Quantifizierung aktueller und zukünftiger Nährstoffeinträge und Handlungsbedarfe für ein deutschlandweites Nährstoffmanagement – AGRUM-DE

Maximilian Zinnbauer, Max Eysholdt, Martin Henseler, Frank Herrmann, Peter Kreins, Ralf Kunkel, Hanh Nguyen, Björn Tetzlaff, Markus Venohr, Tim Wolters, Frank Wendland

Thünen Report 108

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.thuenen.de

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

Zitationsvorschlag – *Suggested source citation:*
Zinnbauer M, Eysholdt M, Henseler M, Herrmann F, Kreins P, Kunkel R, Nguyen H, Tetzlaff B, Venohr M, Wolters T, Wendland F (2023) Quantifizierung aktueller und zukünftiger Nährstoffeinträge und Handlungsbedarfe für ein deutschlandweites Nährstoffmanagement – AGRUM-DE. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 454 p, Thünen Rep 108, DOI:10.3220/REP1684153697000

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 108

Herausgeber/Redaktionsanschrift – Editor/address

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

thuenen-report@thuenen.de
www.thuenen.de

ISSN 2196-2324
ISBN 978-3-86576-256-6
DOI:10.3220/REP1684153697000
urn:nbn:de:gbv:253-202305-dn066338-4

Quantifizierung aktueller und zukünftiger Nährstoffeinträge und Handlungsbedarfe für ein deutschlandweites Nährstoffmanagement – AGRUM-DE

Maximilian Zinnbauer, Max Eysholdt, Martin Henseler, Frank Herrmann, Peter Kreins, Ralf Kunkel, Hanh Nguyen, Björn Tetzlaff, Markus Venohr, Tim Wolters, Frank Wendland

Thünen Report 108

Das diesem Bericht zugrunde liegende Modellvorhaben wurde mit Mitteln der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser und des Thünen-Instituts gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autor*innen.



Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Dr. Frank Herrmann, Dr. Ralf Kunkel, Dr. Björn Tetzlaff, Dr. Tim Wolters, Prof. Dr. Frank Wendland
Forschungszentrum Jülich, Institut für Bio- und Geowissenschaften

Forschungszentrum Jülich GmbH
Wilhelm-Johnen-Straße
52428 Jülich
Telefon: + 49 2461 61 3165
E-Mail: f.wendland@fz-juelich.de

Dr. Hanh Nguyen, Dr. Markus Venohr
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Ökohydrologie und Biochemie

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin
Telefon: + 49 30 6392 4074
E-Mail: markus.venohr@igb-berlin.de

M. Sc. Maximilian Zinnbauer, M. Sc. Max Eysholdt, Dr. Martin Henseler (bis 08/2020), Dipl.-Ing. agr. Peter Kreins
Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei
Bundesallee 64
D-38116 Braunschweig
Telefon: + 49 531 596 5510
E-Mail: maximilian.zinnbauer@thuenen.de

Thünen Report 108

Braunschweig/Germany, Mai 2023

Vorwort

Dieser Abschlussbericht enthält die Ergebnisse eines Kooperationsvorhabens zwischen den Forschungsinstitutionen Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen[1] (Thünen-Institut, TI), Forschungszentrum Jülich (FZJ) und dem Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) mit der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und der Flussgebietsgemeinschaft Weser. Das Vorhaben geht auf Diskussionen innerhalb der LAWA im Herbst 2017 zurück. Die LAWA-Vollversammlung hat auf ihrer 154. Sitzung beschlossen, dass sie eine bundesweite Modellierung der Einträge von Stickstoff und Phosphor in das Grundwasser, die Oberflächengewässer und die Meere für notwendig und prioritär hält, um insbesondere Anforderungen der Europäischen Kommission in Bezug auf die Berichterstattung zur Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), dem Vertragsverletzungsverfahren Nitratrichtlinie sowie dem WRRL-Pilotverfahren hinsichtlich Nährstoffe nachkommen zu können. Als Ziele für das Vorhaben wurden damals unter anderem (I) eine einheitliche Abschätzung der Nährstoffüberschüsse auf Grundlage gleicher Zeitreihen, (II) die Ermittlung des quantitativen Reduktionsbedarfs (absolut und regional) für Grund- und Oberflächengewässer, (III) die Ermittlung der bedeutenden Eintragspfade und Hotspots bezogen auf Bundesländer und Flussgebietsgemeinschaften sowie (IV) vergleichbare Abschätzung der Wirkung von Maßnahmen und der novellierten Düngeverordnung genannt. Von vornherein wichtig war, dass die Arbeiten in enger Abstimmung zwischen Land- und Wasserwirtschaft erfolgen und den zwischen beiden Seiten begonnenen Dialog-Prozess fortsetzen sollten.

Um dies zu gewährleisten, wurde ein Projektbeirat mit Mitgliedern aus den Land- und Wasserwirtschaftsverwaltungen nahezu aller Länder und des Bundes eingerichtet. Die Flussgebietsgemeinschaft Weser hat dankenswerter Weise zugestimmt, diesen Projektbeirat zu koordinieren. Dem Projektbeirat ist es gelungen, erstmals bundesweit ein gegenseitiges Systemverständnis für Nährstoffumsätze und -bilanzierungen der Akteur*innen der Land- und Wasserwirtschaft zu entwickeln und ein verbessertes gemeinsames Problemverständnis hinsichtlich Nährstoffeinträge und Minderungsbedarf zu erzielen. Der Projektbeirat beriet in acht Sitzungen über die zu verwendenden Eingangsdaten, Zwischenergebnisse zum Wasser- und Stoffhaushalt oder Parameter bei der Berechnung der landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse. Er formulierte Verbesserungswünsche, zum Beispiel bei der Abbildung von Nährstoffeinträgen aus der Kanalisation und setzte sich fachlich fundiert mit den Ergebnissen des Modellverbunds bezüglich der Nährstoffminderungen ins Grund- und Oberflächenwasser auseinander. Die drei Forschungsinstitutionen haben die Anregungen der Länder aufgenommen und mit den jeweiligen Ländern lösungsorientiert abgestimmt. Seit 2018 wird kritisch diskutiert, dass die Datenbasis für eine Modellanwendung auf Bundesebene von der Auflösung geringer ist als vergleichbare Modellierungen auf Länderebene. Um diese Datenbasis zu verbessern, wurden beispielsweise die Bodendaten der BÜK1000 während des Vorhabens auf die erstmalig in 2020 vorliegenden Daten der BÜK200 umgestellt. Gleichzeitig ist es gelungen, von allen Landwirtschaftsverwaltungen der Länder betriebliche Daten zur Landnutzung aus dem Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS) zu verwenden und damit erstmalig einen qualitativ hochwertigen, bundesweit einheitlichen Datensatz für die Ermittlung der N-Überschüsse verwenden zu können.

Durch diese Arbeitsweise ist es den Kooperationspartnern gelungen, ein nachvollziehbares, räumlich hochauflösendes Nährstoffbilanzierungsmodell für Stickstoff und Phosphor zu entwickeln und erstmals bundesweit einheitlich Minderungsbedarfe in Grund- und Oberflächengewässer abzuschätzen. Die Bundesländer haben diesen Prozess nicht nur durch die fachliche Begleitung, sondern auch durch die Bereitstellung von weiteren Daten, zum Beispiel zur Überprüfung der modellierten Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser mit gemessenen Ergebnissen, unterstützt. Die mit diesem Abschlussbericht vorliegenden Ergebnisse dokumentieren die Methodik des Modellverbunds nachvollziehbar.

[1] Bis 12/2021: Thünen-Institut für Ländliche Räume.

Das Vorhaben gewann durch das von der europäischen Kommission angestrengte Vertragsverletzungsverfahren zur Umsetzung der Nitratrichtlinie an Bedeutung. Im Abschlussbericht der Bund-Länder-Projektgruppe zur Entwicklung eines Monitoring-Konzepts für die Bewertung der Düngeverordnung 2020 wurde u. a. von den zuständigen Bundesministerien entschieden, dass eine bundesweit einheitliche Modellierung auf der Basis des Modellverbunds AGRUM-DE erfolgen soll, um die Erkenntnislücke zwischen kurz- und langfristigen Effekten, beispielsweise rückläufigen Bilanzsalden und Entwicklungen an den Grundwassermessstellen, zu schließen.

In der Folgezeit wurde das Verfahren AGRUM-DE in die Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung von mit Nitrat belasteten und eutrophierten Gebieten (AVV GeA 2020) aufgenommen, um insbesondere mit Nitrat belastete Gebiete verursachergerecht auszuweisen. Diese Entscheidung war nicht unumstritten und wurde von der europäischen Kommission kritisiert, weil ihrer Ansicht nach keine Daten des Verursachers bei der Gebietsausweisung berücksichtigt werden dürfen. Als Folge wurde dieser Schritt bei der geänderten AVV GeA zur Ausweisung von mit Nitrat belasteten Gebieten in 2022 gestrichen. Nichtsdestotrotz besteht innerhalb der Landwirtschaft der Wunsch, nachweislich gewässerschonend wirtschaftende Betriebe von den strengen Regelungen der Düngeverordnung auszunehmen.

Während öffentlich die Diskussion über die Verwendung von AGRUM-DE emotional und teilweise ohne fundierte Sachkenntnis geführt wurde, ist im Projektbeirat und in der vom BMU und BMEL im März 2021 eingerichteten Projektgruppe zur Umsetzung des „Wirkungsmonitoring Düngeverordnung“ die Weiterentwicklung des Modellverbunds vorangetrieben worden. Aufbauend auf den Ergebnissen des Kooperationsvorhabens wird die Qualität der Eingangsdaten in allen Bereichen des Modellverbunds erhöht. Die bisher auf Basis statistischer Daten ermittelten Stickstoffüberschüsse sollen sukzessive durch betriebsbezogene Angaben ersetzt werden. Das BMEL hat bekräftigt, hierzu die rechtlichen Voraussetzungen zu schaffen. Erste Bundesländer haben bereits zugestimmt, entsprechende Daten an eine am Thünen-Institut im Aufbau befindliche Bundesdatenbank zu liefern. Bei den hydrologischen und stofflichen Modellen ist vorgesehen, die räumliche Auflösung der Eingangsdaten im Bereich Boden auf das in vielen Ländermodellen verwendete Niveau zu erhöhen und die zeitliche Auflösung durch die Verwendung des dynamischen Wasserhaushaltsmodells mGROWA zu verbessern. Auch diese Arbeiten werden durch einen Begleitkreis mit Mitgliedern aus den Land- und Wasserwirtschaftsverwaltungen der Länder betreut. Dieser Begleitkreis setzt die erfolgreiche Zusammenarbeit des Projektbeirats AGRUM-DE fort.

Für die Lösung heutiger Umweltprobleme ist es notwendig, das sektorale Wissen zusammenzuführen und durch diese Koppelung ein besseres Systemverständnis zu erlangen. Die Ergebnisse des Modellverbunds AGRUM-DE tragen dazu bei, die Anforderung der Landwirtschaft an die Düngung zur Erzeugung hochwertiger Produkte mit den Anforderungen des Gewässer-, Klima- und Biodiversitätsschutzes zu koppeln. Modellsysteme liefern hierfür wichtige Entscheidungsgrundlagen. Für ihre Akzeptanz ist es wichtig, dass die Systeme nachvollziehbar entwickelt und betrieben werden und alle Beteiligten in den Prozess einbezogen werden. Dies ist dem Modellverbund AGRUM-DE gelungen, die Arbeiten werden im Rahmen des Wirkungsmonitorings zur Düngeverordnung in Deutschland fortgeführt.

Michael Trepel, Benjamin Schmidt, Mareike Fischer und Astrid Krüger

Danksagung

Dieses Projekt wurde zwischen 2018 und 2022 intensiv durch einen Projektbeirat mit Expert*innen aus Bund und Ländern begleitet. Dank gilt deswegen den insgesamt 51 Mitgliedern des Projektbeirats, die die Arbeiten mit kritischem Blick und fachlicher Expertise begleitet haben.

Besonderer Dank gilt außerdem der Projektkoordination, allen voran Benjamin Schmidt und den LAWA-Projektleiter*innen Dr. Michael Trepel, Mareike Fischer und Dr. Astrid Krüger. Neben ihrem Engagement bei der Koordinierung des Projektes haben sie auch das Vorwort verfasst.

Seit vielen Jahren wurden und werden am Thünen-Institut verschiedene Arbeiten durchgeführt, welche sich mit der „Stickstoffproblematik“ befassen. Für den fruchtbaren Austausch und die Zusammenarbeit geht besonderer Dank an Philipp Löw und Bernhard Osterburg von der Thünen-Stabsstelle Klima und Boden, die im Zuge der Arbeiten zur Stoffstrombilanzverordnung und der Abschätzung des Erfüllungsaufwands zur Düngeverordnung wertvolle, ergänzende Beiträge im Projektbeirat und zu diesem Bericht beigesteuert haben. Die Zusammenfassung dieser Beiträge findet sich in Kapitel 6.4.

Dank gilt außerdem Helena Heidenblut und Amelie Rother, welche als studentische Mitarbeiterinnen am Thünen-Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen durch ihre Arbeiten zum Gelingen des Projektes beigetragen haben. Wir danken außerdem Manuela Schoon, die dieses Skript mit großer Sorgfalt redaktionell bearbeitet hat.

Braunschweig, im April 2023

Zusammenfassung

Ziel des Projektes war, gemeinsam mit land- und wasserwirtschaftlichen Behörden der Bundesländer ein bundesweit einheitliches, räumlich hochaufgelöstes Nährstoffmodell zu erstellen, um Informationsgrundlagen zu schaffen, welche unter anderem zur Erfüllung der Berichtspflichten der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) beitragen können. Dabei galt es, Einträge von Stickstoff und Phosphor aus der Landwirtschaft, dem Abwasserbereich und dem Luftpfad in das Grundwasser, die Oberflächengewässer und die Zuflüsse in Nord- und Ostsee bzw. den Übergabepegeln zu den Nachbarstaaten unter Berücksichtigung der jeweiligen wichtigsten Umsetzungs- und Abbauprozesse abzubilden. Der Modellverbund AGRUM-DE besteht aus dem agrarökonomischen Modell RAUMIS (betrieben am Thünen-Institut, TI) sowie den hydrologischen Modellen mGROWA-DENUZ-WEKU-MePhos (Forschungszentrum Jülich, FZJ) und dem Modell MONERIS (Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, IGB):

- Mit dem Modell RAUMIS wurden vom Thünen-Institut Stickstoffbilanzen der Landwirtschaft auf Gemeindeebene berechnet sowie eine Analyse der Wirkung der novellierten Düngeverordnung (DüV) zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele für Grundwasser, Binnengewässer und Küstengewässer erstellt.
- Mit den Modellen mGROWA-WEKU-DENUZ-MEPhos des Forschungszentrums Jülich wurden der Wasserhaushalt und die diffusen Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer getrennt nach den wichtigsten Eintragspfaden ermittelt. Die Modellrechnungen wurden für die gesamte Landesfläche Deutschlands in einem Raster von 100 m × 100 m durchgeführt.
- Mit dem Modell MONERIS wurden vom IGB in Berlin schwerpunktmäßig N- und P-Einträge aus Punktquellen und urbanen Systemen in die Oberflächengewässer auf Gemeindeebene sowie die Retention (Rückhalt und Abbau) von N- und P-Verbindungen in Oberflächengewässern auf Teileinzugsgebietsebene berechnet. Durch eine Ist-Zustandsanalyse wurden zunächst die unterschiedliche Herkunft und die Höhe der Nährstoff-Einträge bestimmt. Dadurch konnte eine räumliche Identifizierung von Belastungsschwerpunkten und damit von prioritären Bereichen für die Maßnahmendurchführung vorgenommen werden. Hierauf aufbauend wurden der regionale N- und P-Handlungsbedarf zur Erreichung der Schutzziele für das Grundwasser und die Oberflächengewässer zur Erreichung der Meeresschutzziele ermittelt sowie die Auswirkungen der novellierten Düngeverordnung auf den Nährstoffeintrag analysiert.

Das Projekt wurde von einem Projektbeirat aus rund 50 land- und wasserwirtschaftlichen Expert*innen der Länder begleitet, in welchem sämtliche Projektschritte – von der Festlegung der Datengrundlage bis hin zur Darstellung der Ergebnisse – detailliert vorgestellt, diskutiert und abgestimmt wurden.

I RAUMIS (Thünen-Institut)

(1) Die regionalen Stickstoffflächenbilanzen für den Ist-Zustand (Durchschnitt der Jahre 2014 bis 2016) werden mit dem regionalisierten Agrarsektormodell RAUMIS ermittelt.

Das regionalisierte Agrar- und Umweltinformationssystem für Deutschland (RAUMIS) ist ein regional differenziertes Angebotsmodell, das den deutschen Agrarsektor vollständig erfasst. RAUMIS bildet regionale Anpassungen der Landwirtschaft in Deutschland auf agrar- und agrarumweltpolitische Maßnahmen im Rahmen einer komparativ-statischen Betrachtung ab. RAUMIS verfügt über verschiedene Umweltindikatoren, darunter Nährstoffbilanzen. In diesem Projekt wurden mit RAUMIS Stickstoffbilanzen auf Ebene der Gemeinden berechnet.

(2) Die N-Bilanzen wurden mit der besten verfügbaren Datengrundlage berechnet, welche durch die Bundesländer bereitgestellt wurde.

Erstmals konnten flächendeckend für alle Bundesländer Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) für die Bilanzierung verwendet werden. Des Weiteren wurden Daten des Herkunftssicherungs- und Informationssystems für Tiere, der Tierseuchenkassen, der

Wirtschaftsdüngermeldedatenbanken sowie der Klärschlammkataster der Länder herangezogen. Zur Erfassung der Stickstoffströme durch Biogasanlagen wurde im Rahmen des Projektes ein eigener, anlagenspezifischer Datensatz aus unterschiedlichen Quellen zusammengestellt. Die Datengrundlagen werden zusammengeführt, plausibilisiert und um Informationen aus der Statistik ergänzt, sodass die Landwirtschaft in Deutschland vollständig und regional differenziert abgebildet wird. Die ermittelten N-Bilanzen werden mit Hilfe einer durch die InVeKoS-Flächendaten erarbeiteten Schnittstelle an die hydrologischen Modelle des Forschungszentrums Jülich übergeben.

(3) Die Bilanzierung auf Gemeindeebene birgt einige methodische Herausforderungen.

Ein zentraler methodischer Aspekt war, die mit der Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen verbundenen Stickstoffflüsse plausibel zu simulieren. In vielen Regionen kann die zur Vergärung bestimmte Wirtschaftsdüngermenge nicht innerhalb der jeweiligen Gemeinden bereitgestellt werden. Deswegen wurden, sofern keine Daten vorlagen, Transportbewegungen zwischen den Gemeinden simuliert. Mit diesem methodischen Ansatz ist es nun möglich, kleinräumige N-Flüsse zwischen den Bilanzgliedern „Wirtschaftsdünger“ und „Gärreste“ abzubilden.

(4) Der durchschnittliche N-Flächenbilanzüberschuss liegt in Deutschland für das Basisjahr (Durchschnitt 2014-2016) bei rund 58 kg N/ha LF (landwirtschaftlich genutzte Fläche), wobei erhebliche regionale Unterschiede auftreten.

Die höchsten N-Überschüsse sind in den viehstarken Regionen Niedersachsens, Nordrhein-Westfalens und Schleswig-Holsteins zu beobachten. Gemeinden mit hohen N-Salden kommen aber auch vereinzelt außerhalb dieser Regionen vor. Regionen mit geringeren N-Überschüssen finden sich dagegen u. a. in Brandenburg und dem Saarland. Für 90 % aller Gemeinden liegen die N-Salden zwischen 20 und 100 kg N/ha.

(5) Die N-Zufuhr beträgt für das Basisjahr im Bundesdurchschnitt rund 202 kg N/ha.

Davon entfallen rund 90 % auf die Zufuhr mit organischen und mineralischen Düngemitteln: Über mineralische Dünger werden rund 102 kg N/ha zugeführt, über tierische Wirtschaftsdünger 52 kg N/ha und über Gärreste 32 kg N/ha. Eine untergeordnete Rolle spielen Kompost (2 kg N/ha), Klärschlamm (1 kg N/ha) und die N-Zufuhr über Saat- und Pflanzgut (2 kg N/ha). Über die Stickstofffixierung durch Leguminosen werden weitere 11 kg N/ha zugeführt.

Insgesamt sind die höchsten N-Zufuhren in Regionen mit intensiver Tierhaltung, konzentrierter Biogasproduktion und intensivem Ackerbau zu beobachten. Verhältnismäßig niedrig sind dagegen die Zufuhren in Ackerbauregionen mit hohem Anteil an Extensivkulturen und in den Grünlandgebieten der Alpen und Teilen der Mittelgebirge. In den ostdeutschen Bundesländern sowie in Rheinland-Pfalz und Hessen spielt die Zufuhr durch organische Düngemittel im Verhältnis zum Mineraldüngereinsatz eine eher untergeordnete Rolle, während diese in den anderen Bundesländern mengenmäßig mindestens gleichbedeutend ist bzw. überwiegt.

(6) Die N-Abfuhr beläuft im Basisjahr sich auf 144 kg N/ha.

Auffällig ist hier, dass hohe Abfuhren über 170 kg N/ha vorwiegend in Regionen auftreten, in denen hohe Viehbesatz- und Biogaskapazitätsdichten auftreten, d. h. in Nord-, Nordwest-, und Südostdeutschland. Moderate bis hohe Abfuhren treten in den intensiven Ackerbauregionen Mittel- und Ostdeutschlands auf. Auf Trockenstandorten, Regionen mit extensiver Grünlandnutzung und extensivem Ackerbau (z. B. Brandenburg, Teile Bayerns und Baden-Württembergs, Saarland) sind die Abfuhren mit weniger als 110 kg N/ha deutlich geringer.

(7) Nach der Abbildung der N-Bilanzen für den des Basisjahrs (Ist-Zustand) werden in einem weiteren Schritt die zu erwartenden N-Überschüsse für das Jahr 2027 abgeschätzt, welches das Ende des dritten Bewirtschaftungszyklus der WRRL markiert.

Da zu erwarten ist, dass die neue Düngeverordnung (DüV), welche 2017 novelliert und 2020 erneut überarbeitet wurde, erheblichen Einfluss auf die künftige betriebliche Düngung hat, wird ihre Wirkung bei der Quantifizierung der N-Überschüsse im Zieljahr 2027 berücksichtigt, inklusive der im Mai 2021 geltenden Kulissen der mit Nitrat belasteten Gebiete. Um allgemeine, erwartbare Entwicklungen im Agrarsektor bis 2027 zu berücksichtigen, wird außerdem auf die Thünen-Baseline 2030 zurückgegriffen.

(8) Die erwartete Minderung des durchschnittlichen N-Überschusses im Jahr 2027 beträgt den Modellergebnissen zufolge rund 40 % gegenüber dem Basisjahr.

Der durchschnittliche N-Saldo liegt dann bei rund 36 kg N/ha LF (Szenario *nmin*). Diese deutliche Reduzierung des N-Überschusses hat mehrere Ursachen: Zum einen wird ein Rückgang der Biogasproduktion mit dem Auslaufen der EEG-Förderung erwartet, zum anderen werden mit der DüV deutlich geringere Düngebedarfe ermittelt, was zu einer Einschränkung der mineralischen N-Düngung führt, insbesondere in den mit Nitrat belasteten Gebieten. In einem zusätzlichen Szenario (*nmin30*) wird dargestellt, dass die regionale Wirkung der DüV auf die Höhe der N-Salden in erheblichem Maße von den zugrunde gelegten N-Mengen im Boden (N_{min}-Werten) abhängt.

II mGROWA-WEKU-DENUZ-MEPhos (FZJ)

Ziel der hydrologischen Modellierung mit den Modellen mGROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos war die flächendeckende und zugleich räumlich hochaufgelöste Ermittlung der diffusen Stickstoff- und Phosphoreinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer. Die Modellierungen erfolgten flächendifferenziert in einem 100 m-Raster für das gesamte Bundesgebiet, wodurch Modellrechnungen für jeweils ca. 35,7 Mio. Rasterzellen durchgeführt wurden. Mit den Modellen wurden die diffusen Eintragspfade Erosion, Abschwemmung, Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss, Dränagen und atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen abgebildet.

(9) Daten- und Informationsgrundlage des Projektes AGRUM-DE bildeten aktuelle, von offiziellen Bundes- und Landeseinrichtungen erhobene Datenbestände, die bundesweit konsistent und in digitaler Form verfügbar sind.

Die verwendeten Datengrundlagen wurden mit den Vertreter*innen des AGRUM-DE-Projektbeirats, bestehend aus Vertreter*innen der Bundesländer aus der Wasserwirtschaft und der Landwirtschaft, auf acht Sitzungen diskutiert und abgestimmt. Dies hat maßgeblich zur Transparenz der Vorgehensweise im AGRUM-DE-Projekt und zur Einordnung der erzielten Modellergebnisse im Vergleich zu den Ergebnissen aus Ländermodellen beigetragen.

(10) Mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA wurde die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse in Deutschland und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den Nährstoffeintrag abgebildet.

Das Wasserhaushaltsmodell mGROWA wurde für einen Einsatz in großen Modellgebieten (Flusseinzugsgebiete, Bundesländer etc.) konzipiert. Es ist ein deterministisches, konzeptionelles, rasterbasiertes, flächendifferenziertes hydrologisches Bilanzmodell. Basis des Modells ist die Wasserhaushaltsgleichung mit ihren Klima-, Abfluss- und Speichergrößen. Mit mGROWA können die vertikalen Prozesse des Wasserhaushalts bilanziert werden. Zur Abbildung einer möglichst aktuellen mittleren langjährigen – und damit regional typischen – hydrologischen Situation erfolgte die Wasserhaushaltsmodellierung für die Periode 1981–2010.

Ein Gesamtabfluss von über 500 mm/a tritt vor allem in den Hochlagen der Mittelgebirge und in den Alpen auf. In den übrigen Mittelgebirgsregionen liegen die Gesamtabflusshöhen großräumig zwischen ca. 200 mm/a und 500 mm/a. Bedingt durch Niederschläge von weniger als 600 mm/a liegen die Gesamtabflusshöhen in den östlichen Bundesländern, aber auch im Oberrheingebiet und Rheinhessen, im langjährigen Mittel großräumig bei weniger als 100 mm/a. Vor allem in den grundwasserbeeinflussten Regionen kann dort die Summe des

aufwärtsgerichteten Zustroms in den Bilanzraum die Summe des abwärtsgerichteten Zustroms zum Grundwasserleiter übersteigen, sodass es zu einer Grundwasserzehrung kommt.

Aus dem modellierten Gesamtabfluss wurden die Haupteintragspfade für den Nährstoffaustrag abgeleitet. Hierbei handelt es sich um die Abflusskomponenten des Direktabflusses (Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Dränabfluss, urbaner Direktabfluss) sowie die Sickerwasserhöhe und die Grundwasserneubildung.

Die Plausibilitätsüberprüfung der berechneten Wasserhaushaltsgrößen erfolgte durch einen Vergleich mit an 298 Pegeln gemessenen Abflusswerten. Für den modellierten Gesamtabfluss ergab sich hierbei an 298 Pegeln mit einer Nash-Sutcliffe Effizienz (NSE) von 0,89 und einem Percentage Bias (PBIAS) von -4 % bundesweit eine sehr gute Übereinstimmung. Bei der Grundwasserneubildung zeigte sich an 155 präselektierten Pegeln in vergleichsweise kleinen Einzugsgebieten (< 1.000 km²) in den Oberläufen der Fließgewässer mit geringer anthropogener Beeinflussung mit einer NSE von 0,69 und einem PBIAS von -4,8 % ebenfalls eine gute Übereinstimmung. Dieses Ergebnis belegt, dass die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten gut repräsentiert werden.

(11) Die Simulation der diffusen N-Einträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer erfolgte mit den Modellen DENUZ und WEKU.

Zur flächendifferenzierten Modellierung der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer wurden die mit dem Modell mGROWA simulierten Abflusskomponenten und Eintragspfade mit den Modellen DENUZ und WEKU verknüpft. Der Nitratabbau im Boden wird im DENUZ-Modell auf Basis einer Michaelis-Menten-Kinetik flächendifferenziert quantifiziert. Für die über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter ausgewaschenen N-Mengen wird der reaktive N-Transport im Aquifer berücksichtigt. Dies erfolgt mit dem Modell WEKU über eine Reaktion erster Ordnung.

(12) Die wichtigsten N-Quellen zur Simulation der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer sind die N-Überschüsse der Landwirtschaft aus RAUMIS und die atmosphärische N-Deposition aus dem PINETI-3-Modell.

Unter Anrechnung einer N-Immobilisierung im Boden in Höhe von 50 % der Summe aus N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer N-Deposition für Grünland, und einer N-Immobilisierung im Boden von 20 % für Nadelwald und von 10 % für Laub- und Mischwald unter ausschließlicher Anrechnung der atmosphärischen N-Deposition wurde für Deutschland ein verlagerbarer N-Eintrag in den Boden von ca. 1.230.000 t N/a bestimmt. Zusätzlich wurden für besiedelte Gebiete die vom IGB berechneten N-Einträge aus undichten Kanalisationen unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs berücksichtigt.

(13) Die für den Stickstoffaustrag relevanten Nitratabbauraten im Boden weisen regional bedeutende Unterschiede auf.

Während des Transports durch den Boden kann der verlagerbare N-Eintrag in den Boden mikrobiell abgebaut werden. Das Ausmaß des Nitratabbaus im Boden wird im DENUZ-Modell über die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden, die Höhe des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden sowie durch das Nitratabbauvermögen des Bodens bestimmt. Die Ergebnisse der Modellrechnungen zeigen, dass der Nitratabbau im Boden in Regionen, in denen durch Grundwasser beeinflusste Böden mit einem hohen Anteil an organischer Substanz auftreten, sowie in Regionen mit langen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden bis zu 50 kg N/(ha × a) und mehr betragen kann. In Mittelgebirgsregionen mit schlechten Denitrifikationsbedingungen im Boden, geringen verlagerbaren N-Mengen im Boden und geringen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden liegt der Nitratabbau bei unter 10 kg N/(ha × a). Durch den Nitratabbau im Boden liegt die Gesamtsumme des N-Austrags aus dem Boden bei ca. 590.000 t N/a, was etwa 48 % der verlagerbaren N-Einträge in den Boden entspricht.

(14) Die diffusen N-Einträge in das Grundwasser und die N-Einträge in die Oberflächengewässer teilen sich nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf die einzelnen Abflusskomponenten auf.

Während der N-Eintrag in das Grundwasser an die Grundwasserneubildung gebunden ist, erfolgt der N-Eintrag in die Oberflächengewässer über die Komponenten des Direktabflusses (Oberflächenabfluss, Dränabfluss, natürlicher Zwischenabflusses, urbaner Direktabfluss). Die N-Menge teilt sich dabei nach dem Anteil der jeweiligen Abflusskomponenten auf. Ein Teil gelangt über die Direktabflusskomponenten ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, ein anderer Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer.

(15) Abschwemmung, Erosion und direkte Deposition auf Gewässerflächen spielen für die N-Einträge in die Gewässer eine nur untergeordnete Rolle.

Die diffusen N-Einträge über die an den Oberflächenabfluss gekoppelte Erosion und Abschwemmung treten mit ca. 14.000 t N/a bzw. 3.200 t N/a genauso in den Hintergrund wie die direkte N-Deposition auf Gewässerflächen mit ca. 8.000 t N/a.

(16) N-Einträge über Dränagen sind in Norddeutschland bedeutsam, südlich der Mittelgebirgsschwelle dominieren hingegen N-Einträge über den natürlichen Zwischenabfluss.

Aufgrund des hohen Festgesteinanteils stellt der natürliche Zwischenabfluss in Deutschland eine der Hauptkomponenten des Abflusses dar, vor allem in den Mittelgebirgsregionen. Insgesamt werden über diesen Eintragspfad ca. 190.000 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen.

Bei den N-Einträgen in die Oberflächengewässer über Dränagen treten vor allem die landwirtschaftlich genutzten Böden in den Niederungsregionen des Norddeutschen Tieflands mit einem geringen Flurabstand hervor. Aufsummiert über die gesamten gedränten Flächen in Deutschland liegen die N-Einträge in die Oberflächengewässer bei ca. 33.000 t N/a. Beim Vergleich der AGRUM-DE-Ergebnisse zum N-Eintrag aus Dränagesystemen mit den Ergebnissen aus den Nährstoffmodellen der Bundesländer, für die vom FZJ Nährstoffmodelle aufgebaut wurden, zeigte sich, dass die Ergebnisse des AGRUM-DE-Projektes auf einem deutlich niedrigeren Niveau liegen. Hauptursache für die Unterschiede sind die bodenkundlichen Datengrundlagen, die in die Modellierung eingehen.

(17) Im Norddeutschen Tiefland wird ein Großteil des ins Grundwasser eingetragenen Nitrats auf dem Weg zum Vorfluter abgebaut. In den meisten Festgesteinsregionen entsprechen die N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserpfad weitestgehend den N-Einträgen ins Grundwasser.

Die N-Austräge aus dem Boden, die nicht über Dränagen und Zwischenabfluss in die Gewässer gelangen, werden in das Grundwasser eingetragen und durch den Aquifer zu einem Oberflächengewässer transportiert. Je nach dem Denitrifikationsvermögen im Aquifer können dabei Nitratabbauprozesse ablaufen.

Der reaktive N-Transport im Grundwasser wurde mit dem WEKU-Modell in Abhängigkeit der Grundwasserfließzeiten, der Stickstoffeinträge in den Aquifer und der Nitratabbaubedingungen im Aquifer modelliert. Die Grundwasserfließzeiten wurden durch Verknüpfung der Fließgeschwindigkeiten im Aquifer mit der lateralen Fließdynamik vom Eintragsort bis zum grundwasserwirksamen Vorfluter berechnet. Im Norddeutschen 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 5 Jahre) wurden für viele Mittelgebirgsbereiche berechnet.

Die Charakterisierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer erfolgte über eine hydrogeochemische Milieubeschreibung anhand von bundesweit zur Verfügung gestellten Grundwassergütemessstellen aus dem Messzeitraum 2007–2016. Die Parameter Fe^{2+}, Mn^{2+}, NO_3^-, O_2 und DOC wurden regionalisiert und hinsichtlich ihres Redoxverhaltens bewertet. Das resultierende flächendeckende Denitrifikationspotenzial zeigte, dass der

überwiegende Teil des Norddeutschen Tieflands nitratabbauende Aquifere aufweist, während südlich der Mittelgebirgsschwelle in den meisten Regionen oxidierte Grundwasserverhältnisse vorliegen.

In den Festgesteinsregionen entsprechen die grundwasserbürtigen N-Einträge in die Oberflächengewässer aufgrund der vorherrschend ungünstigen Denitrifikationsbedingungen und der geringen Fließzeiten im Aquifer weitestgehend den N-Einträgen in das Grundwasser. Für das Norddeutsche Tiefland und einige Niederungsgebiete (z. B. Oberrhein, Niederrheinische Bucht) wird dagegen ein Großteil des in den Aquifer eingetragenen Nitrats aufgrund der dort vorherrschenden denitrifizierenden Eigenschaften abgebaut. Bundesweit wird die ins Grundwasser eingetragene Nitratmenge in Höhe von ca. 390.000 t N/a durch die im Aquifer ablaufenden Prozesse auf etwa 120.000 t N/a vermindert, was ca. 31 % der in den Aquifer eingetragenen N-Menge entspricht.

(18) Die modellierten N-Einträge in die Oberflächengewässer über die diffusen Eintragspfade wurden aufsummiert und dem IGB zur Plausibilitätsüberprüfung der gesamten N-Frachten im Vorfluter übergeben.

Die Summe der diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer beträgt etwa 380.000 t N/a. Der Großteil des diffusen N-Eintrags erfolgt über den Zwischenabfluss und den Grundwasserabfluss. Die Plausibilitätsüberprüfung der vom FZJ berechneten diffusen N-Einträge erfolgte durch das IGB durch einen Vergleich mit langjährigen pegelbezogenen Messwerten (Abflussmenge und Stickstoffkonzentration) im Oberflächengewässer.

(19) Die Simulation der diffusen P-Einträge in die Oberflächengewässer erfolgte mit dem Modell MEPhos.

Zur flächendifferenzierten Modellierung der diffusen P-Einträge in die Oberflächengewässer wurden die mit dem Modell mGROWA simulierten Abflusskomponenten mit den Eintragspfaden im MEPhos-Modell verknüpft. Das Modell MEPhos wurde im AGRUM-Verbund eingesetzt, um mehrjährige mittlere Phosphoreinträge in Oberflächengewässer aus diffusen Quellen zu quantifizieren. MEPhos basiert auf einem pfad- und flächendifferenzierten Emissionsansatz, bei dem die gleichen diffusen Eintragspfade berücksichtigt werden wie bei der Modellierung der diffusen N-Einträge, d. h. Abschwemmung, Wassererosion, atmosphärische Deposition auf Wasserflächen, Dränagen, natürlicher Zwischenabfluss und grundwasserbürtiger Abfluss.

(20) Die Modellierung der P-Einträge über Wassererosion wird mit einer höheren Auflösung von 25 m × 25 m durchgeführt, da die Hangneigung der sensitivste Faktor bei der Bestimmung der Bodenabtragsgefahr ist.

Für die Modellierung der P-Einträge über Wassererosion wird eine Gebietskulisse aus Acker- und Dauerkulturflächen gebildet. Dauergrünland bleibt wegen seines geringen Beitrags zum Bodenabtrag und der Tatsache, dass es sich hierbei bereits um eine stark erosionsmindernde Kultur handelt, außer Betracht. Die Bestimmung der Bodenabtragsgefahr folgt der DIN 19708:2017-08. Statistische Angaben zum Anteil konservierender Bodenbearbeitung liegen auf der Ebene von Bundesländern vor und gehen in die Ermittlung ein. Die Summe der langjährig mittleren Bodenabtraggefahr beträgt ca. 26 Mio. t/a. Im Mittel wird eine Abtragsgefahr von ca. 3 t/(ha × a) für die Gebietskulisse aus Ackerland und Dauerkulturen berechnet. Schwerpunkträume der Wassererosion liegen u. a. im Weserbergland und der Soester Börde (Nordrhein-Westfalen), in Eifel und Hunsrück (Rheinland-Pfalz), im Odenwald und Lahn-Dill-Bergland (Hessen), im Erzgebirge (Sachsen) sowie im Kraichgau und am Schwarzwaldrand (Baden-Württemberg).

(21) Da es keine flächendeckenden digitalen Daten zu Dränagen gibt, wird die potenziell dränierte landwirtschaftliche Nutzfläche vom FZJ modellseitig ermittelt.

Zur Ermittlung der Abflüsse und der Stoffausträge aus Dränagen werden Informationen zur Lage künstlich entwässerter landwirtschaftlicher Nutzflächen benötigt. Da diese Information für große Gebiete jedoch weder lagegenau noch in amtlich dokumentierter Form vorliegen, wurden potenziell künstlich entwässerte Flächen vom FZJ mit einem Verfahren ermittelt, in das flächendeckend vorliegende Daten zu Bodennutzung und Bodenverhältnissen sowie zu Reliefeigenschaften eingehen. Es ergibt sich eine potenziell dränierte Gesamtfläche von ca. 3 Mio. ha, was etwa 19 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche entspricht. Potenziell dränierte Flächen

treten in größerer Verbreitung v. a. in den grundwasserbeeinflussten Böden des Norddeutschen Tieflands auf. Zwangsläufig kommt es durch die Verwendung generalisierter Bodendaten der BÜK200 zu Unterschieden zu der Dränkulisse, die vom FZJ in Länderprojekten mit Bodenkarten im Maßstab 1:50.000 abgeleitet wurde.

(22) Im Unterschied zu den diffusen Stickstoffeinträgen besteht bei den diffusen Phosphoreinträgen eine Dominanz des Eintragspfads „Erosion". Darüber hinaus sind jedoch auch die Eintragspfade „Dränagen" und „Grundwasser" relevant.

Die Dominanz des Eintragspfads „Erosion" kann für den Großteil der ackerbaulich genutzten Flächen in steilen Lagen mit erosionsanfälligen Böden südlich der Mittelgebirgsschwelle verallgemeinert werden. Nach Norden hin nimmt die Bedeutung des Eintragspfads „Erosion" mit zunehmender Abflachung des Reliefs ab. Die gesamte über Wassererosion in die Oberflächengewässer eingetragene P-Menge liegt bei 4.400 t/a.

Im Norddeutschen Tiefland stellen Dränagen den dominierenden diffusen P-Eintragspfad dar. Als Hotspots der P-Einträge über Dränagen treten insbesondere Hochmoorböden unter Grünlandnutzung, Niedermoorböden unter landwirtschaftlicher Nutzung und Marschböden unter Grünlandnutzung in Erscheinung. Die gesamte über diesen Eintragspfad in die Oberflächengewässer eingetragene P-Menge liegt bei 2.600 t/a.

Die modellierten mittleren P_{ges}-Einträge über grundwasserbürtigen Abfluss belaufen sich bundesweit auf ca. 2.500 t/a. Überdurchschnittliche P-Einträge treten v. a. in der norddeutschen Geest sowie in Teilen des Jungmoränenlands auf und sind hier Folge einer Grundwasserneubildung von mehr als 150 mm/a. Darüber hinaus werden sie für Mittelgebirgszüge ausgewiesen, in denen der Median der gemessenen P-Konzentrationen im Grundwasser über 0,03 und teilweise über 0,04 mg/L liegt. Dazu gehören die Umrandung der Münsterländischen Kreidebucht, Teile der Niederrheinischen Bucht und des Oberrheingrabens, der Vogelsberg, die Schwäbische und Fränkische Alb sowie die tertiären Sedimente des Voralpenraums.

Die P-Einträge der verbleibenden Eintragspfade „Deposition", „Zwischenabfluss" und „Abschwemmung" beläuft sich auf 2.030 t/a.

(23) Um Aussagen zur Eutrophierungsrelevanz von Phosphoreinträgen in Binnengewässern zu treffen, ist der Parameter P_{ges} nur von eingeschränkter Aussagekraft, da P_{ges} teilweise an Bodenpartikeln sorbiert und in dieser Form nicht direkt eutrophierend wirkt.

Allerdings gibt es im Gewässer Freisetzungsprozesse, sodass ein Teil des gebundenen Phosphors längerfristig mobilisiert werden kann. Aufgrund der Komplexität dieser Prozesse ist die Einschätzung, wie schnell dies abläuft und wie viel des Phosphors wo wieder verfügbar wird, schwierig. Stattdessen wurde in diesem Vorhaben vergleichend betrachtet, wie hoch der direkte Eintrag von gelöstem und damit unmittelbar eutrophierungswirksamem ortho-Phosphat-Phosphor ist. Da letzterer in dieser Studie nicht Gegenstand der Modellierung war, wurde der gelöste Anteil am Gesamtphosphor in Anlehnung an Tetzlaff et al. (2009) abgeschätzt. Dabei wurden folgende Anteile von $P_{gelöst}$ an P_{ges} angesetzt: Dränagen 70 %, grundwasserbürtiger Abfluss, Zwischenabfluss und Abschwemmung 100 %, Erosion 10 %, atmosphärische Deposition auf Wasserflächen 80 %. Daraus ergibt sich für Deutschland ein Gesamteintrag von gelöstem P in Höhe von 6.700 t/a bzw. 58 % des diffusen P_{ges}-Eintrags. Die Relevanz der einzelnen Eintragspfade ändert sich dadurch deutlich. Der bedeutendste Eintragspfad für o-PO_4-P ist danach das Grundwasser, gefolgt von Dränage und Zwischenabfluss. Die Wassererosion ist neben der atmosphärischen Deposition von geringster Bedeutung.

(24) Die modellierten P-Austräge in die Oberflächengewässer über die diffusen Eintragspfade wurden aufsummiert und dem IGB zur Plausibilitätsüberprüfung der gesamten P-Frachten im Vorfluter übergeben.

Der gesamte P-Eintrag (P_{ges}) aus diffusen Quellen beträgt 11.530 t/a. Der Großteil des diffusen P-Austrags in die Oberflächengewässer erfolgt über die Erosion, den P-Austrag über Dränagen und den Grundwasserabfluss. Zur Plausibilitätsüberprüfung anhand langjähriger pegelbezogener Messwerte (Abflussmenge und P-Konzentration)

im Oberflächengewässer wurden die P-Einträge über die verschiedenen diffusen Eintragspfade auf Teileinzugsgebietsebene aggregiert und an das IGB übergeben.

(25) Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ist ein guter Indikator zur Beurteilung, ob das Grundwasserschutzziel von 50 mg NO_3/L erreicht werden kann.

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser gibt an, mit welcher Konzentration das aus dem Boden ausgetragene Nitrat mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser bzw. über die Direktabflusskomponenten in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Bei der Modellierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser werden ganz gezielt mittlere mehrjährige hydrologische Verhältnisse abgebildet, da diese eine repräsentative Situation beschreiben (z. B. im Hinblick auf die Sickerwasserhöhe). Gerade für die Ermittlung des N-Minderungsbedarfs bzw. für die Analyse der Auswirkung von N-Minderungsmaßnahmen ist dieser Punkt von extrem großer Bedeutung. Denn nur auf diese Weise ist die langfristig erwartbare Auswirkung von Maßnahmen zuverlässig beschreibbar.

(26) Hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser finden sich für den Ist-Zustand vor allem in den viehstarken Regionen.

Zur Nitratkonzentrationen im Sickerwasser tragen die diffusen N-Austräge aus dem Boden und die N-Einträge aus undichten Kanalisationen bei. Letztere erfolgen jedoch unterhalb der Bodenzone, sodass N-Immobilisierungs- und Denitrifikationsprozesse im Boden nicht zum Tragen kommen. Die berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser liegen für ca. zwei Drittel der Bundesfläche bei unter 25 mg NO_3/L. Neben urbanen Regionen tritt dieser Wertebereich vor allem bei hohen Sickerwasserraten und häufig in Kombination mit bewaldeten Gebieten, wie z. B. in den Kammlagen der landwirtschaftlich extensiv genutzten Mittelgebirge, auf.

Gebiete mit Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von über 50 mg NO_3/L treten in vielen landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen mit hohen N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft und hohen N-Austrägen aus dem Boden auf (z. B. in Nordwestdeutschland). Hiervon betroffen sein können aber auch Regionen, in denen die N-Austräge aus dem Boden mit 10–25 kg N/(ha × a) auf einem moderaten Niveau liegen, die Sickerwasserraten aber sehr gering sind, sodass die N-Austräge aus dem Boden nur wenig verdünnt werden. Regionen, auf die diese Bedingungen zutreffen, liegen vor allem in den östlichen Bundesländern. Für ca. 5 % der Bundesfläche ergeben sich Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von über 125 mg NO_3/L. Vor allem Gebiete mit Sonderkulturanbau sowie besonders viehstarke Regionen sind hiervon betroffen.

Vergleicht man die Modellergebnisse zur mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser mit den Ergebnissen von einschlägigen Modellierungen auf Landesebene, so stellt man trotz Anwendung des gleichen Modells z. T. deutliche Unterschiede fest. Diese Unterschiede sind vor allem durch die unterschiedlichen bodenkundlichen Eingangsdaten erklärbar.

(27) Die modellierten langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser wurden anhand beobachteter Nitratkonzentrationen im Grundwasser auf Plausibilität überprüft.

Aufgrund der großen Bedeutung der Nitratkonzentration im Sickerwasser für die Ermittlung des N-Minderungsbedarfs wurde eine umfangreiche Plausibilitätsüberprüfung der Größenordnung und der räumlichen Verteilung der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser durchgeführt. Hierfür wurde die modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser bundesweit mit den Nitratgehalten im Grundwasser von 3.391 präselektierten Grundwassermessstellen (ohne Bayern) verglichen.

Um beim Vergleich der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser mit Messwerten im Grundwasser zeitlich möglichst die Periode zu erfassen, die der Berechnung der N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft zugrunde gelegen hat, wurden ausschließlich Grundwassergütedaten aus den Jahren 2014 bis 2018 berücksichtigt. Zusätzlich wurden ausschließlich oberflächennah verfilterte Messstellen (bis 10 m unter Grundwasseroberfläche) und Quellen sowie Messstellen mit gemessenen Parametern, die auf ein oxidatives

Milieu hinweisen, herangezogen. Für alle auf diese Weise präselektierten Messstellen wurden darüber hinaus Anstrombereiche abgeleitet, für die jeweils eine mittlere simulierte Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet wurde, die dann den gemessenen Nitratwerten im Grundwasser gegenübergestellt wurde.

Vor allem für die Landnutzungskategorien Wald und Grünland zeigten die simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und die beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser eine gute Übereinstimmung zwischen berechneten und gemessenen Werten. Auch bei den Ackerflächen ergab sich im Mittel eine gute Übereinstimmung, auch wenn die Streuung der Einzelwerte erwartungsgemäß deutlich höher war als bei Wald- und Grünlandstandorten. Hier spielen möglicherweise kleinräumig wechselnde Unterschiede in der Landbewirtschaftungsintensivität (Düngeniveau) oder bei den angebauten Feldfrüchten eine Rolle, die bei der landwirtschaftlichen N-Bilanzierung auf Gemeindeebene ausgemittelt worden sind.

Hervorgehoben sei an dieser Stelle, dass für Teilregionen, für die nach der Präselektion noch eine hohe Anzahl von Messwerten im Grundwasser für die Plausibilitätsüberprüfung zur Verfügung stand, generell gute Übereinstimmungen erzielt wurden. Dies ist ein Beleg dafür, dass das regionale Zusammenspiel von N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft, atmosphärischer N-Deposition, N-Umsetzungs- und -Abbauprozessen im Boden sowie der Wasserhaushaltssituation trotz der z. T. nur recht groben Datengrundlagen sowohl im Hinblick auf die Höhe als auch die räumliche Verteilung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser realitätsnah abgebildet wurde.

(28) Der maximal tolerierbare N-Bilanzüberschuss gibt an, wie hoch die N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft hypothetisch sein dürfen, um eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/L nicht zu überschreiten.

Überwiegend aufgrund der geringen Sickerwasserraten liegen die maximal tolerierbaren landwirtschaftlichen Bilanzüberschüsse in vielen östlichen Landesteilen bei weniger als 20 kg N/(ha·a), während in vielen westlichen Landesteilen und in den Kammlagen der Mittelgebirge maximal tolerierbare landwirtschaftliche N-Bilanzüberschüsse von mehr als 60 kg N/(ha·a) hypothetisch zulässig wären. Um dem Verschlechterungsverbot nach EU-WRRL (2000) Rechnung zu tragen und zu verhindern, dass Standorte mit einem hohen Nitratabbaupotenzial im Boden oder hohen Sickerwasserraten als mögliche „Senke“ für überschüssigen Stickstoff missbraucht werden, wurde der maximal tolerierbare N-Überschuss der Landwirtschaft in Abstimmung mit dem Projektbeirat auf 60 kg N/(ha × a) begrenzt.

(29) Durch einen Vergleich des maximal tolerierbaren N-Bilanzüberschusses mit dem N-Bilanzüberschuss (2014–2016) wurde der N-Minderungsbedarf für den Ist-Zustand bestimmt.

Die Ausweisung des N-Minderungsbedarfs für die relevanten Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, mit „steigendem Trend“ und „at risk“ erfolgte in einem ersten Schritt durch Mittelung der rasterbezogenen Differenzen von für das Basisjahr ermitteltem und maximal tolerierbarem N-Bilanzüberschuss über die Fläche jeder einzelnen Gemeinde. Bei einem positiven Mittelwert wurde dieser der gesamten landwirtschaftlich genutzten Gemeindefläche zugeordnet und auf die jeweiligen Anteile der betreffenden Gemeinden in den selektierten Grundwasserkörpern bezogen. Die sich für den Ist-Zustand ergebende Summe des N-Minderungsbedarfs beläuft sich auf 100.000 t N/a. Mit 78.000 t N/a ist der Großteil der N-Minderung hierbei in Gemeinden mit Grundwasserkörpern im „schlechten Zustand“ zu erbringen.

(30) Der N-Minderungsbedarf für das Szenario *nmin* liegt auf einem deutlich niedrigeren Niveau als der N-Minderungsbedarf für den Ist-Zustand.

Durch Vergleich der N-Salden aus dem Szenario mit dem maximal tolerierbaren N-Bilanzüberschuss der Landwirtschaft kann untersucht werden, ob, wo und in welcher Höhe ein verbleibender N-Minderungsbedarf zu verzeichnen ist. Hierbei zeigte sich, dass der gesamte N-Minderungsbedarf für dieses Szenario mit 36.000 t N/a auf einem deutlich geringeren Niveau liegt als der N-Minderungsbedarf des Ist-Zustands.

Der gemittelte N-Minderungsbedarf für die Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, mit „steigendem Trend“ und „at risk“ liegt bei diesem Szenario mit nur noch 20.000 t N/a ebenfalls auf einem deutlich niedrigeren Niveau. Hierbei gilt es allerdings zu beachten, dass die N-Salden der Ist-Zustandsanalyse um 360.000 t N/a reduziert werden müssen, um das Eintragsniveau des hier berechneten Szenarios zu erreichen.

III MONERIS (IGB)

(31) Eine grundlegende Vereinbarung bestand auch bei dieser Modellanalyse darin, allgemein und deutschlandweit verfügbare Daten zu verwenden und soweit möglich auf Abfragen von bundeslandspezifischen Daten zu verzichten.

Im Fall des Frachtvergleichs wurde aus gleichem Grund ein durch das Umweltbundesamt (UBA) bereitgestellter Datensatz zu gemessenen Abflüssen und Konzentrationen verwendet, obwohl in den Bundesländern mehr Daten und längere Zeitreihen zur Verfügung gestanden hätten. Die vom Forschungsdatenzentrum (FDZ) auf Gemeindeebene bereitgestellten Daten können grundsätzlich als bester deutschlandweit verfügbarer Datensatz angesehen werden (Jahr: 2013). Durch die Modellierung auf Gemeindeebene (und nicht wie zuvor mit MONERIS auf Teileinzugsgebietsebene) konnten die Daten zunächst in ihrer Originalform verwendet werden. Da die Daten des FDZ von den Daten der Bundesländer abweichen, wird empfohlen, in Zukunft direkt mit den Daten der Bundesländer zu arbeiten, zumal die Bereitstellung der verwendeten Daten durch das FDZ eingestellt wurde.

(32) Einträge aus urbanen Gebieten in die Oberflächengewässer über urbane Systeme und Punktquellen belaufen sich für den Ist-Zustand auf insgesamt 95.000 t N/a und 8.100 t P/a (20 % bzw. 41 % der Gesamteinträge).

Urbane Einträge über die Boden-Grundwasserpassage sind hier nicht berücksichtigt. Die Einträge aus Punktquellen (kommunalen Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter) stellen mit 78.500 t N/a (82 %) und 5.100 t P/a (64 %) den bedeutsamsten urbanen Eintragspfad dar. Obwohl kleine Kläranlagen und Kleinkläranlagen somit nur eine untergeordnete Rolle spielen (N: 8 %, P: 18 %), ist festzuhalten, dass deren Einträge im Verhältnis zu den angeschlossenen Einwohnern bzw. Haushalten im Vergleich zu kommunalen Kläranlagen überproportional hoch sind. Aufgrund der Bevölkerungsverteilung und der grundsätzlichen Tendenz, dass kleine und dezentrale Abwasserbehandlungsanlagen vorwiegend in ländlichen oder weniger dicht besiedelten Räumen zu finden sind, tragen letztere einen proportional erhöhten Anteil zu den urbanen Einträgen bei.

(33) Einträge aus urbanen Gebieten in die Boden-Grundwasserpassage belaufen sich für entsprechende Kleinkläranlagen, nicht-versiegelte urbane Gebiete und Exfiltrationsverluste aus Kanalleckagen insgesamt auf 16.590 t N/a und 3.040 t P/a.

Dies entspricht in etwa der Summe der Einträge aller urbanen Eintragspfade (ohne Punktquellen), die direkt in Oberflächengewässer eingeleitet werden. Dabei trägt die Exfiltration aus Kanalleckagen gut 78 % der urbanen Stickstoff- und Phosphoreinträge in den Untergrund bei.

Die vorgestellten Berechnungsansätze stellen die erste räumlich differenzierte deutschlandweite Abschätzung der Exfiltrationsverluste aus der Kanalisation dar. Der Versuch, die Exfiltrationsraten zur Abschätzung der prozentualen Exfiltrationsverluste heranzuziehen, führte zu Ergebnissen in der Größenordnung der durch das FZJ für NRW und RP festgelegten Werte.

Bei der Festlegung von Exfiltrationsdauer, Exfiltrationsrate und relevanter Schadenslänge wurden konservative Abschätzungen verwendet, um eine systematische Überschätzung möglichst ausschließen zu können. Durch die Berücksichtigung des Niederschlagswassers ergeben sich zudem regionale Unterschiede – in niederschlagsreichen Regionen ergeben sich bei gleichen Exfiltrationsraten geringere prozentuale Exfiltrationsverluste als unter gleichen Bedingungen in niederschlagsarmen Regionen.

(34) Unter Berücksichtigung aller diffusen und urbanen Eintragspfade belaufen sich die Gesamteinträge in die Oberflächengewässer für das Basisjahr auf 477.000 t N/a und 19.100 t P/a.

Die diffusen vom FZJ quantifizierten Eintragspfade tragen insgesamt 80 % (N) und 59 % (P) zu den Gesamteinträgen bei. Für das Szenario *nmin* reduzieren sich die Gesamteinträge auf 329.000 t N/a, wodurch der Anteil der urbanen und punktförmigen Einträge nur relativ gering von 20 % auf 29 % steigt.

(35) Anbindung ausländischer Oberlieger

Für die Modellierung von Abfluss, Retention und Frachten in den Hauptläufen, und damit den Einleitungen in die Küstengewässer, war es notwendig, die hydrologisch angebundenen Flächen im benachbarten Ausland zu berücksichtigen. Diese Flächen stellen etwa 46 % der gesamten Einzugsgebietsfläche der betrachteten Flusssysteme dar und tragen 50 % (N) und 46 % (P) der Gesamteinträge bei. Durch die nachträgliche Kalibrierung der Frachten, die von benachbarten Gebieten nach Deutschland fließen, konnten potenzielle Modellfehler und -unsicherheiten auf ein Minimum reduziert und eine vollständige Quantifizierung zuströmender Frachten gewährleistet werden.

(36) Über die Nährstoffretention in Oberflächengewässern werden im Mittel 28 % (N) und 21 % (P) der in Deutschland eingetragenen Nährstoffe zurückgehalten.

Die Retention variiert dabei in Abhängigkeit von der Verteilung der Wasserflächen und dem Wasserdargebot bzw. dem Abfluss. Somit sind die höchsten prozentualen Retentionswerte in den Nebenläufen im Osten des Norddeutschen Tieflands zu finden. Zum einen vervollständigt die gewässerinterne Retention die gesamte Modellierung der Nährstoffflüsse und ermöglich somit einen Frachtvergleich, zum anderen wurde sie verwendet, um den Minderungsbedarf zur Erreichung der Ziele der WRRL und der Europäischen Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL, 2008/56/EG) zu ermitteln. Hierbei spielt insbesondere bei Stickstoff für die Umsetzung der MSRL die akkumulative Retention bei der Übertragung der Zielfrachten (bzw. Konzentrationen) in die oberhalb gelegenen Teileinzugsgebiete eine Rolle. Die akkumulative Retention steigt, zusätzlich zu den oben beschriebenen Abhängigkeiten, mit der Entfernung von der Küste an und kann in einzelnen Teilräumen deutlich über 60 % betragen.

(37) Der Vergleich von beobachteten und modellierten Frachten zeigte eine insgesamt sehr gute statistische Übereinstimmung.

So lagen die mittlere absolute Abweichung (MMA) bei 18 % (N) und 23 % (P), der PBIAS für N und P unter 5 % und das Bestimmtheitsmaß (r^2) und die NSE nahe 1. Der Vergleich auf Basis der Konzentrationen lieferte für MMA und PBIAS ähnliche gute Werte, lediglich r^2 und NSE sanken ab, was aber zum Teil dadurch begründet ist, dass die Wertebereiche bei Konzentrationen deutlich enger als bei Frachten sind und somit die statistischen Zusammenhänge schwächer ausfallen.

Ein Teil der Abweichungen (Fracht und Konzentrationen) lässt sich auch durch die Verwendung von langjährigen mittleren modellierten Abflüssen, eine nicht immer vollständige Abdeckung des Vergleichszeitraum 2010–2016 oder teilweise unterschiedliche Bezugsjahre in den Eingangsdaten (z. B. Daten des FDZ für das Jahr 2013) erklären. Da der Frachtvergleich jedoch keine systematische Abweichung zeigt, kann von einer grundsätzlich guten Abbildung der Fracht- und Konzentrationsverhältnisse ausgegangen werden.

(38) Der Minderungsbedarf für die Oberflächengewässer zur Erreichung der Ziele von WRRL und MSRL wurde für das Basisjahr (Ist-Zustand) und ein Szenario, das zusätzlich zur vollständigen Umsetzung der DüV die Erreichung eines guten Grundwasserzustandes voraussetzt, abgeleitet.

Der Minderungsbedarf beläuft sich für das Basisjahr auf 53.000 t N/a und 5.500 t P/a bzw. 11 % und 28 % und konzentriert sich maßgeblich auf das Norddeutsche Tiefland. Für Phosphor ist das Muster weniger heterogen und verteilt sich über alle Flussgebiete, Bundesländer und Landschaftstypen auf Gebiete mit erhöhten Einträgen oder geringen Abflussspenden (geringe Verdünnung der Einträge). Unter Annahme der Szenario-Bedingungen reduziert sich der Minderungsbedarf für Stickstoff auf 2.800 t N/a bzw. 1 %, sodass ein Minderungsbedarf nur noch in den deutschen Teil des Odereinzugsgebietes, einigen Ostsee-Direkteinzugsgebieten in Schleswig-Holstein sowie den deutschen Teilen der Maas bestehen.

IV Fazit und Ausblick

(39) Mit dem Modellverbund AGRUM-DE wurde ein bundesweit einheitliches Nährstoffmodell erstellt, das auf den besten verfügbaren Datengrundlagen der Bundesländer aufbaut. Der Modellverbund wird weiterentwickelt und im *Monitoring zur Wirkung der Düngeverordnung auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer* fortgeführt.

Im Wirkungsmonitoring hat der Modellverbund die Aufgabe, kurzfristige Änderungen bei der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung mit deren mittel- und langfristigen Auswirkungen auf die Gewässerqualität zu verbinden. Dafür wird eine deutliche Verbesserung der Datengrundlagen für die Modelle angestrebt. In Zukunft wird es möglich sein, noch deutlich belastbarere Aussagen zur regionalen Nährstoffsituation zu treffen und diese auch nach ihrer zeitlichen Entwicklung zu betrachten.

Schlüsselwörter: Gewässerschutz, Modellierung, Nährstoffbelastung, Stickstoff, Phosphor, Landwirtschaft, urbane Systeme, Hydrologie, Düngeverordnung, Wasserrahmenrichtlinie

Summary

The aim of the project was to create a nationwide, uniform, spatially high-resolution nutrient model together with agricultural and water management authorities of the federal states in order to create information bases that can contribute to fulfilling the reporting obligations of the Water Framework Directive (WFD), among other things. The aim was to map inputs of nitrogen and phosphorus from agriculture, the wastewater sector and the air pathway into groundwater, surface waters and the tributaries in the North Sea and Baltic Sea or the transfer levels to neighbouring countries, taking into account the respective most important conversion and degradation processes. The AGRUM-DE model network consists of the agricultural-economic model RAUMIS (operated at the Thünen Institute) and the hydrological models mGROWA-DENUZ-WEKU-MePhos (Jülich Research Centre, FZJ) and the model MONERIS (Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, IGB):

- Using the RAUMIS model, the Thünen Institute calculated nitrogen balances of agriculture on municipal areas and an analysis of the effect of the amended Fertiliser Ordinance (DüV) on achieving the management objectives for groundwater, inland waters and coastal waters.
- Using the mGROWA-WEKU-DENUZ-MEPhos models of the Jülich Research Centre, the water balance and diffuse nutrient inputs into groundwater and surface waters were determined separately according to the most important input pathways. The model calculations were carried out for the entire area of Germany in a grid of 100 m × 100 m.
- The MONERIS model was developed and applied by the IGB in Berlin to calculate N and P inputs from point sources and urban systems into surface waters at the municipal level and the retention and degradation of N and P compounds in surface waters at the sub-basin level. Through an as-is analysis, the different origins and levels of nutrient inputs were first determined. This made it possible to spatially identify pollution hot-spots and thus priority areas for the implementation of measures. Based on this, the regional N and P action requirement to achieve the protection goals for groundwater and surface waters to achieve the marine protection goals was determined and the effects of the amended Fertiliser Ordinance on nutrient inputs were analyzed.

The project was accompanied by a working group of around 50 experts from the federal states in the field of agriculture and water management, in which all project steps – from the definition of the data basis to the presentation of the results – were presented, discussed and agreed in detail.

I RAUMIS (Thünen Institute)

(1) The regional nitrogen soil surface balances for the actual state (average of the years 2014–2016) are determined with the regionalized agricultural sector model RAUMIS.

The Regionalized Agricultural and Environmental Information System for Germany (RAUMIS) is a regionally differentiated supply model that fully covers the German agricultural sector. RAUMIS maps regional adjustments of agriculture in Germany to agricultural and agri-environmental policy measures within the framework of a comparative-static view. RAUMIS has various environmental indicators, including nutrient balances. In this project, RAUMIS was used to calculate nitrogen soil surface balances at the municipal level.

(2) The N balances were calculated using the best available data provided by the federal states.

For the first time, it was possible to use data from the Integrated Administration and Control System (IACS) for all federal states for the balancing. In addition, data from the Animal Origin Assurance and Information System, the animal disease registers, the manure reporting databases and the sewage sludge registers of the Länder were used. In order to record the nitrogen flows through biogas plants, a separate, plant-specific data set was compiled from various sources as part of the project. The data bases are merged, checked for plausibility and supplemented with statistical information, so that agriculture in Germany is represented completely and

regionally differentiated. The determined N balances are transferred to the hydrological models of the Research Centre Jülich with the help of an interface developed by the IACS area data.

(3) Balancing at the community level poses some methodological challenges.

A central methodological aspect was to plausibly simulate the fermentation of farm manure in biogas plants. In many regions, the amount of manure intended for fermentation cannot be provided within the respective municipalities. Therefore, if no data were available, transport movements between the municipalities were simulated. With this methodological approach, it is now possible to map small-scale N flows between the balance elements "farm manure" and "digestate".

(4) The average N soil surface balance surplus in Germany for the base year is around 58 kg N/ha UAA, with considerable regional differences.

The highest N surpluses can be observed in the regions of Lower Saxony, North Rhine-Westphalia and Schleswig-Holstein with high livestock numbers. However, municipalities with high N balances are also found in isolated cases outside these regions. Regions with lower N surpluses, on the other hand, are found in Brandenburg and Saarland, among others. For 90 % of all municipalities, the N balances are between approximately 20 and 100 kg N/ha .

(5) The national average N supply is around 202 kg N/ha.

Organic and mineral fertilisers account for about 90 % of this: About 102 kg N/ha are supplied via mineral fertilisers, 52 kg N/ha via animal manure and 32 kg N/ha via fermentation residues. Compost (2 kg N/ha), sewage sludge (1 kg N/ha) and the N supply via seed and planting material 2 kg N/ha) play a subordinate role. Another 11 kg N/ha are supplied via nitrogen fixation by legumes.

Overall, the highest N inputs are observed in regions with intensive animal husbandry, concentrated biogas production and intensive arable farming. In contrast, the inputs are relatively low in arable farming regions with a high proportion of extensive crops and in the grassland areas of the Alps and parts of the low mountain ranges. In the eastern German states as well as in Rhineland-Palatinate and Hesse, the input of organic fertilisers plays a rather minor role in relation to the use of mineral fertilisers, while in the other states it is at least equally important or predominates in terms of quantity.

(6) The N removal amounts to 144 kg N/ha .

It is striking here that high removal rates above 170 kg N/ha occur predominantly in regions with high livestock and biogas capacity densities, i.e. in northern, north-western and south-eastern Germany. Moderate to high removals occur in the intensive arable farming regions of central and eastern Germany. On dryland sites, regions with extensive grassland use and extensive arable farming (e.g. Brandenburg, parts of Bavaria and Baden-Württemberg, Saarland), removals are significantly lower, at less than 110 kg N ha $^{-1}$.

(7) After mapping the N balances for the actual state, the expected N surpluses for the year 2027 are estimated in a further step, which marks the end of the third management cycle of the WFD.

As the new Fertiliser Ordinance (DüV), which was amended in 2017 and revised again in 2020, is expected to have a considerable influence on future farm fertilisation, its effect is taken into account in the quantification of N surpluses in the target year 2027, including the backdrop of nitrate-polluted areas applicable in May 2021. In order to take into account general, expectable developments in the agricultural sector until 2027, the Thünen-Baseline 2030 is also used.

(8) The expected reduction of the average N surplus in 2027 amounts to about 40 % compared to the base year according to the model results.

The average N balance is then around 36 kg N/ha UAA. This significant reduction in the N surplus has several causes: On the one hand, a decline in biogas production is expected with the expiry of the EEG subsidy, and on the other hand, significantly lower fertiliser requirements are determined with the DüV, which leads to a restriction of mineral N fertilisation, especially in areas polluted with nitrate. In an additional scenario, it is shown that the regional effect of the DüV on the level of N balances depends to a considerable extent on the underlying N quantities in the soil (Nmin values).

II mGROWA-WEKU-DENUZ-MEPhos (Forschungszentrum Jülich)

The aim of the hydrological modelling with the mGROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos models was to determine the diffuse nitrogen and phosphorus inputs to groundwater and surface waters in an area-wide and at the same time spatially highly resolved manner. The modelling was carried out area-differentiated in a 100 m grid for the entire federal territory, whereby model calculations were carried out for approx. 35.7 million grid cells each. The diffuse input pathways erosion, runoff, groundwater, natural interflow, drainage and atmospheric deposition on water bodies were modelled.

(9) The data and information basis of the AGRUM-DE project was formed by current data sets collected by official federal and state institutions, which are consistent nationwide and available in digital form.

The data basis used was discussed and agreed upon with the representatives of the AGRUM-DE project advisory board, consisting of representatives of the federal states from water management and agriculture, at eight meetings. This contributed significantly to the transparency of the procedure in the AGRUM-DE project and to the classification of the model results achieved in comparison to the results from Länder models.

(10) The mGROWA water balance model was used to map the spatial variability of hydrological conditions in Germany and the associated regional differences in the relevance of the individual runoff components for nutrient input.

The water balance model mGROWA was designed for use in large model areas (river basins, federal states, etc.). It is a deterministic, conceptual, grid-based, area-differentiated hydrological balance model. The basis of the model is the water balance equation with its climate, runoff and storage variables. With mGROWA, the vertical processes of the water balance can be balanced. The water balance modelling was carried out for the period 1981–2010 in order to depict a long-term – and thus regionally typical – hydrological situation that is as up-to-date as possible.

A total runoff of over 500 mm/a occurs mainly in the high altitudes of the low mountain ranges and in the Alps. In the other low mountain regions, the total runoff levels are between approx. 200 mm/a and 500 mm/a over a large area. Due to precipitation of less than 600 mm/a, the total discharge heights in the eastern federal states, but also in the Upper Rhine region and Rheinhessen, are less than 100 mm/a on a large-scale average over many years. Especially in regions affected by groundwater, the sum of the upward flow into the balancing area can exceed the sum of the downward flow to the aquifer, resulting in groundwater depletion.

The main input pathways for nutrient discharge were derived from the modelled total runoff. These are the runoff components of direct runoff (surface runoff, natural interflow, drainage runoff, urban direct runoff) as well as the seepage height and groundwater recharge.

The plausibility of the calculated water balance variables was checked by comparing them with discharge values measured at 298 gauging stations. For the modelled total discharge, a very good agreement was found at 298 gauging stations with an NSE of 0.89 and a PBIAS of -4 % nationwide. For groundwater recharge, an NSE of 0.69 and a PBIAS of -4.8 % were also found at 155 pre-selected gauging stations in comparatively small catchments

(< 1,000 km²) in the headwaters of watercourses with little anthropogenic influence. This result proves that the spatial variability of the hydrological conditions and the associated regionally varying relevance of the individual runoff components are well represented.

(11) The simulation of diffuse N inputs into groundwater and surface waters was carried out with the DENUZ and WEKU models.

For the area-differentiated modelling of diffuse N inputs into groundwater and surface waters, the runoff components and input pathways simulated with the mGROWA model were linked with the DENUZ and WEKU models. Nitrate degradation in the soil is quantified in an area-differentiated manner in the DENUZ model on the basis of Michaelis-Menten kinetics. The reactive N transport in the aquifer is taken into account for the N quantities leached into the aquifer via groundwater recharge. This is done with the WEKU model via a first-order reaction.

(12) The most important N sources for the simulation of diffuse N inputs into groundwater and surface waters are the N balances of agriculture from RAUMIS and the atmospheric N deposition from the PINETI-3 model.

Taking into account an N immobilisation in the soil amounting to 50 % of the sum of N balance surpluses from agriculture and atmospheric N deposition for grassland, and an N immobilisation in the soil of 20 % for coniferous forest and of 10 % for deciduous and mixed forest, taking into account only atmospheric N deposition, a displaceable N input into the soil of approx. 1,230,000 t N/a was determined for Germany. In addition, for populated areas, the N inputs from leaky sewers below the rooted soil area calculated by the IGB were taken into account.

(13) The rates of nitrate decomposition in the soil, which are relevant for nitrogen discharge, show significant regional differences.

During transport through the soil, the translocatable N input into the soil can be microbially degraded. The extent of nitrate degradation in the soil is determined in the DENUZ model by the residence time of the leachate in the soil, the level of the translocatable N input into the soil and by the nitrate degradation capacity of the soil. The results of the model calculations show that nitrate degradation in the soil can be up to 50 kg N/(ha-a) and more in regions where groundwater-influenced soils with a high proportion of organic matter occur and in regions with long residence times of the leachate in the soil. In low mountain regions with poor denitrification conditions in the soil, low displaceable N quantities in the soil and short residence times of the leachate in the soil, nitrate degradation is less than 10 kg N/(ha-a). Due to nitrate degradation in the soil, the total amount of N discharged from the soil is about 590,000 t N/a, which corresponds to about 48 % of the displaceable N inputs into the soil.

(14) The diffuse N inputs to groundwater and the N inputs to surface waters are divided among the individual runoff components according to the ratio of direct runoff to groundwater recharge.

While N input into groundwater is linked to groundwater recharge, N input into surface waters occurs via the components of direct runoff (surface runoff, drainage runoff, natural interflow, urban direct runoff). The amount of N is divided according to the proportion of the respective runoff components. A part reaches the surface waters via the direct runoff components without further denitrification, another part reaches the aquifer via groundwater recharge.

(15) Runoff, erosion and direct deposition on water bodies play only a minor role in N inputs to water bodies.

The diffuse N inputs via erosion and runoff coupled to surface runoff, with approx. 14,000 t N/a and 3,200 t N/a, respectively, recede into the background just as much as the direct N deposition on watercourse surfaces with approx. 8,000 t N/a.

(16) N inputs via drainage are significant in northern Germany, whereas N inputs via natural interflow dominate south of the low mountain threshold.

Due to the high proportion of solid rock, natural interflow represents one of the main components of runoff in Germany, especially in the low mountain regions. In total, about 190,000 t N/a are discharged into surface waters via this input pathway.

In the case of N inputs to surface waters via drainage systems, the agricultural soils in the lowland regions of the North German Plain with a small distance between fields are particularly prominent. Summed over the entire drained areas in Germany, the N inputs to surface waters amount to approx. 33,000 t N/a. When comparing the AGRUM-DE results on N inputs from drainage systems with the results from the nutrient models of the federal states, for which nutrient models were set up by FZ Jülich, it became apparent that the results of the AGRUM-DE project are at a significantly lower level. The main reason for the differences is the soil science data basis used in the modelling.

(17) In the North German Lowlands, a large part of the nitrate discharged into groundwater is degraded on the way to the receiving waters. In most solid rock regions, the N inputs to surface waters via the groundwater pathway largely correspond to the N inputs to groundwater.

The N emissions from the soil that do not reach the water bodies via drainage and intermediate runoff are carried into the groundwater and transported through the aquifer to a surface water body. Depending on the denitrification capacity in the aquifer, nitrate degradation processes can take place.

The reactive N transport in the groundwater was modelled with the WEKU model as a function of the groundwater flow times, the nitrogen inputs into the aquifer and the nitrate degradation conditions in the aquifer. The groundwater flow times were calculated by linking the flow velocities in the aquifer with the lateral flow dynamics from the point of entry to the receiving water with an impact on groundwater. In the North German Lowlands, groundwater residence times of up to more than 50 years can occur due to the low flow velocities of the groundwater. Particularly short groundwater residence times (often less than 5 years) were calculated for many low mountain ranges.

The characterisation of the denitrification capacity in the aquifer was carried out by means of a hydrogeochemical milieu description based on groundwater quality measuring points made available nationwide from the measuring period 2007–2016. The parameters Fe^{2+}, Mn^{2+}, NO_3^-, O_2 and DOC were regionalised and evaluated with regard to their redox behaviour. The resulting area-wide denitrification potential showed that the majority of the North German Lowlands has nitrate-degrading aquifers, while oxidised groundwater conditions are present in most regions south of the low mountain threshold.

In the bedrock regions, the groundwater-borne N inputs to surface waters largely correspond to the N inputs to groundwater due to the predominantly unfavourable denitrification conditions and the short flow times in the aquifer. For the North German Lowlands and some lowland areas (e.g. Upper Rhine, Lower Rhine Bay), on the other hand, a large part of the nitrate entering the aquifer is degraded due to the denitrifying properties prevailing there. Nationwide, the nitrate quantity of about 390,000 t N/a entering the groundwater is reduced to about 120,000 t N/a by the processes taking place in the aquifer, which corresponds to about 44 % of the N quantity entering the aquifer.

(18) The modelled N inputs to surface waters via the diffuse input pathways were summed up and submitted to the IGB for a plausibility check of the total N loads in the receiving waters.

The sum of diffuse N inputs to surface waters is about 380,000 t N/a. The majority of diffuse N inputs occur via interflow and groundwater runoff. The plausibility check of the diffuse N inputs calculated by the FZJ was carried out by the IGB by comparing them with long-term gauge-related measured values (runoff volume and nitrogen concentration) in the surface water.

(19) The simulation of diffuse P inputs to surface waters was carried out with the MEPhos model.

For the area-differentiated modelling of diffuse P inputs to surface waters, the runoff components simulated with the mGROWA model were linked to the input pathways in the MEPhos model. The MEPhos model was used in the AGRUM network to quantify multi-year mean phosphorus inputs to surface waters from diffuse sources. MEPhos is based on a pathway- and area-differentiated emission approach, in which the same diffuse input pathways are considered as in the modelling of diffuse N inputs, i.e. runoff, water erosion, atmospheric deposition on water surfaces, drainage, natural interflow and groundwater-borne runoff.

(20) The modelling of P inputs via water erosion is carried out with a higher resolution of 25 m × 25 m, as the slope is the most sensitive factor in determining the soil erosion hazard.

For the modelling of P inputs via water erosion, an area template is formed from arable and permanent crop areas, which has an area of approx. 12.5 million ha. Permanent grassland is not considered because of its low contribution to soil erosion and the fact that it is already a strongly erosion-reducing crop. The determination of the soil erosion risk follows DIN 19708:2017-08. Statistical data on the share of conservation tillage are available at the level of federal states and are included in the determination. The sum of the long-term average soil erosion hazard is approx. 26 million t/a. On average, a soil erosion risk of approx. 3 t/(ha-a) is calculated for the area consisting of arable land and permanent crops. The main areas of water erosion are in the Weserbergland and the Soester Börde (NRW), in the Eifel and Hunsrück (RLP), in the Odenwald and Lahn-Dill-Bergland (Hessen), in the Erzgebirge (SN) and in the Kraichgau and on the edge of the Black Forest (BW).

(21) As there is no area-wide digital data on drainage, the potentially drained agricultural area is determined by the FZJ on the basis of models.

Information on the location of artificially drained agricultural land is needed to determine runoff and material discharge from drainage systems. However, since this information is neither available for large areas in a precise position nor in an officially documented form, potentially artificially drained areas were determined by the FZJ using a method that incorporates area-wide data on land use and soil conditions as well as relief characteristics. This results in a potentially drained total area of about 3 million ha, which corresponds to about 19 % of the UAA. Potentially drained areas are more widespread, especially in the groundwater-affected soils of the North German Plain. Inevitably, the use of generalised soil data from the BÜK200 results in differences from the drainage landscape derived by the FZJ for state projects with soil maps at a scale of 1:50,000.

