naturräumlichen und landwirtschaftlichen Standortbedingungen angepasst, regional differenzierte und damit effiziente Maßnahmen. Des Weiteren werden die Maßnahmen eingeschätzt hinsichtlich der Möglichkeit, die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen.

4 Modellergebnisse zu Wasserhaushalt und Wasserhaushaltskomponenten

Der Austrag von Pflanzennährstoffen in die Oberflächengewässer ist immer an die Komponenten des Abflusses gebunden. Aufgrund des unterschiedlichen physikalischen/chemischen Verhaltens von Stickstoffverbindungen (vor allem Nitrat) und Phosphorverbindungen (vor allem Phosphat) kommt den einzelnen Abflusskomponenten eine unterschiedliche Bedeutung als Eintragspfad zu. Daher muss vor der eigentlichen Nährstoffmodellierung eine Modellierung des Wasserhaushalts und der verschiedenen Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss (landwirtschaftliche Dränagen), Sickerwasser sowie Grundwasserneubildung vorgenommen werden.

Die Modellierung des Wasserhaushalts mit dem Modell GROWA erfolgte flächendifferenziert nach der im Anhang A2 beschriebenen Vorgehensweise auf Basis langjähriger klimatischer und hydrologischer Mittelwerte. Quantifiziert wurden die folgenden Wasserhaushaltsgrößen für die Periode 1983 bis 2005:

- Reale Verdunstungshöhe
- Gesamtabflusshöhe
- Oberflächenabflusshöhe
- Sickerwasserhöhe
- Direktabflusshöhe
- Höhe des Abflusses über Dränagen
- Höhe des natürlichen Zwischenabflusses
- Direktabflusshöhe von Siedlungsflächen
- Grundwasserneubildungshöhe

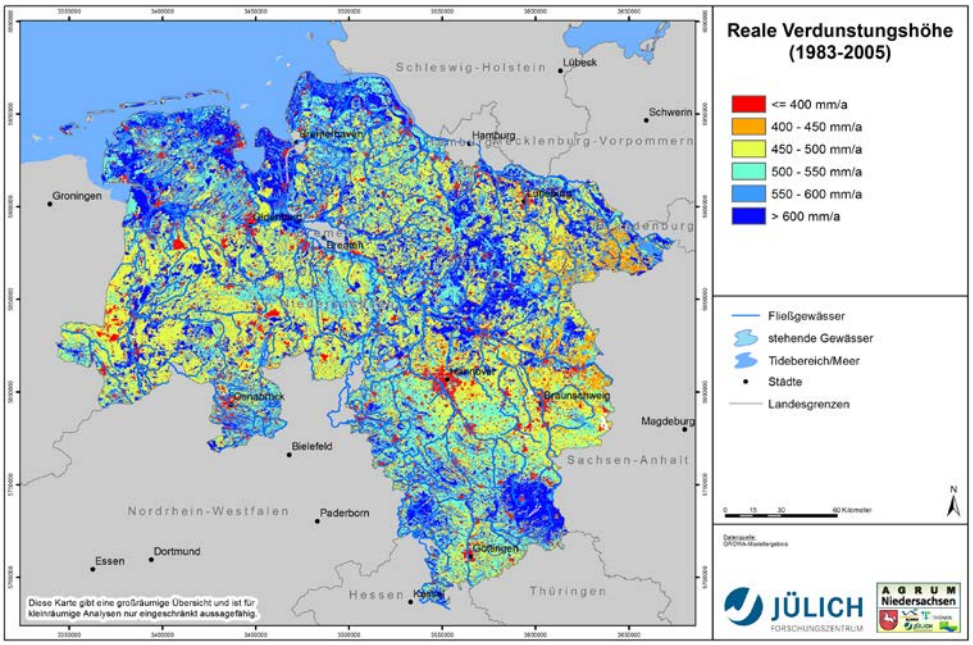
Aufgrund der Verwendung von langjährigen Mittelwerten werden hydrologische Extremereignisse (z. B. Hochwasser) und innerjährliche Variabilitäten nicht explizit betrachtet. Dies war auch nicht Ziel der durchgeführten Arbeiten. Die für Einzeljahre (z. B. Nass-/Trockenjahre), innerjährliche Bezugszeiträume (z. B. Sommer-/Winterhalbjahr) oder Extremereignisse auftretenden Abflusshöhen können daher von den hier angegebenen Werten stark differieren.

4.1 Berechnete Wasserhaushaltskomponenten

Karte 7 zeigt die mittleren realen Verdunstungshöhen (1983 bis 2005). Diese schwanken in einem Bereich zwischen <400 mm/a und >600 mm/a. Hohe Verdunstungswerte sind einerseits an forstliche Nutzung, z. B. im Harz, gebunden. Andererseits können sie auch auf höhere pflanzenverfügbare Bodenwassergehalte, z. B. in der lössbedeckten Hildesheimer Börde oder in der Marsch mit tonig-schluffigen Böden, zurückgeführt werden.

Im Harz und für andere Kammlagen der Mittelgebirge können nach dem in Anhang A.2.3 dargestellten Berechnungsansatz aufgrund der hohen Niederschläge Oberflächenabflusshöhen auftreten, die 10 % des Gesamtabflusses übersteigen. Für Gebiete mit weniger als 800 mm Jahresniederschlag wird dagegen ein nur sehr geringer Oberflächenabflussanteil berechnet.

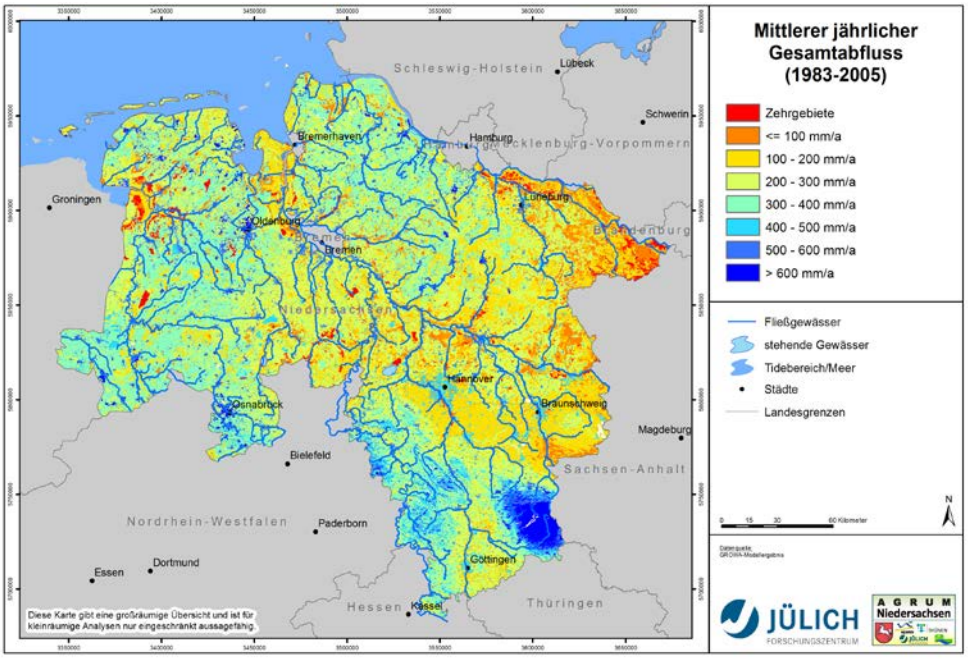
Karte 7: Mittlere jährliche reale Verdunstungshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 8 zeigt den mittleren Gesamtabfluss (1983 bis 2005), der aufgrund der Verschneidung mit den räumlich stark variierenden Niederschlagshöhen deutlich stärker schwankt als die reale Verdunstung. Die Spanne beträgt ca. 100 bis über 500 mm/a. Trotz höherer realer Verdunstung weisen die Höhenzüge des Mittelgebirges und des Berglandes die höchsten Abflüsse auf. Weitere überdurchschnittliche Abflüsse treten in der grundwasserfernen Hohen Geest auf. Geringe Gesamtabflüsse von zum Teil unter 100 mm/a sind im Nordosten zu finden, in dem die klimatischen Einflüsse einer zunehmenden Kontinentalität unterliegen.

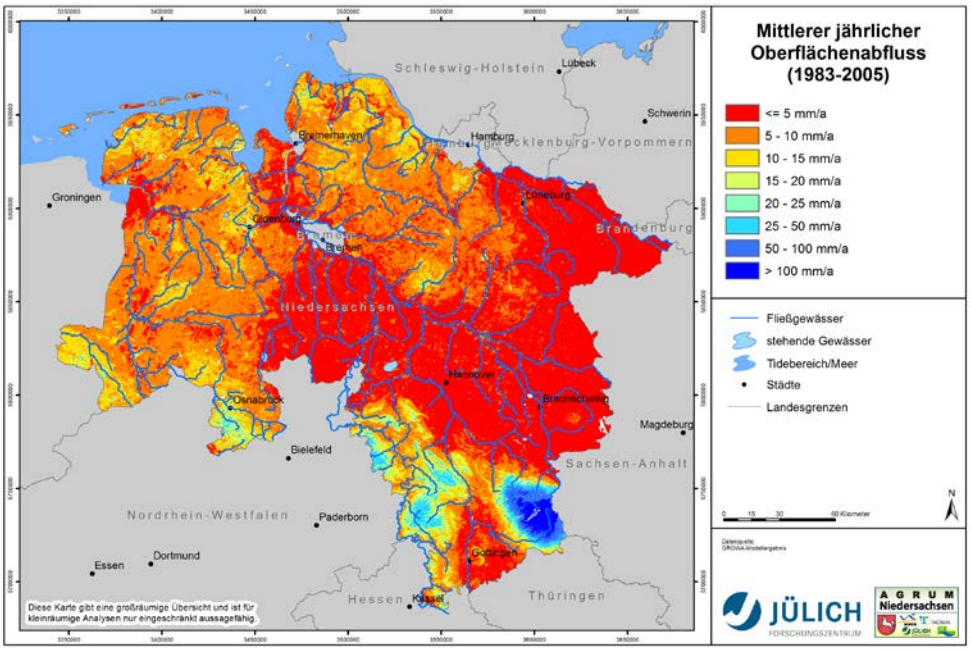
Karte 8: Mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

An dieser Stelle sei nochmals darauf hingewiesen, dass ein nur geringer Anteil des auf Rasterbasis berechneten Oberflächenabflusses (Karte 9) als Oberflächenabfluss in die Vorfluter gelangt, weil ein Großteil des Oberflächenabflusses nach einer kurzen Wegstrecke wieder versickert. Für die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung und Erosion ist aber nur der Oberflächenabfluss relevant, der von Flächen stammt, die eine hydraulische Anbindung an das Gewässer haben. Zudem weisen diese Teilflächen eine Hangneigung mehr als >2 % auf, einen hohen Lehmanteil im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung und keine künstliche Entwässerung. Nur wenn diese Parameter in Kombination auftreten, können die Teilflächen signifikante „Liefergebiete“ für Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Oberflächenabfluss darstellen.

Karte 9: Oberflächenabflusshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)

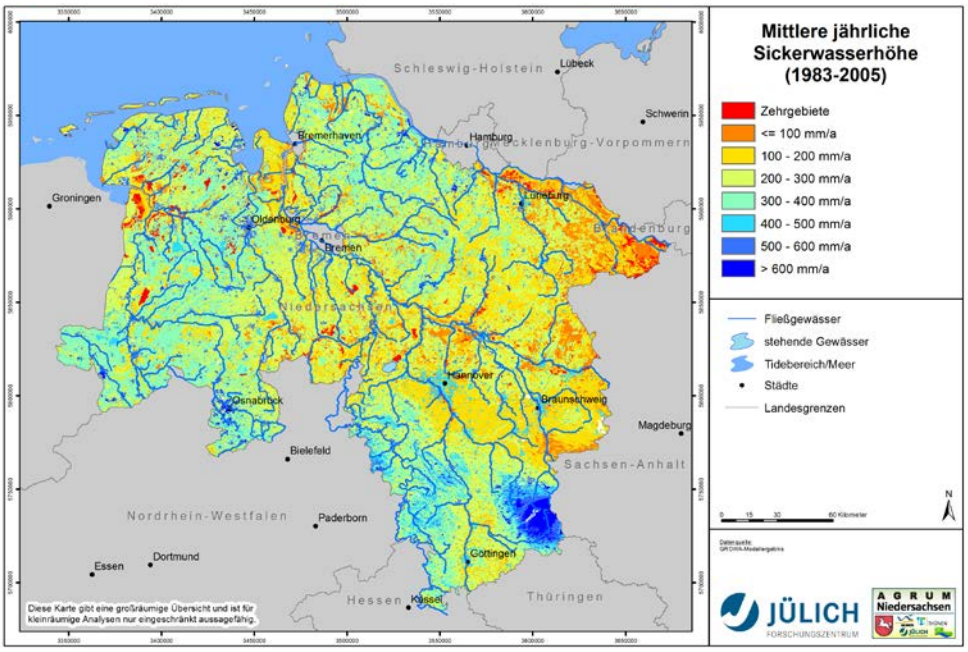


Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 10 zeigt die räumliche Verteilung der berechneten mittleren Sickerwasserhöhen für die Periode 1983 bis 2005. Wie aufgrund der geringen Oberflächenabflusshöhen zu erwarten, liegen die ermittelten Sickerwasserhöhen in der gleichen Größenordnung wie die Gesamtabflusshöhen und zeigen auch eine ähnliche räumliche Verteilung.

Durch die Sickerwassermenge wird die auswaschungsgefährdete Nitratstickstoffmenge im Boden verdünnt. Modellierte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser weisen daher je nach Region erhebliche Unterschiede auf, die nicht nur von der Höhe der auswaschungsgefährdeten Nitratstickstoffmenge im Boden abhängen. So ist die Verdünnung der gleichen auswaschungsgefährdeten Nitratstickstoffmenge im Boden im Harz, d. h. bei Sickerwasserhöhen um (oder sogar über) 550 mm/a, drei- bis viermal so hoch wie in der Region nordöstlich des Harzes, wo die Sickerwasserhöhe selten 150 mm/a übersteigt.

Karte 10: Mittlere jährliche Sickerwasserhöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

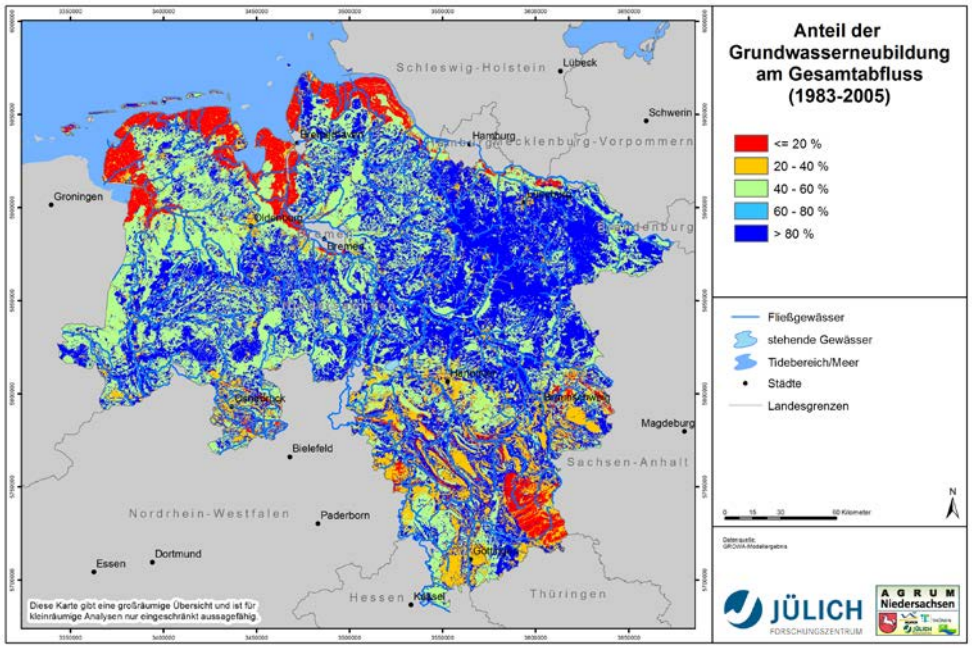
Die mittlere jährliche Sickerwasserhöhe (1983 bis 2005) liegt für weite Teile der Untersuchungsregion im Bereich zwischen ca. 150 und 350 mm/a. In den Kammlagen der Mittelgebirge steigen die Werte auf 700 mm/a und mehr an. Dies entspricht den hohen Gebietsniederschlägen in diesen Regionen.

Auf Basis von 108 repräsentativen Abflusspegeln wurde das Wasserhaushaltsmodell kalibriert und somit an die speziellen Bedingungen in Niedersachsen angepasst. Daraufhin wurde mittels einer Abflussseparation die Auftrennung des Gesamtabflusses in Direktabfluss und Grundwasserneubildung vorgenommen. Aussagen zu den auf diese Weise gewonnenen regional dominanten Abflusskomponenten sind vor allem für die Berechnung der Nährstoffeinträge in die Vorfluter wichtig. In einer Landschaft, die überwiegend über den Direktabfluss entwässert wird, werden die Nährstoffe im allgemeinen innerhalb kurzer Zeiträume (Wochen) über die Bodenoberfläche, über Dränagen oder über den natürlichen Zwischenabfluss in die Oberflächengewässer gelangen. Dominiert die Grundwasserneubildung, so kann es unter Umständen mehrere Jahrzehnte dauern, bis diese Nährstoffe über den Grundwasserabfluss ein Oberflächengewässer erreichen (Kunkel und Wendland, 2000).

Den relativen Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss zeigt Karte 11. Auffallend ist der große Unterschied zwischen Nord und Süd. Im Süden erfolgt die Gebietsentwässerung überwiegend über natürlichen Zwischenabfluss. Dort liegt der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss zwischen weniger als 20 und 40 %. Im Norden Niedersachsens mit gut durchlässigen Lockergesteinen liegt der Anteil der Grundwasserneubildung dagegen im Wesentlichen über

80 %. Dort weisen jedoch die über Dränagesysteme entwässerten Gebiete (Niederungsregionen und Marschen) hohe Direktabflussanteile auf.

Karte 11: Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)

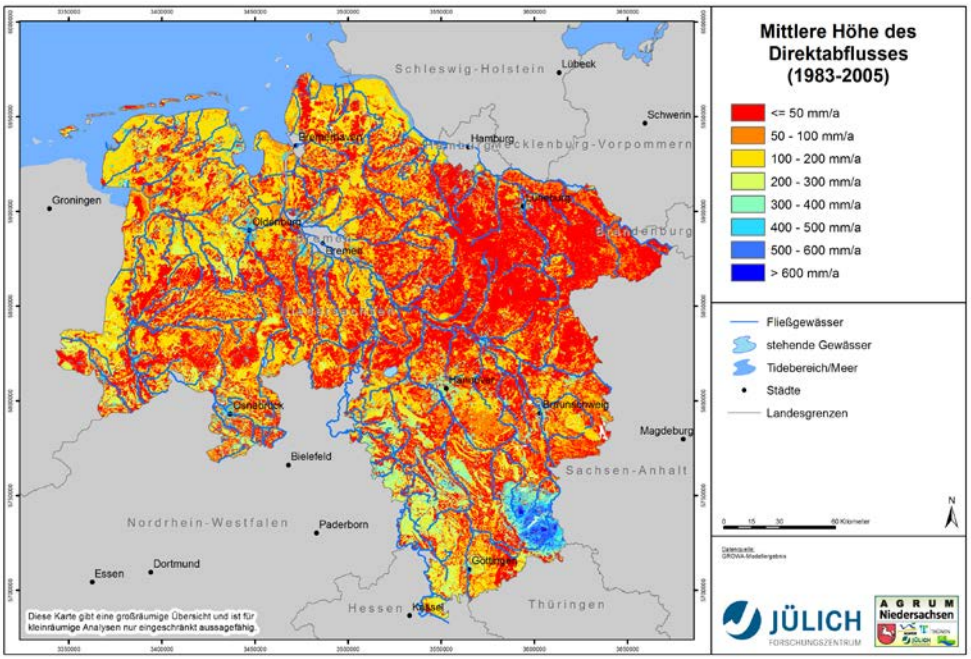


Quelle: Eigene Berechnung.

Die berechneten mittleren Direktabflusshöhen des Bezugszeitraums 1983 bis 2005 sind in Karte 12 dargestellt. Danach treten Direktabflusshöhen über 500 mm/a vor allem im Harz auf.

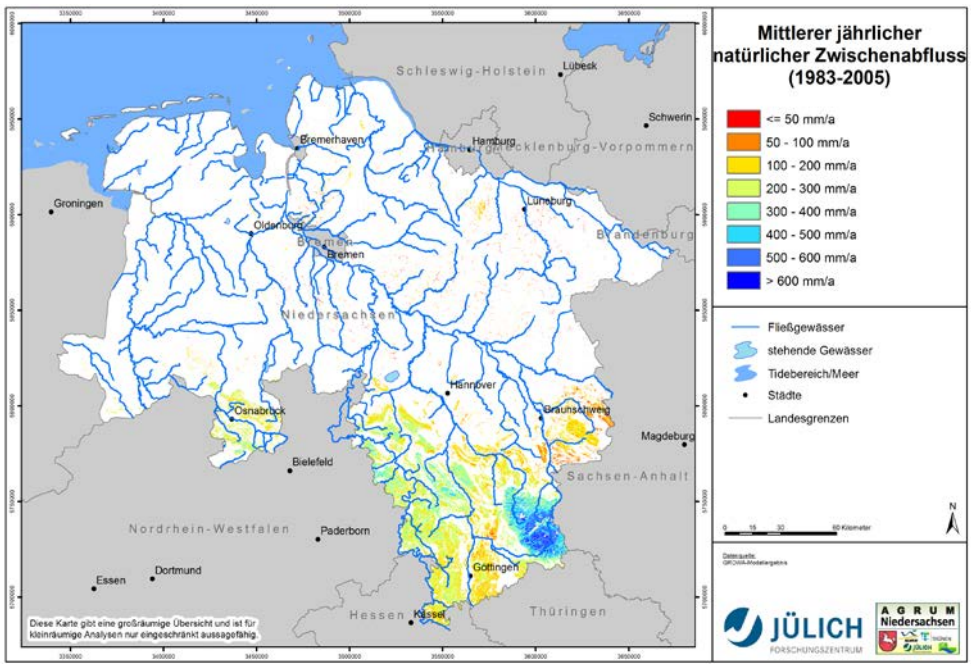
Im GROWA-Modell wird der Direktabfluss getrennt für die Abflusskomponenten „natürlicher Zwischenabfluss“ (Karte 13), „Abfluss über „Dränagen“ (Karte 14) und “Direktabfluss aus Siedlungsflächen“ (Karte 15) ausgewiesen. Zur Bildung von natürlichem Zwischenabfluss kommt es dort, wo das Sickerwasser vor Erreichen des Grundwasserleiters eine wasserundurchlässige Schicht erreicht, sodass es lateral in der ungesättigten Zone abfließt, bis es ein Oberflächengewässer erreicht. In Niederungsregionen wird der Wasserabfluss aus dem oberen Bodenbereich (Wurzelbereich) durch Schaffung von schnellen Abflusswegen (Gräben, Dränagen) beschleunigt. Hydraulisch wirkt diese als Abfluss über Dränagen bezeichnete Abflusskomponente ähnlich wie der natürliche Zwischenabfluss, d. h., ein Vorfluter wird mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis erreicht. Gleiches gilt für den Direktabfluss aus Siedlungsflächen, welcher den Abfluss umfasst, der den Vorfluter über die Regenwasserkanalisation oder den Straßengraben erreicht.

Karte 12: Mittlere jährliche Direktabflusshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



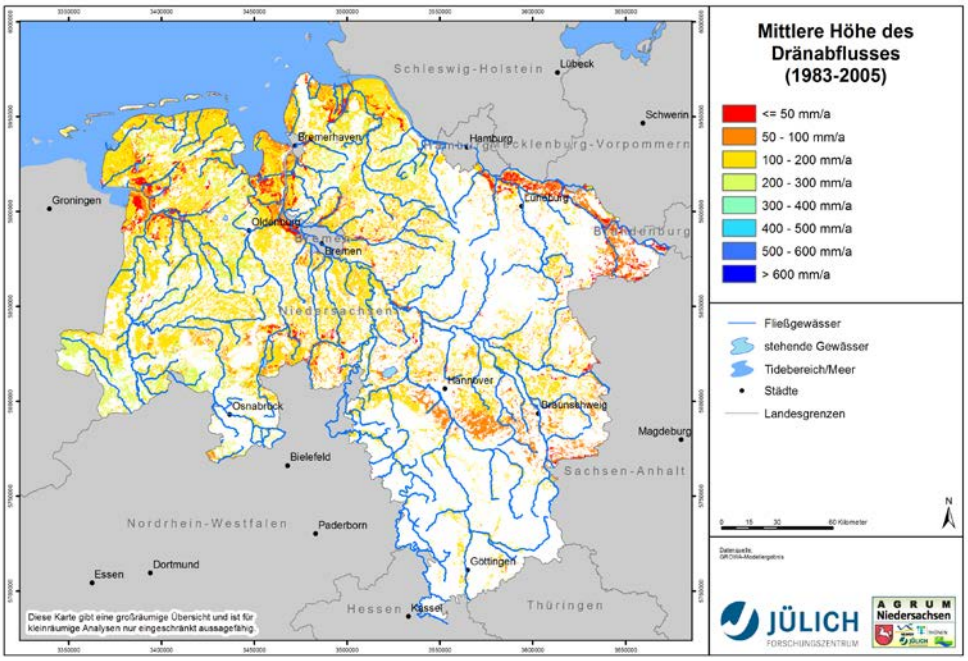
Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 13: Mittlere jährliche Höhe des natürlichen Zwischenabflusses (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



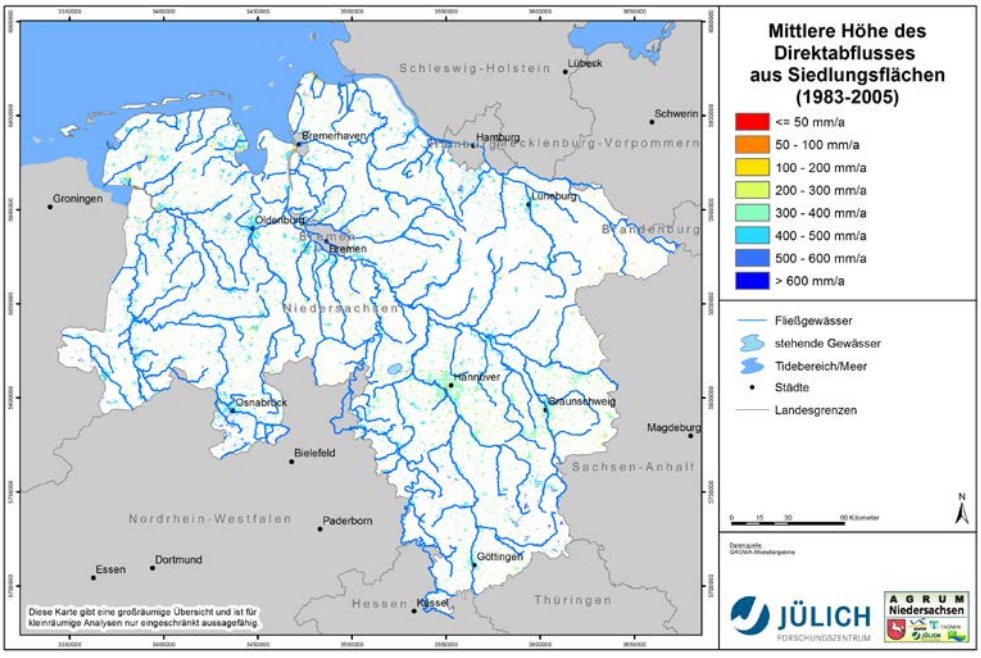
Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 14: Mittlere jährliche Höhe des Direktabflusses über Dränagen (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

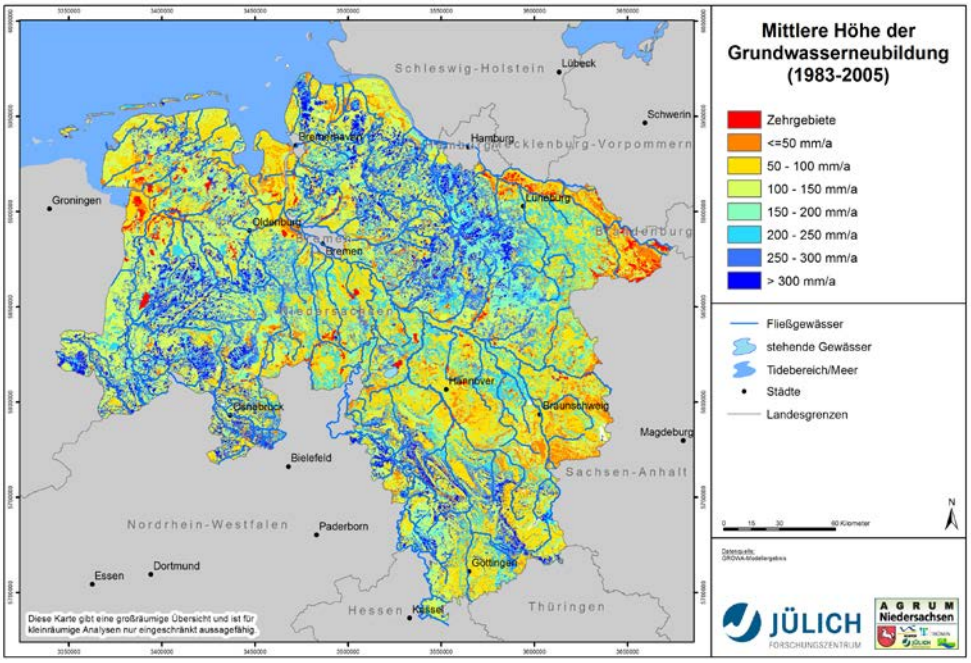
Karte 15: Mittlere jährliche Höhe des Direktabflusses aus Siedlungsflächen (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

Im Norddeutschen Tiefland treten z. B. in der grundwasserfernen Hohen Geest und in nicht, oder nur vereinzelt gedränten Teilen der Niederen Geest, z. B. südlich von Bremen und entlang der unteren Hunte, verbreitet hohe Grundwasserneubildungsraten von über 200 mm/a auf (vgl. Karte 16). Niedrige Grundwasserneubildungsraten treten gehäuft in Gebieten mit hohem Grundwasserspiegel bzw. in stark gedränten Gebieten auf (Marschen, Region um den Dümmer). Im südlichen Teil Niedersachsens ist die Grundwasserneubildung, bedingt durch die hohen Anteile an natürlichem Zwischenabfluss, mit Werten von <100 mm/a generell relativ gering.

Karte 16: Mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe (1983 bis 2005) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

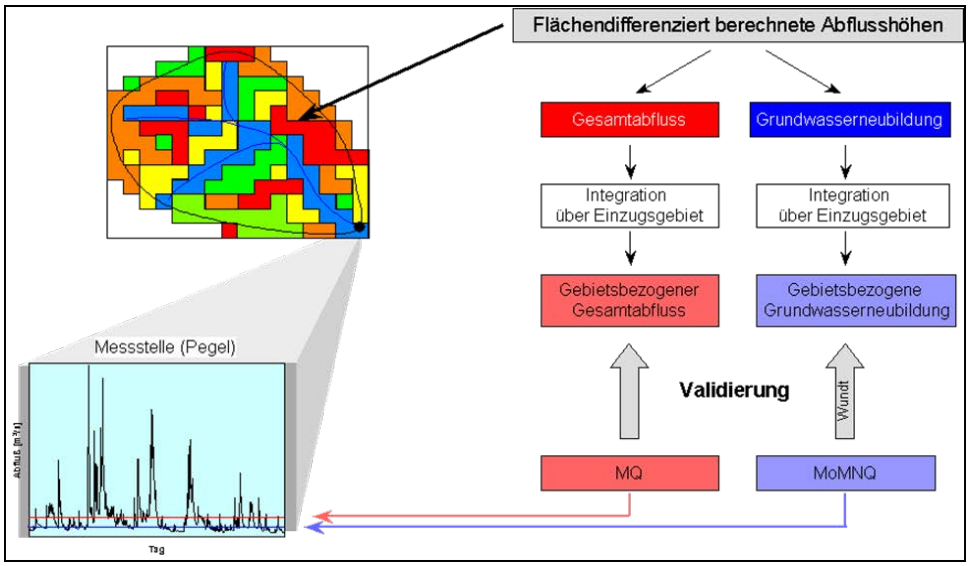
4.2 Validierung der Modellergebnisse zum Wasserhaushalt

Um die Validität der Abflussmodellierung beurteilen zu können, wird am Beispiel der mittleren Gesamtabfluss- sowie der Grundwasserneubildungshöhen ein Vergleich mit gemessenen Abflüssen in täglicher Auflösung durchgeführt. Hierzu wurden aus den Messdaten mittlere jährliche Abflüsse (MQ) sowie mittlere jährliche Trockenwetterabflüsse bestimmt (MoMNQ- bzw. MoNQ-Werte).

Zur Validierung werden die pegelbezogenen Einzugsgebiete zunächst mit den vom GROWA-Modell flächendifferenziert berechneten Abflusshöhen im GIS verschnitten. Die Werte der einzelnen Rasterzellen werden über die jeweiligen Einzugsgebiete integriert und den gemessenen Abflusshöhen, die auf dasselbe pegelbezogene Einzugsgebiet bezogen wurden, gegenübergestellt (s. Abbildung 2). Wenn sich dabei für eine hinreichend große Zahl von pegelbezogenen Einzugs-

gebieten eine befriedigende Übereinstimmung ergibt, kann von einer Repräsentativität der Modellergebnisse ausgegangen werden.

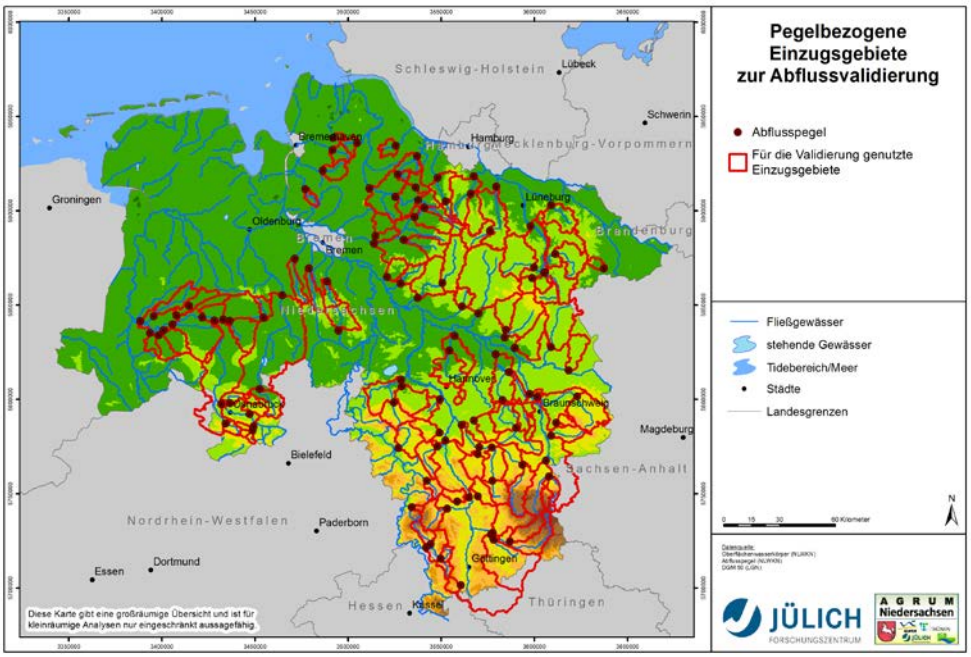
Abbildung 2: Verfahrensgang zur Validierung der berechneten Wasserhaushaltsgrößen



Quelle: Eigene Darstellung.

Im nördlichen Teil Niedersachsens wurden aufgrund des Tideeinflusses keine Pegel zur Validierung der berechneten Abflusshöhen herangezogen. Karte 17 zeigt die für die Validierung des Wasserhaushalts in Niedersachsen verwendeten 108 Pegel.

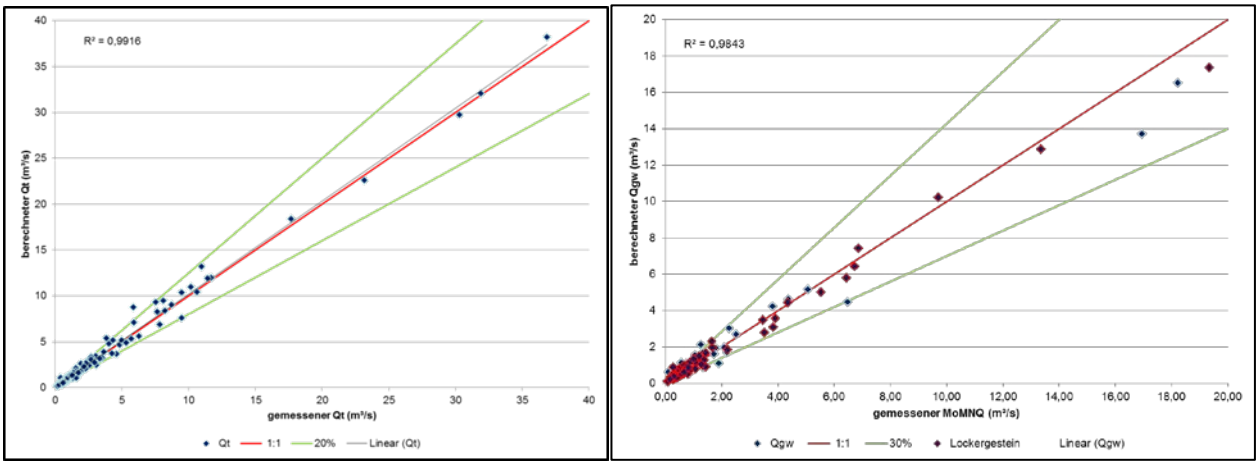
Karte 17: Zur Validierung des Wasserhaushalts in Niedersachsen verwendete Pegel



Quelle: Eigene Berechnung.

Die Ergebnisse der Validierung sind in Abbildung 3 dargestellt. Links ist der Vergleich der berechneten und der gemessenen Gesamtabflusshöhen dargestellt. Insgesamt zeigt sich hier mit einem $r^2 = 0{,}99$ eine sehr gute Darstellung des Gesamtabflusses. Von den 108 Pegeln zeigen 42 eine Abweichung von weniger als 10 %. Bei weiteren 55 Pegeln liegen die Abweichungen unter 30 % absolut.

Abbildung 3: Ergebnisse der Validierung der Gesamtabflusshöhen (links) und Grundwasserneubildungshöhen (rechts)



Quelle: Eigene Darstellung der Modellergebnisse und Messstellendaten.

Bei der Überprüfung der mittleren Grundwasserneubildungshöhen (Abbildung 3, rechts) zeigen sich in der Summe geringfügig größere Abweichungen. Diese sind im Wesentlichen auf die Fehlerfortpflanzung durch Überlagerung von zwei Einzelfehlern zurückzuführen, nämlich der Aufsummierung der Fehler, die in die Berechnung des Gesamtabflusses eingeflossen sind (z. B. Fehler bei den Niederschlägen) und der Fehler, die bei der Abflussseparation aufgetreten sind. So liegt die Grundwasserneubildung mit $r^2 = 0{,}98$ etwas unterhalb des r^2 des Gesamtabflusses (0,99).

Angesichts der insgesamt guten Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Abflüssen werden die Modellergebnisse zur mittleren Gesamtabflusshöhe und zur mittleren Grundwasserneubildungshöhe (1983 bis 2005) als valide angesehen. Eine Validitätsprüfung des Direktabflusses wird nicht durchgeführt, da für diese Abflusskomponente im Gewässer keine gewässerkundliche Hauptzahl definiert ist. Da sich Direktabfluss und Grundwasserneubildung zum Gesamtabfluss addieren und die beiden letztgenannten Abflusstypen einer Überprüfung standgehalten haben, kann auch die mittlere Direktabflusshöhe, die im Mittelgebirgsraum durch den natürlichen Zwischenabfluss und im Norddeutschen Tiefland durch den Dränageabfluss bedingt ist, als valide eingeschätzt werden.

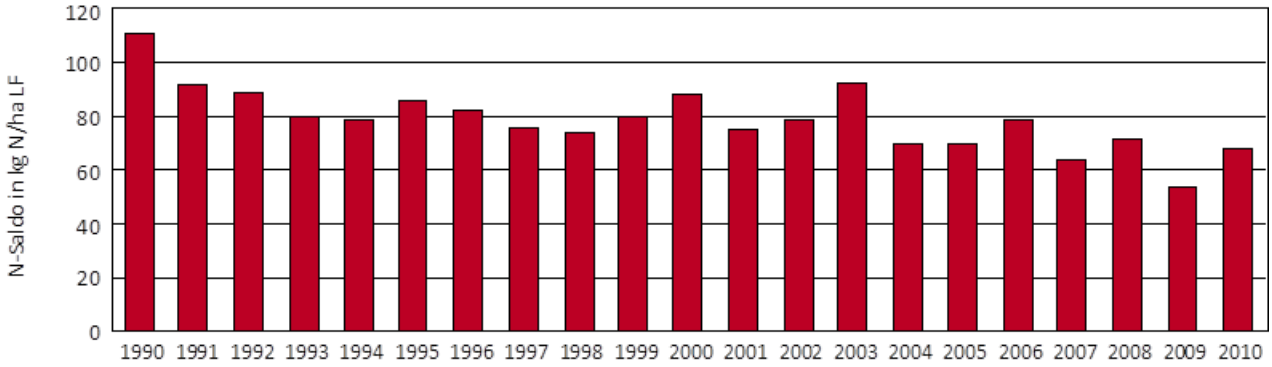
5 Analyse der landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzüberschüsse für das Basisjahr 2007

5.1 Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse in Deutschland

Entwicklung der Stickstoffbilanzen

Die Flächenbilanz für Stickstoff ist seit Ende der 1980er-Jahre deutschlandweit stark zurückgegangen. Während der Stickstoffbilanzüberschuss 1990 in Deutschland noch über 110 kg/ha LF lag, sank er bis 2007 um fast 50 auf 64 kg/ha LF ab (Abbildung 4). Im Wesentlichen sind hierfür drei Effekte zu nennen. Im Zeitablauf sank bei steigenden Entzügen, bedingt durch steigende Erträge, der Einsatz sowohl von mineralischem als auch von organischem Stickstoff ab. Der Rückgang des organischen Stickstoffeinsatzes ist auf die sinkenden Viehbestände, insbesondere bei den Rindern, zurückzuführen.

Abbildung 4: Entwicklung der Stickstoffsalden der deutschlandweiten Flächenbilanzen von 1990 bis 2010



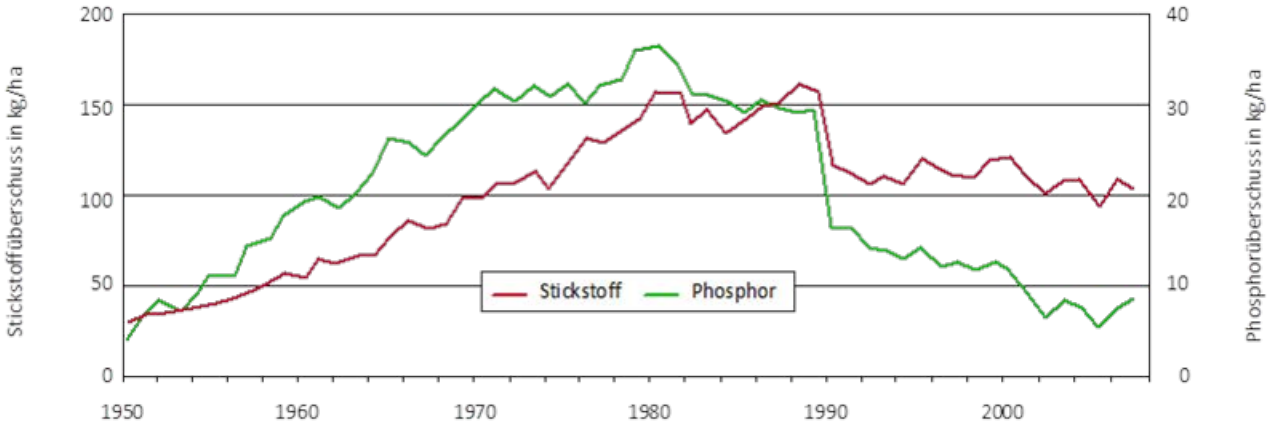
Quelle: Eigene Darstellung; Nitratbericht 2012.

Entwicklung der Phosphorbilanzen

Neben Stickstoff ist Phosphor ein weiterer für das Pflanzenwachstum essentieller Nährstoff. Phosphor ist jedoch auch von hoher Relevanz als umweltbelastender Stoff. Die Gesamtbilanz für Phosphor ist seit Beginn der 1990er-Jahre wieder stark abnehmend (Abbildung 5). Während der Phosphorgesamtbilanzüberschuss 1980 bei über 30 kg/ha LF lag, ist er bis Mitte des Jahres 2000 stark zurückgegangen und konnte auf unter 10 kg/ha LF reduziert werden.

Trotz der stark zurückgegangenen Phosphorbilanzüberschüsse steigen die Phosphorgehalte der Böden und somit die Austräge im Mittel weiter an, da immer noch ein Überschuss von 8 kg/ha LF und Jahr vorhanden ist, der in den Böden weitgehend gespeichert wird (UBA, 2010).

Abbildung 5: Gesamtbilanz (Hoftorbilanz) für Stickstoff und Phosphor in Deutschland von 1950 bis 2008



Quelle: Bach und Frede in UBA (2010).

5.2 Nährstoffbilanzüberschüsse im Jahr 2007 in Niedersachsen

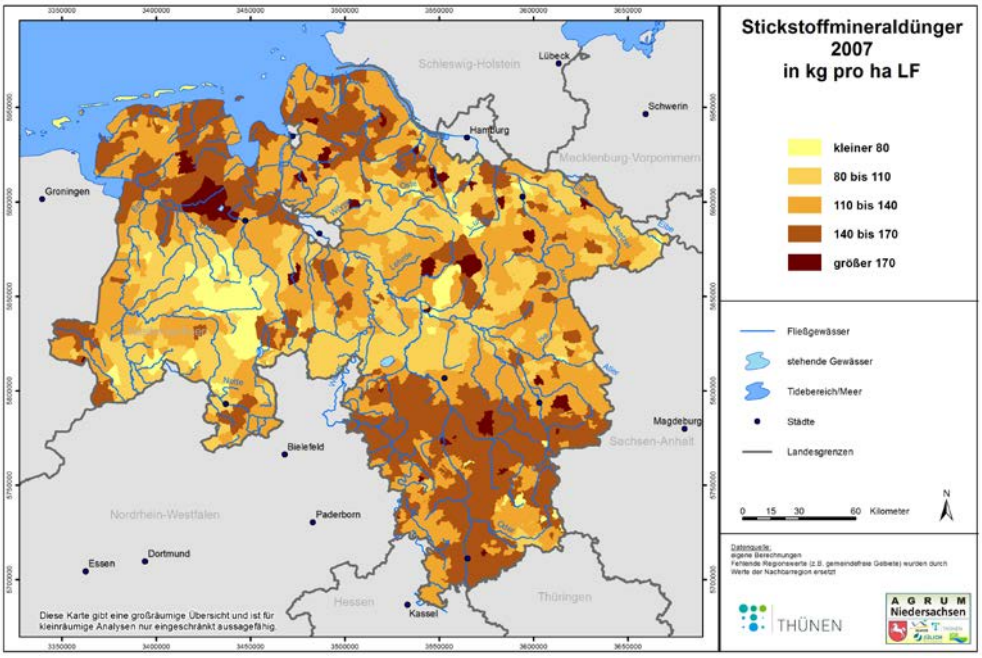
Bei der Berechnung der Nährstoffbilanzen werden, bedingt durch die zur Verfügung stehende Datengrundlage für die zwei Betrachtungszeitpunkte 2007 und 2021, verschiedene Methoden angewandt. Die Nährstoffbilanzüberschüsse für das Basisjahr werden auf der Gemeindeebene berechnet. Hierbei wird ein erweiterter Bilanzierungsansatz genutzt, der das betriebsgruppenabhängige Nährstoffmanagement der Betriebsleiter berücksichtigt (vgl. Anhang A.1.1). Die Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Baseline-Szenario 2021 wird hingegen mit dem Agrarsektormodell RAUMIS auf Kreisebene vorgenommen und die berechneten prozentualen Änderungen der Kreisebene auf die Gemeindeebene übertragen. In beiden Fällen erfolgen die Berechnungen unter Berücksichtigung des Mineraldüngereinsatzes und des Anfalls organischer Dünger sowie der Nährstoffentzüge über das Erntegut. Die Berechnungsgrundlagen für die einzelnen Faktoren sind in Anhang A.1.2 näher erläutert. Die Höhe der einzelnen Bilanzpositionen sowie deren Berechnungsgrundlagen werden in den nächsten Abschnitten dargelegt. Insgesamt ergibt sich für Niedersachsen ein mittlerer N-Überschuss von 77 kg N/ha LF und ein mittlerer P-Überschuss von 6 kg P^2O^5/ha LF.

5.2.1 Mineraldünger

Der normativ ermittelte Mineraldüngereinsatz wird durch einen Kalibrierungsfaktor auf das beobachtete Niveau der länderspezifischen Mineraldüngereinsatzmenge laut Großhandelsstatistik skaliert. Die Verwendung dieser Statistik ist mit einigen Unsicherheiten behaftet. So können beispielsweise durch die bundesländerübergreifende Verflechtung der Handelsunternehmen Mineraldüngermengen, die in einem Bundesland über ein Handelsunternehmen bezogen werden, letztendlich in einem anderen Bundesland an den Endverbraucher ausgeliefert werden. Eine ge-

eignetere Statistik ist nicht verfügbar. Im Rahmen des Projektes AGRUM^{+} Weser (Heidecke et al., 2015) einigte man sich darauf, die regionale Verteilung des Mineraldüngers über alle Bundesländer der Flussgebietseinheit Weser zu skalieren. Daher wird hier für Niedersachsen die dort ermittelte Mineraldüngermenge angewendet, um eine Vergleichbarkeit der Stickstoffbilanzen zwischen den Ergebnissen aus dem Projekt AGRUM Niedersachsen und den Ergebnissen aus Heidecke et al. (2015) sicherzustellen.

Karte 18: Einsatz von Stickstoff-Mineraldünger 2007

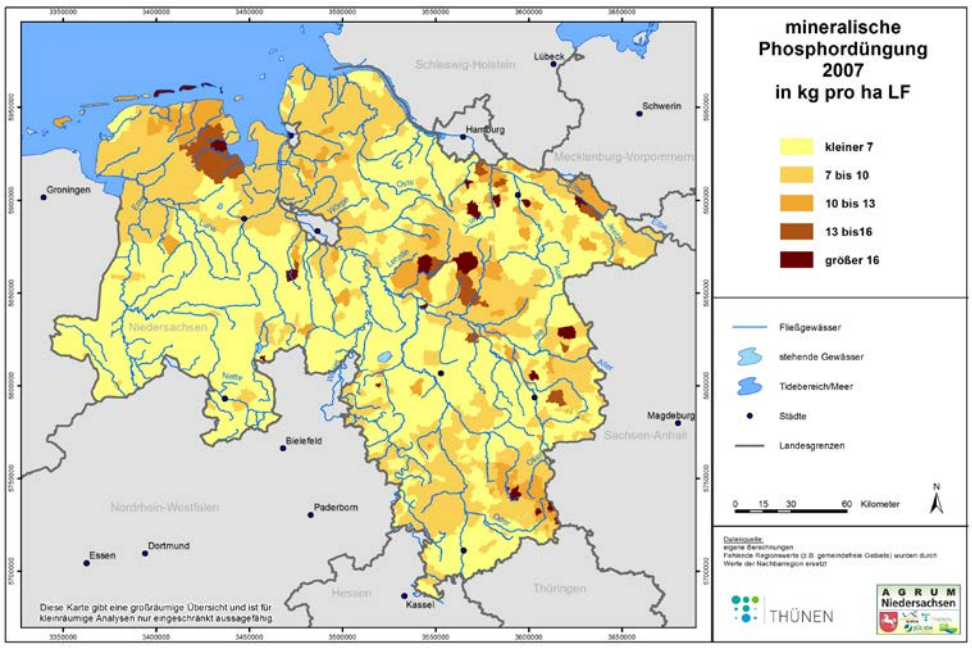


Quelle: Eigene Berechnung.

Die regionale Verteilung des Mineraldüngers fällt in Niedersachsen sehr unterschiedlich aus. Die höchsten Mineraldüngergaben finden sich in den vieharmen, ertragreichen Ackerbauregionen, wie z. B. der Hildesheimer Börde. Da dort weniger Wirtschaftsdünger anfällt, müssen die relativ hohen Entzüge an Nährstoffen über relativ hohe Mineraldüngergaben ausgeglichen werden, um das Ertragsniveau sicherzustellen (Karte 18 und Karte 19).

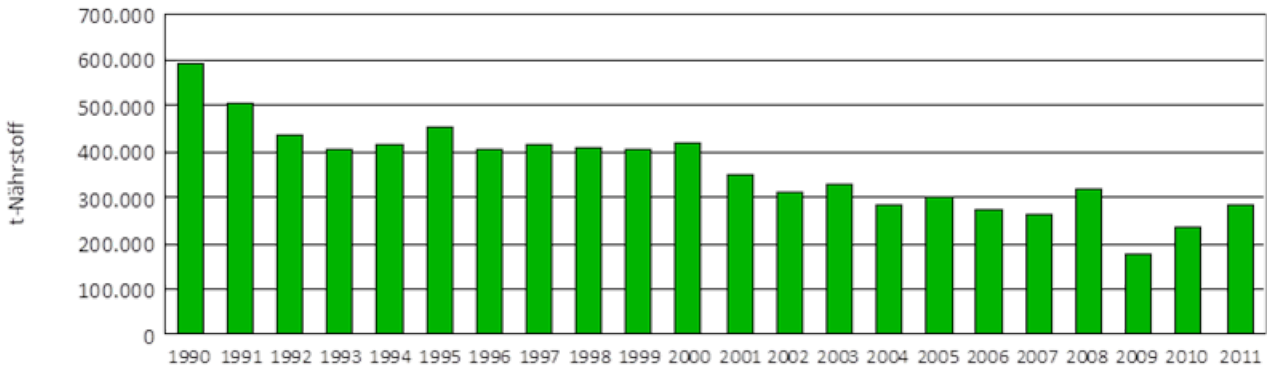
Für die Ermittlung des Phosphor-Mineraldüngereinsatzes wird die Entwicklung des Inlandsabsatzes von Phosphor auf Bundesebene zugrunde gelegt (Abbildung 6), da die Informationen auf Bundesländerebene nicht den Einsatz von Phosphor im Bundesland widerspiegeln und es so zu einer inkonsistenten Ausbringung von Phosphor zwischen den Bundesländern kommen würde. Daher wird der deutschlandweite Absatz analog zur regionalen Verteilung des Stickstoff-Mineraldüngers für die Bundesländer nach dem Phosphorbedarf konsistent gerechnet. Daraus ergibt sich ein durchschnittlicher Phosphoreinsatz für Niedersachsen von 40.000 t P im Jahr 2007. Die regionale Verteilung dieser Phosphor-Mineraldüngermenge ist in Karte 19 dargestellt.

Karte 19: Einsatz von Phosphor-Mineraldünger 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

Abbildung 6: Entwicklung des Inlandsabsatzes von Phosphor in Deutschland



Quelle: Statistisches Bundesamt, Fachserie 4, Reihe 8.2, Düngemittelversorgung (div. Jgg.).

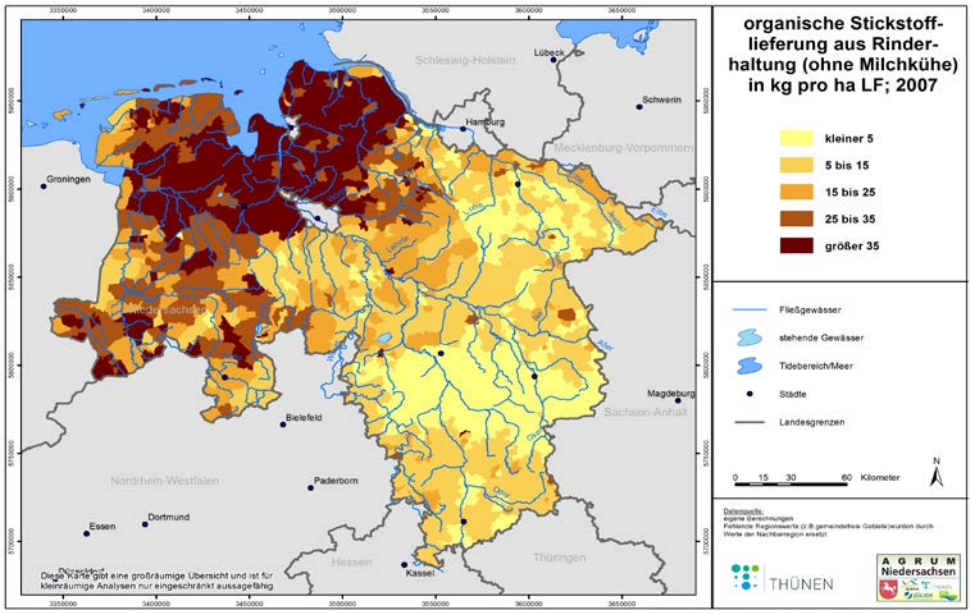
5.2.2 Organischer Dünger

Der Anfall organischer Düngemittel wird bestimmt durch die regionalen Umfänge der Tierproduktion sowie das auf die Tierart bezogene Maß der Nährstoffausscheidung.

In Karte 20 bis Karte 24 sind die organischen Stickstofflieferungen, differenziert nach Tierarten, dargestellt. Dabei werden die regional unterschiedlichen Viehhaltungsstrukturen deutlich. Insbesondere im Norden Niedersachsens (mit überdurchschnittlichem Grünlandanteil an der LF) überwiegt die Milchkuh- bzw. die Rinderhaltung. Die Stickstofflieferungen aus der Rinder- und Milch-

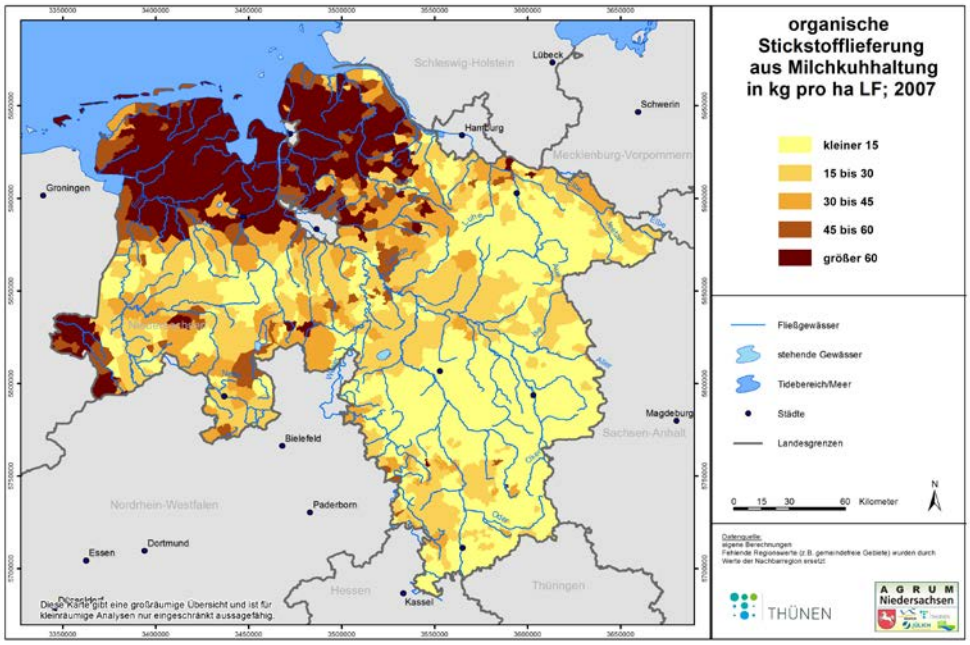
kuhhaltung liegen in diesen Regionen teilweise über 100 kg N/ha LF. Demgegenüber fallen in ackerbaulich geprägten Regionen die Stickstofflieferungen aus der Milchkuh- und Rinderhaltung mit weniger als 15 kg N/ha LF sehr gering aus.

Karte 20: Organische Stickstofflieferung aus der Rinderhaltung (ohne Milchkuhhaltung) 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

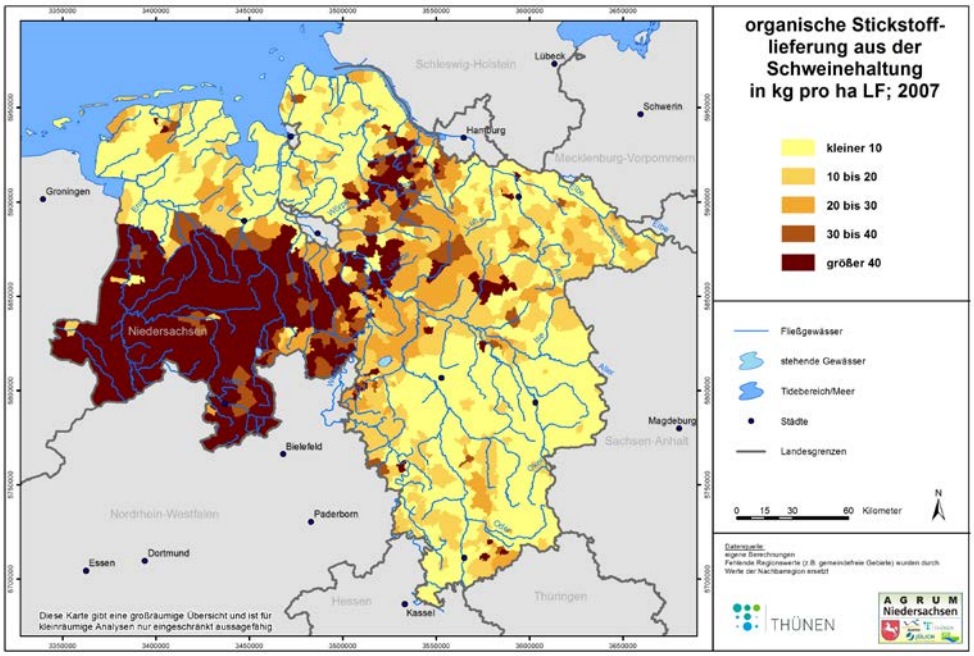
Karte 21: Organische Stickstofflieferung aus der Milchkuhhaltung 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

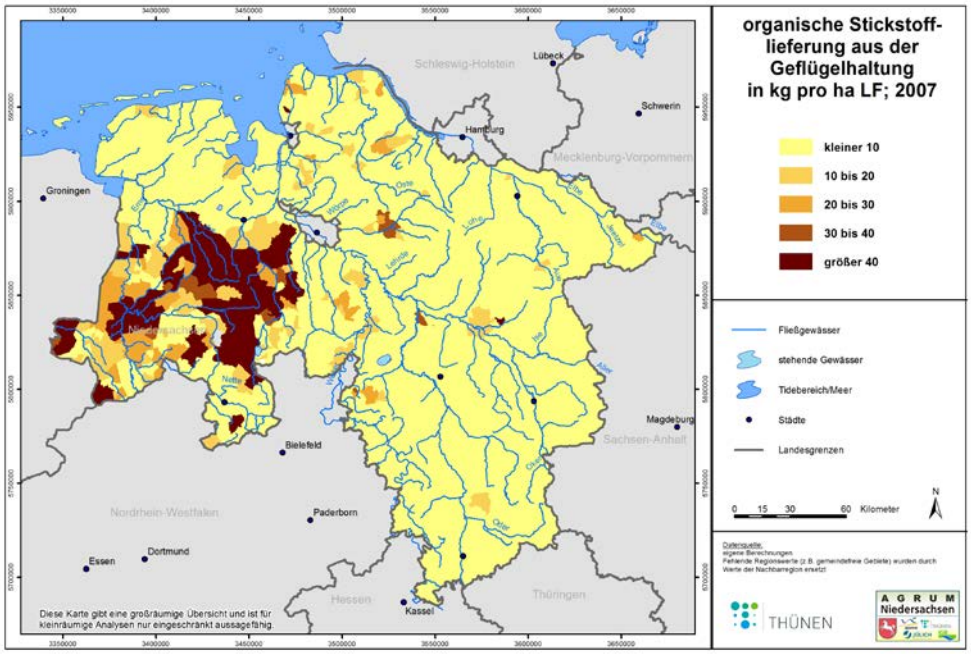
Eine hohe Konzentration an Veredelungswirtschaft findet sich in einem Gürtel unterhalb von Bremen, der sich nach Westen bis nach Nordrhein-Westfalen zieht. In dieser Region ist die Schweinehaltung von besonderer Bedeutung. Hinzu kommt, dass im Westen dieser Region auch die Geflügelhaltung eine größere Bedeutung hat, sodass im Durchschnitt die Stickstofflieferung aus der Schweine- und Geflügelhaltung in einigen Gemeinden auch über 100 kg N/ha LF liegen kann. Geringere Stickstofflieferungen aus der Schweine- und Geflügelhaltung finden sich, ähnlich wie bei der Rinderhaltung, in den ackerbaulich geprägten Regionen. Sie betragen hier weniger als 10 kg N/ha LF.

Karte 22: Organische Stickstofflieferung aus der Schweinehaltung 2007



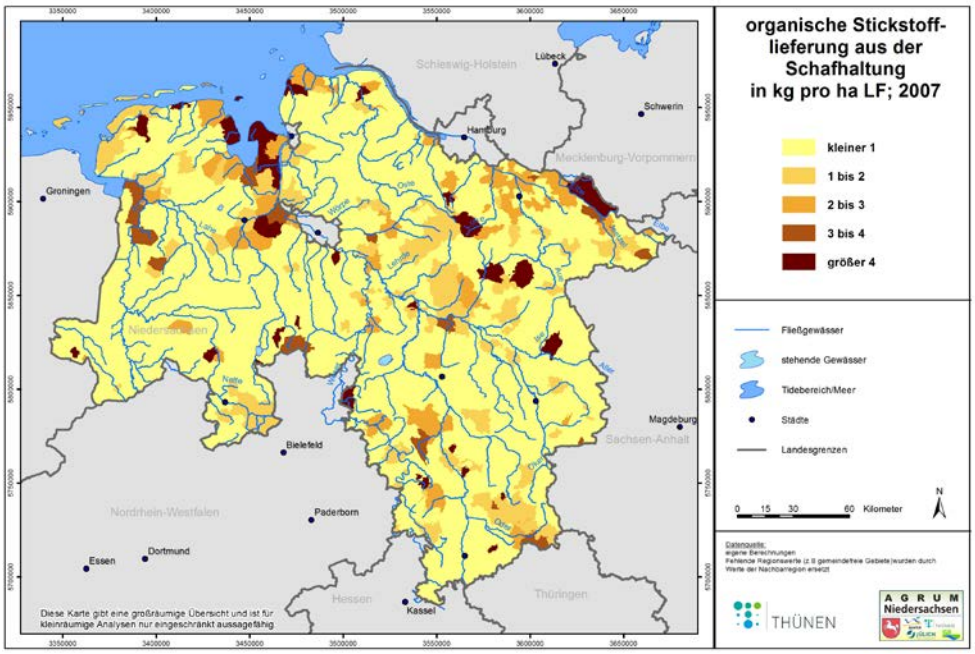
Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 23: Organische Stickstofflieferung aus der Geflügelhaltung 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 24: Organische Stickstofflieferung aus der Schafhaltung 2007

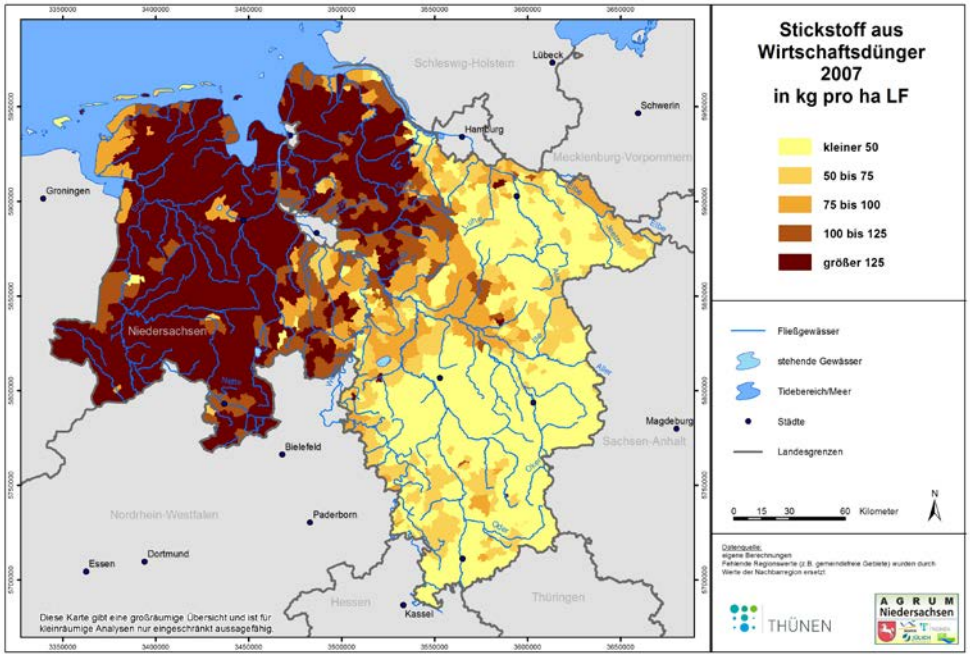


Quelle: Eigene Berechnung.

Die Stickstofflieferungen aus der Schafhaltung lassen hingegen keine regionalen Schwerpunkte erkennen. Insgesamt fallen die Stickstofflieferungen der Schafhaltung sehr gering aus und liegen in den meisten Regionen unter 1 kg N/ha LF. Kleinräumig treten Regionen mit umfangreicherer Schafhaltung auf. Selbst in diesen ist die daraus resultierende Stickstofflieferung mit nur 3 bis 6 kg N/ha LF gering.

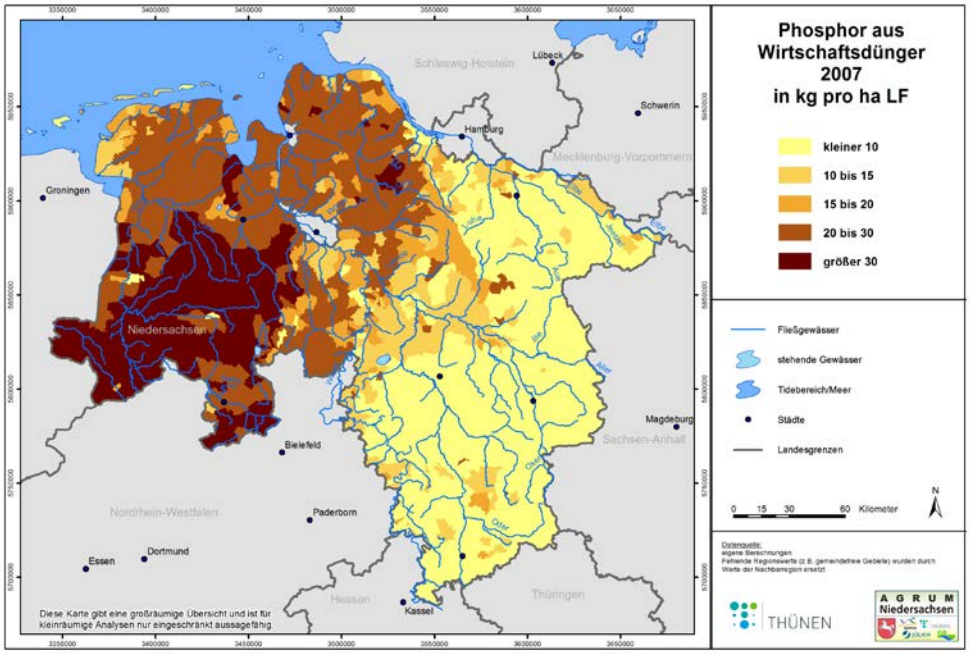
In Karte 25 und Karte 26 werden die aufsummierten regionalen Stickstoff- und Phosphorlieferungen aus Wirtschaftsdünger dargestellt. Wie sich aus den vorhergehenden Karten ableiten lässt, sind mit mehr als 125 kg N/ha LF die höchsten Stickstofflieferungen aus Wirtschaftsdünger im Norden und Westen des Bundeslandes Niedersachsen zu finden. Weniger als die Hälfte des anfallenden organischen Stickstoffs wird in den ackerbaugeprägten Gunststandorten in Niedersachsen ausgebracht. Eine ähnliche regionale Verteilung wie beim Stickstoff ergibt sich für die Phosphorlieferungen aus Wirtschaftsdünger. Während im Nordwesten mehr als 30 kg P/ha LF ausgebracht werden, sind es in den vieharmen Regionen weniger als 10 kg P/ha LF.

Karte 25: Gesamte organische Stickstofflieferung aus Wirtschaftsdünger 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 26: Phosphorlieferung aus Wirtschaftsdünger 2007

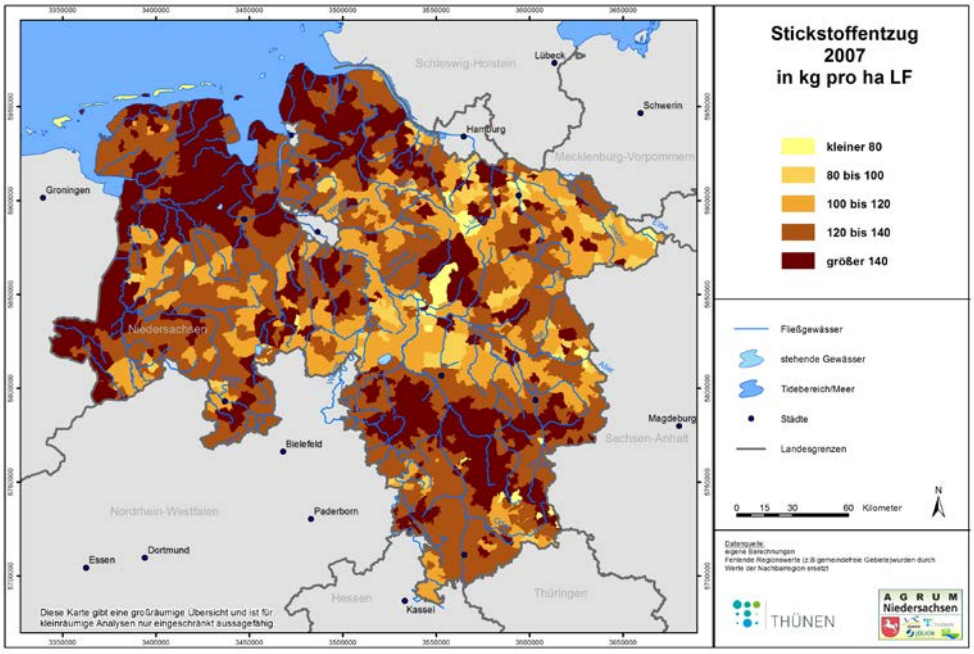


Quelle: Eigene Berechnung.

5.2.3 Entzüge

Die Höhe der regionalen Nährstoffentzüge berechnet sich aus der Anbaustruktur pflanzlicher Produktionsverfahren sowie deren Erträge (s. Anhang A.1.2). In Karte 27 werden die regionalen Stickstoffentzüge im Bundesland Niedersachsen für das Jahr 2007 dargestellt. Die überwiegend ackerbaulich genutzten Gunststandorte südlich von Hannover weisen mit mehr als 140 kg N/ha LF den höchsten Stickstoffentzug in Niedersachsen aus. Auch die intensiv genutzten Grünlandregionen im Küstenbereich sind durch relativ hohe Stickstoffentzüge, die in den meisten Regionen über 120 kg N/ha LF liegen, gekennzeichnet. Niedrigere Stickstoffentzüge finden sich in Regionen mit geringen Viehbesatzdichten und/oder die zum anderen einen bedeutenden Anteil extensiv genutztes Grünland ausweisen.

Karte 27: Stickstoffentzüge 2007

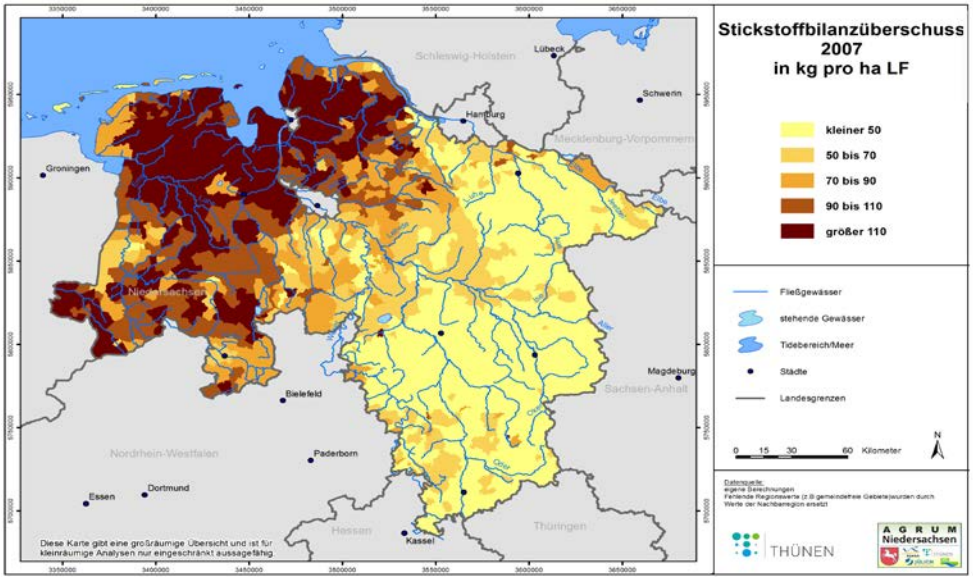


Quelle: Eigene Berechnung.

5.2.4 Stickstoff- und Phosphorbilanzüberschüsse

Einen Überblick über die ermittelten regionalen Stickstoffbilanzsalden für das Jahr 2007 in Niedersachsen gibt Karte 28. Statt jahresspezifischer Erträge wurden Trenderträge verwendet, um den Einfluss evtl. auftretender ernte- und damit entzugsbedingter Schwankungen auszugleichen. Trenderträge wurden auf Basis des regionalen Trends der pflanzlichen Erträge der letzten sechs Jahre berechnet. Gebiete mit hohen Stickstoffüberschüssen und daher hohem Austragspotenzial sind vor allem die viehstarken Regionen im Nordwesten des Bundeslandes Niedersachsen mit Werten von jährlich bis zu 150 kg N/ha LF ohne atmosphärische Deposition. Auch einige Regionen im Westen und Süden Niedersachsens zeigen mit mehr als 90 kg N/ha LF hohe Stickstoffbilanzüberschüsse auf. Relativ geringe Stickstoffbilanzüberschüsse finden sich hingegen in überwiegend ackerbaulich geprägten Regionen, die gleichzeitig durch einen relativ geringen Sonderkulturanbau gekennzeichnet sind. Die dargestellten Stickstoffüberschüsse (Karte 28) beruhen auf den im Anhang B.3 beschriebenen Eingangsdaten und Annahmen.

Karte 28: Stickstoffbilanzüberschüsse ohne atmosphärische Deposition 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

Tabelle 2 fasst die einzelnen Bilanzpositionen des Stickstoffüberschusses im Jahr 2007 für Niedersachsen in Tonnen und bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche zusammen. Die einzelnen Positionen von Stickstoffabfuhr und Stickstoffzufuhr ergeben einen Stickstoffüberschuss von ca. 205.000 t N. Bezogen auf die LF inklusive Flächenstilllegung (ca. 2.618.492 ha LF) ergibt dies einen mittleren Stickstoffüberschuss für Niedersachsen von ca. 78 kg N/ha.

Tabelle 2: Stickstoffbilanz 2007

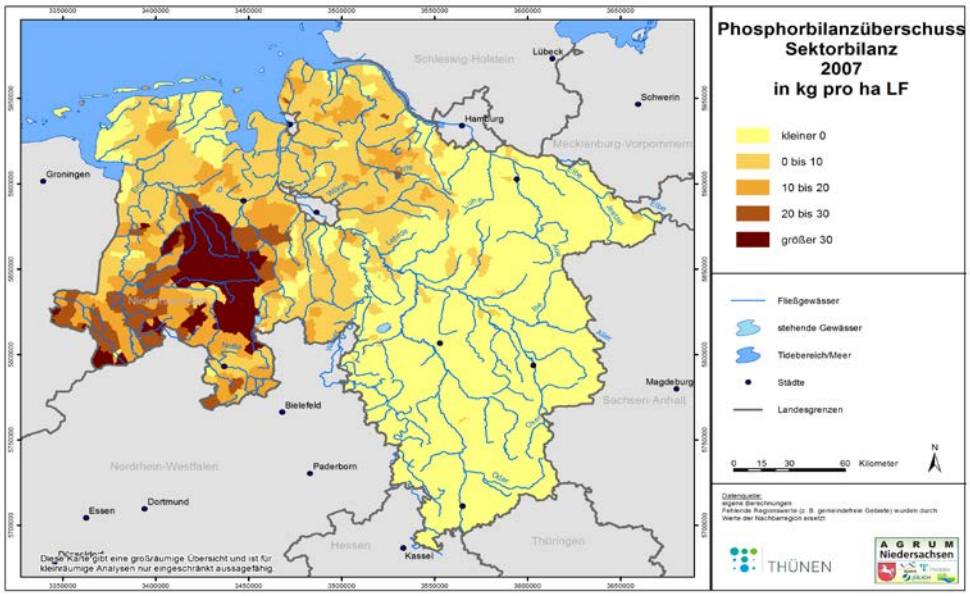
Landwirtschaftliche genuzte Fläche	2.618.492 ha	
	t N	kg N/ha
Wirtschaftsdünger	281.500	108
davon Gärreste	18.000	6
Mineraldünger	324.600	124
Legume N Bindung	23.500	9
N-Sonstiges (Kompost, Klärschlamm)	9.300	4
Entzug	-346.400	-132
NH^3 aus Wirtschaftsdünger	-71.900	-27
NH^3 aus Mineraldünger	-17.900	-7
NH^3 aus Leguminosen	-200	0
N-Überschuss	202.500	77

Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 29 stellt die regionalen Phosphorbilanzüberschüsse dar. Ebenso wie in Karte 28 treten hohe Nährstoffüberschüsse im Norden und Nordwesten auf. Diese resultieren daraus, dass in beiden Fällen hohe Viehbesatzdichten regional hohe Überschüsse sowohl bei Stickstoff als auch bei Phosphor bedingen. In den überwiegend ackerbaulich geprägten Regionen treten mitunter nega-

tive Bilanzüberschüsse für Phosphor auf. Da in der Vergangenheit relativ hohe Phosphorbilanzüberschüsse zu beobachten waren, hat sich in vielen Regionen ein „Phosphorspeicher“ im Boden aufgebaut. Diese hohe Phosphorversorgungssituation der Böden erlaubt es, dass über mehrere Jahre mehr Phosphor über das Erntegut entzogen werden kann als über Mineral- und Wirtschaftsdünger zugeführt wird, ohne das Ertragseinbußen zu befürchten sind.

Karte 29: Phosphorbilanzüberschüsse 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

Insgesamt ergibt sich für Niedersachsen ein P^2O^5-Überschuss von 6 kg P/ha LF bzw. ein Phosphorbilanzüberschuss von 3 kg P/ha LF. In Tabelle 3 werden Phosphorzufuhr und Phosphorabfuhr in Tonnen und pro Hektar landwirtschaftlich genutzte Fläche gegenübergestellt. Betrachtet man Karte 29, so wird deutlich, dass die P-Bilanz stark unterschiedlich ist und in einigen Regionen auch negative P-Bilanzen vorliegen.

Tabelle 3: Phosphorbilanz 2007

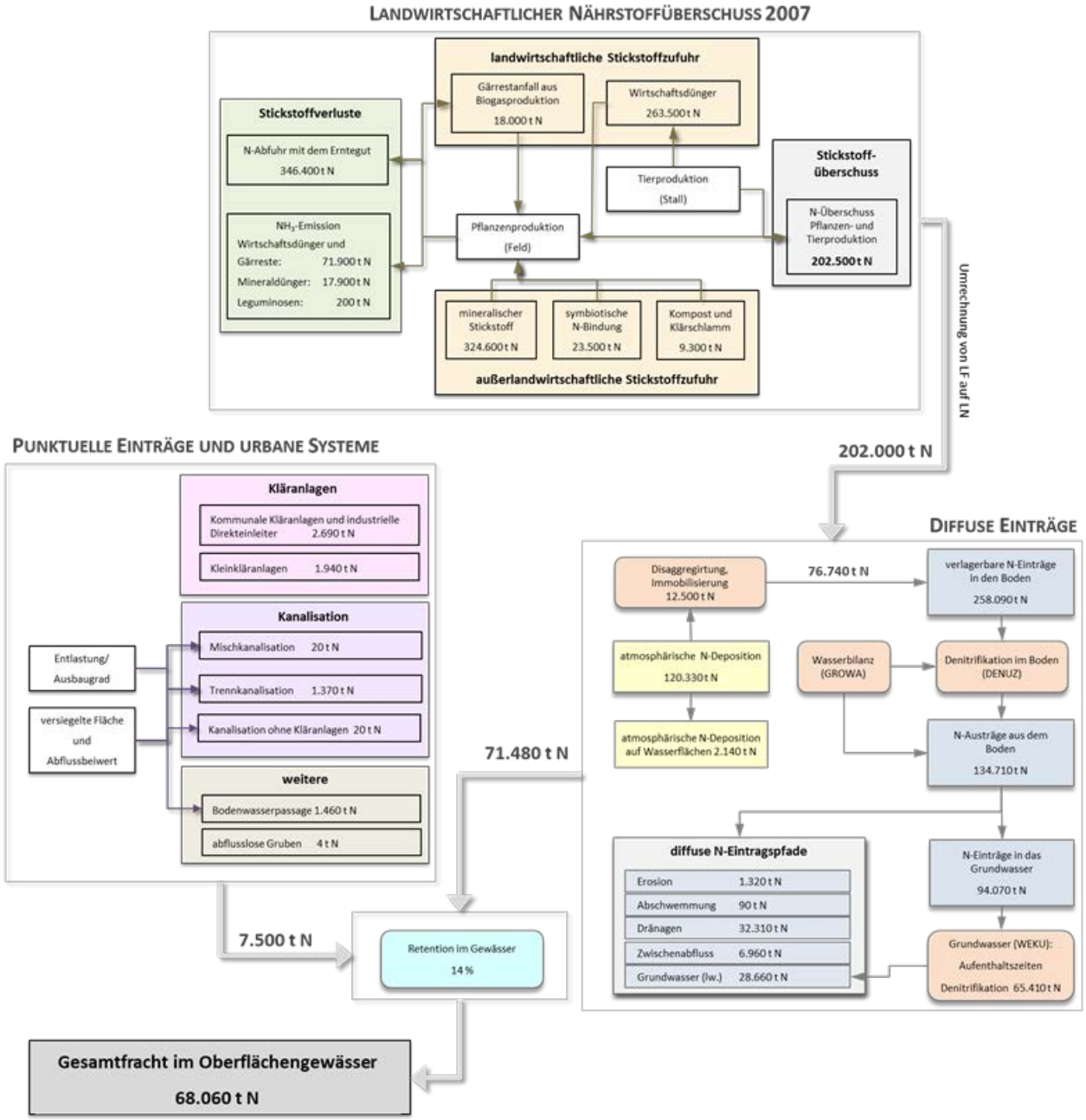
Landwirtschaftliche genuzte Fläche	2.618.492 ha	
	t P	kg P/ha
Wirtschaftsdünger	134.200	51
davon Gärreste	7.000	3
Mineraldünger	40.120	15
Entzug	-158.330	-60
P_2O_5 -Überschuss	15.990	6
P-Überschuss	6.990	3

Quelle: Eigene Berechnung.

6 Stickstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer im Basisjahr 2007

Es werden zunächst die Nährstoffeinträge und die Belastungssituation im Basisjahr 2007 mit dem AGRUM-Modellverbund ermittelt. Abbildung 7 gibt eine Übersicht der berücksichtigten Stickstoffeinträge sowie der Umsatz- und Transportprozesse, ausgehend von den landwirtschaftlichen Flächen und urbanen Gebieten über die diffusen und punktuellen Stoffeinträge bis hin zu der ermittelten Gesamtfracht im Oberflächengewässer.

Abbildung 7: Übersicht der simulierten Stickstoffflüsse im Basisjahr 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

6.1 Verlagerbare Stickstoffmenge im Boden

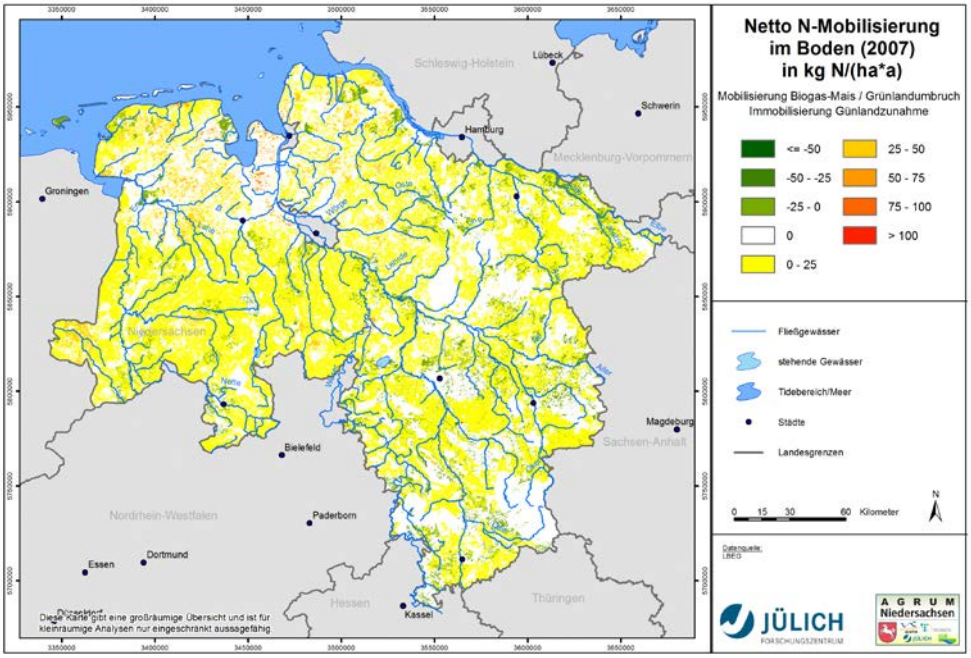
Die vom Thünen-Institut für Ländliche Räume berechneten Stickstoffbilanzüberschüsse aus der Landwirtschaft wurden von der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) übertragen, dem FZJ übergeben und disaggregiert. Das heißt, die ermittelten Überschüsse wurden den ihrer Berechnung zugrundeliegenden Landwirtschaftsflächen zugeordnet. Dabei wurden die Objektkategorien „Ackerlandnutzung“ und „Grünlandnutzung“ unterschieden. In landwirtschaftlich genutzten Regionen stellen atmosphärische Stickstoffeinträge über die trockene und nasse Deposition eine weitere bedeutende diffuse Eintragsquelle dar. In bewaldeten Regionen ist die atmosphärische Deposition die einzige diffuse Stickstoffquelle für Stickstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer. Berücksichtigt wurde die atmosphärische Deposition durch den Ansatz nach Gauger et al. (2008) (vgl. Karte 93. Danach liegt die Höhe der atmosphärischen Deposition auf den Landflächen bei ca. 120.330 t N/a, ca. 2.000 t N/a gelangen in Niedersachsen direkt auf Gewässerflächen zur Deposition.

Bei ackerbaulich genutzten Böden wird davon ausgegangen, dass die Böden durch die jahrelange Düngung eine N-Sättigung aufweisen, sodass die N-Gehalte in der Bodensubstanz des Oberbodens nahezu konstant bleiben. Die verlagerbaren N-Mengen aus ackerbaulich genutzten Böden entsprechen dann genau den nicht von der Erntesubstanz aufgenommen N-Zufuhren im durchwurzelten Bodenbereich, d. h. den N-Bilanz-Überschüssen sowie der atmosphärischen Deposition. Für Grünland sowie bewaldete Flächen wird unterstellt, dass ein Teil der N-Zufuhren im Boden gespeichert wird und zum Aufbau der organischen Bodensubstanz beiträgt. Diese N-Immobilisierung wurde in Anlehnung an Müller und Raissi (2002) für Grünland bei 57 %, für Nadelwald bei 50 % und für Laubwald bei 71 % der Summe aus N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition angesetzt.

Zusätzlich wurde für die Ermittlung der verlagerbaren N-Menge im Boden ein vom LBEG zur Verfügung gestellter Datensatz einbezogen, in dem die Netto-N-Mobilisierung durch den vermehrten Biogas-Maisanbau und den Grünlandumbruch sowie die N-Immobilisierung im Boden durch die Grünlandzunahme berücksichtigt worden ist (vgl. Karte 30). Die verlagerbare Stickstoffmenge im Boden erhöht sich dadurch um ca. 12.500 t N/a.

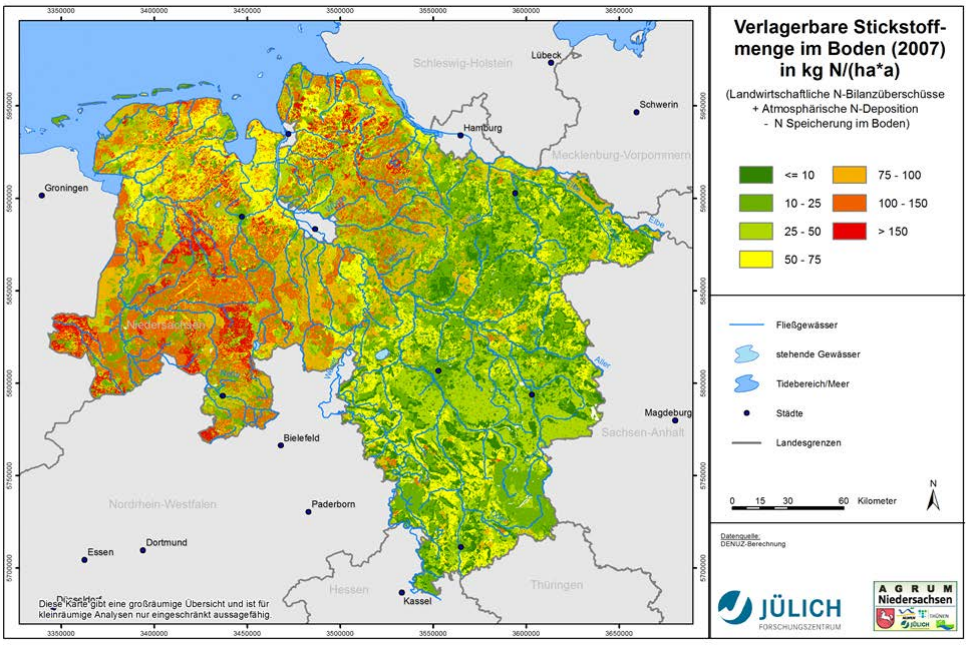
Karte 31 zeigt zusammenfassend die Summe aus Stickstoffbilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft, atmosphärischer Deposition sowie Netto-N-Mobilisierung und Immobilisierung im Boden (Karte 30) unter Anrechnung der im Boden festgelegten Stickstoffmenge in Niedersachsen, welche aufsummiert über die Landesfläche bei ca. 76.740 t N/a liegt. Die auf diese Weise sich ergebende verlagerbare Stickstoffmenge im Boden (2007) liegt bei ca. 258.090 t N/a, was ca. 54 kg N/(ha*a) entspricht.

Karte 30: Netto-N-Mobilisierung und Immobilisierung im Boden



Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 31: Verlagerbare Stickstoffmenge im Boden (2007) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

6.2 Stickstoffausträge aus dem Boden und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (DENUZ)

Die im Boden vorliegenden Stickstoffüberschüsse gelangen im Allgemeinen nicht vollständig in das Grundwasser bzw. in die Oberflächengewässer. Durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden kann ein Teil des Stickstoffs in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt werden, die den Bodenraum in die Atmosphäre verlassen können. Das Ausmaß und die Kinetik der Denitrifikation im Boden hängen in komplexer Weise von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren ab. Begünstigend für eine Denitrifikation im Boden sind beispielsweise eine hohe Bodenfeuchte, hohe Bodendichten und hohe Bodentemperaturen. Im Gegensatz dazu ist mit einer gehemmten Denitrifikation bei zur Versauerung neigenden Böden und reduziertem Humusgehalt zu rechnen (s. auch Wendland, 1992; Köhne und Wendland, 1992; Wendland et al., 1993). Für die Modellierung der Denitrifikation im Boden wird eine Michaelis-Menten-Kinetik zugrunde gelegt: Das Ausmaß des Nitratabbaus wird hierbei durch die Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Bodenzone bestimmt. Die Michaelis-Konstante wurde auf Werte zwischen k = 18,7 kg N/(ha·a) (gute Denitrifikationsbedingungen) und k = 2,5 kg N/(ha·a) (schlechte Denitrifikationsbedingungen) gesetzt.

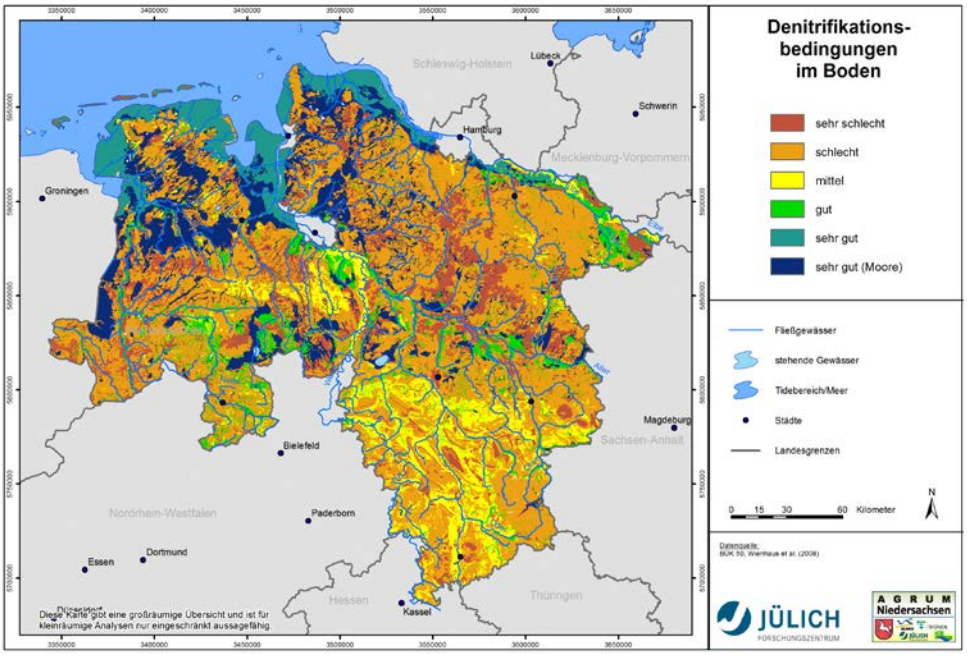
Aufbauend auf einer in Niedersachsen erstellten Studie, in der die Nitratabbaueigenschaften von Böden auf Basis der Bodenkarte 1 : 50.000 ausgewiesen wurden, sind von Wienhaus et al. (2008) in Abhängigkeit von Bodentyp und Grundwasserbeeinflussung fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsbedingungen bzw. maximaler Denitrifikationsraten festgelegt (vgl. Tabelle 34 im Anhang). Die in Wienhaus et al. (2008) angegebenen Denitrifikationsraten sind als jährliche Abschläge zu verstehen, um die die N-Einträge in den Boden im Mittel verringert werden. Sie berücksichtigen jedoch nicht die unterschiedlichen Verweilzeiten im Boden, die beim DENUZ-Ansatz explizit in die denitrifizierte N-Menge eingehen. Man kann diese Abschläge daher nicht direkt als DENUZ-Parameter verwenden, da die Denitrifikation bei leichten Böden mit geringen Verweilzeiten überschätzt und bei schweren Böden unterschätzt werden würde. Aus diesem Grunde wurden die bei Wienhaus et al. (2008) angegebenen Denitrifikationsraten unter Einbeziehung der Ergebnisse aus den eigenen Forschungsarbeiten in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Nieder-sachsen und dem Einzugsgebiet der Weser auf die im Mittel auftretenden Verweilzeiten im Boden bezogen, sodass sie als kinetische Parameter im DENUZ-Modell verwendet werden können. Dabei wurden die Denitrifikationsraten so modifiziert, dass das Zusammenspiel aus auftretenden Verweilzeiten, N-Überschüssen und Abbauraten im Mittel eine jährliche Denitrifikation ergibt, die innerhalb der Wertespannen liegt (Wienhaus et al., 2008). Dies erfolgte iterativ über mehrere DENUZ-Rechnungen.

Darüber hinaus wurde die Zuweisung der einzelnen Bodentypen zu den verschiedenen Denitrifikationsstufen anhand der vorliegenden Daten innerhalb der verschiedenen Länderprojekte einer Plausibilitätsüberprüfung unterzogen. Hierzu wurden die modellierten mit den an Gütemessstellen von Oberflächengewässern beobachteten N-Frachten verglichen. Anhand von Einzugsgebieten, in denen zum einen die Gebietsentwässerung hauptsächlich über den Direktabfluss

erfolgt und zum anderen ein auf den Flächenanteil bezogen dominanter Bodentyp (>70 %) existiert, können auf diese Weise Rückschlüsse auf die Plausibilität der Klassifizierung gezogen werden. Resultate dieser Untersuchungen waren unter anderem die Einführung einer sechsten Denitrifikationsstufe, um das hohe Denitrifikationspotenzial von Moorböden entsprechend abbilden zu können, und die Zuordnung der Braunerden in die Denitrifikationsstufe 2. Für die spezifischen in Niedersachsen vorliegenden Bodentypen und Bodentypenvergesellschaftungen wurde das Denitrifikationspotenzial angepasst.

Karte 32 zeigt die sich aus der Auswertung der Bodenkarte in Niedersachsen ergebende Einstufung der Böden hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens. Gute Denitrifikationsbedingungen ergeben sich danach vor allem für die stau- und grundwasserbeeinflussten Böden in den Niederungsregionen, z. B. Auenböden an Weser und Aller, sowie bei Böden mit hohem Kohlenstoffgehalt, z. B. Teufelsmoor und Dümmer-Niederung. Als Böden mit schlechten Denitrifikationsbedingungen werden z. B. die geringmächtigen kohlenstoffarmen Böden der Mittelgebirge sowie die sandigen Böden im Nordosten Niedersachsens eingestuft.

Karte 32: Denitrifikationsbedingungen in der durchwurzelten Bodenzone auf Rasterbasis (100 x 100 m)

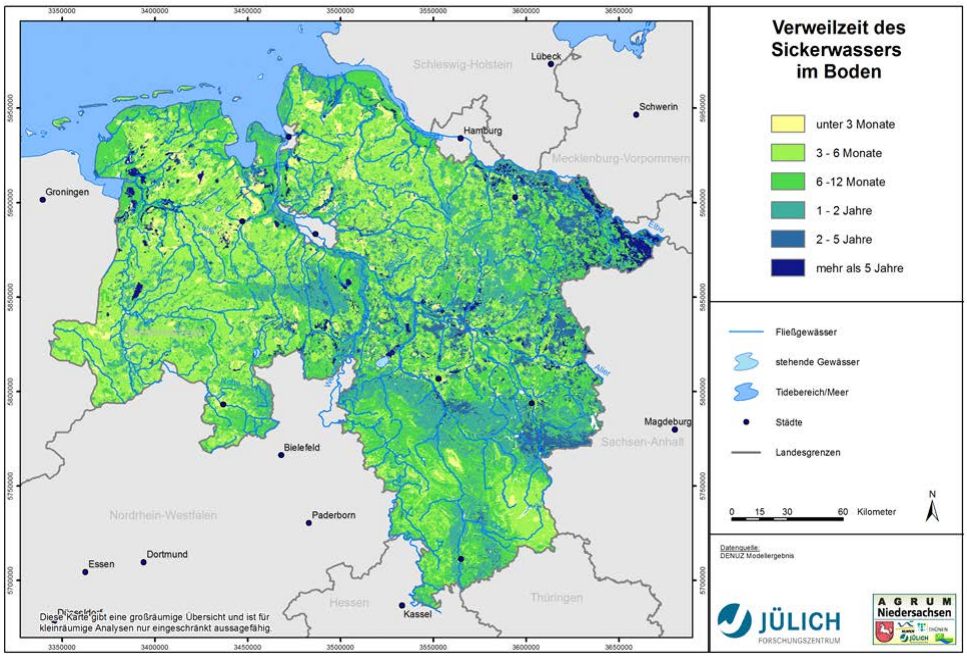


Quelle: Eigene Berechnung.

Die im Boden denitrifizierbaren Stickstoffmengen werden neben den Abbaubedingungen insbesondere auch von der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden beeinflusst. Die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden wurde unter Einbeziehung von Sickerwasserhöhen und der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums abgeleitet (Hennings, 2000; Müller und Raissi, 2002). Die Sickerwasserhöhe ergibt sich dabei aus der Differenz von Gesamtabfluss und Oberflächenab-

fluss. Die Sickerwasserverweilzeit im Boden ist in Karte 33 dargestellt. Die Hildesheimer Börde weist überwiegend Verweilzeiten von einem Jahr und mehr auf. Hier kommt es im Jahresgang aufgrund der im Vergleich zur Küste niedrigeren Niederschlagshöhen und dem hohen Wasserspeichervermögen der Böden verbreitet zu einem unvollständigen Bodenwasseraustausch. Verweilzeiten im Boden von weniger als sechs Monaten ergeben sich teilweise für die Mittelgebirge sowie für dränierte Regionen.

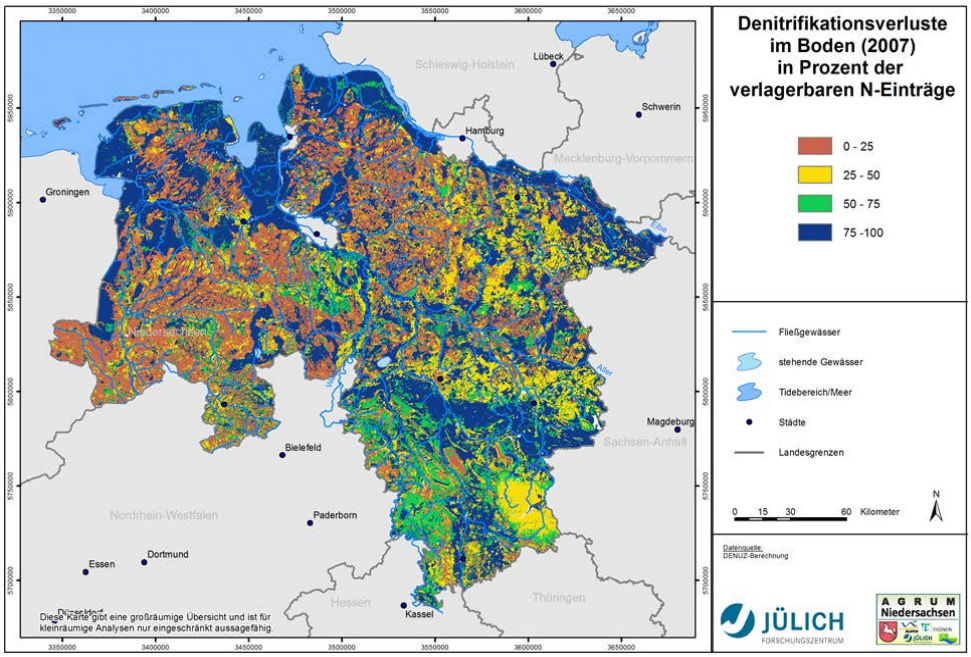
Karte 33: Verweilzeit des Sickerwassers im Boden auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

Durch Kombination der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden mit den Stickstoffüberschüssen im Boden und den Denitrifikationsbedingungen im Boden können die Denitrifikationsverluste im Boden quantifiziert werden. Dies wurde durch Anwendung des DENUZ-Modells realisiert. Die Ergebnisse der Berechnung (Stickstoffausträge aus dem Boden) sind als relative Denitrifikationsverluste in Karte 34 sowie als absolute Mengen des Stickstoffaustrags aus dem Boden in Karte 35 dargestellt.