(22) In contrast to diffuse nitrogen inputs, diffuse phosphorus inputs are dominated by the erosion pathway. In addition, however, the input pathways drainage and groundwater are also relevant.

The dominance of the erosion input pathway can be generalised for the majority of arable land in steep locations with erosion-prone soils south of the low mountain threshold. Towards the north, the importance of the erosion input pathway decreases with increasing flattening of the relief. The total amount of P entering surface waters via water erosion is 4,400 t/a.

In the North German Lowlands, drainage systems represent the dominant diffuse P input pathway. The hot spots of P inputs via drainage are in particular raised bog soils under grassland use, low bog soils under agricultural use and marsh soils under grassland use. The total amount of P discharged into surface waters via this pathway is 2,600 t/a.

The modelled mean P_{ges} inputs via groundwater runoff amount to approx. 2,500 t/a nationwide. Above-average P inputs occur mainly in the North German Geest and in parts of the young moraine country and are the result of groundwater recharge of more than 150 mm/a here. In addition, they are reported for low mountain ranges where the median of the measured P concentrations in the groundwater is above 0.03 and in some cases above 0.04 mg/L. These include the rim of the Münster Hills and parts of the Jungmoränenland. These include the rim of the Münsterland Cretaceous Bay, parts of the Lower Rhine Bay and the Upper Rhine Graben, the Vogelsberg, the Swabian and Franconian Alb and the Tertiary sediments of the foothills of the Alps.

(23) In order to make statements on the eutrophication relevance of phosphorus inputs in inland waters, the parameter P_{ges} is only of limited informative value, since P_{ges} partially sorb to soil particles and in this form does not have a direct eutrophic effect.

However, there are release processes in the water body so that some of the bound phosphorus can be mobilised in the longer term. Due to the complexity of these processes, it is difficult to estimate how quickly this occurs and how much of the phosphorus becomes available again and where. Instead, this project took a comparative look at how high the direct input of dissolved ortho-phosphate phosphorus, which has a direct impact on eutrophication, is. Since the latter was not the subject of the modelling in this study, the dissolved share of total phosphorus was estimated following Tetzlaff et al. (2009). The following proportions of P dissolved in P_{ges} were used: Drainage 70 %, groundwater runoff, interflow and alluvium 100 %, erosion 10 %, atmospheric deposition on water surfaces 80 %. This results in a total input of dissolved P for Germany of 6,700 t/a or 58 % of the diffuse P_{ges} input. The relevance of the individual input pathways thus changes significantly. The most important input pathway for o-PO_4-P is then groundwater, followed by drainage and interflow. Along with atmospheric deposition, water erosion is of least importance.

(24) The modelled P discharges to surface waters via the diffuse input pathways were summed up and submitted to the IGB for a plausibility check of the total P loads in the receiving waters.

The total P input (P_{ges}) from diffuse sources is 11,530 t/a. The majority of the diffuse P discharge into surface waters occurs via erosion, P discharge via drainage systems and groundwater runoff. For the plausibility check based on long-term gauge-related measured values (discharge quantity and P concentration) in surface waters, the P inputs via the various diffuse input pathways were aggregated at sub-basin level and transferred to the IGB.

(25) Nitrate concentrations in leachate are a good indicator for assessing whether the groundwater protection target of 50 mg NO3/L can be achieved.

The nitrate concentration in the leachate indicates the concentration with which the nitrate discharged from the soil is carried into the groundwater with the groundwater recharge or into the surface waters via the direct runoff components. When modelling the nitrate concentration in leachate, average multi-year hydrological conditions are specifically modelled, as these describe a representative situation (e.g. with regard to the leachate height). This point is of extreme importance, especially for the determination of the N-mitigation requirement or for the analysis of the impact of N-mitigation measures. Only in this way is it possible to reliably describe the expected long-term impact of measures.

(26) High nitrate concentrations in the seepage water are found for the actual state above all in the regions with high livestock numbers.

Diffuse N discharges from the soil and N inputs from leaking sewage systems contribute to nitrate concentrations in seepage water. However, the latter occur below the soil zone, so that N immobilisation and denitrification processes in the soil do not take effect. The calculated nitrate concentrations in seepage water are below 25 mg NO_3 /L for about two thirds of the federal territory. In addition to urban regions, this range of values occurs above all with high seepage rates and often in combination with forested areas, such as in the ridges of the low mountain ranges used extensively for agriculture.

Areas with nitrate concentrations in the leachate of more than 50 mg NO_3 /L occur in many intensively used agricultural regions with high N balance surpluses of agriculture and high N discharges from the soil (e.g. in north-west Germany). However, this can also affect regions in which the N outputs from the soil are at a moderate level of 10–25 kg N/(ha-a), but the seepage rates are very low, so that the N outputs from the soil are only slightly diluted. Regions to which these conditions apply are mainly located in the eastern federal states. For about 5 % of the federal territory, nitrate concentrations in the leachate exceed 125 mg NO_3 /L. Above all, areas with special crop cultivation and regions with particularly high livestock numbers are affected by this.

If one compares the model results for the mean long-term nitrate concentration in the seepage water with the results of relevant modelling at Land level, one finds partly significant differences despite the application of the same model. These differences can be explained above all by the different soil input data.

(27) The modelled long-term nitrate concentrations in the leachate were checked for plausibility using observed nitrate concentrations in the groundwater.

Due to the great importance of the nitrate concentration in the leachate for the determination of the N reduction requirement, an extensive plausibility check of the magnitude and spatial distribution of the modelled nitrate concentration in the leachate was carried out. For this purpose, the modelled nitrate concentrations in the leachate were compared nationwide with the nitrate contents in the groundwater of 3,391 preselected groundwater monitoring sites (excluding Bavaria).

In order to compare the modelled nitrate concentration in the seepage water with measured values in the groundwater as far as possible to cover the period on which the calculation of the N-balance surpluses in agriculture was based, only groundwater quality data from the years 2014 to 2018 were taken into account. In addition, only monitoring wells filtered near the surface (up to 10 m below GWO) and springs as well as monitoring wells with measured parameters indicating an oxidative environment were used. For all monitoring sites preselected in this way, inflow areas were also derived, for each of which a mean simulated nitrate concentration in the seepage water was calculated, which was then compared with the measured nitrate values in the groundwater.

Especially for the land use categories forest and grassland, the simulated nitrate concentrations in leachate and the observed nitrate concentrations in groundwater showed good agreement between calculated and measured values. In the case of arable land, too, there was good agreement on average, even if the scatter of the individual values was, as expected, significantly higher than in the case of forest and grassland sites. Small-scale differences in the intensity of land cultivation (fertilisation level) or in the crops cultivated, which were averaged out in the agricultural N-balancing at the community level, may play a role here.

It should be emphasised at this point that generally good agreements were achieved for sub-regions for which a high number of measured values in groundwater were still available for the plausibility check after pre-selection. This is evidence that the regional interplay of N balance surpluses in agriculture, atmospheric N deposition, N conversion and degradation processes in the soil, and the water balance situation was mapped realistically, both in terms of the level and the spatial distribution of nitrate concentrations in the seepage water, despite the fact that the data basis was in part only quite coarse.

(28) The maximum tolerable N-balance surplus indicates how high the N-balance surpluses of agriculture may hypothetically be in order not to exceed a nitrate concentration of 50 mg/L in the leachate.

Predominantly due to low seepage rates, the maximum tolerable agricultural balance surpluses in many eastern parts of the country are less than 20 kg N/(ha·a), whereas in many western parts of the country and in the ridge areas of the low mountain ranges, maximum tolerable agricultural N balance surpluses of more than 60 kg N/(ha·a) would hypothetically be permissible. In order to take into account the prohibition of deterioration according to the EU WFD (2000) and to prevent sites with a high nitrate degradation potential in the soil or high seepage rates from being misused as a possible "sink" for excess nitrogen, the maximum N surplus of agriculture was limited to 60 kg N/(ha-a) in agreement with the project advisory board.

(29) By comparing the maximum tolerable N balance surplus with the N balance surplus (2014–2016), the N mitigation requirement for the actual state was determined.

The N reduction requirement for the relevant groundwater bodies in "poor status", with "increasing trend" and "at risk" was determined in a first step by averaging the grid-related differences between the current and maximum N balance surplus over the area of each individual municipality. In the case of a positive mean value, this was assigned to the total agriculturally used municipal area and related to the respective shares of the

municipalities concerned in the selected groundwater bodies. The sum of the N reduction requirement resulting for the actual state is 100,000 t N/a in this way. At 78,000 t N/a, the majority of the N reduction is to be achieved in municipalities in groundwater bodies in "poor status".

(30) The N mitigation requirement for the impact assessment of the scenario *nmin* is at a significantly lower level than the N mitigation requirement for the actual state.

By comparing the N balance from the scenario with the maximum tolerable N balance surplus of agriculture, it can be examined whether, where and to what extent a remaining N reduction requirement is to be recorded. This showed that the total N reduction requirement for this scenario of 36,000 t N/a is at a significantly lower level than the N reduction requirement of the actual state.

The average N reduction requirement for the groundwater bodies in "poor status", with "increasing trend" and "at risk" is also at a significantly lower level in this scenario, with only 20,000 t N/a. However, it should be noted that the N balances of the actual status analysis must be reduced by 360,000 t N/a in order to reach the input level of the scenario calculated here.

III MONERIS (IGB)

(31) A fundamental agreement in this part of the project was also to use data that is generally and nationwide available and to avoid specific data queries to the federal states as far as possible.

In the case of the load comparison, a data set on measured discharges and concentrations provided by the UBA was used , although more data and longer time series would have been available by the federal states. The data provided by the Research Data Centre (FDZ) at the municipality level can basically be regarded as the best data set available throughout Germany (year: 2013). By modelling at the municipality level (and not at the sub-catchment level as previously with MONERIS), the data could initially be used in their original form. Since the FDZ data differ from the data of the federal states, it is recommended to work directly with the data of the federal states in the future, especially since the provision of this data will not be continued by the FDZ .

(32) Discharges from urban areas to surface waters via urban systems and point sources amount to a total of 95,000 T N/a and 8,100 t P/a (20 % and 41 % of total inputs, respectively) for the current state.

Urban discharges via the soil-groundwater passage are not considered here. The inputs from point sources (municipal wastewater treatment plants and industrial direct dischargers) represent the dominant urban input pathways with 78,500 t N/a (82 %) and 5,100 t P/a (64 %). Although small wastewater treatment plants and small sewage treatment plants thus only play a minor role (N: 8 %, P: 18 %), it should be noted that this is disproportionately high in relation to the connected inhabitants or households compared to municipal wastewater treatment plants. Due to the population distribution and the basic tendency for small and decentralised wastewater treatment plants to be found predominantly in rural or less densely populated areas, the latter contribute a proportionally higher share to urban inputs.

(33) Inputs from urban areas, i.e. decentralised wastewater treatment plants, non-sealed urban areas and exfiltration losses from sewer leaks, to the soil-groundwater passage amount to a total of 16,590 t N/a and 3,040 t P/a.

This corresponds roughly to the sum of the inputs of all urban input pathways (excluding point sources) that are discharged directly into surface waters. Exfiltration from sewer leakages contributes approx. 78 % of urban nitrogen and phosphorus inputs to the soil-groundwater passage.

The presented calculation approaches represent the first spatially differentiated Germany-wide estimation of exfiltration losses from sewer systems. The attempt to use the exfiltration rates to estimate the percentage exfiltration losses led to results in the order of magnitude of the values determined by the FZJ for NRW and RP.

When determining exfiltration duration, exfiltration rate and relevant damage length, conservative estimates were used in order to avoid systematic overestimations as far as possible. The consideration of precipitation fed discharges results in regional differences – in regions with high precipitation, the same exfiltration rates result in lower percentage exfiltration losses than under the same conditions in regions with low precipitation.

(34) Taking into account all diffuse and urban pathways, the total inputs to surface waters for the base year amount to 477,000 t N/a and 19,100 t P/a.

The diffuse input paths quantified by FZJ contribute a total of 80 % (TN) and 59 % (TP) to the total inputs. Assuming the *nmin scenario,* the total inputs are reduced to 329,000 t N/a, whereby the unchanged share of urban and point inputs increases from 20 % to 29 %.

(35) Consideration of run-off and loads from foreign up-stream areas

For the modelling of runoff, retention and loads in the main courses and thus the discharges into the coastal waters, it was necessary to take into account the hydrologically connected areas in neighbouring countries. These areas represent about 46 % of the total catchment area of the river systems considered and contribute 50 % (TN) and 46 % (TP) of the total inputs. By subsequently calibrating the loads flowing into Germany from neighbouring areas, potential model errors and uncertainties could be reduced to a minimum and a complete quantification of inflowing loads could be ensured.

(36) On average, 28 % (N) and 21 % (P) of the nutrients inputs into German surface waters are retained via nutrient retention.

Nutrient retention in surface waters varies depending on the distribution of water surfaces and the specific and total runoff, as well as water temperature. Thus, the highest percentage retention is found in the tributaries in the east of the North German Plain. On the one hand, the in-water retention completes the overall modelling of nutrient fluxes and thus enables a comparison of observed and modelled loads; on the other hand, it was used to determine the reduction requirements for achieving the objectives of the WFD and the European Marine Strategy Framework Directive (MSFD, 2008/56/EC). For P retention (i.e. sedimentation as dominating process) was only considered for tributaries.

For N cascading retention in subsequent main rivers forms the accumulative retention. Latter played a central role to transfer target loads (or concentrations) from the river mouth to the upstream sub-basinsto determine the reduction needs for the implementation of the MSFD. In addition to the dependencies described above, accumulative N retention increases with distance from the coast and can be well over 60 % in some sub-basins.

(37) The comparison of observed and modelled loads showed an overall very good statistical agreement.

The mean absolute deviation (MMA) was 18 % (TN) and 23 % (TP), the PBIAS for TN and TP was less than 5 %, and the coefficient of determination (r^2) and the Nash-Sutcliff model efficiency (NSE) were close to 1. For the comparison based on concentrations, MMA and PBIAS yielded similar good values, only r^2 and NSE decreased, but this is partly due to the fact that the value ranges for concentrations are much narrower than for loads and thus the statistical correlations are weaker.

Some of the deviations (load and concentrations) can also be explained by the use of long-term mean modelled discharges, a not always complete coverage of observed data for the validation period 2010–2016 or partly different reference years in the input data (e.g. FDZ data for the year 2013). However, since the load comparison does not show any systematic deviation, it can be assumed that load and concentration are basically well represented.

(38) The reduction requirements for surface waters to achieve the WFD and MSFD objectives were derived for the baseline year (actual status) and a scenario that assumes the achievement of good groundwater status in addition to the full implementation of the DüV.

The reduction requirements for the base year amount to 53,000 t N/a and 5,500 t P/a, or 11 % and 28 %, and is for N mainly concentrated in the North German Lowlands. For phosphorus, the pattern is less heterogeneous and distributed across all river basins, federal states and landscape types to areas with increased inputs or low runoff contributions (low dilution of inputs). Assuming the scenario conditions, the reduction requirement for nitrogen is reduced to 2,800 t N/a or 1 %, so that a reduction requirement only remains in the German part of the Oder catchment, some Baltic Sea direct catchments in Schleswig-Holstein and the German parts of the Meuse.

IV Conclusion and outlook

(39) The model network AGRUM-DE represents a nationwide, uniform nutrient model which is based on the Federal States' best available data. The model network will be developed further and continued in the *monitoring system for the Fertiliser Application Ordinance's impact on groundwater and surface waters*.

The model network's task in the impact monitoring is to connect short-run changes in agricultural practices with medium- and long-run impacts on water quality. For this purpose, an improvement of the database is pursued. In the future it will be possible to make more reliable statements about the regional nutrient situation as well as its development over time.

Keywords: water protection, modeling, nutrient pollution, nitrogen, phosphorus, agriculture, urban systems, hydrology, fertilizer application ordinance, water framework directive

Inhaltsverzeichnis

Vorwort i

Danksagung iii

Zusammenfassung v

Summary xvii

Inhaltsverzeichnis I

Abbildungsverzeichnis V

Kartenverzeichnis VIII

Tabellenverzeichnis XV

Abkürzungsverzeichnis XVII

1 Einleitung 1

2 Vorgehensweise im Modellverbund AGRUM-DE 2

2.1 Anwendungsablauf 2

2.2 Einzelmodelle 4

2.2.1 RAUMIS 4

2.2.2 mGROWA 5

2.2.3 DENUZ und WEKU 6

2.2.4 MEPhos 6

2.2.5 MONERIS 7

3 Datengrundlagen 8

3.1 Untersuchungszeitraum 8

3.2 Datengrundlagen der Stickstoffbilanzierung 8

3.2.1 Landnutzung 9

3.2.2 Erträge und Milchleistung 16

3.2.3 Tierhaltung 19

3.2.4 Biogasproduktion 25

3.2.5 Wirtschaftsdüngerimporte und -transporte 28

3.2.6 Klärschlamm und Kompost 29

3.2.7 Mineraldünger 29

3.2.8 Koeffizienten 31

3.3 Datengrundlagen zur Modellierung der austragsrelevanten Abflusskomponenten und der diffusen N- und P-Einträge 31

3.3.1 Diskretisierung der Datengrundlagen 32

3.3.2 Klimatische Datengrundlagen 33

3.3.3 Daten zur Landbedeckung 37

3.3.4 Bodenkundliche Datengrundlagen 39

3.3.5 Potenziell dränierte Landwirtschaftsflächen 53

3.3.6 Hydrogeologische Datengrundlagen 54

3.3.7 Grundwasseroberfläche 59

3.3.8 Topografische Datengrundlage 63

3.3.9 Relevante Standorteigenschaften zur Separation des Gesamtabflusses 65

3.3.10 Pegeldaten 66

3.3.11 Messstellendaten zur Güte im Grundwasser 69
3.3.12 P-Gehalte im Oberboden 71
3.4 Datengrundlagen zur Modellierung der Einträge aus urbanen Systemen, gewässerinternen Retention und Frachten 74
3.4.1 Verwendete Eingangsdaten 74
3.4.2 Aufbereitung der Eingangsdaten 75
3.4.3 Datengrundlage für die im Ausland liegenden, hydrologisch verbundenen Ober- und Unterlieger 81
3.4.4 Datengrundlage für die Modellvalidierung 84
4 Methodik 85
4.1 Methodik der Stickstoffbilanzierung 85
4.1.1 Allgemeines zu Methoden der Nährstoffbilanzierung 85
4.1.2 Stickstoffbilanzierung mit dem Modell RAUMIS 85
4.1.3 Bilanzierung allgemein 86
4.1.4 Zufuhr durch Wirtschaftsdünger und Gärreste 87
4.1.5 Schnittstelle zur hydrologischen Modellierung des FZJ 93
4.2 Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten 94
4.2.1 Hydrologischen Grundbegriffe und Definitionen 95
4.2.2 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses 97
4.2.3 Wasserhaushaltsmodell mGROWA 97
4.2.4 Berechnung der Wasserbilanz einzelner Modellelemente 99
4.2.5 Berechnung der landnutzungsspezifischen Verdunstung 99
4.2.6 Wasserhaushaltssimulation auf Flächen mit Vegetation 101
4.2.7 Wasserhaushaltssimulation auf urbanen Flächen 102
4.2.8 Wasserhaushaltssimulation auf freien Wasseroberflächen 103
4.2.9 Separation des Gesamtabflusses in die Abflusskomponenten 103
4.3 Simulation der diffusen N-Einträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer 106
4.3.1 Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen 108
4.3.2 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung 109
4.3.3 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Wassererosion 109
4.3.4 Abschätzung der im Boden festgelegten N-Menge 109
4.3.5 Modellierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell) 110
4.3.6 Quantifizierung der grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer (WEKU-Modell) 113
4.4 Simulation der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell) 118
4.4.1 Modellierung des P-Eintrags über Dränagen 119
4.4.2 Modellierung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss 123
4.4.3 Modellierung des P-Eintrags über den Zwischenabfluss 124
4.4.4 Modellierung des P-Eintrags über Wassererosion 125
4.4.5 Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung 134
4.4.6 Modellierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen 134
4.5 Einträge aus urbanen Systemen 135
4.5.1 Abflüsse von versiegelten urbanen Flächen 136
4.5.2 Nährstoffeinträge über Trennkanalisationen 138
4.5.3 Nährstoffeinträge von Mischkanalisationsüberläufen 140
4.5.4 Einträge über Kleinkläranlagen und Bürgermeisterkanäle 140
4.5.5 Einträge von nicht an die Kanalisation angeschlossenen Flächen 144

4.6 Abschätzung von Sickerwasserverlusten aus der städtischen Kanalisation in das Grundwasser 145
4.6.1 Hintergrund 145
4.6.2 Zustand der Kanalisation in Deutschland 145
4.6.3 Abschätzung der Exfiltration aus Kanalleckagen 149
4.7 Gewässerinterne Retention und Berechnung der Gewässeroberfläche 153
4.7.1 Gewässerinterne Retention 153
4.7.2 Berechnung der Gewässeroberfläche 154
4.8 Frachtvergleich in Flüssen 156
4.9 Minderungsbedarf der Frachten und Konzentrationen in Oberflächengewässern 158

5 Ergebnisse Ist-Zustand 160

5.1 Stickstoffbilanzen 160
5.1.1 Stickstoffbedarf der Pflanzenproduktion 160
5.1.2 Stickstoffzufuhr durch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft 161
5.1.3 Stickstoffzufuhr durch Gärreste 161
5.1.4 Stickstoffzufuhr durch Klärschlamm und Kompost 163
5.1.5 Stickstoffzufuhr durch symbiotische N-Fixierung und Saatgut 164
5.1.6 Stickstoffzufuhr durch Mineraldüngereinsatz 165
5.1.7 Stickstoffzufuhr insgesamt 166
5.1.8 Stickstoffabfuhr mit dem Erntegut 167
5.1.9 Stickstoffflächenbilanzüberschuss 168
5.1.10 Einordnung der Stickstoffbilanzierung zu anderen Arbeiten 170
5.2 Wasserhaushalt 176
5.2.1 Reale Verdunstungshöhe 177
5.2.2 Gesamtabflusshöhe 178
5.2.3 Oberflächenabflusshöhe 180
5.2.4 Höhe des urbanen Direktabflusses 181
5.2.5 Sickerwasserhöhe 182
5.2.6 BFI-Werte 183
5.2.7 Grundwasserneubildungshöhe 185
5.2.8 Höhe des natürlichen Zwischenabflusses und Dränageabflusses 187
5.2.9 Ergebnisvalidierung 189
5.3 Stickstoffeintrag in das Grundwasser und die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen 194
5.3.1 Stickstoffflächenbilanzüberschuss (RAUMIS-Modellergebnis) 194
5.3.2 Atmosphärische N-Deposition 195
5.3.3 Verlagerbarer N-Eintrag in den Boden 197
5.3.4 Nitratabbau im Boden und Stickstoffausträge aus dem Boden 198
5.3.5 Diffuse N-Einträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer 201
5.3.6 Ergebnisvalidierung 220
5.4 Aktueller Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen 240
5.4.1 P-Einträge in die Oberflächengewässer über atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen 240
5.4.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Wassererosion 240
5.4.3 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung 241
5.4.4 P-Einträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Dränagen 242
5.4.5 P-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss 243
5.4.6 P-Einträge in die Oberflächengewässer über grundwasserbürtigen Abfluss 244
5.4.7 Gesamte diffuse P_{ges}- und o-PO_4-P-Einträge in die Oberflächengewässer 245

5.5 N-Minderungsbedarf zur Erreichung der Qualitätsziele im Sickerwasser/Grundwasser 247
5.5.1 Fragestellungen und Annahmen 247
5.5.2 Modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser 249
5.5.3 Maximal tolerierbarer N-Bilanzüberschuss 251
5.5.4 Ableitung und Ausweisung des N-Minderungsbedarfs 252
5.5.5 N-Minderungsbedarf für den Ist-Zustand 253
5.6 Einträge aus urbanen Systemen in das Grundwasser und die Oberflächengewässer 256
5.6.1 Versiegelte Flächen und Anschluss an die Abwasserbehandlung 256
5.6.2 Einträge aus Mischkanalisationsüberläufen 263
5.6.3 Einträge aus der Trennkanalisation 268
5.6.4 Einträge aus Kleinkläranlagen 272
5.6.5 Exfiltration aus Kanalisationsleckagen 283
5.6.6 Einträge von nicht an die Kanalisation angeschlossenen urbanen Flächen 285
5.6.7 Einträge aus kleinen Kläranlagen (50–2.000 EW) 287
5.6.8 Einträge aus kommunalen Kläranlagen (> 2.000 EGW) und industriellen Direkteinleitern 289
5.6.9 Gesamteinträge aus urbanen Systemen in das Grundwasser und die Oberflächengewässer 292
5.7 Gesamteinträge in die Oberflächengewässer, Validierung und Minderungsbedarf 292
5.7.1 Gesamteinträge in die Oberflächengewässer 292
5.7.2 Retention und resultierende Frachten in Oberflächengewässern 301
5.7.3 Modellvalidierung 303
5.8 Minderungsbedarf Oberflächengewässer 308
6 Quantifizierung von N-Bilanzen im Zieljahr 2027 und Auswirkungen auf den N-Minderungsbedarf 315
6.1 Allgemeines zur Düngeverordnung 315
6.2 Vorgehensweise 315
6.3 Ergebnisse 320
6.4 Wirkungsabschätzung basierend auf Daten des Testbetriebsnetzes 325
6.5 N-Minderungsbedarf 326
6.5.1 Grundwasser 326
6.5.2 Oberflächengewässer 329
7 Fazit und Ausblick 333
Literaturverzeichnis 334
Anhang 349
Verzeichnis der Anhänge 349
Anhang-Tabellenverzeichnis 350

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Modellverbund AGRUM-DE	3
Abbildung 2:	Quellen und Eintragspfade von Nährstoffen in die Gewässer	4
Abbildung 3:	Vergleich der Viehzahlen aus der Agrarstrukturerhebung 2016 und dem InVeKoS	20
Abbildung 4:	Biogasanlagenbestand und arbeitsrelevante Leistung	26
Abbildung 5:	Stickstoff-Mineraldüngerabsatz in Deutschland als dreijähriges Mittel	30
Abbildung 6:	Häufigkeitsverteilung der Landbedeckungsgruppen für Deutschland nach LBM-DE2015	37
Abbildung 7:	Nitratabbau im Boden bei einer Michaelis-Menten-Kinetik in Abhängigkeit von der Verweilzeit im Boden, dem verlagerbaren N-Eintrag in den Boden und den Denitrifikationsbedingungen	51
Abbildung 8:	Zusammenhang zwischen hydraulischer Leitfähigkeit und nutzbarem Hohlraumanteil in Lockergesteinsaquiferen	57
Abbildung 9:	Die Komponenten des Abflusses	95
Abbildung 10:	mGROWA-Modellkonzept	98
Abbildung 11:	Funktionswerte der Korrekturfunktion für nicht ebene Oberflächen	100
Abbildung 12:	Schematische Darstellung des „natürlichen“ Jahresganges des Grundwassers sowie der in diesem Zusammenhang mit mGROWA simulierten Prozesse	102
Abbildung 13:	Schematische Darstellung des variablen Grundwasserflurabstand in Verbindung mit Dränagen (rechts)	102
Abbildung 14:	Hierarchisches Modell zur Abflussseparation in die Eintragspfade	105
Abbildung 15:	Schematische Darstellung der Simulation der N-Einträge in die Oberflächengewässer im AGRUM Modellverbund (RAUMIS-mGROWA-DENUZ-WEKU-MONERIS) mit Fokus auf der diffusen Eintragsmodellierung	107
Abbildung 16:	Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Fließzeitenmodellierung	115
Abbildung 17:	Ermittlung der Fließwege des Grundwassers im WEKU-Modell	116
Abbildung 18:	Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos	119
Abbildung 19:	Schematische Darstellung der berücksichtigten Eintragspfade für urbane Systeme	136
Abbildung 20:	Absolute Häufigkeits- und Summenverteilung der Trinkwasserverbräuche im ländlichen Raum	143
Abbildung 21:	Zusammenhang zwischen dem Alter und der unmittelbaren Sanierungsbedürftigkeit von Kanälen in Bayern	146
Abbildung 22:	Ableitung der Länge der privaten Kanalisation in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte	149
Abbildung 23:	Änderung der Exfiltration aus Kanalleckagen während und nach einem Starkniederschlagsereignis in Raststatt	150

Abbildung 24:	Konzeptionelle Abbildung des Berechnungsansatzes zur Abschätzung der Exfiltrationsverluste aus Kanalleckagen	152
Abbildung 25:	Berechnung der Gewässerfläche (WSA) von Haupt- (main river, MR) und Nebenläufen (tributary, TRIB) in Flusssystemen	155
Abbildung 26:	Unterscheidung zwischen Haupt- und Nebengewässern in MONERIS	155
Abbildung 27:	Schematische Darstellung der berücksichtigten Szenarien und Berechnungsgrundlagen zur Ableitung des Minderungsbedarfs für Oberflächengewässer	158
Abbildung 28:	mGROWA-Ergebnisse für eine beispielhaft ausgewählte Rasterzelle als Zeitreihe in Tagesschritten	176
Abbildung 29:	Plausibilitätsüberprüfung der berechneten mittleren Netto-Gesamtabflusshöhen (1981–2010) für alle 298 vorselektierten Einzugsgebiete	191
Abbildung 30:	Validierung der berechneten Netto-Grundwasserneubildungshöhen (1981–2010) für alle 298 vorselektierten pegelbezogenen Einzugsgebiete	193
Abbildung 31:	Validierung der berechneten Netto-Grundwasserneubildungshöhen (1981–2010) für alle pegelbezogenen Einzugsgebiete kleiner 1.000 km^2	194
Abbildung 32:	Schematische Darstellung des Verfahrens zur Regionalisierung der Grundwassergüteparameter zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser	214
Abbildung 33:	Denitrifikationsbedingungen im oberen Aquifer basierend auf den Konzentrationsbereichen der Einzelparameter	215
Abbildung 34:	Vergleich der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser für Messstandorte im Boden aus Bayern	222
Abbildung 35:	Vergleich gemessener Nitratkonzentrationen im Grundwasser: Mittelwerte 2007 bis 2016 mit Mittelwerten 2017 in Deutschland	223
Abbildung 36:	Schematische Darstellung eines aus einer Grundwasserdruckfläche abgeleiteten Anstrombereichs einer Grundwassermessstelle	224
Abbildung 37:	Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser	227
Abbildung 38:	Mittelwerte (links) und Mediane (rechts) der absoluten Abweichungen der Klassenpaare in mg/L bzgl. der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser	228
Abbildung 39:	Häufigkeitsverteilung der Abweichungsklassen simulierter Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser unterschieden nach den Hauptlandnutzungsarten	230
Abbildung 40:	Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Südwesten Baden-Württembergs	231
Abbildung 41:	Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Südosten Baden-Württembergs	232

Abbildung 42: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Südosten von Rheinland-Pfalz / Nordwesten Baden-Württembergs 233

Abbildung 43: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Nordosten Baden-Württembergs 234

Abbildung 44: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Südteil Nordrhein-Westfalens / Westteil von Rheinland-Pfalz 235

Abbildung 45: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Ostteil von Rheinland-Pfalz / Westteil Hessens 235

Abbildung 46: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Baden-Württemberg, Hessen und Thüringen 236

Abbildung 47: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser in Nordost Hessen / Südost NRW / Südost Niedersachsen / Nordwest Thüringen 237

Abbildung 48: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Südteil Sachsen-Anhalts / Nordteil Thüringens 238

Abbildung 49: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Nordostteil Sachsens 238

Abbildung 50: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Südostteil Niedersachsens 239

Abbildung 51: P_{ges}-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen 246

Abbildung 52: Abgeschätzte o-PO_4-P-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen 247

Abbildung 53: Anteil der Gemeinden nach Anteil der bebauten urbanen Fläche 259

Abbildung 54: Vergleich der Einzugsgebietsgröße nach Angabe der Messstellen-Stammdaten und auf Basis der AUs (links) sowie der gemessenen und modellierten Gesamtabflüsse (rechts) 304

Abbildung 55: Vergleich von beobachteten und modellierten P-Frachten 305

Abbildung 56: Vergleich von beobachteten und modellierten N-Frachten (links) und N-Konzentrationen (rechts) 306

Abbildung 57: Vergleich von beobachteten und modellierten P-Frachten (links) und Konzentrationen (rechts) nach dem neu kalibrierten Ansatz für den hier verwendeten kombinierten Datensatz von FZJ und IGB 307

Abbildung 58: Verteilung der N_{min}-Werte der Gemeinden nach Bundesländern für das Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016) 320

Kartenverzeichnis

Karte 1:	Anteil Ackerland an der LF	10
Karte 2:	Anteil Grünland an der LF	11
Karte 3:	Anteil des Weizen- und Dinkelanbaus an der LF	12
Karte 4:	Anteil des Hackfruchtanbaus (ohne Mais) an der LF	13
Karte 5:	Anteil des Rapsanbaus an der LF	14
Karte 6:	Anteil des Silo- und Energiemaisanbaus an der LF	15
Karte 7:	Anteil des Anbaus von Sonderkulturen an der LF	16
Karte 8:	Erträge von Winterweizen	17
Karte 9:	Erträge von Silomais	18
Karte 10:	Milchleistung	19
Karte 11:	Regionaler Viehbesatz in Deutschland	21
Karte 12:	Regionale Viehbesatzdichte – Schweine	22
Karte 13:	Regionale Viehbesatzdichte – Geflügel	23
Karte 14:	Regionale Viehbesatzdichte – Milchkühe	24
Karte 15:	Regionale Viehbesatzdichte – Sonstige Rinder	25
Karte 16:	Biogasproduktion in Deutschland	27
Karte 17:	N-Verlagerung durch Wirtschaftsdüngertransporte	29
Karte 18:	In täglicher Auflösung vorliegende Stationsdaten für die Klimaparameter Niederschlag, Temperatur und potenzielle Verdunstung für das Jahr 1981 (links) und das Jahr 2010 (rechts) des Climate Data Center (CDC)	33
Karte 19:	Mittlere Jahresniederschlagshöhen für die Periode 1981–2010	35
Karte 20:	Mittlere potenzielle Verdunstungshöhe für die Periode 1981–2010	36
Karte 21:	Landbedeckungskategorien nach digitalem Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE2015	38
Karte 22:	Versiegelungsgrad der Landoberfläche nach European Environmental Agency	39
Karte 23:	Einzelpolygone der Bodenübersichtskarte BÜK200	40
Karte 24:	Leitbodentypen der BÜK200	41
Karte 25:	Leitböden mit Staunässeeinfluss	42
Karte 26:	Mittlerer Niedrigstand des Grundwassers (oben) und mittlerer Höchststand des Grundwassers (unten)	44
Karte 27:	Mittlere Feldkapazität der Böden	46
Karte 28:	Mittlere nutzbare Feldkapazität der Böden	48
Karte 29:	Effektive Durchwurzelungstiefe des Bodens	49
Karte 30:	Denitrifikationsklassen im Boden	50
Karte 31:	Potenziell dränierte Landwirtschaftsflächen	54

Karte 32:	Grundwasserführende Gesteinseinheiten	55
Karte 33:	Hydraulische Leitfähigkeit des oberen Aquifers	56
Karte 34:	Nutzbarer Hohlraumanteil des oberen Aquifers	59
Karte 35:	Datengrundlagen zur Ableitung eines digitalen Modells der Grundwasseroberfläche	60
Karte 36:	Aus verschiedenen Datengrundlagen erstelltes, digitales Modell der Grundwasseroberfläche	61
Karte 37:	Hydraulischer Gradient	62
Karte 38:	Fließrichtung des Grundwassers	63
Karte 39:	Topografische Höhe der Geländeoberfläche	64
Karte 40:	Mittlerer Topografiefaktor	65
Karte 41:	Für die Separation des Gesamtabflusses in die Direktabflusskomponenten und die Grundwasserneubildung relevante Standorteigenschaften	66
Karte 42:	Zur Abflussvalidierung geeignete, pegelbezogene Teileinzugsgebiete	69
Karte 43:	Geografische Lage der Grundwassergütemessstellen zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser	70
Karte 44:	P_{ges}-Gehalte im Oberboden von Ackerflächen und Dauerkulturen	73
Karte 45:	Wasserverbrauch auf Kreisebene in Deutschland für das Jahr 2013	79
Karte 46:	Lage der kommunalen Kläranlagen und der industriellen Direkteinleiter	80
Karte 47:	Auf Basis der im Projekt MARS durchgeführten Modellierungen neu-kalibrierte Abflussspenden in den hydrologisch verbundenen, im benachbarten Ausland gelegenen Einzugsgebieten	82
Karte 48:	Auf Basis der im Projekt MARS durchgeführten Modellierungen neu-kalibrierte Gesamtstickstoffeinträge in den hydrologisch verbundenen, im benachbarten Ausland gelegenen Einzugsgebieten	83
Karte 49:	Auf Basis der im Projekt MARS durchgeführten Modellierungen neu-kalibrierte Gesamtphosphoreinträge in den hydrologisch verbundenen, im benachbarten Ausland gelegenen Einzugsgebieten	84
Karte 50:	Raster der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach InVeKoS	94
Karte 51:	Median der P_{ges}-Konzentrationen für hydrogeologische Einheiten	124
Karte 52:	Gebietskulisse Wassererosion	126
Karte 53:	Abgeleiteter R-Faktor für die Gebietskulisse Wassererosion	127
Karte 54:	Abgeleiteter S-Faktor für die Gebietskulisse Wassererosion	128
Karte 55:	Abgeleiteter L-Faktor für die Gebietskulisse Wassererosion	129
Karte 56:	Abgeleiteter K-Faktor für die Gebietskulisse Wassererosion	130
Karte 57:	Flächenanteil konservierender Bodenbearbeitung	131
Karte 58:	Abgeleiteter C-Faktor für die Gebietskulisse Wassererosion	132
Karte 59:	Mittlere Bodenabtragsgefahr nach ABAG	133

Karte 60:	Anteil der Kanalhaltungen mit einem Alter von mehr als 40 Jahren (Baujahr 1980) auf Gemeindeebene	147
Karte 61:	N-Bedarf der Pflanzenproduktion im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016) auf Gemeindeebene in kg N/ha LF	160
Karte 62:	N-Zufuhr durch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016) in kg N/ha LF	161
Karte 63:	N-Zufuhr durch Gärreste auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016) in kg N/ha LF	162
Karte 64:	N-Zufuhr durch Klärschlamm auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016) in kg N/ha LF	163
Karte 65:	N-Zufuhr durch Kompost auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016) in kg N/ha LF	164
Karte 66:	N-Zufuhr durch symbiotische N-Fixierung auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016) in kg N/ha LF	165
Karte 67:	N-Zufuhr durch Mineraldünger auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016) in kg N/ha LF	166
Karte 68:	N-Zufuhr insgesamt auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016) in kg N/ha LF	167
Karte 69:	N-Abfuhr mit dem Erntegut auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016) in kg N/ha LF	168
Karte 70:	N-Flächenbilanzüberschuss auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016) in kg N/ha LF	170
Karte 71:	Mittlere reale Verdunstungshöhen (1981–2010)	177
Karte 72:	Mittlerer jährlicher Netto-Gesamtabfluss (1981–2010)	179
Karte 73:	Mittlere jährliche Brutto-Gesamtabflusshöhe (1981–2010)	180
Karte 74:	Mittlerer langjähriger Oberflächenabfluss von an das Gewässer angebundenen Teilflächen (1981–2010)	181
Karte 75:	Mittlerer langjähriger urbaner Direktabfluss (1981–2010)	182
Karte 76:	Mittlere jährliche Sickerwasserhöhe (1981–2010)	183
Karte 77:	Baseflow-Index (BFI) aus der Wasserhaushaltsmodellierung mit mGROWA	184
Karte 78:	Mittlere jährliche Netto-Grundwasserneubildungshöhe (1981–2010)	186
Karte 79:	Mittlere jährliche Brutto-Grundwasserneubildungshöhe (1981–2010)	187
Karte 80:	Mittlerer jährlicher Zwischenabfluss (1981–2010)	188
Karte 81:	Mittlerer jährlicher Dränageabfluss (1981–2010)	189
Karte 82:	Landwirtschaftliche N-Bilanzüberschüsse	195
Karte 83:	Atmosphärische N-Deposition	196
Karte 84:	Verlagerbarer N-Eintrag in den Boden	197
Karte 85:	Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Boden	198
Karte 86:	Denitrifikationsverluste im Boden	199

Karte 87:	N-Austrag aus dem Boden	201
Karte 88:	N-Deposition auf Gewässerflächen	203
Karte 89:	N-Eintrag in die Oberflächengewässer durch Erosion	204
Karte 90:	N-Eintrag in die Oberflächengewässer durch Abschwemmung	205
Karte 91:	N-Eintrag in die Oberflächengewässer über Dränagen	206
Karte 92:	N-Eintrag in die Oberflächengewässer aus dem Zwischenabfluss	208
Karte 93:	N-Eintrag in das Sickerwasser aus undichten Kanalisationen (vom IGB übernommenes Modellergebnis)	209
Karte 94:	N-Eintrag in das Grundwasser mit der Grundwasserneubildung	210
Karte 95:	Abstandsgeschwindigkeit (Median) des Grundwassers	211
Karte 96:	Fließzeit des Grundwassers im oberen Aquifer	213
Karte 97:	Mittleres Nitratabbauvermögen im oberen Aquifer	217
Karte 98:	Zuweisung von Halbwertszeiten der Denitrifikation im Grundwasser zum mittleren Nitratabbauvermögen im oberen Aquifer	218
Karte 99:	Grundwasserbürtiger N-Eintrag in die Oberflächengewässer	219
Karte 100:	N-Eintrag in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen	220
Karte 101:	Median der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser 2014–2018 für 3.391 präselektierte Grundwassermessstellen (ohne Einbeziehung von Grundwassermessstellen aus Bayern)	226
Karte 102:	P-Einträge in die Oberflächengewässer durch Wassererosion	241
Karte 103:	P-Einträge in die Oberflächengewässer durch Abschwemmung	242
Karte 104:	P-Einträge in die Oberflächengewässer durch Dränagen	243
Karte 105:	P-Einträge in die Oberflächengewässer durch natürlichen Zwischenabfluss	244
Karte 106:	P-Einträge in die Oberflächengewässer durch grundwasserbürtigen Abfluss	245
Karte 107:	Chemischer Zustand der Grundwasserkörper in Deutschland	248
Karte 108:	Mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser	250
Karte 109:	Maximal tolerierbare N-Bilanzüberschüsse zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von höchsten 50 mg NO_3/L	252
Karte 110:	N-Minderungsbedarf des landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschusses zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/L auf Rasterebene	254
Karte 111:	N-Minderungsbedarf des landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschusses zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/L für die Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, mit „steigendem Trend“ und „at risk“	255
Karte 112:	Bevölkerungsdichte in Einwohner*innen pro Gemeindefläche für das Jahr 2013 (links) und Anteil der urbanen Fläche an der Gemeindefläche in Prozent nach LBM-DE2015 (BKG, 2018) (rechts)	257
Karte 113:	Anteil der versiegelten Flächen an der urbanen Fläche in Prozent	258

Karte 114:	Anteil der an die Kanalisation und eine Kläranlage angeschlossenen Bevölkerung auf Gemeindeebene für das Jahr 2013	260
Karte 115:	Anteil der Bevölkerung mit Anschluss an abflusslose Gruben, deren Inhalt an eine Kläranlage abgeführt wird, für das Jahr 2013	261
Karte 116:	Längenanteil der Mischkanalisation an der Summe von Misch- und Schmutzwasserkanalisation für das Jahr 2013	264
Karte 117:	Größe des Speichervolumens der Regenüberlaufbecken in der Mischkanalisation auf Gemeindeebene für das Jahr 2013	265
Karte 118:	Stickstoffeinträge aus Mischkanalisationsüberlaufereignissen auf Gemeindeebene	267
Karte 119:	Phosphoreinträge aus Mischkanalisationsüberlaufereignissen auf Gemeindeebene	268
Karte 120:	Gesamt-Stickstoffdeposition auf urbane Flächen nach PINETI-3 für das Jahr 2013	269
Karte 121:	Stickstoffeinträge über die Regenkanalisation in Trennsystemen auf Gemeindeebene	271
Karte 122:	Phosphoreinträge über die Regenkanalisation in Trennsystemen auf Gemeindeebene	272
Karte 123:	Anteil des Lockergesteins nach IHME1500	274
Karte 124:	Anteil der Bevölkerung mit Anschluss an eine Kleinkläranlage, die über direkt über ein Rohr oder einen Graben in die Oberflächengewässer einleiten, für das Jahr 2013	275
Karte 125:	Stickstoffeinträge aus Kleinkläranlagen mit Direkteinleitung über ein Rohr oder einen Graben auf Gemeindeebene	276
Karte 126:	Phosphoreinträge über Kleinkläranlagen mit Direkteinleitung über ein Rohr oder einen Graben auf Gemeindeebene	277
Karte 127:	Anteil der Bevölkerung mit Anschluss an eine Kleinkläranlage, die über eine Kanalisation einleiten, für das Jahr 2013	278
Karte 128:	Stickstoffeinträge aus Kleinkläranlagen mit Einleitung über die Kanalisation (Bürgermeisterkanäle) auf Gemeindeebene	279
Karte 129:	Phosphoreinträge aus Kleinkläranlagen mit Einleitung über die Kanalisation (Bürgermeisterkanäle) auf Gemeindeebene	280
Karte 130:	Anteil der Bevölkerung mit Anschluss an eine Kleinkläranlage, die über eine Boden-Grundwasserpassage einleiten, für das Jahr 2013	281
Karte 131:	Stickstoffeinträge in den Untergrund aus Kleinkläranlagen mit Einleitung über eine Boden-Grundwasserpassage auf Gemeindeebene	282
Karte 132:	Phosphoreinträge in den Untergrund aus Kleinkläranlagen mit Einleitung über eine Boden-Grundwasserpassage auf Gemeindeebene	283
Karte 133:	Stickstoffeinträge in den Untergrund aus Kanalisationsleckagen auf Gemeindeebene	284
Karte 134:	Phosphoreinträge in den Untergrund aus Kanalisationsleckagen auf Gemeindeebene	285
Karte 135:	Stickstoffeinträge in den Untergrund aus nicht an die Kanalisation angeschlossenen versiegelten Flächen auf Gemeindeebene	286

Karte 136:	Phosphoreinträge in den Untergrund aus nicht an die Kanalisation angeschlossenen versiegelten Flächen auf Gemeindeebene	287
Karte 137:	Stickstoffeinträge aus kleinen Kläranlagen (50–2.000 EW) auf Gemeindeebene	288
Karte 138:	Phosphoreinträge aus kleinen Kläranlagen (50–2.000 EW) auf Gemeindeebene	289
Karte 139:	Stickstoffeinleitungen aus kommunalen Kläranlagen nach UBA-Inventar für das Jahr 2016	290
Karte 140:	Phosphoreinleitungen aus kommunalen Kläranlagen nach UBA-Inventar für das Jahr 2016	291
Karte 141:	Gesamte Stickstoffeinträge in den Untergrund aus urbanen Systemen (ohne Punktquellen und Industrie) auf Gemeindeebene	293
Karte 142:	Gesamte Stickstoffeinträge aus urbanen Systemen (ohne Punktquellen und Industrie) auf Gemeindeebene	294
Karte 143:	Gesamte Phosphoreinträge in den Untergrund aus urbanen Systemen (ohne Punktquellen und Industrie) auf Gemeindeebene	295
Karte 144:	Gesamte Phosphoreinträge aus urbanen Systemen (ohne Punktquellen und Industrie) auf Gemeindeebene	296
Karte 145:	Gesamte über diffuse, urbane und punktförmige Eintragspfade in die Oberflächengewässer emittierte Stickstoffeinträge	297
Karte 146:	Gesamte über diffuse, urbane und punktförmige Eintragspfade in die Oberflächengewässer emittierte Phosphoreinträge	298
Karte 147:	Anteil der urbanen und punktförmigen Stickstoffeinträge an den Gesamteinträgen auf AU-Ebene	299
Karte 148:	Anteil der urbanen und punktförmigen Phosphoreinträge an den Gesamteinträgen auf AU-Ebene	300
Karte 149:	Mittlere jährliche Phosphorretention in den Nebenläufen der AUs als prozentualer Anteil der Einträge	302
Karte 150:	Mittlere jährliche akkumulative Stickstoffretention in den Hauptläufen vom Auslass einer AU bis zum Übergabepunkt zur Küste als prozentualer Anteil der Fracht in den Hauptläufen	303
Karte 151:	Modellierter Minderungsbedarf für Stickstoffeinträge für das Basisjahr (Ist-Zustand) in Prozent der Gesamteinträge auf AU-Ebene	309
Karte 152:	Auf AU-Ebene abgeleitete fließlängengewichtete TP-Zielkonzentrationen auf Basis der gewässertypenspezifischen Angaben in Anhang 7 der OGewV	310
Karte 153:	Modellierter Minderungsbedarf für Phosphoreinträge für das Basisjahr (Ist-Zustand) in Prozent der Gesamteinträge auf AU-Ebene	311
Karte 154:	Mit Nitrat belastete Gebiete nach § 13a DüV	318
Karte 155:	Flächenbilanzüberschuss in den Gemeinden im Zieljahr 2027 für das Hauptszenario *Baseline + DüV nmin*	323
Karte 156:	Flächenbilanzüberschuss in den Gemeinden im Zieljahr 2027 für das Nebenszenario *Baseline + DüV nmin30*	324

Karte 157: Mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser für das Hauptszenario *Baseline + DüV nmin* 326

Karte 158: N-Minderungsbedarf der N-Bilanzüberschüsse für das Hauptszenario *Baseline + DüV nmin* 327

Karte 159: N-Minderungsbedarf der N-Bilanzüberschüsse für das Hauptszenario *Baseline + DüV nmin* für die Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, mit „steigendem Trend“ und „at risk“ 328

Karte 160: Modellierter Minderungsbedarf für Stickstoffeinträge für das BL-DüV-GW-Szenario in Prozent der Gesamteinträge auf AU-Ebene 330

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Datengrundlagen und -quellen der Modelle mGROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos	31
Tabelle 2:	Nutzbare Hohlraumanteile für Festgesteinseinheiten	58
Tabelle 3:	Verfügbare Messstellendaten zur Grundwassergüte (2007–2016)	70
Tabelle 4:	Allgemeine Gleichungen zur Berechnung von P_{ges}-Gehalten aus P_{CAL}-Gehalten und P_{DL}-Gehalten	71
Tabelle 5:	Für die Berechnung der Einträge über urbane Systeme und Punktquellen mit MONERIS verwendete Eingangsdaten	74
Tabelle 6:	Die zur Modellierung unterschiedenen Anschlussarten und ihre Herleitung aus den FDZ-Daten	77
Tabelle 7:	Positionen der Nährstoffbilanzen im Modell RAUMIS	86
Tabelle 8:	Klassifikation ungünstiger Grünlandstandorte	90
Tabelle 9:	Anrechnungs- und Bedarfsfaktoren	92
Tabelle 10:	Orientierungswerte der wesentlichen Parameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer	117
Tabelle 11:	Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe	123
Tabelle 12:	Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)	134
Tabelle 13:	Anforderungen an die Ablaufqualität des gereinigten Abwassers bei der Prüfung zur bauaufsichtlichen Zulassung Z.55.x-xxx durch das DIBT	142
Tabelle 14:	Zusammenstellung gefundener Zu- und Ablaufkonzentrationen und der ermittelten Retention von Gesamtstickstoff (TN) und Gesamtphosphor (TP) in Kleinkläranlagen	143
Tabelle 15:	Für Bayern erhobener und für Deutschland abgeleiteter Schadensanteil für Kläranlagen jünger und älter als 40 Jahre	148
Tabelle 16:	Aus der Literaturstudie abgeleitete und für die Modellierung verwendete Größen und Parameter zur Berechnung der Exfiltration aus Kanalleckagen	151
Tabelle 17:	Ergebnisse der Stickstoffflächenbilanzen für Deutschland und die Bundesländer für das Basisjahr (Durschnitt 2014–2016) in kg N/ha LF	169
Tabelle 18:	Ausgewählte Arbeiten zu N-Bilanzen im Überblick	173
Tabelle 19:	Zuordnung von Punktwerten zu Konzentrationsbereichen im Rahmen der Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Aquifer	215
Tabelle 20:	Statistische Lagemaße für die vier Landnutzungstypen	229
Tabelle 21:	N-Minderungsbedarf der landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschüsse getrennt für die Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, mit „steigendem Trend“ und „at risk“	256
Tabelle 22:	Zusammenstellung der nach LBM-DE2015 ausgewiesenen urbanen Flächen und den davon als versiegelt ausgewiesenen Flächenanteilen	259

Tabelle 23:	Bevölkerung und Art des Anschlusses zur Abwasserbehandlung auf Bundeslandebene für das Jahr 2013	262
Tabelle 24:	Längenanteil der Mischkanalisation und angeschlossene versiegelte Flächen sowie das absolute und spezifische Speichervolumen (Ausbaugrad) der Regenüberlaufbecken	266
Tabelle 25:	Atmosphärische NH_y- und NO_x-Deposition auf urbane Flächen nach PINETI-3 und LBM-DE2015	270
Tabelle 26:	Statistische Güteparameter des Fracht- und Konzentrationsvergleichs	306
Tabelle 27:	Statistische Güteparameter für die Validierung der modellierten Frachten und Konzentrationen sowie – zur Plausibilisierung – der Einzugsgebietsflächen und Abflüsse	307
Tabelle 28:	Minderungsbedarf der Stickstoff- und Phosphoreinträge zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr aggregiert auf Bundeslandebene	311
Tabelle 29:	Minderungsbedarf der Stickstoff- und Phosphoreinträge zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten	312
Tabelle 30:	Abschläge für die Stickstoffnachlieferung aus dem Bodenvorrat nach DüV	319
Tabelle 31:	Erwartete Veränderung der N-Bilanzen vom Basisjahr 2014–2016 (IST) zum Zieljahr 2027 (Szenarien)	321
Tabelle 32:	Verteilung in Prozent aller Gemeinden nach N-Salden, Kategorien in kg N/ha LF	325
Tabelle 33:	N-Minderungsbedarf der landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschüsse für das Hauptszenario *Baseline + DüV nmin* für Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, mit „steigendem Trend“ und „at risk“	328
Tabelle 34:	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das BL-DüV-GW-Szenario aggregiert auf Bundeslandebene	330
Tabelle 35:	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das BL-DüV-GW-Szenario in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten	331

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
(ha × a)	Pro Hektar und Jahr
AbfKlärV	Klärschlammverordnung
AF	Koeffizienten: Anrechnungsfaktoren
AGRUM-DE	Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland
ANPR	Koeffizienten: Anteile der Nebenprodukte an den Hauptprodukten
ASE	Agrarstrukturerhebung
ATKIS	Amtliches Topografisch-Kartografisches Informationssystem
AU	Analysegebiete / Analytical Units
AVV GeA	Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung von mit Nitrat belasteten und eutrophierten Gebieten
BB	Brandenburg
BE	Berlin
BEE	Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung
BF	Bedarfsfaktor
BFG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BFI	Baseflow-Index
BFI-Wert	Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
BOWAB	Mehrschicht-Bodenwasserhaushaltsmodells
BÜK1000	Bodenübersichtskarte 1:1.000.000
BÜK200	Bodenübersichtskarte 1:200.000
BW	Baden-Württemberg
BY	Bayern
CDC	Climate Data Center
DBE	Düngebedarfsermittlung
DE	Deutschland
DENUZ	Denitrifikation in der ungesättigten Zone
DESTATIS	Statistisches Bundesamt
DGJ	Gewässerkundliches Jahrbuch
DGM25, DGM250	Digitales Geländemodell
DIBT	Deutsches Institut für Bautechnik
DLM25, DLM250	Digitales Landschaftsmodell
DüV	Düngeverordnung
DWD	Deutscher Wetterdienst
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EGW	Einwohnergleichwerte
ENNI	Elektronische Nährstoffmeldungen Niedersachsen

Abkürzung	Bedeutung
EU	Europäische Union
EU-KOM	Europäische Kommission
EW	Einwohnerwert
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FDZ	Forschungsdatenzentrum
FM	Frischmasse
FZJ	Forschungszentrum Jülich
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
Gl.	Gleichung
GV	Großvieheinheit(en)
GWK	Grundwasserkörper
GWO	Grundwasseroberfläche
HB	Bremen
HE	Hessen
HH	Hamburg
HIT	Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere
IGB	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
IHME1500	International Hydrogeological Map of Europe 1:1,500,000
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
IQR	Interquartilsabstand
KF	Standortfaktor
KIT	Karlsruher Institut für Technologie
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LB	Landbedeckung
LBM-DE2015	Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland, Stand 2015
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
LfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt
LWK	Landwirtschaftskammer
MaStR	Marktstammdatenregister
MEPhos	Modell zur Ermittlung des Phosphoreintrags
mGROWA	Monatlicher großräumiger Wasserhaushalt
MIKU	Milchkuh
MK	Mischkanalisation
MMA	Mittlere absolute Abweichung
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss
MONERIS	Modelling Nutrient Emissions in River Systems
MQ	Mittlerer Abfluss
MSRL	Meeresstrategierahmenrichtlinie
MV	Mecklenburg-Vorpommern
N	Stickstoff
NAUS	Koeffizienten: N-Ausscheidungen der Tierarten

Abkürzung	Bedeutung
NaWaRo	Nachwachsende Rohstoffe
NDUEABS	Absoluter Teil der N-Bedarfsfunktion
NDUEREL	Relativer Teil der N-Bedarfsfunktion
NFIX	Koeffizienten: Hektarpauschale zur N-Fixierung
NGRO	Koeffizienten: N-Aufnahme durch Grobfutter
NHPR	Koeffizienten: N-Gehalt des Hauptprodukts
NI	Niedersachsen
NKO	Koeffizienten: N-Gehalt Kompost
NKS	Koeffizienten: N-Gehalt Klärschlamm
Nmin	Im Boden verfügbare N-Menge
NN	Normalnull
NNPR	Koeffizienten: N-Gehalte der Nebenprodukte
NRLF	Koeffizienten: N-Rücklieferungsindex
NRW, NW	Nordrhein-Westfalen
NS	Koeffizienten: N-Gehalte der Gärsubstrate für Substrate *s*
NSB	Nährstoffbericht
NSE	Nash-Sutcliffe efficiency
P	Phosphor
PBIAS	Percent bias
PCAL	Calcium-Acetat-Lactat-Auszug
PDL	Doppel-Lactat-Auszug
Pges	Gesamt-Phosphor
PRTR	Pollutant Release and Transfer Register
RAUMIS	Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem für Deutschland
RP	Rheinland-Pfalz
SAAT	Koeffizienten: Saatstärke
SH	Schleswig-Holstein
SL	Saarland
SN	Sachsen
ST	Sachsen-Anhalt
TH	Thüringen
TI	Thünen-Institut (für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen)
TK	Trennkanalisation
TM	Trockenmasse
TN	Total nitrogen
TP	Total phosphorus
TSK	Tierseuchenkasse
UBA	Umweltbundesamt
WD	Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft
WDüngV	Verordnung über das Inverkehrbringen und Befördern von Wirtschaftsdünger
WEKU	Verweilzeiten und reaktiver N-Transport im Grundwasser

Abkürzung	Bedeutung
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
γ (Gamma)	Regionale Verteilung von Klärschlamm- und Kompostmengen

1 Einleitung

Die Belastung des Grundwassers und der Oberflächengewässer Deutschlands mit Stickstoff- und Phosphoreinträgen (N- und P-Einträgen) ist ein komplexes Umweltthema, das gemeinsam von Behörden und öffentlichen Einrichtungen der Land- und Wasserwirtschaft in Bund und Ländern bearbeitet wird. Für die Umsetzung der Nitratrichtlinie sowie der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und der Meeresschutzrichtlinie (MSRL) werden quantitative Angaben zur Herkunft und räumlichen Verteilung von Stickstoff- und Phosphoreinträgen benötigt, um eine effektive Maßnahmenplanung zu ermöglichen. Diese Fragestellungen können nur durch Modellanwendungen beantwortet werden, die einerseits die Einträge aus der Landwirtschaft, dem Abwasserbereich und anderen Eintragspfaden in die Systeme Boden und Gewässer und andererseits den Transport von Nährstoffen über das Grundwasser, Drainagen, Oberflächenabfluss und Erosion in Fließgewässer und Meere und die vielfältigen Abbauprozesse adäquat abbilden. Die 154. Vollversammlung der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) stellte 2017 fest, dass eine Modellierung der Stoffeinträge von Stickstoff und Phosphor in das Grundwasser, die Oberflächengewässer und die Meere notwendig und prioritär ist, insbesondere, um den Anforderungen der Europäischen Kommission (EU-KOM) in Bezug auf Berichterstattung und Vertragsverletzungsverfahren / Pilotverfahren Nährstoffe nachkommen zu können. Vor diesem Hintergrund wurde der agrarökonomisch-hydrologische Modellverbund AGRUM-DE[2] entwickelt.

AGRUM-DE ist ein bundesweit konsistentes, räumlich hochauflösendes Nährstoffmodell, das die Einträge von Stickstoff und Phosphor aus der Landwirtschaft, dem Abwasserbereich und dem Luftpfad ins Grundwasser, die Oberflächengewässer und die Zuflüsse in Nord- und Ostsee bzw. den Übergabemessstellen an den Außengrenzen sowie die jeweils wichtigsten Umsetzungs- und Abbauprozesse abbildet. Im Rahmen einer Ist-Zustandsanalyse wurden zunächst die unterschiedliche Herkunft und die Höhe der Nährstoffeinträge bestimmt. Hierauf aufbauend wurde der regionale Handlungsbedarf ermittelt sowie die Auswirkungen der novellierten Düngeverordnung auf den Nährstoffeintrag analysiert. Auf diese Weise wurden grundlegende Daten für die Aufstellung der dritten Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplanung der Länder und Flussgebietseinheiten bereitgestellt.

Das Projekt wurde von einem Projektbeirat mit rund 50 land- und wasserwirtschaftlichen Expert*innen der Länder begleitet. In acht gemeinsamen Sitzungen wurden sämtliche Projektschritte – von der Festlegung der Datengrundlage über das methodische Vorgehen bis hin zur Darstellung der Ergebnisse – detailliert vorgestellt, diskutiert und abgestimmt. Dieses Vorgehen wurde gewählt, um sowohl die Möglichkeit zu schaffen, die Expertise der örtlichen Fachbehörden in das Modelldesign aufnehmen zu können, als auch, um größtmögliche Transparenz entlang des Forschungsprozesses sicherzustellen. Darüber hinaus wurden regionalspezifische Fragen in einer Vielzahl an bilateralen Abstimmungsrunden zwischen den Modellierer*innen und dem jeweiligen Bundesland diskutiert.

Dieser Bericht ist wie folgt strukturiert. In Kapitel 2 wird die Vorgehensweise im Modellverbund vorgestellt, in Kapitel 3 werden die verwendeten Datengrundlagen und in Kapitel 4 die Methodik beschrieben. In Kapitel 5 werden die Modellergebnisse für den Ist-Zustand ausführlich anhand von Karten und Tabellen dargestellt. Eine Szenario-Analyse zur Wirkung der Düngeverordnung (DüV) auf die Stickstoffsalden und den Minderungsbedarf für Grund- und Oberflächengewässer wird in Kapitel 6 dargestellt.

Der vorliegende Bericht ist der gemeinsame Abschlussbericht der Autor*innen des Thünen-Instituts für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen (Thünen-Institut, TI), des Forschungszentrums Jülich (FZJ) und des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin (IGB). Vorab wurden der LAWA und dem Projektbeirat drei unveröffentlichte Teilberichte (Zinnbauer et al., 2022; Wendland et al., 2022; Venohr und Nguyen, 2022) vorgelegt, die zu diesem Abschlussbericht zusammengeführt wurden.

[2] https://www.thuenen.de/de/institutsuebergreifende-projekte/agrum-deutschland/, letzter Zugriff am 01.06.2022.

2 Vorgehensweise im Modellverbund AGRUM-DE

Der Modellverbund AGRUM-DE besteht aus dem regionalisierten agrarökonomischen Modell RAUMIS (Kreins et al., 2010), dem hydrologischen Modellpaket mGROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos (Herrmann et al., 2013; Kunkel et al., 2017; Tetzlaff et al., 2009) und dem Nährstoffeintragsmodell MONERIS (Venohr et al., 2011)[3]. Zunächst wird der Ablauf der Modellanwendungen im Modellverbund vorgestellt (Kapitel 2.1), mit dem Ziel, einen Überblick über den Modellverbund und seinen Abbildungsbereich zu verschaffen. Danach werden die zur Anwendung kommenden Modelle und deren Verzahnung beschrieben (Kapitel 2.2); eine detaillierte Beschreibung der Rechenschritte in den Modellen folgt im Methodenteil (Kapitel 4).

2.1 Anwendungsablauf

Die Anwendung des Modellverbunds (vgl. Abbildung 1) erfolgt in verschiedenen Schritten:

(1) Ermittlung des Ist-Zustands

Als Ausgangssituation wird zunächst der Status quo der landwirtschaftlichen und nicht-landwirtschaftlichen Nährstoffemissionen und der Einträge in das Grundwasser, die Oberflächengewässer und die Meere ermittelt. Dabei berechnet RAUMIS die regionalen Stickstoffbilanzen der Landwirtschaft und übergibt die Stickstoffsalden an die hydrologischen Modelle des FZJ. Der Wasserhaushalt sowie die diffusen Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer werden, getrennt nach den wichtigsten hydrologischen Abflusskomponenten, mit der Modellkette mGROWA-WEKU-DENUZ-MEPhos simuliert. Mit dem Modell MONERIS werden die urbanen und punktförmigen Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer aus Kläranagen, industriellen Direkteinleitern sowie aus urbanen Systemen (unbebaute Flächen, Kanalisation) berechnet. Darüber hinaus wird mit MONERIS die Retention (Rückhalt und Abbau von Nährstofffrachten) in Oberflächengewässern ermittelt.

(2) Validierung der Modellergebnisse des Ist-Zustands

Um die Abbildungsgüte des Modellsystems einschätzen zu können, werden die Modellergebnisse anhand von Wasserqualitätsdaten validiert bzw. auf ihre Plausibilität hin überprüft. Dies erfolgt an zwei Stellen: anhand von Messdaten im Grundwasser (siehe Kapitel 5.3.6) sowie als Frachtvergleich an den Pegeln der Oberflächengewässer (siehe Kapitel 5.7.3).

(3) Ermittlung des Handlungsbedarfs basierend auf dem Ist-Zustand

Eine wesentliche Fragestellung dieses Projektes ist, wie hoch der landwirtschaftliche Handlungsbedarf (Minderungsbedarf) zur Erreichung der Wasserqualitätsziele in Grund- und Oberflächengewässern ist. Dieser Minderungsbedarf wird auf Basis des Vergleichs der modellierten Nährstoffkonzentrationen mit den gesetzlichen Zielwerten für das Grundwasser (Stickstoff), für die Oberflächengewässer (Phosphor) sowie für die Küstengewässer (Stickstoff) ermittelt und in die Fläche übertragen.

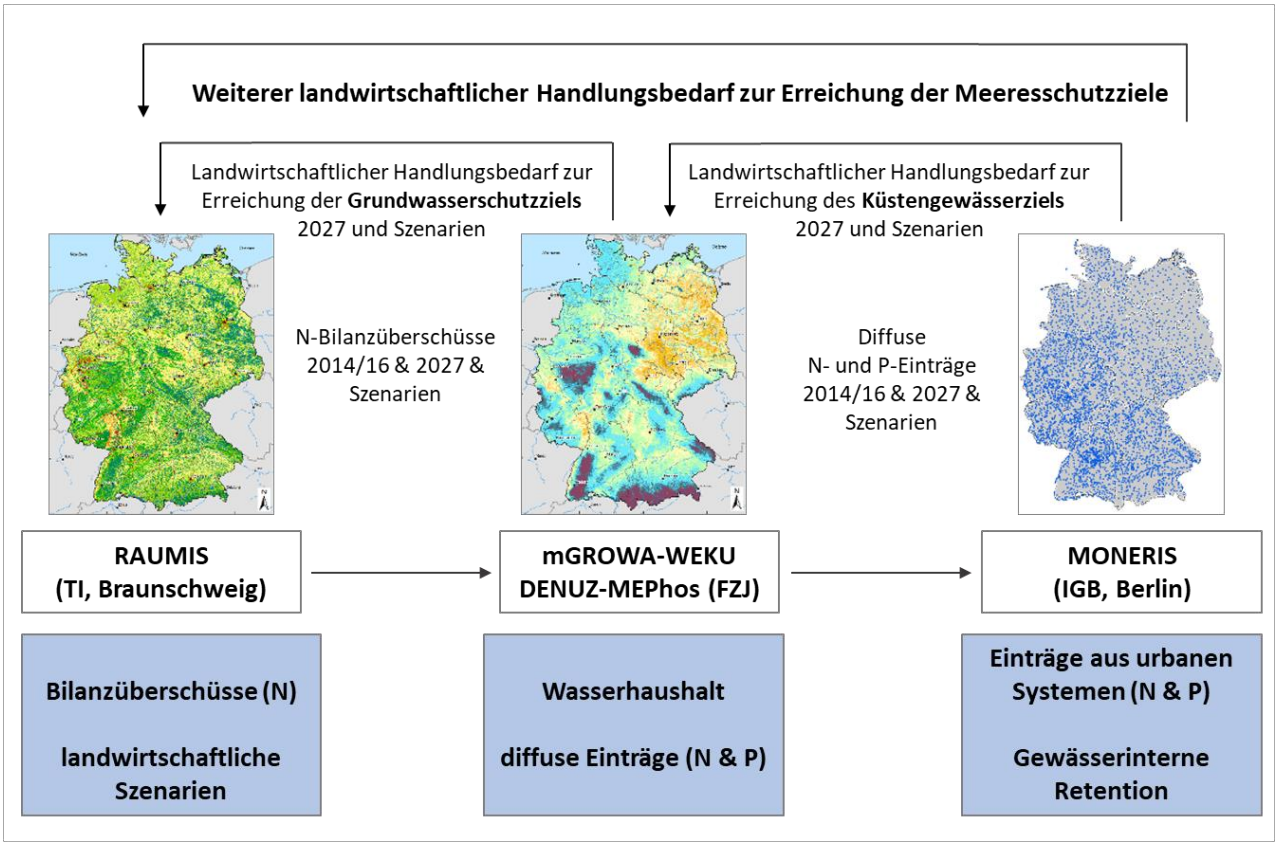
(4) Szenarienanalyse zur Ermittlung des Handlungsbedarfs im Zieljahr 2027

Um die zukünftige Situation der Gewässerbelastung für das Jahr 2027 abschätzen zu können, in welchem der letzte Bewirtschaftungszyklus der WRRL endet, werden zusätzlich die landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzüberschüsse und die Einträge in die Gewässer mit Hilfe einer Baselineprojektion für das Jahr 2027

[3] RAUMIS: Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem für Deutschland, DENUZ: Denitrifikation in der ungesättigten Zone, WEKU: Denitrifikation und Fließzeiten im Grundwasser, MEPhos: Modell zur Ermittlung des Phosphoreintrags, MONERIS: Modelling Nutrient Emissions in River Systems.

simuliert. Zentraler Aspekt dabei ist die Analyse der Auswirkungen der Düngeverordnung 2020 auf den Handlungsbedarf.

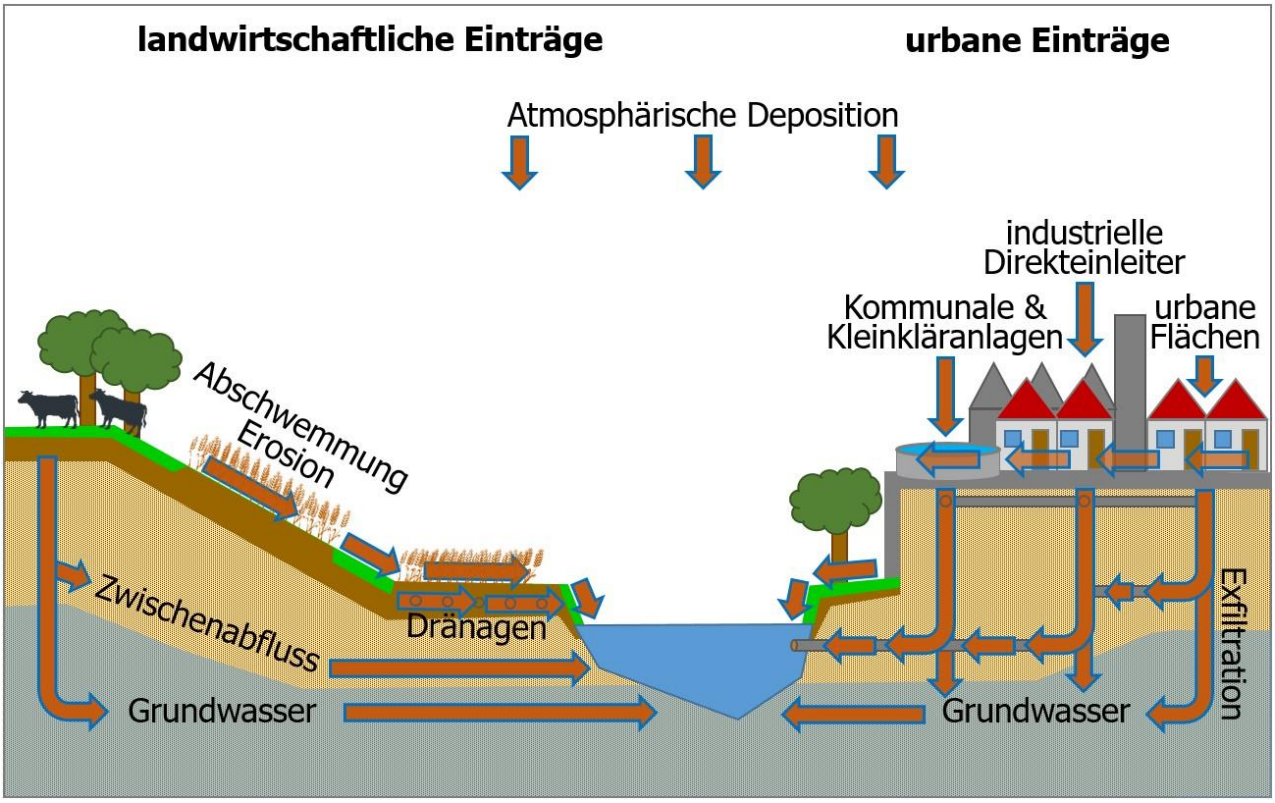
Abbildung 1: Modellverbund AGRUM-DE



Quelle: Schmidt et al. (2020), angepasst

Die Kopplung verschiedener Einzelmodelle erlaubt es, Nährstoffeinträge in die Gewässer nicht nur räumlich differenziert, sondern auch differenziert nach Quellen, Eintragspfaden und Senken darzustellen (vgl. Abbildung 2). Mit RAUMIS werden landwirtschaftliche Quellen durch regionale Stickstoffbilanzen auf Gemeindeebene abgebildet. Die Modellkette mGROWA-WEKU-DENUZ-MEPhos, die auf einem flächendeckenden 100 m × 100 m-Raster operiert, ermittelt die diffusen Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer über die Eintragspfade Dränagen, natürlicher Zwischenabfluss, Grundwasser, Erosion, Abschwemmung und atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen, getrennt nach den wichtigsten hydrologischen Abflusskomponenten. Mit dem Modell MONERIS werden die urbanen und punktförmigen Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer auf Gemeindeebene aus kommunalen Kläranlagen, kleinen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitungen sowie aus urbanen Systemen (unbebaute Flächen, Kanalisation) berechnet. Darüber hinaus wird mit MONERIS die Retention (Rückhalt und Abbau von Nährstofffrachten) in Oberflächengewässern berechnet und der Handlungsbedarf für die Oberflächengewässer (Phosphor) sowie für die Küstengewässer (Stickstoff) zur Erreichung der Meeresschutzziele ermittelt. Eigens entwickelte Modellschnittstellen erlauben einen effizienten Austausch von Modellergebnissen, sodass eine differenzierte Abbildung landwirtschaftlicher und nicht-landwirtschaftlicher Einträge in die Gewässer ermöglicht wird, auch wenn deren Einzelkomponenten in unterschiedlichen Modellen ermittelt werden.

Abbildung 2: Quellen und Eintragspfade von Nährstoffen in die Gewässer



Quelle: Schmidt et al. (2020), angepasst

2.2 Einzelmodelle

2.2.1 RAUMIS

RAUMIS ist ein regional differenziertes Agrarsektormodell für Deutschland. In den 1990er-Jahren entwickelt (Heinrichsmeyer et al., 1996), wurde es seitdem für Politikanalysen in verschiedenen Politikfeldern, insbesondere in den Bereichen Gewässer- und Klimaschutz herangezogen. Die Ex-post-Abbildung der landwirtschaftlichen Produktion erfolgt konsistent zur Agrarstatistik und zur landwirtschaftlichen Gesamtrechnung. Regionale sowie sektorale Ex-ante-Analysen erfolgen mittels eines auf positiver mathematischer Programmierung (Howitt, 1995) basierten, komparativ-statischen Optimierungsansatzes unter Berücksichtigung exogener Informationen (z. B. prognostizierte Preisentwicklungen). Dadurch ist es möglich, Politikmaßnahmen flexibel zu modellieren und deren regionale Wirkungen zu quantifizieren. Die kleinste Recheneinheit sind sogenannte „Regionshöfe“. Dabei wird die regionale Agrarstruktur zu einem Regionshof zusammengefasst und als eine Einheit betrachtet. Das RAUMIS-Kernmodell operiert auf für den Regionshof „Kreis“, die RAUMIS-Nährstoffbilanzen werden dagegen aufgrund der besseren Datenverfügbarkeit für den Regionshof „Gemeinde“ berechnet.

Neben zahlreichen Anwendungen zur Analyse landwirtschaftlicher Nährstoffflüsse im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie (Ackermann et al., 2015; Ackermann et al., 2016; Heidecke et al., 2015; Heidecke et al., 2012; Kreins et al., 2010; Wendland et al., 2014; Gömann et al., 2020) wurde RAUMIS auch zur explorativen Modellierung von Mikroplastikeinträgen (Brandes et al., 2022), bei der Abschätzung von Lachgas-Emissionsfaktoren für die nationale Klimaberichterstattung (Mathivanan et al., 2021; Eysholdt et al., 2022), bei der Analyse von Klimaschutzmaßnahmen (Henseler et al., 2015; Henseler et al., 2020), zur Abschätzung des zukünftigen Bewässerungsbedarfs landwirtschaftlicher Kulturen (Kreins et al., 2015, Bernhardt et al., 2022) sowie

im Rahmen der Thünen-Baseline (Haß et al., 2020)für agrarökonomische Projektionen für Deutschland eingesetzt.

Bei der Ermittlung der regionalen Stickstoffbilanzen mit RAUMIS wird das Ziel verfolgt, den landwirtschaftlichen Sektor möglichst vollständig mit seinen Produktionsaktivitäten (Pflanzenbau, Viehhaltung und Biogasproduktion) und seinen räumlichen Austauschbeziehungen (Wirtschaftsdüngertransporte) abzubilden. Dadurch wird eine umfassende, räumlich hochauflösende Abbildung der landwirtschaftlichen N-Flüsse auf Ebene der Gemeinden erreicht. Räumlich differenzierte landwirtschaftliche N-Bilanzen wurden in der Vergangenheit von unterschiedlichen Institutionen für Flusseinzugsgebiete (Heidecke et al., 2015), einzelne Bundesländer (Ackermann et al., 2015; Gömann et al., 2020; Bach et al., 2021) oder auf Bundesebene (Häußermann et al., 2019) ermittelt. Darüber hinaus gibt es in einigen Bundesländern „Nährstoffberichte“, anhand derer die Entwicklung der landwirtschaftlichen Nährstoffsituation dargestellt wird (LWK Niedersachsen, 2020; LWK NRW, 2018; Henning et al., 2019; LWK NRW, 2021; LWK Niedersachsen, 2021; Nawotke et al., 2018). Vor diesem Hintergrund ist ein Ziel der landwirtschaftlichen Modellierung, die Gemeindebilanzen konsistent zur nationalen Stickstoffflächenbilanz (BMEL, o. J.) darzustellen und zu den Berichten der Bundesländer einzuordnen. Der Voraussetzung zur vollständigen Erfassung landwirtschaftlicher Stickstoffflüsse entsprechend, bildet RAUMIS den Agrarsektor konsistent zur Agrarstatistik auf unterschiedlichen regionalen Ebenen ab. Die Berechnung der Stickstoffflächenbilanzen wurde in AGRUM-DE auf Ebene der Gemeinden vorgenommen, da diese die Abbildung von lokalen Hotspots und wenig belasteten Gebieten ermöglicht.