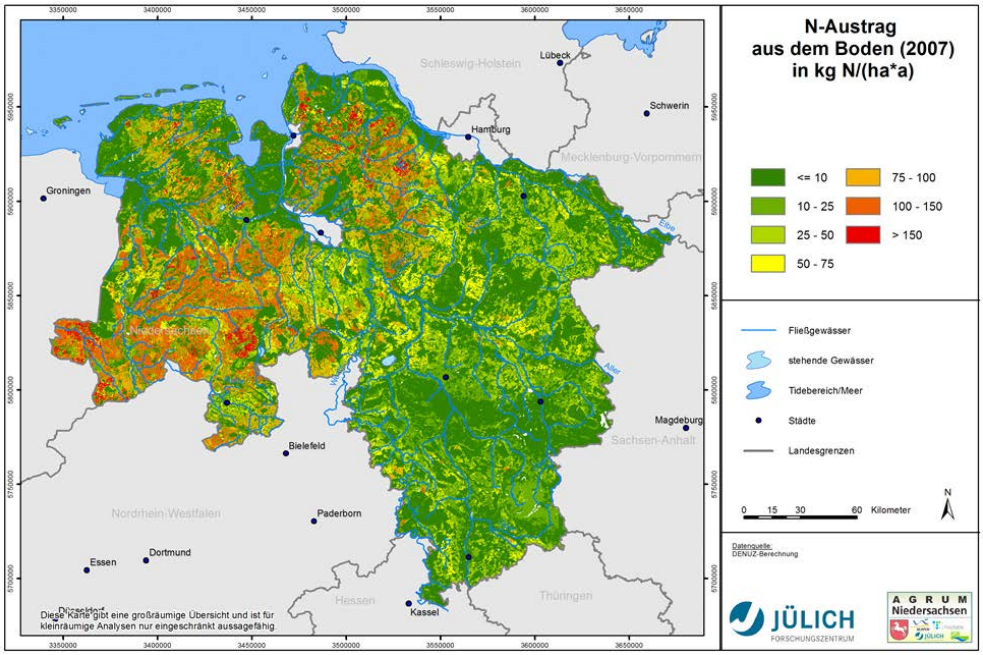
Karte 34: Relative Denitrifikationsverluste in der durchwurzelten Bodenzone auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

Im Vergleich zu der in Karte 31 dargestellten verlagerbaren Stickstoffmenge im Boden ergeben sich nach Karte 35 in vielen Regionen für die Stickstoffausträge aus der durchwurzelten Bodenzone deutlich reduzierte Werte, was die Effektivität der Denitrifikationsprozesse im Boden unterstreicht. Dennoch bleibt das Gesamtbild im Wesentlichen erhalten. Die höchsten Stickstoffausträge aus dem Boden treten in den Podsolen im nordwestdeutschen Tiefland auf. Gerade in diesen Regionen mit hohen Stickstoffüberschüssen führen schlechte Abbaubedingungen, hohe Stickstoffüberschüsse und hohe Austauschraten des Sickerwassers im Boden dazu, dass hohe Stickstoffmengen aus dem Boden ausgetragen werden können. Dort zeigen sich aufgrund der hohen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers Werte von 80 kg N/(ha·a) und mehr. In den Mittelgebirgen werden im Boden zwar meist weniger als 40 % des eingetragenen Stickstoffs denitrifiziert, jedoch ist dort die Stickstoffüberschusshöhe auch deutlich geringer. Aufsummiert über die gesamte Landesfläche werden in den Böden ca. 123.380 t N/a denitrifiziert. Die Höhe der Stickstoffausträge aus der durchwurzelten Bodenzone liegen dadurch bei ca. 134.710 t N/a (aufsummiert über die Landesfläche), was fast 29 kg N/(ha·a) entspricht.

Karte 35: Stickstoffaustrag aus der durchwurzelten Bodenzone auf Rasterbasis (100 x 100 m)



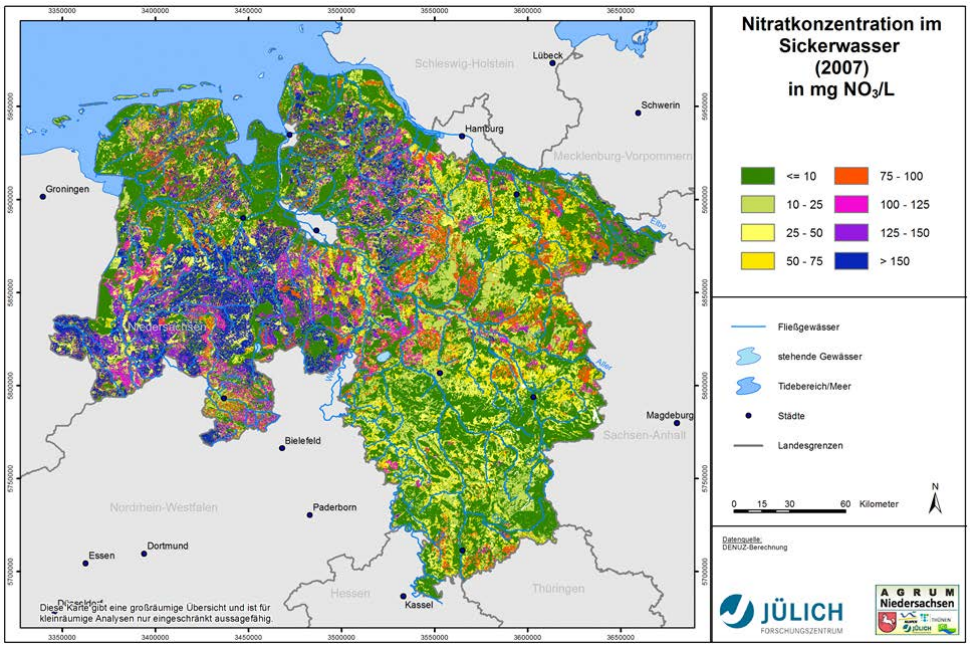
Quelle: Eigene Berechnung.

Die Stickstoffreduzierung im Boden beträgt zum Teil über 60 % und vereinzelt sogar über 80 %. Die höchsten Abbauraten verzeichnen die Niederungsregionen an der Küste und im Binnenland sowie die Bördegebiete. Hier treffen die Steuergrößen „gute Denitrifikationsbedingungen“ und „hohe Verweilzeit im Boden“ gleichzeitig zu. Die niedrigsten Abbauraten im Boden treten aufgrund der hohen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und schlechter Denitrifikationsbedingungen in den Regionen Niedersachsens auf, wo Podsolböden verbreitet sind.

Durch Kombination der berechneten Stickstoffausträge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate kann durch Multiplikation mit dem Umrechnungsfaktor 4.43 die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet werden (Karte 36). Diese gibt an, mit welcher mittleren Konzentration das aus dem Boden ausgetragene Nitrat in das Grundwasser bzw. über die Komponenten des Direktabflusses in die Oberflächengewässer eingetragen wird.

Aus Karte 36 wird deutlich, dass in den meisten Regionen im Nordwestteil Niedersachsens großflächig mit Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l und mehr zu rechnen ist. Der Mittelwert auf Bundeslandebene liegt bei ca. 45 mg NO_3/l, der Mittelwert der landwirtschaftlich genutzten Flächen liegt bei 65 mg NO_3/l. Besonders hohe Werte errechnen sich flächendeckend für landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen, wie z. B. der Dümmer-Geestniederung, der Ems-Hunte-Geest und der Stader Geest. Dort werden Nitratkonzentrationen von mehr als 150 mg/l errechnet. Relativ geringe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ergeben sich für die landwirtschaftlich extensiv genutzten Mittelgebirgsregionen sowie auch für die Bördelandschaften.

Karte 36: Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

6.3 Diffuse Stickstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer (GROWA-DENUZ-WEKU-Modell)

Da Denitrifikationsprozesse in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bereichs vernachlässigt werden können, entspricht die mittlere auswaschungsgefährdete Nitrat-Stickstoffmenge im Boden unterhalb der durchwurzelten Bodenzone der Nitratmenge, die über die Komponenten des Abflusses in das Grundwasser bzw. in die Oberflächengewässer eingetragen werden. Die Nitratmenge teilt sich dabei nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf die einzelnen Abflusskomponenten auf. Ein Teil gelangt über die Direktabflusskomponenten ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer. Auf seinem Transport im Grundwasserraum können weitere Abbauprozesse auftreten, die die Nitrateinträge in die Vorfluter über den Grundwasserabfluss unter Umständen deutlich reduzieren. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Modellierung der diffusen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss sowie die Modellierung des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser und die Ergebnisse zum grundwasserbürtigen Nitrateintrag in die Oberflächengewässer zusammenfassend dargestellt und diskutiert.

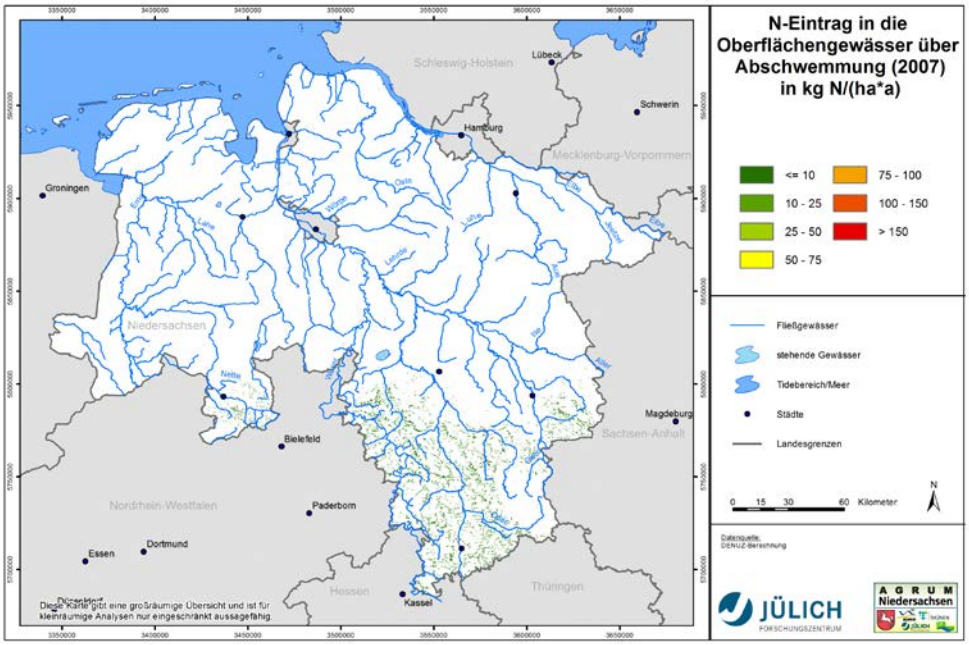
6.3.1 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen

Bei den für die Ausweisung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen zugrunde gelegten Gewässerflächen handelt es sich insgesamt um ca. 84.500 ha. Zur Quantifizierung der atmosphärischen Stickstoffdeposition auf Wasserflächen wurde dann, nach Einzugsgebieten getrennt, eine Verknüpfung mit den flächenhaft für das Bundesland Niedersachsen vorliegenden Stickstoffdepositionswerten nach Gauger et al. (2008) vorgenommen. Hieraus wurde dann ein Mittelwert der Stickstoffdeposition auf den Gewässerflächen des jeweiligen Einzugsgebietes bestimmt. Gemittelt über alle Gewässerflächen ergibt sich dann ein Wert für die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition von ca. 2.140 t N/a.

6.3.2 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Karte 37 zeigt die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung. Da sich die zum Stickstoffeintrag über Abschwemmung beitragenden Standorte durch eine Hangneigung über 2 % aufzeichnen und zudem einen hohen Lehmanteil im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung, keine Dränung und eine hydraulische Anbindung an Fließgewässer auszeichnen müssen, ist die Anzahl der Teilflächen mit potenzieller Abschwemmungsgefährdung sowie deren Größe gering. Insgesamt gelangen über diesen Eintragspfad ca. 90 t N/a in die Vorfluter.

Karte 37: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



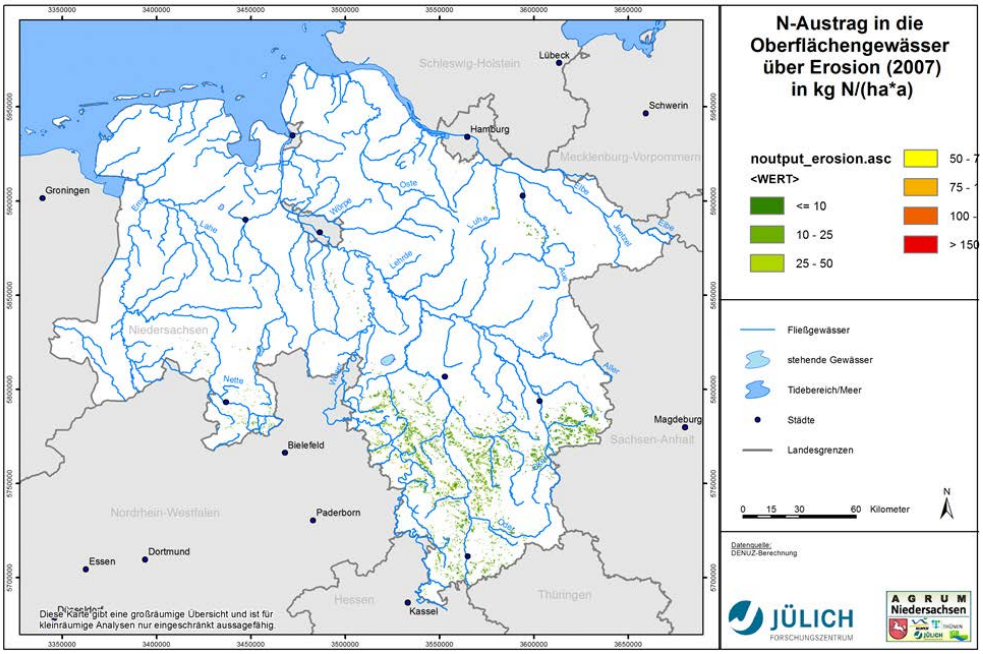
Quelle: Eigene Berechnung.

6.3.3 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Karte 38 zeigt die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Erosion. Da die zum Stickstoffeintrag über Erosion beitragenden Standorte durch eine Hangneigung >2 % und zudem eine ackerbauliche Nutzung, keine Dränung und eine hydraulische Anbindung an Fließgewässer auszeichnen müssen, ist die Anzahl der Teilflächen, von denen ein Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer stattfinden kann, relativ gering.

Die Höhe der partikulären Stickstoffeinträge ist neben der in das Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom Stickstoffgehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Diese Daten müssen als Gehalte in Gesamt-N zur Verfügung stehen. In Abstimmung mit dem LBEG wurde ein Stickstoff-Oberbodengehalt von 2.000 mg/kg gewählt. Damit ergeben sich für die Ackerflächen mit Gewässeranbindung sowie basierend auf dem in Karte 38 angegebenen mittleren Bodenabtrag von Ackerflächen erosionsbedingte Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer von ca. 1.320 t N/a.

Karte 38: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Erosion 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)

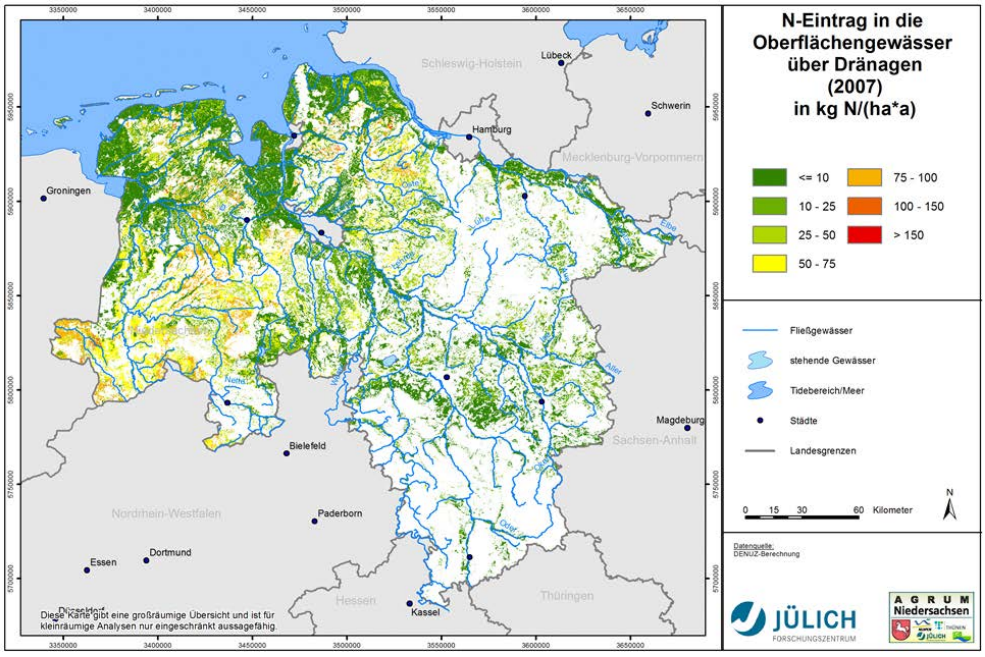


Quelle: Eigene Berechnung.

6.3.4 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Dränagen

In Karte 39 sind die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus Dränagen dargestellt. Gemittelt über die gesamten drainierten Flächen in Niedersachsen liegen die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer bei ca. 20 kg N/(ha·a), was einer Gesamttonnage von ca. 32.310 t N/a entspricht. Mit Stickstoffeinträgen von 25 bis über 50 kg N/(ha·a) heben sich hierbei vor allem die grundwasserbeeinflussten landwirtschaftlich genutzten Böden im Südteil des Emseinzugsgebiets als Hot-Spot-Regionen ab. Gedränte Niederungsregionen, wie z. B. in der nördlichen Wesertalaue und der Marsch, gehen aus der Karte nicht hervor, da die entsprechenden Böden ein allgemein hohes Denitrifikationspotenzial im Boden aufweisen. Der Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer über Dränagesysteme spielt dort dementsprechend trotz der hohen Stickstoffüberschüsse im Boden eine nur untergeordnete Rolle. Bereiche mit hohen Stickstoffausträgen über Dränagesysteme gehen also typischerweise mit Böden einher, die ein geringes Denitrifikationspotenzial aufweisen.

Karte 39: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Dränagen 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)

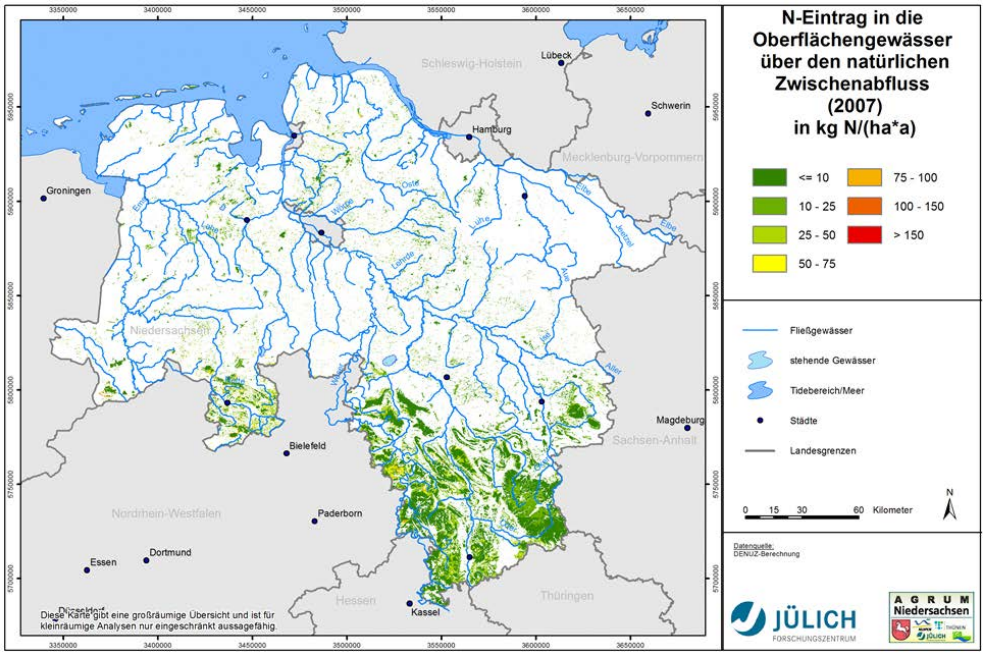


Quelle: Eigene Berechnung.

6.3.5 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss

Gemittelt über die Flächen mit natürlichem Zwischenabfluss (Karte 40) werden ca. 13 kg N/(ha·a) in die Oberflächengewässer eingetragen. Im Harz liegen die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer mit dem natürlichen Zwischenabfluss trotz der recht geringen Höhe der verlagerbaren Stickstoffmenge im Boden über 11 kg N/(ha·a). Sie ergeben sich dort durch das Zusammenwirken von hohen Stickstoffeinträgen über die atmosphärische Deposition, geringen Nitratabbaupotenzialen im Boden und sehr geringen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden. Insgesamt werden über den natürlichen Zwischenabfluss ca. 6.960 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen.

Karte 40: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



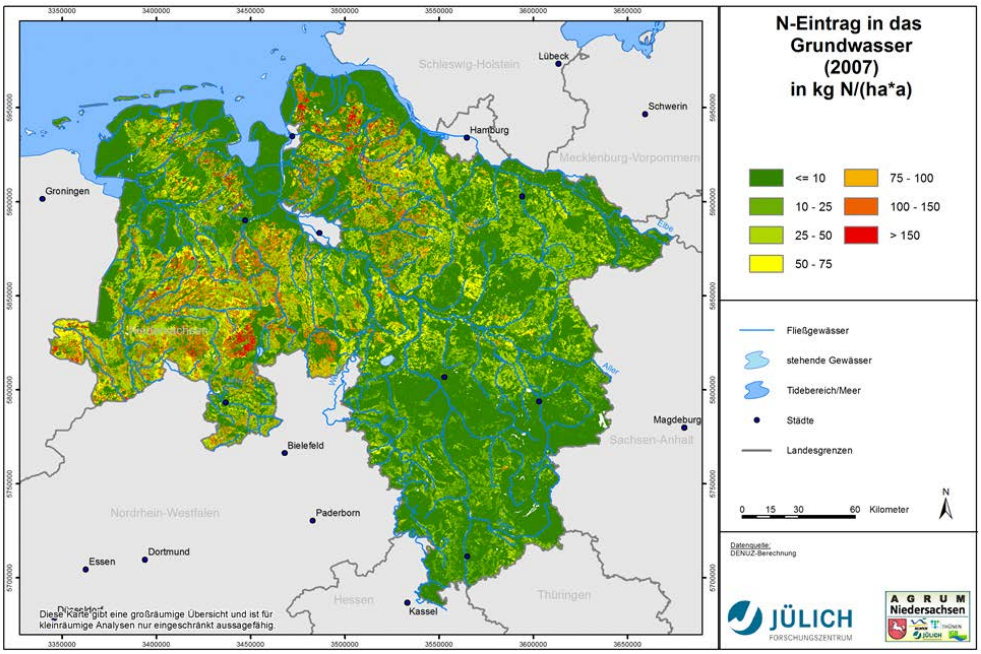
Quelle: Eigene Berechnung.

6.3.6 Stickstoffeinträge in das Grundwasser

Die aus dem Boden ausgetragenen Stickstoffmengen, die nicht über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer gelangen, werden mit der Grundwasserneubildung in das Grundwasser eingetragen, fast ausschließlich als Nitrat. Auf dem Weg zum Vorfluter kann es in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen und den Grundwasserverweilzeiten im Aquifer zu einem signifikanten Nitratabbau kommen (vgl. Anhang A.3.1.10). Dieser Nitratabbau wird in nitratabbauenden Aquiferen dabei umso effektiver, je größer die Verweilzeit des Nitrats im Aquifer ist. In Karte 41 sind zunächst die sich nach der Denitrifikation im Boden und der Abtrennung der Direkt-

abflussanteile ergebenden Stickstoffeinträge in das Grundwasser dargestellt. Karte 41 zeigt für die Stickstoffeinträge in das Grundwasser, dass sich insbesondere die Grundwasserneubildungsgebiete durch hohe Stickstoffeinträge in das Grundwasser auszeichnen.

Karte 41: Stickstoffeinträge in das Grundwasser mit der Grundwasserneubildung 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

Insgesamt werden mit der Grundwasserneubildung ca. 94.100 t N/a in die Aquifere eingetragen. Im Mittel entspricht dies ca. 20 kg N/(ha·a). Regional treten jedoch sehr große Unterschiede auf. Für Teile der Lockergesteinsregion im Nordwesten Niedersachsens ergeben sich Stickstoffeinträge in das Grundwasser von mehr als 75 kg N/(ha·a). In den Marschgebieten im Unterlauf der Weser sowie in den Festgesteinsregionen, d. h. allen Gebieten mit geringen Basisabflussanteilen, ergeben sich dagegen Stickstoffeinträge in das Grundwasser von weniger als 10 kg N/(ha·a).

6.3.7 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss

Um den Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer über den Grundwasserpfad modellieren zu können, müssen neben Daten zum reaktiven Stofftransport bzw. Abbau im Aquifer auch die Verweilzeiten des Grundwassers bekannt sein.

Modellierung der Verweilzeiten des Grundwassers im oberen Aquifer

Die Verweilzeiten des Grundwassers bezeichnen die Zeiträume, innerhalb derer das Grundwasser vom Ort der Einsickerung in den Aquifer zum grundwasserwirksamen Vorfluter gelangt. Die Verweilzeit hängt dabei maßgeblich von der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers ab, deren Höhe durch hydrogeologische Größen, wie dem Durchlässigkeitsbeiwert und dem nutzbaren Hohlraumanteil, aber auch durch den aus der Morphologie der Grundwasseroberfläche abzuleitenden hydraulischen Gradienten, beeinflusst wird. Eine ausführliche Darstellung zur Ableitung der benötigten Eingangsgrößen und zu den im Modell WEKU verwendeten Ansätzen ist bereits in Anhang A.3.1.9 erfolgt, sodass in diesem Kapitel ausschließlich eine Darstellung der Ergebnisse der Verweilzeitenmodellierung erfolgt.

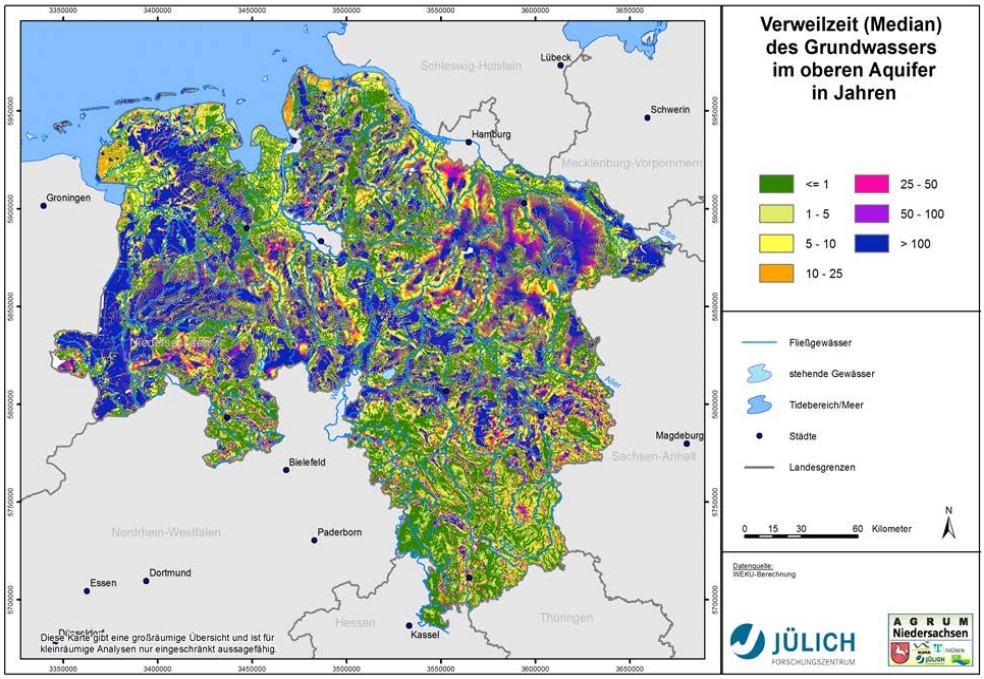
Die in Karte 42 dargestellten Verweilzeiten des Grundwassers weisen eine große Spannbreite der modellierten Grundwasserverweilzeiten zwischen weniger als einem Jahr und mehr als 100 Jahren auf. Geringe Verweilzeiten ergeben sich generell für Regionen in Vorfluternähe, Regionen mit hoher Vorfluterdichte und/oder Regionen mit steilen hydraulischen Gradienten (Festgesteinsregionen). Dementsprechend deutlich wird das Vorfluternetz in den Mittelgebirgsregionen abgebildet. Hohe Verweilzeiten von mehr als 50 Jahren treten dagegen vor allem in der Lockergesteinsregion auf und ergeben sich generell für Regionen mit geringer Vorfluterdichte und/oder Regionen mit flachen hydraulischen Gradienten.

Großflächig geringe Verweilzeiten von weniger als zehn Jahren sind auf den Südteil Niedersachsens beschränkt. In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass in Karte 42 für die Festgesteinsregion Verweilzeiten berechnet wurden, die sich typischerweise für die Auflockerungszone über dem unverwitterten Gestein ergeben. Dies erfolgte vor dem Hintergrund, dass der weitaus überwiegende Anteil des Grundwasserabflusses in dieser Auflockerungszone auftritt. Um dies im WEKU-Modell zu berücksichtigen, wurden die in der HÜK200 angegebenen Durchlässigkeitsbeiwerte in Anlehnung an eine im Bundesland Hessen zum Aufbau eines hydrogeologischen Konzeptmodells pauschal bewährte Vorgehensweise (vgl. Wendland et al., 2011) um eine Größenordnung (eine Zehnerpotenz) erhöht.

Es sei betont, dass sich die dargestellten Verweilzeiten immer auf den grundwasserbürtigen Abflussanteil beziehen. Wie bereits ausgeführt wurde, stellt der grundwasserbürtige Abflussanteil nicht in allen Regionen die dominierende Abflusskomponente dar. So trägt beispielsweise in Gebieten, in denen paläozoische Schiefer an der Oberfläche anstehen, der grundwasserbürtige Abfluss häufig weniger als 15 % zum Gesamtabfluss bei. In diesen Regionen beziehen sich die ange-

gebenen Verweilzeiten daher generell **nicht** auf die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

Karte 42: Verweilzeit des Grundwassers im oberen Aquifer auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

Nach der Berechnung der Grundwasserverweilzeiten wird eine Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im oberen Aquifer von nitratabbauenden Aquiferen vorgenommen. Dies machte eine Einschätzung der in Niedersachsen auftretenden Aquifere hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens entsprechend der im Anhang A.3 beschriebenen Vorgehensweise erforderlich.

Bestimmung des Nitratabbauvermögens von Grundwasserleitern

Auf Basis der Erkenntnisse früherer hydrogeochemischer Untersuchungen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes (Wendland et al., 2004) und des Emseinzugsgebietes (Kunkel und Wendland, 2006) wurde das Nitratabbauvermögen für die grundwasserführenden Gesteinseinheiten Niedersachsens ausdifferenziert.

Die Auswertung der Grundwassergütedaten erfolgte gesondert für jede der ausgewiesenen grundwasserführenden Gesteinseinheiten durch die Bestimmung der Kenngrößen der Häufigkeitsverteilungen für die Grundwasserparameter Nitrat, Eisen(II), Mangan(II) und Sauerstoff. Der grundlegende Verfahrensgang der Auswertung sowie ausführlichere Darstellungen der Ergebnisse finden sich in den bereits oben zitierten Arbeiten von Wendland und Kunkel (1999), Kunkel et al. (2004) und Kunkel und Wendland (2006).

Die Naturräume Marsch und Lehm liegen sowohl für einzelne Parameter als auch im Zusammenspiel der Parameter innerhalb der Spannweiten, die für reduzierte Grundwässer als charakteristisch angenommen werden können. In der Gesteinseinheit „Lehme weisen fast 75 % der Gütedaten auf reduzierte Grundwasserverhältnisse hin. Auch dort ist eine eindeutige regionale Ausdifferenzierung in Bereiche mit oxidierten bzw. mit reduzierten Grundwasserverhältnissen nicht möglich. Um dem im Vergleich zur Geest höheren Anteil reduzierter Grundwässer gerecht zu werden, wurde ein kn-Wert von 0,69 a^{-1} (entspricht einer Halbwertzeit von 1 a) zugeordnet.

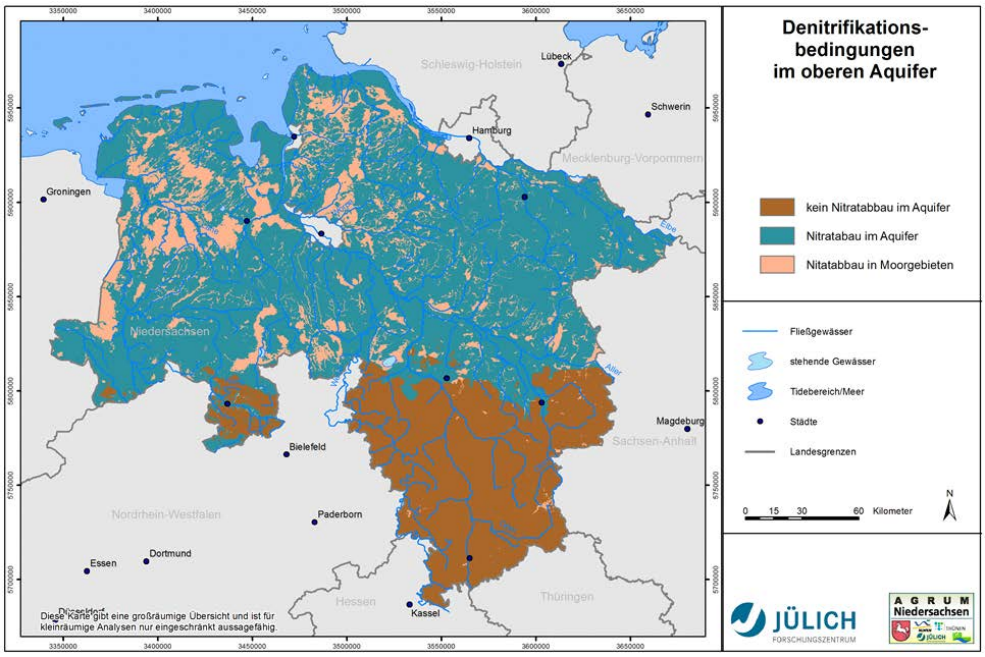
Die Grundwassergütedaten aus den Marschgebieten zeigen alle ausschließlich reduzierte Eigenschaften, sodass auch hier von günstigen Denitrifikationsbedingungen (Halbwertzeit von 1 a) ausgegangen werden kann. Die Niedermoorstandorte stellen insofern einen Sonderfall dar, als dass bereits im Boden sehr hohe Denitrifikationskapazitäten auftreten. Im grundwassergesättigten Raum setzen sich diese hohen Denitrifikationskapazitäten fort. Um dies bei der WEKU-Modellierung zu berücksichtigen, wurde bei den Niedermoorböden eine Halbwertzeit von 0,3 Jahren angesetzt, was einem kn-Wert von 2,31 a^{-1} entspricht.

Bei den als reduziert eingestuften Lockergesteinsaquiferen ist davon auszugehen, dass die Aquifere dieser Einheiten nitratabbauend sind. Das bedeutet jedoch nicht notwendigerweise, dass es in diesen Regionen zu keinen nennenswerten Nitrateinträgen in die Vorfluter kommt. In Bereichen, in denen hohe Direktabflussanteile auftreten (beispielsweise durch eine Dränageentwässerung), kann aufgrund der nur kurzen Untergrundpassage des Sickerwassers das aus dem Boden ausgewaschene Nitrat nicht oder nur unvollständig abgebaut werden. Daher kann es dort trotz guter Nitratabbaubedingungen im Grundwasserleiter zu Nitrateinträgen in die Oberflächengewässer kommen. Bei den anderen, als oxidiert eingestuften Bezugseinheiten ist mit keinem bzw. nur unvollkommenen Nitratabbau im Grundwasserleiter zu rechnen.

Für alle Festgesteinseinheiten ergeben sich jedoch oxidierte Grundwasserverhältnisse. So zeigen sich beispielsweise für die Bezugseinheit „Sandsteinfolgen des Buntsandsteins“ Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen, die schon beim 10 %-Perzentil bei bzw. oberhalb von 2 mg/l liegen; die Eisen(II)- und Mangan(II)-Konzentrationen sind dagegen selbst beim 90 %-Perzentil mit weniger als 0,09 mg Fe(II)/l bzw. mit weniger als 0,05 mg Mn(II)/l sehr klein.

Karte 43 zeigt das auf diese Weise für die WEKU-Modellierung angesetzte Nitratabbauvermögen in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten Niedersachsens.

Karte 43: Denitrifikationsbedingungen im oberen Aquifer

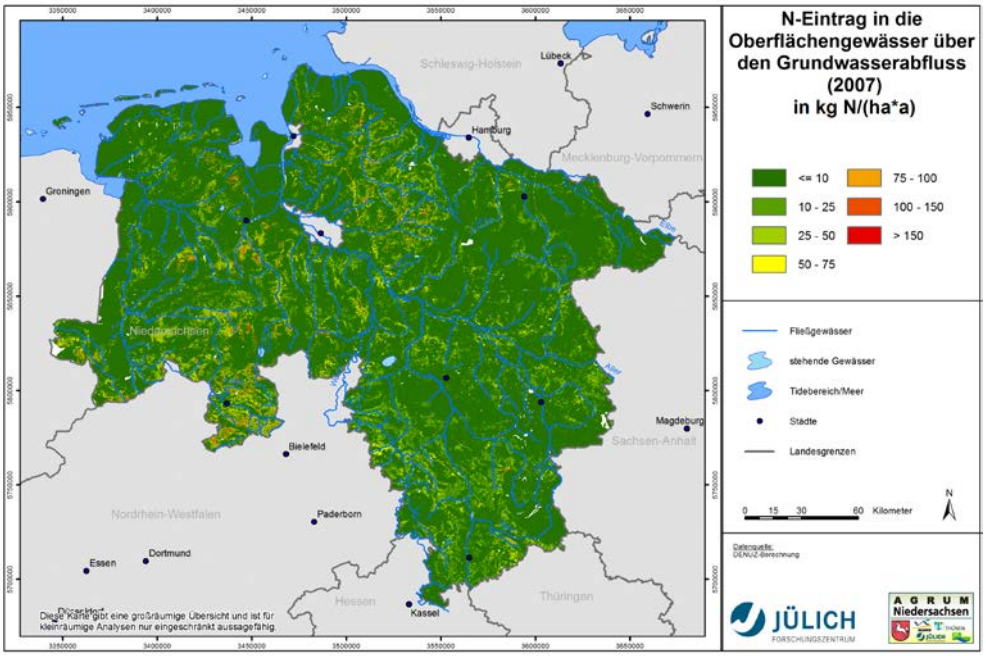


Quelle: Eigene Berechnung.

Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss

In Karte 44 sind die mit dem WEKU-Modell berechneten, nach der Denitrifikation im Grundwasser verbleibenden, grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer jeweils für die Ausgangszelle dargestellt, in die der Eintrag in den Boden erfolgte. Im Landessmittel werden etwa 6 kg N/(ha·a) über das Grundwasser in die Oberflächengewässer eingetragen, was einer Gesamtfracht von ca. 28.660 t/a entspricht. Etwa zwei Drittel des Austrags erfolgen in der Lockergesteinsregion, obwohl dort im Grundwasser >70 % des Nitrats abgebaut werden. Die grundwasserbürtigen Stickstoffausträge in die Oberflächengewässer in der Festgesteinsregion entsprechen im Wesentlichen den Stickstoffeinträgen in das Grundwasser. Grund hierfür sind die dort vorherrschenden ungünstigen Denitrifikationsbedingungen, die einen nennenswerten Nitratabbau im Aquifer weitgehend verhindern.

Karte 44: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)

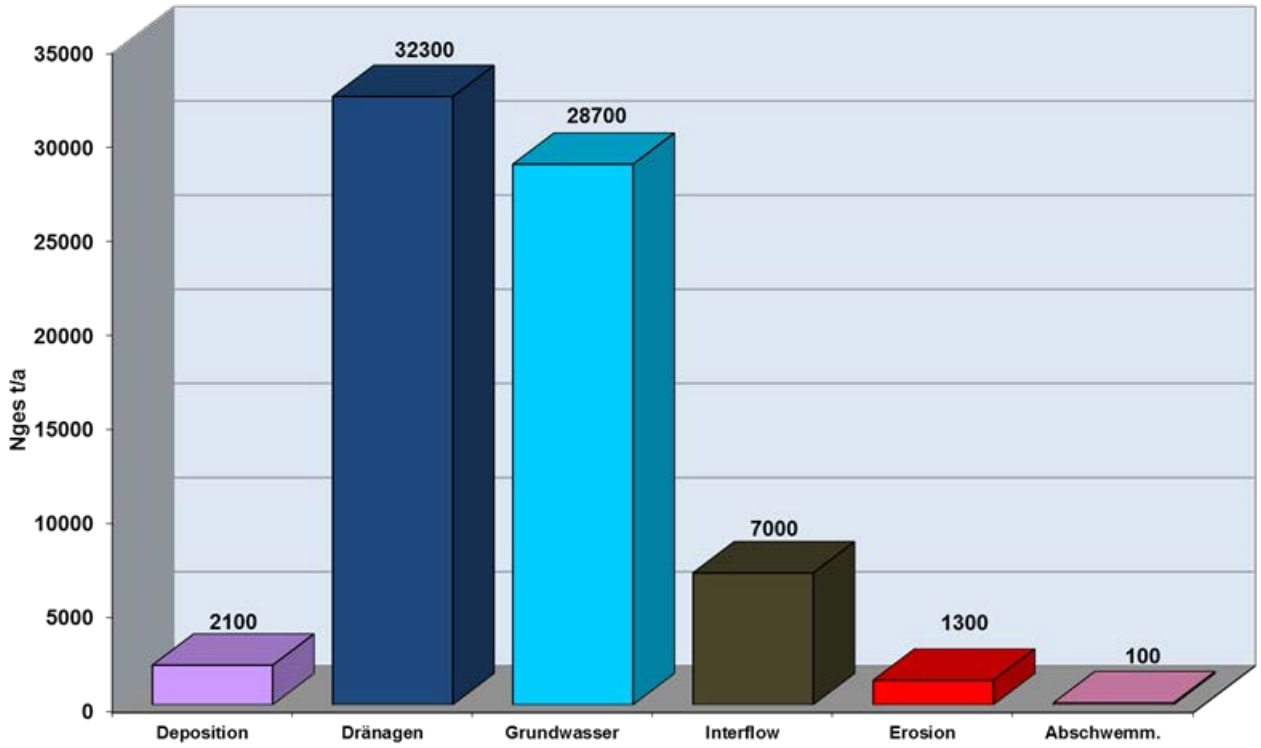


Quelle: Eigene Berechnung.

6.3.8 Gesamte diffuse Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer

Die Gesamtsumme des Stickstoffeintrags aus allen sechs diffusen Quellen liegt bei ca. 71.480 t N/a. Abbildung 8 zeigt die Verteilung auf die einzelnen diffusen Eintragspfade. Mit ca. 32.310 t N/a stellen Dränagen die bedeutsamste diffuse Stickstoffquelle dar. Dann folgt das Grundwasser mit ca. 28.660 t N/a. Mit ca. 6.960 t N/a haben auch noch die N-Einträge über den natürlichen Zwischenabfluss eine gewisse Bedeutung. Die anderen diffusen N-Eintragspfade (atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen, Abschwemmung, Erosion) sind dagegen mit zusammen ca. 3.500 t N/a von nur untergeordneter Bedeutung für den N-Eintrag in die Vorfluter.

Abbildung 8: Gesamte Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)

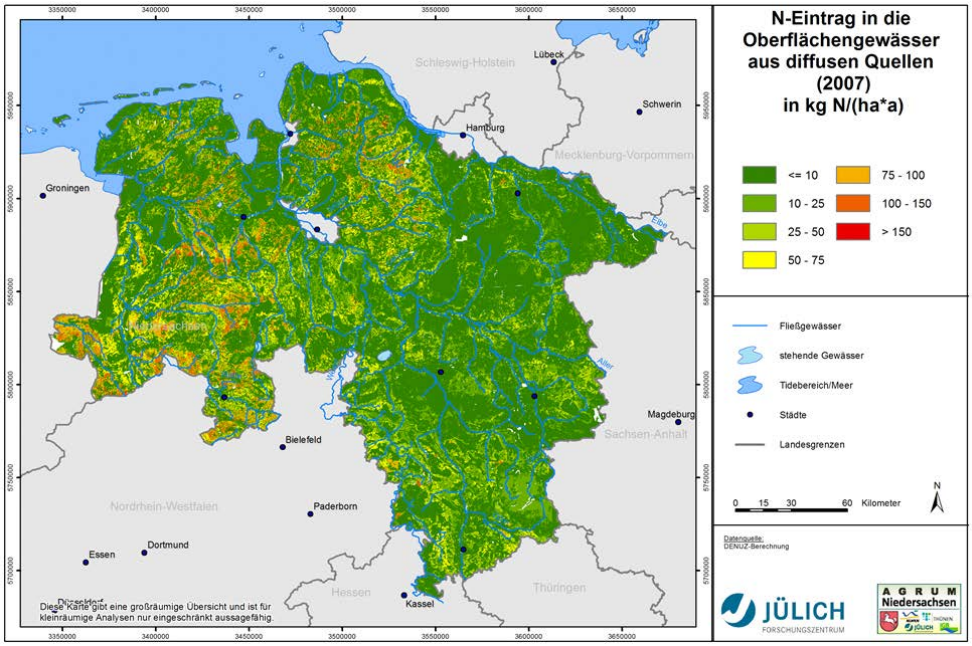


Quelle: Eigene Berechnung.

In Karte 45 ist schließlich die Gesamtsumme der diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer dargestellt. Im Landesmittel errechnen sich Stickstoffeinträge in Höhe von ca. 15 kg N/(ha·a).

Räumlich gesehen kommt es in fast allen intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen zu erhöhten Stickstoffeinträgen in die Gewässer, die in einigen Regionen, vor allem im Westteil Niedersachsens 50 kg N/(ha·a) übersteigen können.

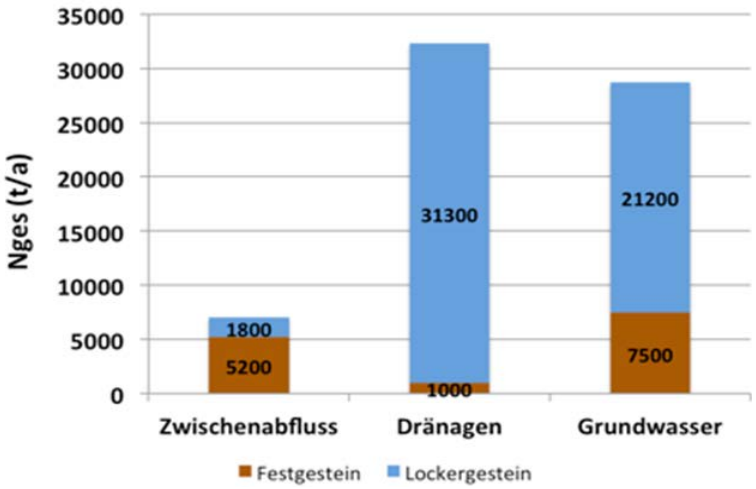
Karte 45: Gesamte Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

Abbildung 9 zeigt die Stickstoffeinträge in die Vorfluter für die wichtigsten diffusen Stickstoffeintragspfade (Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und Dränagen) getrennt nach Lockergesteinsregion (Nordteil Niedersachsens) und Festgesteinsregion (Südteil Niedersachsens).

Abbildung 9: Stickstoffeinträge in die Vorfluter für die wichtigsten diffusen Eintragspfade für Stickstoff (Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und Dränagen), aufgetrennt nach Norddeutschem Tiefland und Mittelgebirgsregion in 2007 (gerundete Werte in t N/a)



Quelle: Eigene Darstellung.

Wertet man die Stickstoffeinträge in die Vorfluter für die wichtigsten diffusen Stickstoffeintragspfade (Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und Dränagen), getrennt nach Lockergesteinsregion (Nordteil Niedersachsens) und Festgesteinsregion (Südteil Niedersachsens), aus, so zeigt sich, dass der Eintragspfad „natürlicher Zwischenabfluss“ eigentlich nur für die Festgesteinsregion relevant ist, während der Austrag über Dränagen vor allem die Lockergesteinsregion dominiert. Im Hinblick auf den Eintragspfad Grundwasser zeigt sich, dass trotz des hohen Nitratabbaupotenzials im Grundwasserleiter der Lockergesteinsregion und des dadurch bedingten Nitratabbaus im Grundwasser von ca. 70 % des N-Eintrags ca. zwei Drittel des Stickstoffgesamteintrags in die Oberflächengewässer über das Grundwasser in der Lockergesteinsregion realisiert werden. Insgesamt stammen auf diese Weise ca. 80 % der diffusen Stickstoffeinträge in die Vorfluter über die drei wichtigsten diffusen Eintragspfade aus der Lockergesteinsregion.

6.4 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen und urbanen Systemen (MONERIS-Modell)

Insgesamt verursachen Punktquellen und urbane Systeme in Niedersachsen Stickstoffeinträge in Höhe von 7.500 t/a. Diese verteilen sich auf 36 % aus Punktquellen und 64 % aus urbanen Systemen.

Die Stickstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern belaufen sich auf 2.690 t N/a. Während die Einträge aus kommunalen Kläranlagen, insbesondere in der Nähe der Ballungsräume um Hannover, Osnabrück und Oldenburg erhöht sind, verteilen sich die Einträge aus industriellen Direkteinleitern im Wesentlichen auf die Landkreise Vechta, Oldenburg, Schaumburg und Hameln (Karte 46). Da für die industriellen Direkteinleiter keine Differenzierung der jeweiligen Wirtschaftszweige vorliegt, kann an dieser Stelle keine weitere Differenzierung vorgenommen werden. Insgesamt sind durch das Bundesland Niedersachsen Abläufe und Konzentrationen von 391 Kläranlagen erfasst und dem IGB zur Verfügung gestellt worden. 12 % der Kläranlagen verfügen über weniger als 5.000 angeschlossene Einwohnerwerte und nur 5 % über mehr als 100.000 (Größenklasse GK 5) angeschlossene Einwohnerwerte. Die Kläranlagen der GK 5 reinigen das Abwasser von knapp 40 % der angeschlossenen Einwohner und tragen in etwa den gleichen Anteil der gesamten TN-Einleitungen aus allen Kläranlagen bei.

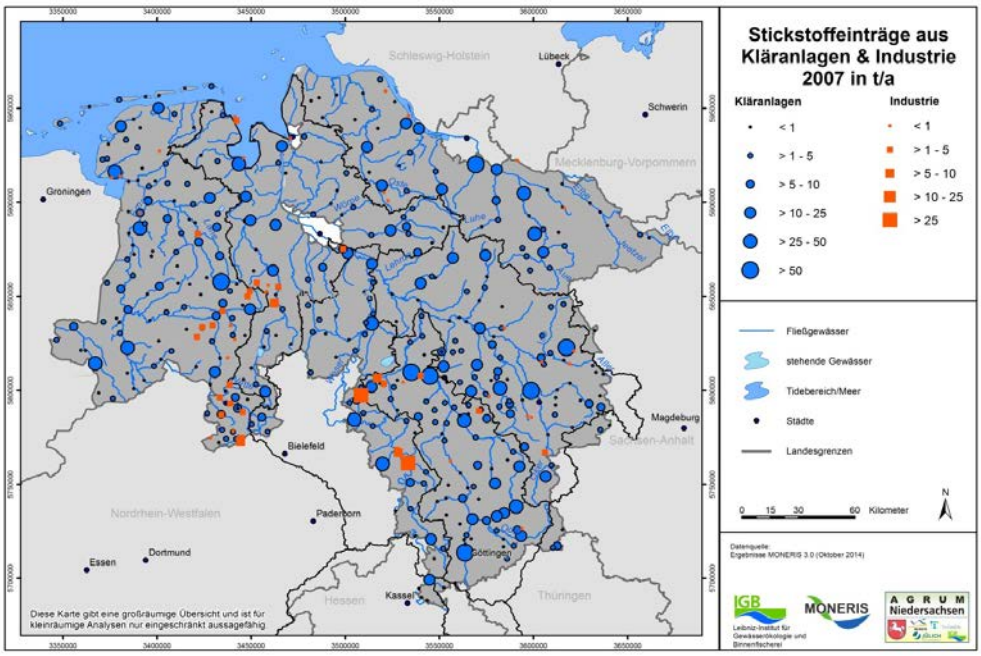
Die Kläranlagen mit weniger als 5.000 Einwohnerwerten entsorgen das Abwasser von nur 1 % der Einwohner und tragen 3 % der TN-Einträge bei und verfügen somit über ein deutlich schlechteres Einwohner-Fracht-Verhältnis. Dies spiegelt sich auch in den deutlich höheren mittleren Ablaufkonzentrationen wider (Tabelle 4). Aufgrund der geringen Anschlusszahlen tragen die Kläranlagen dieser Größenklasse jedoch nur einen vernachlässigbaren Anteil an den Gesamteinträgen aus kommunalen Kläranlagen bei.

Tabelle 4: Kläranlagengrößenklassen nach angeschlossenen Einwohnern sowie die Gesamtanzahl der angeschlossenen Einwohner, die Summe der TN-Einleitung und die mittleren TN-Konzentrationen im Ablauf für das Jahr 2007

Größenklasse	Einheit	1	2	3	4	5
Kapazität in Einwohnern	EW	< 1.000	1.000 - 5.000	5.001 - 10.000	10.001 - 100.000	> 100.000
Gesamtanzahl der Kläranlagen 2007	Anzahl	0	46	83	242	20
	% Anteil an allen Kläranlagen	0	12	21	62	5
Summe der Einwohnerwerte	1.000 EW	0	155	611	6.492	4.593
	% Anteil an Gesamt EW	0	1	5	55	39
Summe der TN-Einleitung	t/a	0	70	109	1.334	968
	% Anteil an Gesamteinleitunge	0	3	4	54	39
Gesamtabfluss	1.000 m³/a	0	6.140	23.510	242.781	161.478
	% Anteil an Gesamtabfluss	0	-1	-5	-56	-37
Abflussgewichte TN-Konzentration	mg/l	0	11,4	4,6	5,5	6,0
	(± Standardabweichung)	(±0)	(±11,1)	(±4,1)	(±4,2)	(±6,8)

Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 46: Stickstoffeinträge aus Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern 2007 in Niedersachsen

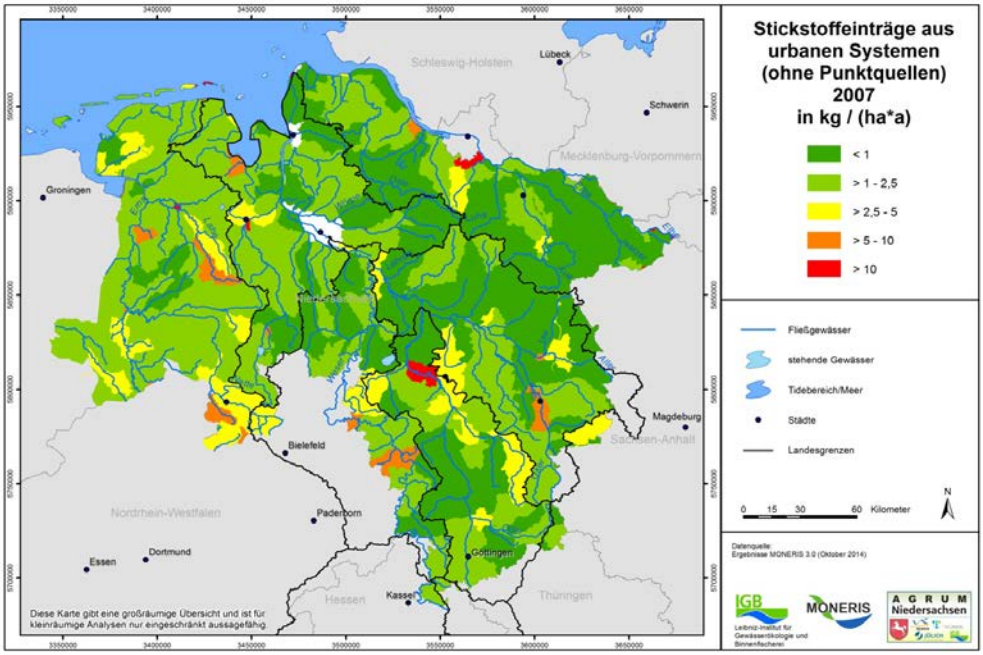


Quelle: Eigene Berechnung.

Der räumliche Schwerpunkt der Einträge über urbane Systeme orientiert sich ebenfalls stark an der Verteilung der Bevölkerungsdichte. Es ist jedoch auch auffällig, dass im Westen Niedersachsens, in Regionen mit relativ geringer Einwohnerdichte, stellenweise deutlich erhöhte Einträge vorliegen. Diese tauchen insbesondere in Gebieten auf, in denen ein hoher Anteil der häuslichen Abwässer über Kleinkläranlagen behandelt wird. Diese weisen nur eine Reinigungsleistung um 10

bis 15 % auf und leiten ihre Abwässer entweder direkt über ein Rohr- oder Grabensystem oder über eine Grundwasser-Bodenpassage in die Oberflächengewässer ein. Insbesondere im ersteren Fall kann dies, im Verhältnis zur angeschlossenen Einwohnerzahl, zu hohen Einträgen führen und ein maßgeblicher Grund für Eintrags-Hot-spots sein. Etwa 93 % der versiegelten urbanen Flächen sind an eine Trennkanalisation angeschlossen. Dementsprechend verursachen Trennkanalisationseinträge mit 28 % einen erheblichen Anteil der gesamten Einträge aus urbanen Systemen (ohne Punktquellen). Insgesamt sind jedoch die aus urbanen Systemen verursachten Stickstoffeinträge, die über eine Boden-Grundwasserpassage in die Oberflächengewässer gelangen, mit über 60 % die wichtigsten Eintragsquellen.

Karte 47: Mittlerer Stickstoffeintrag aus urbanen Systemen auf Teileinzugsgebietsebene für das Basisjahr 2007 in Niedersachsen



Quelle: Eigene Berechnung.

Tabelle 5: TN-Einträge aus urbanen Systemen in den vier Flussgebietseinheiten und Gesamt-Niedersachsen im Basisjahr (2007)

Einträge in t/a		NI-Gesamt	Flussgebietseinheit			
			Rhein	Ems	Weser	Elbe
Trennkanalisation		1.370	30	330	840	170
Mischwasserentlastung		20,0	<1	<10	20,0	<10
Kleinkläranlagen	Rohr/Graben	140,0	<10	60,0	80,0	<10
	Boden-Grundwasserpassage	1.800	60	700	630	410
Nicht angeschlossene urbane Flächen	Boden-Grundwasserpassage	1.460	100	460	830	70
Nur an die Kanalisation angeschlossen		20,0	<1	<10	20,0	<10
Abflusslose Gruben	(nicht an Kläranlagen abgeführter Anteil)	<10	<1	<10	<10	<10
Summe urban (ohne Punktquellen)		4.810	190	1.550	2.420	650
Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter		2.690	50	570	1.720	350
Gesamtsumme		**7.500**	**240**	**2.120**	**4.140**	**1.000**

Quelle: Eigene Berechnung.

6.5 Zusammenführung: Diffuse und punktförmige Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer (nach FZJ und IGB)

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die räumliche Verteilung und die Eintragsanteile der einzelnen Eintragspfade vorgestellt und diskutiert. Diese Ergebnisse werden in diesem Kapitel zu einer Synthese zusammengefasst. Nach Zusammenführung der Modellergebnisse nach FZJ und IGB ergeben sich in Niedersachen für das Jahr 2007 Stickstoffgesamteinträge in Höhe von 78.980 t/a.

Abbildung 10 gibt einen Überblick über die Anteile der Eintragspfade an den Gesamtstickstoffeinträgen in die Oberflächengewässer Niedersachsens.

Es zeigt sich, dass der Eintrag in die Oberflächengewässer vor allem über die diffusen Austragspfade Grundwasser, Interflow und Drainagen erfolgt. So gelangen über diese Eintragspfade mit fast 68.000 t N/a ca. 86 % des gesamten Stickstoffeintrags in die Oberflächengewässer. Die Stickstoffeinträge aus Punktquellen und urbanen Systemen tragen insgesamt einen Anteil von knapp 10 % bei.

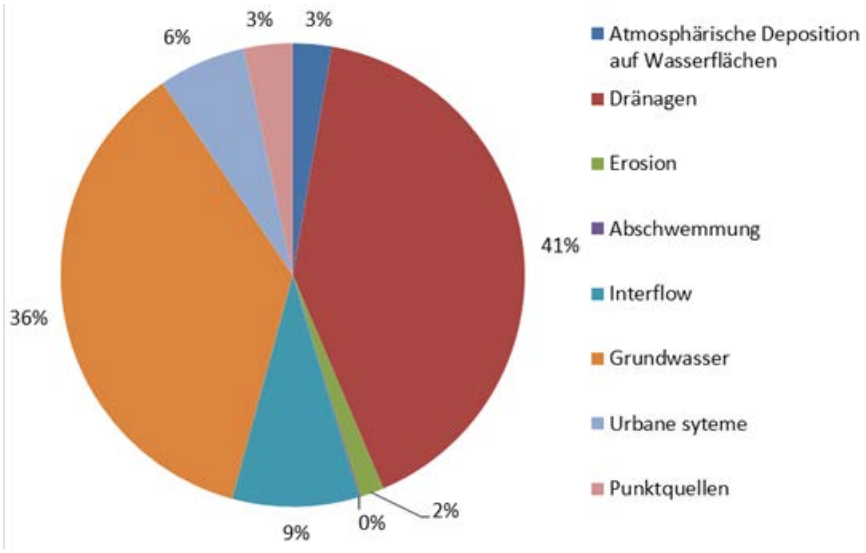
Tabelle 6: Summe der mittleren Stickstoffeinträge über alle Eintragspfade (2007) in Niedersachsen und den vier Flussgebietseinheiten

Stickstoffeinträge in t/a		NI-Gesamt	Flussgebietseinheit			
			Rhein	Ems	Weser	Elbe
Atmosphärische Deposition auf Wasserflächen		2.140	60	610	1.170	300
Dränagen		32.310	3.170	14.620	10.260	4.260
Erosion		1.320	0	20	1.210	90
Abschwemmung		90	0	10	80	0
Interflow		6.960	130	1.040	5.470	320
Grundwasser	Landwirtschaft	28.660	970	7.290	16.490	3.910
Urbane syteme	Über Grundwasserpassage	3.250	160	1.160	1.460	470
	Kanalisation / Rohr	1.580	40	400	960	180
	Gesamt	4.810	190	1.560	2.410	650
Punktquellen		2.690	50	570	1.720	350
Gesamtsumme		**78.980**	**4.570**	**25.720**	**38.810**	**9.880**

Bemerkung: Grundlage für die Berechnung der diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer sind die landesweit im 100 x 100 m-Raster berechneten Werte. Bei der Zuordnung dieser Werte auf einzelne Teilflächen (AUs) im GIS kann es zu geringfügigen Ungenauigkeiten kommen (z. B. durch Rundungen). Dadurch weichen die diffusen N-Einträge, die als Summe über die Rasterwerte für das gesamte Bundesland berechnet wurden, geringfügig von den Werten ab, die sich als Summe über die Teilflächen ergeben (insgesamt ca. 100 t N). Diese Abweichungen sind unvermeidbar und nicht auf Inkonsistenzen bei der Modellierung zurückzuführen.

Quelle: Eigene Berechnung.

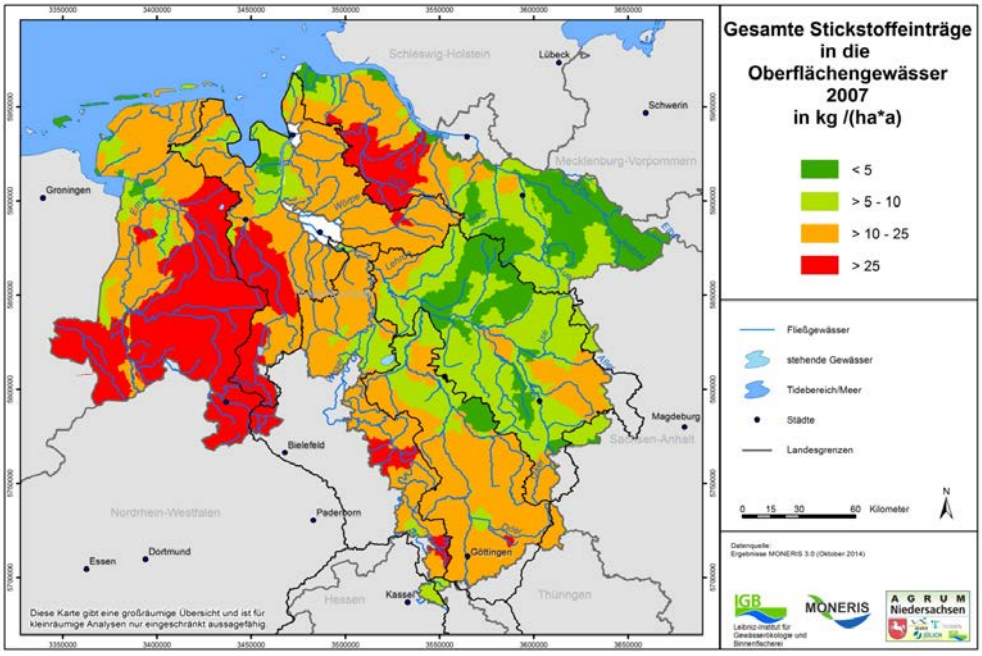
Abbildung 10: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden, im Basisjahr 2007



Quelle: Eigene Darstellung.

Der mittlere flächenspezifische Stickstoffeintrag beläuft sich auf 16 kg/(ha·a) mit einem 10 bzw. 90 %-Quantilwert von 3,9 kg/(ha a) und 32,3 kg/(ha a). Insgesamt wurden für den Osten Niedersachsens geringere flächenspezifische Einträge ermittelt als für die meisten Teileinzugsgebiete im Westen des Bundeslandes. Die jeweiligen Gründe wurden bereits in den vorherigen Kapiteln pfadspezifisch dargelegt. Somit liegen die mittleren flächenspezifischen Einträge in den Flussgebietseinheiten Rhein bei 46,3 kg/(ha a), Ems bei 24,1 kg/(ha a), Weser bei 13,4 kg/(ha a) und Elbe bei 10,1 kg/(ha a) (s. Karte 48).

Karte 48: Stickstoffeintrag aus diffusen und punktförmigen Quellen sowie urbanen Systemen 2007 in Niedersachsen auf Teileinzugsgebietsebene



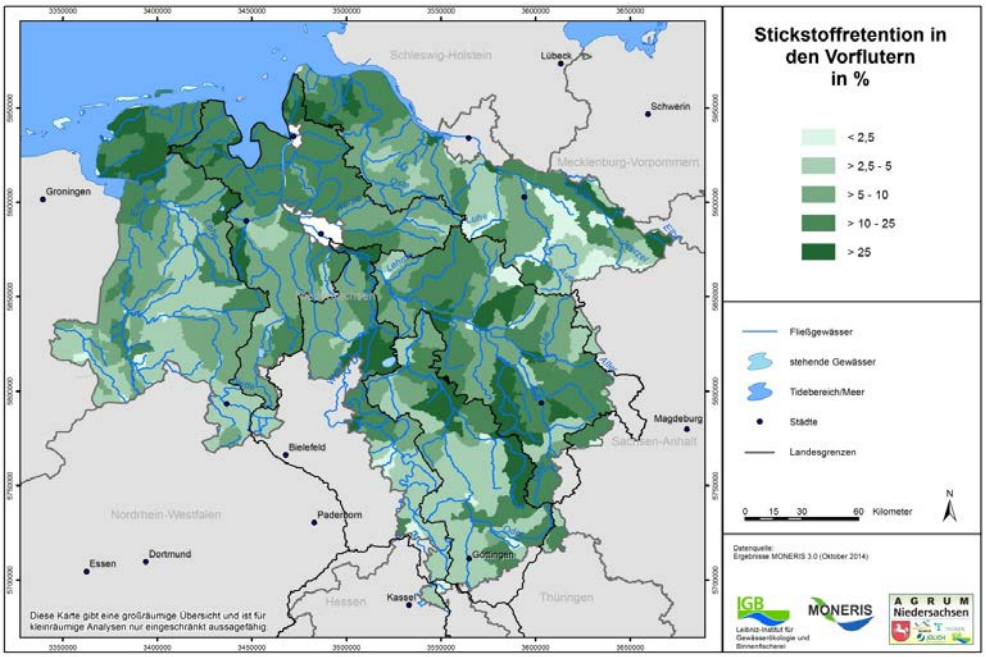
Quelle: Eigene Berechnung.

6.6 Retention und Transport von Stickstoff in den Oberflächengewässern

Die Gesamtstickstoffeinträge belaufen sich im Jahr 2007 auf rund 78.980 t/a. Nach Abzug der gewässerinternen Retention in den Oberflächengewässern verbleibt davon eine Fracht in Höhe von 68.000 t/a. Das entspricht einer Gesamtretention von rund 11.000 t/a bzw. 14 % der Einträge. Karte 49 zeigt jedoch, dass die Retention in den Vorflutern der einzelnen Teileinzugsgebiete stark variiert. Für die Vorfluter wurden 10 %- bzw. 90 %-Quantilswerte von 1,5 und 29 % Retention berechnet. Die räumliche Verteilung der Retention in den Vorflutern zeigt kein klares Muster, auch wenn z. B. für den Bereich der Geest eine etwas geringere Retention berechnet wurde. Dies geht einher mit einer etwas geringeren Gewässernetzdichte, die zu insgesamt höheren mittleren hydraulischen Belastungen führt und damit auch zu einer geringeren gewässerinternen Reduktion. Dennoch kann dieser Zusammenhang nicht zwingend auf diesen Naturraum übertragen

werden, da andere Faktoren, wie z. B. das Vorhandensein von Seen, lokal erhebliche Unterschiede in der Retention bedingen kann.

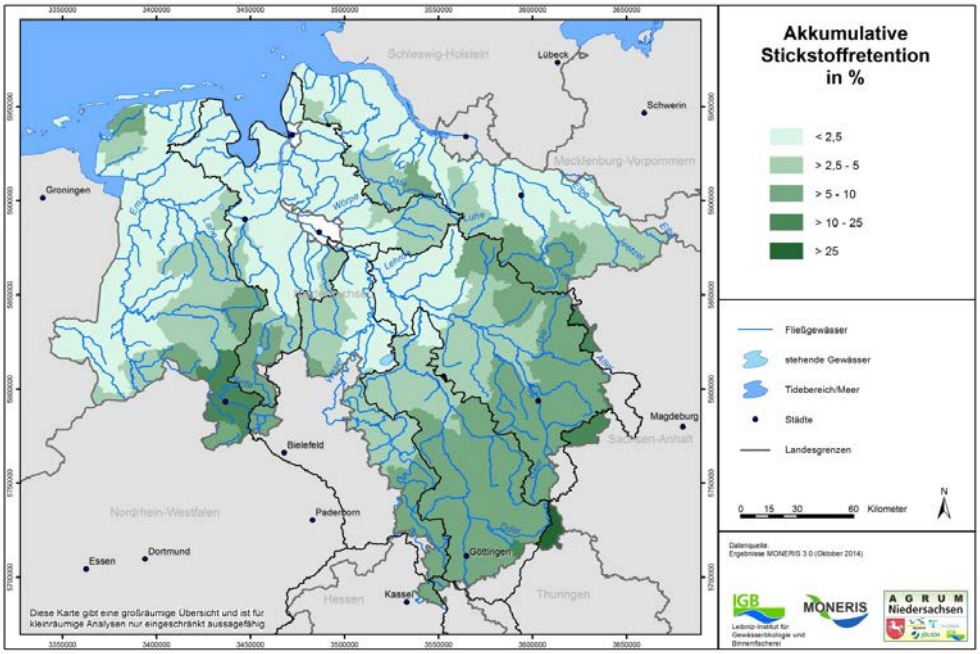
Karte 49: Mittlere Stickstoffretention in den Vorflutern Niedersachsens 2007, bezogen auf Teileinzugsgebietsebene



Quelle: Eigene Berechnung.

Nach der Retention in den Vorflutern wurde anschließend die Retention in den Hauptläufen der Teileinzugsgebiete berechnet. Da hier zumeist das Verhältnis von Gewässerfläche zu Abfluss ungünstiger ist als in den Vorflutern, ist die Retention in den Hauptläufen in der Regel deutlich geringer als in den Vorflutern. Dennoch kann sich während des Transports bis zur Mündung in die Küstengewässer durch die längere Fließstrecke und die sukzessiv stattfindende Retention der Gesamtabbau zu ähnlichen Größenordnungen aufsummieren wie in den Vorflutern. Wie Karte 50 zeigt, nimmt die akkumulative Retention daher mit der Entfernung von der Küste zu und beläuft sich in Niedersachsen auf maximale Werte von teilweise über 25 %. Diese akkumulative Retention bildet die wesentliche Grundlage für die in Anhang B.5 beschriebene Übertragung der Küstenschutzziele in die einzelnen Teileinzugsgebiete Niedersachsens.

Karte 50: Mittlere akkumulative Stickstoffretention in den Hauptläufen vom Auslass eines Teileinzugsgebiets bis zu den definierten Übergabepunkten der Flussgebiete 2007



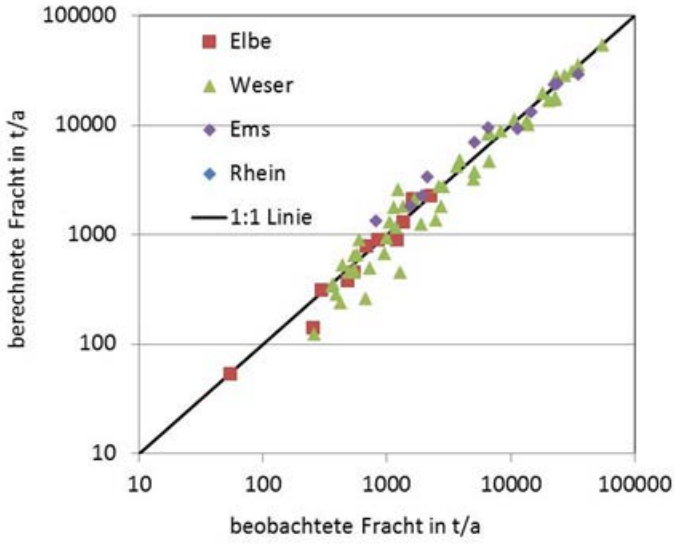
Quelle: Eigene Berechnung.

6.7 Validierung der Ergebnisse für Stickstoff

Für die Validierung der Modellergebnisse wurden die Einträge aller Eintragspfade nach den Modellen des FZJ und des IGB addiert und anschließend die oben beschriebene Modellierung der Retention und des Transports in den Oberflächengewässern durchgeführt. Die Validierung der Ergebnisse wurde abschließend auf Basis der berechneten und der beobachteten Frachten durchgeführt. Der Begriff „beobachtete Frachten“ ergibt sich in diesem Zusammenhang daraus, dass diese aus gemessenen Konzentrationen und Abflüssen berechnet werden, jedoch im eigentlichen Sinn keine direkte Messgröße darstellen. Die Frachtberechnung erfolgte nach der OSPAR-Methode (OSPAR, 1998).

Für den Frachtvergleich wurden für Stickstoff Daten von 76 Messstellen ausgewertet. Die Auswahl der Messstellen orientierte sich dabei maßgeblich an der Lage der Messstellen zu den vereinbarten Auslässen der Teileinzugsgebiete (AU). Bei ungünstiger Lage (z. B. mitten in einer AU) wurden Messstellen nicht berücksichtigt. Insgesamt ergab sich eine mittlere Abweichung von 23 % bei einem Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0{,}98$. An den Übergabepegeln limnisch-marin liegen die Abweichungen meist deutlich niedriger (Tabelle 7). Damit zeigen die Ergebnisse im Rahmen der Modell- und Messungenauigkeiten eine sehr gute statistische Übereinstimmung (Abbildung 11).

Abbildung 11: Vergleich der beobachteten und berechneten Frachten als Gesamtergebnis aus den Modellierungen des AGRUM-Niedersachsen-Modellverbundes für das Basisjahr 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

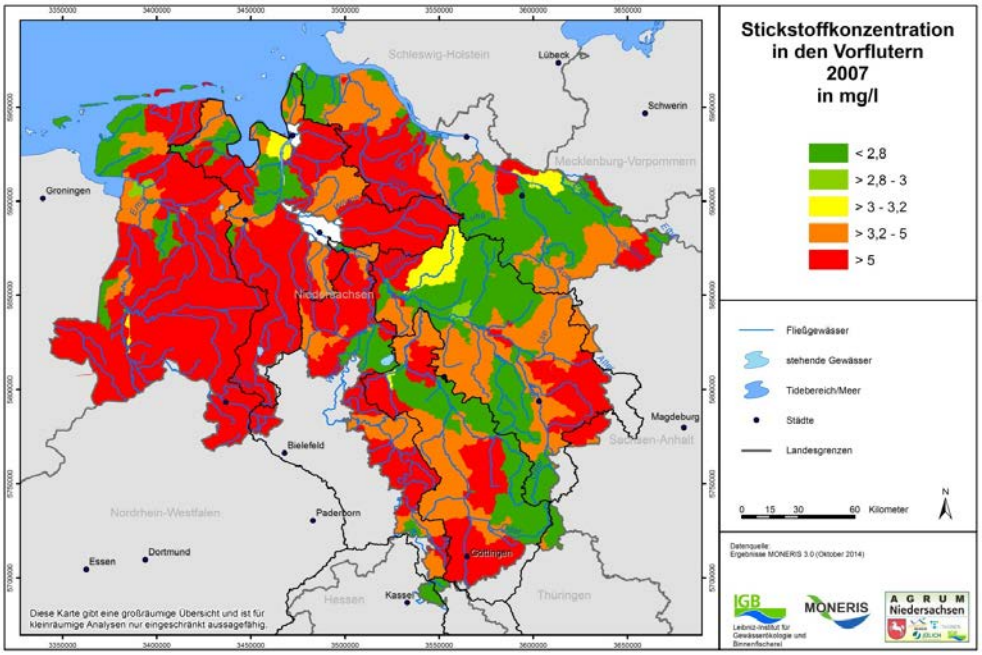
Tabelle 7: Mittlere langjährige Abweichung zwischen der berechneten und beobachteten Stickstofffracht an den zentralen Übergabepegeln zwischen limnischen und tidebeeinflussten Gewässerabschnitten in Niedersachsen

AU-ID	Name	Abweichung in %
30078	Herbrum	1,6
40272	Hemelingen	2,7
40326	Reithörne	24,2
50807	Jeetzel-Seerau	4,5

Quelle: Eigene Berechnung.

Die erhöhten Einträge, insbesondere im Westen Niedersachsens (Karte 48), und die dort teilweise festgestellte geringere Retention spiegelt sich in den berechneten Frachten und vor allem in den Konzentrationen in der Oberflächengewässer wider (Tabelle 8). So liegen die berechneten Stickstoffkonzentrationen insbesondere in den Flussgebietseinheiten für Rhein und Ems deutlich höher als in Weser und Elbe (Tabelle 8). In einzelnen Teileinzugsgebieten von Weser und Elbe können aufgrund lokaler Eintragsbedingungen jedoch auch überdurchschnittlich hohe Stickstoffkonzentrationen festgestellt werden. Auffällig ist auch, dass in der Lüneburger Heide bei geringerer Bevölkerungsdichte, einem geringen Dränflächenanteil und geringeren Stickstoffüberschüssen die niedrigsten Stickstoffkonzentrationen berechnet wurden.

Karte 51: Berechnete Gesamtstickstoffkonzentrationen der Hauptläufe der Flussgebietseinheit Weser 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

Tabelle 8: Berechnete gesamte Stickstoffeinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Niedersachsens und resultierende Frachten, differenziert nach Flussgebietseinheit (Ist-Zustand 2007)

Flussgebietseinheit	TN-Einträge t/a	TN-Fracht t/a	Abfluss m³/s	TN-Konzentration mg/l
Rhein (Grenze DE-NL)	**4.490**	**4.200**	**11**	**11,6**
Ems	**25.600**	**22.270**	**91**	**7,8**
Herbrum	16.680	14.820	49	9,5
Ems Küstendirekt-EZG	8.920	7.450	42	5,7
Weser	**38.830**	**33.030**	**226**	**4,6**
Hemelingen	23.330	19.700	154	4,0
Reithörne	5.570	4.810	20	7,8
Weser Küstendirekt-EZG	9.930	8.520	52	5,2
Elbe	**9.900**	**8.570**	**65**	**4,2**
Zollenspieker	1.160	900	10	2,8
Elbe Küstendirekt-EZG	8.740	7.670	55	4,5
NI-Gesamt	**78.820**	**68.070**	**393**	**5,5**

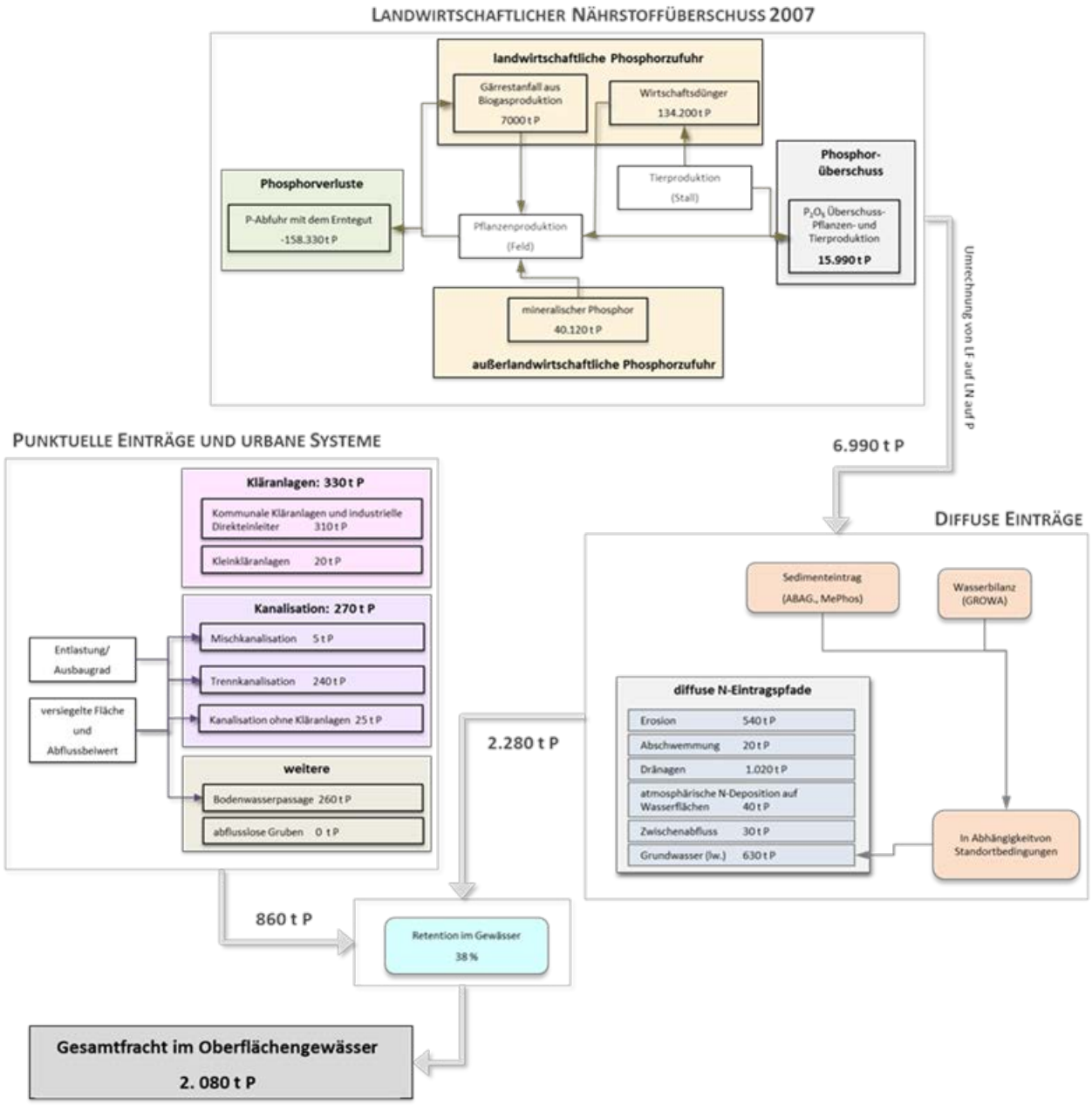
Bemerkung: Grundlage für die Berechnung der diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer sind die landesweit im 100 x 100 m-Raster berechneten Werte. Bei der Zuordnung dieser Werte auf einzelne Teilflächen (AUs) im GIS kann es zu geringfügigen Ungenauigkeiten kommen (z. B. durch Rundungen). Dadurch weichen die diffusen N-Einträge, die als Summe über die Rasterwerte für das gesamte Bundesland berechnet wurden, geringfügig von den Werten ab, die sich als Summe über die Teilflächen ergeben (insgesamt ca. 100 t N). Diese Abweichungen sind unvermeidbar und nicht auf Inkonsistenzen bei der Modellierung zurückzuführen.

Quelle: Eigene Berechnung.

7 Phosphoreinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer im Basisjahr 2007

Für das Basisjahr 2007 wurden, neben den Nährstoffeinträgen und die Belastungssituation für Stickstoff, ebenfalls die Einträge für Phosphor mit dem AGRUM-Modellverbund ermittelt. Die Abbildung 12 zeigt die berücksichtigten Einträge sowie die Umsatz- und Transportprozesse, ausgehend von den landwirtschaftlichen Flächen und urbanen Gebieten über die diffusen und punktuellen Einträge bis hin zu der ermittelten Gesamtfracht im Oberflächengewässer.

Abbildung 12: Übersicht der simulierten Phosphorstoffflüsse im Basisjahr 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

Dabei werden die in Kapitel 5.2.4 beschriebenen Phosphorbilanzüberschüsse von 3 kg P/ha LF auf die LN übertragen und als Eingangsgröße im Modell MEPhos verwendet.

7.1 Diffuse Phosphoreinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)

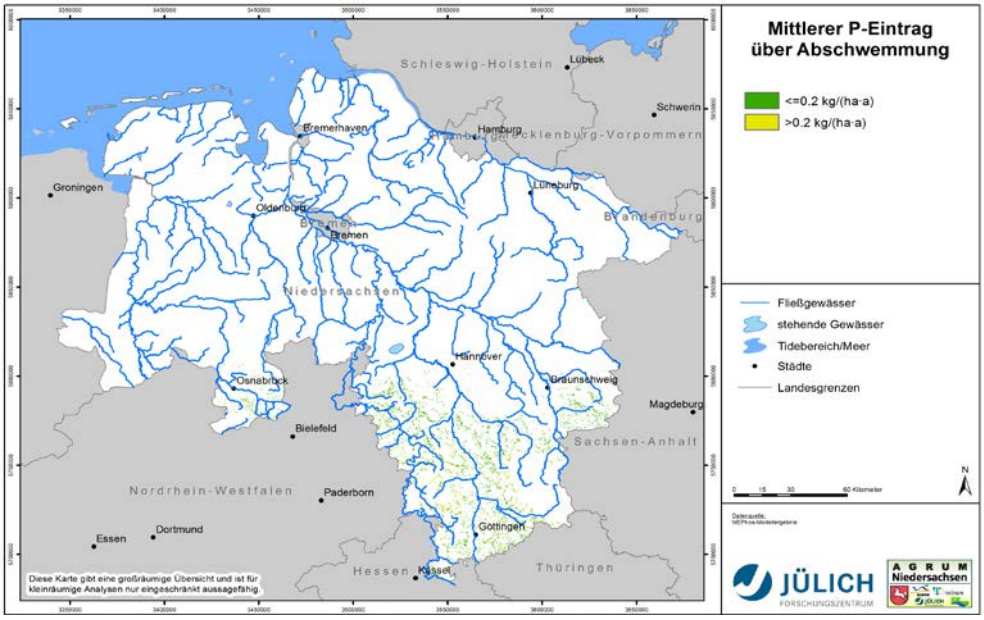
7.1.1 Phosphoreinträge aus atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen

Mit ca. 40 t/a leisten Phosphoreinträge aus atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen ebenfalls keinen großen Beitrag zur Belastung der Oberflächengewässer. Mit entscheidend für den Phosphoreintrag ist die Breite der Oberflächengewässer, die sich jedoch im Kartenmaßstab des Projekts nicht darstellen lässt. Deshalb wird auf die Kartendarstellung an dieser Stelle verzichtet.

7.1.2 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Schwerpunkträume für Phosphoreinträge über Abschwemmung (Karte 52) sind ebenfalls die südlichen Landesteile Niedersachsens. Hier treten auf Dauergrünland im hängigen Gelände Phosphoreinträge von in der Regel <0,2 kg P/(ha a).) auf. Werte >0,2 kg P/(ha a) treten nur selten auf. Aufgrund des zudem relativ geringen flächenbezogenen Eintrags beträgt der gesamte P-Eintrag über die Abschwemmung lediglich ca. 20 t P/a.

Karte 52: Mittlere jährliche Phosphoreinträge über Abschwemmung 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)

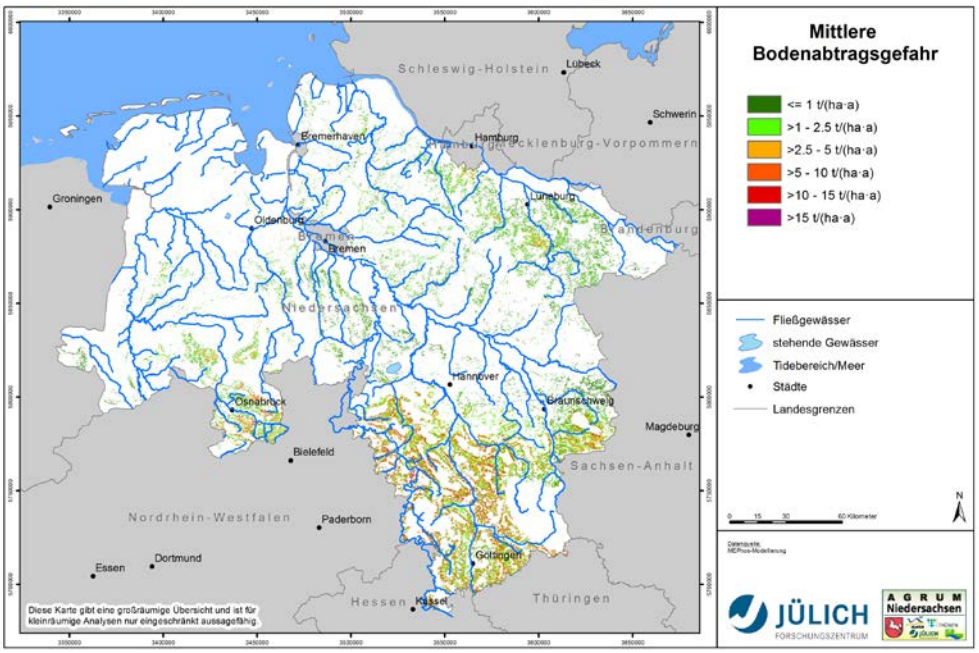


Quelle: Eigene Berechnung.

7.1.3 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Im Anhang A.3.2.4 wird dargelegt, dass die Ermittlung der Bodenerosionsgefahr weitgehend im LBEG erfolgte, sodass diesbezüglich auf bereits vorliegende Ergebnisse aufgebaut werden konnte. Das Ergebnis der Bodenabtragsgefahr ist in Karte 53 dargestellt. Die mittlere Bodenerosionsgefahr beträgt 3 t/(ha a) in einer Spanne von <1 bis >15 t/(ha a). Die Summe des Bodenabtrags durch Wasser in Niedersachsen liegt bei ca. 1,38 Mio. t/a. Räumliche Schwerpunkte der Bodenerosion liegen v. a. im südniedersächsischen Berg- und Hügelland sowie im Weserbergland.

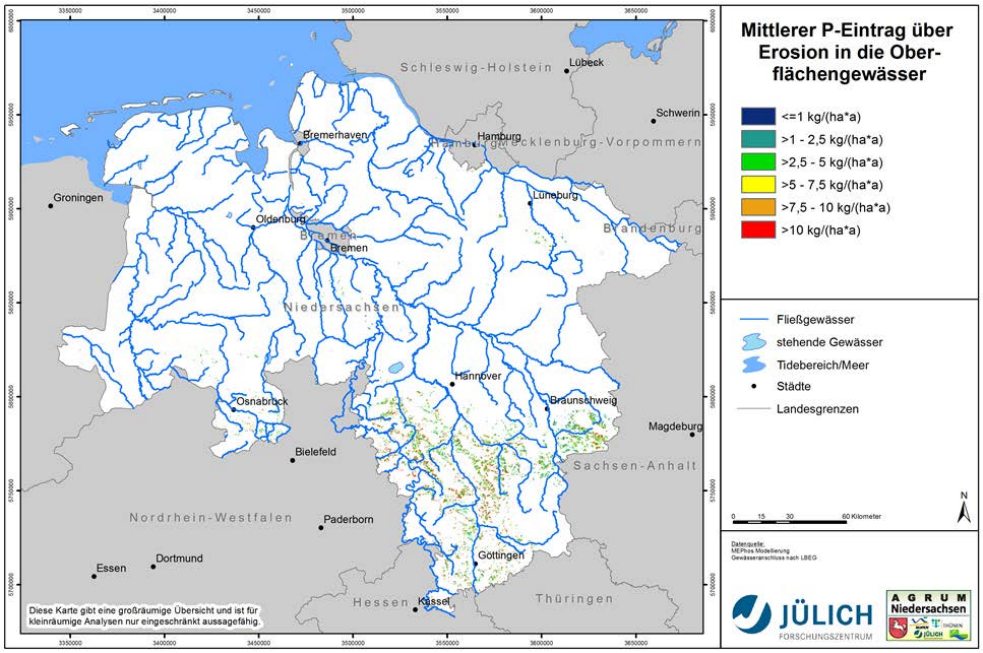
Karte 53: Mittlere jährliche Bodenabtragsgefahr durch Wasser auf Ackerflächen in Niedersachsen



Quelle: Eigene Berechnung.

Aus Karte 54 ergibt sich die Grundlage für die Ermittlung des Sedimenteintrags sowie des Phosphoreintrags über Erosion in die Oberflächengewässer. Durch Verschneidung von Karte 53 mit den ebenfalls vom LBEG zur Verfügung gestellten Sedimentlieferflächen ergibt sich ein Sedimenteintrag in Höhe von etwa 20 % des Bodenabtrags. Unter Berücksichtigung eines einheitlichen P_{ges}-Gehalts im Oberboden von 812 mg/kg (Tetzlaff et al., 2009) und eines Anreicherungsfaktors von 1,86 ergeben sich entsprechend den Schwerpunkträumen für den Bodenabtrag auch für den Phosphoreintrag über Erosion Südniedersachsen und das Weserbergland als besonders betroffene Räume. Im Mittel beträgt der Eintrag etwa 6 kg P/(ha a), was sich über die gesamte Gebietskulisse zu ca. 540 t P/a aufsummiert. Damit liegt das MEPhos-Modellergebnis in einer vergleichbaren Größenordnung der Ergebnisse von Fier und Schäfer (2007) mit 421 t/a P. Die Abweichungen sind durch die Verwendung unterschiedlicher Eingangsdaten (L- und C-Faktoren, Gebietskulisse, P-Gehalte im Oberboden, Anreicherungsfaktoren und Sedimenteintragsverhältnis) begründet.

Karte 54: Mittlere jährliche Phosphoreinträge über Erosion 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)

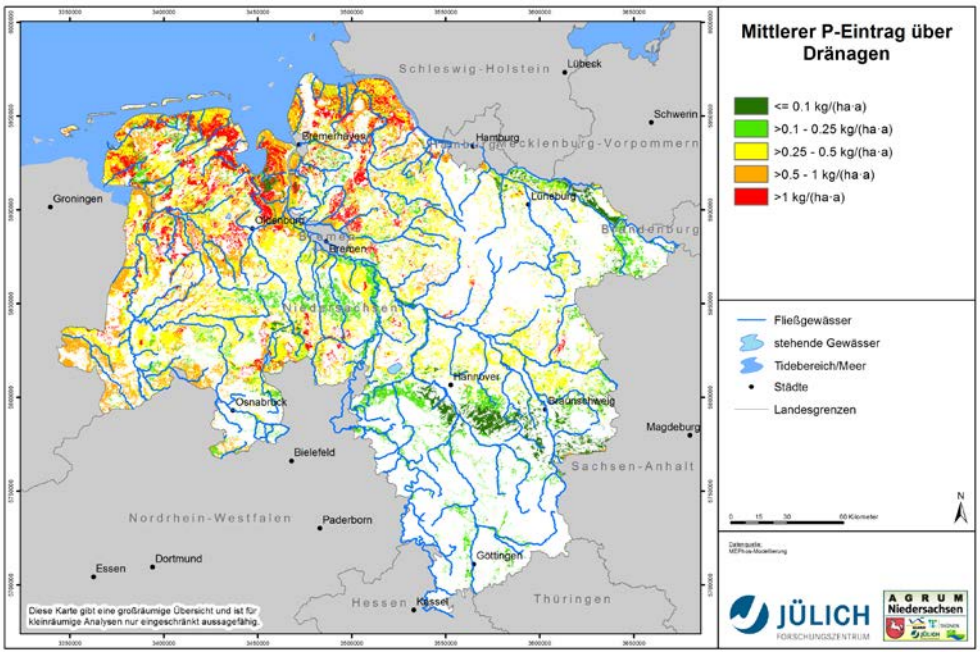


Quelle: Eigene Berechnung.

7.1.4 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Dränagen

Einträge über Dränagen stellen mit ca. 1.020 t P/a eine sehr bedeutende Phosphorquelle dar. Die Karte 55 zeigt die Verteilung der Phosphoreinträge innerhalb der künstlich entwässerten Fläche Niedersachsens. Die flächenbezogenen Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen rangieren zwischen ca. 0,1 und über 2 kg P/(ha a), wobei niedrige Einträge für Regionen mit gedränten lehmigen Böden typisch sind, z. B. die Bördegebiete. Sandböden bilden mit Phosphoreinträgen zwischen 0,3 und 0,5 kg/(ha a) das Mittelfeld, während hohe Phosphoreinträge aus landwirtschaftlich genutzten Hochmooren und von gedränten Marschengrünländern stammen.

Karte 55: Mittlere jährliche Phosphoreinträge über Dränagen 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)

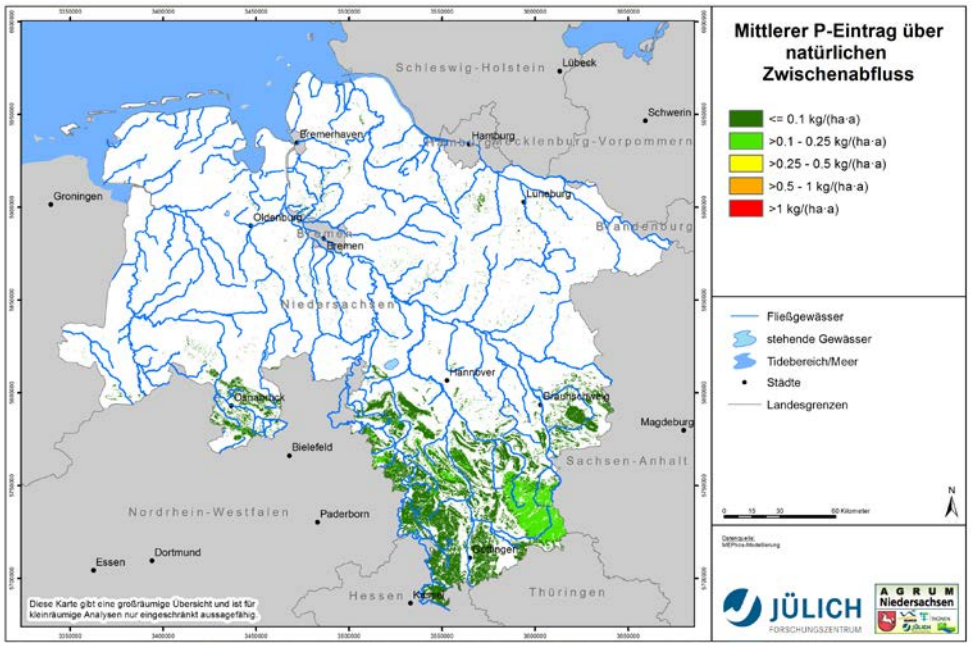


Quelle: Eigene Berechnung.

7.1.5 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über natürlichen Zwischenabfluss

Karte 56 zeigt die Ergebnisse des mittleren jährlichen Phosphoreintrags über natürlichen Zwischenabfluss. Räumlich besonders betroffen sind das südniedersächsische Berg- und Hügelland sowie vor allem der Harz. Die flächenbezogenen Einträge sind mit Werten <0,25 kg/(ha a) jedoch generell sehr gering, was auf die niedrigen Phosphorkonzentrationen in den hier anstehenden lehmigen Böden zurückzuführen ist. Mit ca. 30 t P/a ist dieser Eintragspfad für die Phosphorbelastung der Oberflächengewässer in Niedersachsen daher von untergeordneter Bedeutung.

Karte 56: Mittlere jährliche Einträge von Gesamtphosphor über natürlichen Zwischenabfluss auf Rasterbasis (100 x 100 m)

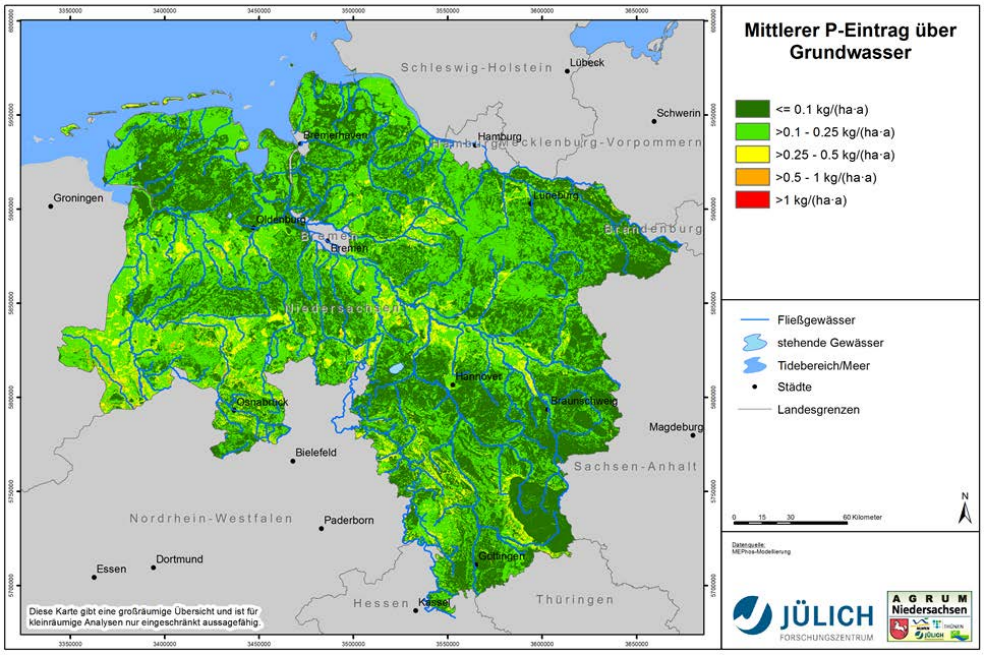


Quelle: Eigene Berechnung.

7.1.6 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser

In die Modellierung des grundwasserbürtigen P-Eintrags ging neben den Grundwasserkonzentrationen die Grundwasserneubildungshöhe ein. Die Methodik wird in Anhang A.3.2 beschrieben. Bei gleicher P-Hintergrundkonzentration ist der grundwasserbürtige P-Eintrag in die Vorfluter also eine Funktion der Grundwasserneubildung. Die Modellergebnisse zum Phosphoreintrag über Grundwasser zeigen einen Gesamteintrag von ca. 630 t P/a, wobei die flächenbezogenen Einträge aber selten 0,25 kg P/(ha·a) übersteigen (Karte 57). Trotz teilweiser hoher Grundwasserneubildungsraten von über 200 mm/a in den Geestgebieten des Norddeutschen Tieflandes ist dies eine Folge der niedrigen Hintergrundwerte der Phosphorkonzentrationen im Grundwasser, die für die Modellierung aus Messdaten ermittelt wurden.

Karte 57: Mittlere jährliche Phosphoreinträge über grundwasserbürtigen Abfluss 2007 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



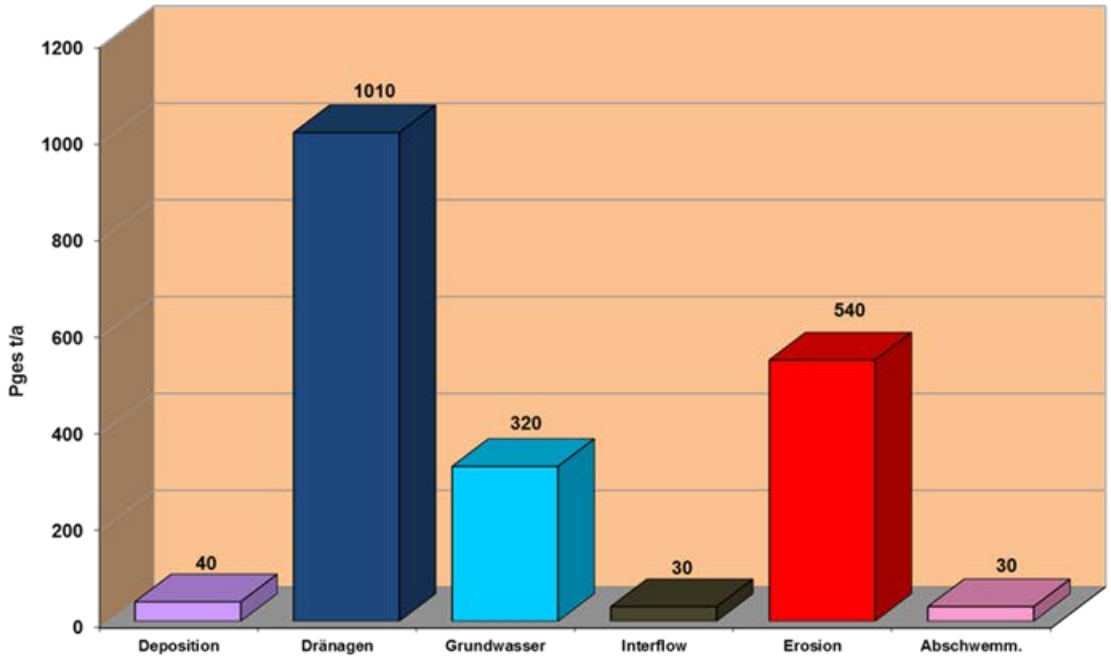
Quelle: Eigene Berechnung.

In der Regel bewegt sich die Phosphorfracht im grundwasserbürtigen Abfluss im Bereich des geogenen Hintergrundwertes. Die über den Eintragspfad Grundwasser eingetragene Phosphorfracht ist damit weitgehend unabhängig von anthropogenen Einflüssen und unvermeidbar. Die Einleitung von Grundwasserschutzmaßnahmen hat damit – anders als beim Stickstoff – so gut wie keinen Einfluss auf die P-Austräge über den Eintragspfad Grundwasser.

7.1.7 Gesamte diffuse Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer

Die Gesamtsumme des Phosphoreintrags aus diffusen Quellen liegt bei ca. 2.280 t P/a. Abbildung 13 zeigt die Verteilung auf die einzelnen diffusen Eintragspfade. Mit ca. 1.020 t P/a stellen Dränagen die bedeutsamste diffuse Phosphorquelle dar. Dann folgt das Grundwasser mit ca. 630 t P/a. Mit ca. 540 t P/a sind auch P-Einträge über Erosion von signifikanter Bedeutung, vor allem, wenn man bedenkt, dass die Einträge von landesweit relativ wenigen Flächen stammen. Alle anderen diffusen P-Eintragspfade (atmosphärische Deposition, Abschwemmung, natürlicher Zwischenabfluss) sind dagegen von nur untergeordneter Bedeutung für den P-Eintrag in die Vorfluter.

Abbildung 13: Gesamtsumme des Phosphoreintrags aus diffusen Quellen



Quelle: Eigene Berechnung.

7.2 Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen und urbanen Systemen (MONERIS-Modell)

Insgesamt verursachen Punktquellen und urbane Systeme in Niedersachsen Phosphoreinträge in Höhe von 860 t/a. Diese verteilen sich zu 39 % auf Punktquellen und zu 61 % auf urbane Systeme. Die Phosphoreinträge aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern belaufen sich auf 310 t P/a und 20 t P/a. Die räumliche Verteilung der Phosphoreinträge aus Punktquellen (Karte 58) ist der von Stickstoff sehr ähnlich und wurde bereits in Kapitel 6.4 angesprochen.

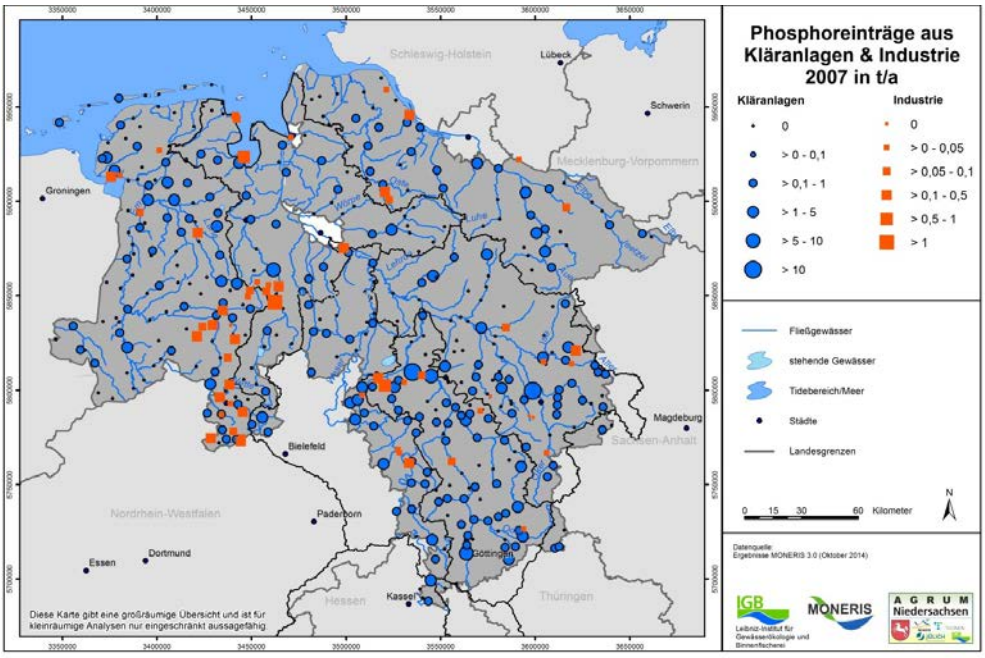
Stärker als für Stickstoff kann man für Phosphor eine deutliche Zunahme der Reinigungsleistung mit zunehmender Kläranlagengröße beobachten, was sich in einer Abnahme der Ablaufkonzentrationen beobachten lässt (Tabelle 9). Es lässt sich aber auch darin beobachten, dass Kläranlagen mit mehr als 100.000 Einwohnerwerten die Abwässer von 39 % der Einwohner reinigt, jedoch nur 23 % zu den gesamten Phosphoreinträgen aus Punktquellen beiträgt (Tabelle 9). Während dieser Anteil bei mittleren Größenklassen in etwa unverändert ist, dreht es sich bei kleinen Kläranlagen mit weniger als 5.000 Einwohnerwerten um. Hier liegt der Anteil der entsorgten Abwässer unter dem Anteil der Einträge, was durch eine ungünstigere Reinigungsleistung zu erklären ist.

Tabelle 9: Kläranlagengrößenklassen nach angeschlossenen Einwohnern sowie die Gesamtanzahl der angeschlossenen Einwohner, die Summe der TP-Einleitung und die mittleren TP-Konzentrationen im Ablauf für das Jahr 2007

Größenklasse	Einheit	1	2	3	4	5
Kapazität in Einwohnern	EW	< 1.000	1.000 - 5.000	5.001 - 10.000	10.001 - 100.000	> 100.000
Gesamtanzahl der Kläranlagen 2007	Anzahl ('% Anteil an allen Kläranlagen)	0 (0)	46 (12)	83 (21)	242 (62)	20 (5)
Summe der Einwohnerwerte	1.000 EW (% Anteil an Gesamt EW)	0 (0)	155 (1)	611 (5)	6.492 (55)	4.593 (39)
Summe der TP-Einleitung	t/a (% Anteil an Gesamteinleitungen	0 (0)	18 (6)	43 (14)	182 (58)	73 (23)
Gesamtabfluss	1000 m³/a (% Anteil an Gesamtabfluss)	0 (0)	6.140 (-1)	23.510 (-5)	242.781 (-56)	161.478 (-37)
Abflussgewichte TP-Konzentration	mg/l (Standardabweichung)	0 (±0)	2,9 (±11,1)	1,8 (±4,1)	0,7 (±4,2)	0,5 (±6,8)

Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 58: Phosphoreinträge aus Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern im Basisjahr 2007 in Niedersachsen



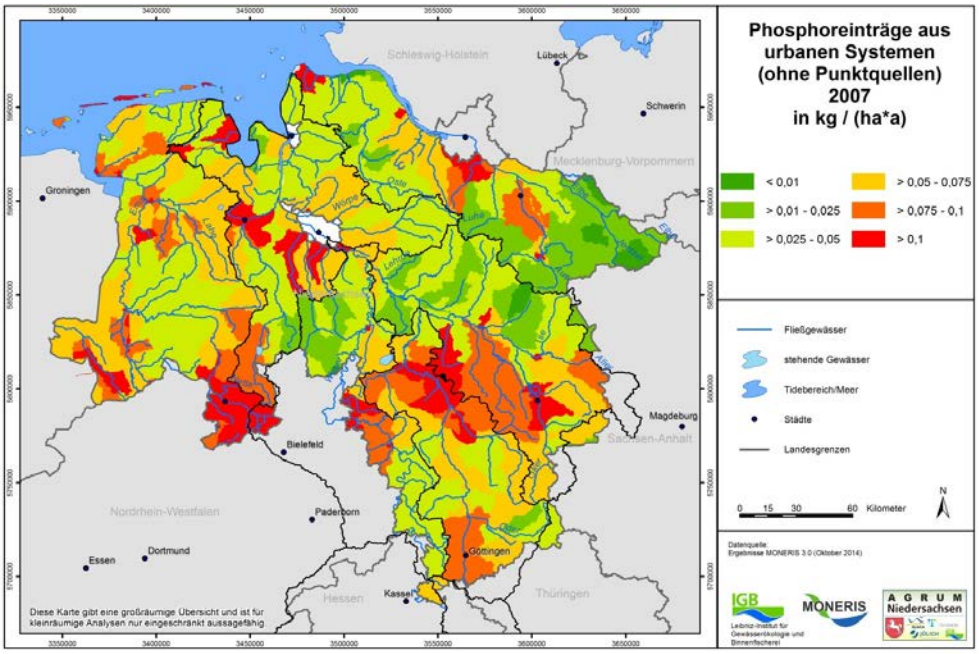
Quelle: Eigene Berechnung.

Wie für Stickstoff orientiert sich die räumliche Verteilung der Einträge über urbane Systeme stark an der Verteilung der Bevölkerungsdichte. So liegen die Eintragsschwerpunkte in den Regionen der größeren Städte wie Hannover, Osnabrück oder Oldenburg. Es ergeben sich jedoch auch erhöhte Phosphoreinträge über urbane Systeme im Umfeld von mittleren und kleineren Städten

wie Lüneburg oder entlang der Küste zwischen Emden und Jever. Wie für Stickstoff kann hier ein Zusammenhang zum Anteil des durch Kleinkläranlagen entsorgten häuslichen Abwassers gezogen werden.

Phosphoreinträge über die Trennkanalisation tragen, ähnlich wie Kleinkläranlagen, 240 t/a bzw. 28 % (Tabelle 10) zu den Einträgen aus urbanen Systemen (ohne Punktquellen) bei. Diese sind weitestgehend gleichverteilt über Niedersachsen und weisen allenfalls im Kreis Hannover und östlich davon etwas geringere Werte auf, da hier der Anteil der an die Trennkanalisation angeschlossenen Flächen geringer ist.

Karte 59: Mittlerer Phosphoreintrag aus urbanen Systemen auf Teileinzugsgebietsebene für das Basisjahr 2007 in Niedersachsen



Quelle: Eigene Berechnung.

Tabelle 10: TP-Einträge aus urbanen Systemen (Ist-Zustand 2007)

Einträge in t/a		NI-Gesamt	Flussgebietseinheit			
			Rhein	Ems	Weser	Elbe
Trennkanalisation		240	10	50	150	30
Mischwasserentlastung		0	<1	<1	<10	<1
Kleinkläranlagen	Rohr/Graben	18	<1	8	10	<1
	Boden-Grundwasserpassage	230	10	90	80	50
Nicht-angeschlossene urbane Flächen	Boden-Grundwasserpassage	20	<10	10	10	<10
Nur an die Kanalisation angeschlossen		0	<1	<1	<10	<1
Abflusslose Gruben	(nicht an Kläranlagen abgeführter Anteil)	0	0,0	<1	<1	<1
Summe urban (ohne Punktquellen)		530	20	160	260	90
Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter		330	<10	70	210	50
Gesamtsumme		**860**	**20**	**230**	**470**	**140**

Quelle: Eigene Berechnung.

7.3 Zusammenführung der diffusen und punktförmigen Phosphoreinträge (nach FZJ und IGB)

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die räumliche Verteilung und die Eintragsanteile der einzelnen Eintragspfade vorgestellt und diskutiert. Diese Ergebnisse werden in diesem Kapitel zu einer Synthese zusammengefasst, wobei sowohl die Gesamtbelastung als auch die relative Bedeutung der verschiedenen Pfade für den Gesamteintrag aufgezeigt werden soll.

Nach Zusammenführung der Modellergebnisse nach FZJ und IGB ergeben sich in Niedersachen für das Jahr 2007 Phosphorgesamteinträge in Höhe von 3.140 t/a.

Abbildung 14 gibt einen Überblick über die Anteile der Eintragspfade an den Gesamtphosphoreinträgen in die Oberflächengewässer Niedersachsens.

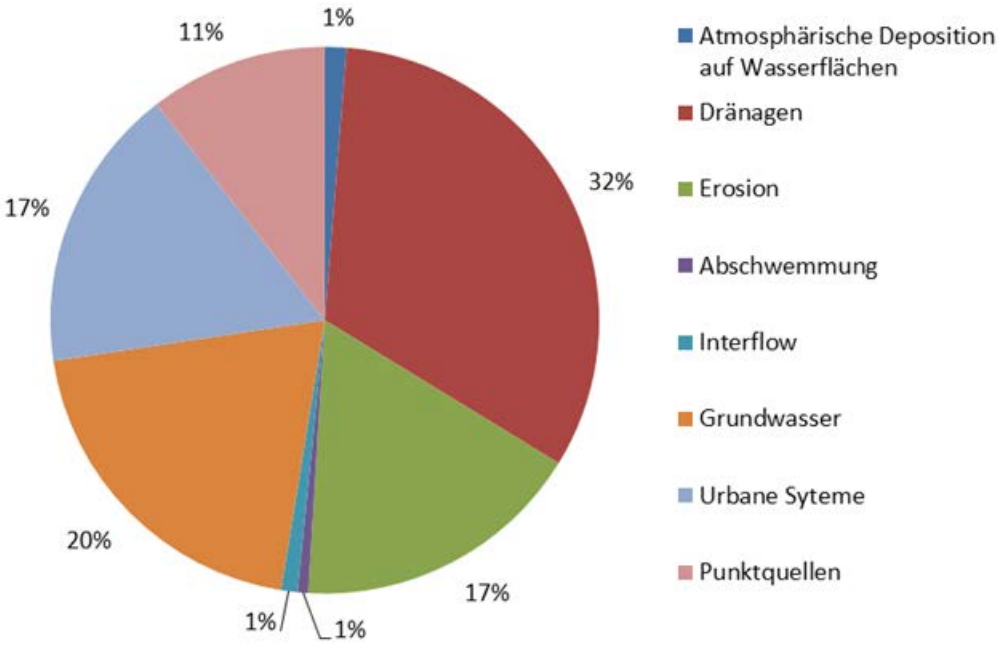
Es zeigt sich, dass der Eintrag in die Oberflächengewässer vor allem über die diffusen Austragspfade Dränage, Grundwasser und Erosion erfolgt. So gelangen über diese Eintragspfade mit 2.190 t P/a 69 % des gesamten Phosphoreintrags in die Oberflächengewässer. Die Phosphoreinträge aus Punktquellen und urbanen Systemen tragen insgesamt mit einem Anteil von 28 % (860 t/a) bei und sind somit bedeutsamer als für Stickstoff.

Tabelle 11: Summe der mittleren Phosphoreinträge über alle Eintragspfade (2007) in Niedersachsen und in den vier Flussgebietseinheiten

Stickstoffeinträge in t/a		NI-Gesamt	Flussgebietseinheit			
			Rhein	Ems	Weser	Elbe
Atmosphärische Deposition auf Wasserflächen		40	<10	10	20	10
Dränagen		1.020	30	330	470	190
Erosion		540	0	10	490	40
Abschwemmung		20	0	<10	20	<10
Interflow		30	<10	<10	30	<10
Grundwasser		630	30	160	340	100
Urbane Syteme	Boden-Grundwasserpassage	260	10	100	90	60
	Kanalisation / Rohr	270	10	60	170	30
	Gesamt	530	20	160	260	90
Punktquellen		330	<10	70	210	50
Gesamtsumme		**3.140**	**80**	**740**	**1.840**	**480**

Quelle: Eigene Berechnung.

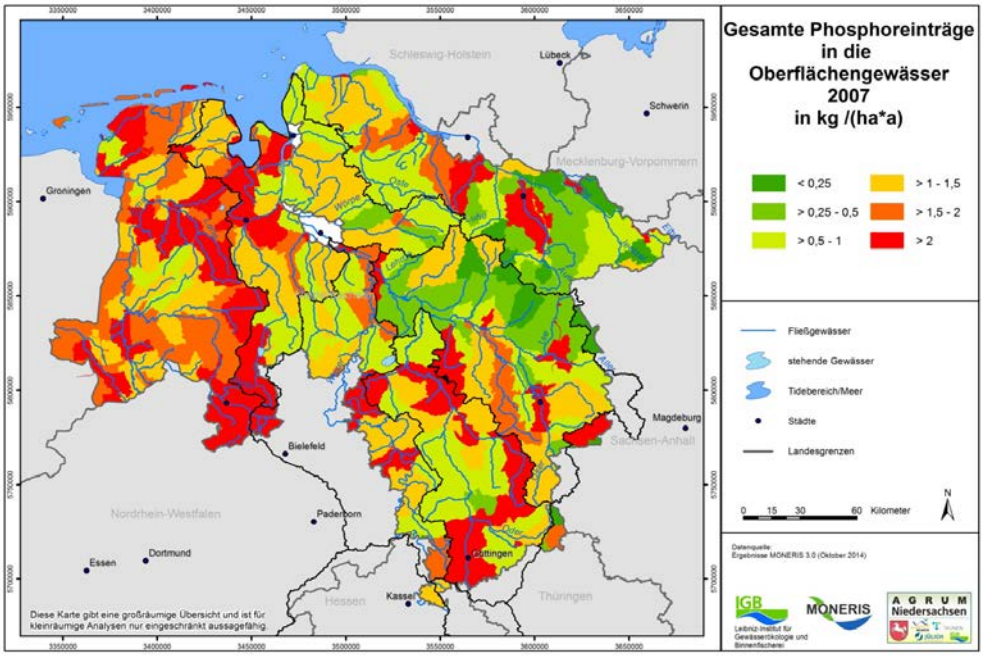
Abbildung 14: Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden



Quelle: Eigene Berechnung.

Der mittlere flächenspezifische Phosphoreintrag beläuft sich auf 0,60 kg/(ha a) mit einem 10 %- bzw. 90 %-Quantilwert von 0,19 kg/(ha a) und 1,07 kg/(ha a). Insgesamt zeigen die spezifischen Phosphoreinträge eine schwächere Differenzierung zwischen den Teileinzugsgebieten Niedersachsens auf. Dennoch ergeben sich erhöhte Phosphoreinträge im Bereich größerer Agglomerationen und maßgeblich über Drainagen im Nordwesten Niedersachsens. Nach diesen liegen die mittleren flächenspezifischen Einträge in den Flussgebietseinheiten Rhein 0,61 kg/(ha a), Ems 0,62 kg/(ha a), Weser 0,64 kg/(ha a) und Elbe 0,47 kg/(ha a).

Karte 60: Gesamte Phosphoreinträge aus diffusen und punktförmigen Quellen sowie urbanen Systemen auf Teileinzugsgebietsebene für das Basisjahr 2007 in Niedersachsen



Quelle: Eigene Berechnung.

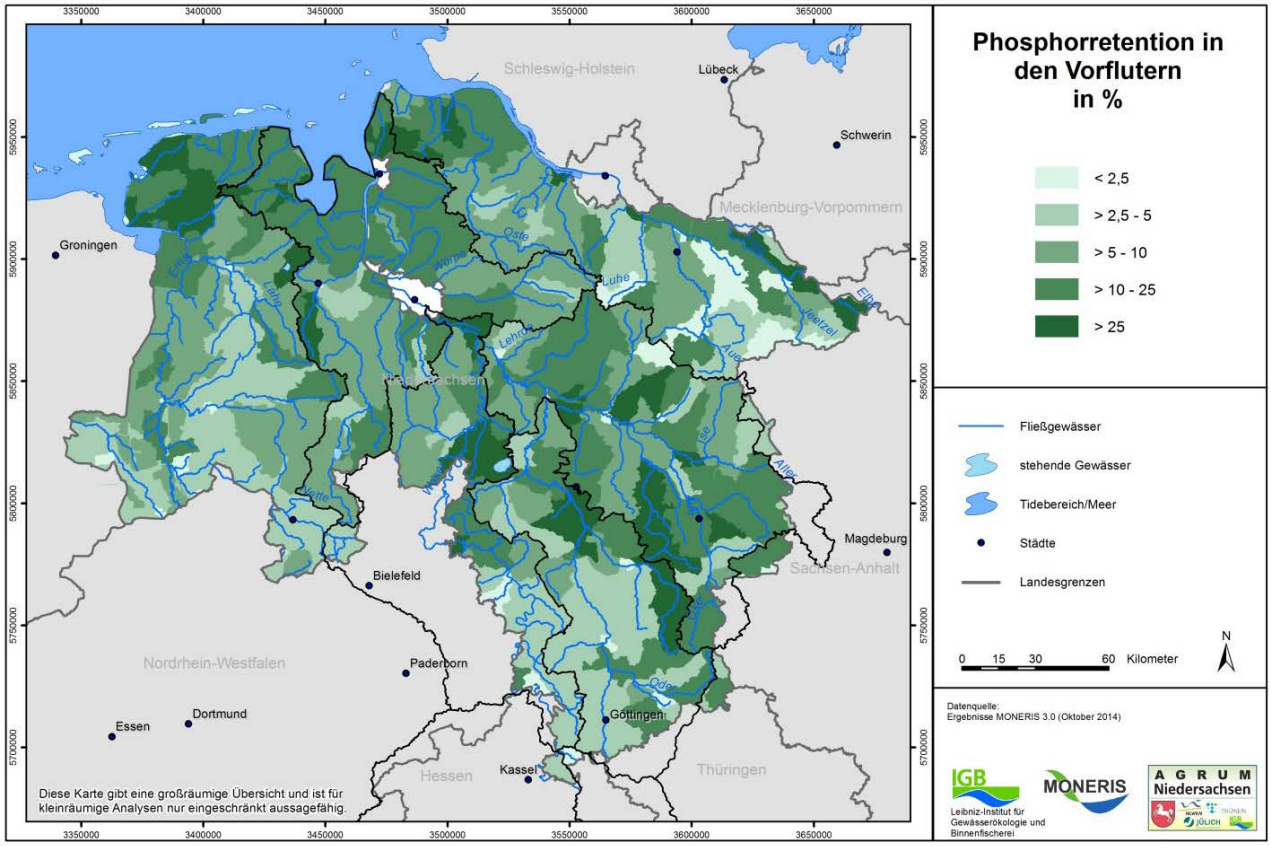
7.4 Retention und Transport von Phosphor in den Oberflächengewässern

Die Gesamtphosphoreinträge belaufen sich im Jahr 2007 auf 3.140 t/a. Nach Abzug der gewässerinternen Retention in den Oberflächengewässern verbleibt davon eine Fracht in Höhe von 2.083 t/a als Summe für die verschiedenen Auslassgebiete Niedersachsens. Das entspricht einer Gesamtretention von 1.047t/a bzw. 33 % der Einträge. Karte 61 zeigt jedoch, dass die Retention in den Vorflutern der einzelnen Teileinzugsgebiete stark variiert. Für die Vorfluter wurden 10 %- bzw. 90 %-Quantilswerte von 20 und 48 % Retention berechnet.

Während für Stickstoff die gekoppelte Nitrifikation-Denitrifikation der wesentliche Retentionsprozess ist, können für Phosphor die Sedimentation und Pflanzenaufnahme als Retentionsprozesse genannt werden. Beide sind jedoch weitestgehend nicht permanent, d. h., bei erhöhten Ab-

flüssen wird ein Großteil des sedimentierten Materials remobilisiert bzw. nach dem Absterben von aquatischen Pflanzen wird der in ihnen gebundene Phosphor zu einem Großteil wieder mineralisiert und in das System abgegeben. Dennoch zeigen erhöhte Phosphorgehalte in Auenböden, dass ein Teil des Phosphors dort permanent abgelagert und dem System entzogen werden kann. Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass bei bewirtschafteten Gewässern mit entnommenen aquatischen Pflanzen (Makrophyten) der in ihnen gebundene Phosphor dem System entzogen wird. Somit ist davon auszugehen, dass insbesondere in kleineren Oberflächengewässern eine permanente Phosphorretention stattfinden kann, diese jedoch nur zum Teil einem natürlichen Prozess entspricht. Für dieses Projekt wurde daher angenommen, dass die Retentionsberechnung, wie derzeit in MONERIS abgebildet, für Vorfluter beibehalten wird, in Hauptläufen hingegen als vernachlässigbar klein angenommen werden kann. Somit entfällt für Phosphor die für Stickstoff dargestellte Karte der akkumulativen Retention.

Karte 61: Mittlere Phosphorretention in den Vorflutern Niedersachsen (2007), bezogen auf Teileinzugsgebietsebene



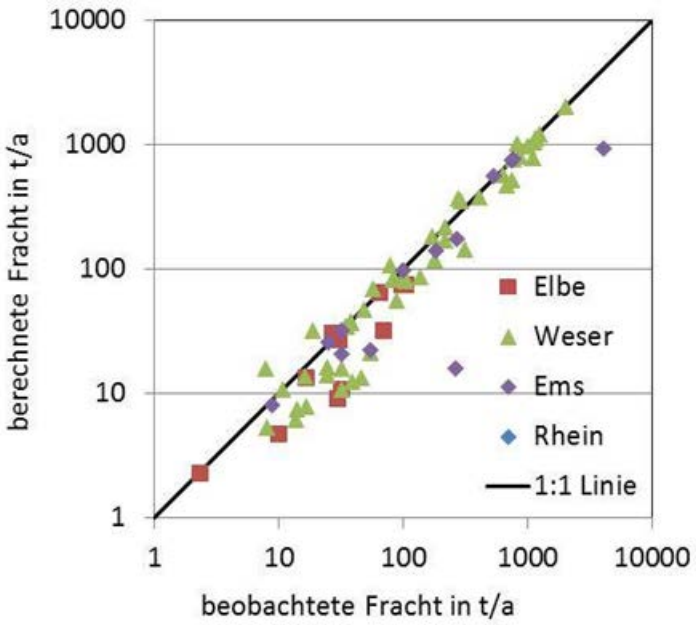
Quelle: Eigene Berechnung.

7.5 Validierung der Ergebnisse für Phosphor

Für die Validierung der Modellergebnisse wurden die Einträge aller Eintragspfade nach den Modellen des FZJ und des IGB addiert und anschließend die oben beschriebene Modellierung des Abbaus und des Transports in den Oberflächengewässern durchgeführt. Die Validierung der Ergebnisse wurde abschließend auf Basis der berechneten Frachten und der beobachteten Frachten durchgeführt. Der Begriff „beobachtete Frachten“ ergibt sich in diesem Zusammenhang daraus, dass diese aus gemessenen Konzentrationen und Abflüssen berechnet werden, jedoch im eigentlichen Sinn keine direkte Messgröße darstellen. Die Frachtberechnung erfolgte nach der OSPAR-Methode (OSPAR, 1998).

Für den Frachtvergleich wurden für Phosphor Daten von 71 Messstellen ausgewertet. Die Auswahl der Messstellen orientierte sich dabei maßgeblich an der Lage der Messstellen zu den vereinbarten Auslässen der Teileinzugsgebiete (AU). Bei ungünstiger Lage (z. B. mitten in einer AU) wurden Messstellen nicht berücksichtigt. Insgesamt ergab sich eine mittlere Abweichung von 26 % bei einem Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0{,}96$. Damit zeigen die Ergebnisse im Rahmen der Modell- und Messungenauigkeiten eine sehr gute statistische Übereinstimmung (Abbildung 15).

Abbildung 15: Vergleich der beobachteten und berechneten P-Frachten als Gesamtergebnis aus den Modellierungen des AGRUM^{+}-Niedersachsen-Modellverbundes für das Jahr 2007



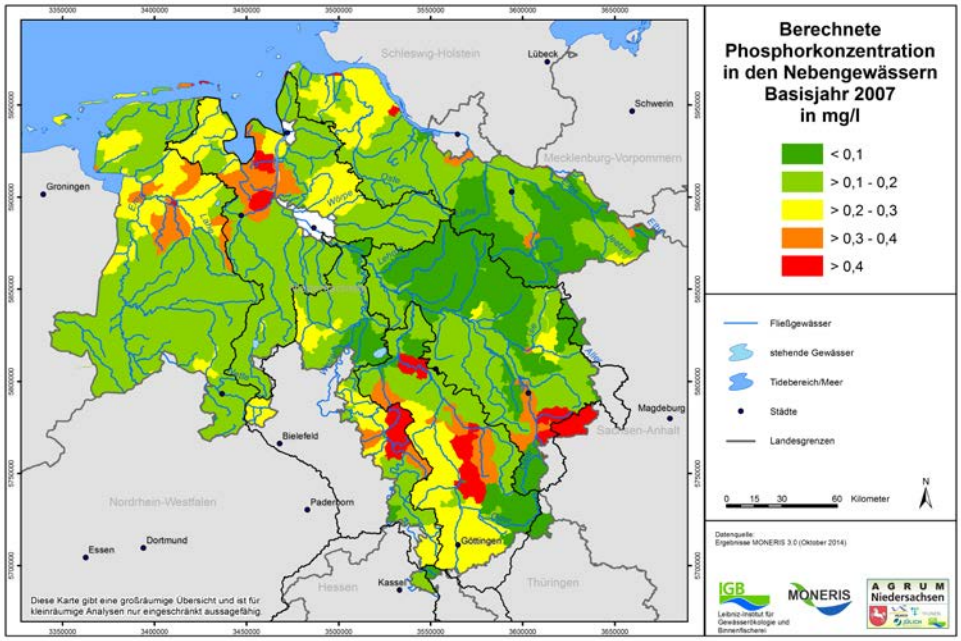
Quelle: Eigene Berechnung.

Die berechneten Abweichungen liegen insgesamt im zu erwartenden Rahmen. Auffällig ist jedoch die tendenzielle Unterschätzung der Frachten in den kleineren Einzugsgebieten. Diese kann möglicherweise darauf zurückzuführen sein, dass bei den Berechnungen des FZJ generell davon aus-

gegangen wurde, dass die Phosphorretention in Oberflächengewässern vernachlässigbar klein ist. Unter Berücksichtigung dieser Annahme erfolgte dementsprechend die Kalibrierung der Modelle des FZJ, wobei sich die für die Modellierung angesetzten Konzentrationen an Messwerten aus Niedersachsen orientieren. Innerhalb des AGRUM-Modellverbundes wurde jedoch die durch MONERIS angenommene und modellierte Phosphorretention in den Vorflutern auch auf die modellierten diffusen Einträge des FZJ angewendet. Es zeigte sich jedoch, dass auch eine vollständige Vernachlässigung der Phosphorretention in den Oberflächengewässern diese Unterschätzung nicht in allen Teileinzugsgebieten und vollständig reduzieren würde. Zusammenfassend kann jedoch festgestellt werden, dass diese zum ersten Mal in dieser Art und Konsequenz durchgeführte Kopplung der Modelle zu einem sehr guten Gesamtergebnis geführt hat und die beobachteten Frachten, insbesondere der größeren Messstellen, gut wiedergegeben werden.

Entsprechend der Bevölkerungs- und Eintragsverteilung ergeben sich in den Nebengewässern die höchsten Phosphorkonzentrationen, vor allem in Nähe der Ballungsräume und in Kombination mit Gebieten mit einem geringen mittlerem jährlichen Gesamtabfluss, der eine geringe Verdünnung urbaner Einträge zur Folge hat (Karte 62). Diese erhöhten Konzentrationen von bis zu 0,4 mg/l sind lediglich von lokaler Bedeutung. Insgesamt liegen die modellierten Konzentrationen an den Hauptmessstellen in einer Größenordnung um 0,2 mg/l (Tabelle 12) und weisen damit jedoch immer noch einen durchaus erheblichen Minderungsbedarf auf (s. Kapitel 8.5.4). Phosphorkonzentrationen in den Nebengewässern von unter 0,1 mg/l, und damit ohne einen wesentlichen Reduktionsbedarf, sind zumeist nur in der Lüneburger Heide berechnet worden.

Karte 62: Berechnete gesamte Phosphorkonzentrationen in den Vorflutern Niedersachsens auf Teileinzugsgebietsebene für das Basisjahr 2007



Quelle: Eigene Berechnung.

Tabelle 12: Berechnete gesamte Phosphoreinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Niedersachsens und berechnete resultierende Abflüsse, Frachten und Konzentrationen, differenziert nach Flussgebietseinheit für das Basisjahr 2007

Flussgebietseinheit	TP-Einträge t/a	TP-Fracht t/a	Abfluss m³/s	TP-Konzentration mg/l
Rhein (Grenze DE-NL)	**70**	**60**	**12**	**0,2**
Ems	**660**	**560**	**91**	**0,2**
Herbrum	290	250	49	0,2
Ems Küstendirekt-EZG	370	310	42	0,2
Weser	**1.750**	**1.490**	**226**	**0,2**
Hemelingen	1.190	1.000	154	0,2
Reithörne	130	120	20	0,2
Weser Küstendirekt-EZG	430	370	52	0,2
Elbe	**420**	**350**	**65**	**0,2**
Zollenspieker	70	50	10	0,2
Elbe Küstendirekt-EZG	350	300	55	0,2
NI-Gesamt	**2.900**	**2.460**	**393**	**0,2**

Quelle: Eigene Berechnung.

8 Analyse der Auswirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie: Prognosen für das Jahr 2021

Für die Analyse von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele bis zum zweiten Bewirtschaftungsplan nach EG-WRRL im Jahr 2021 wird zunächst ein Überblick über die Entwicklung der Einflussfaktoren gegeben, die die diffuse Gewässerbelastung in der Landwirtschaft beeinflussen. Dabei wird in den folgenden Analysen ein „Baseline-Szenario 2021“ erstellt, welches zunächst erläutert wird. Dieses Baseline-Szenario basiert auf verschiedenen Analysen zur Agrar- und Umweltpolitik, auf Markt- und Preisentwicklungen sowie auf weiteren Annahmen, u. a. zur Umsetzung der Düngeverordnung und Agrarumweltmaßnahmen, die im Folgenden detailliert beschrieben werden. Darauf aufbauend werden die erwartbaren Entwicklungen in der Landwirtschaft bis zum Jahr 2021 und deren Auswirkungen auf die Nährstoffbilanzüberschüsse im Baseline-Szenario 2021 für Niedersachsen ermittelt. Dafür werden u. a. Informationen und Berechnungen aus der deutschlandweiten Thünen-Baseline (Offermann et al., 2012) herangezogen, die die landwirtschaftliche Entwicklung in Deutschland bis 2021 mit unterschiedlichen Modellsystemen abbildet. Da diese Thünen-Baseline jedoch keine Annahmen zur Umsetzung der Düngeverordnung beinhaltet, wird die Thünen-Baseline um weitere Annahmen aus dem AGRUM^{+}-Niedersachsen-Projekt ergänzt. Die Baseline baut sich demnach folgendermaßen auf:

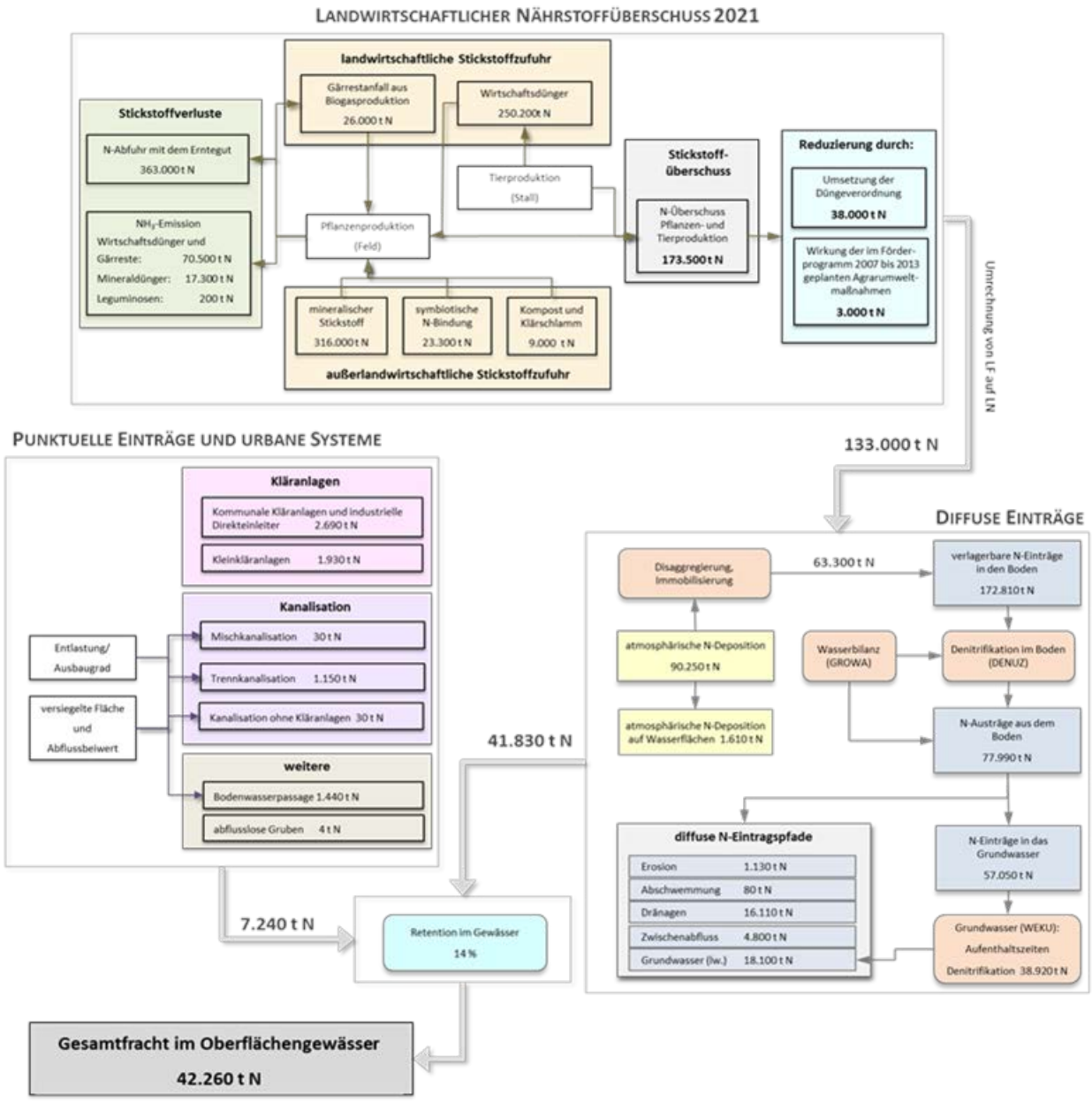
1. Grundlage bilden die Produktionsstrukturen, Förderflächen von Agrarumweltmaßnahmen und Nährstoffüberschüsse im Basisjahr 2007
2. Ermittlung der im Jahr 2021 erwartbaren Tier- und Pflanzenproduktionsumfänge sowie der landwirtschaftlichen Erträge, basierend auf RAUMIS-Ergebnissen. Die Informationen zur Entwicklung der Agrarmarktpreise basieren auf der deutschlandweiten Thünen-Baseline
3. Annahmen zur Fortführung von Agrarumweltmaßnahmen bis 2021
4. Annahmen zur Umsetzung der Düngeverordnung nach Absprachen im AGRUM^{+}-Projekt

An die daraus berechneten Stickstoffüberschüsse für 2021 schließt sich die Berechnung der zukünftig erwartbaren Grundwasser- und Oberflächengewässerbelastung durch die Landwirtschaft in Niedersachsen an, aus der Handlungsgebiete und Handlungsbedarf über das Baseline-Szenario 2021 hinaus abgeleitet werden können. Darauf aufbauend werden abschließend die Auswirkungen und Kosten von weiteren ergänzenden Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen zur Erreichung der vorläufigen Bewirtschaftungsziele der EG-WRRL abgeschätzt und die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie mit deren Hilfe analysiert und interpretiert. Die Analyse der Auswirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele der EG-WRRL erfolgt analog zum vorangegangenen Modellvorhaben AGRUM Weser (Kreins et al., 2010) sowie zum parallel durchgeführten Projekt AGRUM^{+} Weser (Heidecke et al., 2015). Da der Einfluss der P-Überschüsse im Vergleich zu anderen Eintragsquellen, insbesondere dem vorhandenen P-Vorrat im Boden, verhältnismäßig gering ist und demnach der Einfluss der P-Überschüsse auf die Ent-

wicklung im Jahr 2021 minimal ist, werden die Analysen im Baseline-Szenario 2021 nur für Stickstoff durchgeführt.

Die Nährstoffeinträge und die Belastungssituation des Basis-Szenarios 2021 sind, entsprechend ihrer Abbildung im AGRUM-Modellverbund, in der Abbildung 16 dargestellt. Berücksichtigt werden die im Jahr 2021 erwarteten Stickstoffeinträge sowie die Umsatz- und Transportprozesse, ausgehend von den landwirtschaftlichen Flächen und urbanen Gebieten über die diffusen und punktuellen Stickstoffeinträge bis hin zur resultierenden Gesamtfracht im Oberflächengewässer.

Abbildung 16: Übersicht der simulierten Stickstoffflüsse des Baseline-Szenarios 2021



Quelle: Eigene Berechnung.

8.1 Vorgehensweise zur Prognose für das Jahr 2021: Baseline-Szenario

Um die Nährstoffüberschüsse, die Nährstoffeinträge und die Frachten im Jahr 2021 abzuschätzen, wird im Folgenden eine Prognose zur Entwicklung der Stickstoffüberschüsse im Baseline-Szenario 2021 gemacht. Diese Prognose wird im Bericht als Baseline 2021 bezeichnet.

Diese Baseline 2021 wird in drei Schritten erstellt:

Zunächst wird mithilfe des Modells RAUMIS (s. Anhang A.1) eine Prognose der Entwicklung der allgemeinen Rahmenbedingungen der landwirtschaftlichen Produktion 2021, insbesondere der Gemeinsamen Agrarpolitik und deren nationale Umsetzung in Deutschland vorgenommen. Darüber hinaus gehören zu den Rahmenbedingungen weitere zu berücksichtigende Einflüsse wie die Entwicklung der Weltagrarmarktpreise und des Anbaus nachwachsender Rohstoffe, die die landwirtschaftliche Produktion und mithin die Nährstoffeinträge in Gewässer maßgeblich beeinflussen Diese Prognose des Baseline-Szenarios 2021 ist angelehnt an die Thünen-Baseline (Offermann et al., 2012), die alle zwei Jahre am Thünen-Institut im Rahmen des Thünen-Modellverbundes erstellt wird. In die Thünen-Baseline werden u. a. Preisprojektionen aus dem Modell AGMEMOD integriert. In diesem ersten Schritt werden so die Umfänge der Tier– und Pflanzenproduktion im Jahr 2021 ermittelt, die ausschlaggebend für die Entwicklung der Nährstoffbilanzen sind.

In einem weiteren Schritt wird dann die Wirkung von Agrarumweltmaßnahmen bis 2021 berücksichtigt unter der Annahme, dass die Agrarumweltmaßnahmen aus der Förderperiode 2007 bis 2013 beibehalten werden. Im Förderprogramm Niedersachsen zur Entwicklung des ländlichen Raums in der Förderperiode 2007 bis 2013 werden zahlreiche Agrarumweltmaßnahmen (AUM) gefördert, die zur Verringerung der Gewässerbelastung durch die Landwirtschaft beitragen. Diese Maßnahmen gehören zu den ergänzenden Maßnahmen (§ 11, Abs. 4 EG-WRRL), die aufbauend auf den grundlegenden Maßnahmen (beispielsweise DüV) zur Verbesserung der Gewässerqualität beitragen sollen. Der in der Förderperiode für das Jahr 2013 geplante Maßnahmenumfang[2] wird im Projekt AGRUM Niedersachsen in das Baseline-Szenario eingerechnet und bis 2021 fortgeschrieben.

Zum Schluss wird angenommen, dass die bestehende Düngeverordnung von 2006 als grundlegende Maßnahme vollständig umgesetzt wird. Insbesondere die Umsetzung der DüV trägt unter den hier vorgegebenen Rahmenbedingungen und Annahmen zur Reduktion der Nährstoffüberschüsse bis 2021 bei.

[2] Vorgegeben durch den im Jahr 2012 für die jeweilige Maßnahme bis 2013 angestrebten Förderflächen der AUM-Programme. Förderkulissen der Maßnahmen wurden, soweit im Jahr 2012 festgelegt, in die Berechnung der Effekte des Baseline-Szenarios einbezogen.

Das in den oben genannten drei Schritten ermittelte Baseline-Szenario wird im weiteren Verlauf des AGRUM-Niedersachsen-Projektes verwendet und zunächst detailliert beschrieben. Eine Übersicht über die Annahmen der Baseline 2021 sind in Tabelle 13 zusammengefasst.

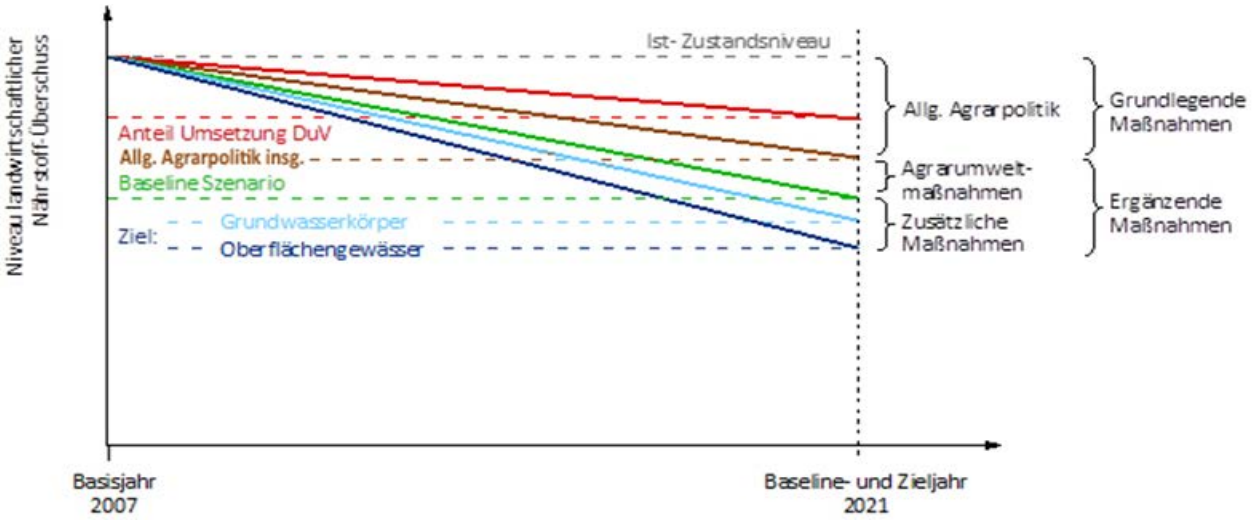
Tabelle 13: Übersicht über die wichtigsten Annahmen zur Baseline-Szenario 2021

Übersicht über die wichtigsten Annahmen zum Baseline-Szenario 2021
Allgemeine agrarpolitische Rahmenbedingungen
Ausstieg aus der Milchquote
Preisentwicklungen, z. B. Anstieg des Getreidepreises
Ertragssteigerung
Anstieg des Ausnutzungsgrades von Wirtschaftsdünger um 12%
Grundlegende Maßnahmen
Umsetzung der Düngeverordnung
Weiterführende Maßnahmen
Fortführung von Agrarumweltmaßnahmen bis 2021

Quelle: Eigene Berechnung.

Zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele ist u. a. das Niveau der landwirtschaftlichen Nährstoffüberschüsse und der daraus resultierenden Nährstoffeinträge in die Gewässer zu senken. Dabei können die erforderlichen Reduktionen im Hinblick auf den guten Zustand der Grundwasser- bzw. Oberflächenwasserkörper unterschiedlich ausfallen. Während für das Grundwasser die jeweiligen Standortbedingungen von Bedeutung sind, müssen bei Oberflächengewässern zusätzlich überregionale Prozesse berücksichtigt werden. Abbildung 17 gibt einen schematischen Überblick über die einzelnen Effekte, die zur Erreichung der EG-WRRL-Ziele zu differenzieren sind.

Abbildung 17: Vorgehensweise der Szenarioentwicklung



Quelle: Modifiziert nach Kreins et al. (2010).

Die Nährstoffbilanzen zeigen unter den oben genannten Annahmen einen abnehmenden Trend. Diese Reduktion reicht jedoch nicht aus, um die EG-WRRL-Bewirtschaftungsziele in Niedersachsen zu erreichen. Über die bisher umgesetzten und geplanten grundlegenden und ergänzenden Maßnahmen (u. a. AUM) hinaus sind daher weiterhin zusätzliche ergänzende Maßnahmen notwendig. Im Rahmen des Projektes werden über das Baseline-Szenario hinausgehende im AGRUM^{+}-Maßnahmenkatalog definierte Agrarumweltmaßnahmen analysiert.

Die Auswirkungen der „ergänzenden Maßnahmen“ für das Grundwasser bzw. Oberflächengewässer beeinflussen sich wechselseitig. Für die Berechnung des zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele in Niedersachsen notwendigen Handlungsbedarfs wird daher ein zweistufiges Verfahren angewandt. In der ersten Stufe werden für die Regionen, in denen die Bewirtschaftungsziele für das Grundwasser nicht erreicht werden, Kombinationen für den notwendigen Umfang weiterer Maßnahmen ermittelt, um die Grundwasserziele zu erreichen. In der zweiten Stufe werden, unter Berücksichtigung der Effekte des ersten Schrittes, Maßnahmenkombinationen für eine kosteneffiziente Erreichung der Bewirtschaftungsziele für Oberflächengewässer abgeleitet (s. Kreins et al., 2010).

8.2 Auswirkungen veränderter Rahmenbedingungen in der Landwirtschaft auf die Nährstoffüberschüsse des Baseline-Szenarios 2021

Die wesentlichen Rahmenbedingungen für den Agrarsektor verändern sich bis zum Jahr 2021. Die relevanten Veränderungen im Bereich der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP), im Agrarumweltbereich sowie die weiteren Einflussfaktoren werden in den nachstehenden Abschnitten erläutert. Die Düngeverordnung hat dabei einen wesentlichen Einfluss auf die Effekte der grundlegenden Maßnahmen. Die unter diesen Rahmenbedingungen bis zum Jahr 2021 zu erwartenden Entwicklungen der landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion sowie der Nährstoffbilanzüberschüsse nach den RAUMIS-Ergebnissen werden vorgestellt.

8.2.1 Allgemeine Agrarpolitik

Im Jahr 1992 wurde mit der MacSharry-Reform ein Reformprozess der Gemeinsamen Agrarpolitik eingeleitet. Dieser wurde durch die Luxemburger Beschlüsse im Jahr 2003 (Europäische Kommission, 2003a, b, c) vertieft. Da die resultierenden Veränderungen mit unterschiedlichen Fristen eingeführt werden, kommt die volle Wirkung der Maßnahmen zeitlich verzögert bis 2021 zur Entfaltung. Wichtige Elemente sind die Entkopplung produktspezifischer Direktzahlungen, wie Tier- und Flächenprämien, und die Bindung der Zahlungen an die Einhaltung bestehender Produktionsstandards („Cross Compliance“). Die bestehende obligatorische Flächenstilllegung wurde ab 2007 ausgesetzt. Ein wesentlicher Grund dafür war die zunehmende Flächennutzungskonkurrenz infolge weltweit stark gestiegener Agrarpreise.

Im Baseline-Szenario wird unterstellt, dass die für Direktzahlungen zur Verfügung stehenden Mittel über 2013 hinaus beibehalten werden und keine Kürzungen zur Einhaltung der finanziellen Haushaltsdisziplin notwendig sind. In Deutschland führt die Umsetzung der Betriebsprämienregelung zu bundeslandeinheitlichen Flächenprämien. Die für das Baseline-Szenario 2021 angenommenen regionalen Durchschnittswerte beinhalten die noch bis 2013 zu entkoppelnden Direktzahlungen und reichen in Deutschland von 296 €/ha LF im Saarland und in Rheinland-Pfalz bis zu 366 €/ha LF in Niedersachsen/Bremen (Offermann et al., 2012).

Das Baseline-Szenario berücksichtigt ein Auslaufen der Milchquote im Jahr 2015 und die resultierenden Auswirkungen bis zum Jahr 2021. Es wird die Aufstockung der Milchquote um 2 % ab dem 01.04.2008 sowie die im Zuge des Health Check beschlossene weitere schrittweise Erhöhung um insgesamt 5 % im Zeitraum 2009/10 bis 2013/14 berücksichtigt. Die Anpassung des Fettkorrekturfaktors ab dem Jahr 2009/10 erlaubt in Deutschland eine weitere Erhöhung der Anlieferungsmengen um ca. 1,5 % (Offermann et al., 2012).

Im Hinblick auf die Zuckermarktordnung sind die Rückgaben von Lieferrechten im Rahmen des Restrukturierungsprogramms bis zum 06.03.2009 mit abgebildet. Im Rahmen der Thünen-Baseline werden darüber hinaus keine weiteren Kürzungen bis zum Jahr 2021 erwartet. Die Zuckerquote in Deutschland liegt daher im Baseline-Szenario bei 2,9 Mio. t Zucker (Offermann et al., 2012).

Für das Baseline-Szenario 2021 werden neben den Agrar-und Umweltpolitiken, den Preisveränderungen für Agrarprodukte und der weiteren Bewertung zur Entwicklung der landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen auch die landwirtschaftlichen Pflanzenerträge abgeschätzt. Die Analyse der Ertragsentwicklung wird im Rahmen der Thünen-Baseline (Offermann et al., 2011) mit dem Modellsystem AGMEMOD simuliert. Diese wird dann durch eine Modellschnittstelle in das Modell RAUMIS auf die Kreisebene übertragen. Im Durchschnitt für Niedersachsen ergibt sich durch den technischen Fortschritt für die wichtigsten Getreideverfahren ein Anstieg von ca. 1 %/Jahr. Dieser Anstieg ist für die einzelnen Kulturpflanzen leicht unterschiedlich und weist auch auf Kreisebene regionale Differenzen auf.

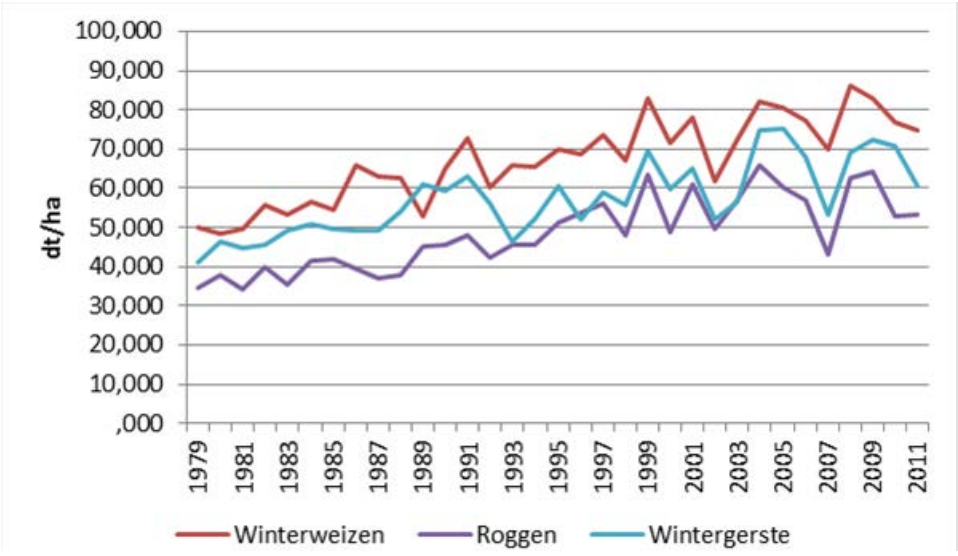
Tabelle 14: Durchschnittliche Veränderung der Erträge in Niedersachsen pro Jahr zwischen 2007 und 2021

Ackerbauverfahren	%
Winterweizen	1,012
Sommerweizen	1,005
Roggen	1,008
Wintergerste	1,003
Sommergerste	1,007
Hafer	1,007
Körnermais	0,993
Sonstiges Getreide	1,007

Quelle: Eigene Berechnung.

Verglichen mit der Ertragsveränderung in den letzten 30 Jahren in Niedersachsen verdeutlicht Abbildung 18 zum Beispiel einen durchschnittlichen Anstieg der Winterweizenerträge um etwas weniger als 1 %. In der Baseline (Tabelle 14) gehen wir aufgrund der zudem steigenden Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion von einem größeren Ertragszuwachs für Winterweizen aus. Dagegen fällt der Ertragszuwachs bei anderen Kulturen, wie z. B. Körnermais oder bei Hackfrüchten, geringer aus, da man davon ausgehen kann, dass durch den zunehmenden Flächendruck diese Kulturen vermehrt auf marginalen Standorten angebaut werden und dadurch durchschnittlich einen geringeren Ertragszuwachs vermerken.

Abbildung 18: Entwicklung der Erträge von Winterweizen, Roggen und Wintergerste in Niedersachsen zwischen 1979 und 2011



Quelle: Stat. Jahrbuch; versch. Jahrgänge.

Des Weiteren sind die jährlichen Milchleistungssteigerungen der Milchkühe angesichts der Milchquotenregelung von Bedeutung für den Rindviehbestand und die landwirtschaftliche Landnutzung, vor allem für die Grünlandnutzung sowie den Wirtschaftsdüngeranfall. In Deutschland ist die Milchleistung je Tier von 1990 bis 2007 um jährlich 2,1 % gestiegen, wobei der Zuwachs in den ostdeutschen Bundesländern im Rahmen einer Angleichung der Milchproduktionsstandards überdurchschnittlich hoch ausfiel.

Neben den Weiterentwicklungen der GAP und Veränderungen im Agrarumweltbereich gewinnen weitere Einflussgrößen zunehmend an Bedeutung. Zu diesen Einflussfaktoren gehört auch die Förderung des Anbaus Nachwachsender Rohstoffe (NaWaRo) zur Biomasse- und Energieerzeugung.

Angesichts steigender Energiepreise spielt die Sicherstellung der Energieversorgung auch durch den Anbau von NaWaRo eine zunehmende Rolle in der Energiepolitik. Der NaWaRo-Anbau wird in Deutschland durch das Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz-EEG), das im Jahr 2004, 2008 und 2012 novelliert wurde, gefördert. Die Förderung hat zu einem Boom beim Anbau von Energiemais geführt, der sich als wettbewerbsstärkste Kultur durchgesetzt hat. Inwiefern sich die Novellierung auf das Investitionsverhalten in Biogasanlagen auswirkt, von dem der regionale Biomasseanbau maßgeblich abhängt, kann bisher nicht abgeschätzt werden. Daher wurde die bisherige regionale Investitionsdynamik weitere zwei Jahre fortgeschrieben. Die derzeit in Bau bzw. Planung befindlichen Biogasanlagen und deren Biomassebedarf können so berücksichtigt werden. Der dann erreichte Status wird aufgrund der zwanzigjährigen Bestandsgarantie bis zum Baseline-Szenario 2021 beibehalten und hieraus die benötigte Anbaufläche für Biomasse abgeleitet (Offermann et al., 2012).

8.2.2 Erwartbare Entwicklung der landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion

Die unter den oben erläuterten Rahmenbedingungen zu erwartenden Entwicklungen der landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion wurden mithilfe von RAUMIS unter der Annahme abgeschätzt, dass sich die Landwirtschaft bis zum Jahr 2021 vollständig an diese Rahmenbedingungen angepasst und Produktionsentscheidungen umgesetzt hat. Die Ergebnisse dieses Baseline-Szenarios werden dem Ist-Zustand (Basisjahr 2007) gegenübergestellt, um die Auswirkungen der erwartbaren Anpassungen in der Landwirtschaft auf die diffuse Gewässerbelastung herauszuarbeiten.

Sektorale Entwicklungen

Die Ergebnisse für den Agrarsektor in Deutschland bzw. in Niedersachsen sind in Tabelle 15 zusammengestellt.

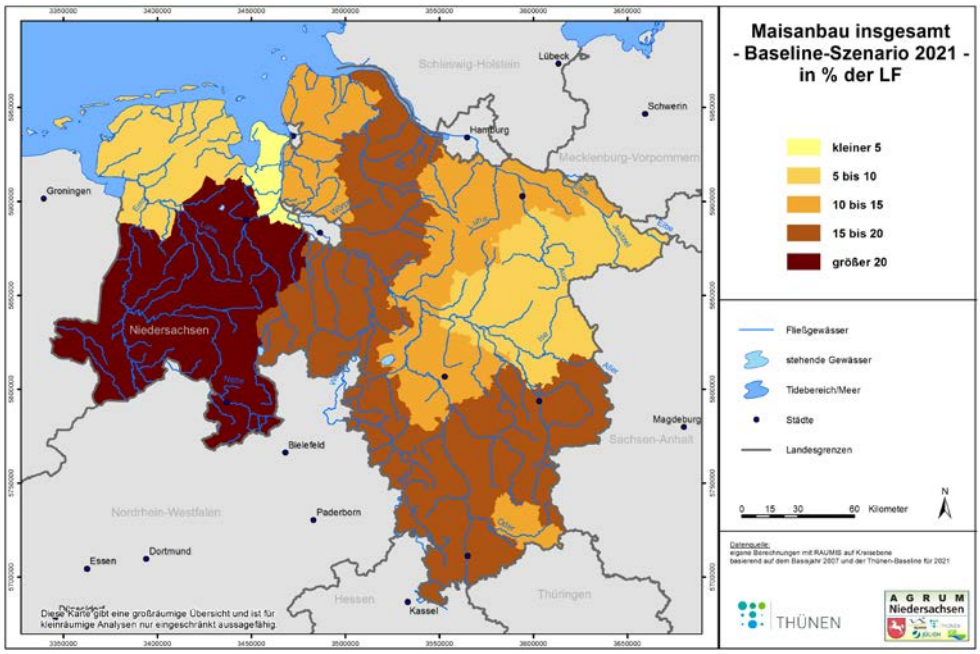
Tabelle 15: Entwicklungen der landwirtschaftlichen Landnutzung und Viehbestände in Deutschland und in Niedersachsen (2007 bis 2021)

		Deutschland			Niedersachsen		
		2007	2021	21'/'07'	2007	2021	21'/'07'
		abs.	abs.	%	abs.	abs.	%
Landwirt. gen. Fläche (LF)	1.000 ha	16.909	16.469	-2,6	2.634	2.631	-0,1
Getreide	1.000 ha	6.741	5.920	-12,2	989	939	-5,1
Ölsaaten	1.000 ha	1.468	1.353	-7,9	162	155	-4,3
Hack- u. Hülsenfrüchte	1.000 ha	756	605	-20,0	218	187	-14,3
Energiemais	1.000 ha	444	1.443	225,4	132	211	60,2
Silomais	1.000 ha	1.015	959	-5,5	205	140	-31,7
Sonstiges Ackerfutter	1.000 ha	592	667	12,6	74	88	18,1
Flächenstilllegung	1.000 ha	593	241	-59,4	79	58	-26,4
Hauptfutterfläche	1.000 ha	6.453	6.494	0,7	1.011	1.038	2,7
Viehbestand	GVE	14.570	13.510	-7,3	3.404	3.313	-2,7
Milch	GVE	4.118	3.821	-7,2	717	688	-4,0
Sonstige Raufutterfresser	GVE	4.635	3.860	-16,7	921	741	-19,5
Schweine	GVE	4.461	4.525	1,4	1.358	1.425	4,9
Geflügel	GVE	956	970	1,5	359	414	15,3
Viehbesatz insgesamt	GVE/ha	0,86	0,82	-4,8	1,29	1,26	-2,6
Raufutterfresserbesatz	GVE/ha	0,52	0,47	-9,9	0,62	0,54	-12,7

Quelle: BMELV; Statistisches Jahrbuch; RAUMIS-Ergebnisse.

In Deutschland sowie in Niedersachsen ist ein leichter Rückgang der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) vom Basisjahr 2007 bis zum Baseline-Szenario 2021 zu verzeichnen. Dieser resultiert aus der anhaltenden Ausdehnung der Siedlungs- und Verkehrsflächen („Flächenverbrauch“) zulasten der landwirtschaftlichen Flächennutzung.

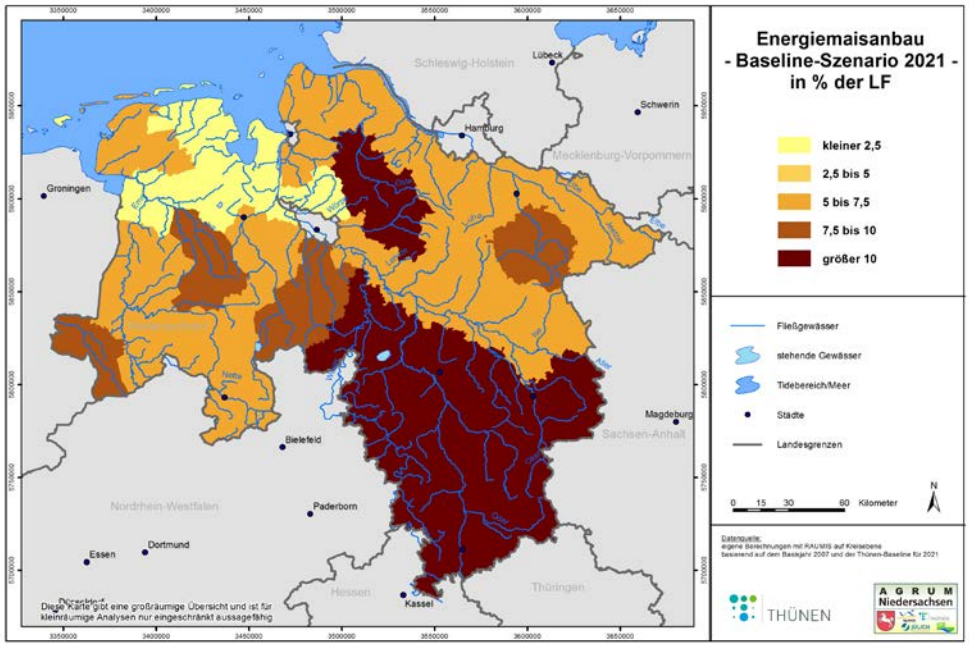
Karte 63: Regionaler Maisanbau in Niedersachsen im Baseline-Szenario 2021



Quelle: Eigene Berechnung.

Trotz des erwarteten Anstiegs der Getreide- und Ölsaatenpreise bis zum Jahr 2021 erfolgt in Deutschland nach den Berechnungen mit RAUMIS kein Anstieg der Getreide- und Ölsaatenflächen. Dies ist eine Folge der hohen Wettbewerbsfähigkeit des Energiemaisanbaus für die Biogaserzeugung, dessen Anbaufläche, vor allem zulasten der Flächenstilllegung sowie des Getreide- und Ölsaatenanbaus, in Deutschland auf etwa 1,4 Mio. ha LF und in Niedersachsen auf rund 211.000 ha LF zunimmt. Der Flächenanteil des Energiemaises beläuft sich somit im Jahr 2021 auf rund 8 % der LF (vgl. Karte 64).

Karte 64: Regionaler Energiemaisanbau in Niedersachsen im Baseline-Szenario 2021



Quelle: Eigene Berechnung.

Die erwartbare Entwicklung der Viehbestände spielt für die zukünftige Situation der diffusen Gewässerbelastung eine zentrale Rolle. Neben dem kontinuierlichen Abbau des Milchkuhbestandes geht die Rindviehhaltung zusätzlich durch die Entkopplung der Tierprämien zurück. Insbesondere für die Mutter- und Ammenkuhhaltung sowie die Rindermast ist die Entkopplung von entscheidender Bedeutung, da hierdurch die Deckungsbeiträge erheblich reduziert werden. Die Modellkalkulationen mit RAUMIS ergaben für Deutschland im Baseline-Szenario einen Rückgang um rund 7 % der Viehbestände, für Niedersachsen fällt dieser Rückgang mit 2,7 % deutlich geringer aus. Die Menge an Schweinen wird in Niedersachsen im Vergleich zum restlichen Bundesgebiet um insgesamt 5 % stärker steigen. Bei der Geflügelproduktion fällt dieser Anstieg noch deutlicher aus.

In den Berechnungen mit dem RAUMIS-Modell, die auf der Thünen-Baseline beruhen und in Tabelle 15 dargestellt sind, wurden die Produktionsanpassungen infolge der Düngeverordnung noch nicht berücksichtigt. Inklusive der Umsetzung der Düngeverordnung wären ein stärkerer Abbau des Viehbestandes sowie ein Anstieg überregionaler Gülletransporte im Vergleich zu den im Baseline-Szenario ausgewiesenen Ergebnissen zu erwarten. Die Düngeverordnung wird daher zusätzlich zu den Annahmen der Thünen-Baseline in diesem Projekt implementiert. Die Vorgehensweise und die Annahmen dazu sind in Kapitel 8.2.4 dargestellt.

Der erwartete Anstieg der Agrarpreise sowie der Wegfall der obligatorischen Flächenstilllegung führen zu einer Intensivierung der Ackerlandnutzung. Stillgelegte Flächen werden wieder in Bewirtschaftung genommen. Wie anhand der sektoralen Ergebnisse deutlich wurde, erfolgen die größten Änderungen im Bereich der Biomasseerzeugung und im Ackerfutteranbau, die am Bei-

spiel der Maisfläche in Karte 63 dargestellt sind. Infolge der Förderung des NaWaRo-Anbaus wird die Energiemaisfläche in der Baseline stark ausgedehnt, insbesondere in den Ackerbauregionen, die einen hohen Getreide- und Ölsaatenanteil in der Fruchtfolge aufweisen. Demgegenüber nehmen Futtermaisflächen infolge des Rindviehbestandsabbaus und der Entkopplung in vielen Regionen mit intensiver Rinderproduktion ab. Allerdings kann in Regionen mit sehr hohem Wirtschaftsdüngeranfall die hohe Aufnahmefähigkeit des Silomaises für Wirtschaftsdünger als ein den Futtermaisanbau stabilisierender Faktor wirken.

8.2.3 Agrarumweltmaßnahmen

Agrarumweltmaßnahmen (AUM) sind seit dem Jahr 2000 Bestandteil der Förderung ländlicher Räume und dienen ausschließlich der Realisierung von Umweltzielen. Einige der Maßnahmen sind direkt auf den Gewässerschutz ausgerichtet, wie z. B. die Reduktion des Mineraldüngereinsatzes, die Winterbegrünung mit Zwischenfrüchten und die umweltfreundliche Ausbringung von Wirtschaftsdünger.

In der Förderperiode von 2007 bis 2013 wurden im Förderprogramm Niedersachsens zur Entwicklung des ländlichen Raumes zahlreiche Agrarumweltmaßnahmen gefördert. Dabei sind jedoch nur Maßnahmen förderfähig, die oberhalb der Cross-Compliance-Standards[3] liegen. Das Maßnahmenprogramm wurde durch das Bundesland Niedersachsen während der Förderperiode an die sich verändernden Rahmenbedingungen und Zielvorgaben angepasst. Relevante Aspekte der Maßnahmenauswahl, -umsetzung und -anpassung sind dabei u. a. die fachliche und praktische Evaluierung der Wirkung, die Akzeptanz durch die Landwirte, der aktuelle Stand der Technik und ebenso die Umsetzbarkeit in der Praxis.

Einen Überblick über die im Zeitraum 2007 bis 2013, zumindest zeitweilig, in Niedersachsen geförderten Maßnahmen zur Eintragsreduktion von Stickstoff zeigt Tabelle 16. In der Förderperiode 2007 bis 2013[4] wurde die angestrebte Förderfläche der AUM meist schrittweise erhöht. Die langfristige Betrachtung der Förderprogramme zeigt zudem eine zunehmende Fokussierung von den gesamtbetrieblichen auf einzel- und teilflächenbezogene Extensivierungsprogramme sowie die Berücksichtigung von Biodiversitäts- und Klimaschutzaspekten.

---

[3] Seit dem 01.01.2005 gelten für Landwirte, die Direktzahlungen beziehen, verpflichtende Standards der Betriebsführung in Hinblick auf Umweltschutz, Lebensmittel- und Futtermittelsicherheit, Tiergesundheit und Tierschutz sowie den landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand der Betriebsflächen. Die Einhaltung dieser Standards wird überprüft und ist eine Grundvoraussetzung für den Erhalt der Prämienzahlungen.

[4] Die Berechnungen wurden auf Basis von Daten der Förderperiode 2007 bis 2013 durchgeführt. Die Maßnahmenplanung der Förderperiode 2014 bis 2020 erfolgte darauf aufbauend und war zum Zeitpunkt der Berechnungen noch nicht abgeschlossen.

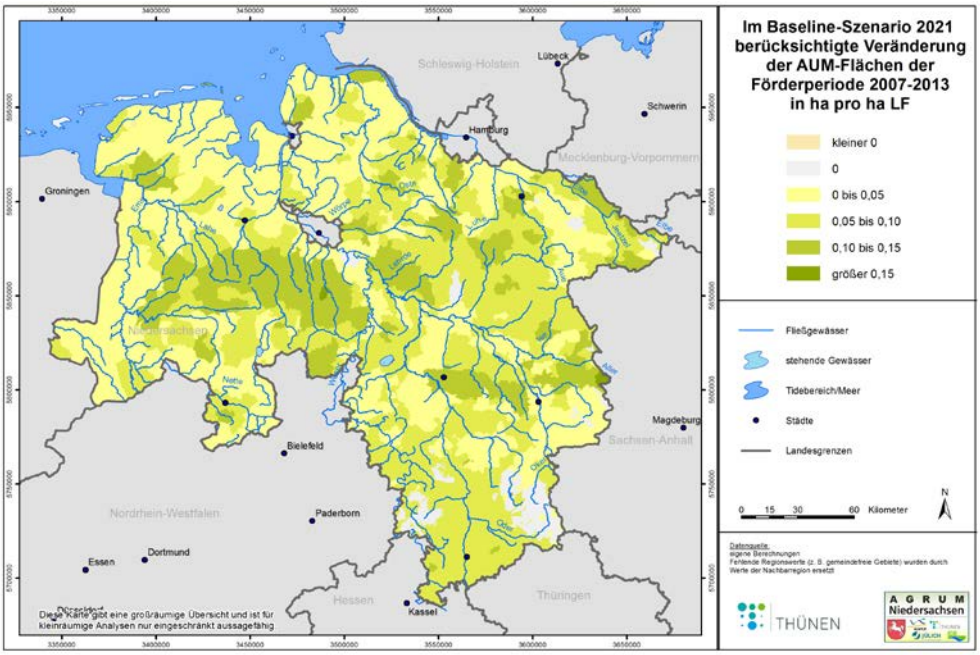
Tabelle 16: Überblick über die in Niedersachsen innerhalb der Förderperiode 2007 bis 2013 angebotenen sowie im Jahr 2015 beantragten Agrarumweltmaßnahmen mit Wirkung auf die Stickstoffüberschüsse

AUM	Niedersachsen/Bremen				
	Förderfläche 2003/04	Förderfläche 2007	Angestrebte Förderfläche 2013	Kulisse 2013	Förderfläche 2015
Zwischenfruchtanbau und Untersaaten	0	15.560	80.000		20.500
Mulch-, Direktsaat und Mulchpflanzverfahren	68.100	49.100	56.000		
Grünlandextensivierung	43.300	51.290	71.200	Ja	18.100
Ökologischer Landbau	51.000	62.170	60.000		
Blüh-, Schon- und Uferrandstreifen		6.550	10.800		21.100
Umwandlung von Acker in Grünland		470	0		
Extensive Ackernutzung		1.250	<7.500		
Grundwasserschonende Ausbringungstechnik		2.310	7.500	Ja	167.000
Grundwasserschonende Landbewirtschaftung			60.000	Ja	
Cultan Verfahren					3.600
Keine Bodenbearbeitung nach Mais					18.100

Quelle: Eigene Darstellung anhand der Entwicklungsprogramme Niedersachsens sowie von Bremen und Bremerhaven.

Es wird davon ausgegangen, dass die im Jahr 2012 im Förderprogramm definierten und für das Jahr 2013 angestrebten Förderflächen erreicht wurden und bis 2021 beibehalten werden. Unter Berücksichtigung dieser Annahme steigen die Förderflächen in der Förderperiode 2007 bis 2013 meist an (s. Karte 65). Eingeschränkt worden ist in der Förderperiode 2007 bis 2013 jedoch die Förderfläche der Maßnahmen zum ökologischen Landbau. Diese Flächenreduktion ist mit 3,5 % der 2007 geförderten Flächen jedoch quantitativ vernachlässigbar, wobei zudem davon ausgegangen werden kann, dass die Betriebe nach der Umstellung zum Ökolandbau diese Nutzungsform vorrangig fortführen. Nicht mehr im Förderprogramm inbegriffen ist die Maßnahme zur Umwandlung von Acker in Grünland. Unter den vorliegenden ökonomischen Rahmenbedingungen ist davon auszugehen, dass auf den vorab geförderten Flächen die vorherige Nutzung wieder aufgenommen wird und daher die Stickstoffreduktionswirkung entfällt. Nach Beschluss des GAP-„Health Check“ 2009 und der damit einhergehenden Fördermittelumschichtung wurden die Maßnahmen der grundwasserschonenden Landbewirtschaftung neu in das Förderprogramm implementiert und die angestrebten Förderflächen zahlreicher bestehender Maßnahmen angehoben.

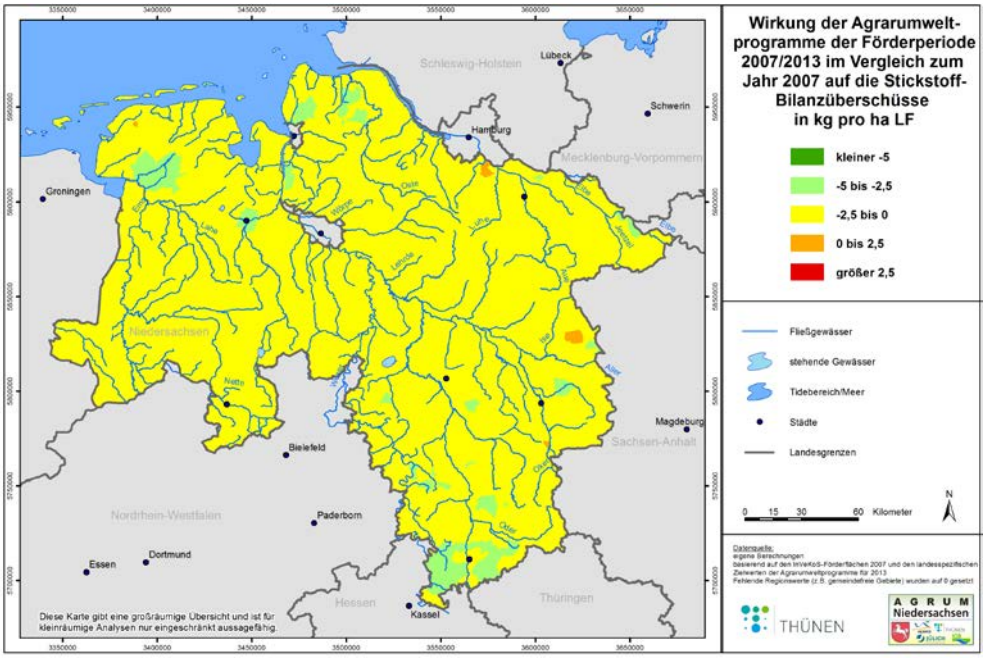
Karte 65: Berechnete Veränderung der AUM-Flächen in der Förderperiode 2007 bis 2013 auf Gemeindeebene



Quelle: Eigene Berechnung.

In Karte 66 sind die im Baseline-Szenario 2021 berücksichtigten regionalen Wirkungen der Agrarumweltprogramme der Förderperiode 2007/2013 im Vergleich zum Jahr 2007 auf die Stickstoffbilanzüberschüsse abgeschätzt. Die abgebildeten Flächenzuwächse ergeben sich vorrangig aus dem angestrebten Förderflächenausbau der Grünlandextensivierung sowie des Anbaus von Zwischenfrüchten und Untersaaten sowie von extensiven Kulturen, dem Einsatz von grundwasserschonender Ausbringungstechnik und den ab 2009 neu implementierten Maßnahmen der grundwasserschonenden Landbewirtschaftung. Aus den regionalen Förderflächenzuwächsen, bzw. -reduktionen und den Umsetzungspotenzialen sowie Vorgaben der jeweiligen Maßnahme ergibt sich die Stickstoffreduktionswirkung. Regionale Wirkungseinbußen bzw. -minderungen sind vorrangig auf die Rückumwandlung der geförderten Grünlandflächen in Ackerland zurückzuführen. Landesweit wird so im Mittel eine Stickstoffreduktionswirkung von 1,16 kg/ha LF in der Förderperiode von 2007 bis 2021 für das Baseline-Szenario 2021 als Wirkung der zusätzlichen Maßnahmen zum Gewässerschutz auf die Stickstoffbilanzüberschüsse 2021 angerechnet. Es wird deutlich, dass in den weiten Teilen Niedersachsens die Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse, basierend auf Agrarumweltmaßnahmen, niedriger als 2,5 kg N/ha ausfallen.

Karte 66: Wirkungspotenziale der bis 2013 angestrebten Förderungsflächen des Agrarumweltprogramms der Förderperiode 2007/2013 im Vergleich zum Jahr 2007 auf die Stickstoffbilanzüberschüsse



Quelle: Eigene Berechnung.

8.2.4 Szenarien zur Umsetzung der Düngeverordnung im Rahmen des Baseline-Szenarios 2021

Im Jahr 2006 wurde die Düngeverordnung (DüV) von 1996 novelliert. Eine weitere Novellierung der DüV ist derzeit geplant, die bisherigen Überlegungen wurden in den Berechnungen jedoch nicht berücksichtigt, da sie zu diesem Zeitpunkt nicht verabschiedet waren. Durch die Düngeverordnung wird die gute fachliche Praxis bei der Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln auf landwirtschaftlich genutzten Flächen geregelt. Im Hinblick auf den Nährstoffeinsatz sind von landwirtschaftlichen Betrieben zwei Restriktionen einzuhalten. Bei Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft dürfen sowohl auf Acker- als auch auf Grünland nur bis zu 170 kg N/ha LF ausgebracht werden, wobei unter besonderen Bedingungen bis zu 230 kg N/ha LF Grünland auf Antrag zulässig sind. Des Weiteren hat der Betriebsinhaber jährlich einen Nährstoffvergleich für das abgelaufene Düngejahr als Flächenbilanz oder aggregierte Schlagbilanz zu erstellen und zusammenzufassen. Diese Bilanz darf bei Phosphor im Schnitt von sechs Jahren eine Grenze von 20 kg/(ha LF·a) und bei Stickstoff ab 2009 im Dreijahresdurchschnitt 60 kg/ha LF und Jahr jeweils unter Berücksichtigung von Stall-, Lager- und Ausbringungsverlusten nicht überschreiten (Düngeverordnung 2007).

Für die Implementierung der Düngeverordnung (DüV)[5] im Baseline-Szenario 2021 müssen im Rahmen des Projektes Annahmen zum Grad und zur Form der Umsetzung der Düngeverordnung gemacht werden. Da für den aktuellen Stand keine Daten zur Umsetzung der DüV in den Bundesländern vorliegen, wurde im projektbegleitenden Arbeitskreis beschlossen, dass von einer vollständigen Umsetzung der Düngeverordnung ausgegangen wird. Seit 2009 sollen laut DüV u. a. landwirtschaftliche Betriebe eine Hoftorbilanz von 60 kg N/ha im Dreijahresmittel nicht überschreiten. Es wird davon ausgegangen, dass die Umsetzung der Düngeverordnung auch im Baseline-Szenario 2021 fortgesetzt wird. Nach den Berechnungen der Stickstoffbilanz für das Jahr 2021, ohne die Umsetzung der Düngeverordnung (unter Einbezug der Annahmen zum Baseline-Szenario und zur Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen wie oben beschrieben), liegen jedoch einige Gemeinden in Niedersachsen im Mittel über 60 kg N/ha. Diese Überschüsse müssten demnach entweder abgebaut oder in andere Regionen umverteilt werden. Eine Umverteilung wird in der Regel gegenüber einem Abbau mit höherer Wahrscheinlichkeit zu realisieren sein. Diese Umverteilung kann am ehesten über den Transport von Wirtschaftsdünger erfolgen. Im Folgenden werden daher drei Szenarien untersucht, bei denen vorzugsweise ein Transport von Wirtschaftsdünger über verschiedene Distanzen angenommen wird:

- Das erste Szenario beinhaltet eine Umverteilung des Wirtschaftsdüngers, die sich maximal auf den eigenen Landkreis bezieht
- Beim zweiten Szenario ist eine Umverteilung des Wirtschaftsdüngers auch über den Landkreis hinaus bis zum Nachbarkreis möglich (entspricht einem Umkreis von max. 40 km)
- Im dritten Szenario ist eine Umverteilung des Wirtschaftsdüngers im Umkreis von max. 80 km möglich

Die Umverteilung erfolgt solange, bis auch in den aufnehmenden Nachbarlandkreisen die maximale Menge von 60 kg N/ha erreicht ist. Je nachdem, wie weit Wirtschaftsdünger umverteilt bzw. transportiert werden kann, müssten die verbliebenden, nicht umzuverteilenden überschüssigen Mengen durch andere Maßnahmen (z. B. Viehabbau, weniger Einsatz von Mineraldünger) abgebaut werden. Durch die vereinfachten Annahmen zu Transportwegen und entstehenden Kosten spiegeln die folgenden Ergebnisse nur eine grobe Größenordnung von Wirtschaftsdüngermengen und ökonomischen Kosten wider.

[5] Die Hoftorbilanz nach DüV liegt im deutschen Durchschnitt unterhalb der hier beschriebenen Flächenbilanz. Es wurde in den Berechnungen angenommen, dass die Flächenbilanz 60 kg N/ha nicht überschreiten darf, um die tatsächlichen Austräge aus dem System, die für die hydrologischen Modelle relevant sind, zu berücksichtigen. Unter Berücksichtigung der Unterschiede zur Hoftorbilanz dürfte der Handlungsbedarf etwas höher ausfallen.

Szenario 1

Umsetzung der Düngeverordnung durch Export von überschüssigem Wirtschaftsdünger im selben Landkreis (nur eigener Landkreis)

Bei diesem Szenario verteilen Gemeinden, die einen Stickstoffüberschuss größer als 60 kg N/ha LF aufweisen, ihre überschüssigen Mengen an Nachbargemeinden desselben Landkreises, die unter 60 kg N/ha LF bis maximal 60 kg N/ha LF liegen. Wenn ein Landkreis im Durchschnitt über 60 kg N/ha LF liegt und somit nicht alle Überschüsse an Nachbargemeinden abgegeben werden können, wird angenommen, dass Stickstoff durch andere, nicht explizit abgebildete Maßnahmen reduziert werden muss. Dies bedeutet inhaltlich, dass Stickstoffüberschüsse bis 2021 durch einen Abbau der Tierbestände oder weniger Mineraldüngereinsatz erreicht werden müssen, was in der Umsetzung u. a. politisch schwierig sein dürfte. Der Einsatz von weniger Mineraldünger ist z. B. in der Praxis schwierig, da einige Kulturen im Vorfeld nur bedingt Wirtschaftsdünger vertragen, die Qualitätsdüngung mit organischem Dünger nur bedingt möglich ist und die Substitution von Mineraldünger durch organische Dünger eine neue Technik mit entsprechenden Kosten voraussetzt. Ein weiterer kritischer Punkt ist, dass in diesem Szenario Gemeinden an Landkreisgrenzen Wirtschaftsdünger nicht an Nachbargemeinden eines anderen Landkreises verteilen können. Eine Umverteilung innerhalb desselben Landkreises führt dazu, dass Wirtschaftsdünger durchschnittlich maximal 20 km transportiert werden würde, was nach derzeitigem Stand die übliche Praxis widerspiegelt. Für das Land Niedersachsen bedeutet dieses Szenario, dass die Entfernung von 20 km für den Wirtschaftsdüngertransport nicht ausreicht, um die überschüssigen Mengen an Wirtschaftsdünger so zu verteilen, um unter die 60 kg N/ha-Grenze zu kommen. Es verbleiben in der Baseline 2021 weiterhin 39.500 t N, die durch andere Maßnahmen reduziert werden müssten.

Szenario 2

Umsetzung der Düngeverordnung durch Export von überschüssigem Wirtschaftsdünger im selben Landkreis und darüber hinaus bis zu 40 km Umkreis (eigener und benachbarter Landkreis)

Bei diesem Szenario verteilen Gemeinden, die einen Stickstoffüberschuss >60 kg N/ha LF aufweisen, ihre überschüssigen Mengen an Nachbargemeinden desselben Landkreises, die unter 60 kg N/ha LF liegen, bis maximal 60 kg N/ha LF (wie DüV-Szenario 1). Wenn ein Landkreis im Durchschnitt über 60 kg N/ha LF liegt und somit nicht alle Überschüsse an Nachbargemeinden abgegeben werden können, werden diese in angrenzende Landkreise verteilt, was zu einer Umverteilung bis zu ca. 40 km führt. Ein Transport von bis zu max. 40 km würde nach Kreins et al. (2007) Transportkosten von 8 €/t Gülle nach sich ziehen. Unterstellt man z. B. einen Deckungsbeitrag von ca. 140 €/Schweinegroßvieheinheit für die Schweinemast und einen Anfall von Gülle von 15 m³/Jahr/Schweine-GVE, so würde ein Transport von Schweinegülle bis 40 km fast den gesamten Deckungsbeitrag aufzehren. Für das Bundesland Niedersachsen würde dieses Szenario 2 bedeuten, dass die 40 km nicht ausreichen, um den überschüssigen Wirtschaftsdünger komplett zu verteilen und das daher noch zusätzlich 38.000 t N durch andere Möglichkeiten reduziert werden (7 % weniger als im Szenario 1). Wenn man diese Menge der Stickstoffausscheidungsmenge aus

der Tierhaltung gegenüberstellt und auf die Tierbestände zurückbezieht, würde dies eine Reduktion der Großvieheinheiten um ca. 450.000 Großvieheinheiten bzw. um ca. 15 % bedeuten.

Szenario 3

Umsetzung der Düngeverordnung durch Export von überschüssigem Wirtschaftsdünger im selben Landkreis und darüber hinaus bis zu 80 km (eigener und Nachbarkreis sowie übernächster Kreis)

Dieses Szenario ist ähnlich aufgebaut wie das Szenario 2, jedoch mit einer Umverteilung bis zu ca. 80 km, durch Umverteilung von Wirtschaftsdünger in den Nachbarkreis und in den daran angrenzenden Kreis. Ein Transport von bis zu max. 80 km würde nach Kreins et al. (2007) Transportkosten von 13 €/t Gülle nach sich ziehen. Dies ist bei den derzeitigen Deckungsbeiträgen ökonomisch nicht sinnvoll, weil der verbleibende Deckungsbeitrag nicht für eine hinreichende Entlohnung der Produktionsfaktoren ausreicht und somit u. a. Neuinvestitionen nicht möglich sind. Allerdings könnte zukünftig die Transportwürdigkeit von Wirtschaftsdünger durch Verfahren wie Separation steigen. Auch bei dieser Variante reichen die Transportwege nicht aus, um die Überschüsse in den Gemeinden von Niedersachsen zu verteilen, was wiederrum bedeutet, dass dies z. B. durch weniger Tierproduktion oder weniger Mineraldüngereinsatz erreicht werden könnte. Für das Bundesland Niedersachsen müssten daher auch noch 35.000 t N reduziert werden, rund 15 % weniger als in Szenario 1.

In Tabelle 17 werden die Transportwege, der umverteilte Wirtschaftsdünger sowie der überschüssige Wirtschaftsdünger gegenübergestellt.

Tabelle 17: Szenarien zum Transport von Wirtschaftsdünger

	Beschreibung	Wirtschaftsdünger-transportwege	Wirtschaftsdüngermenge, die transportiert wird	Überschüssiger Wirtschaftsdünger, der abgebaut werden muss
		km	t N	t N
Szenario 1	Innerhalb desselben Landkreises	20	1.500	39.500
Szenario 2	Bis zum anliegenden Landkreis	40	3.000	38.000
Szenario 3	Transport bis max. 80 km	80	6.000	35.000

Quelle: Eigene Berechnung.

Für die anschließenden Berechnungen der Nährstoffeinträge wurde beschlossen, die Analysen auf dem zweiten Szenario der Umsetzung der Düngeverordnung aufzubauen. Dies bedeutet, dass, um die resultierende Reduktion der Stickstoffbilanzen zu realisieren, eine Reduktion der gesamten Mineraldüngereinsatzmengen oder aber der Tierbestände im Einzugsgebiet um etwa 15 % notwendig wäre. In den betroffenen Regionen (2021 Stickstoffsaldo >60 kg N/ha LF, wenn keine Umsetzung der DüV) würden diese Anpassungsmaßnahmen mit erheblichen ökonomischen Effekten einhergehen. Bezogen auf die Tierbestände beträfe dies in den meisten Regionen eine Reduktion um (deutlich) mehr als 100 GVE. Dies würde allerdings mit erheblichen ökonomischen Verlusten einhergehen, und es ist daher nicht zu erwarten, dass es politisch umsetzbar ist.

8.2.5 Auswirkungen der erwartbaren Anpassungen in der Landwirtschaft auf die Nährstoffüberschüsse

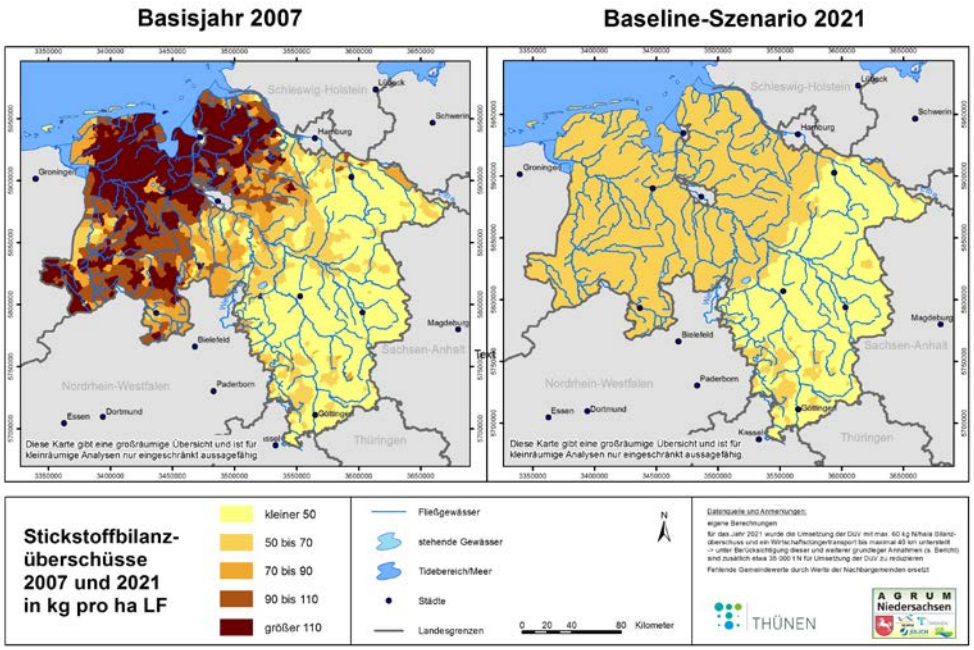
Die Auswirkungen der oben genannten Entwicklungen auf die Nährstoffüberschüsse im Jahr 2021 sind regional sehr unterschiedlich. Insgesamt verblieben im Jahr 2007 rund 200.000 t Stickstoff auf dem Feld, bezogen auf die gesamte LF entspricht dies 78 kg N/ha. Die oben diskutierten Entwicklungen führen insgesamt zu einer Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse um 35 % auf 130.000 t Stickstoffüberschüsse pro Jahr, bzw. auf 49 kg N/ha. Dies ist eine Reduktion der Stickstoffüberschüsse um 28 kg N/ha, wobei davon 16 kg N/ha auf die Umsetzung der Düngeverordnung unter den Annahmen des Szenarios 2 zu Wirtschaftsdüngertransporten, 10,5 kg N/ha auf die weiteren Entwicklungen und 1,6 kg N/pro ha auf die Agrarumweltmaßnahmen zurückzuführen sind (s. Tabelle 18).

Tabelle 18: Entwicklung der Stickstoffüberschüsse 2021 und die wichtigsten Anpassungen

	t	% 2021/2007
N-Bilanz 2007	202.500	
N Bilanz 2021 mit DüV und AUM	133.000	34
davon:		
Allgemeine agrarpolitische Entwicklungen	29.000	14
N-Entzug der Pflanzen		5
Wirtschaftsdüngeranfalll		2
Rückgang Mineraldünger		3
Sonstiges (Rückgang NH_4 Verluste, ..)		3
Grundlegende Maßnahmen		
Umsetzung der DÜV	38.000	19
Weiterführende Maßnahmen	3.000	2
Fortführung von Agrarumweltmaßnahmen bis 2020		

Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 67: Stickstoffflächenbilanzüberschüsse im Basisjahr 2007 (links) und im Baseline-Szenario 2021 (rechts) (kg N/ha LF ohne atmosphärische Deposition)



Quelle: Eigene Berechnung.

8.3 Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2021 auf die Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer

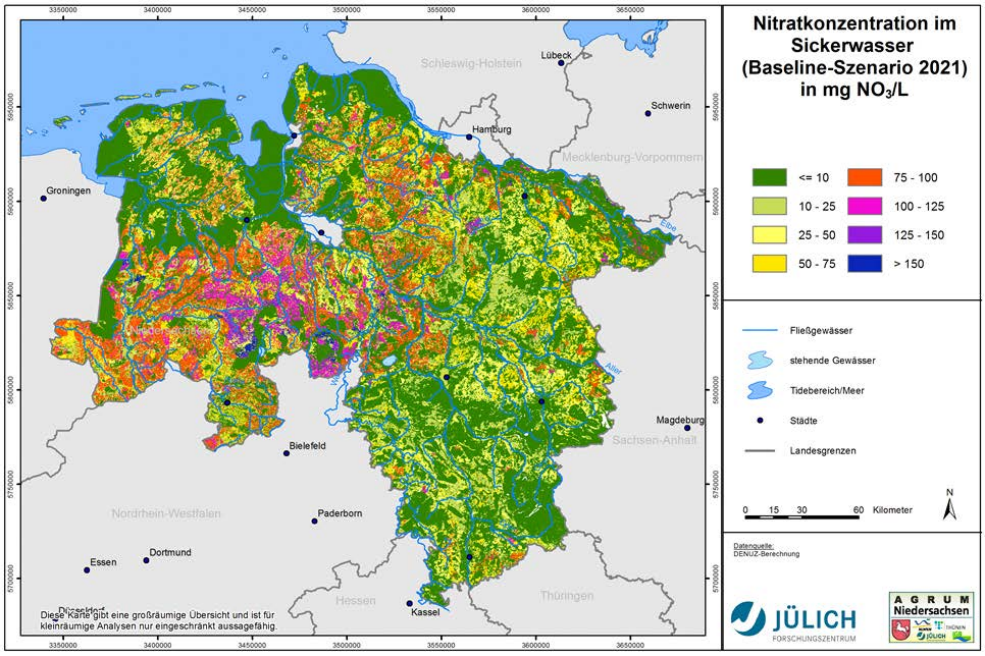
8.3.1 Stickstoffeinträge in die Grundwasserkörper

Zur Analyse der möglichen Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2021 auf die Stickstoffeinträge in die Grundwasserkörper wurden die vom Thünen-Institut für Ländliche Räume berechneten Stickstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft für 2021 sowie die durch atmosphärische Deposition prognostizierten Stickstoffmengen mit dem Modellen GROWA-DENUZ verknüpft. Dabei beinhaltet das Baseline-Szenario die Annahmen aus Kapitel 8.2 inklusive einer Umsetzung der Düngeverordnung nach Szenario 2 aus Kapitel 8.2.4.

Zusätzlich beinhalten die nachfolgenden Berechnungen des Baseline-Szenarios eine 25%ige Reduktion der atmosphärischen Deposition. Dies beruht auf der Annahme, dass es durch verbesserte Gülletechniken bzw. durch Reduktion der Viehbestände zu einer Reduktion der N-Ausgasung aus Wirtschaftsdüngern kommt. Da diese Reduktion nicht nur in Niedersachsen erfolgen wird, sondern grenzüberschreitend, wird davon ausgegangen, dass sich die verringerte N-Immission in die Atmosphäre bzw. die spätere N-Deposition flächendeckend in gleicher Weise auswirkt. Auf diese Weise verringert sich die atmosphärische Deposition der Ausgangssituation 2007 von 120.330 t N für das Baseline-Szenario 2021auf 90.250 t N, was insgesamt rund 30.080 t N ausmacht.

Um eine direkte Vergleichbarkeit mit den für 2007 ermittelten Stickstoffeinträgen in das Grundwasser zu gewährleisten, wurden ansonsten alle anderen Modellparametrisierungen sowie alle übrigen Eingabegrößen des Modells konstant gehalten. Letzteres betrifft vor allem die den Wasserhaushalt antreibenden Klimaparameter (Niederschlag und potenzielle Verdunstung), aber auch die regionale Verteilung der Landnutzung. Da Gebietskulissen für die Flächen, in denen 2021 eine zusätzliche N-Mobilisierung im Boden durch Grünlandumbruch und den Anbau von Biogasmaisanbau sowie die Immobilisierung durch Grünlandzunahme nicht vorliegen, konnte die „Netto-Mobilisierung und Immobilisierung im Boden“ (LBEG) jedoch bei der Ermittlung der Stickstoffausträge aus dem Boden für das Baseline-Szenario 2021 nicht berücksichtigt werden. Die entsprechende für 2021 zu erwartende Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Zugrundelegung der mittleren langjährigen hydrologischen Bedingungen ist in Karte 68 dargestellt.

Karte 68: Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser (Baseline-Szenario 2021) auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

Gemittelt über das gesamte Bundesland ergibt sich durch die Implementierung der Maßnahmen des Baseline-Szenarios ein Rückgang der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von im Mittel ca. 45 mg NO_3/l auf im Mittel ca. 27 mg NO_3/l. Betrachtet man nur die landwirtschaftlich genutzten Flächen, so stellt man im Mittel einen Rückgang von ca. 65 mg NO_3/l auf ca. 41 mg NO_3/l fest. Für manche Bereiche Niedersachsens, vor allem im Westteil, werden also weiterhin Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von mehr als 50 mg NO_3/l auftreten (s. Karte 68).

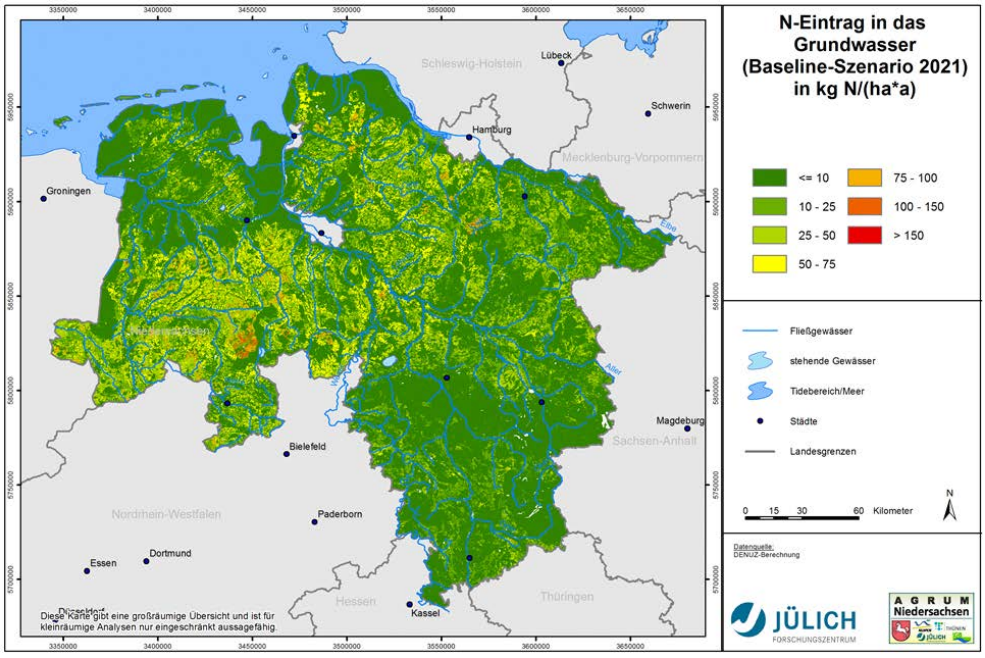
Wie zu erwarten, werden die Maßnahmen des Baseline-Szenarios 2021 in den überwiegend forstwirtschaftlich genutzten Regionen keine großen Auswirkungen haben. Für den durch inten-

sive Viehhaltung geprägten Westteil Niedersachsens darf eine Verminderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser von bis zu 50 mg/l und mehr erwartet werden, während für kleinere Bereiche (z. B. entlang des Flusslaufs der Weser) eine Zunahme der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser um bis zu ca. 25 mg NO_3/l zu erwarten ist.

Entsprechend des Abflussverhältnisses wird die mit dem Sickerwasser aus dem Boden ausgewaschene Nitratmenge auf die Direktabflusskomponenten und die Grundwasserneubildung aufgeteilt. In Karte 69 sind zunächst die durch das Baseline-Szenario 2021 zu erwartenden Stickstoffeinträge in das Grundwasser dargestellt.

Wie zu erwarten, macht sich eine Reduzierung der Stickstoffeinträge in das Grundwasser vor allem in den Regionen bemerkbar, in denen die Grundwasserneubildung bzw. der Grundwasserabfluss die dominierende Abflusskomponente darstellt. Aus diesem Grunde ergeben sich hierdurch, wie Karte 69 zeigt, fast ausschließlich im Nordwestteil Niedersachsens verminderte Stickstoffeinträge, die häufig im Bereich zwischen 10 kg/(ha·a) und 25 kg/(ha·a) liegen. Aufsummiert über die gesamte Landesfläche reduzieren sich die Stickstoffeinträge in das Grundwasser um ca. 37.050 t N/a, was einer mittleren Reduktion des Stickstoffeintrags in das Grundwasser von etwas weniger als ca. 6 kg N/(ha·a) entspricht.

Karte 69: Stickstoffeinträge in das Grundwasser 2021 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

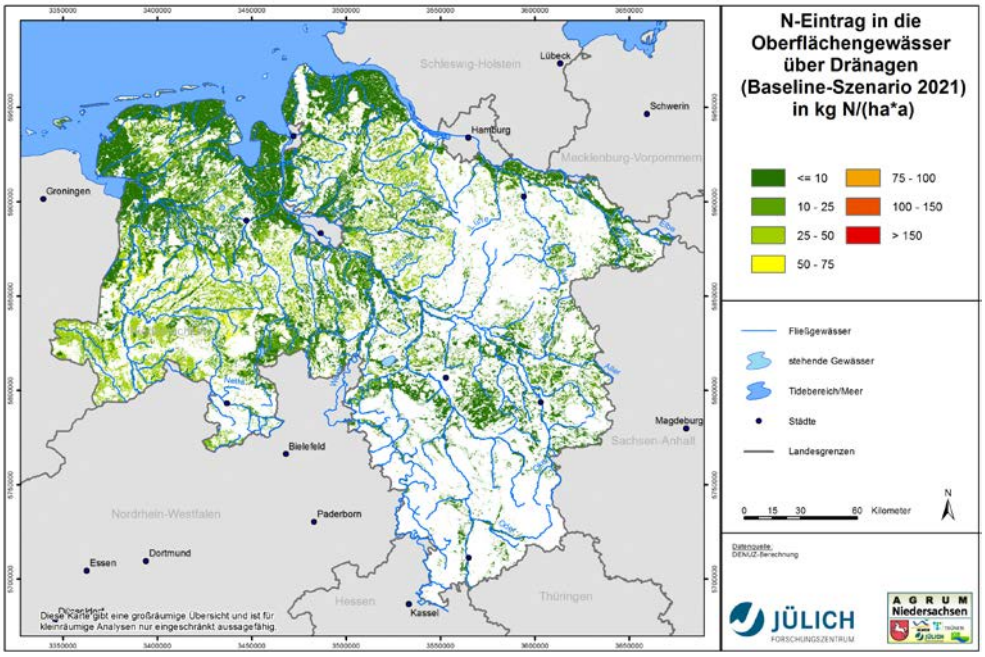
8.3.2 Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer

Wie im Anhang A.3.2 ausgeführt, wird beim GROWA-Modell davon ausgegangen, dass die verlagerbaren Stickstoffausträge aus dem Boden nach der Passage der Wurzelzone festgelegt sind, sodass sich die Stickstoffeinträge in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer entsprechend den Ergebnissen des GROWA-Modells für das Verhältnis Grundwasserneubildung/Direktabfluss aufteilen. Ein Teil gelangt über den Direktabfluss, d. h., die schnell abfließenden Wasserhaushaltskomponenten (Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss und Abfluss über Dränagen), ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer. Für diesen Anteil wird der reaktive Stickstofftransport im Aquifer berücksichtigt. Im Folgenden wird dargestellt, in welcher Weise sich die Maßnahmen des Baseline-Szenarios 2021 auf die regionalen Stickstoffeinträge für die drei wichtigsten diffusen Eintragspfade (Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und Abfluss über Dränagen) auswirken.

8.3.2.1 Stickstoffeinträge über Dränagen

Karte 70 zeigt, dass sich die Stickstoffausträge in die Oberflächengewässer in allen Regionen, in denen sich die Stickstoffbelastung der Böden durch die Maßnahmen des Baseline-Szenarios reduziert hat, vermindern werden. Hierbei ist ein Bezug zum Anteil des Direktabflusses am Gesamtabfluss und zur absoluten Höhe der Veränderung der verlagerbaren Stickstoffausträge aus dem Boden festzustellen. Da sich die Maßnahmen des Baseline-Szenarios vor allem auf die Stickstoffüberschüsse in den intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten im Nordwestteil Niedersachsens auswirken, treten vor allem die Teilregionen hervor, in denen der Abfluss über Dränagen dominiert. Dort können die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Dränagen um bis zu 50 kg N/(ha·a) reduziert werden. Aufsummiert über die gesamte Landesfläche reduzieren sich die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Dränagen um etwa die Hälfte, sodass insgesamt noch ca. 16.100 t N/a über Dränagen in die Oberflächengewässer eingetragen werden. Dies entspricht einer mittleren Reduktion des Stickstoffeintrags in die Oberflächengewässer von ca. 10 kg N/(ha·a).

Karte 70: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Dränagen 2021 auf Rasterbasis (100 x 100 m)

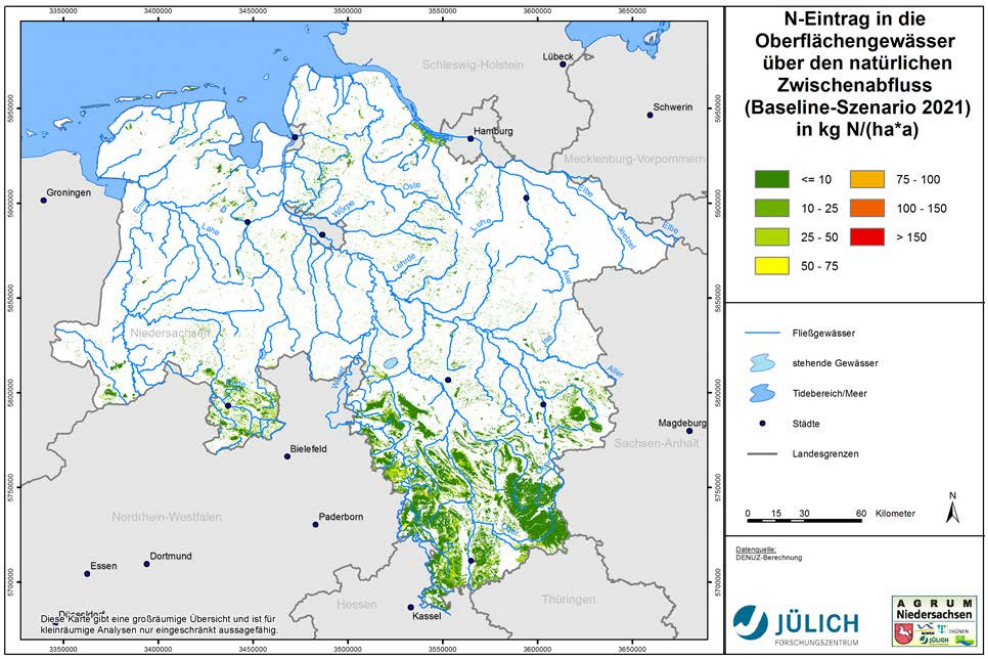


Quelle: Eigene Berechnung.