Stickstoffbilanzen können für unterschiedliche Systemgrenzen berechnet werden, z. B. für einen Betrieb als Ganzes oder für individuelle Flächen (EUROSTAT, 2013). Für gewässerschutzbezogene Fragestellungen gelten Flächenbilanzen als geeigneter Indikator (Oenema et al., 2003), die die potenziell auswaschbare Stickstoffmenge auf der Bodenoberfläche (nach Abzug der gasförmigen Stickstoff-Emissionen) angeben. Die Flächenbilanzen werden für jede Gemeinde als Differenz zwischen Stickstoffzufuhr und Stickstoffabfuhr berechnet. Im Modell werden die Zufuhr-Komponenten Mineraldünger, tierische Wirtschaftsdünger und Gärreste (je inkl. Wirtschaftsdüngertransporte), Klärschlamm, Kompost, symbiotische Stickstofffixierung und Saatgut abgebildet. Die atmosphärische Deposition ist hier nicht Teil der Stickstoffbilanz und wird bei der hydrologischen Modellierung berücksichtigt. Die Stickstoffabfuhr umfasst die Abfuhren durch die Haupternteprodukte von Acker- und Grünland.

2.2.2 mGROWA

Die Simulation der hydrologischen Situation, konkret der Abflusskomponenten und Eintragspfade für Stickstoff und Phosphor, erfolgt basierend auf dem mGROWA-Modell, welches am Forschungszentrum Jülich im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes „KLIMZUG“ (Herrmann et al., 2013; Herrmann et al., 2014a; Herrmann et al., 2014b) sowie des EU-Projekts „CLIMB“ (Ehlers et al., 2016) entwickelt wurde.

mGROWA ist ein konzeptionelles rasterbasiertes Modell zur Simulation der tatsächlichen Evapotranspiration und der Abflusskomponenten für Modellgebiete beliebiger Größe (wenige km² bis mehr als 100.000 km²). Die räumliche und zeitliche Variabilität der Klimaelemente Niederschlag und Gras-Referenzevapotranspiration wird bei der mGROWA-Modellierung im Rahmen der Datenaufbereitung abgebildet und in der Simulation als Modellinput verwendet. Für das AGRUM-DE-Projekt werden Klimadaten aus dem Climate Data Center (CDC) des Deutschen Wetterdienstes (DWD) verwendet. Zur Berücksichtigung der unterschiedlichen bodenkundlichen, topografischen, geologischen Verhältnisse wurden im AGRUM-DE-Projekt die räumlich höchst-aufgelösten sowie auf Bundesebene konsistent verfügbaren Datengrundlagen verwendet.

Die rasterbasierte Simulation des Wasserhaushalts erfolgt in drei Stufen. In der ersten Stufe wird die Höhe des Oberflächenabflusses ermittelt. In der prozessorientierten zweiten Stufe werden in Tagesschritten die tatsächliche Evapotranspiration von der Erdoberfläche und die Abflussbildung in Form des Sickerwasserabflusses aus dem Boden flächendifferenziert berechnet. Die Berechnung erfolgt für die Oberflächentypen Boden mit Vegetation, versiegelte Fläche und freie Wasseroberfläche mit einer jeweils an die spezifische

Wasserspeicherfähigkeit angepassten speziellen Simulationsmethodik (Speicherfunktionen). Die Separation der Sickerwasserhöhe in die Komponenten des Direktabflusses (Zwischenabfluss, Dränageabfluss, Abfluss von urbanen Flachen) und die Grundwasserneubildung erfolgt in Monatsschritten in der dritten Stufe und wird mit Hilfe von BFI-Werten (Verhältnis von Basisabfluss zu Gesamtabfluss) vorgenommen. Hinter diesem Konzept steht die Prämisse, dass die Abflusskomponenten in Abhängigkeit von bestimmten Gebietskenngrößen (Versiegelung, künstliche Entwässerung, Grundwasserbeeinflussung, Staunässe, Hangneigung, hydrogeologische Gesteinseinheit) als charakteristische Anteile (BFI-Werte) an der Sickerwasserhöhe angegeben werden können.

Die Validierung der berechneten Wasserhaushaltsgrößen und damit die Überprüfung der modellierten Austragspfade erfolgt integrativ für Einzugsgebiete anhand von gemessenen Abflusswerten (MQ und MNQ).

2.2.3 DENUZ und WEKU

Die diffusen Stickstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer werden mit den Modellen DENUZ und WEKU abgebildet. Ausgangspunkt für die Modellierung sind die diffusen Stickstoffeinträge in den Boden aus der landwirtschaftlichen Düngung, der atmosphärischen Stickstoffdeposition sowie den Stickstoffemissionen aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen. Die nach Berücksichtigung von Stickstoffimmobilisierungsprozessen verbleibenden verlagerbaren Stickstoffmengen im Boden können während des Transportes durch den Boden mikrobiell abgebaut werden. Das Ausmaß des Nitratabbaus im Boden wird im DENUZ-Modell (Kunkel et al., 2008; Wendland et al., 2009) durch eine Michaelis-Menten-Kinetik in Abhängigkeit von der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden, den verlagerbaren Stickstoffeinträgen in den Boden sowie durch das Nitratabbauvermögen im Boden modelliert.

Aus den sich hieraus ergebenden Stickstoffausträgen aus dem Boden, den Stickstoffemissionen aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen sowie den mit mGROWA berechneten Sickerwasserraten wird eine Nitratkonzentration im Sickerwasser ermittelt, die angibt, mit welcher Konzentration das aus dem Boden ausgetragene Nitrat mit der Grundwasserneubildung in das Grundwasser bzw. über die Direktabflusskomponenten in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Hierbei werden ganz gezielt mittlere mehrjährige hydrologische Verhältnisse abgebildet, was insbesondere für die Ermittlung des Stickstoffminderungsbedarfs bzw. für die Analyse der Auswirkung von Stickstoffminderungsmaßnahmen von großer Bedeutung ist.

Die aus dem Boden ausgetragenen Stickstoffmengen gelangen mit der Grundwasserneubildung in das Grundwasser oder über die Komponenten des Direktabflusses (Oberflächenabfluss, Dränabfluss, natürlicher Zwischenabflusses, urbaner Direktabfluss) in die Oberflächengewässer, wo sie an MONERIS übergeben werden. Die Stickstoffmengen teilen sich nach dem Anteil der jeweiligen mit mGROWA ermittelten Abflusskomponenten auf.

Die über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter eingetragenen Stickstofffrachten können während des Transports im Grundwasserleiter bis zum Oberflächengewässer ganz oder teilweise denitrifiziert werden. Dieser reaktive Stickstofftransport wird mit dem WEKU-Modell (Kunkel et al., 1997) durch eine Reaktion erster Ordnung unter Berücksichtigung der Fließzeiten und der Nitratabbaubedingungen im Grundwasser abgebildet.

2.2.4 MEPhos

Das Modell MEPhos basiert auf einem pfad- und flächendifferenzierten Emissionsansatz (Tetzlaff, 2006; Tetzlaff et al., 2009a). In AGRUM-DE werden mit MEPhos mehrjährige mittlere Phosphoreinträge (P_{ges}, o-PO_4-P) quantifiziert, wobei die folgenden diffusen Eintragspfade berücksichtigt werden: Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung, Wassererosion, natürlicher Zwischenabfluss und atmosphärische Deposition auf Wasserflächen. Die rasterbasierten Modellergebnisse erlauben eine flächendifferenzierte Ermittlung der

Phosphorbelastung und das Ausweisen räumlicher Belastungsschwerpunkte innerhalb von Flussgebieten bzw. Oberflächenwasserkörpern.

Die für die Eintragsmodellierung über die wassergebundenen Pfade erforderlichen Daten zur mehrjährigen mittleren Höhe der jeweiligen Abflusskomponenten werden mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA berechnet, das hierzu mit dem Phosphormodell MEPhos gekoppelt wird. Die Modellierung des Phosphoreintrags über Dränagen, Zwischenabfluss, grundwasserbürtigen Abfluss und Abschwemmung erfolgt auf Basis von Phosphotopen, d. h. Teilflächentypen, denen ein einheitliches Emissionsverhalten unterstellt wird. Die Modellierung des Phosphoreintrags über Wassererosion stützt sich auf die Allgemeine Bodenabtragsgleichung und ihre Anwendung nach DIN 19708 (2017). Die im Modell angesetzten Konzentrationen stammen aus Feldmessungen in Deutschland im Rahmen von Sonderuntersuchungen oder Monitoringdaten der Länder. Durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen der Phosphotope (Teilflächentypen) mit den Abflusshöhen nach mGROWA ergeben sich rasterzellenweise die mittleren jährlichen Einträge.

Nach Berechnung des Phosphoreintrags über alle diffusen Pfade werden die einzelnen Emissionen zur Berechnung der Phosphorbelastung auf Ebene der Oberflächenwasserkörper bzw. von Teileinzugsgebieten aufsummiert und an das Modell MONERIS übergeben. Im MONERIS-Modell erfolgt die Abbildung von Phosphoreinträgen über Punktquellen und urbane Systeme. Anschließend wird die Validität der modellierten Phosphoreinträge für eine Vielzahl von Oberflächengewässer-Gütemessstellen überprüft.

2.2.5 MONERIS

Einträge aus urbanen Systemen setzen sich aus modellierten Einträgen über die Kanalisation inkl. der jeweils angeschlossenen versiegelten urbanen Flächen und Haushalte sowie den weitestgehend messtechnisch erfassten Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern zusammen. Die durchgeführten Modellierungen basieren auf den im Modell MONERIS implementierten methodischen Ansätze nach Venohr et al. (2011) sowie den in Lemm et al. (2021) beschriebenen Modifikationen.

Die Einträge aus urbanen Systemen stellen eine Vielzahl unterschiedlicher Teileintragspfade dar, die unter Berücksichtigung der Anschlussverhältnisse von Haushalten an die zwei Kanalisationstypen (Trenn- und Mischkanalisation) und an Klein- oder kommunale Kläranlagen abgeleitet wurden. Für Einträge über Mischkanalisationsüberläufe ist die Berücksichtigung des Ausbaugrads, also des Volumens von Regenrückhaltebecken, von zentraler Bedeutung, da dies die Anzahl von Überlaufereignissen während Starkregentagen sowie die abgeführte Wassermenge und die Konzentration der mitgeführten Stoffe bestimmt. Die Quantifizierung der Einträge über die verschiedenen Teileintragspfade erfolgt unter Berücksichtigung personenspezifischer Nährstoffabgaben, der atmosphärischen Deposition, Laubfall, tierischer Exkremente und der angeschlossenen versiegelten Flächen.

Die Modellierung der gewässerinternen Retention erfolgt in MONERIS auf Ebene von hydrologischen Teileinzugsgebieten. Für diese wurden alle angeschlossenen Oberflächengewässer erfasst und nach Haupt- und Nebenlauf unterschieden. Hauptläufe werden dabei als durchflossene Strecke zwischen einem Oberliegergebiet und dem Auslass eines Teileinzugsgebietes definiert. Für linienhaft dargestellte Gewässer wurde die Gewässerbreite nach Venohr et al. (2006) und Venohr et al. (2011) berechnet. Die Berechnung der gewässerinternen Retention erfolgt mittels Ansätzen nach Venohr et al. (2011) unter Berücksichtigung von Abfluss, Wasserfläche Wassertemperatur (nur Stickstoff) und der Abflussspende (nur Phosphor). Eine Nährstoffretention erfolgt für Stickstoff im Wesentlichen durch Denitrifikation (Umwandlung in gasförmige Verbindungen, die in die Atmosphäre entweichen) und für Phosphor durch Sedimentation. Sedimentation ist für partikulär gebundenen Phosphor von Bedeutung und ist von der Größe bzw. Masse der Partikel und somit auch von der Fließgeschwindigkeit abhängig. Für die Modellierungen wurde vereinfachend davon ausgegangen, dass Sedimentation nur in den Nebenläufen stattfindet, da hier die Fließgeschwindigkeit in der Regel geringer ist als in den Hauptläufen. Zur Validierung der modellierten Frachten werden Abflüsse und Gütedaten herangezogen.

3 Datengrundlagen

3.1 Untersuchungszeitraum

Als Untersuchungszeitraum, auf dem im vorliegenden Bericht gleichermaßen mit den Begriffen „Basisjahr“ und „Ist-Zustand“ Bezug genommen wird, wird der Durchschnitt der Jahre 2014 bis 2016 abgebildet. Einzeljahre werden hinsichtlich der regionalen Nährstoffsituation in einem starken Maße durch den jahresspezifischen Witterungsverlauf geprägt. So sind Jahre, in denen beispielsweise zur Jahresmitte eine längere Trockenperiode auftritt, häufig durch niedrige Erträge und dementsprechend durch niedrige Nährstoffentzüge über das Erntegut gekennzeichnet. Dies kann zu entsprechend hohen Nährstoffbilanzüberschüssen führen. Ziel der Analysen ist es, eine für den Zeitraum typische Nährstoffsituation abzubilden. Um den Einfluss jahresspezifischer Wirkungen zu reduzieren, gehen im Rahmen der hier beschriebenen Analysen Eingangsdaten als dreijähriges Mittel des Untersuchungszeitraums in die Berechnungen ein, als Ergebnis wird folglich der Durchschnitt über die drei Jahre betrachtet. Der Untersuchungszeitraum wurde so gewählt, da zum Zeitpunkt des Projektstarts Ende 2018 die jüngste Vollerhebung der Agrarstrukturerhebung (ASE) für das Jahr 2016 als ergänzende Datengrundlage zur Verfügung stand und für diese Jahre bereits Daten aus einigen Bundesländern vorlagen.

3.2 Datengrundlagen der Stickstoffbilanzierung

Deutschlands Agrarstruktur ist sehr heterogen hinsichtlich klimatischer Bedingungen, Böden, allgemeiner Standorteigenschaften, Pfadabhängigkeiten bei Produktionsschwerpunkten und schließlich betrieblicher Ausstattung und Ausrichtung. Diese Voraussetzungen lassen erwarten, dass sich das Emissionsgeschehen regional differenziert gestaltet. Dementsprechend ist eine vollständige, belastbare, räumlich hochaufgelöste Datengrundlage unabdingbar.

Die Berechnung von Stickstoffbilanzen auf Ebene der Gemeinden benötigt detaillierte, räumlich hochaufgelöste Daten zur Agrarstruktur. Entscheidend für die Aussagekraft der Modellergebnisse ist die Qualität der zur Verfügung stehenden Eingangsdaten. Aus diesem Grund wird bei der Stickstoffbilanzierung kein starres Datengerüst herangezogen, sondern die beste verfügbare Datengrundlage zum Zeitpunkt der Berechnungen verwendet. Die Daten wurden zu großen Teilen von den Bundesländern bereitgestellt und mit Informationen des Statistischen Bundesamtes (DESTATIS) kombiniert.

In AGRUM-DE wird das Ziel verfolgt, landwirtschaftliche Stickstoffflüsse vollständig abzubilden. Als Referenz für die Vollständigkeit sind die sektorale Agrarstatistik und die ASE 2016 (DESTATIS, Fachserie 3) maßgeblich. Im Rahmen der Datenaufbereitung wurden die Datengrundlagen gegen diese Statistiken auf ihre Vollständigkeit und Abbildungsgüte hin geprüft. Etwaige Datenlücken auf der kleinregionalen Ebene wurden geschlossen, um eine Konsistenz zur oben genannten Agrarstrukturerhebung sicherzustellen. Die verwendeten Daten und Koeffizienten wurden im Projektbeirat detailliert vorgestellt, diskutiert und abgestimmt.

Die Modellanalysen der landwirtschaftlichen Modellierung erfolgen auf der Gemeindeebene der sogenannten Agraratlasgemeinden[4] und bilden als Untersuchungsregion mit 9.642 Modellregionen die Landwirtschaft der gesamten Bundesrepublik Deutschland hinsichtlich der regionalen Stickstoffsituation für das Durchschnittsjahr 2014–2016 ab. Eine tabellarische Übersicht der verwendeten Datengrundlagen nach Bundesländern ist in Tabelle A1 im Anhang dargestellt.

[4] https://atlas.thuenen.de/atlanten/agraratlas, letzter Zugriff am 14.12.2022.

3.2.1 Landnutzung

Die Daten zur Landnutzung stammen aus dem Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS) der Bundesländer.[5] Das InVeKoS dient zur Erfassung, Verarbeitung und Prüfung von relevanten Informationen zu den landwirtschaftlichen Förderanträgen für EU-Beihilfen. Dort sind Daten zu Betrieben, Flächennutzung, Viehhaltung und Maßnahmen (z. B. „Greening“, Agrarumweltmaßnahmen) hinterlegt. Die Daten werden jährlich erfasst und im Stichprobenverfahren durch die zuständigen Behörden geprüft. Da es sich um Daten der Verwaltung zur Agrarförderung handelt, sind nur Flächen erfasst, für die ein Förderungsantrag gestellt wurde.

Die Anträge enthalten unter anderem Angaben zur Größe und der Kulturart jeder geförderten bewirtschafteten Fläche. Räumlich exakt verortet wird die Antragsfläche über eine Geometrie. Diese Flächen werden mit Verwaltungsgrenzen verschnitten und auf die räumliche Bezugseinheit aggregiert. Die Bilanzierung erfolgt also nach der tatsächlichen Belegenheit der Flächen. Damit unterscheidet sich die vorliegende Stickstoffbilanz von Arbeiten, die auf agrarstatistischen Daten wie z. B. der ASE beruhen, bei der alle Flächen eines Betriebes der Verwaltungseinheit des Betriebssitzes zugeordnet werden.

In den Bundesländern liegen für die Basisjahre unterschiedliche Referenzgeometrien wie z. B. Flurstücke oder Feldblöcke vor. Diese können auch mehrere Schläge enthalten. Damit ist innerhalb der Geometrien eine genaue räumliche Verortung der Schläge nicht immer möglich. Bei der Aggregierung auf die Gemeinden wurden für diejenigen Geometrien, die von Gemeindegrenzen durchschnitten werden, die jeweiligen Kulturen entsprechend des Flächenanteils an der Geometrie den jeweiligen Gemeinden zugeordnet.[6]

Die Bezeichnung und die Aggregationsstufe der Pflanzenproduktionsverfahren, die im InVeKoS enthalten und in Nutzcodes codiert sind, unterscheiden sich zwischen den Bundesländern. Auch kann in einem Bundesland zwischen zwei aufeinanderfolgenden Jahren die Bezeichnung und/oder die Codierung der Verfahren wechseln. Aus diesem Grund werden die InVeKoS-Nutzcodes auf einheitliche Verfahrensbezeichnungen übersetzt und im Modell in 124 Pflanzenproduktionsverfahren implementiert. Eine Liste der pflanzlichen Produktionsverfahren findet sich in Tabelle A3 in Anhang 2.

Die Landnutzung in Deutschland stellt sich entsprechend der unterschiedlichen Standortfaktoren heterogen dar. Die unterschiedliche Anbaustruktur wird im Folgenden exemplarisch anhand von Karten verdeutlicht.

Laut Statistischem Bundesamt verfügt Deutschland über ca. 35,8 Mio. ha Landesfläche, wovon etwa die Hälfte landwirtschaftlich genutzt wird, etwa 30 % entfallen auf Waldflächen; die verbleibenden 20 % sind Siedlungs-, Verkehrs-, Wasser- und sonstige Flächen (DESTATIS, 2021a). Die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF), welche keine unproduktiven landwirtschaftlichen Flächen wie beispielsweise Hofflächen beinhaltet, beträgt in Deutschland etwa 16,6 Mio. ha (DESTATIS, 2021b). Davon sind ca. 11,9 Mio. ha (72 %) Ackerland inkl. Dauerkulturen und 4,7 Mio. ha (28 %) Grünland.

Ackerbauregionen

In Regionen mit hohem Lössbodenanteil wie beispielsweise den Bördegebieten Mittel- und Ostdeutschlands, dem niederbayerischen Gäuboden oder der Köln-Aachener Bucht (vgl. Karte 1)[7] dominiert Ackerbau. Diese Böden verfügen über ein hohes bis sehr hohes Ertragspotenzial (vgl. BGR, o. J.), das den Anbau von Kartoffeln, Zuckerrüben und Weizen attraktiv macht.

---

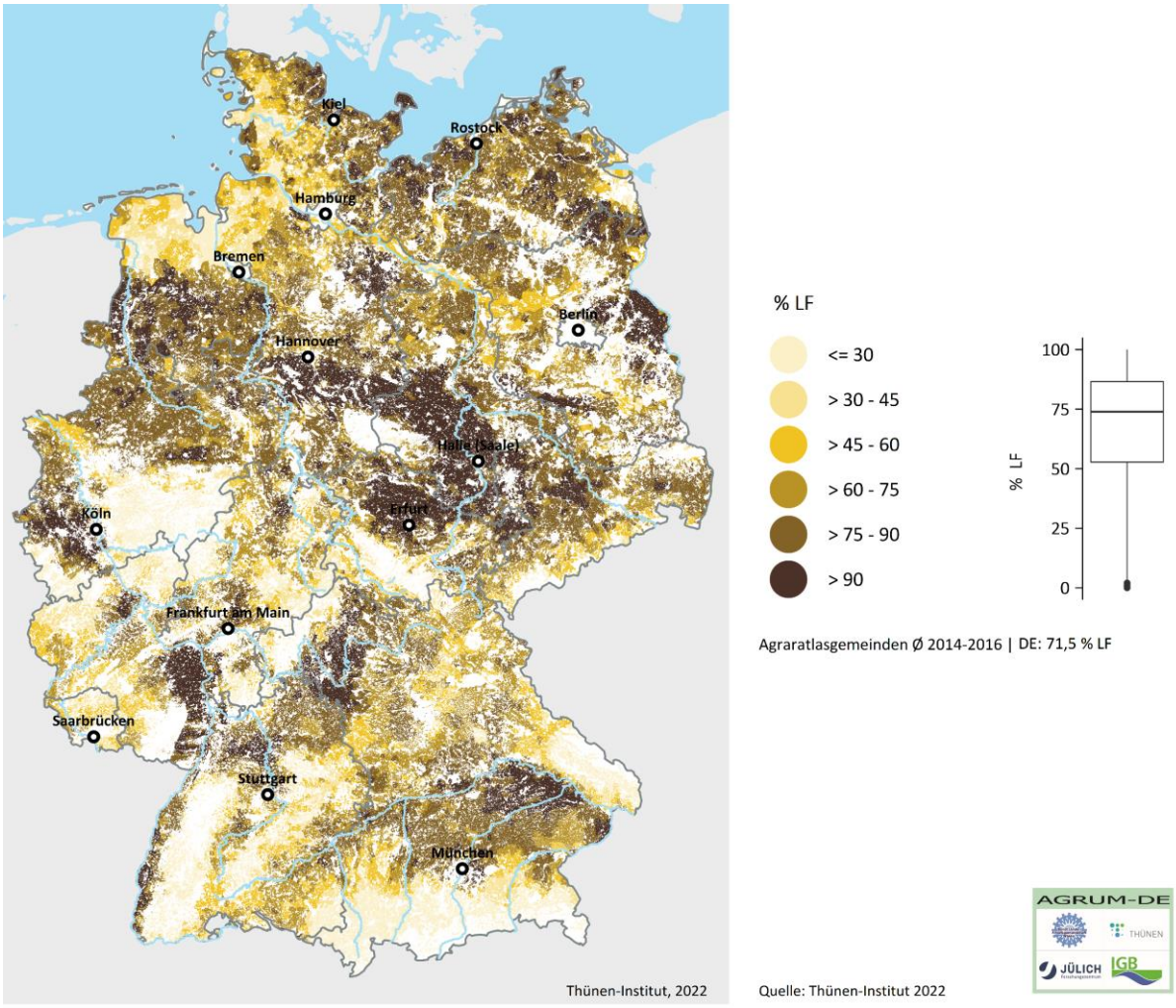
[5] Für weitere Informationen zum InVeKoS siehe auch https://www.zi-daten.de/

[6] Zur Analyse von InVeKoS-Daten im Kontext der Wechselwirkungen von landwirtschaftlicher Landnutzung und Umwelt siehe auch Röder et al. (2019).

[7] Eine erklärende Anmerkung zur Darstellung der Karten der Agrarstruktur und der landwirtschaftlichen Modellierung findet sich in Anhang 1. Darin wird auch die Bedeutung der Box-Plots erklärt.

In Deutschland ist der Getreideanabau mit rund 39 % Anteil an der gesamten LF die wichtigste Produktionsform im Ackerbau, rund die Hälfte davon entfällt auf Weizen (rund 20 % der LF, die Angaben beziehen sich auf das Basisjahr 2014–2016). Die zweitwichtigste Nutzung von Ackerflächen besteht mit rund 16 % Anteil an der LF im Anbau von Futter- und Energiepflanzen. Drei Viertel davon werden von Silomais (12 % der LF) beansprucht. Der von Winterraps dominierte Anbau von Ölpflanzen beansprucht insgesamt rund 8 % der LF. Winterraps macht vor allem in Ostdeutschland und dem östlichen Teil Schleswig-Holsteins hohe Anteile an den Fruchtfolgen aus, mancherorts deutlich über 25 %. Der Anbau von Hackfrüchten (vor allem Zuckerrüben und Kartoffeln) macht insgesamt weniger als 4 % an der LF aus, ist aber regional auf die ackerbaulichen Gunststandorte fokussiert. Ähnlich wie bei Winterraps sind diese ökonomisch vorteilhaften Kulturen häufig Teil enger Fruchtfolgen mit Anbauanteilen, die bis zu 40 % der Gemeinde-LF erreichen können. Der Anbau von Sonderkulturen wie Gemüse oder Wein spielt in Deutschland insgesamt eine untergeordnete Rolle (2,4 % der LF), ist aber beispielsweise entlang des Rheins eine der wichtigsten Landnutzungsarten.

Karte 1: Anteil Ackerland an der LF



Anm.: Der Box-Plot (rechts neben der Legende) verdeutlicht die Verteilung eines Indikators, wobei der Median und das untere sowie obere Quartil in den Mittelpunkt der Betrachtung gestellt werden. Die Angabe unterhalb der Legende stellt den bundesweiten (flächengewichteten) Durchschnitt dar. Siehe auch Anhang 1.

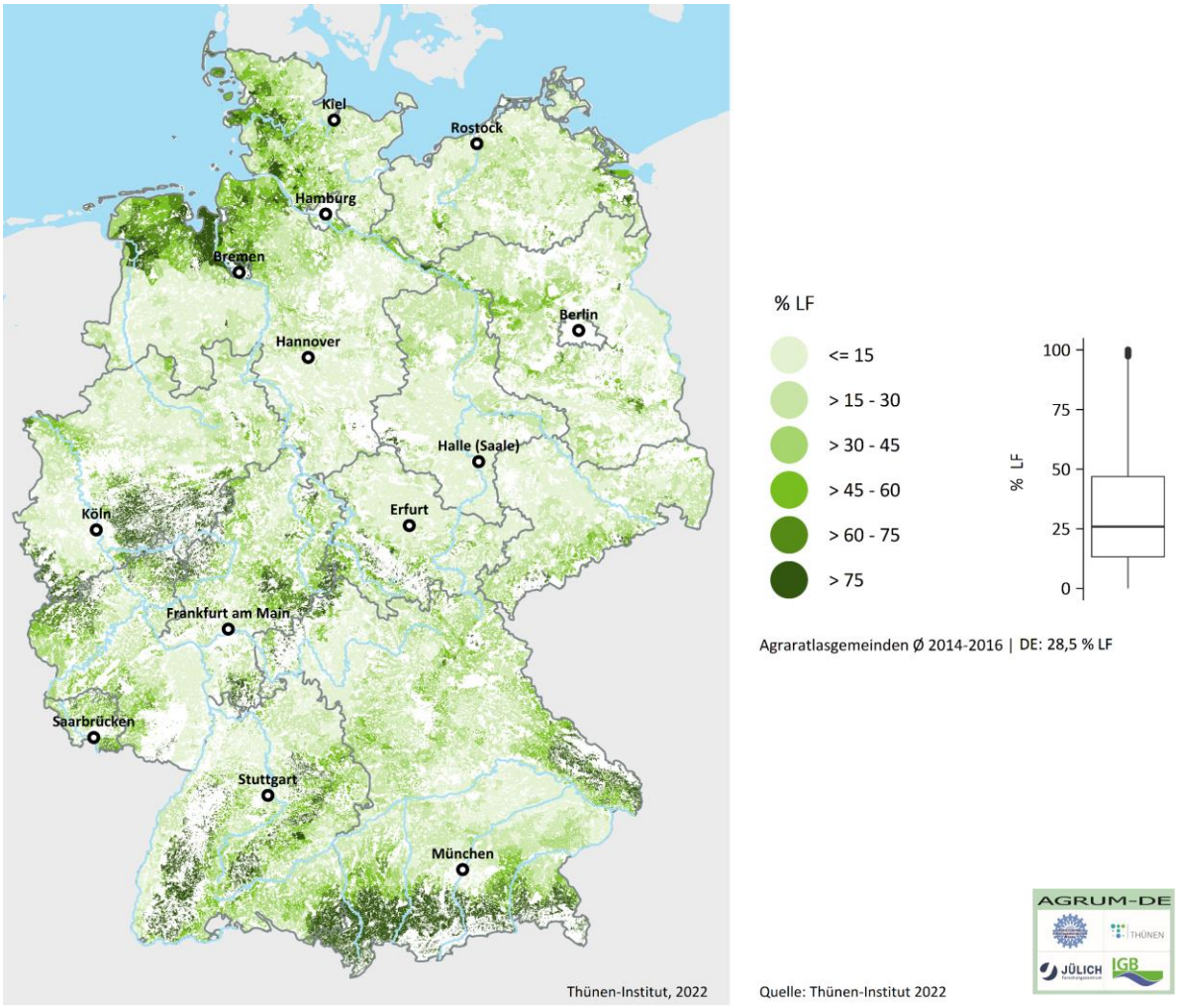
Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: siehe Modelldatengrundlage, Kapitel 3.2

Grünlandregionen

Typische Grünlandregionen befinden sich in den Alpen und deren Vorland, den Mittelgebirgen und in den küstennahen Gebieten Niedersachsens und Schleswig-Holsteins (vgl. Karte 2). In diesen Gemeinden liegt der

Anteil der Grünlandflächen (Wiesen, Weiden, Streuobstwiesen, extensives Grünland) an der LF der Gemeinden oft deutlich über 50 %. Das Grünland wird in diesen Regionen häufig durch Rinderhaltung, seltener durch Haltung anderer kleiner Wiederkäuer genutzt.

Karte 2: Anteil Grünland an der LF

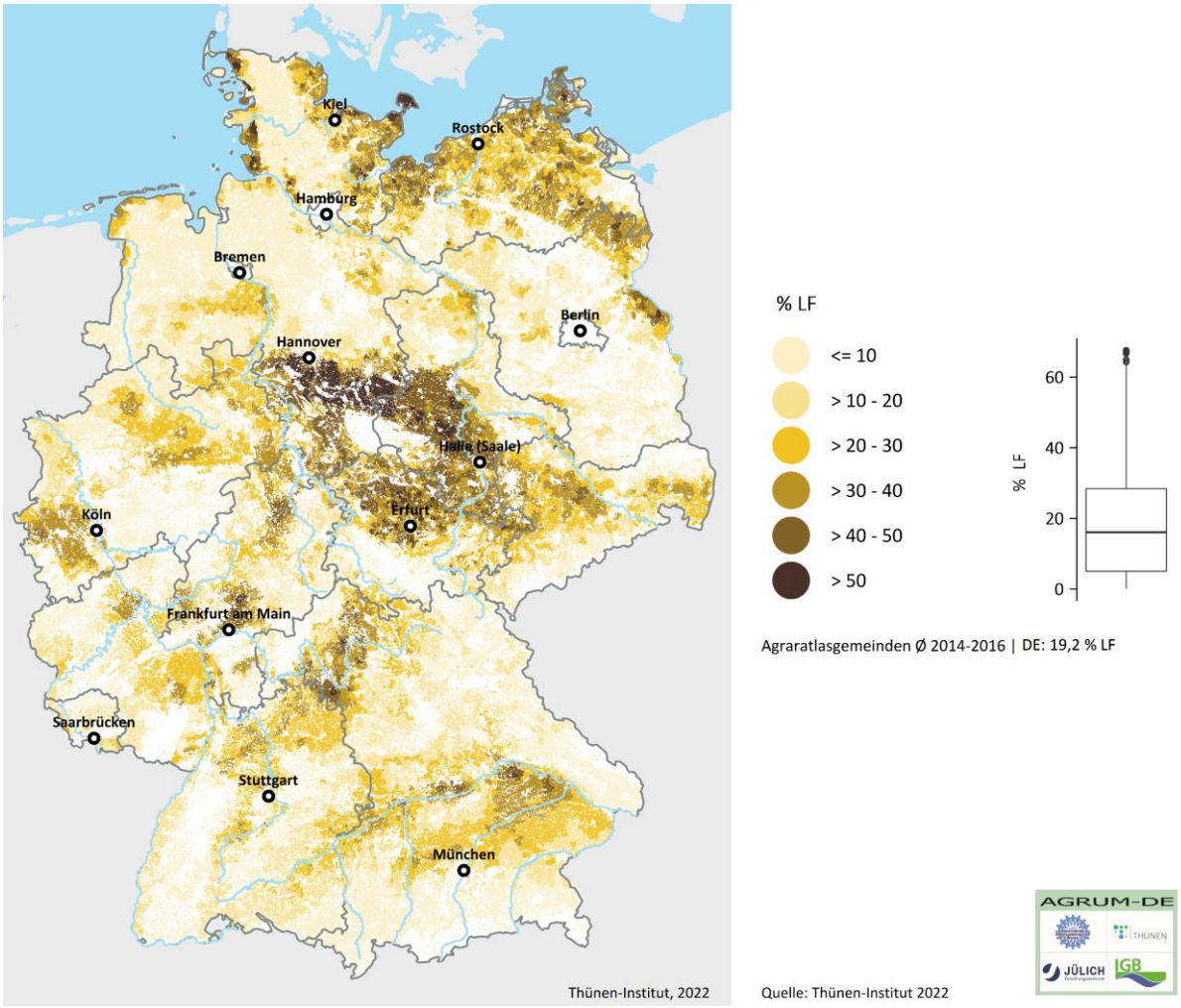


Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: siehe Modelldatengrundlage, Kapitel 3.2

Weizen und Dinkel

Wie schon weiter oben bei der Kurzbeschreibung der Untersuchungsregion angesprochen wurde, ist in Deutschland der Getreideanbau mit rund 39 % Anteil an der gesamten LF die wichtigste Produktionsform im Ackerbau, rund die Hälfte davon entfällt auf Weizen (vgl. Karte 3). Somit verwundert es nicht, dass sich die regionalen Muster von Karte 3 und Karte 1 sehr ähneln.

Karte 3: Anteil des Weizen- und Dinkelanbaus an der LF



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: InVeKoS-Daten der Länder

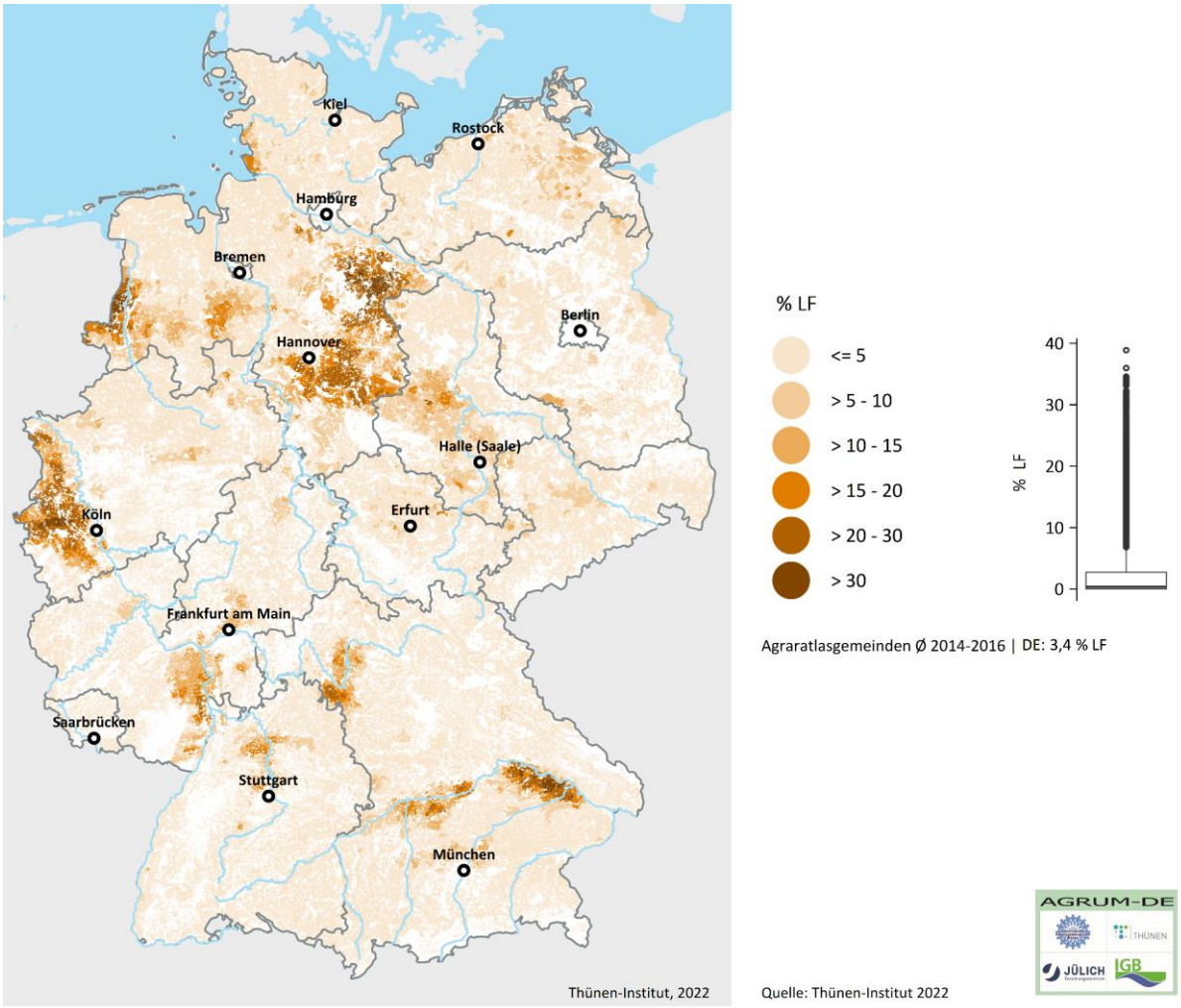
Regionen mit hohem Lössbodenanteil wie beispielsweise die Bördegebiete Mittel- und Ostdeutschlands, der bayerische Gäuboden oder die Köln-Aachener Bucht werden in einem starken Maße durch den Weizenanbau geprägt. Diese Böden genügen den relativ hohen Standortansprüchen des Weizenanbaus und erlauben auch unter ökonomischen Gesichtspunkten den Anbau dieser Intensivfrucht. Hier finden sich mitunter Anbauanteile, die 50 % an der LF überschreiten. Hingegen beträgt der Weizenanbauanteil an der LF weniger als 10 % an relativ ungünstigen Standorten, wie sie beispielsweise in weiten Teilen Brandenburgs zu finden sind.

Rund 17 % des Weizenanbaus von Deutschland findet sich in Bayern, wobei relativ hohe Weizenanbauanteile an der LF im Nordwesten Bayerns sowie an den ackerbaulichen Gunststandorten der Donau zu finden sind. Somit wird mit rund 0,5 Mio. ha Weizen im Bundesländervergleich in Bayern der meiste Weizen angebaut. Mecklenburg-Vorpommern folgt mit rund 400.000 ha Weizen bzw. 13 % an der bundesweiten Weizenanbaufläche. Eine Auflistung aller abgebildeten pflanzlichen Produktionsverfahren findet sich in Tabelle A3 in Anhang 2.

Hackfruchtanbau

Ähnlich wie Weizen werden Hackfrüchte, insbesondere erlösstarke Kulturen wie Zuckerrüben und Kartoffeln, vorwiegend auf den besseren Standorten angebaut. Typische Anbauregionen sind die Köln-Aachener Bucht, die Bördegebiete und das bayerische Donautal (vgl. Karte 4). In diesen Regionen sind mitunter sehr enge Hackfrucht-Fruchtfolgen mit Hackfruchtanteilen von über 25 % im Gemeindedurchschnitt zu beobachten.

Karte 4: Anteil des Hackfruchtanbaus (ohne Mais) an der LF

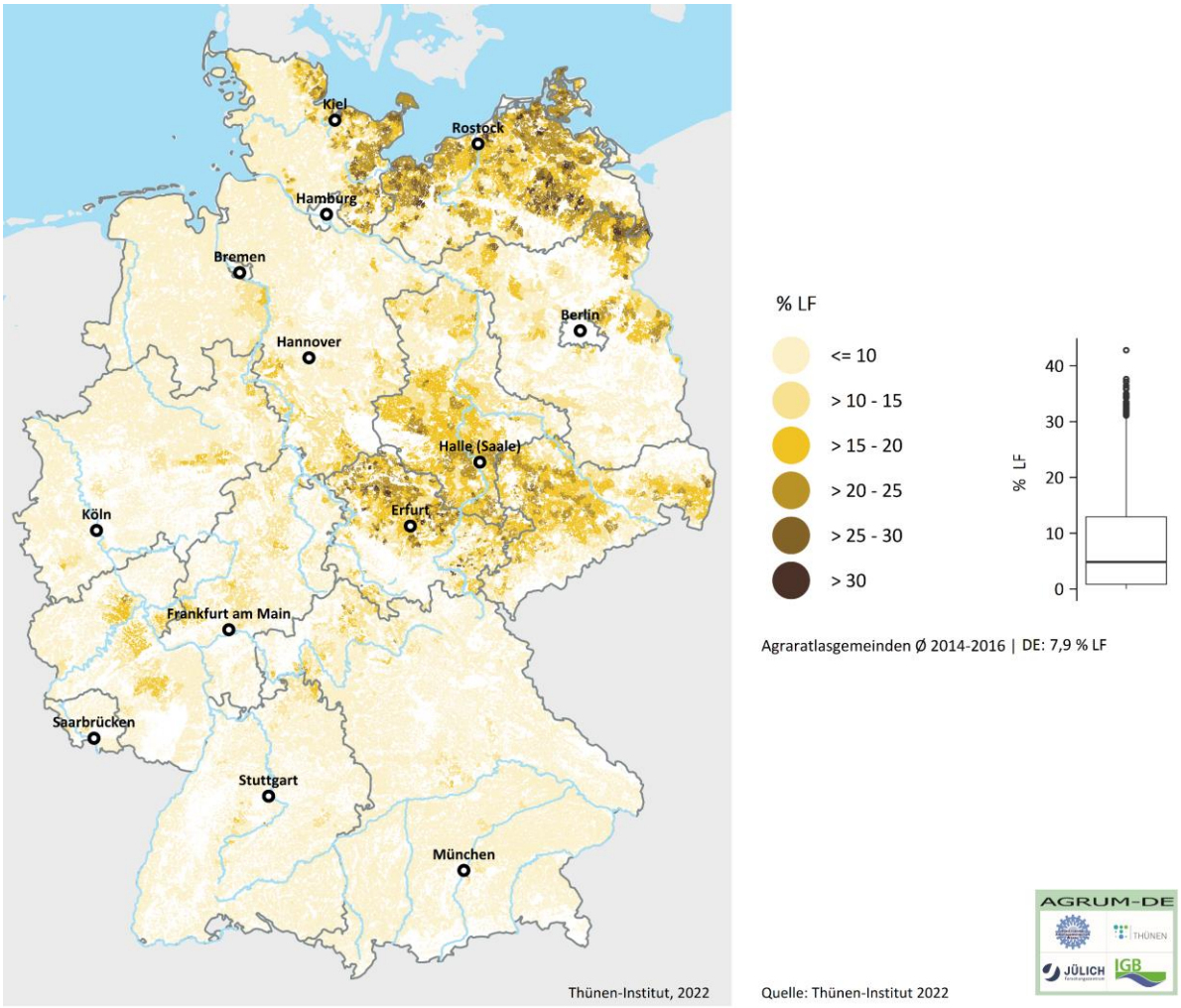


Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: InVeKoS-Daten der Länder

Rapsanbau

Der Rapsanbau ist bezogen auf den Anbauumfang mit rund 8 % an der gesamten LF das bedeutendste Verfahren der Handelsgewächse (vgl. Karte 5). Im betrachteten Zeitraum von 2014 bis 2016 wurden durchschnittlich rund 1,4 Mio. ha Winterraps angebaut. Dabei entfällt rund ein Drittel des Anbaus allein auf Mecklenburg-Vorpommern, mit einem Anteil an der Gesamtanbaufläche von etwa 18 %, und Sachsen-Anhalt, mit einem Anteil an der Gesamtanbaufläche von etwa 13 %. Im Vergleich zu Winterraps ist der Anbau von Sommerraps und anderen Ölsaaten verhältnismäßig unbedeutend.

Karte 5: Anteil des Rapsanbaus an der LF

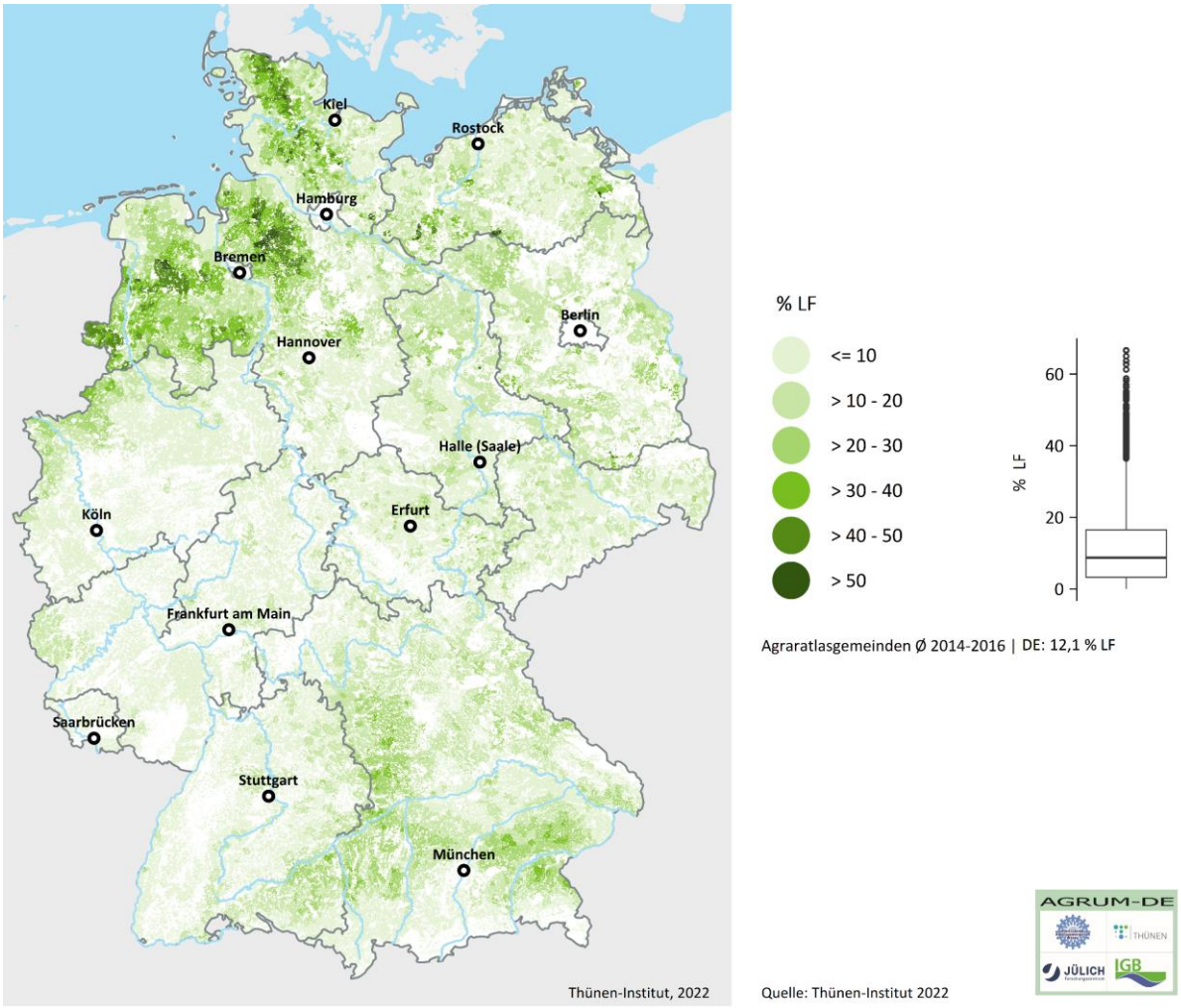


Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: InVeKoS-Daten der Länder

Futter- und Energiepflanzen

In Karte 6 werden die Anbauanteile von Silo- und Energiemais an der LF dargestellt. Anbauschwerpunkte finden sich auf dem Geestrücken in Schleswig-Holstein, in der nördlichen Hälfte Niedersachsens sowie in Teilen Bayerns. In diesen Regionen sind teilweise Anbauanteile von Silo- und Energiemais an der LF von mehr als 50 % zu beobachten. Die Regionen sind gekennzeichnet durch einen hohen Rinderbesatz und/oder durch eine relativ hohe Dichte an Biogasanlagen.

Karte 6: Anteil des Silo- und Energiemaisanbaus an der LF

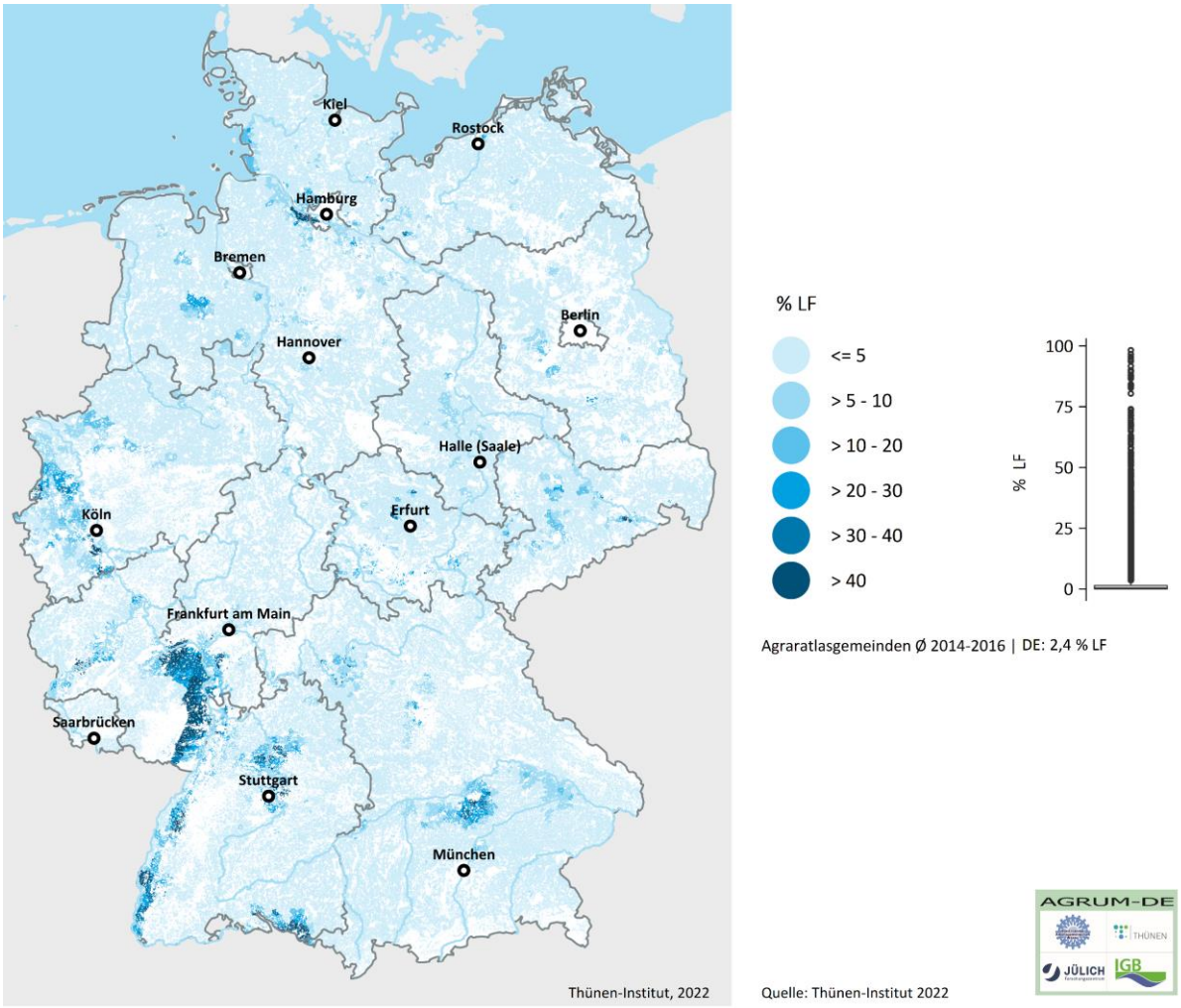


Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: InVeKoS-Daten der Länder

Sonderkulturen

Sonderkulturen sind häufig durch eine hohe Düngeintensität gekennzeichnet und können somit die regionale Nährstoffsituation stark beeinflussen. Das gilt insbesondere für den Gemüsebau. Während in dem überwiegenden Teil von Deutschland Anbauanteile von weniger als 10 % beobachtbar sind, weisen einige Regionen Sonderkulturanteile von 40 % und mehr aus (vgl. Karte 7). So ist beispielsweise im Rheintal der Sonderkulturanbau in Form von Wein und Gemüse von großer Bedeutung. Weitere Regionen mit hohen Sonderkulturanteilen finden sich im Umland des Bundeslandes Hamburg (Obstanbau im Alten Land) und der Stadt Stuttgart (Gemüse- und Weinbau), entlang der Mosel (Weinbau) und am Bodensee (Obst und Hopfen) sowie in der Region nördlich von München (insb. Hopfenanbau in der Hallertau).

Karte 7: Anteil des Anbaus von Sonderkulturen an der LF



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: InVeKoS-Daten der Länder

3.2.2 Erträge und Milchleistung

Erträge für die wichtigsten Kulturarten liegen aus der Ernteberichterstattung bundesweit auf Kreisebene vor. Diese werden den jeweiligen Gemeinden in den Kreisen unverändert zugeordnet. Fehlende Daten in einzelnen Kreisen werden durch Zuordnung des durchschnittlichen Ertrags der nächsthöheren Verwaltungsebene geschlossen. Für alle anderen Kulturarten werden nach Verfügbarkeit Daten aus den Ertragsschätzungen des Statistischen Bundesamtes auf Landes- bzw. Bundesebene (DESTATIS Fachserie 3, Reihe 3.2.1) und aus der Gemüseerhebung (DESTATIS Fachserie 3, Reihe 3.1.3) verwendet. Für diejenigen Kulturen, für die keine statistischen Ertragsinformationen zur Verfügung stehen, werden Richtwerte aus der DüV oder aus einschlägigen Tabellenwerken (LfL Bayern, 2019; KTBL, 2018; Kape et al., 2018) verwendet.

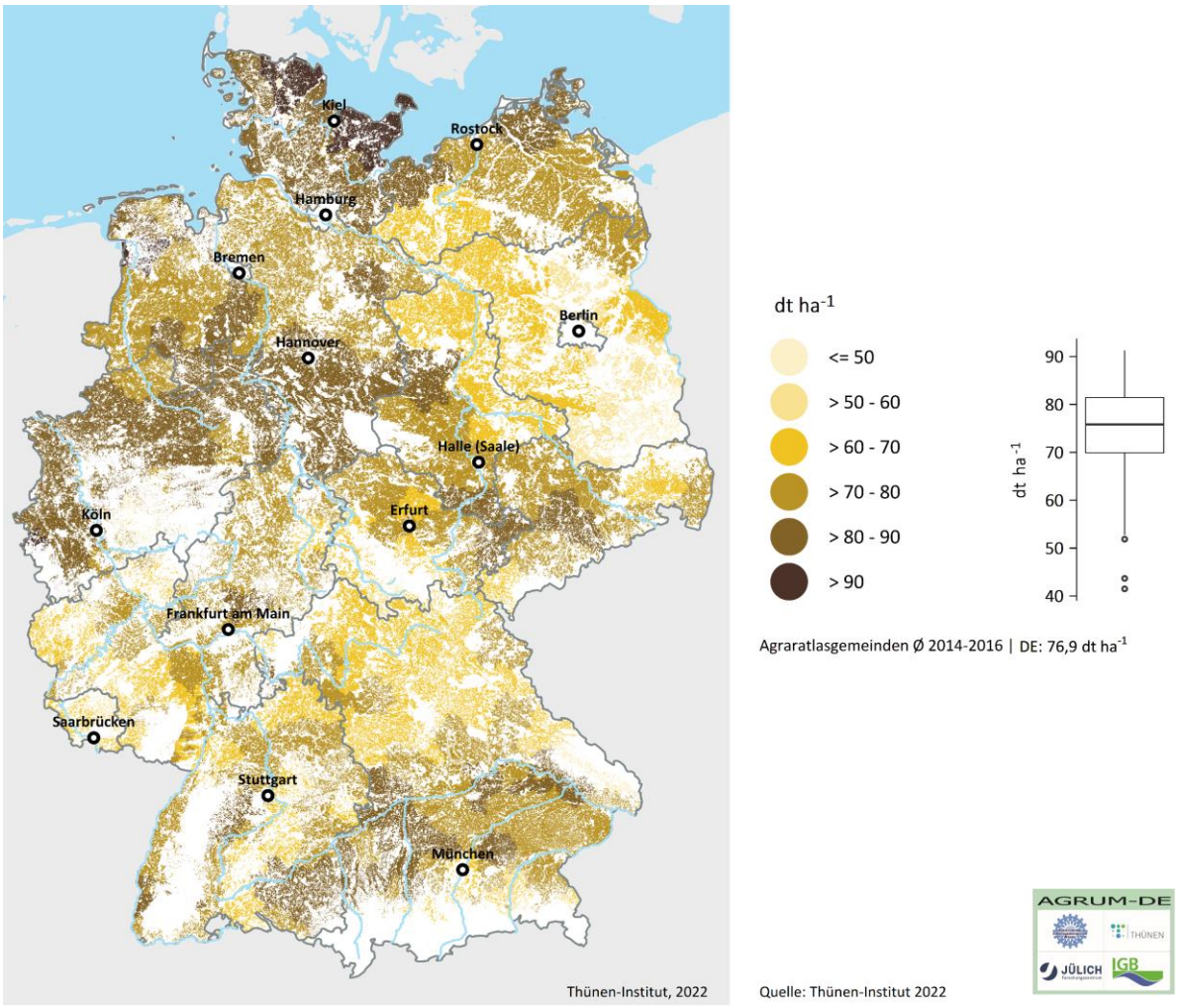
Für die Bestimmung der Stickstoffabfuhren sind neben den Erträgen die spezifischen N-Gehalte des Ernteguts relevant, für die ebenfalls Richtwerte existieren (vgl. Tabelle A3 im Anhang). Für Winterweizen werden, anstelle von Richtwerten, die jährlichen Erhebungen zu Rohproteingehalten der Besonderen Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) herangezogen, die auf Landesebene veröffentlicht werden[8]. In den nachfolgenden Karten werden die regionalen Erträge exemplarisch für ausgewählte Kulturen im Durchschnitt der Jahre 2014 bis

[8] Verfügbar unter: https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/ernte-und-qualitaet/, letzter Zugriff am 05.12.2022.

2016 dargestellt. Die regionalen Erträge bestimmen in einem starken Maße den Nährstoffbedarf der jeweiligen Kultur und stehen in der Regel in einem engen Zusammenhang mit der Düngeintensität.

In Karte 8 wird auf der Ebene der Landkreise der Ertrag für Winterweizen dargestellt. Das Ertragsniveau unterscheidet sich auf der regionalen Ebene erheblich. Die höchsten Winterweizenerträge mit mehr als 90 dt/ha sind im Osten von Schleswig-Holstein, im Nordwesten Niedersachsens sowie im Westen von Nordrhein-Westfalen zu beobachten. Darüber hinaus finden sich mit 80 bis 90 dt/ha hohe Winterweizenerträge z. B. in den übrigen Regionen Schleswig-Holsteins, in fast ganz Nordrhein-Westfalen (abgesehen vom Bergischen Land), im südlichen Niedersachsen sowie im Süden von Baden-Württemberg und Bayern. Demgegenüber werden die niedrigsten Weizenerträge mit weniger als 50 dt/ha für einige Landkreise im Osten Brandenburgs ausgewiesen.

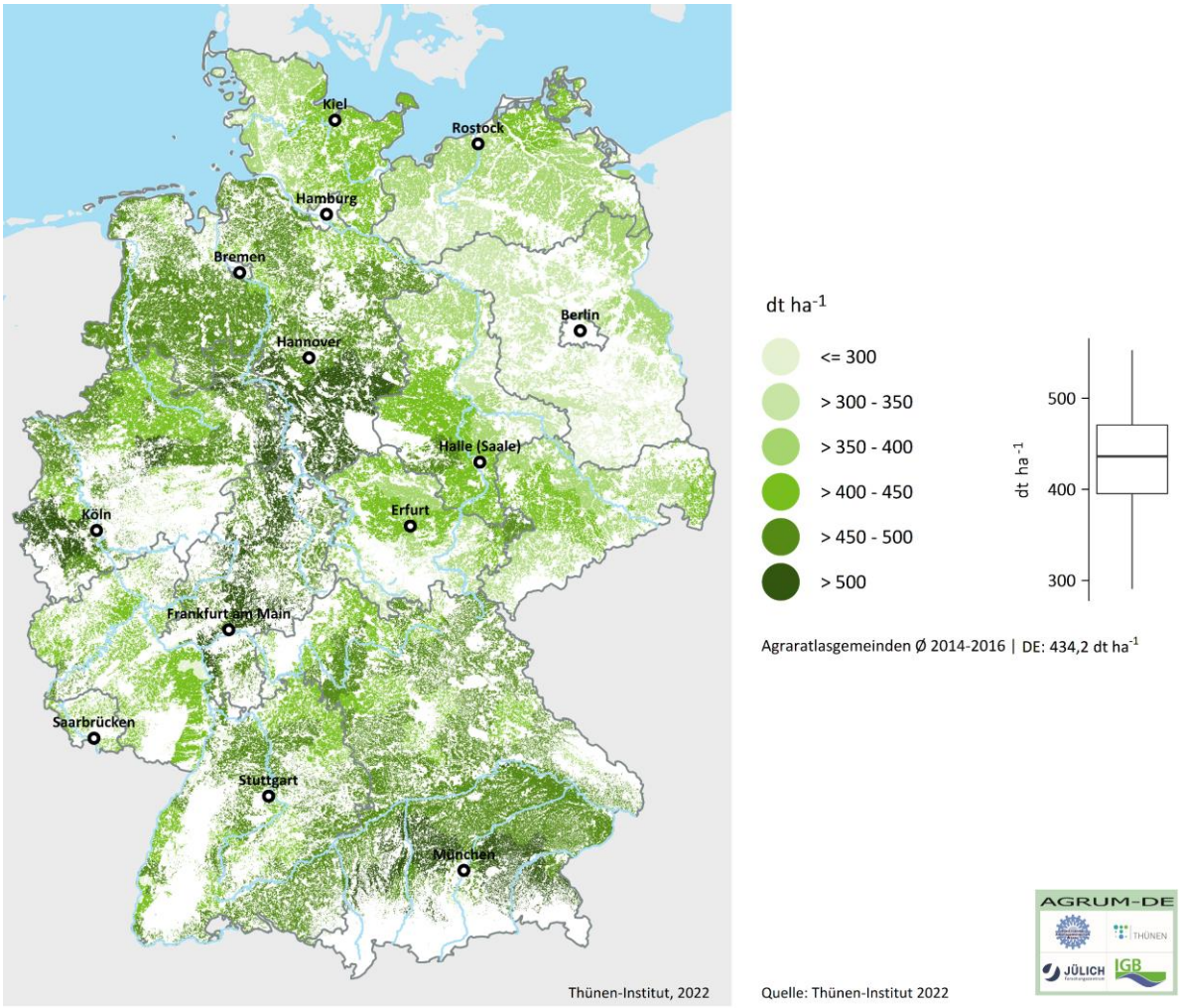
Karte 8: Erträge von Winterweizen



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: Ernteberichterstattung

In Karte 9 wird auf der Ebene der Landkreise der Silomaisertrag dargestellt. Wie beim Winterweizenertrag unterscheidet sich das Ertragsniveau auf der regionalen Ebene erheblich. Die höchsten Silomaiserträge mit mehr als 500 dt/ha werden für die Gunststandorte in Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Hessen, Baden-Württemberg und Bayern ausgewiesen. Demgegenüber werden niedrige Silomaiserträge für die meisten Regionen der ostdeutschen Bundesländer dargestellt. Insbesondere in Brandenburg wird in vielen Regionen lediglich ein Ertragsniveau von weniger als 350 dt/ha erreicht.

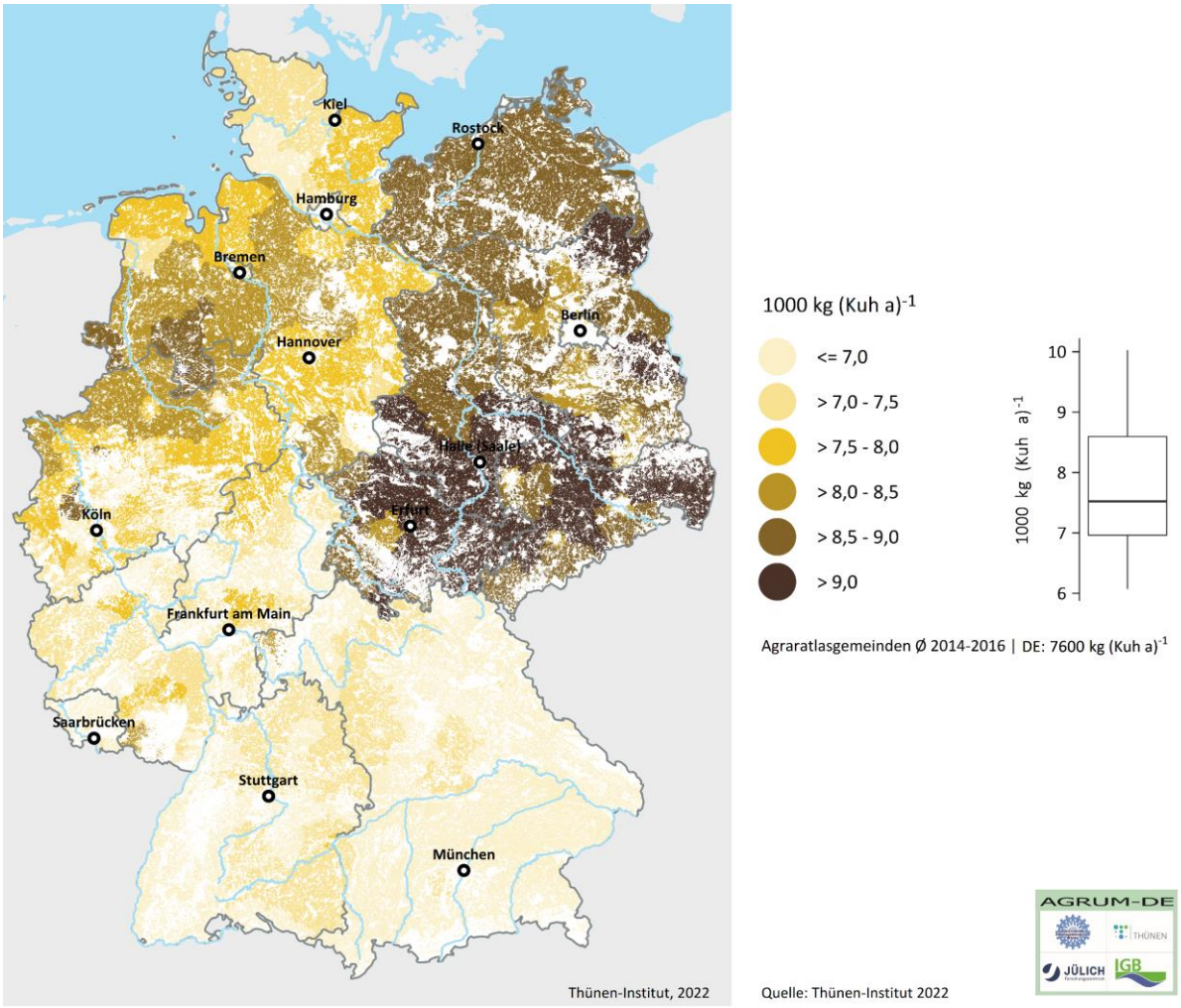
Karte 9: Erträge von Silomais



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: Ernteberichterstattung

Die Nährstoffaufnahmen sowie die Nährstoffausscheidungen der Milchkuhhaltung werden in einem starken Maße durch die Milchleistung beeinflusst. Diese kann sich zwischen den Regionen deutlich unterscheiden. Somit stellt die Milchleistung bei der Beschreibung der regionalen Nährstoffsituation an den Milchproduktionsstandorten eine relevante Größe dar. In Karte 10 wird die regionale Milchleistung in Tonnen pro Kuh und Jahr dargestellt. Im bundesweiten Vergleich variiert die Milchleistung von weniger als 7 t bis mehr als 9 t. So ist ein grundsätzliches regionales Gefälle der Milchleistung ausgehend von den ostdeutschen Bundesländern über den Norden der alten Bundesländer bis hin zum Süden der alten Bundesländer zu beobachten. Beträgt die Milchleistung in den neuen Bundesländern durchgängig mehr als 8 t, so sind im Norden der alten Bundesländer überwiegend Milchleistungen von 7,5 bis 8,5 t zu beobachten, während im Süden der alten Bundesländer die Milchleistungen abgesehen von wenigen regionalen Ausnahmen weniger als 7,5 t pro Milchkuh betragen.

Karte 10: Milchleistung



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: BLE (versch. Jgg)

Informationen zur Milchleistung wurden, analog zu den Erträgen der Pflanzenproduktion, der Kreisstatistik entnommen, fehlende Werte durch regionale Mittelwerte aufgefüllt und den Gemeinden zugeordnet.

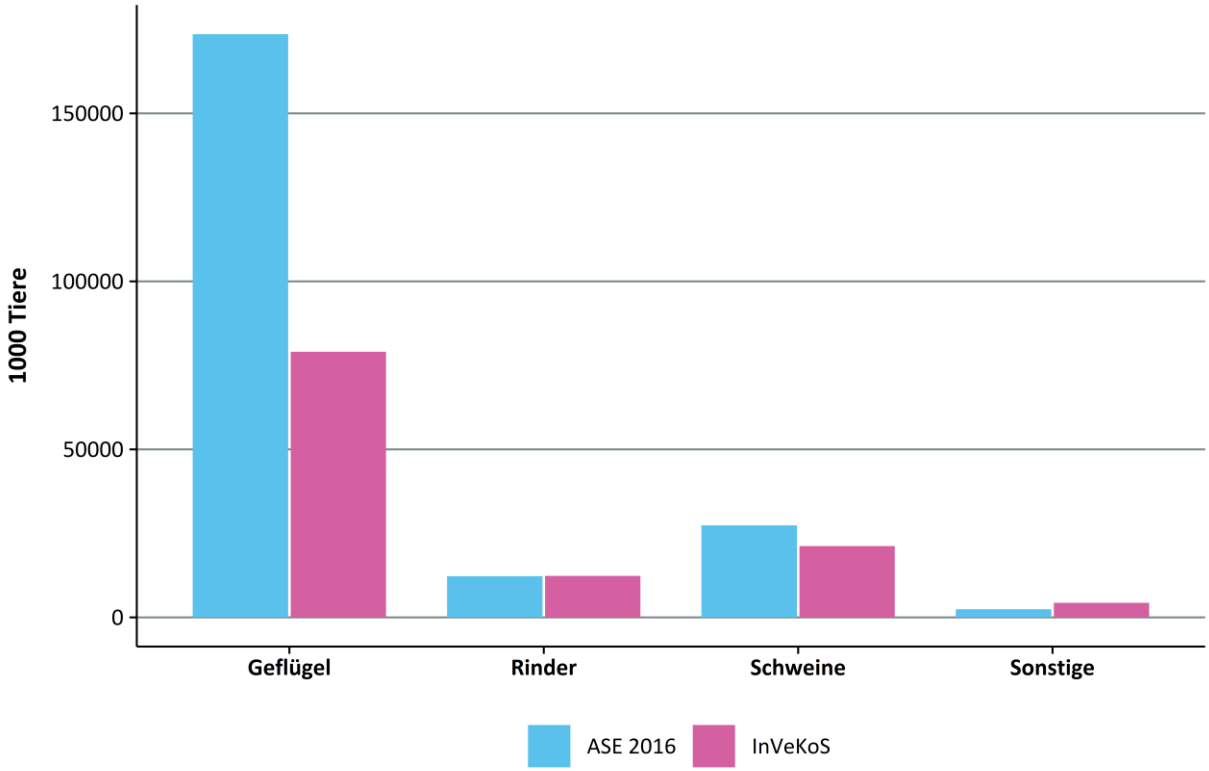
3.2.3 Tierhaltung

Tierzahlen sind wie Informationen zur Landnutzung in den InVeKoS-Daten enthalten. Die Daten zur Rinderhaltung stammen ursprünglich aus dem Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere (HIT)[9] und sind über die Betriebsnummer mit den Flächeninformationen verknüpft. Da für Rinder gemäß Viehverkehrsverordnung sämtliche Bestandsveränderungen sowie Bewegungen meldepflichtig sind, ist diese Datengrundlage als belastbar einzuschätzen. Für Schweine und Geflügel werden die im InVeKoS hinterlegten Bestände dagegen unterschätzt (vgl. Abbildung 3), da gewerbliche Tierhaltungen ohne Förderantrag nicht erfasst werden. Hier werden stattdessen die Gemeindedaten aus dem Thünen-Agraratlas[10] verwendet. Insgesamt arbeitet das Modell mit 57 verschiedenen Aktivitäten der Tierproduktion.

[9] https://www.hi-tier.de/, letzter Zugriff am 05.12.2022.

[10] Bei den vorliegenden Daten handelt es sich um vorläufige Werte, die nicht veröffentlicht und vorbehaltlich sind. Abweichungen zu den endgültigen Daten sind möglich. Thünen-Atlas: Landwirtschaftliche Nutzung, Version 2020. Methodik: Gocht und Röder (2014). Daten: Stat. Ämter der Länder, Kreisdaten der Landwirtschaftszählung 2016 (eigene Berechnungen); FDZ der Stat. Ämter

Abbildung 3: Vergleich der Viehzahlen aus der Agrarstrukturerhebung 2016 und dem InVeKoS



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

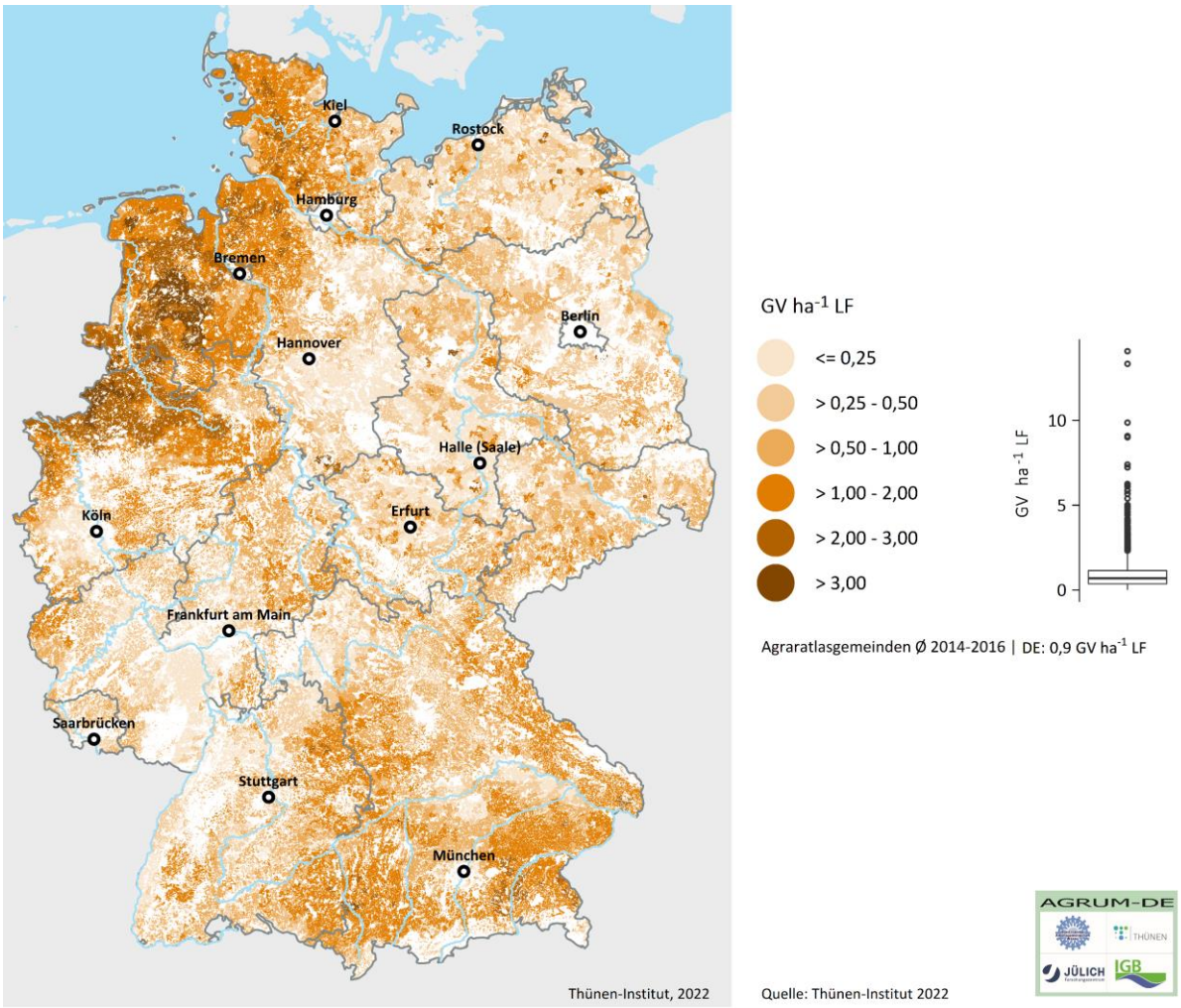
Für Nordrhein-Westfalen konnten außerdem Daten der Tierseuchenkassen verwendet werden, welche von der Landwirtschaftskammer NRW ausgewertet und bereitgestellt wurden. Diese Daten werden zu Versicherungszwecken erhoben und orientieren sich eher an Maximal- denn an Durchschnittsbeständen (Gömann et al., 2020). Um Verzerrungen bei der Modellierung zu vermeiden, wurden die zugehörigen Ausscheidungskoeffizienten entsprechend angepasst.

des Bundes und der Länder, Landwirtschaftszählung 2010 und AFiD-Panel Agrarstruktur 1999, 2003, 2007, 2016 (eigene Berechnung: 1999–2016. Clusterschätzer); © GeoBasis-DE/BKG (2016).

Regionale Viehbesatzdichte

Die Tierhaltung in Deutschland ist regional sehr heterogen verteilt (vgl. Karte 11). Während die durchschnittliche Viehbesatzdichte rund eine Großvieheinheit (GV) je ha beträgt, liegen die wichtigsten Zentren der Tierproduktion mit Viehbesatzdichten von über 2 GV/ha LF zwischen Weser, Ems und Niederrhein. Auch in großen Teilen Süddeutschlands und Schleswig-Holsteins spielt die Viehhaltung eine große Rolle. Beispielsweise sind das Münsterland und Südostbayern Regionen mit stark ausgeprägter Schweinehaltung, während die Weser-Ems-Region zudem eines der wichtigsten Zentren der deutschen Geflügelhaltung ist. Intensive Milchproduktion findet vornehmlich im Alpenvorland, insbesondere im Allgäu, sowie entlang der Nordseeküste Niedersachsens und Schleswig-Holsteins und am Niederrhein statt. Im Bundesdurchschnitt spielen Raufutterfresser mit rund 76 % Anteil (0,67 GV/ha LF) am gesamten Viehbesatz die größte Rolle. Hiervon entfallen 71 % (0,63 GV/ha LF) auf die Rinderhaltung. Schweine machen etwa 20 % (0,18 GV/ha LF), Geflügel rund 4 % (0,04 GV/ha LF) der Viehbesatzdichte aus.