8.3.2.2 Stickstoffeinträge über den natürlichen Zwischenabfluss

Karte 71 zeigt, dass die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss vor allem den Südteil Niedersachsens betreffen. Dort führen die Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2021 auf die Austräge mit dem natürlichen Zwischenabfluss im Landesmittel zu einer Reduktion in einer Größenordnung von ca. 3 kg N/(ha·a), wodurch sich die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss insgesamt um ca. 1.200 t/a reduzieren. Der gesamte Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss liegt dadurch 2021 bei ca. 4.800 t N/a.

Karte 71: Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss 2021 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



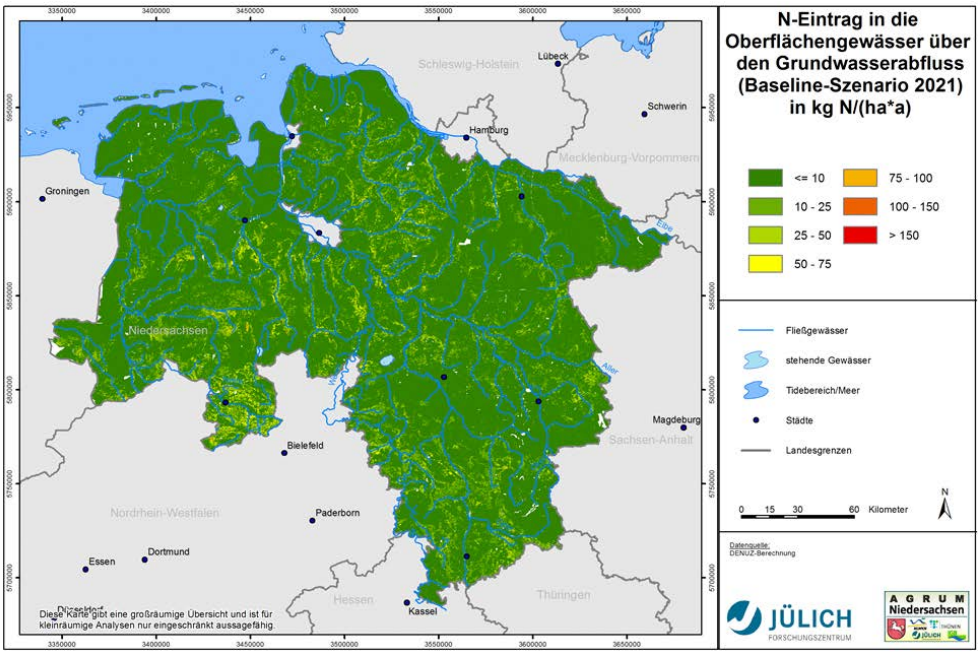
Quelle: Eigene Berechnung.

8.3.2.3 Stickstoffeinträge über den Grundwasserabfluss

Wie aus Karte 72 hervorgeht, führt das Baseline-Szenario 2021 zu einer in einigen Regionen signifikanten Reduktion der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bzw. der Stickstoffeinträge in das Grundwasser. Ob und in welcher Höhe diese Stickstoffeinträge die Vorfluter erreichen, hängt von den nitratabbauenden Eigenschaften der Aquifere sowie von den Verweilzeiten des Grundwassers ab.

Aufgrund der Halbwertzeit des Nitratabbaus (zwischen 0,3 und zwei Jahren) können bei ausreichend hoher Fließzeit im Grundwasser große Mengen an Nitrat abgebaut werden. Dementsprechend sind die Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2021 im Hinblick auf die grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer für das Norddeutsche Tiefland relativ gering (s. Karte 72).

Karte 72: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

Aufsummiert über die gesamte Landesfläche reduzieren sich die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über das Grundwasser um mehr als 10.500 t N/a, was einer mittleren Reduktion des Stickstoffeintrags in die Oberflächengewässer über das Grundwasser von etwa 2 kg N/(ha·a) entspricht. Insgesamt werden im Baseline-Szenario 2021 18.100 t N/a über das Grundwasser eingetragen.

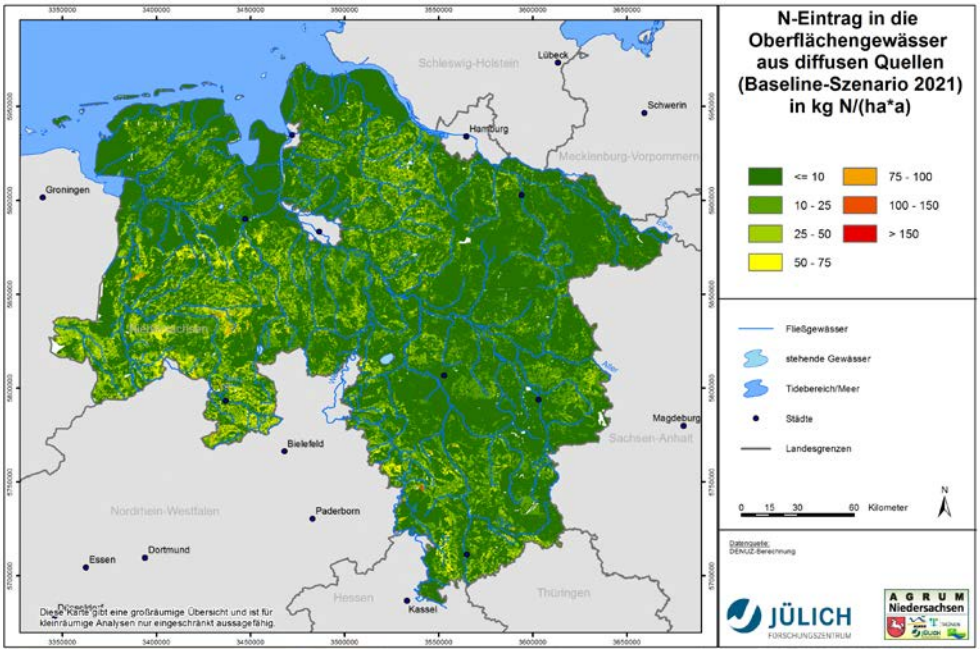
Es besteht die Gefahr, dass sich das Denitrifikationspotenzial der im Norden der Flussgebietseinheit auftretenden reduzierten Aquifere durch gleichbleibend hohe Stickstoffeinträge aufbrauchen wird. Die Folge wäre ein sprunghafter Anstieg der Nitratgehalte im Grundwasser bzw. der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer (Nitratdurchbruch). In Regionen, in denen nitratabbauende Aquifere auftreten, sollte also nicht davon abgesehen werden, die Stickstoffeinträge in das Grundwasser zu vermindern. Nur durch verringerte Stickstoffeinträge kann das reaktive Stoffdepot der reduzierten Aquifere (vor allem Pyrit), das durch die Denitrifikation irreversibel aufgebraucht wird, geschont werden und möglichst lange erhalten bleiben.

8.3.2.4 Stickstoffeinträge über alle diffusen Eintragspfade

Wie aus Karte 73 hervorgeht, wirkt sich das Baseline-Szenario 2021 v. a. in den intensiv landwirtschaftlich genutzten und durch Dränagen dominierten Gebieten aus. Hier sind Reduzierungen der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer von z. T. über 50 kg/(ha·a) zu erwarten. Im Südteil

Niedersachsens wirken sich die Eintragspfade Grundwasser und v. a. natürlicher Zwischenabfluss auf die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus. Insgesamt ist mit einer Reduktion der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über alle diffusen Eintragspfade von ca. 29.500 t N/a zu rechnen, sodass die Gesamtsumme 2021 bei ca. 42.000 t N/a liegt.

Karte 73: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über alle diffusen Eintragspfade 2021 auf Rasterbasis (100 x 100 m)



Quelle: Eigene Berechnung.

8.3.2.5 Stickstoffeinträge aus Punktquellen und urbanen Systemen

Die Eintragspfade „Urbane Systeme“ und „Punktquellen“ werden im Baseline-Szenario einzig durch die angenommene Änderung der atmosphärischen Deposition beeinflusst (s. auch Kapitel 8.3.1). Für die urbanen Systeme konnte das Szenario direkt über reduzierte Depositionsraten abgebildet werden. Diese werden jedoch nicht für Kleinkläranlagen angenommen, da hier allein häusliche Abwässer berücksichtigt werden und keine zusätzlichen versiegelten Flächen. Für Punktquellen wurden für das Jahr 2007 die Einleitungen über das bereitgestellte Kläranlageninventar ermittelt. Da hier Einleitungen von sowohl angeschlossenen versiegelten Flächen als auch von Haushalten enthalten sind, wurde eine Änderung der Ablaufkonzentrationen abgeschätzt. Hierzu wurde die Konzentrationsänderung in Mischkanalisationsüberläufen für das Basisjahr 2007 und bei reduzierter atmosphärischer Deposition betrachtet. Die Verwendung der Mischkanalisationsüberlaufkonzentrationen ergibt sich aus der Tatsache, dass hier sowohl häusliche Abwässer und Abschwemmung von versiegelten Flächen enthalten sind, für die angenommen wurde, dass sie sich ähnlich zusammensetzen wie bei Kläranlagen.

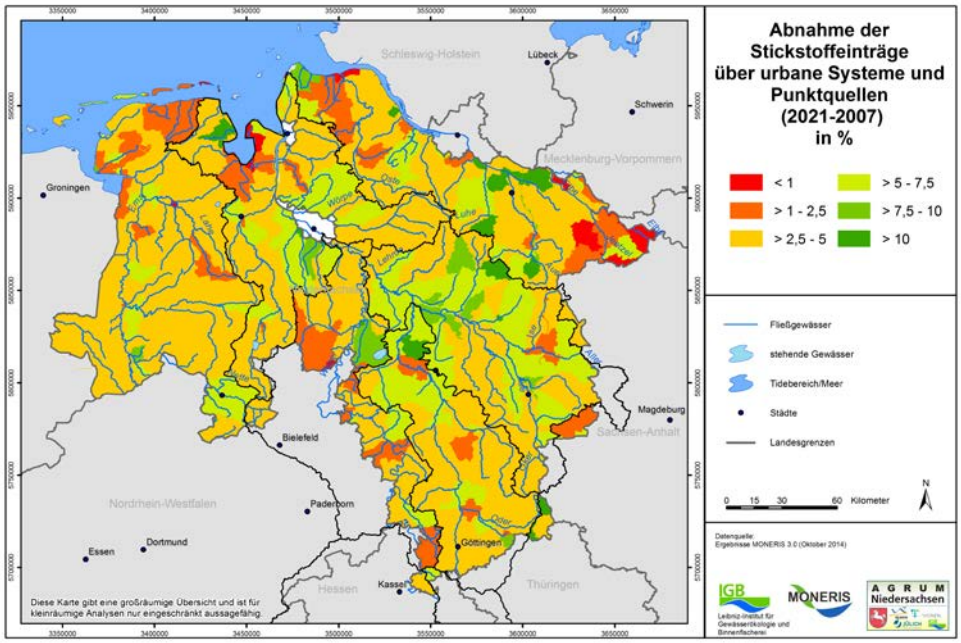
Insgesamt nehmen durch die reduzierte atmosphärische Deposition die Stickstoffeinträge durch urbane Systeme und Punktquellen um 4 % (670 t/a) ab (Tabelle 19, Karte 74). Aufgrund der räumlichen Verteilung der atmosphärischen Deposition, der versiegelten urbanen Fläche und der verwendeten Abwassersammel- und -behandlungssysteme kann die Eintragsänderung zwischen den Systemen und Flussgebietseinheiten jedoch stark unterschiedlich ausfallen. So ergeben sich für die Trennkanalisation und nicht angeschlossene urbane Flächen, die neben Laubfall und Exkrementen von Stadttieren maßgeblich durch die Deposition gesteuert werden, die stärksten Änderungen. Bezogen auf die Flussgebietseinheiten mitteln sich die Unterschiede zwischen den Systemen jedoch weitestgehend heraus, sodass die Änderungen sehr ähnlich sind und nur für die Elbe etwas geringer ausfallen.

Tabelle 19: Änderung der Stickstoffeinträge über urbane Systeme und Punktquellen im Vergleich vom Basisjahr (2007) und dem Baseline-Szenario 2021 in Niedersachsen und den beteiligten Flussgebietseinheiten

Änderung in %		NI-Gesamt	Flussgebietseinheit			
			Rhein	Ems	Weser	Elbe
Trennkanalisation		-16,4	-18,1	-17,6	-16,1	-15,5
Mischwasserentlastung		-0,7	-1,1	-0,9	-0,6	-0,7
Kleinkläranlagen	Rohr/Graben	0	0	0	0	0
	Boden-Grundwasserpassage	0	0	0	0	0
Nicht-angeschlossene urbane Flächen	Boden-Grundwasserpassage	-21,6	-22,5	-22,2	-21,8	-19,4
Nur an die Kanalisation angeschlossen		-5,1	-9,0	-6,8	-4,3	-6,0
Abflusslose Gruben	(nicht an Kläranlagen abgeführter Anteil)	0	0	0	0	0
Summe urban (ohne Punktquellen)		-5,1	-4,1	-4,4	-5,9	-4,3
Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter		-0,8	-1,2	-1,0	-0,7	-0,7
Summe der Änderungen		**-3,5**	**-3,5**	**-3,5**	**-3,7**	**-3,0**

Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 74: Abnahme der Stickstoffeinträge über urbane Systeme unter einer reduzierten atmosphärischen Deposition im Baseline-Szenario 2021 im Vergleich zum Basisjahr 2007 auf Teileinzugsgebietsebene.



Quelle: Eigene Berechnung.

8.4 Auswirkungen des Baseline-Szenarios auf die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer

Die angenommenen Änderungen und Effekte auf die Stickstoffeinträge für das Baseline-Szenario wurden in den vorherigen Kapiteln bereits im Einzelnen beschrieben. Diese Ergebnisse werden in diesem Kapitel zusammengefasst und der Effekt des Szenarios auf die Gesamteinträge dargestellt.

Nach Zusammenführung der Modellergebnisse nach FZJ und IGB ergeben sich in Niedersachen für das Baseline-Szenario Stickstoffgesamteinträge in Höhe von 49.070 t/a. Dies bedeutet eine Abnahme um 29.650 t/a bzw. um 38 % im Vergleich zum Basisjahr 2007.

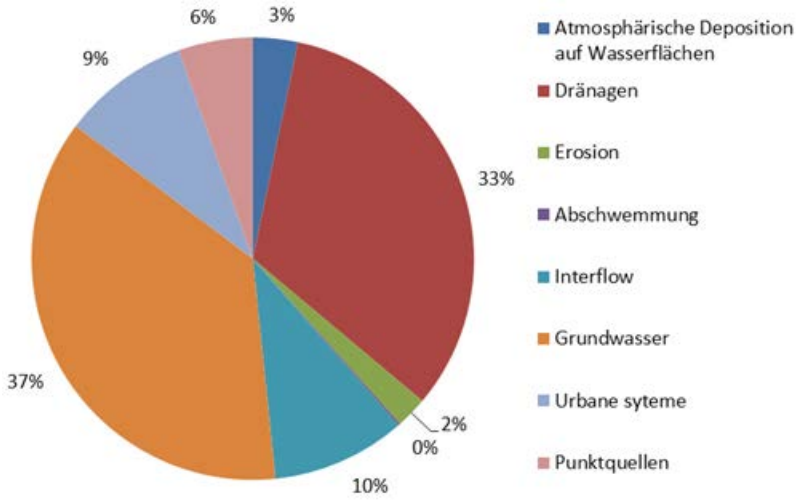
Tabelle 20 zeigt die Anteile der Eintragspfade an den Gesamtstickstoffeinträgen in die Oberflächengewässer Niedersachsens die sich unter Annahme des Baseline-Szenarios ergeben. Die deutliche Reduktion der Überschüsse und der atmosphärischen Deposition haben insbesondere einen Rückgang der Einträge über Dränagen, natürlichen Interflow und Grundwasser bewirkt, dennoch tragen die Pfade mit 79 % bzw. 39.010 t/a auch unter den Annahmen des Baseline-Szenarios den größten Teil der Stickstoffeinträge bei. Durch die Abnahme der diffusen Stickstoffeinträge gewinnen die Einträge aus urbanen Systemen und Punktquellen an Bedeutung, spielen jedoch mit 15 % immer noch eine eher untergeordnete Rolle.

Tabelle 20: Summe der mittleren Stickstoffeinträge über alle Eintragspfade (Baseline-Szenario 2021) in Niedersachsen und den vier Flussgebietseinheiten

Stickstoffeinträge in t/a		NI-Gesamt	Flussgebietseinheit			
			Rhein	Ems	Weser	Elbe
Atmosphärische Deposition auf Wasserflächen		1.610	40	460	890	220
Dränagen		16.110	1.430	7.010	5.520	2.150
Erosion		1.130	0	10	1.040	80
Abschwemmung		80	0	10	70	0
Interflow		4.800	50	510	3.980	260
Grundwasser	Landwirtschaft	18.100	440	4.020	11.120	2.520
Urbane syteme	Über Grundwasserpassage	3.220	150	1.150	1.450	470
	Kanalisation / Rohr	1.340	30	340	820	150
	Gesamt	4.570	190	1.490	2.270	620
Punktquellen		2.670	50	560	1.710	350
Gesamtsumme		**49.070**	**2.159**	**13.607**	**25.716**	**5.980**

Quelle: Eigene Berechnung.

Abbildung 19: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden unter Annahme des Baseline-Szenarios 2021

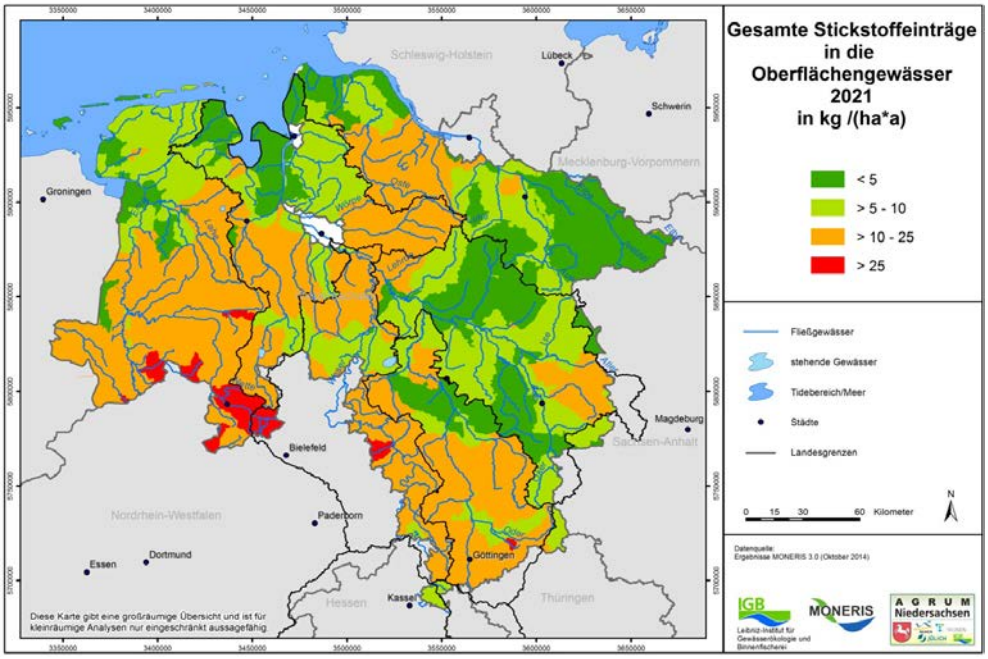


Quelle: Eigene Darstellung.

Der mittlere flächenspezifische Stickstoffeintrag beläuft sich auf 10,3 kg/(ha·a) mit einem 10 %- bzw. 90 %-Quantilwert von 2,4 kg/(ha·a) und 20,4 kg/(ha·a). Die mittleren flächenspezifischen Einträge liegen in den vier niedersächsischen Anteilen der Flussgebietseinheiten Rhein bei

1,1 kg/(ha·a), Ems bei 10,6 kg/(ha·a), Weser bei 8,4 kg/(ha·a) und Elbe bei 3,9 kg/(ha·a) (s. Karte 75).

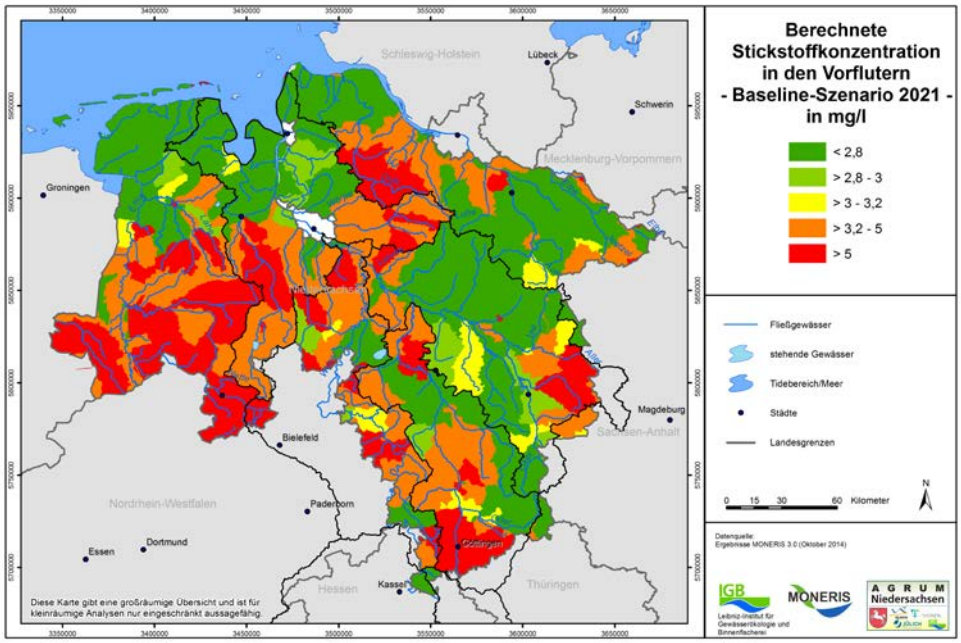
Karte 75: Gesamte Stickstoffeinträge in Niedersachsen unter Annahme des Baseline-Szenarios 2021 auf Teileinzugsgebietsebene



Quelle: Eigene Berechnung.

Da die gewässerinterne Retention als prozentualer Anteil an den Einträgen bzw. Frachten abgebildet wird, bleibt sie im Vergleich zum Basisjahr 2007 unverändert, da die Steuergrößen Wasserfläche, Wassertemperatur und Abflussbedingungen unverändert bleiben. Unter Berücksichtigung der reduzierten Stickstoffeinträge wurden die Frachten und Konzentrationen in den Oberflächengewässern für das Baseline-Szenario neu gerechnet. Im Vergleich zum Basisjahr 2007 nehmen die Stickstoffkonzentrationen, insbesondere im Bereich der Geest, ab (Karte 76). Während für 2007 nur in den wenigsten Teileinzugsgebieten Gesamtstickstoffkonzentrationen von unter 2,8 mg/l ermittelt wurden, liegt beim Baseline-Szenario eine Mehrzahl der Teileinzugsgebiete entlang der Küste und in der Lüneburger Heide unter 2,8 mg/l.

Karte 76: Berechnete mittlere Stickstoffkonzentrationen in den Vorflutern des Bundeslandes Niedersachsen unter Annahme des Baseline-Szenarios in 2021 auf Teileinzugsgebietsebene



Quelle: Eigene Berechnung.

8.5 Handlungsgebiete und Handlungsbedarf

8.5.1 Handlungsgebiete und Handlungsbedarf Grundwasser

Im Rahmen der Bestandsaufnahme der EG-WRRL zum Zustand der Oberflächengewässer und des Grundwassers (BMU, 2005) wurden unterschiedliche anthropogene Beeinträchtigungen und Eingriffe ermittelt, z. B. Abwassereinleitungen, Altlasten, Stoffeinträge aus Atmosphäre und Landwirtschaft sowie Wasserentnahmen. In der Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme wird weiterhin auf hohe Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft sowie diesen nachgeordnet aus Siedlungs- und Bergbaugebieten verwiesen (UBA, 2012). Weiterhin werden deutschlandweit in 90 % der Oberflächengewässer die Ziele der EG-WRRL nicht erreicht, es sollen jedoch bis 2015 die Ziele in 18 % der Oberflächenwasserkörper und 64 % der Grundwasserkörper erreicht werden (UBA, 2012).

Wie in Anhang A beschrieben, wurde der agroökonomisch-hydrologische Modellverbund RAUMIS-GROWA-WEKU zur flächendifferenzierten Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser eingesetzt. Dies erfolgte für langjährige Mittelwerte, basierend auf dem Stickstoffüberschussniveau 2007 bzw. auf den für 2021 zu erwartenden Stickstoffüberschüssen des Baseline-Szenarios 2021. Auf diese Weise wurden die 2007 bzw. 2021 zu erwartende Belastungssituation charakterisiert und Hot-spot-Flächen identifiziert.

In diesem Kapitel werden für die potenziellen Handlungsgebiete, in denen Maßnahmen über das Baseline-Szenario 2021 hinaus zur Zielerreichung notwendig sind, die maximal tolerierbaren Stickstoffüberschüsse quantifiziert, die nicht überschritten werden dürfen, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von unter 50 mg/l nachhaltig garantiert werden soll (Handlungsbedarf nach Grundwasserverordnung (GrwV 2010).

Gemäß der EG-WRRL sind die Grundwasserkörper so zu schützen, zu verbessern und zu sanieren, dass ein guter Zustand des Grundwassers erreicht wird. Die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser dürfen die nach anderen EU-Rechtsvorschriften geltenden Qualitätsnormen, insbesondere der Nitratrichtlinie (91/676/EWG), nicht überschreiten. Wesentliche Aussagen der Nitratrichtlinie fanden ihrerseits Eingang in die Grundwasserrichtlinie (GWRL, 2006/118/EG), eine Tochterrichtlinie der EG-WRRL. Für das AGRUM-Niedersachsen ist dabei der verbindliche Schwellenwert von 50 mg Nitrat/l maßgeblich, der einzuhalten ist, um die Ziele der EG-WRRL zu erreichen.

In reduzierenden Aquiferen werden trotz hoher Stickstoffeinträge oftmals nur geringe Nitratkonzentrationen im Grundwasser beobachtet. Der Grund hierfür sind Denitrifikationsprozesse. Diese können in Abwesenheit von Sauerstoff und der Anwesenheit von organischen Kohlenstoff- und/oder Pyritverbindungen bei genügend langer Verweilzeit des Nitrats im Aquifer zu einer signifikanten Reduzierung der Nitratkonzentration führen. Viele Aquifere im Norddeutschen Tiefland zeigen ein solches denitrifizierendes Verhalten (Wendland et al., 2005). Diese Tatsache sollte allerdings nicht zu dem Schluss verleiten, dass dadurch höhere Stickstoffeinträge in das Grundwasser als in nichtdenitrifizierenden Aquiferen erlaubt werden könnten. Der Nitratabbau im Grundwasser ist mit einem irreversiblen Verbrauch des reduzierenden Inventars des Aquifers (organischer Kohlenstoff, Pyrit) verbunden. Sind diese Stoffe verbraucht, ist ein Nitratabbau nicht mehr möglich, sodass die Nitratkonzentrationen im Grundwasser stark ansteigen können, was in der Vergangenheit auch schon für eine Reihe von Brunnen beobachtet wurde (Rohmann und Sontheimer, 1985).

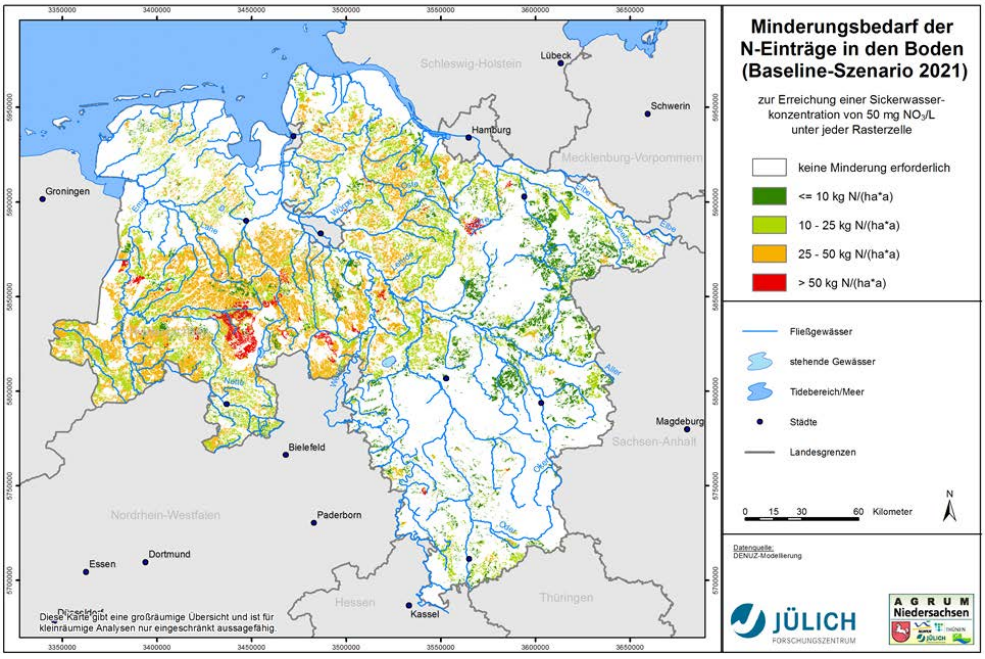
Damit die Denitrifikationskapazität des Grundwassers über einen möglichst langen Zeitraum erhalten bleibt, sollten die Stickstoffeinträge in das Grundwasser soweit wie möglich reduziert werden. Als ein Maß hierfür kann in erster Näherung die Nitratkonzentration im Sickerwasser dienen, da Konzentrationen im Grundwasser modellbedingt nicht abgebildet werden können. Im Modellvorhaben AGRUM Weser und dem Projekt AGRUM^{+} wurde als Modell-Bewirtschaftungsziel für das Grundwasser eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l festgelegt. Bei diesem Wert ist sichergestellt, dass die Qualitätsnorm nach GrwV in allen Fällen eingehalten werden kann, d. h. auch bei verbrauchter Denitrifikationskapazität und bei oxidierten Grundwässern ohne Denitrifikation.

Unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und einem konstanten Denitrifikationspotenzial im Boden ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser direkt durch die Höhe der Stickstoffüberschüsse bestimmt. Durch eine „Rückwärtsrechnung“ ist es dann möglich, den maximalen Stickstoffüberschuss aus der Landwirtschaft zu berechnen, der unter Berücksichtigung der atmosphärischen Stickstoffdeposition, der Stickstoffeinträge in nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen und der Denitrifikation im Boden im Jahr 2021 zu einer Nitratkonzentration im Sicker-

wasser von 50 mg/l führt. Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen Stickstoffüberschuss 2021 kann daraus der Minderungsbedarf bestimmt werden.

Bezieht man das Modell-Bewirtschaftungsziel (50 mg NO_3/l im Sickerwasser) auf jede einzelne Rasterzelle, so ergibt sich das in Karte 77 dargestellte Bild. Hier ist der Handlungsbedarf für das Grundwasser dargestellt, der über das Baseline-Szenario 2021 hinaus notwendig ist, um das Bewirtschaftungsziel zu erreichen. In vielen Teilen Westniedersachsens beträgt der über die Maßnahmen des Baseline-Szenarios 2021 hinausgehende Minderungsbedarf bis zu 50 kg N/(ha·a) oder mehr. Dieser hohe Reduktionsbedarf ist ein typischer Wert für viele intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen, insbesondere in Regionen mit flächenunabhängiger Viehproduktion und entsprechend hohem Anfall an Wirtschaftsdünger. Für die gesamte Landesfläche Niedersachsens ergäbe sich hierbei ein Minderungsbedarf von ca. 25.600 t N/a. Es kann bezweifelt werden, dass durch Agrarumweltmaßnahmen Minderungen in dieser Höhe erzielt werden können, ohne signifikante wirtschaftliche Einbußen der Landwirte in Kauf nehmen zu müssen.

Karte 77: Notwendige Reduzierung der Stickstoffeinträge zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l **für jede Rasterzelle** auf Basis der Stickstoffeinträge des Baseline-Szenarios 2021



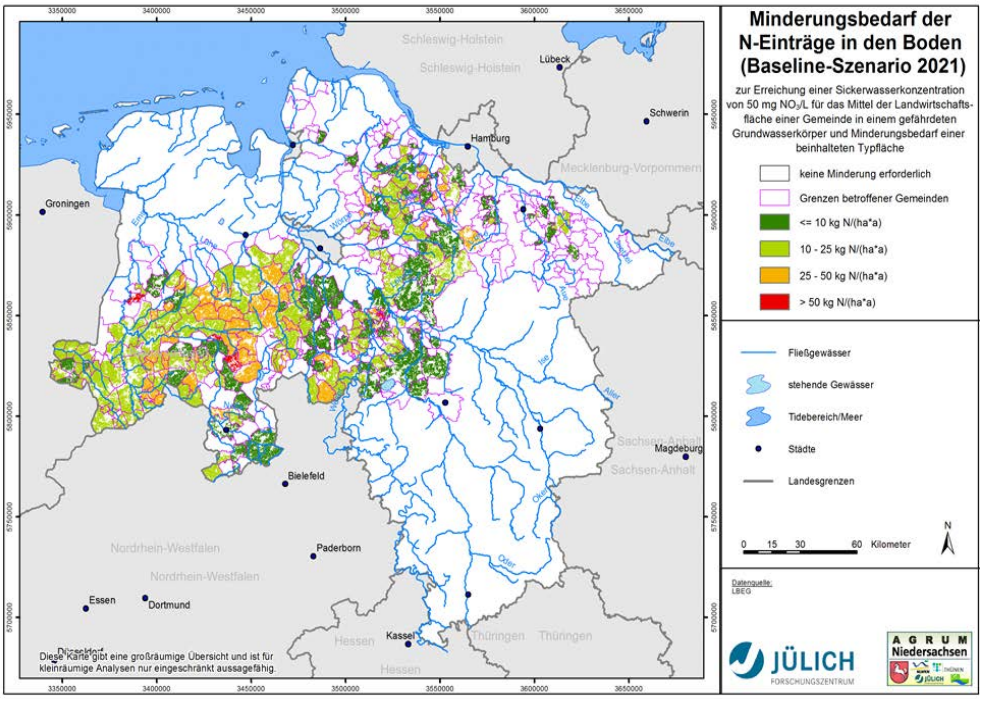
Quelle: Eigene Berechnung.

Allerdings ist es aus Sicht der EG-WRRL nicht zwingend erforderlich, diese berechnete Minderung auch tatsächlich auf jeder einzelnen Rasterzelle zu erreichen. Die räumliche Einheit, auf die die Bewertung des Zustands nach EG-WRRL abzielt, sind die Grundwasserkörper. Laut EG-WRRL ist ein Grundwasserkörper „ein abgegrenztes Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter“ (Art. 2, Abs. 12 EG-WRRL). Insgesamt liegen 123 Grundwasserkörper (GWK) vollständig oder teilweise auf niedersächsischem Gebiet. Im Rahmen der Berichtspflichten zur

Umsetzung der EG-WRRL wurde durch das Bundesland Niedersachsen in 2013 abgeschätzt, ob das Risiko besteht, dass die GWK die Ziele der EG-WRRL bis 2021 verfehlen („Risikoabschätzung 2021“). Die Unterscheidung erfolgt dabei in die Klassen „sicher nicht gefährdet“ („not at risk“) oder „sicher gefährdet“ („at risk“). Da die GWK verhältnismäßig groß sind, erfolgt in Niedersachsen eine weitere Unterteilung in Teilräume bzw. Typflächen. Sie stellen ihrerseits homogene Teilbereiche im Hinblick auf hydrogeochemische und geohydraulische Verhältnisse dar.

Die nachfolgende Abschätzung des Thünen-Instituts zu den notwendigen zusätzlichen Maßnahmen zur Erreichung der Zielkonzentration für das Grundwasser erfolgt nicht für jede landwirtschaftlich genutzte Teilfläche (Rasterzelle), sondern auf Gemeindeebene. Die Berechnung beschränkt sich explizit auf die Gemeinden, die in einem GWK „at risk“ liegen und einen Anteil an einer Typfläche mit N-Minderungsbedarf haben. Die Typflächen und Teilräume sind hierbei nach hydrogeologischen Gesichtspunkten vorgenommene Untergliederungen der Grundwasserkörper mit dem Ziel, homogene Teilbereiche im Hinblick auf die hydrogeochemischen und geohydraulischen Verhältnisse zu identifizieren (s. Karte 78). Für Gemeinden außerhalb der Typflächen, für die im Rahmen der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL ein Handlungsbedarf festgestellt wurde, wird keine notwendige Minderung mit dem Ziel des guten Grundwasserzustands ausgewiesen. Dies gilt auch, wenn die Gemeinden Rasterzellen mit einer Sickerwasserkonzentration größer 50 mg N/l aufweisen. Hier hat die erhöhte Sickerwasserkonzentration nicht zu einer Einstufung „at risk“ geführt. Somit wird seitens der Grundwasserbewirtschaftung kein direkter Handlungsbedarf gesehen.

Karte 78: Notwendige Minderung der Stickstoffüberschüsse zur Erreichung einer mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l, bezogen auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Typflächen und Teilräumen auf Basis der Stickstoffeinträge des Baseline-Szenarios 2021



Quelle: Eigene Berechnung.

Da in die Ermittlung des Minderungsbedarfs der Stickstoffüberschüsse auf Ebene der Typflächen und Teilräumen auch die landwirtschaftlichen Flächen ohne Minderungsbedarf in die Mittelwertbildung der Nitratkonzentration eingegangen sind, kommt es dazu, dass einige Typflächen und Teilräume nach der Mittelwertbildung keinen N-Minderungsbedarf aufweisen. Der auf diese Weise ermittelte N-Minderungsbedarf für die Typflächen und Teilräume liegt in einer Größenordnung von ca. 14.400 t/a.

8.5.2 Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer bei Erreichung eines guten Grundwasserzustands

Bewirtschaftungsziele und Orientierungswerte für die Gewässergüte der oberirdischen Gewässer

„Für das Erreichen der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie und der Meeresstrategierahmenrichtlinie besteht in Deutschland Konsens, dass dafür die Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Nord- und Ostsee vermindert werden müssen“(LAWA, 2014c). „Bei Phosphor wird davon ausgegangen, dass durch die Absenkung der mittleren jährlichen Phosphorkonzentrationen mindestens auf das Niveau der von der LAWA in 2014 überarbeiteten typspezifischen Orientierungswerte (LAWA, 2014a/b) die Anforderungen des Meeresschutzes an die Phosphoreinträge erfüllt werden können“ (LAWA, 2014c).

Die Orientierungswerte sind fließgewässertypspezifisch aufgestellt worden und tragen somit dem Umstand Rechnung, dass natürlicherweise in unterschiedlichen Gewässern unterschiedliche Nährstoffkonzentrationen vorzufinden sind. „Der Orientierungswert für Gesamtphosphor in Fließgewässern als Anforderung an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial beträgt als Jahresmittelwert der Konzentration in der Regel 0,1 mg/l, in karbonatisch geprägten Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes 0,15 mg/l und in Marschengewässern (Typ 22) 0,3 mg/l.

Die Orientierungswerte werden voraussichtlich in die bis Ende 2015 zu novellierende Oberflächengewässerverordnung aufgenommen werden“ (LAWA, 2014c).

Vereinfachend wurde für das AGRUM-Niedersachsen-Projekt einheitlich der OW von 0,1 mg TP/l angenommen, da dieser auf die überwiegende Mehrzahl der Gewässer (ohne Stillgewässer) in Niedersachsen anzuwenden ist. „Für Gesamtstickstoff und Nitrat wurden bislang keine typspezifischen Orientierungswerte für Fließgewässer in der LAWA verabschiedet, weil sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen Stickstoffkonzentrationen und Eigenschaften der biologischen Lebensgemeinschaften finden ließ.“ (LAWA, 2014c).

Die LAWA-Vollversammlung hat im März 2012 auf Ihrer 143. Sitzung als einheitliche Grundlage das „Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie“ (BLMP, 2011) verabschiedet. Die Bewirtschaftungsplanung soll

damit auf ein einheitliches Reduzierungsziel von 2,8 mg/l Gesamtstickstoff (TN) für alle in die Nordsee mündenden Flüsse am Übergabepunkt limnisch-marin als Grundlage für die künftige Bewirtschaftungsplanung ausgerichtet werden.“ (LAWA, 2014c).

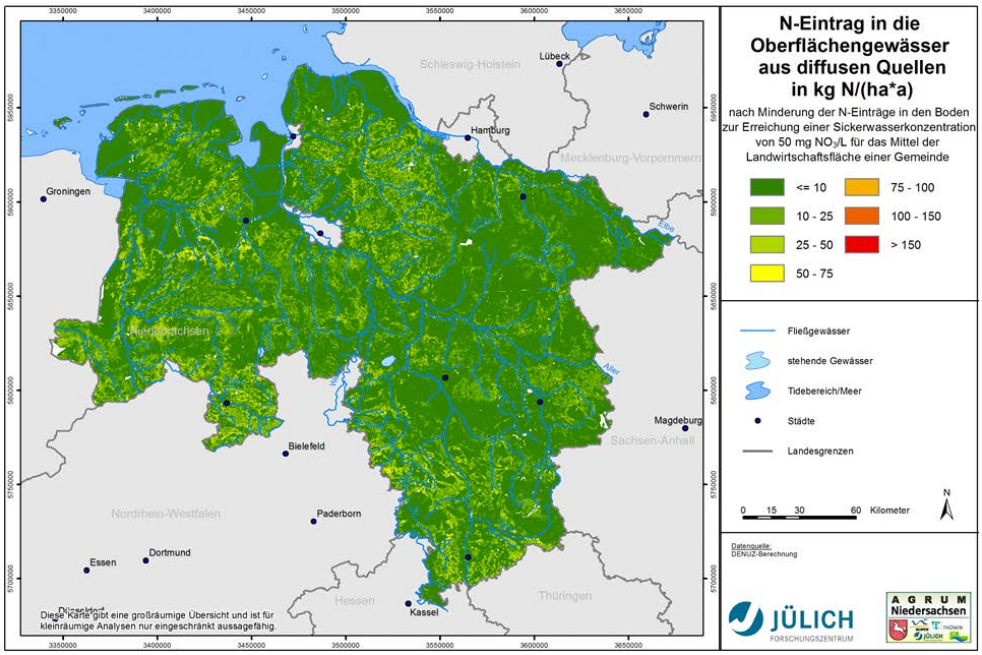
Die LAWA hat weiterhin eine Empfehlung (LAWA, 2014a) verabschiedet, wie die meeresökologischen Anforderungen unter Beachtung der Retention in das Binnenland übertragen werden können. Die hieraus abzuleitende meeresökologisch notwendige, maximale mittlere jährliche Stickstoffkonzentration im Binnenland liegt für Niedersachsen flächendeckend bei 2,8 mg TN /l.

„Die Europäische Kommission erwägt, ein Pilotverfahren gegen Deutschland wegen Nichtumsetzung der Wasserrahmenrichtlinie einzuleiten, weil Deutschland unter anderem bislang keine verbindlichen Werte oder Standards für die Stickstoffgesamtkonzentration in Oberflächengewässern geregelt hat. Dies ist nach Ansicht der Kommission erforderlich, um die Maßnahmenplanung zur Erreichung der überregionalen Ziele, z. B. in den Küstengewässern der Nord- und Ostsee, korrekt durchzuführen“ (Zitat aus LAWA, 2014c).

Es ist seitens des Verordnungsgebers vorgesehen, dass die derzeit in Revision befindliche OGewV die o. g. abgeleiteten Jahresmittelwerte für Gesamtstickstoff, die an den Übergangsstellen limnisch/marin gelten, explizit aufnimmt.

Der Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen nach Minderung der N-Einträge zur Erreichung einer Sickerwasserkonzentration von 50 mg/l (s. Karte 79) war die Grundlage zur Ermittlung der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer bei Erreichung eines guten Grundwasserzustands. Dabei wurde eine Reduktion von 14.400 t N unterstellt.

Karte 79: Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen nach Minderung der N-Einträge zur Erreichung einer Sickerwasserkonzentration von 50 mg/l

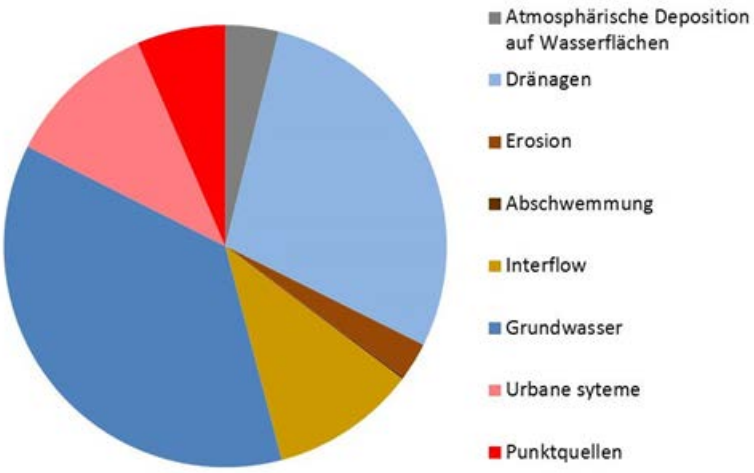


Die getroffenen Annahmen zur Erreichung eines guten Grundwasserzustandes haben keinen weiteren Einfluss auf die Stickstoffeinträge aus urbanen Systemen und Punktquellen. Nach Zusammenführung der Modellergebnisse nach FZJ und IGB ergeben sich in Niedersachsen für das Szenario bei Erreichen eines guten Grundwasserzustandes Stickstoffgesamteinträge in Höhe von 41.190 t/a. Dies bedeutet eine Abnahme der Gesamteinträge um 37.710 t/a bzw. um 48 % im Vergleich zum Basisjahr 2007. Die Reduktion der Bilanzüberschüsse und die der atmosphärischen Deposition fallen deutlich höher aus, da bei der Reduktion der Gesamteinträge noch der Abbau im Boden berücksichtigt werden muss. Hinsichtlich der Stickstofffrachten ergibt sich analog eine Abnahme von 68.060 t/a (Basisjahr) auf 35.240 t/a, bzw. der atmosphärischen Deposition fällt deutlich höher aus, da danach noch der Abbau im Boden stattfindet um 32.820 t/a.

Quelle: Eigene Berechnung.

Abbildung 20 zeigt die Anteile der Eintragspfade an den Gesamtstickstoffeinträgen in die Oberflächengewässer Niedersachsens, die sich bei Erreichen des guten Grundwasserzustandes ergeben. Im Vergleich zum Baseline-Szenario 2021 reduzieren sich die diffusen Einträge nochmals, wobei die stärkste Änderung wiederum für die Eintragspfade Dränagen, natürlichem Interflow und Grundwasser ermittelt wurde. Dennoch tragen diese drei Pfade weiterhin 76 % bzw. 31.140 t/a zu den gesamten Stickstoffeinträgen bei. Durch die Abnahme der diffusen Stickstoffeinträge steigt der Anteil der urbanen Systeme und Punktquellen an den Gesamteinträgen auf 18 %.

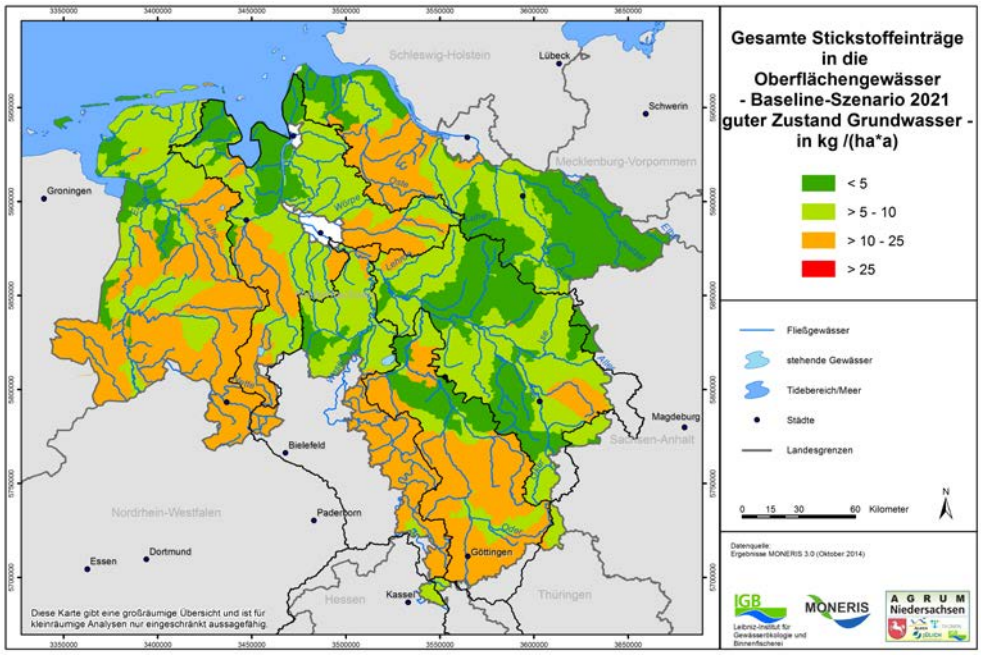
Abbildung 20: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden bei Erreichen eines guten Grundwasserzustandes 2021



Quelle: Eigene Darstellung.

Der mittlere flächenspezifische Stickstoffeintrag beläuft sich auf 8,6 kg/(ha·a) mit einem 10 %- bzw. 90 %-Quantilwert von 2,4 kg/(ha·a) und 15,3 kg/(ha·a). Die mittleren flächenspezifischen Einträge liegen in den vier niedersächsischen Anteilen an den Flussgebietseinheiten: Rhein bei 0,7 kg/(ha·a), Ems bei 7,9 kg/(ha·a), Weser bei 7,5 kg/(ha·a) und Elbe bei 3,4 kg/(ha·a) (s. Karte 80).

Karte 80: Gesamte Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer in Niedersachen bei Erreichen eines guten Grundwasserzustandes 2021 auf Teileinzugsgebietsebene



Quelle: Eigene Berechnung.

8.5.3 Frachten und Konzentrationen in den Oberflächengewässern beim Erreichen eines guten Grundwasserzustandes 2021

Da, wie bereits erwähnt, die gewässerinterne Retention als prozentualer Anteil an den Einträgen bzw. Frachten abgebildet wird, bleibt sie im Vergleich zum Basisjahr 2021 unverändert, weil die Steuergrößen Wasserfläche, Wassertemperatur und Abflussbedingungen unverändert bleiben. Unter Berücksichtigung der reduzierten Stickstoffeinträge wurden die Frachten und Konzentrationen in den Oberflächengewässern bei Erreichen eines guten Grundwasserzustandes neu berechnet (Tabelle 21). Im Vergleich zum Basisjahr 2021 (s. Tabelle 22), aber auch zum Baseline-Szenario, nehmen die Stickstoffkonzentrationen, insbesondere im Bereich der Geest, ab, und überschreiten in einem Großteil der Teileinzugsgebiete nicht mehr die 5 mg/l-Grenze

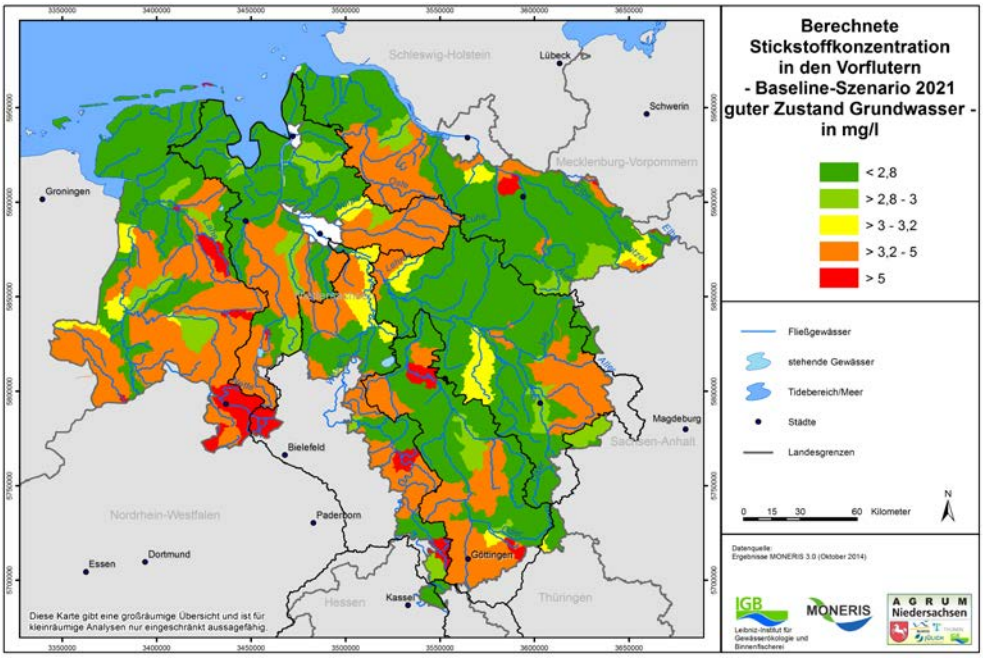
Tabelle 21: Summe der mittleren Stickstoffeinträge über alle Eintragspfade (Baseline-Szenario inkl. guten Grundwasserzustands) in Niedersachsen und den vier Flussgebietseinheiten

Stickstoffeinträge in t/a		NI-Gesamt	Flussgebietseinheit			
			Rhein	Ems	Weser	Elbe
Atmosphärische Deposition auf Wasserflächen		1.610	40	460	890	220
Dränagen		11.730	860	4.750	4.320	1.800
Erosion		1.120	0	10	1.030	80
Abschwemmung		80	0	10	70	0
Interflow		4.380	40	380	3.710	250
Grundwasser	Landwirtschaft	15.030	290	2.850	9.670	2.220
Urbane syteme	Über Grundwasserpassage	3.220	150	1.150	1.450	470
	Kanalisation / Rohr	1.340	30	340	820	150
	Gesamt	4.570	190	1.490	2.270	620
Punktquellen		2.670	50	560	1.710	350
Gesamtsumme		**41.190**	**1.470**	**10.510**	**23.670**	**5.540**

Bemerkung: Grundlage für die Berechnung der diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer sind die landesweit im 100 x 100 m-Raster berechneten Werte. Bei der Zuordnung dieser Werte auf einzelne Teilflächen (AUs) im GIS kann es zu geringfügigen Ungenauigkeiten kommen (z. B. durch Rundungen). Dadurch weichen die diffusen N-Einträge, die als Summe über die Rasterwerte für das gesamte Bundesland berechnet wurden, geringfügig von den Werten ab, die sich als Summe über die Teilflächen ergeben (insgesamt ca. 100 t N). Diese Abweichungen sind unvermeidbar und nicht auf Inkonsistenzen bei der Modellierung zurückzuführen.

Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 81: Berechnete Stickstoffkonzentrationen in den Vorflutern des Bundeslandes Niedersachsen bei Erreichen eines guten Grundwasserzustandes auf Teileinzugsgebietsebene



Quelle: Eigene Berechnung.

Tabelle 22: Eintrags- und Frachtreduktion bei Erreichen eines guten Grundwasserzustandes im Vergleich zum Basisjahr 2021, bezogen auf die Übergabepunkte der vier Flussgebietseinheiten

Flussgebietseinheit	TN-Einträge %	TN-Fracht %	Abfluss %	TN-Konzentration %
Rhein (Grenze DE-NL)	**-68**	**-68**	**0**	**-68,0**
Ems	**-59**	**-60**	**0**	**-60,0**
Herbrum	-61	-61	0	-61,0
Ems Küstendirekt-EZG	-57	-57	0	-57,0
Weser	**-39**	**-39**	**0**	**-39,0**
Hemelingen	-29	-29	0	-29,0
Reithörne	-59	-59	0	-59,0
Weser Küstendirekt-EZG	-52	-52	0	-52,0
Elbe	**-44**	**-44**	**0**	**-44,0**
Zollenspieker	-25	-26	0	-26,0
Elbe Küstendirekt-EZG	-46	-46	0	-46,0
NI-Gesamt	**-48**	**-48**	**0**	**-48,0**

Quelle: Eigene Berechnung.

8.5.4 Handlungsbedarf zur Erreichung der Ziele für die Oberflächengewässer

Zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie existieren derzeit keine Zielkonzentrationen für Stickstoff und Phosphor für limnische Oberflächengewässer. Die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie hingegen (s. auch LAWA, 2014a) fordert die Nichtüberschreitung einer maximalen mittleren jährlichen Stickstoffkonzentration an den Übergabepunkten zu den Küstengewässern von 2,8 mg TN/l. Auf Basis der akkumulativen Retention (Karte 50) in den Oberflächengewässern wurde der Reduktionsbedarf für die Einträge in den Teileinzugsgebieten ermittelt (s. Anhang A.4.1 und A.4.3). Hierbei wurde z. B. für die Flussgebietseinheit Elbe auch die Retention auf der Fließstrecke unterhalb von Niedersachsen bis Zollenspieker berücksichtigt. In Kapitel 8.5.3 wurde bereits gezeigt, dass in vielen (51 %) Teileinzugsgebieten die Stickstoffkonzentration über dem Reduzierungsziel von 2,8 mg TN/l liegen. Wie sich aus Tabelle 23 entnehmen lässt, wird dieser Wert auch im Rhein, in der Ems (bei Herbrum) sowie in der Weser (bei Reithörne und Hemelingen) überschritten. Für den Schutz der Küstengewässer ergibt sich somit ein weiterer Reduktionsbedarf für die Einträge in die Oberflächengewässer. Erwartungsgemäß wurden für Rhein und Ems (bei Herbrum), mit jeweils 25 %, der höchste Reduktionsbedarf ermittelt (Tabelle 24). In den anderen Flussgebietseinheiten fällt der Reduktionsbedarf deutlich moderater aus und beträgt im Mittel für Niedersachsen nur 6 %.

Tabelle 23: Gesamte Stickstoffeinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Niedersachsens und resultierende Frachten, differenziert nach Flussgebietseinheit, bei Erreichen eines guten Grundwasserzustandes 2021

Flussgebietseinheit	TN-Einträge t/a	TN-Fracht t/a	Abfluss m³/s	TN-Konzentration mg/l
Rhein (Grenze DE-NL)	**1.450**	**1.350**	**12**	**3,7**
Ems	**10.440**	**9.020**	**91**	**3,1**
Herbrum	6.570	5.790	49	3,7
Ems Küstendirekt-EZG	3.870	3.230	42	2,5
Weser	**23.680**	**20.060**	**226**	**2,8**
Hemelingen	16.610	13.990	154	2,9
Reithörne	2.300	1.980	20	3,2
Weser Küstendirekt-EZG	4.770	4.090	52	2,5
Elbe	**5.560**	**4.810**	**65**	**2,4**
Zollenspieker	870	670	10	2,1
Elbe Küstendirekt-EZG	4.690	4.140	55	2,4
NI-Gesamt	**41.130**	**35.240**	**393**	**2,8**

Bemerkung: Grundlage für die Berechnung der diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer sind die landesweit im 100 x 100 m-Raster berechneten Werte. Bei der Zuordnung dieser Werte auf einzelne Teilflächen (AUs) im GIS kann es zu geringfügigen Ungenauigkeiten kommen (z. B. durch Rundungen). Dadurch weichen die diffusen N-Einträge, die als Summe über die Rasterwerte für das gesamte Bundesland berechnet wurden, geringfügig von den Werten ab, die sich als Summe über die Teilflächen ergeben (insgesamt ca. 100 t N). Diese Abweichungen sind unvermeidbar und nicht auf Inkonsistenzen bei der Modellierung zurückzuführen.

Quelle: Eigene Berechnung.

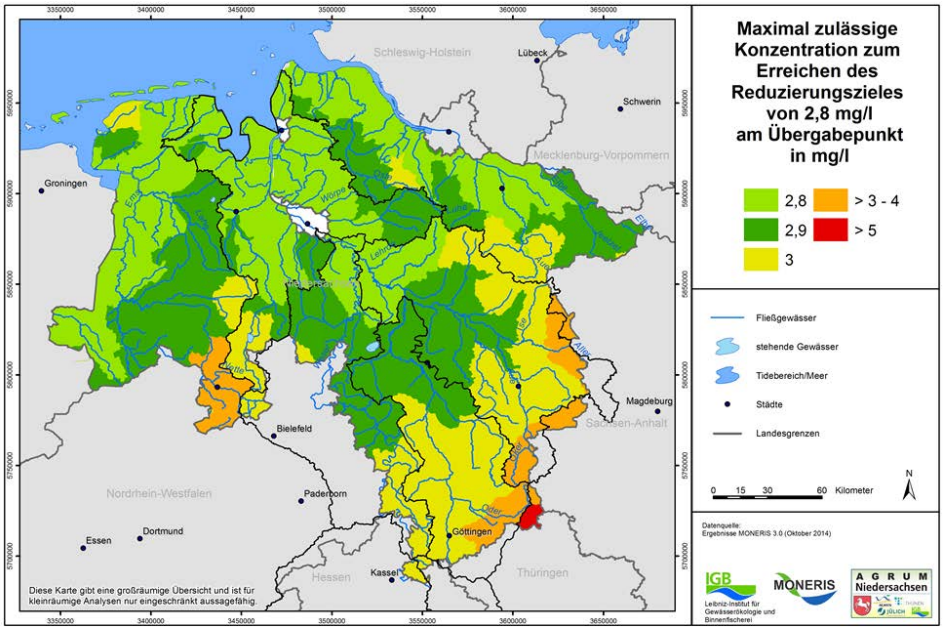
Tabelle 24: TN-Einträge bei Erreichung eines guten Grundwasserzustandes 2021 und zulässige TN-Einträge zur Erreichung des Reduzierungsziels von 2,8 mg TN/l sowie der daraus abgeleitete absolute und prozentuale Eintragsreduktionsbedarf in Niedersachsen für ausgewählte Messstellen

Flussgebietseinheit	TN-Gesamteinträge GW-OK 2021	TN-Gesamteinträge GW-OK 2021 (bei 2,8 mg/l)	Reduktionsbedarf (für 2,8 mg/l)	
	t/a	t/a	t/a	%
Rhein (Grenze DE-NL)	**1.450**	**1.090**	**361**	**25**
Ems	**10.440**	**8.820**	**1.622**	**16**
Herbrum	6.570	4.950	1622	25
Ems Küstendirekt-EZG	3.870	3.870	0	0
Weser	**23.680**	**23.000**	**680**	**3**
Hemelingen	16.610	16.210	400	2
Reithörne	2.300	2.020	280	12
Weser Küstendirekt-EZG	4.770	4.770	0	0
Elbe	**5.560**	**5.560**	**0**	**0**
Zollenspieker	870	870	0	0
Elbe Küstendirekt-EZG	4.690	4.690	0	0
NI-Gesamt	**41.130**	**38.470**	**2.662**	**6**

Quelle: Eigene Berechnung.

Im Umkehrschluss zum Reduktionsbedarf kann auch die maximal zulässige mittlere jährliche Stickstoffkonzentration in den Oberflächengewässern dargestellt werden. Diese berechnet sich ausgehend von der zulässigen Konzentration von 2,8 mg TN/l an den Übergabepunkten zum marinen Bereich sowie der gesamten akkumulativen Retention im Oberflächengewässer bis zum Erreichen eines beliebigen Teileinzugsgebiets. Auf diese Art kann eine Konzentration für einzelne Gewässerabschnitte ermittelt werden, bei deren Nichtüberschreitung die Einhaltung der zulässigen Konzentration von 2,8 mg TN/l an den Übergabepunkten gewährleistet ist. Die ermittelten maximal zulässigen Konzentrationen beschreiben die mittleren Bedingungen in den Hauptläufen und können als Vergleichswert zu gemessenen Konzentrationen in den Oberflächengewässern herangezogen werden. In den meisten Regionen Niedersachsens ist die akkumulative Retention in den Oberflächengewässern so niedrig, dass sich die maximal zulässige Konzentration von 2,8 mg N/l nur unwesentlich erhöht und 2,9 mg N/l kaum überschreitet. Lediglich im Osnabrücker Hügelland (Ems) und in den der Elbe zugehörigen Gebieten ist die akkumulative Retention hoch genug, sodass eine maximal zulässige Konzentration von 3 mg/l erreicht werden kann. Im Harz (Elbe) wurde sogar eine maximale zulässige Konzentration von mehr 5 mg/l ermittelt, die sich durch den sehr langen Fließweg erklären lässt.

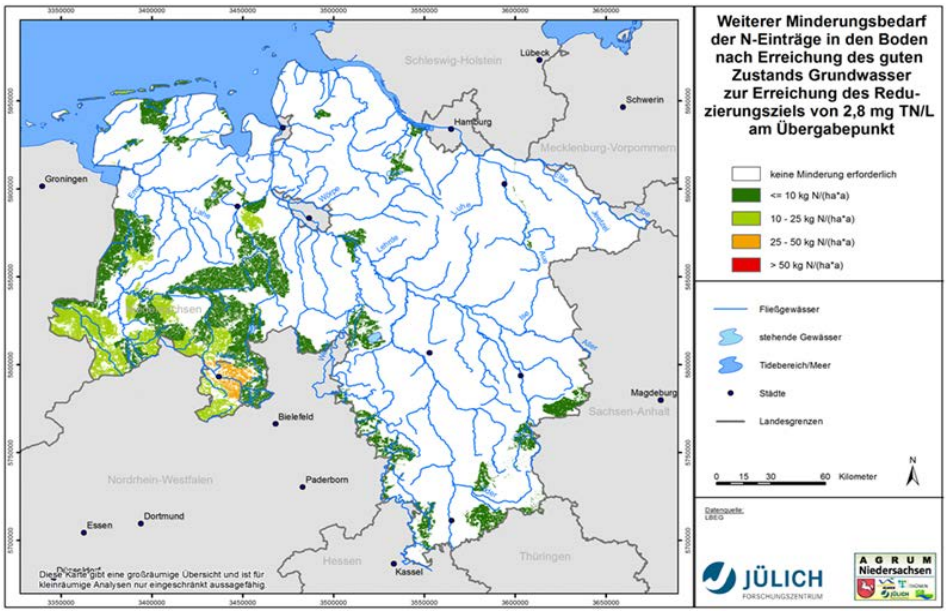
Karte 82: Maximal zulässige N-Konzentration in den Hauptläufen zum Erreichen des Reduktionszieles von 2,8 mg/l an den Übergabepunkten limnisch-marin



Quelle: Eigene Berechnung.

In Karte 83 ist der N-Minderungsbedarf der N-Einträge in den Boden dargestellt, der zu erbringen wäre, wenn nach der Erreichung des guten Zustandes Grundwasser zusätzlich das Reduzierungsziel von 2,8 mg TN/l an den Übergabepunkten zur Küste erreicht werden soll.

Karte 83: N-Minderungsbedarf der N-Einträge in den Boden, der zu erbringen wäre, wenn nach der Erreichung des guten Zustandes Grundwasser zusätzlich das Reduzierungsziel von 2,8 mg TN/l an den Übergabepunkten zur Küste erreicht werden soll



Quelle: Eigene Berechnung.

8.5.4.1 Handlungsbedarf für die Oberflächengewässer zum Erreichen der Phosphorzielkonzentration für das Jahr 2007

Analog zu der in Kapitel 8.5.4 für Stickstoff beschrieben Ermittlung des Reduktionsbedarfs zur Erreichung der Küstenschutzziele wurde ebenfalls ein Reduktionsbedarf für Phosphor abgeleitet. Zwei Unterschiede in der Vorgehensweise bestehen darin,

- dass für Phosphor, im Gegensatz zum Reduktionsziel der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie für Stickstoff, kein vergleichbarer und rechtlich ähnlich verbindliches Ziel vorliegt. Stattdessen wurde der durch die LAWA im RAKON-Papier empfohlene Orientierungswert von 0,1 mg P/l für alle Fließgewässer angenommen. Der Orientierungswert wurde differenziert für einzelne Gewässertypen abgeleitet (z. B. Marschgewässer 0,3 mg TP/l), hier jedoch aufgrund der räumlichen Auflösung der Teileinzugsgebiete einheitlich mit 0,1 mg TP /l angesetzt.
- dass für Phosphor, im Gegegensatz zu Stickstoff, keine Retention in Hauptläufen ange-nommen wurde und somit die Berechnung der akkumulativen Retention in Hauptläufen entfällt.

Die für das Basisjahr 2007 ermittelte Phosphorkonzentration überschreitet, ausgenommen einige Regionen in der Lüneburger Heide, der westlichen Börden und des Harzes, teilweise deutlich die Phosphorzielkonzentration von 0,1 mg/l. Dementsprechend ergibt sich für viele Teileinzugsgebiete ein erheblicher Reduktionsbedarf. Im Mittel liegt der Reduktionsbedarf in Niedersachsen bei 45 % (Tabelle 25). Der höchste Reduktionsbedarf ergibt sich für das Weser-Leinebergland, Teile des Hügellandes und entlang der Küste in den Küstendirekteinzugsgebieten. Dieser wird jedoch tendenziell überschätzt, da in den hier vorkommenden Marschgewässern ein TP-Orientierungswert von 0,3 mg TP/l gilt.

Tabelle 25: Zulässige TP-Einträge, Frachten, Konzentrationen sowie der nötige Reduktionsbedarf zur Erreichung des 0,1 mg/l-Ziels für Phosphor an ausgewählten Messstellen Niedersachsens

Flussgebietseinheit	TP-Einträge 2007 t/a	TP-Fracht t/a	TP-Konzentration mg/l	TP-Reduktionsbedarf Einträge %
Rhein (Grenze DE-NL)	**70**	**60**	**0,16**	**36**
Ems	**740**	**510**	**0,18**	**45**
Herbrum	320	230	0,14	34
Ems Küstendirekt-EZG	420	280	0,21	54
Weser	**1.840**	**1.220**	**0,17**	**47**
Hemelingen	1.210	800	0,16	47
Reithörne	150	100	0,16	41
Weser Küstendirekt-EZG	480	310	0,19	49
Elbe	**470**	**300**	**0,15**	**41**
Zollenspieker	80	40	0,14	51
Elbe Küstendirekt-EZG	390	260	0,15	40
NI-Gesamt	**3.120**	**2.090**	**0,17**	**45**

Quelle: Eigene Berechnung.

8.6 Stickstoffeinträge in Niedersachsen – 2007 und 2021 im Überblick

Im Folgenden werden die wesentlichen Ergebnisse für 2007 und 2021 zusammenfassend dargestellt (Tabelle 26). Die landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse reduzieren sich unter den oben genannten Entwicklungen und Annahmen vom Jahr 2007 zum Jahr 2021 um 69.000 t/Jahr, wobei der Großteil der Reduktion auf die Annahme der Umsetzung der Düngeverordnung, wie in Kapitel 8.2.4 beschrieben, zurückzuführen ist. Die Wirkung von Agrarumweltmaßnahmen wurde nach den Grundlagen und Wirkungsgraden aus Kapitel 8.2.3 auf 3.000 t/Jahr berechnet. Weitere rund 28.000 t/Jahr ergeben sich aus den Agrarmarkt- und agrarpolitischen Entwicklungen aus Kapitel 8.2.1 Somit reduzieren sich die landwirtschaftlichen Nährstoffüberschüsse ohne Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition auf 131.000 t/Jahr.

Tabelle 26: Stickstoffüberschüsse und Stickstoffeinträge für Niedersachsen im Überblick

			2007	2021
Diffuser N-Eintrag und N-Austrag Boden	LW Überschuss LF (2.6 Mio ha LF)	t	202.500	132.500
	Reduzierung durch allgemeine Entwicklung	t	-	29.000
	Reduzierung durch AUM	t	-	3.000
	Reduzierung durch DüV	t	-	38.000
	LW Überschuss LN (3.1 Mio ha LN)	t	202.000	133.000
	atmosphärische Depositon	t	120.330	90.250
	Immobilisierung Grünland Wald	t	76.740	50.760
	Mobilisierung Gründlandumbruch, Maisanbau	t	12.500	
	Abbau im Oberboden	t	123.380	94.820
	SUMME Austrag aus der durchwurzelten Bodenzone		134.710	77.670
N-Einträge in die Oberflächengewässer über Grundwasserabfluss	Eintrag ins Grundwasser	t	94.100	57.050
	Abbau im Grundwasser	t	65.440	38.950
	Austrag aus dem Grundwasser ins OW	t	28.660	18.100
Einträge in die Oberflächengewässer über Direktabfluss	Dep auf Wasser	t	2.140	1.610
	Abschwemmung	t	90	80
	Erosion	t	1.320	1.130
	Dränagen	t	32.310	16.110
	Nat. Interflow	t	6.960	4.800
	SUMME Diffuse Quellen	t	71.480	41.830
Punktquellen und urbane System	Industrielle Direkteinleiter	t	210	210
	kommunale Kläranlagen etc	t	2.480	2460
	Kleinkläranlagen	t	1.940	1940
	Gruben	t	<10	<10
	Trennkanalisation	t	1.370	1150
	Mischwasserentlastung	t	20	20
	Nur an die kanalisation angeschlossene Haushalte	t	20	20
	Urbane Flächen	t	1.460	1440
	SUMME Punktquelllen	t	7.500	7.240
Oberflächengewässer	Retention im Oberflächengewässer	%	14	14
	Fracht	t	68.060	42.260
	Konzentration am Pegel	mg/l	5,5	3,4
	Zielfrachten	t	33.920	34.320
Handlungsbedarf	Grundwasser	t	-	14.360
	Oberflächengewässer	t	-	6.000

Quelle: Eigene Ergebnisse.

8.7 Vergleich mit Ergebnissen aus dem Projekt AGRUM^{+} Weser

Vergleicht man die Ergebnisse für den niedersächsischen Teil der Weser aus den oben aufgeführten Ergebnissen Niedersachsens für die Jahre 2007 und 2021 mit den Werten für den niedersächsischen Teil der Flussgebietseinheit Weser aus dem Projekt AGRUM^{+} Weser (Tabelle 27), so wird ersichtlich, dass die N-Überschüsse beider Projekte für den niedersächsischen Teil der Flussgebietseinheit Weser identisch sind. Auch die Einträge über alle diffusen Quellen sowie die punktuellen Einträge und die Einträge über urbane Systeme weichen nur minimal voneinander ab. Lediglich der Handlungsbedarf zur Erreichung der Oberflächen- und Grundwasserziele der Wasserrahmenrichtlinie zeigt einige Unterschiede. So ist der Handlungsbedarf für die Grundwasserziele in diesem Projekt um 2.000 t/a geringer. Dies entsteht durch die unterschiedliche Zielkulisse des Handlungsbedarfs. Im Projekt AGRUM^{+} Weser wurden alle Grundwasserkörper in die Analyse einbezogen. Im Rahmen des niedersächsischen Projektes wurde sich darauf verständigt, nur die Grundwasserkörper „at risk“ und die darin liegenden Typflächen mit Minderungsbedarf als Kulisse einzubeziehen. Des Weiteren ist eine Anpassung in der atmosphärischen Deposition im Jahr 2021 im Rahmen dieses Projektes eingeflossen, welche größere Auswirkung auch auf den Handlungsbedarf für die Oberflächengewässer hat. Zusätzlich ergeben sich Unterschiede durch die Anpassungen im Modellverbund. So wurden im Projekt AGRUM^{+} Weser die diffusen und punktuellen Einträge von beiden Modellsystemen berechnet. Im Niedersachsen-Projekt wurden die diffusen Einträge ausschließlich vom FZJ berechnet und als Grundlage für die Berechnung der Nährstoffkonzentrationen am IGB genommen. Dadurch kann es vor allem regional zu weiteren Abweichungen kommen.

Tabelle 27: Vergleich der Ergebnisse Projekt AGRUM^{+} Weser und AGRUM Niedersachsen

A)	Aus dem Projekt **AGRUM+-Weser**			
	Für die gesamte Weser		Für den niedersächsischen Teil der Weser	
	2007	2021	2007	2021
N-Überschuss in t/a	205.000	176.000	135.100	109.000
Eintrag über **alle** diffusen Quellen (Pixel) in die Oberflächengewässer FZJ	64.900	57.970	32.060	26.480
Handlungsbedarf Grundwasser: bezogen auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Gemeinden	Nicht berechnet	14.000	Nicht berechnet	9.960
Punktquellen + Urbane Systeme IGB (inkl. urban Grundwasser)	8.560	8.560	2.880	2.880
Handlungsbedarf OW IGB (Landwirtschaft)	Nicht berechnet	39.000	Nicht berechnet	23.940
B)	Aus dem AGRUM **Niedersachsen-Projekt**			
	Für gesamt Niedersachsen		Für den niedersächsischen Teil der Weser	
	2007	2021	2007	2021
N-Überschuss in t/a	202.000	131.000	135.080	109.110
Eintrag über **alle** diffusen Quellen (Pixel) in die Oberflächengewässer (ausgefüllt vom IGB)	71.340	48.200	34.690	22.680
Handlungsbedarf Grundwasser: Die Summe über alle Gemeinden, die im Durchschnitt unter ihrer landwirtschaftlich genutzten Fläche ein Konzentration > 50 mg aufweisen und zusätzlich: die in Typlächen liegen, deren Grundwasserkörper als at Risk eingestuft wurden	Nicht berechnet	14.360	Nicht berechnet	7.170
Punktquellen + Urbane Systeme IGB (inkl. urban Grundwasser)	7.500	7.240	4.140	3.980
Handlungsbedarf OW IGB	Nicht berechnet	6.000	Nicht berechnet	2.280

Quelle: Eigene Ergebnisse.

8.8 Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele

Analog der Vorgehensweise zur Berechnung des Handlungsbedarfs (s. Kapitel 8.5) wird bei der Maßnahmenanalyse in zwei Schritten vorgegangen. In einem ersten Schritt werden die Maßnahmen zur Erreichung der Grundwasserziele analysiert, um anschließend in einem zweiten Schritt die dann noch zusätzlichen notwendigen Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der Oberflächengewässer zu ermitteln.

8.8.1 Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse

Die Modellanalysen des Basisjahres 2007 und des Baseline-Szenarios 2021 haben gezeigt, dass durch die allgemeinen landwirtschaftlichen Entwicklungen sowie die grundlegenden und weiter-

führenden Maßnahmen, ausgehend von 2007 bis 2021, weiterhin eine Reduzierung der Nährstoffbilanzüberschüsse erwartet werden kann. Dabei ist zu beachten, dass durch den Einfluss des Wasserhaushalts auf den Nährstoffaustrag und die Verweilzeiten im Grundwasser eine natürliche Verzögerung einer Wirkung dieser Reduktion zu erwarten ist, bis eine nachweisbare positive Wirkung der allgemeinen agrarpolitischen Maßnahmen etc. auf die Grundwasserqualität eintritt. Die Analysen des Modellverbundes lassen erwarten, dass auch unter Berücksichtigung der Verweilzeiten die abnehmenden Nährstoffüberschüsse nicht ausreichen werden, um bis 2021 in allen Grundwasserkörpern den guten chemischen Zustand zu erreichen (s. auch Kapitel 8.5.1). Zusätzliche ergänzende Maßnahmen zur Erreichung der Gewässerqualitätsziele der EG-WRRL sind daher unerlässlich. Der Einsatzbedarf und die Einsatzpotenziale dieser zusätzlichen Maßnahmen können regional stark variieren. Die Handlungsoptionen und Wirkungspotenziale sind zudem abhängig von der naturräumlichen Ausstattung, der Produktionsstruktur und Flächenbewirtschaftung sowie den vorliegenden Flächenpotenzialen.

Zur Ableitung geeigneter Handlungsoptionen wurde der aktuelle AGRUM-Maßnahmenkatalog verwendet (s. Heidecke et al., 2015). Daraufhin werden regionalspezifische Maßnahmenkombinationen für Niedersachsen entsprechend der vorliegenden Einsatzpotenziale und des Handlungsbedarfs abgeleitet. Dies geschieht auf Grundlage der regionalen landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen, der bis 2013 geplanten Förderflächen und des ermittelten Handlungsbedarfs zur Erreichung der Zielkonzentrationen für das Grundwasser und die Oberflächengewässer. Die dargelegten Maßnahmenkombinationen stellen eine von vielen möglichen Kombinationen dar. Die jeweilige Kombination stellt eine Auswahl von Maßnahmen dar, die aufgrund der regionalen landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen infrage kommen. Sie dient der Unterstützung der agrar- und umweltpolitischen Entscheidungsfindung sowie der Einschätzung, ob und mit welchem zusätzlichen Einsatz über die Agrarumweltprogramme 2007/2013 hinaus, die Umweltziele in Niedersachsen erreicht werden könnten. Für die Umsetzbarkeit sind weitere Faktoren entscheidend, wie z. B. die Finanzierung, der Verwaltungsaufwand und die Akzeptanz der Maßnahme bei den Landwirten. Die Teilnahme an den Agrarumweltprogrammen ist freiwillig, die Landwirte sind nicht verpflichtet, Maßnahmen umzusetzen. Demzufolge werden Maßnahmen durch die landwirtschaftlichen Betriebe nicht umgesetzt, wenn der Aufwand zur Beantragung und Umsetzung zu hoch, der finanzielle Anreiz zu gering oder der Nutzen der Maßnahmen den Betriebsleitern nicht ersichtlich ist.

Hier kann die Beratung der Landwirte ein entscheidender Faktor sein, um die Akzeptanz der Maßnahmen zu erhöhen, den Gewässerschutz effizient durchzuführen und in landwirtschaftlichen Betrieben zu verankern.

Insbesondere mit einer umfassenden auf die Problemlage und den Betrieb zugeschnittenen Beratung kann die Wirksamkeit der Maßnahmen erheblich gesteigert werden. Sie bietet die Möglichkeit, die Umsetzung und Wirkungseffizienz der Gewässerschutzmaßnahmen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu verbessern. Mit Unterstützung der Berater können die für den jeweiligen Betrieb am besten geeigneten Maßnahmenkombinationen ausgewählt und die Umset-

zungsqualität der einzelnen Maßnahmen gesteigert werden. Es kann so die Akzeptanz in den Maßnahmengebieten erhöht werden. Nach Thomas (2003) gibt es jedoch nur wenige Möglichkeiten, mithilfe von Informationen und Beratung kurzfristig zum Gewässerschutz beizutragen. Vielmehr ist dies ein langfristiger und langwieriger Prozess, dessen Wirkungen schwer messbar sind. Um die Beratung zu unterstützen, ist eine Verständigung der beteiligten Institutionen und Organisationen über die Problemzusammenhänge und Maßnahmenwirkungen wichtig, um Möglichkeiten des Gewässerschutzes nachvollziehbar zu machen und in der Landwirtschaft zu verankern.

Bisherige Erfahrungen zeigen, dass die Zusatzberatung neben der Umsetzung der freiwilligen Agrarumweltmaßnahmen eine wichtig Begleitmaßnahme für die Düngeplanung (Vollzug DüV) ist. Sie bewirkt meist eine Steigerung der Stickstoffeffizienz über die vertraglich vereinbarten Maßnahmen hinaus.

8.8.1.1 Charakterisierung der untersuchten Agrarumweltmaßnahmen

Für die Analysen der für die Erreichung der Ziele der EG-WRRL notwendigen weiteren Maßnahmen werden kosteneffiziente Nährstoffminderungsmaßnahmen mit Wirkung auf die Stickstoffsalden eingesetzt (Selektion, s. Heidecke et al., 2015). Der aktuelle AGRUM-Maßnahmenkatalog beinhaltet die folgenden konventionellen Maßnahmen auf Basis des LAWA-Maßnahmenkatalogs (Osterburg und Runge, 2007):

- M34 keine Wirtschaftsdüngerausbringung nach der Ernte
- M32 grundwasserschonende Ausbringungstechnik
- M24 reduzierte Stickstoff-Mineraldüngung von Getreide
- M14 Förderung von Extensivkulturen
- M1 und M2 Zwischenfrüchte
- M5 Untersaaten
- M6 bis M8 Brache
- M21 Grünlandextensivierung

Einen Überblick gibt Tabelle 28. In der Tabelle sind eine kurze Beschreibung der Maßnahmen, die zugrunde gelegte Minderungswirkung auf den Stickstoffsaldo und die Kosten der Maßnahmen aufgeführt. Eine detaillierte Darstellung der einzelnen Maßnahmen befindet sich in Osterburg und Runge (2007).

Tabelle 28: Überblick über die im Projekt untersuchten Maßnahmen zum landwirtschaftlichen Gewässerschutz durch Reduktion der Stickstoffüberschüsse

Maßnahme	Beschreibung	Wirkung N-Saldo kg N/(ha·a)	Kosten €/(ha·a)
Keine Wirtschaftsdünger-ausbringung nach Ernte (M34)	Keine Ausbringung von Wirtschaftsdünger nach der Ernte der Hauptfrucht	15	15
Zwischenfruchtanbau (M1/M2)	Einsaat einer leguminosenfreien Zwischenfrucht bis 01.09.; Umbruch ab dem 15.01/15.02.	20	80
Anbau von Untersaaten (M5)	Einsaat einer leguminosefreien Untersaat in Deckfrucht; keine Düngung nach Ernte; Umbruch ab dem 15.2.	7,5	70
Förderung von Extensiv-kulturen (M14)	Anbau von Früchten mit geringer Stickstoffdüngung: Winterbraugerste, Keksweizen, Öllein, etc.	40	70
Grünlandextensivierung (M21)	Durchschnittlicher jährlicher Viehbesatz unter 1,4 RGV/ha HFF; keine mineralische Stickstoffdüngung	30	100
Reduzierte Mineraldüngung in Getreide (M24)	Sollwert-Düngung minus 10 bzw. 20 %; keine Spätgabe in Getreide	30	80
Grundwasser schonende Ausbringungstechnik Gülle und Festmist (M32/M33)	Schleppschlauch-, Schleppschuh-, oder Schlitztechnik bzw. Exaktstreutechnik; Wirtschaftsdüngeruntersuchung	15	30
Brache (M6 bis M8)	Einsaat oder Erhalt leguminosefreier, winterharter Gräser; keine Beweidung und Stickstoffdüngung	60	127

Quelle: Zusammenstellung der Maßnahmen auf Basis von Osterburg und Runge (2007).

8.8.1.2 Maßnahmenoptionen zur Erreichung der Zielkonzentration von 50 mg/l Nitrat für das Grundwasser durch Reduktion der Stickstoffüberschüsse

Ausgehend vom Baseline-Szenario 2021 wurden potenzielle Handlungsgebiete abgegrenzt und der Handlungsbedarf ermittelt, der 2021 vorliegt, um die Zielkonzentration von maximal 50 mg/l im neu gebildeten Grundwasser zu gewährleisten. Analysen mit dem Modellsystem GROWA/WEKU/DENUZ weisen für Niedersachsen einen Reduktionsbedarf von insgesamt rund 14.400 t N/a aus, wenn als Zielgröße die mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser landwirtschaftlicher Flächen der Gemeinden herangezogen werden. Dies entspricht einer durchschnittlichen Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse von rund 11 %. Der Reduktionsbedarf fällt regional sehr unterschiedlich aus und kann nicht durch eine einzelne Maßnahme des AGRUM-Maßnahmenkatalogs effizient erreicht werden. Daher wird für die betroffenen Gemeinden an die regionale Landnutzung angepasste Maßnahmenkombination ermittelt, die für die Umsetzung in den landwirtschaftlichen Betrieben notwendige Handlungsspielräume zulassen und ein ausreichendes Wirkungspotenzial aufweisen. Die Umsetzbarkeit der jeweiligen Maßnahme ist von der landwirtschaftlichen Bodennutzung und der Tierproduktion in der Region abhängig. Die

Förderung von extensiven Kulturen wird beispielsweise bei Getreide und Ölsaaten angewendet. In Abhängigkeit von den maßnahmenspezifischen Anforderungen haben die Einzelmaßnahmen daher ein regional variierendes Umsetzungspotenzial. Die abgeleiteten Maßnahmenoptionen ermöglichen eine Abschätzung der bei Umsetzung dieser zusätzlichen Maßnahmenoptionen (ohne Verwaltungskosten) anfallenden Kosten und des regional notwendigen Förderflächenbedarfs.

Die Maßnahmenkombinationen werden in einem zweistufigen Verfahren ermittelt:

Im ersten Schritt wurde das maximal mögliche Reduktionspotenzial einer jeden Maßnahme entsprechend der maßnahmenspezifischen Anforderungen regional differenziert abgeschätzt. Das Ergebnis der Berechnungen ist eine mögliche Maßnahmenkombination, die geeignet ist, die notwendigen Reduzierungen der landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge zu erreichen.

Im zweiten Schritt wurde das maximal mögliche Reduktionspotenzial aller Maßnahmen der notwendigen Stickstoffreduktion gegenübergestellt und somit der notwendige regionale Maßnahmenumfang ermittelt, wobei alle Maßnahmen im gleichen Maße ihres spezifischen Reduktionspotenzials zur Zielerreichung beitragen. Es werden die in Tabelle 28 dargelegten Maßnahmen für die Abschätzung der zusätzlich notwendigen Förderflächen und der dafür aufzubringenden finanziellen Mittel berücksichtigt. Liegen Regionen vor, in denen die Ausschöpfung des Reduktionspotenzials dieser Maßnahmen nicht ausreicht, werden diese gesondert aufgeführt.[6] In diesen Fällen kann auch unter Berücksichtigung der grundlegenden positiven Annahmen unter Hinzunahme zusätzlicher Maßnahmen des angeführten Maßnahmenkataloges der Reduktionsbedarf nicht erfüllt werden.

In Tabelle 29 sind die für die Reduzierung des Handlungsbedarfs notwendigen und in den betroffenen Regionen potenziell umzusetzenden Maßnahmenumfänge und Kosten zusammengestellt (gerundete Werte).

[6] Im Modellvorhaben AGRUM war in Regionen, in denen die Ausschöpfung des Reduktionspotenzials der „konventionellen“ Maßnahmen nicht ausreicht, in einem zweiten Schritt ergänzend der Ökologische Landbau für die Quantifizierung der zusätzlich notwendigen Förderflächen und finanziellen Mittel herangezogen worden. Dieses Vorgehen wurde in AGRUM^{+} und auch für diese Analysen nicht fortgeführt, da bisherige Erfahrungen zeigten, dass durch die Umstellung der Betriebe auf die ökologische Bewirtschaftung die für den Gewässerschutz positive Reduktion der Nährstoffbilanzüberschüsse nicht immer eintritt. Darüber hinaus ist die Umstellungsbereitschaft der landwirtschaftlichen Betriebe weiterhin nur schwach ausgeprägt. In diesem Kontext war ebenfalls die Umwandlung von Ackerland zu Grünland diskutiert worden. Diese Maßnahme geht jedoch mit der Verpflichtung einher, die Grünlandnutzung über mehrere Jahre beizubehalten. Dieses Vorgehen ist ökologisch sinnvoll, steht aber im Widerspruch zur aktuellen Dynamik der Agrarpreise und der ökonomischen Verwertung dieser Flächen, wodurch die Akzeptanz sehr gering ist.

Tabelle 29: Umfang und Kosten der Maßnahmen zur Erreichung der Grundwasserziele durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse

	Kosten €/Jahr	Umfang ha/Jahr
Keine Wirtschaftsdüngerausbringung nach Ernte	2.404.000	160.000
Grundwasser schonende Ausbringungstechnik Gülle und Festmist	3.378.000	113.000
Reduzierte Mineraldüngung in Getreide	8.949.000	112.000
Förderung von Extensivkulturen	2.437.000	35.000
Zwischenfruchtanbau	8.647.000	108.000
Untersaaten	7.566.000	108.000
Brache	2.715.000	21.000
Grünlandextensivierung	627.000	6.000
Summe	**36.723.000**	**663.000**

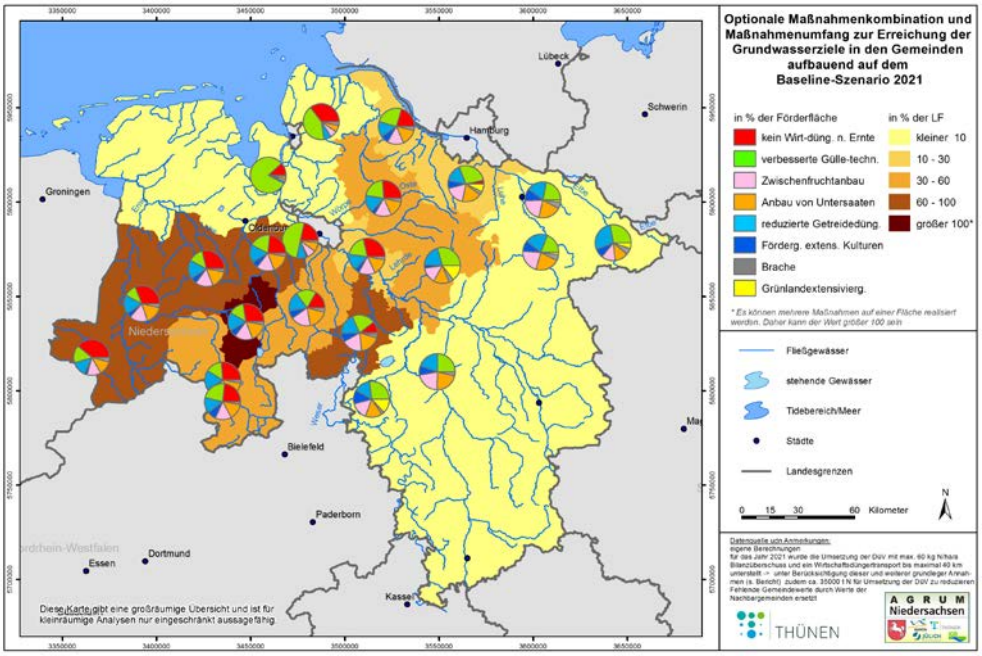
Quelle: Eigene Berechnung.

Zu berücksichtigen ist bei der Betrachtung der Ergebnisse, dass diese Berechnungen auf dem Baseline-Szenario 2021 aufbauen und über die in der Baseline berücksichtigte Entwicklung der landwirtschaftlichen Produktion sowie über die vorhandenen und geplanten grundlegenden und ergänzenden Maßnahmen hinausgehen. Die dargelegten Maßnahmenkombinationen stellen exemplarisch eine kosteneffiziente und zielführende Kombination der untersuchten Maßnahmen des AGRUM-Maßnahmenkataloges dar. Um die Grundwasserziele in Niedersachsen weitgehend zu erreichen, wären demnach zusätzliche Maßnahmen in einem Umfang von rund 0,6 Mio. ha notwendig. In rund 5 % bzw. in 53 Gemeinden würden die Grundwasserziele zudem nicht erreicht werden können, wenn die untersuchten Maßnahmen entsprechend ihres unterstellten Umsetzungs- und Wirkungspotenzials (s. Kapitel 8.2.3) auf der gesamten LF der jeweiligen Gemeinde umgesetzt werden würden. Für die Realisierung würden zusätzlich Kosten in Gesamthöhe von rund 36 Mio. €/a anfallen.

Der regionale Umfang sowie die Zusammensetzung der Maßnahmenkombination ist, wie aus Karte 84 deutlich wird, sehr unterschiedlich. Erwartungsgemäß müsste in den Hot-spot-Regionen ein relativ hoher Anteil der LF mit Maßnahmen versehen werden. Dieser Anteil kann in einigen Regionen auch über 100 % der jeweiligen LF ansteigen, da bei den Berechnungen der Maßnahmenkombinationen zugelassen wurde, dass auf einer Fläche mehrere Maßnahmen realisiert werden, sofern sie dafür geeignet sind.

Die Maßnahmen „Keine Wirtschaftsdüngerausbringung nach der Ernte“, „Grundwasserschonende Ausbringungstechnik“ und „Reduzierte Mineraldüngung bei Getreide“ haben die größten Flächenpotenziale. Diese Maßnahmen zeigen vor allem in den Regionen mit hoher Viehbesatzdichte und in den Veredlungsregionen ein hohes Potenzial, um die Nitrateinträge in das Grundwasser zu reduzieren. Die reduzierte Mineraldüngung bei Getreide hat mit etwa -3.000 t zudem das höchste Wirkungspotenzial.

Karte 84: Maßnahmenkombination und zusätzlicher Maßnahmenumfang zur Erreichung der Ziele des Grundwassers durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse, aufbauend auf dem Baseline-Szenario 2021[1)]



[1)] Die Gemeindeergebnisse wurden für die Abbildung in der Karte auf Kreisebene aggregiert.

Quelle: Eigene Berechnung

Mit den in Tabelle 29 aufgeführten Maßnahmenflächen könnten theoretisch etwa 13.300 t Stickstoffüberschüsse reduziert werden. Im Vergleich zum für die Erreichung der Grundwasserziele notwendigen Reduktionsbedarf von 14.100 t N besteht somit ein Defizit von etwa 1.100 t N, das in 5 % der Regionen unter Berücksichtigung aller vorhandenen landwirtschaftlichen Flächenpotenziale für die Umsetzung der aufgeführten konventionellen Agrarumweltmaßnahmen nicht erfüllt werden kann. Um im Rahmen der vorhandenen Flächen- und Wirkungspotenziale die theoretisch mögliche Reduktion von 13.300 t Stickstoff durch den Ausbau der Agrarumweltprogramme bis 2021 zu realisieren, ist es notwendig, die realisierten Förderflächen der dargelegten Maßnahmen auszuweiten. Die Baseline 2021 beruht auf der Annahme, dass die Agrarumweltmaßnahmen der Förderperiode 2007 bis 2013 auch bis 2021 fortgeführt werden. Dies bedeutet, dass auf insgesamt 353.000 ha an Agrarumweltmaßnahmen umgesetzt werden. Um die Grundwasserziele zu erreichen, müssten insgesamt mit den weiteren ca. 600.000 ha weiteren AUM insgesamt rund 1 Mio. ha mit Agrarumweltmaßnahmen gestaltet werden, sprich eine Verdreifachung der bisherigen Fläche. Schaut man sich die aktuellen Antragszahlen an, die derzeit bei rund

250.000 ha liegen, erscheint eine Verdreifachung bis 2021 als unrealistisch.[7] Im Vergleich zu den in den vergangenen Förderperioden schrittweise ansteigenden, stagnierenden oder auch abnehmenden Förderflächen der Agrarumweltmaßnahmen erscheint diese notwendige Ausweitung von Agrarumweltmaßnahmen sehr hoch und unrealistisch. Aufgrund der Freiwilligkeit der Umsetzung von Maßnahmen sowie deren Ausgestaltung und Wirkungseffizienz ist davon auszugehen, dass diese theoretisch mögliche Reduktion von 13.300 t Stickstoff durch den Ausbau der Agrarumweltprogramme nicht realisiert werden kann. Regional bestehen weiterhin Handlungspotenziale. Insbesondere in Regionen mit hohen Stickstoffüberschüssen sind jedoch in erheblichem Umfang weitere Anstrengungen und Minderungsmaßnahmen notwendig, um die Nährstoffeinträge zu reduzieren.

8.8.1.3 Mögliche Kombination von Agrarumweltmaßnahmen zur Erreichung der Ziele für die Oberflächengewässer nach Erreichen eines guten Grundwasserzustandes

Selbst wenn alle Grundwasserkörper in Niedersachsen durch entsprechende Maßnahmen in den guten Zustand versetzt werden, so würde dies nicht dazu führen, dass das Reduzierungsziel für die Küstengewässer (2,8 mg TN/l) erreicht wird. Hierzu sind regional spezifisch weitere Reduktionen der landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge notwendig. Wird wiederum unterstellt, dass sich die Landwirtschaft an den notwendigen Gesamtreduktionen im gleichen Prozentsatz beteiligt, wie sie zu den Einträgen beiträgt, so müssten die landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzüberschüsse im Jahr 2021 (bei einem guten Grundwasserzustand) um weitere rund 5.600 t N reduziert werden, um das vorläufige Bewirtschaftungsziel für die Oberflächengewässer zu erreichen. Hierzu sind weitere ergänzende Maßnahmen in einem Umfang von rund 0,2 Mio. ha LF notwendig.

Mit den in Tabelle 30 aufgeführten Flächen mit ergänzenden Maßnahmen könnten theoretisch etwa 3.600 t an Stickstoffüberschüssen reduziert werden. Im Vergleich mit dem notwendigen Reduktionsbedarf für die Erreichung der Oberflächengewässerziele bei gutem Grundwasserzustand von 5.600 t N besteht somit ein Defizit von etwa 2.000 t N. In den betroffen 6 % der Gemeinden in Niedersachsen kann das Ziel für die Oberflächengewässer bis 2021 auch durch eine Ausdehnung der untersuchten Agrarumweltmaßnahmen nicht erreicht werden. In diesen Regionen wären dann weiterhin 2.000 t N durch weitergehende Maßnahmen zu reduzieren. Insgesamt sind nach den Berechnungen über 9,7 Mio. € notwendig, um, ausgehend von einem flächendeckend gutem Grundwasserzustand, die Ziele für die Oberflächengewässer durch die Ausdehnung

[7] Ende 2014 lagen die Antragflächen 2014 für die Grundwasser-EG-WRRL-Maßnahmen im PFEIL-Programm bei rund 68.000 ha. Wenn weitere Maßnahmen wie BV2 (emissionsarme Ausbringung von Gülle/Substrate, GL11 (Extensive Bewirtschaftung – Grundförderung), NG2 (Anbau von winterharten Zwischenfrüchten), NG4 (Naturschutzgerechte Bewirtschaftung auf Dauergrünland innerhalb von Wiesenvogelschutzgebieten), BS (Anlage von Blüh- oder Schonstreifen oder Landschaftselementen auf Ackerland), nimmt die Fläche insgesamt 248.000 ha ein.

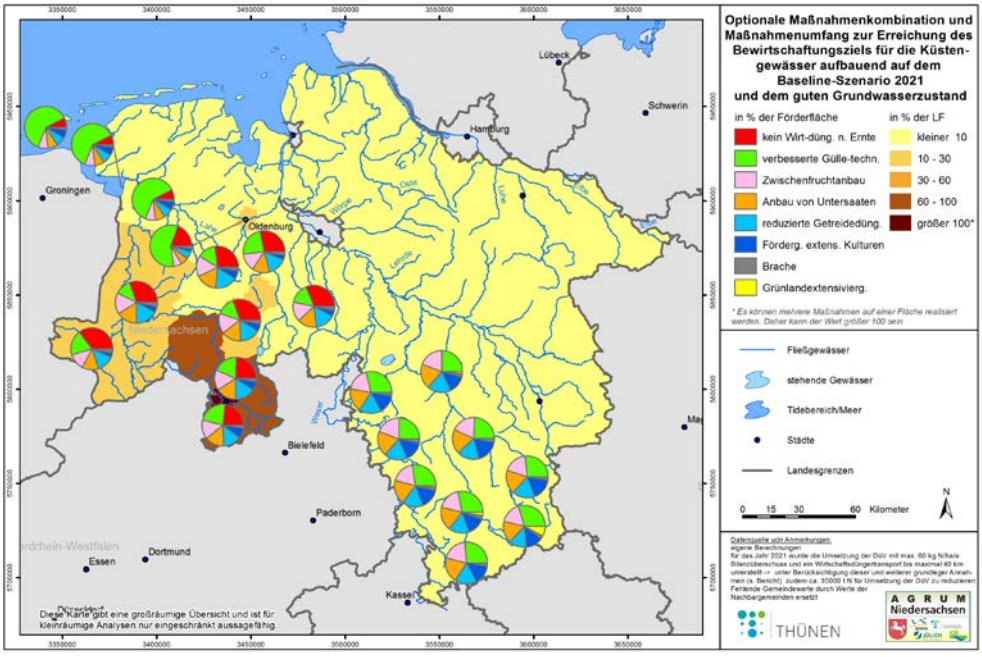
der untersuchten ergänzenden Agrarumweltmaßnahmen zu erreichen. Die auf Kreisebene aggregierte Auswertung der Maßnahme ist in Karte 85 dargestellt.

Tabelle 30: Umfänge der Maßnahmen zur Erreichung des Reduzierungszieles von 2,8 mg TN/l für die Küstengewässer durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse, aufbauend auf gutem Grundwasserzustand

	Kosten €/a	Unfang ha/a
Keine Wirtschaftsdüngerausbringung nach der Ernte	681.000	45.000
Grundwasserschonende Ausbringungstechnik Gülle und Festmist	968.000	32.000
Reduzierte Mineraldüngung in Getreide	2.288.000	29.000
Förderung von Extensivkulturen	792.000	11.000
Zwischenfruchtanbau	2.265.000	28.000
Untersaaten	1.982.000	28.000
Brache	671.000	5.000
Grünlandextensivierung	29.000	0
Summe	**9.676.000**	**178.000**

Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 85: Maßnahmenkombination und zusätzlicher Maßnahmenumfang zur Erreichung des Reduzierungszieles von 2,8 mg N/l für die Küstengewässer durch Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse, aufbauend auf gutem Grundwasserzustand und dem Baseline-Szenario 2021[1)]



[1)] Die Gemeindeergebnisse wurden für die Abbildung in der Karte auf Kreisebene aggregiert.

Quelle: Eigene Berechnung.

Mit den aufgeführten ergänzenden Agrarumweltmaßnahmenflächen könnten theoretisch die für Grundwasser- und Oberflächengewässer relevanten Stickstoffüberschüsse um insgesamt 16.900 t reduziert werden. Dazu müssten im Vergleich zum Status quo im Basisjahr 2007 die Förderflächen der untersuchten Maßnahmen jedoch enorm ausgedehnt werden. Die derzeitigen Antragszahlen des Jahres 2015 für gewässerrelevante Agrarumweltmaßnahmen liegen zum Zeitpunkt des Berichts bei 250.000 ha. Insgesamt müssten zu den in der Baseline angenommenen 353.000 ha an Agrarumweltmaßnahmen laut diesen Analysen noch weitere 778.000 ha für die Grundwasser- und Oberflächengewässerziele umgesetzt werden, also insgesamt 1,13 Mio. ha, was mehr als einer Vervierfachung der aktuellen Fläche betrifft. Dies ist in Anbetracht der bisherigen Entwicklung der Förderflächen keinesfalls erwartbar oder umzusetzen. Darüber hinaus wären selbst bei dieser ursachenbezogenen Ausweitung der Maßnahmenflächen nur 85 % der für die Zielerreichung im Jahr 2021 notwendigen landwirtschaftlichen Stickstoffeintragsreduktionen durch den zielorientierten Einsatz der Agrarumweltmaßnahmen zu erfüllen, da die regionalen Flächenpotenziale für die Umsetzung von weiteren Agrarumweltmaßnahmen ausgeschöpft sind.

Die dargelegten Ergebnisse und Schlussfolgerungen beziehen sich nur auf die landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge in die Gewässer, unter der Annahme, dass die anderen Eintragsquellen entsprechend ihres Anteils am Gesamteintrag die Nährstoffeinträge reduzieren. Die angestrebten Nährstofffrachten bzw. -konzentrationen werden dementsprechend nur erreicht, wenn auch die anderen Sektoren ihre Einträge entsprechend reduzieren.

Die dargelegten Ausweitungsoptionen der ergänzenden Agrarumweltmaßnahmen, die für die Zielerreichung analysiert wurden, reichen nicht aus, um in Niedersachsen bis 2021 die Zielkonzentrationen für den guten Gewässerzustand zu erreichen. Dies resultiert aus dem hohen Handlungsbedarf sowie aus der beschriebenen Vorgehensweise, die Umsetzungsmöglichkeiten der Maßnahmen auf den verfügbaren landwirtschaftlichen Flächen und der Umsetzungsakzeptanz der Landwirte. So wird berücksichtigt, dass erfahrungsgemäß beispielsweise nur 50 % der Grünlandflächen einer Gemeinde für eine Extensivierung in Betracht gezogen werden. Es gibt jedoch ebenso Regionen, die mehr als eine Maßnahme pro Fläche umsetzen könnten und müssten um den Reduktionsbedarf abzudecken. Basierend auf den Ergebnissen müsste die Förderfläche von Agrarumweltmaßnahmen zukünftig um ein Vielfaches ausgedehnt werden, was jedoch unter Berücksichtigung der bisherigen Entwicklung der Förderflächengrößen unrealistisch erscheint. Besonders in den viehstarken Regionen mit intensiver Landwirtschaft müssen ergänzende Maßnahmen eingesetzt werden, die häufig mit einer Extensivierung einhergehen, dies ist jedoch aus ökonomischer Sicht nicht nachhaltig.

Die ergänzenden Agrarumweltmaßnahmen müssen vor dem Hintergrund beurteilt werden, dass sie auf dem Baseline-Szenario 2021 aufbauen, das die Umsetzung der Düngeverordnung als grundlegende Maßnahme unterstellt. Allein die Annahme, dass die Düngeverordnung im Jahr 2021 so umgesetzt wird, dass Gemeinden im Mittel keinen Stickstoffüberschuss von mehr als 60 kg N/ha LF/Jahr aufweisen, impliziert, dass ca. 38.000 t N zusätzlich zur weiterhin erwartbaren positiven Entwicklung der landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge abgebaut werden müssten, was

beispielsweise nur durch eine starke Reduktion der Tierbestände oder des Mineraldüngereinsatzes möglich wäre. Beide Vorgehensweisen würden jedoch starke finanzielle und strukturelle Einschränkungen mit sich bringen, die politisch schwer umsetzbar sind (vgl. Kapitel. 8.2.4).

Der Reduktionsbedarf zur Umsetzung der Düngeverordnung und der darüber hinaus bestehende Ausweitungsbedarf sowie die Kosten für ergänzende Agrarumweltmaßnahmen weisen auf das Ausmaß der weiterhin bestehenden Herausforderungen hin, die mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie bis zum Jahr 2021 einhergehen. Aufgrund der räumlich differenzierten Betrachtung geben die vorliegenden Ergebnisse zudem Aufschluss über Schwerpunktregionen und Handlungsoptionen für die weitere Maßnahmenplanung.

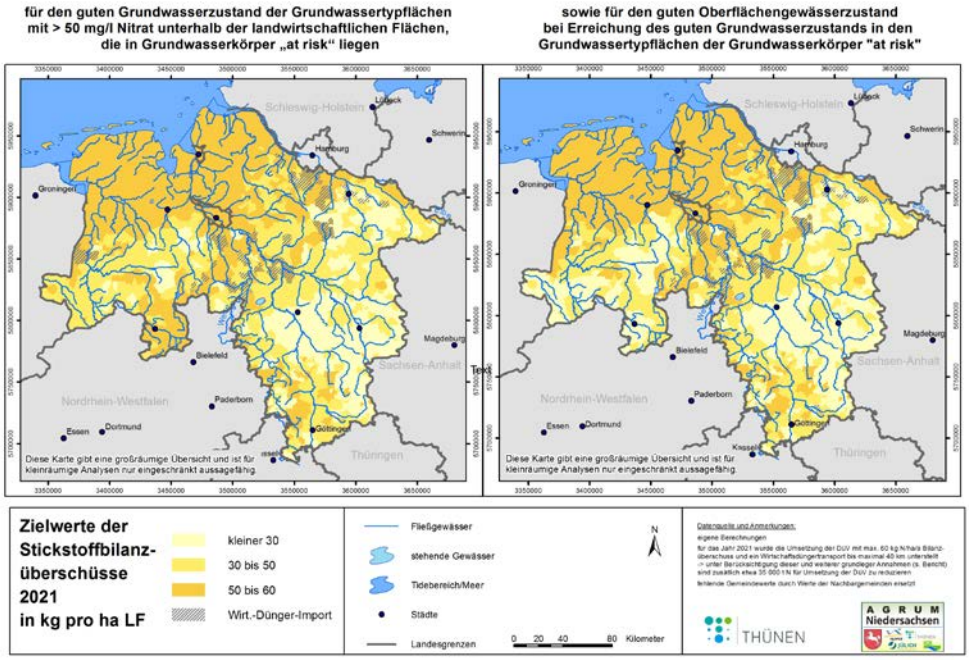
8.8.2 Grenzen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen

Um die Einordnung und Einschätzung der Ergebnisse zu unterstützen, werden im Folgenden die Grenzen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie mittels Agrarumweltmaßnahmen für Niedersachsen aufgezeigt werden. Die im Bericht dargelegten Analysen zu weiteren Maßnahmen in der Landwirtschaft bauen auf einer Baseline auf, der die Annahme zugrunde liegt, dass die Düngeverordnung in Niedersachsen im Zieljahr 2021 in allen Regionen umgesetzt wird. Das heißt, dass alle Betreibe, oder in diesem Fall Gemeinden, einen Stickstoffüberschuss von 60 kg N/ha nicht überschreiten. Dabei wurde, bei Ausschöpfung der vorhandenen Stickstoffaufnahmekapazitäten im jeweiligen Kreis, wie in Kapitel 8.2.4 beschrieben, ein Transport von Wirtschaftsdünger in den anliegenden Kreis zugelassen. Dies entspricht einer Transportdistanz von ungefähr 40 km. Für die Mengen an Wirtschaftsdüngern, die darüber hinaus noch verteilt werden müssten, um die 60 kg N/ha Maximalgrenze nicht zu überschreiten, wurde unterstellt, dass sie anderweitig verteilt werden (z. B. ausserhalb des Bundeslandes) oder abgebaut werden (z. B. durch zusätzlichen Viehabbau oder weitere Maßnahmen zur N-Reduzierung).

Karte 86 zeigt zusammenfassend die zulässigen Stickstoffüberschüsse zur Erreichung der Grundwasserziele (links) bzw. zur Erreichung der Oberflächengewässerziele, wenn die Grundwasserziele erreicht sind (rechts). Es wird deutlich, dass nach den Vorgaben für die Berechungen, wie oben beschrieben, alle Regionen die Vorgabe der DüV erfüllen, einen maximalen Stickstoffüberschuss von 60 kg N/ha umzusetzen. Des Weiteren wird deutlich, dass der zusätzliche Handlungsbedarf in den Grundwassertypflächen dazu führt, dass z. B. in den Veredlungsregionen im Westen von Niedersachsen, Gemeinden einen maximalen Stickstoffüberschuss von teilweise unter 30 kg N/ha haben. Daraus resultiert im Vergleich mit den N-Überschüssen im Jahr 2007 (vgl. Karte 28) eine Reduktion der N-Überschüsse von teilweise über 100 kg N/ha. Dies gilt auch für die viehstarken Regionen im Norden des Landes. Hier wird vorausgesetzt, dass die viehstarken Regionen, die im Jahr 2007 bei N-Überschüssen von teilweise über 120 kg N/ha lagen, vereinzelt sogar deutlich darüber, ihre N-Überschüsse in erheblichem Umfang reduzieren müssen, um die Düngeverordnung umzusetzten. Dieser notwendige Abbau

der N-Überschüsse zur Erreichung der Ziele der EG-WRRL wird die Politik vor große Herausforderungen stellen. In Kapitel 8.2.5 wurde den zu reduzierenden N-Mengen zur Umsetzung der Düngeverordnung und darauf aufbauend der Wasserrahmenrichtlinie ein potentieller Abbau von Großviehheinheiten gegenübergestellt. Hier wird deutlich, dass die Viehbestände landesweit um ca. 15 % abgebaut werden müssten. Es sind insbesondere die viehstarken Regionen in Niedersachsen betroffen, in denen große Mengen organischer Stickstoff anfallen ein Abbau der Tierbestände mit erheblichen ökonomischen Einbußen einhergehen, was die Erfüllung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie erheblich erschwert.

Karte 86: Zur Zielerreichung notwendige Stickstoffbilanzüberschüsse 2021

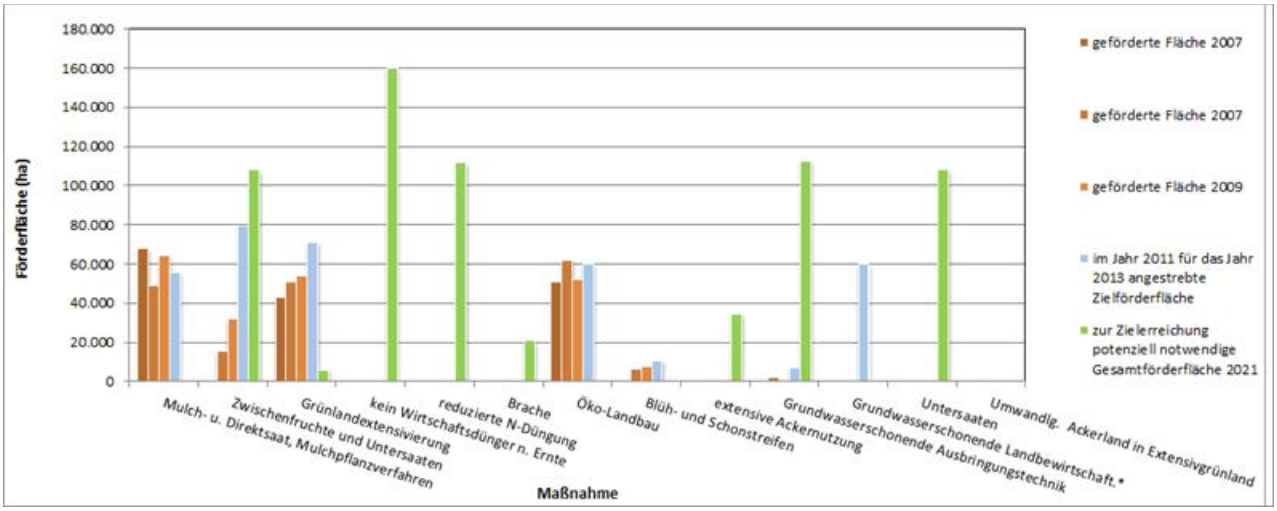


Quelle: Eigene Berechnung.

Die in Kapitel 8.8.1 dargelegten Ergebnisse zu flächenbezogenen Agrarumweltmaßnahmen haben gezeigt, dass aufbauend auf den oben beschrieben Annahmen des Baseline-Szenarios 2021 selbst durch eine Ausweitung der Agrarumweltmaßnahmen weder die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie für die Grundwasserkörper noch die Zielwerte für die Oberflächen-gewässer erreicht werden. In ca. 5 % der Gemeinden reicht unter den hier zugrunde gelegten Annahmen das Flächenpotenzial nicht aus, um ausreichend Maßnahmen umzusetzen. Um die Reduktionswirkung der untersuchten Maßnahmenoptionen in Kapitel 8.8.1 zu erreichen, müssten zu den bisherigen AUM-Förderflächen zusätzlich 600.000 ha an Maßnahmen umgesetzt werden. Abbildung 21 verdeutlicht den Stand der bisher umgesetzten, im vorliegenden Bericht analysierten Maßnahmen im Vergleich zu den notwendigen weiteren flächengbezogenen Maßnahmen unserer Analysen. Es wird deutlich, dass die Maßnahmen um ein Vielfaches der bisherigen Förderflächen ausgeweitet werden müssten. Erschwerend kommt hinzu, dass überwiegend in den intensiven Vieh- und Ackerbauregionen Maßnahmen gefördert werden müssen. Dies bedeutet, dass das theoretisch

abgeleitete Potenzial in diesen Analysen in der Realität nicht durchsetzbar ist. Zum Einen beruht die Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen auf einer freiwilligen Beteiligung von Landwirten, und diese fällt gerade in den intensiv genutzen Standorten geringer aus. Zum Anderen ist die Durchführung von Agrarumweltmaßnahmen in den viehstarken Regionen überwiegend mit einem Abbau von Viehbeständen verbunden, sodass die damit verbundenen wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Kosten enorm hoch ausfallen würden und damit politisch nicht tragbar wären. Damit kann abschließend festgehalten werden, dass die Nährstoffziele der Wasserrahmenrichtlinie unter den derzeitigen Entwicklungen bis 2021 weder für das Grundwasser noch für die Oberflächengewässer erreicht werden. Weitere Agrarumwelt-maßnahmen sind wünschenswert und können in einigen Regionen positiv beitragen. Eine Zielerreichung der Wasserrahmenrichtlinie ausschließlich mit Agrarumweltmaßnahmen ist nicht möglich. Vielmehr sind weitere Maßnahmen in Betracht zu ziehen, die Stickstoffmengen in erheblichem Umfang reduzieren. Denkbar wären eine Reduzierung des Mineraldüngers, der Transport von Wirtschaftsdünger in andere Regionen außerhalb des Bundeslandes, aber auch ein Abbau von Viehbeständen.

Abbildung 21: Umfänge der von 2003 bis 2013 geförderten und der zur Zielerreichung umzusetzenden AUM in Niedersachsen



Quelle: Eigene Berechnung.

Abschließend ist es für eine effiziente Wirkungsanalyse von Maßnahmen wichtig, die standörtlichen Gegebenheiten in Betracht zu ziehen. So wirken Maßnahmen in Regionen unterschiedlich. Aber auch der ökologische Effekt einer Maßnahme variiert regional. Durch eine Verteilung des Wirtschaftsdüngers in andere Regionen kann es dazu kommen, dass Regionen, die vorher keinen Handlungsbedarf zur Erreichung der Wasserrahmenrichtlinie hatten, durch zusätzlich Einträge die Qualität des Grundwassers und mitunter auch der Oberflächengewässer verschlechtern. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf, um eine ökologisch optimale und ökonomisch tragbare Verteilung von Wirtschaftsdüngern sowie die regional unterschiedliche Wirkungsweise von Maßnahmen zu untersuchen.

9 Zusammenfassung

Übergeordnetes Ziel des Projektes AGRUM Niedersachsen war es, die Möglichkeiten der Zielerreichung der Wasserrahmenrichtlinie für das Bundesland Niedersachsen für das Jahr 2021 abzuschätzen. Dazu wurde in Anlehnung an Analysen von Nährstoffbelastungen, -emissionen und -frachten sowie von Maßnahmenanalysen in der Flussgebietseinheit Weser auf den Modellverbund AGRUM aufgebaut. Darüber hinaus wurden die Schnittstellen zwischen den Modellen im Projekt AGRUM Niedersachsen verfeinert sowie die Kohärenz der Modellergebnisse weiter erhöht. Im vorliegenden Bericht wurde zunächst der Modellverbund beschrieben, um dann anschließend die Ergebnisse des Basisjahrs 2007 und darauf aufbauend das Baseline-Szenario 2021 und dessen Ergebnisse zu erläutern. Abschließend wurden Maßnahmen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen untersucht. Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse zusammengefasst.

I. Basisjahr 2007

1) Mit der Wasserhaushaltsmodellierung wurden die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den Nährstoffeintrag abgebildet (s. Kapitel 4).

Vor dem Hintergrund, dass der Wasserhaushalt eine möglichst aktuelle mittlere langjährige – und regional typische – hydrologische Situation abbilden sollte, wurde die Wasserhaushaltsmodellierung für die Periode 1983 bis 2005 vorgenommen. Die Modellierung erfolgte mit dem GROWA-Modell. Auf diese Weise wurden die Abflusskomponenten „Oberflächenabfluss“, „natürlicher Zwischenabfluss“, „Abfluss aus Dränagen“, „Abfluss über urbane Systeme und Grundwasserneubildung“ (Grundwasserabfluss) ausgewiesen. Die einzelnen Abflusskomponenten sind die Grundlage für die eintragspfadbezogene Ermittlung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Vorfluter.

Ein Vergleich der GROWA-Modellergebnisse mit gemessenen Abflüssen von 108 Pegeln ergab mit einem r^2= 0,99 für den Gesamtabfluss und einem r^2 = 0,98 für die Grundwasserneubildung eine sehr gute Übereinstimmung. Das Ergebnis der Wasserhaushaltsmodellierung dokumentiert die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den Stickstoff- und Phosphoreintrag in Niedersachsen.

In den grundwasserfernen, ebenen Lockergesteinsregionen im Nordteil Niedersachsens entspricht die Grundwasserneubildungshöhe weitestgehend der Gesamtabflusshöhe, weil das in den Boden einsickernde Niederschlagswasser ungehindert dem Aquifer zufließen kann. In den Marschen hingegen als grundwasser- und staunässebeeinflussten Lockergesteinsregionen wird mehr als 80 % des Gesamtabflusses über Dränagen, d. h. hydrologisch als Direktabfluss, abgeführt. Für die Festgesteinsregionen im Südteil Niedersachsens ergeben sich ähnlich hohe Direktabflussanteile, hier jedoch bedingt durch den natürlichen Zwischenabfluss.

2) Die landwirtschaftlichen Stickstoff- und Phosphorbilanzsalden weisen regional erhebliche Unterschiede auf (s. Kapitel 5 sowie Karte 28 und Karte 29).

Die Flächenbilanzsalden für Stickstoff und Phosphor sind im Bundesdurchschnitt seit Ende der 1980er-Jahre stark zurückgegangen. Während der Stickstoffbilanzüberschuss 1990 in Deutschland noch über 110 kg N/ha LF lag, sank er bis 2007 um fast 50 kg auf 64 kg/ha LF. Auch der Phosphorbilanzüberschuss, der 1985 bei knapp 30 kg P^2O^5/ha LF lag, konnte bis 2007 um rund zwei Drittel auf unter 10 kg P^2O^5/ha LF reduziert werden. Für Niedersachsen lagen die Stickstoffbilanzüberschüsse 2007 durchschnittlich bei 77 g N/ha LF bzw. 202.500 t N, die Phosphorbilanzüberschüsse bei 6 kg P^2O^5/ha LF bzw. rund 15.990 t P^2O^5.

Obwohl in der Vergangenheit im Durchschnitt eine deutliche Reduzierung der Nährstoffbilanzüberschüsse stattgefunden hat, gab es in Niedersachsen auch 2007 noch Regionen, die durch Stickstoffbilanzüberschüsse von mehr als 100 kg/ha LF gekennzeichnet waren. Gebiete mit hohen Stickstoffüberschüssen und großem Eintragsrisiko sind vor allem die viehstarken Regionen im Norden von Niedersachsen sowie im Nordwesten in den Veredlungsregionen.

Geringere Überschüsse befanden sich hingegen in den überwiegend ackerbaulich geprägten Regionen im Süden und Osten von Niedersachsen, die durch einen geringen Anteil an Grünland und eine geringe Viehbesatzdichte gekennzeichnet sind.

3) Die atmosphärische Deposition ist eine weitere wichtige diffus wirkende Stickstoffquelle (s. Kapitel 6.1 sowie B.2.1, Karte 93 und Karte 94).

Die Stickstofffflächenbilanzüberschüsse der Landwirtschaft stellen nicht die einzige diffus wirkende Stickstoffquelle dar. Zusätzlich sind die atmosphärische Deposition (ca. 120.330 t/a auf den Landflächen) sowie die Mobilisierung im Boden durch Mais und Grünlandumbruch (ca. 12.500 t N/a) unter Anrechnung der im Boden festgelegten Stickstoffmenge in Grünland- und Waldregionen in Niedersachsen (ca. 76.740 t N/a) zu berücksichtigen. Auf diese Weise ergibt sich eine verlagerbare Stickstoffmenge in den Böden Niedersachsens (2007), die bei ca. 258.090 t N/a liegt, was ca. 54 kg N/ (ha·a) entspricht.

4) Die für den Stickstoffeintrag relevanten Nitratabbauraten im Boden weisen regional bedeutende Unterschiede auf (s. Kapitel 6.2 sowie Karte 32 und Karte 34).

Während des Transports im Boden kann Nitrat mikrobiell abgebaut werden. Das Ausmaß des Nitratabbaus im Boden wird im DENUZ–Modell über die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden sowie durch das Stickstoffabbauvermögen des Bodens bestimmt. Die Ergebnisse der Modellrechnungen des DENUZ-Modells zeigen, dass die Stickstoffüberschüsse im Boden durch Denitrifikationsvorgänge in vielen Regionen deutlich reduziert werden. So können in Regionen, in denen durch Grundwasser beeinflusste Böden mit einem hohen Anteil an organischer Substanz auftreten, trotz intensiver landwirtschaftlicher Nutzung mehr als 80 % der Stickstoffüberschüsse im Boden denitrifiziert werden. Die geringsten Nitratabbauraten im Boden treten in den Podsolböden im nordwestdeutschen Tiefland auf. Gerade in Regionen mit hohen Stickstoffüberschüssen, z. B. im Westen und Norden Niedersachsens, aber auch in den ackerbaulich geprägten östlichen

Landesteilen, führen in einigen Gebieten schlechte Abbaubedingungen und geringe Austauschraten des Sickerwassers im Boden dazu, dass große Stickstoffmengen aus dem Boden ausgetragen werden können. Ein effizienter Schutz des Grundwassers und der Oberflächengewässer vor erhöhten Nitrateinträgen ist bei diesen Standortbedingungen in der Praxis nur durch eine weitreichende Anpassung der Landbewirtschaftung erreichbar.

Durch die Denitrifikation im Boden wird die verlagerbare Stickstoffmenge im Boden (2007) von ca. 258.090 t N/a (entspricht ca. 54 kg N/(ha·a) um ca. 123.380 t N/a vermindert. Die Höhe der Stickstoffüberschüsse unterhalb der durchwurzelten Bodenzone liegt dadurch, aufsummiert über die Landesfläche, bei ca. 134.710 t N/a, was fast 29 kg N/(ha·a) entspricht.

5) Hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser finden sich für die Ausgangssituation 2007 in den viehstarken Regionen (s. Kapitel 6.2 und Karte 36).

Durch Kombination der berechneten Stickstoffeinträge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate wurde die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Es zeigte sich, dass aktuell in den meisten Regionen Niedersachsens immer noch mit Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l und mehr zu rechnen ist. Besonders hohe Werte errechnen sich flächendeckend für die landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen im Nordwestteil. Bereits im Modellvorhaben AGRUM Weser (Kreins et al., 2010) konnte gezeigt werden, dass die modellierten Werte als zuverlässig im Hinblick auf die ausgewiesenen Hot-spot-Gebiete der Grundwasserbelastung angesehen werden, sodass sie einen geeigneten Referenzrahmen für die Quantifizierung der erforderlichen Reduktion des Stickstoffüberschusses zur Gewährleistung einer maximalen Nitratkonzentration im Grundwasser von 50 mg/l (nach GWRL, 2006/118/EG) darstellen.

6) Bei den N-Einträgen über den Direktabfluss ist im Nordteil Niedersachsens der Eintragspfad „Dränagen“ bedeutsam (s. Kapitel 6.3.4 und Karte 39), im Südteil dagegen der Eintragspfad „Natürlicher Zwischenabfluss“ (s. Kapitel 6.3.5 und Karte 40).

Bei den N-Einträgen in die Oberflächengewässer über Dränagen treten vor allem landwirtschaftlich genutzte Niederungsgebiete im Nordteil Niedersachsens hervor. Dort kommt es zu N-Einträgen von bis zu 100 kg N/(ha·a). Diese resultieren aus dem Zusammenwirken hoher Stickstoffüberschüsse und einer relativ geringen Verweilzeit des Sickerwassers im Boden. Insgesamt werden über den Eintragspfad Drainagen 2007 ca. 32.310 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen. Bei den Stickstoffeinträgen in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss treten vor allem landwirtschaftlich genutzte Regionen in den Festgesteinsregionen im Südteil Niedersachsens mit Stickstoffeinträgen von in der Regel weniger als 50 kg N/(ha·a) hervor. Insgesamt werden über den natürlichen Zwischenabfluss ca. 6.960 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen. Da der natürliche Zwischenabfluss eine Funktion der natürlichen Standortbedingungen ist, sind die Eingriffsmöglichkeiten des Menschen, z. B. zur Erhöhung der Verweilzeiten und damit der Nitratabbauraten im Boden, gering. Durch einen gezielten Rückbau von Dränagesystemen ergeben sich diesbezüglich – zumindest theoretisch – Steuerungsmöglichkeiten in den künstlich entwässerten, grundwasser- und staunässebeeinflussten Lockergesteinsregionen

7) Aufgrund des hohen Denitrifikationsvermögens und der geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers im gesamten Norddeutschen Tiefland wird ein großer Teil des in das Grundwasser eingetragenen Nitrats auf dem Weg zum Vorfluter abgebaut (s. Kapitel 6.3.7 und Karte 42 sowie Karte 43).

Der Anteil der Stickstoffeinträge aus dem Boden, der nicht über den Direktabfluss in die Gewässer gelangt, wird in das Grundwasser eingetragen und durch den Aquifer zu einem Oberflächengewässer transportiert, wobei, je nach dem vorherrschenden Denitrifikationsvermögen im Aquifer, Nitratabbauprozesse ablaufen können. Die Charakterisierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer erfolgte mit dem Modell WEKU. Es zeigte sich, dass der gesamte zum Norddeutschen Tiefland gehörende Teil Niedersachsens nitratabbauende Aquifere aufweist, während im Südteil oxidierte Grundwasserverhältnisse vorliegen, sodass dort nicht damit zu rechnen ist, dass in den Grundwasserleiter eingetragenes Nitrat während des Transports zum Vorfluter abgebaut wird.

Der reaktive Transport im Grundwasser wurde mit dem WEKU-Modell in Abhängigkeit der Grundwasserverweilzeiten, der Stickstoffeinträge in den Aquifer und der Nitratabbaubedingungen im Aquifer flächendifferenziert modelliert. Die Grundwasserverweilzeiten wurden durch Verknüpfung der Fließgeschwindigkeiten im Aquifer mit der lateralen Fließdynamik vom Eintragsort bis zum grundwasserwirksamen Vorfluter berechnet. Im Nordwestdeutschen Tiefland treten aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers durchaus Grundwasserverweilzeiten von bis zu mehr als 50 Jahren auf. Besonders kurze Verweilzeiten im Grundwasser (häufig weniger als zehn Jahre) wurden für viele Mittelgebirgsbereiche berechnet. Hierbei wurde davon ausgegangen, dass der Grundwasserabfluss in der Auflockerungszone über dem unverwitterten Gestein stattfindet.

Im Hinblick auf die grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Vorfluter ist, bedingt durch die unterschiedlichen nitratabbauenden Eigenschaften der Aquifere, eine klare Zweiteilung des Landes zu erkennen. Im Nordteil Niedersachsens wird ein Großteil des in das Grundwasser eingetragenen Nitrats auf dem Weg zum Vorfluter aufgrund der im Allgemeinen gut nitratabbauenden Lockergesteinsaquifere und der meist langen Grundwasserverweilzeiten abgebaut, selbst wenn diese Regionen als Hot-spot-Regionen für den Stickstoffeintrag in das Grundwasser gelten. Für die südlichen Teile entsprechen die grundwasserbürtigen Stickstoffausträge in die Oberflächengewässer aufgrund des Fehlens signifikanter Denitrifikationskapazitäten in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten dagegen im Wesentlichen den Stickstoffeinträgen in das Grundwasser.

Von den insgesamt ca. 94.100 t N/a, die mit der Grundwasserneubildung in den Aquifer eingetragen werden, werden auf diese Weise ca. 65.440 t N/a abgebaut, sodass über das Grundwasser noch ca. 28.660 t N/a in die Oberflächengewässer gelangen, was im Landessmittel etwa 6 kg N/(ha·a) entspricht. Etwa zwei Drittel des Eintrags erfolgen in der Lockergesteinsregion, obwohl dort im Grundwasser über 70 % des Nitrats abgebaut werden

8) Haupteintragspfade für Stickstoff sind die Eintragspfade „Grundwasser“, „Natürlicher Zwischenabfluss“ (Interflow) und „Dränagen“ (s. Kapitel 6.3.8 und Abbildung 8).

Dränagen und Grundwasser sind die Haupteintragspfade für Stickstoff in die Oberflächengewässer. Relevant sind auch noch die N-Einträge über den natürlichen Zwischenabfluss. Die Stickstoffeinträge über die diffusen Eintragspfade Erosion, Abschwemmung und atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen sind dagegen weniger bedeutsam.

9) Circa 80 % der diffusen Stickstoffeinträge in die Vorfluter über die drei wichtigsten diffusen Eintragspfade (natürlicher Zwischenabfluss, Dränagen, Grundwasser) stammen aus der Lockergesteinsregion (s. Kapitel 6.3.8 und Abbildung 9).

Wertet man die Stickstoffeinträge in die Vorfluter für die wichtigsten diffusen Stickstoffeintragspfade (Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und Dränagen), getrennt nach Lockergesteinsregion (Nordteil Niedersachsens) und Festgesteinsregion (Südteil Niedersachsens), aus, so zeigt sich, dass der Eintragspfad „natürlicher Zwischenabfluss“ eigentlich nur für die Festgesteinsregion relevant ist, während der Austrag über Dränagen vor allem die Lockergesteinsregion dominiert. Im Hinblick auf den Eintragspfad Grundwasser zeigt sich, dass trotz des hohen Nitratabbaupotenzials des Grundwasserleiters in der Lockergesteinsregion und des dadurch bedingten Nitratabbaus im Grundwasser von ca. 70 % des N-Eintrags rund zwei Drittel des Stickstoffgesamteintrags in die Oberflächengewässer über das Grundwasser realisiert werden. Insgesamt stammen auf diese Weise ca. 80 % der diffusen Stickstoffeinträge in die Vorfluter von den drei wichtigsten diffusen Eintragspfaden aus der Lockergesteinsregion.

10) Im Jahr 2007 machen die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus punktförmigen Eintragsquellen und aus urbanen Gebieten 9 % der gesamten Stickstoffeinträge aus (s. Kapitel 6.4 und 6.5 sowie Abbildung 10).

Der Eintrag über diese Pfade verteilt sich sehr stark entsprechend der Einwohnerdichte, lokal können sich jedoch größere Unterschiede durch den Anschlussgrad sowie durch die Reinigungsleistung der Kläranlagen ergeben. Etwa zwei Drittel der Einträge aus diesen Pfaden stammen aus urbanen Systemen, wobei hier über eine Bodengrundwasserpassage eingeleitete Abwässer aus Kleinkläranlagen den größten Anteil verursachen. Bei den kommunalen Kläranlagen werden 83 % der Stickstoffeinträge aus Kläranlagen >10.000 Einwohnerwerte verursacht.

11) Die gewässerinterne Stickstoffretention im Oberflächenwasser ist ein wichtiges Element des Stickstoffhaushalts (s. Kapitel 6.6 sowie Karte 49).

Die gewässerinterne Retention, d. h. die Summe aller Verlust- und Transformationsprozesse, wurde in MONERIS, basierend auf empirisch-konzeptionellen Ansätzen, in Abhängigkeit von Wasserfläche, Abfluss und Wassertemperatur, separat für Neben- und Hauptläufe einzelner Teileinzugsgebiete (Analysegebiete), berechnet und ausgewiesen. Im Mittel ergibt sich für die niedersächsischen Oberflächengewässer eine Stickstoffretention von 14 %, die in den einzelnen Teileinzugsgebieten zwischen 2 % (10 %-Quantil) und 29 % (90 %-Quantil) variieren kann. In einigen

Analysegebieten mit einem hohen Wasserflächenanteil (z. B. Dümmer und Steinhuder Meer) liegt die Stickstoffretention sogar deutlich über 50 %.

Die akkumulative Stickstoffretention (s. Karte 50) in den Hauptläufen der Flussgebietseinheiten Niedersachsens vom jeweiligen Auslass eines Teileinzugsgebietes bis zu den Übergabepunkten variiert aufgrund unterschiedlicher geohydromorphologischer Bedingungen und der jeweiligen Fließstrecke und erreicht teilweise über 25 %. Dies betrifft jedoch nur Teileinzugsgebiete des über die Elbe entwässernden Harzes. In weiten Bereichen liegt die akkumulative Retention wegen der kurzen Fließstrecke deutlich niedriger. Aus der akkumulativen Retention wurde die maximale zulässige Konzentration in den Oberflächengewässern abgeleitet, die bis auf wenige Ausnahmen unter 3 mg N/l liegt (s. Karte 82).

12) Die mit dem AGRUM-Modellverbund modellierten Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer in 2007 belaufen sich auf 78.980 t N/a (s. Kapitel 6.5 und Tabelle 6).

Die im AGRUM-Modellverbund für das Basisjahr 2007 berechneten Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer liegen im Mittel bei 16 kg/(ha·a) und variieren in den Flussgebietseinheiten zwischen Rhein 46,3 kg/(ha·a), Ems 24,1 kg/(ha·a), Weser 13,4 kg/(ha·a) und Elbe 10,1 kg/(ha·a).

13) Die modellierten Stickstoffeinträge in die Flüsse wurden mit langjährigen pegelbezogenen Messwerten (Abflussmenge und Stickstoffkonzentration) abgeglichen (s. Kapitel 6.7 und Abbildung 11).

Um die Aussagegüte der Modellrechnungen zu überprüfen, wurden die modellierten Stickstofffrachten mit im Fluss gemessenen Werten verglichen. Für die Validierung konnten langjährige pegelbezogene Messwerte von 73 Einzugsgebieten aus dem Zeitraum 2000 bis 2010 verwendet werden. Der Vergleich ergab eine mittlere Abweichung von 23 % sowie ein Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0{,}98$. Vor dem Hintergrund der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets und der Modell- und Messungenauigkeiten stellt dies eine sehr gute statistische Übereinstimmung dar.

14) Bei den diffusen Phosphoreinträgen ist der Pfad „Dränagen“ von Bedeutung (s. Kapitel 7.1.4 und Karte 55). Darüber hinaus sind jedoch auch die Eintragspfade „Grundwasser“ und „Erosion“ relevant (s. Kapitel 7.1.3 und 7.1.6 sowie Karte 53 und Karte 57).

Die Bedeutung der Erosion nimmt von Süd nach Nord ab, während im nördlichen Lockergesteinsgebiet Dränagen und teilweise auch Grundwasser die dominierenden diffusen Quellen darstellen. Die Erosion hat v. a. im südniedersächsischen Berg- und Hügelland eine große Bedeutung, weil hier verbreitet Ackerflächen auftreten, die sich in steileren Lagen befinden und erosionsanfällige Böden (teilweise Löss) aufweisen. Mit zunehmender Abflachung des Reliefs sinkt die Bedeutung der Erosion als Phosphorquelle deutlich. Die Gesamt-P-Menge, die über Erosion in die Oberflächengewässer gelangt, liegt bei ca. 540 t P/a (2007). Mit Uferrandstreifen ließe sich der Phosphor eintrag nach Literaturangaben um ca. 42 bis 86 % verringern. Die Wirkung steigt mit zunehmen-

der Streifenbreite, die sich jedoch nur dann realisieren lässt, wenn es die lokalen Verhältnisse zulassen (Grunderwerb, lokale Relief- und Nutzungsverhältnisse).

Spiegelbildlich zur regionalen Bedeutung der Erosion steigt im Flachland die Bedeutung der Eintragspfade Grundwasser und v. a. der Dränagen an. Die P-Einträge über das Grundwasser liegen bei ca. 630 t P/a und sind überwiegend geogener Natur, sodass sie nicht durch Managementmaßnahmen steuerbar sind. Mit einem P-Eintrag von ca. 1.020 t P/a stellen Dränagen den bedeutendsten diffusen P-Eintragspfad dar. Als Hot-spots treten hier insbesondere Hochmoorböden unter Grünlandnutzung, Niedermoorböden unter landwirtschaftlicher Nutzung und Marschböden unter Grünlandnutzung in Erscheinung. Von diesen Flächentypen gehen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer in Höhe von >0,5 und teilweise >1 kg/(ha·a) aus. Landwirtschaftlich genutzte Lehm- und Sandböden machen den größten Teil der gedränten Landnutzungsfläche aus. Auch wenn hierfür deutlich niedrigere Phosphoreinträge modelliert werden, summieren sich die niedrigen Phosphoreinträge zu signifikanten Frachten angesichts eines Dränanteils der Landnutzungsfläche in Niedersachsen von über 45 %.

Analysiert man die diffusen Einträge von Gesamtphosphor im Hinblick auf Eutrophierungsrelevanz, d. h. Anteil an gelöstem Phosphat, dann sind Einträge über Dränagen und punktuelle Einträge, v. a. Kläranlagen, deutlich bedeutsamer als die Erosion.

15) Phosphoreinträge aus punktuellen und urbanen Systemen werden durch kommunale Kläranlagen und Kleinkläranlagen dominiert (s. Kapitel 7.2 und Tabelle 10).

Kommunale Kläranlagen tragen für diese Pfade 38 % der Einträge bei, mit 29 und 28 % haben Kleinkläranlagen und Trennkanalisation etwa die gleichen Anteile. Industrielle Direkteinleiter liefern nur 3 % der Einträge aus urbanen Systemen und Punktquellen, treten jedoch gehäuft in einzelnen Kreisen auf (z. B. Vechta) und sind dort durchaus eintragsrelevant.

16) Hinsichtlich der Phosphoreinträge gibt es keine überragende Dominanz einzelner Eintragspfade. Sowohl punktuelle als auch diffuse Einträge sind von signifikanter Bedeutung und bewegen sich in vergleichbarer Größenordnung (s. Kapitel 7.3 und Abbildung 14).

Mit dem AGRUM-Modellverbund werden Phosphorgesamteinträge von etwa 3.140 t/a berechnet. Das Verhältnis diffuser zu punktuellen Quellen beträgt 72 zu 28 %. Mit ca. 32 % stellen Dränagen im Vergleich aller Eintragspfade die bedeutsamste Phosphorquelle dar. Dann folgen mit ca. 20 % Grundwasser und Erosion (17 %). Über die restlichen Eintragspfade gelangen zusammen ca. 31 % der Phosphoreinträge in die Gewässer Niedersachsens, wobei die Anteile der einzelnen Eintragspfade je nach Region stark variieren.

17) Die modellierten Phosphoreinträge in die Flüsse wurden mit Messwerten im Vorfluter abgeglichen (s. Kapitel 7.5 und Abbildung 15).

Zur Validierung der Modellergebnisse wurden die modellierten Frachten mit im Fluss gemessenen Werten verglichen. Hierzu wurden die diffusen und punktförmigen Einträge nach FZJ und IGB

aufsummiert und die Frachten unter Berücksichtigung der Phosphorretention in den Vorflutern berechnet.

Der Vergleich der modellierten mit den in den Gewässern beobachteten langjährigen Frachten von 73 Messstellen ergab eine mittlere absolute Abweichung von 26 % und ein Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,96$. Damit zeigen die Ergebnisse im Rahmen der Modellierung und vor dem Hintergrund der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets eine sehr gute statistische Übereinstimmung mit den beobachteten Werten.

18) Hohe Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen der Hauptläufe in der Ausgangssituation führen zu einer deutlichen Überschreitung der vorläufigen Bewirtschaftungsziele (s. Tabelle 8 und Tabelle 12).

Als vorläufiges Bewirtschaftungsziel für Gesamtstickstoff wurde die Erreichung einer Konzentration von <2,8 mg Gesamtstickstoff (TN)/l an den Übergabepunkten zu Küstengewässern bzw. zu den angrenzenden Mitgliedstaaten definiert, und für Gesamtphosphor gilt in allen Binnengewässern eine Maximalkonzentration von 0,1 mg P/l. Die mittleren gemessenen abflussgewichteten Stickstoffkonzentrationen betragen für die Jahre 2006 bis 2008 ca. 4,0 mg N/l am Pegel Hemelingen und ca. 7,8 mg N/l am Pegel Reithörne. Die äquivalenten Phosphorkonzentrationen liegen für Hemelingen bei 0,2 mg P/l und für Reithörne bei 0,2 mg P/l. In der Ems bei Herbrum liegen die Konzentrationen bei 9,5 mg/l für Stickstoff und bei 0,2 mg/l für Phosphor. Es liegen nicht für alle hydrologischen Auslässe Niedersachsens entsprechende Messungen vor. Die mittleren modellierten Stickstoffkonzentrationen für alle hydrologischen Auslässe Niedersachsens liegen bei 5,5 mg/l für Stickstoff und 0,2 mg/l für Phosphor und bestätigen, dass auch dort eine deutliche Überschreitung der vorläufigen Bewirtschaftungsziele vorliegt.

II. Baseline-Szenario 2021

1) Vom Basisjahr 2007 bis zum Baseline-Szenario 2021 ist nach den Modellrechnungen unter den getroffenen Annahmen insgesamt eine weitere Reduzierung der landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzüberschüsse zu erwarten (s. Kapitel 8.2.5 und Tabelle 18).

Die Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Jahre 2021 wird durch eine Vielzahl von Einzeleffekten beeinflusst, die regional sowohl bezüglich ihrer Wirkungsrichtung als auch bezüglich ihrer Wirkungshöhe unterschiedlich ausfallen können.

Insgesamt ist für 2021 nach Berechnungen mit RAUMIS eine Verminderung der Stickstoffbilanzüberschüsse um 68.500 kg N gegenüber dem Basisjahr 2007 zu erwarten, sodass sich die N-Überschüsse auf 133.000 t N bzw. auf 49 kg N/ha LF belaufen. Dies ist insbesondere auf die agrarmarkt- und agrarpolitischen Rahmenbedingungen, den technischen Fortschritt, aber auch auf die Annahme der Umsetzung der Düngeverordnung zurückzuführen. Es wurden verschiedene Analysen zur Auswirkung des Transports von Wirtschaftsdünger durchgeführt. In den weiteren Berechnungen wird von einem Wirtschaftsdüngertransport in den anliegenden Landkreis ausgegangen. Auch unter Berücksichtigung dieser teils sehr optimistischen Annahmen bleibt dennoch

insbesondere in Regionen mit intensiver Viehhaltung und den dadurch bedingten hohen Nährstoffbilanzüberschüssen weiterer Handlungsdruck bestehen.

2) Der Anbau von Biomasse zur Energieerzeugung hat großen Einfluss auf die Entwicklung der Nährstoffbilanzen (s. Kapitel 8.2.2).

Der Anbau von Biomasse zur Biogaserzeugung spielt für die Nährstoffbilanzen eine wichtige Rolle, da die Nährstoffe im vergorenen Substrat erhalten bleiben und als Wirtschaftsdünger zur Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen anfallen. Als wettbewerbsstärkstes Verfahren hat sich Energiemais herauskristallisiert, dessen Anbauumfang seit 2004 bis 2007 nach Berechnungen des Thünen-Instituts auf etwa 400.000 ha in Deutschland ausgedehnt wurde. Bis zum Jahr 2021 ist nach Berechnungen mit RAUMIS mit einem Anstieg des Anbaus von Energiepflanzen trotz steigender Agrarpreise für Getreide und Raps auf rund 1,4 Mio. ha zu rechnen.

3) Die regionalen Entwicklungen der Nährstoffbilanzüberschüsse fallen sehr unterschiedlich aus (s. Karte 67).

Die Nährstoffüberschüsse entwickeln sich in den einzelnen Regionen sehr unterschiedlich. Regional unterschiedliche Erträge sowie unterschiedliche Entwicklungen der Anbauumfänge und der Tierhaltung führen zu unterschiedlich sinkenden oder – in einzelnen Gemeinden – auch steigenden Nährstoffüberschüssen im Jahr 2021. Durch die Umsetzung der Düngeverordnung und den Export von Wirtschaftsdünger in Nachbarregionen kommt es in einigen Gemeinden im Norden zu stark sinkenden Nährstoffüberschüssen. Gleichzeitig führt der Import von Wirtschaftsdünger in wenigen Gemeinden, die vorher unter 60 kg N/ha LF lagen, auch zu steigenden Nährstoffüberschüssen.

4) *Es werden bis 2021 relativ hohe Verminderungen der Nitratkonzentration im Sickerwasser im durch intensive Viehhaltung geprägten Westteil Niedersachsens erwartet, allerdings bei einem hohen Ausgangswert und immer noch recht hohen Werten im Jahr 2021 (s. Kapitel 8.3.1 und Karte 68).*

Durch die Entwicklungen des Baseline-Szenarios wird in den meisten intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen eine Verminderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser erwartet. Im Süd- und Ostteil Niedersachsens liegt die Verminderung dabei in der Regel bei 10 bis 25 mg/l. Eine Verminderung von bis zu 50 mg/l und mehr ergibt sich großflächig im durch intensive Viehhaltung geprägten Westteil Niedersachsens, da aufgrund der DüV der Nährstoffbilanzüberschuss abgesenkt werden muss (entweder wird der Wirtschaftsdünger in andere Regionen transportiert oder der Viehbestand abgestockt). Gemittelt über das gesamte Bundesland ergibt sich durch die Implementierung der Maßnahmen des Baseline-Szenarios ein Rückgang der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von im Mittel ca. 45 mg NO_3/l auf im Mittel ca. 27 mg NO_3/l. Betrachtet man nur die landwirtschaftlich genutzten Flächen, so stellt man einen Rückgang von ca. 65 mg NO_3/l auf ca. 41 mg NO_3/l fest. Für manche Bereiche Niedersachsens, vor allem im Westteil, werden weiterhin Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von mehr als 50 mg NO_3/l auftreten.

5) Hohe Verweilzeiten können selbst bei sinkenden Nährstoffbilanzüberschüssen kurz- und mittelfristig die Konzentrationen im Grundwasser ansteigen lassen (s. Kapitel 8.3.2.3).

Im Hinblick auf eine Bewertung des Wirkungszeitraums zwischen einer Änderung des Stickstoffbilanzüberschusses und dessen Auswirkung im Hinblick auf den Zustand des Grundwassers und der Oberflächengewässer kommt der Analyse der Verweilzeiten (WEKU-Modellierung) zwischen der Einsickerung des Wassers in den Boden und den Grundwasserleiter sowie dem Austrag in ein Oberflächengewässer eine besondere Bedeutung zu. Es hat sich beispielsweise gezeigt, dass in den Lockergesteinsregionen im Nordteil Niedersachsens allein im Grundwasser verbreitet Verweilzeiten von mehr als 20 Jahren auftreten können. Nährstoffgehalte im Grundwasser können daher auch dann noch steigen, wenn über das Baseline-Szenario 2021 hinausgehende gezielte Reduktionsmaßnahmen schon eingeleitet worden sind.

6) Es wird bis 2021 auch zu Verminderungen bei den Nitrateinträgen in die Oberflächengewässer kommen, vor allem im durch intensive Viehhaltung geprägten Westteil Niedersachsens (s. Kapitel 8.3.2 und Karte 68).

Im Hinblick auf die Verminderung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer treten die Dränflächen mit einer Reduktion von bis zu 50 kg/(ha·a) hervor. Aufsummiert über die gesamte Landesfläche reduzieren sich die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Dränagen um etwa die Hälfte, sodass insgesamt noch ca. 16.110 t N/a über Dränagen in die Oberflächengewässer eingetragen werden. Dies entspricht einer mittleren Reduktion des Stickstoffeintrags in die Oberflächengewässer von ca. 10 kg N/(ha·a).

In der Festgesteinsregion wirkt das Baseline-Szenario 2021 auf die Austräge mit dem natürlichen Zwischenabfluss. Dort kommt es im Landesmittel zu einer Reduktion in einer Größenordnung von ca. 3 kg N/(ha·a), wodurch sich die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss insgesamt um ca. 1.200 t/a reduzieren. Der gesamte Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss liegt dadurch 2021 unter Berücksichtigung der pauschalen Reduktion der atmosphärischen N-Einträge um 25 % bei ca. 4.800 t N/a.

Wie zu erwarten, führt das Baseline-Szenario 2021 ebenfalls zur einer Reduzierung der Nitrateinträge in das Grundwasser, vor allem in den Grundwasserneubildungsregionen im Norden Niedersachsens. Ob und in welcher Höhe diese geänderten Stickstoffeinträge in das Grundwasser die Vorfluter erreichen, hängt von den nitratabbauenden Eigenschaften der Aquifere sowie den Verweilzeiten des Grundwassers ab. In Regionen mit guten Nitratabbaueigenschaften im Aquifer wird die ins Grundwasser eingetragene Nitratmenge gegenwärtig größtenteils (>70 %) abgebaut. Es ist davon auszugehen, dass sich der Anteil der im Grundwasser denitrifizierten N-Menge im Zeitraum von 2007 bis 2021 bzw. über diesen Zeitraum hinaus nicht signifikant ändern wird. Die grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer werden deshalb im gesamten norddeutschen Flachland auch weiterhin nur einen (gemessen an den N-Einträgen ins Grundwasser) verhältnismäßig kleinen Anteil am diffusen N-Eintrag in die Vorfluter ausmachen. Dies gilt jedoch nur, solange die Nitratabbaukapazität der Aquifere erhalten bleibt.

Aufsummiert über die gesamte Landesfläche reduzieren sich die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über das Grundwasser um mehr als 10.500 t N/a, was einer mittleren Reduktion des Stickstoffeintrags in die Oberflächengewässer über das Grundwasser von etwa 2 kg N/(ha·a) entspricht.

7) Trotz der positiven Entwicklungen bis 2021 besteht ein erheblicher Minderungsbedarf, um die Grundwasserziele zu erreichen (s. Kapitel 8.5.1, Karte 78 und Tabelle 26*).*

Als ein Maß für die maximal tolerierbaren Stickstoffüberschüsse, die nicht überschritten werden dürfen, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von unter 50 mg/l nachhaltig garantiert werden soll, wurde eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l festgelegt. Bei diesem Wert ist sichergestellt, dass der EU-Schwellenwert für Nitrat in allen Fällen eingehalten werden kann, d. h. auch bei verbrauchter Denitrifikationskapazität und bei oxidierten Grundwässern ohne Denitrifikation.

Unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und einem konstanten Denitrifikationspotenzial im Boden ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser direkt durch die Höhe der Stickstoffüberschüsse bestimmt. Durch eine „Rückwärtsrechnung" wurde der maximale Stickstoffüberschuss aus der Landwirtschaft berechnet, der unter Berücksichtigung der atmosphärischen Stickstoffdeposition, der Stickstoffeinträge in nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen und der Denitrifikation im Boden im Jahr 2021 zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l führen würde. Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen Stickstoffüberschuss 2021 wurde daraus der Minderungsbedarf bestimmt.

Wenn der Minderungsbedarf 2021 für jede einzelne Rasterzelle (100 m * 100 m) bestimmt wird, so liegt dieser bei 25.600 t/a. Ein hoher Reduktionsbedarf ist typisch für viele intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen, insbesondere in Regionen mit flächenunabhängiger Viehproduktion und entsprechend hohem Anfall an Wirtschaftsdünger. Wenn der Minderungsbedarf als Mittelwert für die Landwirtschaftsflächen einer Gemeinde in einem gefährdeten Grundwasserkörper und Minderungsbedarf einer beinhalteten Typfläche (Teilräume eines Grundwasserkörpers in Niedersachsen) berechnet wird, dann liegt dieser bei ca. 14.400 t/a. Dies entspricht einer durchschnittlichen Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse von rund 11 % im Vergleich zum Baseline-Szenario 2021, wobei diese Reduktion regional sehr unterschiedlich ausfällt. Es wird deutlich, dass somit bereits ein Ausgleich zwischen landwirtschaftlich genutzten Flächen innerhalb einer Gemeinde zu einer deutlichen Reduzierung des Minderungsbedarfs führen kann.

8) Trotz der zu erwartenden Nährstoffbilanzreduzierungen bis 2021 werden ebenso die Zielwerte für die Oberflächengewässer deutlich verfehlt (s. Tabelle 26).

Im Baseline-Szenario 2021 betragen die diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer rund 41.830 t N/a. Die N-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen reduzieren sich im Baseline-Szenario 2021 im Vergleich zum Basisjahr 2007 um 42 % aufgrund der verminderten landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer, vor allem über den Dränage- (-26 %) und Grundwasserpfad (-10 %).

9) Die notwendigen Reduktionen zur Erreichung der Grundwasserziele reichen nicht aus, um gleichzeitig die vorläufigen Bewirtschaftungsziele der Oberflächengewässer zu erreichen (s. Kapitel 8.5.4 und Tabelle 24).

Die Stickstoffreduzierung des Baseline-Szenarios 2021, ergänzt um die Stickstoffreduzierungen zur Erreichung der Grundwasserziele, reicht nicht aus, um das Reduzierungsziel von 2,8 mg TN/l im Übergangsbereich zu den Küstengewässern zu erreichen. Der zusätzlich notwendige Reduktionsbedarf zur Erreichung von 2,8 mg TN/l wurde für die Übergabepunkte der vier Flussgebietseinheiten separat ermittelt und bezieht sich nur auf die in Niedersachsen verursachten Einträge.

Insgesamt ergibt sich ein weiterer Reduktionsbedarf der landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge in Höhe von 6.000 t/a. Der Reduktionsbedarf fällt insbesondere in Gebieten mit hohen Stickstoffbilanzüberschüssen bzw. mit hohen Dränageflächenanteilen überdurchschnittlich hoch aus. Andererseits ist für einige Regionen mit einem hohen Eintrag aus kommunalen und industriellen Einleitern davon auszugehen, dass bei vorhandenen Kläranlageneinträgen, gerade wenn es sich um kleine Oberflächenwasserkörper handelt, das Bewirtschaftungsziel nicht allein über landwirtschaftliche Maßnahmen erreicht werden kann. Daher müssten die anderen Sektoren, entsprechend ihrem Anteil, ebenfalls die Einträge reduzieren, um die erforderlichen Zielkonzentrationen zu erreichen.

Die räumliche Verteilung des Phosphorreduktionsbedarfs zeigt ebenfalls sehr hohe Werte in Teileinzugsgebieten mit hohen Einträgen aus kommunalen und industriellen Einleitern, aber gleichfalls in Gebieten mit hohen Anteilen an Dränage- bzw. Moorflächen.

10) Nach den Modellanalysen müsste der Umfang der Agrarumweltmaßnahmen erheblich ausgeweitet werden, um in 95 % der Gemeinden die Grundwasserziele zu erreichen. Dies dürfte sich in der Realität nicht umsetzen lassen. In 5 % der betroffenen Gemeinden können die erforderlichen N-Reduktionen mit den untersuchten Maßnahmen nicht erreicht werden (s. Kapitel 8.8.1.2).

Die notwendigen Maßnahmen zur Erreichung der Grundwasserziele hätten einen Gesamtflächenumfang von über 0,6 Mio. ha. Die damit verbundenen jährlichen Kosten würden sich den Analysen zufolge auf mehr als 36,7 Mio. € belaufen. Die Zusammensetzung der Maßnahmenkombinationen würde sich in Abhängigkeit der regionalen landwirtschaftlichen Produktionsstruktur und des damit verbundenen regionalen Potenzials der einzelnen Maßnahmen zwischen den Regionen dabei erheblich unterscheiden. In den Hot-spot-Regionen, die durch eine hohe Viehbesatzdichte gekennzeichnet sind, wären teilweise mehrere Maßnahmen auf derselben Fläche notwendig, um die Grundwasserziele zu erreichen. In 5 % der Gemeinden in Niedersachsen könnten die für die Erreichung der Grundwasserziele notwendigen landwirtschaftlichen Stickstoffüberschussreduktionen durch die untersuchten Agrarumweltmaßnahmen nicht erreicht werden. In diesen Regionen wären die verfügbaren Flächen- und Wirkungspotenziale der untersuchten Maßnahmen, ausgehend von einem maximalen Stickstoffbilanzüberschuss laut Düngeverordnung von 60 kg/(ha · a), zu gering.

11) Die Ziele für die Oberflächengewässer können mit den untersuchten Agrarumweltmaßnahmen ebenfalls nicht erreicht werden. Selbst mit weiteren Maßnahmen im Umfang von etwa 200.000 ha, was Kosten in Höhe von ca. 9,6 Mio. € verursachen würde, könnten nur 94 % der erforderlichen N-Reduzierung durch Maßnahmen in den Eintragsregionen erreicht werden (s. Kapitel 8.8.1.3).

Auch wenn alle Grundwasserkörper „at risk“ in Grundwasser-Typflächen in Niedersachsen durch entsprechende Maßnahmen in den zugehörigen Grundwasser-Typflächen in einen guten Zustand versetzt werden, reicht dies nicht aus, das Reduzierungsziel von 2,8 mg TN/l zu erreichen. Hierzu sind weitere Reduktionen der Gesamtstickstoffeinträge in die Oberflächengewässer notwendig. Wird unterstellt, dass die Landwirtschaft entsprechend ihres Anteils an den Gesamteinträgen weitere Reduktionen vornehmen soll, so wären über zusätzliche Maßnahmen weitere rund 6.000 t N/a der jährlichen Stickstoffüberschüsse zu reduzieren.

Unter Berücksichtigung der verfügbaren Flächen- und Wirkungspotenziale in den betroffenen Gemeinden wäre theoretisch mit den untersuchten Agrarumweltmaßnahmen maximal eine Reduktion der N-Überschüsse um 4.000 t N möglich. Um diese Reduktionsmenge, die nur etwa 66 % des weiteren Reduktionsbedarfs entspricht, zu erreichen, müssten Maßnahmen in einem Umfang von etwa 200.000 ha realisiert werden. Die damit verbundenen Kosten würden sich auf ca. 9,6 Mio. €/a belaufen.

Der theoretisch notwendige Umfang der Agrarumweltmaßnahmen verdeutlicht einmal mehr, dass die Gewässerschutzziele trotz optimistischer Annahmen bezüglich der Entwicklung der landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzüberschüsse bis 2021 nicht allein durch eine Ausdehnung der Agrarumweltmaßnahmen zu erreichen sind. Steigende Agrarpreise und die Förderung von nachwachsenden Rohstoffen haben die Flächennutzungskonkurrenz erheblich ansteigen lassen mit der Folge, dass es derzeit schon erheblicher Anstrengungen bedarf, das Niveau der derzeitigen AUM-Maßnahmen zu halten. Darüber hinaus wären viele der notwendigen Nährstoffminderungsmaßnahmen, insbesondere in den Regionen mit intensiver Tierhaltung, umzusetzen. Dies dürfte somit die Umsetzbarkeit des notwendigen Maßnahmenumfangs weiter erschweren.

In vielen Hot-spot-Regionen sind die Gewässerschutzziele nur dann erreichbar, wenn die Nährstoffmengen im dortigen System beispielsweise durch Viehbestandsabbau, verstärkten Nährstoffexport oder anderweitige technische Verfahren deutlich reduziert werden. Die weitere Förderung von Agrarumweltmaßnahmen, begleitet durch eine entsprechende Beratung, ist wichtig, kann allein aber das Problem nicht lösen.

Es ist zu erwarten, dass sich die Wirkung von zielführenden und effizienten Grundwasserschutzmaßnahmen in einigen Regionen Niedersachsens zum Teil erst mit großen Zeitverzögerungen bemerkbar macht. Im Nordwesten beispielsweise, d. h. der Region mit den gegenwärtig höchsten N-Bilanzüberschüssen, wird den Modellanalysen zufolge bis 2021 eine deutliche Minderung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser erfolgen. Aufgrund der langen Verweilzeiten in der ungesättigten Zone und der langen Fließzeiten im Grundwasser wird sich der Rückgang der N-Einträge ins Grundwasser aber erst nach Jahrzehnten in einem Rückgang der Nitratkonzentrationen im Grundwasser bemerkbar machen. Die Beurteilung der Effizienz von Maßnahmen sollte daher

auch immer eine Abschätzung der Verweilzeiten in der ungesättigten Zone und der Fließzeiten im Grundwasser beinhalten.

12) Trotz Abnahme der absoluten Einträge aus urbanen Systemen und Punktquellen nimmt deren Anteil an den Gesamteinträgen im Baseline-Szenario 2021 zu (s. Kapitel 8.3.2.5 und 8.4 sowie vgl. Abbildung 10 und Abbildung 19).

Aufgrund der angenommenen Abnahme der atmosphärischen Deposition nehmen die Einträge aus urbanen Systemen und Punktquellen um 260 t/a bzw. 3,5 % ab. Der Anteil der Stickstoffeinträge von knapp 10 % an den Gesamteinträgen (Basisjahr 2007) steigt im Baseline-Szenario 2021 auf 15 % an. Unter Berücksichtigung des zusätzlichen Reduktionsbedarfs für Oberflächengewässer wird dieser Anteil auch eine Einbindung von Maßnahmen für urbane Systeme und/oder Punktquellen erfordern.

III. AGRUM-Modellverbund

*1) Der AGRUM-Modellverbund, bestehend aus dem **R**egionalisierten **A**grar- und **Um**welt**i**nformations**s**ystem **RAUMIS,** dem **gro**ßräumigen **Wa**sserhaushaltsmodell **GROWA,** den reaktiven Stickstofftransportmodellen DENUZ/**WEKU**, dem pfad- und flächendifferenzierten Phosphormodell **MEPhos** sowie dem Nährstoffeintragsmodell **MONERIS** (**Mo**delling **N**utrient **E**missions in **Ri**ver **S**ystems), wurde weiterentwickelt (Modellverbund, s. Kapitel 3, Modellbeschreibungen s. Anhang A).*

Das Modellsystem **RAUMIS** ist ein regional differenziertes Agrarsektormodell für die Bundesrepublik Deutschland (s. Anhang A.1). Hauptziele, die mit der Entwicklung des Modellsystems RAUMIS verfolgt wurden, sind erstens die geschlossene, regional differenzierte Ex-post-Abbildung des Agrarsektors und zweitens die mittelfristige Wirkungsanalyse alternativer Agrar- und Umweltpolitiken hinsichtlich der landwirtschaftlichen Produktion, des Faktoreinsatzes im Agrarsektor, des landwirtschaftlichen Einkommens, der landwirtschaftlichen Arbeitskräfte und der Agrar-Umwelt-Beziehungen. Basierend auf dem RAUMIS-Modell wurde für das Bundesland Niedersachsen eine aktualisierte Analyse der landwirtschaftlichen Produktion und der Nährstoffbilanzen für Basisjahr 2007 vorgenommen. Im Baseline-Szenario wurde die erwartbare Entwicklung der Landwirtschaft bis 2021 projiziert, und zwar unter Berücksichtigung der EU-Agrarpolitik, prognostizierter Preisentwicklungen sowie weiterer agrar- und umweltpolitischer Regelungen. Diese Baseline dient als Grundlage für die Abschätzung des zukünftigen Handlungsbedarfs für den landwirtschaftlichen Gewässerschutz sowie zur Ableitung geeigneter Maßnahmenkombinationen zur Erreichung der Gewässerschutzziele.

Ziel der Modellierung mit den hydrologisch/hydrogeologischen Modellansätzen **GROWA** und **DENUZ/WEKU** bzw. **MEPhos** des Forschungszentrums Jülich (FZJ) war die flächendeckende und zugleich räumlich hoch aufgelöste Analyse und Bewertung der diffusen Stickstoff- und Phosphoreinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer (s. Anhang A.3). Die Modellierungen erfolgten flächendifferenziert in einem 100 x 100 m-Raster für das gesamte Bundesland Nieder-

sachsen, wodurch Modellrechnungen für jeweils ca. 4,8 Mio. Rasterzellen durchgeführt wurden. Die Modelle des FZJ berücksichtigen die diffusen Eintragspfade „Erosion“, „Abschwemmung“, „Grundwasser“, „Natürlicher Zwischenabfluss, „Dränagen“ und „Atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen“ sowie die punktförmigen Eintragspfade kommunaler Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter, Mischwasserkanalisation und Trennkanalisation.

Das Modell **MONERIS** ist ein empirisch-konzeptionelles Modell, welches eine räumliche und nach Eintragspfaden differenzierte Quantifizierung von Nährstoffeinträgen in die Oberflächengewässer von Einzugsgebieten ermöglicht (s. Anhang A.4). Die räumliche Diskretisierung erfolgt auf Ebene von Teileinzugsgebieten (hier: Oberflächenwasserkörper) und kann bis zu einer Untergrenze von 1 km² erfolgen. MONERIS berechnet für die diffusen Eintragspfade Erosion, Abschwemmung, Grundwasser/Zwischenabfluss, Dränagen, atmosphärische Deposition sowie die Einleitungen über urbane Flächen sowie die punktuellen Einträge aus kommunalen Kläranlagen und durch industrielle Direkteinleiter. Weiterhin berechnet MONERIS den Transport, die Transformation und den möglichen Rückhalt/Abbau (Retention) in den Oberflächengewässern, räumlich differenziert für Vorfluter (Nebengewässer) und Hauptläufe unter Berücksichtigung der Wasserflächenverteilung, der hydraulischen Belastung und der Wassertemperatur der Oberflächengewässer.

2) Da sich die Einzelmodelle aufgrund ihrer jeweiligen Schwerpunkte ergänzen, wurden Synergien realisiert, die eine ganzheitliche, zugleich aber auch räumlich differenzierende Analyse der Nährstoffproblematik ermöglichten (s. Kapitel 3).

Mit den Modellen **RAUMIS**, **GROWA** und **DENUZ/WEKU, MEPhos** sowie **MONERIS** wurde sowohl eine Analyse für das Basisjahr 2007 durchgeführt als auch die Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2021 auf die Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer räumlich differenziert quantifiziert und hinsichtlich ihrer Effizienz analysiert.

Ein besonderer Vorteil des AGRUM-Modellverbundes ist es, dass die Stärken der Einzelmodelle optimal genutzt werden können. Entsprechend dieser Stärken und zur Erhöhung der Konsistenz der Abbildungsbereiche wurden bei der Modellierung inhaltliche Schwerpunkte gesetzt. Zur Modellierung des Wasserhaushalts und der diffusen Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer wurden im Projekt AGRUM Niedersachsen die Modelle GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos eingesetzt, während die Punkteinträge, die Einträge aus urbanen Systemen sowie die Retention im Oberflächengewässer mit dem MONERIS-Modell ermittelt wurden. Dies erlaubte bei Analysen für das Basisjahr 2007 eine verbesserte Überprüfung der einzelnen Modellergebnisse.

Da sich die Modelle aufgrund ihrer jeweiligen Schwerpunkte ergänzen, wurden zudem Synergien realisiert, die eine ganzheitliche, zugleich aber auch räumlich differenzierende Analyse der Nährstoffproblematik im Untersuchungsgebiet ermöglichen. Mit dem AGRUM-Modellverbund können damit unterschiedliche Fragestellungen, z. B. auf Ebene der Betrachtungseinheiten der EG-WRRL (Oberflächenwasserkörper/Grundwasserkörper) und darüber hinaus für Hot-spot-Gebiete unterhalb der Oberflächenwasserkörper-/Grundwasserkörperebene behandelt werden.

3) Daten- und Informationsgrundlage des Projektes bildeten aktuelle, von offiziellen Landeseinrichtungen erhobene Datenbestände, die flächendeckend und in digitaler Form für Niedersachsen verfügbar sind (s. Anhang B).

Die Verwendung flächendeckend und in digitaler Form (Vektor- oder Rasterformat) von Landeseinrichtungen zur Verfügung gestellter Datengrundlagen ist eine wichtige Voraussetzung für die Akzeptanz der Modellanalysen. Den Vertretern aus dem projektbegleitenden Arbeitskreis wurde auf neun Sitzungen über die verwendeten Datengrundlagen und die erzielten Ergebnisse berichtet und mit ihnen darüber diskutiert. Dies hat maßgeblich zum Erfolg des Projektes beigetragen.

10 Fazit

- Die Kopplung der Modelle RAUMIS, GROWA, DENUZ/WEKU, MEPhos und MONERIS wurde erheblich weiterentwickelt und verbessert. Die aktuelle Nährstoffbelastung in Niedersachsen wird mit dem Modellverbund realitätsnah, sowohl in großer Flächendifferenzierung als auch nach Eintragspfaden differenziert abgebildet. Handlungsnotwendigkeiten sowie entsprechende Handlungsoptionen zur Erreichung der Gewässerschutzziele können sehr differenziert und konsistent analysiert werden.
- In den letzten 25 Jahren konnte eine Reduzierung der Nährstoffbilanzüberschüsse beobachtet werden, die sich nach den Modellrechnungen auch bis 2021 fortsetzen wird.
- Eine Reduzierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer ist somit zu erwarten, wobei regional der Zeitpunkt der Verbesserungen in Abhängigkeit der Verweilzeiten der Nährstoffe im Boden- und Grundwassersystem sehr unterschiedlich sein kann.
- Die Analysen zeigen, dass in der Baseline bis 2021 für die beiden untersuchten Nährstoffe Stickstoff und Phosphor weder die Ziele für das Grundwasser noch die Zielkonzentrationen für die Oberflächengewässer erreicht werden. Wird die Wirkungsverzögerung aufgrund der Fließzeiten im Grundwasser berücksichtigt, werden die Ziele der EG-WRRL voraussichtlich auch bei einer Fristverlängerung bis 2027 nicht erreicht werden.
- Zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele der EG-WRRL sind weitere erhebliche Anstrengungen notwendig. Die Analyse der Auswirkungen des Baseline-Szenarios 2021 hat deutlich gezeigt, dass der Handlungsbedarf in den Regionen unterschiedlich ist. Nur auf die jeweilige Region zugeschnittene Maßnahmenkombinationen können zu einer effizienten Lösung des Nitratproblems beitragen.
- Der Umfang der notwendigen Maßnahmen sowie die regionalen Schwerpunkte der notwendigen Maßnahmen verdeutlichen, dass eine Ausdehnung der Agrarumweltmaßnahmen sowie eine moderate Verschärfung der Düngeverordnung nicht ausreichen werden, um die Gewässerschutzziele zu erreichen.
- Die Analysen zeigen, dass über die Annahmen des Baseline-Szenarios hinaus eine Vervielfachung der Agrarumweltmaßnahmen notwendig wäre, um die Ziele in 95 % der Gemeinden Niedersachsens zu erreichen. In 5 % der Gemeinden reicht das Gesamtpotenzial der untersuchten Agrarumweltmaßnahmen nicht aus, um die Grundwasserziele und den Zielwert für die Küstengewässer zu erreichen. In Ergänzung hierzu müssten in erheblichem Umfang weitere Anstrengungen unternommen werden, z. B. durch eine weitergehende Reduzierung der Viehbestände, durch eine umfangreichere Reduzierung der Mineraldüngung und/oder durch den verstärkten Export von Nährstoffen aus den entsprechenden Regionen.
- Es ist zu prüfen, ob neben den Stickstoffminderungsmaßnahmen, die überwiegend auf der einzelbetrieblichen Ebene ansetzen, weitere überbetrieblich ansetzende Maßnahmen zur Re-

duzierung der landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge verstärkt mit einbezogen werden sollten, um langfristig und kosteneffizient die Gewässerschutzziele erreichen zu können.

- Es ist zu erwarten, dass sich die Wirkung von zielführenden und effizienten Grundwasserschutzmaßnahmen in einigen Regionen Niedersachsens zum Teil erst mit großen Zeitverzögerungen bemerkbar macht. Die Beurteilung der Effizienz von Maßnahmen sollte daher auch immer eine Abschätzung der Verweilzeiten in der ungesättigten Zone und der Fließzeiten im Grundwasser beinhalten.

11 Literatur

Ahuja LR, Cassel DK, Bruce RR, Barnes BB (1988) Evaluation of spatial distribution of hydraulic conductivity using effective porosity data. Soil Science 148, 404-411

Auerswald K (1987) Sensitivität erosionsbestimmender Faktoren. Wasser Boden, 39. Jg., H. 1, 34-38

Auerswald K (1993) Bodeneigenschaften und Bodenerosion - Wirkungswege bei unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben. Relief, Boden, Paläoklima, Bd. 8, Berlin u. Stuttgart, 208 S.

Auerswald K (1998) Bodenerosion durch Wasser. In: Richter G (Hrsg.) Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt, S. 33-37

Auerswald K, Schmidt F (1986) Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern. Bayerisches Geologisches Landesamt, GLA-Fachberichte 1

Bach M, Frede H-G, Lang G (1997) Entwicklung der Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-Bilanz der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Studie der Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e. V., Wettenberg

Baumgartner A, Liebscher H-J (1990) Lehrbuch der Hydrologie, Band 1: Allgemeine Hydrologie, 673 S., Stuttgart

Behrendt H, Bach M, Kunkel R, Opitz D, Pagenkopf W-G, Scholz G, Wendland F (2003b) Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens. UBA-Texte 82/03, 201 S

Behrendt H, Dannowski R (2005) Nutrients and heavy metals in the Odra River system. Weißensee Verlag, Berlin, 353 p.

Behrendt H, Dannowski R, Deumlich D, Dolezal F, Kajewski I, Kornmilch M, Korol R, Mioduszewski W, Opitz D, Steidl J, Stronska M (2003a) Point and diffuse emissions of pollutants, their retention in the river system of the Odra and scenario calculations on possible changes. Weißensee Verlag, p. 300

Behrendt H, Huber P, Kornmilch M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R (2000) Nutrient Emissions into river basins of Germany. UBA-Texte 23/00, p. 266

Behrendt H, Huber P, Ley M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R (1999) Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. UBA-Texte, Bd. 75/99, Berlin, 289 S.

Behrendt H, Kornmilch M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G (2002) Estimation of the nutrient inputs into river systems - experiences from German rivers. Regional Environmental Changes 3, 107-117

Behrendt H, Kunkel R, Wendland F (2004) Vergleich von Modellen für den Stickstoffeintrag über das Grundwasser im Elbegebiet. Kap. 10.2.3 In: Becker A, Lahmer W (Ed) Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung, Weißensee Verlag Berlin, 371-378

Behrendt H, Opitz D (2000) Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. Hydrobiologia, Bd. 410, 111-122

Beichert J, Hahn HH (1996) Langzeitsimulation von Abfluß und Feststofffracht für generalisierte Mischwassernetze. In: Beichert J, Hahn HH u. Fuchs (Hrsg., 1996): Stoffaustrag aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete. Weinheim, 184-197

Bernhardt H (Hrsg.) (1978) Phosphor – Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland. Weinheim, 273 S.

BGR (1995) Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1.000.000, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 1995

BGR und SGD (2000) Methodendokumentation Bodenkunde – Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geol. Jb., Reihe G, Sonderh., H. SG 1, S. 1-232

Blankenburg J (1983) Untersuchungen zur Phosphatdynamik saurer organischer Böden im Hinblick auf die Reduzierung des Phosphoraustrages und der Gewässereutrophierung durch boden- und düngetechnische Maßnahmen. Göttinger Bodenkundl. Ber., Bd. 78, 1-106

Blankenburg J, Scheffer B (1985) Phosphatdynamik saurer organischer Böden. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 43/I, 43-48

BLMP 2011 [Ad-hoc-AG Nährstoffreduzierung des BLMP: Gade, R., Fischer, M., Kaiser, R., Rabe,O., Grage, A., Knaack, J., Petri, G., Trepel, M., Brockmann, U., von Beusekom, J. & Kuhn, U.] (2011) Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie. Bund Länder Messprogramm/Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, 50 S.

BMELV (2008) http://www.bmelv-statistik.de/de/sektorale-gesamtrechnung .04.12.2008

BMU, Bundesministerium f. Umwelt, Naturschutz u. Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2005) Die Wasserrahmenrichtlinie-Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Berlin, 67 S.

Bogena H, Kunkel R, Schöbel T, Schrey H-P, Wendland F (2003) Die Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen. Schriften des Forschungs-zentrums Jülich, Reihe Umwelt, 37, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany, 148 S.

Böttcher J, Strebel O, Duynisveld WHM (1985) Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers und deren Interpretation (Beispiel Fuhrberger Feld). Z. dt. geol. Ges., 136, 543-552; Hannover

Böttcher P, Strebel O, Duynisveld WHM (1989) Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers. Geol. Jb., C 51, 3-40

Braun M, Hurni P, von Albertini N (1993) Abschwemmung von Phosphor auf Grasland an zwei verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet des Sempachersees. Landwirtsch. Schweiz, Bd. 6, H. 10, 615-620

Braun M, Leuenberger J (1991) Abschwemmung von gelöstem Phosphor auf Ackerland und Grasland während den Wintermonaten. Landwirtsch. Schweiz, Bd. 4, H. 10, 555-560

Brombach H, Michelbach S(1998) Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrags aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. Ber. Internat. Gewässerschutzabkommen Bodensee, Bd. 49

Carl P, Gerlinger K, Hattermann KK, Krysanova V, Schilling C, Behrendt H (2008) Regularity-based functional streamflow disaggregation: II. Extended demonstration. In: Water Resources Research 44, W03426, DOI:10.1029/2006WR005056

Dickel R, Reiter K, Roggendorf W, Sander A (2010) Halbzeitbewertung von PROFIL - Teil II, Kapitel 13, Zahlungen für Agrarumwelt-maßnahmen (ELER-Code 214). In: Grajewski R, Forstner B, Bormann K, Horlitz T (2010: Halbzeitbewertung von PROFIL - Programm zur Förderung im ländlichen Raum Niedersachsen und Bremen 2007 – 2013 im Rahmen der 7-Länder-Bewertung

Dörhöfer G, Kunkel R, Tetzlaff B, Wendland F (2001) Der natürliche Grundwasserhaushalt in Niedersachsen. Arb.-H. Wasser, Bd. 2001/1, 109-167

Düngeverordnung (2007) Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist

Duttmann R (1999) Partikuläre Stoffverlagerungen in Landschaften – Ansätze zur flächenhaften Vorhersage von Transportpfaden und Stoffumlagerungen auf verschiedenen Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Änderungen der Bodenfeuchte. H. 10, Hannover, 234 S.

DVWK (1992) Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, 128/1992, Bonn

DVWK (1996) Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. (Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Bd. 238), Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (Hrsg), Bonn

EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000) Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

Erhard M, Evrink C, Julius C, Kreins P(2002) Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistikdaten und aktuellen Daten zur Bodennutzung; UBA-Texte 7102 ISSN 0722-186X

Erpenbeck C (1987) Über Stoffaustrag mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß von landwirtschaftlichen Flächen verschiedener Nutzungsweise – ein Beitrag zur Klärung der Gewässerbelastung in Mittelgebirgslagen. Diss., Justus-Liebig-Univ. Gießen, Inst. Mikrobiol. u. Landeskultur, 201 S.

Europäische Kommission (2003a) Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates vom 29. September 2003 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe. Amtsblatt der Europäischen Union L270

Europäische Kommission (2003b) Verordnung (EG) Nr. 1784/2003 des Rates vom 29. September 2003 über die gemeinsame Marktorganisation für Getreide

Europäische Kommission (2003c) Verordnung (EG) Nr. 1787/2003 des Rates vom 29. September 2003 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1255/1999 über die gemeinsame Marktorganisation für Milch und Milcherzeugnisse

Fier A, Schäfer W (2004) Erstellung von Auswertungskarten zur Abschätzung von Phosphorausträgen aus Ackerflächen durch Wassererosion und aus Moor- und Marschböden mit dem Dränwasser. Hannover, 59 S.

Foerster P (1973) Einfluß hoher Güllegaben und üblicher Mineraldüngung auf die Stoffbelastung (NO3, NH4, P und SO4) im Boden- und Grundwasser in Sandböden Nordwestdeutschlands. Z. Acker- u. Pflanzenbau, Bd. 137, 270-286

Foerster P (1982) Dränwasseruntersuchungen in einer nordwestdeutschen Ackermarsch. Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 16, H. 3, 159-174

Foerster P (1988) Stoffgehalte und Stoffausträge im Dränwasser bei Grünland- und bei Ackernutzung in der nordwestdeutschen Geest. Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 19, H. 2, 169-184

Foerster P (1998) Stoffausträge im Oberflächenabfluß auf Grünland in der Marsch. Z. Kulturtechn. Landentw., Bd. 39, 12-16

Foerster P, Neumann H (1981) Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands. Mitt. NiedersächWasseruntersuchungsamt Hildesheim, H. 7, 1-217

Foerster P, Scheffer B, Neuhaus H (1985) Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest. Z. Dtsch. Geol. Ges., Bd. 136, 497-504

Fraters D (2006) A new compliance checking level for nitrate in groundwater? Feasibility study on monitoring the upper five meters of groundwater. RIVM report 680100006/2008, 155 pp.

Frede H-G, Dabbert S (Hrsg., 1999) Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. 2. Aufl., Landsberg, 451 S.

Früchtenicht K (1998) Problematik hochaufgedüngter Böden. Arb.-H. Boden, H. 1998/1, S. 35-45

Früchtenicht K, Steffens G, Mählhop R, Feyen A (1996) Hat die P-Sättigung im Ober- und Unterboden einen Einfluß auf den P-Gehalt in Bodenextrakt und Grundwasser. Oldenburg, 25 S.

Fuchs S, Scherer U, Wander R, Behrendt H, Venohr M, Opitz D, Hillenbrand T, Marscheider-Weidemann F, Götz T (2010) Calculation of Emissions into Rivers in Germany using the MONERIS Model Nutrients, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), ISSN 1862-4804, 236 pp.

Gabriel B, Ziegler G (1997) Natürliche und anthropogen überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Festgesteinsaquiferen. In: Matschullat et al. (Hrsg.): Geochemie und Umwelt. 343-357; Heidelberg

Gauger T, Anshelm F, Schuster H, Erisman JW, Vermeulen AT, Draaijers GPJ, Bleeker A, Nagel H (2002) Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with critical loads and critical levels. Final Report 299 44 210, Umweltbundesamt, Berlin

Gauger T, Haenel H-D, Rösemann C, Dämmgen U, Bleeker A, Erisman JW, Vermeulen AT, Schaap M, Timmermanns RMA, Builtjes PJH, Duyzer JH, Nagel H-D, Becker R, Kraft P, Schlutow A, Schütze G, Weigelt-Kirchner R, Anshelm F (2008) Erfüllung der Zielvorgaben der UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkungen). Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 204 63 252. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, gefördert vom Bundesministerium f. Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Dessau-Rosslau

Gerds W, Jäger U, Franke C, Tremmel J (1988) Potentielle Trinkwassergefährdung durch landwirtschaftliche Pflanzenproduktion am Beispiel eines Löß-standortes. Wiss. Mitt. Inst. Geogr. Geoökol. AdW DDR, Bd. 28, S. 47-70

Haider J (2000) Beeinträchtigung der Oberflächengewässerqualität durch die Abschwemmung von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln von Ackerflächen-eine Emissionsbetrachtung. In: LUA NRW (Hrsg., 2000) Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen : Jahresbericht 1999. Essen, 155-161

Hannappel S (1996) Die Beschaffenheit des Grundwassers in den hydrogeologischen Strukturen der neuen Bundesländer. Diss. FU Berlin, Berliner Geowiss. Abhandlungen, Reihe A, Bd. 182, Berlin

Hannappel S,Voigt H-J (1999) Hydrogeologische Erkundungsergebnisse im Land Brandenburg (Anwendungsbeispiel 5: Regionale Datensammlungen). In: Methoden für die Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit, DVWK-Schriften 125, Bonn

Hasenpusch K (1995) Nährstoffeinträge und Nährstofftransport in den Vorflutern zweier landwirtschaftlich genutzter Gewässereinzugsgebiete. Landbauforsch. Völkenrode, Sonderh., H. 158, 1-217

Heaney JP, Huber WC, Nix SJ (1976) Storm Water Management Model Level I – Preliminary Screening Procedures. EPA 600/2-76-275

Heathwaite AL (1997) Sources and Pathways of Phosphorus Loss from Agriculture. In: Tunney H, Carton OT, Brookes PC, Johnston AE (Hrsg., 1997) Phosphorus Loss from Soil to Water. Wallingford and New York, 205-223

Hennings V (2000) (Koord.) Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geologisches Jahrbuch, Reihe G, Heft SG 1, Hannover

Henrichsmeyer W, Cypris C, Löhe W, Meudt M, Sander R, von Sothen F, Isermeyer F, Schefski A, Schleef K-H, Neander E, Fasterding F, Helmcke B, Neumann M, Nieberg H, Manegold D, Meier T (1996) Entwicklung eines gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript Bonn/ Braunschweig

Henrichsmeyer W, Srotman B, Dehio J, Kreins P (1992) Aufbau eines computergestützten regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystems für die Bundesrepublik Deutschland (RAUMIS), Endbericht (Modellbeschreibung), Bonn

Hoffmann A (1991) Veränderung des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffüberversorgung. Forschungsbericht 107 01 016/02 UBA-FB 91-007, UBA Berlin

Holsten B, Ochsner S, Schäfer A, Trepel M (2012) Praxisleitfaden für Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen aus dränierten landwirtschaftlichen Flächen. CAU Kiel, 99 S.

Hölting B (1996) Hydrogeologie – Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 5. Auflage, Ferdinand Enke Verlag; Stuttgart

Howitt RE (1995) Positive Mathematical Programming. American Journal of Agricultural Economics 77: 329-342

Jung L, Brechtel R (1980) Messungen von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden der Bundesrepublik Deutschland. DVWK-Schriften, H. 48, Hamburg u. Berlin, 139 S.

Kille K (1970) Das Verfahren MoMNQ, ein Beitrag zur Berechnung der Grundwasserneubildung mithilfe der monatlichen Niedrigwasserflüsse. Z. dt. geol. Ges., Sonderh. Hydrogeol. Hydrogeochem. 89-95

Köhne C, Wendland F (1992) Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden, Interner Bericht, KFA-STE-IB 1/92, Forschungszentrum Jülich

Kölle W (1989) Stickstoffverbindungen im Grund- und Rohwasser. Weiterbildendes Studium Bauingenieurwesen, Wasserwirtschaft, Universität Hannover, Kurs SW 23, 39 S.; Hannover

Kreins P, Becker H, Hecht D, Huchtemann D, Wendland F (2004) Management regionaler Flusseinzugsgebiete in Deutschland (REGFLUD) – Rahmenbedingungen und Politikoptionen bei diffusen Nährstoffeinträgen der Landwirtschaft in den Rhein und in die Ems. IfGI prints, Band 21, Seite 41-50, deutsch

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. Braunschweig: vTI, 342 p, Landbauforsch SH 336.

Kreins P, Gömann H, Herrmann S, Kunkel R, Wendland F (2007) Integrated agricultural and hydrological modeling within an intensive livestock region. Advances in the economics of environmental resources 7:113-142

Kuhr P (2006) Entwicklung einer Methodik zur Ableitung einer Karte gedränter landwirtschaftlicher Nutzflächen in Niedersachsen mithilfe von Luftbildern. 127 S., Diplomarbeit Uni Hannover und FZ Jülich (unveröffentlicht)

Kunkel R (1994) Stochastische Modellierung der Nitratbelastung und der Verweilzeiten in den Grundwässern der Bundesrepublik Deutschland. Interner Bericht KFA-STE-IB 4/94, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, Forschungszentrum Jülich GmbH; Jülich

Kunkel R, Bogena H, Tetzlaff B, Wendland F (2006) Digitale Grundwasserneubildungskarte von Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Hamburg und Bremen: Erstellung und Auswertungsbei-spiele. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 50(5): 212-219

Kunkel R, Voigt H-J, Wendland F, Hannappel S (2004) Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Bd. 47, Jülich, 204 S.

Kunkel R, Wendland F (1997) WEKU – A GIS supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management. Envir. Geol., 30(1/2), 1-9

Kunkel R, Wendland F (1998) Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe – Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen. Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Vol. 12, Jülich, 107 S.

Kunkel R, Wendland F (2000) Verweilzeit und Denitrifikation: Schlüsselfaktoren bei den Nährstoffeinträgen über das Grundwasser. In: Gewässer Landschaften, edited, ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., GFA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef, Germany, p. 162

Kunkel R, Wendland F (2002) The GROWA98 model for Water balance analysis in large river basins – the River Elbe Case Study. J. Hydrol., Vol. 259, 152-162

Kunkel R, Wendland F (2006) Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol. 62. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany

Kunkel R, Wendland F, Albert H (1999) Zum Nitratabbau in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten des Elbeeinzugsgebietes. Wasser und Boden, 51/9, S. 16-19

Kuntze H (1983) Probleme bei der modernen landwirtschaftlichen Moornutzung. Telma, Bd. 13, 137-152

Kuntze H (1986) Soil Reclamation, Improvement, Recultivation and Conservation in Germany. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 149: 500-512

Kuntze H (1988) Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereutrophierung. Telma, Bd. 18, 61-72

Lammel J (1990) Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität. Diss., Justus-Liebig-Univ. Gießen 148 S.

LAWA PDB 2.4.7 (2014a) Empfehlung zur Übertragung flussbürtiger, meeresökologischer Reduzie-rungsziele ins Binnenland. 17 S.

LAWA-RAKON (2014b) Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL (Stand: 19.02.2014). 26 S.

LAWA (2014 c) Prognose der Auswirkungen einer nach Gewässerschutzaspekten novellierten Düngeverordnung auf die Qualität der Oberflächengewässer in Deutschland

Lennartz B, Hartwigsen H (2001) Einfluß der Dränung auf Stoffeinträge in Oberflächengewässer. Wasserkalender, S. 28-51

Littlewood IG (1995) Hydrological Regimes, Sampling Strategies, and Assessment of Errors in Mass Load Estimates for United Kingdom Rivers.-Environ. Internat., Vol. 21, Nr. 2, 211-220

Manhenke V, Reuter E, Hübschmann M, Limberg A, Lückstädt M, Nommensen B, Peters A, Schlimm W, Taugs R, Voigt H-J (2001) Hydrostratigrafie Nord-, west- und mitteldeutsches Känozoikum – Grundtabelle der Geologischen Landesämter, Zeitschrift für Angewandte Geologie, 47/4, Hannover

Marks R, Müller MJ, Leser H, Klink H-J (Hrsg., 1992) Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). Forsch. Dtsch. Landeskunde, Bd. 229, 2. Aufl., Trier, 222 S.

Meißner E (1991) Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. In: Wasser – Abwasser – Abfall 7, Kassel

ML, Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung (2012) Zwischenbericht 2011 gemäß Art. 82 der Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 zum PROFIL 2007 – 2013 Programm zur Förderung im ländlichen Raum Niedersachsen und Bremen 2007 bis 2013

ML, Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung [Hrsg.]: Zwischenbericht 2011 gemäß Art. 82 der Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 zum PROFIL 2007 – 2013 Programm zur Förderung im ländlichen Raum Niedersachsen und Bremen 2007 bis 2013, Stand: 04.06.2012

Mohaupt V, Sieber U, van De Roovaart J, Verstappen CG, Langenfeld F, Braun FM (1998) Diffuse Sources of Heavy Metals in the German Rhine Catchment. In: Proceedings 3rd International IAWQ-Conference on Diffuse Pollution III, Edinburgh

Mollenhauer K (1987) Oberflächenabfluß sowie Fest- und Nährstoffverlagerung landwirtschaftlicher Nutzflächen. Z. Kulturtechn. Flurberein, Bd. 28, 166-175

Moore ID, Wilson JP (1992) Length-slope factors for the revised universal soil loss equation: Simplified method of estimation. J. Soil Water Cons., Vol. 49, 174-180

Müller U (2004) Auswertungsmethoden im Bodenschutz - Dokumentation zur Methodendatenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). Arb.-H. Boden, H. 2004/2, S. 1-409

Müller U, Raissi F (2002) Arbeitshilfe für bodenkundliche Stellungnahmen und Gutachten im Rahmen der Grundwassernutzung. Arbeitsheft Boden, Heft 2002/2, Hannover

Munk H (1972) Zur vertikalen Wanderung mineralischer Phosphorsäure bei starker Phosphatdüngung. Landwirtsch. Forsch., SH, Bd. 27, H. 1, 192-199

MUNLV, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2003) Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen. 10. Aufl., Düsseldorf, 494 S.

MUNLV, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2010) Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen – Ergänzende Flussgebietsbezogene Darstellung der Abwasseranlagen und ihrer Einleitungen. 14. Aufl., Düsseldorf, 431 S.

Neuhaus H (1991) Stickstoff- und Phosphatmobilität bei Grünlandnutzung auf tonreichen Böden.- In: DVWK (Hrsg., 1991): Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden.- DVWK-Schriften, H. 93, Hamburg u. Berlin, 41-63

Nitratbericht (2012) Nitratbericht 2012 – Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz

NLfB (2005) Grundwasser - Methodenbeschreibung. EG-WRRL Bericht 2005. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLfB), Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ), Hannover

Obermann P (1982) Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. Bes. Mitt. Z. Dtsch. Gewässerkundlichen Jahrbuch, 42, 217 S. Bonn

Offermann F, Banse M, Ehrmann M, Gocht A, Gömann H, Haenel H-D, Kleinhanß W, Kreins P, Ledebur O von, Osterburg B, Pelikan J, Rösemann C, Salamon P, Sanders J (2012) vTI-Baseline 2011-2021: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. Braunschweig: vTI, 82 p, Landbauforsch SH 355

OSPAR Commission (Hrsg. 1998) Principles of the comprehensive study on riverine inputs and direct discharges (RID).-Reference 1998-05, o. O., 16 S.

Osterburg B, Runge T (Hrsg.) (2007) Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 307

PARCOM (Paris-Konvention zur Verhütung der Meeresverschmutzung) (1993) Dritte Sitzung der Ad-hoc-Arbeitsgruppe zur Reduzierung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft – Anlage 1: PARCOM-Richtlinien für die Berechnung von Mineralbilanzen

Peschke G (1997) Der komplexe Prozess der Grundwasserneubildung und Methoden zu ihrer Bestimmung. In: Leibundgut C, Demuth S: Freiburger Schriften zur Hydrologie,5: 1-13; Freiburg

Peterson, BJ, Wollheim WM, Mulholland PJ, Webster JR, Meyer JL, Tank JL, Marti E, Bowden WB, Valett HM, Hershey AE, McDowell WH, Dodds WK, Hamilton SK, Gregory S, Morrall DD (2001) Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. Science 292(5514), 86-90

Pihl U (1999) Bodenchemische Parameter als Prognosekriterien des potentiellen Phosphat-Austrags in Drän- und Grundwasser. Diss., Rhein. Friedrich-Wilhelms-Univ. Bonn, Agrikulturchem. Inst., 227 S.

Pommer G, Schröpel R, Jordan F (2001) Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland.- Wasser Boden, 53. Jg., H. 4, S. 34-38

Pöthig H, Behrendt T, Opitz D, FURRER G(2010) A universal method to assess the potential of phosphorus loss from soil to aquatic ecosystems. – Environ. Sci. Pollut. R 17: 497-504.Pommer G, Schröpel R, Jordan F (2001) Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland. Wasser Boden, 53. Jg., H. 4, 34-38

Preuße H-U, Voss W (1979) Phosphataustrag durch Bodenerosion und Oberflächenabfluß. Mitt. Dtsch. Bodenkundl.Ges., Bd. 29, 959-964

Richardson CF (1985) Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands.- Science, Vol. 228, 1424-1427

Roeschmann G (1960) Die Grundwasserböden des Emstales zwischen Rheine und Papenburg und ihre Beziehungen zur Geschichte des Emslaufes. Geol. Jahrb., Bd. 77, S. 741-820

Rogler H, Schwertmann U (1981) Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte von Bayern. In: Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 22

Rohmann U, Sontheimer H (1985) Nitrat im Grundwasser. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), 468 S.; Karlsruhe

Rückert, B. (2008)Ermittlung des Sediment- und Phosphateintrags in die Oberflächengewässer des Urfttalsperren-Einzugsgebietes. Diplomarbeit am Forschungszentrum Jülich, ICG-4 (unveröffentlicht)

Scheffer B (1999) Stoffliche Belastung und Stoffausträge mit dem Sickerwasser bei Ackerböden. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 90, 85-94

Scheffer B (2002) Nährstoffe im Boden und Gewässerbelastung in Norddeutschland. Arb.-H. Boden, H. 2002/3, 76-94

Scheffer B, Bartels R (1980) Phosphatdynamik der Sandmischkultur Königsmoor. In: Kuntze H, Vetter H (Hrsg., 1980) Bewirtschaftung und Düngung von Sandmischkulturen. Ber. d. Bodentechn. Inst. Bremen u. d. LUFA d. LWK Weser-Ems, Oldenburg, Oldenburg, 56-61

Scheffer B, Blankenburg J (2004) Diffuse Nährstoffeinträge aus nordwestdeutschen Niederungsgebieten in Fließgewässer. Wasserwirtsch., Bd. 94, H. 3, 30-34

Scheffer B, Foerster P (1991) Zum Phosphataustrag aus einem vererdeten Niedermoorboden bei Gülleanwendung. In: VDLUFA (Hrsg., 1991) Umweltaspekte der Tierproduktion. VDLUFA-Schr.-R., Bd. 33, Darmstadt, 158-163

Scheffer B, Kuntze H (1991) Nährstoffaustrag aus einem grundwassernahen Sandboden bei Mineral- und Gülledüngung. In: DVWK (Hrsg., 1991): Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden. DVWK-Schriften, H. 93, Hamburg u. Berlin, 3-39

Schmidt T, Osterburg B, Laggner A (2007) Datenauswertung zur Quantifizierung diffuser Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft. Arbeitsbericht FAL 02/2007. Braunschweig

Schoumans OF (2004) Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van land-bouwgronden in Nederland.- Alterra rapport, Nr. 730.4, Wageningen, 50 S.

Schreiber H, Behrendt H, Constantinescu LT, Cvitanic I, Drumea D, Jabucar D, Juran S, Pataki B, Snishko S, Zessner M (2005) Nutrient Emissions from Diffuse and Point Sources into the River Danube and its main Tributaries in the Period 1998-2000. Results and problems. Water Science and Technology, 51, 3-4, 283-290

Schubert C (1997) Nährstoffbelastung in Marschgewässern – Nährstoffausträge, Vegetation und Wirbellosenbesiedlung in Gräben der Marsch am Beispiel des St. Peterkooges (NF). UBA-Texte, Bd. 19/97, Berlin, 74 S.

Schulte-Kellinghaus S (1987) Über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Lösse und grundwassernaher Standorte. Diss., Univ. Bonn, 190 S.

Schwarze R, Herrmann A, Münch A, Grünewald U, Schöne M (1991) Rechnergestützte Analyse von Abflußkomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten. Acta hydrophys., 35(2): 143-184

Schwertmann U, Vogl W, Kainz M (1990) Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Aufl., Stuttgart, 64 S.

Schwoerbel, J. (1999): Einführung in die Limnologie. 8. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Suttgart, 465 pp.

Sevruk B (1982) Methods of correection for systematic error in point precipitation measurement for operational use. WMO report 589, Geneva, Switzerland
http://books.google.de/books/about/Methods_of_correction_for_systematic_err.html?id=epgRAQAAIAAJ&redir_esc=y

Sommer M, Murschel B (1999) Erosion und Nährstoffabtrag. In: Dabbert S, Herrmann S, Kaule G, Sommer M (Hrsg., 1999) Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung. Berlin u.a., 68-79

Tarboton DG (1997) A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. Water Resources Res., Vol. 33, Nr. 2, 309-319

Tetzlaff B (2006) Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen. PhD thesis, Universität Hannover/Forschungszentrum Jülich GmbH, Hannover/Jülich, Germany

Tetzlaff B, Dörhöfer G, Kunkel R, Wendland F (2003) GIS-gestützte Ermittlung der Grundwasserneubildung in Niedersachsen. Wasser Boden, Bd. 55. Jg., H. 7+8, 53-57

Tetzlaff B, Kuhr P, Wendland F (2008a) Ein neues Verfahren zur differenzierten Ableitung von Dränflächenkarten für den mittleren Maßstabsbereich auf Basis von Luftbildern und Geodaten. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Bd. 52, H. 1, S. 9-18

Tetzlaff B, Kuhr P, Wendland F (2008b) A new method for creating maps of artificially drained areas in large river basins based on aerial photographs and geodata. Irrigation and Drainage, online bei Wiley als DOI: 10.1002/ird.426

Tetzlaff B, Kunkel R, Taugs R, Dörhöfer G, Wendland F (2004) Grundlagen für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen in der Metropolregion Hamburg. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 46, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany, 87 S.

Tetzlaff B, Schreiner H, Vereecken H, Wendland F (2009) Modellgestützte Analyse signifikanter Phosphorbelastungen in hessischen Oberflächengewässern aus diffusen und punktuellen Quellen.- Abschlussbericht zum Kooperationsvertrag FZJ u. HLUG, Forschungszentrum Jülich, Reihe Energie und Umwelt, Bd. 29, 149 S.

Thomas A (2003) Landwirtschaftliche Bildung und Beratung zum Gewässerschutz in Deutschland. Eine Analyse der Erfahrungen in den Bundesländern. Weikersheim: Margraf Verlag

Tissen G (1991) Abschätzung der Auswirkungen einer Stickstoffsteuer auf die Ausnutzung des Güllestickstoffs in drei ausgewählten Landkreisen, Diplomarbeit, Bonn

UBA (2010) Wasserwirtschaft in Deutschland – Teil 1 Grundlagen.

UBA (2013) Die Wasserrahmenrichtlinie: Eine Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme 2012.

US Soil Conservation Service (1972) National Engineering Handbook (Chapter 4: Hydrology). 2nd Reprint. U.S. Dept. of Agriculture, Washington D.C.

Van Beek CGEM (ed.) (1987) Landbouw en Drinkwatervoorziening, orientierend Onderzoek naar de Beinvloeding can de Grondwaterkwaliteit door Bemesting en het Gebruik van Bestrijdingsmiddelen; Onderzoek 1982-1987.Report Meded. 99, Keuringsinstituut voor Waterleidingsartikelen KIWA N.V., 99, Nieuwegein, The Netherlands

Venohr M (2006) Modellierung der Einflüsse von Temperatur, Abfluss und Hydromorphologie auf die Stickstoffretention in Flusssystemen. Berliner Beiträge zur Ökologie 14, Weißensee Verlag, Berlin, 193 S.

Venohr M, Donohue I, Fogelberg S, Arheimer B, Irvine, K, Behrendt H (2005) Nitrogen retention in a river system under consideration of the river morphology and occurrence of lakes. Water Science and Technology, 51, 3-4, 19-29

Venohr M, Hirt U, Hofmann J, Opitz D, Gericke A, Wetzig A, Natho S, Neumannn F, Hürdler J, Matranga M, Mahnkopf J, Gagegast M, Behrendt H (2011) Modelling of Nutrient Emissions in River Systems – MONERIS –Methods and Background, Internat. Rev. Hydrobiol., 96, 5, 435-483

Vetter H, Steffens G (1981) Nährstoffverlagerung und Nährstoffeintrag in das oberflächennahe Grundwasser nach Gülledüngung. Z. Kulturtechn. Flurberein., Bd. 22, 159-172

Voss G (1985) Zur Nitratverlagerung in mächtigen Lössdecken des Vorgebirges bei Bonn. Diss., Univ. Bonn, 115 S.

Walling DE (1983) The sediment delivery problem. In: Journal of Hydrology 65

Walling DE (1996) Suspended sediment transport by rivers: A geomorphological and hydrological perspective. In: Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advance. Limnol. 47

Walling DE, Webb BW (1985) Estimating the Discharge of Contaminants to Coastal Waters: Some Cautionary Comments. Marine Pollut. Bull., Vol. 16, Nr. 12, 488-492

Walther W, Reinstorf F, Pätsch M, Weller D (2003) Management tools to minimize nitrogen emissions into groundwater in agricultural used catchment areas, northern low plain of Germany. Proceedings of the IAHR Congress "Water engineering and research in a learning society", Thessaloniki, Greece, 24-29 August 2003, Part B, 747-754

Wendland F (1992) Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften „alter“ Bundesländer (BRD). Berichte aus der Ökologischen Forschung, 8: 150 S.; Jülich

Wendland F, Albert H, Bach M, Schmidt R (1993) Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer-Verlag; Heidelberg

Wendland F, Bogena H, Goemann H, Hake JF, Kreins P, Kunkel R (2005) Impact of nitrogen reduction measures on the nitrogen loads of the river Ems and Rhine (Germany). Physics and Chemistry of the Earth, 30, 527-541

Wendland F, Kreins P, Kuhr P, Kunkel R, Tetzlaff B, Vereecken H (2010) Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen. Forschungszentrum Jülich, Reihe Energie und Umwelt, Bd. 88, 216 S.

Wendland F, Kunkel R (1999) Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Vol. 13, Jülich, 166 S.

Wendland F, Kunkel R, Voigt H-J (2004) Assessment of groundwater residence times in the pore aquifers of the River Elbe Basin. Environmental Geology 46, 1-9

Wendland F, Blum A, Coetsiers M, Gorova R, Griffioen J, Grima J, Hinsby K, Kunkel R, Marandi A, Melo T, Panagopoulos A, Pauwels H, Ruisi M, Traversa P, Vermooten JSA, Walraevens K (2008) European aquifer typology: a practical framework for an overview of major groundwater composition at European scale. Environmental Geology, 55 (1), 77-85

Werner W, Olfs H-W, Auerswald K, Isermann K (1991) Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über „diffuse Quellen“. In: Hamm A (ed.) Studie über Wirkungen und Qualitätsziele in Fließgewässern. Academia Verlag, Sankt Augustin, 665-764

Wichtmann W (1994) Stoffeintrag aus landwirtschaftlichen Dränflächen in Fließgewässer. Diss., Christian-Albrechts-Univ. Kiel, Inst. f. Wasserwirtsch. u. Landschaftsökol., Schr. Inst. f. Wasserwirtsch. u. Landschaftsökol. Univ. Kiel, H. 21, 201 S.

Wienhaus S, Höper H, Eisele M, Meesenburg HU, Schäfer W (2008) Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz – Ergebnisse eines Modellprojektes (NOLIMP) Zur Umsetzung der EG-Wasserrahmen-richtlinie. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), GEOBERICHTE 9, Hannover

Wilke B, Schaub D (1996) Phosphatanreicherung bei Bodenerosion. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 79, 435-438

Wundt W (1958) Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. In: Grahmann R: Die Grundwässer in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Nutzung. (Forsch. Dtsch. Landeskunde, Bd. 104), Remagen, 47-54

Zessner M, Blaschke A, Kavka G, Farnleitner AH, Kroiss H, Gutknecht D, Mach RL (2003)"Untersuchungen zur Abwasserversickerung."; Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 55 (2003), 3/4; S. 63-78

Zessner M, Kovacs A, Schilling C, Hochedlinger G, Gabriel O., Natho S, Thaler S, Windhofer G (2011) Enhancement of the MONERIS Model for Application in Alpine Catchments in Austria, Internat. Rev. Hydrobiol., 96(5), 541–560

Zweynert U, Behrendt H, Zweynert M (2004) Berechnung der jährlichen Stoff-frachten in Fließgewässern - Ein neuer Ansatz im Vergleich mit etablierten Modellen. In: Tagungsberichte 2003 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. (DGL) und der deutschsprachigen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL), Köln, 29.09.-03.10.2003. Weißensee Verlag, Berlin, Band 2, 643-648

Anhang A

Methodik des AGRUM-Modellverbundes

A.1 Berechnung der landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzen

Für die Modellierung von Nährstoffbilanzen werden im Rahmen dieses Berichtes, analog zum Modellvorhaben Projekt AGRUM^{+} Weser und dem Modellvorhaben AGRUM Weser (Heidecke et al., 2014; Kreins et al., 2010), zwei Vorgehensweisen unterschieden:

Zum einen werden die Nährstoffbilanzen für das Jahr 2007 nach dem Ansatz von Schmidt et al. (2007) berechnet. Dieser Ansatz wurde auch für das Jahr 2003 im Rahmen des Modellvorhabens AGRUM Weser (Kreins et al., 2010) und im Rahmen des WAgriCo-Projektes (Schmidt et al., 2007) verwendet. Das Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) in Niedersachsen verwendet auch für die landesinternen Analysen diesen Ansatz.

Zum anderen wird für die Abschätzung und Berechnung der Nährstoffbilanzen im Baseline-Szenario 2021 das regionalisierte Agrarsektormodell RAUMIS verwendet, um die Entwicklung von Nährstoffbilanzen aufgrund von Anpassungsreaktionen der Landwirtschaft auf politisch und ökonomisch veränderte Rahmenbedingungen abzuschätzen. Das Modellsystem RAUMIS und die Vorgehensweise der Nährstoffbilanzierung wurde detailliert in Kreins et al. (2010) beschrieben und wird daher hier nur kurz dargestellt. Eine ausführliche Beschreibung der Entwicklungen, die in die Baseline bis zum Jahr 2021 eingehen, ist in Kapitel 8.1 aufgeführt.

A.1.1 Ermittlung der landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzen für das Basisjahr 2007

Bilanzierungsmethode

Im Rahmen eines Vorprojektes zum WAgriCo-Projekt des Landes Niedersachsen wurde die Berechnungsmethodik von Stickstoffbilanzen modifiziert. Auf Basis einer Vielzahl von einzelbetrieblichen Informationen wurden im Wesentlichen Koeffizienten zum Ausnutzungsgrad des Wirtschaftsdüngers und zum Mineraldüngereinsatz geschätzt, wobei Teile dieser Koeffizienten in Abhängigkeit der Betriebsgruppe und der jeweiligen Rinder- bzw. Schweinebesatzdichte ermittelt wurden. Die detaillierte Vorgehensweise kann im Arbeitsbericht des Projektes nachgelesen werden (Schmidt et al., 2007).

Zu Beginn des Modellvorhabens AGRUM Weser im Jahr 2005 wurde beschlossen, die vorab dargelegte Methodik für das Basisjahr 2007 der Flussgebietseinheit Weser zu übernehmen, um eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse beider Projekte zu erzielen. Auch im Rahmen der Fortführung der Berechnungen in den Projekten AGRUM^{+} Weser und Niedersachsen war es das Ziel, die Berechnungen möglichst analog zu den vorherigen Berechnungen durchzuführen, um die Modellergebnisse vergleichen und Entwicklungstendenzen erfassen zu können.

Bei der Übertragung der Methodik auf die Flussgebietseinheit Weser und somit auch auf das Bundesland Niedersachsen sowie auf das Basisjahr 2007 wurde aus mehreren Gründen von der Methodik abgewichen:

1. Datengrundlage zur Tierproduktion: Die nicht flächendeckend vorliegenden Informationen zur Rinder-und Schweinebesatzdichte in den einzelnen Betriebsgruppen erforderte eine Anpassung der Vorgehensweise. Der Einfluss dieser Bilanzgrößen wurde durch betriebsgruppenunabhängige Koeffizienten zur regionalen Schweine- und Rinderbesatzdichte ersetzt. Hierzu wurde ein funktionaler Zusammenhang zwischen den regionalen betriebsgruppenabhängigen Koeffizienten und den regionalen Schweine- und Rinderbesatzdichten geschätzt. Trotz der unterschiedlichen Vorgehensweise korrelierten die berechneten regionalen Stickstoffbilanzen für das Jahr 2003 mit $r^2 = 0{,}98$ sehr stark, sodass diese Vorgehensweise auch für das Jahr 2007 übernommen wurde.