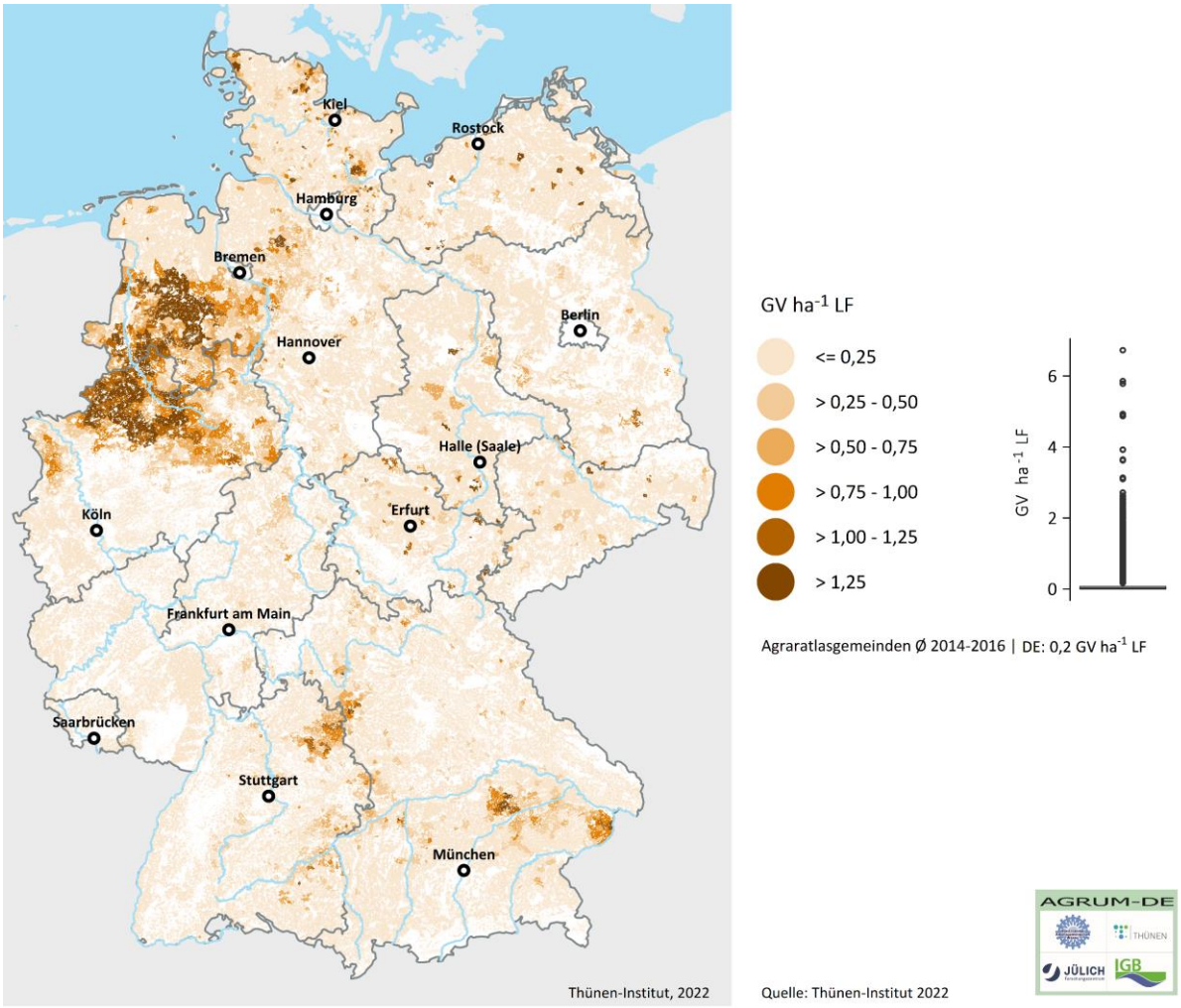
Karte 11: Regionaler Viehbesatz in Deutschland



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: siehe Modelldatengrundlage, Kapitel 3.2. GV-Schlüssel: LfULG Sachsen (o. J.)

Die Schweinehaltung macht rund 20 % am gesamten Viehbesatz in Deutschland aus und ist in Karte 12 dargestellt. Die Hochburgen der Schweinehaltung liegen im Münsterland in NRW sowie in der Region Weser-Ems in Niedersachsen. Weitere Zentren mit vergleichsweise geringer Bedeutung finden sich in Bayern und Baden-Württemberg.

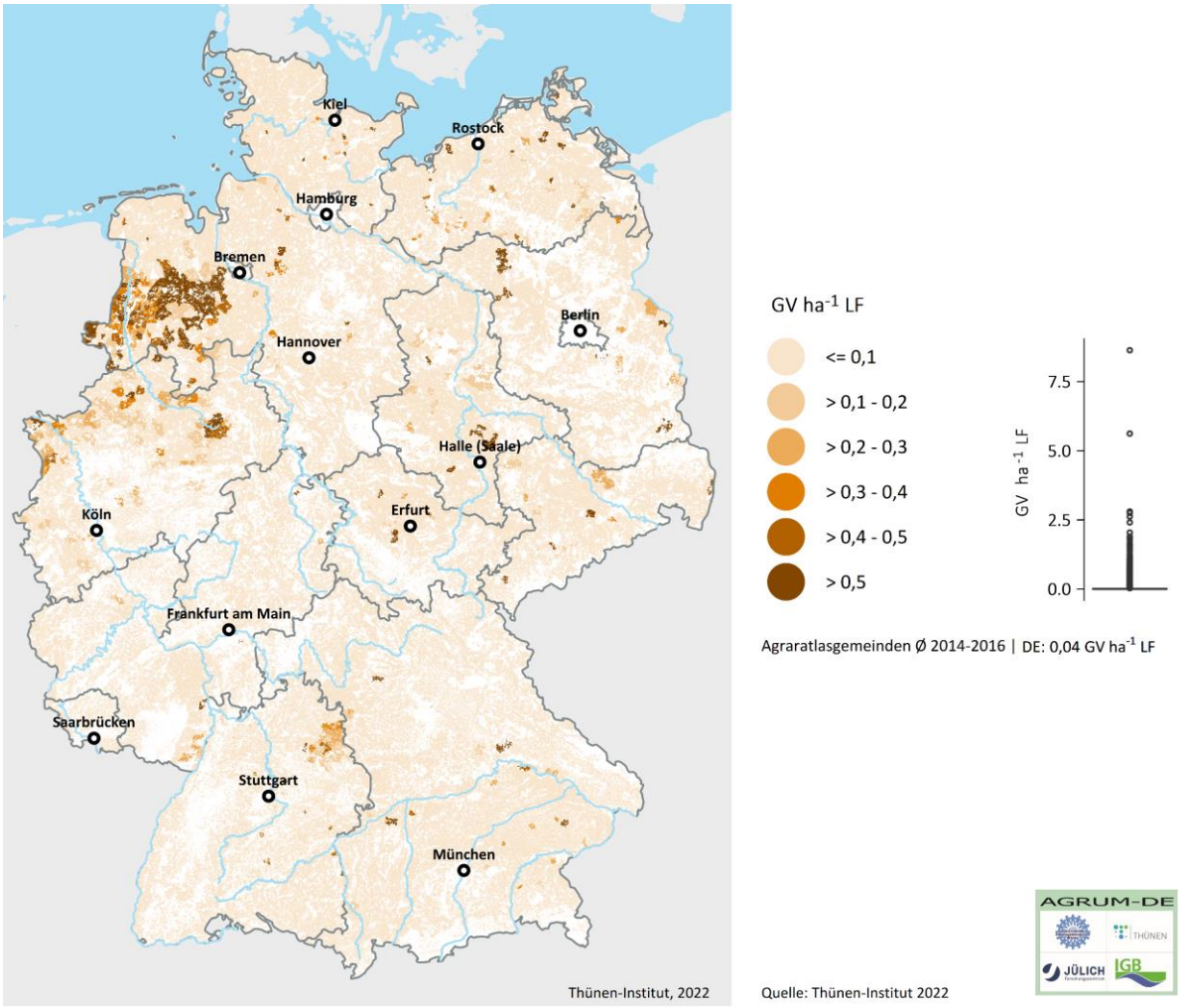
Karte 12: Regionale Viehbesatzdichte – Schweine



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: Thünen-Agraratlas und ASE 2016. NRW: Tierseuchenkassen

Die Geflügelhaltung, die bundesweit einen Anteil von rund 4 % am Viehbesatz hat, ist in Karte 13 dargestellt. Die wichtigste Geflügelhaltungsregion in Deutschland ist das Weser-Ems-Gebiet, ein weiteres, aber kleines Zentrum befindet sich im nordöstlichen Baden-Württemberg. Gemeinden mit überdurchschnittlich hohen Geflügelhaltungsdichten finden sich allerdings vereinzelt über das ganze Bundesgebiet.

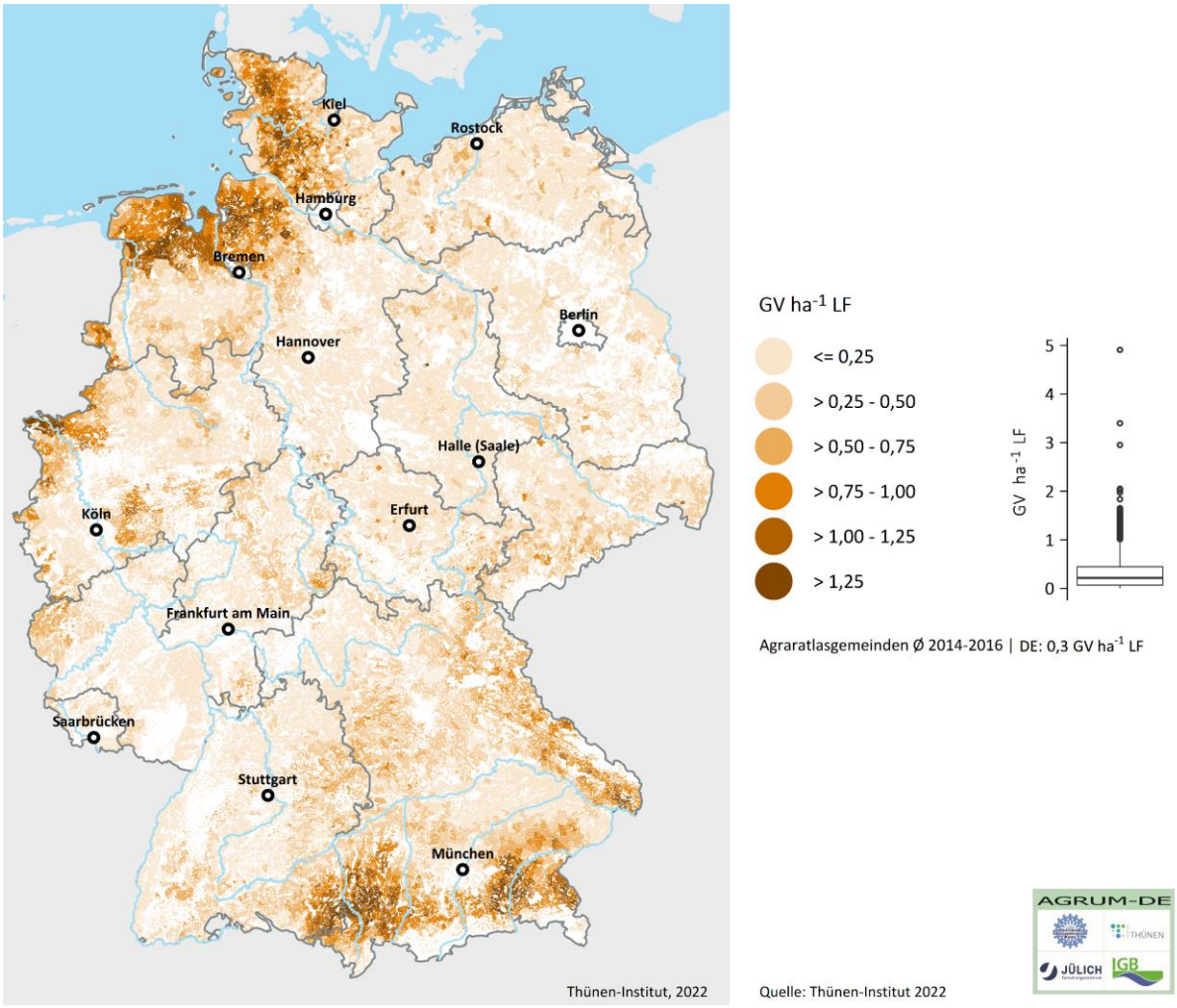
Karte 13: Regionale Viehbesatzdichte – Geflügel



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: Thünen-Agraratlas und ASE 2016

Die Milchkuhhaltung in Deutschland ist auf wenige Regionen konzentriert: Schleswig-Holstein, das nördliche Niedersachsen, der Niederrhein sowie das südlichen Bayern und Baden-Württemberg (vgl. Karte 14). Der durchschnittliche Besatz liegt bundesweit bei 0,3 GV/ha LF.

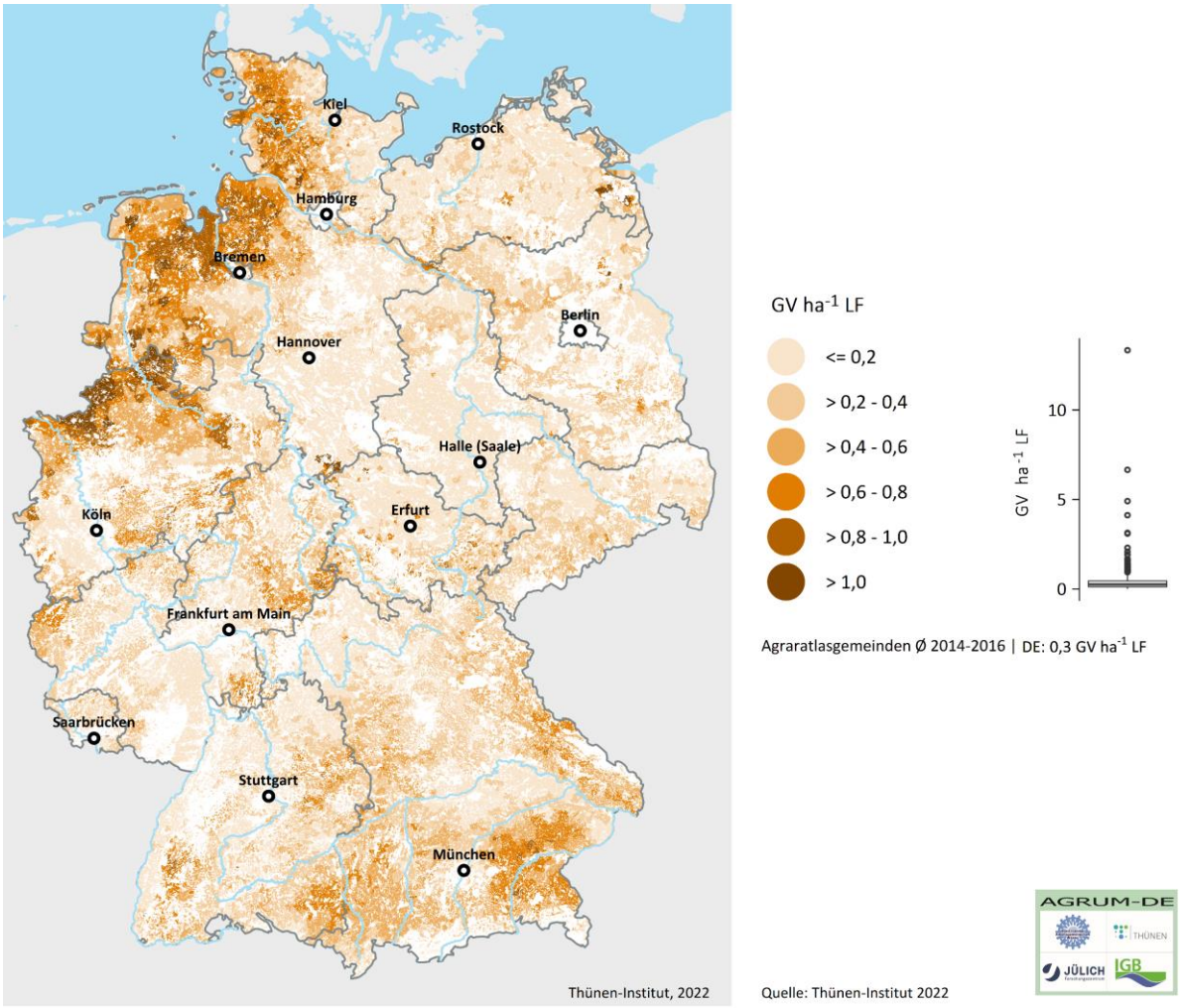
Karte 14: Regionale Viehbesatzdichte – Milchkühe



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: HIT-Datenbanken der Länder

Die Größenordnung des Viehbesatzes der sonstigen Rinderhaltung (Mutterkühe, Kälber, Mast- und Zuchtrinder) ist ähnlich dem der Milchviehhaltung, allerdings ist sie regional weiter verbreitet (vgl. Karte 15). Auffällig ist, dass vor allem im Münsterland und im Wesergebiet Rinder gehalten werden, ohne dass nennenswerte Milchproduktion in diesen Regionen angesiedelt ist.

Karte 15: Regionale Viehbesatzdichte – Sonstige Rinder



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: HIT-Datenbanken der Länder

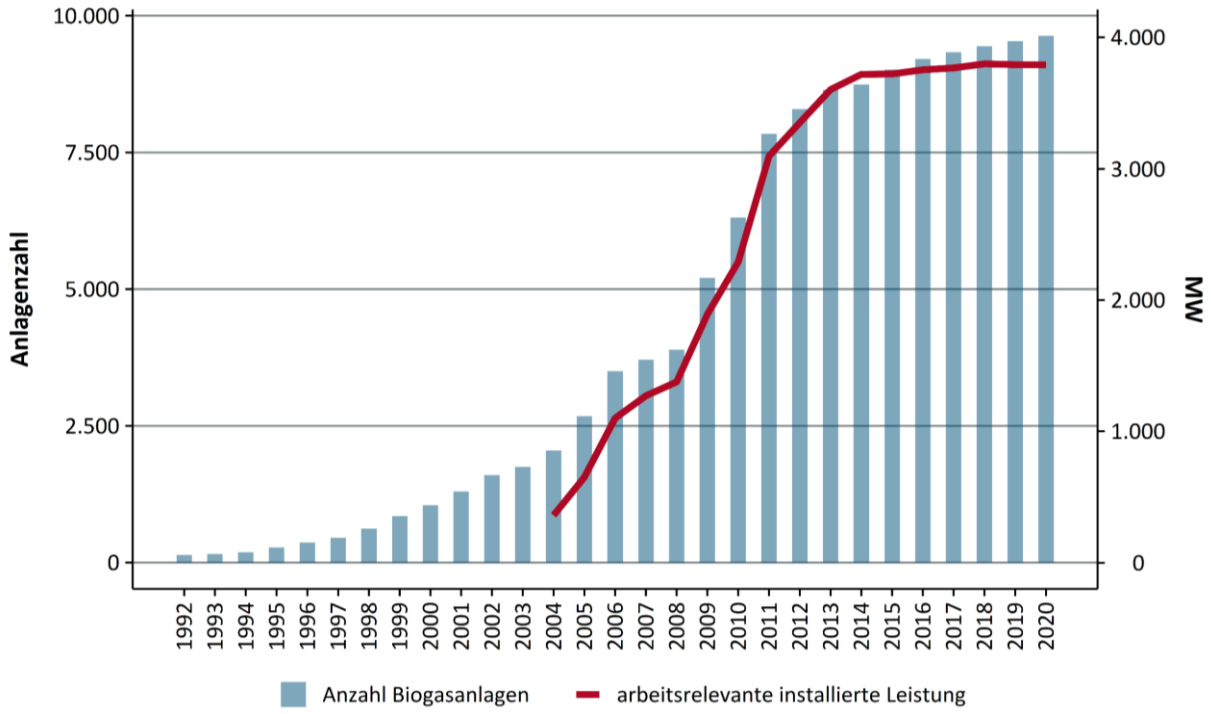
3.2.4 Biogasproduktion

Die Erzeugung von Strom und Gas aus nachwachsenden Rohstoffen, Wirtschaftsdüngern und Bioabfällen hat in Deutschland mit der Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) 2004 deutlich an Dynamik gewonnen. Die Einspeisevergütungen und Boni führten zu einem starken Ausbau des Anlagenbestandes und der installierten elektrischen Leistung zwischen 2005 und 2013 (vgl. Abbildung 4). Zwar wurden auch danach noch Anlagen gebaut, die arbeitsrelevante Leistung ist seitdem aber weitestgehend konstant. Insgesamt waren in Deutschland im Jahr 2020 rund 9.600 Biogasanlagen in Betrieb, mit einer arbeitsrelevanten installierten Leistung von 3.800 MW (Fachverband Biogas, 2021). Als arbeitsrelevante Leistung wird hier die installierte Leistung ohne den Kapazitätsüberbau im Zuge der Flexibilisierung bezeichnet, welcher lediglich zur Deckung von Spitzenlasten benötigt wird.

Die Verteilung der regionalen Biogasproduktion, bemessen anhand der in einer Gemeinde insgesamt installierten, arbeitsrelevanten elektrischen Leistung im Verhältnis zur Gemeinde-LF, ist in Karte 16 dargestellt.

In Bayern und Niedersachsen befinden sich zusammen rund 45 % der gesamten Anlagenkapazität, auf die anderen Bundesländer entfallen jeweils weniger als 10 %. Auffällig ist, dass sich im Verhältnis zur Fläche hohe Anlagenkapazitäten unter anderem in Regionen mit hoher Viehbesatzdichte finden, beispielsweise zwischen Weser und Ems oder in Süddeutschland. Allerdings gibt es auch Gegenden – als Beispiel sei das Dreieck zwischen Hannover, Bremen und Hamburg genannt –, in denen es Anlagenkapazitäten bei eher geringer Viehhaltungsdichte gibt.

Abbildung 4: Biogasanlagenbestand und arbeitsrelevante Leistung

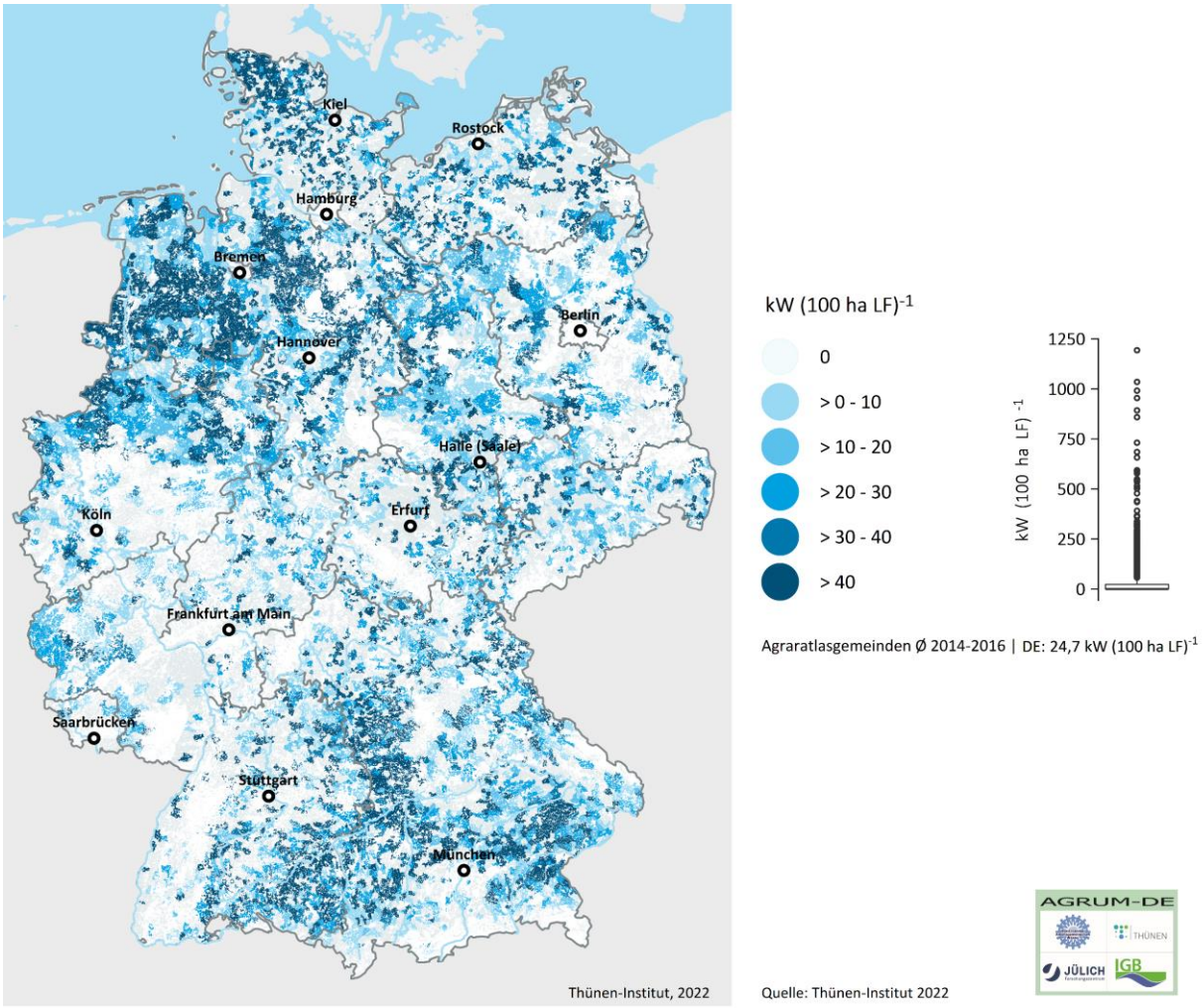


Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten aus Fachverband Biogas (2021)

Eine besondere Bedeutung für die Modellierung von Stickstoffflüssen durch Biogasanlagen kommt der Zusammensetzung der zu vergärenden Substrate zu. Besonders nachwachsende Rohstoffe (NaWaRo) und Wirtschaftsdünger unterscheiden sich mitunter stark in ihren Stickstoffkonzentrationen. Beispielsweise ist für Anlagen, die Hühnertrockenkot und Silomais vergären, ein bedeutend höherer Stickstoffdurchsatz zu erwarten, als es bei einer kapazitätsgleichen Anlage mit ausschließlicher Silomaisvergärung der Fall wäre. NaWaRo machten 2016, bezogen auf die Masse, rund die Hälfte bzw. energiebezogen rund drei Viertel der Gärsubstrate aus (Daniel-Gromke et al., 2017). 2015 wurden rund 1,4 Mio. ha NaWaRo als Gärsubstrate angebaut, die wichtigste Energiepflanze darunter ist mit zwei Dritteln des Anbauumfangs Silomais (Haß et al., 2020). Mit dem EEG 2017 und dem EEG 2021 wurde bzw. wird der Einsatz von Silomais in der Förderung begrenzt, in Zukunft sollen nur noch Anlagen mit maximal 40 Masseprozent Anteil an Getreidekorn oder Mais eine Förderung erhalten (Bestandsanlagen erst betroffen, wenn eine Anschlussförderung angestrebt wird). Stattdessen soll künftig vermehrt Wirtschaftsdünger aus der Viehhaltung energetisch genutzt werden.

In Karte 16 ist die Verteilung der regionalen Biogasproduktion, bemessen am Verhältnis der installierten elektrischen Leistung in einer Gemeinde zur jeweiligen Gemeinde-LF, dargestellt.

Karte 16: Biogasproduktion in Deutschland



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: siehe Tabelle A1 in Anhang 2

Das öffentlich zugängliche Marktstammdatenregister (MaStR)[11] der Bundesnetzagentur enthält Informationen zu Strom- und Gaserzeugungsanlagen in Deutschland. Zum Zeitpunkt der vorliegenden Studie waren die enthaltenen Daten jedoch noch nicht vollständig und nicht geprüft. Aus diesem Grund wurde der Vorgänger des MaStR, das Anlagenregister, mit den Anlagenstammdaten der Netzbetreiber (TransnetBW, 50Hertz, TenneT und Amprion) kombiniert, um den für die Bilanzierung relevanten Biogasanlagenbestand zu erfassen. Die Datenbanken enthalten jede nach EEG vergütete Anlage. Die korrekte Identifikation von biogasproduzierenden Anlagen ist mit einigen Schwierigkeiten behaftet. Biogasanlagen können mit der verfügbaren Version des Datensatzes nicht einwandfrei von anderen Biomasseanlagen, wie zum Beispiel Verbrennungsanlagen, unterschieden werden. In dieser Studie war eine Identifikation der Biogasanlagen nur über die Vergütungsschlüssel der Bewegungsdaten der Netzbetreiber möglich. Um die Unsicherheiten zu reduzieren, wurde ein Großteil der georeferenzierten Anlagen manuell durch Auswertungen von Satellitenbildern validiert. Darüber hinaus existiert unserer Kenntnis nach keine valide Referenz, welche die Anzahl und Kapazität der Biogasanlagen vollständig wiedergibt. Für Biomethananlagen wurde auf den Einspeiseatlas der Deutschen Energie-Agentur[12] zurückgegriffen. Insgesamt belaufen sich die in der Modelldatengrundlage enthaltenen

[11] https://www.marktstammdatenregister.de/, letzter Zugriff am 05.12.2022.

[12] https://www.biogaspartner.de/einspeiseatlas/, letzter Zugriff am 05.12.2022.

Kapazitäten von Biogas- und Biomethananlagen auf rund 4.100 MW arbeitsrelevante installierte elektrische Leistung.

Neben der Verortung und der Anlagenkapazität ist auch die Gärsubstratzusammensetzung für die korrekte Abbildung der Stickstoffflüsse relevant. Hier werden unterschiedliche Informationen zum durchschnittlichen Substratmix aus Erhebungen der einzelnen Bundesländer (vgl. Tabelle A1 in Anhang 2) mit von der Anlagengröße abhängigen Informationen des Deutschen Biomassenforschungszentrums (Daniel-Gromke et al., 2017) zusammengeführt. Die erforderliche Menge der Substrate hängt von dem eingespeisten Strom bzw. von der Menge des eingespeisten Methans ab. Soweit vorhanden, wurden hierfür die Energieberichte der Länder herangezogen und daraus die durchschnittlichen Volllaststunden der Anlagen im jeweiligen Bundesland errechnet. In anderen Bundesländern konnten die Volllaststunden aus den jeweiligen Erhebungen direkt entnommen werden. Aus installierter Leistung, durchschnittlicher Volllast und Substratzusammensetzung wird der Substratbedarf der Anlagen geschätzt. Dieser bildet die Grundlage für die weitere Berechnung der N-Flüsse durch die Biogaserzeugung.

3.2.5 Wirtschaftsdüngerimporte und -transporte

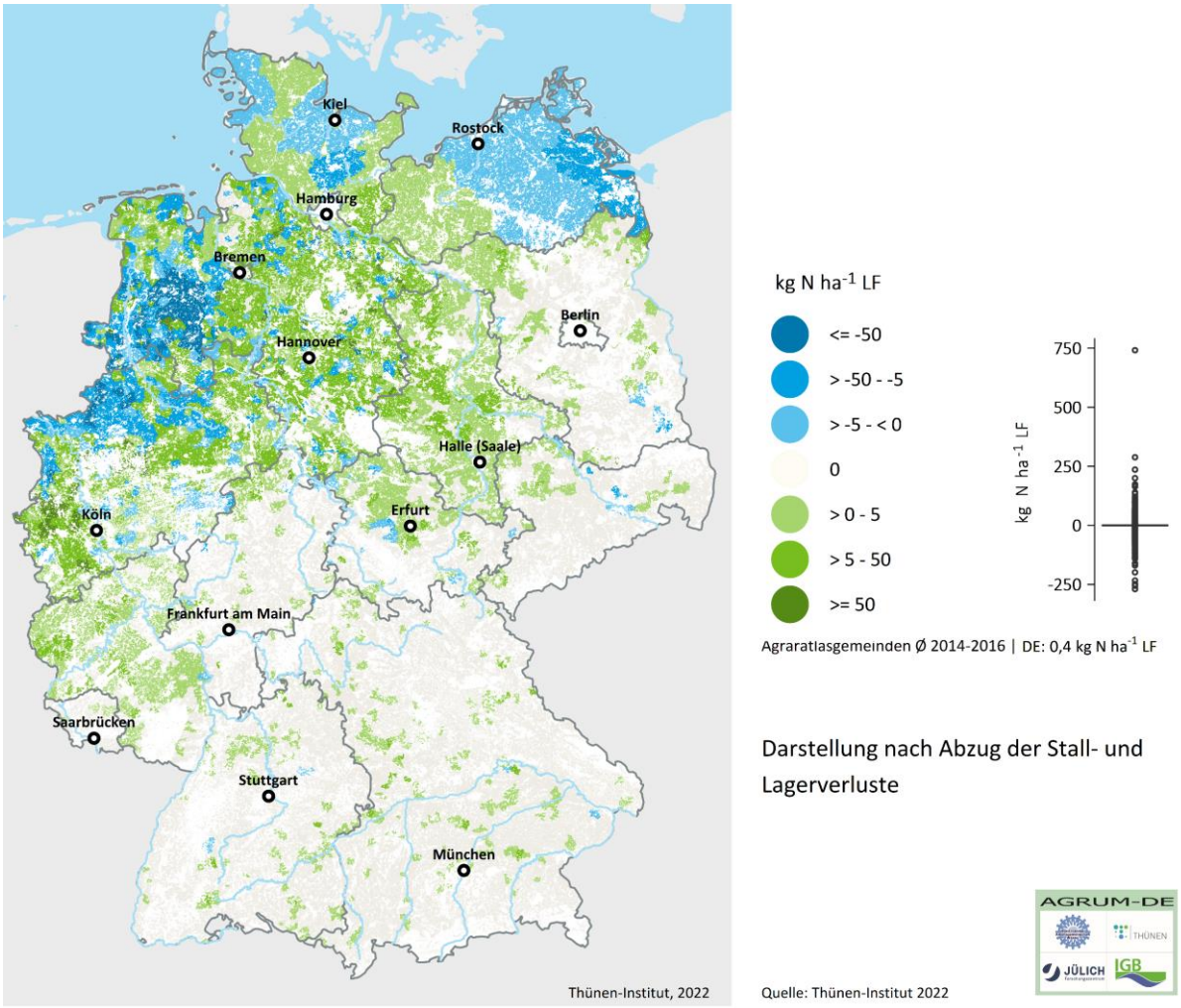
Wirtschaftsdünger wird zunehmend nicht mehr in den Betrieben, in denen er anfällt, als Dünger verwertet (LWK Niedersachsen, 2020, 2018; LWK NRW, 2018). Häufig werden Wirtschaftsdünger aufbereitet, regional und auch überregional transportiert und entweder als Dünger oder als Gärsubstrat in Biogasanlagen verwertet. Wirtschaftsdünger werden, wenn sie von viehhaltenden Betrieben oder Biogasanlagen nicht komplett selbst verwertet werden können, abgegeben, in Ackerbauregionen transportiert und von aufnehmenden Betrieben als Dünger verwertet. Gleichfalls ist es möglich, dass tierische Wirtschaftsdünger zunächst in Biogasanlagen vergoren und die anfallenden Gärreste rückgeführt oder an Ackerbaubetriebe abgegeben werden.

Neben den innerdeutschen Transportaktivitäten werden Wirtschaftsdünger auch nach Deutschland importiert, insbesondere aus den Niederlanden. Die seit 2010 geltende Verordnung über das Inverkehrbringen und Befördern von Wirtschaftsdünger (WDüngV) sieht Aufzeichnungs- und Meldepflichten für die abgebenden, transportierenden und aufnehmenden Unternehmen vor. Auf dieser Grundlage konnten für das Projekt Informationen zur Verbringung von Wirtschaftsdüngern von einigen Bundesländern bereitgestellt werden. Die Erfassungsmöglichkeiten der einzelnen Länder sind allerdings sehr unterschiedlich. Eine bundesweit einheitliche Datengrundlage zu Wirtschaftsdüngertransporten ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht verfügbar, da nicht alle Bundesländer über Wirtschaftsdüngermeldedatenbanken verfügen. Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen konnten für die Basisjahre detaillierte Daten aus den Meldeprogrammen [13] zur Verfügung stellen. Einige Bundesländer, welche über keine Meldeprogramme verfügen, haben Mengenauswertungen von Importmeldungen bereitgestellt. Zielorte der Abgaben außerhalb des eigenen Bundeslandes sind nur für Niedersachsen bekannt. Die verfügbaren Transportdaten der Länder wurden aus den unterschiedlichen Datenquellen zusammengeführt und im Modell berücksichtigt.

In der Kartendarstellung ist die starke Konzentration von Nettoabgaben im Nordwesten Deutschlands auffällig (vgl. Karte 17). Die zunehmenden Aktivitäten im Hinblick auf Wirtschaftsdüngeraufbereitung und -transport in dieser Region sind wohlbekannt und gut dokumentiert (LWK Niedersachsen, 2018, 2020; LWK NRW, 2018; Lausen und Wilken, 2016). Augenscheinlich ist außerdem, dass auch anhand der limitierten Datengrundlage bundeslandübergreifende Transportbewegungen *in allen Bundesländern* festgestellt werden können. Dies zeigt, dass Wirtschaftsdüngertransporte kein regional begrenztes Phänomen sind, sondern bundesweit Bedeutung erlangt haben.

[13] Siehe z. B. für NRW: https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/duengung/meldepflicht/meldeprogramm.htm, letzter Zugriff am 05.12.2022.

Karte 17: Saldo der N-Verlagerung durch Wirtschaftsdüngertransporte



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: siehe Tabelle A1 in Anhang 2

3.2.6 Klärschlamm und Kompost

Die Aufbringung von Klärschlamm muss gemäß Klärschlammverordnung (AbfKlärV) dokumentiert und gemeldet werden. Diese Meldungen umfassen im Idealfall Informationen zum Aufbringungszeitpunkt, zur aufgebrachten Menge, zum Stickstoffgehalt und zur Fläche, auf der die Aufbringung erfolgte. In einigen Bundesländern liegen diese Meldungen digital vor und konnten für das Projekt bereitgestellt werden. Für andere Länder konnten Informationen aus anderen Quellen, bspw. aus Nährstoff- oder Abfallberichten, auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen zusammengetragen werden. Für die restlichen Bundesländer wurden statistische Daten zur Klärschlammentsorgung nach Bundesländern (DESTATIS, versch. Jgg.) verwendet (vgl. Tabelle A1 in Anhang 2).

Zur landwirtschaftlichen Verwertung von Kompost liegen unseres Wissens nach keine kleinräumigen Daten vor. Deswegen wird auch hier auf statistische Informationen auf Landesebene (LSN, 2019) zurückgegriffen.

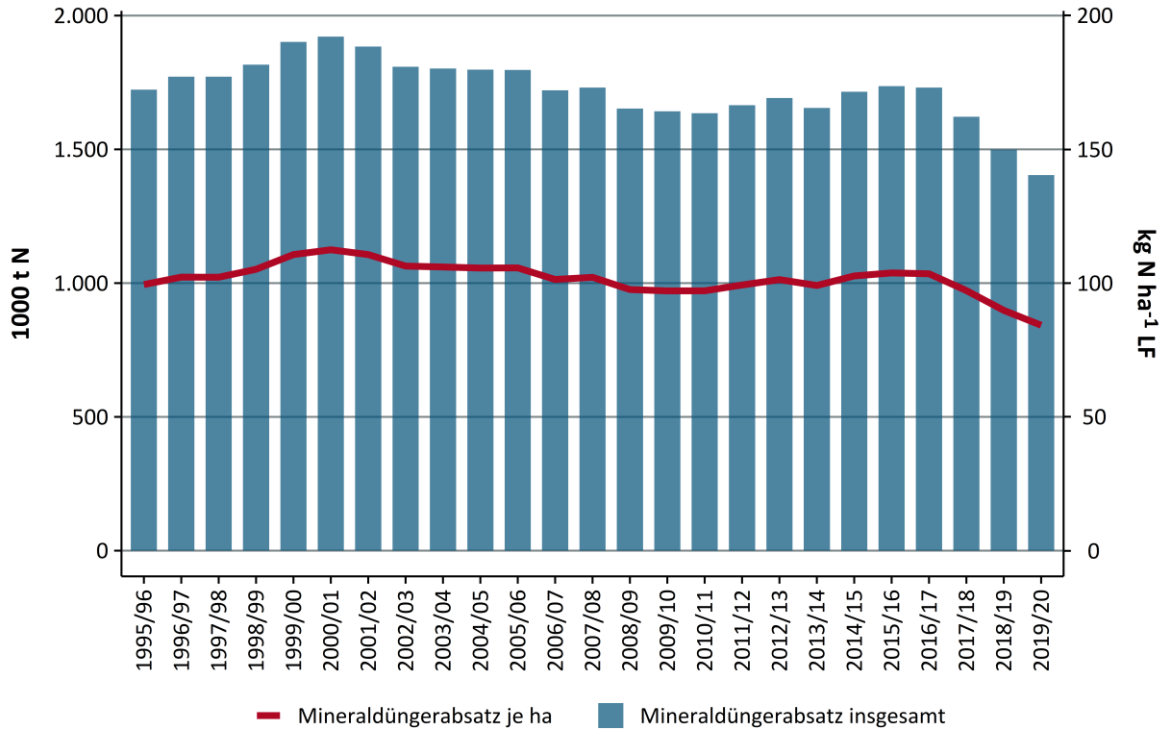
3.2.7 Mineraldünger

Mineralischer Stickstoffdünger ist das wichtigste Düngemittel in Deutschland. Im Durchschnitt ist mehr als die Hälfte der N-Zufuhr Düngemitteln aus mineralischem Stickstoff zuzurechnen (Häußermann et al., 2019; BMEL, o. J.). Der Einsatz von mineralischem Stickstoff hängt neben dem Verhältnis von Faktor- und Produktpreis von der Kulturart, vom Witterungsverlauf, aber auch von der Verfügbarkeit und dem Preis anderer Düngemittel ab. Die

Absatzmengen sind aufgrund ertragsrelevanter Witterung, Faktor- und Produktpreisen sowie der sich jährlich ändernden Produktionsstruktur Schwankungen unterworfen.

Als Eingangsdatengrundlage für den Einsatz mineralischer Stickstoffdünger wird der Mineraldüngerabsatz in Deutschland auf Bundesebene (DESTATISFachserie 4, Reihe 8.2) für die Basisjahre herangezogen. Lag dieser Anfang der 1990er-Jahre bei etwa 1,5 Mio. t Stickstoff (Reinnährstoff), erreichte der Absatz Anfang der 2000er-Jahre mit rund 1,9 Mio. t seinen Höhepunkt. Seitdem sind die Mengen wieder rückläufig, jedoch gekennzeichnet von Schwankungen zwischen den Jahren. Insgesamt ist der Mineraldüngerabsatz in den vergangenen Jahren rückläufig (vgl. Abbildung 5). Während zwischen 2011 und 2016 im Durchschnitt noch rund 100 kg N/ha LF mineralisch gedüngt wurden, waren es im Wirtschaftsjahr 2019/2020 nur noch etwa 80 kg N/ha LF, bezogen auf das dreijährige Mittel.

Abbildung 5: Stickstoff-Mineraldüngerabsatz in Deutschland als dreijähriges Mittel



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten: DESTATIS Fachserie 4, Reihe 8.2. Düngemittelversorgung

Diese auf Ebene der Großhandelsstufe erfasste Statistik liegt auch auf Ebene der Bundesländer vor. Dazu heißt es aus dem Statistischen Bundesamt: *„Nach den §§ 88–90 AgrStatG wird die Düngemittelstatistik allgemein vierteljährlich durchgeführt. Es wird bei den Unternehmen, die Düngemittel erstmals in Verkehr bringen, der Inlandsabsatz von mineralischen Düngemitteln nach Pflanzennährstoffen, Arten und Absatzgebieten jeweils nach der Menge erhoben. In dieser Veröffentlichung wird der Inlandsabsatz von stickstoff-, phosphat-, kali- und kalkhaltigen Düngemitteln dargestellt. Es handelt sich dabei um Lieferungen der Produzenten und Importeure an Absatzorganisationen oder Endverbraucher. Diese Mengen sind nicht mit dem tatsächlichen Verbrauch in der Land- und Forstwirtschaft sowie im Gartenbau identisch. Inlandsabsatz und tatsächlicher Verbrauch weichen z. B. durch die Lagerhaltung voneinander ab. Außerdem kann der Absatz in anderen Bundesländern erfolgen, wenn Absatzorganisationen die Düngemittel an die Endverbraucher liefern.*“ (DESTATIS, 2019: S. 3). Dieser Einschätzung Rechnung tragend werden die Landes-Mineraldüngerstatistiken für diese Arbeit nicht herangezogen, auch wenn diese für manche Bundesländer valide sein mögen. In RAUMIS wird der in der Statistik ausgewiesene nationale Mineraldüngereinsatz konsistent auf die Gemeinden verteilt (siehe Kapitel 4.1.4.3).

3.2.8 Koeffizienten

Das oben beschriebene Datengerüst wird mit einer Koeffizientenmatrix kombiniert, um die Stickstoffflüsse abbilden zu können. Diese Parameter umfassen im Wesentlichen die N-Gehalte der Ernteprodukte, die N-Ausscheidungen der Nutztiere, die N-Fixierungsraten der Leguminosen, die Aussaatmengen sowie die gasförmigen N-Verluste (vgl. Tabelle A2 und Tabelle A3 in Anhang 2). Diese stammen aus der Düngeverordnung und wurden durch Daten aus dem KTBL (2018) und Rösemann et al. (2019) sowie um Einschätzungen von Expert*innen des Projektbeirats zu regionalen Besonderheiten ergänzt.

3.3 Datengrundlagen zur Modellierung der austragsrelevanten Abflusskomponenten und der diffusen N- und P-Einträge

Die für das AGRUM-DE-Projekt verwendeten Datengrundlagen sind in Tabelle 1 zusammengefasst dargestellt.

Tabelle 1: Datengrundlagen und -quellen der Modelle mGROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos

Datengrundlage	Datenquelle
Landnutzungstypen	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie: - Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland (LBM-DE2015) - Landbedeckung und Landnutzung im Vektorformat auf der Grundlage der Transformation von Zwischenklassen (LB/LN) zur Nomenklatur von CORINE Land Cover (CLC) und ATKIS® Basis-DLM (2015)
Versiegelungsgrade der Erdoberfläche	Copernicus Land Monitoring Service: - High Resolution Layer Imperviousness (2012) 20 m
Digitales Modell der Geländeoberfläche	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie: - Digitales Geländemodell Gitterweite 25 m (DGM25)
Einzugsgebietsgrenzen	EG-WRRL Daten aus WasserBLIcK
Grundwasserkörper	EG-WRRL Daten aus WasserBLIcK
Fließgewässer/Seen	EG-WRRL Daten aus WasserBLIcK; in Kartendarstellungen aus DLM250
Bodenkarte mit Bodenprofilen: - Horizontmächtigkeit - Horizontspezifische Parameter (Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, Oberbodenart etc.)	Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe Hannover: - Bodenübersichtskarte 1:1 Mio. (verwendet bis 12/2019) - Bodenübersichtskarte 1:200.000 (verwendet ab 01/2020)
Bodenkarte mit Grundwasserstufen	Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe Hannover: - Bodenübersichtskarte 1:1 Mio. (verwendet bis 12/2019) - Bodenübersichtskarte 1:200.000 (verwendet ab 01/2020)
Karten mit Dränflächen	Forschungszentrum Jülich, IBG-3: - Verfahren nach Tetzlaff et al. (2008)
Agrarstrukturdatenerhebung: - Anbauverteilungen der Fruchtartenhauptgruppen	Forschungszentrum Jülich, IBG-3: - Ableitung C-Faktor

Datengrundlage	Datenquelle
Klimadaten: - Niederschlag - Potenzielle Verdunstung über Gras	Deutscher Wetterdienst: - CDC (Climate Data Center), Zeitreihe 1981–2010 - https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/
Hydrogeologische Gesteinseinheiten mit Aquiferkenngrößen: - Durchlässigkeitsbeiwert	Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe Hannover: - Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200.000
Abflussdaten	Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz: - Datenbank Tägliche Abflussmessungen
Pegel als Punktkoordinaten mit dazugehörigen Einzugsgebietsgrößen	Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch (DGJ)
Einzugsgebietsgrenzen	Forschungszentrum Jülich, IBG-3
Deposition	Geupel-Werte / aus UBA FG II 4.3
Grundwassergütedaten	Zuständige Landesbehörden (über LAWA-Ausschuss Grundwasser)
Tagesmittel der Abflüsse	Datenbank BfG

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

3.3.1 Diskretisierung der Datengrundlagen

Für die flächendifferenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer ist eine digitale Grundkarte des Bundeslandes eine unabdingbare Voraussetzung. Die Geometrie der digitalen Grundkarte stellt das geografische Referenzsystem für die Bearbeitung des gesamten Forschungsvorhabens dar, auf welches sowohl alle Datengrundlagen als auch alle Modellrechnungen bezogen wurden.

Grundvoraussetzung für die Anwendung der Modelle mGROWA, DENUZ, WEKU und MEPhos ist eine Umwandlung der auf Vektoren basierten Eingangsdaten in Rasterdaten und eine Vereinheitlichung der Rasterweite aller Datensätze. Bei der Diskretisierung der Datensätze wurden folgende Randbedingungen beachtet:

- Die Modellierung erfolgte unter Verwendung möglichst hochaufgelöster, flächendeckend vorliegender digitaler Daten.
- Die hochaufgelösten Daten mussten rationell verarbeitet werden können.
- Der unvermeidliche Informationsverlust, der bei der Transformation von Vektordaten in das für die Modellierung erforderliche Rasterformat auftritt, wurde möglichst geringgehalten.
- Es musste sichergestellt sein, dass das statistische Verhalten der Datensätze trotz des Verlustes an räumlicher Information unverändert blieb.

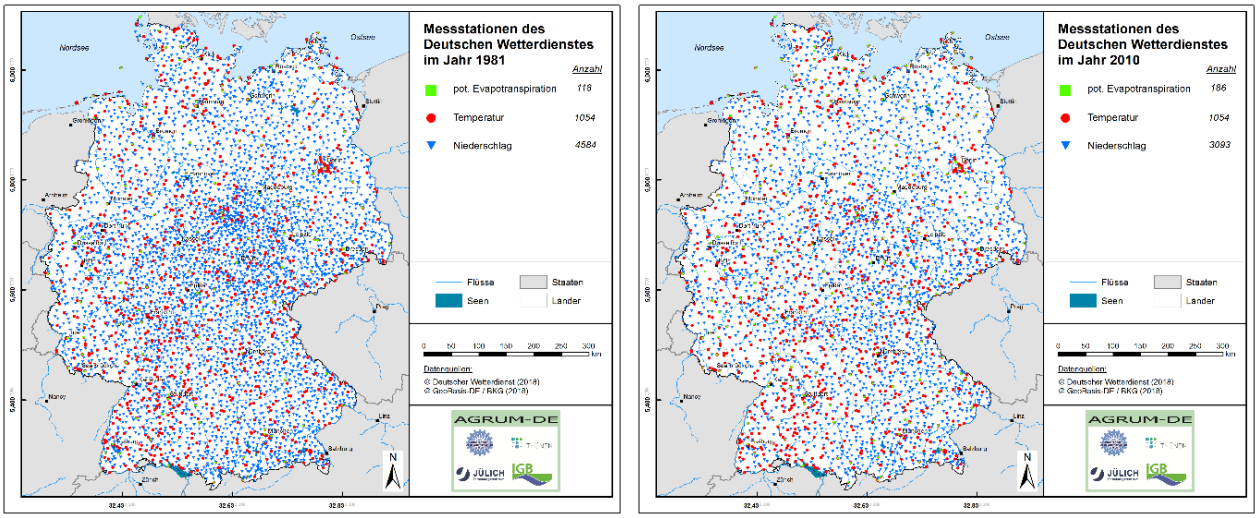
In Dörhöfer et al. (2001) wurde am Beispiel des Attributs „Bodentyp“ der Bodenkarte Niedersachsens im Maßstab 1:50.000 (BK 50) untersucht, wie sich unterschiedliche Rasterungen (50 bis 1.000 m) auf den Informationsgehalt von nominal skalierten Vektordaten auswirken. Der zu überprüfende Informationsgehalt wurde über die Kriterien „Diversität der Bodentyp-Klassen“ und „Abweichungen von der primären Flächengröße pro Bodentyp-Klasse“ definiert. Die Untersuchung zeigte, dass bei Rasterweiten von 1.000 m und 500 m nicht alle Bodentypklassen in dem Rasterdatensatz repräsentiert werden. Bei einer Rasterung von 250 m blieben zwar alle Bodentypklassen erhalten, jedoch traten Abweichungen der Flächengrößen von bis 30 % auf. Bei der 50 m und 100 m Auflösung waren die Abweichungen geringer und lagen zudem in der gleichen Größenordnung (max. 5 %).

Da Rasterweiten unter 100 m den Informationsverlust von Karten im Maßstab 1:50.000 nur unwesentlich verringern, dafür den Rechenaufwand aber überproportional erhöhen, wurde ein 100 m-Raster als optimal für die Modellanalysen angesehen. Somit wurde die Landesfläche von Deutschland in ca. 35,7 Mio. individuelle Rasterzellen unterteilt, auf die jede Modelleingabegröße bzw. jede Modellrechnung bezogen wurde. Als einheitliche Geokodierung wurde die UTM-Abbildung in der 32. Zone ohne führende Zonenangabe im Rechtswert mit Ellipsoid GRS80 und Datum ETRS89 verwendet.

3.3.2 Klimatische Datengrundlagen

Für die landesweite Modellierung der Wasserhaushaltsgrößen mit dem mGROWA-Modell wurden die best-verfügbaren Niederschlags- und Klimadaten des Climate Data Center (CDC) (ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/) des Deutschen Wetterdienstes (DWD) der Periode 1981–2010 berücksichtigt. Hierbei handelte es sich zum einen um Rasterdatensätze, die in einer räumlichen Auflösung von 1.000 m × 1.000 m und einer Zeitauflösung von Monaten verfügbar waren. Zum anderen wurden die in täglicher Auflösung vorliegenden Stationsdaten der Periode 1981–2010 berücksichtigt. Hierbei zeigte sich, dass weder die Gesamtzahl der berücksichtigten Stationsdaten noch die geografische Lage der Stationen in der Periode 1981–2010 als konstant zu betrachten sind (vgl. Karte 18).

Karte 18: In täglicher Auflösung vorliegende Stationsdaten für die Klimaparameter Niederschlag, Temperatur und potenzielle Verdunstung für das Jahr 1981 (links) und das Jahr 2010 (rechts) des Climate Data Center (CDC)



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Hierdurch bedingt weisen die auf dieser Grundlage erzeugten Datensätze untereinander leichte Inkonsistenzen auf. Während bei den Niederschlagsdaten die Belegungsdichte von 4.585 Stationen im Jahr 1981 (vgl. Karte 18, links) auf 3.093 Stationen im Jahr 2010 (vgl. Karte 18, rechts) abnahm, so nahm die Anzahl der Stationen, für die eine potenzielle Verdunstung berechnet wurde, von 118 im Jahr 1981 auf 186 im Jahre 2010 zu. Zwar ist die Gesamtzahl der Stationen mit Temperaturmessungen mit 1.054 unverändert geblieben, jedoch hat sich die räumliche Lage der Stationen zum Teil geändert.

3.3.2.1 Niederschlagshöhe

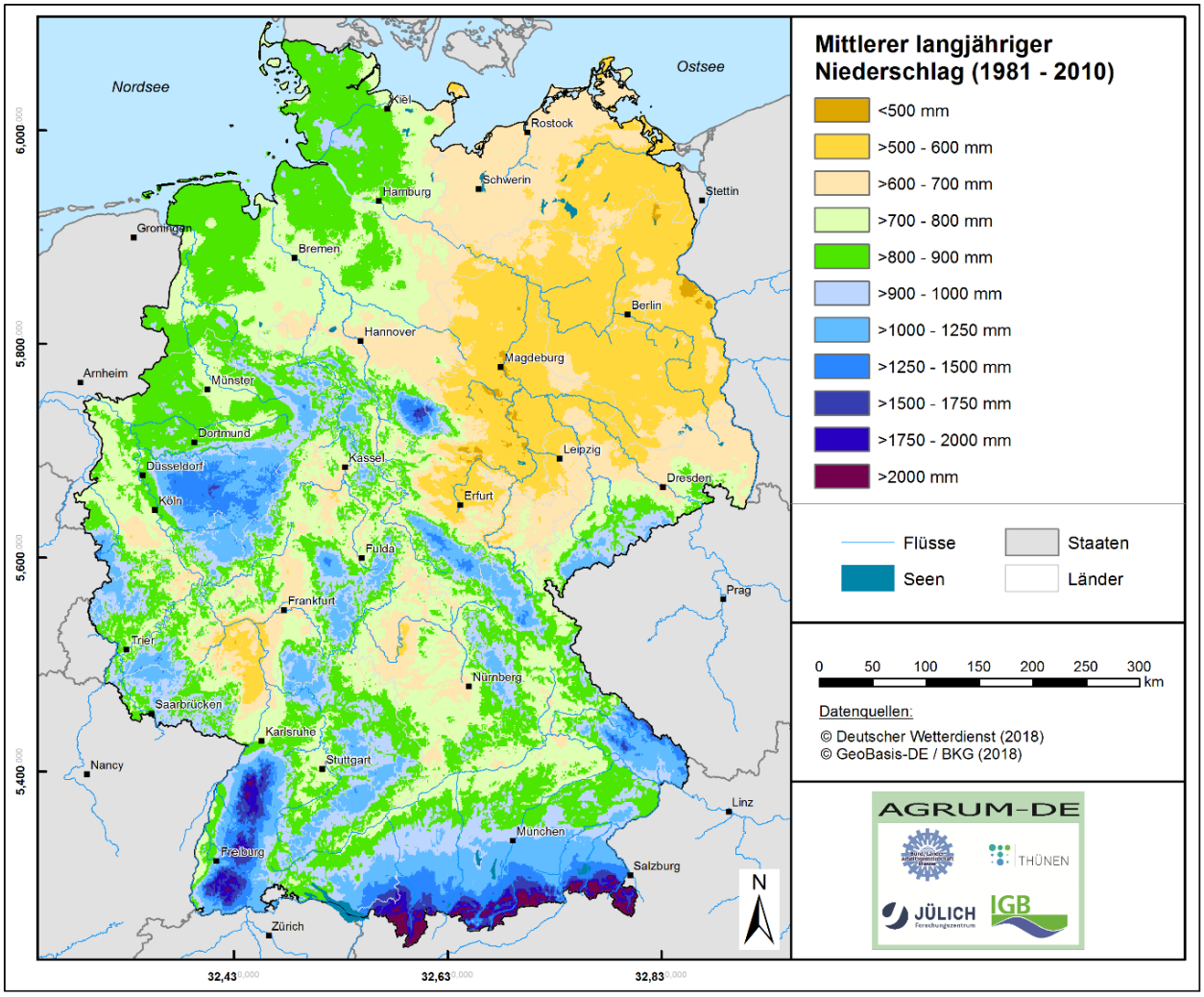
Um aus den oben beschriebenen Datensätzen die für die mGROWA-Modellierung notwendigen Niederschlagsfelder in Tagesschritten und in einer räumlichen Auflösung von 100 m × 100 m abzuleiten, wurden die in monatlicher Auflösung vorliegenden Rasterdatensätze bei der Regionalisierung zeitlich (auf Tageswerte)

und räumlich (auf 100 m × 100 m-Raster) disaggregiert. Die Beobachtungen an den Niederschlagsstationen wurden hierbei als Stützstellen genutzt. Karte 19 zeigt die zu Übersichtszwecken aus den regionalisierten Niederschlagsfeldern in täglicher Auflösung abgeleitete mittlere jährliche Niederschlagshöhe der Periode 1981–2010.

Die im Vergleich zum Umland wetterexponierten Kammlagen der Mittelgebirge (Harz, Rheinisches Schiefergebirge, Thüringer Wald, Erzgebirge, Odenwald, Schwarzwald und Bayrischer Wald) und der Alpen beeinflussen die Niederschlagsverteilung maßgeblich. Der Luv-Effekt, also die Hebung von Luftmassen aufgrund der morphologischen Gegebenheiten, macht sich dort deutlich bemerkbar. Infolge der überwiegend von Südwesten bis Nordwesten einfließenden Meeresluft kommt es dort zu Steigungsregen von mehr als 1.000 mm/a, der in den Alpen bis auf über 2.000 mm/a ansteigen kann und sich bis ins Alpenvorland hinein bemerkbar macht, wo Niederschlagshöhen zwischen 1.500 mm/a und 2.000 mm/a auftreten können. In der gleichen Größenordnung liegen die Niederschlagshöhen in Teilen des Schwarzwalds.

Von West nach Ost nehmen die Niederschläge im Allgemeinen deutlich ab und liegen in weiten Teilen der östlichen Bundesländer großräumig zwischen nur noch 500 mm/a und 600 mm/a. In den westlichen Bundesländern treten Niederschläge von weniger als 600 mm/a nur in Beckenlandschaften auf, die im Regenschatten der Mittelgebirge liegen, wie z. B. im nördlichen Oberrheintiefland, dem Südteil der Köln-Aachener Bucht und in Franken. In den übrigen Landesteilen liegen die mittleren jährlichen Niederschlagshöhen relativ gleichförmig zwischen 600 und 900 mm/a, wobei hier ein Nord-Südgradient auftritt. Mit zunehmender Entfernung von Nord- und Ostsee nehmen die Niederschläge hierbei ab.

Karte 19: Mittlere Jahresniederschlagshöhen für die Periode 1981–2010



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

3.3.2.2 Potenzielle Verdunstung

Aufgrund des sehr hohen Messaufwandes werden zur Ermittlung der Verdunstung in der Regel Modelle genutzt, welche es ermöglichen, die Verdunstung aus leichter zugänglichen Messgrößen zu berechnen. Das bekannteste Modell ist die Penman-Monteith-Beziehung (Allen et al., 1998). Die potenzielle Verdunstung (ET_0) ist jene Verdunstung, die sich allein aus den meteorologischen Daten ergibt. Um hierbei eine einheitliche Berechnung zu ermöglichen, müssen die übrigen Randbedingungen (Vegetation, Landnutzung und Bodeneigenschaften) vorher definiert sein.

Von der FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) wird als international einheitlicher Standard die Gras-Referenzverdunstung empfohlen, welche auf der Penman-Monteith-Beziehung basiert (ATV-DVWK, 2002). Hierbei wurden folgende Randbedingungen festgelegt: das ganze Jahr über Grasbedeckung (12 cm Höhe) mit festen Verdunstungswiderständen, kein Trockenstress (mindestens ca. 50 % der nutzbaren Feldkapazität) und eine Albedo der Oberfläche von 0,23.

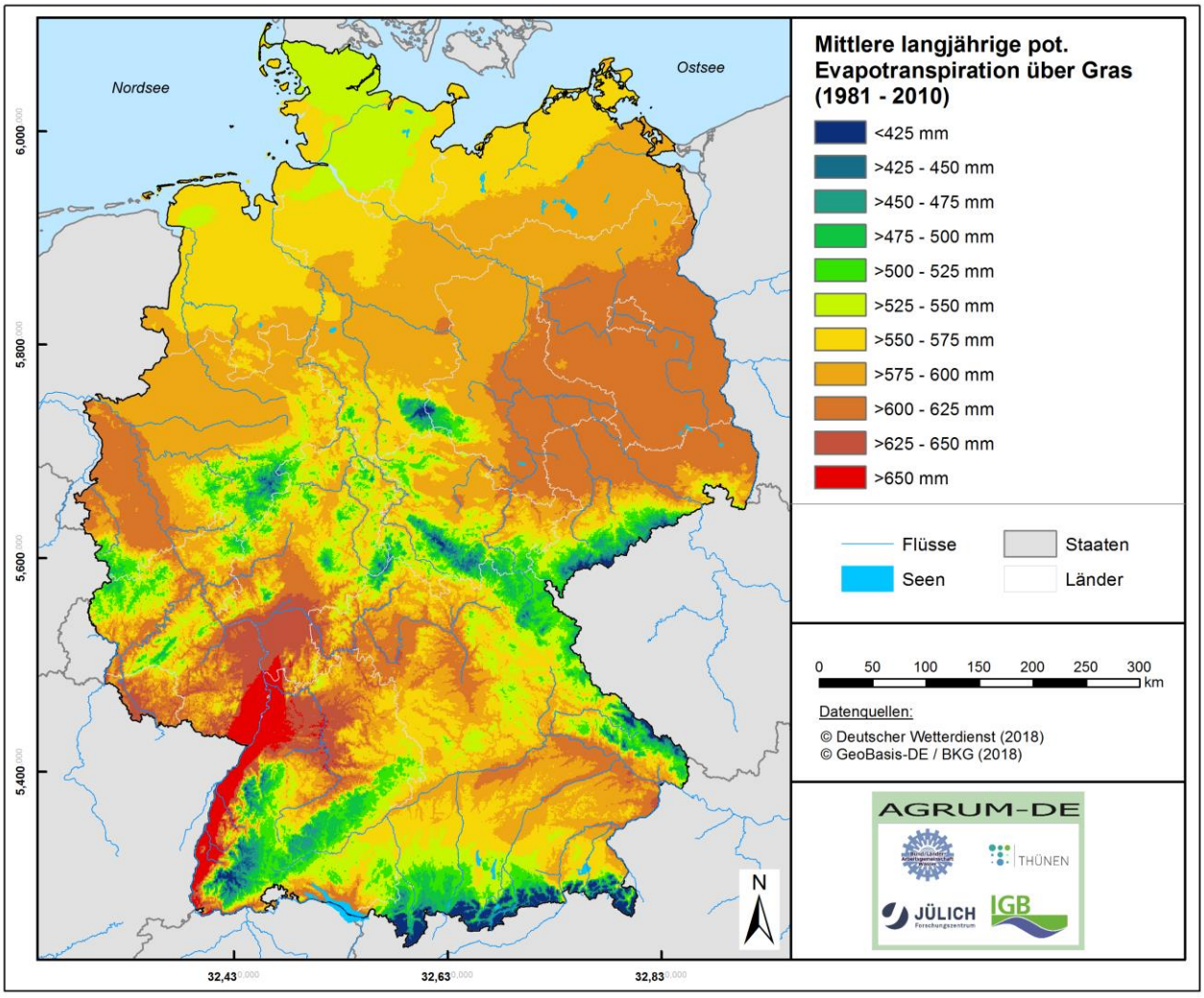
Ähnlich wie für die Niederschlagsdaten (siehe Kapitel 3.3.2.1) wurden auch bei der potenziellen Verdunstung Datensätze des DWD der hydrologischen Periode 1981–2010 genutzt. Die Rasterdaten lagen in einer räumlichen

Auflösung von 1.000 m × 1.000 m und einer Zeitauflösung von Monaten vor. Die potenzielle Verdunstung wurde vom DWD mit dem Wendling-Verfahren (Wendling et al., 1991) ermittelt.

Um aus diesen Datensätzen die für die mGROWA-Modellierung notwendigen potenziellen Verdunstungsfelder in Tagesschritten und in einer räumlichen Auflösung von 100 m × 100 m landesweit abzuleiten, wurden die in monatlicher Auflösung vorliegenden Rasterdatensätze bei der Regionalisierung zeitlich (auf Tageswerte) und räumlich (auf 100 m × 100 m-Raster) disaggregiert. Die Beobachtungen an den Klimamessstationen wurden hierbei als Stützstellen für die Erzeugung der regionalisierten Felder der potenziellen Verdunstung in täglicher Auflösung genutzt.

Die potenzielle Verdunstung ist abhängig von verschiedenen meteorologischen Randbedingungen (z. B. Temperatur, Luftfeuchte, Strahlung etc.), die wiederum höhenabhängig sind. Somit wird die räumliche Struktur der Verteilung der potenziellen Verdunstung im Allgemeinen stark von den morphologischen Gegebenheiten geprägt. Die in Karte 20 dargestellte potenzielle Verdunstungshöhe zeigt somit für die schwach reliefierten Regionen nördlich der Mittelgebirge eine graduelle, vor allem temperaturbedingte Zunahme nach Süden.

Karte 20: Mittlere potenzielle Verdunstungshöhe für die Periode 1981–2010



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Ausgehend vom Norden Schleswig-Holsteins mit Werten von weniger als 550 mm/a steigt die potenzielle Verdunstung dabei bis zur Mittelgebirgsschwelle an. In den Bördelandschaften der Köln-Aachener Bucht, der Magdeburger Börde und der Leipziger Tieflandsbucht steigt die potenzielle Verdunstung auf großräumig mehr

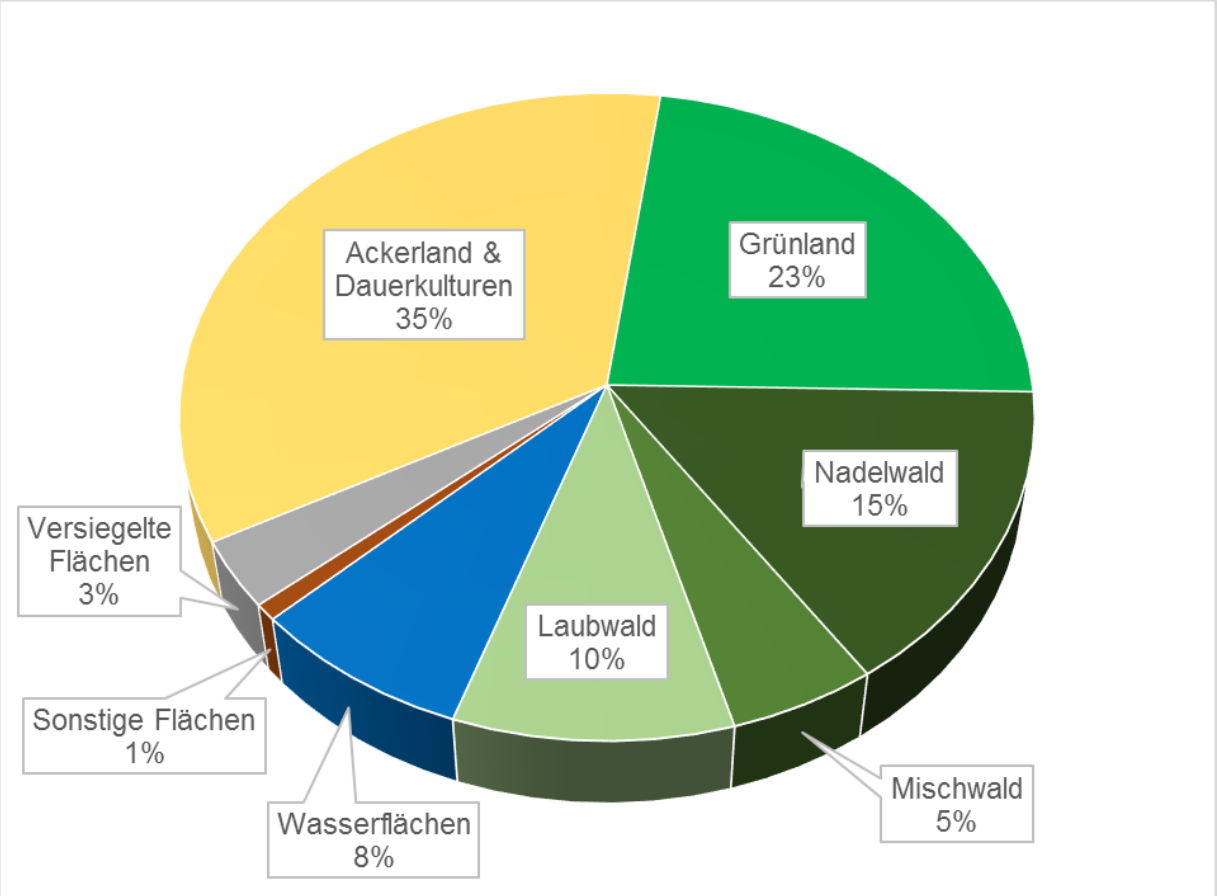
als 625 mm/a an. In der gleichen Größenordnung liegen die potenziellen Verdunstungshöhen südlich des Oder-Havel-Kanals und in der Lausitz.

In den Mittelgebirgsregionen zeigt die potenzielle Verdunstung dagegen kleinräumige Variationen zwischen den Höhen- und den Tallagen. In den Kammlagen der Mittelgebirge (Rheinisches Schiefergebirge, Harz, Thüringer Wald, Erzgebirge, Schwarzwald, Schwäbisch-Fränkische Alb, Bayerischer Wald) und der Alpen liegen die Werte bei weniger als 525 mm/a. In den Talbereichen der größeren Flüsse (Mosel, Rhein, Donau, Main) werden dagegen Werte von über 575 mm/a erreicht. Im Oberrheingebiet und in Rheinhessen erreichen die potenziellen Verdunstungshöhen 650 mm/a und mehr.

3.3.3 Daten zur Landbedeckung

Grundlage von Karte 21 ist das bundesweit einheitlich vorliegende digitale Landbedeckungsmodell für Deutschland „LBM-DE2015“ (BKG, 2018). Das LBM-DE beschreibt die topografischen Objekte der Landschaft im Vektorformat unter dem Aspekt der Landbedeckung (LB) und Landnutzung (LN). Es handelt sich um ein überlagerungsfrei vereinfachtes ATKIS® Basis-DLM mit einem LB- und LN-Klassensystem analog zum CORINE-Klassensystem. Mit dem LBM-DE stehen damit attributierte Landbedeckungsinformationen mit hoher Lagegenauigkeit und geringer Generalisierung bundesweit zur Verfügung, die sich gerade bei der Modellierung von Nährstoffströmen positiv bemerkbar machen. Abbildung 6 und Karte 21 zeigen die Häufigkeitsverteilung und räumliche Verteilung der Landbedeckungstypen in Deutschland nach LBM-DE 2015.

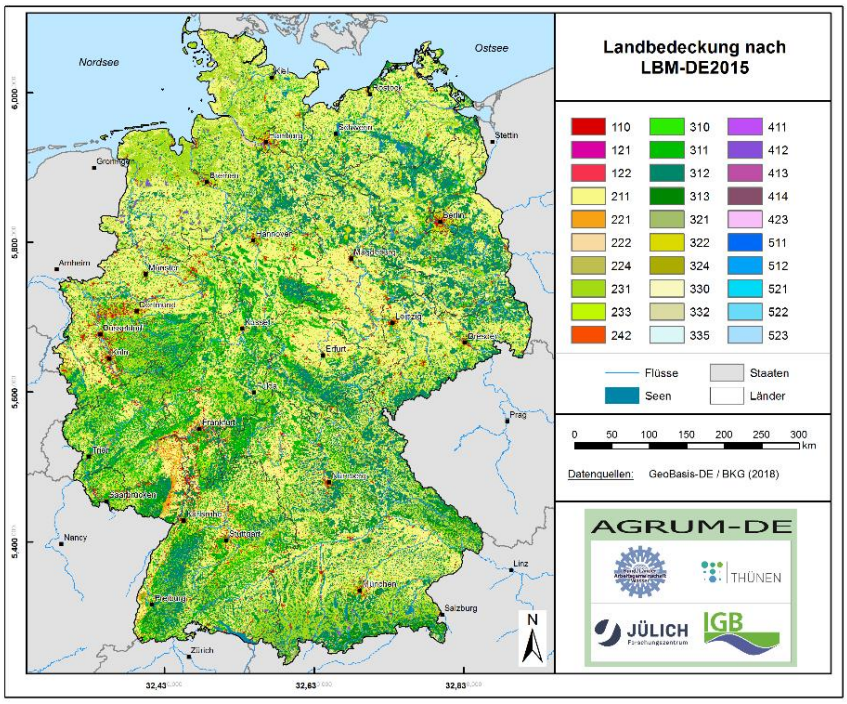
Abbildung 6: Häufigkeitsverteilung der Landbedeckungsgruppen für Deutschland nach LBM-DE2015



Anm: Für die Berechnung der Flächenanteile wurden die Landbedeckungsklassen (LB) des LBM-DE2015 aggregiert (z.B. „versiegelt“ LB={110, 121, 122, 242}). Durch rasterbasierte Berechnung der Flächenanteile kommt es zu leichten Abweichungen zum originalen Polygon-Datensatz. Das LBM-DE2015 enthält die Gesamtfläche Deutschlands inkl. deutscher Meeresfläche.

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Karte 21: Landbedeckungskategorien nach digitalem Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE2015



A	Bebauung	B110
	Anlagen	B121
	Versiegelte gebäudelose Flächen	B122
	Mischflächen (regelmäßige Struktur)	B242
B	Ackerland	B211
	Weinbau	B221
	Obst- und Beerenobst	B222
	Hopfen	B224
C	homogenes Grünland	B231
	inhomogenes Grünland	B321
	Grasland mit Bäumen (< 50%)	B233
D	Zwergsträucher (Heide)	B322
	Büsche, Sträucher	B324
	Aufforstung	B310
	Laubbäume	B311
	Nadelbäume	B312
	Nadel- und Laubbäume	B313
E	Sand, Steine, Erde	B330
	Fels	B332
	Brandfläche	B334
	Schnee (permanent) und Eis	B335
F	Sumpf	B411
	Moor	B412
	Sumpf mit Büschen/Bäumen < 50%	B413
	Moor mit Büschen/Bäumen < 50%	B414
G	Watt	B423
	Wasserlauf	B511
	Wasserfläche	B512
	Lagune	B521
	Mündungstrichter	B522
	Offenes Meer	B523

Quelle: eigene Darstellung (FZJ). Daten: BKG, 2018

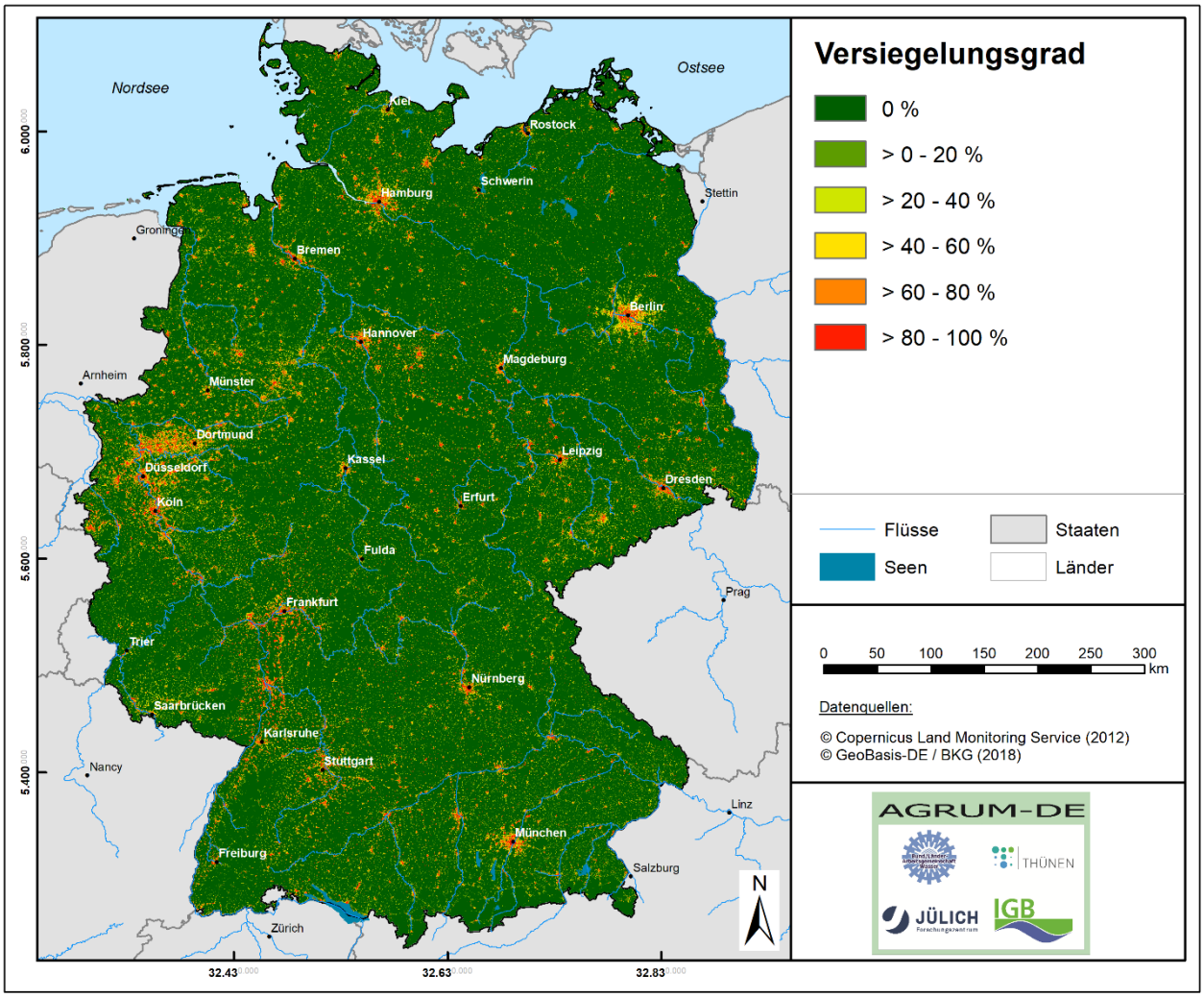
Allein drei Landbedeckungskategorien bedecken danach fast 90 % der Gesamtfläche. Der größte Anteil der Landbedeckung entfällt auf die Kategorie „Ackerland“. Mehr als 35 % des Bundesgebietes wird durch die Landbedeckungsgruppe „Ackerland und Dauerkulturen“ vertreten. Die Waldkategorien „Laubwald“, „Nadelwald“ und „Mischwald“ nehmen zusammen mit 30 % den zweitgrößten Anteil an der Landbedeckung ein. Diese Landbedeckungsgruppe konzentriert sich auf die Mittelgebirge. Die Landbedeckungskategorie „Grünland“ tritt demgegenüber mit ca. 23 % zurück und ist vor allem in der Nordseeküstenregion und im Alpenvorland sowie in den Mittelgebirgen verbreitet. Wasserflächen nehmen vor allem wegen der Nord- und Ostsee einen relativ hohen Anteil von 8 % ein. Die übrigen Flächen sind vegetationslos, Sumpf- oder Moorgebiete.