2. Kalibrierungsfaktor für Mineraldüngereinsatz: Der normativ ermittelte Mineraldüngereinsatz wird durch einen Kalibrierungsfaktor auf das beobachtete Niveau der länderspezifischen Mineraldüngereinsatzmenge entsprechend der Großhandelsstatistik skaliert. Die Verwendung dieser Statistik für einzelne Bundesländer ist mit Unsicherheiten behaftet. So können beispielsweise durch die bundesländerübergreifende Verflechtung der Handelsunternehmen, Mineraldüngermengen, die in einem Bundesland über ein Handelsunternehmen bezogen werden, letztendlich in einem anderen Bundesland an den Endverbraucher ausgeliefert werden. Eine geeignetere statistische Datengrundlage ist nicht verfügbar. Einen Hinweis auf die Intensität der Verzerrungen kann die Höhe des Skalierungsfaktors geben, der beispielsweise für die Bundesländer der Flussgebietseinheit Weser sehr unterschiedlich ausfällt. Diese Veränderungen der Korrekturfaktoren auf Länderebene würden bei Anwendung nur eine begrenzte Vergleichbarkeit der Bilanzen zwischen Bundesländern zulassen. Aus diesem Grund wurde der Skalierungsfaktor entsprechend AGRUM^{+} Weser nicht nur für das Bundesland Niedersachsen ermittelt, sondern für alle Bundesländer der Flussgebietseinheit Weser. Dieser Weser-weite Skalierungsfaktor fällt jedoch für das Jahr 2007 höher aus als für das Jahr 2003, was darauf schließen lässt, dass es insgesamt zu einer zunehmenden regionalen Verschiebung zwischen Erträgen, eingesetzten Mineraldüngermengen und Anfall von Wirtschaftsdünger bzw. Ausnutzungsgrad von Wirtschaftsdünger gekommen ist. Diese Verschiebung könnte sich in den kommenden Jahren noch verstärken und müsste in diesem Fall bei einem späteren Zieljahr (hier Baseline-Szenario 2021) besser berücksichtigt werden.

3. Atmosphärische Deposition: Im WAgriCo-Projekt wurde zur Berücksichtigung der atmosphärischen Einträge ein regional einheitlicher pauschaler Wert unterstellt. Für das Modellvorhaben AGRUM Weser und die weiteren AGRUM^{-}Projekte sollen flächendeckend regional differenzierte Angaben des Gauger-Modells genutzt werden (Datengrundlagen: Gauger et al., 2002). Die hier dargestellten Stickstoffbilanzüberschüsse berücksichtigen noch nicht die atmosphärischen Stickstoffdepositionen. Diese werden von den hydrologischen Modellen, differenziert nach der Flächennutzung, für die Berechnung der Gesamtstickstoffeinträge addiert.

4. Berechnung der Stickstoff- und Phosphorbilanzen für das Jahr 2007: Es wurden nicht die tatsächlichen Erträge des Jahres zugrunde gelegt. Stattdessen wurden Trenderträge berücksichtigt, die in einem Jahr mit durchschnittlichem Witterungsverlauf zu erwarten sind. Dies ermöglicht es. Entwicklungstrends zu identifizieren, da jahresspezifische klimatische Besonderheiten weniger stark auf die Erträge einwirken.

5. Gärreste aus Biogasanalagen: Der Anfall aus der Biogasproduktion wurde als organischer Dünger mit berücksichtigt. Die Berechnung erfolgte auf Basis von Energiemaisäquivalenten. Die Menge an Gärresten wurde in die Mineraldüngerbedarfsermittlung integriert. Dabei wurde angenommen, dass die Gärreste in der Gemeinde anfallen, in der auch der Energiemais angebaut wird.

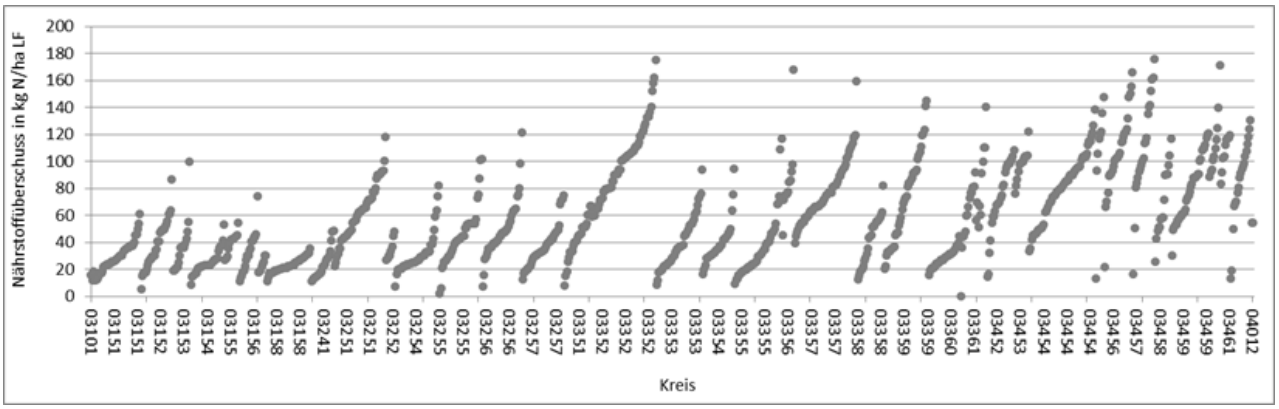
6. Da sich die im RAUMIS-Modell berechneten Stickstoff- und Phosphorbilanzen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche beziehen, wurden sie für die Simulation in den hydrologischen Modellen auf die Landwirtschaftsfläche (LN) umgerechnet und bei Bedarf rücktransformiert.

Regionale Differenzierung

Um Gefährdungspotenziale und Hot spots einzelner Regionen zu differenzieren, reicht eine Unterteilung der Gebiete auf der Aggregationsebene der Landkreise, wie ursprünglich im RAUMIS vorgenommen, oftmals nicht aus. Aufgrund starker Heterogenitäten innerhalb eines Landkreises hinsichtlich Viehbesatzdichten, Düngungsintensitäten und Ertragspotenzialen etc. zeigen die berechneten Nährstoffbilanzen in den Gemeinden eines Landkreises große Unterschiede. Eine Disaggregierung der Daten auf Basis der Gemeindeebene ist daher zur Abschätzung der Gefährdung einzelner Regionen und zur Überprüfung, inwieweit die Umsetzung verschiedener Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffüberschüsse beiträgt, von großer Bedeutung für die Nährstoffreduktion und Maßnahmenplanung.

Für die Gemeinden des Bundeslandes Niedersachsen wurden Stickstoffbilanzen berechnet und für die Landkreise jeweils nach ansteigendem Saldo sortiert. Durch diese Darstellungsweise (s. Abbildung 22) wird die Heterogenität bezüglich der Stickstoffbilanzen innerhalb der einzelnen Landkreise deutlich. So ergeben sich beispielsweise für die Region Diepholz (Kreisnummer 03251) rechnerische Stickstoffbilanzsalden zwischen rund 30 und 110 kg N/ha. Demgegenüber ist die Heterogenität in der Region Wolfenbüttel (Kreisnummer 03158) weit weniger ausgeprägt. Hier liegen die Stickstoffbilanzsalden zwischen 20 und 60 kg N/ha.

Abbildung 22: Stickstoffbilanzen in den Gemeinden Niedersachsens, gruppiert nach Landkreisen (2007)



Quelle: Eigene Darstellung.

A.1.2 Abschätzung der erwartbaren landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzen des Baseline-Szenarios 2021

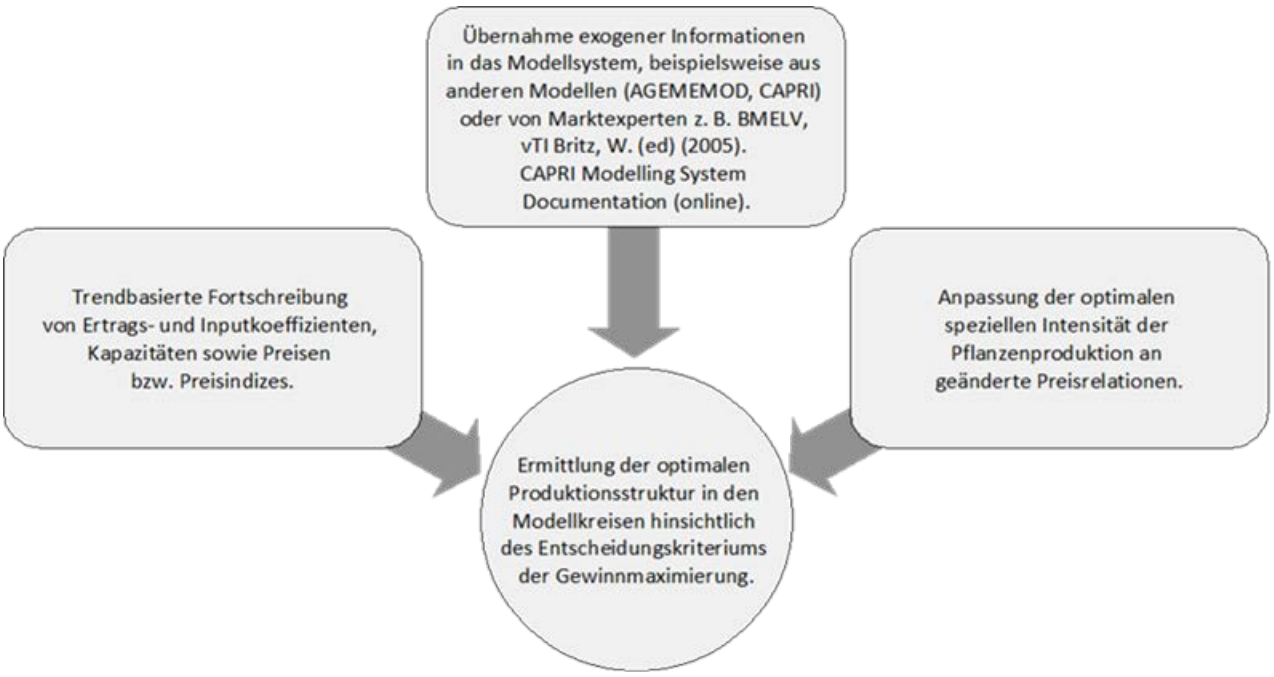
RAUMIS ist ein partielles Angebotsmodell für den landwirtschaftlichen Sektor Deutschlands (Henrichsmeyer et al., 1996), welches zum Ziel hat, eine geschlossene regional differenzierte Ex-post-Abbildung des Agrarsektors durch Zusammenführung von Informationen verschiedenster Datenherkunft vorzunehmen und auf dieser Basis Simulationen von mittel- bis langfristigen Wirkungsanalysen von alternativen Politiken und Handlungsoptionen zu untersuchen.

Die regionale Differenzierung von RAUMIS basiert auf der administrativen Ebene der Landkreise in Deutschland, wobei die meisten kreisfreien Städte den benachbarten Landkreisen zugeordnet werden, sodass RAUMIS derzeit 326 Modellkreise in Deutschland beinhaltet. Für jeden der Modellkreise wird eine aktivitätsanalytisch differenzierte Matrize aufgestellt. Die 326 Prozessanalysematrizen der Modellkreise werden in einem Konsistenzrahmenmodell mit der Landwirtschaftlichen Gesamtrechnung abgeglichen (LGR). Zum Vergleich dienen hierbei Dreijahresdurchschnitte der LGR, um jahresspezifische Besonderheiten außen vor zu lassen. Die Abbildung der gesamten Produktion des Agrarsektors erfolgt in über 50 landwirtschaftlichen Produkten, die mit einer Positivliste der LGR übereinstimmen. Insgesamt werden im RAUMIS Produktionsumfänge von über 40 landwirtschaftlichen Aktivitäten abgebildet. Des Weiteren baut RAUMIS auf einem Technologie- und einem Futtermodul auf, um verschiedene Inputgrößen abzuleiten (vgl. Henrichsmeyer et al., 1996; Kreins et al., 2010).

Im Modellsystem RAUMIS werden sogenannte Basisjahre unterschieden, die analog zur Bodennutzungshaupterhebung alle vier Jahre aktualisiert werden. Aktuell liegen im RAUMIS die Basisjahre 1979 bis 1999 sowie das Jahr 2007 vor.

Das Modellsystem RAUMIS verfolgt einen komparativ-statischen Ansatz bei der Prognose. Dabei werden zunächst die exogenen Variablen spezifiziert, um anschließend die optimale Produktionsstruktur mithilfe eines mathematischen Programmierungsmodells unter Kalibrierung anhand der Positiv Mathematischen Programmierung (Howitt, 1995) zu bestimmen (s. Abbildung 23).

Abbildung 23: Komparativ-statischer Prognoseansatz im Modell RAUMIS



Quelle: Eigene Darstellung.

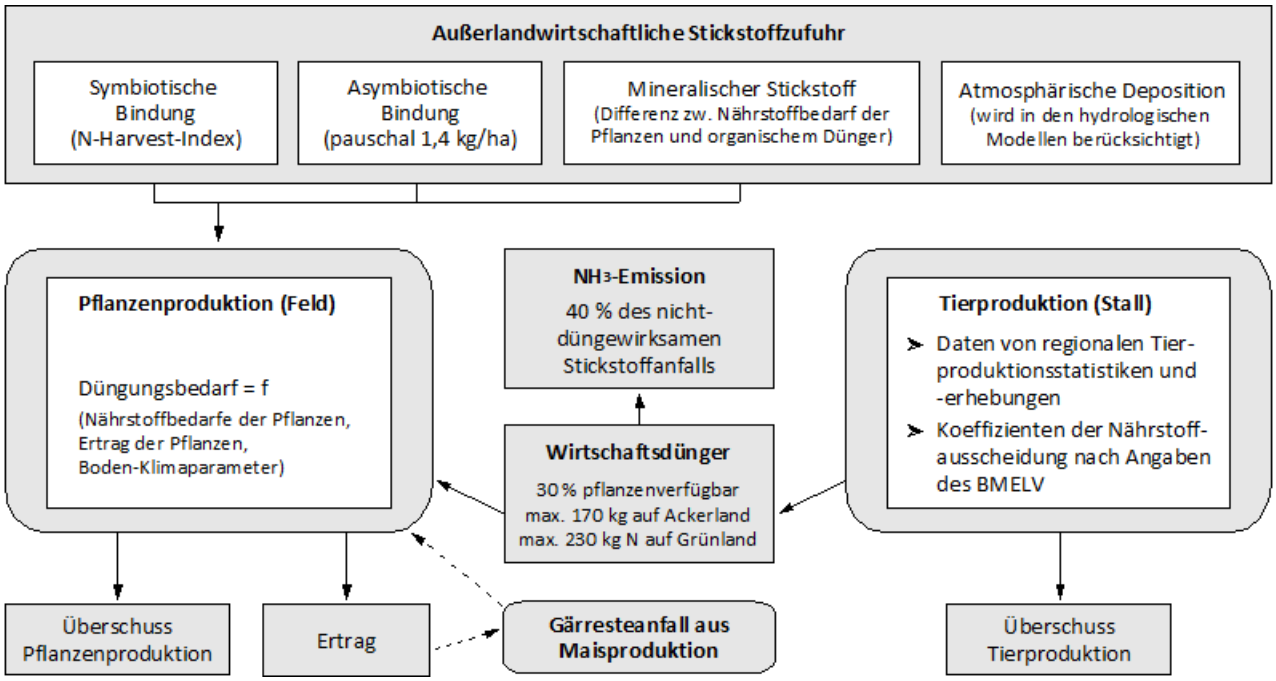
In den modellgestützten Wirkungsanalysen mit dem Informationssystem RAUMIS erfolgt zunächst eine Status-quo-Projektion zum Zieljahr. Darauf aufbauend werden Politikszenarien formuliert und Änderungen dieser Politikparameter in Wirkungsprognosen analysiert (Kreins et al., 2004).

Vorgehensweise der Nährstoffbilanzierung im Modell RAUMIS

Die im Modell RAUMIS angewandte Vorgehensweise zur Bilanzierung landwirtschaftlicher Nährstoffflüsse stellt eine Zwischenposition der beiden nach PARCOM (1993) unterschiedenen Methoden der nationalen Grundbilanz und der Hof- oder Sektorbilanz dar. Die Unterschiede der Methoden werden in Kreins et al. (2010) diskutiert. Ergänzend zur nationalen Grundbilanz ist die Abbildung einzelner intrasektoraler Stoffflüsse, wie z. B. die ausgebrachte Menge an Wirtschaftsdünger, möglich. Den Anspruch einer vollständigen nationalen Mineralbilanz erfüllt die Vorgehensweise im RAUMIS jedoch nur teilweise, da die Inputgrößen der Pflanzen- (Siedlungsabfälle, Klärschlamm sowie Saatgut) und Tierproduktion (Mineralfuttermittel, Futtermittel aus Importen,

inländischer Verarbeitung sowie hofeigener Erzeugung) nicht differenziert ausgewiesen werden.[8] Des Weiteren wird im RAUMIS für das Basisjahr 2007 auch die Nutzung von Biomasse zur Biogasgewinnung, in Form von Energiemaisäquivalenten und der Anfall von Gärresten aus Biogasanlangen berücksichtigt. Die wesentlichen Stickstoffbilanzierungspositionen sind in Abbildung 24 dargestellt.

Abbildung 24: Vorgehensweise der Stickstoffbilanzierung im Modellsystem RAUMIS



Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von Kreins et al. (2010).

Im Agrarsektormodell RAUMIS ist die Bilanzierung der Nährstoffe Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kalium (K) möglich (Kreins et al., 2007). Die Anzahl der zu bilanzierenden Positionen hängt von dem jeweils betrachteten Nährstoff ab und ist für Stickstoff am umfangreichsten (s. Tabelle 31).

[8] Eine spezifische Bilanzierung des Teilbereiches „Stall“ ist somit im RAUMIS nicht möglich. Das regionale Aufkommen an Wirtschaftsdünger wird durch den Tierbestand der Untersuchungsregion sowie den jeweiligen tierartspezifischen Ausscheidungskoeffizienten ermittelt. Gleichwohl folgt die in RAUMIS angewandte Vorgehensweise einer Nährstoffbilanzierung nach den PARCOM-Prinzipien.

Tabelle 31: Positionen der Nährstoffbilanz im Modellsystem RAUMIS für Stickstoff, Phosphor und Kalium

		N	P	K
Nährstoffzufuhr	Wirtschaftsdünger	X	X	X
	Mineralischer Dünger	X	X	X
	Symbiotische Fixierung	X		
	Asymbiontische Fixierung	X		
	Atmosphärische Einträge	X		
Nährstoffentzüge bzw. -verluste	Entzüge durch das Erntegut	X	X	X
	Ammoniakverluste	X		
Nährstoffbilanzsaldo	Denitrifikation	X		
	Auswaschung / Anreicherung im Boden	X	X	X

Quelle: Kreins et al. (2010); nach Henrichsmeyer et al. (1992, S. 22).

Beschreibung der Bilanzpositionen im Modell RAUMIS

Die einzelnen Bilanzpositionen der Stickstoffbilanzierung werden im Folgenden aufgelistet und näher erläutert.

Schätzung der Nährstoffbedarfe

Zur Ermittlung der Nährstoffbedarfe werden im Modell RAUMIS lineare, ertragsabhängige Bedarfsfunktionen genutzt. Da die Ertragshöhe eines Anbaujahres zum Düngezeitpunkt noch nicht feststeht, werden regionale Ertragserwartungswerte modellendogen anhand Trendschätzungen bestimmt (Henrichsmeyer et al., 1996, S. 132). Die Ableitung von Stickstoffbedarfsfunktionen basiert hierbei auf Angaben des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) zum Düngebedarf landwirtschaftlicher Kulturpflanzen (Kreins et al., 2010).

Aufgrund seiner chemischen Beschaffenheit steht der auf der Fläche verbleibende Stickstoff nicht zu 100 % der Folgefrucht zur Verfügung. Diesem Umstand wird im Modell RAUMIS durch die Anwendung eines Stickstoffrücklieferungsindex begegnet. Die Stickstoffrücklieferung ergibt sich aus dem Stickstoffgehalt der Gesamtpflanze abzüglich des Stickstoffgehaltes ihres Haupternteproduktes. Das Ergebnis dieser Subtraktion wird in einem zweiten Schritt mit dem jeweiligen fruchtartspezifischen Stickstoffrücklieferungsindexes multipliziert.

Der symbiotischen Bindung von Luftstickstoff durch Leguminosen, die als zusätzliche Stickstoffquelle bei der Berechnung der Stickstoffbedarfsfunktionen bedacht werden muss, wird durch die Implementierung eines Nitrogen-Harvest-Index (NHI) Rechnung getragen.

Bei der Ermittlung der Nährstoffbedarfe werden im RAUMIS standortspezifische Besonderheiten der regionalen Boden- und Klimaverhältnisse berücksichtigt. Diese Vorgehensweise wird gewählt, da in Abhängigkeit des Klimas und der Bodenverhältnisse einer Region die Gefahr einer Auswaschung von Nährstoffen unterschiedlich hoch ist und insofern zur Sicherung landwirtschaftlicher Erträge ein mehr oder weniger hoher Mehrbedarf an Nährstoffen veranschlagt werden muss, um die Deckung des Pflanzenbedarfs abzusichern.

Der potenzielle Mehrbedarf an Stickstoff hängt laut Krull (1988) von:

- der nutzbaren Feldkapazität des Bodens
- der Wasserdurchlässigkeit des Bodens sowie
- den Jahresniederschlägen

ab. Die Vorgehensweise zur Bestimmung der regionalen Bodenverhältnisse und dem dadurch angerechneten potenziellen Mehrbedarf an Stickstoff wird in Kreins et al. (2010) und in Henrichsmeyer et al. (1996) beschrieben.

Wirtschaftsdünger

Der im RAUMIS ausgewiesene Anfall tierischer Nährstoffe basiert auf den regionalen Umfängen der Tierproduktionsverfahren sowie auf den tierartspezifischen Koeffizienten der Nährstoffausscheidung. Die Umfänge tierischer Produktionsverfahren werden im RAUMIS endogen ermittelt und fußen auf statistischen Datenquellen. Die Koeffizienten der Nährstoffausscheidung wurden auf Grundlage statistischer Angaben des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) für die Anwendung im RAUMIS erstellt.

In Anlehnung an die Vorgehensweise von Bach et al. (1997) wird eine Korrektur des Nährstoffaufkommens aus Wirtschaftsdüngern durch die Anrechnung eines „tierischen Überschusses“ vorgenommen. Der Umfang dieses Überschusses beträgt für das Basisjahr 1999 bei Stickstoff 13 % der jeweiligen, im RAUMIS berechneten Nährstoffmenge aus wirtschaftseigenen Düngemitteln. Die so ermittelte Residualgröße „tierischer Überschuss“ geht ergänzend in die Berechnung des Nährstoffaufkommens aus Wirtschaftsdünger mit ein.

Der somit ermittelte Umfang organischer Nährstoffe aus der Tierhaltung wird im RAUMIS der Deckung des Nährstoffbedarfs landwirtschaftlicher Kulturarten zugeschrieben. Da die in wirtschaftseigenen Düngemitteln enthaltenden Nährstoffe unterschiedlichen Ausnutzungsgraden unterliegen, werden im RAUMIS nährstoffspezifische Mineraldüngeräquivalente errechnet.

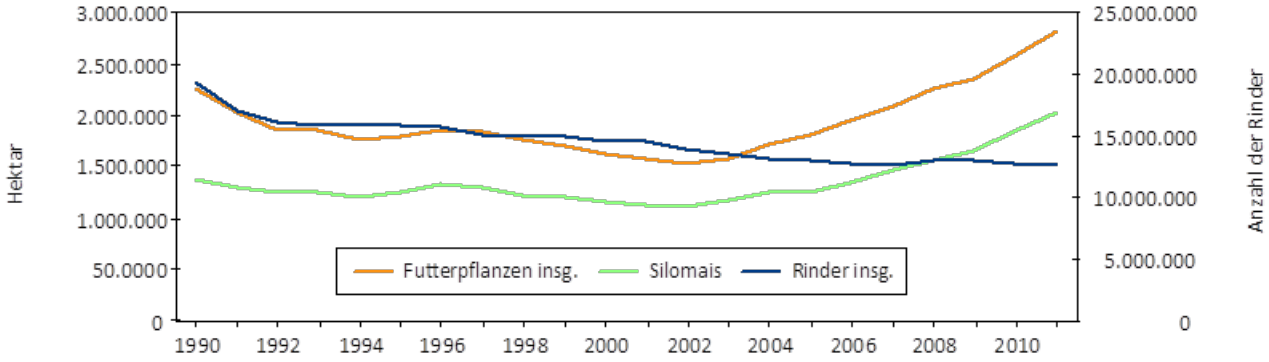
Die Höhe des Mineraldüngeräquivalents hängt bei Stickstoff zunächst von der Art des ausgebrachten Wirtschaftsdüngers ab. Es wird die Ausbringung von Rinder-, Schweine- und Geflügelgülle sowie von Festmist als unterschiedliche Verfahren berücksichtigt. Die Ableitung des Festmistanteils basiert auf der regionalen Bestandsgrößenstruktur. Der in ihm enthaltene Stickstoff wird konstant mit einem Mineraldüngeräquivalent von 25 % angerechnet.

Zur Bestimmung des Mineraldüngeräquivalents der verschiedenen Gülleverfahren wurde im RAUMIS eigens ein Güllemodul implementiert (Tassen, 1991).

Gärreste aus Biogasanlagen

In der jüngsten Vergangenheit hat der Anbau nachwachsender Rohstoffe, insbesondere der Anbau von Energiemais, erheblich zugenommen. Abbildung 25 zeigt die Entwicklung des Anbaus von Futterpflanzen insgesamt und Silomais sowie der Rinderzahlen insgesamt der Jahre 1990 bis 2011 in Deutschland. Es wird deutlich, dass die angebaute Menge an Silomais in den letzten zehn Jahren deutlich gestiegen ist und sich seit Anfang des Jahres 2000 mehr als verdoppelt hat. Ein leichter Anstieg ist seit 2004 für weitere Futterpflanzen ohne Silomais zu verzeichnen. Demgegenüber steht ein drastischer Rückgang der Brache oder stillgelegten Fläche sowie anderen Kulturen, wie teilweise bei Getreidearten.

Abbildung 25: Entwicklung des Anbaus von Futterpflanzen insgesamt und Silomais sowie der Rinderzahlen insgesamt von 1990 bis 2010 in Deutschland



Quelle: Statistisches Bundesamt, Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Fachserie 3, Reihe 3 und 4 (versch. Jgg.).

Anders als bei den Marktfrüchten werden beim Anbau von Energiemais zur Verwendung in Biogasanlagen mit der Ernte die darin enthaltenen Nährstoffe dem System nur temporär entzogen und über die Gärreste wieder zugeführt. Daher ist es wichtig, den Anteil des Energiemaises am Silomaisanbau quantifizieren zu können, da die verfügbaren statistischen Datenquellen hierüber keine zuverlässigen regional differenzierten Informationen bereitstellen. Für die Nährstoffbilanzierung werden die Energiemaisäquivalentanteile unter Berücksichtigung des Grundfutteraufkommens und der Rinderhaltungsstruktur regional differenziert abgeschätzt. Dabei ergibt sich eine Menge an angebautem Energiemais von rund 68.000 ha LF im Jahr 2007 und 120.000 ha LF im Jahr 2010. Auf Basis dieser abgeschätzten Energiemaismenge, den für Silomais abgeschätzten Erträgen und dem Anteil an Stickstoff bzw. Phosphor im Erntegut wird die Menge an Stickstoff in den Gärsubstraten berechnet. Die Gärsubstrate werden dann analog zur Verwendung von Gülle auf dem Feld ausgebracht. Dabei werden pauschal Gesamtverluste von 10 % veranschlagt. Des Weiteren werden Ammoniakverluste von 27 % als Entzüge angerechnet. Die Berechnung des Anbaus von Energiemais in diesem Bericht anhand der Raufuttermenge spiegelt die Menge an Energiemais durch die gesamte nicht durch Tiere konsumierte Futtermenge wider und kann daher als Energiemaisäquivalent verstanden werden. Somit werden auch Gärreste aus anderen Futteranbauverfahren wie Kleegras oder Luzerne mit berücksichtigt, die in Biogasanlagen Verwendung finden. In die Berechnungen geht nicht die Menge an Energiemais ein, die aus anderen Bundes-

ländern oder anderen EU-Staaten, wie z. B. aus Dänemark oder den Niederlanden, importiert wird, da keine Angaben über deren Höhe vorlagen.

Mineraldünger

Die Höhe des Mineraldüngereinsatzes wird auf nationaler Ebene durch statistische Quellen ausgewiesen. Daten über regionale Aufwandmengen liegen jedoch nicht vor, sodass ein Verfahren zur Verteilung des mineralischen Düngers auf die Modellkreise im RAUMIS entwickelt wurde.

Bei der Ermittlung regionaler Mineraldüngereinsatzmengen wird für die verschiedenen Nährstoffe von teilweise unterschiedlichen Einflussfaktoren ausgegangen. Diese Einflussfaktoren lassen sich mithilfe der folgenden zwei Gleichungen beschreiben:

(1) $\boldsymbol{Bed_N_{minr} = f(E_{fr}, SBFN_r, NRL_f, NWD_r, NMDÄ_r, KFN)}$

(2) $\boldsymbol{Bed_P_{minr} = f(E_{fr}, PAUS_f, PWD_r, PMDÄ, KFP)}$

Bed_N_{minr}, Bed_P_{minr}:	regionale Mineraldüngerbedarfe Stickstoff, Phosphor
E_{fr}:	regions- und fruchtartenspezifische Erträge
$SBFN_r$:	regionsspezifischer Stickstoffbedarfsfaktor
NRL_f:	fruchtartenspezifische Stickstoffrücklieferung
NWD_r, PWD_r:	regionaler Wirtschaftsdüngeranfall Stickstoff, Phosphor
$NMDÄ_r$:	regionale Mineraldüngeräquivalente f. Wirtschaftsdünger Stickstoff
$PMDÄ$:	Mineraldüngeräquivalente für Wirtschaftsdünger Phosphor
$PAUS_f$:	fruchtartenspezifische Auswaschung Phosphor
KFN, KFP:	Korrekturfaktoren für den Mineraldüngereinsatz Stickstoff, Phosphor

Die Höhe der Gesamtzufuhr von organischem und mineralischem Dünger wird in Abhängigkeit der jahresspezifischen Ertragserwartung für die verschiedenen Feldfrüchte unter Berücksichtigung regionaler Boden- und Klimaverhältnisse berechnet. Zur Erfüllung des Gesamtbedarfs eines Nährstoffs wird zunächst der pflanzenverfügbare Anteil des Wirtschaftsdüngers herangezogen. Die Deckung des verbleibenden Defizits wird im RAUMIS durch die Anrechnung mineralischer Düngemittel erreicht. Die auf Grundlage dieser Vorgehensweise berechneten regionalen Mineraldüngermengen werden in einem zweiten Schritt über alle Regionen und Verfahren aggregiert und anhand der aus der Offizialstatistik bekannten Sektorwerte kalibriert.

Zusätzliche Positionen der Stickstoffbilanz

Zusätzliche Positionen zur Bilanzierung landwirtschaftsbürtigen Stickstoffs im RAUMIS sind

- die symbiotische Stickstofffixierung sowie
- die asymbiotische Stickstofffixierung

Die Anrechnung des symbiotisch fixierten Stickstoffs richtet sich nach dem regionalen Anbauumfang an Leguminosen. Für asymbiotisch fixierten Stickstoff wird pauschal ein Wert von 1,4 kg N/ha LF veranschlagt. Der atmosphärische Stickstoffeintrag findet in den hydrologischen Modellen Berücksichtigung.

Nährstoffentzüge

Der Entzug von Nährstoffen durch Pflanzen aus dem Boden wird im RAUMIS auf Grundlage der regionalen Anbauflächen, der pflanzlichen Produktionsverfahren sowie der Koeffizienten der Nährstoffgehalte im Erntegut ermittelt. Die Koeffizienten der Nährstoffgehalte im Erntegut beruhen auf Angaben des BMEL.

Des Weiteren werden die bei Lagerung und Ausbringung des Wirtschaftsdüngers entstehenden Verluste an Stickstoff als Nährstoffverluste berücksichtigt. Hierbei wird angenommen, dass 40 % des nicht düngewirksam werdenden Stickstoffanfalls aus der Tierproduktion in Form von Ammoniak entweicht.

Nährstoffbilanzsalden

Nährstoffzufuhr und Nährstoffentzug bzw. -verlust werden bei der Bilanzierung gegenüber gestellt, um somit den Nährstoffsaldo eines Landkreises bzw. einer Gemeinde zu errechnen. Ein hierdurch ermittelter Nährstoffüberschuss kann als potenzielle Eintragsquelle diffuser Nährstoffeinträge in Gewässer interpretiert werden.

Im Vergleich zu der hier dargelegten Methodik lässt die in der Düngeverordnung (DüV)[9] von 2007 vorgeschriebene Feld-Stall-Bilanz großen Spielraum für Pauschalwerte (beispielsweise Erträge) zu und enthält im Vergleich zu bisher gültigen Verfahren höhere Abschläge für gasförmige Stickstoffverluste. Aus diesen Gründen dürften diese Bilanzen tendenziell geringer ausfallen.

A.1.3 Implementierung des Stickstoffvergleichs laut Düngeverordnung

Für die Entwicklung der Nährstoffbilanzüberschüsse bis zum Jahr 2021 ist die Düngeverordnung (DüV) von 2006 von großer Bedeutung. Durch sie ist der zulässige Stickstoffbilanzüberschuss in landwirtschaftlichen Betrieben ab dem Jahr 2009 auf maximal 60 kg N/ha LF begrenzt. Der betriebliche Nährstoffüberschuss ist nach einem festgelegten Nähr-/Stickstoffvergleich zu ermitteln. Da für landwirtschaftliche Betriebe die Bilanzierung in der Komplexität, wie sie beispielsweise im RAUMIS abbildet wird, zu aufwendig ist, wurden in der Düngeverordnung vereinfachte, an die Praxis angepasste Auflagen zur Durchführung des Stickstoffvergleichs festgelegt.

Die DüV definiert grundlegende Verhaltensregeln zur guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft. Diese können in der Regel jedoch nicht quantitativ modelliert werden, und ihre Wirkung (sofern vorhanden) ist schwer einschätzbar. Die DüV beinhaltet zudem konkrete Restriktionen, die das Düngemanagement beeinflussen, wobei in § 4 Düngemittel, Bodenhilfsstoffe, Kultursub-

[9] Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV) n der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), die zuletzt durch Art. 5 Abs. 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist.

strate oder Pflanzenhilfsmittel und in § 5 Nährstoffvergleiche festgelegt werden. Von diesen Restriktionen, die in das RAUMIS-Modell integriert wurden, wird nach Einschätzung von Experten die wesentliche Wirkung der DüV ausgehen. Im RAUMIS-Modell wurde die DüV wie folgt umgesetzt:

1. **Maximale Ausbringungsmenge von Wirtschaftsdünger**: Im RAUMIS ist eine weitere Restriktion der DüV bezüglich der maximalen Ausbringungsmenge von Wirtschaftsdünger in Höhe von 170 kg N/ha Ackerfläche und 230 kg N/ha Grünlandfläche integriert. Bei den Berechnungen wird der erlaubte Verlustabzug im Stall und Lager berücksichtigt, so wie sie in der Anlage „Kennzahlen für die sachgerechte Bewertung zugeführter Stickstoffdünger“ der DüV beschrieben sind. Die Ausbringung von Wirtschaftsdünger auf Dauerkulturflächen (z. B. Obstflächen) wird nicht zugelassen.

2. **Stickstoffvergleich**: Die DüV schreibt vor, dass, abgesehen von wenigen Ausnahmen, von allen Betrieben ein Stickstoffvergleich zu erstellen ist. Hierbei wird die Stickstoffzufuhr durch Wirtschaftsdünger nach Abzug der Stall-, Lagerungs- und der Ausbringungsverluste berechnet (z. B. bei Rindergülle bis 30 %, Rindermist bis 40 %, bei Weidegang bis 75 %). Zusätzlich sind unvermeidbare Verluste anrechenbar. Im RAUMIS-Modell wird in Abhängigkeit der Betriebsstruktur eine Einschätzung über den Anteil der Fest- und Flüssigmistverfahren vorgenommen. Diese Information kann zur Berechnung der Ausbringungsverluste herangezogen werden. Keine Informationen liegen hingegen für den Anteil der Tierhaltung vor, die mit Weidegang gehalten werden. Hier wurde ein regional einheitlicher Verlustkoeffizient von 40 % für die Verfahren, wie zum Beispiel die Milchkuhhaltung oder Färsenaufzucht, unterstellt.

A.2 Modellierung des Wasserhaushalts

A.2.1 Hydrologische Grundbegriffe und Definitionen

Die gesamte aus einer Landschaft abfließende Wassermenge lässt sich aus der Wasserbilanzgleichung herleiten:

$$Q_{ges} = N - ET_{real} + \Delta S \qquad \textbf{Gl. 1}$$

mit:	Q_{ges}=	Gesamtabfluss	(mm/a)
	N=	Niederschlag	(mm/a)
	ET_{real}=	reale Verdunstung	(mm/a)
	ΔS=	Vorratsänderung	(mm/a)

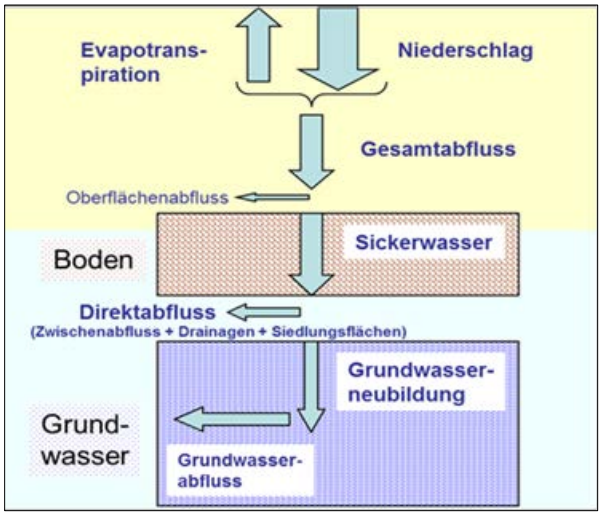
Bei langjährigen Betrachtungen kann die Vorratsänderung vernachlässigt werden.

Der Gesamtabfluss Q_{ges} entspricht damit der Differenz zwischen der Niederschlagshöhe und der Höhe der realen Verdunstung und lässt sich in verschiedene Abflussanteile aufgliedern, die den Vorflutern auf der Erdoberfläche oder im Boden und Grundwasserbereich mit unterschiedlichen Fließzeiten zuströmen.

Als Oberflächenabfluss (Q_O) wird nach DIN 4049 der Teil des Abflusses gekennzeichnet, der, ohne in den Boden eingedrungen zu sein, oberirdisch einem Vorfluter zuströmt (s. Abbildung 26). Nach einem Niederschlagsereignis erreicht der Oberflächenabfluss den Vorfluter im Allgemeinen nach wenigen Stunden (Baumgartner und Liebscher, 1990). Von Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) wird dieser Abflussanteil als „schneller Direktabfluss“ bezeichnet.

Beim Eindringen in den Boden gelangt das Wasser entweder in den Grundwasserbereich oder an eine wenig wasserleitende Schicht über dem eigentlichen Aquifer. Im letzten Fall wird das infiltrierende Wasser (Sickerwasser) gestaut und fließt hangparallel dem größten Gefälle, folgend oberhalb des eigentlichen Grundwasserbereiches in der wasserungesättigten Zone, dem Vorfluter zu. Diese Abflusskomponente wird als natürlicher Zwischenabfluss (Q_I) bezeichnet und wird in DIN 4059 als der Teil des Abflusses definiert (s. Abbildung 26), der dem Vorfluter unterirdisch mit nur geringer Verzögerung zufließt. Die Fließzeit des Zwischenabflusses bis zum Eintritt in den Vorfluter ist länger als die des Oberflächenabflusses und bewirkt ein späteres Ansteigen und langsameres Abklingen der Abflussganglinien. Häufig wird der Zwischenabfluss in einen „unmittelbaren“ (schnellen) und einen „verzögerten“ (langsamen) Zwischenabfluss unterschieden, wobei dem „unmittelbaren Zwischenabfluss“ wesentlich höhere Volumenanteile zugeschrieben werden (Baumgartner und Liebscher, 1990). Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) bezeichnen diese Abflusskomponente als „verzögerten Direktabfluss“. Die Fließzeit des Zwischenabflusses im Untergrund liegt meist in der Größenordnung von einem bis zu mehreren Tagen.

Abbildung 26: Die Komponenten des Abflusses in GROWA/WEKU



Quelle: Eigene Berechnung.

Bei grundwasserbeeinflussten oder staunässebeeinflussten Böden wurde der Wasserabfluss aus dem oberen Bodenbereich (Wurzelbereich) in vielen Regionen durch die Installation von Dränagesystemen (Rohrdrainagen, Grabendrainagen) beschleunigt. Hydraulisch stellen Dränagesysteme schnelle Abflusswege dar, die in ihrer Wirkung mit dem natürlichen Zwischenabfluss vergleichbar sind. Dränageabfluss (*QDrä*) und natürlicher Zwischenabfluss werden daher beide den Direktabflüssen zugeordnet.

Die Summe aus Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Dränageabfluss wird in der DIN 4059 als Direktabfluss (Q_D) bezeichnet (s. Gl. 2). Der Direktabfluss ist damit die Summe aller Abflusskomponenten, welche mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem Abfluss auslösenden Niederschlagsereignis den Vorfluter erreichen. Für die vorliegende Untersuchung wurde dieser Definition gefolgt:

$$Q_D = Q_O + Q_I - Q_{Drä} \qquad \textbf{Gl. 2}$$

mit:	Q_D=	mittlere Direktabflusshöhe	(mm/a)
	Q_O=	mittlere Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)
	Q_I=	Höhe des mittleren natürlichen Zwischenabfluss	(mm/a)
	$Q_{Drä}$=	Höhe des mittleren Dränageabfluss	(mm/a)

Nach DIN 4049 bezeichnet der Begriff der Grundwasserneubildung den Zugang von infiltriertem Wasser durch den Sickerraum zum Grundwasser. Während die Infiltration an der Obergrenze des durchwurzelten Bodenraumes gemessen wird, findet die eigentliche Grundwasserneubildung an der Oberfläche des oberflächennahen Grundwasserkörpers statt (Abbildung 26). Grundwasserneubildung findet nur im obersten Grundwasserstockwerk statt, da die Speisung von tieferen Stockwerken als Zusickerung definiert ist.

Als Basisabfluss (Q_B) wird nach DIN 4059 der Teil des Abflusses bezeichnet, der nicht zum Direktabfluss eines die Anschwellung (eines Vorfluters) auslösenden Ereignisses zählt. Die Fließzeiten des Basisabflusses sind im Allgemeinen deutlich höher als die der Direktabflusskomponenten. Zum Basisabfluss gehören die Abflussanteile, die in den Boden infiltrieren und den Grundwasserraum erreichen. Dieses Wasser bewegt sich als grundwasserbürtiger Abfluss (Q_G) dem hydraulischen Potenzial folgend dem Vorfluter zu. Im langjährigen Mittel ist die Höhe des grundwasserbürtigen Abflusses nahezu gleichbleibend, sodass man bei Betrachtung größerer Zeiträume von einem Gleichgewicht zwischen der aus infiltrierten Niederschlägen dem Grundwasserraum zufließenden und der aus dem Grundwasserraum in die Vorfluter abströmenden Wassermenge sprechen kann. Als Teil des Wasserhaushaltes eines Gebietes entspricht der grundwasserbürtige Abfluss nach DIN 4049 der Grundwasserneubildung.

Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) unterscheiden den Basisabfluss in den „kurzfristigen“ Basisabfluss (verzögerter Zwischenabfluss) und den „langfristigen“ Basisabfluss (grundwasserbürtiger Abfluss). Der langfristige Basisabfluss entspricht dabei weitestgehend der Grundwasserneu-

bildung (Q_{gw}) (Peschke, 1997). Die mittlere Grundwasserneubildungsrate in einer Landschaft kann somit durch die folgende Gleichung bilanziert werden:

$$Q_{gw} = N - ET_{real} - QD \qquad \textbf{Gl. 3}$$

mit:	Q_{gw}=	mittlere Grundwasserneubildungsrate	(mm/a)
	N=	mittlere Niederschlagshöhe	(mm/a)
	ET_{real}=	mittlere reale Verdunstungshöhe	(mm/a)
	QD=	mittlere Direktabflusshöhe	(mm/a)

Die Simulation der hydrologischen Situation erfolgte basierend auf dem GROWA-Modell, welches von im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes „Elbe-Ökologie“ zur Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten und des Nitratabbauvermögens im Boden entwickelt und auf das gesamte Einzugsgebiet der Elbe angewendet worden ist (Kunkel und Wendland, 1998, 2002). In den Folgejahren wurde das GROWA-Modell sowohl kontinuierlich erweitert, z. B. zur expliziten Berücksichtigung gedränter Flächen (Tetzlaff et al., 2008) als auch auf andere Landschaftsräume übertragen, z. B. auf die Bundesländer Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen sowie die Metropolregion Hamburg (Dörhöfer et al., 2001; Bogena et al., 2003; Tetzlaff et al., 2003, 2004; Kunkel et al., 2006). Aus diesem Grunde wird an dieser Stelle auf eine ausführliche Beschreibung des GROWA-Modells verzichtet und nur die grundlegende Verfahrensweise dargestellt. Ausführlichere Modellbeschreibungen finden sich in den oben angegebenen Literaturstellen.

A.2.2 Berechnung der Gesamtabflusshöhe

Das Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel und Wendland, 2002) ist ein empirisches Verfahren, mit dem verschiedene Wasserhaushaltskomponenten flächendifferenziert berechnet werden können: reale Verdunstungshöhe, Gesamtabflusshöhe, Direktabflusshöhe und Grundwasserneubildungshöhe. Die Berechnung der realen Verdunstungshöhe basiert auf der Beziehung von Renger und Wessolek (DVWK, 1996), die aus umfangreichen Feldversuchen zur Ermittlung der realen Verdunstung für verschiedene Landnutzungsarten (Ackerland, Grünland, Laubwald, Nadelwald) abgeleitet wurde. Der Gültigkeitsbereich der von Renger und Wessolek angegebenen Beziehung ist auf Ebene, grundwasserferne und unversiegelte Standorte beschränkt. Hennings (2000) gibt für das Verfahren eine maximale Hangneigung von 3,5 % an. Darüber hinaus gelten noch klimatologische Einschränkungen. Bei landwirtschaftlicher Nutzung soll der Jahresniederschlag 800 mm und bei forstwirtschaftlicher Nutzung 1.300 mm nicht überschreiten.

Um eine flächendeckende Berechnung der Gesamtabflusshöhen zu gewährleisten, wurden von Kunkel und Wendland (2002), Bogena et al. (2003) und Tetzlaff et al. (2004) Erweiterungen der Methodik im Hinblick auf die Berücksichtigung von Relief, Grundwassereinfluss, Versiegelung und Geologie vorgenommen. Die Gesamtabflusshöhen werden nach diesem Ansatz nach der folgenden Beziehung berechnet:

$$Q_{ges} = N_j - ET_{real}$$
$$= N_j - f_h \cdot \left[a \cdot N_{So} + b \cdot N_{Wi} + c \cdot \log\left(W_{pfl}\right) + d \cdot ET_{pot} + e \cdot V + g\right] \quad \textbf{Gl. 4}$$

mit:	Et_{real}=	mittlere jährliche Höhe der realen Verdunstung	(mm/a)
	f_h:=	topgraphischer Korrekturfaktor	
	N_j=	Jahresniederschlagshöhe	(mm/a)
	N_{So}:=	Niederschlagshöhe im hydrologischen Sommerhalbjahr	(mm/a)
	N_{Wi}:=	Niederschlagshöhe im hydrologischen Winterhalbjahr	(mm/a)
	W_{pfl}:=	pflanzenverfügbare Bodenwassermenge	(mm)
	ET_{pot}:=	mittlere jährliche potenzielle Verdunstung	(mm/a)
	V:=	Versiegelungsgrad	(%)
	a, ..., g:=	bodenbedeckungsabhängige Koeffizienten	

Als Basisdaten werden klimatische Größen (Niederschlag und potenzielle Verdunstung), Bodenparameter (pflanzenverfügbares Bodenwasser) und die Versiegelung benötigt. Die Regressionskoeffizienten (*a, …, g*) sind abhängig von der jeweils vorliegenden Bodenbedeckung. Die Werte können der Tabelle 32 entnommen werden

Tabelle 32: Konstanten für die Verdunstungsberechnung

Landnutzung	a	b	c	d	e
Ackerland	0,08	0,39	153	0,12	-109
Grünland	0,10	0,48	286	0,10	-330
Nadelwald	0,29	0,33	166	0,19	-127
Laubwald	0,047	0,047	0	0,02	430,1

Quelle: Nach Renger und Wessolek (DVWK, 1996).

Den Definitionen nach DIN 4049 folgend wird der Gesamtabfluss im GROWA-Modell in die vier Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Dränabfluss, (natürlicher) Zwischenabfluss und Grundwasserneubildung aufgeteilt:

$$Q_{Ges} = Q_O + Q_D + Q_Z + Q_{Gw} \quad \textbf{Gl. 5}$$

mit:	Q_{Ges}=	mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe	(mm/a)
	Q_O=	mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)
	Q_D=	mittlere jährliche Dränabflusshöhe	(mm/a)
	Q_Z=	mittlere jährliche Zwischenabflusshöhe	(mm/a)
	Q_{Gw}=	mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe	(mm/a)

Diese Abflusskomponenten werden durch zeitlich konstante Abflussanteile beschrieben, die jeweils von verschiedenen Standortkenngrößen abhängig sind:

$$Q_{Ges} = r_o \cdot Q_{Ges} + r_d \cdot Q_{Ges} + r_z \cdot Q_{Ges} + r_b \cdot Q_{Ges}$$

Gl. 6

mit:	r_o=	Oberflächenabflussanteil	(mm/a)
	r_d=	Dränabflussanteil	(-)
	r_z=	Anteil des natürlichen Zwischenabflusses	(-)
	r_b=	Basisabflussanteil	(-)

A.2.3 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses

Die Oberflächenabflusshöhe ist eine wichtige Grundlage für die Bestimmung der durch Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer transportierten Nährstoffe. Vor allem als Eintragspfad für Phosphor spielt die Abschwemmung eine wesentliche Rolle.

Das Auftreten von Oberflächenabfluss ist im Allgemeinen an Starkregenereignisse gebunden und auf stark reliefierte Mittelgebirgsregionen und grundwassernahe Standorte beschränkt. Aus diesem Grund erfolgt die Ermittlung des Oberflächenabflusses bei hydrologischen Fragestellungen in der Regel mit zeitlich hoch aufgelösten Modellen.

Hierzu werden weitere Eingangsdaten benötigt, die für Modellierungen auf Bundesländerebene in der erforderlichen Qualität und Quantität nicht zur Verfügung stehen. Zudem interessieren für die vorliegende Fragestellung langjährige mittlere Wasserhaushaltsverhältnisse, weshalb ein vereinfachter Ansatz des US Soil Conservation Service (1972) verwendet wurde, in dem die Höhe des Oberflächenabflusses als von der Niederschlagshöhe abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe ausgedrückt wird:

$$Q_O = Q_{Ges} \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot \left(N_{Jahr} - 500\right)^{1,65}$$

Gl. 7

mit:	Q_o=	mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)
	N_{Jahr}=	mittlere jährliche Niederschlagshöhe	(mm/a)
	Q_{Ges}=	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)

Nach dieser Gleichung wird für Gebiete mit weniger als 800 mm Jahresniederschlag (wie z. B. in der Hildesheimer Bucht) ein sehr geringer Oberflächenabfluss berechnet. Bei Niederschlägen von 1.000 mm/a beträgt der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss ca. 5 % und steigt bis auf über 10 % bei Jahresniederschlägen von 1.500 mm, was den Verhältnissen in den Höhenlagen der Mittelgebirge nahe kommt.

A.2.4 Berechnung der Sickerwasserhöhe

Die Sickerwasserhöhe, die die Höhe der Nitratkonzentration im Sickerwasser maßgeblich beeinflusst, ergibt sich aus der Differenz von Gesamt- und Oberflächenabflusshöhe:

$$Q_{SW} = Q_{ges} - Q_O \qquad \textbf{Gl. 8}$$

mit	Q_{SW} =	mittlere jährliche Sickerwasserhöhe	(mm/a)
	Q_{ges} =	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)
	Q_O =	mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)

A.2.5 Separierung von Grundwasserneubildung, natürlichem Zwischenabfluss und Abfluss aus Dränagen

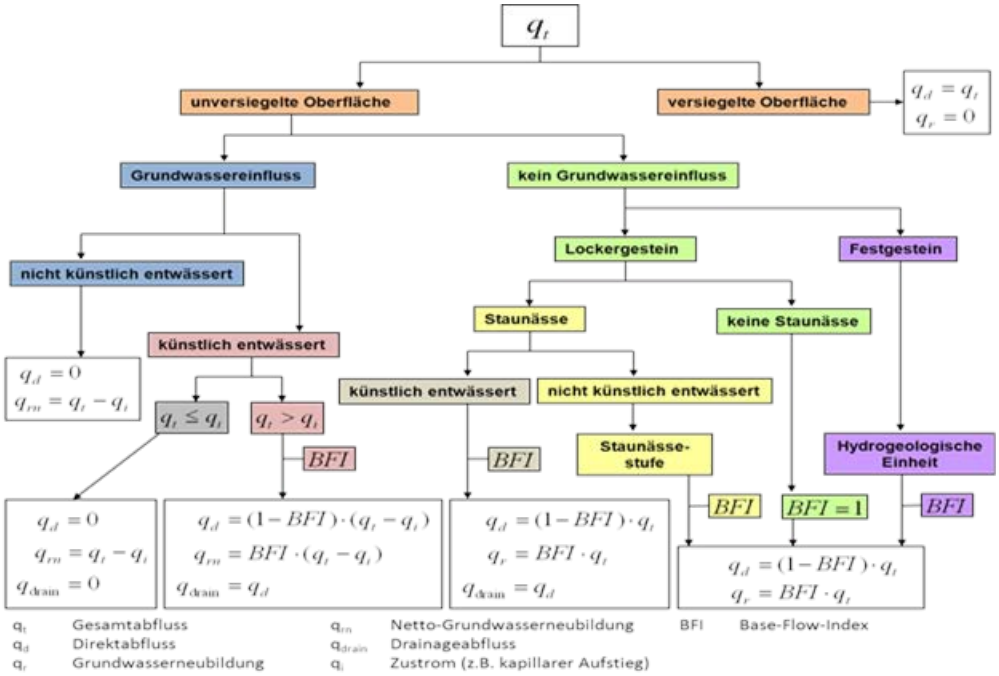
Die in den Boden einsickernden Abflussanteile gelangen als Zwischenabfluss, Dränageabfluss oder als Grundwasserabfluss in die Oberflächengewässer. Zur Ermittlung der Zusickerungsraten zum Grundwasser (Grundwasserneubildungshöhe) wird im GROWA-Modell eine Abflussseparation auf Basis statischer Basisabflussanteile durchgeführt. Hierbei wird die Basisabflusshöhe im langjährigen Mittel als konstanter, von bestimmten Flächeneigenschaften abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe beschrieben:

$$Q_{gw} = BFI \cdot Q_{ges} \qquad \textbf{Gl. 9}$$

mit:	Q_{gw}=	mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe	(mm/a)
	BFI=	Basisabflussanteil	(-)
	Q_{ges}=	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)

Es wurde ein hierarchischer Ansatz verwendet, bei dem jeweils nur eine Gebietskenngröße als bestimmend für den Basisabflussanteil angesehen wird. Weitere Parameter werden erst dann betrachtet, wenn die primäre Gebietskenngröße nicht relevant ist. Jeder Eigenschaft wird dabei ein charakteristischer BFI-Wert zugeordnet. Der hierarchische Ansatz ist sechsstufig gegliedert (vgl. Abbildung 27).

Abbildung 27: Hierarchie der abflussrelevanten Gebietseigenschaften zur Ableitung der BFI-Werte im GROWA-Modell



Quelle: Eigene Darstellung.

Zunächst wird für den betreffenden Standort bestimmt, ob eine nennenswerte Versiegelung vorliegt. Liegt keine Versiegelung vor, wird überprüft, ob eine künstliche Entwässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen zu erwarten ist. In diesem Fall werden nach dem Ansatz von Kuhr (2006) und Tetzlaff et al. (2008) potenziell gedränte landwirtschaftliche Nutzflächen ausgewiesen und in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Bodennutzung ein fester Dränabflussanteil zugeordnet. Ist eine künstliche Entwässerung eher unwahrscheinlich, werden für Lockergesteinsbereiche zusätzlich die bodenhydrologischen Faktoren Flurabstand und Staunässe sowie die lokale Hangneigung betrachtet. In Festgesteinsbereichen wird die hydrogeologische Gesteinseigenschaft als abflusswirksamer Standortparameter angesehen.

Für die sechs abflussrelevanten Gebietseigenschaften (Abbildung 27) wurden unterschiedliche Standortklassen definiert, denen jeweils ein BFI-Wert zugeordnet wurde. Dies sind im Detail:

- Versiegelungsklassen zur Ausweisung der Grundwasserneubildung in urbanen Regionen entsprechend des Versiegelungsgrades
- Klassen zur Berücksichtigung künstlich entwässerter Regionen
- Klassen zur Unterscheidung des Einflusses des Grundwasserflurabstandes (in Lockergesteinsbereichen)
- Klassen zur Differenzierung des Staunässeeinflusses (in Lockergesteinsbereichen)

- Neigungsklassen zur Berücksichtigung des Einflusses der Hangneigung (in Lockergesteinsbereichen)
- Klassen zur Berücksichtigung des Einflusses der geologischen Untergrundverhältnisse (in Festgesteinsbereichen)

Die Basisabflussanteile wurden anhand gemessener Abflusswerte für die betrachtete Zeitreihe einzugsgebietsbezogen kalibriert. Hierzu wurde die Summe der BFI-Werte jedes Standortparameters eines Einzugsgebietes, gewichtet mit dem jeweiligen Flächenanteil, mit den beobachteten BFI-Werten verglichen. Die BFI-Werte der Standortmerkmale wurden in einem nächsten Schritt so variiert, dass die Übereinstimmung zwischen den berechneten und gemessenen einzugsgebietsbezogenen Werten für alle betrachteten Einzugsgebiete optimal war. Das bestimmende Maß hierfür war das Minimum der kleinsten Fehlerquadrate (Maximum Likelihood). Zur Abtrennung der Grundwasserneubildung aus den gemessenen Pegelwerten wurde in Lockergesteinsregionen das Verfahren nach Wundt (1958) und in Festgesteinsgebieten das Verfahren nach Kille (1970) angewandt. Als Ergebnis der Kalibrierung ergab sich ein Satz von BFI-Werten, der für die Gesamtheit der betrachteten Einzugsgebiete zu einer optimalen Anpassung führt. Dieser Parametersatz wurde anschließend flächendeckend angewendet.

Aufgrund von Boden- und Landnutzungsverhältnissen kann die Intensität der Dränung variieren. Dies wird bei der Wasserhaushaltsmodellierung durch die Unterscheidung von vier Standorttypen berücksichtigt: „Marschen“, „Gleye und Moore“, „verrohrte Flächen“ und „sonstige Dränflächen“. Die Anteile ergeben sich aus der Kalibrierung an gemessenen Abflussdaten, wobei sich die Kalibrierung jedoch in dem Rahmen zu bewegen hat, der durch Literaturangaben zu veröffentlichten Messergebnissen belegt ist. Eine Literaturauswertung wurde zur Überprüfung der für Dränstandorte kalibrierten Basisabflussanteile (*BFI*, der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss) durchgeführt (Tetzlaff, 2006). Sie hat ergeben, dass die meisten Dränabflussanteile bei 70 bis 80 % liegen, d. h. die *BFI*-erreichen Werte zwischen 20 und 30 % (0,2 bis 0,3).

A.2.6 Berechnung der punktuellen Abflüsse von urbanen Flächen und Kläranlagen

Die Abflüsse von versiegelten urbanen Flächen werden unter Berücksichtigung der regionalen Unterschiede in den Kanalisationssystemen (Misch- und Trennsystem, keine Kanalisation) sowie dem Ausbaugrad (Speichervolumen) des Mischsystems berechnet.

Punktueller Abfluss aus kommunalen Kläranlagen und durch industrielle Direkteinleiter: Die punktuellen Einträge werden mit einer Frachtberechnung kalkuliert und können über ein eigenes erstelltes deutschlandweites Inventar zu Kläranlagen abgefragt werden.

A.3 Modellierung der diffusen Nährstoffeinträge

Der Eintrag von Pflanzennährstoffen in die Oberflächengewässer ist immer an die Komponenten des Abflusses gebunden. Aufgrund des unterschiedlichen physikalischen/chemischen Verhaltens von Stickstoff- (vor allem Nitrat) und Phosphorverbindungen (vor allem Phosphat) kommt den einzelnen Abflusskomponenten eine unterschiedliche Bedeutung als Eintragspfad zu.

Nitrat wird nicht adsorptiv an Boden- und Gesteinspartikel gebunden. Aus diesem Grund kommt es zu keinem nennenswerten Nitratrückhalt im Untergrund, sodass die nicht von Pflanzen aufgenommenen Stickstoffdünger mit dem fließenden Wasser abtransportiert werden. Dies erfolgt entweder über die Direktabflusskomponenten, durch welche die Nährstoffe mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis den Vorfluter erreichen, oder über die grundwasserbürtigen Abflusskomponenten, durch die eingetragene Nährstoffe mit großer Zeitverzögerung den Vorfluter erreichen. Während des Transports der Nährstoffe durch den Boden und das Grundwasser kann es in Abhängigkeit von den jeweils vorliegenden Verhältnissen zu einem erheblichen Nitratabbau kommen.

Im Gegensatz zum Nitrat wird Phosphat unter den in Böden auftretenden Bedingungen im Allgemeinen nicht abgebaut. Phosphat wird häufig adsorptiv an Bodenpartikel gebunden und wird in gelöster Form nur in ganz geringen Mengen in das Grundwasser eingetragen. Aus diesem Grund treten Phosphateinträge in die Vorfluter über das Grundwasser nur in geringen Konzentrationen auf. Da Phosphateinträge über das Grundwasser jedoch ubiquitär auftreten, können sich die geringen Konzentrationen bzw. flächenbezogene Fachten zu größeren Summen addieren. Phosphat gelangt vorrangig über die Komponenten des Direktabflusses in die Vorfluter. Dies geschieht entweder gebunden an Bodenpartikeln über die Bodenerosion oder über Abschwemmung, wenn die Aufenthaltszeit im Boden kurz ist, sodass keine adsorptive Anlagerung an Bodenpartikel stattfinden konnte.

Die Simulation der hydrologischen Verhältnisse in den Untersuchungsgebieten ist daher eine Grundvoraussetzung für eine nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Vorfluter. Im FZJ erfolgte dies basierend auf dem Modell GROWA (Kunkel und Wendland, 2002). Die Simulation der hydrologischen Verhältnisse in den Untersuchungsgebieten ist daher eine Grundvoraussetzung für eine nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Vorfluter. Im FZJ erfolgte dies basierend auf dem Modell GROWA (Kunkel und Wendland, 2002).

Für die Wasserhaushaltsmodellierung wurden umfangreiche klimatische, topographische, pedologische und hydrogeologische Datengrundlagen sowie ein flächendeckender Datensatz zur Bodennutzung benötigt (s. Tabelle 33). Die Daten wurden bestehenden digitalen thematischen Datenbeständen des Landes entnommen. Bei der Auswahl der Datensätze war entscheidend, dass sie einerseits flächendeckend verfügbar waren und andererseits eine hohe räumliche Auflösung aufwiesen.

Tabelle 33: Verwendete Datengrundlagen zur Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA

Datengrundlagen		Maßstab
Bodenbedeckung	Landnutzungskategorie	1 : 25 000
Klima	Niederschlag (Mai – Oktober) Niederschlag (November – April) Potenzielle Verdunstung	Rasterwerte, disaggregiert auf 50 m
Topographie	Hangneigung Hangexposition	50 x 50 m²
Bodenparameter	Pflanzenverfügbares Bodenwasser Grundwassereinfluss Staunässeeinfluss	1 : 50 000
Geologie	Hydrogeologische Gesteinseinheiten	1 : 200 000
Grundwassergleichen	Flurabstand	1 : 200 000

Quelle: Tetzlaff (2006).

Die Eingangsdaten lagen teilweise im Vektorformat, teilweise aber auch als Rasterdaten mit einer Zellengröße zwischen 50 und 250 m vor und wurden im Vorfeld der Modellierung auf ein Raster mit der für die Modellierung verwendeten Zellengröße von 100 x 100 m vereinheitlicht. Das Aufbereiten, Vorhalten und Darstellen der Daten erfolgte mit ArcGIS.

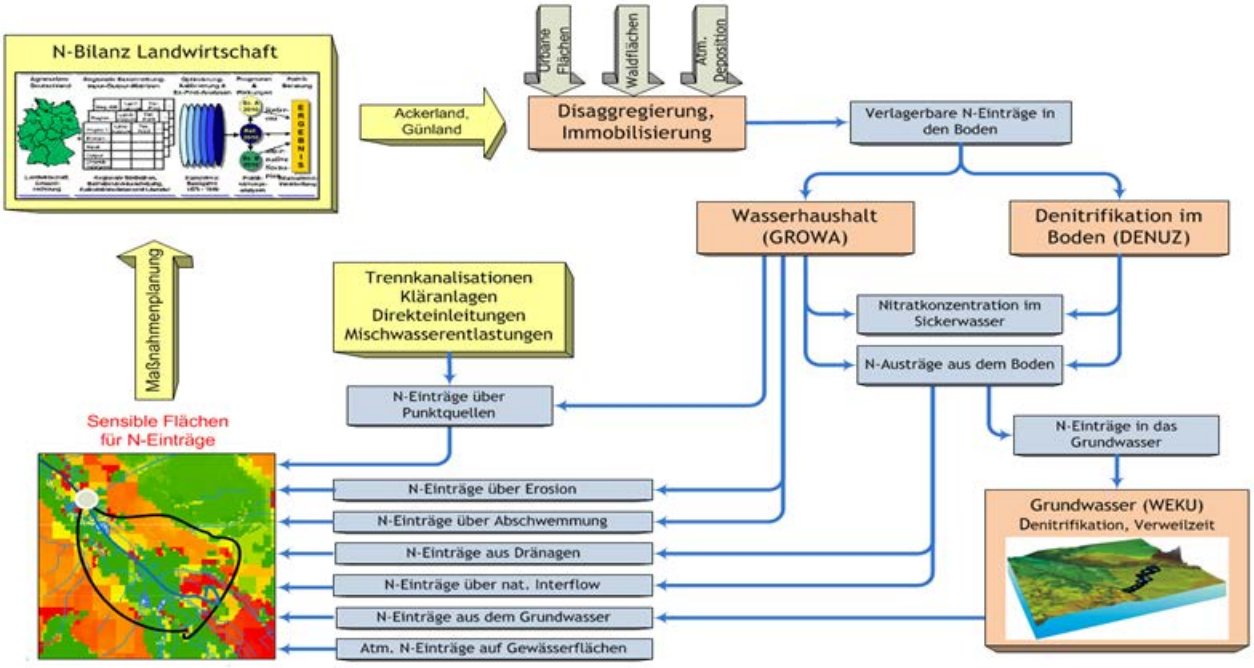
A.3.1 Diffusen Stickstoffeinträge

A.3.1.1 Modelltechnische Implementierung (GROWA-DENUZ-WEKU)

Mit den gekoppelten Modellen GROWA-DENUZ-WEKU des FZJ wird eine flächendifferenzierte Modellierung der diffusen Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer über die verschiedenen Austragspfade unter Berücksichtigung des Nitratabbaus in Boden und Grundwasser vorgenommen. Hierzu werden die Modelle DENUZ (Kunkel und Wendland, 2006) und WEKU (Kunkel und Wendland, 1997), mit flächendifferenzierten Angaben zur verlagerbaren Stickstoffmenge im Boden verknüpft.

Abbildung 28 zeigt schematisch die Kopplung der einzelnen Modellbausteine zur Quantifizierung der diffusen Stickstoffeinträge in die Grund- und Oberflächengewässer. Grundlage für eine nach den Abflusskomponenten differenzierende, eintragspfadbezogene Quantifizierung der diffusen Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer ist die flächendifferenzierte Simulation der Wasserhaushaltssituation mit dem GROWA-Modell (s. Kapitel 4).

Abbildung 28: Schematische Darstellung der diffusen Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer (GROWA-DENUZ-WEKU-Modell)



Quelle: Eigene Darstellung.

Aus dem Gesamtabfluss werden die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Dränabfluss und Grundwasserneubildung (Basisabfluss, Grundwasserabfluss) bestimmt, welche die Hauptaustragspfade für Stickstoff darstellen. Gekoppelt an die Abflusskomponenten gelangt Stickstoff mit unterschiedlicher Zeitverzögerung nach seinem Eintrag in die Oberflächengewässer. Auf seinem Transport in der ungesättigten Zone und im Grundwasserraum unterliegt die wichtigste verlagerbare Stickstoffverbindung im terrestrischen System, das Nitrat, Abbauprozessen, durch die die Belastungen unterliegender Gewässersysteme mit Stickstoff je nach Standortbedingung deutlich verringert werden können, sofern die Abbaukapazität der Gesteins- und Sedimentformationen nicht überschritten wird.

Der Nitratabbau im durchwurzelten Boden wird im DENUZ-Modell auf Basis einer gebietsumfassenden Klassifizierung des Nitratabbaupotenzials im Boden vorgenommen und die jeweiligen Abbauverluste als Funktion der jeweiligen Standorteigenschaften unter Zugrundelegung einer Michaelis-Menten-Kinetik flächendifferenziert quantifiziert. Da der Nitratabbau in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bereichs vernachlässigbar ist, sind die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss sowie über den Dränabfluss damit bereits an dieser Stelle bestimmt.

Zur Bestimmung der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Flüsse wird zunächst eine flächendifferenzierte Analyse der Fließwege und Verweilzeiten im Grundwasser, basierend auf dem WEKU-Modell, durchgeführt. Diese Verweilzeitenanalyse ist vor allem für die Modellierung der

u. a. zeitabhängigen Nitratabbauvorgänge im Grundwasser reduzierter Grundwässer entscheidend. Die Einstufung in reduzierte und oxidierte Aquifere erfolgt auf Basis von Grundwassergütedaten.

Die modellierten Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer werden anhand von im Flusslauf gemessenen Stickstoffkonzentrationen auf Plausibilität überprüft. Bei der Plausibilitätsüberprüfung der Modellrechnungen ist zu berücksichtigen, dass die in einem Flusslauf realisierten Stickstofffrachten sich nicht nur aus den diffusen Einträgen zusammensetzen, sondern immer auch einen Anteil an punktuellen Einträgen aufweisen. Dementsprechend werden die Stickstoffeinträge über Trennkanalisationen, kommunale Kläranlagen und industriellen Direkteinleitungen sowie über Mischwasserentlastungen gesondert ausgewiesen.

A.3.1.2 Quantifizierung der atmosphärischen Stickstoffdeposition auf Wasserflächen

Die atmosphärische Stickstoffdeposition ist eine diffus wirkende Stickstoffquelle, die bei der räumlich differenzierten Quantifizierung der Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer berücksichtigt werden muss. Während die atmosphärische Stickstoffdeposition auf Ackerland, Grünland und Wald bei der Ermittlung der Stickstoffeinträge über diffuse Eintragspfade berücksichtigt wird und die Stickstoffdeposition auf urbanen Flächen in die Ermittlung der Stickstoffeinträge über Trennkanalisation eingeht, ist die direkte atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eine Bilanzgröße, die separat ermittelt wird.

Die durch atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eingetragenen Stickstoffmengen wurden, basierend auf den von Gauger et al. (2008) ermittelten Werten der atmosphärischen Stickstoffdeposition, abgeleitet (vgl. Kapitel 4.5.1). Gebietskulisse hierfür waren sämtliche Wasserflächen des DLM25, die an Fließgewässer angeschlossen sind. Dies sind einerseits explizit als Polygone ausgewiesene Wasserflächen, wie z. B. Binnenseen und große Ströme, und andererseits als Linien dargestellte Wasserflächen, wie z. B. kleine Flussläufe, Gräben und Kanäle.

Die Polygone des DLM25 sind für die Ableitung der Wasserflächen direkt nutzbar, bei den linienförmigen Darstellungen werden die differenzierten Angaben des DLM25 zu Flussbreiten verwendet, um die entsprechenden Flächen abzuleiten.

Die Quantifizierung der atmosphärischen Stickstoffdeposition auf Wasserflächen erfolgte dann nach Einzugsgebieten, getrennt durch Verknüpfung der flächenhaft für das Bundesland vorliegenden Stickstoffdepositionswerte mit den ausgewiesenen Wasserflächen. Hieraus wurde dann ein Mittelwert der Stickstoffdeposition auf den Gewässerflächen des jeweiligen Einzugsgebietes bestimmt.

A.3.1.3 Quantifizierung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Über die Abschwemmung wird gelöster Stickstoff mit dem Oberflächenabfluss (d. h. an der Erdoberfläche) in den Vorfluter eingetragen. Die flächendifferenzierte Modellierung der Stickstoffeinträge über Abschwemmung setzt daher eine Modellierung der Höhe des Oberflächenabflusses voraus. Zu nennenswerten Abschwemmungsprozessen bis in das Oberflächengewässer kommt es aber nur von Flächen mit folgenden Standortbedingungen:

- Böden mit Lehm im Oberboden: Hierbei wird davon ausgegangen, dass sich in Lehmböden aufgrund ihrer geringen Durchlässigkeit im Oberboden wassergesättigte Verhältnisse ausbilden können, die Abschwemmungsprozesse begünstigen.
- Landwirtschaftlich genutzte Flächen: Hierbei wird unterstellt, dass es nur auf Acker- und Grünlandflächen zur Bildung von Oberflächenabfluss und damit Abschwemmungsprozessen kommt.
- Flächen ohne künstliche Entwässerung: Künstliche Entwässerungssysteme wurden angelegt um die Versickerung und den Transport von Wasser im Boden zu beschleunigen. Folglich ist davon auszugehen, dass Abschwemmungsprozesse nur auf Flächen auftreten, die nicht künstlich entwässert werden.
- Flächen mit einer Hangneigung über 2 %: Hierbei wird unterstellt, dass nur Flächen mit einer Hangneigung >2 % nennenswerte Oberflächenabflusshöhen aufweisen.
- Flächen mit direkter Anbindung an ein Oberflächengewässer: Hierbei wird unterstellt, dass nur Flächen mit einer direkten Anbindung an ein Oberflächengewässer Abschwemmungsprozessen unterliegen.

Zur Modellierung des Stickstoffeintrags in die Oberflächengewässer über Abschwemmung werden darüber hinaus diejenigen Flächen identifiziert, die eine hydraulische Anbindung ans Gewässer haben. Die zum Stickstoffeintrag über Abschwemmung beitragenden Teilflächen zeichnen sich also durch eine Hangneigung von mehr als 2 % auf, einen hohen Lehmanteil im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung, keine Dränung und eine hydraulische Anbindung an Fließgewässer. Nur wenn diese Parameter in Kombination auftreten, können die Teilflächen signifikante „Liefergebiete“ für Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die Abschwemmung darstellen.

Für die nach der oben beschriebenen Vorgehensweise identifizierten Teilflächen wird anschließend der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss, basierend auf der mittleren mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA modellierten Oberflächenabflusshöhe, bestimmt. Für diese Teilflächen wird dann unterstellt, dass ein dem Anteil des Oberflächenabflusses entsprechender Anteil der verlagerbaren Stickstoffmenge im Boden über Abschwemmung in die Oberflächengewässer gelangt.

A.3.1.4 Quantifizierung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Zur Modellierung des Stickstoffeintrags über Erosion müssen diejenigen Ackerflächen bekannt sein, die an Fließwege angeschlossen sind. Hierzu werden diese im GIS mit einer Bandbreite versehen. Sedimentliefergebiete sind dann ausschließlich erodierende Ackerflächen mit direktem Anschluss an die reliefbedingten Fließwege. Durch diese Vorgehensweise wird sichergestellt, dass einerseits die Liefergebiete von Sediment und partikulärem Stickstoff räumlich verortet werden können und andererseits das Sedimenteintragsverhältnis, d. h. das Verhältnis von in die Oberflächengewässer eingetragener Sedimentfracht zur Bodenabtragssumme, räumlich differenziert berechnet werden kann.

Die Höhe der partikulären Stickstoffeinträge ist neben der in das Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom Stickstoffgehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Diese Daten müssen als Gehalte in Gesamtstickstoff zur Verfügung stehen. Teilweise stehen regionalspezifische Untersuchungen zur Verfügung, die für die Studie genutzt werden können. Ansonsten wird auf Standardwerte zurückgegriffen, die im Rahmen eigener Studien ermittelt wurden.

A.3.1.5 Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell)

Die im Boden vorliegenden Stickstoffüberschüsse gelangen im Allgemeinen nicht vollständig in das Grundwasser bzw. in die Oberflächengewässer. Durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden kann ein Teil der organischen und mineralischen Stickstoffverbindungen in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt werden, die den Bodenraum in die Atmosphäre verlassen können. Das Ausmaß und die Kinetik der Denitrifikation im Boden hängen in komplexer Weise von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren ab. Begünstigend für eine Denitrifikation im Boden sind beispielsweise eine hohe Bodenfeuchte, hohe Bodendichten und hohe Bodentemperaturen. Im Gegensatz dazu ist mit einer gehemmten Denitrifikation bei zur Versauerung neigenden Böden und reduziertem Humusgehalt zu rechnen (s. auch Hoffmann, 1991; Wendland, 1992; Köhne und Wendland, 1992; Wendland et al., 1993; Kunkel und Wendland, 2006; Kreins et al., 2010). Für die Modellierung der Denitrifikation im Boden wird eine Michaelis-Menten-Kinetik zugrunde gelegt (Tabelle 34):

$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{\max} \cdot \frac{N(t)}{k + N(t)} = 0 \qquad \textbf{Gl. 10}$$

mit:	$N_{(t)}$:	Nitratgehalt im Bodens nach der Verweilzeit t	(kg N/(ha·a)
	t:	Verweilzeit	(a)
	D_{max}:	maximale Denitrifikationsrate	(kg N/(ha·a)
	k:	Michaelis-Konstante	(kg N/(ha·a)

D_{max} bezeichnet hierbei die von den Milieubedingungen abhängige maximale Denitrifikationsrate eines Bodens, die sich aus Bodeneigenschaften ableiten lässt. Hierzu wurde auf eine in Niedersachsen erstellte Studie (Wienhaus et al., 2008) zurückgegriffen, in der die Nitratabbaueigenschaften von Böden auf Basis der Bodenkarte 1 : 50.000 ausgewiesen worden sind (s. Tabelle 34). Dabei wurden in Abhängigkeit von Bodentyp und Grundwasserbeeinflussung fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsbedingungen bzw. maximaler Denitrifikationsraten festgelegt.

Die Michaelis-Konstante (*k*), welche die Kinetik der Denitrifikation im Bereich geringer Konzentrationen bestimmt, wurde nach Köhne und Wendland (1992) auf Werte zwischen 18,7 kg N/(ha·a) (gute Denitrifikationsbedingungen) und 2,5 kg N/(ha·a) (schlechte Denitrifikationsbedingungen) gesetzt. Das Ausmaß des Nitratabbaus wird hierbei durch die Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Bodenzone (t_{Boden}) bestimmt.

Tabelle 34: Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden

Denitrifikations-stufen		Jährlicher Nitratabbau	Grund-/ Stau-wassereinfluss	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
Nr.	Bezeichnung	kg N/ha·a			
1	sehr gering	< 10 **[10]**	**[Trocken]** Ganzjährig keine Wassersättigung	**[Gering humos]** Flachgründig verwitterte Festgesteine, tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine, sandige Lockergesteine	Felshumusboden, Syrosem[1)], Ranker, Regosol[1)], Rendzina, Braunerde[1)], Podsol[1)]
2	gering	10-30 **[20]**	**[Trocken]** Ganzjährig keine Wassersättigung	**[Humos]** Alluvium, Kolluvium, schluffige und tonige Lockergesteine, erhöhte Humusgehalte, auch im Unterboden	Pararendzina[1)], Parabraunerde[1)], Pelosol, Tschernosem[2)], Auenboden[2)], Kolluvisol[1)], Plaggenesch[1)]
			[Zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	**[Gering humos]** Sandige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Podsol-Gley (Sand-Gley), Pseudogley
3	mittel	30-50 **[40]**	**[Zeitweise nass]** Grund- oder Stauwassereinfluss	**[Gering humos]** Schluffig-lehmige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Gley-Pseudogley, Pseudogley-Gley, Haftnässepseudogley
4	hoch	50 -> 150 **[60]**	**[Zeitweise nass]** Grund- oder Stauwassereinfluss	**[Humos]** Nicht sandige, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine	Gley, Stagnogley, Gley-Auenboden[3)]
			[Zeitweise nass] Grundwasser nur zeitweise im Torfkörper	**[Torfe]** Hoch-und Niedermoor-torfe	Niedermoor, Hochmoor
5	sehr hoch	>> 150 **[100]**	**[Nass]** Ganzjähriger Grundwasser-einfluss (MHGW ≤ 6 dm)	**[Humos-reduzierter Schwefel]** Tschernosem, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine, (Gesteine mit hohem Anteil an C und reduziertem S[4)])	Gley-Tschernosem, Marschböden
				[Torfe] Torfe, torfhaltige Substrate, organische Mudden	Niedermoor, Hochmoor, Moorgley, Organomarsch

(GÄTH et al. 1997, NLfB-Arbeitskreis „Bodenkundliche Beratung in WSG“, modifiziert).

1) Bei mittleren bis starken Gley- oder Pseudogleymerkmalen eine Stufe höher.

2) Bei mittleren bis starken Pseudogleymerkmalen eine Stufe höher.

3) Bei organischer Substanz > 1 % oder Sulfitvorkommen im gesättigten Bereich eine Stufe höher.

4) Zum Beispiel: Lias, Untere Kreide und Braunkohle- bzw. pyrithaltige Geschiebelehme.

Quelle: Nach Wienhaus et al. (2008).

Die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden (Tabelle 34) wird dabei aus der Feldkapazität des Bodens und der Sickerwasserrate abgeleitet (Hennings, 2000; Müller und Raissi, 2002; Müller, 2004), wobei der Index i dabei über alle denitrifizierenden Schichten des Bodenprofils läuft:

$$t_{\text{Boden}} = \frac{1}{Q_{SW}} \sum_i nFK_i \cdot d_i \qquad \textbf{Gl. 11}$$

mit::	t_{Boden}	Verweilzeit des Sickerwassers im Boden	(a)
	Q_{sw}:	Sickerwasserrate	(mm/a)
	nFK_i:	Wasserspeichervermögen (nutzbare. Feldkapazität)	(mm/dm)
	d_i	Schichtmächtigkeit	(dm)

Die Denitrifikation im Boden, in der nachfolgenden Gleichung als d_{Boden} bezeichnet, ergibt sich dann aus dem Verhältnis des Nitrat-N-Austrags aus dem Boden, der durch (numerisches) Lösen von Gl. 12 berechnet werden kann, und dem verlagerbaren Stickstoffüberschuss.

$$d_{Boden} = \frac{N\left(D_{\max}, k, N_0, t_{\text{Boden}}\right)}{N_0} \qquad \textbf{Gl. 12}$$

mit:	d_{Boden}	relative Denitrifikationsverluste im Boden	(-)
	N:	Auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge unterhalb der Wurzelzone	(kg N/(ha·a))
	N_0:	Verlagerbare Stickstoffüberschüsse im Boden	(kg N/(ha·a))

A.3.1.6 Modellierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser

Durch Kombination der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden mit den Stickstoffüberschüssen im Boden (RAUMIS-Modellergebnis des Thünen-Institutes) und den Denitrifikationsbedingungen im Boden werden durch (numerisches) Lösen von Gl. 12 die Denitrifikationsverluste im Boden berechnet und die verlagerbaren Stickstoffausträge aus dem Boden quantifiziert. Durch Kombination der Stickstoffausträge aus dem Boden mit der vom GROWA-Modell ausgewiesenen Sickerwasserrate lässt sich hieraus die Nitratkonzentration im Sickerwasser ($c_{NO3)}$ berechnen.

$$c_{NO3} = \frac{443 \cdot N(t)}{\mathrm{Q_{SW}}} \qquad \textbf{Gl. 13}$$

mit:	c_{NO3}:	Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser	(mg/l)
	$N(t)$:	Nitrat-Stickstoffausträge aus dem Boden nach Verweilzeit t	(kg N/(ha·a))
	QSw:	Sickerwasserrate	(mm/a)

A.3.1.7 Ankopplung der verlagerbaren Stickstoffmenge im Boden an die austragsrelevanten Abflusskomponenten

Eine Reihe von Untersuchungen belegen, dass in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs kein nennenswerter Nitratabbau stattfindet (z. B. Voss, 1985; Schulte-Kellinghaus, 1987; Obermann, 1982; Fraters, 2006; Broers et al., 2004). Die quantifizierten verlagerbaren Stickstoffmengen im Boden stellen die Stickstoffmenge dar, die in das Grundwasser oder über den Direktabfluss (Dränageabfluss oder natürlicher Zwischenabfluss) in die Vorfluter eingetragen werden.

Geht man davon aus, dass die verlagerbare Stickstoffmenge aus dem Boden nach der Passage der Wurzelzone festgelegt ist, d. h. dass die Denitrifikation in tieferen Schichten der ungesättigten Zone vernachlässigt werden kann, so teilen sich die Stickstoffeinträge in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer entsprechend den Ergebnissen des GROWA-Modells für das Verhältnis Grundwasserneubildung/Direktabfluss auf. Ein Teil gelangt über den Direktabfluss, d. h. die schnell abfließenden Wasserhaushaltskomponenten (natürlicher Zwischenabfluss und Dränabfluss) ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer. Wenn die Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA also ergeben hat, dass eine Rasterzelle zu 80 % Direktabfluss durch natürlichen Zwischenabfluss oder Dränageabfluss aufweist, so bedeutet dies gleichsam, dass 80 % der Stickstoffausträge aus dem Boden über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer gelangen.

Für diesen Teil der aus dem Boden ausgewaschenen Stickstoffmengen ist also der reaktive Stickstofftransport im Aquifer zu berücksichtigen. Dies erfolgt über das Modell WEKU (Kunkel und Wendland, 1997, 2000, 2006; Wendland et al., 2004). Auf diese Weise wird der beim Transport des Grundwassers im Aquifer in einigen Regionen stattfindende Nitratabbau berücksichtigt.

A.3.1.8 Simulation der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer (WEKU-Modell)

Gelangt Nitrat mit dem neu gebildeten Grundwasser in den Aquifer, so ist dessen Ausbreitung, neben den hydrogeologischen Bedingungen, auch von Abbauprozessen im Aquifer abhängig. Nitrat kann über mikrobiell gesteuerte Redox-Reaktionen mineralisiert, also in N_2O oder N_2 reduziert werden. Die Denitrifikation kann anhand der Stoffwechselart der beteiligten Bakterien in die heterotrophe Denitrifikation und die autotrophe Denitrifikation unterschieden werden. Denitrifikationsprozesse, die auf organische Kohlenstoffquellen angewiesen sind, werden als heterotroph bezeichnet (Obermann, 1982). Erfolgt der Nitratabbau dagegen unter Beteiligung von Pyrit, so spricht man von autotropher Denitrifikation (Kölle, 1989).

Die Reaktionskinetik der autotrophen Denitrifikation wurde von Böttcher et al. (1985, 1989) auf der Basis umfangreicher mehrjähriger Geländeuntersuchungen im Anströmungsbereich eines

Brunnens des Wasserwerks Fuhrberg unter Berücksichtigung wichtiger Randbedingungen (z. B. Höhe der Grundwasserneubildung, Stoffkonzentration im neu gebildeten Grundwasser, Konzentrationstiefenfunktionen des Grundwassers, Rohwasserkonzentration des Förderbrunnens, Analyse des Grundwasserströmungsfeldes) bestimmt. Danach kann die Abnahme der Nitratkonzentration im Aquifer bei bestimmender autotropher Denitrifikation durch eine Reaktion erster Ordnung beschrieben werden. Zur Modellierung der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer müssen daher im Wesentlichen drei Größen bekannt sein

1. Stickstoffeinträge in den Aquifer
2. Denitrifikationsbedingungen bzw. Nitratabbauvermögen im Aquifer
3. Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer

Die Verfahrensweise zur Bestimmung der Höhe der Stickstoffeinträge in das Grundwasser wurde im letzten Kapitel bereits beschrieben. Im Folgenden wird näher auf die Quantifizierung der beiden anderen Größen eingegangen.

A.3.1.9 Modellierung der Grundwasserverweilzeiten im oberen Aquifer

Bei der Modellierung der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer spielt, neben den kinetischen Parametern der Denitrifikation im Grundwasser, insbesondere das Weg-/Zeitverhalten der grundwasserbürtigen Abflusskomponente eine entscheidende Rolle.

Zur Modellierung der Verweilzeiten ist es erforderlich, eine Vorstellung über die im Aquifer ablaufenden Strömungsvorgänge zu entwickeln. Bei mikro- und mesoskaligen Untersuchungsgebieten kann dies durch eine numerische Grundwassermodellierung erfolgen, bei der die Druckverhältnisse im Aquifer durch Berücksichtigung von Erkenntnissen aus Bohrdaten, Grundwasserständen und/oder hydrogeologischen Schnitten tiefenaufgelöst nachgebildet werden können.

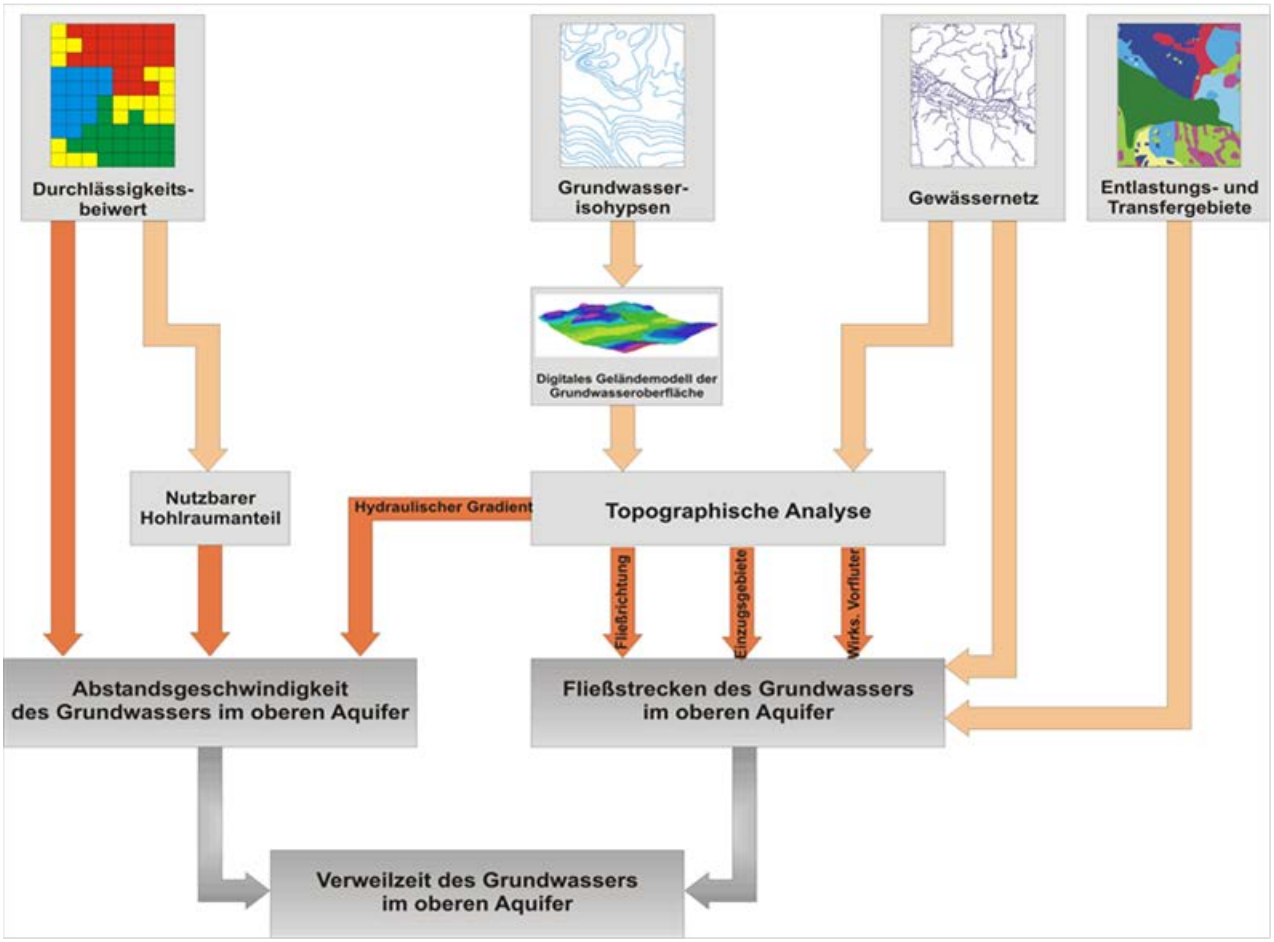
Für gesamte Bundesländer stehen hingegen im Allgemeinen nur Datengrundlagen ohne detaillierte Tiefenauflösung zur Verfügung. Da auch keine Bohrprofile, Grundwasserstände oder hydrogeologische Schnitte in ausreichender Menge auf Landesebene vorliegen, kann lediglich eine zweidimensionale Modellierung der Verweilzeiten des Grundwassers bzw. des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser vorgenommen werden. Hierbei wird vereinfachend angenommen, dass das Grundwasser entlang der Grundwasseroberfläche in ein Oberflächengewässer abströmt.

Das WEKU-Modell (Wendland, 1992; Kunkel, 1994; Kunkel und Wendland, 1997; Kunkel und Wendland, 1999a; Wendland et al., 2004) bietet die Möglichkeit, eine realistische Abbildung des Weg-/Zeitverhaltens der grundwasserbürtigen Abflusskomponenten, basierend auf zweidimensionalen, landesweit verfügbaren Datengrundlagen, vorzunehmen. Mit dem WEKU-Modell kann abgeschätzt werden, welche Zeiträume das in den Aquifer eingesickerte Wasser benötigt, um nach der Passage der grundwasserführenden Gesteinseinheiten einen Fluss, einen See oder

das Meer zu erreichen. Das Modell ist für die Betrachtung meso- und makroskaliger Einzugsgebiete entwickelt worden, arbeitet rasterbasiert und ist auf den oberen Aquifer bezogen.

Die hierzu benötigten Informationen können aus Grundwassergleichenplänen und hydrogeologischen Übersichtskarten abgeleitet werden Die natürliche Heterogenität der betrachteten Aquifere, aber auch Unsicherheiten in den Datengrundlagen, werden durch eine stochastische Betrachtungsweise berücksichtigt (Kunkel, 1994; Kunkel und Wendland, 1997). Auf diese Weise kann der Einfluss der Variabilitäten der Modelleingabegrößen auf die berechneten Fließstrecken und Grundwasserverweilzeiten quantifiziert werden. Als Ergebnis erhält man eine Verteilung von Fließstrecken bzw. Grundwasserverweilzeiten für jede Eintragszelle. Dies ermöglicht es, neben der Angabe mittlerer Werte auch Aussagen über Streubreiten und Vertrauensbereiche zu treffen. In Abbildung 29 ist der Verfahrensgang der WEKU-Verweilzeitenmodellierung schematisch dargestellt.

Abbildung 29: Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Verweilzeitenmodellierung



Quelle: Eigene Darstellung.

Die Modellierung umfasst drei Schritte. In einem ersten Schritt wird zunächst aus Grundwassergleichen*p*länen und anderen Datengrundlagen ein digitales Höhenmodell der Grundwasseroberfläche des oberen Aquifers erstellt. Aus diesem Höhenmodell wird für jede Rasterzelle der hydraulische Gradient nach Betrag und Richtung sowie die grundwasserwirksamen Vorfluter ermittelt.

Im zweiten Schritt wird die Abstandsgeschwindigkeit berechnet. Die Abstandsgeschwindigkeit charakterisiert die Bewegung eines Wasserteilchens zwischen zwei Punkten in der Fließrichtung des Grundwassers. Die zur Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit benötigten Kenngrößen sind der Durchlässigkeitsbeiwert, der nutzbare Hohlraumanteil n_f und der hydraulische Gradient.

$$\vec{v}_a = -\frac{k_f}{n_f} \cdot \vec{\nabla} j \qquad \textbf{Gl. 14}$$

mit:	$\vec{v}_a$:	Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers	(m/s)
	k_f:	Durchlässigkeitsbeiwert der Grundwasser führenden Gesteine	(m/s)
	n_f:	nutzbarer Hohlraumanteil der Grundwasser führenden Gesteine	(-)
	$\vec{\nabla} j$:	hydraulischer Gradient	(-)

Bei der Modellierung von Strömungsvorgängen im Grundwasserleiter stellt der Durchlässigkeitsbeiwert eine zentrale Kenngröße dar. Eine Bewegung des Grundwassers im Aquifer ist nur möglich, wenn zusammenhängende Hohlräume vorhanden sind. Je größer der Hohlraumanteil eines Gesteins ist, desto besser kann das Grundwasser den Aquifer durchströmen. Der Gesamthohlraumanteil eines Grundwasserleiters ist eine dimensionslose Größe und entspricht dem Verhältnis von Hohlraumvolumen und Gesamtvolumen des Aquifers. Als nutzbaren Hohlraumanteil bezeichnet man den Anteil des Gesamthohlraums, der nicht durch adhäsiv gebundenes Wasser belegt ist, der also effektiv für die Grundwasserbewegung zur Verfügung steht. Da Daten zu nutzbaren Hohlraumanteilen im Allgemeinen nicht flächendeckend zur Verfügung stehen, ist man auf Abschätzungen angewiesen. Für Lockergesteine wurde eine durch eine Potenzfunktion beschriebene Korrelation von Durchlässigkeitsbeiwert und nutzbarem Hohlraumanteil nach Ahuja et al. (1988) verwendet, während für Festgesteinsregionen im Allgemeinen Literaturwerte herangezogen werden müssen (Kunkel, 1994; Kunkel und Wendland, 1999).

Im dritten Schritt wird aus den ermittelten Abstandsgeschwindigkeiten der einzelnen Rasterzellen zunächst die Verweilzeit des Grundwassers in den einzelnen Rasterzellen berechnet. Anschließend wird die Verweilzeit des Grundwassers vom Eintritt in den Aquifer bis zum Eintritt in einen Vorfluter ermittelt (Gl. 13).

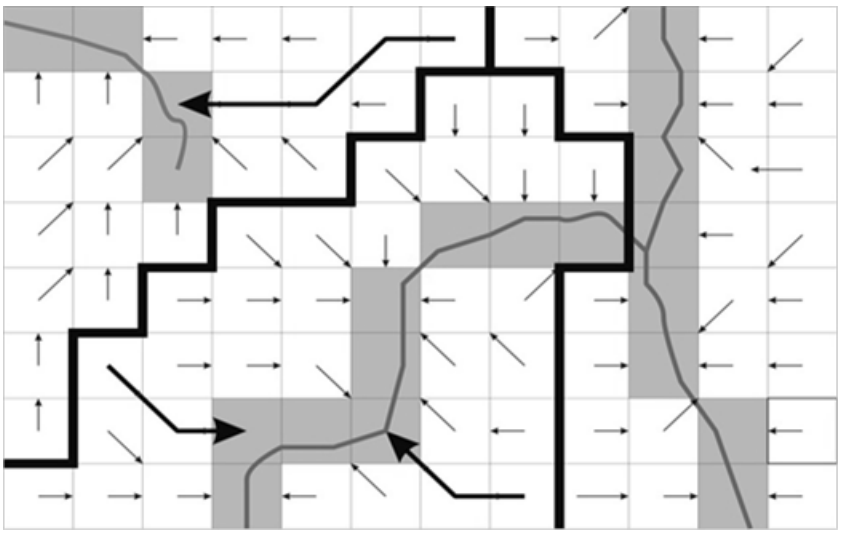
Bei der Analyse des Weg-/Zeitverhaltens des Grundwassers im oberen Aquifer wird also immer der gesamte Fließweg betrachtet, den das Grundwasser von der Einsickerung in den oberen Aquifer bis zum Austritt in den jeweiligen grundwasserwirksamen Vorfluter zurücklegt. Das digitale

Höhenmodell der Grundwasseroberfläche ist dabei die zentrale Grundlage zur Nachbildung des lateralen Wassertransports im Aquifer, da aus ihm die Fließrichtung in jeder Elementarzelle direkt bestimmt werden kann. Aus den abgeleiteten Fließrichtungen ergeben sich die Fließpfade und Fließstrecken.

Die prinzipielle Vorgehensweise zur Ableitung der Fließwege des Grundwassers vom Eintrittsort in den Aquifer bis zum Eintritt in ein Oberflächengewässer ist in Abbildung 30 illustriert. Schematisch dargestellt sind ein Ausschnitt des digitalen Höhenmodells der Grundwasseroberfläche, die grundwasserwirksamen Vorfluter und schattiert die Rasterzellen mit Vorfluterbesatz im digitalen Höhenmodell. Durch Pfeile sind die Fließrichtungen des Grundwassers in jeder Rasterzelle sowie exemplarisch drei vollständige Fließwege dargestellt.

Die dick gezeichneten Linien geben die sich aus dem Höhenmodell ergebenden Einzugsgebietsgrenzen wieder. Die Verweilzeiten des Grundwassers ergeben sich durch die Addition der für die Einzelzellen berechneten Abstandsgeschwindigkeiten bzw. Verweilzeiten entlang des Fließwegs vom Eintrag in das Grundwasser bis zum Eintrag in den Vorfluter.

Abbildung 30: Ermittlung der Fließwege des Grundwassers im WEKU-Modell



Quelle: Eigene Darstellung.

$$t(\vec{r}_0) = \int_{\vec{r}} \frac{d\vec{r}}{v_a(\vec{r})} \qquad \textbf{Gl. 15}$$

mit: *t(r0):* Grundwasserverweilzeit für das Ausgangselement r0 für den gesamten Fließweg (s)

$\vec{r}$: Ortsvektor einer Rasterzelle auf dem jeweiligen Fließweg (m)

Für einige Regionen, insbesondere Niederungsregionen, muss berücksichtigt werden, dass das Grundwasser flächenhaft emporquillt. In landwirtschaftlich genutzten Regionen werden solche Gebiete häufig künstlich entwässert. Die oben diskutierte Betrachtung der Fließwege bis hin zum regional grundwasserwirksamen Vorfluter würde für die betreffenden Regionen, die von Manhenke et al. (2001) als Grundwasserentlastungsgebiete bezeichnet werden, zu unrealistisch hohen Grundwasserverweilzeiten führen. Durch die künstliche Entwässerung sowie den aufwärts gerichteten Wasserstrom kommt es hier zu keiner nennenswerten Grundwasserneubildung, sodass die Ermittlung von Grundwasserverweilzeiten im Sinne der obigen Betrachtungsweise nicht zielführend ist. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass hier das versickerte Niederschlagswasser innerhalb relativ kurzer Zeiträume über Dränabflüsse die Vorfluter speist.

Die nach dem beschriebenen Verfahren und mit den oben aufgeführten Datengrundlagen berechneten mittleren Grundwasserverweilzeiten und grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Vorfluter geben jeweils die Zeiträume an, die das Grundwasser benötigt, um vom Ort der Einsickerung in den Grundwasserraum bis zum jeweiligen grundwasserwirksamen Vorfluter zu gelangen.

An dieser Stelle sei ausdrücklich betont, dass die berechneten Verweilzeiten sich immer auf den grundwasserbürtigen Abflussanteil beziehen. Wie bereits ausgeführt wurde, stellt der grundwasserbürtige Abflussanteil nicht in allen Regionen die dominierende Abflusskomponente dar. So trägt der grundwasserbürtige Abfluss beispielsweise in Gebieten, die künstlich entwässert werden, häufig weniger als 20 % zum Gesamtabfluss bei. In diesen Regionen beziehen sich die angegebenen Verweilzeiten daher nicht auf die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

A.3.1.10 Modellierung des Nitratabbaus im Grundwasserleiter

Der Prototyp eines nitratabbauenden Grundwassers weist Nitratgehalte von weniger als 1 mg NO_3/l auf (DVWK, 1992). Die weitgehende Nitratfreiheit dieser Grundwässer ist zumeist mit einer Sauerstofffreiheit verbunden, während in der Regel hohe Gehalte an zweiwertigem Eisen und Mangan (mehr als 0,2 mg Fe(II)/l) bzw. mehr als 0,05 mg Mn(II)/l) auftreten. Nitratreduzierende Grundwässer enthalten reduzierende anorganische Verbindungen (z. B. Pyrit) sowie Torf, Braunkohle und sonstige organischer Substanzen. Daher ist oft auch der Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC), mit dem indirekt der Gehalt an organischer Substanz im Grundwasserleiter bestimmt wird, erhöht.

Um die grundwasserführenden Gesteinseinheiten nach dem Lösungsinhalt der relevanten Parameter in nitratabbauende (reduzierte) bzw. nicht nitratabbauende (oxidierte) Aquifere zu untergliedern, wurden in Anlehnung an DVWK (1992), Hannappel (1996), Obermann (1982), Hölting (1996) und Wendland und Kunkel (1999) Konzentrationsbereiche für die wesentlichen „Indikator-Parameter“ des Denitrifikationsvermögens im Aquifer definiert, die als Grenze für ein denitrifizierendes Milieu angesehen werden können. Diese sind in Tabelle 35 aufgeführt, wobei allerdings

beachtet werden muss, dass es sich hierbei nicht um genau definierte Grenzkonzentrationen von reduzierten und oxidierten Grundwässern handelt. In der Regel überlappen beide Grundwassertypen, sodass die in Tabelle 35 dargestellten Konzentrationen als Orientierungswerte zu betrachten sind.

Tabelle 35: Konzentrationsbereiche der wesentlichen Indikatorparameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer

Parameter	Reduzierte Grundwässer	Oxidierte Grundwässer
Nitrat	< 1 mg/l	Je nach Eintrag
Eisen (II)	> 0,2 mg/l	< 0,2 mg/l
Mangan (II)	> 0,05 mg/l	< 0,05 mg/l
Sauerstoff	< 0,2 mg/l	> 2 mg/l

Quelle: Wendland und Kunkel (1999).

Das hydrochemische Milieu des Grundwassers hängt insbesondere von Wechselwirkungsprozessen des Wassers mit den durchströmten Gesteinen während der Untergrundpassage ab und kann über längere Zeiträume als wenig veränderlich angenommen werden. Fasst man Gesteine gleicher Lithologie und gleicher Hydrodynamik zusammen, so kann erwartet werden, dass die so ausgewiesenen Gesteinseinheiten auch einen ähnlichen Lösungsinhalt aufweisen (vgl. Hannappel und Voigt, 1999; Gabriel und Ziegler, 1997; Kunkel et al., 2004; Wendland et al., 2008). Bei Vorliegen einer genügend großen Anzahl von Grundwassermessstellen (bzw. -gütedaten) für eine hydrogeologische Gesteinseinheit ist es möglich, das hydrochemische Milieu bzw. das Nitratabbauvermögen für die betreffende Gesteinseinheit auf Basis der Lösungsinhalte der in Tabelle 35 aufgeführten relevanten Parameter zu charakterisieren.

Die Differenzierung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser erfolgte in vier Schritten:

1. In einem ersten Schritt wurde eine digitale, flächendeckende Karte der hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens zu unterscheidenden grundwasserführenden Gesteinseinheiten generiert.
2. Parallel hierzu wurden die zur Verfügung stehenden Grundwasseranalysen in einer GIS-Datenbank zusammengefasst.
3. Die Grundwasseranalysen wurden auf die grundwasserführenden Gesteinseinheiten bezogen und die Lösungsinhalte der betrachteten Grundwasserinhaltsstoffe für die jeweilige Gesteinseinheit statistisch ausgewertet.
4. Auf Basis der statistischen Auswertung wurde schließlich das Nitratabbauvermögen in der jeweiligen grundwasserführenden Gesteinseinheit ausgewiesen.

Die Abnahme des Nitratgehalts im Aquifer wird durch eine Reaktion erster Ordnung beschrieben:

$$\frac{dN(t)}{dt} + k_n N(t) = 0 \qquad \textbf{Gl. 16}$$

mit: *N(t):* Nitratgehalt im Grundwasser nach der Verweilzeit t
t: Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer
kn: Denitrifikationskonstante

Die Lösung der Differentialgleichung für den Anfangswert $N(t=0)=N_0$ ist:

$$N(t) = N_0 \cdot \exp(-k_n \cdot t) \qquad \textbf{Gl. 17}$$

Die Denitrifikation nach einer Kinetik erster Ordnung hat also eine Reduzierung des Nitratgehalts im Grundwasser exponentiell mit der Verweilzeit im Grundwasser zur Folge. Wie auch schon bei den Grundwasserverweilzeiten erfordert die Berechnung der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in die Vorfluter die vollständige Betrachtung des Fließwegs des Grundwassers vom Eintrag in den Aquifer bis hin zum Eintrag in den jeweiligen Vorfluter. Die Diskretisierung der Modellierung des Nitratabbaus erfolgt analog zur Verweilzeitenberechnung auf Rasterbasis, sodass sich der (verbleibende) Nitratgehalt nach dem Durchlaufen des Grundwassers durch eine Zelle aus der Grundwasserverweilzeit innerhalb der Zelle, dem Nitrateintrag aus der Vorläuferzelle und der Denitrifikationskonstante ergibt.