Für die Wasserhaushaltsmodellierung mit dem Modell mGROWA und die Nährstoffmodellierung mit den Modellen DENUZ/WEKU und MEPhos wird ein Rasterdatensatz benötigt, der sowohl die Bodenbedeckung als auch die Landbewirtschaftung widerspiegelt. Für die Modellierungen wurde grundsätzlich die Landbedeckung des Datensatzes LBM-DE2015 zugrunde gelegt. Die räumliche Verteilung der N-Überschüsse basiert unabhängig hiervon auf dem InVeKoS-Datensatz und wurde direkt vom Thünen-Institut übernommen.

Deutschland weist mit ca. 83 Mio. Einwohner*innen eine Bevölkerungsdichte von ca. 232 Einwohner*innen pro km^2 auf. Versiegelte Flächen nehmen ca. 3 % der Gesamtfläche ein. Siedlungsflächen reduzieren das Wasserspeichervermögen und die Verdunstung der Landoberfläche. So können versiegelte Oberflächen maximal 1 mm Niederschlagswasser pro Tag speichern und verdunsten. Überschüssiges Niederschlagswasser bildet den Abfluss von versiegelten Flächen, der entweder indirekt infiltriert oder als urbaner Direktabfluss abgeführt wird.

Eine realitätsnahe Aufteilung des Abflusses von versiegelten Flächen kann anhand des Versiegelungsgrades der Landoberfläche vorgenommen werden. Je höher der Versiegelungsgrad ist, desto höher ist der urbane Direktabfluss und desto geringer der Abfluss von versiegelten Flächen, der indirekt infiltriert. Als Datenquelle zur Ableitung des Versiegelungsgrades wurde ein Datensatz der European Environmental Agency (20 m × 20 m) genutzt (vgl. Karte 22).

Karte 22: Versiegelungsgrad der Landoberfläche nach European Environmental Agency



Quelle: eigene Darstellung (FZJ). Daten: European Environmental Agency

Wie Karte 22 zeigt, liegt der Versiegelungsgrad in größeren Siedlungsgebieten häufig zwischen 40 % und 80 %. Für die mGROWA-Modellierung bedeutet dies, dass in Siedlungsgebieten 40–80 % des Abflusses als urbaner Direktabfluss abgeführt werden, während spiegelbildlich zwischen 20 % und 60 % indirekt in den Boden infiltrieren.

3.3.4 Bodenkundliche Datengrundlagen

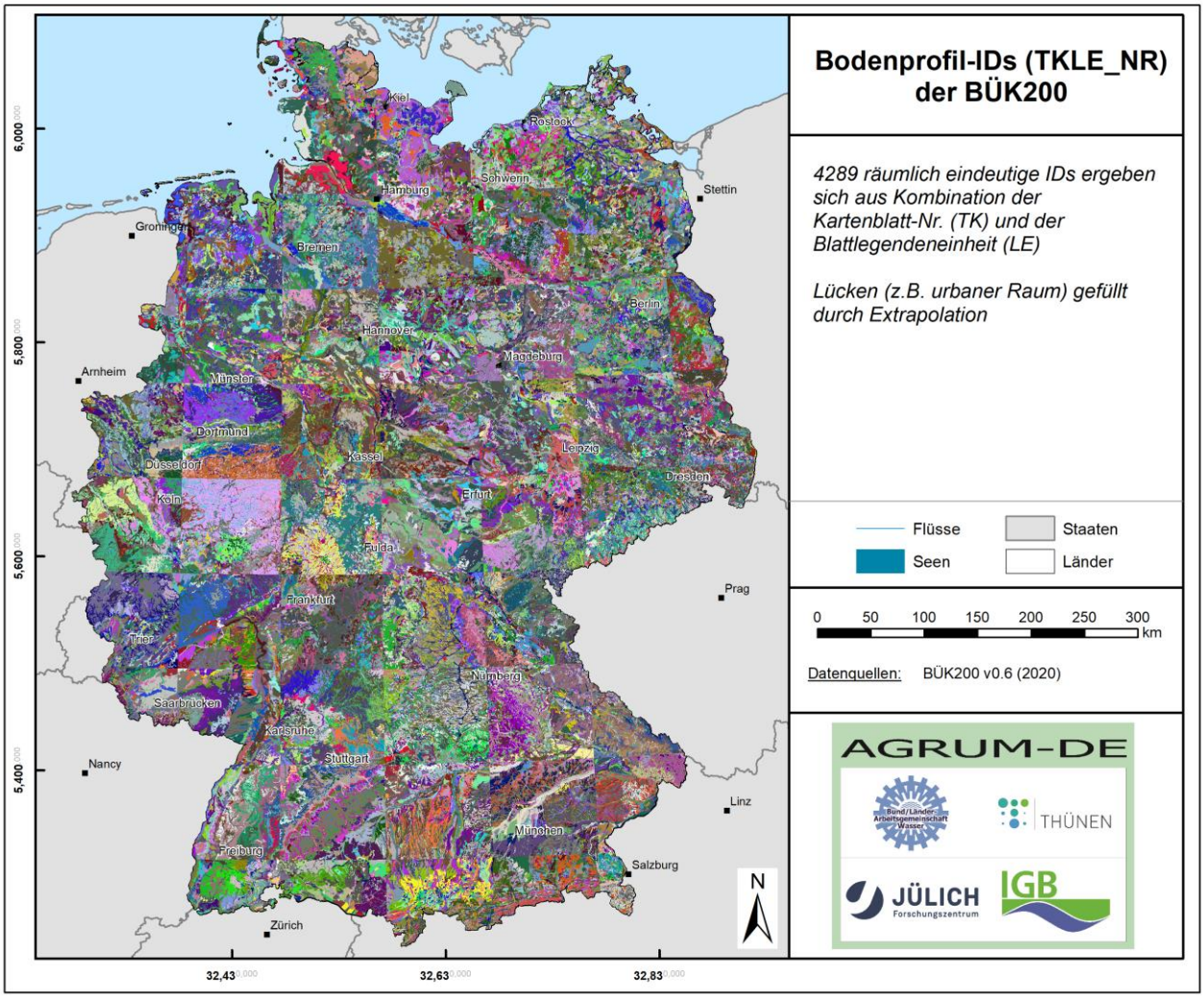
Die Arbeiten im Projekt AGRUM-DE starteten basierend auf der Bodenübersichtskarte von Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (BÜK1000). Diese Karte liegt bundesweit flächendeckend vor und wurde als gesamtes Kartenwerk einheitlich digital mit Bezügen zu den Hauptnutzungsarten Acker, Grünland und Wald aufbereitet. In der BÜK1000 sind ca. 18.600 Einzelpolygone ausgewiesen, was umgelegt auf die Gesamtfläche Deutschlands (ca. 358.000 km^2) einer mittleren Polygongröße von ca. 19 km^2 entspricht.

Bei den ersten Modellrechnungen stellte sich heraus, dass die geringe räumliche Auflösung der Einzelpolygone der BÜK1000 nicht ausreicht, um die Modellierungen zum Wasserhaushalt bzw. zum N- und P-Austrag aus dem Boden in dem erforderlichen Detaillierungsgrad durchzuführen. Begleitböden, die kleinflächig mit einem Leitboden vergesellschaftet auftreten, sind in der BÜK1000 maßstabsbedingt häufig nicht ausgewiesen. Vor allem semiterrestrische Böden und Moore sind hiervon betroffen. Als Folge hiervon entstehen für diese

Standorte regionale Unschärfen, z. B. bei der Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Boden und der Ausweisung von dränierten Flächen, die sich bei allen Modellergebnissen zum Wasserhaushalt und zur Nitratkonzentration im Sickerwasser fortsetzen.

Aus diesen Gründen wurde im Nachgang zur 3. Sitzung des Projektbeirates AGRUM-DE beschlossen, die Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK200) als bodenkundliche Datengrundlage für die weiteren Modellierungen im AGRUM-DE-Projekt zu verwenden (vgl. Karte 23).

Karte 23: Einzelpolygone der Bodenübersichtskarte BÜK200



Anm.: Aus Gründen der Darstellbarkeit wurde auf eine Legende verzichtet.

Quelle: eigene Darstellung (FZJ). Daten: BÜK200

In der für die in AGRUM-DE durchgeführten Arbeiten verfügbaren Ausbaustufe der BÜK200 (Version 0.6) sind 4.289 Bodenprofile mit 18.102 Bodenhorizonten ausgewiesen. Der Blick auf Karte 23 zeigt, dass die BÜK200 bisweilen noch aus einzelnen Blattschnitten besteht, die im Rahmen dieses Projektes zusammengeführt worden sind. Dieses weist darauf hin, dass es an Blattschnittgrenzen noch bundesweiter Harmonisierungen im Hinblick auf die Bodenprofil-IDs bedarf. Die unterschiedlichen IDs haben jedoch keinen bemerkbaren Einfluss auf die Parametrisierung. Die in Karte 24 bis Karte 28 dargestellten Bodenparameter sind auf den oben aufgeführten Bearbeitungsstand der BÜK200 bezogen.

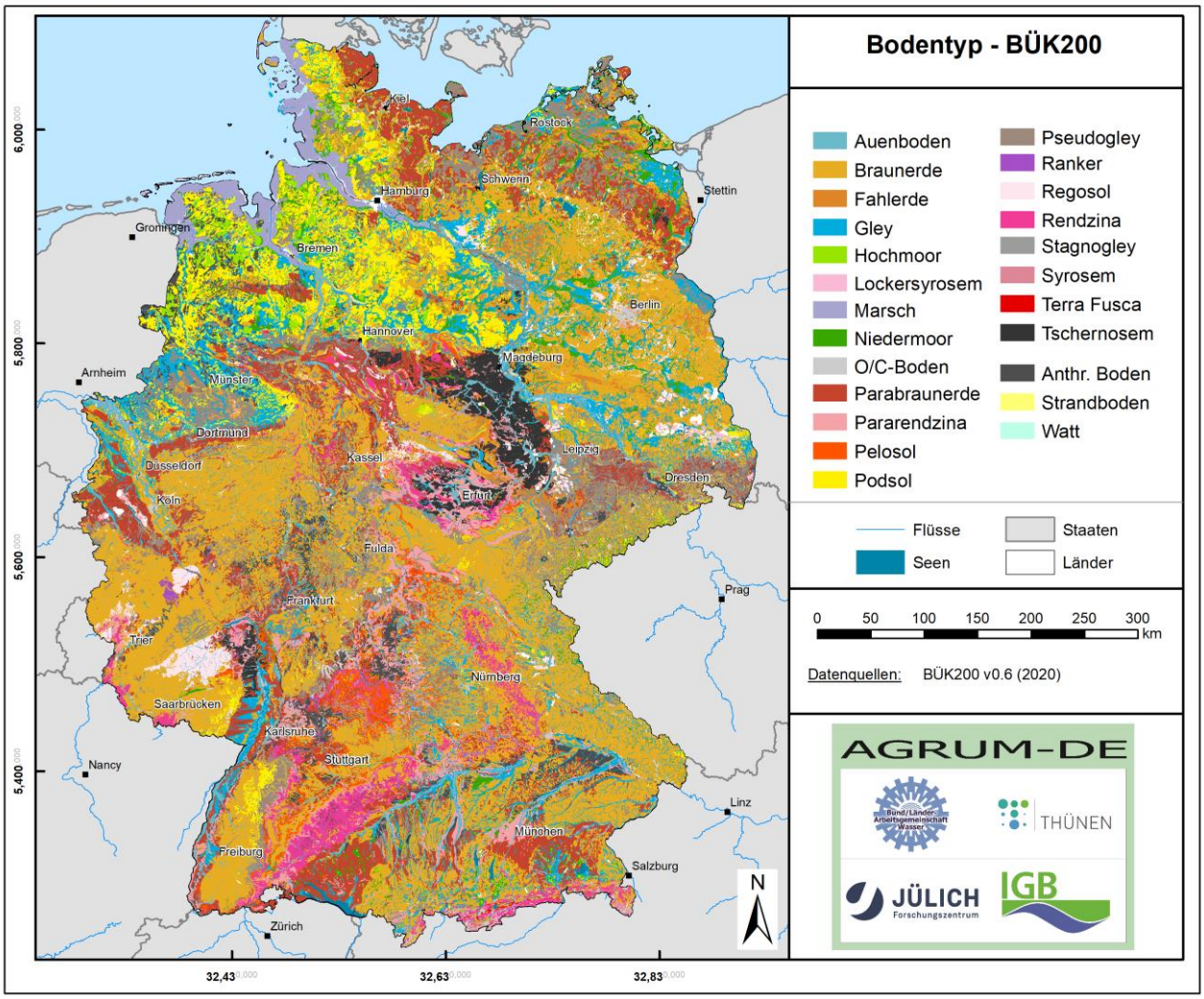
Die generell höhere räumliche Auflösung der Einzelpolygone der BÜK200 führt dazu, dass der Einfluss des Bodens auf den Wasserhaushalt bzw. auf den N- und P-Austrag bei der AGRUM-DE-Modellierung differenzierter

abgebildet werden konnte als basierend auf den Geometrien der BÜK1000. Dies darf jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, dass erst mit einer Umstellung der Modellierung auf die auf Landesebene vorliegenden, räumlich höher aufgelösten Bodendaten, z. B. im Maßstab 1:50.000, ein Differenzierungsgrad erreicht werden kann, der mit den Modellierungen auf Landesebene vergleichbar ist.

3.3.4.1 Bodentyp

Ein Bodentyp kennzeichnet Böden mit einem gleichen Entwicklungszustand und damit weitgehend übereinstimmenden Merkmalen und ähnlichen Bodenhorizonten bzw. Horizont-Kombinationen. Gleiche Bodentypen bilden sich aber nicht notwendigerweise nur auf dem gleichen Ausgangsgestein aus. Zusätzliche Einflussfaktoren sind Relief bzw. topografische Lage, Klima, Bewuchs und die Entwicklungszeit. Namensgebend sind auffällige Bodenmerkmale, z. B. Farbe (Schwarzerde, Braunerde) oder ihre Verbreitung in einer bestimmten Landschaft (Marsch, Moor, Aue etc.). Karte 24 zeigt eine Übersicht über die Verbreitung der in der BÜK200 ausgewiesenen Bodentypen in Deutschland.

Karte 24: Leitbodentypen der BÜK200



Quelle: eigene Darstellung (FZJ). Daten: BÜK200

Wie Karte 24 zeigt, ist die Braunerde auf Silikatgesteinen im Mittelgebirge der am häufigsten auftretende Bodentyp, während sich auf Kalkgesteinen überwiegend Rendzinen ausgebildet haben. Parabraunerden sind in den Bördelandschaften nördlich der Mittelgebirge, im Alpenvorland und auf dem Nördlichen Landrücken weit

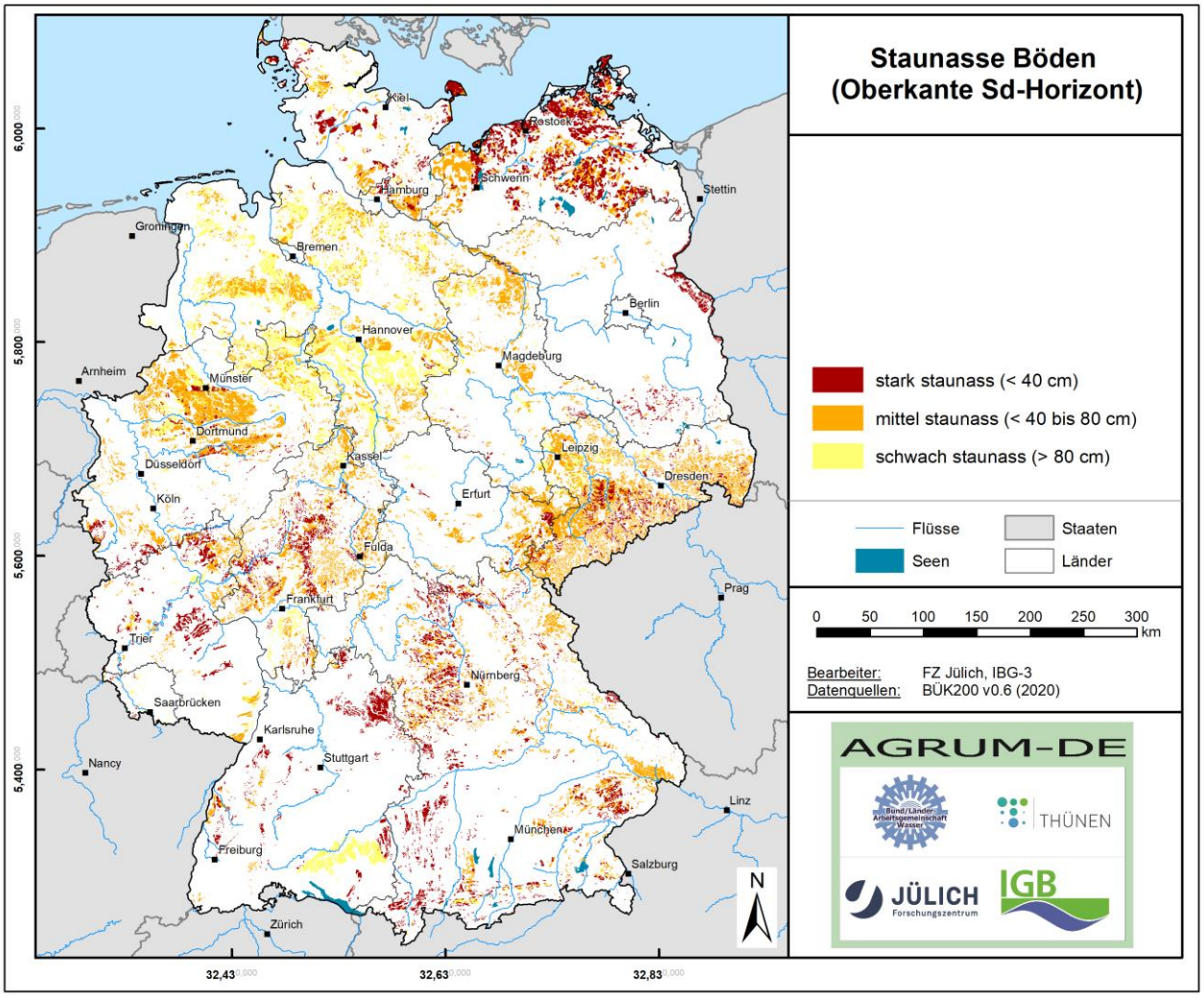
verbreitet. Im Thüringer Becken und in der Magdeburger Börde haben sich auf mergelhaltigen Ausgangsgesteinen Tschernoseme entwickelt. Im Norddeutschen Tiefland sind Podsole weit verbreitet, wechseln dort aber kleinflächig mit semiterrestrischen Böden (Gleye, Marschböden, Auböden) und Moorböden.

3.3.4.2 Staunässe

Die Staunässe beschreibt die Art und den Grad der Vernässung stau- und haftwasserbeeinflusster Böden, bezogen auf das gesamte Bodenprofil. Im mGROWA-Modell wird auf den staunässebeeinflussten Böden im Lockergesteinsbereich Zwischenabfluss berechnet, außer auf Dränageflächen (siehe Kapitel 3.3.5). Im DENUZ-Modell ist der Vernässungsgrad einer der Parameter zur Ableitung des Denitrifikationspotenzials von Böden (siehe Kapitel 4.3.5).

In der Datenbank der BÜK200 sind Staunässestufen nicht explizit ausgewiesen, weswegen die Tiefe der Oberkante der wasserstauenden Horizonte unter der Geländeoberfläche der Leitböden herangezogen wird, um die Staunässestufen zu definieren. Liegt die Oberkante des Sd-Horizonts flacher als 40 cm unter Geländeoberkante, so wird dieser als „stark staunass“, zwischen 40 und 80 cm als „mittel staunass“ und tiefer als 80 cm als „schwach staunass“ ausgewiesen. In Karte 25 sind diese aus der BÜK200 abgeleiteten Leitböden mit Staunässeeinfluss dargestellt.

Karte 25: Leitböden mit Staunässeeinfluss



Anm.: Sd-Horizont bezeichnet einen wasserstauenden Horizont der bodenkundlichen Kartieranleitung.

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Aus Karte 25 geht hervor, dass im gesamten Bundesland nicht-vernässte Böden überwiegen. Die Leitböden mit Staunässeeinfluss fallen in die Bodenkategorie der Pseudogleye; vor allem Pseudogley-Parabraunerden gehören hierzu.

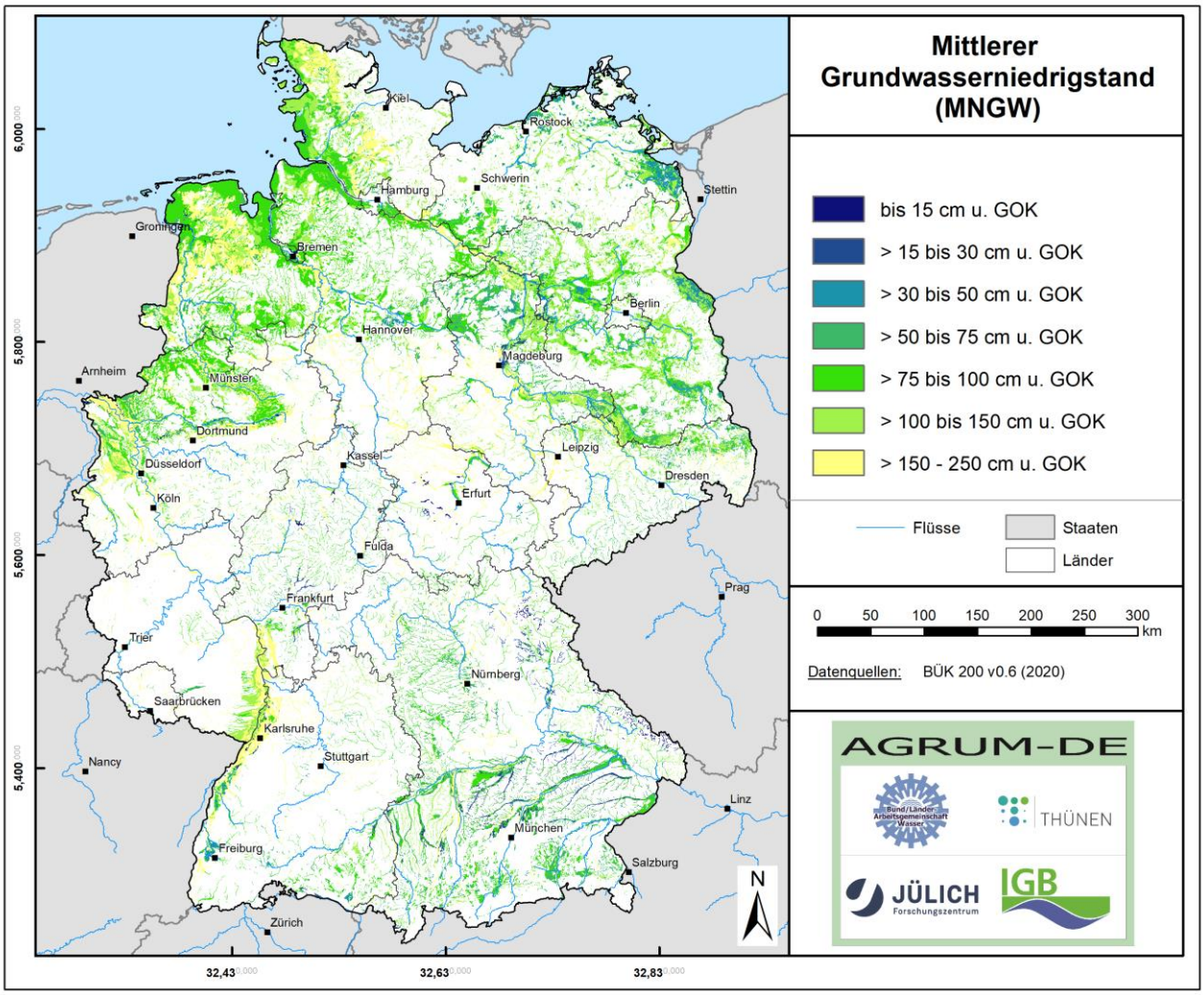
3.3.4.3 Grundwasserstand

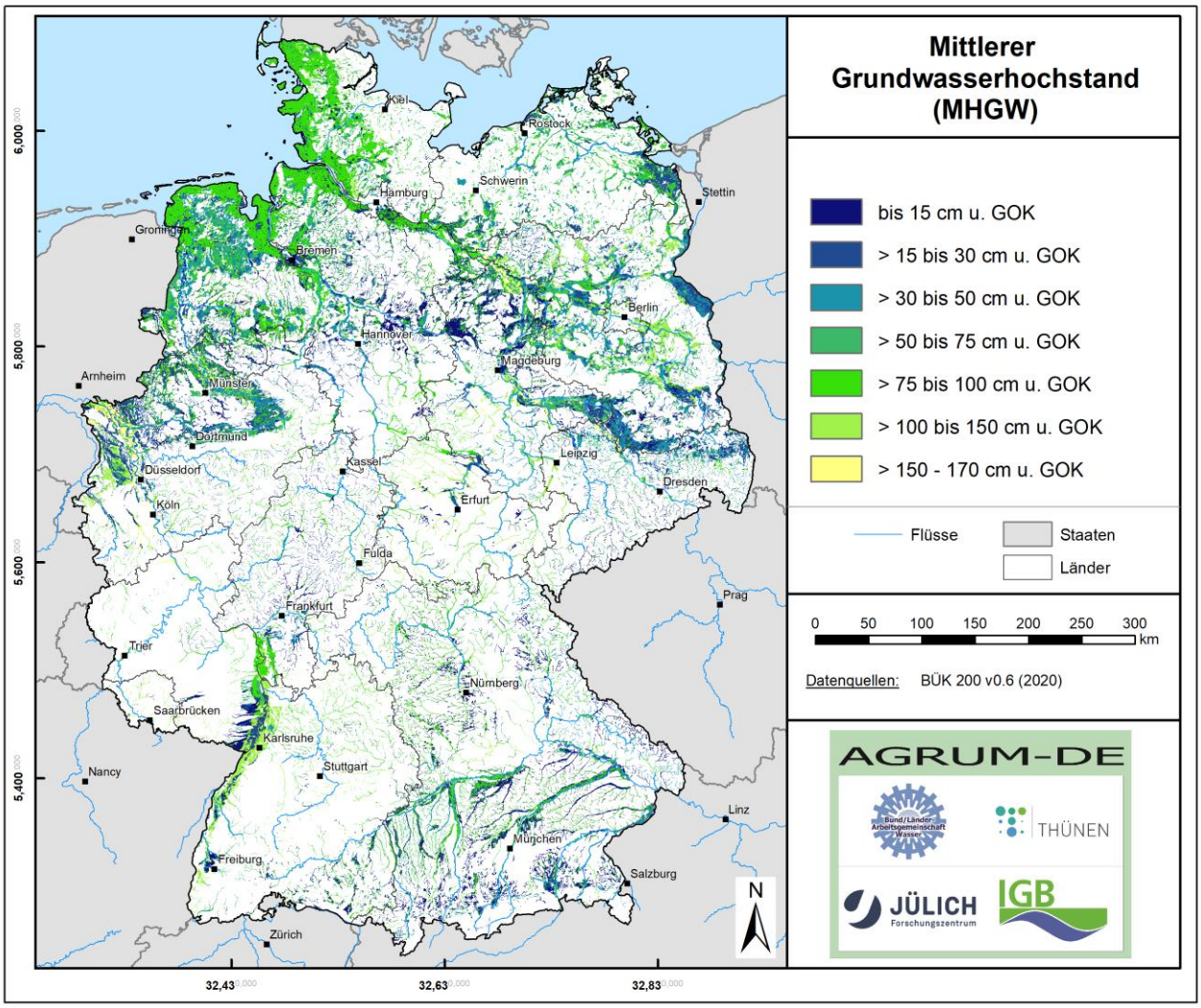
Der Grundwasserabstand ist ein wichtiger Parameter in der Modellierung des Wasserhaushalts. Das oberflächennahe Grundwasser bestimmt wesentlich die Entwicklung und Eigenschaften der Böden und damit deren Nutzungsmöglichkeit oder Meliorationsbedürftigkeit. Der Grundwasserstand schwankt im Jahresverlauf in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf, vom Bodensubstrat, von der Geländelage und der Vegetation mehr oder weniger stark. Vor allem unter Wald sind die Schwankungen nach unten sehr stark und die Nassphasen der durch Staunässe geprägten Böden kürzer als unter landwirtschaftlicher Nutzung.

Der Abstand zwischen effektiver Durchwurzelungstiefe und Grundwasseroberfläche sowie die ungesättigte Wasserleitfähigkeit und Porengrößenverteilung des Bodens in diesem Tiefenabschnitt bestimmen den kapillaren Aufstieg von Grundwasser in dem von Wurzeln erschlossenen Bodenraum und damit die Wasserreserve, die der Vegetation während trockener Witterungsperioden zusätzlich zur nutzbaren Feldkapazität bereitgestellt wird.

Die mittleren Flurabstände wurden ähnlich zu der in Kapitel 3.3.4.2 beschriebenen Vorgehensweise aus den verfügbaren bodenkundlichen Horizontdaten der BÜK200 abgeleitet. So wurden die Tiefenlagen der Oberkanten der H (Torfhorizonte)- und G (Grundwasser beeinflusster Mineralbodenhorizont der Gleye)-Horizonte als mittlere Grundwasserhochstände (MHGW) und die Gr (G-Horizont mit reduzierten Verhältnissen)-Horizonte als mittlere Grundwasserniedrigstände (MNGW) festgelegt (vgl. Karte 26) und mit der Dränkulisse nach Tetzlaff et al. (2008) (vgl. Karte 31) harmonisiert.

Karte 26: **Mittlerer Niedrigstand des Grundwassers (oben) und mittlerer Hochstand des Grundwassers (unten)**



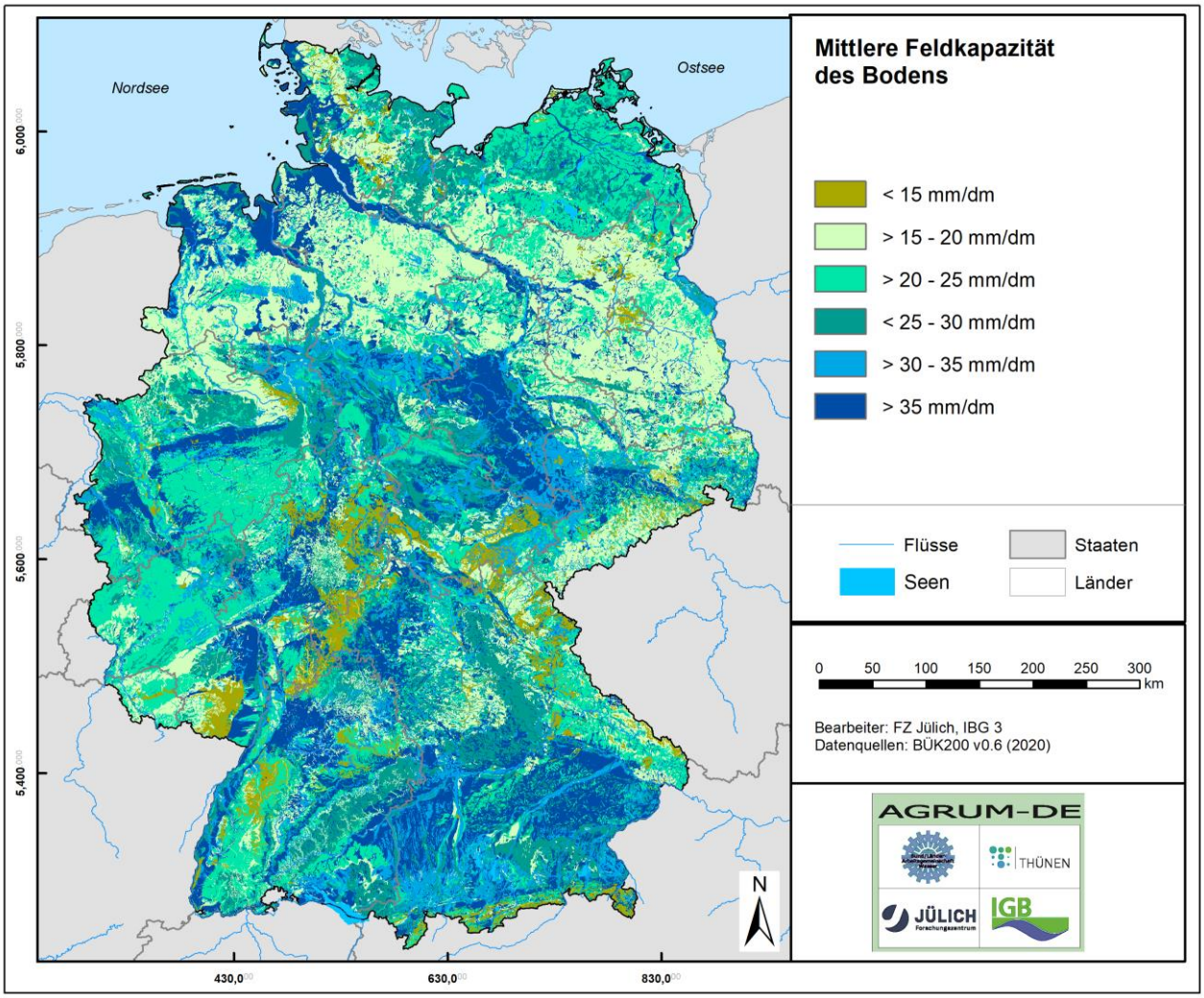


Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

3.3.4.4 Feldkapazität

Die Feldkapazität ist bei grundwasser- und staunässefreien Böden das wesentliche Maß für den Wassergehalt, der zwei bis drei Tage nach einer längeren Niederschlagsperiode gegen die Schwerkraft im Boden gehalten werden kann. Die Höhe der Feldkapazität ist in erster Linie abhängig von der Korngrößenverteilung, dem Bodengefüge sowie dem Gehalt an organischer Bodensubstanz. Feldkapazitäten der Leitböden liegen in der Horizont-Datenbank der BÜK200 nicht vor und mussten deshalb vom FZJ über Verknüpfungsregeln von Müller und Waldeck (2011) abgeleitet werden, die größtenteils auf der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden 2005) basieren. Eingangsdaten dieser Beziehung sind Bodenart, Lagerungsdichte, Torfart oder Mudde, Substanzvolumen, Zersetzungsstufe, Humusgehalt, Grobboden, Festgestein(-zersatz). Diese Daten sind in der vorliegenden Version v0.6 der BÜK200 bereits vorhanden. Karte 27 zeigt die über die Einzelhorizonte der BÜK200 gemittelten Feldkapazitäten.

Karte 27: Mittlere Feldkapazität der Böden



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Aus Karte 27 geht hervor, dass vor allem in den Moorböden des Norddeutschen Tieflands sowie in Böden mit einem hohen Gehalt an residualen bei der Kalksteinverwitterung gebildeten Tonen (z. B. Terra fusca) Feldkapazitäten über 35 mm/dm erreicht werden können. Auch in den Lößbörden nördlich der Mittelgebirge sowie generell dort, wo Böden mit einem hohen Lehm- und Schluffanteil auftreten, liegen die Feldkapazitäten bei mehr als 35 mm/dm. In den Braunerden der Mittelgebirge, die sich auf feinkörnigem Ausgangsgestein gebildet haben (Rheinisches Schiefergebirge, Harz, Schwarzwald, Thüringer Wald etc.) überwiegen dagegen Feldkapazitäten zwischen 20 und 25 mm/dm. Werte zwischen 15 und 20 mm/dm bleiben dagegen im Wesentlichen auf die Verbreitungsgebiete von Sandböden (Podsolen des Norddeutschen Tieflands, Verwitterungsböden auf Sandstein) beschränkt. Feldkapazitäten von unter 15 mm/dm sind typisch für die flachgründigen Rendzinen, die sich auf karbonat- oder gipsreichen Gesteinen bildet haben.

3.3.4.5 Nutzbare Feldkapazität

Die nutzbare Feldkapazität ist bei grundwasser- und staunässefreien Böden das wesentliche Maß für den Wassergehalt eines Bodens, der von den Pflanzen genutzt werden kann. Sie hat damit großen Einfluss auf die Bodenfruchtbarkeit und die Ertragssicherheit von Standorten für die landwirtschaftliche Produktion. Im Hinblick

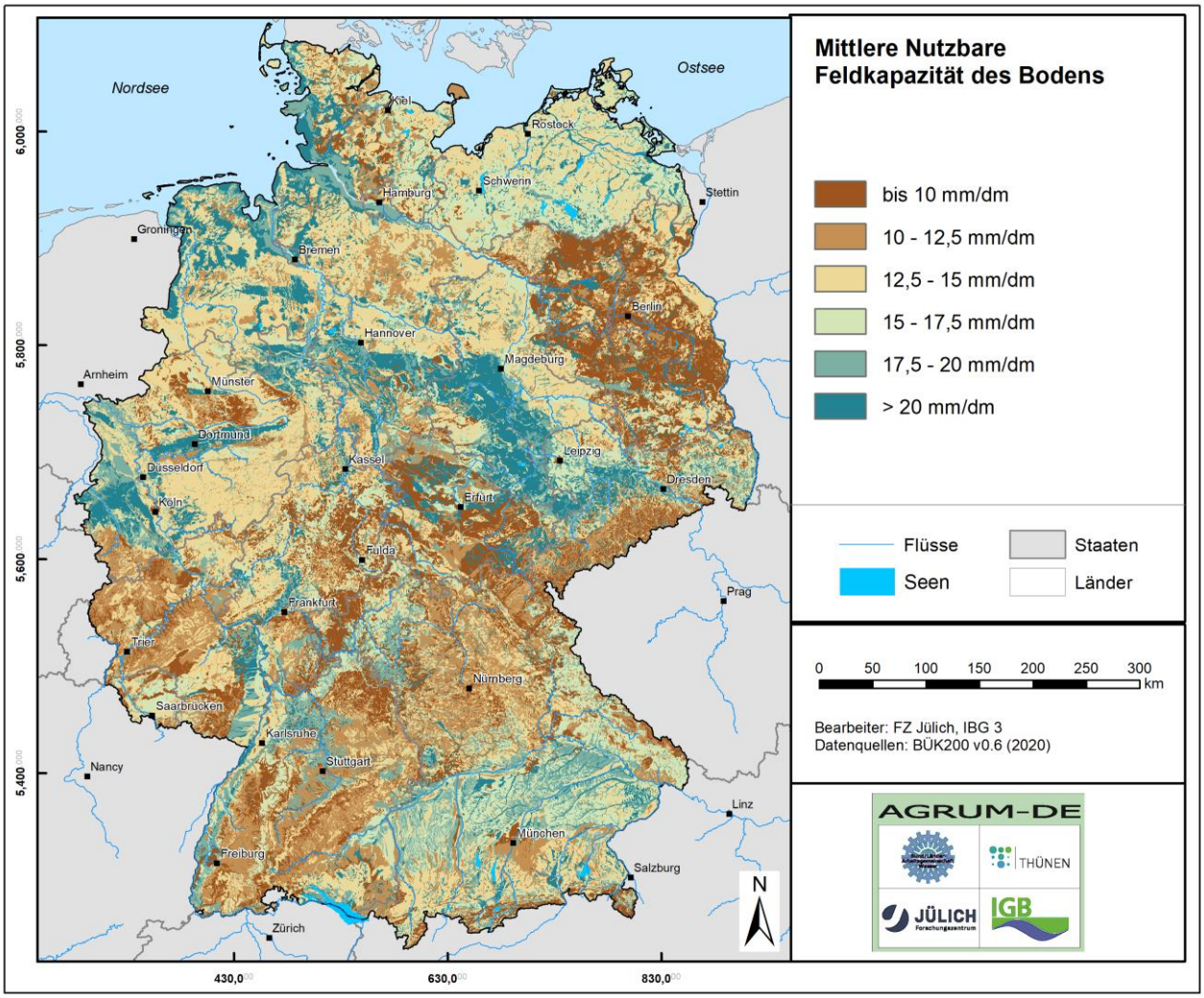
auf den Wasserhaushalt hat die nutzbare Feldkapazität einen großen Einfluss auf die reale Verdunstung von Standorten.

Bodenphysikalisch ist die nutzbare Feldkapazität der Teil der Feldkapazität, der für die Vegetation erreichbar ist und im Boden mit Saugspannungen zwischen pF-Werten von ca. 1,8–2,5 (Wassersättigung) und ca. 4,2 (permanenter Welkepunkt) gespeichert wird. Sie errechnet sich je Bodenhorizont aus dem Anteil der Bodenarten bei mittlerer Lagerungsdichte, korrigiert durch volumenprozentuale Abschläge für den Skelettanteil bzw. durch Zuschläge für den Humusgehalt.

Die nutzbare Feldkapazität ist bei Lehm- und Schluffböden, d. h. bei Böden, die einen relativ hohen Mittelporenanteil aufweisen, am größten. Bodenporen mit einem Durchmesser über 10 µm (Grobporen) können das Bodenwasser nicht kapillar festhalten. Bei Sandböden wird die nutzbare Feldkapazität deshalb durch die relativ geringen Wassergehalte bei Feldkapazität beschränkt. Bei Tonböden wirken sich die hohen Totwasseranteile negativ auf die nutzbare Feldkapazität aus. Bei einer Porengröße unter 0,2 µm (Feinporen) wird das Wasser im Boden durch Adhäsionskräfte nämlich so stark im Boden festgehalten, dass die Pflanzenwurzeln es nicht mehr entnehmen können. Analog zur Feldkapazität (s. o.) musste vom FZJ auch die nutzbare Feldkapazität nach Müller und Waldeck (2011) abgeleitet werden. Karte 28 zeigt die aus den Einzelhorizonten der BÜK200 abgeleiteten nutzbaren Feldkapazitäten.

Die räumliche Verteilung der nutzbaren Feldkapazität entspricht im Wesentlichen der Verteilung der Feldkapazität. In den Moorböden des Norddeutschen Tieflands treten mit mehr als 20 mm/dm die höchsten nutzbaren Feldkapazitäten auf. Auch in den Lößbörden nördlich der Mittelgebirge sowie generell dort, wo Böden mit einem hohen Lehm- und Schluffanteil auftreten, können nutzbare Feldkapazitäten von mehr als 20 mm/dm erreicht werden. In flachgründigen Mittelgebirgsböden sowie in Sandböden (Podsolen des Norddeutschen Tieflands, Verwitterungsböden auf Sandstein) treten verbreitet nutzbare Feldkapazitäten unter 12,5 mm/dm auf. Bei hohem Lehm- und Schluffanteil können jedoch auch in Mittelgebirgsböden nutzbare Feldkapazitäten bis 15 mm/dm erreicht werden. Nutzbare Feldkapazitäten von unter 10 mm/dm sind einerseits typisch für flachgründige Rendzinen, für die bereits die Feldkapazitäten gering sind. Andererseits fallen alle Böden mit einem hohen Tonanteil in diese Kategorie (Terra fusca-Böden, Marschböden), da deren Totwasserteil sehr hoch ist. Der Unterschied zur Feldkapazität ist für diese Böden am höchsten.

Karte 28: Mittlere nutzbare Feldkapazität des Bodens



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

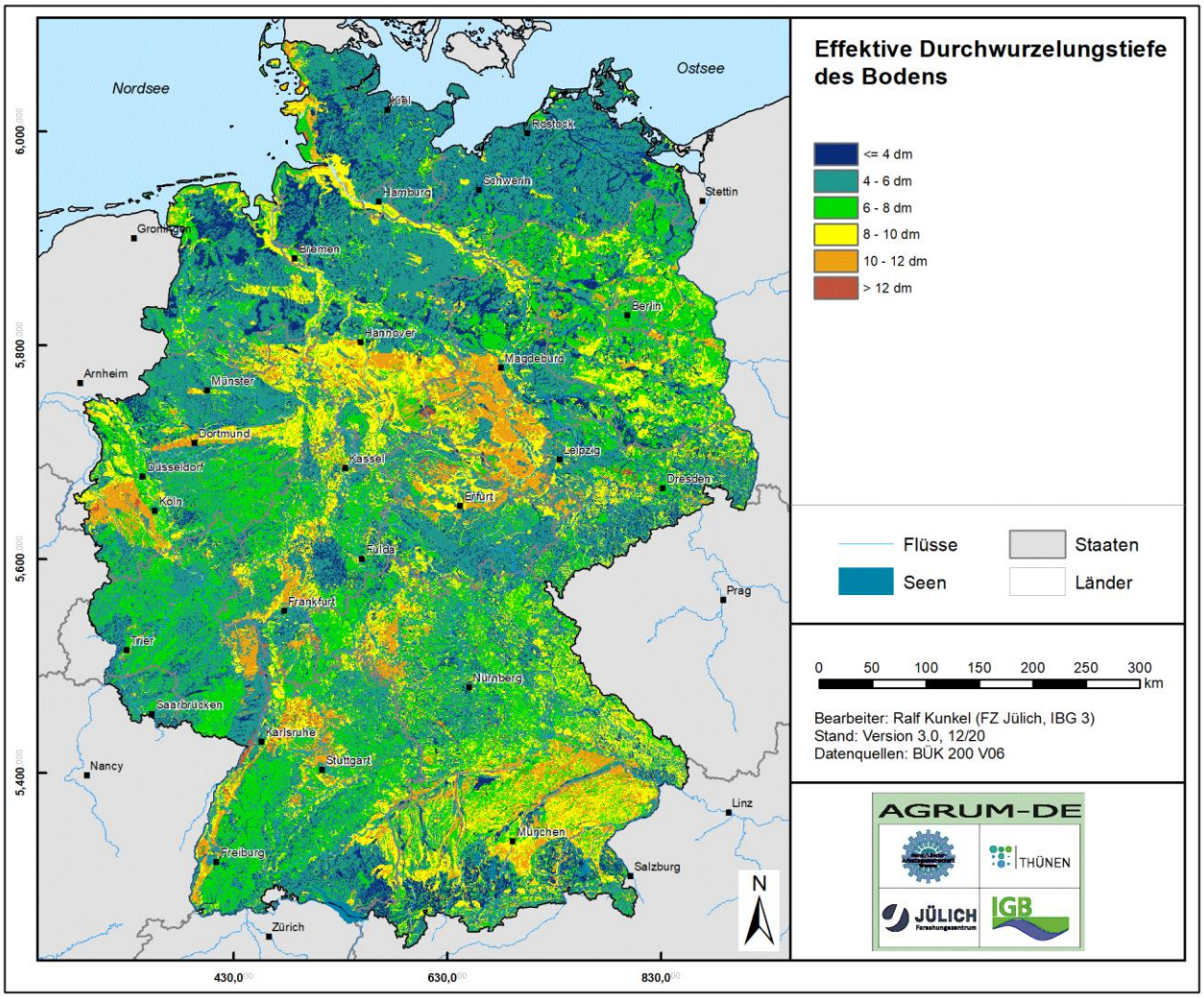
3.3.4.6 Durchwurzelungstiefe

Da in der BÜK200 im Gegensatz zur BÜK1000 keine Informationen zur effektiven Durchwurzelungstiefe angegeben sind, musste diese, wie auch die Feldkapazität bzw. die nutzbare Feldkapazität, vom FZJ nach den Verknüpfungsregeln aus Müller und Waldeck (2011) abgeleitet werden. Als Grundlage dienen die folgenden in der BÜK200 gegebenen horizontbezogenen Daten: Bodenart, Lagerungsdichte, Torfart/Mudde, Zersetzungsstufe, Humusgehalt, Bodentyp, Horizontbezeichnung, Grobboden und Festgestein(-zersatz). Zusätzlich werden Besonderheiten berücksichtigt, die das Wurzelwachstum beeinflussen. Hierzu zählen z. B. Forstböden, deren effektive Durchwurzelungstiefe sich um 20 % erhöht, oder Grünlandstandorte, wo diese Durchwurzelungstiefe sich um 10 % reduziert. Die aus diesem Algorithmus resultierenden Werte werden über alle Horizontschichten gemittelt (vgl. Karte 29).

Aus Karte 29 geht hervor, dass im gesamten Verbreitungsgebiet der vorwiegend ackerbaulich genutzten Schwarzerden im Harzvorland sowie in der Leipziger Tieflandsbucht effektive Durchwurzelungstiefen zwischen 10 und 12 dm auftreten. Weitere ackerbaulich genutzte Gebiete mit effektiven Durchwurzelungstiefen zwischen 10 und 12 dm sind die Lößbörden der Köln-Aachener Bucht und der Vorderpfalz.

In den Verbreitungsgebieten der Gleye und vergleyten Böden (z. B. Elbniederung) liegen die Durchwurzelungstiefen in der Regel zwischen 8 und 10 dm. In den meisten bewaldeten Mittelgebirgsregionen treten Durchwurzelungstiefen zwischen 6 und 8 dm auf. In den Podsol- und Braunerdeböden des Norddeutschen Tieflands liegen die Durchwurzelungstiefen je nach Lehmgehalt zwischen weniger als 4 und 6 dm.

Karte 29: Effektive Durchwurzelungstiefe des Bodens



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

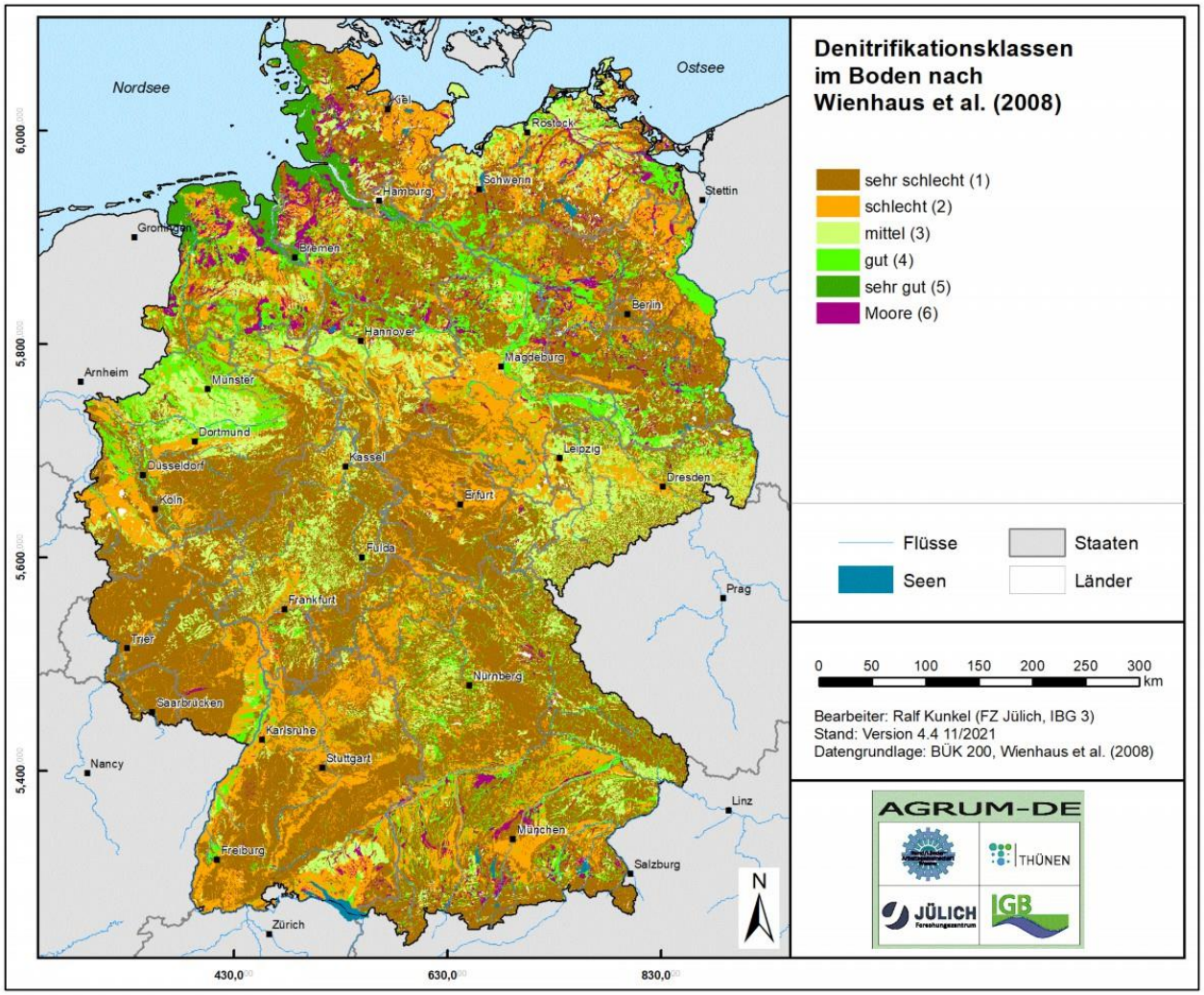
3.3.4.7 Denitrifikationsbedingungen im Boden

Zur Modellierung des Nitratabbaus im Boden (siehe Kapitel 4.3.5) ist es erforderlich, die Parameter flächendifferenziert und flächendeckend zu quantifizieren, die die Kinetik der Denitrifikation bestimmen. Die Ableitung dieser Parameter erfolgte in mehreren Schritten.

In einem ersten Schritt wurde eine Grobklassifizierung des Denitrifikationspotenzials der Böden vorgenommen. Hierbei wurde auf die Arbeit von Wienhaus et al. (2008) Bezug genommen, in der das Denitrifikationsvermögen von Böden in Abhängigkeit vom Grund- und Stauwassereinfluss, dem geologischen Ausgangssubstrat und dem Bodentyp in sechs Denitrifikationsstufen eingestuft wurde. Karte 30 zeigt das Ergebnis dieser Einstufung auf der Grundlage der Angaben in der BÜK200. Man sieht, dass in den Böden im Mittelgebirge überwiegend schlechte Denitrifikationsbedingungen auftreten. Dies hat damit zu tun, dass im Verbreitungsgebiet der mesozoischen Gesteinsfolgen gut durchlüftete Braunerden und Rendzinen anstehen, und im Verbreitungsgebiet der

paläozoischen Gesteinsfolgen flachgründig verwitterte Braunerden mit für Denitrifikationsprozesse ungünstigen Temperaturen und Humusgehalten. Ungünstige Standortbedingungen bedingen auch die Einstufung der verbreitet im Norddeutschen Tiefland anstehenden Podsolböden. Mittlere bis gute Denitrifikationsbedingungen weisen die Pseudogleye und die Böden der Flussauen auf. Es sei ausdrücklich darauf hingewiesen, dass sich diese Einstufung in Denitrifikationsklassen auf Grundlage des bundesweiten Bodendatensatzes BÜK200 in einigen Regionen von der Einstufung unterscheidet, die sich auf der Basis von höher aufgelösten Bodendaten (1:50.000) ergeben würde.

Karte 30: Denitrifikationsklassen im Boden



Quelle: eigene Darstellung (FZJ) nach Wienhaus et al. (2008)

In einem zweiten Schritt erfolgte für jedes Bundesland die Zuordnung der kinetischen Parameter aus Gl. 3.1 an die Bodeneinheiten der BÜK200. Diese wurde durch einen Vergleich der berechneten Nitratkonzentration im Sickerwasser mit beobachteten Werten im oberflächennahen Grundwasser und durch einen Vergleich der modellierten N-Einträge in die Oberflächengewässer mit dort gemessenen N-Frachten geprüft (siehe Kapitel 5.3.6.1 und 5.3.6.2).

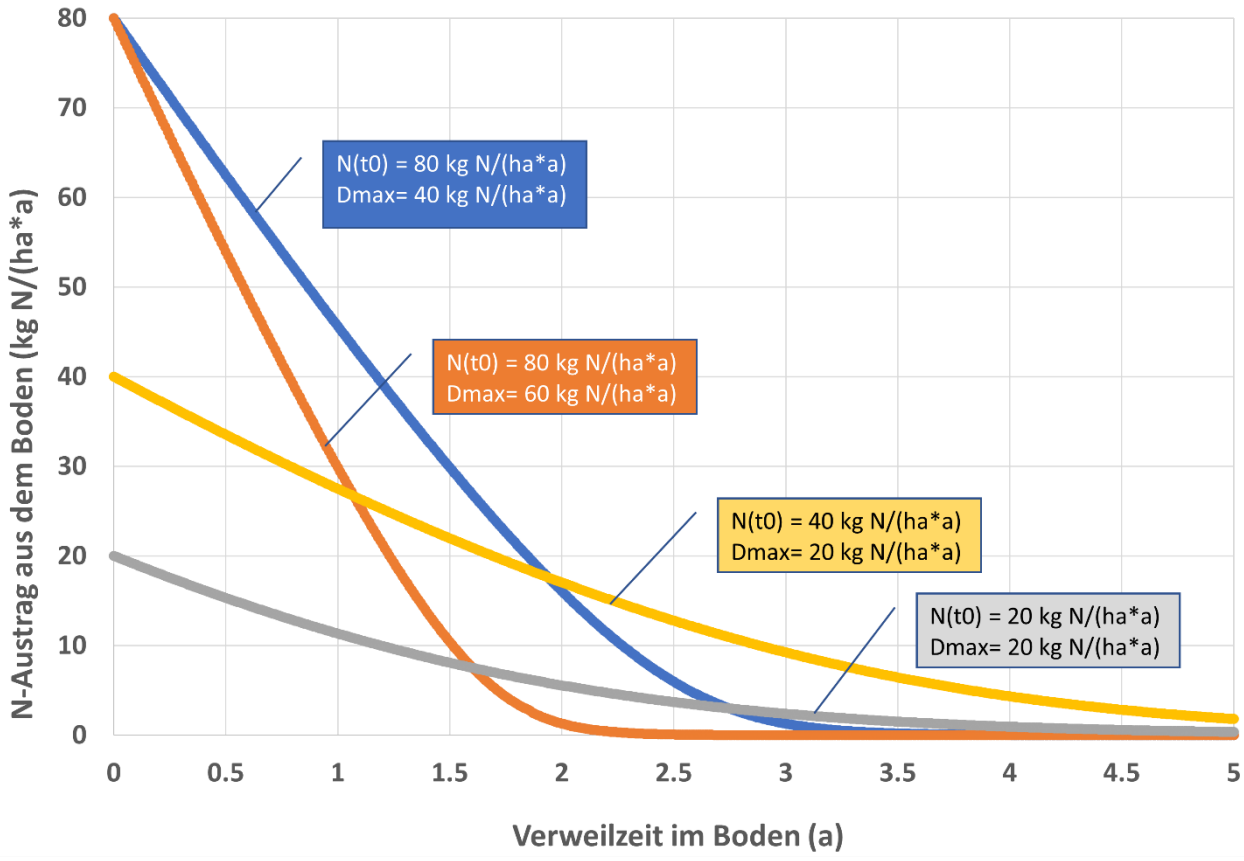
In Wienhaus et al. (2008) sind für die einzelnen Denitrifikationsklassen im Boden Wertespannen für den jährlichen Nitratabbau angegeben. Die darin angegebenen Denitrifikationsraten werden oftmals den hier verwendeten Dmax-Werten gleichgesetzt bzw. mit ihnen verglichen. Auch wenn die „Wienhaus-Werte“ ggf. als grobe Anhaltswerte zur Abschätzung des Nitratabbaus im Boden genutzt werden können, sind sie für die hier durchgeführte bundesweite DENUZ-Modellierung aus einer Reihe von Gründen nicht direkt anwendbar, sondern

dienen bestenfalls als Startwerte für die Parametrisierung der Michaelis-Mentetion aus Gl. 3.1. Hierfür gibt es eine Reihe von Gründen:

(1) Wienhaus et al. (2008) geben einen jährlichen Abschlag durch N-Abbau im Boden an, der auf eine Bodentiefe von 2 m bezogen ist. Im DENUZ-Modell wird davon ausgegangen, dass die Denitrifikation überwiegend in der Wurzelzone abläuft. Dementsprechend wird die Nitratkonzentration nach der Passage der Wurzelzone als konstant betrachtet.

(2) Das DENUZ-Modell berücksichtigt den Nitratabbau im Boden u. a. in Abhängigkeit vom Denitrifikationsvermögen, dem verlagerbaren N-Eintrag und der Verweilzeit des Sickerwassers und damit auch des Nitrats im Boden (siehe Kapitel 5.3.4.1), d. h. von der standortbezogenen Wasserhaushaltssituation sowie den Bodeneigenschaften. Je größer die Verweilzeit im Boden ist, desto größer ist im Allgemeinen auch der Nitratabbau im Boden. Dies ist in Abbildung 7 verdeutlicht, in der beispielhaft der N-Austrag aus dem Boden nach der Verweilzeit t im Boden nach Lösen von Gl. 3-1 für vier unterschiedliche Kombinationen von typischen verlagerbaren N-Einträgen in den Boden und typischen Dmax-Werten dargestellt ist. In den Kurven erkennt man deutlich zwei Bereiche: einen in erster Näherung linearen Abfall des N-Austrags bei sehr geringen Verweilzeiten im Boden und hohen verlagerbaren N-Einträgen und einen wesentlich langsameren Abfall bei hohen Verweilzeiten oder kleinen N-Austrägen.

Abbildung 7: Nitratabbau im Boden bei einer Michaelis-Menten-Kinetik in Abhängigkeit von der Verweilzeit im Boden, dem verlagerbaren N-Eintrag in den Boden und den Denitrifikationsbedingungen



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

(3) Es wird deutlich, dass die Verweilzeit im Boden einen sehr starken Einfluss auf den N-Austrag aus dem Boden hat. Durch Unterschiede in den Sickerwasserraten und/oder den Durchwurzelungstiefen können sich die

Verweilzeiten im Boden und damit der N-Austrag aus dem Boden auf der Rasterebene sehr stark unterscheiden. Weiterhin ist der N-Abbau im Boden im DENUZ-Modell vom N-Eintrag in den Boden abhängig. Geringe N-Einträge werden mit deutlich geringeren Raten abgebaut als hohe N-Einträge. Während beispielsweise in landwirtschaftlich genutzten Braunerden im Ostteil Mecklenburg-Vorpommerns mittlere Verweilzeiten im Boden von 0,9 Jahren auftreten, betragen sie in Bayern mit 0,3 Jahren nur ein Drittel. Das bedeutet, dass selbst bei gleichen kinetischen Parametern und gleichen N-Einträgen im Mittel sehr unterschiedliche N-Austräge aus dem Boden zu erwarten sind. Feste Abschläge durch z. B. bundesweite bodentypspezifische Denitrifikationsraten berücksichtigen diese Abhängigkeiten nicht und sind dementsprechend nicht zielführend.

(4) Die Abschläge in Wienhaus et al. (2008) wurden für das Land Niedersachsen ermittelt und beziehen sich damit auf die dort vorkommenden Böden und klimatischen Standortbedingungen. Im Bundesgebiet hat man es jedoch mit einer Vielzahl unterschiedlicher Standortbedingungen zu tun (siehe z. B. die von Roßberg et al. (2007) definierten „Boden-Klima-Räume“). Es ist davon auszugehen, dass in unterschiedlichen Boden-Klima-Räumen auch bei gleichen Bodentypen unterschiedlich effektive Nitratabbauvorgänge auftreten können. So ist zu vermuten, dass „gleiche“ Böden in niederschlagsreichen Regionen eine größere mittlere Wassersättigung aufweisen als Böden in trockeneren Regionen, sodass die Kinetik der Denitrifikation im Boden in niederschlagsreicheren Regionen schneller abläuft. Dort jedoch ist die Verweilzeit im Allgemeinen geringer (s. o.), sodass die sich ergebenden Nitratabbauraten letztendlich aus dem regionalen Zusammenspiel der Parameter für Gl. 3-1 resultieren. Die Ableitung der kinetischen Parameter muss daher für die verschiedenen Regionen in Deutschland differenziert durchgeführt werden. Im AGRUM-DE-Projekt erfolgte dies in erster Näherung durch eine Differenzierung nach Bundesländern.

Die kinetischen Parameter der Denitrifikation wurden zunächst auf der Basis von Studien festgelegt, in denen die Nitratabbaueigenschaften von Böden auf Basis von Bodenkarten 1:50.000 ausgewiesen wurden. Einbezogen wurden hierbei Ergebnisse von Studien aus den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern (Kunkel et al., 2017; Tetzlaff et al., 2020), Schleswig-Holstein (Wendland et al., 2014), Sachsen-Anhalt (Kuhr et al., 2014), Niedersachsen (Ackermann et al., 2015), Nordrhein-Westfalen (Wendland et al., 2020; Kunkel et al., 2021), Rheinland-Pfalz (Wendland et al., 2021b), Thüringen (Tetzlaff et al., 2016) und dem Einzugsgebiet der Weser (Heidecke et al., 2015). In diesen Studien hat sich herausgestellt, dass sich die den Denitrifikationsbedingungen im Boden bei der Modellparametrisierung zugewiesenen Denitrifikationsraten regional deutlich voneinander unterscheiden können. Letztendlich wurde zunächst für jedes Bundesland länderspezifische Parameter angesetzt, die sich an den Parametern der o. a. Ländermodelle orientierten. Für die Bundesländer, für die von den Autor*innen keine Ländermodelle entwickelt worden sind (z. B. Bayern, Baden-Württemberg, Sachsen), wurden im AGRUM-DE-Projekt entsprechende Werte aus Nachbarländern übernommen.

In einem dritten Schritt wurden die im vorherigen Schritt festgelegten Parameterwerte für eine Vorwärtsmodellierung mit dem DENUZ-Modell verwendet. Die sich für den Ist-Zustand ergebenden Modellergebnisse wurden mit beobachteten Werten verglichen. Das betrifft in erster Linie den Vergleich der berechneten langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit beobachteten Nitratkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser. Hierzu wurde von Wolters et al. (2021) eine neue Methodik aufgebaut, die in Kapitel 5.3.6.2 ausführlich beschrieben ist. Die von den Ländern für diesen Vergleich zur Verfügung gestellten Grundwasserdaten wurden hinsichtlich ihrer Entnahmetiefe sowie ihres Reduktionsgrades ausgewählt, sodass nur oxidierte Grundwässer aus oberflächennah verfilterten Grundwasserentnahmestellen und Quellen herangezogen wurden. Zusätzlich wurden die Größe, Hauptnutzung und Bodeneigenschaften des Einzugsgebiets jeder Grundwasserentnahmestelle ermittelt. Die gemessenen Nitratkonzentrationen in den geeigneten Grundwasserentnahmestellen und die berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser wurden in Klassen von jeweils 25 mg NO_3/L Breite kategorisiert und miteinander verglichen. Die länderweise festgelegten kinetischen Parameter der Denitrifikation wurden dann iterativ modifiziert, bis für alle Messstellen und alle betrachteten Landnutzungstypen eine optimale Übereinstimmung zwischen berechneten und gemessenen Werten zu verzeichnen war. Im Ergebnis konnte ein Parametersatz aufgebaut werden, der für alle Messstellen eine in der Summe sehr befriedigende Übereinstimmung von beobachteten und gemessenen Werten ergab.

Neben den Nitratkonzentrationen im Sickerwasser wurden auch die gemessenen und berechneten Frachten in den Oberflächengewässern miteinander verglichen. Auch hierbei zeigte sich eine sehr befriedigende Übereinstimmung, die den Schluss erlaubt, dass der auf diese Weise ermittelte Parametersatz für die Denitrifikation im Boden sehr plausible Werte ergibt. Es sei hervorgehoben, dass diese aus pragmatischen Gründen gewählte Vorgehensweise bei der möglichen Weiterentwicklung von AGRUM-DE weder den Abgleich mit den von den Regionalexpertisen angenommenen Denitrifikationskinetiken auf Landesebene ersetzen kann, noch eine bundesweite Harmonisierung der angenommenen Denitrifikationskinetik überflüssig macht.

3.3.5 Potenziell dränierte Landwirtschaftsflächen

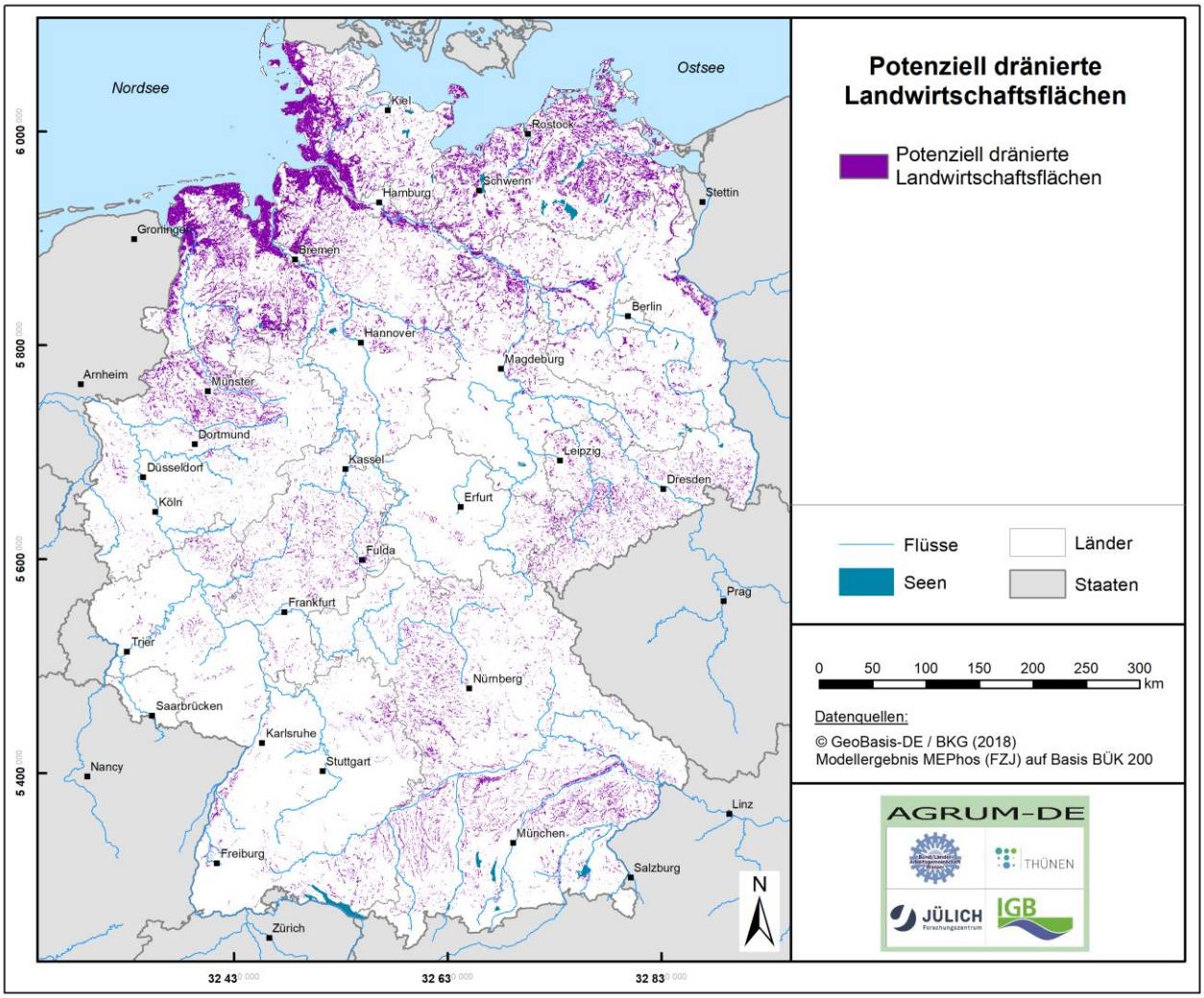
Zur Ermittlung der Abflüsse und der Stoffausträge aus Dränagen werden Informationen zur Lage künstlich entwässerter landwirtschaftlicher Nutzflächen benötigt. Da diese Information für große Gebiete jedoch weder lagegenau noch in amtlich dokumentierter Form vorliegen, wurde am FZJ ein Verfahren entwickelt, mit dem potenziell künstlich entwässerte Flächen basierend auf flächendeckend vorliegenden Informationen zum Bodentyp, zum Grundwasserflurabstand, zum Vernässungsgrad, zur Bodennutzung und zum Gewässernetz abgeleitet werden können (Tetzlaff et al., 2008). Im AGRUM-DE-Projekt erfolgte die Ermittlung der potenziell künstlich entwässerten Flächen basierend auf dem LBM-DE2015, Reliefeigenschaften sowie den Informationen zum Bodentyp, zu staunässebeeinflussten Böden und zum Grundwasserflurabstand basierend auf der BÜK200.

Aufgrund von Boden- und Landnutzungsverhältnissen kann die Intensität der Dränung variieren. Dies wird bei der Wasserhaushaltsmodellierung durch die Kalibrierung an gemessenen Abflussdaten berücksichtigt, 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* weisen Werte zwischen 20 und 30 % (= 0,2 bis 0,3) auf. Den nach der Methode von Tetzlaff et al. (2008) abgeleiteten Datensatz zu potenziell künstlichen entwässerten Flächen zeigt Karte 31.

Es ergibt sich eine potenziell dränierte Gesamtfläche von ca. 3 Mio. ha, was etwa 19 % der LF entspricht. Potenziell dränierte Flächen treten in größerer Verbreitung v. a. in den grundwasserbeeinflussten Böden des Norddeutschen Tieflands auf.

Auffallend sind jedoch die Unterschiede zu den Dränkulissen, die von den Autor*innen im Rahmen von Nährstoffmodellierungen unter Verwendung von Bodenkarten auf Landesebene im Maßstab 1:50.000 für die Bundesländer Schleswig-Holstein (Tetzlaff et al., 2017), Mecklenburg-Vorpommern (Wendland et al., 2015; Tetzlaff et al., 2021), Niedersachsen (Ackermann et al., 2015), NRW (Wendland et al., 2010; Tetzlaff, 2021) und Sachsen-Anhalt (Kuhr et al., 2013) abgeleitet wurden. Der Anteil der auf Landesebene ausgewiesenen gedränten Flächen ist signifikant größer, was darauf zurückzuführen ist, dass die räumliche Auflösung der für die Modellierungen auf Bundesebene verwendeten BÜK200 maßstabsbedingt zu gering ist, um gedränte Gebiete, d. h. vor allem landwirtschaftlich genutzte Niederungsgebiete, in ihrer Kleinflächigkeit bei der Modellierung angemessen zu repräsentieren.

Karte 31: Potenziell dränierte Landwirtschaftsflächen



Quelle: eigene Darstellung (FZJ) nach Tetzlaff et al. (2008)

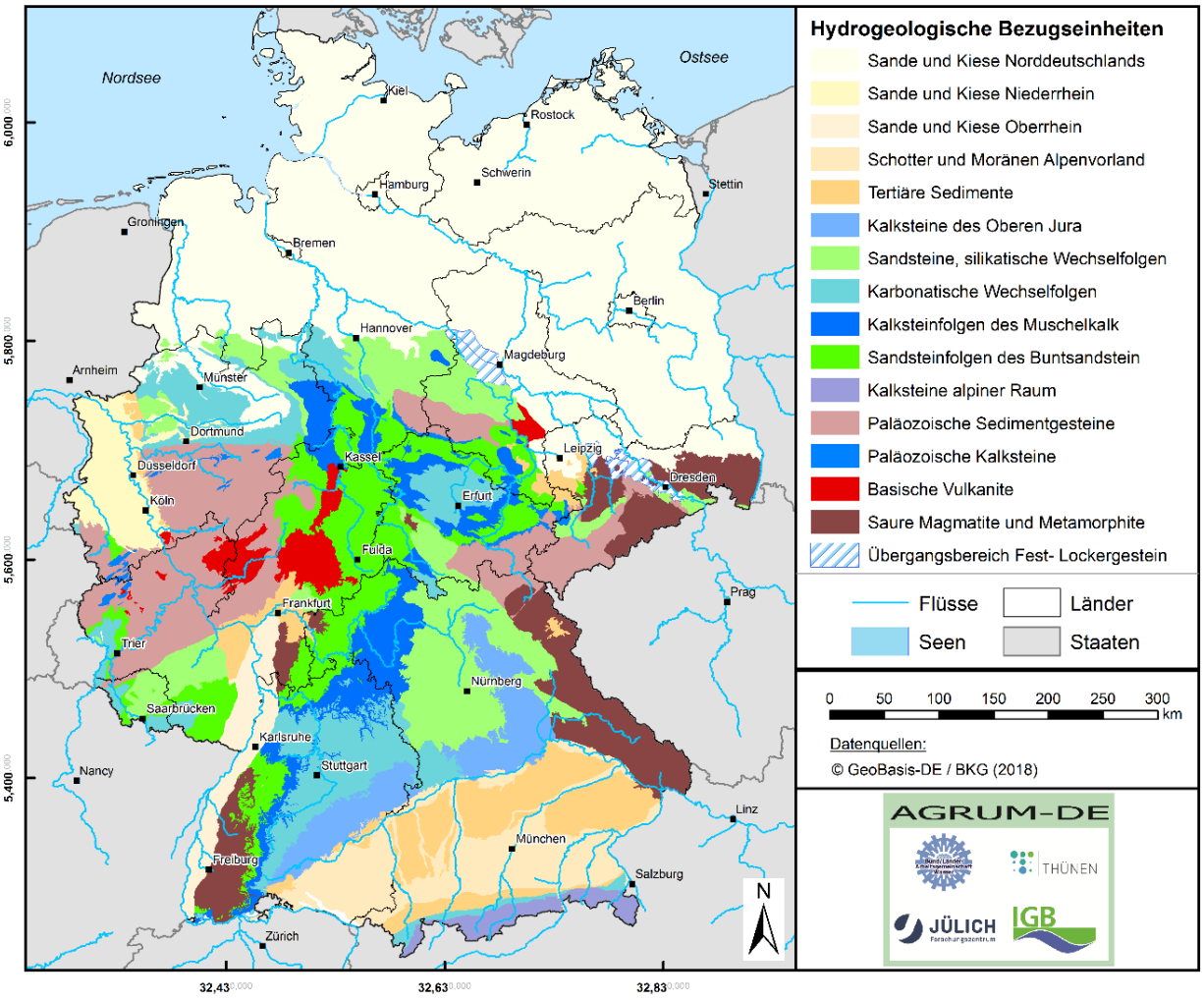
3.3.6 Hydrogeologische Datengrundlagen

Hydrogeologische Datengrundlagen gehen einerseits in die mGROWA-Modellierung zur Abtrennung der Direktabflussanteile von der Grundwasserneubildung ein. Andererseits sind sie wichtig für die Modellierung des reaktiven Nitrattransportes im Grundwasserleiter mit dem WEKU-Modell. Karte 32 zeigt eine generalisierte Übersicht über die in Deutschland auftretenden grundwasserführenden Gesteinseinheiten (Wendland et al., 2005).

Zum paläozoischen Grundgebirge gehören einerseits die aus Kristallingesteinen (überwiegend Granit und Gneis) aufgebauten Gebirgszüge des Schwarzwalds und des Bayerischen Walds sowie Teile von Odenwald und Spessart und des Erzgebirges. Andererseits gehören weite Teile des aus gefalteten paläozoischen Sedimentgesteinsfolgen (vor allem Tonschiefer) bestehenden Rheinischen Schiefergebirges sowie des Thüringer Waldes zum paläozoischen Grundgebirge. Innerhalb der paläozoischen Sedimentgesteinsfolgen finden sich Vulkanite aus verschiedenen geologischen Zeitaltern. Die Vulkanite des Saar-Nahe-Berglandes stammen z. B. aus dem Perm und sind damit deutlich älter als die „jungen“ Vulkanite aus der Zeit des Tertiärs im Westerwald sowie im Vogelsberg sowie des Quartärs in der Eifel.