Die Denitrifikationsbedingungen in den Grundwasser führenden Gesteinseinheiten wurden auf Basis von Grundwasseranalysen qualitativ ermittelt, wobei in drei Stufen (schlechte, mittlere und gute Abbaubedingungen) unterschieden wurde. Für Gesteinseinheiten mit guten Abbaubedingungen können auf Basis einer Reihe von Untersuchungen Werte für die Denitrifikationskonstante abgeleitet werden. Aus den Arbeiten von Böttcher et al. (1989) im Fuhrberger Feld in der Nähe von Hannover lässt sich beispielsweise eine Reaktionskonstante zwischen 0,34 und 0,56 a^{-1} ableiten, was einer Halbwertszeit der Denitrifikation zwischen 1,2 und 2,1 Jahren entspricht. Untersuchungen von van Beek (1987) aus den Niederlanden ergaben eine Denitrifikationskonstante von $kn \approx 0{,}17\ a^{-1}$, wobei der Autor davon ausgeht, dass der Nitratumsatz mit leicht metabolisierbarem Kohlenstoff in ungestörten Grundwasserleitern schneller abläuft (Faktor 2) als ein Nitratumsatz mit reduzierten Schwefelverbindungen. Leicht metabolisierbare Kohlenstoffe treten nach Rohmann und Sontheimer (1985) in vielen Grundwasserleitern jedoch häufig in nur geringen Konzentrationen auf, und/oder sind, wie Obermann (1982) am Beispiel des Wasserwerks Hussum zeigen konnte, durch den gestiegenen Eintrag von Nitrat in den Grundwasserleiter bereits weitgehend verbraucht. Neuere Untersuchungen von Walther et al. (2003) im Emsgebiet ergaben sehr vergleichbare Werte für k_n zwischen 0,2 a^{-1} und 0,5 a^{-1}. Für reduzierte Aquifere, in denen eine Denitrifikation möglich ist, wurde daher für Regionen mit guten Abbaubedingungen von einer Denitrifikationskonstante von $k_n = 0{,}34 \pm 0{,}1\ a^{-1}$ ausgegangen. In Regionen mit schlechten De-

nitrifikationsbedingungen wurde eine Denitrifikationskonstante von $k_n<10^{-3}\ a^{-1}$ angesetzt; der Mischtyp wurde mit $k_n = 0{,}2\pm0{,}1\ a^{-1}$ berücksichtigt.

Um den Einfluss der Unsicherheiten bei der Bestimmung der Denitrifikationskonstante und den Grundwasserverweilzeiten berücksichtigen zu können, wurde der bereits bei der Betrachtung der Grundwasserverweilzeiten verfolgte Ansatz erweitert. Vergleicht man die Streubreiten der Größen, die zur Modellierung der Denitrifikation notwendig sind, so stellt man fest, dass die Unsicherheiten der Denitrifikationskonstante bzw. der Fließstrecke deutlich gegen die der Abstandsgeschwindigkeiten zurücktreten. Es wurde bereits dargelegt, dass die Abstandsgeschwindigkeiten als logarithmisch normalverteilte Größe beschrieben wurde, sodass der Exponentialterm ($k_n \cdot t$) in Gl. 18 ebenfalls (annähernd) lognormalverteilt ist. Die Verteilung des Nitratgehalts in einer Rasterzelle als Funktion der Verweilzeit kann daher folgendermaßen beschrieben werden (Kunkel, 1994):

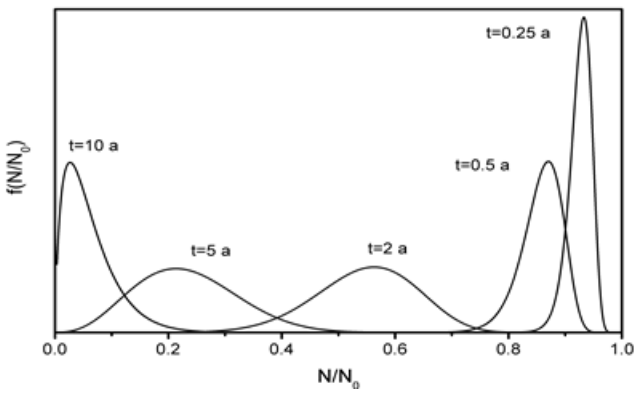
$$f(w) = \frac{-1}{\sqrt{2\pi}\cdot w\cdot \ln(w)\cdot \sigma_{KT}} \cdot \exp\left[-\frac{1}{2}\cdot\left[\frac{\ln(-\ln(w)) - \mu_{KT}}{\sigma_{KT}}\right]^2\right] \qquad \textbf{Gl. 18}$$

Wobei gilt:

$$\begin{aligned} w &= \frac{N(t)}{N_0} \\ \mu_{KT} &= \ln(k_n \cdot t) - 0.5\cdot\sigma_{KT}^2 \\ \sigma_{KT}^2 &= \ln\left[\left(\frac{\sigma_{k_n}^2}{k_n^2}+1\right)\cdot\left(\frac{\sigma_t^2}{t^2}+1\right)\right] \end{aligned} \qquad \textbf{Gl. 19}$$

Verteilung der Nitratgehalte nach verschiedenen Grundwasserverweilzeiten exemplarisch für gute Abbaubedingungen *($k_n = 0{,}34\pm0{,}1\ a^{-1}$)* und einer Streuung der Grundwasserverweilzeiten von 0,2 logarithmischen Dekaden dargestellt.

Abbildung 31: Verlauf der Verteilung der Stickstoffgehalte im Grundwasser für unterschiedliche Grundwasserverweilzeiten



Quelle: Eigene Abbildung.

Bei sehr geringen Verweilzeiten von t = 0,25 a ist der verbleibende Nitratgehalt im Grundwasser (erwartungsgemäß) noch sehr hoch; die Breite der Verteilung ist relativ schmal. Mit steigender Verweilzeit nimmt der Nitratgehalt im Grundwasser zwar ab, aufgrund der Unsicherheiten in der Denitrifikationskonstante und der Verweilzeit nimmt die Breite der Verteilung deutlich zu. Erst bei großen Verweilzeiten, nach denen der überwiegende Anteil des Nitrats abgebaut wurde, nimmt der Einfluss der Streuung der Eingabegrößen wieder ab.

In den letzten Kapiteln wurden die wesentlichen Komponenten der Modelle GROWA/WEKU zur Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im Boden und Grundwasser beschrieben bzw. diskutiert. Die hierbei zentralen Komponenten sind zum einen die Denitrifikation in Boden und Grundwasser sowie die regionale Aufteilung der Wasserhaushaltskomponenten Direktabfluss und Grundwasserabfluss.

Abschließend werden die Ergebnisse der Modellierung zusammengefasst und als Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über die jeweiligen Austragspfade quantifiziert und in Kartenform dargestellt. Die nach der Denitrifikation verbleibenden Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer werden in den Karten hierbei jeweils für die Ausgangszelle dargestellt, für die der Eintrag in den Boden erfolgte.

A.3.1.11 Datengrundlagen

Die Datengrundlagen zur WEKU-Modellierung wurden bestehenden digitalen thematischen Datenbeständen der Länder entnommen (Tabelle 36). Bei der Auswahl der Datensätze war entscheidend, dass sie einerseits flächendeckend für die Pilotgebiete verfügbar waren und andererseits eine hohe räumliche Auflösung aufwiesen.

Tabelle 36: Verwendete Datengrundlagen zur Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im Grundwasser mit WEKU

Datengrundlagen		Maßstab
Hydrogeologie	Durchlässigkeitsbeiwert	1 : 200.000
Topographie	Hangneigung, Hangexposition	50 x 50 m
Hydrochemie	Grundwassergütedaten	/
Geologie	Gesteinstypen	1 : 200.000
Grundwassergleichen	Flurabstand	1 : 200.000

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Die Eingangsdaten für das WEKU-Modell lagen im Vektorformat vor und wurden im Vorfeld der Modellierung auf ein Raster mit der für die Modellierung verwendeten Zellengröße von

100 x 100 m vereinheitlicht. Das Aufbereiten, Vorhalten und Darstellen der Daten erfolgte mit ArcGIS.

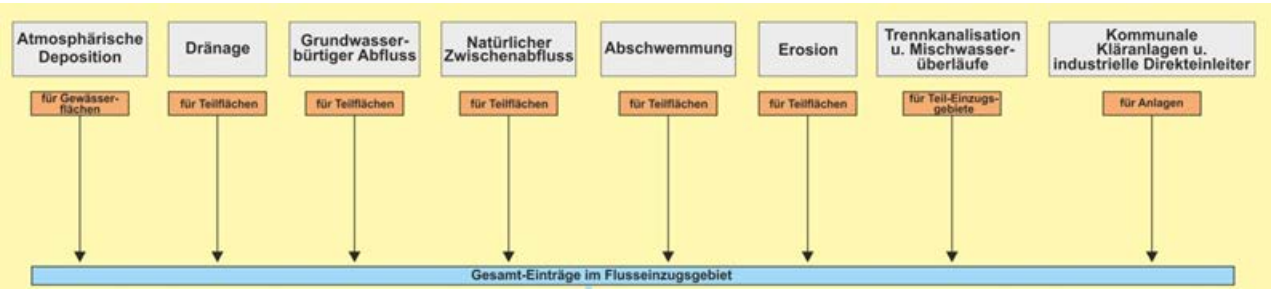
A.3.2 Diffuse Phosphoreinträge

A.3.2.1 Modellbeschreibung (MEPhos)

Das Modell MEPhos wurde entwickelt, um mehrjährige mittlere Phosphoreinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in meso- und makroskaligen Flusseinzugsgebieten zu quantifizieren (Tetzlaff, 2006). MEPhos basiert auf einem pfad- und flächendifferenzierten Emissionsansatz, bei dem die folgenden diffusen Eintragspfade berücksichtigt werden: Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung, Erosion, Zwischenabfluss und atmosphärische Deposition auf Wasserflächen (Abbildung 32). Auf die Eintragspfade zur Abbildung von Punktquellen wird in Kapitel A.4 näher eingegangen. Die zur Anwendung von MEPhos benötigten Eingangsdaten, v. a. des großen und mittleren Maßstabsbereichs, werden standardmäßig bei Bundes- und Landesbehörden vorgehalten bzw. im Forschungszentrum Jülich selbst erzeugt, z. B. Dränagekarte. Das Ziel der MEPhos-Anwendung besteht in der flächendifferenzierten Ermittlung der Phosphorbelastung und im Ausweisen von räumlichen Belastungsschwerpunkten (Hot spots) innerhalb von Flussgebieten. Für diese Teilräume können dann zielgerichtet effiziente Reduktionsmaßnahmen vorgeschlagen werden.

Zur Quantifizierung und Georeferenzierung der Modellparameter werden flächendeckende Raster-Datensätze benutzt, die entweder selbst oder durch Bundes- und Landesbehörden bereitgestellt wurden. Die für die Eintragsmodellierung über die wassergebundenen Pfade erforderlichen Daten zur mehrjährigen mittleren Höhe der jeweiligen Abflusskomponenten werden mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel und Wendland, 2002) flächendifferenziert berechnet, das hierzu an das Phosphormodell MEPhos angekoppelt wird.

Abbildung 32: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren Phosphoreintrags mit MEPhos



Quelle: Eigene Darstellung.

Durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen der Phosphotope (Teilflächentypen) mit den Abflusshöhen nach GROWA ergeben sich rasterzellenweise die mittleren jährlichen Einträge in der Einheit kg/(ha·a). Die Modellierung erfolgt im Rasterformat, da die Modellergebnisse des Wasserhaushaltsmodells GROWA diese Form der räumlichen Diskretisierung vorgeben. Die Phosphotope besitzen als meist größere, zusammenhängende Flächen den Charakter von Raster-Clustern. Die multiplikative Verknüpfung auf Rasterbasis erfolgt separat für einzelne Pfade. Als punktuelle Eintragspfade werden Trennkanalisation, Mischwasserentlastungen, kommunale Kläranlagen sowie industrielle Direkteinleiter berücksichtigt. Die Einträge über Trennkanalisation und Mischwasserentlastung können aufgrund der Datenlage nicht flächendifferenziert berechnet werden. Daher werden sie auf Ebene der zur Validitätsüberprüfung verwendeten Sub-Einzugsgebiete aggregiert ermittelt. Einträge aus Kläranlagen und Industriebetrieben können dagegen anlagenbezogen ermittelt werden.

Nach Berechnung des Phosphoreintrags über alle diffusen und punktuellen Pfade werden die einzelnen Emissionen zur Berechnung der Phosphorbelastung aufsummiert. Um die Validität der modellierten Phosphoreinträge eines Einzugsgebiets überprüfen zu können, werden diese mit Frachten verglichen, die für Gütemessstellen nach Anwendung der OSPAR-Methode ermittelt wurden.

Nachfolgend werden die Modellansätze beschrieben, die im Modell MEPhos allgemein zum Einsatz gelangen. Wenn z. B. aufgrund der projektspezifischen Datenlage abweichende Ansätze verwendet werden, wird hierauf gesondert eingegangen.

A.3.2.2 Quantifizierung der atmosphärischen Phosphordeposition auf Wasserflächen

Die atmosphärische Phosphordeposition ist eine diffus wirkende Phosphorquelle, die bei der räumlich differenzierten Quantifizierung der Stoffeinträge in die Oberflächengewässer berücksichtigt werden muss. Während die atmosphärische Phosphordeposition auf Ackerland, Grünland und Wald bei der Ermittlung der Phosphoreinträge über diffuse Eintragspfade berücksichtigt wird und die Phosphordeposition auf urbanen Flächen in die Ermittlung der Phosphoreinträge über Trennkanalisation eingeht, ist die direkte atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eine Bilanzgröße, die separat ermittelt wird.

Als Gebietskulisse hierfür wurden sämtliche Wasserflächen des DLM25 selektiert, die an Fließgewässer angeschlossen sind. Dies sind einerseits explizit als Polygone ausgewiesene Wasserflächen, wie z. B. Binnenseen und große Ströme, und andererseits als Linien dargestellte Wasserflächen, wie z. B. kleine Flussläufe, Gräben und Kanäle. Die Polygone des DLM25 sind für die Ableitung der Wasserflächen direkt nutzbar, bei den linienförmigen Darstellungen werden die differenzierten Angaben des DLM25 zu Flussbreiten verwendet, um die entsprechenden Flächen abzuleiten.

Die Quantifizierung der atmosphärischen Phosphordeposition auf Wasserflächen erfolgte dann, nach Einzugsgebieten getrennt, durch Verknüpfung der ausgewiesenen Wasserflächen mit einer einheitlichen Depositionsrate von 0,5 kg/(ha·a).

A.3.2.3 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über Abschwemmung

Unter Abschwemmung wird hier ausschließlich der Eintrag von gelöstem Phosphor mit dem Oberflächenabfluss aus landwirtschaftlichen Nutzflächen verstanden, der nach kurzer Fließzeit den Vorfluter erreicht. Der Abschwemmungsprozess ist eng an Erosionsprozesse gekoppelt, im Gegensatz zur Erosion findet Abschwemmung jedoch zusätzlich und in relevanter Größenordnung auf Grünland statt. Zur flächendifferenzierten Modellierung mehrjähriger mittlerer Phosphoreinträge über Abschwemmung müssen die Entstehungsorte von Oberflächenabfluss, seine mittlere Höhe und seine Fließwege im Gelände sowie die Phosphorkonzentration im Oberflächenabfluss bekannt sein.

Zur Ableitung der zur Abschwemmung beitragenden Flächen sei auf Kapitel 3.3.1.3 verwiesen.

Tabelle 37: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literaturreferenzwerte für die Austragshöhe und für die Modellierung verwendete Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

Phosphotop	Referenzwert		Exportkoeffizienten
	mg P-Gesamt/l	kg P-Gesamt/ (ha·a)	kg P-Gesamt/ha·a (für Modellierung verwendet)
Ackerland mit verschlämmungs- oder sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,3-1,9	0,2	0,2
Grünland mit sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,75-2,0	0,8	0,8

Quelle: Erpenbeck (1987), Haider (2000), Preuße und Voss (1979), Mollenhauer (1987), Foerster (1998), Schubert (1997), Bernhardt et al. (1978).

Wie Braun et al. (1993) und Pommer et al. (2001) zeigen, wird die Phosphorkonzentration im Oberflächenabfluss einerseits durch die Abflusshöhe beeinflusst (Verdünnungseffekt). Andererseits steuern auch Landnutzungs- und Bewirtschaftungsfaktoren die Konzentration, wobei vielfach im Oberflächenabfluss auf Grünland höhere Werte festgestellt wurden als auf Ackerland (Preuße und Voss, 1979; Erpenbeck, 1987; Mollenhauer, 1987). Dies wird der abschirmenden Wirkung des Grases und den damit eingeschränkten Adsorptionsmöglichkeiten für gelösten Phosphor zugeschrieben (Braun und Leuenberger, 1991).

A.3.2.4 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über Erosion

Auf Ackerflächen kann Wassererosion zu partikulären Phosphoreinträgen in die Vorfluter führen, während sich Grünlandnutzung stark erosionsmindernd auswirkt (Jung und Brechtel, 1980, Erpenbeck, 1987). Nach Auerswald und Schmidt (1986) beträgt der Abtrag von Grünland im Vergleich zu Ackerland ein Fünfundvierzigstel und kann damit vernachlässigt werden. Maßgeblichen Einfluss auf das Ausmaß der Wassererosion von Ackerflächen haben Hangneigung, Hanglänge, Bodeneigenschaften, Vegetationsart und Regenintensität, die untereinander in Wechselwirkungen stehen (Auerswald, 1993). Der partikuläre Phosphoreintrag wird außer durch die Bodenabtragsgefährdung auch durch die Höhe des Sedimenteintrags in die Vorfluter, den Phosphorgehalt des Oberbodens der Erosionsflächen sowie die Phosphoranreicherung während des Abtragsvorgangs gesteuert (Frede und Dabbert, 1999; Auerswald, 1998). Dementsprechend wird der Phosphoreintrag über Erosion im Modell MEPhos nach Gl. 20 berechnet.

$$E = S \cdot PG \cdot ER$$ **Gl. 20**

mit:	E =	Phosphoreintrag über Erosion	[kg/(ha·a)]
	S =	eingetragene Sedimentmenge	[t/(ha·a)]
	PG =	Phosphorgehalt im Oberboden	[mg/kg]
	ER =	Anreicherungsfaktor	[-]

Im Unterschied zu den drei Eintragspfaden Dränung, Grundwasser und Abschwemmung wird die räumliche Lage der am partikulären Phosphoreintrag beteiligten Teilflächen nicht ausschließlich durch Verschneidung von Datengrundlagen im GIS, sondern auch rechnerisch ermittelt. Zunächst wird mit der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) die Bodenerosionsgefährdung berechnet und damit gleichzeitig die räumliche Lage der potenziell austragsgefährdeten Teilflächen bestimmt. Mit der ABAG steht ein Ansatz zur Verfügung, der nach dem derzeitigen Stand der Wissenschaft die beste Anpassung an deutsche Verhältnisse besitzt und eine Berechnung von langjährigen mittleren Bodenabträgen maßstabsübergreifend erlaubt (Duttmann, 1999; BGR und SGD, 2000; Marks et al., 1992).

In ihrer allgemeinen Form lautet die ABAG (Schwertmann et al., 1990):

$$A = R \cdot K \cdot S \cdot L \cdot C \cdot P$$ **Gl. 21**

mit:	A =	Bodenabtrag	[t/ha·a]
	R =	Regen- und Oberflächenabflussfaktor	[-]
	K =	Bodenerodierbarkeitsfaktor	[-]
	S =	Hangneigungsfaktor	[-]
	L =	Hanglängenfaktor	[-]
	C =	Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor	[-]
	P =	Erosionsschutzfaktor	[-]

Nach Untersuchungen von Auerswald (1987) sowie Sommer und Murschel (1999) nimmt die Sensitivität der Faktoren, bezogen auf Ackerflächen in der Reihenfolge Hangneigung, Hanglänge, Bodenerodierbarkeit und Regenerosivität, ab. Dies sollte bei der Auswahl der Modelleingangsdaten berücksichtigt werden.

Daten zur überwiegenden Zahl der ABAG-Faktoren sowie zu den an Gewässer angebundenen Flächen (Sedimentlieferflächen) wurden für die Projektarbeiten vom LBEG bereitgestellt. Diese Daten wurden genutzt, um eine Konsistenz mit bereits laufenden Länderaktivitäten (Agrar-Umwelt-Maßnahmen, Cross Compliance etc.) zu gewährleisten.

Da der S-Faktor bereits als Datensatz des LBEG zur Verfügung steht, macht die Ableitung eines kombinierten LS-Faktors mit dem Modell MEPhos, z. B. nach Moore und Wilson (1992), wie in Tetzlaff (2006) dargelegt, keinen Sinn. Stattdessen wird der L-Faktor separat mittel Reliefanalyse aus dem DGM abgeleitet. Hierzu werden die reliefbedingten Fließwege ermittelt und darüber das Einzugsgebiet jeder einzelnen Zelle bestimmt (flow accumulation). Anhand der aufsummierten Fließrichtungen kann für jede Zelle eine Gesamtfließlänge angegeben werden, die sich nach Schwertmann et al. (1987) in einen L-Faktor übersetzen lässt. Diese Gesamtfließlänge ist tendenziell größer als die von Schwertmann et al. (1987) geforderte sog. erosive Hanglänge, die sich jedoch lediglich im Gelände vor Ort exakt bestimmt lässt. Insofern besitzt der modellseitig abgeleitete L-Faktor einen „Worst case-Charakter“.

Die Ermittlung der C-Faktoren stützt sich auf die dem FZJ zur Verfügung gestellten InVeKoS-Daten des Jahres 2012. Die jährlichen Kulturarteninformationen (ncodes) wurden nach den in Tetzlaff und Wendland (2012) veröffentlichten Zuordnungstabellen in C-Faktoren übersetzt. Grundsätzlich ist die Ableitung von C-Faktoren für die ABAG auf Fruchtfolgedaten angewiesen. Da lediglich Daten für 2012 für dieses Projekt bereitgestellt werden konnten, wurden die abgeleiteten C-Faktoren für Gemeindeflächen gemittelt. Für diese gemittelten Daten wird angenommen, dass sie eine gemeindespezifische Fruchtfolge abbilden. Der P-Faktor wird mit 1 angesetzt, da flächendifferenzierte Daten zu Erosionsschutzmaßnahmen für Niedersachsen nicht zur Verfügung stehen.

Durch die multiplikative Verknüpfung der Einzelfaktoren wird der Bodenabtrag im langjährigen Jahresmittel berechnet. Zur Ableitung des Sedimenteintrags in die Oberflächengewässer wird der Bodenabtrag auf die Flächen reduziert, die vom LBEG als Sedimentlieferflächen ausgewiesen wurden. Die Höhe der partikulären Phosphoreinträge ist neben der in das Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom Phosphorgehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Diese Daten müssen als Gehalte in Gesamtphosphor zur Verfügung stehen. Teilweise stehen regionalspezifische Untersuchungen zur Verfügung, die für die Studie genutzt werden können. Ansonsten wird auf Standardwerte zurückgegriffen, die im Rahmen eigener Studien ermittelt wurden. In diesem Zusammenhang wurde ein einheitlicher Oberbodengehalt von 812 mg P/kg Boden verwendet, der sich in Felduntersuchungen an ca. 200 Standorten in Hessen als Medianwert ergeben hat (Tetzlaff et al., 2009a). Als Anreicherungsfaktor ER wurde einheitlich der Wert von 1,86

verwendet, der von Wilke und Schaub (1996) nach langjährigen Geländeuntersuchungen als der Wert ermittelt wurde, mit dem 94 % aller beobachteten Ereignisse erfasst werden konnten. Die Untersuchungen erstreckten sich auf Gebiete, in denen mit dem Projektgebiet vergleichbare Bodenbedingungen und Bewirtschaftungsverhältnisse auftreten.

A.3.2.5 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über Dränagen

Die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von Gesamt-P aus gedränten Teilflächen ist abhängig von der Höhe des Dränabflusses und der Konzentration im Dränwasser. Die mittlere Dränabflusshöhe als künstlicher Zwischenabfluss wird mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA in Verbindung mit der Karte der künstlich entwässerten Flächen räumlich differenziert berechnet. Die Konzentration im Dränwasser ihrerseits hängt wesentlich von der Phosphorsättigung des Unterbodens (60 bis 90 cm Tiefe) und damit vom pedogenen Sorptionsvermögen des Bodens für Phosphor und seinem Phosphorgehalt ab (Schoumans, 2004; Früchtenicht et al., 1996; Heathwaite, 1997). Im Gegensatz zu kleinräumigen Untersuchungen kann die pedogene Sorptionskapazität des Bodens im meso- und makroskaligen Untersuchungsgebieten aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit nicht quantifiziert werden (Pihl, 1999). Ersatzweise muss deshalb das bodenbedingte Sorptionsvermögen auf Basis flächendeckender Informationen zum Bodentyp und zur Bodenart integrativ charakterisiert werden, wobei diese Daten im Untersuchungsgebiet vollständig in hoher Auflösung vorliegen: Hochmoorböden, Niedermoorböden, Sandmisch- und Sanddeckkulturen, Marschböden, tonarme Sandböden und bindige terrestrische Mineralböden. Somit werden für Niedersachsen mehrere unterschiedliche Phosphotope definiert, mit denen der künstlich entwässerte Teil der Einzugsgebietsfläche disaggregiert wird. Eingangsdaten zur Bildung der Phosphotope sind die künstlich entwässerten Flächen, die Bodentypklassen zur integrativen Charakterisierung des pedogenen Sorptionspotenzials sowie die Landnutzung. Die gebildeten Phosphotope werden im Folgenden näher diskutiert, wobei nicht alle Phosphotope für jedes Untersuchungsgebiet relevant sein müssen.

Phosphotop „Gedränte Hochmoorböden unter Grünland“

Grünlandnutzung auf Hochmoorböden lässt i. d. R. auf eine Kultivierung nach dem Verfahren der Deutschen Hochmoorkultur schließen. Mit Werten zwischen ca. 3 kg/(ha·a) und über 15 kg/(ha·a) werden in der Literatur sehr hohe Austräge für dieses Phosphotop genannt. Das geringe Vermögen, Phosphor im Moorboden zu fixieren, wird durch das weitgehende Fehlen freier Eisen- und Aluminiumkationen sowie den niedrigen pH-Wert verursacht (Scheffer, 1999). Die vorhandenen Kationen werden überwiegend durch die organische Substanz komplexiert und stehen für eine Phosphorsorption nicht zur Verfügung. Düngergaben über den Pflanzenbedarf hinaus, und hierbei insbesondere in Form wasserlöslicher Mineraldünger oder als Gülle, können somit im Boden unterhalb der meist kalk- und aschereichen Grasnarbe nicht festgelegt werden. Wenn Phosphor den geringmächtigen Wurzelraum verlässt, ist er für die Pflanzen nicht mehr verfügbar und unterliegt der Auswaschung mit dem Sickerwasser (Blankenburg, 1983).

Phosphotope „Gedränte Niedermoorböden unter Ackernutzung“ und „Gedränte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung“

Die Phosphordynamik von Niedermoorböden ist stark vom pH-Wert des Grundwassers abhängig. Basenreiche Niedermoore sowie durchschlickte oder vererdete Niedermoore mit aschereichen Krumen verfügen über ausreichende Sorptionsmöglichkeiten, sodass leichtlösliche phosphorhaltige Düngemittel festgelegt werden können. Niedermoore verfügen deshalb im Gegensatz zu Hochmooren grundsätzlich über die Fähigkeit zur Akkumulation von Phosphor im Unterboden, sodass ihre Phosphordynamik der von Mineralböden ähnelt (Scheffer, 2002). Höhere Phosphoreinträge aus Niedermooren, die mit der Höhe des eingebrachten Düngers korrelieren, sind bislang nur aus stark sauren Niedermooren mit pH-Werten zwischen 3 und 4 bekannt (Blankenburg, 1983; Blankenburg und Scheffer, 1985). Außerdem kann überhöhte Düngung, z. B. durch Gülle, zu erhöhten Phosphoreinträgen führen, da Phosphor im Niedermoorboden nicht so stark gebunden wird, wie im Mineralboden (Scheffer und Blankenburg, 2004).

Eine genaue räumliche Differenzierung der auftretenden Niedermoortypen musste angesichts nicht verfügbarer räumlich differenzierterer Datengrundlagen unterbleiben. Es wird jedoch angenommen, dass die auftretenden Niedermoore grundsätzlich Phosphor in hohem Maße sorbieren können, da sie weitgehend in entkalkten Lockergesteinsregionen anzutreffen sind, wobei die Niedermoorböden meist hohe Eisen und Aluminiumgehalte aufweisen, an deren Oxide und Hydroxide Phosphor sorbiert werden kann (Roeschmann, 1960; Kuntze, 1988; Scheffer und Foerster, 1991).

Eine weitere Differenzierung der gedränten Niedermoorfläche kann daher aus den genannten Gründen nur anhand der Landnutzung erfolgen, wobei sich in Felduntersuchungen für Acker und Grünland signifikante Unterschiede in der Austragshöhe ergeben haben. Diese beruhen u. a. darauf, dass beim Pflügen die aschereiche Narbe, in der Phosphor fixiert werden kann, regelmäßig zerstört wird, und durch das Mischen der Krume mit der organischen Substanz ein Ausfällen unlöslichen Phosphors weitgehend verhindert wird (Scheffer und Foerster, 1991). Die mittleren Phosphorkonzentrationen im Dränageabflusswasser aus Niedermooren betragen etwa 0,65 mg/l bei Ackernutzung und 0,4 mg/l bei Grünlandnutzung (Scheffer, 2002).

Phosphotope „Gedränte Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Bei Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung wurde der Moorkörper nach ausreichender Entwässerung mit Sand aus dem tieferen Untergrund vermischt, wobei der Sand entweder durch Tiefpflügen (Sandmischkultur) oder durch Besanden mit nachfolgend flachem Einpflügen (Sanddeckkultur) in den Moorboden eingearbeitet wird (Göttlich u. Kuntze 1990). Durch die Maßnahmen entstehen Kulturböden, die in der Krume humose bis stark humose Sande aufweisen, unterhalb des gut durchmischten Pflughorizontes jedoch eine relativ scharfe Trennung von Sand- und Torfschichten zeigen.

Durch das Einbringen von Sand wird die Sorptionskapazität dieser Flächen, v. a. im Oberboden, deutlich erhöht. Im Gegensatz zu Sanddeckkulturen erstreckt sich bei Sandmischkulturen diese

sorptive Verbesserung auch bis in den Unterboden, ist hier jedoch wesentlich von Verlauf und Mächtigkeit der schräg lagernden Sand- und Torfbalken abhängig und daher kleinräumig stark wechselnd. Zwar erfolgt die landwirtschaftliche Nutzung bei Sandmischkulturen meist als Acker, hingegen bei Sanddeckkulturen wegen der geringeren Durchwurzelungstiefe i. d. R. als Grünland. Da jedoch keine Erkenntnisse über ein daraus eventuell resultierendes unterschiedliches Austragsverhalten bekannt sind, wenn P aus der Krume vertikal verlagert wird, werden beide Bodentypen zu einem Phosphotop zusammengefasst.

Insgesamt ist gegenüber Hochmoorböden von einer deutlichen Verringerung der P-Austräge, jedoch auch von i.d.R. höherem Austrag im Vergleich zu tonarmen Sandböden auszugehen, wie Feld- und Lysimeterversuche gezeigt haben (Blankenburg 1983, Scheffer und Bartels 1980). Die Reduzierung des P-Austrags aus Sandmischkulturen gegenüber Hochmooren beträgt nach Erfahrungen von Kuntze und Scheffer (1991) ca. 50 bis 70 %, Scheffer und Blankenburg (2004) sprechen sogar von 70 bis 95 %. Hierbei spielt u. a. auch das Alter der Kultur eine Rolle. Agrikulturchemisch nehmen Sandmischkulturen daher eine Mittelstellung zwischen Hochmoorböden und Sandböden ein, was sich auch in den Referenzwerten der Literatur äußert.

Phosphotop „Gedränte Marschböden unter Ackernutzung“ und „Gedränte Marschböden unter Grünlandnutzung“

Marschböden besitzen hohe Ton- und Schluffgehalte, teilweise auch hohe Kalkgehalte. Damit verfügen sie grundsätzlich über hohe Sorptionskapazitäten für Phosphor. Dennoch können erhöhte Phosphorgehalte im Dränwasser auftreten, wenn es auf sehr tonreichen Böden in Trockenperioden zur Bildung von Schrumpfrissen kommt. Über Makroporenfluss wird dann Phosphor vertikal verlagert und kann anschließend über Dräne ausgetragen werden. Diese Phänomene wurden u. a. von Heathwaite (1997) für tonreiche Böden in Großbritannien beschrieben. Neuhaus (1991) fand im Dränwasser von Marschböden an der Unterweser mit 2,8 bis 3,9 kg/(ha·a) ebenfalls erhöhte Phosphorgehalte, die durch Makroporenfluss erklärt werden (Scheffer, 1999). Der Austrag steigt mit zunehmender Düngung an, ist allerdings mit 2,8 kg P/(ha·a) auch aus ungedüngten Parzellen sehr hoch. Andere Experten führen hohe Phosphorgehalte im Dränwasser aus Marschböden deshalb auf hohe geogene Gehalte im Unterboden (Vivianit) zurück und sehen die Ergebnisse von Neuhaus nicht als repräsentativ für die gesamte Marsch an. Eine Austragshöhe von ca. 0,5 kg/(ha·a) wird dagegen als realistisch angesehen (mündliche Mitteilung Dr. Schäfer, LBEG, Fier und Schäfer, 2004). Diese Sichtweise wird durch Untersuchungen von Foerster (1982) gestützt, der an hoch versorgten Marschböden der Gehaltsklassen D und E lediglich mittlere Austräge von 0,3 bis 0,4 kg P/(ha·a) bei Ackernutzung festgestellt hat.

Da wegen des Tideeinflusses keine Kalibrierung von Exportkoeffizienten für Marschböden möglich ist, wird der Referenzwert von 0,5 kg P/(ha·a) bzw. 0,2 mg P/l bei einer angenommenen mittleren Dränabflusshöhe von 250 mm/a für die Modellierung verwendet. Bei Untersuchungen von Briechle (1976) wurden ca. 250 mm/a als typische Dränabflusshöhe für Rohrdräne in Marschböden gemessen.

Einen Sonderfall der am Phosphoreintrag über Dränagen beteiligten Flächen stellen die über Grüppen entwässerten und meist unter Grünlandnutzung stehenden Marschböden Norddeutschlands dar. Aufgrund ihrer künstlichen Entwässerung über flache Wälle und Gräben wird dieser Flächentyp hier zu den Dränagen gezählt, obwohl es durch die relativ gering durchlässige Bodenoberfläche und das künstlich angelegte Mikrorelief zur schnellen Ableitung des Niederschlagswassers kommt, sodass Infiltration und anschließende Bodenpassage weitgehend fehlen.

Phosphotop „Gedränte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Obwohl tonarme Sandböden aufgrund von Makroporenfluss grundsätzlich eine hohe hydraulische Leitfähigkeit besitzen, müssen sie z. B. bei starkem Grundwassereinfluss intensiv gedränt werden, wenn eine landwirtschaftliche Nutzung dieser Flächen angestrebt wird. Bei tonarmen Sandböden sind die Gehalte an Quarz, der kein P sorbiert, sehr hoch. Möglichkeiten zur Phosphorsorption bestehen hier v. a. über Eisen- und Aluminium-Kationen, die in unreinen Quarzfraktionen enthalten sind (Blankenburg, 1983). Dessen ungeachtet ist die Sorptionsfähigkeit tonarmer Sandböden im Vergleich zu der bindiger Mineralböden als deutlich niedriger einzuschätzen, was sich auch im Vergleich der Literaturreferenzwerte von durchschnittlich etwa 0,3 mg P/l bei Sandböden zu ca. 0,03 mg/l bei bindigen Mineralböden widerspiegelt. Dies führte dazu, für tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung ein separates Phosphotop zu bilden. Hinweise auf Einflüsse der Landnutzung auf die Höhe des Phosphoraustrags über Dränagen waren der Literatur nicht zu entnehmen, sodass eine weitergehende Differenzierung unterblieb.

Phosphotop „Gedränte bindige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Aus bindigen, d. h. lehmigen, terrestrischen Mineralböden sind bislang sehr geringe Phosphoreinträge festgestellt worden, was auf die hohen Gehalte an Ton und Humus sowie an Kationen von Eisen, Aluminium und Calcium zurückgeführt wird (Lammel, 1990; Hasenpusch, 1995; Wichtmann, 1994; Lennartz und Hartwigsen, 2001; Foerster und Neumann, 1981). Einflüsse der Landnutzung oder der Düngungshöhe auf die Höhe der Phosphorkonzentration im Dränwasser sind nicht bekannt. Vereinzelt finden sich Hinweise auf erhöhte Phosphoreinträge über präferentiellen Fluss, d. h. Wurzelröhren, Bioturbationsgänge oder Schrumpfrisse v.a. in tonreichen Böden (Heathwaite, 1997). Eine Verallgemeinerung für bestimmte Bodentypen oder -arten erschien jedoch nicht sinnvoll möglich. Phosphoreinträge aus bindigen terrestrischen Mineralböden über Dränagen sind daher in Höhe der geogenen Grundlast angesetzt worden (Tabelle 38).

Tabelle 38 zeigt die zur flächendifferenzierten Modellierung des mittleren Phosphoreintrags über Dränagen gebildeten Phosphotope, die der Literatur entnommenen Referenzwerte für den mittleren Phosphoreintrag für vergleichbare Standortbedingungen und die für die Modellierung verwendeten Exportkoeffizienten. Bei der Auswahl der Referenzwerte wurde darauf geachtet, dass sie an Versuchsflächen in solchen Naturräumen ermittelt wurden, die denen des Untersuchungsgebiets entsprechen, d. h. Norddeutsches Tiefland und Mittelgebirgsregionen. Damit sollte sichergestellt werden, dass die Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen vergleichbar sind. Die Referenzwerte besitzen die Einheiten mg/l und kg/(ha·a). Nicht in allen Untersuchungen werden Phosphorausträge in beiden Einheiten genannt.

Tabelle 38: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literaturreferenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

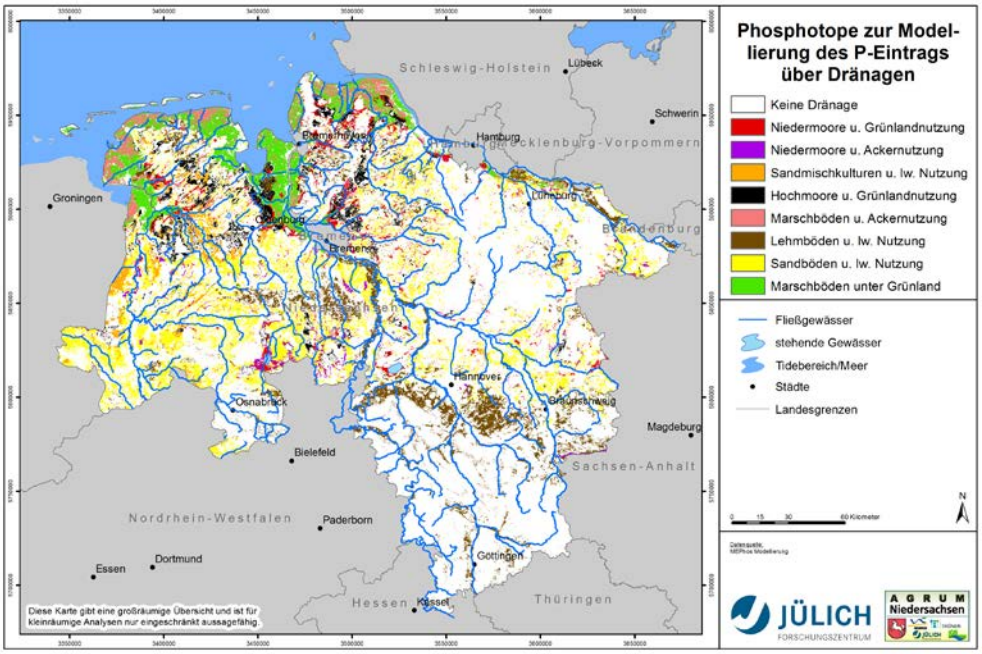
Phosphotop	Referenzwert		Exportkoeffizienten
	mg Gesamt-P/l	kg Gesamt-P/ (ha·a)	mg/l (für Modellierung verwendet)
Gedränte Hochmoorböden unter Grünlandnutzung	3,0-5,4	3 bis >15	3
Gedränte Sandmisch- und Sanddeck-kulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,6	2,6-6	0,3
Gedränte Niedermoorböden unter Ackernutzung	0,2-1,7	1,3	0,64
Gedränte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung	0,1-0,8	0,5-1,4	0,4
Gedränte Marschböden unter Ackernutzung	0,03-1,13 i.d.R. 0,2-0,5	0,3-1,4	0,2 *
Marschböden unter Grünland	0,9	1,4-1,6	0,9 *
Gedränte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,06-0,3	1,8	0,2
Gedränte bindige, terrestrische Mineral-böden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,01-0,05	0,04-0,5	0,07

* aufgrund des Tideeinflusses nicht durch Kalibrierung bestimmbar, sondern aufgrund von Literaturangaben festgelegt

Quelle: Blankenburg (1983), Scheffer (2002), Scheffer und Foerster (1991), Foerster (1982, 1988), Foerster und Neumann (1981), Foerster et al. (1985), Früchtenicht (1998), Früchtenicht et al. (1996), Hasenpusch (1995), Lammel (1990), Kuntze (1983, 1988), Lennartz und Hartwigsen (2001), Munk (1972), Neuhaus (1991), Fier und Schäfer (2004), Gerds et al. (1988), Richardson (1985), Scheffer und Bartels (1980), Foerster (1973), Wichtmann (1994), Schubert (1997), Scheffer und Kuntze (1991).

Karte 87 zeigt die räumliche Verteilung der in Tabelle 38 genannten Phosphotope. Man erkennt eine Dominanz der gedränten sandigen Böden im Tiefland. Darüber hinaus sind Marschböden unter Grünland von hoher räumlicher Bedeutung in Niedersachsen. Hoch- und Niedermoore sind auf relativ wenige Standorte beschränkt, ihr Beitrag zur P-Emission kann jedoch aufgrund hoher Konzentrationen im Dränabfluss bedeutend sein (Tabelle 38).

Karte 87: Phosphotope zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen Phosphoreintrags über Dränagen



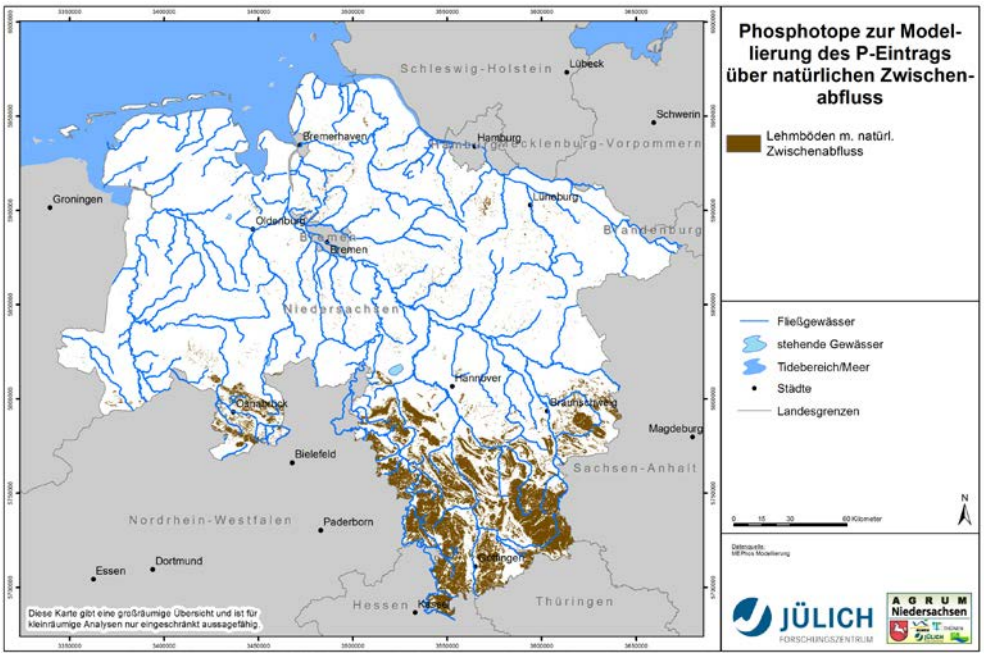
Quelle: Eigene Berechnung.

A.3.2.6 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über den natürlichen Zwischenabfluss

Sickerwasser auf nicht gedränten Standorten kann dem Oberflächengewässer auch als Zwischenabfluss zuströmen, sofern lehmige Böden mit Hangneigungen über 2 % vorhanden sind. Es wird zudem Phosphor transportiert, allerdings in geringen Konzentrationen, die im Bereich der geogenen Grundlast liegen bzw. der Konzentration im Dränwasser lehmiger Böden entsprechen, die weitgehend düngungsunabhängig ist. Als Konzentration wird daher 0,03 mg TP/l angesetzt.

Karte 88 zeigt die Gebietskulisse zur Abbildung des Phosphoreintrags über natürlichen Zwischenabfluss, die mit lehmigen Böden lediglich ein Phosphotop umfasst. Räumliche Dominanz besitzt der Zwischenabfluss lediglich im südlichen, von Festgesteinen geprägten Teil Niedersachsens mit starker Waldverbreitung.

Karte 88: Gebietskulisse zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen Phosphoreintrags über Zwischenabfluss



Quelle: Eigene Berechnung.

A.3.2.7 Ansatz zur Modellierung des Phosphoreintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss

Analog zum Phosphoreintrag über Dränagen wird der mehrjährige mittlere Eintrag über Grundwasser durch die Höhe der Grundwasserneubildung bzw. des grundwasserbürtigen Abflusses und seine Konzentration an Gesamtphosphor gesteuert. Die mittlere Höhe der Grundwasserneubildung wird als flächendifferenzierter Datensatz mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA ermittelt. Die Konzentration im grundwasserbürtigen Abfluss ist nach Heathwaite (1997) wesentlich von der Sorptionskapazität des Bodens abhängig, die in Mineralböden und den meisten Niedermoorböden des Projektgebiets als hoch angesehen werden kann. Daher treten i. d. R. niedrige Phosphatkonzentrationen im grundwasserbürtigen Abfluss auf, die sich im Bereich des geogenen Hintergrunds bewegen. Die räumliche Variabilität der Phosphatkonzentrationen im Modell MEPhos wird deshalb nicht durch die Bodenverhältnisse, sondern anhand von Gesteinstypen charakterisiert.

Um nicht ausschließlich auf Literaturwerte zurückgreifen zu müssen, die gesteinstypische Phosphatkonzentrationen zu definieren, werden Analysenergebnisse der Grundwassergüteüberwachung auf Bundeslandesebene benutzt. Aus dem Datenbestand wurden die Messwerte für den Parameter „ortho-Phosphor“ selektiert, die im oberflächennahen Grundwasser ermittelt wurden. Grundlage der Auswertung waren Daten von Grundwassergütemessstellen in Niedersachsen, für

die mehr als zehn Messwerte zu „ortho-P“ aus dem Zeitraum 2000 bis 2010 vorliegen. Verwendbar waren demnach Messungen des Parameters „ortho-Phosphatphosphor“ für 135 Messstellen, und damit für eine ungleich größere Zahl von Messstellen und mit größerer Häufigkeit als Messungen für den Gesamtphosphor. Da der gesamte Phosphatgehalt im Grundwasser im Wesentlichen aus gelöstem anorganischem Phosphor besteht, können beide Parameter näherungsweise gleichgesetzt werden. Für die einzelnen Gesteinstypen wurden folgende Phosphorkonzentrationen im Grundwasser angesetzt (Mediane der Messungen, Tabelle 39).

Tabelle 39: ortho-Phosphat-Phosphorkonzentrationen im Grundwasser Niedersachsens für unterschiedliche geologische Verhältnisse als Eingangsdaten für die Modellierung

Geologie	P-Konzentration (mg/l)
Marsch	0,14
Hohe Geest	0,06
Niedere Geest (u.a. Niedermoore)	0,15
Buntsandsteingebiete	0,08
Mitteldeutsches Grundgebirge (Harz)	0,02
Subherzyne Senke	0,08

Quelle: Eigene Berechnung.

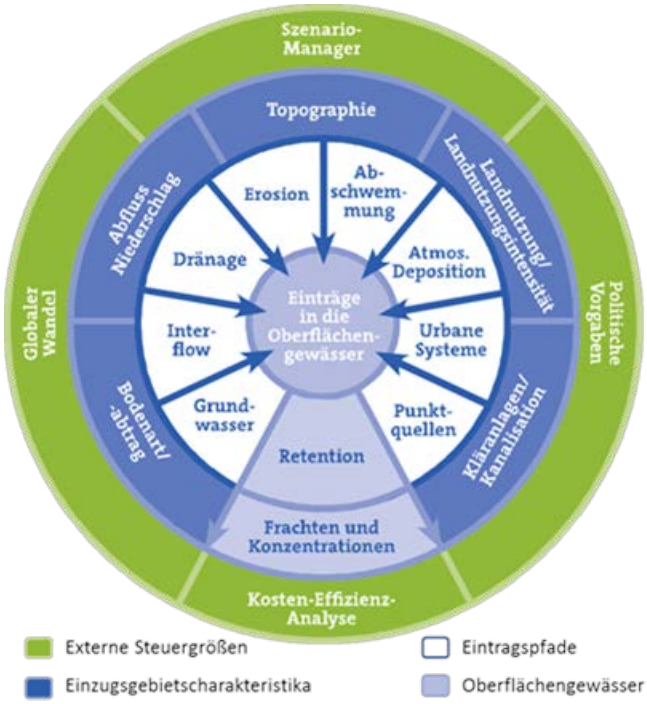
A.4 Modellierung der Nährstoffeinträge über Punktquellen und urbane Systeme

Das Modell MONERIS (**MO**delling **N**utrient **E**missions in **RI**ver **S**ystems) ist ein empirisch konzeptionelles Modell, welches eine räumliche und nach Eintragspfaden differenzierte Quantifizierung von Nährstoffeinträgen in die Gewässer von Einzugsgebieten ermöglicht. Die räumliche Diskretisierung der Berechnungen erfolgt auf hydrologischen Teileinzugsgebieten, sogenannten Analysegebieten (analytical units, AU), mit einer rechnerischen Mindestgröße von 1 km². Die zeitliche Auflösung der Berechnungen erfolgt für Einzeljahre oder Perioden von mehreren Jahren (die Berechnung von Monatsfrachten und Konzentrationen ist durch Disaggregation der Jahres- oder Periodendaten möglich, wenn monatliche Eingangsdaten für Abfluss, Niederschlag und Temperatur zur Verfügung stehen). Die Grundlagen für das Modell bilden einerseits Abfluss- und Gütedaten der zu untersuchenden Flussgebiete sowie ein Geographisches Informationssystem (GIS), in das sowohl zahlreiche digitale Datengrundlagen als auch umfangreiche statistische Informationen integriert werden.

Während die punktuellen Einträge aus kommunalen Kläranlagen und von industriellen Einleitern direkt in die Flüsse gelangen, ergeben sich die diffusen Einträge von Nährstoffen in die Oberflächengewässer aus der Summe verschiedener Eintragspfade, die über die einzelnen Komponenten des Abflusses realisiert werden (vgl. Abbildung 33). Da sich die Stoffkonzentrationen und die dem

Eintrag zugrunde liegenden Prozesse zumeist stark voneinander unterscheiden erfolgt die Modellierung eintragspfadspezifisch. Eine Kurzbeschreibung der Pfade und eine Übersicht zur Anwendung dieser in AGRUM Niedersachen erfolgt in Tabelle 40. Eine weitere ausführlichere Beschreibung der angewandten Modellelemente erfolgt im Anschluss

Abbildung 33: Eintragspfade in MONERIS



Quelle: Venohr et al. (2011).

Dazu werden die Eintragspfade wie folgt berücksichtigt:

Tabelle 40: Eintragspfade MONERIS

Eintragspfad	Beschreibung	Berück-sichtigt?
Atmosphärische Deposition auf Wasserflächen	Die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen wird über die Depositionswerte und die Gewässerfläche berechnet. Die Wasserflächenberechnung erfolgt über eine Gewässerbreitenberechnung und der Ableitung der Fließlängen aus digitalen Karten.	×
Erosion	Erosionsbedingte Sediment- und Nährstoffeinträge werden basierend auf der Allgemeinen Bodenabtrags-Gleichung (ABAG) für geneigte und an das Gewässer angeschlossene Flächen berechnet. Es wurde an den Schwebstofffrachten der Gewässer sowie an den partikulären Phosphorfrachten der Gewässer validiert.	×
Abschwemmung	Der Oberflächenabfluss für die Berechnung der Abschwemmung wird nach Carl et al. (2008) ermittelt. Die Konzentrationen der gelösten Nährstofffraktionen im Oberflächenabfluss werden von der Phosphorsättigung des Oberbodens und von der atmosphärischen N-Deposition und den Stickstoffüberschüssen abgeleitet und als gebietsgewichtete Mittelwerte aus den Konzentrationen von Acker-, Grün- und Offenland ermittelt.	×
Dränagen	Auf Basis ausgewiesener Dränflächenanteile, der Bodentypen- und der Bodenwasserverhältnisse erfolgt die Modellierung der Nährstoffeinträge in Gewässer über die nach Sommer- und Winterabflüssen differenzierte Dränspende und die Nährstoffüberschüssen der landwirtschaftlichen Flächen.	×
Grundwasser/ Zwischenabfluss	Die Berechnung erfolgt unter Berücksichtigung landwirtschaftlicher N-Überschüsse, der N-Fixierung unter Grünland, der Denitrifikation und P-Bindung in Boden und Grundwasser sowie der Grundwasserneubildung. Zusätzlich wird die Änderung der N-Überschüsse während der GW-Aufenthaltszeit einbezogen. Dies ermöglicht die Abschätzung der zeitlichen Verzögerung zwischen Überschuss- und Eintragsreduktion. Für Phosphor werden differenziert Konzentrationen für die einzelnen Texturklassen berücksichtigt.	✓ Nur für Einträge über urbanen Systeme
Urbane Systeme	Dieser Pfad unterscheidet Einträge von versiegelten urbanen Flächen über Misch- und Trennsystem sowie die Einleitung von Haushalten, die nicht an eine Kläranlage angeschlossenen sind. Für urbane Einträge, die über eine Bodengrundwasserpassage in die Oberflächengewässer gelangen, werden die Retentions- und Abbauprozesse des Pfades Grundwasser/Interflow angewendet.	✓
Kläranlagen und Industrie	Einträge durch kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter werden durch die berichteten Einleitungen berücksichtigt.	✓

Für die Summe aller Einträge, die die Oberflächengewässer erreichen, wird anschließend die Retention (Nettosumme von Transformation, Abbau. Aufnahme und Sedimentation) und der Transport in die Oberflächengewässer modelliert. Die Retention wird in Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung bzw. den spezifischen Abflussspenden des Flusssystems berechnet (Behrendt et al., 2000, Venohr, 2005; Venohr et al., 2011). Damit sind die Ermittlung der Nährstofffrachten aus den Nährstoffeinträgen in einem Flussgebiet und somit auch ein direkter Vergleich mit den aus Güte- und Abflussmessungen berechenbaren Nährstofffrachten möglich.

Basis für MONERIS sind zahlreiche Datengrundlagen, die einerseits über Zeitreihen als periodische Daten (z. B. atmosphärische Deposition, Stickstoff- und Phosphorbilanzen) und andererseits als statische Eingangsgrößen (z. B. Hydrogeologie, Bodeninformationen) eingehen. Auf Basis der Analysegebiete erfolgt die Erstellung eines Abflussbaums, in dem die Entwässerungsrichtung jedes Teileinzugsgebietes festgelegt ist. Unter Berücksichtigung der AU-spezifischen Wasserbilanzen können mit dem Modell MONERIS die punktuellen und die diffusen Einträge und Herkunftsquellen in die Gewässer der Teileinzugsgebiete berechnet werden.

MONERIS wurde in den letzten Jahren für zahlreiche europäische und weltweite Flussgebiete angewandt (z. B. Elbe, Donau, Vistula, Oder; s. Behrendt et al., 2003a; Behrendt et al., 2004; Schreiber et al., 2005, Behrendt und Dannowski, 2005) als auch für die deutschen Flusseinzugsgebiete (Behrendt et al., 2000, 2003b; Fuchs et al., 2010). Letztere wurden bisher für ganz Deutschland mit ca. 3.500 Teileinzugsgebieten berechnet.

MONERIS wurde zuletzt von einer MS-Excel-Umgebung in eine C#-Programmierung überführt und verfügt über eine angeschlossene MS-Access Datenbank, in der alle Eingangsdaten und Ergebnisse abgelegt werden. Das Modell verfügt über eine nutzerfreundliche Oberfläche und eine Onlinehilfe, die auch ungeübten Anwendern die Nutzung ermöglicht.

Die Benutzeroberfläche bietet eine tabellarische und grafische Ausgabe der Ergebnisse. Zusätzlich verfügt das Modell über eine Schnittstelle zu kartographischen Darstellungen der Ergebnisse. MONERIS verfügt ebenfalls über ein Maßnahmentool, das 25 Managementoptionen zur pfad- als auch quellenbezogenen Abbildung des Effektes auf den Stoffeintrag in die Gewässer ermöglicht Somit ist die Modellierung von gebietsspezifischen Maßnahmenpaketen möglich (z. B. Auswahl unterschiedlicher Maßnahmenkombinationen für Gebiete im Ober- bzw. Unterlauf, Hot-spot-Gebiete usw.).

A.4.1 Abflussbaum

Die hierarchische Gliederung des Einzugsgebiets im MONERIS-Ansatz beginnt mit dem „Teileinzugsgebiet“ (Analytical Unit: AU) als Grundlage und kleinste Modelleinheit. Für diese Teileinzugsgebiete wurde ein Abflussbaum erstellt, welcher die Fließrichtung für jedes einzelne Teileinzugsgebiet definiert. Somit wird jedes Einzugsgebiet dem unterliegenden Einzugsgebiet zugeordnet. Sollte ein Teileinzugsgebiet in zwei verschiedene unterliegende Teileinzugsgebiete entwässern, beispielsweise durch einen Kanal oder eine Verzweigung, wird ein Splitting (über eine Split_ID) eingefügt.

A.4.2 Quantifizierung von Nährstoffeinträgen

A.4.2.1 Nährstoffeinträge aus dem Grundwasser

Ein Teil der Einträge aus urbanen Systemen wird über eine Bodengrundwasserpassage in die Oberflächengewässer eingeleitet. Diese werden in MONERIS normalerweise dem Eintragspfad Grundwasser zugeordnet, obwohl sie ursprünglich aus urbanen Quellen entstammen. Hierbei handelt es sich um Abläufe aus Kleinkläranlagen oder auch um Sickerwasser von nicht versiegelten urbanen Flächen.

Für diese Einträge kommen die in MONERIS implementierten Ansätze zur Beschreibung der Verlust- und Transformationsprozesse im Grundwasser zur Anwendung. Die Berechnung der Retention in Boden und Grundwasser erfolgt in zwei Schritten, wobei zunächst die Denitrifikation in der gesättigten Zone des Bodens auf Basis der eingehenden Konzentrationen und der Sickerwassermenge berechnet und anschließend die weitere Denitrifikation im Grundwasser in Abhängigkeit von der geohydrologischen Klassifizierung ermittelt wird (Gl. 22, Tabelle 41). Dabei wird grundsätzlich davon ausgegangen, dass im Festgestein die Retention vernachlässigbar klein ist, während im Lockergestein eine Retention von bis zu 90 % der eingehenden Nährstoffe stattfinden kann. Eine detaillierte Beschreibung der Berechnungsansätze ist in Venohr et al. (2011) zu finden.

$$C_{GW_{NO3-N}} = \left(\sum_{i=1}^{4} \frac{1}{1 + k1 \cdot GW_{qltcorr}{}^{k2}} \cdot \frac{A_{HG\,i}}{A_{EZG}} \right) \cdot C_{SWPOT_{NO3-N}}^{0,64} \qquad \textbf{Gl. 22}$$

mit:

E =	Phosphoreintrag über Erosion	[kg/(ha·a)]
S =	eingetragene Sedimentmenge	[t/(ha·a)]
PG =	Phosphorgehalt im Oberboden	[mg/kg]
ER =	Anreicherungsfaktor	[-]
$C_{GW_{NO3-N}}$ =	Nitratkonzentration im **Grundwasser**	[mg/l]
$A_{HG\,i}$ =	Fläche der hydrogeologischen Gesteinsbereiche	[km²]
$GW_{qltcorr}$ =	Langzeitmittel der jährlichen Grundwasserneubildung	[mm/a]
A_{EZG} =	Analysegebietsfläche	[km²]
$C^{a}_{SWPOT_{NO3-N}}$ =	potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser	[mg/l]
k_1 und k_2 =	Modellkonstanten	[-]

Tabelle 41: Modellkonstanten zur Ermittlung des Stickstoffrückhaltes in verschiedenen hydrogeologischen Einheiten

Hydrogeologische Einheit	k_1	k_2
Lockergesteinsbereich grundwassernah	1.500	-0,5
Lockergesteinsbereich grundwasserfern	10.000	-0,5
Festgesteinsbereich durchlässig	0,5	-0,5
Festgesteinsbereich undurchlässig	0,5	-0,5

Quelle: Eigene Berechnung.

A.4.2.2 Nährstoffeinträge aus punktuellen Quellen

Grundlage für die Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge von kommunalen Kläranlagen und direkten industriellen Abwässern waren die Daten der Bundesländer zu den Kläranlagenstandorten.

Die jährliche Abflussmenge des geklärten Abwassers aus Kläranlagen wird unterteilt in industrielle und kommerzielle Abwässer, Fremdwasser und Gesamtabwässer. Die Frachten aus Kläranlagen werden berechnet als das Produkt der mittleren Nährstoffkonzentration und der mittleren jährlichen Abflusssumme.

A.4.2.3 Nährstoffeinträge von urbanen Systemen

Innerhalb dieses Pfades stammt der Nährstoffeintrag aus vier separaten Eintragspfaden (Abbildung 34):

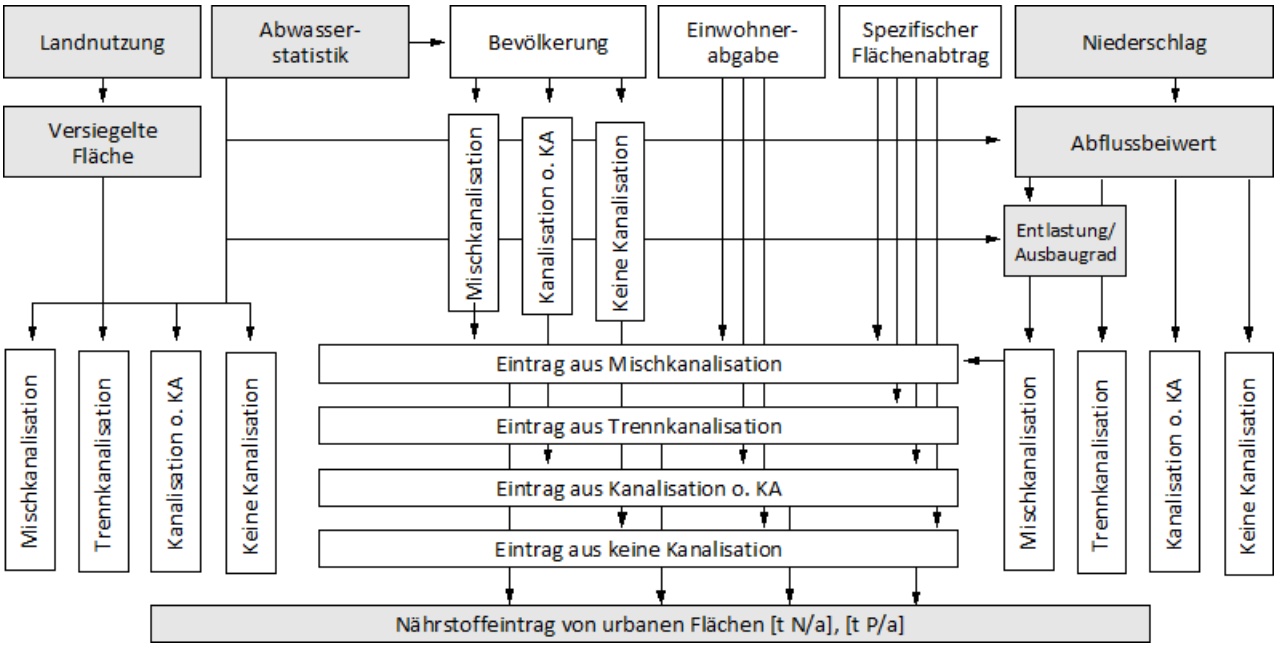
- Einträge von versiegelten urbanen Flächen über die Trennkanalisation
- Einträge von versiegelten urbanen Flächen über die Mischkanalisationsüberläufe
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen, die an eine Kanalisation, aber an keine Kläranlage angeschlossen sind
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen, die nicht an die Kanalisation angeschlossen sind.

Die gesamte urbane Fläche wurde über den ATKIS-Landnutzungsdatensatz abgeleitet. Der Anteil der versiegelten urbanen Flächen wird, unter Berücksichtigung der Bevölkerungsdichte, nach dem Verfahren von Heaney et al. (1976) ermittelt.

Die gesamte versiegelte urbane Fläche wird entsprechend des Anteils der angeschlossenen Bevölkerung und proportional der Ausbaulängen den verschiedenen Kanalisationssystemen in den

Teileinzugsgebieten zugeteilt. Dazu werden die Statistiken der Bundesländer auf Gemeindeebene über die Länge der Misch-, Schmutzwasser- und Trennkanäle genutzt.

Abbildung 34: Nährstoffeinträge von urbanen Gebieten



Quelle: Eigene Darstellung.

Nährstoffeinträge über Trennkanalisationen

Nährstoffeinträge über die Trennkanalisation werden anhand der flächenspezifischen Einträge berechnet. Gemäß Brombach und Michelbach (1998) wird die gebietsspezifische Phosphoremission mit einem Wert von 2,5 kg P/(ha·a) angesetzt. Die gebietsspezifische Stickstoffemission wird aus der Summe der atmosphärischen Stickstoffdeposition, den Werten für Laubfall und Exkrementen von Tieren (4 kg N/(ha·a)) berechnet.

Der Stickstoff- und Phosphoreintrag wird durch Multiplikation der gebietsspezifischen Einträge mit dem versiegelten Stadtgebiet berechnet, das an eine Trennkanalisation angeschlossen ist.

Nährstoffeinträge von Mischkanalisationsüberläufen

Die Berechnung der Nährstoffeinträge basiert auf der Methode von Mohaupt et al. (1998) und Brombach und Michelbach (1998). Die Wassermenge während eines Starkregenereignisses aus Mischkanalisationsüberläufen ist abhängig vom spezifischen Abfluss der versiegelten urbanen Flächen, der Anzahl der Einwohner, die an die Mischwasserkanalisation angeschlossen sind, vom einwohnerabhängigen Abfluss, vom Anteil der industriellen Flächen der gesamten versiegelten urbanen Flächen, vom gebietsspezifischen Abfluss dieser industriellen Flächen und von der Anzahl der Tage mit Starkregenereignissen.

Der Abfluss der Mischwasserkanalisation wird entsprechend der von Meißner (1991) entwickelten Methode berechnet (Entlastungsrate). Sie ist vom jährlichen Niederschlag sowie vom Speichervolumen der Mischwasserkanalisation abhängig. Das Speichervolumen hält einen Anteil des Abwassers während des Starkregenereignisses zurück und verzögert den Transport zur Kläranlage.

Die Nährstoffkonzentration der Mischwasserkanalisation wird mit der gebietsspezifischen Eintragsrate der versiegelten urbanen Flächen, den einwohnerspezifischen Nährstoffeinträgen und den Nährstoffkonzentration in direkten industriellen Abflüssen berechnet.

Für die Nährstoffkonzentrationen des gewerblichen Abwassers werden Werte von 2 g N/m^3 und 0,5 g P/m^3 verwendet (Behrendt et al., 2000).

Nährstoffeinträge aus Kleinkläranlagen

Bei Kleinkläranalagen werden drei verschiedene Systeme unterschieden:

- Einleitung nach Vorreinigung über ein Rohr oder einen Graben
- Einleitung nach Vorreinigung über eine öffentliche Kanalisation
- Einleitung nach Vorreinigung über eine Bodengrundwasserpassage

Für die ersten beiden Systeme wird nach der Vorreinigung keine weitere Retention außerhalb der Oberflächengewässer angenommen. Die Unterscheidung zwischen Rohr/Graben und öffentliche Kanalisation erfolgt nur wegen einer möglichen Differenzierung der Ausbaukosten bei Szenarioberechnungen, haben jedoch keinen Einfluss auf die Nährstoffeinträge.

Für alle Kleinkläranlagen werden zwei Ausbauformen unterschieden, die sich nach der älteren (DIN 4261 01; DIN_1) und neueren (DIN 4261 02; DIN_2) Verordnung für die Genehmigung von Kleinkläranlagen richten. Für DIN_1 wird von einer Reinigungsleistung von 10 % (Stickstoff) und 7 % (Phosphor) ausgegangen. Für DIN_2 liegt diese mit 15 % (Stickstoff) und 13 % (Phosphor) etwas höher. Liegen keine Angaben zur Ausbauform vor, wird in den Berechnungen von DIN_1 ausgegangen.

Einträge aus Haushalten und Flächen, die an eine Kanalisation, jedoch nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind

Weiterhin sind die Einträge von versiegelten Flächen und von Haushalten zu berücksichtigen, die an die Kanalisation, jedoch nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind. Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass ein Anteil der urbanen Fläche zwar an keine Kläranlage, aber an die Kanalisation angeschlossen ist. Der Anteil dieser Fläche an der gesamten versiegelten Fläche soll dem Bevölkerungsanteil entsprechen, der nur an eine Kanalisation angeschlossen ist. Die Stoffeinträge von den berücksichtigen Flächen werden analog zur Vorgehensweise für an die Trennkanalisation angeschlossenen Flächen berechnet Für die betroffenen Haushalte werden personenspezifische Abgaben zugrunde gelegt. Diese belaufen sich für Stickstoff auf 12 g N/(Einwohner·Tag) und für

Phosphor auf 1,94 g P/(Einwohner·Tag) und beinhaltet gelöste und partikuläre Fraktionen und auch Anteile aus der Anwendung von Wasch- und Geschirrspülmitteln.

A.4.3 Retention in den Flusssystemen

Im Oberflächenwasser ist die Retention (Summe aller Verlust- und Transformationsprozesse) ein wichtiges Element des Nährstoffhaushalts.

Die Berechnung der Retention unterliegt folgender Systematik:

- Es wird davon ausgegangen, dass die Einträge eines Teileinzugsgebietes gleichmäßig in die als Nebengewässer (TRIB) ausgewiesenen Oberflächengewässer gelangen und dort einer Retention unterliegen (Fracht der Nebengewässer).
- Falls das betrachtete Teileinzugsgebiet kein Quellgebiet ist, wird für die von vorgelagerten Teileinzugsgebieten zufließenden Frachten eine Retention im Hauptlauf berechnet. Einträge aus Punktquellen, die direkt in den Hauptlauf einleiten, und die Frachten der Nebengewässer werden hier nicht berücksichtigt.
- Ist für den Teileinzugsgebietsauslass eine Wasser-/Seefläche ausgewiesen, wird für die Frachten des Hauptlaufes, für die Frachten der Nebengewässer und für die direkt in den Hauptlauf einleitenden Punktquellen eine Retention berechnet.

Die Berechnung der gewässerinternen Retention in MONERIS basiert auf Ansätze nach Behrendt et al. (1999), Venohr (2006) und Venohr et al. (2011). Es handelt sich hierbei um empirisch-konzeptionelle Ansätze, die die Retention in Abhängigkeit von Wasserfläche, Abfluss und Wassertemperatur separat für Neben- und Hauptläufe einzelner Teileinzugsgebiete (Analysegebiete) berechnen. Im Folgenden werden zunächst kurz die Hintergründe für Herleitung der Ansätze und der allgemeine Rechenweg beschrieben. Anschließend wird der vorgeschlagene, theoretische Ansatz zur Ableitung der Zielkonzentrationen am Auslass der Analysegebiete vorgestellt.

Als Ausgangspunkt für die Herleitung eines Ansatzes zur Beschreibung der Stickstoffretention soll vereinfachend die allgemeine Bilanzgleichung für einen durchmischten Reaktor genutzt werden.

$$\frac{dC(t)}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot \left(C_{in}(t) - C(t)\right) - C(t) \cdot k \qquad \textbf{Gl. 23}$$

mit:

$C(t)$ =	zu berechnende Nährstoffkonzentration als Funktion der Zeit
$C_{in}(t)$ =	mittlere Konzentration der Einträge
Q =	Abfluss
V =	mittleres Volumen des untersuchten Gewässerabschnittes
k =	Parameter zur Berücksichtigung der Verluste/Retentionsrate

Unter der Annahme, dass die Geschwindigkeit der in k enthaltenen beteiligten Prozesse wesentlich größer ist als die mittlere Aufenthaltszeit, können für die betrachteten Gewässer stationäre (steady-state) Bedingungen angenommen werden. So lässt sich Gl. 23 für durchmischte Körper entsprechend auflösen.

$$\frac{Q}{V} \cdot (C_{in} - C) - C \cdot k = 0 \qquad \textbf{Gl. 24}$$

Die im Gewässer vorkommenden Stickstoffverbindungen lassen sich in drei Fraktionen unterteilen: gelöst anorganischer Stickstoff (DIN), partikulär gebundener organisch gebundener Stickstoff (PON) und gelöst organischer Stickstoff (DON). Diese unterliegen unterschiedlichen, an der Transformation und der Retention beteiligten Prozessen. Um von den Gesamtstickstoffeinträgen auf die resultierende Gesamtstickstofffracht schließen zu können, müssen zunächst alle wirksamen Retentionsprozesse separat betrachtet und die Transformationsprozesse zwischen den verschiedenen Stickstofffraktionen erfasst werden. Die Bilanzgleichung Gl. 24 lässt sich für die einzelnen Fraktionen unter Berücksichtigung der wichtigsten Transformations- und Retentionsprozesse mit folgenden Gleichungen schreiben:

Gelöst anorganischer Stickstoff (DIN):
- Gekoppelte Nitrifikation-Denitrifikation (*DENIT*)
- Aufnahme durch aquatische Flora und Fauna (*UPT*)

$$\frac{Q}{V} \cdot (C_{DIN\ in} - C_{DIN}) - C_{DIN} \cdot DENIT - C_{DIN} \cdot UPT = 0 \qquad \textbf{Gl. 25}$$

Partikulär gebundener organischer Stickstoff (PON):
+ Aufnahme durch aquatische Flora und Fauna (*UPT*)
- Netto-Sedimentation (*SEDIM*)

$$\frac{Q}{V} \cdot (C_{PON\ in} - C_{PON}) - C_{PON} \cdot SEDIM + C_{DIN} \cdot UPT = 0 \qquad \textbf{Gl. 26}$$

Gelöst organischer Stickstoff (DON):
+ Abgabe durch Algen und Zooplankton
- Abbau durch Bakterien *(DEKOMP)*
- Bildung von Calciumhumat

$$\frac{Q}{V} \cdot (C_{DON\ in} - C_{DON}) - C_{DON} \cdot DEKOMP = 0 \qquad \textbf{Gl. 27}$$

Für die Herleitung des Ansatzes zur Berechnung der mittleren jährlichen N-Retention werden folgende Annahmen zugrunde gelegt:

1. Die in den Gl. 25 bis Gl. 26 enthaltenen Prozesse sind als effektiv resultierende Retention zu verstehen und repräsentieren daher teilweise verschiedene, ggf. gekoppelte Verlust- und Transferprozesse.

2. Es wird vereinfachend angenommen, dass die Retention von DON vernachlässigbar klein ist. DON kann daher auf der Maßstabsebene von Flusssystemen als konservativer Stoff behandelt werden. In Gewässern mit hohen Calciumkonzentrationen kann es zur Bildung von Calciumhumat (Schwoerbel, 1999) kommen, sodass hier diese Annahme nur eingeschränkt gilt.

$$DEKOMP \approx 0 \Rightarrow DON_{in} = DON \qquad \textbf{Gl. 28}$$

3. Darüber hinaus wird die Annahme getroffen, dass der Anteil des dauerhaft durch Denitrifikation aus dem Gewässer entfernten Stickstoffs wesentlich größer ist als der durch Sedimentation entfernte Anteil (*SEDIM*<<*DENIT*).

$$SEDIM << DENIT \qquad \textbf{Gl. 29}$$

Der Anteil der Sedimentation an der Gesamtstickstoffretention schwankt häufig zwischen ca. 10 bis 40 % (Venohr 2005). Der im Sediment gebundene Stickstoff unterliegt dort aber einer Mineralisierung und/oder wird in organischer oder anorganischer Form wieder von dem Sediment abgegeben. Insgesamt kann auf jährlicher Basis von einer nur sehr geringen Akkumulation im Sediment ausgegangen werden (Peterson et al., 2001). Dies begründet sich aus der wesentlich höheren Abbaurate und Löslichkeit von PON als z. B. von partikulärem Phosphor, für den auf jährlicher Basis durchaus eine Akkumulation im Sediment angenommen werden muss.

4. Für die temperaturbedingten Änderungen der durch DENIT und UPT repräsentierten Verlust- und Transformationsprozesse wird ein exponentieller Zusammenhang angesetzt.

$$DENIT, UPT \sim e^{k_{NT}T} \qquad \textbf{Gl. 30}$$

5. Das mittlere Volumen eines Gewässerabschnittes (*V*) bildet sich aus dem Produkt der mittleren Gewässeroberfläche (*WSA,* Kapitel 3.4.2.2) und der mittleren Tiefe (*z*).

$$V = WSA \cdot z \qquad \textbf{Gl. 31}$$

Um von den gesamten Stickstoffeinträgen auf die Gesamtstickstofffracht zu schließen, lassen sich Gl. 30 bis Gl. 31 unter Berücksichtigung von Annahme 1, 2 und 3 zusammenfassen, wobei sich die Stickstoffaufnahmen als Verlustterm für C_{DIN} und Quellterm für C_{PON} gegenseitig aufheben.

$$\frac{\mathrm{Q}}{\mathrm{V}} \cdot \left(C_{TN_{in}} - C_{TN}\right) = C_{DIN} \cdot DENIT \qquad \textbf{Gl. 32}$$

Die Denitrifikation, als dominierender Prozess findet hauptsächlich an der Sedimentoberfläche statt und wird in der Regel als flächenspezifischer Wert angegeben. *DENIT* wird dementsprechend durch R_{TN}/z ersetzt. Annahme 4 folgend, wurde für *DENIT* eine exponentielle Temperaturabhängigkeit eingeführt. Zusätzlich wurde entsprechend den Ansätzen der Reaktionskinetik der Faktor $\varepsilon_{\mathrm{TN}}$ (m/a) eingefügt.

$$DENIT = \frac{R_{TN}}{z} = \frac{\varepsilon_{TN} \cdot e^{k_{NT} \cdot T}}{z} \qquad \textbf{Gl. 33}$$

Setzt man Gl. 33 in Gl. 27 ein, lässt sich die Gesamtstickstoffretention in einem Oberflächengewässer in Abhängigkeit von der Temperatur und der hydraulischen Belastung berechnen (HL=*Q*/*WSA*).

$$\frac{C_{TN_{in}} - C_{TN}}{C_{TN_{in}}} = 1 - \frac{1}{1 + \frac{C_{DIN}}{C_{DIN} + C_{PON}} \cdot \varepsilon_{TN} \cdot e^{k_{NT} T} \cdot HL^{-1}} \qquad \textbf{Gl. 34}$$

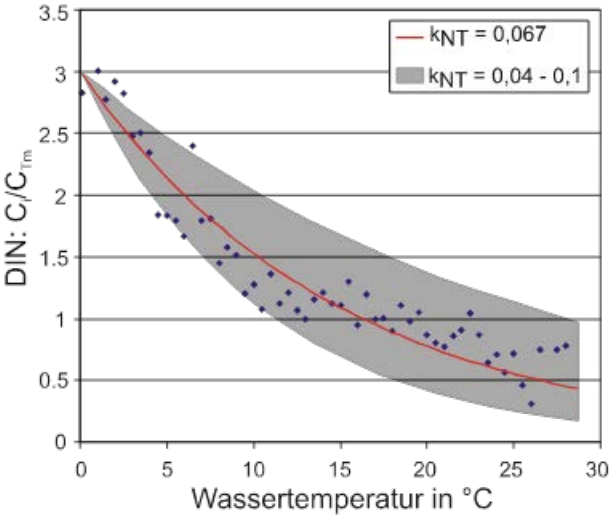
Häufig liegen keinen verfügbaren Daten zur Konzentration partikulär gebundenen Stickstoffs vor. Dies beschränkt die Anwendung des Berechnungsansatzes. C_{PON} kann jedoch auch nicht ohne weiteres als vernachlässigbar klein angenommen werden. Zusätzlich kann der Anteil von C_{PON} in verschiedenen Flusstypen stark schwanken, wobei häufig vorzufinden ist, dass in Flüssen mit einem kleinen *HL* hohe und in Flüssen mit einem großen *HL* geringe PON-Konzentrationen vorzufinden sind. Es ist daher plausibel anzunehmen, dass $C_{DIN}/(C_{DIN+}\ C_{PON)}$ sich proportional zu *HL* verhält.

$$R_{THL_{TN}} = \frac{C_{TN_{in}} - C_{TN}}{C_{TN_{in}}} \approx 1 - \frac{1}{1 + \varepsilon_{TN} \cdot e^{bT} \cdot HL^{-1}} \qquad \textbf{Gl. 35}$$

Die gekoppelte Nitrifikation-Denitrifikation, als dominanter Retentionsprozess wird durch heterotrophe Bakterien durchgeführt, deren Aktivität stark temperaturabhängig ist. Unter der Voraussetzung, dass andere Faktoren, wie verfügbares organische Material oder Sauerstoffzehrung, im Sediment nicht flächendeckend limitierend sind, ist der Umfang der Denitrifikation maßgeblich temperaturgesteuert. Die Temperaturabhängigkeit kann aus Ansätzen der Thermodynamik abgeleitet werden, wurde für die Ansätze in MONERIS jedoch zusätzlich durch die Auswertung von 25-jährigen Messreihen zu den 50 Messstellen überprüft. Zusätzlich wurden hierbei Hoch-

und Niedrigabflüsse unterschieden. Grundlegende Annahme hierbei war, dass sich, bei ähnlichen Abflüssen der Unterschied zwischen der mittleren und der an einem Messtag bestimmten DIN-Konzentration durch den Temperaturunterschied erklären lässt. Abbildung 35 zeigt den gefundenen Zusammenhang für die untersuchten Messstellen bei verschiedenen Abflussbedingungen (grauer Bereich). Die rote Linie beschreibt die Kurve der Temperaturabhängigkeit, deren exponentielle Funktion mit einem Exponenten von 0,067 beschrieben werden kann. Basierend auf den thermodynamischen Ableitungen und anderen Literaturquellen wird zur Beschreibung der N-Retention in Oberflächengewässern ein Exponent von 0,069 verwendet. Die Kalibrierung von ε_{TN} erfolgte auf Basis von 20 Einzugsgebieten und wurde anhand weiterer 39 Einzugsgebiete Validiert (Venohr 2005).

Abbildung 35: Zusammenhang zwischen mittleren $C_i/C_{Tm,}$ berechnet für Temperaturklassen in 0,5° C-Schritten von 0 bis 28° C



Quelle: Eigene Berechnung; Venohr (2005).

Für Phosphor gibt es keinen vergleichbaren natürlichen Prozess wie die Denitrifikation, der dauerhaft Phosphor aus den Oberflächengewässern entfernt. Für Phosphor sind die Sedimentation und die Aufnahme durch aquatische Pflanzen als maßgebliche Retentionsprozesse zu sehen. Beide können jedoch reversibel und damit nur temporär wirksam sein, sodass Phosphor wieder an die Gewässer abgegeben und dem Nährstoffkreislauf zugeführt werden kann. Im Falle von (auch kleineren) Hochwässern kann auch von einer permanenten Ablagerung ausgegangen werden, was durch häufig erhöhte P-Gehalte in Auenböden bestätigt wird. In den häufig künstlichen und zudem bewirtschaften Gewässern des Norddeutschen Tieflandes werden jedoch durch das beräumen von Sedimenten und die Mahd von Wasserpflanzen erhebliche Phosphormengen dem Gewässer entnommen (DWA 2012). Für die Berechnungen im Projekt AGRUM Niedersachen wurden die in MONERIS implementierten P-Retentionsansätze wie implementiert angewendet, jedoch für die Hauptläufe und auch für Seen in Hauptläufen auf Jahresbasis keine P-Retention angenommen.

Setzt man voraus, dass die gewässerinterne Retention das Restglied zwischen den Einträgen und der resultieren Fracht ist, kann dies mit Gl. 36 beschrieben werden.

$$E = F + R \qquad \textbf{Gl. 36}$$

mit: F= Fracht
E = Eintrag
R = Retention

Durch Umstellung lässt sich das Verhältnis von Fracht zu Eintrag durch eine sigmuidale Funktion beschreiben Gl. 37.

$$\frac{F}{E} = \frac{1}{1 + R_F} \qquad \textbf{Gl. 37}$$

mit: R_F = frachtgewichteter Retentionskoeffizient [-]

Nach Behrendt und Opitz (2000) kann die P-Retention in Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung berechnet werden. Eine Temperaturabhängigkeit wie für Stickstoff muss zunächst nicht angenommen werden.

$$R_{TP_HL} = \frac{1}{1 + 25{,}74 \cdot HL^{-1}} 100 \qquad \textbf{Gl. 38}$$

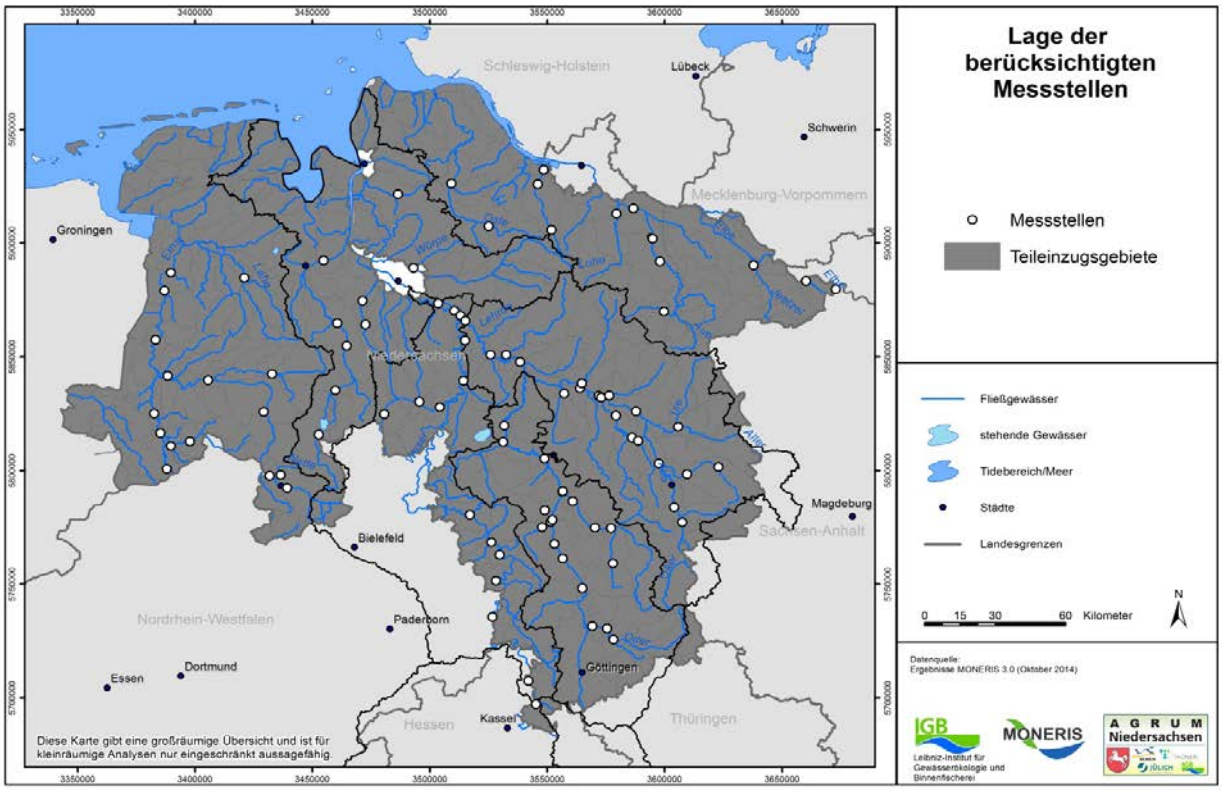
mit: RTP_HL = Phosphorretention in Oberflächengewässern [%]
HL = hydraulische Belastung (Abfluss / Wasserfläche [m/a]

A.4.4 Validierung der modellierten Nährstoffeinträge (Stickstoff und Phosphor) in die Oberflächengewässer

Für die Validierung der modellierten mittleren langjährigen Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer standen langjährige (2000 bis 2010) Zeitreihen (Abflussmenge und Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentration) von 168 Messstellen und Pegeln zur Verfügung. Für den Frachtvergleich wurden die Messstellen ausgewählt, die sich nahe dem Auslass der individuellen Teileinzugsgebiete befanden. Dabei wurde insbesondere darauf geachtet, dass sich keine größeren Zuflüsse oder bekannte Einleiter zwischen der Position der Messstelle und dem Ausgang des zugeordneten Teileinzugsgebietes befanden. Zusätzlich sollte der Unterschied zwischen dem angegebenen Messstelleneinzugsgebiet und dem des MONERIS-Teileinzugsgebiet nicht mehr als 10 % voneinander abweichen. Insgesamt konnten die Daten von 73 Messstellen berücksichtigt werden. Die Frachtberechnung erfolgte nach der OSPAR-Methode (OSPAR, 1998); Details können Tetzlaff (2006) oder Venohr et al. (2011) entnommen werden. Zur Validierung

wurden die Stickstoff- und Phosphoreinträge aller betrachteten diffusen und punktuellen Eintragspfade aufsummiert und unter Berücksichtigung der Retention in den Oberflächengewässern mit den langjährigen pegelbezogenen Messwerten verglichen. Karte 89 zeigt die Verteilung der 73 Güte-Messstellen in Niedersachsen, deren Daten für den Frachtvergleich berücksichtigt wurden.

Karte 89: Lage der berücksichtigten Messstellen zur Validierung der modellierten Nährstoffeinträge in Niedersachsen



Quelle: Eigene Berechnung.

Anhang B

Datenbasis

Für die Modellrechnungen wurden umfangreiche Datensätze verwendet. Hierbei handelte es sich um agrarstatistische Daten und um flächenbezogene Geodaten mit klimatischen, topographischen, pedologischen und hydrogeologischen Parametern sowie Informationen zur Bodenbedeckung und der Abfluss- und Konzentrationswerte zu Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern. Darüber hinaus wurden Daten aus dem niedersächsischen Monitoringmessnetz berücksichtigt und zur Validierung herangezogen.

Diese Datensätze werden im Folgenden charakterisiert und die wesentlichen Schritte ihrer Aufbereitung dargelegt. Ausgewählte Datensätze werden darüber hinaus als Karten abgebildet und diskutiert.

B.1 Klimadaten

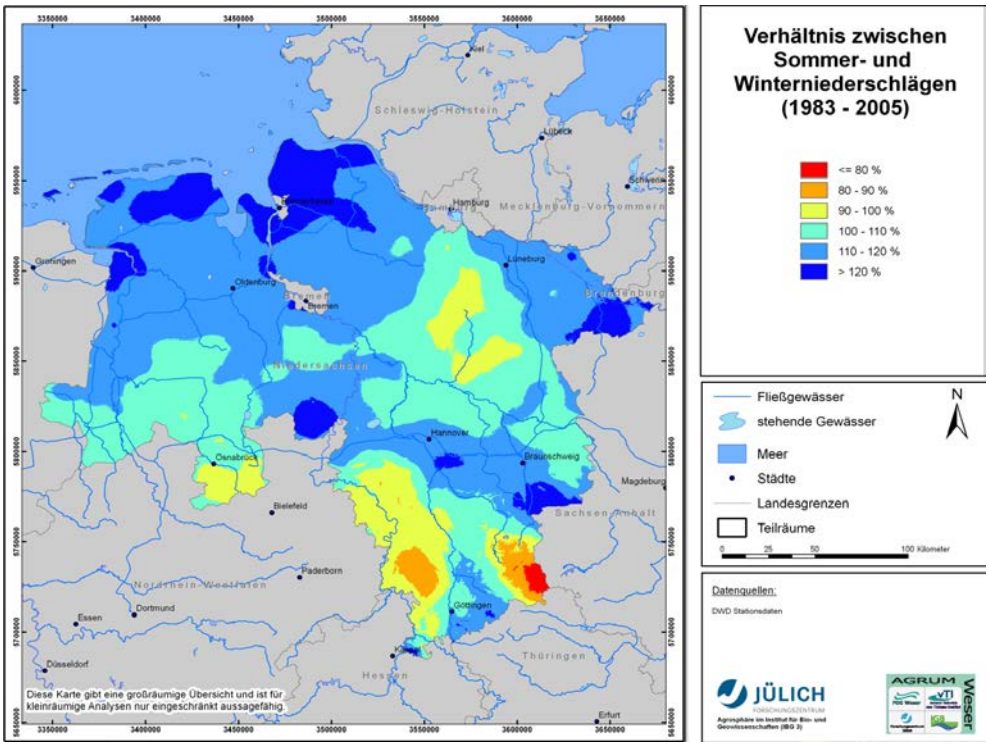
Aus den vom DWD bereitgestellten Klimadaten der Periode 1983 bis 2005 wurden durch Regionalisierung der Stationsdaten flächendeckende Datensätze der Niederschlagshöhe im Winter- und Sommerhalbjahr sowie der potenziellen Verdunstung nach WENDLING (FAO-Standard) ermittelt. Sämtliche für die Modellierung benötigten Klimadaten (Niederschlagshöhe, Lufttemperatur und -feuchte) wurden vom Deutschen Wetterdienst zur Verfügung gestellt. Die Karte der aus mittleren Sommer- und Winterniederschlägen gebildeten Jahresniederschläge zeigt ein räumlich sehr differenziertes Bild der Niederschlagsverteilung (s. Karte 91).

Die Spannweite der Niederschlagshöhe ist mit weniger als 600 mm/a und mehr als 1.400 mm/a sehr groß. Grundsätzlich nimmt die Niederschlagshöhe von den Küsten in Richtung des Landesinneren ab, was sich z. B. im Vergleich der Marschregion mit dem Wendland zeigt. Dies ist eine Folge der binnenwärts zunehmenden hygrischen Kontinentalität. Im Süden Niedersachsens wird diese jedoch durch den Einfluss der Orographie stark überprägt, sodass sich vor allem die Kammlage des Harzes durch höhere Niederschläge und benachbarte Senken im Leinebergland durch relative Niederschlagsdefizite auszeichnen.

Das Verhältnis von Sommer- zu Winterniederschlägen geht aus Karte 90 hervor. Sie zeigt, dass das Relief dominierenden Einfluss auf die Höhe des Quotienten besitzt. Im Tiefland überwiegt der Anteil des Niederschlags im Sommerhalbjahr grundsätzlich dem des Winterhalbjahres und umgekehrt. Zonen mit geringem Anteil an Winterniederschlägen treten daher vor allem im nördlichen Teil Niedersachsens auf. Deutlich heben sich die Kammlagen des Harzes und des Weserberglandes als Regionen überwiegender Winterniederschläge ab.

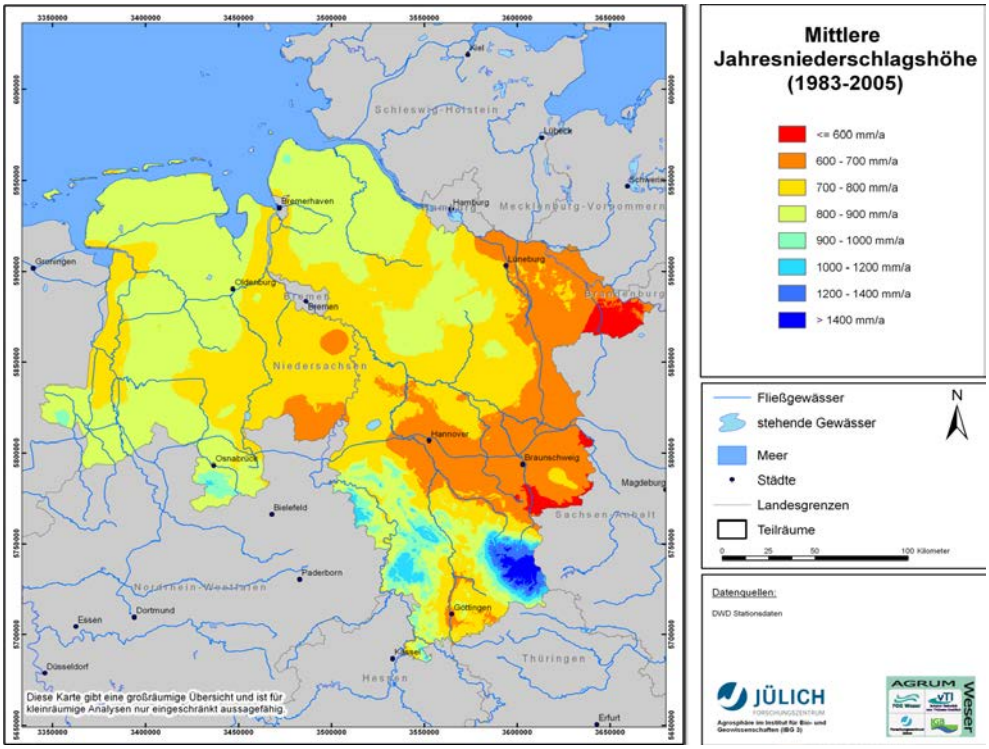
Dieses Verteilungsmuster resultiert daraus, dass in den Mittelgebirgen der Anteil orographischer und zyklonaler Niederschläge am Gesamtniederschlag größer ist als im Flachland und entsprechende Tiefdruckwetterlagen schwerpunkthaft im Winterhalbjahr auftreten. Im Flachland spielen konvektive Niederschläge eine große Rolle, die vor allem im Sommerhalbjahr auftreten.

Karte 90: Verhältnis zwischen Sommer- und Winterniederschlägen 1983 bis 2005



Quelle: Eigene Berechnung.

Karte 91: Mittlerer Jahresniederschlag 1983 bis 2005



Quelle: Eigene Berechnung.

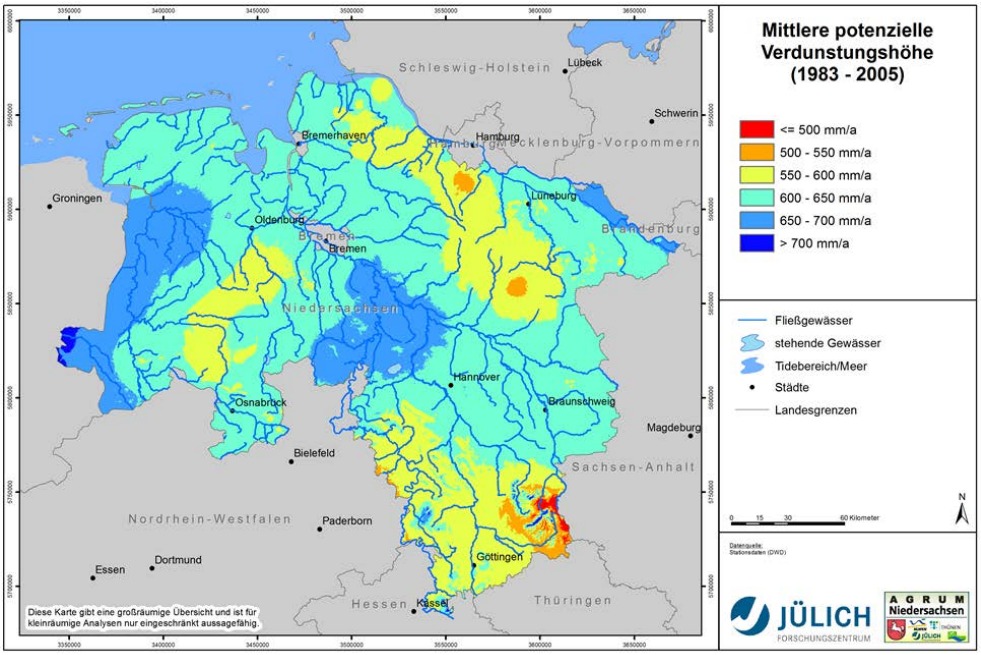
Die Höhe der potenziellen Grasreferenzverdunstung wurde ebenfalls vom Deutschen Wetterdienst zur Verfügung gestellt.

Dieses Verteilungsmuster resultiert daraus, dass in den Mittelgebirgen der Anteil orographischer und zyklonaler Niederschläge am Gesamtniederschlag größer ist als im Flachland und entsprechende Tiefdruckwetterlagen schwerpunkthaft im Winterhalbjahr auftreten. Im Flachland spielen konvektive Niederschläge eine große Rolle, die vor allem im Sommerhalbjahr auftreten.

Karte 92 zeigt, dass die Unterschiede in der potenziellen Verdunstung im gesamten Bundesland nur gering sind und in einem engen Bereich zwischen ca. 550 mm/a und 700 mm/a liegen. Zudem treten im Vergleich zur Niederschlagsverteilung lediglich in den Übergangsbereichen zwischen Berg- und Flachland kleinräumige Variationen auf.

Dieses Verteilungsmuster resultiert daraus, dass in den Mittelgebirgen der Anteil orographischer und zyklonaler Niederschläge am Gesamtniederschlag größer ist als im Flachland und entsprechende Tiefdruckwetterlagen schwerpunkthaft im Winterhalbjahr auftreten. Im Flachland spielen konvektive Niederschläge eine große Rolle, die vor allem im Sommerhalbjahr auftreten.

Karte 92: Potenzielle Verdunstungshöhe 1983 bis 2005



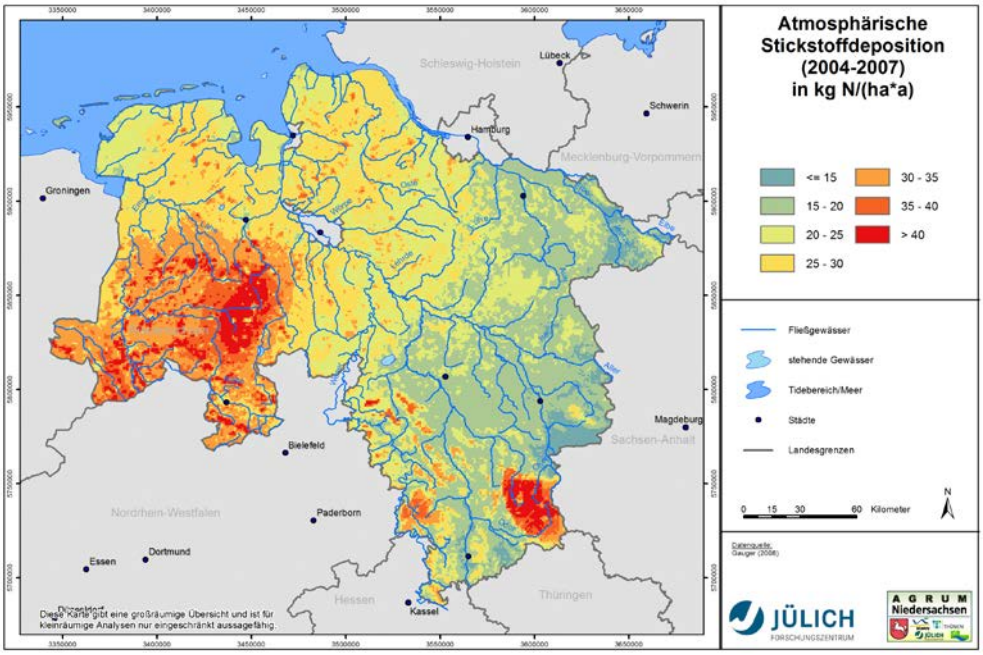
Quelle: Eigene Berechnung.

B.2 Atmosphärische Deposition

B.2.1 Stickstoffdeposition

Als Datengrundlage zur Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition stand ein nationaler Datensatz für die Periode 2004 bis 2007 zur Verfügung (Gauger et al., 2008). Dieser wurde federführend vom Institut für Navigation der Universität Stuttgart erstellt und beinhaltet landnutzungsbezogene NO_x-N- und NH_4-N-Deposition-Äquivalente in einem 1 x 1 km-Raster.

Karte 93: Atmosphärische Stickstoffdeposition (Mittel 2004 bis 2007)



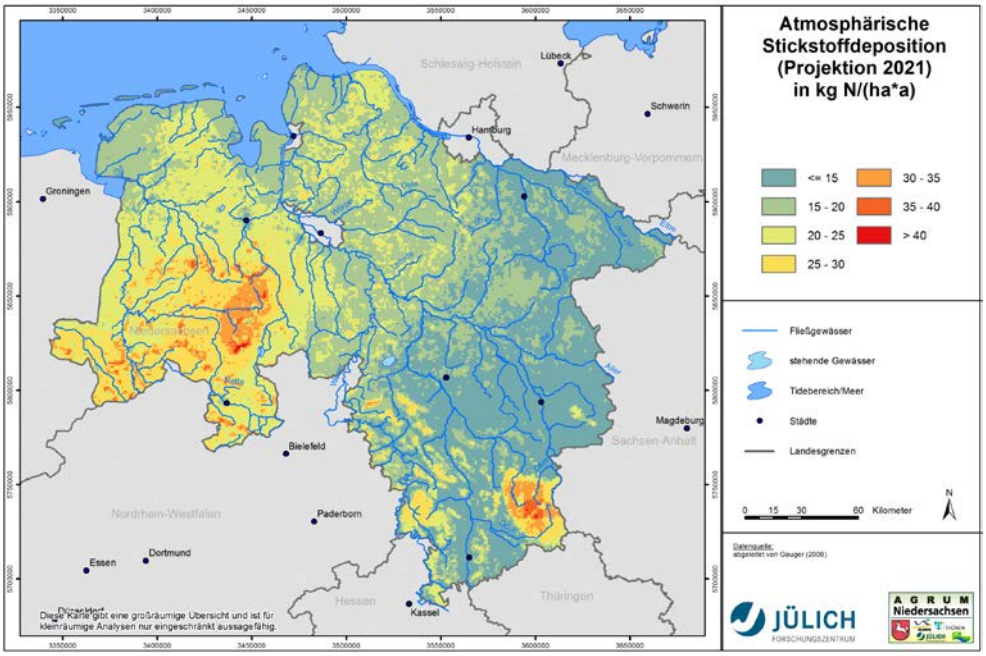
Quelle: Eigene Berechnung.

Um mittlere Verhältnisse abzubilden, wurde ein Mittelwert für die Zeitperiode von 2004 bis 2007 für die Modellberechnungen verwendet. Dieser liegt, umgelegt auf das gesamte Bundesland, bei ca. 25 kg N/(ha·a), was ca. 120.300 t/a entspricht. Der größte Anteil der atmosphärischen N-Deposition, nämlich ca. 118.200 t/a, erfolgt auf den Landflächen, ca. 2.100 t/a gelangen direkt auf Wasserflächen zur Deposition. Wie aus Karte 93 hervorgeht, treten die höchsten Werte im Westteil Niedersachsens auf, d. h. dort, wo die flächenunabhängige Viehwirtschaft bzw. die von ihr ausgehenden atmosphärischen Stickstoffemissionen eine besondere Rolle spielen. Ebenso kommen hohe Werte in waldreichen Regionen aufgrund des Auskämmungseffekts der Waldflächen vor (z. B. Harz), während niedrigere Werte im Osten, d. h. in einiger Entfernung zu den Hauptemittenten, vorkommen.

Prognosen für Depositionsdaten 2021 liegen vom Institut für Navigation nicht vor, es ist jedoch davon auszugehen, dass sich der Rückgang der N-Bilanzüberschüsse auf die Höhe der atmosphä-

rischen Deposition auswirken wird. Da die Entwicklung der Deposition regional nur schwer einzuschätzen ist, wurde in Abstimmung mit dem projektbegleitenden Arbeitskreis eine pauschale Reduktion der mittleren Depositionswerte der Jahre 2004 bis 2007 um 25 % vorgenommen (s. Karte 94).