Das mesozoische Deckgebirge umfasst die ungefalteten Sedimentgesteine des Mesozoikums (Trias, Jura und Kreide). Den insgesamt größten Flächenanteil haben die Gesteine der Trias. Diese bestehen aus den klastischen kontinentalen Sedimentgesteinen des Buntsandsteins, deren Kornfraktionen vorwiegend aus Silikatmineralien (einschließlich Quarz) bestehen, den marinen Kalksteinen des Muschelkalks sowie den evaporitisch-karbonatisch-siliziklastischen Wechselfolgen des Keupers. Hinzu kommen marine Kalksteine aus dem Jura (Schwäbisch-Fränkische Alb) und Ablagerungen aus der Kreide (z. B. Sand-Mergelgesteine des Münsterlands).

Karte 32: Grundwasserführende Gesteinseinheiten



Quelle: eigene Darstellung (FZJ) nach Wendland et al. (2005)

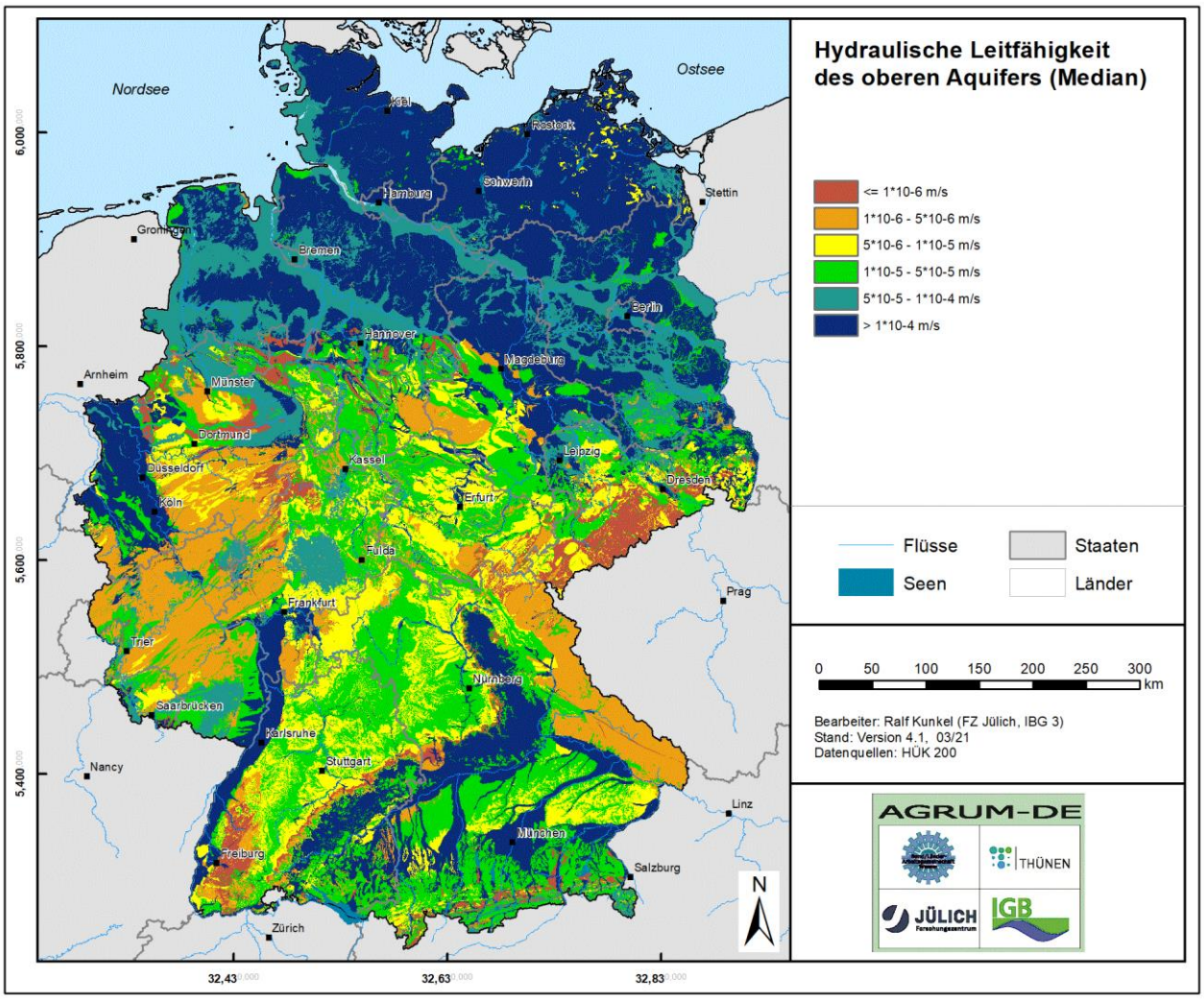
Quartäre Sand- und Kiesablagerungen, in denen sich Grundwasserleiter ausgebildet haben, finden sich flächendeckend in großräumigen Senkungsgebieten des Norddeutschen Tieflands, der Niederrheinischen Bucht, des Oberrheingebiets sowie des Alpenvorlands. Überwiegend feinkörnige tertiäre Sedimente (Mergel, Ton- und Siltsteine) finden sich in den Randbereichen der niederrheinischen Bucht und des nördlichen Oberrheintieflands sowie vor allem im nördlichen Alpenvorland.

3.3.6.1 Hydraulische Leitfähigkeit der grundwasserführenden Gesteinsschichten

Für die Ausweisung der hydraulischen Leitfähigkeit der grundwasserführenden Gesteinsschichten (vgl. Karte 33) wurde auf den hydrogeologischen Kennwerten der Hydrogeologischen Übersichtskarte 1:200.000 (HÜK200) aufgesetzt. Die in der HÜK200 angegebenen Durchlässigkeitsklassen wurden für die Modellierung in Mediane

und Streubreiten umgerechnet, wobei hierfür lognormalverteilte Durchlässigkeitsbeiwerte zugrunde gelegt wurden. Des Weiteren wurden die in der HÜK200 angegebenen Durchlässigkeitsbeiwerte (vgl. Karte 33) für die Modellierung in den Festgesteinsregionen um eine Größenordnung erhöht. Auf diese Weise wurde dem Umstand Rechnung getragen, dass der weitaus überwiegende Anteil des Grundwasserabflusses in der Auflockerungszone über dem unverwitterten Gestein auftritt.

Karte 33: Hydraulische Leitfähigkeit des oberen Aquifers



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Anhand der Durchlässigkeitsbeiwerte lassen sich die oberen Aquifere Deutschlands grob in drei Kategorien einteilen, wobei sich Bezüge zum geologischen Alter der Gesteine ergeben. Überall dort, wo die oberen Aquifere aus quartären Ablagerungen bestehen, liegen die Durchlässigkeitsbeiwerte in einem Bereich zwischen mehr als 1×10^{-4} und 5×10^{-5} m/s. Die höchsten Durchlässigkeitsbeiwerte treten dabei in den fluviatilen Sand- und Kiesablagerungen des Ober- und Niederrheins, des Norddeutschen Tieflands sowie den Schotterfluren des Alpenvorlands auf. In den etwas feinkörnigeren Sandablagerungen des Norddeutschen Tieflands liegen die Durchlässigkeitsbeiwerte dagegen zumeist in einem Bereich zwischen (5×10^{-4} bis 1×10^{-4} m/s).

Die Gesteinsfolgen des mesozoischen Deckgebirges (Buntsandstein, Muschelkalk, Keuper, Jura, Kreide) weisen relativ kleinräumig wechselnde Durchlässigkeitsbeiwerte zwischen 5×10^{-6} bis 5×10^{-5} m/s auf. Die Durchlässigkeitsbeiwerte der verkarsteten Kalksteine der Schwäbisch-Fränkischen Alb liegen mit Werten $> 1 \times 10^{-4}$ m/s in der Größenordnung, die auch Lockergesteine aufweisen. Auch die Vulkanite des Vogelsbergs

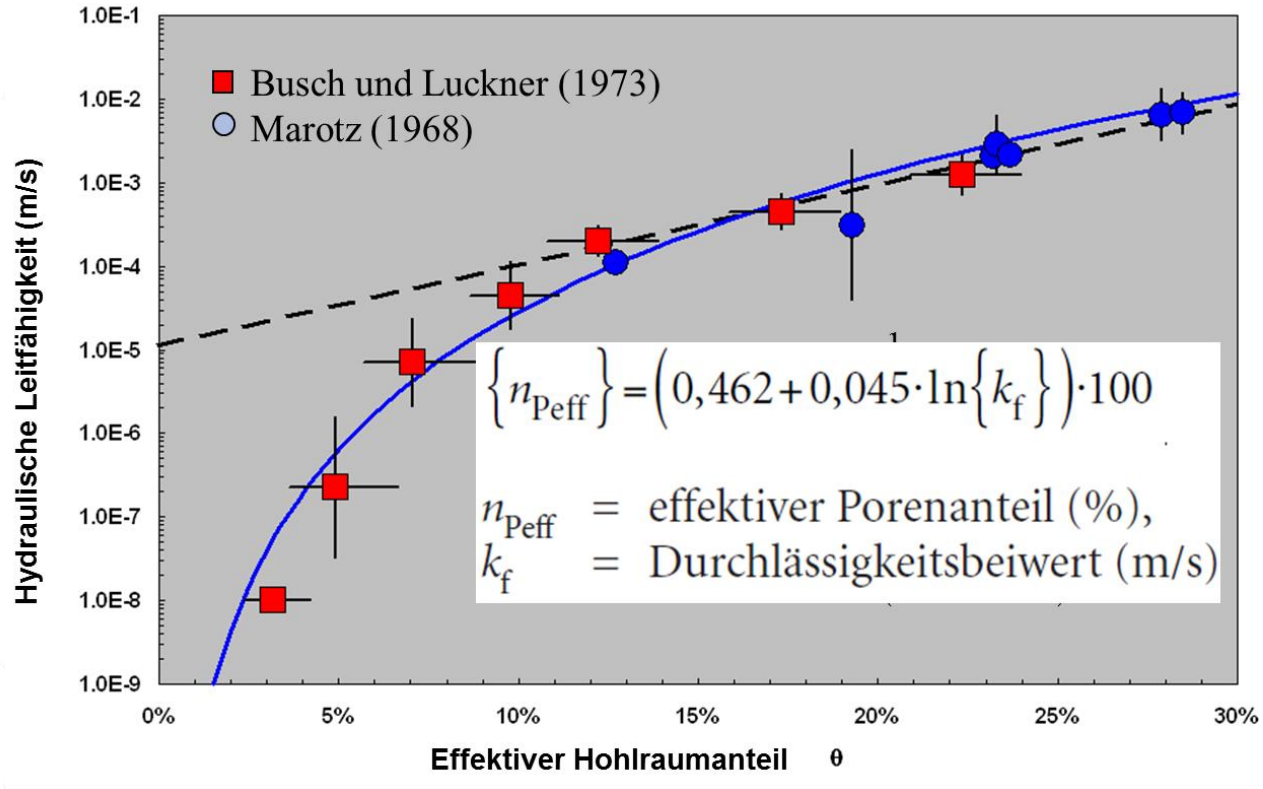
sowie die Sandsteine des Pfälzerwalds liegen mit 5×10^{-5} bis 1×10^{-4} m/s in einem für Lockergesteine typischen Bereich.

Die für das paläozoische Grundgebirge ausgewiesenen Durchlässigkeitswerte liegen allgemein bei weniger als 1×10^{-6} m/s. Wie Karte 33 zeigt, sind diese Verhältnisse für den Großteil des Rheinischen Schiefergebirges und des Bayerischen Waldes typisch. Über die paläozoischen Gesteinsfolgen hinaus zeigen auch die Ton- und Tonmergelsteine des Jura (Schwäbisch-Fränkische Alb) sowie die Mergelgesteine des Keupers (Weserbergland) und der Kreide (Münsterland) Durchlässigkeitsbeiwerte von weniger als 1×10^{-6} m/s.

3.3.6.2 Nutzbarer Hohlraumanteil der grundwasserführenden Gesteinsschichten

Der nutzbare Hohlraumanteil der grundwasserführenden Gesteinsschichten ist ein wichtiger Parameter für die Modellierung der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers mit dem WEKU-Modell. Nutzbare Hohlraumanteile des oberen Aquifers wurden für die Lockergesteinsregion nach dem Verfahren von Ahuja et al. (1988) aus einem funktionalen Zusammenhang von Durchlässigkeitsbeiwert und Hohlraumanteil abgeleitet (Wendland et al., 1993). Hierbei nimmt der nutzbare Hohlraumanteil mit steigender hydraulischer Leitfähigkeit zu (vgl. Abbildung 8). In dem für quartäre Lockergesteine typischen Wertebereich zwischen 1×10^{-2} und 1×10^{-5} m/s liegt der nutzbare Hohlraumanteil dadurch zwischen ca. 10 % und 30 %.

Abbildung 8: Zusammenhang zwischen hydraulischer Leitfähigkeit und nutzbarem Hohlraumanteil in Lockergesteinsaquiferen



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Für die Festgesteinsbereiche beruhte die Zuordnung auf Literaturwerten aus der Arbeit von Wendland et al. (2010a), unter Einbeziehung der Erfahrungen aus den Länderprojekten in Sachsen-Anhalt (Kuhr et al., 2014), Thüringen (Tetzlaff et al., 2016), Nordrhein-Westfalen (Wendland et al., 2010; 2021a), Niedersachsen (Ackermann et al., 2015) und Rheinland-Pfalz (Wendland et al., 2021b), vgl. Tabelle 2.

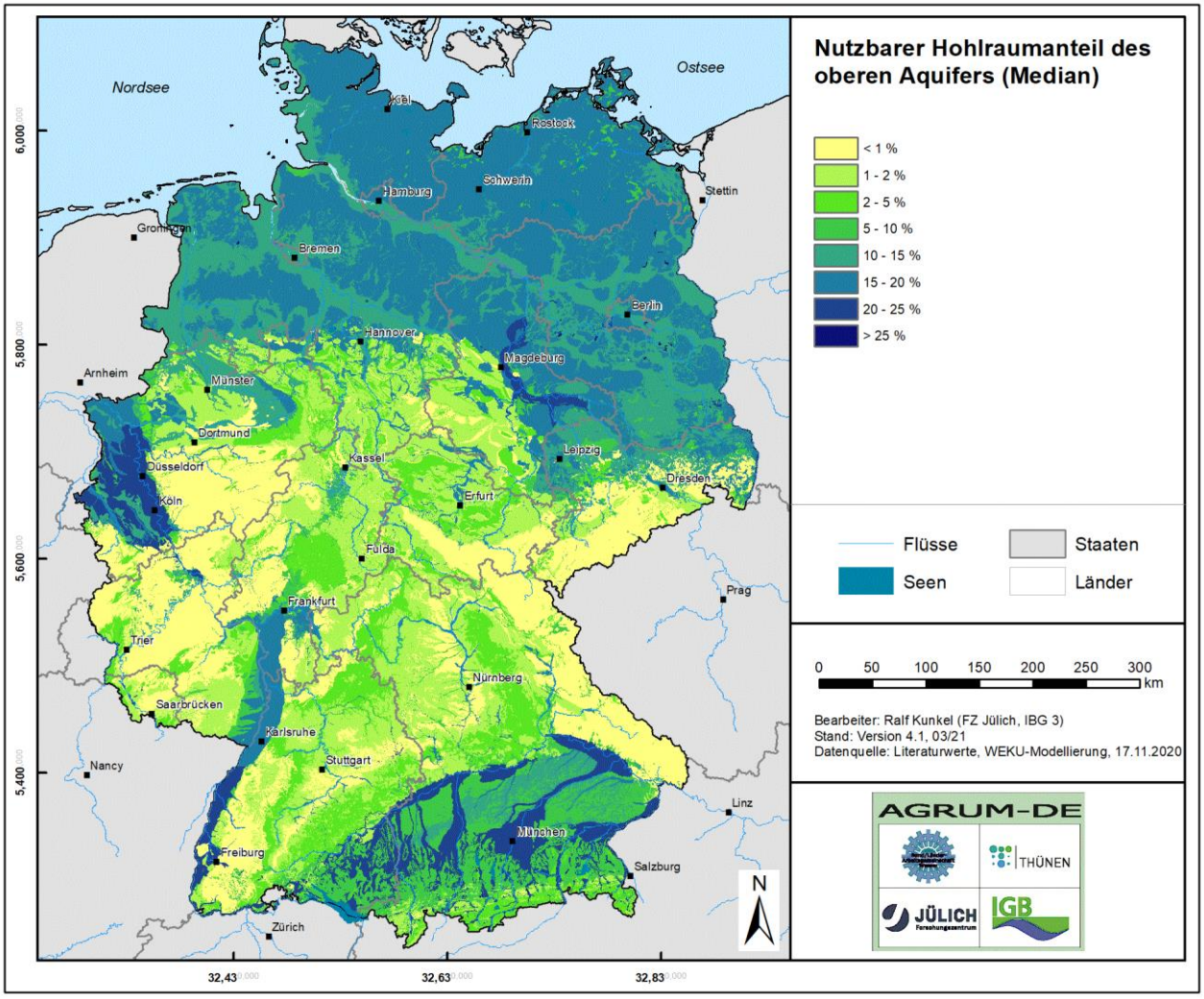
Karte 34 zeigt die nutzbaren Hohlraumanteile der Aquifere. Danach ergeben sich für das paläozoische Grundgebirge, d. h. sowohl für die klastischen Sedimentgesteine (z. B. Rheinisches Schiefergebirge) als auch für die Kristallingesteine (z. B. Schwarzwald), nutzbare Hohlraumanteile von weniger als 1 %, während für die mesozoischen Festgesteine je nach Gesteinstyp nutzbare Hohlraumanteile zwischen 1 und 5 % ausgewiesen wurden.

Tabelle 2: Nutzbare Hohlraumanteile für Festgesteinseinheiten

Hydrogeologische Einheit	Nutzbarer Hohlraumanteil
paläozoische Sedimentgesteine	0,1–0,5 %
paläozoische Sandsteine	0,1–0,5 %
paläozoische Kalksteine	2–4 %
Keuper und Konglomerate	1–1,5 %
mesozoische Kalksteine	2–5 %
tertiäre Vulkanite	0,5–2,5 %
andere Vulkanite	1,5–4,5 %
Kristallingesteine	0,1–0,5 %
Oberer Buntsandstein	0,5–2,0 %
Mittlerer Buntsandstein	1–3 %
Solling	2–4 %
Unterer Buntsandstein	1–2,5 %
Zechstein	1–1,5 %

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Karte 34: Nutzbarer Hohlraumanteil des oberen Aquifers



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Für die Lockergesteinsbereiche ergaben sich allgemein nutzbare Hohlraumanteile von mehr als 10 %. Während für die Sande des Norddeutschen Tieflands nutzbare Hohlraumanteile bis 20 % ausgewiesen werden, so liegen die nutzbaren Hohlraumanteile in den Sanden und Kiesen der Köln-Aachener Bucht, im südlichen Teil des Oberrheingrabens sowie in den Schotterfluren des Alpenvorlandes bei mehr als 25 %.

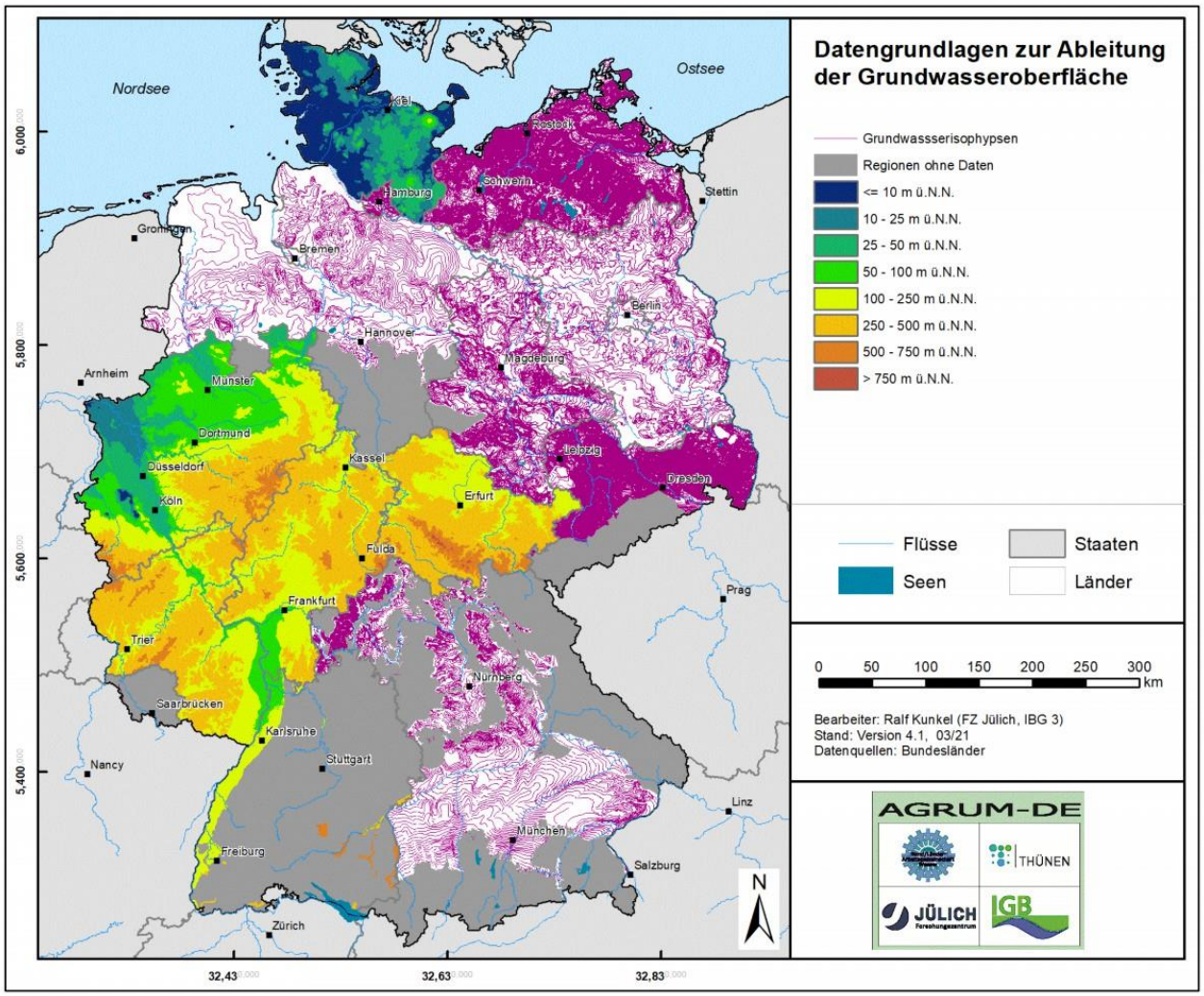
3.3.7 Grundwasseroberfläche

Der hydraulische Gradient und die Fließrichtung des Grundwassers sind wichtige Parameter für die Modellierung der Abstandsgeschwindigkeit und der Fließzeit des Grundwassers bzw. der Denitrifikation im Grundwasser mit dem WEKU-Modell. Abgeleitet werden die beiden Parameter im Rahmen der WEKU-Modellierung aus einem digitalen Modell der Grundwasseroberfläche. Für Deutschland liegt allerdings ein solches Modell weder flächendeckend noch in konsistent abgeleiteter Form vor. Aus diesem Grunde wurde aus länderbezogenen Datensätzen, die von den Autor*innen im Rahmen von einschlägigen Länderprojekten verwendet oder von den Bundesländern für das Projekt AGRUM-DE zur Verfügung gestellt wurden, ein flächendeckender Datensatz generiert (vgl. Karte 35).

Folgende Datengrundlagen zur Ableitung eines digitalen Modells der Grundwasseroberfläche wurden verwendet:

- Rasterdaten mit Grundwasserdruckflächen für Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Thüringen, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg (Oberrhein, Kleinsteinzugsgebiete)
- Grundwasserisohypsen für Niedersachsen 1:200.000 (NIBIS), Hamburg, Sachsen-Anhalt (HK5[14]), Brandenburg (HK50), Berlin (HK50), Sachsen (HK50), Bayern (Hydrogeologische Karte 1:500.000)

Karte 35: Datengrundlagen zur Ableitung eines digitalen Modells der Grundwasseroberfläche



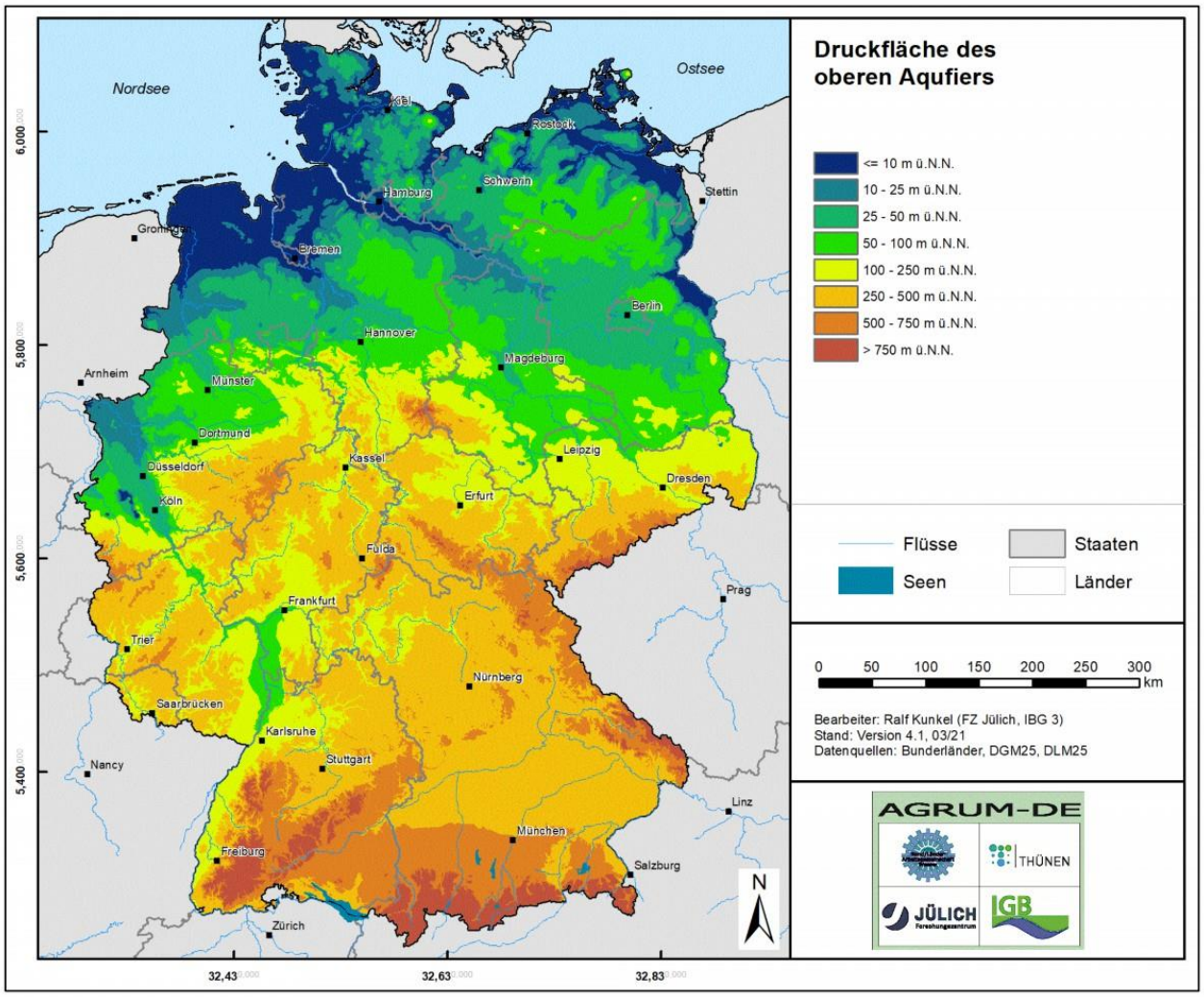
Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Vor allem in den vier großen Flächenländern Sachsen, Baden-Württemberg, Bayern und Niedersachsen sowie für das Saarland existierten größere Datenlücken. Um auch für diese Regionen zumindest näherungsweise Fließrichtungen und hydraulische Gradienten ausweisen zu können, wurde dort auf die Topografie der Geländeoberfläche zurückgegriffen.

Die Generierung der Grundwasseroberfläche wurde mit Hilfe von ArcGIS durchgeführt. Hierzu wurden alle Rasterdatensätze in Punktdaten überführt. Die zur Verfügung stehenden Grundwasserisohypsen wurden direkt verwendet. Hieraus wurde ein hydrologisch konsistentes und in die vorhandenen Vorfluter entwässerndes Höhenmodell der Grundwasseroberfläche generiert (vgl. Karte 36), aus dem dann die hydraulischen Gradienten (vgl. Karte 37) und die Fließrichtungen (vgl. Karte 38) berechnet wurden.

[14] Hydrogeologisches Kartenwerk HK50.

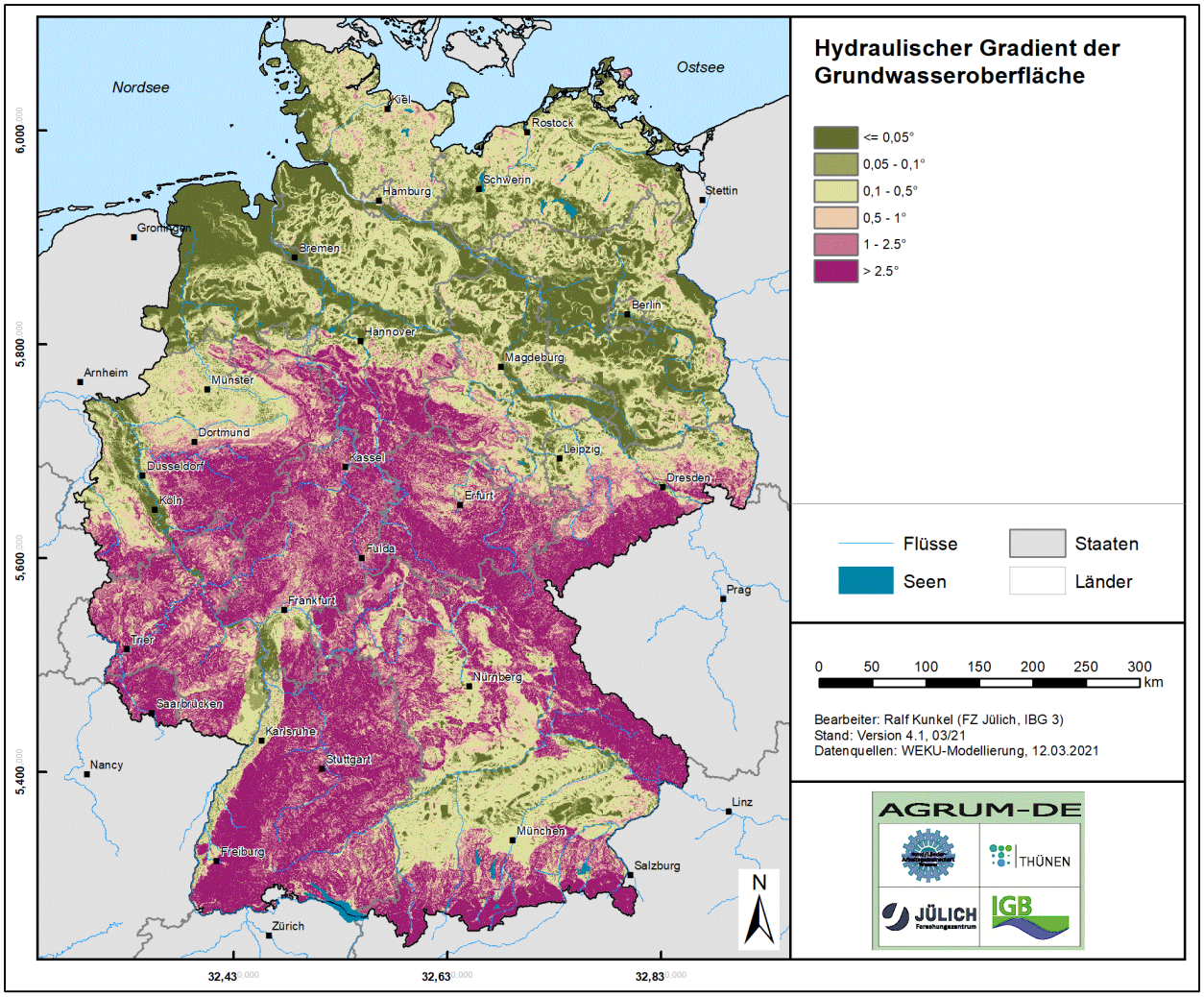
Karte 36: Aus verschiedenen Datengrundlagen erstelltes, digitales Modell der Grundwasseroberfläche



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

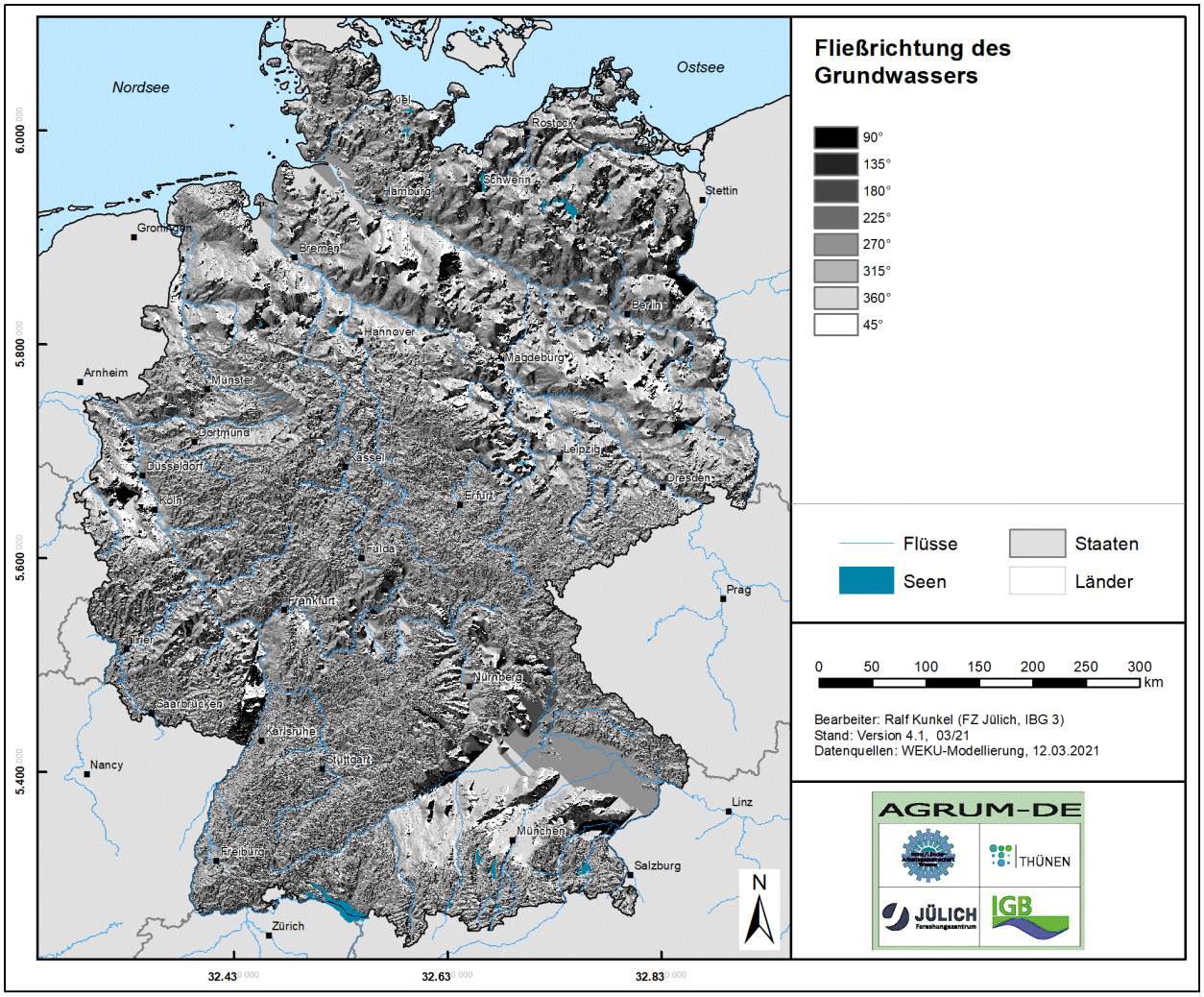
Bei den hydraulischen Gradienten treten die Unterschiede zwischen den Flachlandsbereichen (Werte < 0,5°) und den Festgesteinsregionen deutlich hervor. Bei den mesozoischen Gesteinen überwiegen hydraulische Gradienten bis 2,5°, während in den paleozoischen Gesteinen und in den Alpen auch Werte > 2,5° auftreten können.

Karte 37: Hydraulischer Gradient



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Karte 38: Fließrichtung des Grundwassers



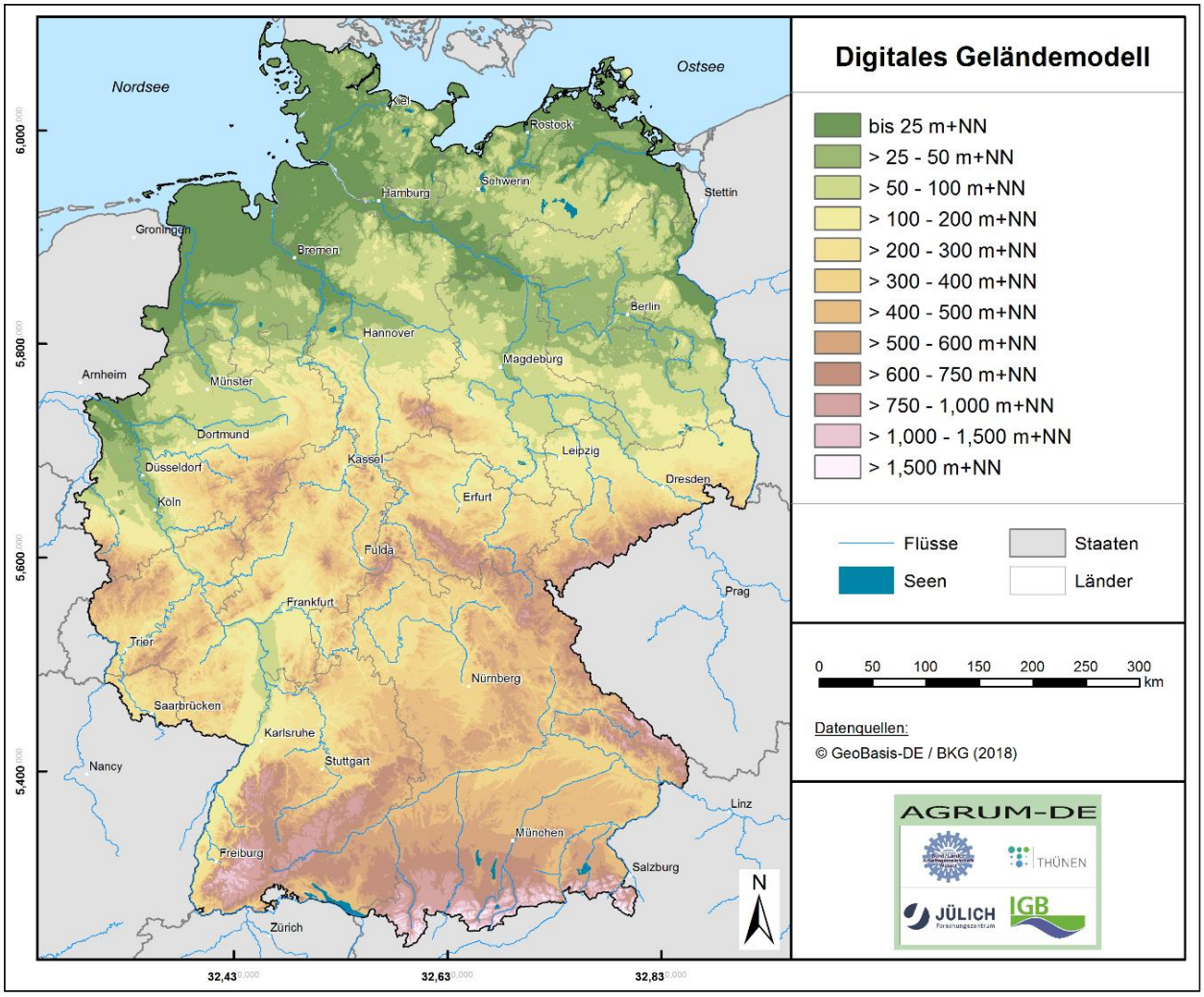
Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

3.3.8 Topografische Datengrundlage

Die Topografie ist eine wichtige Einflussgröße bei der Wasserhaushaltsmodellierung mit mGROWA. Als Datengrundlage stand das flächendeckend vorliegende digitale Höhenmodell DGM25 mit einer Gitterweite von 25 m zur Verfügung. Auf Basis dieses Höhenmodells ist es möglich, aus der Hangexposition und Hangneigung den für das mGROWA-Modell notwendigen Topografiefaktor abzuleiten. Einerseits beeinflusst der Topografiefaktor im mGROWA-Modell die Höhe der realen Verdunstung, andererseits ist er einer der Einflussgrößen zur Bestimmung des Basisabflussanteils am Gesamtabfluss.

Die Höhengliederung Deutschlands (vgl. Karte 39) spiegelt größtenteils die geologischen Struktureinheiten wider, sodass eine enge Wechselbeziehung zwischen Topografie und geologischen Untergrundverhältnissen gegeben ist. Die aus überwiegend quartären Lockersedimenten aufgebauten Gebiete des Norddeutschen Tieflands, der Niederrheinischen Bucht und des nördlichen Oberrheins liegen auf einem Höhenniveau von unterhalb 100 m über NN. Der Übergangsbereich des Norddeutschen Tieflands und der Niederrheinischen Bucht zu den Mittelgebirgen sowie im südlichen Oberrheingebiet liegt auf einem Höhenniveau bis 200 m über NN.

Karte 39: Topografische Höhe der Geländeoberfläche

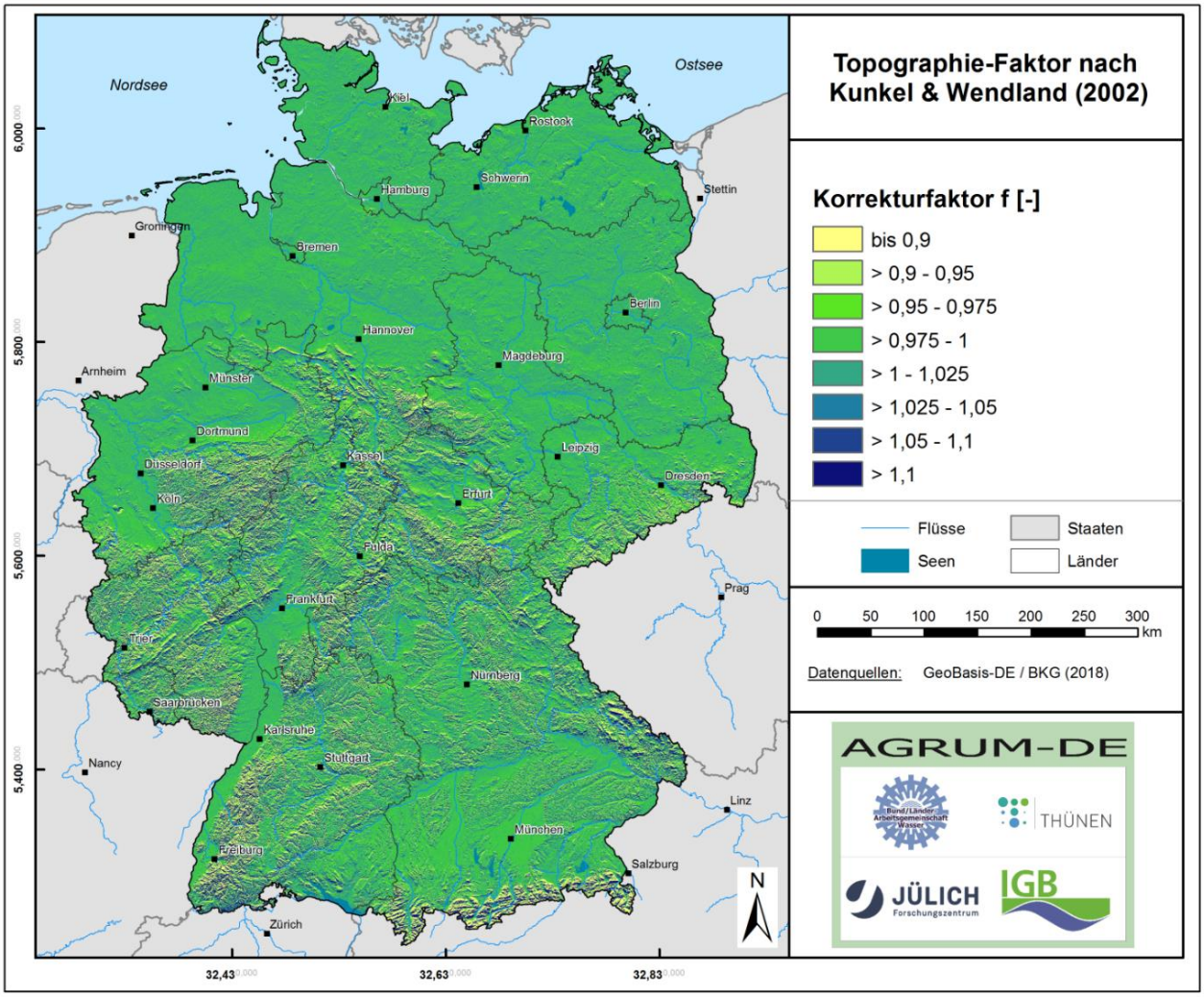


Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Typisch für die aus mesozoischen Gesteinen aufgebauten Regionen Mitteldeutschlands sind leicht wellige Hügel- und Tallandschaften auf einem Höhenniveau zwischen ca. 200 und 500 m über NN. Die Mittelgebirgsregionen Süddeutschlands sowie die Kernbereiche der aus paläozoischen Gesteinen aufgebauten Mittelgebirge (Eifel, Westerwald, Hunsrück, Harz, Thüringer Wald) liegen allesamt auf einem Höhenniveau zwischen ca. 500 m über NN und 1.000 m über NN. Lediglich die Kammlagen des Schwarzwalds und des Bayerischen Waldes sowie vor allem die Alpen weisen topografische Höhen > 1.000 m über NN auf.

Aus dem in Karte 39 dargestellten DGM25 wurde der in Karte 40 dargestellte Topografiefaktor abgeleitet. Der Topografiefaktor basiert auf einem Verfahren von Golf (1981) zur Korrektur der Gras-Referenzverdunstung unter Einbezug der Hangneigung und Hangexposition (siehe Kapitel 4.2.5) und wurde zunächst im 25 m-Raster abgeleitet. Anschließend erfolgte eine Aggregierung auf das den Modellrechnungen zugrunde liegende 100 m-Raster. Die enge Wechselbeziehung zwischen Topografie und geologischen Untergrundverhältnissen zeigt sich auch hier. Der höchste Topografiefaktor tritt in den tiefen Taleinschnitten der paleozoischen Gesteine bzw. der Alpen auf. Dagegen ist der Topografiefaktor in der Lockergesteinsregion sowie in den Verebnungsflächen im Mittelgebirge relativ gleichförmig.

Karte 40: Mittlerer Topografiefaktor

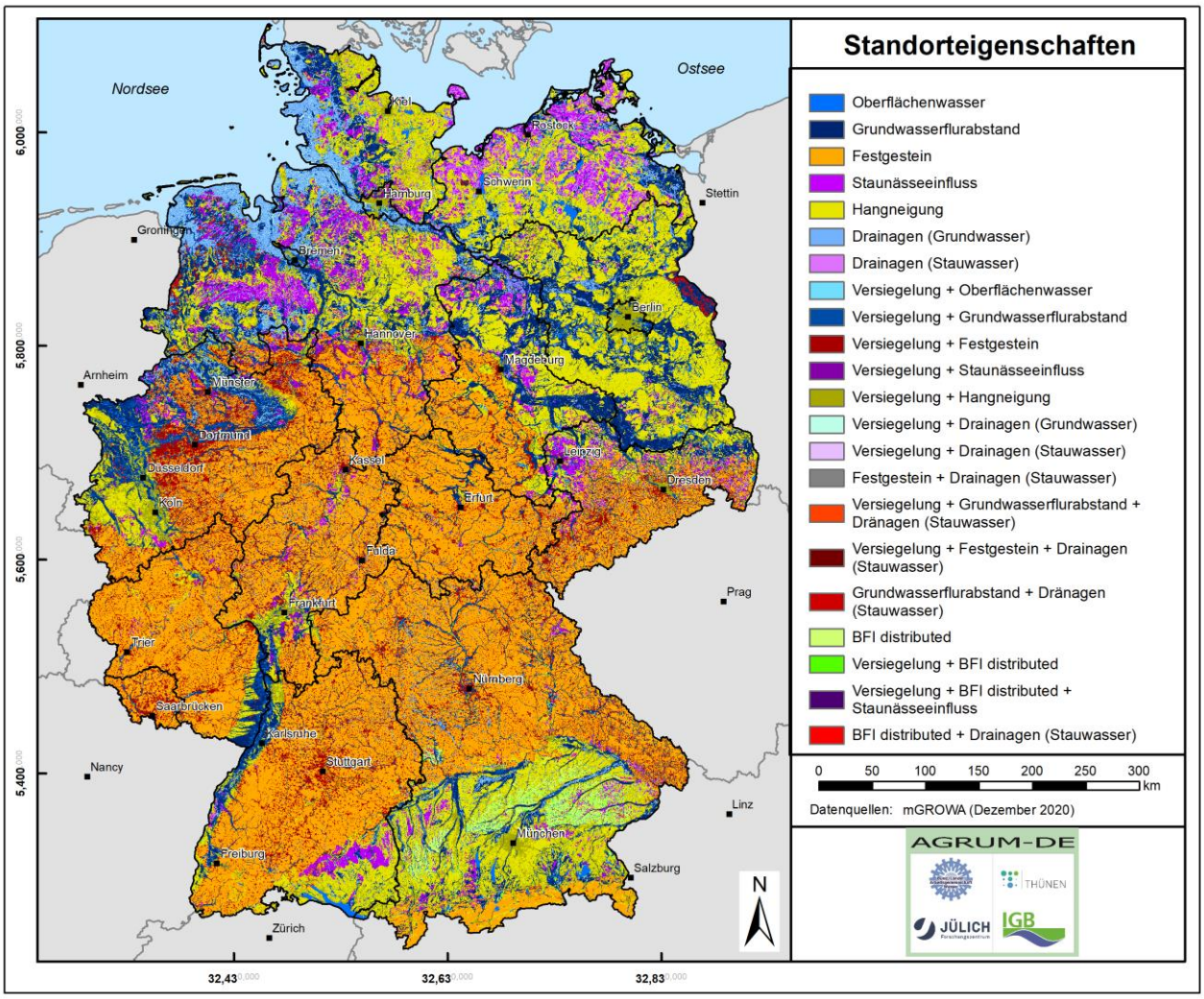


Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

3.3.9 Relevante Standorteigenschaften zur Separation des Gesamtabflusses

Karte 41 zeigt die räumliche Verteilung der relevanten Standorteigenschaften, die im Rahmen der mGROWA-Modellierungen für die Separation des Gesamtabflusses in die Komponenten des Direktabflusses und der Grundwasserneubildung verwendet wurde. Hierbei zeigte sich, dass die Standortbedingung „Festgestein“ die für die Abflussseparation mit Abstand wichtigste Standortbedingung ist. Im Lockergesteinsbereich sind Dränagen bzw. der Grundwassereinfluss oder der Staunässeeinfluss sowie die Hangneigung entscheidend. Alle abflussrelevanten Standorteigenschaften können generell auch in Kombination mit Versiegelungsgraden vorkommen. Ist der Versiegelungsgrad größer Null, wird vor der weiteren Abflussseparation zunächst anteilig der urbane Direktabfluss abgetrennt (siehe Kapitel 4.2.7).

Karte 41: Für die Separation des Gesamtabflusses in die Direktabflusskomponenten und die Grundwasserneubildung relevante Standorteigenschaften



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

3.3.10 Pegeldaten

Für eine hinreichende Kalibrierung des mGROWA-Modells sowie eine abschließende Validierung der Modellergebnisse ist es notwendig, auf die gemessenen Abflusswerte von möglichst vielen Teileinzugsgebieten zurückgreifen zu können. Um die Eignung des Modells für unterschiedliche Landschaftsräume nachzuweisen, sollte bei der Auswahl der betrachteten Einzugsgebiete eine möglichst große Bandbreite unterschiedlicher Landnutzungen sowie verschiedener klimatischer, pedologischer und topografischer Verhältnisse angestrebt werden. Hierbei ist darauf zu achten, dass sowohl bei der Berechnung als auch bei den gemessenen Pegelabflüssen der (annähernd) gleiche Bezugszeitraum zugrunde gelegt wird. Wenn sich für eine hinreichend große Anzahl von Einzugsgebieten eine befriedigende Übereinstimmung ergibt, kann man davon ausgehen, dass mit dem zugrunde liegenden Modell repräsentative Aussagen erzielt wurden.

Für die Datenhaltung und Analyse der Pegeldaten im AGRUM-DE-Projekt wurde im FZJ eine Datenbank aufgebaut, welche die Durchfluss-Messzeitreihen (Abflusswerte) von 445 Pegeln aus dem Zeitraum 1980–2010 in täglicher Auflösung enthält. Diese Daten entstammen der Datenbank „HYDABA“ der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BFG), in der geprüfte hydrologische Daten mit hauptsächlich langen Wasserstands- und Abflussdatenreihen zusammengefasst sind. Zu den einzelnen Pegeln finden sich in der Datenbank „HYDABA“

neben den Abflussdatenreihen zwar Angaben zu den Punktkoordinaten der einzelnen Pegel, jedoch enthält die Datenbank weder Angaben zur Größe der 445 Einzugsgebiete noch eine Verknüpfung mit den dazugehörigen Flächen/Shapefiles. Angaben zu den Einzugsgebietsgrößen der 445 Pegel konnten dem Gewässerkundlichen Jahrbuch (DGJ) entnommen werden, jedoch fehlt auch im DGJ eine Verknüpfung mit den Flächen/Shapefiles der 445 Pegel.

Aus diesem Grunde wurde eine Ableitung der Flächen/Shapefiles der Einzugsgebiete der 445 Pegel im FZJ vorgenommen. Als Grundlage hierzu diente das DGM25, aus dem zunächst die acht Fließrichtungen zum tiefstgelegenen benachbarten Punkt bestimmt wurden. In einem nächsten Schritt wurde die Anzahl der Zellen, die in eine bestimmte Zelle entwässern, ermittelt. Hierbei wurde davon ausgegangen, dass die Zellen mit der höchsten Anzahl von Zuflüssen aus benachbarten Zellen (Fließakkumulation) die tiefsten Punkte eines Einzugsgebiets repräsentieren, welche dem Gewässernetz eines Flusssystems entsprechen. Die Mindestgröße für die Ausweisung eines eigenen Einzugsgebietes wurde auf 10 km² festgelegt, was der Fließakkumulation von 16.000 Zellen (25 m × 25 m) entspricht. Hierdurch wird sichergestellt, dass Einzugsgebiete mit geringerer Größe und deshalb hoher Wahrscheinlichkeit, dass sich selbst geringe Unterschiede zu den tatsächlichen EZG-Grenzen signifikant auf die zu vergleichenden Wasserbilanzen auswirken, von vornherein nicht in die Kalibrierung/ Plausibilitätsüberprüfung der Modellergebnisse einbezogen werden.

Weitere aus der Fließakkumulation bzw. -richtung ermittelte pegelbezogene Einzugsgebiete für die 445 Pegel aus der Datenbank „HYDABA“ wurden von der Modellkalibrierung/Plausibilitätsüberprüfung ausgeschlossen, wenn die Einzugsgebiete Flächenanteile außerhalb Deutschlands aufweisen. Diese Ausschlussbedingung betraf insgesamt 80 Pegel.

Die Einzugsgebietsgrößen der verbleibenden Pegel wurden anschließend mit den im DGJ angegebenen Einzugsgebietsgrößen verglichen. Bei mehr als 10 % Abweichung der simulierten Einzugsgebietsfläche zu der im DGJ angegebenen Einzugsgebietsfläche wurden die Pegel von der Kalibrierung/Plausibilitätsüberprüfung des mGROWA-Modells ausgenommen. Die Anzahl der hierdurch ausgeschlossenen Pegel betrug 48.

Aber auch von den verbleibenden 317 Pegeln sind nicht alle Abflusszeitreihen für eine Evaluierung der mGROWA-Simulation geeignet. Eine weitere Selektion erfolgt mit dem Ziel, trotz der bestehenden vielfältigen Unsicherheiten auf eine sinnvolle und korrekte Parametrisierung des Modells schließen zu können. Dementsprechend ist das Ziel, großräumig die gesamten Wassermengen realistisch abzubilden, jedoch nicht an allen einzelnen Pegeln die Gesamt- und Niedrigwasserabflüsse perfekt zu reproduzieren.

Wichtige Selektionskriterien sind schon bekannte Unsicherheiten in den Datengrundlagen und in der Abflussseparationsmethode:

- So kann bei der Verwendung des im AGRUM-DE-Projektes eingesetzten DGM25 zur Ableitung von Einzugsgebietsgrenzen vor allem im Flachland der Fall auftreten, dass die wahre Einzugsgebietsgröße überschätzt oder unterschätzt wird. In Zusammenhang hiermit besteht zudem die Unsicherheit, dass Wasservolumen über Entwässerungsgräben/Kanäle über Einzugsgebietsgrenzen hinweg abgeführt werden.
- In Karstgebieten sind oberirdische und unterirdische Einzugsgebietsgrenzen nicht immer identisch, sodass auch dort die wahre Einzugsgebietsgröße überschätzt oder unterschätzt wird und sich die gemessenen von den simulierten Wasservolumen deutlich unterscheiden können.
- Durch Überschätzung des Niederschlages in Hochalpinen Lagen (DWD, Höhenregression) kann es in den betreffenden Regionen bzw. Einzugsgebieten bei der Modellierung zu einer Überschätzung der modellierten Gesamtabflusshöhen führen.
- Ein wichtiger methodischer Aspekt betrifft die Limitierungen des Demuth-Verfahrens zur Bestimmung des Basisabflusses in Regionen mit hohen und gleichmäßig über das Jahr verteilten Niederschlägen (wie z. B. im Harz und dem Rheinischen Schiefergebirge). In diesen Regionen kommt es nur äußerst selten zu Niedrigwasserabflüssen im Flusslauf, die ausschließlich vom Grundwasserabfluss aus den Aquiferen gespeist werden. Stattdessen weisen die an den Pegeln beobachteten MoMNQ-Werte dort immer Abflussanteile auf,

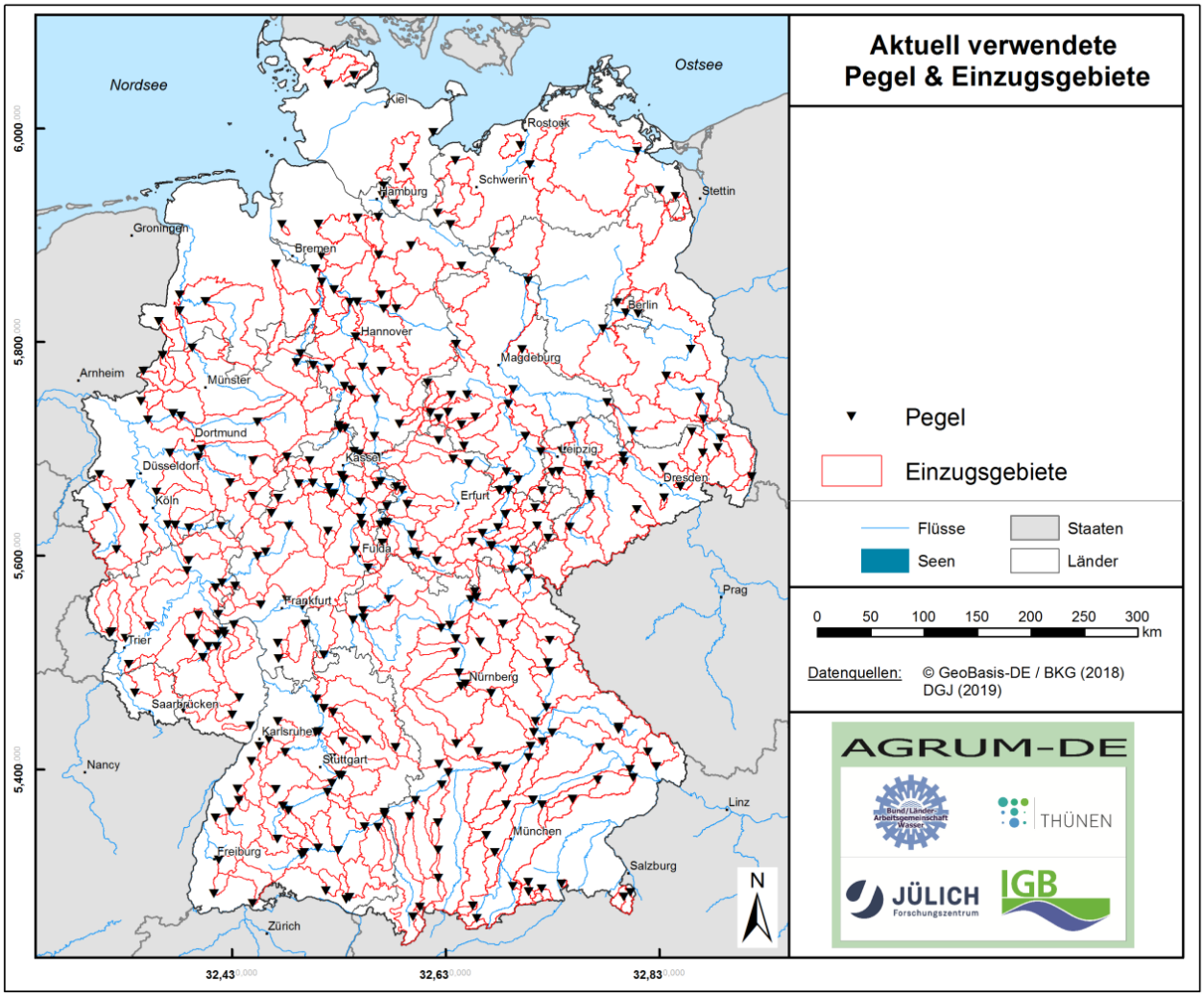
die dem natürlichen Zwischenabfluss zuzurechnen sind. Die modellierte Grundwasserneubildung kann daher von den beobachteten Niedrigwasserabflüssen abweichen, ohne dass dies auf modellbedingte Fehler zurückzuführen ist.

Weitere Selektionskriterien betreffen eine Reihe anthropogener Einflüsse, die auf die Abflussganglinien einwirken und den Vergleich zwischen Beobachtung und Simulation dadurch verzerren, dass diese im Modell mGROWA nicht abgebildet werden:

- In Einzugsgebieten mit Talsperren kommt es durch die Regulierung des Talsperrenabflusses zu relativ hohen und gleichförmigen Niedrigwasserabflüssen, die über dem Niveau der eigentlichen Grundwasserneubildung im dazugehörigen Einzugsgebiet liegen. Die gemessenen Niedrigwasserabflüsse liegen in diesen Einzugsgebieten über den simulierten Grundwasserneubildungshöhen.
- Entgegengesetzt wirkt sich die Feldberegnung aus. In Regionen mit intensiver Beregnungslandwirtschaft wird den Aquiferen unter Umständen so viel Grundwasser entnommen, dass es zu einer Absenkung des Basisabflusses kommt. Die gemessenen Niedrigwasserabflüsse liegen in diesem Falle unter den simulierten Grundwasserneubildungshöhen.
- Den gleichen Einfluss haben Sümpfungsmaßnahmen im Bergbau. Auch in diesem Falle liegen die gemessenen Niedrigwasserabflüsse unter den simulierten Grundwasserneubildungshöhen.
- Durch den Einfluss von Wassertransfers über Einzugsgebietsgrenzen hinweg (z. B. Fernwasserleitungen etc.) kann der Fall auftreten, dass der in der mGROWA-Modellierung berechnete Gesamtabfluss an einem Pegel überschätzt, bzw. an einem anderen Pegel unterschätzt wird. Den gleichen Effekt haben Stadtentwässerungssysteme, die über natürliche EZG-Grenzen hinweggehen.
- In diesem Zusammenhang sei auch auf Einzugsgebiete hingewiesen, in denen sich effluente und influente Verhältnissen abwechseln (Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser).

Durch die Anwendung dieser Selektionskriterien reduzierte sich die Anzahl der für die Modellkalibrierung/ Plausibilitätsüberprüfung verwendbaren Pegel von 445 auf aktuell 298. Deren Lage zeigt Karte 42.

Karte 42: Zur Abflussvalidierung geeignete, pegelbezogene Teileinzugsgebiete



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

3.3.11 Messstellendaten zur Güte im Grundwasser

Wie in Kapitel 4.3.6.2 dargestellt, werden Grundwassergütedaten zur Einstufung der Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser verwendet, denen regionale Halbwertszeiten des Nitratabbaus im Grundwasser zugeordnet werden (kombiniert mit Fließzeiten). Zu diesem Zweck wurden von den Bundesländern über den LAWA-Ausschuss Grundwasser-Datensätze von ca. 24.000 Messstellen aus dem Zeitraum 2007–2018 übermittelt. Nach Homogenisierung, Plausibilitätsprüfung und Entfernen von Messstellen aus tiefen Grundwasserleitern verblieben für die fünf relevanten, hydrochemischen Parameter (Nitrat, Sauerstoff, Eisen, Mangan, DOC) zwischen ca. 102.000 und 161.000 Messungen für die Ausweisung des Nitratabbauvermögens (vgl. Tabelle 3) für den betrachteten Zeitraum von 2007–2016.

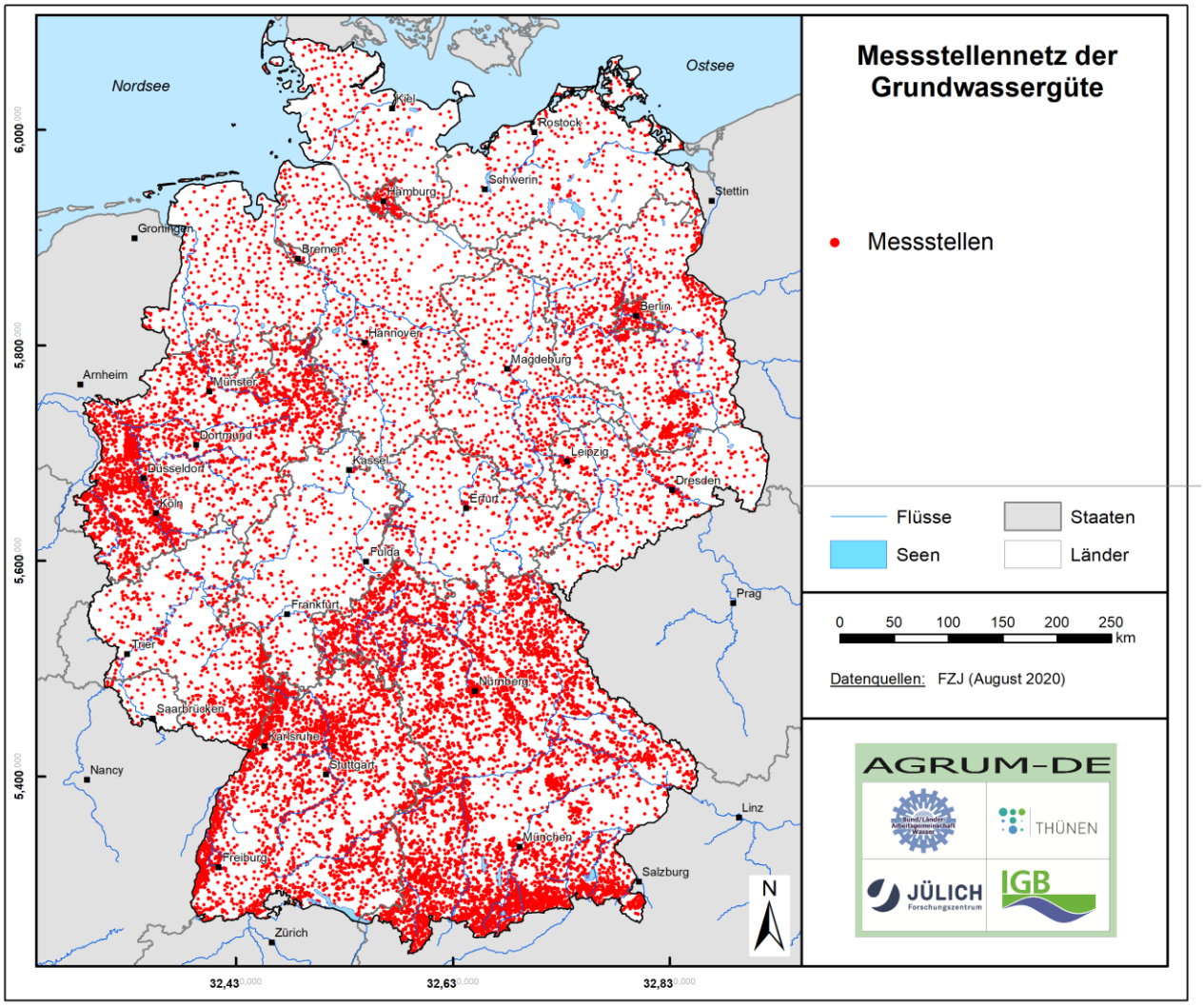
Damit wurde jeder Parameter an den einzelnen Messstellen im Mittel ca. 7–9 Mal bestimmt. Gemittelt über die Fläche der Bundesrepublik ergab sich damit je nach Parameter eine Messnetzdichte von ca. 3,4 Messstellen pro 100 km² (Phosphat) bis 5,9 Messstellen (Sauerstoff) pro 100 km². Die geografische Lage der Messstellen ist in Karte 43 dargestellt. Es zeigt sich, dass die Messstellendichte in grundwasserwirtschaftlich bedeutsamen Regionen wie dem Oberrheingebiet und dem Münsterland sowie in Ballungsregionen im Allgemeinen größer ist als in grundwasserwirtschaftlich wenig bedeutsamen Regionen wie dem Rheinischen Schiefergebirge.

Tabelle 3: Verfügbare Messstellendaten zur Grundwassergüte (2007–2016)

Parameter	Messstellen	Messwerte
Eisen(II) – Fe^{2+}	16.761	107.407
Mangan(II) – Mn^{2+}	16.555	105.107
Nitrat – NO_3^-	20.501	161.210
Sauerstoff – O_2	21.224	142.814
Gelöster organischer Kohlenstoff – DOC	14.778	101.899
Phosphat – PO_4^{3-}	12.158	102.332

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Karte 43: Geografische Lage der Grundwassergütemessstellen zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Zudem pausen sich in Karte 43 bundeslandspezifische Datenlieferungen durch. So ist die Dichte der von Hessen gemeldeten Messstellen mit 1,7 GWM/100 km² deutlich geringer als der deutschlandweite Durchschnitt. Somit

besteht dort für alle betrachteten Parameter eine geringere Informationsdichte. Das abgeleitete Nitratabbauvermögen im Grundwasser (siehe Kapitel 5.3.5.8.2) besitzt in Hessen dadurch eine größere räumliche Unschärfe als z. B. in den südlich angrenzenden Nachbarländern.

3.3.12 P-Gehalte im Oberboden

Die Höhe der partikulären P-Einträge über den Eintragspfad Erosion ist neben der ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom P-Gehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Damit die Einträge über alle Pfade, auch z. B. der Siedlungswasserwirtschaft, untereinander vergleichbar sind, geht der P-Gehalt im Oberboden als P_{ges} in die MEPhos-Modellierung ein. Entsprechende Werte liegen jedoch nicht bundesweit vor.

In den Bundesländern sind in der Regel lediglich Daten zu Gehalten von pflanzenverfügbarem Phosphor aus der Düngeberatung (P_{CAL}: Calcium-Acetat-Lactat-Auszug bzw. P_{DL}: Doppel-Lactat-Auszug) aus standörtlichen Untersuchungen vorhanden, die aufgrund ihrer privat veranlassten Messung jedoch nicht fachöffentlich bereitgestellt werden. Vereinzelt existieren regionale Übersichten dieser Messdaten. Daten zu P-CAL bzw. P-DL müssen zunächst in P_{ges}-Gesamte umgerechnet werden, bevor sie für die MEPhos-Modellierung verwendet werden können. Dabei treten Unsicherheiten auf.

Die Umrechnung der Gehalte von P_{CAL} bzw. P_{DL} in P_{ges} erfolgte anhand des Verfahrens von Fier und Schäfer (2007), das sich bereits in den FZJ-Länderprojekten in Niedersachsen und Schleswig-Holstein als geeignet erwiesen hatte (vgl. Tabelle 4).

Tabelle 4: Allgemeine Gleichungen zur Berechnung von P_{ges}-Gehalten aus P_{CAL}-Gehalten und P_{DL}-Gehalten

Modell	Parameter	korrigiertes R^2	Standardfehler	Änderung in R^2
1	P_{CAL}	0,268	0,12753	0,272
2	P_{CAL}, Ton	0,433	0,11227	+0,167
3	P_{CAL}, Ton, C_{org}	0,518	0,10354	+0,086
4	P_{CAL}, Ton, C_{org}, pH	0,525	0,10271	+0,010
5	P_{CAL}, Ton, C_{org}, pH, Sand	0,544	0,10065	+0,021

$\log P_t = -1{,}376 + 0{,}34 \log P_{CAL} + 0{,}16 \log Ton + 0{,}256 \log C_{org} - 5{,}019 * 10^{-02}\ pH - 1{,}363 * 10^{-03}\ Sand$

Modell	Parameter	korrigiertes R^2	Standardfehler	Änderung in R^2
1	P_{DL}	0,263	0,12804	0,266
2	P_{DL}, Ton	0,428	0,11273	+0,168
3	P_{DL}, Ton, C_{org}	0,502	0,10518	+0,076
4	P_{DL}, Ton, C_{org}, pH	0,513	0,10409	+0,013
5	P_{DL}, Ton, C_{org}, pH, Sand	0,531	0,10208	+0,021

$\log P_t = -1{,}375 + 0{,}317 \log P_{DL} + 0{,}139 \log Ton + 0{,}255 \log C_{org} - 1{,}56 * 10^{-03}\ Sand - 4{,}7 * 10^{-02}\ pH$

Quelle: eigene Darstellung (FZJ) nach Fier und Schäfer (2007)

mit:

P_{DL}	[mg/100 g]
P_{CAL}	[mg/100 g]
P_t	[%]
organischer Kohlenstoff (C_{org})	[%]
pH-Wert	[-]
Sandanteil	[%]
Tonanteil	[%]

$$C_{org}[\%] = \frac{Humus[\%]}{1{,}724}$$

Zur Erstellung eines bundesweiten Datensatzes von P-Gehalten im Oberboden wurde in Abstimmung mit dem Projektbeirat folgende Vorgehensweise vereinbart:

- Von den Bundesländern werden P_{ges}-Gehalte direkt bereitgestellt.
- Für die Bundesländer, für die das FZJ bereits eine eigenständige Nährstoffmodellierung durchgeführt hatte, können alternativ die in den Länderprojekten genutzten/erstellten Datensätze zu P_{ges} verwendet werden.
- Stellen die Bundesländer alternativ P_{CAL}- oder P_{DL}-Gehalte zur Verfügung, werden diese anhand des Verfahrens von Fier und Schäfer (2007) in P_{ges} umgerechnet.
- Wenn keine Datenbereitstellung aus den Ländern erfolgt, wird ein bundesweiter Mittelwert eingesetzt.

Der Rücklauf aus den Bundesländern erbrachte folgendes Bild:

Baden-Württemberg

- Keine Daten übermittelt
- Daten zu P_{CAL} auf Gemeindeebene 2001–2009 aus Waldmann und Weinzierl (2015) nach Digitalisierung verwendet
- Umrechnung in P_{ges} nach Fier und Schäfer (2007) durch FZJ

Bayern

- Daten zu P_{CAL} auf Gemeindeebene 2005–2010 durch LfU übermittelt
- Umrechnung in P_{ges} nach Fier und Schäfer (2007) durch FZJ

Brandenburg:

- Daten zu P_{DL} im Oberboden auf Landkreisebene 2006–2009 durch LELF übermittelt
- Umrechnung in P_{ges} nach Fier und Schäfer (2007) durch FZJ

Hessen

- Bereitstellung von regionalisierten Messdaten P_{ges} durch HLNUG

Mecklenburg-Vorpommern:

- Daten aus Nährstoffstudie des FZJ 2015 verwendet: regionalisierte Daten zu 580 Ackerflächen

Niedersachsen:

- Keine Daten übermittelt
- Ergebnisse aus Fier und Schäfer (2007) nach Digitalisierung verwendet

Nordrhein-Westfalen

- Datenlage wie in Nährstoffstudie des FZJ: Messungen P_{ges} 2009–2010 für 200 Standorte, regionalisiert für naturräumliche Haupteinheiten

Rheinland-Pfalz

- Datenlage wie in Nährstoffstudie des FZJ: Zwei Expertenschätzungen zu Gehalten in Acker- und Weinbauflächen

Sachsen:

- Keine Daten übermittelt
- Ergebnisse zu P_{ges} für OWK aus Schindewolf und Schmidt (2012) nach Digitalisierung verwendet

Sachsen-Anhalt:

- Regionalisierte Daten zu P_{ges} aus 2017 durch LLG übermittelt

Schleswig-Holstein:

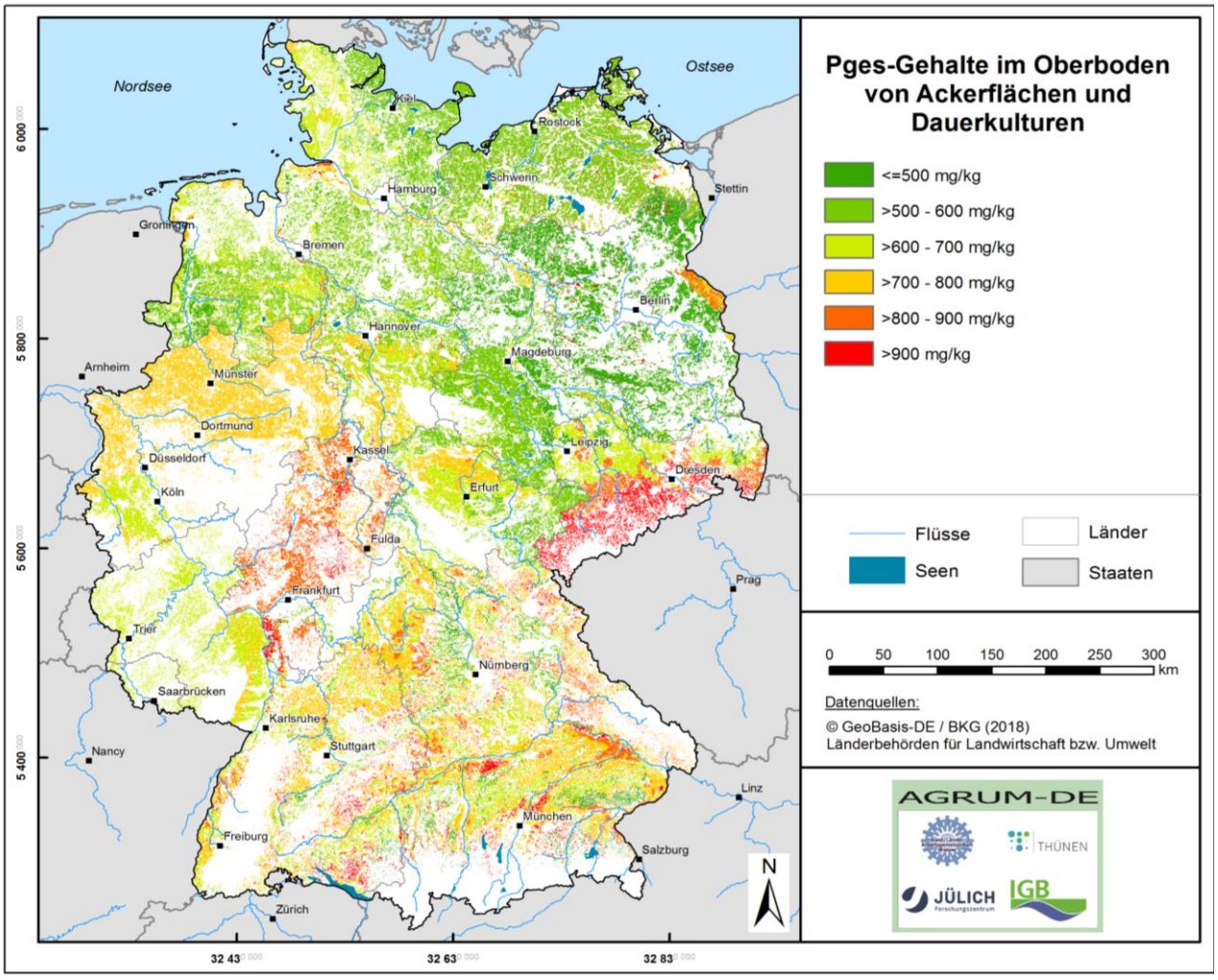
- 316.000 Messdaten zu P_{DL} im Zeitraum 2011–2017
- Umrechnung in P_{ges} nach Fier und Schäfer (2007) auf Ebene gekürzter Postleitzahlen

Thüringen

- Keine Daten übermittelt
- Daten aus Nährstoffstudie des FZJ 2017 verwendet: Für Landkreise regionalisierte Daten 2010–2012

Für die Bundesländer Berlin, Hamburg, Bremen und das Saarland waren keine Daten verfügbar oder aus anderen Quellen beschaffbar. Für diese Bundesländer wurde der deutschlandweite Mittelwert eingesetzt.