Karte 94: Projektion der atmosphärischen Stickstoffdeposition für das Jahr 2021



Quelle: Eigene Berechnung.

Danach würde die atmosphärische Deposition in weiten Landesteilen zwischen 10 und 25 kg N/(ha·a) liegen, nur in den viehstarken Regionen im Westteil Niedersachsens sowie in waldreichen Regionen treten Werte bis 50 kg N/(ha·a) auf. Insgesamt würde sich die atmosphärische Deposition durch die pauschale Reduktion um 25 % auf ca. 90.200 t/a. reduzieren.

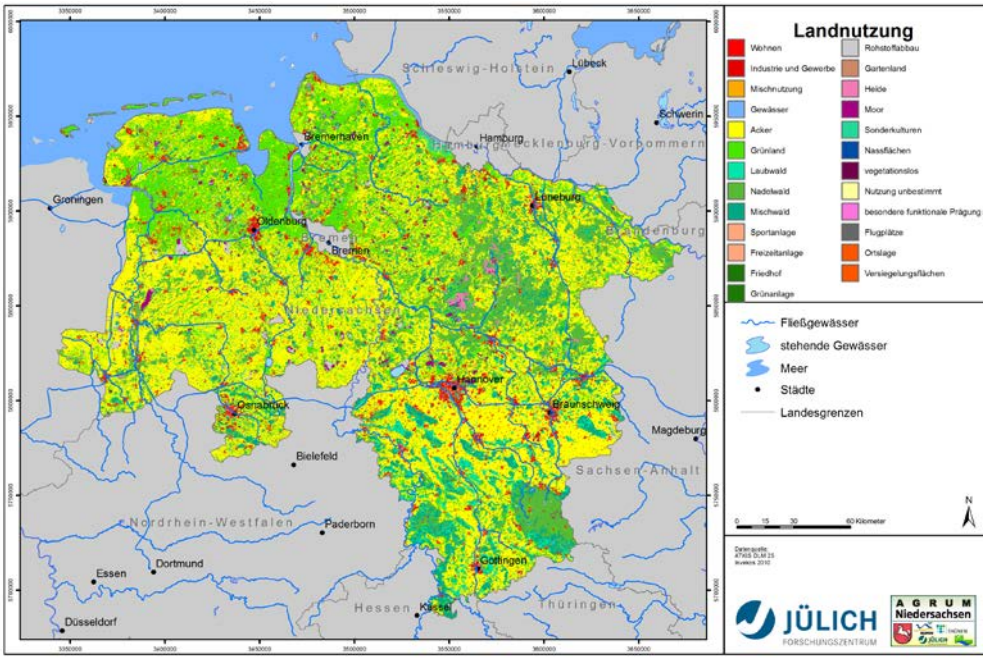
B.2.2 Phosphordeposition

Die gesamte Phosphordepositionsrate, die von der Landnutzung der betrachteten Fläche abhängig ist, liegt erfahrungsgemäß im Bereich zwischen 0,3 und 3,0 kg P/(ha·a). Anhand der Analyse statistischer Daten (Behrendt et al., 2002) lässt sich für europäische Einzugsgebiete ein Mittelwert von 0,37 kg P/(ha·a) ableiten, der auch für die Berechnungen in Niedersachsen verwendet wurde.

B.3 Landnutzungsdaten

Grundlage der Karte 95 ist das einheitlich vorliegende Digitale Landschaftsmodell DLM25 des ATKIS.

Karte 95: ATKIS-Landnutzung



Quelle: Eigene Berechnung.

Mit dem Digitalen Landschaftsmodell DLM25 (2. Ausbaustufe) des ATKIS stehen Landnutzungsinformationen mit höherer Lagegenauigkeit bundesweit zur Verfügung. Im Gegensatz zur ersten ATKIS-Ausbaustufe wird Wald unterschieden in Laubwald, Nadelwald und Mischwald. Diese detaillierteren Attribute erlauben eine genaue Berechnung des Wasserhaushalts mit dem Modell GROWA, da das unterschiedliche Verdunstungsverhalten der Waldtypen abgebildet werden kann. Die Daten des DLM25 setzen auf digitalisierten topographischen Karten auf, deren inhaltliche Fortführung jedoch nur teilweise den realen Landnutzungswandel wiedergibt. So haben Untersuchungen der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft gezeigt, dass im nördlichen Nordrhein-Westfalen in den 1980er-Jahren verstärkt vorgenommener Grünlandumbruch zum Zwecke des Maisanbaus in den Datenbeständen des DLM25 nur zum Teil wiedergegeben wird. Dieser Nachteil wird durch die höhere räumliche Auflösung bzw. die geringere Generalisierung aufgehoben, die sich gerade bei der Modellierung von Nährstoffströmen positiv bemerkbar macht.

Für MONERIS wurden die hoch detaillierten ATKIS/InVeKoS-Daten der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) sowie die ATKIS-Daten der weiteren Landnutzungen auf Hauptlandnutzungsklassen aggregiert und für jedes Teileinzugsgebiet die jeweiligen Flächenanteile ermittelt.

B.4 Landwirtschaftliche Produktion

B.4.1 Verwendete Daten zur Agrarstatistik

Die deutschen agrarstatistischen Erhebungen bilden sowohl auf betrieblicher als auch auf unterschiedlichen räumlichen Aggregationsebenen die landwirtschaftliche Produktion in Hinblick auf die Bodennutzung, Viehbestände sowie soziale und ökonomische Strukturen ab. Diese und eine Vielzahl weiterer Einzelerhebungen bilden die Datenbasis für Projektanalysen am Thünen-Institut für Ländliche Räume mit dem Modellsystem RAUMIS. Die wichtigsten Datengrundlagen werden in Heidecke et al. (2015) beschrieben.

Im Rahmen der Agrarstrukturerhebung werden die Bodennutzung und die Viehbestände sowie Arbeitskräfte und weitere Strukturmerkmale erfasst (StBA, 2008). Die Agrarstrukturerhebung erfolgt als repräsentative Erhebung im zweijährlichen Abstand sowie als Totalerhebung einzelner Merkmale alle vier Jahre. Verfügbare räumliche Bezugsebenen sind das Bundesgebiet, die Bundesländer sowie Kreise und Gemeinden.

Im Zeitraum 1999 bis 2007 wurden im Rahmen der Agrarstrukturerhebung Betriebe mit einer landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) von mindestens 2 ha oder mit mindestens jeweils acht Rindern oder Schweinen oder zwanzig Schafen oder 200 Lege- oder Junghennen oder Schlacht-, Masthähnen, -hühnern und sonstigen Hähnen oder Gänsen, Enten und Truthühnern oder für Erwerbszwecke jeweils 30 ar bestockte Reb- oder Obstfläche, auch soweit sie nicht im Ertrag stehen, oder Hopfen oder Tabak oder Baumschulen oder Gemüseanbau im Freiland oder Blumen- und Zierpflanzenanbau im Freiland oder Anbau von Heil- und Gewürzpflanzen oder Gartenbausämereien für Erwerbszwecke oder jeweils 3 ar unter Glas von Gemüse oder Blumen und Zierpflanzen erfasst.

Die Erhebung aller Angaben erfolgt nach dem Ort des Betriebssitzes, nicht nach der Belegenheit bzw. der örtlichen Lage der vom Betrieb bewirtschafteten Flächen. Betriebssitz des gesamten Betriebes ist die Gemeinde, in der sich die wichtigsten Wirtschaftsgebäude des Betriebes befinden (StBA, 2008).

Die erhobenen Einzeldaten der Betriebe unterliegen den Geheimhaltungsregeln des Bundesstatistikgesetzes (BstatG). Von der primären Geheimhaltung (bei Unterschreitung der Mindestfallzahl oder Dominanz einzelner Fälle) oder der sekundären Geheimhaltung (durch Summen- oder Differenzbildung aufzudeckende Betriebsdaten). Betroffene Datensätze werden regulär gesperrt. Daten vor Geheimhaltung können nur in ausdrücklich gesetzlich geregelten Ausnahmefällen übermittelt werden und sind unter Wahrung der Geheimhaltung zu analysieren. Ein Vergleich der Datensätze vor und nach Geheimhaltung ist in Heidecke et al. (2015) vorgenommen worden.

Im Rahmen der Bodennutzungshaupterhebung werden Merkmale zur Nutzung der betrieblichen Gesamtflächen erhoben. Sie enthält u. a. Informationen über die Anbauverhältnisse in der Land-

wirtschaft (Acker- und Grünlandnutzung sowie Dauerkulturen) und bietet eine Grundlage für die Berechnung und Vorausschätzung der Erntemengen. Vollerhebungen liegen für die Jahre 1999, 2003 und 2007 vor (StBa, 2007).

Allgemeine Erhebungen über die Viehbestände werden in vierjährigem Abstand durchgeführt. Die allgemeine Erhebung fand z. B. im Mai 2007 zusammen mit der Agrarstrukturerhebung statt. Weitere repräsentative Erhebungen erfolgen in kürzeren Zeitintervallen.

Die agrarstatistischen Daten der Bodennutzungshaupterhebung und die Erhebung der Viehbestände dienen als Grundlage für die Erstellung der landwirtschaftlichen Gesamtrechnung sowie für die Bewertung agrarpolitischer Maßnahmen, insbesondere auf EU-Ebene (StBa, 2008). Sie bilden aufgrund der abgestimmten Erhebungsmethodik, der Erhebungsmerkmale und der vorgegebenen Qualitätsstandards eine repräsentative und konsistente Datengrundlage für die Analyse der regionalen, der landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen sowie für die Berechnungen der Nährstoffbilanzen. Durch das Bundesland Niedersachsen wurden Gemeindedaten der Pflanzen- und Tierproduktion vor Geheimhaltung bereitgestellt, Geheimhaltungsdefizite und daraus resultierende negative Effekte auf die Repräsentativität und Aussagekraft der berechneten Nährstoffüberschüsse konnten somit vermieden werden. Es wurde darüber hinaus eine Abschätzung von Geheimhaltungseffekten auf die Bilanzierung vorgenommen. Als Vergleichsdatensatz dienen die allgemein verfügbaren Gemeindedaten nach Geheimhaltung. Es werden die aus der Geheimhaltung resultierenden Abweichungen in den landwirtschaftlichen Produktionszahlen der Datenbasis und die daraus resultierenden Effekte auf die Berechnung der Stickstoffbilanzen im Basisjahr 2007 in Kapitel 4.2 dargelegt. Des Weiteren wird die Ernteberichterstattung, eine freiwillige Erhebung auf der Grundlage von § 46 AgrStatG, zur Abbildung der Erträge in RAUMIS verwendet. Sie dient als Grundlage für die Berechnung regional differenzierter Trenderträge.

In der sektoralen Gesamtrechnung für den Bereich Landwirtschaft (einschließlich Garten und Weinbau, ohne Forstwirtschaft und Fischerei) werden ebenso die gesamtwirtschaftlichen Einkommens- und Güterströme für diesen Wirtschaftsbereich erfasst. Die Aggregate der Entstehungsrechnung (Produktionswert, Vorleistungen und Wertschöpfung) werden ergänzt um Daten über Anlageinvestitionen und Löhne. Die Landwirtschaftliche Gesamtrechnung (LGR) ist nach den Regeln des Europäischen Systems Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen (ESVG 95) aufgestellt. Die jährliche Veränderung der Nettowertschöpfung je Arbeitskraft ist ein wichtiger makroökonomischer Indikator für die Einkommensentwicklung des Sektors Landwirtschaft.

B.4.2 Vergleich der Datensätze der Agrarstrukturerhebung vor Geheimhaltung und der Tierseuchenkasse

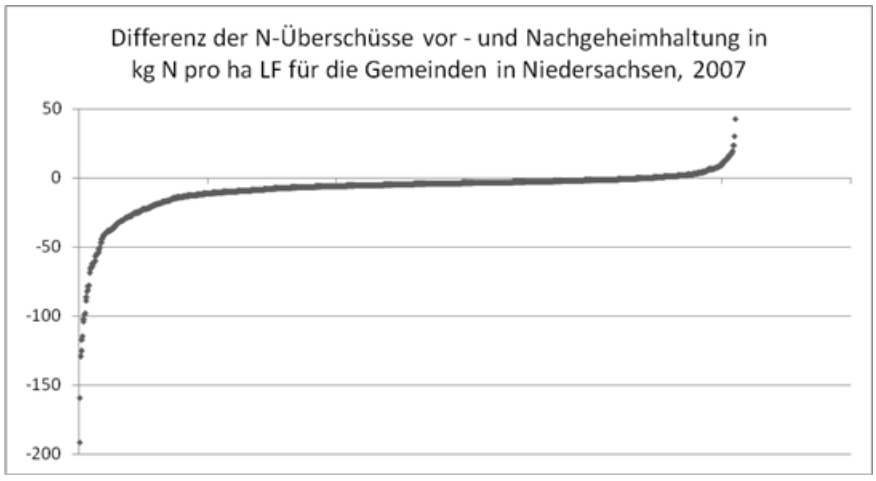
Für AGRUM Niedersachsen konnten die Produktionsumfänge der landwirtschaftlichen Pflanzen- und Tierproduktion im Jahr 2007 vor Geheimhaltung auf Gemeindeebene, basierend auf der Agrarstrukturerhebung, bereitgestellt und als Berechnungsgrundlage verwendet werden. Dies

hat den Vorteil, dass die tatsächliche landwirtschaftliche Bodennutzung und Bewirtschaftung sowie die resultierenden Effekte auf die Nährstoffbilanzen regional differenziert und realitätsnah abgebildet werden können. Regionale Verschiebungen oder Fehleinschätzungen durch Konsistenzrechnungen oder Datenlücken werden so vermieden. Daher ist die Verwendung von Agrarstrukturdaten vor Geheimhaltung immer anzustreben und gegenüber anderen Varianten zu bevorzugen. Nachfolgend werden zu Vergleichszwecken die Auswirkungen der Geheimhaltung und die Effekte der in den Datensätzen der Tierseuchenkasse erfassten Daten im Vergleich zu den ASE-Daten vor Geheimhaltung dargelegt

Auswirkung der Daten nach Geheimhaltung auf die Nährstoffbilanzierung

Für Niedersachsen werden im Gemeindedatensatz nach Geheimhaltung z. B. nur noch 87 % der Pflanzenproduktion und 98 % der Rinder erfasst. Zusätzlich liegt kein Datensatz für die Geflügelproduktion oder für Einhufer vor. Dies führt zu einem Rückgang von insgesamt 8 % des Stickstoffbilanzüberschusses bei Verwendung des Datensatzes nach Geheimhaltung. Insbesondere liegt dies an Geheimhaltungsdefiziten in der Tierhaltung, wodurch nach Geheimhaltung auf Gemeindeebene 12 % des organischen Düngers aus dem Anfall von Ausscheidungen aus der Tierhaltung fehlen. Dieser Effekt wirkt sich auf Gemeindeebene noch gravierender aus, sodass einige Gemeinden sogar eine Veränderung der Bilanz von über 100 kg N/ha LF aufweisen, wie in Abbildung 36 deutlich wird. In den weiteren Analysen im Bericht wird mit den Daten vor Geheimhaltung weitergerechnet.

Abbildung 36: Differenz der N-Überschüsse vor und nach Geheimhaltung für die Gemeinden in Niedersachsen (2007)



Quelle: Eigene Berechnungen

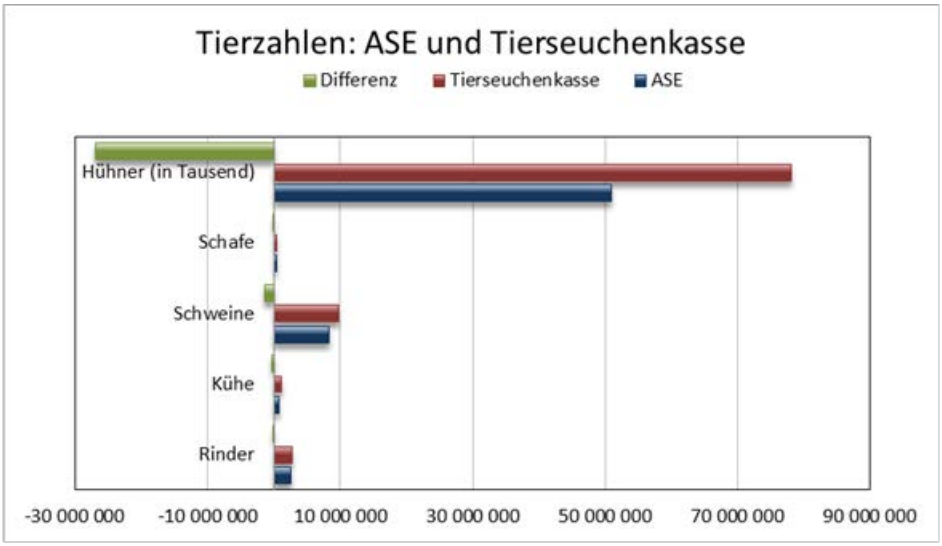
Auswirkung der Vergleichsdaten über die Tierproduktion auf die Nährstoffbilanzierung

Für die Nährstoffüberschüsse sind die Höhe des Viehbesatzes je Hektar LF und die Viehbestandsstruktur von großer Bedeutung. Daten über die Tierhaltung sind in der Agrarstrukturerhebung erfasst. Weitere mögliche Datenquellen sind z. B. die Daten der Tierseuchenkasse, die die Tierbe-

stände erfasst, die nach dem Tierseuchengesetz gemeldet werden, um Tierverluste durch Tierseuchen oder seuchenartige Erkrankungen sowie Kosten und Schäden, die bei der Bekämpfung von Tierseuchen oder seuchenartigen Erkrankungen entstehen, ersetzt zu bekommen.

Für Niedersachsen wurde beispielhaft ein Vergleich der Tierproduktion nach Agrarstrukturerhebung und nach Tierseuchenkasse, die auf Kreisebene vorlagen, durchgeführt. Die Daten der Tierseuchenkasse weisen 6 % mehr Rinder, 15 % mehr Schweine und 35 % mehr Geflügel aus, welches insgesamt zu einem Anstieg der Bilanz von durchschnittlich 15 % führt. Analysen haben gezeigt, dass sich diese relativen Unterschiede in etwa gleicher Größenordnung auf die Ergebnisse der hydrologischen Modellierung übertragen können. In den weiteren Berechnungen wurde mit den Tierbeständen der Agrarstrukturerhebung vor Geheimhaltung weitergerechnet und nicht mit denen der Tierseuchenkasse, da zum einen eine Vergleichbarkeit der Analysen mit dem Projekt AGRUM^{+} Weser angestrebt war, und die Daten der Tierseuchenkasse nur für Niedersachsen und nicht für das gesamte Wesereinzugsgebiet vorlagen. Die Daten der Tierseuchenkasse lagen des Weiteren nur auf Kreisebene vor, die Daten der Agrarstrukturerhebung auf Gemeindeebene. Dennoch lässt sich festhalten, dass der Anfall von Wirtschaftsdünger durch Verwendung der Daten der Agrarstrukturerhebung wahrscheinlich deutlich unterschätzt wird, und die Stickstoffüberschüsse dadurch eher höher ausfallen als die Stickstoffüberschüsse, die in den weitergehenden Analysen Verwendung finden.

Abbildung 37: Vergleich der Tierzahlen der Agrarstrukturerhebung und der Tierseuchenkasse



Quelle: TSK und ASE, 2007; eigene Darstellung

B.5 Oberflächengewässer

Die Fläche und räumliche Verteilung der Oberflächengewässer ist in diesem Projekt vor allem für die Ermittlung der direkten atmosphärischen Einträge und für die Abbildung der gewässerinternen Retention und den Transport von Nährstoffen mit der Fracht von Bedeutung. Insgesamt wurde für Niedersachsen eine Wasserfläche von 526 km² mit einer Fließlänge von 28.100 km ermittelt. Dies entspricht einer mittleren Gewässernetzdichte von 0,6 km Fließgewässer pro 1 km² Einzugsgebietsfläche einem Flächenanteil von 1,1 % an der gesamten Landesfläche von Niedersachsen. Insgesamt entfallen dabei mehr als 50 % der Fließlänge auf Gewässer mit einer Breite <3 m. Für die Retentionsberechnung in Oberflächengewässern ist neben der Wasserfläche, der Fließlänge und der Abflussverhältnisse, insbesondere für Stickstoff, die Wassertemperatur von großer Bedeutung, da sie viele biogeochemische Prozesse steuert. Die gemessene mittlere Wassertemperatur beträgt 10,9° C und schwankt zwischen 10,1° C und 12,2° C. Dabei liegen die mittleren Temperaturen in Ems und Weser knapp 1° C höher als in Rhein und Elbe.

Die Modellierung der gewässerinternen Retention erfolgte durch das Modell MONERIS, welches vereinbarungsgemäß auf Teileinzugsgebietsebene aufgesetzt wurde. Daher sind in diesem Projekt keine Aussagen auf Wasserkörperebene möglich. Wie in Kapitel 2.1 bereits beschrieben wurde, ergeben sich einige Besonderheiten aus der Betrachtung eines Bundeslandes und nicht eines abgeschlossenen hydrologischen Einzugsgebietes. Zum Ersten wurden in dem Projekt nicht die gesamten hydrologischen Einzugsgebiete der vier Flussgebietseinheiten modelliert, sodass die Frachten und Abflüsse aus den Oberliegergebieten auf Basis gemessener Frachten und Abflüsse abgeschätzt bzw. bei nicht beprobten Gewässern so angepasst wurden, dass sich für die jeweils ersten Messstellen in Niedersachen minimale Abweichungen ergaben (Abbildung 38).

Zum Zweiten sollte der benötigte Reduktionsbedarf der Frachten und Einträge in den Teileinzugsgebieten zur Umsetzung der Meeresschutzrichtlinie ermittelt werden. Dies erforderte insbesondere für die Teileinzugsgebiete der Flussgebietsgemeinschaften Elbe und Rhein die Berücksichtigung der gewässerinternen Retention außerhalb (in Fließrichtung unterhalb) Niedersachsens bis zur Erreichung der definierten Übergabepunkte (s. Abbildung 38).

Karte 96 zeigt die jeweils oberhalb und unterhalb von Niedersachen liegenden Gebiete, unterschieden nach den vier Flussgebietseinheiten.

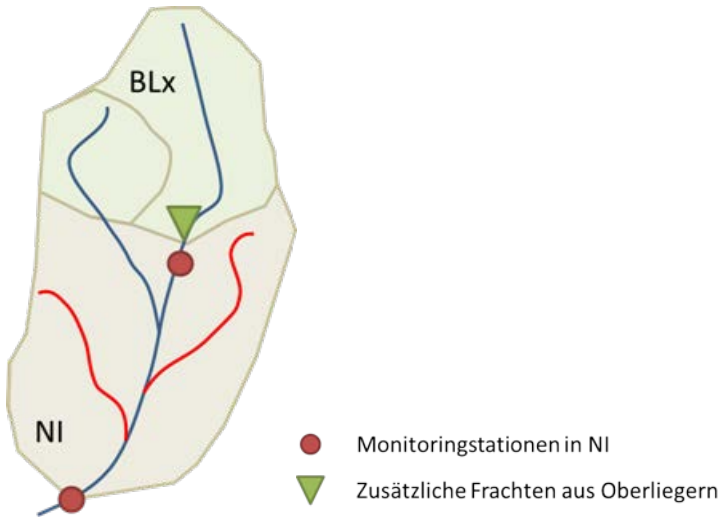
Es wurden die Übergabepunkte 1) Rhein beim Grenzübergang zu den Niederlanden, 2) Ems bei Herbrum, 3) Weser bei Hemelingen und Reithörne sowie 4) Elbe bei Zollenspieker definiert. Zusätzlich wurden jeweils die Küstendirekteinzugsgebiete der Flussgebietseinheiten betrachtet.

Beide Aspekte zusammen und die Vorgaben, dass der Reduktionsbedarf nur für die durch Niedersachsen verursachten Einträge ermittelt werden sollte, führten zur im Folgenden beschriebenen Vorgehensweise:

1) Es wurden nur die für Niedersachen innerhalb des Projekts ermittelten Einträge und Abflüsse berücksichtigt; d. h. Frachten und Abflüsse aus Oberliegern wurden vernachlässigt.
2) Die gewässerinterne Retention für Gewässer in Niedersachsen wurde auf Basis der im Projekt ermittelten Wasserflächen, Wassertemperaturen und Abflussbedingungen berechnet. Für die gewässerinterne Retention in allen durchflossenen Gebieten außerhalb Niedersachsens wurden die Ergebnisse der im Auftrag des UBA durchgeführten deutschlandweiten Modellierungen mit MONERIS herangezogen (dies ist möglich, da die Retention als prozentualer Anteil der Einträge bzw. Fracht in die Berechnungen eingeht und unabhängig von der absoluten Fracht ist).
3) Auf Basis der ausschließlich in Niedersachsen verursachten Einträge und der gesamten gewässserinternen Retention (in Niedersachsen ggfs. den Unterliegern) bis zu den definierten Übergabepunkten wurden die dort theoretisch entstehenden Konzentrationen berechnet. Diese wurden zur Bestimmung des Reduktionsbedarfs zur Erreichung der Meeresschutzziele herangezogen und der Minderungsbedarf analog zur Vorgehensweise im Projekt AGRUM^{+} Weser auf die Teilgebiete übertragen.

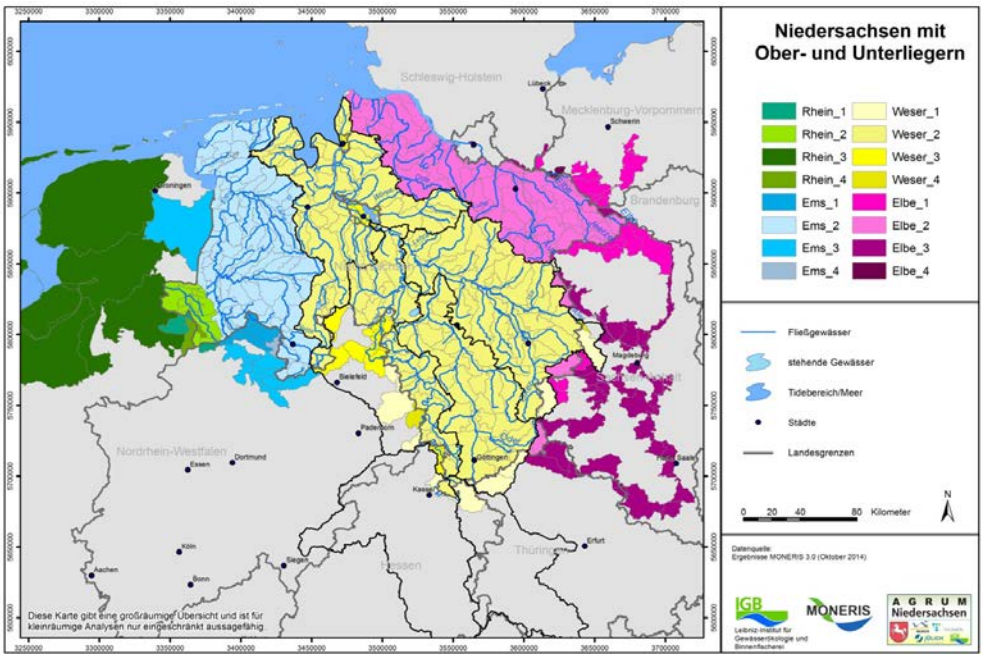
Diese Vorgehensweise ermöglicht zum einen, den Reduktionsbedarf direkt auf die allein in Niedersachsen verursachten Einträge zurückzurechnen. Gleichzeitig ist zu beachten, dass unter Vernachlässigung der Frachten aus den Oberliegern die für die Hauptläufe berechneten Nährstoffkonzentrationen unter den tatsächlich gemessenen liegen. Daher werden in den entsprechenden Kapiteln nur die Konzentrationen der Nebenläufe angegeben. Eine weiterführende Beschreibung zur Berechnung der Retention wurde im Anhang A.4 gegeben.

Abbildung 38: Schematische Veranschaulichung der Vorgehensweise zur Berücksichtigung von Frachten aus Teileinzugsgebieten außerhalb Niedersachsens



Quelle: Eigene Darstellung.

Karte 96: Berücksichtigte Teileinzugsgebiete in Niedersachsen mit Ober- und Unterliegern



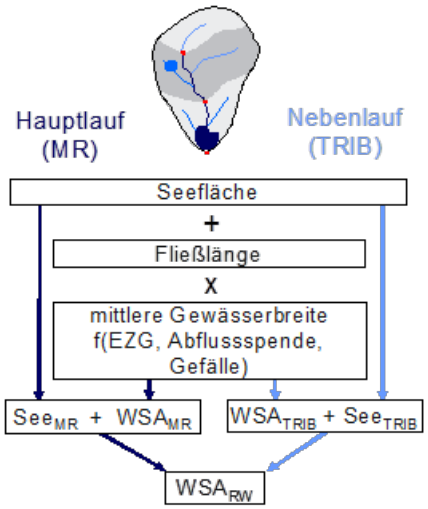
*1= Gebiete, die nach NI hineinfließen; 2= Gebiete in NI; 3 = Gebiete, die von NI durchflossen werden; 4 = Gebiete, die von NI durchflossen werden und wieder nach NI entwässern.

Quelle: Eigene Berechnung.

B.6 Berechnung der Gewässeroberfläche

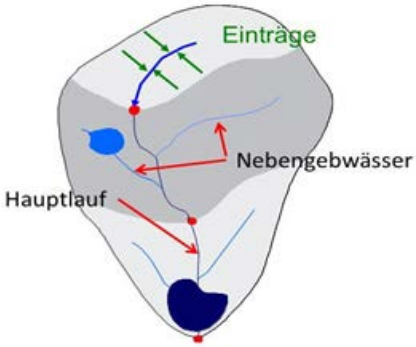
Die Gewässeroberfläche in einem Einzugsgebiet muss für die Berechnung der Nährstoffretention in Flüssen und Seen und für die Berechnung der atmosphärischen Deposition auf Gewässeroberflächen quantifiziert werden. Hierzu kam der Ansatz nach Venohr et al. (2005) zur Abschätzung der Flussbreite von Haupt- und Nebenflüssen zum Einsatz. Dieser Ansatz schätzt die Gewässeroberfläche als Produkt der Fließlänge und der Gewässerbreite ab, wobei zwischen Haupt- und Nebenläufen unterschieden wird (Abbildung 39). Für die Kalibrierung und Validierung wurden rund 500 Flusssysteme mit verschiedenen hydromorphologischen Charakteristika in Europa verwandt. Die Kalibrierung basiert sowohl auf Messungen der Flussbreite als auch auf detaillierten hydrologischen Karten, in denen Informationen zur Flussbreite vorliegen. Die berechnete Gewässeroberfläche wurde verifiziert durch statistische Daten der deutschen Bundesländer.

Abbildung 39: Berechnung der Gewässerfläche (WSA) von Haupt- (MR) und Nebenläufen (TRIB) in Flusssystemen



Quelle: Eigene Darstellung; nach Venohr et al. (2005).

Abbildung 40: Unterscheidung zwischen Haupt- und Nebengewässer in MONERIS



Quelle: Eigene Darstellung.

Die Flussbreite wird als Abhängige der gesamten Einzugsgebietsgröße, des spezifischen Abflusses und der mittleren Hangneigung des jeweiligen Teileinzugsgebietes berechnet. Die Wasserfläche der Flüsse wird – differenziert nach Haupt- (WSA_{MR}) und Nebenlauf (WSA_{TRIB}) – zur Fläche der Seen (See_{MR}, See_{TRIB}) addiert. Die Fließlänge der Nebenläufe wird für jedes Teileinzugsgebiet auf Grundlage der Differenz zwischen allen Flusslängen der Karte und den Längen der Hauptläufe bestimmt.

Zur Berechnung der Gewässeroberfläche ist es wichtig zu beachten, dass bei größeren Maßstäben der Karten die Generalisierung ebenfalls steigt und somit kleine Flüsse und Mäander fehlen. Somit werden die reale Fließlänge, respektive die Wasserfläche, unterschätzt. Deshalb wurden die Flusslängen aus Karten unterschiedlicher Maßstäbe verglichen und Skalierungsfaktoren für Haupt- und Nebenläufe abgeleitet. Für den Vergleich wurden unterschiedliche Karten mit Maßstäben von 1 : 25.B000, 1 : 100.000, 1 : 250.000 und 1 : 1.000.000 benutzt. Die Skalierungsfakto-

ren (Tabelle 42) wurden anhand von 87 deutschen Einzugsgebieten bestimmt. Es wurde davon ausgegangen, dass bei einem Maßstab von 1 : 25.000 die gesamte Fließlänge in den Karten dargestellt wird.

Tabelle 42: Skalierungsfaktoren für Karten unterschiedlicher Maßstäbe, unterteilt in Haupt- (MR) und Nebenlauf (TRIB)

Karten	Maßstab	Skalierungsfaktor	
		TRIB	MR
DTK25	25.000	1,00	1,00
UBA1000	100.000	1,83	1,11
UBA-OSU1000	100.000	2,10	1,11
DLM250	25.000	3,23	1,11
DLM1000	1.000.000 (250.000)	2,99	1,13
BART1000	1.000.000	8,40	1,18
DCW1000	1.000.000	6,28	1,17

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

B.7 Erstellung einer Karte der künstlich gedränten Flächen

Außer den in den vorhergehenden Kapiteln beschriebenen und bei den Länderbehörden verfügbaren Eingabedaten werden für die Modellrechnungen auch Informationen zur Lage künstlich gedränter landwirtschaftlicher Nutzflächen benötigt. Diese liegen für große Flussgebiete oder Bundesländer nicht oder nicht flächendeckend vor, sodass sie abgeleitet werden müssen. Hierzu wurde ein im FZJ bereits entwickelter Ansatz (Tetzlaff et al., 2008a) verwendet, bei dem gedränte Flächen zunächst aus Luftbildern ermittelt und digitalisiert werden. Abbildung 41 zeigt einen Ausschnitt aus einem Luftbild nahe Hohenhameln, auf dem Ackerflächen mit einem für systematische Rohrdränungen typischen Fischgrätenmuster zu sehen sind.

Abbildung 41: Luftbild mit dränierten Ackerflächen

Die digitalisierten Flächenumrisse werden anschließend genutzt, um im GIS aus einer Reihe von Landnutzungs- und Bodenparametern diejenigen Standorteigenschaften zu ermitteln, anhand derer auf eine Dränung geschlossen werden kann. Der Ansatz wurde auf Basis von 231 Luftbildern aus den unterschiedlichen niedersächsischen Teilräumen Hohe Geest, Niedere Geest, Flussauen sowie Berg- und Hügelland kalibriert und ist in Tetzlaff et al. (2008b) dokumentiert. In Zusammenarbeit mit dem LBEG wurde im Rahmen des BMBF-Projektes KLIMZUG-NORD eine explizite Überprüfung der abgeleiteten Dränflächenkarte im Einzugsgebiet der Elbe durchgeführt (vgl. Karte 97). Hierzu wurden ebenfalls aus Luftbildern erkennbare Dränflächen verwendet. Zusätzlich sind hier Kenntnisse regionaler Experten eingeflossen, die vom Leiter des Kreisverbands der Wasser- und Bodenverbände mit Sitz in Uelzen, Herrn Ulrich Ostermann, einbezogen wurden.

Karte 97: Lage der ausgewerteten Luftbilder und des eingeflossenen Expertenwissens im niedersächsischen Teil des Einzugsgebiets der Elbe

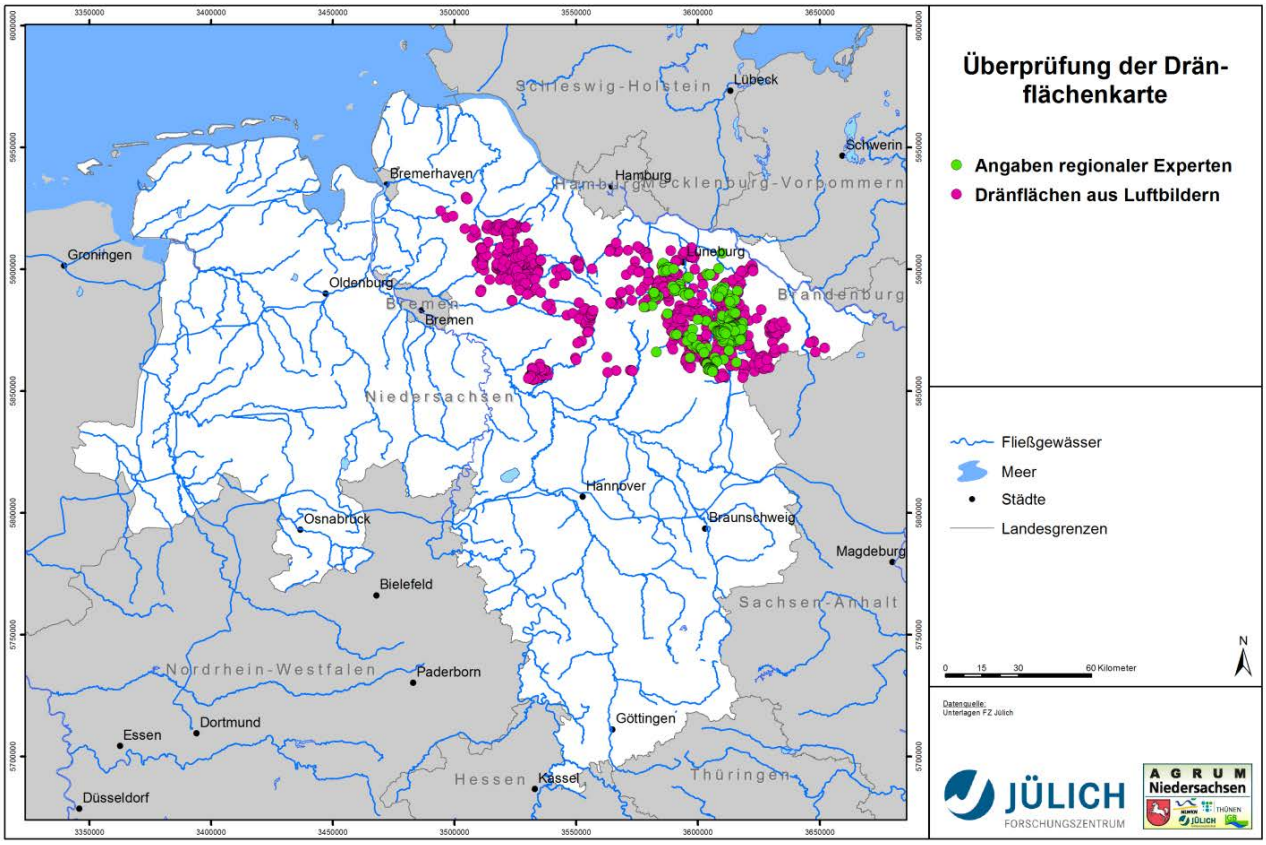


Tabelle 43 zeigt einige Beispiele für Kombinationen aus Bodeneigenschaften und Landnutzungstypen, wie sie auch für die Flussgebietseinheit Weser typisch sind. Die Tabelle zeigt große Unterschiede der Dränhäufigkeiten zwischen den Bodentypen. Als gut durchlässige Sandböden in meist flacher Lage und einem mittleren Grundwasserhochstand sind Podsole mit 9 bzw. 17 % am seltensten von allen Beispielen gedränt. Deutlich häufiger sind Auenböden und Pseudogley gedränt, wobei die ungefähr doppelt so große Häufigkeit bei Ackerflächen im Vergleich zum Grünland durch die intensivere Nutzungsform begründet ist.

Tabelle 43: Ausgewählte Parameterkombinationen und Anteil gedränter Flächen an den Parameterkombinationen

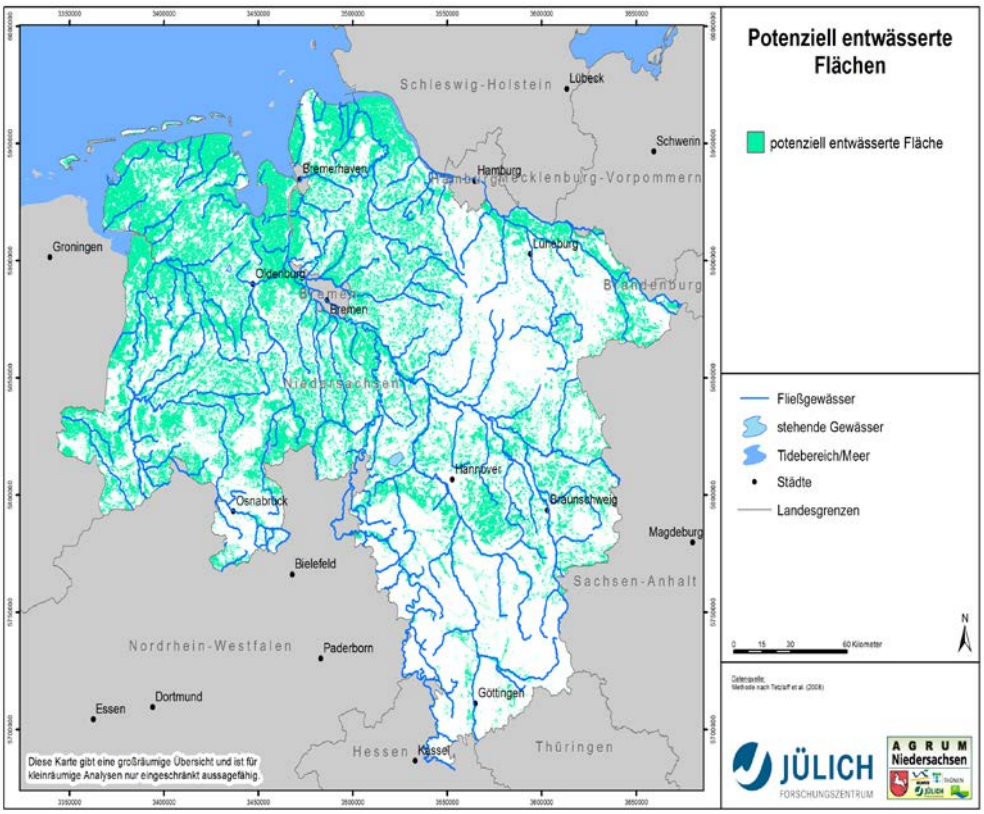
Bodentyp	Vernässungs-grad nach KA4	Mittlerer Grundwasser-hochstand	Landnutzung	Fläche der Parameter-kombination	Anteil gedränter Flächen an Parameter-kombination
		dm		ha	%
Podsole	n. v.	>20	Ackerland	5.078	9
	n. v.	>20	Grünland	842	17
Auenböden	n. v.	10	Ackerland	5.081	64
	n. v.	10	Grünland	24.176	34
Pseudogleye	1	n. v.	Ackerland	6.829	58
	1	n. v.	Grünland	698	27
Niedermoore	n. v.	1	Ackerland	457	51
	n. v.	1	Grünland	548	71
Niedermoore	n. v.	3	Ackerland	1.511	55
	n. v.	3	Grünland	2.335	64

Quelle: Eigene Berechnung.

Entsprechend ihrem starken Grundwassereinfluss sind Niedermoore unter landwirtschaftlicher Nutzung und mittleren Grundwasserhochständen von 1 bzw. 3 dm am häufigsten gedränt. Im Gegensatz zu den aufgeführten hydromorphen Bodentypen zeigt sich bei Niedermooren eine häufigere Dränung von Grünland im Vergleich mit Ackerflächen. Es wird vermutet, dass dies wirtschaftliche Ursachen hat, da die oxidative Torfzehrung bei Ackernutzung mit 2 cm/a größer ist und langfristig zum Verlust der Bewirtschaftungsgrundlage führt (Kuntze, 1986).

Karte 98 zeigt die nach dem hier beschriebenen Verfahren abgeleitete Karte der potenziell gedränten Flächen. Es ergibt sich eine deutliche Abnahme der potenziell gedränten Flächen in Nord-Süd- und West-Ost-Richtung. Während die Verbreitung von Dränflächen entlang der Küste fast lückenlos ist, sind gedränte Areale mit zunehmender Entfernung von der Küste kleinflächiger und disperser. Die räumlichen Verteilungsmuster im Binnenland sind stark durch das Auftreten von Niederungen geprägt.

Karte 98: Potenziell gedränte landwirtschaftliche Nutzflächen



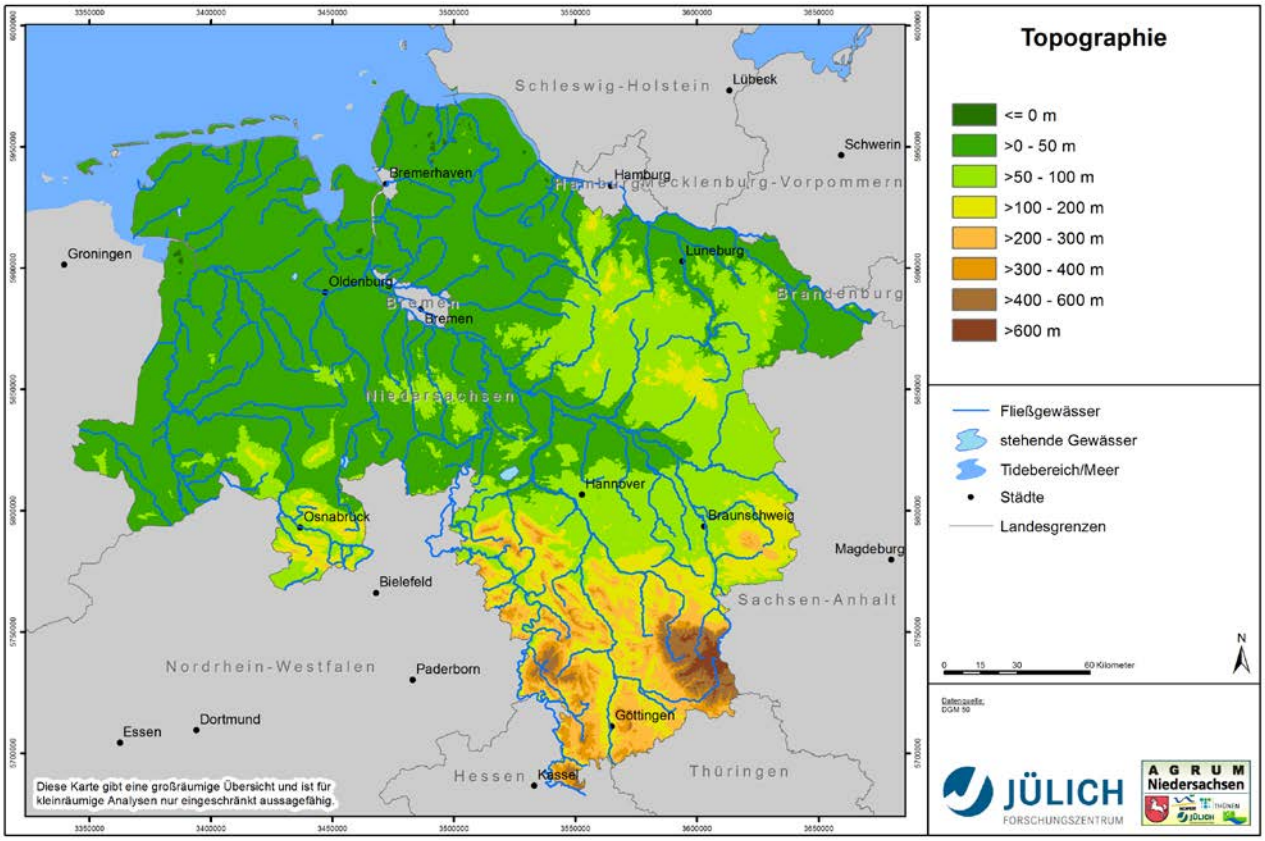
Als Ursache für das in Karte 98 zu sehende Verteilungsmuster kann das Zusammenspiel der drei für den Dränbedarf sehr wesentlichen Einflussfaktoren Landnutzung, Klima und Boden gelten. Der maritime Einfluss und damit die Jahresniederschlagshöhe nehmen in den beschriebenen Himmelsrichtungen ab. Vom Klima mit beeinflusst ist das Auftreten dränbedürftiger Bodentypen, d. h. hydromorpher terrestrischer Böden sowie von Mooren. Hinzu kommt die durchgehende Verbreitung weitgehend vernässter Marschböden entlang der Küste.

Aus Karte 98 kann ein Anteil potenziell gedränter Flächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche Niedersachsens von ca. 46 % abgeleitet werden. Mithilfe von Dränplänen und hochaufgelösten Gewässernetzen konnte die Validität der Dränflächenkarte bestätigt werden (Tetzlaff et al., 2008a; 2008b).

B.8 Digitales Geländemodell

Die verwendete Reliefkarte Niedersachsens (s. Karte 99) beruht auf dem DGM 50. Aus diesem wurden durch GIS-Prozeduren die Reliefparameter Hangneigung und Exposition abgeleitet. Hierzu wurde eine Auflösung von 100 x 100 m als kleinstem gemeinsamem Nenner aller beschafften Datensätze gewählt. Die abgeleiteten Parameter gehen in die Wasserhaushaltsmodellierung und Erosionsmodellierung ein.

Karte 99: Topografie Niedersachsens



B.9 Bodendaten

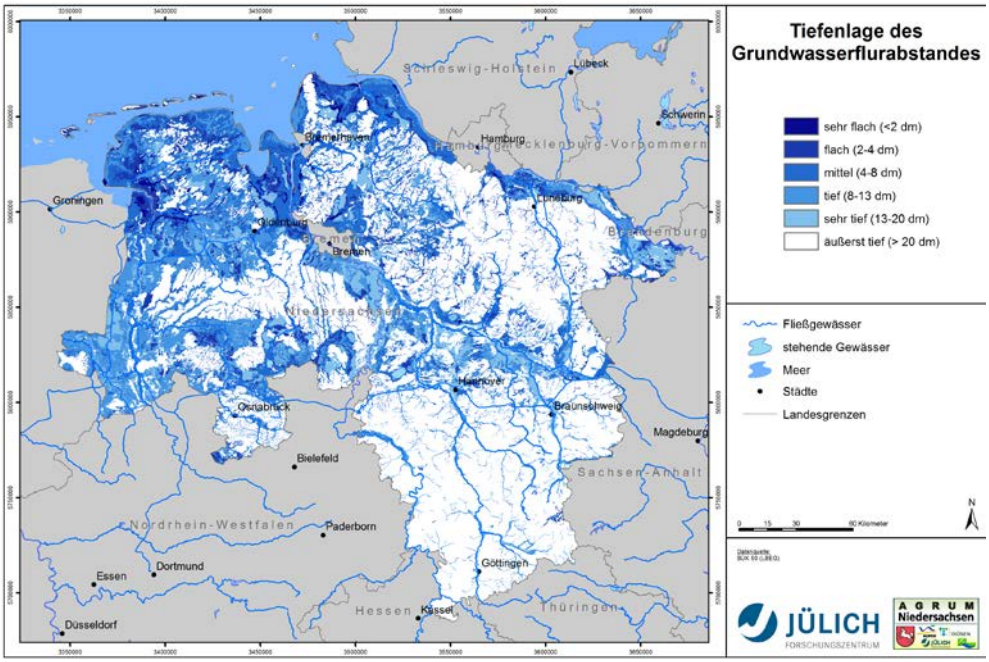
An Bodendaten werden für die Modellierung im FZJ die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge, der Grundwasserflurabstand sowie die Staunässestufe verwendet. Am IGB werden die Bodenarten zur Modellierung mehrerer Eintragspfade benötigt. Alle für die Modellrechnungen benötigten Bodendaten wurden aus der digitalen Bodenkarte 1 : 50.000 (BÜK50) abgeleitet. Die Aufbereitung der Bodendaten erfolgte im FZJ.

Für die Berechnung des Gesamtabflusses und seiner Komponenten benötigt das Modell GROWA die Höhe der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums, die kapillare Aufstiegshöhe, den Flurabstand sowie den Staunässegrad als Eingangsdaten. Für Niedersachsen stehen diese Daten flächendeckend zur Verfügung. Die Berechnung der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums sowie der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge erfolgt nach den Methoden des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS) separat für die Landnutzungshaupttypen Acker, Grünland und Wald. Durch Verschneidung mit der Landnutzung wurde ein den realen Landnutzungsverhältnissen entsprechender Datensatz sowohl für die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge als auch für die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums erstellt. Grundlage dieser Verschneidung bildet die Karte der Landnutzungsklassen.

Durch Subtraktion des Rasters der nutzbaren Feldkapazität von dem der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge erhält man den Datensatz der kapillaren Aufstiegshöhe.

Die Genauigkeit der verwendeten Bodendaten für die Modellierung des makroskaligen Wasserhaushalts- und Nitrateintrags wird im Fall der Bodenkarten des Maßstabs 1 : 50.000 als sehr gut angesehen. Im Vergleich mit Untersuchungen anderer Autoren weisen diese Daten eine deutlich höhere Auflösung als die bei Wasserhaushalts- und Nitrateintragsuntersuchungen für makroskalige Untersuchungsgebiete üblicherweise eingesetzten Daten auf. Aus Karte 100 gehen die dem Datenbestand entnommenen Flurabstände bzw. die hieraus abgeleiteten Grundwasserstufen hervor, deren Klassierung gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA4 (AG Boden 1994) vorgenommen wurde.

Karte 100: Tiefenlage des bodenkundlichen Grundwasserflurabstands (Grundwasserstufen)

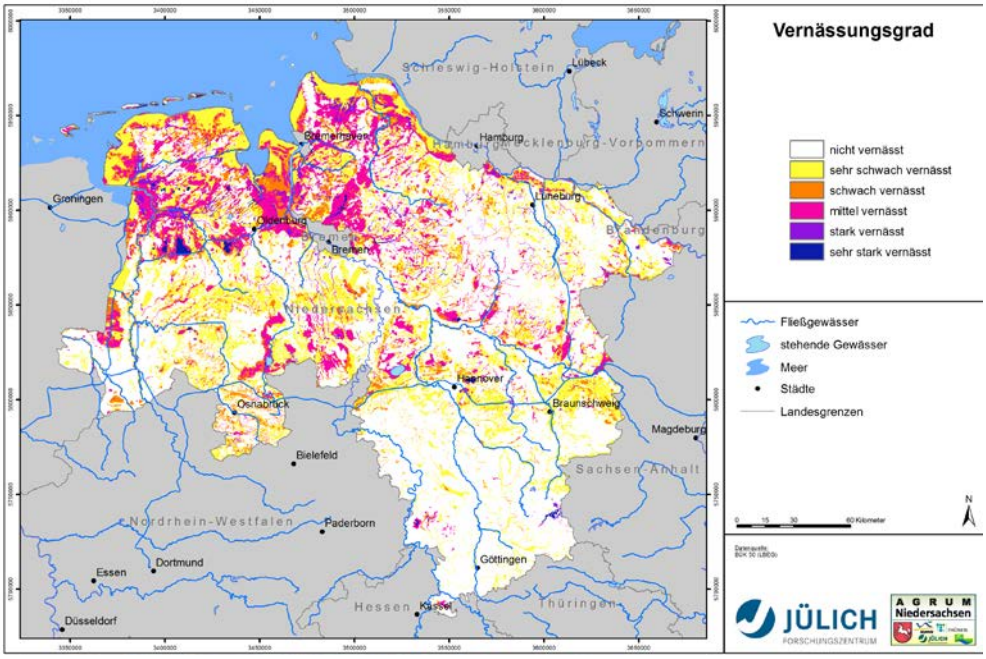


Die für die Ausgliederung grundwassernaher Standorte relevanten Flächen mit einem Flurabstand bis zu 4 dm Tiefe treten sehr vereinzelt auf und sind auf Flussauen, Moorgebiete und die Marschen beschränkt. Überwiegend sind in Niedersachsen Grundwasserflurabstände über 4 dm zu finden, wobei mittlere Werte zwischen 4 und 8 dm in Gley- und Auenböden auftreten, die weite Verbreitung im Gebiet der oberen Weser und der Ems besitzen. Grundwasserferne Böden (Flurabstand >13 dm) weisen hingegen die Hohe Geest, die Mittelgebirge und die Bördengebiete auf. Hier finden sich Flurabstände zwischen 4 und 13 dm ausschließlich in den Bach- und Flussniederungen.

Die Karte des Staunässeeinflusses (Karte 101) weist aus, dass ein beträchtlicher Teil der Böden im Nordwestteil des Norddeutschen Tieflandes einer Vernässung unterliegt. Größere Gebiete mittlerer bis starker Staunässe sind dort vor allem an das Auftreten pseudovergleyter Böden sowie von

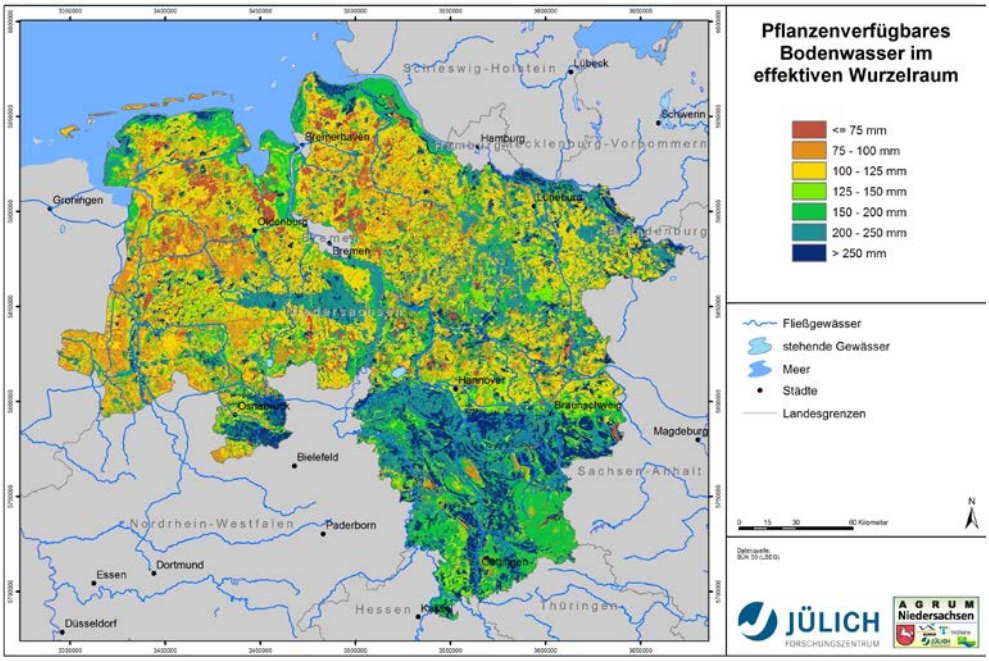
Brack- und Flussmarschen bzw. von Moorböden geknüpft. Diese Böden werden häufig durch Drainagen künstlich entwässert, wodurch sich die Direktabflüsse bzw. die an die Direktabflüsse gekoppelten Nährstoffeinträge entsprechend erhöhen. Nach Osten und Süden nimmt der Einfluss der Staunässe dagegen ab und kennzeichnet vor allem die Bach- und Flussniederungen.

Karte 101: Staunässeeinfluss



Karte 102 zeigt die Höhe der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge. Werte von weniger als 75 bis 125 mm finden sich in weiter Verbreitung auf den grundwasserfernen Podsolen im Nordteil Niedersachsens. Die Tendenz zu höheren Werten besteht dort nur bei Böden mit geringen Flurabständen, da die Bodenwassermenge aufgrund des höheren kapillaren Aufstiegs zunimmt. Höhere pflanzenverfügbare Bodenwassermengen von >150 mm verzeichnen im Nordteil nur die Auenböden und die Marschen. Die pedologisch relativ gering differenzierte Bördelandschaft nördlich der Mittelgebirge zeichnet sich großflächig durch pflanzenverfügbare Bodenwassermengen von >200 mm aus. Verantwortlich hierfür sind gut wasserspeichernde Böden, vor allem Parabraunerden, die sich auf Löss entwickelt haben und Auenböden. Auf stratigraphisch unterschiedlichen Gesteinen entstanden in den Mittelgebirgen schluffige und zum Teil stärker tonhaltige Böden (Braunerden) mit gutem Wasserspeichervermögen. Die Höhe der mittleren pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge liegt dort mit Werten ca. >150 mm ebenfalls relativ hoch. Einflüsse der Landnutzung (effektive Durchwurzelungstiefe) sind dort von untergeordneter Bedeutung.

Karte 102: Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge

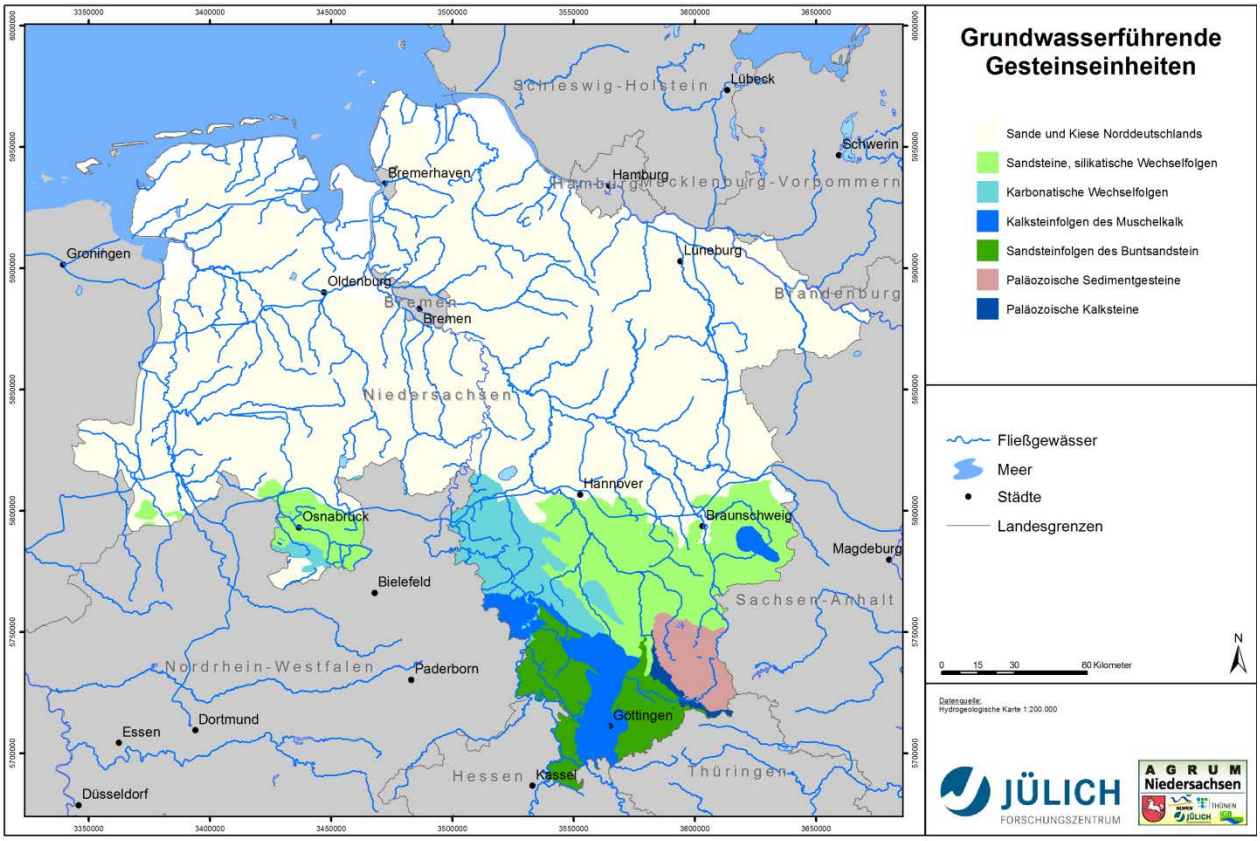


B.10 Hydrogeologische Daten

Wichtige Kenngrößen zur Abtrennung der Grundwasserneubildung vom Gesamtabfluss sind die petrografische Beschaffenheit und die Wasserleitfähigkeit der grundwasserführenden Gesteinseinheiten. Hierbei gilt der Grundsatz, dass der k_f-Wert ein Maß für die Wasserwegsamkeit des Gesteins darstellt, die ihrerseits – im humiden Klimabereich – als Bezugsgröße für die Aufnahmefähigkeit des Gesteins im Hinblick auf versickerndes Niederschlagswasser (Grundwasserneubildung) gewertet wird. Die petrografische Beschaffenheit ist darüber hinaus eine wichtige Kenngröße für die hydrochemische Typisierung des Grundwassers im Hinblick auf seine denitrifizierenden Eigenschaften.

Die Karten der hydrogeologischen Gesteinseinheiten (Karte 103) und der hydraulischen Durchlässigkeit (Karte 105**)** ließen sich der bundesweit relativ einheitlich vorliegenden hydrogeologischen Übersichtskarte 1 : 200.000 (HÜK200) entnehmen.

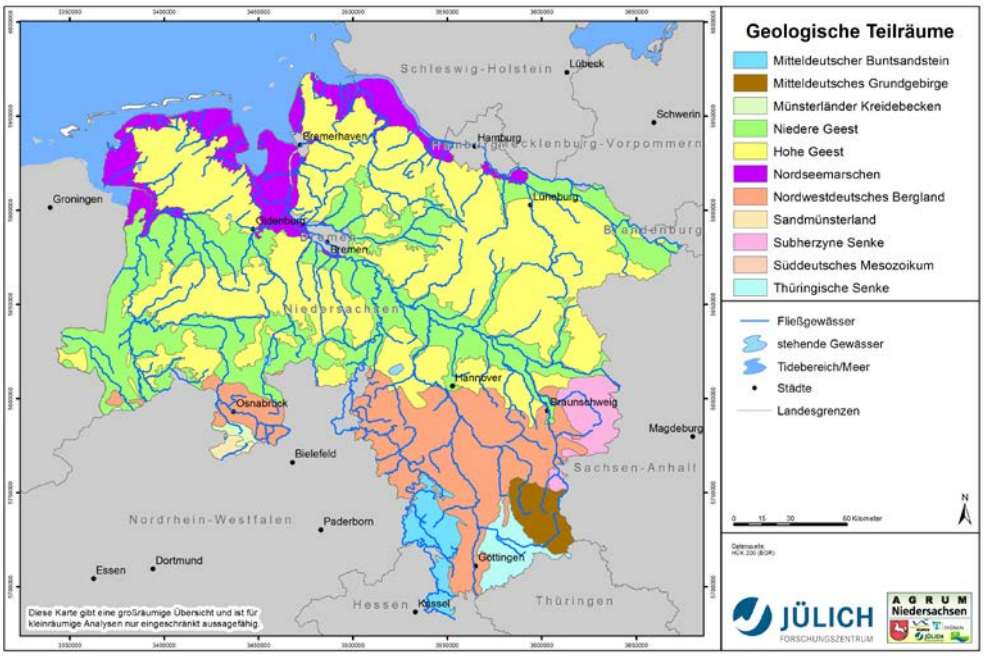
Karte 103: Karte der grundwasserführenden Gesteinseinheiten



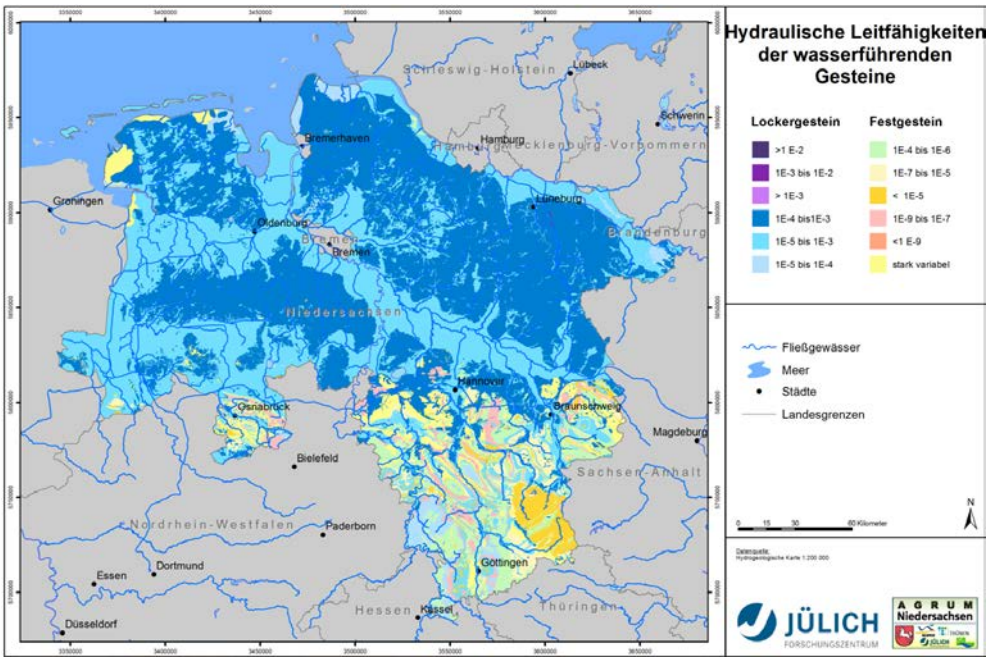
Karte 104 zeigt eine stark verallgemeinerte Karte der hydrogeologischen Gesteinseinheiten. Für die Erstellung dieser Karte wurden die Legendeneinheiten der HÜK200 unter Berücksichtigung von Gesteinsbeschaffenheit, Genese und Grundwasserführung zusammengefasst. Vor allem im Nordteil Niedersachsens sind die oberen Grundwasserleiter aus quartären Sanden und Kiesen aufgebaut. Bei Hohlraumanteilen zwischen 15 und 30 % können diese Sedimente bei ausreichender Mächtigkeit ergiebige Grundwasserleiter darstellen.

Bei den Festgesteinen dominieren im Harz paläozoische Schiefergesteine, während das Weserbergland aus mesozoischen Sandsteinen und Kalksteinen sowie entsprechenden Wechselfolgen aufgebaut sind. Entsprechend ihrer unterschiedlichen tektonischen Überprägung ist die Wasserleitfähigkeit in den Festgesteinsaquiferen recht heterogen (s. Karte 104).

Karte 104: Geologische Teilräume Niedersachsens



Karte 105: Hydraulische Durchlässigkeit



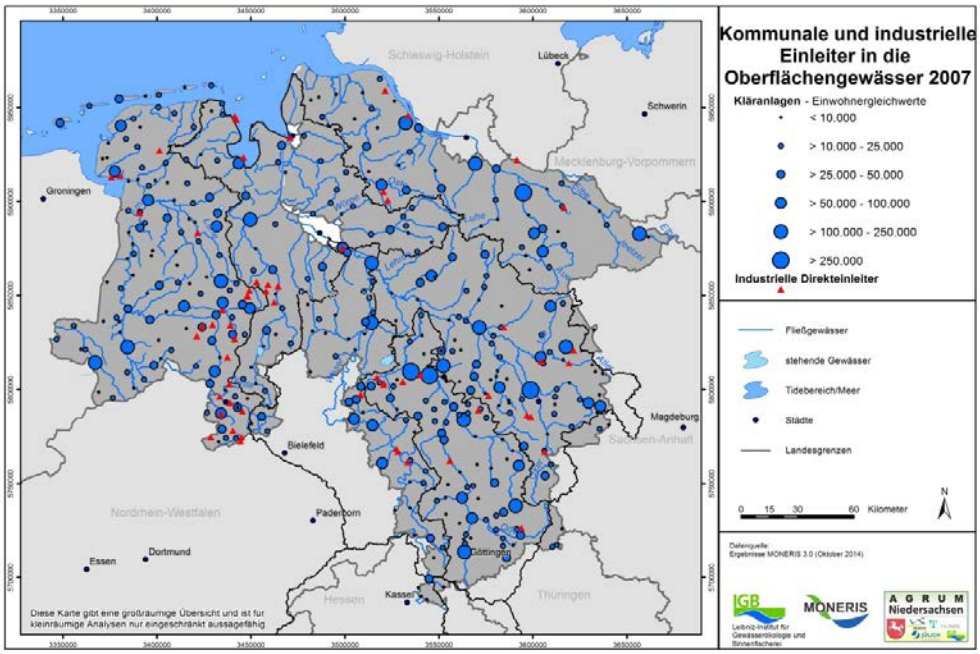
Im südlichen aus Festgesteinen aufgebauten Teil Niedersachsens treten daher großräumig variierende Durchlässigkeiten zwischen 10^{-4} und 10^{-9} m/s auf. Für die paläozoischen Gesteinseinheiten im Harz sind dabei Durchlässigkeiten von 10^{-9} bis 10^{-7}m/s typisch, während in den mesozoischen Gesteinseinheiten des Weserberglandes kf-Werte zwischen 10^{-7} und 10^{-4} vorherrschen. Lediglich die aus quartären Sanden und Kiesen aufgebauten breiten Täler treten dort mit höheren kf-Werten aus der Karte hervor. Wie aus Karte 105 hervorgeht, treten in den aus Sanden bestehen-

den Lockergesteinsaquiferen im Nordteil Niedersachsens Durchlässigkeitsbandbreiten zwischen 10^{-3} und 10^{-5} m/s auf.

B.11 Eingangsdaten für urbane Systeme

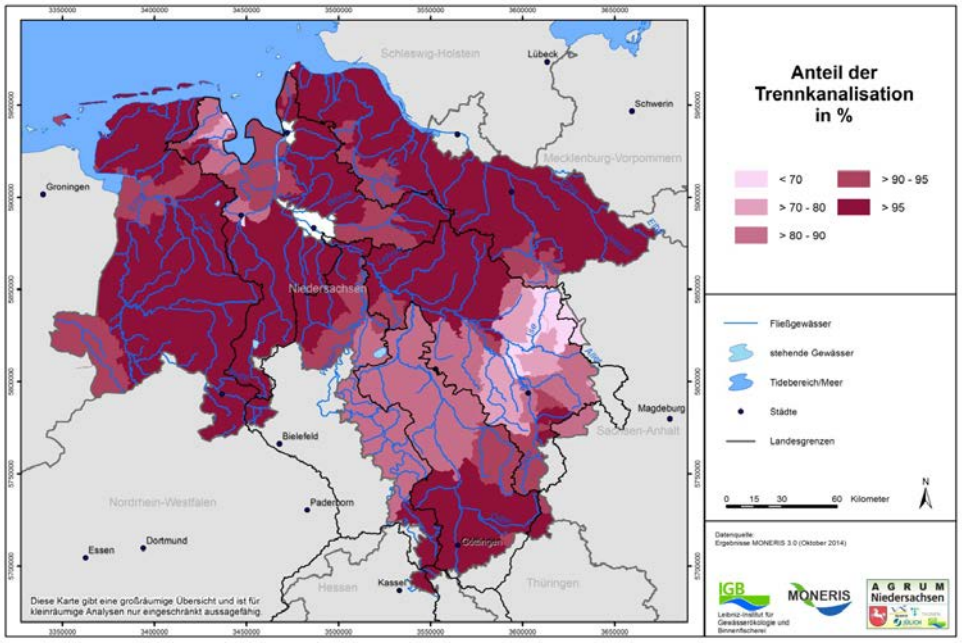
Der Datensatz zu Einträgen über kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter aus dem Jahre 2007 (s. Karte 106) wurde von Niedersachsen zur Verfügung gestellt. Die GIS-Daten zur Lage der Anlagen und die chemischen Parameter in einem Tabellenkalkulationssystem wurden mithilfe von GIS verknüpft. Die berechneten Nährstoffeinträge bzw. die Konzentrationen wurden dem Projektpartner am FZJ zur Verfügung gestellt.

Karte 106: Lage der kommunalen und industriellen Einleiter mit Einwohnergleichwerten



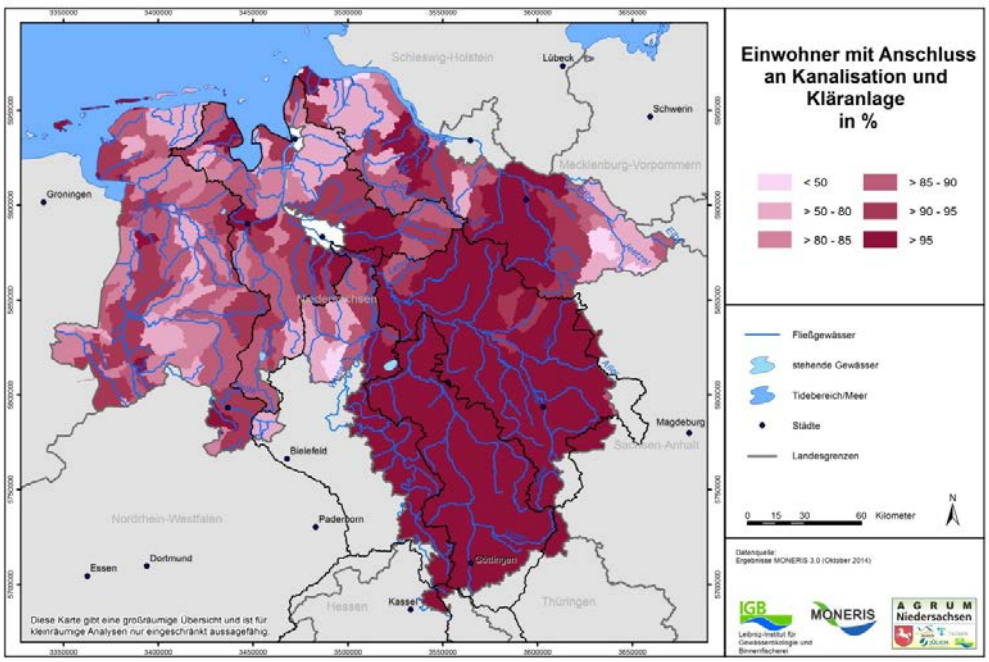
Die Datenaufbereitung zur Ermittlung des Anteils der Trennkanalisation (Karte 107) erfolgte anhand eines Datensatzes vom Forschungsdatenzentrum für die Bevölkerungs- und Anschlusssituation 2007. Wie alle anderen Rohdaten zu Anschlussverhältnissen wurden auch diese Daten auf die Gebietseinheiten der MONERIS-Teileinzugsgebiete bezogen und verrechnet.

Karte 107: Anteile der Trennkanalisation (2007) auf Teileinzugsgebietsebene



Im überwiegenden Teil Niedersachsens werden Trennkanalisationssysteme verwendet, in wenigen Teileinzugsgebieten Niedersachsens ist der Anteil an Mischkanalisationssystemen >50 %.

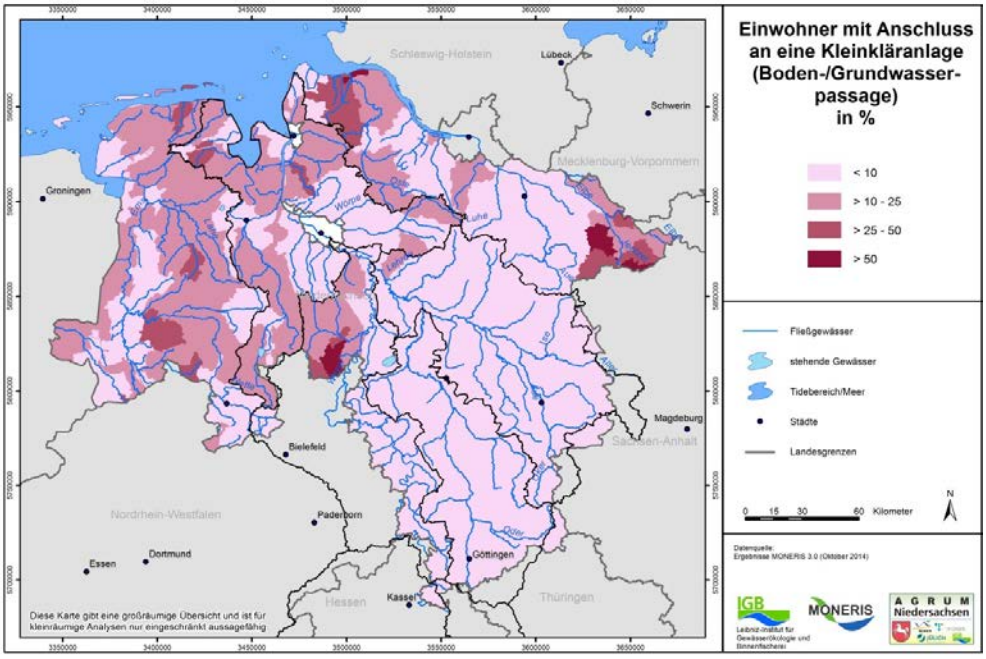
Karte 108: Einwohner mit Anschluss an die Kanalisation und eine kommunale Kläranlage auf Teileinzugsgebietsebene



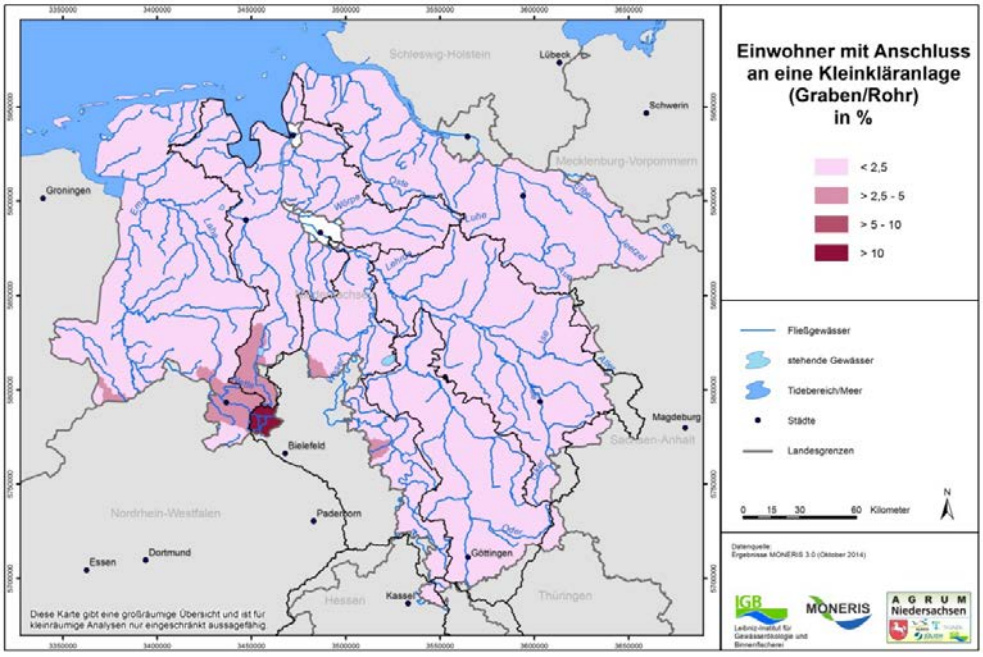
Angaben zu Einwohnern mit Anschluss an die Kanalisation auf Gemeindeebene wurden durch eine Recherche beim Forschungsdatenzentrum beschafft (s. Karte 108). Sie kommen bis auf die gemeindefreien Gebiete, die in der Regel keine Einwohner enthalten, in weiten Teilen Niedersachsens zu über 90 % vor.

Die Karte 108 bis Karte 111 geben den Anschluss an Kleinkläranlagen und abflusslose Gruben wieder. Hohe Anschlussgrade an Kleinkläranlagen (Boden-/Grundwasserpassage) sind vor allem im Nordosten Niedersachsens ersichtlich. Große Bereiche Niedersachsens weisen jedoch keinen Anschluss an Kleinkläranlagen (Graben/Rohr) oder abflusslose Gruben auf.

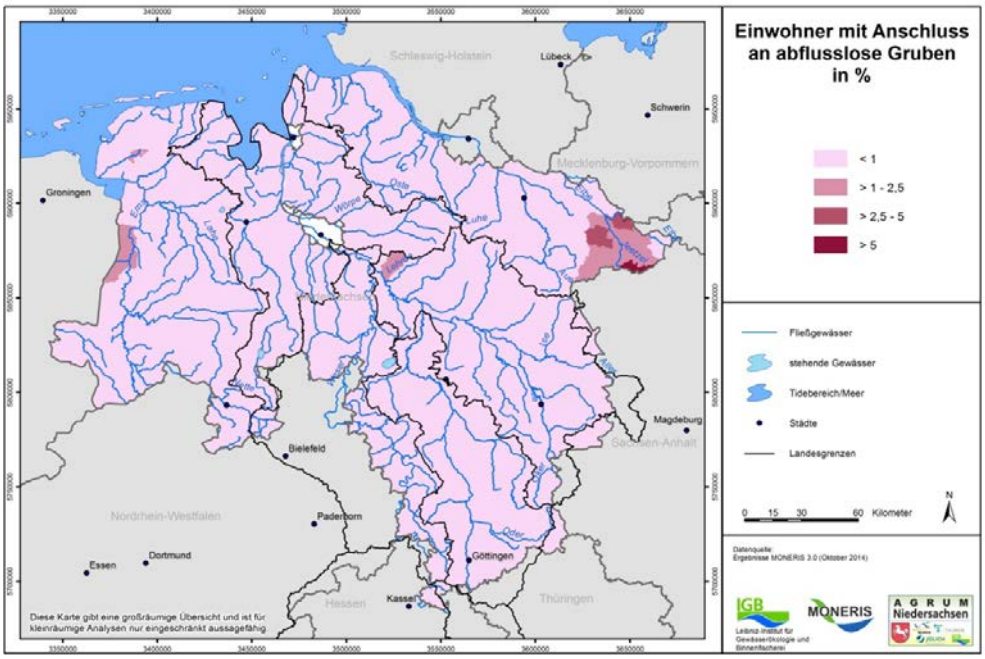
Karte 109: Einwohner mit Anschluss an Kleinkläranlagen (Boden-/Grundwasserpassage) auf Teileinzugsgebietsebene



Karte 110: Einwohner mit Anschluss an Kleinkläranlagen (Graben/Rohr) auf Teileinzugsgebietsebene

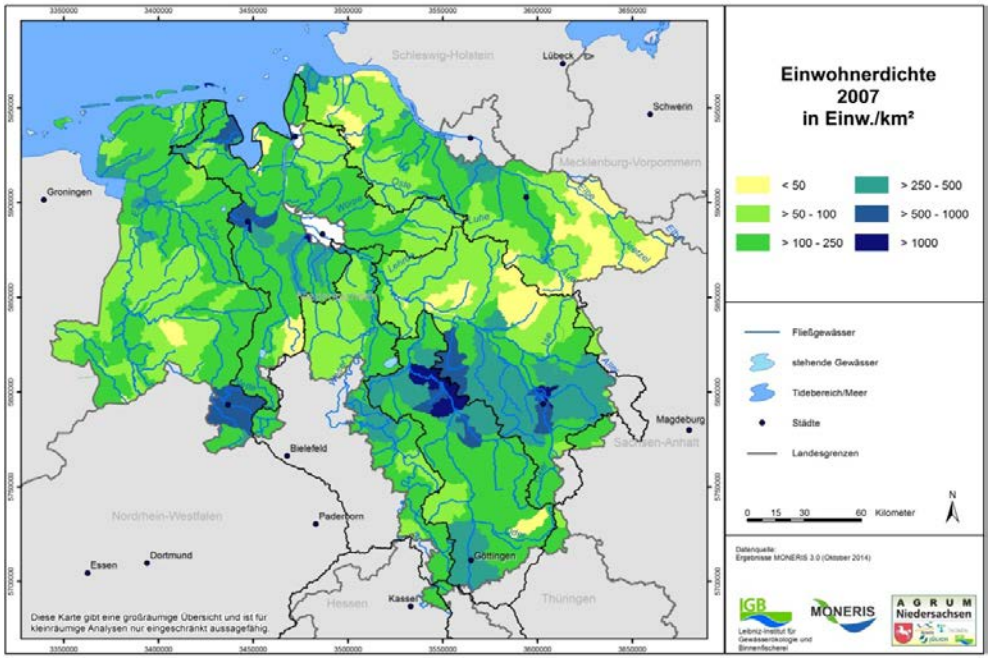


Karte 111: Einwohner mit Anschluss an abflusslose Gruben auf Teileinzugsgebietsebene



Die Daten zu den Einwohnern wurden ebenfalls aus dem Datensatz vom Forschungsdatenzentrum extrahiert und auf die Teileinzugsgebiete umgerechnet. Karte 112 zeigt die mittlere Einwohnerdichte für das Jahr 2007. Es pausen sich deutlich die Agglomerationen Hannover, Braunschweig, Oldenburg, Osnabrück und Wilhelmshaven durch.

Karte 112: Mittlere Einwohnerdichte 2007 auf Teileinzugsgebietsebene



B.12 Analyse der Auswirkungen von Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

B.12.1 Überblick

Die Wirkung der Agrarumweltmaßnahmen (AUM) der Förderprogramme werden in die Prognose der Stickstoffbilanzen für das 2021 mit einbezogen. Die Umsetzung erfolgt entsprechend der Methodik im Projekt AGRUM Weser (Kreins et al., 2010). Es wird zunächst die Wirkung der 2007 geförderten AUM auf die Stickstoffbilanzen im Jahr 2007 ermittelt. Aus den landesspezifischen Förderprogrammen werden die gewässerschutzrelevanten Maßnahmen ausgewählt und die geförderten Flächen der jeweiligen Maßnahme auf Gemeindeebene zusammengestellt. Die Wirkung der ausgewählten AUM im Jahr 2007 wird analog zum Vorgehen im Projekt AGRUM Weser auf Basis der von Osterburg und Runge (2007) entwickelten Maßnahmenliste berechnet. Für die Ermittlung der Effekte der für 2013 anvisierten Entwicklung der AUM werden für die Maßnahmen mit Wirkung auf die N-Bilanz-Salden die in den Länderprogrammen im Jahr 2012 für das Jahr 2013 angestrebten Förderflächen verwendet. Für die Länder Hessen, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen liegen die Outputziele für 2013 entsprechend der Halbzeitbewertung von PROFIL im Rahmen der 7-Länder-Bewertung 2010 vor. Da zum Zeitpunkt der Berechnungen keine Infor-

mationen zu der Ausgestaltung der Förderperiode 2014 bis 2020 vorlagen, wurden für die aktuell erfolgenden Berechnungen die im Jahr 2013 angestrebten Förderflächen (s. Zielfläche 2013 in Tabelle 44) verwendet und auf das Baseline-Jahr 2021 übertragen.

B.12.2 Verwendete Daten und Datenaufbereitung

Die in der Tabelle 44 angegebenen Maßnahmen wurden durch Kollegen am Thünen-Institut für Ländliche Räume im Rahmen des Projektes „7-Länder-Bewertung, Bewertung von ländlichen Entwicklungsprogrammen der Bundesländer Hessen, Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen/Bremen, Schleswig-Holstein, Hamburg und Mecklenburg-Vorpommern 2007-2013“ aufbereitet und bereitgestellt. Die Spalte „Maßnahme“ beinhaltet die Bezeichnungen, die im Rahmen dieses Projektes verwendet werden. In der Spalte „Zuordnung“ sind die Zuordnungen zu den Maßnahmen sowie in der Spalte „Wirkung“ der jeweilig zu berechnende Effekt auf die N-Bilanzen (in kg/ha LF) angegeben. In Tabelle 43 sind alle bereitgestellten, 2007 flächenrelevanten Maßnahmen mit potentiellen Effekten auf die Gewässergüte der Förderprogramme angegeben. Daher sind sowohl die noch auslaufenden Maßnahmen der Förderperiode 2000 bis 2006 als auch die in der Förderperiode 2007 bis 2013 neu implementierten Maßnahmen aufgeführt. Die Zuordnung und Bewertung der Maßnahmen erfolgt, soweit möglich, in Anlehnung an das Vorgehen im Projekt AGRUM^{+} Weser. Notwendige Ergänzungen oder Aktualisierungen erfolgen auf der Basis der verfügbaren Dokumente der Förder- und Kooperationsprogramme sowie der Richtlinien zur Förderung und der Halbzeitbewertung von PROFIL im Rahmen der 7-Länder-Bewertung.

Die Bezeichnung **KEINE WIRKUNG** in der Spalte „Zuordnung“ wird für Maßnahmen verwende, für die keine fundierten Datengrundlagen zur Wirkung auf die N-Bilanzen vorhanden sind. Entsprechend ist in der Spalte „Wirkung“ der Effekt auf die N-Bilanz mit dem Wert **0** angegeben.

Die Bemerkung **NICHT DIFFERENZIERBAR** in der Spalte „Bemerkungen“ ist angegeben, wenn die betreffende Maßnahme vorab als Einzelmaßnahme ausgewiesen wurde, dann aber (auf jeden Fall im Jahr 2007) zu einem Maßnahmenpaket aggregiert wurde. Da die betreffenden Maßnahmen jedoch unterschiedliche Wirkungseffekte auf die N-Bilanzen haben, wurde für die Berechnung der relevanten Flächen im Jahr 2007 der jeweilige Anteil der Teilmaßnahmen auf Landesebene im Jahr 2003 zur Differenzierung der Flächen und Wirkung verwendet.

Für die Maßnahmen **Ökolandbau + (Gewässerschutz) bis 2006** und **Ökolandbau + (Gewässerschutz) ab 2007** wurden keine Effekte auf die N-Bilanzen angerechnet, da beide Maßnahmen Zusatzmaßnahmen sind, die für Ökolandbaubetriebe angeboten werden. Bisher liegen für diese Maßnahmenkombinationen keine fundierten Datengrundlagen zur Berechnung der kombinatorischen Effekte auf die N-Bilanzen vor. Es wird daher die Maßnahme mit dem höchsten Einzeleffekt, und somit der Ökolandbau, angerechnet. Demzufolge sind die Maßnahmeneffekte dieser beiden Zusatzmaßnahmen auf die N-Bilanzen in der Spalte „Wirkung“ mit **0** angegeben.

Tabelle 44: Zuordnung, Wirkung und Zielflächen der relevanten Maßnahmen

Maßnahme	Code	Zuordnung	Wirkung	Zielfläche 2013	Kulisse
Extensive Grünlandnutzung (gesamter Betrieb) [1)]	f2-B	Grünlandextensivierung	30 [2)]	71.200 [3)]	Grünland-extensivierung
Ext. Grünlandnutzung (auf Einzelflächen) ohne min. Dgg., mähen ab 25.5.	B1	Grünlandextensivierung	30		
Ext. Grünlandnutzung (auf Einzelflächen) ergebnisorientiert	B2	Grünlandextensivierung	30		
Ökologische Anbauverfahren	C	Ökologischer Landbau	60	60.000 [i]	Ökologischer Landbau
10 jährige Stilllegung	f2-D	Stilllegung	60		
10 j. Stilllegung mit Anlage u. Pflege von Hecken	f2-D	KEINE WIRKUNG	0		
Mulch-/Direktsaat, Mulchpflanzverfahren	A2	Reduzierte Bodenbearbeitung	0 [4)] (M18-20)	56.000 [ii]	seit 2010 ohne Kulisse
Blühflächen auf Stilllegungsflächen	f2-A4	Blüh- und Schonstreifen Zuordnung entspr. AGRUM	15 [5)]		
Blühstreifen außerhalb von Stilllegungsflächen	A5	Blüh- und Schonstreifen	1.514	10.800 [ii]	seit 2010 ohne Kulisse
Mehrjährige Blüh- und Schonstreifen außerhalb von Stilllegungsflächen	A6	Blüh- und Schonstreifen	1.514		
Zwischenfrüchte oder Untersaaten	A7	Zwischenfrüchte und Untersaaten	20 (M1 bis M5)	80.000 [ii]	
Kooperationsprogramm – Dauergrünland10	f3-c	Grünlandextensivierung	30	s.o.	
Kooperationsprogramm Biol.Vielfalt, Gänse10	f3-d	KEINE WIRKUNG	0		
KoopNat, Tb nordische Gastvögel, Utb Acker	FM421	Grundwasserschonende Ausbringungstechnik	30	7.500	Ausbring.-Techn. Kulisse
KoopNat, Tb nordische Gastvögel, Utb Dauergrünland	FM422	KEINE WIRKUNG (nur Vergrämungsverbote u.Ä.)	0	13.500	
Kooperationsprogramm Biol. Vielfalt Acker	f3-e	Extensivierung AL - Extensivkulturen	40		
KoopNat, Tb Acker, Utb Ackerwildkräuter	FM431	Extensivierung AL - Extensivkulturen	40		
KoopNat, Tb Acker, Utb Vogel- und sonstige Tierarten	FM432	Extensivierung AL - Extensivkulturen	40		
Kooperationsprogramm Biotoppflege10	FM441/ FM442 u. f3-a	KEINE WIRKUNG (hauptsächlich Heideflächen)	0		
Extensivgrünland (Gewässerschutz) 10	f4-a	Grünlandextensivierung entspr. Anteil 2003 angerechnet	30		
Acker in Grünland (Gewässerschutz) [6)]	f4-b	Grünlandextensivierung entspr. Anteil 2003 angerechnet	30		
Grundwasserschonende Bewirtschaftung stillgelegter Ackerflächen (Gewässerschutz)15	f4-c	Grünlandextensivierung - Umwandlung AL zu GL entspr. Anteil 2003 angerechnet	50		Ausbring.-Techn. Kulisse
Ökolandbau auf Teilflächen (Gewässerschutz) 15	f4-d	Ökologischer Landbau entspr. Anteil 2003 angerechnet	60		
Ökolandbau + (Gewässerschutz) bis 200615	f4-e	Zusatzmaßnahme auf Ökolandbau (Öko. max. Wirkung) → nicht angerechnet	0		
Ökolandbau + (Gewässerschutz) ab 2007	W1	Zusatzmaßnahme auf Ökolandbau (Öko. max. Wirkung) → nicht angerechnet	0		
Grundwasserschonende Landbewirtschaftung		Grundwasserschonende Landbewirtschaftung		60.000 [iii]	WRRL-Kulisse

1) Maßnahme der Förderperiode 2000 bis 2006 auslaufend.
2) Mineralische Düngung erlaubt, daher wird die Wirkung vermutlich überschätzt, die genaue Quantifizierung dieser Überschätzung ist nicht möglich, daher wird die reguläre Wirkung der Grünlandextensivierung im Rahmen von AGRUM angerechnet. Im Rahmen der 7-Länder-Evaluierung werden 20 kg/ha angerechnet (Roggendorf, 12/2011 mündlich).
3) Angaben von Herrn Munzel.
4) Die angerechnete Wirkung entspricht mit deutlich überwiegendem Anteil der Maßnahme Mulchsaat des vTI-Maß-nahmenkataloges. Im Rahmen der 7-Länder-Evaluierung werden ebenfalls 0 kg/ha und dementsprechend keine Wirkung angerechnet.
5) Die Wirkung der Blüh- und Schon- und Ackerrandstreifen sowie der Uferrandstreifen wird entsprechend der Angaben von Holsten et al. (2012) angerechnet. Im Rahmen der 7-Länder-Evaluierung wurden ebenfalls 60 kg p/ha angerechnet.
6) Maßnahme der Förderperiode 2000-2006, auslaufend (2007 nicht differenzierbar).

i Dickel et al. (2010)
ii ML Niedersachsen (2012)
ii ML Niedersachsen (2011)

B.12.3 Bestimmung der Auswirkung der geplanten AUM auf die Stickstoffbilanzen im Baseline-Szenario 2021

Die geförderten Flächen der relevanten Maßnahmen im Jahr 2007 wurden entsprechend der Maßnahmenzuordnung, z. B. Grünlandextensivierung, auf Landesebene aggregiert. In Tabelle 45 sind die im Endbericht des Projekts AGRUM^{+} Weser (Heidecke et al., 2015) für Niedersachsen veröffentlichten geförderten Flächen im Jahr 2003/04 und auch die zugehörigen Zielflächen im Jahr 2013 (entsprechend des damals zur Verfügung stehenden Datenstandes des Jahres 2007) aufgeführt. In Tabelle 45 wurden die für das Jahr 2007 geförderten Flächen und ebenso die im Jahr 2012 für das Jahr 2013 angestrebten Förderflächen ergänzt (s. angestrebte Förderfläche 2013 in Tabelle 45).

Tabelle 45: Geförderte Flächen in den Jahren 2003/04 und 2007 sowie angestrebte Förderfläche im Jahr 2013 der relevanten Maßnahmengruppen

	NI			
AUM	2003/04	2007	2013 (Stand 2007)	2013 (akt. Stand)
Zwischenfruchtanbau und Untersaaten	0	15.560 [1)]	37.000	**80.000**
reduzierte Bodenbearbeitung	68.100	49.100 [1)]	56.000	**56.000**
Grünlandextensivierung	43.300	51.289 [1)]	38.200	**71.200** [1)]
ökologischer Landbau	51.000	**62.165** [1)]	60.000	60.000
Blüh- und Schonstreifen		6.551 [1)]		10.800
Umwandlung von Acker in Grünland		473		-
extensive Ackernutzung		1.250		**< 7.500** [i]
Uferrandstreifen		in BnS incl.		in BnS incl.
Grundwassserschonende Ausbringungstechnik		2.311		**7.500** [iii]
Grundwasserschonende Landbewirtschaftung [2)]				**60.000** [iii]

1) Daten, bereitgestellt durch Herrn Munzel.

2) Eine differenzierte Ausweisung der angestrebten Förderflächen der Teilmaßnahmen, die keine Zusatzmaßnahmen sind, lag leider nicht vor. Daher wird die gesamte angestrebte Förderfläche angerechnet.

i Dickel et al. (2010)
ii ML Niedersachsen (2012)
iii ML Niedersachsen (2011)

Erläuterung der Tabelle:
- Maßnahme der Förderperiode 2000-2006, ab 2007 keine vergleichbare Maßnahme sowie aufgrund der aktuellen Entwicklungstendenzen Beibehaltung ohne Förderung unrealistisch , die für 2013 angestrebte Förderfläche ist demzufolge 0
- Maßnahme der Förderperiode 2000-2006, ab 2007 keine vergleichbare Maßnahme, unter den aktuellen Entwicklungstendenzen Beibehaltung ohne Förderung realistisch, der Wert von 2007 wird beibehalten

in BnS incl.Fläche in der AUM „Blüh- und Schonstreifen inbegriffen“

Die geförderten Flächen des Ökologischen Landbaus waren im Jahr 2007 größer als die für 2013 angestrebte Förderfläche. Bei dieser Maßnahme ist nicht davon auszugehen, dass die 2007 erfassten Förderungsflächen wieder umgenutzt werden und die Flächengröße von 2007 wird beibehalten. Es erfolgt keine Flächenreduktion bis zum Zieljahr 2013 und dem Jahr des Baseline-

Szenarios 2021, daher ist in der Tabelle 45 der Wert für 2007 fett gedruckt. Für die weiteren Maßnahmen werden die für 2013 angestrebten Förderflächen angewendet und die 2007 geförderten Flächen entsprechend ausgedehnt. Die Maßnahme „Extensive Ackernutzung“ ist Teil des KoopNat-Maßnahmenclusters der Vertragsnaturschutzmaßnahmen (VNS). Da lediglich die insgesamt für 2013 anvisierten Förderflächen vorlagen, gibt der Wert <7.500 die obere Grenze des Förderflächen an, der Teilflächenwert liegt aktuell nicht vor. Es wird daher der fett gedruckte obere Grenzwert als anvisierte Förderfläche verwendet.

Es wurden die, am Thünen-Institut vorliegenden und durch Herrn Wolfgang Roggendorf aufbereiteten, in der Tabelle 44 aufgeführten Kulissen des Jahres 2011 verwendet. Die weiteren bis 2013 umzusetzenden und auf das Baseline-Szenario 2021 zu übertragenden Maßnahmenflächen wurden auf die relevanten Landnutzungsflächen gleichmäßig verteilt.

Thünen Report

Bereits in dieser Reihe erschienene Hefte – *Volumes already published in this series*

1 - 19	siehe http://www.ti.bund.de/de/infothek/publikationen/thuenen-report/
20	Gerald Rahmann und Uygun Aksoy (Eds.) **Building Organic Bridges – Volume 1: Argentina – France** **Building Organic Bridges – Volume 2: Germany – India** **Building Organic Bridges – Volume 3: Indonesia – Sri Lanka** **Building Organic Bridges – Volume 4: Sweden – Viet Nam**
21	Claudia Heidecke, Ulrike Hirt, Peter Kreins, Petra Kuhr, Ralf Kunkel, Judith Mahnkopf, Michael Schott, Björn Tetzlaff, Markus Venohr, Andrea Wagner und Frank Wendland Endbericht zum Forschungsprojekt **„Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser“** **AGRUM^{+}-Weser**
22	Walter Dirksmeyer, Ludwig Theuvsen und Maike Kayser (Hrsg.) **Aktuelle Forschung in der Gartenbauökonomie –** Tagungsband zum 1. Symposium für Ökonomie im Gartenbau
23	Karsten Mohr, Jerzy Suda, Hans Kros, Christian Brümmer, Werner L. Kutsch, Miriam Hurkuck, Elisabeth Woesner, Wim Wesseling **Atmosphärische Stickstoffeinträge in Hochmoore Nordwestdeutschlands und Möglichkeiten ihrer Reduzierung – eine Fallstudie aus einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Region**
24	Raphael Albrecht **Ein Ansatz zur Abschätzung der interregionalen Wettbewerbsfähigkeit der Zuckerrübenproduktion – am Beispiel ausgewählter europäischer Regionen**
25	Ute Petersen, Hans-Joachim Weigel **Klimaresilienz durch Agrobiodiversität?** Literaturstudie zum Zusammenhang zwischen Elementen der Agrobiodiversität und der Empfindlichkeit von landwirtschaftlichen Produktionssystemen gegenüber dem Klimawandel
26	Mirko Liesebach (Hrsg.) **FastWOOD II: Züchtung schnellwachsender Baumarten für die Produktion nachwachsender Rohstoffe im Kurzumtrieb** – Erkenntnisse aus 6 Jahren FastWOOD
27	Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Ulrich Dämmgen, Annette Freibauer, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Beate Bauer, Bernhard Osterburg **Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2013** **Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2013**
28	Martin T. Bohl, Hervé Ott und Ernst-Oliver von Ledebur **Kurzfristige Dynamik von Preisbildungsprozessen deutscher Agrarrohstoffe -** Abschlussbericht im Auftrag der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung für das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
29	Kurt-Jürgen Hülsbergen, Gerold Rahmann (Hrsg.) **Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben,** Forschungsergebnisse 2013-2014

30 Horst Gömann, Andrea Bender, Andreas Bolte, Walter Dirksmeyer, Hermann Englert, Jan-Henning Feil, Cathleen Frühauf, Marlen Hauschild, Sandra Krengel, Holger Lilienthal, Franz-Josef Löpmeier, Jürgen Müller, Oliver Mußhoff, Marco Natkhin, Frank Offermann, Petra Seidel, Matthias Schmidt, Björn Seintsch, Jörg Steidl, Kathrin Strohm, Yelto Zimmer
Agrarrelevante Extremwetterlagen und Möglichkeiten von Risikomanagementsystemen, Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL)

31 Jan L. Wenker und Sebastian Rüter
Ökobilanz-Daten für holzbasierte Möbel

32 **Ländliche Lebensverhältnisse im Wandel 1952, 1972, 1993, 2012**

Luisa Vogt, Ralf Biernatzki, Michael Kriszan und Wolf Lorleberg
Volume 1 – Dörfer als Wohnstandorte

Simone Helmle und Carmen Kuczera
Volume 2 – Typisch ist das vermeintlich Untypische: Alltag von Dorfbewohnern

Andreas Keil, Charlotte Röhner, Ina Jeske, Michael Godau, Stefan Padberg, Jennifer Müller, Nur Seyfi und Mira Schraven
Volume 3 – Kindheit im Wandel

Stephan Beetz unter Mitarbeit von Alexander Voigt, Anna-Clara Gasch und Sarah Rodriguez-Abello
Volume 4 – Soziale Unterstützungsstrukturen im Wandel

Michaela Evers-Wölk, Britta Oertel, Sie Liong Thio, Carolin Kahlisch und Matthias Sonk
Volume 5 – Neue Medien und dörflicher Wandel

33 Anja-Kristina Techen, Elke Ries, Annett Steinführer
Evaluierung der Gewässerschutzberatung in Hessen im Kontext der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Auswirkungen auf Wissen und Handeln von Landwirten

34 Jan T. Benthien, Sabrina Heldner, Martin Ohlmeyer, Christian Bähnisch, Jörg Hasener, Clemens Seidl, Alfred Pfemeter, Christian Kathmann
Untersuchung der Faserqualität von TMP für die MDF-Produktion – Abschlussbericht zum FNR-Vorhaben „Fiber-Impact“ (FKZ: 22013211)

35 Andreas Tietz
Überregional aktive Kapitaleigentümer in ostdeutschen Agrarunternehmen: Bestandsaufnahme und Entwicklung

36 Nicole Wellbrock, Erik Grüneberg, Daniel Ziche, Nadine Eickenscheidt, Marieanna Holzhausen, Juliane Höhle, Rainer Gemballa, Henning Andreae
Entwicklung einer Methodik zur stichprobengestützten Erfassung und Regionalisierung von Zustandseigenschaften der Waldstandorte

37 Andrea Ackermann, Claudia Heidecke, Ulrike Hirt, Peter Kreins, Petra Kuhr, Ralf Kunkel, Judith Mahnkopf, Michael Schott, Björn Tetzlaff, Markus Venohr und Frank Wendland
Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen

Thünen Report 37
Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

www.ti.bund.de