Karte 44: P_{ges}-Gehalte im Oberboden von Ackerflächen und Dauerkulturen



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Wie Karte 44 zeigt, konnte aus den hinsichtlich Aktualität, Auflösung und Genese sehr heterogenen Einzeldaten ein bundesweiter Gesamtdatensatz der P_{ges}-Gehalte im Oberboden generiert werden. Die Ergebnisse variieren zwischen ca. 200 mg kg^{-1} und ca. 2.500 mg kg^{-1}. Der bundesweite Mittelwert liegt bei 660 mg kg^{-1}. Unter der Prämisse, dass dieser Datensatz die beste derzeit verfügbare bundesweite Datengrundlage darstellt, werden die in Karte 44 dargestellten P_{ges}-Gehalte im Oberboden zur Modellierung der P-Einträge über den Eintragspfad Wassererosion verwendet.

3.4 Datengrundlagen zur Modellierung der Einträge aus urbanen Systemen, gewässerinternen Retention und Frachten

Für das Projekt wurde grundsätzlich beschlossen, deutschlandweit allgemein verfügbare Eingangsdaten zu verwenden und von gesonderten Datenabfragen bei den Bundesländern abzusehen. Dies hatte teilweise zur Folge, dass nicht immer die vollständigsten oder am besten räumlich aufgelösten Daten verwendet wurden, auch wenn diese bei einzelnen Bundesländern vorlagen, sondern konsistente und harmonisiert abgeleitete Daten. Dies kann zu Abweichungen zu den in den Bundesländern vorliegenden Daten oder ggf. auch Modellergebnissen geführt haben, verhinderte jedoch eine Verzerrung der Ergebnisse zwischen den Bundesländern, begrenzte die Datensammlung und -aufbereitung auf ein für dieses Projekt leistbares Maß und erlaubte eine bessere Vergleichbarkeit mit den parallel am UBA und KIT durchgeführten Modellierungen.[15]

3.4.1 Verwendete Eingangsdaten

Wie oben bereits beschrieben, basieren einzelne hier verwendete Eingangsdaten auf von den anderen im Projekt involvierten Forschungspartnern (Thünen-Institut und FZJ) bereitgestellten Ergebnissen (siehe Kapitel 5). Grundsätzlich können die hier verwendeten Eingangsdaten in digitale Geodaten (GIS-Dateien), statistische Erhebungen oder Monitoring-Daten (gemessene Abflüsse oder Konzentrationen) unterschieden werden. Die verwendeten Datenquellen (vgl. Tabelle 5) und jeweils angewendeten Aufbereitungsschritte werden im Folgenden beschrieben.

Tabelle 5: Für die Berechnung der Einträge über urbane Systeme und Punktquellen mit MONERIS verwendete Eingangsdaten

Name	Beschreibung	Quelle
Bebaute urbane Flächen	Klassen B110, B121, B122 und B142 des Landschaftsbedeckungsmodells	BKG (2018)
Versiegelungsgrad der bebauten Flächen	mittlerer Versiegelungsgrad nach Attribut SIE_AKT_RE, in % der bebauten urbanen Fläche	BKG (2018)
Niederschlag	Mittlerer jährliche Niederschlagssumme im Zeitraum 1980–2010	Bereitstellung innerhalb Projektes durch das FZJ
Bevölkerung	Gesamte Bevölkerung pro Gemeinde	FDZ (2019a)
Angeschlossene Bevölkerung	Statistische Angaben auf Gemeindeebene zu den Anteilen der Bevölkerung, deren Abwasser über die Kanalisation, kommunale Kläranlagen oder Kleinkläranlagen entsorgt wird	FDZ (2019a); MUGV (2013)
Trenn- und Mischkanalisation	Statistische Angaben auf Gemeindeebene zum Alter und zur Ausbaulänge der Trenn- und Mischkanalisation	FDZ (2019c)
Einleitungen aus kleinen Kläranlagen	Statistische Angaben auf Gemeindeebene zu den Anteilen der Bevölkerung deren Abwasser über kleine Kläranlagen (50–2.000 EGW)	FDZ (2019b)

[15] Vgl. https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/eintraege-von-naehr-schadstoffen-in-die#nahrstoffeintragesinken-wieder-langsam, letzter Zugriff am 05.12.2022.

Name	Beschreibung	Quelle
	eingeleitet werden, ergänzend zu den Angaben im Kläranlageninventar des UBA	
Speichervolumen	Statistische Angaben auf Gemeindeebene zum Speichervolumen von Regenüberlaufbecken und Regenrückhaltebecken	FDZ (2019b)
Wasserverbrauch	Wasserbereitstellung auf Kreisebene in l/Einwohner*in und Tag	Statistikportal (2013)
Kläranlageninventar	Frachten, Abwassermenge, Ausbaugröße und technische Spezifizierungen der Kläranlagen > 2.000 EGW	Bereitstellung innerhalb Projekt durch das UBA
Hydrogeologie	IHME1500 – International Hydrogeological Map of Europe 1:1,500,000	IHME (2018)

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

3.4.2 Aufbereitung der Eingangsdaten

Alle Berechnungen der Einträge aus urbanen Systemen wurden auf Gemeindeebene durchgeführt. Zusätzlich wurden kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter über die Lage der Einleitstelle berücksichtigt. Die ermittelten mittleren flächenspezifischen Einträge werden als Rasterkarte (100 m-Auflösung) für die urbanen Flächen pro Gemeinde dargestellt und über die ArcGIS-Funktion „zonale Statistik“ auf die hydrologischen Einzugsgebiete übertragen. Hierbei werden die durch das UBA bereitgestellten Analysegebiete (AU) verwendet. Weitere Details zur Datengrundlage und -aufbereitung werden im Folgenden aufgeführt.

3.4.2.1 Ableitung der urbanen Flächen aus dem Digitalen Landschaftsmodell (LBM-DE2015)

Die urbane Fläche wurde aus dem LBM-DE2015 (BKG, 2018) unter Verwendung der Landschaftsbedeckungsattribute B110, B121, B122, B242 abgeleitet. Diese Landbedeckungen stellen teilweise Mischnutzungen dar und können nicht als vollständig versiegelt angenommen werden. Das LBM-DE2015 bietet daher für alle versiegelten Flächen den Grad der Versiegelung an. Der im Projekt verwendete Versiegelungsgrad (LBM-DE2015, Attribut: SIE_AKT_RE [RE = RapidEye]) basiert auf einer teil-automatisierten Satellitenbildauswertung. Mit einer Bildauflösung der RapidEye-Satellitenbilder von 5 m × 5 m auf Bodenhöhe bildet diese Datengrundlage die derzeit höchste räumliche Auflösung zur Ermittlung des Versiegelungsanteils des BKG (2018). Durch dieses Verfahren kann jedoch auch für Flächen, die nicht als urban ausgewiesen sind, ein Versiegelungsanteil > 0 % ausgewiesen werden. Aus diesem Grund wurde der mittlere Versiegelungsanteil auf Gemeindeebene nur für die auch als urban attribuierten Flächen berücksichtigt. Zur Berechnung der über die Kanalisation abgeführten Wassermengen und Nährstofffrachten wurden anschließend nur die versiegelten Flächen berücksichtigt.

3.4.2.2 Aufbereitung der statistischen Daten

Angaben zu Bevölkerungszahlen, Anschlussverhältnissen, Abwasserentsorgung und -behandlung sowie z. B. zu Länge, Art und Alter der Kanalisation basieren auf folgenden Datensätzen des Forschungsdatenzentrums (FDZ)

und beziehen sich jeweils auf das Jahr 2013, weil zu Projektbeginn die Daten für 2016 noch nicht zur Verfügung standen:

- EVAS 32251 – Wassereigenversorgung und -entsorgung privater Haushalte – „Anschlussverhältnisse“
- EVAS 32212 – Erhebung der öffentlichen Abwasserentsorgung – „Kanalnetze"
- EVAS 32213 – Erhebung der öffentlichen Abwasserbehandlung – „Schmutzwasser“

Die aus diesen Datensätzen abgeleiteten und verwendeten Informationen werden im Folgenden dargestellt. Für die Ableitung der Anschlussverhältnisse standen folgenden Attribute zur Verfügung:

- EF10: Anzahl der Einwohner*innen insgesamt
- EF5: Anzahl der Einwohner*innen, die nicht an eine öffentliche Kanalisation angeschlossenen sind, gesamt
- EF6: Anzahl der Einwohner*innen mit Anschluss an Kleinkläranlagen (Bestandteil von EF5)
- EF7: Anzahl der Einwohner*innen mit Anschluss an abflusslose Gruben, Entsorgung an eine zentrale Abwasserbehandlungsanlage (Bestandteil von EF5)
- EF8: Anzahl der Einwohner*innen mit Anschluss an abflusslose Gruben, ohne Entsorgung an eine zentrale Abwasserbehandlungsanlage (Bestandteil von EF5)
- EF9: Anzahl der Einwohner*innen mit Anschluss an eine öffentliche Kanalisation, aber ohne Anschluss an eine zentrale Abwasserbehandlungsanlage

Nicht immer stimmte in den Originaldaten des FDZ auf Gemeindeebene die Summe von EF6, EF7, EF8 und EF9 mit den Angaben zu EF5 überein. Es wurde im Folgenden immer mit der Summe der Einzelangaben (EF6–EF9) gerechnet – die Angaben zu EF5 wurden nicht weiter berücksichtigt.

Grundsätzlich wurde davon ausgegangen, dass keine ungereinigten Abwässer in das Grundwasser oder Oberflächengewässer eingeleitet werden. Demnach müssen Abwässer, die nicht in einer öffentlichen (50–2.000 EW) oder kommunalen (> 2.000 EW) Kläranlage behandelt werden, mindestens in einer Kleinkläranlage (< 50 EW) behandelt werden. Dies gilt insbesondere für EF9 (ehemals Bürgermeisterkanäle) und für EF8, für die angenommen wird, dass die vorgereinigten Abwässer über eine Boden-Grundwasserpassage eingeleitet werden. Für Kleinkläranlagen (EF6) kann zusätzlich zwischen einer Direkteinleitung (Rohr oder Graben) in einen Vorfluter oder eine indirekte Einleitung über eine Boden-Grundwasserpassage unterschieden werden. Hierzu standen jedoch keine Angaben durch das FDZ zur Verfügung. Daher wurde hier der Ansatz nach Behrendt et al. (2003) und Venohr et al. (2011) angesetzt, der die Einleitungsart über die hydrogeologischen Eigenschaften des Untergrunds ableitet. Hierbei wird angenommen, dass nur im Lockergesteinsbereich eine Einleitung in den Untergrund zulässig ist. So wird der Anteil der Kleinkläranlagen, die über eine Boden-Grundwasserpassage einleiten, direkt über den prozentualen Anteil des Lockergesteins auf Gemeindeebene abgeleitet. Insgesamt können somit die in Tabelle 6 beschriebenen Anschlussarten unterschieden und ins Modell implementiert werden.

Tabelle 6: Die zur Modellierung unterschiedenen Anschlussarten und ihre Herleitung aus den FDZ-Daten

Name	Beschreibung	Berechnet als
$EW_{K,KA}$	Einwohner*innen mit Anschluss an die Kanalisation und eine Kläranlage	EF10 – EF6 – EF7 – EF8 – EF9
EW_{AG}	Einwohner*innen mit Anschluss an eine Abflusslosegrube	EF7
$EW_{klKA,direkt}$	Einwohner*innen mit Anschluss an Kleinkläranlagen mit Einleitung über Rohr/Graben	EF6 (1 – Anteil Lockergestein)
$EW_{klKA,GW}$	Einwohner*innen mit Anschluss an Kleinkläranlagen mit Einleitung über Boden-Grundwasserpassage	EF6 (Anteil Lockergestein) + EF8
$EW_{klKA,Kanal}$	Einwohner*innen mit Anschluss an Kleinkläranlagen, die über eine Kanalisation einleiten (Bürgermeisterkanäle)	EF9

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Anschluss der versiegelten urbanen Fläche an Trenn- und Mischkanalisation

Die Gesamtlänge des Kanalnetzes wurde direkt aus den Angaben des FDZ auf Gemeindeebene übernommen und beinhaltet die Längen der Misch-, Schmutz- und Regenwasserkanalisationen. Für die Abschätzung der Anschlussverhältnisse der versiegelten urbanen Flächen an die Kanalisation wurden nur die Misch- und Regenwasserkanalisation verwendet, da beide Kanaltypen an die Flächen angeschlossen sind. Im Gegensatz dazu ist die Schmutzwasserkanalisation an die Häuser angeschlossen, wodurch kein direkter Zusammenhang mit der angeschlossenen versiegelten Fläche bestehen muss. In jedem Fall würde eine Berücksichtigung der Ausbaulängen von Schmutz- und Regenwasserkanalisation zu einer Überschätzung des Ausbaulängenanteils beider führen. Die an die jeweiligen Kanalnetze angeschlossenen versiegelten Flächen wurden entsprechend Gl. 1 berechnet.

$$AURB_{MK,TK} = AURB_{GES} \times AURB_{VERS} \times EW_{K,KA} \times L_{MK,TK} \quad \text{Gl. 1}$$

$AURB_{MK,TK}$ = an die Misch- (MK) oder Trennkanalisation (TK) angeschlossene versiegelte Fläche in km²
$AURB_{GES}$ = gesamte nach LBM (2015) ausgewiesene urbane Fläche in km²
$AURB_{VER}$ = Versiegelungsanteil an der urbanen Fläche in %
$EW_{K,KA}$ = Bevölkerung mit Anschluss an Kanalisation und Kläranlage in Einwohner*innen
$L_{MK,TK}$ = Anteil der Misch- oder Trennkanalisation an der Summe von Misch- und Schmutzwasserkanalisation in %

Damit wird angenommen, dass der Anteil der versiegelten urbanen Fläche sich proportional zum Anteil der angeschlossenen Personen verhält.

Versiegelte urbane Fläche ohne Anschluss an die Kanalisation

Insbesondere im ländlichen Raum gibt es Haushalte, die nicht an die Kanalisation und eine Kläranlage angeschlossen sind, da der Anschluss an eine öffentliche Kanalisation zu aufwendig ist oder diese schlichtweg nicht vorhanden ist. In diesen Fällen ist davon auszugehen, dass auch versiegelte Flächen im gleichen Maße nicht an die Kanalisation angeschlossen sind. Daher wird, wie in Gl. 1 bereits dargestellt, der Anschlussgrad bei der Berechnung der an die Kanalisation angeschlossenen Flächen berücksichtigt. Im Umkehrschluss verbleibt bei einem Anschlussgrad < 100 % eine versiegelte Restfläche, die nicht an die Kanalisation angeschlossen ist. Diese

wird nach Gl. 2 berechnet. Da in Kleinkläranlagen die Behandlung von nicht-häuslichem Abwasser untersagt ist, wird diesen auch keine angeschlossene versiegelte Fläche zugeordnet.

$$AURB_{NA} = AURB_{VER} - AURB_{TR} - AURB_{MK} \quad \text{Gl. 2}$$

$AURB_{NA}$ = nicht an die Kanalisation angeschlossene Flächen in km²
$AURB_{VER}$ = versiegelte urbane Fläche in km²
$AURB_{TR}$ = an die Trennkanalisation angeschlossene Fläche in km²
$AURB_{MK}$ = an die Mischkanalisation angeschlossene Flächen in km²

Speichervolumen der Mischkanalisation

Die Angaben zum Speichervolumen wurden durch das FDZ auf Gemeindeebene zur Verfügung gestellt, jedoch pro Betreiber*in und bezogen auf den Hauptsitz der jeweiligen Firma. Dadurch kommt es zu einer Verzerrung und Konzentration der räumlichen Verteilung der gemeldeten Speichervolumina. Um diese zu vermeiden, wurden die Daten auf Kreisebene aggregiert und für jeden Kreis wurde ein mittleres Speichervolumen berechnet. Dazu wurde zunächst auf Gemeindeebene die an die Mischkanalisation angeschlossene versiegelte Fläche nach Gl. 1 berechnet und anschließend zusammen mit der angeschlossenen Fläche auf Kreisebene aggregiert. Das Speichervolumen auf Kreisebene wurde dann als Verhältnis aus Speichervolumen und der an die Mischkanalisation angeschlossenen versiegelten Fläche berechnet. In MONERIS wird das Speichervolumen als relative Größe verwendet, Meissner (1991) und Brombach und Michelbach (1998) gehen davon aus, dass ein Ausbaugrad von 100 % einem Speichervolumen von 23,3 m³/ha entspricht und bei einem Ausbaugrad von 10 % Null ist. Diese Bedingungen lassen sich durch Gl. 3 realisieren.

$$MK_{PSV} = 3.8627 \times MK_{SV} + 10 \quad \text{Gl. 3}$$

MK_{PSV} = relatives Speichervolumen in %
MK_{SV} = Speichervolumen der Mischkanalisation in m³/ha

Alter der Trenn- und Mischkanalisation

Die Datensätze des FDZ enthalten die Längenangaben von Misch- und Trennkanalisation (bestehend aus Regen- und Schmutzwasserkanälen), unterschieden nach dem Baujahr der Kanalisation, Klassifiziert in zehn Jahresschritten (z. B. 1961–1970, 1971–1980, …). Das Alter der Kanalisation wurde auf Gemeindeebene längengewichtet als Mittelwert für die Misch- und Schmutzwasserkanalisation berechnet. Da die Regenwasserkanalisation für die Berechnung der Exfiltrationsverluste nicht berücksichtigt wurde, blieb diese bei der Altersbestimmung unberücksichtigt.

Einleitungen aus kleinen Kläranlagen

Für die Einleitungen aus kommerziellen Kläranlagen wurde das Kläranlageninventar des UBA verwendet. Dieses enthält Angaben zu Anlagen mit mehr als 2.000 Einwohnergleichwerten (EGW). Somit sind die Einleitungen aus Kläranlagen mit 50 bis 2.000 EGW hier unberücksichtigt und wurden aus Daten des FDZ ermittelt. Obwohl die Daten zu einzelnen Anlagen beim FDZ vorliegen, werden die Einleitungen aus kleinen Kläranlagen nur aggregiert auf Gemeindeebene weitergegeben.

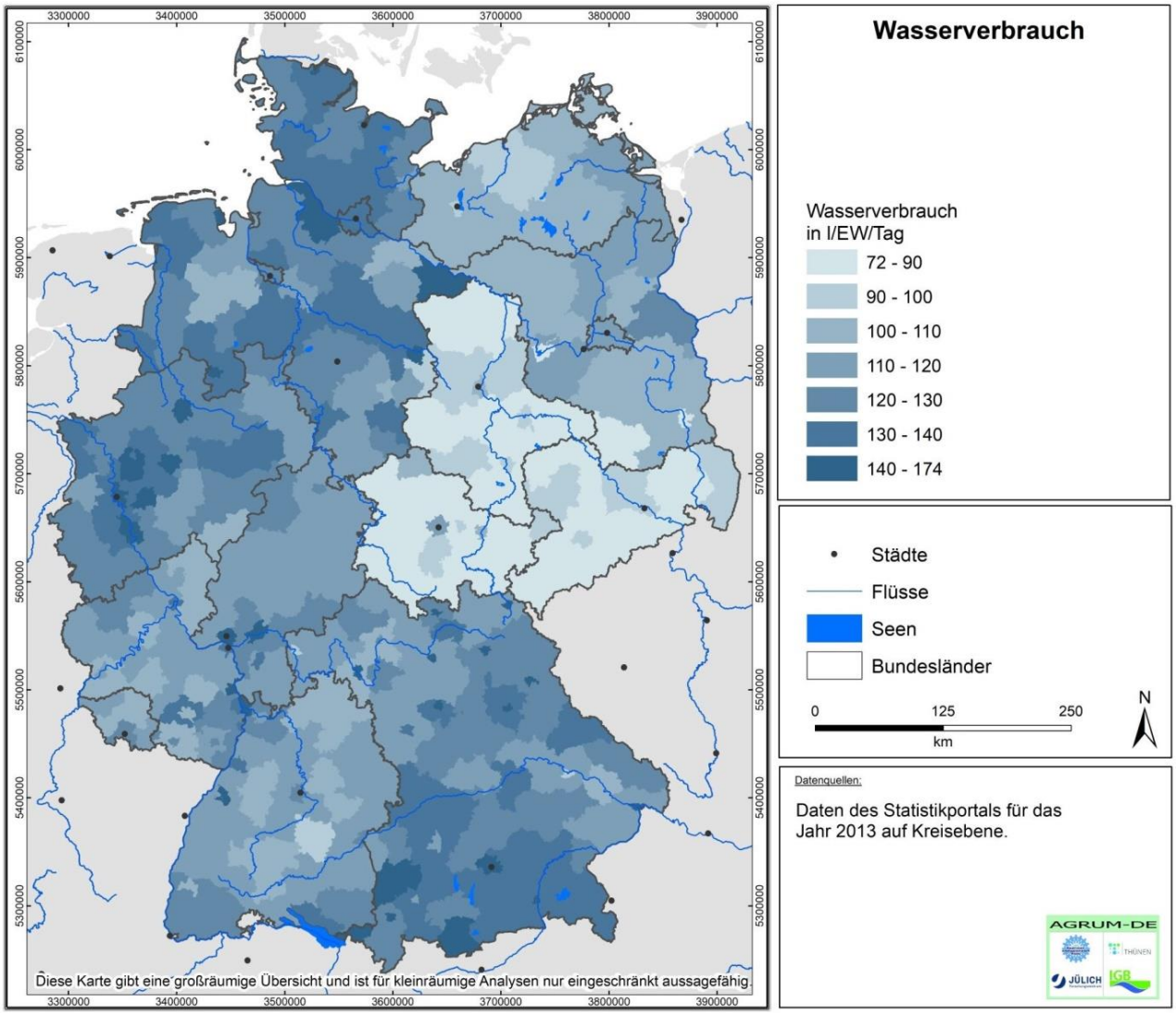
Die Daten zu kleinen Kläranlagen wurden dem FDZ-Datenblatt „EVAS 7S_32213_Abwasserbahndlung“ entnommen und umfassen Angaben zu den angeschlossenen Einwohner*innen, der Abwassermenge und den Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphorkonzentrationen. Über eine Vorort-Bearbeitung wurden zunächst, basierend auf einzelnen Anlagen, solche mit weniger als 2.000 Einwohnerwerten (EW) selektiert und für diese

die Frachten berechnet. Abschließend wurden die Frachten auf Gemeindeebene aggregiert, da nur so ein Export zur Weiterverarbeitung erlaubt war.

3.4.2.3 Abwasser aus privaten Haushalten und Laubfall sowie tierische Exkremente

Für Kleinkläranlagen und Mischkanalisationsüberläufe müssen die Abgaben von häuslichem Abwasser berücksichtigt werden. Für die Abschätzung der Abwassermenge wird das verbrauchte, d. h. durch die Wasserversorger bereitgestellte Wasser zugrunde gelegt. Der Wasserverbrauch liegt in Liter pro Einwohner*in und Tag auf Kreisebene durch das Statistikportal (2013) vor (vgl. Karte 45). Diese Zahlen beinhalten auch den Wasserverbrauch durch kleine kommerzielle Nutzer*innen und liegen potenziell über dem tatsächlichen Verbrauch in privaten Haushalten (siehe auch Kapitel 4.7.2). Sie stellen jedoch die beste flächendifferenzierte Abschätzung der Wasserbräuche dar und werden allgemeinüblich für diese Berechnungen verwendet.

Karte 45: Wasserverbrauch auf Kreisebene in Deutschland für das Jahr 2013



Quelle: eigene Darstellung (IGB). Daten: Statistikportal (2013)

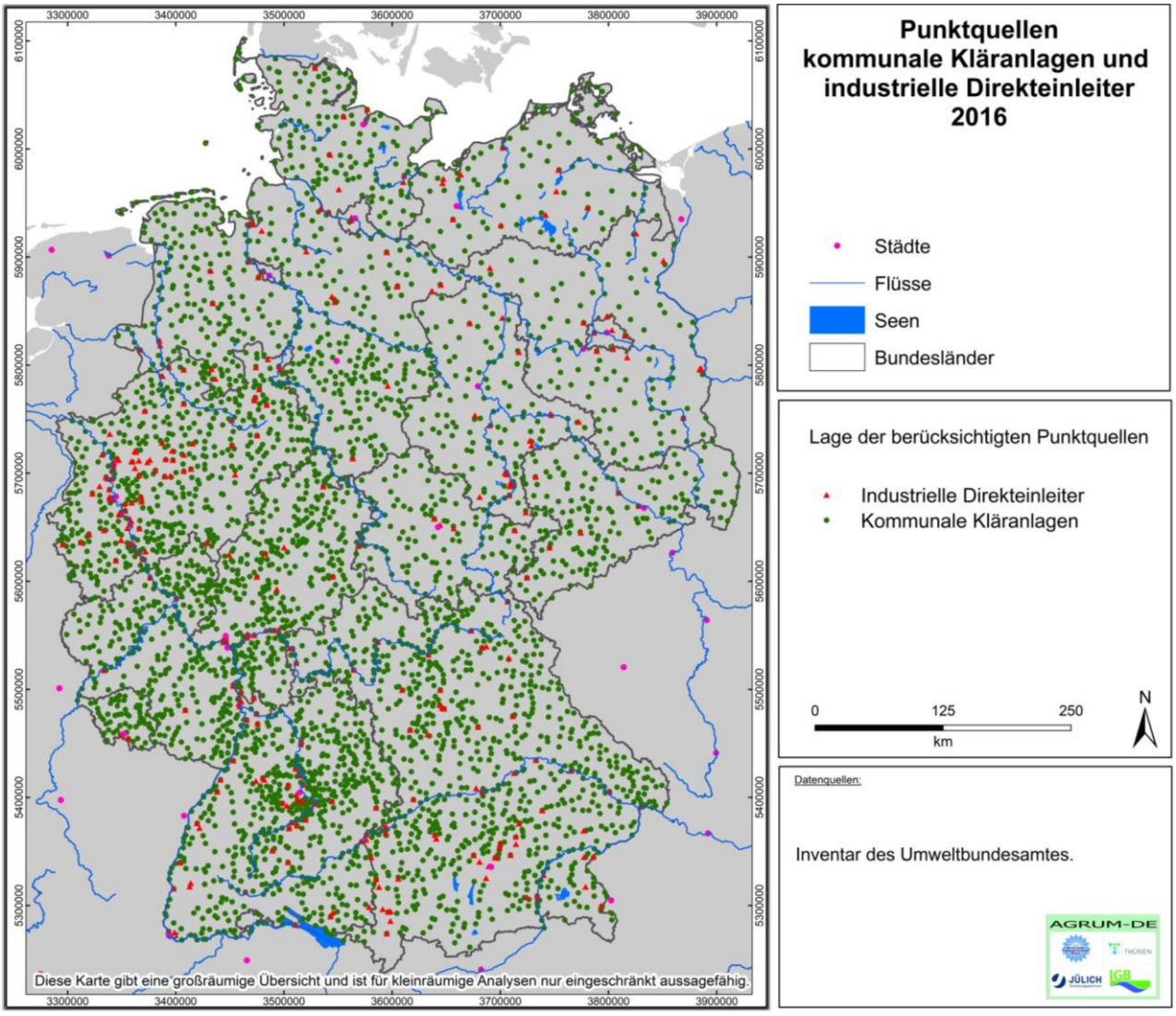
Des Weiteren werden personenspezifische Nährstoffabgaben zur Abschätzung der Nährstofffrachten benötigt. Diese belaufen sich für Stickstoff auf 11 g N/(Einwohner*in × Tag) und für Phosphor auf 1,9 g P/(Einwohner*in × Tag) (Behrendt et al., 2002; Venohr et al., 2011) und beinhalten sowohl gelöste und partikuläre Fraktionen als auch Anteile aus der Anwendung von Wasch- und Geschirrspülmitteln. Für urbane

Flächen wird ein zusätzlicher Stickstoffeintrag von 4 kg N/ha/a aus Laubfall und tierischen Exkrementen angesetzt (Behrendt et al., 2002; Venohr et al., 2011).

3.4.2.4 Daten zu Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern nach PRTR

Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern wurden dem durch das UBA bereitgestellten Kläranlageninventar und Angaben des PRTR (Pollutant Release and Transfer Register) (UBA, 2017) entnommen (vgl. Karte 46). Das Kläranlageninventar umfasst Werte zu Abfluss und Frachten von Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor für insgesamt 4.562 Kläranlagen mit mehr als 2.000 EGW aus den Jahren 2008, 2010, 2012, 2014 und 2016. Für die Berechnungen wurden die Daten des Jahres 2016 verwendet, da der Datensatz für 2016 am umfassendsten ist und auch die Lage der Einleitstelle, nicht wie in den Vorjahren die Lage der Kläranlage, angegeben wurde. Aus den Daten des PRTR wurden, in Absprache mit dem UBA, nur die Angaben zur Kategorie „industrielle Freisetzungen“ verwendet. Beide Datensätze lagen mit expliziten Koordinaten der Einleitungsstellen vor und wurden direkt den Flächen der Gemeinde, des Einzugsgebiets oder Bundeslands zugeordnet.

Karte 46: Lage der kommunalen Kläranlagen und der industriellen Direkteinleiter



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

3.4.2.5 Hydrologische Einzugsgebiete zur Quantifizierung der Gesamteinträge, der gewässerinternen Retention und resultierenden Frachten

Die Quantifizierung der Gesamteinträge, der gewässerinternen Retention und resultierenden Frachten erfolgte für Deutschland auf Basis der vom UBA verwendeten Analysegebiete / Analytical Units (AU) mit einer mittleren Einzugsgebietsgröße von 129 km² (Fuchs et al., 2010). Die AUs bilden sowohl die Bundeslandgrenzen als auch die Abgrenzungen zwischen den Koordinierungsräumen ab. Passend zu den Gebietsgrenzen wurde ein bestehendes gerichtetes Gewässernetz mit einer AU-spezifischen Zuweisung von Haupt- und Nebenläufen, sowie einer Fließlängenausweisung von nur linienhaft dargestellten Gewässern verwendet (Venohr et al., 2014). Letztere sind, entsprechend ATKIS oder LBM, Gewässer mit einer Breite von weniger als 8 m bzw. 5 m und stellen den bei Weitem dominierenden Fließlängenanteil dar.

3.4.3 Datengrundlage für die im Ausland liegenden, hydrologisch verbundenen Ober- und Unterlieger

Fünf der sechs Flussgebiete Deutschlands (Donau, Rhein, Ems, Elbe und Oder) verfügen über im Ausland gelegene hydrologische Teileinzugsgebiete, die zu den Frachten in den Hauptströmen und am Übergabepunkt in die Küstengewässer beitragen. Zusätzlich gibt es verschiedene grenznahe Gebiete in Deutschland, die in benachbarte ausländische Gebiete entwässern (z. B. Maas, Oder) und teilweise später wieder zurück nach Deutschland fließen. Insbesondere für Situationen, wo Flüsse die Grenzen zwischen Deutschland und benachbarten Ländern darstellen (z. B. Rhein, Oder), gibt es eine Vielzahl nicht beprobter kleinerer Gewässer, sodass die Quantifizierung der Einträge und Frachten aus den ausländischen Vorflutern nur über eine Modellierung abgebildet werden kann.

Daher wurde in diesem Projekt auf eine zuvor im EU-Projekt MARS durchgeführte Modellierung zurückgegriffen (siehe Lemm et al., 2021) und die in Deutschland verwendeten AUs mit den in MARS verwendeten Einzugsgebietsgrenzen hydrologisch verbunden, um eine zusammenhängende Retentions- und Frachtmodellierung zu ermöglichen. Eine ausführliche Beschreibung der verwendeten Daten, der Ergebnisse und der Modellvalidierung ist in Lemm et al. (2021) zu finden.

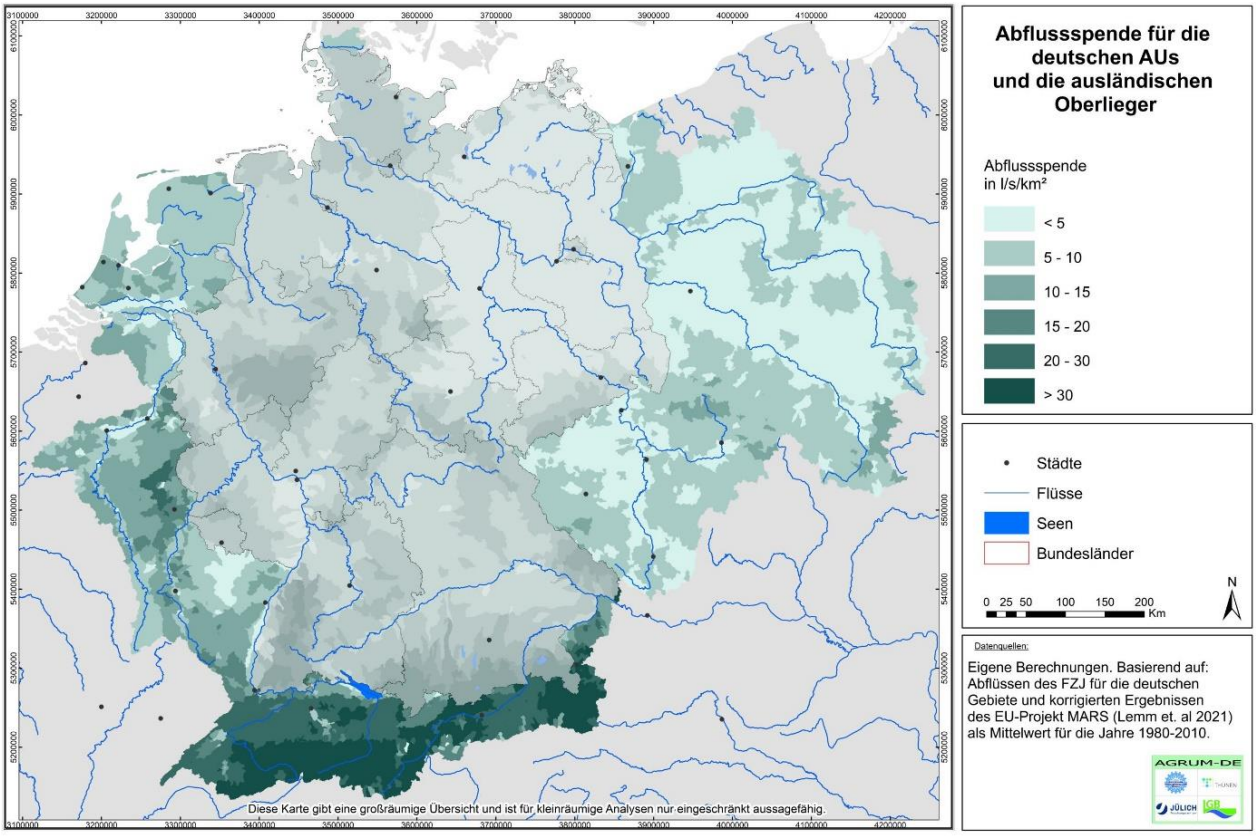
Die in MARS durchgeführten Berechnungen basieren auf den Jahren 2000–2010, sodass für eine gemeinsame Verwendung im Projekt AGRUM-DE eine Anpassung bzw. Korrektur des Wasserhaushalts und der Einträge notwendig war. Zur Einbindung der in MARS erzeugten Ergebnisse wurden alle zunächst grenznahen Messstellen (mit verfügbaren Daten) ausgewählt und alle stromaufwärts im benachbarten Ausland gelegenen Teileinzugsgebiete diesen Messstellen zugeordnet. Anschließend wurden die Abflüsse und Einträge in diesen Oberlieger-Gebieten so korrigiert, dass unter Berücksichtigung der Einzugsgebietstopologie und der gewässerinternen Retention die Abweichungen zu den gemessenen Abflüssen und Frachten auf ein Minimum reduziert wurden.

Das Ziel dieses Arbeitsschritts war es nicht, eine harmonisierte Gesamtmodellierung in Deutschland und dem benachbarten Ausland zu erreichen, sondern validierte Frachten an den Grenzübergängen zu erzeugen, die eine Berechnung und Berücksichtigung der Frachten in den großen Hauptströmen und somit auch Szenarien zum Minderungsbedarf an den Übergabepunkten zu den Küstengewässern zu ermöglichen. Daher wurde anschließend keine Neumodellierung der Einträge unter Verwendung der korrigierten Abflüsse durchgeführt, sondern die Einträge direkt über eine lineare Korrektur so angepasst, dass unter Berücksichtigung der gewässerinternen Retention die Abweichung zu den beobachteten mittleren Frachten der Jahre 2010–2016 minimal ist.

Die zentralen Ergebnisse werden hier in Karte 47, Karte 48 und Karte 49 dargestellt und im Weiteren als Eingangsdaten für die relevanten folgenden Berechnungsschritte gesehen. Von einer differenzierten Darstellung der Einträge der gewässerinternen Retention wird aus diesem Grunde ebenfalls abgesehen. In Kapitel 3.4.4 sind darüber hinaus die grenznahen Stationen aufgeführt, die zur Kalibrierung der nach Deutschland einströmenden

Abflüsse und Frachten verwendet wurden. Diese wurden in Kapitel 4.8 beim Frachtvergleich differenziert gekennzeichnet.

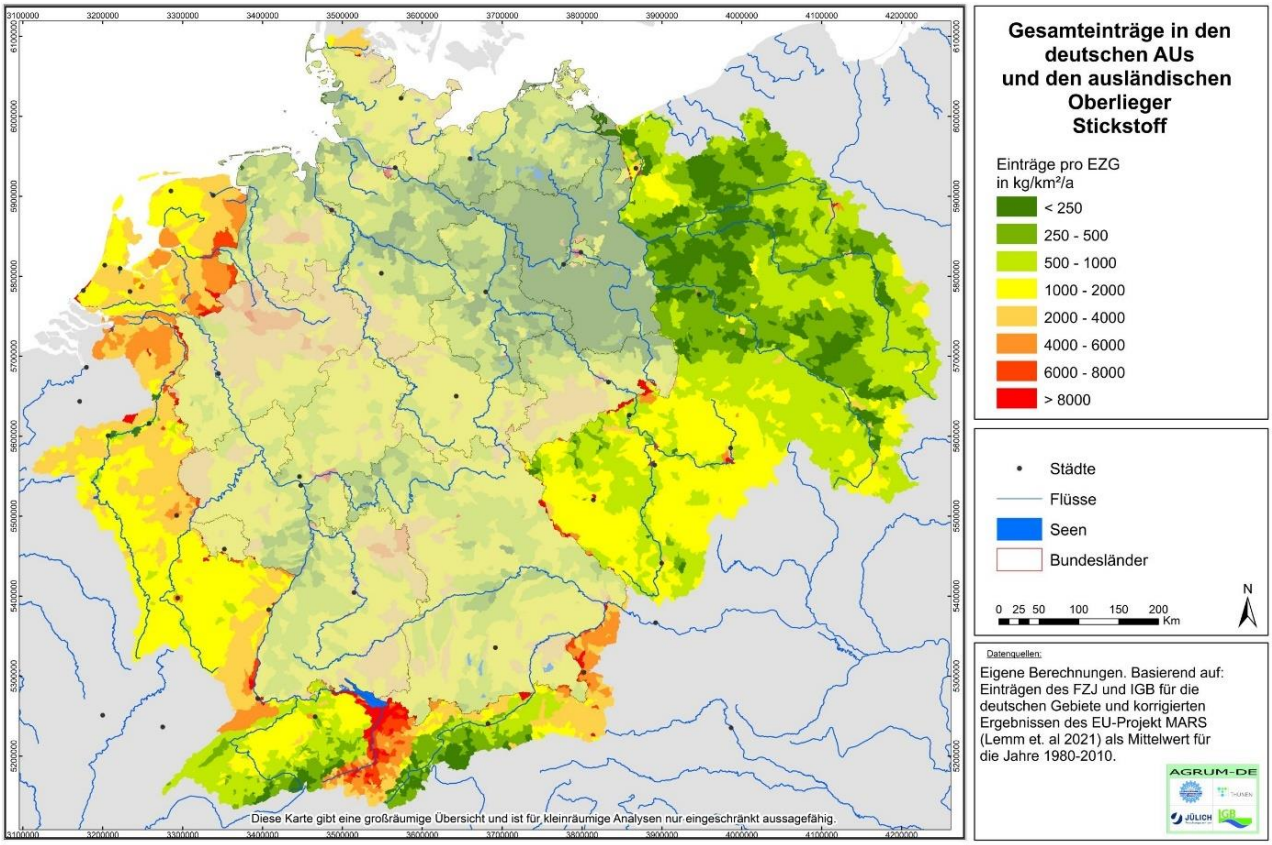
Karte 47: Auf Basis der im Projekt MARS durchgeführten Modellierungen neu-kalibrierte Abflussspenden in den hydrologisch verbundenen, im benachbarten Ausland gelegenen Einzugsgebieten



Anm.: Für die differenzierte Darstellung der für Deutschland ermittelten Abflüsse sei auf das Kapitel 5.2 verwiesen.

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

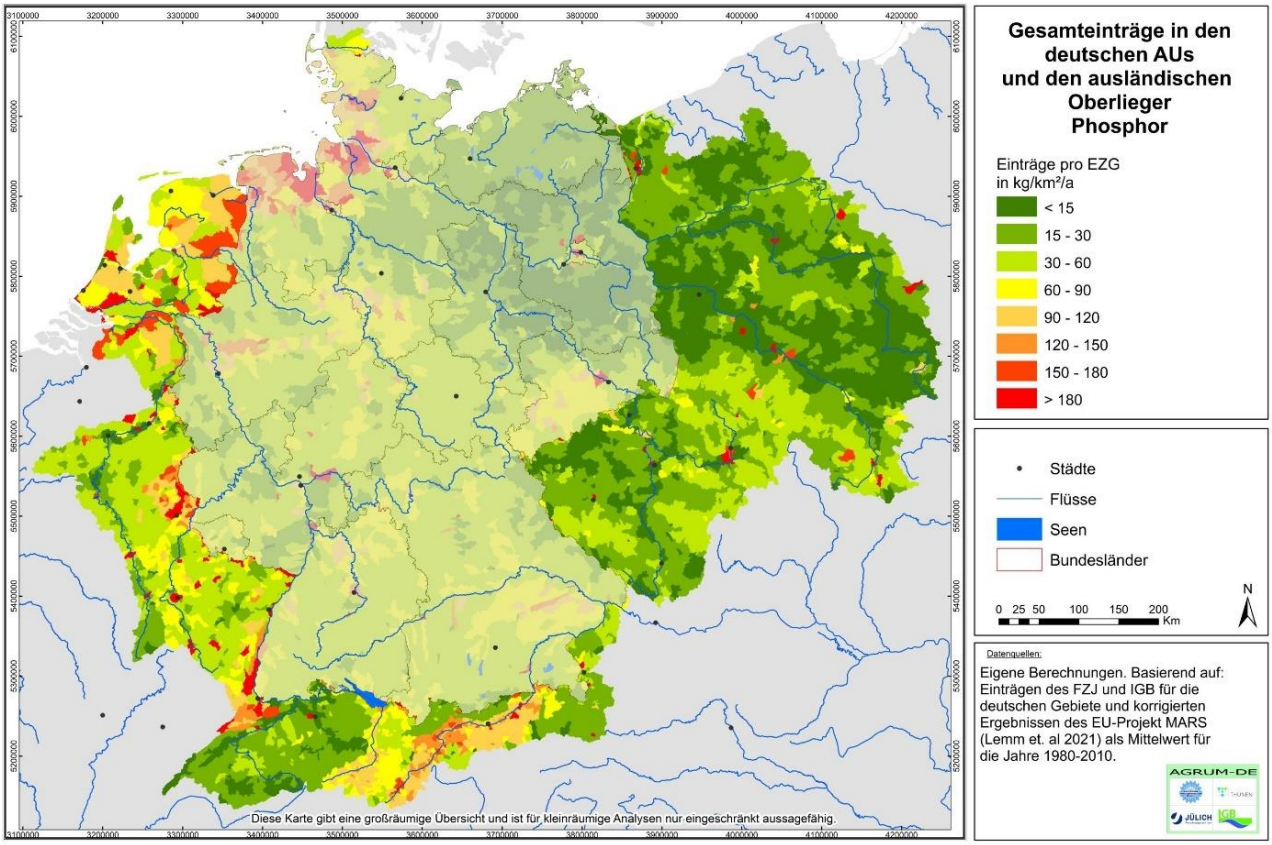
Karte 48: **Auf Basis der im Projekt MARS durchgeführten Modellierungen neu-kalibrierte Gesamtstickstoffeinträge in den hydrologisch verbundenen, im benachbarten Ausland gelegenen Einzugsgebieten**



Anm.: Für die differenzierte Darstellung der für Deutschland ermittelten Gesamteinträge sei auf das Kapitel 5.7 verwiesen.

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 49: **Auf Basis der im Projekt MARS durchgeführten Modellierungen neu-kalibrierte Gesamtphosphoreinträge in den hydrologisch verbundenen, im benachbarten Ausland gelegenen Einzugsgebieten**



Anm.: Für die differenzierte Darstellung der für Deutschland ermittelten Gesamteinträge sei auf das Kapitel 5.7 verwiesen.

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

3.4.4 Datengrundlage für die Modellvalidierung

Für die Modellvalidierung wurden von der BfG Daten für den Zeitraum von 1980 bis 2010 zu 463 Abflusspegeln bereitgestellt. Zusätzlich lagen vom UBA Gütedaten zu 194 Messstellen für die Jahre 2010–2016 vor. Alle 194 Gütemessstellen konnten einem Abflusspegel zur Frachtberechnung zugewiesen werden, jedoch lagen nur für 71 Gütemessstellen Daten von BfG-Pegeln vor. Daher wurden fehlende Daten und auch Daten von zusätzlichen Stationen von folgenden Datenportalen hinzugezogen:

- https://udo.lubw.baden-wuerttemberg.de
- http://iksr.bafg.de
- https://www.gkd.bayern.de/de/
- https://portal.grdc.bafg.de

Gütemessstellen, für die sich Größenabweichungen zwischen den Messstelleneinzugsgebieten und den AU-Einzugsgebieten von mehr als 15 % ergaben und solche mit weniger als zwölf Messungen pro Jahr wurden von der weiteren Verwendung für die Modellvalidierung ausgeschlossen. Insgesamt lagen vollständige Daten zu 125 Abflusspegeln sowie zu 91 (TN) und 100 (TP) Gütemessstationen vor.

4 Methodik

4.1 Methodik der Stickstoffbilanzierung

4.1.1 Allgemeines zu Methoden der Nährstoffbilanzierung

Eine Nährstoffbilanz ist eine Gegenüberstellung von zugeführten und abgeführten Nährstoffmengen mit festgelegter räumlicher und zeitlicher Abgrenzung. Nährstoffbilanzen werden häufig für Stickstoff und Phosphor berechnet, können aber auch für andere Nährstoffe wie Kalium erstellt werden. PARCOM (1993) definiert Typen landwirtschaftlicher Nährstoffbilanzen – zum einen die „nationale Grundmineralbilanz“ und zum anderen die „vollständige nationale Mineralbilanz“.

Bei der nationalen Grundmineralbilanz wird der Agrarsektor als ein „Hof“ im Sinne einer „Black Box“ betrachtet, der Nährstoffe zugeführt (z. B. Mineraldünger, zugekaufte Futtermittel) bzw. entzogen werden (Verkauf landwirtschaftlicher Produkte). Intrasektorale Nährstoffflüsse werden nicht abgebildet. Die vollständige nationale Mineralbilanz dagegen ermöglicht einen Einblick in die intrasektoralen Stoffflüsse des Agrarsektors. Dieser wird in den Bereich „Boden“ (pflanzliche Produktionsverfahren) und „Stall“ (tierische Produktionsverfahren) untergliedert. Stoffflüsse zwischen „Boden“ und „Stall“ (z. B. Ausbringung des Wirtschaftsdüngers auf hofeigener Fläche; sektorinterne Futtererzeugung) können bei diesem Verfahren abgebildet und analysiert werden. Neben der Untersuchung intrasektoraler Stoffflüsse ist eine Bilanzierung der Teilbereiche Tier- und Pflanzenproduktion möglich, da die jeweils relevanten Größen getrennt ausgewiesen und betrachtet werden können. Zur Erstellung einer Gesamtbilanz werden die Ergebnisse der Einzelbilanzen miteinander verknüpft.

Unabhängig von der gewählten Art der Bilanzen bestimmt die Qualität der Eingangsdaten die mögliche räumliche Bezugseinheit, d. h. die räumliche Auflösung des Modells, sowie die Aussagekraft und Belastbarkeit der Ergebnisse. In der PARCOM-Systematik ist die RAUMIS-Bilanz zwischen nationaler Grundmineralbilanz und der vollständigen nationalen Mineralbilanz zu verorten, da zwar mehr Stoffflüsse als in der Grundmineralbilanz abgebildet werden, aber keine vollständigen Zwischenbilanzen (beispielsweise für die Ebene „Stall) wie in der vollständigen Mineralbilanz ermittelt werden (Kreins et al., 2010).

4.1.2 Stickstoffbilanzierung mit dem Modell RAUMIS

Die räumliche Auflösung der Abbildung hängt in RAUMIS von der Datenverfügbarkeit ab. Für die Stickstoffbilanzen in AGRUM-DE konnten, verglichen mit dem Kernmodell, erheblich detailliertere Datengrundlagen verwendet werden. Die Bilanzierung wurde deswegen in einem Teilmodul umgesetzt, das auf Gemeindeebene operiert. Die Bilanzen werden als Flächenbilanzen für jede Gemeinde ausgewiesen. Diese Flächenbilanzen werden unter Berücksichtigung der vollständigen Zufuhr und der vollständigen Abfuhr, inklusive der gasförmigen Verluste, ermittelt. Die atmosphärische Deposition ist *nicht* in den RAUMIS-Bilanzen enthalten, diese wird bei der hydrologischen Modellierung berücksichtigt. Die asymbiotische N-Bindung wird, aufgrund der hohen Unsicherheit der in der Literatur angegebenen Werte, in diesem Abschlussbericht nicht berücksichtigt.

Die im Modell ermittelten Bilanzglieder sind in Tabelle 7 dargestellt. Als Zufuhrkomponenten werden der Anfall von Wirtschaftsdünger und Gärresten (inklusive Wirtschaftsdüngerimporte aus dem Ausland und die überregionale Verbringung des Wirtschaftsdüngers), Kompost, Klärschlamm, mineralische Düngemittel, die Stickstofffixierung durch Leguminosen und das Saatgut berücksichtigt. Der Anteil des Wirtschaftsdüngers, der in Biogasanlagen vergoren wird, wird vom Wirtschaftsdüngeranfall aus der Viehhaltung abgezogen und den Gärresten zugeschlagen. Die Stickstoffabfuhr setzt sich aus den Abfuhren durch die Haupternteprodukte von Acker- und Grünland zusammen. Im Modell werden die gasförmigen Ammoniakverluste allerdings schon bei der

Zufuhr abgezogen und nicht gesondert als Komponente der Abfuhr ausgewiesen. Abfuhren durch Nebenprodukte wie z. B. Stroh werden nicht berücksichtigt. Hier wird angenommen, dass der größte Teil davon in der Tierhaltung als Einstreu verwendet und als Mist oder Gärrest den Flächen wieder zurückgeführt wird. Der resultierende Bilanzsaldo repräsentiert die potenziell auswaschbare Stickstoffmenge im Boden. Dieser wird auf ein Raster der landwirtschaftlich genutzten Flächen übertragen und ist Eingangsgröße für die hydrologische Modellierung.

Tabelle 7: Positionen der Nährstoffbilanzen im Modell RAUMIS

	Bilanzglieder	N	P
Zufuhr	Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung (abzgl. des in Biogasanlagen eingesetzten Wirtschaftsdüngers)	X	X
	davon Wirtschaftsdüngerimporte (grenzübergreifend)	X	X
	davon Wirtschaftsdüngertransporte (inländisch)	X	X
	Gärreste aus der Biogasproduktion	X	X
	davon Gärrestimporte (grenzübergreifend)	X	X
	davon Gärresttransporte (inländisch)	X	X
	Kompost	X	X
	Klärschlamm	X	X
	Mineralischer Dünger	X	X
	Legume N-Bindung	X	
	Saatgut	X	X
Abfuhr	Abfuhr durch das Erntegut (Ackerfrüchte)	X	X
	Abfuhr durch das Erntegut (Grünland)	X	X
	Ammoniak-Verluste	X	
Bilanzsaldo	Denitrifikation/Anreicherung im Boden/Eintrag in Gewässer	X	X

Quelle: Eigene Darstellung (Thünen-Institut), adaptiert von Henrichsmeyer et al. (1996).

Im folgenden Kapitel wird detailliert beschrieben, wie die einzelnen Bilanzpositionen in RAUMIS auf Gemeindeebene berechnet werden.

4.1.3 Bilanzierung allgemein

Die N-Bilanz ist die Gegenüberstellung zwischen N-Zufuhr und N-Abfuhr, berechnet für die einzelnen Gemeinden. Sämtliche Komponenten der Bilanz werden sowohl insgesamt (kg N) als auch pro Hektar LF (kg N/ha LF) ausgewiesen. Der N-Bilanzsaldo ist die Differenz zwischen N-Zufuhr (NZUF) und N-Abfuhr (NABF) und gibt die Höhe des N-Flächenbilanzüberschusses an. Für jede Gemeinde *g* gilt also für den Flächenbilanzüberschuss NBIL die Gl. 4:

$$\mathrm{NBIL_g} = \mathrm{NZUF_g} - \mathrm{NABF_g} \qquad \text{Gl. 4}$$

Die Stickstoffzufuhr jeder Gemeinde umfasst im Modell folgende Komponenten:

- Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft (WD)

- Gärreste (GAER)
- Kompost (KO)
- Klärschlamm (KS)
- Mineraldünger (MIN)
- Stickstofffixierung durch Leguminosen (FIX)
- Saatgut (SG)

Die N-Zufuhr durch Wirtschaftsdünger und Gärreste geht als Netto-Zufuhr in die Berechnung ein, also nach Abzug der gasförmigen Verluste, die im Stall sowie bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und Gärresten entstehen. Wirtschaftsdüngertransporte sind in den Positionen WD und GAER bereits enthalten. Damit gilt für die N-Zufuhr (Gl. 5):

$$\mathrm{NZUF_g} = \mathrm{MIN_g} + \mathrm{WD_g} + \mathrm{GAER_g} + \mathrm{KS_g} + \mathrm{KO_g} + \mathrm{FIX_g} + \mathrm{SG_g} \qquad \text{Gl. 5}$$

Die Stickstoffabfuhr umfasst die Menge an Stickstoff, die mit der Ernte der Hauptkulturen von der Fläche abgefahren wird (vgl. 4.1.4.4). Abfuhren von Zweit- und Zwischenfrüchten werden, mangels Daten, nicht berücksichtigt. Die atmosphärische Stickstoffdeposition ist, wie bereits erwähnt, nicht in den Bilanzpositionen enthalten, sondern wird im AGRUM-Modellverbund bei der hydrologischen Modellierung berücksichtigt.

4.1.4 Zufuhr durch Wirtschaftsdünger und Gärreste

Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft

Zur Berechnung des Stickstoffanfalls aus der Tierhaltung auf Gemeindeebene werden den regionalen Tierzahlen auf Gemeindeebene (TZ) mit den Tierverfahren *a* die Ausscheidungskoeffizienten NAUS (vgl. Tabelle A2 im Anhang) zugeordnet, multipliziert und aufsummiert.

Für Milchkühe werden die Stickstoffausscheidungen in Abhängigkeit von der jährlichen Milchleistung berechnet. Dieses Vorgehen ist analog zu den gestaffelten Ausscheidungskoeffizienten der DüV. Die regionalen N-Ausscheidungen durch Milchvieh $\mathrm{NAUS_{MIKU}}$ [kg N/ha LF] werden als lineare Funktion der regionalen Milchleistung $\mathrm{Y^{MIKU}}$ [kg/(Tier*a)] ausgedrückt (vgl. Gl. 6):

$$\mathrm{NAUS_{g,\,MIKU}} = 0{,}008 * \mathrm{Y_g^{MIKU}} + 60 \qquad \text{Gl. 6}$$

Die Berechnung der gasförmigen Emissionsmengen GE erfolgt nach Tierart und Haltungssystemen. Zur Verteilung der N-Ausscheidungen auf die Haltungssystemen Gülle, Festmist und Weide wurden Daten aus Rösemann et al. (2019) auf Landesebene herangezogen. [16] Gasförmige Ammoniakverluste im Stall, im Lager und bei der Ausbringung wurden ursprünglich nach Vorgaben der DüV 2017 berechnet. Die resultierenden Emissionsmengen überschätzen allerdings die gasförmigen Stickstoffemissionen, wie sie in der Klimaberichterstattung dokumentiert werden, was zu einer Unterschätzung der N-Zufuhr durch Wirtschaftsdünger führen würde. Um die gasförmigen Emissionsmengen näherungsweise reproduzieren zu können, wurden die Verlustparameter der Düngeverordnung verringert.

Unter Berücksichtigung der genannten Sachverhalte wird die N-Zufuhr aus Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft mit Gl. 7 berechnet:

[16] Herangezogene Tabellen: Wirtschaftsdüngermanagement nach Tierarten, in Prozent des ausgeschiedenen N, für Festmist, strohbasierte Systeme, güllebasierte Systeme, Weidegang, Vergärung. Strohbasierte Systeme und Tiefstreu werden zusammengefasst. Vergärung wird den güllebasierten Systemen zugeschlagen.

$$\mathrm{WD_g} = \sum_{a} \left(\mathrm{TZ_{ga}} * \mathrm{NAUS_{ga}}\right) + \mathrm{WDT_g^{WD}} - \mathrm{WDG_g^{WD}} - \mathrm{GE_g^{WD}} \qquad \text{Gl. 7}$$

In Biogasanlagen vergorene Wirtschaftsdünger (WDG; WDG ≥ 0) und durch Wirtschaftsdüngertransporte aus Gemeinden exportierte oder in Gemeinden importierte Wirtschaftsdüngermengen (WDT; Exporte: WDT < 0; Importe: WDT > 0) sind damit in der Wirtschaftsdüngerzufuhr WD berücksichtigt. Bei den gasförmigen Verlusten GE handelt es sich um die bei der Viehhaltung im Stall sowie bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und Gärresten entstehenden.

Gärreste

Zur Bestimmung der Stickstoffzufuhr durch Gärreste ist es erforderlich, die Stoffflüsse in Biogasanlagen über die vergorene Substratmenge (D) zu bestimmen. Maßgeblich für die Berechnung der eingesetzten Substratmenge einer Biogasanlage sind deren produzierte Strommenge und die anlagenspezifische Substratzusammensetzung. Mit Hilfe des substratspezifischen Methangehalts wird daraus die pro Anlage und Jahr vergorene Substratmenge der Gärsubstrate Wirtschaftsdünger, Silomais, Grassilage, sonstige nachwachsende Rohstoffe und sonstige Substrate abgeleitet (*s*).

Die N-Flüsse durch Biogasanlagen ergeben sich durch Multiplikation der Substratmengen mit den substratspezifischen N-Gehalten (NS). Generell wird angenommen, dass keine gasförmigen Verluste beim Gärprozess auftreten und somit die Nährstoffmengen des Substratinputs im Gärrest, abgesehen von Lager- und Ausbringungsverlusten, wiedergefunden werden. Die Berechnung der N-Zufuhr durch Gärreste kann also mit Gl. 8 ausgedrückt werden.

$$\mathrm{GAER_g} = \sum_{s} \left(\mathrm{D_{gs}} * \mathrm{NS_s}\right) + \mathrm{WDT_g^{GAER}} - \mathrm{GE_g^{GAER}} \qquad \text{Gl. 8}$$

Analog zu Gl. 7 wird auch hier mit WDT die überregionale Verlagerung von in Gärresten enthaltenen N-Mengen berücksichtigt. Die Menge an in Biogasanlagen vergorenem Wirtschaftsdünger ist in D berücksichtigt. Dieser muss im Modell entweder aus derselben Gemeinde stammen oder in benachbarten Gemeinden bezogen werden und ist folglich nicht mehr in WD enthalten, da diese N-Mengen sonst doppelt gezählt würden. Dieser Sachverhalt ist mit dem Term WDG in Gl. 7 reflektiert.

Wirtschaftsdüngertransporte und regionale Verteilung

Bei kleinräumiger Modellierung auf Gemeindeebene können, im Falle (im Verhältnis zur Gemeinde-LF) hoher Viehzahlen oder Biogaskapazitäten, regional sehr hohe Stickstoffmengen anfallen. Die Annahme, dass diese sehr hohen N-Mengen auch in der Gemeinde verbracht werden, in der sie entstehen, ist unseres Erachtens unplausibel. Wahrscheinlicher ist, dass überschüssige N-Mengen in andere Regionen transportiert und dort ausgebracht werden.

Die Komponente WDT bildet sowohl die überregionale Verbringung als auch den Import von Wirtschaftsdüngern und Gärresten ab. In Abhängigkeit von der Verfügbarkeit von Wirtschaftsdüngertransportdaten, die sowohl aufnehmende als auch abgebende Gemeinden erfassen, wird WDT entweder aus den Daten hergeleitet oder durch das Modell simuliert. Geeignete Daten stehen nur für Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen (inkl. Bremen) zur Verfügung, die Verbringung wird für diese Länder aus den Daten ermittelt. In allen anderen Bundesländern simuliert das Modell die überregionale Verbringung. Dieses „Transportmodul“ ist eine vereinfachte Anwendung der in Kreins et al. (2007) beschriebenen Implementierung des Wirtschaftsdüngertransportmoduls des RAUMIS-Kernmodells. Sie erfolgt in Abhängigkeit von der anfallenden Stickstoffmenge im Verhältnis zur LF, der potenziellen Aufnahmekapazität in den Gemeinden und der Distanz zwischen den Gemeinden. Dabei können überschüssige Stickstoffmengen über Landkreisgrenzen hinweg innerhalb eines Bundeslandes abgegeben bzw. aufgenommen werden, nicht aber zwischen den Bundesländern.

Ausgenommen hiervon sind die Stadtstaaten, welche den angrenzenden bzw. umschließenden Bundesländern zugeordnet werden (HH zu SH, HB zu NI, BE zu BB).

Der Term WDG, welcher die N-Menge reflektiert, die durch die Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen gelangt und als Teil der N-Zufuhr durch Gärreste in die Bilanzierung eingeht, wird aus Plausibilitätsgründen für alle Bundesländer simuliert. Falls in den Wirtschaftsdüngertransportdaten aber Substratinputs in Biogasanlagen identifiziert werden können, werden diese berücksichtigt. Dabei wird ebenfalls auf den im vorherigen Absatz skizzierten Simulationsansatz zurückgegriffen.

4.1.4.1 Zufuhr durch Kompost und Klärschlamm

Kompost und Klärschlamm werden entsprechend ihrer Düngemengen und ihrer Stickstoffgehalte bilanziert. Informationen über aufgebrachte Mengen aus Klärschlammkatastern können in der Regel flächenscharf zugeordnet werden. In diesem Fall kann die regionale Verteilung der N-Mengen auf die Gemeinden direkt den Daten entnommen werden. Für Länder, für die nur aggregierte Daten für die Klärschlamm- oder Kompostverbringung zur Verfügung stehen, werden die regionalen Verbringungsmengen in RAUMIS entsprechend ihrer pflanzenbaulichen Eignung simuliert. Beispielsweise wird kein Klärschlamm auf Grünland sowie Futter- und Gemüseflächen ausgebracht, während im Weinbau überdurchschnittlich mit Kompost gedüngt wird.

Für die Berechnung der N-Mengen auf Basis aggregierter Statistiken gilt für Kompost (Gl. 9):

$$\mathrm{KO_g} = \mathrm{MKO} * \gamma_{\mathrm{g}}^{\mathrm{KO}} * \mathrm{NKO} \qquad \text{Gl. 9}$$

Und analog für Klärschlamm (Gl. 10):

$$\mathrm{KS_g} = \mathrm{MKS} * \gamma_{\mathrm{g}}^{\mathrm{KS}} * \mathrm{NKS} \qquad \text{Gl. 10}$$

Die aggregierten Mengenangaben werden durch MKO bzw. MKS angegeben, NKO und NKS sind die spezifischen N-Gehalte von Kompost und Klärschlamm, γ (Gamma) bezeichnet den aus der pflanzenbaulichen Eignung ermittelten Anteil der Gemeinde *g* an der aggregierten Kompost- bzw. Klärschlammmenge. Der Anteil berechnet sich aus den Flächen der Kulturen in der Gemeinde, auf welchen Kompost bzw. Klärschlamm gedüngt werden, und der Summe dieser Flächen auf Landesebene. Die kulturartspezifische Eignung geht als binärer Parameter in die Berechnung ein (vgl. Tabelle A3 im Anhang, Spalte KSKO). Für NKO wird 13,5 kg N/(t TM) angesetzt (Osterburg et al., 2016), für NKS werden 44 kg N/(t TM) als Durchschnittswert veranschlagt (Rösemann et al., 2019).

4.1.4.2 Symbiotische N-Fixierung und Saatgut

Die N-Fixierung durch Leguminosen im Ackerbau wird durch kulturartabhängige Pauschalbeträge für die Fixierungsleistung in kg N/ha LF bilanziert (vgl. Tabelle A3 im Anhang, Spalte NFIX). Von einer ertragsabhängigen Berechnung der Fixierungsleistung der Ackerkulturen wurde abgesehen, da für das Gros der Leguminosen keine regional differenzierten Ertragsdaten vorliegen.

Die N-Fixierung auf Grünland wird in Abhängigkeit der Standortgüte und der Nutzungsart mit von Expert*innen empfohlenen Pauschalwerten berechnet (Elsäßer, 2020). Dazu werden ungünstige Standorte nach den Merkmalen in Tabelle 8 identifiziert und die Grünlandflächen in den Gemeinden auf diesen Standorten mit Hilfe eines Rasters der tatsächlichen InVeKoS-Grünlandnutzung (siehe Kapitel 4.1.5) bestimmt. Ein Standort wird dann als ungünstig eingestuft, wenn mindestens eines der Kriterien zutrifft. Für ungünstige Standorte werden 12 kg N/ha LF und für alle anderen Standorte 25 kg N/ha LF veranschlagt. Für Weiden wird pauschal – unabhängig von der Standortgüte – mit 10 kg N/ha LF gerechnet.

Tabelle 8: Klassifikation ungünstiger Grünlandstandorte

Merkmale ungünstiger Standorte nach Elsäßer (2005)	Datenbasis für die Merkmalsidentifikation
Höhenlage über 700 m	DGM200[17]
Jährliche Niederschlagsmenge unter 700 mm	DWD, langjähriges Mittel der Klimanormalperiode 1981–2010[18]
Flachgründigkeit	BÜK200[19], < 30 cm bis C-Horizont
Sand, anlehmiger Sand, lehmiger Sand	BÜK200
Starke Trockenperioden	Nicht berücksichtigt
Starke Hanglage	Nicht berücksichtigt

Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

Diese Vorgehensweise bewirkt, dass für die Fixierungsleistung regional differenzierte Werte in die Berechnung eingehen. Die gesamte N-Zufuhr durch symbiotische Fixierung in den Gemeinden wird dann wie folgt berechnet (Gl. 11), wobei PP die Pflanzenproduktion der Gemeinden inkl. Grünland in Hektar darstellt, differenziert in *p*-Aktivitäten.

$$\mathrm{FIX_g} = \sum_{p} \left(\mathrm{PP_{gp}} * \mathrm{NFIX_{gp}}\right) \qquad \text{Gl. 11}$$

Die Stickstoffzufuhr durch Saatgut wird durch Multiplikation der Anbaufläche mit der Saatstärke (vgl. Tabelle A3 im Anhang, Spalte SAAT) und dem Stickstoffgehalt des Saat- bzw. Pflanzguts für die wesentlichen Hauptkulturen geschätzt (Gl. 12). Für Kulturen mit Körnergewinnung wird mit dem N-Gehalt des Ernteprodukts (NHPR) gerechnet. Bei Anbauverfahren, die nicht zur Körnergewinnung bestimmt sind (z. B. Silomais, Kartoffeln), wird NHPR durch die N-Gehalte des Saat- bzw. Pflanzguts ersetzt. Spezialkulturen mit geringen Anbauumfängen werden, mangels Datenverfügbarkeit und verhältnismäßig geringer Bedeutung, vernachlässigt.

$$\mathrm{SG_g} = \sum_{\mathrm{p}} \left(\mathrm{PP_{gp}} * \mathrm{SAAT_p} * \mathrm{NHPR_p}\right) \qquad \text{Gl. 12}$$

4.1.4.3 Mineraldüngereinsatz

Wie in Kapitel 3.2.7 dargelegt, stehen keine belastbaren, regional differenzierten Daten zum Mineraldüngereinsatz in Deutschland zur Verfügung. Folglich muss diese Größe auf regionaler Ebene modelliert werden.

Die Verteilung des Mineraldüngereinsatzes erfolgt in RAUMIS auf Grundlage des kultur- und standortabhängigen Stickstoffbedarfs, der mit Hilfe linearer, ertragserwartungsabhängiger Bedarfsfunktionen berechnet wird (Gl. 13). Da die Ertragshöhe einer Kultur zu deren Aussaat nicht bekannt ist, werden Erwartungswerte für die Erträge (Y^{erw}) durch Trendberechnungen bestimmt, wenn eine ausreichende Anzahl an regionalen Ertragsinformationen über die Zeit verfügbar ist. Falls keine ausreichenden Zeitreihen zur Verfügung stehen, werden, ebenso wie für Grünland, tatsächlich erzielte Erträge anstelle von Erwartungswerten in der Funktion

[17] https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/digitales-gelandemodell-gitterweite-200-m-dgm200.html, letzter Zugriff am 14.02.2022.

[18] https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/multi_annual/precipitation/BESCHREIBUNG_gridsgermany_multi_annual_precipitation_8110_de.pdf, letzter Zugriff am 14.02.2022.

[19] https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche_Karten_Datenbanken/BUEK200/buek200_node.html, letzter Zugriff am 14.02.2022.

verwendet. Die Ableitung der Bedarfsfunktionen basiert auf Angaben des KTBL (Kreins et al., 2010). NDUEREL (NDUEREL ≥ 0) und NDUEABS sind die beiden kulturartspezifischen Funktionsparameter der linearen Funktion (vgl. Tabelle A3 im Anhang).

Bei der Ermittlung des Stickstoffbedarfs werden in RAUMIS die Standortverhältnisse berücksichtigt. Diese Vorgehensweise wird gewählt, da in Abhängigkeit des Klimas und des Bodens einer Region die Gefahr einer Auswaschung von Nährstoffen unterschiedlich hoch ist und insofern zur Sicherung landwirtschaftlicher Erträge ein mehr oder weniger hoher Bedarf an Nährstoffen veranschlagt werden muss, um ein identisches Ertragsniveau zu erreichen. Der Bedarf hängt laut Krüll (1988) von der nutzbaren Feldkapazität des Bodens, seiner Wasserdurchlässigkeit bzw. Durchlüftung und den Jahresniederschlägen ab. Auf Grundlage der BÜK200 (BGR, 2018) und durchschnittlichen Jahresniederschlägen der Referenzperiode 1981–2010 des Deutschen Wetterdienstes wurde dieser Faktor (KF) nach Krüll (1988) für das Projekt neu auf Gemeindeebene berechnet. Für die Ermittlung des Stickstoffbedarfs auf Gemeindeebene (NBED) gilt also folgender funktionaler Zusammenhang (vgl. Kreins et al., 2010):

$$\mathrm{NBED_g} = \mathrm{KF_g} * \sum_{\mathrm{p}} \left[\left(\mathrm{NDUEREL_p} * \mathrm{Y_{gp}^{erw}} + \mathrm{NDUEABS_p} \right) * \mathrm{PP_{gp}} \right] - \sum_{\mathrm{p}} \left(\mathrm{NRL_{gp}} * \mathrm{PP_{gp}} \right) \qquad \text{Gl. 13}$$

Der in Abhängigkeit vom erwarteten Ertrag und dem Standortfaktor errechnete nominale Bedarf wird um die N-Rücklieferung aus der Vorkultur vermindert (NRL), welcher über die durchschnittliche Gemeinde-Fruchtfolge ermittelt wird. Der mit den Ernteresten auf der Fläche verbleibende Stickstoff steht der Folgekultur nicht vollständig zur Verfügung. Diesem Umstand wird in RAUMIS durch die Anwendung eines Stickstoffrücklieferungsindex (NRLF) begegnet (Gl. 14). Dieser gibt den Anteil des verbleibenden Stickstoffs an, den die Folgekultur potenziell verwerten kann. Die Menge des verbleibenden Stickstoffs in den Ernteresten ergibt sich aus dem (Korn-)Ertrag (Y), dem Verhältnis von Haupt- zu Nebenprodukt (ANPR) und dem N-Gehalt des Nebenprodukts (NNPR).

$$\mathrm{NRL_{gp}} = \mathrm{Y_{gp}} * \mathrm{ANPR_p} * \mathrm{NNPR_p} * \mathrm{NRLF_p} \qquad \text{Gl. 14}$$

Die Höhe der Gesamtzufuhr von mineralischem Dünger (MIN) wird in Abhängigkeit des Bedarfs und des in der jeweiligen Gemeinde anfallenden organischen Stickstoffs berechnet (Gl. 15). Zur Deckung des Stickstoffbedarfs wird zunächst der pflanzenverfügbare Anteil des Stickstoffs aus organischen Düngern herangezogen . Dieser wird durch Anrechnungsfaktoren (AF) als Anteil am durch das jeweilige organische Düngemittel zugeführten Stickstoff berechnet. Dazu wird der durch Leguminosen fixierte Stickstoff addiert. Der verbleibende Bedarf wird durch mineralische Düngemittel gedeckt.

$$\mathrm{MIN_g} = \mathrm{BF} * \mathrm{NBED_g} - \mathrm{AF1} * \left(\mathrm{WD_g} + \mathrm{GAER_g} \right) - \mathrm{AF2} * \mathrm{KS_g} - \mathrm{AF3} * \mathrm{KO_g} - \mathrm{AF4} * \mathrm{FIX_g} \qquad \text{Gl. 15}$$

Die verwendeten Anrechnungs- und Bedarfsfaktoren (AF und BF) sind in Tabelle 9 dargestellt. Für Klärschlamm, Kompost und die N-Fixierung werden jeweils konstante Werte angenommen, die sich an der DüV orientieren. Der Anrechnungsfaktor für Wirtschaftsdünger und Gärreste und der BF werden so gewählt, dass die Summe aller regionalen Mineraldüngermengen dem durchschnittlichen Mineraldüngerabsatz auf nationaler Ebene für das Basisjahr entspricht.

Tabelle 9: Anrechnungs- und Bedarfsfaktoren

Anrechnungsfaktor	Organische Komponente der Zufuhr	Wert
AF1	Wirtschaftsdünger und Gärreste	0,65
AF2	Klärschlamm	0,30
AF3	Kompost	0,15
AF4	Symbiotische N-Fixierung	1
BF	Bedarfsfaktor	1,01

Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

4.1.4.4 Stickstoffabfuhr

Die Stickstoffabfuhr durch Ernteprodukte errechnet sich aus dem Produkt aus Stickstoffgehalt des Ernteprodukts (vgl. Tabelle A3 im Anhang, Spalte NHPR) und dem regionalen Ertrag. Für Winterweizen kann dafür auf Analysen der *Besonderen Ernte- und Qualitätsermittlung* (BMEL, versch. Jgg.) auf Landesebene zurückgegriffen werden. Nebenprodukte (z. B. Stroh) werden größtenteils in der Viehhaltung als Einstreu genutzt und gelangen so wieder auf die Flächen. Es wird vereinfachend angenommen, dass die Rückführung verlustfrei erfolgt. Die Abfuhr von Stroh und dessen Rückführung im Mist werden somit in den Bilanzgliedern vernachlässigt. Allgemein wird die N-Abfuhr wie folgt (Gl. 16) berechnet:

$$\mathrm{NABF_g} = \sum_{\mathrm{p}} \left(\mathrm{PP_{gp}} * \mathrm{Y_{gp}} * \mathrm{NHPR_{gp}}\right) \qquad \text{Gl. 16}$$

Für einzelne Kulturen wird, wenn keine Ertragsinformationen vorliegen, mit pauschalen Werten für die Abfuhr auf Grundlage von Experteneinschätzungen gerechnet (vgl. Tabelle A3 im Anhang, Spalte NABF).

N-Abfuhr von Grünland

Grünland hat aufgrund des Flächenumfangs eine herausragende Bedeutung für die Stickstoffbilanzierung, allerdings ist die Ermittlung der Stickstoffabfuhr von Grünland mit einigen Unsicherheiten behaftet. Eine im Zuge der Modellierung durchgeführte Gegenüberstellung des Angebots an und der Nachfrage nach Raufutter (Grassilage, Futter- und Energiepflanzen) zeigt deutliche Diskrepanzen auf regionaler wie nationaler Ebene, wenn die auf Landesebene zur Verfügung stehenden Grünlanderträge aus der Ertragsstatistik herangezogen werden. Es wird außerdem deutlich, dass in einigen Regionen (Gemeinden wie Landkreisen) die Nachfrage nach Futter- und Energiepflanzen auch dann die regionalen Produktionskapazitäten übersteigt, wenn für Grünland nicht statistische, sondern sehr hohe Erträge (600 dt FM/ha) angenommen werden.

Generell sind die vorhandenen Daten zur Grünlanderträgen unseres Erachtens für die Modellierung nur bedingt geeignet. Erstens stehen für dieses Projekt nur Daten auf Landesebene zur Verfügung, sodass regionale Unterschiede in der Grünlandbewirtschaftung nur sehr großräumig abgebildet würden. Zweitens ist nicht bekannt, welche Flächen tatsächlich geerntet oder beweidet und welche lediglich gemulcht werden. Drittens ist ein landläufiges Maß für die Erntemengen von Grünland die Anzahl der in einem Jahr durchgeführten Schnitte. Eine Verwiegung des Ernteguts findet in der Praxis eher selten statt. Inwiefern diesem potenziellen Fehler in den Ernteerhebungen begegnet wird, ist an dieser Stelle nur schwer einschätzbar.

Um dem Anspruch gerecht zu werden, die N-Flüsse der Grünlandbewirtschaftung möglichst realitätsnah abzubilden, werden die Grünlanderträge endogen anhand einer Simulation der Raufutterbilanzen ermittelt. Die wichtigste Annahme bei diesem Ansatz ist, dass die Raufutterbilanzen ausgeglichen sind. Diese Annahme erscheint plausibel: Energie- und vor allem Futterpflanzen, insbesondere Silagen, können nicht für unbegrenzte Zeit gelagert werden. Dies deutet darauf hin, dass über einen nur wenige Jahre umfassenden

Betrachtungszeitraum die Raufutterbilanzen spätestens auf überregionaler Ebene im Durchschnitt nahezu ausgeglichen sein sollten. Allerdings werden gerade Energiepflanzen auch überregional gehandelt und transportiert, auch über Landesgrenzen hinweg. Daten zu diesen Transportbewegungen stehen für dieses Projekt nicht zur Verfügung und werden unseres Wissens auch nicht flächendeckend erhoben. Aus diesem Grund, und um den potenziell limitierenden regionalen Produktionskapazitäten Rechnung tragen zu können, müssen die Raufutterbilanzen vom Modell erst auf Landesebene ausgeglichen werden.

Im Modell wird im ersten Schritt für jede Region die auf N bezogene Raufutterbilanz ermittelt. Das N-Angebot durch Raufutterpflanzen (RA) wird aus der Anbaufläche, dem Ertrag und dem N-Gehalt der Ernteprodukte anhand von Gl. 17 berechnet, wobei der Index *r* Futter- und Energiepflanzen (ohne Grünland) bezeichnet (*r* ∈ *p*).

$$\mathrm{RA_g} = \sum_{\mathrm{r}} \left(\mathrm{PP_{gr}} * \mathrm{Y_{gr}} * \mathrm{NHPR_{gr}}\right) \qquad \text{Gl. 17}$$

Die Nachfrage nach Raufutter-N (RN) ergibt sich aus der Raufutteraufnahme der Grobfutterfresser (Index *f*, *f* ∈ *a*) sowie dem Bedarf an nachwachsenden Rohstoffen (Index *u*, *u* ∈ *s*) für die Biogasproduktion (Gl. 18). Der Parameter NGRO bezeichnet hier die durchschnittliche Grobfutteraufnahme der Wiederkäuer.

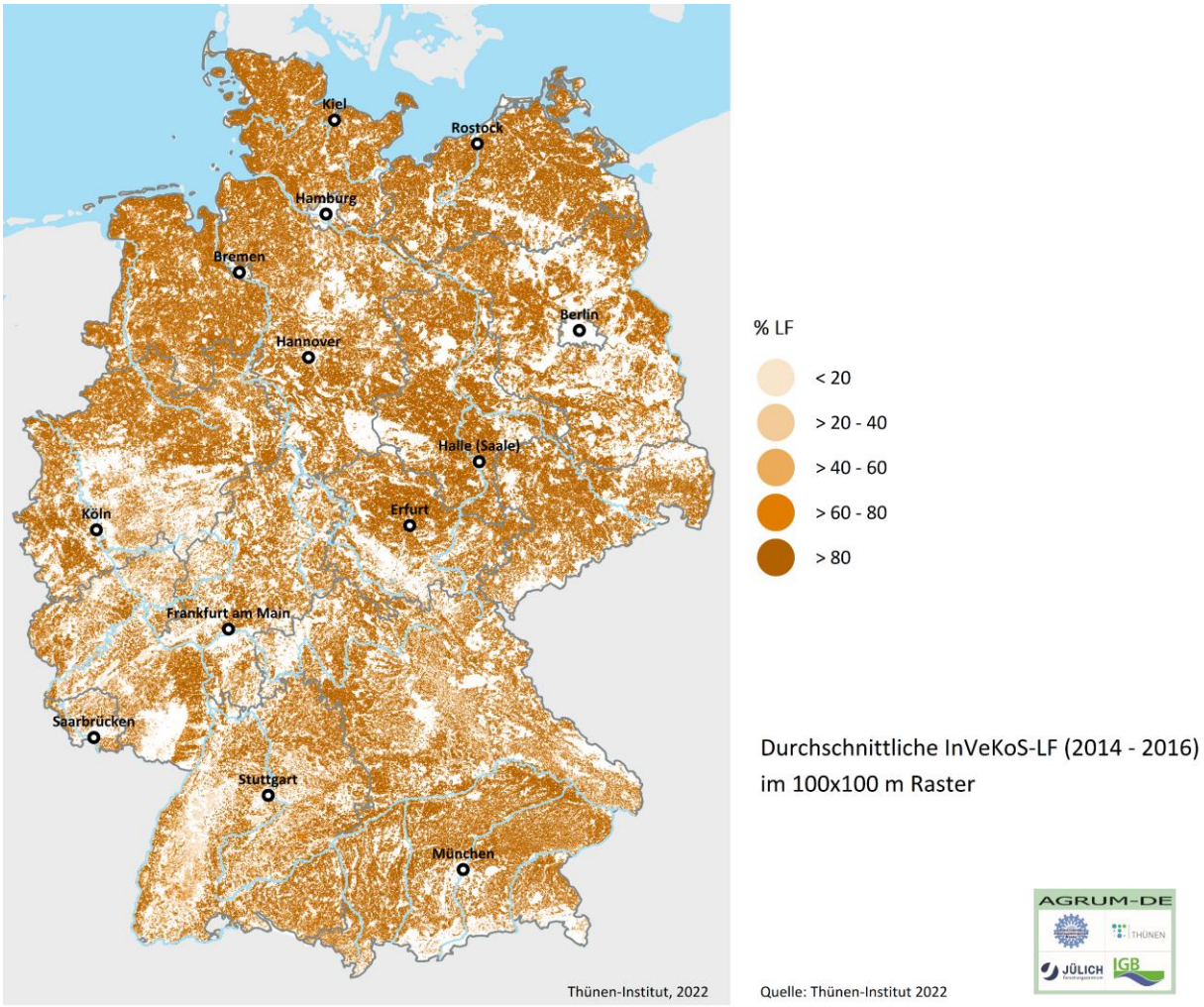
$$\mathrm{RN_g} = \sum_{\mathrm{f}} \left(\mathrm{TZ_{gf}} * \mathrm{NGRO_f}\right) + \sum_{\mathrm{u}} \left(\mathrm{D_{gu}} * \mathrm{NS_u}\right) \qquad \text{Gl. 18}$$

Die Differenz aus RA und RN ist diejenige Menge an Stickstoff, die durch die Bewirtschaftung von Grünland bereitgestellt werden muss. Im Modell wird auf dieser Grundlage anschließend eine Verteilung der Produktionsmengen von Gras auf Gemeindeebene ermittelt, die eine ausgeglichene Raufutterbilanz auf Landesebene ermöglicht und gleichzeitig die regionalen Gegebenheiten berücksichtigt, d. h. die sich aus dem Standort und der Flächenverfügbarkeit ergebenden maximal möglichen Produktionsmengen und die anhand der regionalen Raufutterbilanzen geschätzte regionale Bewirtschaftungsintensität. Es wird angenommen, dass der durchschnittliche Grünland-Ertrag einer Gemeinde 600 dt FM/ha nicht überschreitet. Diese Begrenzung ist notwendig, um Ausreißer bei der Bewirtschaftungsintensität der Grünlandflächen zu verhindern, die sich im Fall von RN >> RA ergeben können. Technisch wird dies durch die Implementierung eines Maximum-Entropie-Ansatzes (Golan et al., 1997) umgesetzt, der die konsistente Schätzung von Verteilungen oder die Disaggregierung von Variablen erlaubt, ohne dass dabei Randbedingungen verletzt werden (You und Wood, 2005; You et al., 2009; Howitt, 2003).

4.1.5 Schnittstelle zur hydrologischen Modellierung des FZJ

Entsprechend dem Ziel einer flächendeckenden Modellierung umfasst der Abbildungsbereich der landwirtschaftlichen Modellierung alle Flächen, die von landwirtschaftlichen Betrieben bewirtschaftet werden. Im Modell RAUMIS ist die Rechenebene der Flächenbilanzen die Gemeindeebene. Für die konsistente Übergabe der Gemeindebilanzen im Raum an die hydro(geo)logischen Modelle des FZJ wurde in AGRUM-DE eine Schnittstelle entwickelt. Hierzu wurde aus den Geometrieflächen aus dem InVeKoS ein Raster der tatsächlichen Landnutzung erstellt (vgl. Karte 50). Das Raster repräsentiert die bundesweite landwirtschaftliche Landnutzung gemäß der InVeKoS-Flächennutzung in einem 100 m × 100 m-Grid, welches gleichzeitig der hydrologischen Modellierung als Rechenebene dient. Jeder Zellenwert (Werte zwischen 0 und 1) entspricht dabei der *coverage fraction,* also dem Abdeckungsgrad bzw. dem Flächenanteil der InVeKoS-Geometrieflächen an jeder Zelle. Die errechneten Gemeindebilanzen wurden anschließend gewichtet mit diesem Flächenanteil auf das Raster übertragen. Durch dieses Vorgehen wird eine möglichst exakte Abbildung der tatsächlichen landwirtschaftlichen Landnutzung über die Modellkette erreicht und die landwirtschaftlichen N-Überschüsse gehen somit gemeindeweit einheitlich in die hydrologische Modellierung des FZJ ein.

Karte 50: Raster der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach InVeKoS



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

4.2 Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten

Der Austrag von Pflanzennährstoffen in die Oberflächengewässer ist immer an die Komponenten des Abflusses gebunden. Aufgrund des unterschiedlichen physikalisch/chemischen Verhaltens von Stickstoffverbindungen (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 in den Vorfluter eingetragen werden, oder über den grundwasserbürtigen Abfluss, durch den Nährstoffe den Vorfluter mit großer Zeitverzögerung erreichen. Während des Transports des Nitrats durch den Boden und das Grundwasser kann es in Abhängigkeit von den jeweiligen Standortbedingungen zu einem erheblichen Nitratabbau kommen.

Im Gegensatz zum Nitrat werden Phosphorverbindungen unter den in Böden auftretenden Bedingungen im Allgemeinen nicht abgebaut. Phosphorverbindungen werden häufig adsorptiv an Bodenpartikel gebunden und in gelöster Form in nur ganz geringen Mengen ins Grundwasser und die Vorfluter eingetragen.

Phosphorverbindungen aus der Landwirtschaft gelangen daher in der Regel 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 stattgefunden konnte.

Die räumlich hochaufgelöste Simulation der hydrologischen Verhältnisse ist daher eine Grundvoraussetzung für eine nach den Eintragspfaden differenzierende Modellierung der N- und P-Einträge in die Vorfluter.

4.2.1 Hydrologischen Grundbegriffe und Definitionen

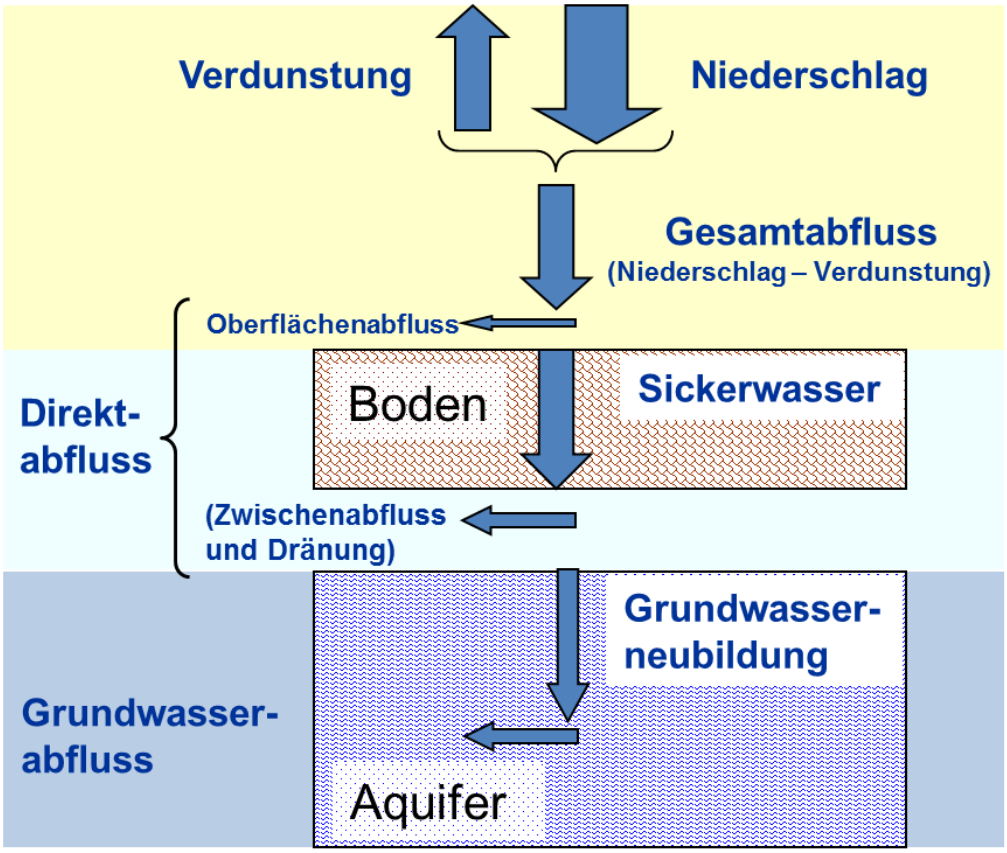
Die gesamte aus einer Landschaft abfließende Wassermenge lässt sich aus der Wasserbilanzgleichung herleiten:

$$Q_{ges} = N - ET_{real} + \Delta S \qquad \text{Gl. 19}$$

Q_{ges} = Gesamtabfluss in (mm/a)
N = Niederschlag in (mm/a)
ET_{real} = reale Verdunstung in (mm/a)
ΔS = Vorratsänderung in (mm/a)

Bei langjährigen Betrachtungen kann die Vorratsänderung (ΔS) vernachlässigt werden. Der ***Gesamtabfluss*** entspricht damit nach DIN 4049-1 (1994) der Differenz zwischen der Niederschlagshöhe und der Höhe der realen Verdunstung und lässt sich in verschiedene Abflussanteile (vgl. Abbildung 9) aufgliedern, die den Vorflutern auf der Erdoberfläche oder im Boden und Grundwasserbereich mit unterschiedlichen Fließzeiten zuströmen.

Abbildung 9: Die Komponenten des Abflusses



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Als ***Oberflächenabfluss*** wird nach DIN 4049-3 (1994) der Teil des Abflusses gekennzeichnet, der, ohne in den Boden eingedrungen zu sein, oberirdisch einem Vorfluter zuströmt. Nach einem Niederschlagsereignis erreicht der Oberflächenabfluss den Vorfluter im Allgemeinen nach wenigen Stunden (Baumgartner und Liebscher, 1996). 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 in den Boden infiltrierte 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*** bezeichnet und wird in DIN 4049-3 (1994) als der Teil des Abflusses definiert, der dem Vorfluter unterirdisch mit nur geringer Verzögerung zufließt. Die Fließzeit des natürlichen 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.

Bei grundwasserbeeinflussten oder staunässebeeinflussten Böden wurde der Wasserabfluss aus dem oberen Bodenbereich (Wurzelbereich) in vielen Regionen durch die Installation von Dränsystemen (Rohrdränagen, Grabendränagen) beschleunigt. Hydraulisch stellen Dränsysteme schnelle Abflusswege dar, die in ihrer Wirkung mit dem natürlichen Zwischenabfluss vergleichbar sind. ***Dränabfluss*** und natürlicher Zwischenabfluss werden daher beide dem Direktabfluss zugeordnet.

Die Summe aus Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Abfluss aus Dränagen wird in der DIN 4049-3 (1994) als ***Direktabfluss*** bezeichnet. Der Direktabfluss ist damit die Summe aller Abflusskomponenten, welche mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis den Vorfluter erreichen. Für die vorliegende Untersuchung wurde dieser Definition gefolgt.

Nach DIN 4049-3 (1994) bezeichnet der Begriff der ***Grundwasserneubildung*** den Zugang von in den Boden infiltriertem Wasser durch den Sickerraum zum Grundwasser. Während die Sickerwassermenge an der Untergrenze des durchwurzelten Bodenraumes gemessen wird, findet die eigentliche Grundwasserneubildung an der Grundwasseroberfläche statt. Grundwasserneubildung findet nur im obersten Grundwasserstockwerk statt, da die Speisung von tieferen Stockwerken als Zusickerung definiert ist.

Als ***Basisabfluss*** wird nach DIN 4049-1 (1994) 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 mit der Grundwasserneubildung in den Grundwasserraum eingetragen werden. Dieses Wasser bewegt sich als ***grundwasserbürtiger Abfluss*** 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 4049-1 (1994) der Grundwasserneubildung. Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) unterteilen den Basisabfluss in einen „kurzfristigen" Basisabfluss (verzögerter Zwischenabfluss) und einen „langfristigen" Basisabfluss (grundwasserbürtiger Abfluss). Der langfristige Basisabfluss entspricht dabei weitestgehend der Grundwasserneubildung (Q_{gw}) (Peschke, 1997). Die mittlere Grundwasserneubildungsrate in einer Landschaft kann somit durch folgende Gleichung bilanziert werden:

$$Q_{gw} = N - ET_{real} - Q_D \qquad \text{Gl. 20}$$

Q_{gw} = mittlere Grundwasserneubildungsrate in (mm/a)
N = mittlere Niederschlagshöhe in (mm/a)
ET_{real} = mittlere reale Verdunstungshöhe in (mm/a)
QD = mittlere Direktabflusshöhe in (mm/a)

4.2.2 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses

Nach der Definition in Kapitel 4.2.1 gehört der Oberflächenabfluss zu den Direktabflusskomponenten. 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 oft mit zeitlich hochaufgelösten Modellen. Aufgrund der vom RAUMIS-Modell ausgewiesenen mittleren dreijährigen Stickstoffüberschüsse war eine ereignisbezogene Ermittlung der Höhe des Oberflächenabflusses bzw. der über Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer gelangenden N- und P-Frachten im Rahmen des Projektes nicht angemessen.

Die Bestimmung der über Abschwemmungs- und Erosionsvorgänge in die Oberflächengewässer eingetragenen Nährstoffüberschüsse erfolgte daher über eine Verknüpfung mit den im langjährigen Mittel zu erwartenden Oberflächenabflusshöhen. Zu deren Berechnung wurde ein Ansatz verwendet, in dem die Höhe des Oberflächenabflusses als von der Niederschlagshöhe abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe ausgedrückt wird (US Soil Conservation Service, 1972):

$$Q_O = Q_{ges} \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot \left(N_{Jahr} - 500\right)^{1,65} \qquad \text{Gl. 21}$$

Q_O = mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe in (mm/a)
N_{Jahr} = mittlere jährliche Niederschlagshöhe in (mm/a)
Q_{ges} = mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe in (mm/a)

Diese Formel wird allerdings nicht flächendeckend angewendet, sondern nur bei undränierten Flächen mit landwirtschaftlicher Nutzung, einem hohen Lehmanteil im Oberboden, einer Hangneigung von mehr als 2 % und einer hydraulischen Anbindung an ein Gewässer. Treten diese Standortbedingungen in Kombination auf, so wird für die betreffenden Einzelflächen davon ausgegangen, dass der gebildete Oberflächenabfluss ein Oberflächengewässer erreicht (siehe hierzu auch Kapitel 4.3.2).

4.2.3 Wasserhaushaltsmodell mGROWA

Die Simulation der hydrologischen Situation erfolgt basierend auf dem mGROWA-Modell, welches am Forschungszentrum Jülich im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes „KLIMZUG“ (Herrmann et al., 2013; Herrmann et al., 2014a, b) sowie im Rahmen des EU-Projektes CLIMB „Climate induced changes on the Hydrology of Mediterranean Basins“ (Herrmann et al., 2016a; Ehlers et al., 2016) entwickelt wurde.

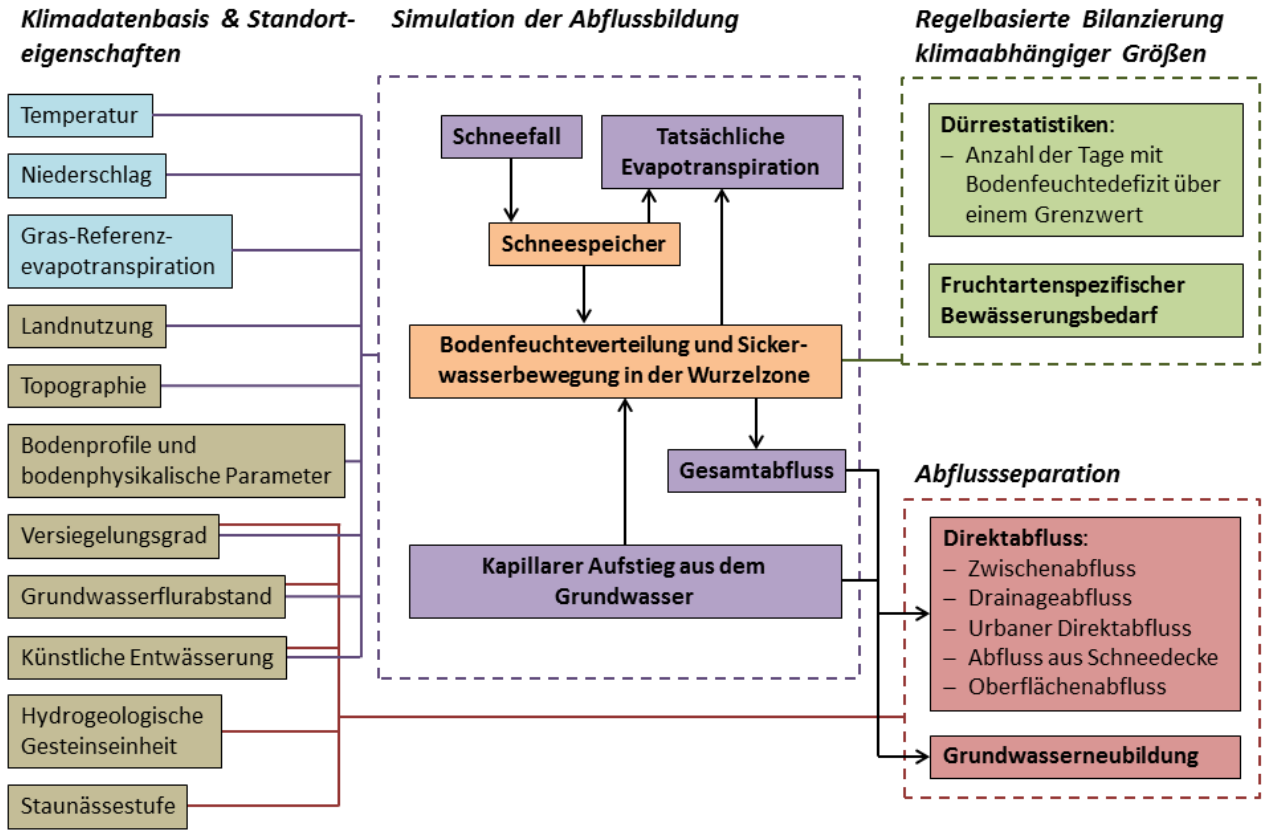
Seitdem wird mGROWA kontinuierlich weiterentwickelt und erweitert, z. B. zur Simulation der möglichen Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Grundwasserneubildung in Niedersachsen (Herrmann et al., 2017a), zur expliziten Ausweisung der nachhaltig nutzbaren Grundwassermenge in Nordrhein-Westfalen (Herrmann et al., 2015), zur Ermittlung des Beregnungsbedarfs in der Metropolregion Hamburg (Herrmann et al., 2016b), zur Simulation des Abflussgeschehens im alpinen Raum Sloweniens (Herrmann et al., 2017b) sowie im Hinblick auf die Ausweisung der relevanten Eintragspfade für Nährstoffe in den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt, Hessen und Rheinland-Pfalz.

mGROWA ist ein konzeptionelles rasterbasiertes Modell zur Simulation der tatsächlichen Evapotranspiration und der Abflusskomponenten Zwischenabfluss, Abfluss aus Dränagen, urbaner Direktabfluss und Grundwasserneubildung in Modellgebieten beliebiger Größe (wenige km² bis > 100.000 km²) (vgl. Abbildung 10). Im Sinne von Becker und Serban (1990) handelt es sich um ein *deterministic conceptual distributed grid based hydrologic model*.

Die räumliche und zeitliche Variabilität der Klimaelemente Niederschlag und Gras-Referenzevapotranspiration wird bei der mGROWA-Modellierung im Rahmen der Datenaufbereitung abgebildet und in der Simulation als Modellinput verwendet. Für das AGRUM-DE-Projekt werden Klimadaten aus dem Climate Data Center (CDC) des Deutschen Wetterdienstes (DWD) verwendet. Zur Berücksichtigung der unterschiedlichen bodenkundlichen, topografischen, geologischen Verhältnisse werden für die mGROWA-Modellierung im AGRUM-DE-Projekt, im Gegensatz zu den Modellierungen auf Länderebene, nicht die räumlich höchst-aufgelösten, auf Länderebene konsistent verfügbaren Datengrundlagen verwendet, sondern die räumlich höchst-aufgelösten, auf Bundesebene konsistent verfügbaren Datengrundlagen.

Die rasterbasierte Simulation des Wasserhaushaltes mit dem Modell mGROWA erfolgt in zwei Stufen (vgl. Abbildung 10): Der Simulation der Abflussbildung im Boden in Tagesschritten folgt eine Abflussseparation in Monatsschritten. In der prozessorientierten ersten Stufe wird in Tagesschritten die tatsächliche Evapotranspiration et_a von der Erdoberfläche und die Abflussbildung in Form des Sickerwasserabflusses q_t aus dem Boden flächendifferenziert berechnet. Die Berechnung erfolgt für die Oberflächentypen ***Boden mit Vegetation***, ***versiegelte Fläche*** und ***freie Wasseroberfläche*** mit einer jeweils an die spezifische Wasserspeicherfähigkeit angepassten speziellen Simulationsmethodik (Speicherfunktionen).

Abbildung 10: mGROWA-Modellkonzept



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Durch die Abflussseparation wird der Sickerwasserabfluss aus dem Boden in die Grundwasserneubildung und die Direktabflusskomponenten urbaner Direktabfluss, Zwischenabfluss und Dränabfluss aufgeteilt. Weitere Funktionalitäten des mGROWA-Modells, z. B. zur Ermittlung eines fruchtartenspezifischen Bewässerungsbedarfs oder die Erstellung von Dürrestatistiken, kommen im AGRUM-DE-Projekt nicht zum Einsatz.

4.2.4 Berechnung der Wasserbilanz einzelner Modellelemente

Die innerhalb einer diskreten Zeitspanne durch die verschiedenen Prozesse des Wasserkreislaufs in einem diskreten Modellelement des Modellraumes bewegte Wassermenge wird durch die Wasserhaushaltsgleichung (Gl. 22) bilanziert:

$$p + q \quad = et_a + q_t + (s_2 - s_1) \qquad \text{Gl. 22}$$

Hierbei ist p der Niederschlag, q die dem Modellelement zugeströmte Wassermenge (z. B. durch kapillaren Aufstieg), et_a die landnutzungsspezifische tatsächliche Evapotranspiration, q_t der gesamte gebildete Abfluss von diesem Modellelement, s_1 der Speicherfüllstand zu Beginn und s_2 der Speicherfüllstand am Ende der Zeitspanne. Die linke Seite der Gleichung umfasst alle Volumenströme in ein Modellelement hinein, die rechte Seite alle Volumenströme aus diesem heraus sowie die Veränderung der im Modellelement gespeicherten Wassermenge, z. B. der Bodenfeuchte oder des Niederschlagswassers auf versiegelten Flächen. Alle in den folgenden Absätzen beschriebenen Gleichungen und Verfahren dienen dazu, die einzelnen Größen der Wasserhaushaltsgleichung zu simulieren. Mit Hilfe der Wasserhaushaltsgleichung wird sichergestellt, dass bei der großräumigen Simulation des Wasserhaushalts auf allen Rasterzellen (Modellelementen) des Untersuchungsgebietes keine methodischen Bilanzfehler auftreten.

4.2.5 Berechnung der landnutzungsspezifischen Verdunstung

Als wesentliche Größe der Wasserhaushaltsgleichung muss die landnutzungsspezifische tatsächliche Evapotranspiration flächendeckend berechnet werden. Die im Wasserhaushaltsmodell mGROWA realisierte Berechnung erfolgt für einzelne Tage auf Basis der sogenannten Gras-Referenzevapotranspiration et_0, eines landnutzungsspezifischen Verdunstungsfaktors k_{ln}, einer Funktion $f(\beta, \gamma)$ zur Berücksichtigung der Hangexposition und -neigung sowie einer Speicherfunktion $f(s)$ zur Berücksichtigung der für die Verdunstung zur Verfügung stehenden Wassermengen nach Gl. 23:

$$et_a = et_0 \times k_{ln} \times f(\beta, \gamma) \times f(s) \qquad \text{Gl. 23}$$

Die Gras-Referenzevapotranspiration als grundlegende Größe wird mit Hilfe der Penman-Monteith-Gleichung berechnet (z. B. Allen et al., 1998; Allen et al., 1994; ATV-DVWK, 2002; Monteith, 1965). Diese Gleichung bildet den physikalischen Prozess der Verdunstung auf Grundlage der meteorologischen Eingangsgrößen sowie standortspezifischer Oberflächen- und Pflanzenparameter ab (Albedo, aerodynamischer Verdunstungswiderstand, Bestandswiderstand). Mit ihrer Hilfe ist eine Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration möglich, ohne dass weitgehende empirische Annahmen einfließen müssen. Die Gras-Referenzevapotranspiration ist das Ergebnis der Penman-Monteith-Gleichung für eine standardisierte Gras-Oberfläche bei gegebenen verdunstungsrelevanten meteorologischen Größen. Für eine von den Referenzbedingungen abweichende Landoberfläche und die darauf befindliche abweichende Vegetation können mit Hilfe der landnutzungsspezifischen Verdunstungsfaktoren die entsprechenden Parameter der Penman-Monteith-Gleichung angepasst werden, sodass sich aus der Gras-Referenzevapotranspiration für beliebige Oberflächen eine tatsächliche Evapotranspiration ableiten lässt.

Verdunstungsfaktoren für einzelne Feldfrüchte (z. B. Allen et al., 1998; Dommermuth und Trampf, 1991; DVWK, 1996; Engel et al., 2012) oder auch Landnutzungsklassen (z. B. ATV-DVWK, 2002) sind vielfach publiziert worden.

Aufgrund des Wachstums der Vegetation verändern sich die Albedo, die Bestandshöhe sowie die verdunstungsrelevanten Widerstandswerte und es resultiert für die meisten Landoberflächen ein Jahresgang der Verdunstungsfaktoren. Für die Simulation des Wasserhaushalts mit mGROWA im AGRUM-Deutschland-Projekt steht zur Berücksichtigung des Einflusses der Vegetation das ATKIS® Basis-DLM des Amtlichen Topografisch-Kartografischen Informationssystems (ATKIS) zur Verfügung.

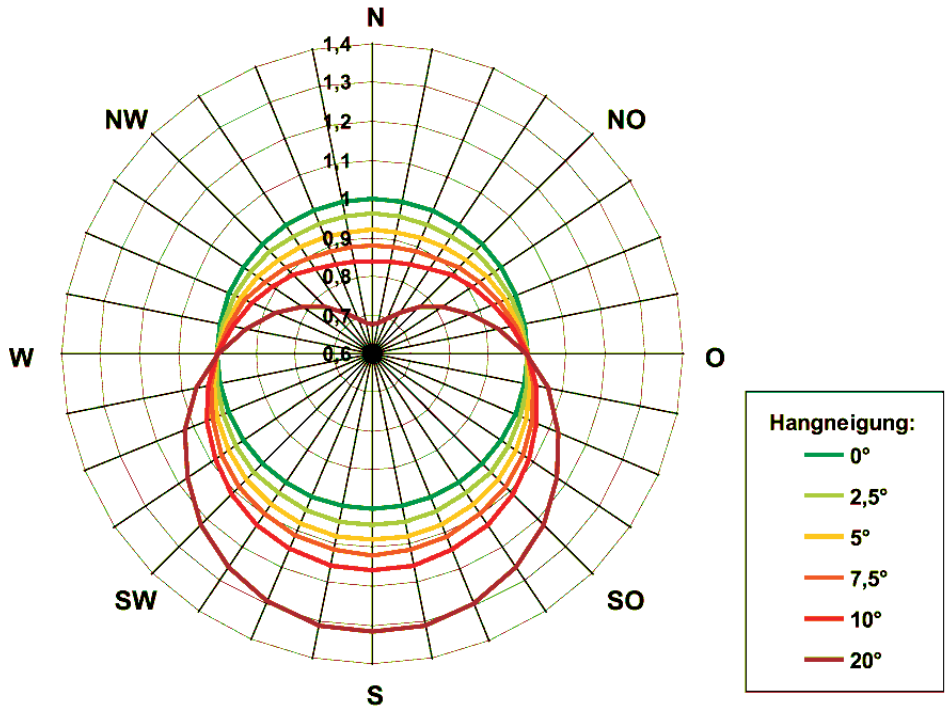
In den für große Modellgebiete wie z. B. für die gesamte Bundesrepublik verfügbaren Datengrundlagen fehlen jedoch detaillierte Informationen zur Fruchtfolge auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen. Aus diesem Grund muss auf eine feldfruchtspezifische Verdunstungssimulation verzichtet werden, obwohl diese prinzipiell mit mGROWA möglich ist. Für die im Rahmen von AGRUM-DE durchgeführten Simulationen des Wasserhaushalts werden die Objektarten des DLM in Landnutzungsklassen eingeordnet. Für diese Klassen und die Einzelmonate des Jahres sind landnutzungsspezifische Verdunstungsfaktoren verfügbar.

Bei der Berechnung der Gras-Referenzevapotranspiration mit Hilfe der Penman-Monteith-Gleichung wird eine ebene Landoberfläche vorausgesetzt. Im Gegensatz zu dieser erhalten Hangflächen jedoch, abhängig von ihrer Neigung und Exposition, einen veränderten Energieeintrag durch die einfallende Strahlung. Die Verdunstung ist auf nördlich ausgerichteten Hängen kleiner und auf südlich ausgerichteten Hängen größer als auf einem vergleichbaren Standort in der Ebene. Aus diesem Grund muss eine Korrekturfunktion (Gl. 24) berücksichtigt werden. Kunkel und Wendland (1998) haben diese Korrekturfunktion auf Basis der Untersuchungen von Golf (1981) ermittelt (vgl. Abbildung 11).

$$f(\beta,\gamma) = (1{,}605 \times 10^{-2} \times sin(\beta - 90) - 2{,}5 \times 10^{-4}) \times \gamma + 1 \qquad \text{Gl. 24}$$

Hierin ist β die Hangexposition gegenüber Nord und γ die Hangneigung (jeweils in °).

Abbildung 11: Funktionswerte der Korrekturfunktion für nicht ebene Oberflächen



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Mit dem letzten Faktor in Gl. 23 wird die für die Verdunstung zur Verfügung stehende Wassermenge berücksichtigt. Die Funktion $f(s)$ ist für die verschiedenen Standorttypen

- Standorte mit Vegetation,
- versiegelte Standorte und
- freie Wasseroberflächen

unterschiedlich definiert und wird in den nächsten Abschnitten erläutert.

4.2.6 Wasserhaushaltssimulation auf Flächen mit Vegetation

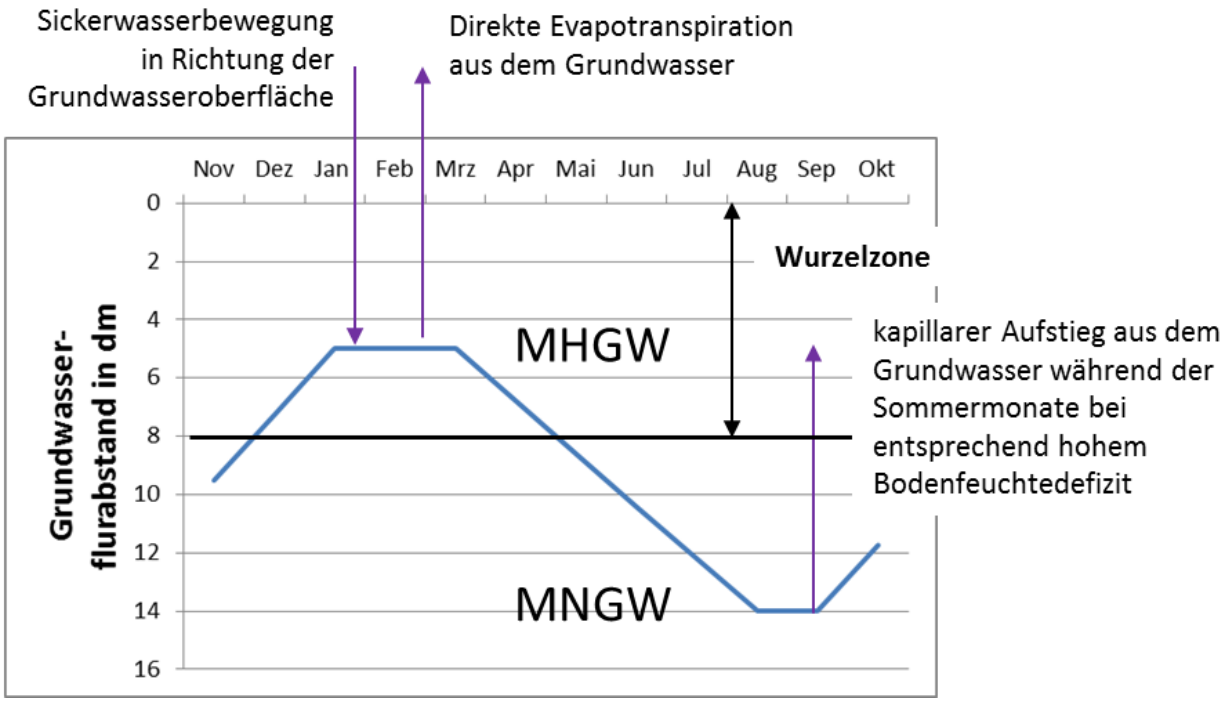
Die Bilanzierung des Bodenwasserhaushalts auf Flächen mit Vegetation und damit des für die Verdunstung zur Verfügung stehenden Wassers erfolgt im Modell mGROWA auf Basis des von Engel et al. (2012) entwickelten Mehrschicht-Bodenwasserhaushaltsmodells BOWAB. Dieses Modell dient in der Praxis zur feldfruchtspezifischen Berechnung des im Boden insgesamt gespeicherten Wassers, des pflanzenverfügbaren Wassers, der Sickerwasserrate und des Bewässerungsbedarfs auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in Tagesschritten. Nach einer Anpassung der relevanten Parameter ist die Methodik prinzipiell für die Simulation des Bodenwasserhaushalts unter beliebigen Vegetationstypen verwendbar.

Die Berechnungsmethodik des Modells BOWAB wurde im Rahmen der Implementierung in mGROWA ergänzt und erweitert. Einerseits wurden wichtige Parameter für neue Vegetationstypen festgelegt. Andererseits wurde die Bilanzierung des kapillar aufsteigenden Wassers überarbeitet. Die Prozessschritte zur automatisierten Erzeugung und Parametrisierung der Modellgeometrie, zur Bilanzierung des im Bodenprofil gespeicherten und sich bewegenden Wassers, zur Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration, der Sickerwasserbewegung sowie der kapillar aufsteigenden Wassermengen sind z. B. in Herrmann et al. (2013) und Herrmann et al. (2014c) detailliert erläutert.

Auf grundwasserbeeinflussten Böden steht für die Ermittlung der tatsächlichen Evapotranspiration nicht nur das im Wurzelraum gespeicherte bzw. durch den Wurzelraum vertikal in Richtung auf die Grundwasseroberfläche versickernde Wasser zur Verfügung, sondern auch das von der Grundwasseroberfläche kapillar aufsteigende Wasser. Das in diesen Böden kapillar aufsteigende Wasser stellt quasi eine Grundwasserzehrung dar. Übersteigt die tatsächliche Evapotranspiration grundwasserbeeinflusster Böden im mehrjährigen Mittel die Niederschlagssumme, so kann der Netto-Gesamtabfluss dieser Standorte negative Werte annehmen. Die auf grundwasserbeeinflussten Böden dennoch stattfindende Abflussbildung ist der Brutto-Gesamtabfluss.

Im Modell mGROWA ist der Grundwasserflurabstand eine Randbedingung und kann variabel als Jahresgang in Monatsschritten vorgegeben werden. Abbildung 12 zeigt schematisch die mit dem Jahresgang des Grundwasserflurabstandes in Verbindung stehenden Prozesse. Als Datenbasis zur Berechnung des Jahresganges des Grundwasserflurabstandes dient die Information zur Grundwasserstufe aus Bodenkarten. Den Grundwasserstufen können mittlere Hoch- und Niedrigstände des Grundwassers (MHGW und MNGW) zugewiesen werden, die jeweils den mittleren Schwankungsbereich des Grundwassers begrenzen. Auf Basis dieser Werte können flächendeckend monatliche Grundwasserflurabstände mit dem in Engel et al. (2012) für das Modell BOWAB vorgeschlagenen Algorithmus interpoliert werden. Diese Vorgehensweise erlaubt die Abbildung der Aktivierung landwirtschaftlicher Dränagesysteme mit hohen Dränageabflüssen während des Winterhalbjahres. Abbildung 13 zeigt, wie die Grundwasserdränagen im Modell den Jahresgang der Randbedingung Grundwasserflurabstand beeinflussen.

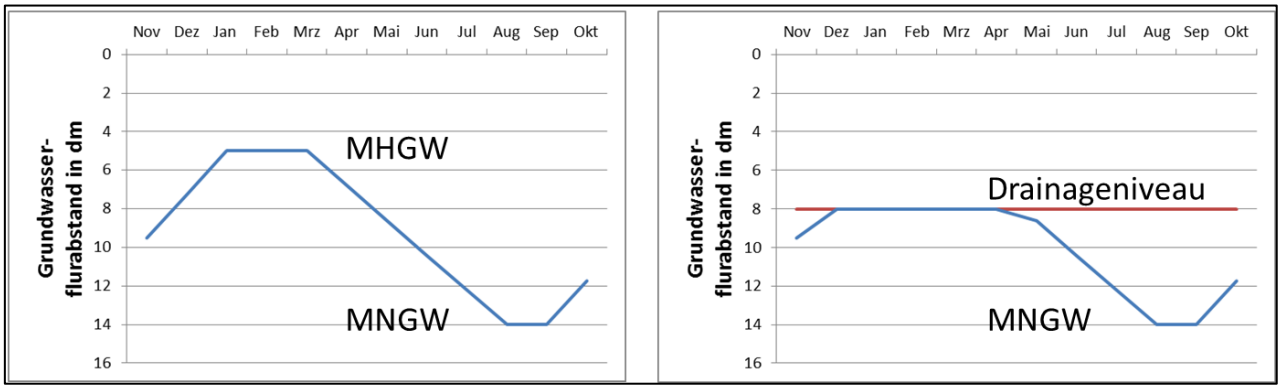
Abbildung 12: Schematische Darstellung des „natürlichen“ Jahresganges des Grundwassers sowie der in diesem Zusammenhang mit mGROWA simulierten Prozesse



Anm.: MHGW – mittlerer Hochstand des Grundwassers; MNGW – mittlerer Niedrigstand des Grundwassers.

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Abbildung 13: Schematische Darstellung des variablen Grundwasserflurabstand in Verbindung mit Dränagen (rechts)



Anm.: MHGW – mittlerer Hochstand des Grundwassers; MNGW – mittlerer Niedrigstand des Grundwassers.

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

4.2.7 Wasserhaushaltssimulation auf urbanen Flächen

Auf den versiegelten Flächen der urbanen Räume – z. B. Asphaltflächen, Dachflächen mit Entwässerung, Straßenpflaster – ist der Betrag der Verdunstung ebenfalls abhängig von der zur Verfügung stehenden Wassermenge. Im Gegensatz zum Boden kann von den versiegelten Flächen jedoch nur das Wasser verdunsten, welches auf der Oberfläche auch gespeichert werden kann. Auf typischen versiegelten Flächen urbaner Räume kann etwa 1 mm Regenwasser gespeichert werden (abgeleitet aus Untersuchungen von Wessolek und Facklam,

1997). Der Anteil des Niederschlages, der nicht gespeichert werden kann, bildet den Abfluss von versiegelten Flächen.

Für die Ermittlung der tatsächlichen Evapotranspiration für Rasterzellen mit versiegelten urbanen und ruralen Flächen wird nicht auf das DLM als Datengrundlage aufgesetzt, weil dort nur zwei Versiegelungsklassen „dicht bebaute Fläche, > 80 % versiegelt“ und „locker bebaute Flächen und Siedlungen“ ausgewiesen sind. Stattdessen werden für die Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration dieser Flächen die rasterbasierten Versiegelungsgrade (in %) verwendet, die von der European Environment Agency („High Resolution Layer Imperviousness, EEA 2012“) im 20 m-Raster als flächendeckender europäischer Datensatz (Pan-European High Resolution Layer, HRL) zur Verfügung gestellt wird. Der Anteil der versiegelten Flächen wird dort durch den Versiegelungsgrad k_V angegeben. Urbane Flächen werden entsprechend ihres Versiegelungsgrades zwischen 0 und 100 % parametrisiert. Dadurch können viele Kombinationen aus individuellem Versiegelungsgrad *pi* (engl. percentage imperviousness) sowie Landnutzungs- und Vegetationstypen berücksichtigt werden. Auf den einzelnen Rasterzellen werden dann die mit der jeweiligen speziellen Simulationsmethodik einzeln berechneten Wasserhaushaltsgrößen mit Hilfe des individuellen Versiegelungsgrades zusammengesetzt. Der auf dem versiegelten Anteil gebildete urbane Abfluss *qu* wird separat bilanziert und in der Abflussseparation weiterverarbeitet.

Im Modell mGROWA wird demzufolge auf urbanen Flächen der Verdunstungsprozess mit Hilfe von zwei unterschiedlich definierten Speicherfunktionen simuliert und nachfolgend die resultierende Wasserbilanz für die entsprechenden Rasterzellen anhand des durch den Versiegelungsgrad vorgegebenen Flächenverhältnisses ermittelt.

4.2.8 Wasserhaushaltssimulation auf freien Wasseroberflächen

Auf freien Wasseroberflächen steht für den Evaporationsprozess immer ausreichend Wasser zur Verfügung. Die Speicherfunktion in Gl. 23 ist in diesem Fall als $f(s) = 1$ definiert. Die Korrekturfunktion $f(\beta, \gamma)$ nimmt ebenfalls den Wert 1 an, was dazu führt, dass die Evaporation nur durch die atmosphärischen Bedingungen gesteuert wird. An Tagen, an denen die tatsächliche Verdunstung den Niederschlag überschreitet, wird in der Bilanz Wasser aus dem Reservoir der Fläche entnommen. Diese entnommene Wassermenge hat ebenfalls den Charakter eines Modellinputs – die Wassermenge strömt quasi in den Bilanzraum ein – und wird für die entsprechenden Rasterzellen des Modellgebietes nach Gl. 25 bilanziert.

$$q_{,i} = \begin{cases} et_{a,i}, \wedge\, p_i = 0 \\ et_{a,i} - p_i, \wedge\, p_i < et_{a,i} \\ 0, \wedge\, p_i > et_{a,i} \end{cases} \qquad \text{Gl. 25}$$

Gesamtabfluss wird von freien Wasseroberflächen an Tagen gebildet, an denen die Niederschlagshöhe die tatsächliche Evaporationshöhe überschreitet.

4.2.9 Separation des Gesamtabflusses in die Abflusskomponenten

Die Separation des Gesamtabflusses in die Komponenten des Direktabflusses (Interflow, Dränageabfluss, Abfluss von urbanen Flachen, Oberflächenabfluss) und die Grundwasserneubildung (Zugang von infiltriertem Wasser durch den Sickerraum zum Grundwasser, DIN 4049-3) wird mit Hilfe von BFI-Werten (Verhältnis von Basisabfluss zu Gesamtabfluss) vorgenommen. Hinter diesem Konzept steht die Prämisse, dass im langjährigen Mittel Basisabfluss und Grundwasserneubildung eines Einzugsgebietes gleichgesetzt werden können, wenn der gesamte Grundwasservorrat des Gebietes im langjährigen Mittel unverändert bleibt.

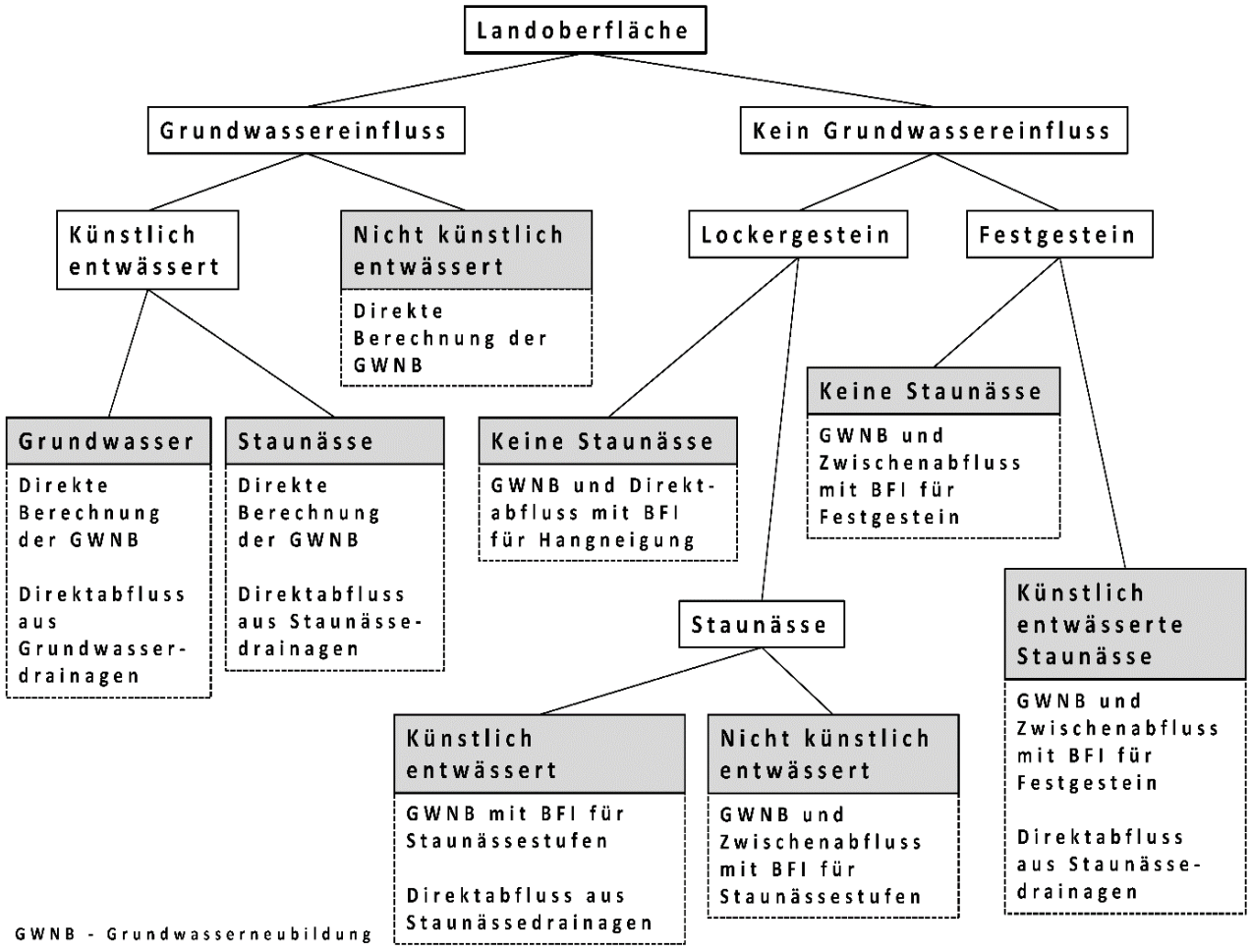
Durch BFI-Werte wird demnach ein konstantbleibender Anteil des Gesamtabflusses ausgedrückt, der die gesamte ungesättigte Zone durchsickert, d. h. den Grundwasserleiter erreicht und dadurch zu Grundwasserneubildung transformiert wird. BFI-Werte wurden in Europa bereits vielfach flächendifferenziert für charakteristische Gebietseigenschaften bestimmt (z. B. Bloomfield et al., 2009; Ehlers et al., 2016; Haberlandt et al., 2001; Kunkel und Wendland, 2002; Panagopoulos et al., 2015; Tetzlaff et al., 2015; Wendland et al., 2003). Dieses impliziert, dass die Abflusskomponenten als relative Anteile an der Sickerwasserhöhe angegeben werden können. Die für die Separation verwendete Grundgleichung lautet:

$$q_{SW} = BFI \times q_{SW} + (1 - BFI) \times q_{SW} = q_r + q_d \qquad \text{Gl. 26}$$

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 14).

Hierbei wird für den betreffenden Standort zunächst 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 abflusswirksame Gebietseigenschaft angesehen.

Abbildung 14: Hierarchisches Modell zur Abflussseparation in die Eintragspfade



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Für unversiegelte Oberflächen wird als nächstes der Grundwasserflurabstand für die Aufspaltung des Gesamtabflusses in die Komponenten relevant. Auf ebenen grundwassernahen Standorten wird im Modell mGROWA in vertikaler Richtung in der gesamten ungesättigten Zone die Wasserbewegung bilanziert. Das Sickerwasser aus den bilanzierten Modellschichten erreicht aufgrund des geringen Grundwasserflurabstandes direkt die Grundwasseroberfläche und wird somit per Definition Grundwasserneubildung. Durch kapillar aufsteigendes Grundwasser kann auf diesen Standorten vor allem in den Sommermonaten jedoch auch eine Grundwasserzehrung einsetzen. Um diesen Wechselwirkungen Rechnung zu tragen, wird die sogenannte Netto-Grundwasserneubildung q_{rn} berechnet, die in den Monaten negative Werte annimmt, in denen der kapillare Aufstieg überwiegt. Darauf aufbauend kann durch Bildung der Jahressummen bestimmt werden, ob im mehrjährigen Mittel netto eine Grundwasserzehrung stattfindet. Die entsprechende Rasterzelle ist dann Teil eines Zehrgebietes. Die Netto-Grundwasserneubildung entspricht bei ebenen grundwassernahen Standorten also der Wassermenge, die sich aus der Aufsummierung der abwärtsgerichteten, den Aquifer erreichenden Grundwasserneubildung und des aufwärtsgerichteten kapillaren Aufstiegs ergibt. Vor allem für die Plausibilitätsüberprüfung der Ergebnisse des mGROWA-Modells ist diese Netto-Grundwasserneubildung von Relevanz.

Maßgebliche Größe für den Nährstoffeintrag in das Grundwasser ist jedoch die Brutto-Grundwasserneubildung, die lediglich die gesamte abwärtsgerichtete und dem Aquifer tatsächlich zuströmende Grundwasserneubildung umfasst. Der aufwärtsgerichtete Zustrom aus dem Aquifer in den Bilanzraum auf grundwasserbeeinflussten

Standorten (kapillarer Aufstieg), der zur Berechnung der Netto-Grundwasserneubildung subtrahiert wird, ist in der Brutto-Grundwasserneubildung nicht berücksichtigt.

Für den Fall, dass auf grundwassernahen Standorten Dränagen für eine zusätzliche Entwässerung und Absenkung der natürlichen Grundwasserstände sorgen, wird ein Dränageabfluss q_{drain} berechnet. Eine Dränage sorgt zusätzlich zum bereits beschriebenen Mechanismus der Grundwasserzehrung für eine reduzierte Grundwasserneubildung – vor allem in den Wintermonaten.

Auf Standorten ohne Einfluss des Grundwassersystems auf die bilanzierte Bodenzone durch kapillaren Aufstieg sind die vorliegenden Gesteinsarten relevant für den Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss. Im Festgesteinsbereich sind die BFI-Werte abhängig von der hydraulischen Durchlässigkeit der hydrogeologischen Einheiten, im Lockergesteinsbereich vom Einfluss bindiger Bodenschichten (Staunässehorizonte), die die Grundwasserneubildung herabsetzen. Diese Staunässe kann gegebenenfalls durch Dränagen künstlich entwässert sein. In diesem Fall wird ebenso ein einsetzender Dränageabfluss bilanziert. Existiert auf einem Standort keiner der genannten Einflussfaktoren, so wird angenommen, dass das gesamte bilanzierte Sickerwasser als Grundwasserneubildung wirksam wird. Der Vollständigkeit halber sei hier noch erwähnt, dass Netto-Grundwasserneubildung und Brutto-Grundwasserneubildung bei grundwasserfernen Standorten identisch sind.

4.3 Simulation der diffusen N-Einträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer

Mit den Modellen mGROWA-DENUZ-WEKU wird eine flächendifferenzierte Modellierung der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer über die verschiedenen Eintragspfade unter Berücksichtigung der N-Immobilisierung im Boden sowie des Nitratabbaus in Boden und Grundwasser vorgenommen. Auf die Eintragspfade und Berechnungsansätze zur Abbildung von N-Einträgen über Punktquellen und undichte Kanalisationen wird nicht eingegangen, da diese im AGRUM-DE-Projekt über das Modell MONERIS abgebildet werden (siehe Kapitel 4.5 ff.).

Die Ausweisung der N-Einträge erfolgt in der Regel als Gesamtsumme in t N/a. Hierbei kann sowohl die Gesamtsumme über alle diffusen und alle punktförmigen N-Einträge dargestellt werden als auch die Summen für jeden Einzelpfad. Bei den diffusen N-Einträgen wird zum Teil zusätzlich der N-Eintrag pro Flächeneinheit in kg/(ha × a) ausgewiesen, um einen flächenspezifischen Vergleich der Einträge zu ermöglichen. Alle diese Angaben sind immer auf die gesamte verlagerbare N-Menge bezogen, d. h. es wird in der Regel keine Unterscheidung in die verschiedenen N-Verbindungen vorgenommen. Vereinfachend wird im Modellsystem mGROWA-DENUZ-WEKU weiterhin davon ausgegangen, dass die gesamte verlagerbare N-Menge als Nitratstickstoff (NO_3-N) vorliegt.

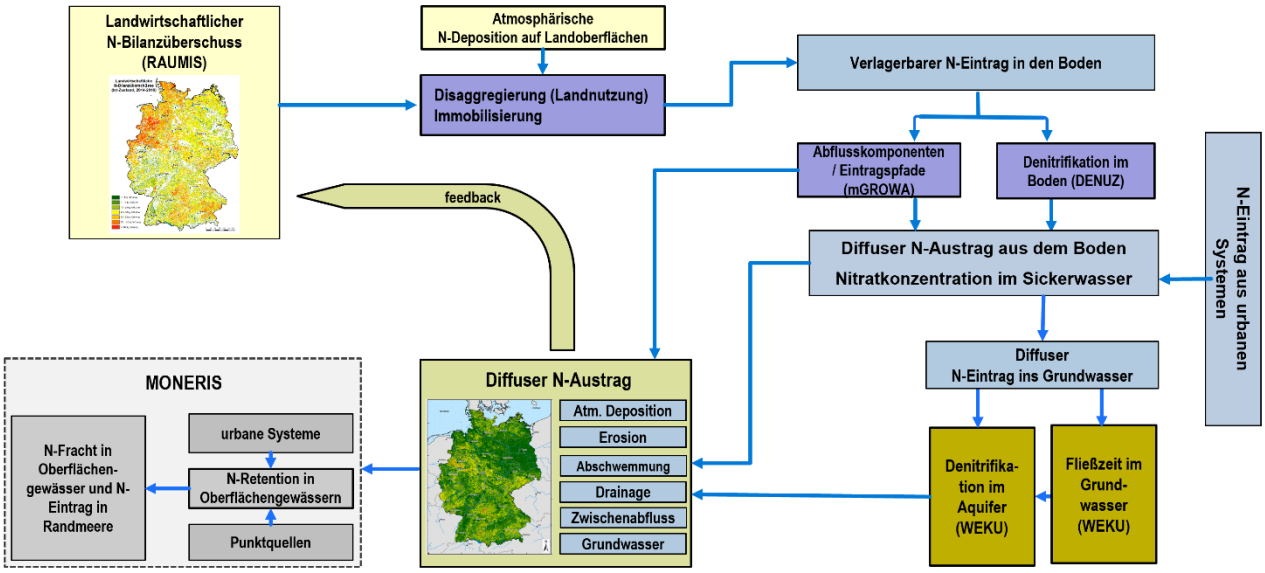
Der Nitratstickstoff bezeichnet die Menge (Y) an Stickstoff, welche in der Menge (X) Nitrat vorhanden ist. Wenn also z. B. 100 mg/L Nitrat (NO_3) vorliegen, dann bezeichnet der Nitratstickstoff (NO_3-N) die Menge an Stickstoff, welche in den 100 mg/L Nitrat enthalten ist. In dem genannten Beispiel wären das 22,58 mg NO_3-N. Der Umrechnungsfaktor von NO_3-N zu NO_3 ist 4,43, d. h., der NO_3-N-Gehalt × 4,43 ergibt den Nitratgehalt. Eine NO_3-N-Konzentration im Sickerwasser von 22,58 mg/L NO_3-N entspricht in diesem Sinne einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 22,58 × 4,43 mg/L = 100 mg/L NO_3. Explizit als Nitrat (NO_3) wird nur die Nitratkonzentration im Sickerwasser angegeben, da diese einen Bezug zum Grundwassergrenzwert von 50 mg/L NO_3 aufweist.

Um konsistent zu den oben aufgeführten Einheiten der N-Einträge zu sein, erfolgt die Angabe der Denitrifikationsumsätze in Boden und Grundwasser daher ebenfalls in t/a N bzw. kg/(ha × a) N, d. h., diese Angaben sind daher ebenfalls auf den Nitratstickstoff-Gehalt (NO_3-N) bezogen. Gleiches gilt für die N-Einträge, die gekoppelt an die Komponenten des Abflusses über die verschiedenen Abflusskomponenten in die Vorfluter gelangen.

Abbildung 15 zeigt schematisch die Kopplung der einzelnen Modellbausteine zur Quantifizierung der diffusen und punktförmigen N-Einträge in die Grund- und Oberflächengewässer. Grundlage für eine nach den Abflusskomponenten differenzierende, eintragspfadbezogene Quantifizierung der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer ist die flächendifferenzierte Simulation der Wasserhaushaltssituation mit dem mGROWA-Modell.

Aus dem Gesamtabfluss werden zunächst die Abflusskomponenten des Direktabflusses (Oberflächenabfluss, urbaner Direktabfluss, natürlicher Zwischenabfluss und Dränabfluss) und die Grundwasserneubildung (Basisabfluss, Grundwasserabfluss) bestimmt, welche die Haupteintragspfade für den N-Eintrag darstellen. Gekoppelt an die Abflusskomponenten gelangen die N-Einträge mit unterschiedlicher Zeitverzögerung in die Oberflächengewässer. Auf dem Transport im Boden unterliegt das Nitrat Rückhalte- und Abbauprozessen. Auch im Grundwasserraum kann es zu Nitratabbauprozessen kommen, durch welche die Belastungen unterliegender Gewässersysteme je nach Standortbedingung deutlich verringert werden können.

Abbildung 15: Schematische Darstellung der Simulation der N-Einträge in die Oberflächengewässer im AGRUM Modellverbund (RAUMIS-mGROWA-DENUZ-WEKU-MONERIS) mit Fokus auf der diffusen Eintragsmodellierung



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Zur Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen werden flächenhaft vorliegende N-Depositionswerte mit den aus dem Gewässernetz abgeleiteten Wasserflächen verknüpft. Ausgangsgröße zur Ermittlung der diffusen N-Einträge über die Eintragspfade Abschwemmung, Erosion, Dränage, Zwischenabfluss und Grundwasser ist der verlagerbare N-Eintrag in den Boden, welcher aus dem landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschuss und der atmosphärischen N-Deposition abzüglich der N-Immobilisierung im Boden von Grünland- und Waldstandorten berechnet wird. Die Ermittlung der N-Einträge über Abschwemmung und Erosion erfolgt ausschließlich für Flächen mit einer hydraulischen Anbindung an ein Gewässer.

Zur Ermittlung der diffusen N-Einträge über die Eintragspfade Zwischenabfluss, Dränabfluss und Grundwasser wird die Denitrifikation im Boden im Modell DENUZ (Kunkel und Wendland, 2006) berücksichtigt. Dies erfolgt auf Basis einer gebietsumfassenden Klassifizierung des Nitratabbaupotenzials im Boden. Die jeweiligen Abbauverluste werden hierbei als Funktion der jeweiligen Standorteigenschaften unter Zugrundelegung einer Michaelis-Menten-Kinetik flächendifferenziert quantifiziert. Da der Nitratabbau in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bereichs aufgrund des Fehlens belastbarer Datengrundlagen in modellhafter Annahme vernachlässigt wurde, können an dieser Stelle auch die N-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss sowie über den Dränabfluss quantifiziert werden.

Zur Bestimmung der grundwasserbürtigen N-Einträge in die Vorfluter wird zunächst der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss bestimmt. Wenn die Wasserhaushaltsmodellierung mit mGROWA also ergeben hat, dass der Gesamtabfluss in einer Rasterzelle zu 80 % zur Grundwasserneubildung beiträgt, so bedeutet dies gleichsam, dass 80 % der N-Austräge aus dem Boden über die Grundwasserneubildung in den Aquifer gelangen.

Für die über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter ausgewaschenen N-Mengen ist der reaktive N-Transport im Aquifer zu berücksichtigen. Dies erfolgt über das Modell WEKU (Kunkel und Wendland, 1997; 2000; 2006; Wendland et al., 2004). Die WEKU-Modellierung beinhaltet eine flächendifferenzierte Analyse der Fließwege und Fließzeiten im oberen Grundwasserleiter. Diese Fließzeitenanalyse ist nicht nur für die Simulation der u. a. zeitabhängigen Nitratabbauvorgänge im Grundwasser reduzierter Grundwässer bedeutsam, sondern auch für die Prognose der zeitlichen und räumlichen Wirkung von Maßnahmen zur Verminderung von Stoffeinträgen. Die Einstufung in reduzierte und oxidierte Aquifere erfolgt auf der Basis von Grundwassergütedaten. In Kapitel 4.3.6 ist das WEKU-Modell ausführlicher beschrieben.

Die modellierten N-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen werden auf Ebene der Teileinzugsgebiete aufsummiert und an das MONERIS-Modell übergeben. Dort werden die modellierten Werte anhand von im Flusslauf gemessenen Nitratkonzentrationen nach Anwendung der Methode der OSPAR-Commission (1998) auf Plausibilität überprüft. Bei der Plausibilitätsüberprüfung der Modellrechnungen ist zu berücksichtigen, dass die in einem Flusslauf realisierten Nährstofffrachten sich nicht nur aus den diffusen Einträgen zusammensetzen, sondern immer auch einen Anteil an punktuellen Einträgen aufweisen. Dementsprechend werden die N-Einträge über Trennkanalisationen, kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleitungen, Bürgermeisterkanäle sowie über Mischwasserentlastungen im MONERIS gesondert ausgewiesen. Zudem wird dort die gewässerinterne N-Retention berücksichtigt.

Nachfolgend werden also die Berechnungsansätze beschrieben, die zur Ermittlung der diffusen N-Einträge verwendet werden. Wenn im Folgenden von N-Einträgen gesprochen wird, sind damit Emissionen von N_{gesamt} aus der Fläche in die Oberflächengewässer gemeint.

4.3.1 Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen

Die atmosphärische N-Deposition ist eine diffus wirkende N-Quelle, die bei der räumlich differenzierten Quantifizierung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer berücksichtigt werden muss. Während die atmosphärische N-Deposition auf Ackerland, Grünland und Wald bei der Ermittlung der N-Einträge über diffuse Eintragspfade berücksichtigt wird und die N-Deposition auf urbanen Flächen in die Ermittlung der N-Einträge 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 Schaap et al. (2018) modellierten Werten der atmosphärischen N-Deposition abgeleitet. 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 N-Deposition auf Wasserflächen erfolgte dann nach Einzugsgebieten getrennt durch Verknüpfung der flächenhaft vorliegenden N-Depositionswerte mit den ausgewiesenen Wasserflächen. Hieraus wurde dann ein Mittelwert der N-Deposition auf den Gewässerflächen des jeweiligen Einzugsgebietes bestimmt.

4.3.2 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Die Ermittlung der N-Einträge über Abschwemmung erfolgt ausgehend vom verlagerbaren N-Eintrag in den Boden und ausschließlich für die Flächen mit Oberflächenabflussbildung und einer hydraulischen Anbindung an ein Gewässer. Zu nennenswerten Abschwemmungsprozessen bis ins 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 inkl. Dauerkulturen 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.

Nur wenn diese Parameter in Kombination auftreten, können die Teilflächen signifikante „Liefergebiete“ für N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Abschwemmung darstellen.

Für die nach der oben beschriebenen Vorgehensweise identifizierten Teilflächen wird anschließend eine Verknüpfung mit den modellierten Oberflächenabflusshöhen vorgenommen. Für diese Teilflächen wird dann unterstellt, dass ein dem Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss entsprechender Anteil des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden über Abschwemmung in die Oberflächengewässer gelangt.

4.3.3 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Wassererosion

Zur Modellierung des N-Eintrags über Wassererosion müssen Ackerflächen mit Erosionsgefahr und Gewässeranschluss sowie Anreicherungsfaktoren bekannt sein. Hierzu wurde eine Modellierung mit dem MEPhos-Modell vorgenommen (siehe Kapitel 4.4). Der MEPhos-Verfahrensgang hierzu ist detailliert in Zusammenhang mit der Modellierung des Phosphoreintrags über Erosion beschrieben.

Die Höhe der partikulären N-Einträge ist neben der ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom N-Gehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Diese Daten müssen als Gehalte in N_{ges} zur Verfügung stehen. Entsprechende Daten standen für dieses Projekt nicht zur Verfügung. Daher wurde der N-Gesamtgehalt in Anlehnung an Behrendt et al. (1999) mit 2.000 mg/kg angesetzt.

4.3.4 Abschätzung der im Boden festgelegten N-Menge

Im aktuellen Stand des DENUZ-Modells (siehe Kapitel 4.3.5) wird eine landnutzungsunabhängige Parametrisierung der Denitrifikation im Boden vorgenommen. Das bedeutet, dass z. B. für Ackerböden die gleichen Denitrifikationsparameter zugrunde gelegt werden wie z. B. für Waldstandorte. In den Projekten für die Bundesländer, für die die FZJ-Modelle bereits zur Anwendung gekommen sind, hat sich allerdings herausgestellt, dass die N-Austräge für Grünland- und Waldstandorte ohne Berücksichtigung einer zusätzlichen N-Immobilisierung im Boden systematisch überschätzt werden. Um diese zusätzliche N-Immobilisierung im Boden einem Prozess zuzuordnen und die Zahl der Modellparameter möglichst gering zu halten, wurde für die Landnutzungen Wald und Grünland ein pauschaler Rückhaltefaktor eingeführt.

Vor diesem Hintergrund wird bei ackerbaulich genutzten Böden vereinfachend davon ausgegangen, dass N-Mineralisierungs- und N-Immobilisierungsprozesse im Mittel der Kulturen bzw. Fruchtfolgen ausgeglichen sind, sodass der Humus- und N-Gehalt im Oberboden konstant bleiben. Die N-Austräge aus ackerbaulich genutzten Böden entsprechen dann genau den nicht von der Erntesubstanz aufgenommen N-Zufuhren (N-Überschüsse aus der RAUMIS-N-Bilanz und atmosphärische Deposition) minus den Denitrifikationsverlusten im durchwurzelten Bodenbereich.

Für Grünland sowie bewaldete Flächen wird vor dem Hintergrund des oben aufgeführten Sachverhalts unterstellt, dass über die Denitrifikationsverluste hinaus ein Teil der N-Zufuhren im Boden gespeichert wird und zum Aufbau der organischen Bodensubstanz beiträgt. Im Rahmen der Modellkalibrierung im AGRUM-DE-Projekt ergab sich die Höhe der im Boden festgelegten N-Menge für Grünland als 50 %, der Summe aus N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition. Da N-Bilanzüberschüsse aus der Landwirtschaft für Waldflächen nicht anfallen, erfolgte die Berechnung der im Boden festgelegten N-Menge ausschließlich ausgehend von der atmosphärischen N-Depositionshöhe. Im Rahmen des AGRUM-DE-Projektes ergab sich die Höhe der im Boden festgelegten N-Menge für Laub- und Mischwald als 10 % und für Nadelwald als 20 % der atmosphärischen N-Deposition.

4.3.5 Modellierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell)

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. Ausmaß und 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 mit einem reduzierten Humusgehalt zu rechnen (Hoffmann, 1991; Köhne und Wendland, 1992; Kreins et al., 2010; Kunkel und Wendland, 2006; Wendland, 1992; Wendland et al., 1993). Für die Modellierung der Denitrifikation im Boden wird eine Michaelis-Menten-Kinetik zugrunde gelegt:

$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{max} \cdot \frac{N(t)}{N(t) + k} = 0 \qquad \text{Gl. 27}$$

N(t) = N-Austrag aus dem Boden nach der Verweilzeit t in [kg N/(ha × a)]
T = Verweilzeit im Boden in [a]
D_{max} = maximale Denitrifikationsrate in [kg N/(ha × a)]
k = Michaelis-Konstante in [kg N/(ha × a)]

Zur Bestimmung des N-Austrags aus dem Boden muss diese Differenzialgleichung numerisch gelöst werden. Hierzu ist neben der Verweilzeit im Boden der D_{max}-Rate und der Michaelis-Konstante zusätzlich der verlagerbare N-Eintrag in den Boden als Anfangsbedingung (N(t=0)) erforderlich, siehe hierzu auch Kapitel 3.3.4.7.

Die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden (Gl. 28) wurde nach dem Verfahren nach DIN 19732 aus der Feldkapazität des Bodens und der Sickerwasserrate abgeleitet (siehe auch Hennings, 2000; Müller und Raissi, 2002):

$$t = \frac{nFK \cdot We}{Q_{Sw}} \qquad \text{Gl. 28}$$

T = Verweilzeit des Sickerwassers im Boden in [a]
Q_{sw} = Sickerwasserrate in [mm/a]
nFK = nutzbare. Feldkapazität in [mm/dm]

We = effektive Durchwurzelungstiefe [dm]

4.3.5.1 Ankopplung der auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden an die austragsrelevanten Abflusskomponenten

Eine Reihe von Untersuchungen belegen, dass in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs im Allgemeinen kein nennenswerter Nitratabbau stattfindet (Obermann, 1981; Schulte-Kellinghaus, 1987; Voss, 1985). Andere Untersuchungen (mündl. Aussage Herr Schroedter am 08.10.2013 unter Bezugnahme auf Angaben der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG)) haben dagegen gezeigt, dass der Nitratabbau in den Grundwasserdeckschichten regional durchaus beachtlich sein kann, z. B. in Regionen, in denen eine DOC-Einwaschung stattgefunden hat und ein Luftabschluss auftritt. Aufgrund unzureichender Datengrundlagen konnten Gebiete, in denen solche Schichten im Untergrund anstehen, jedoch nicht ausdifferenziert werden. Auf eine Ausweisung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserdeckschichten wurde deshalb verzichtet.

Geht man vereinfachend davon aus, dass die N-Austräge aus dem Boden nach der Passage der Wurzelzone nicht weiter reduziert werden, so teilen sich die N-Einträge ins Grundwasser bzw. in die Oberflächengewässer entsprechend den Ergebnissen des mGROWA-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.

Maßgeblich ist in diesem Zusammenhang die Brutto-Grundwasserneubildung, die die gesamte abwärtsgerichtete und dem Aquifer tatsächlich zuströmende Grundwasserneubildung umfasst. Die Brutto-Grundwasserneubildung ist somit die maßgebliche Größe für den Nährstoffeintrag in das Grundwasser. Der aufwärtsgerichtete Zustrom aus dem Aquifer in den Bilanzraum auf grundwasserbeeinflussten Standorten (kapillarer Aufstieg), der zur Berechnung der Netto-Grundwasserneubildung subtrahiert wird, ist in der Brutto-Grundwasserneubildung nicht berücksichtigt.

Wenn die Wasserhaushaltsmodellierung mit mGROWA also ergeben würde, dass der Gesamtabfluss in einer Rasterzelle zu 20 % über künstliche Entwässerungssysteme (bzw. natürlichen Zwischenabfluss) erfolgt, so bedeutet dies, dass 20 % der N-Austräge aus dem Boden über künstliche Entwässerungssysteme (bzw. natürlichen Zwischenabfluss) in die Vorfluter gelangen. Umgekehrt bedeutet dies, dass 80 % des Gesamtabflusses über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter gelangen. Auf diese Weise würden dann gleichsam 80 % der N-Austräge aus dem Boden über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter gelangen. Für diesen Teil der aus dem Boden ausgewaschenen N-Menge wird der beim Transport des Grundwassers im Aquifer in einigen Regionen stattfindende Nitratabbau berücksichtigt (siehe Kapitel 4.3.6). Dies erfolgt über das Modell WEKU (Kunkel und Wendland, 1997; Kunkel und Wendland, 2000; Wendland et al., 2004).

4.3.5.2 Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser gibt an, mit welcher Konzentration das aus dem Boden ausgetragene Nitrat mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser bzw. über die Direktabflusskomponenten in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Vor allem zur Beurteilung, ob das Grundwasserschutzziel von 50 mg NO_3/L erreicht werden kann, ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser ein guter Indikator.

Zur Nitratkonzentration im Sickerwasser tragen einerseits die diffusen N-Austräge aus dem Boden und anderseits N-Einträge aus undichten Kanalisationen bei. Die hierbei relevanten urbanen N-Einträge erfolgen jedoch unterhalb der Bodenzone, sodass die N-Immobilisierung und die Denitrifikation im Boden nicht zum Tragen kommen.

$$C_{NO3} = 443 \frac{N_{out,Boden} + N_{in,urban}}{Q_{Sw}}$$ Gl. 29

c_{NO3} = Nitratkonzentration im Sickerwasser in [mg/L]
Q_{sw} = Sickerwasserrate in [mm/a]
$N_{out, Boden}$ = N-Austrag aus dem Boden in [kg N/(ha × a)]
$N_{in, urban}$ = N-Eintrag unterhalb der Wurzelzone aus undichten Kanalisationen in [kg N/(ha × a)]

Bei der Modellierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser werden ganz gezielt mittlere mehrjährige hydrologische Verhältnisse abgebildet, da diese eine repräsentative Situation beschreiben (z. B. im Hinblick auf die Sickerwasserhöhe). Erforderlich ist hierzu eine ausreichend lange Zeitreihe von mindestens 20 Jahren, im Idealfall von 30 Jahren. Gerade für die Ermittlung des N-Minderungsbedarfs (siehe Kapitel 4.3.5.3) bzw. für die Analyse der Auswirkung von N-Minderungsmaßnahmen ist dieser Punkt von extrem hoher Bedeutung. Denn nur auf diese Weise ist die langfristig erwartbare Auswirkung von Maßnahmen zuverlässig beschreibbar. Bei einer modelltechnisch möglichen, höheren Zeitauflösung besteht die Gefahr, dass die jährliche bzw. innerjährliche hydrologische Variabilität die Effekte der Minderungsmaßnahmen überlagert. Zudem ergibt eine höhere Zeitauflösung keinen Sinn, solange die Ergebnisse der RAUMIS-Modellierung eine durchschnittliche Situation über drei Jahre hinweg aufweisen.

4.3.5.3 Maximal tolerierbare N-Bilanzüberschüsse und N-Minderungsbedarf

Üblicherweise wird das Modellinstrumentarium so verwendet, dass, ausgehend von den bekannten N-Einträgen in den Boden, der Wasserhaushaltssituation und den statischen Standortfaktoren, u. a. die Nitratkonzentration im Sickerwasser bzw. die N-Einträge in die Gewässer aus den unterschiedlichen Eintragspfaden berechnet wird.

Zur Analyse der Effekte landwirtschaftlicher N-Minderungsmaßnahmen im Hinblick auf die Erreichung von Grundwasserschutzzielen ist es erforderlich, zu berechnen, bei welchen N-Einträgen eine bestimmte Nitratkonzentration im Sickerwasser erreicht wird. Das DENUZ-Modell kann hierfür in einem „Rückwärtsmodus“ betrieben werden.

In einem ersten Schritt wird hierzu für jede Rasterzelle der N-Austrag aus dem Boden berechnet, der zu der gesuchten Zielkonzentration (z. B. 50 mg NO_3/L im Sickerwasser) führt. Die anderen Parameter (Sickerwasserrate und N-Eintrag aus undichten Kanalisationen) werden hierbei nicht verändert. In einem nächsten Schritt wird iterativ der verlagerbare N-Eintrag in den Boden ermittelt, der bei den gegebenen Denitrifikationsbedingungen und der Verweilzeit im Boden zum gesuchten N-Austrag aus dem Boden führt. In einem letzten Schritt wird im „Rückwärtsmodus“ die in Kapitel 4.3.4 beschriebene N-Immobilisierung im Boden einbezogen, sodass man die maximal tolerierbaren N-Einträge in den Boden berechnen kann, die zur gesuchten Zielkonzentration führen. Diese N-Einträge in den Boden setzen sich aus dem landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschuss und der atmosphärischen N-Deposition zusammen. Nimmt man die atmosphärische N-Deposition in erster Näherung als kurzfristig nicht beeinflussbar und damit als konstant an, so ergibt sich schließlich als Ergebnis der maximal tolerierbare N-Bilanzüberschuss aus der Landwirtschaft, der zur gesuchten Zielkonzentration führt.

Der maximal tolerierbare N-Bilanzüberschuss aus der Landwirtschaft ist ein hypothetischer Wert, der sich aus der Kombination der einzelnen Berechnungsparameter ergibt. Gerade bei großen Sickerwasserraten und sehr guten Abbaubedingungen können sich hierbei Werte ergeben, die weit oberhalb der in der Praxis auftretenden N-Bilanzüberschüsse liegen. Deshalb ist es erforderlich, den auf diese Weise berechneten maximalen N-Bilanzüberschuss nach oben hin auf Werte zu begrenzen, die einer bedarfsgerechten Düngung entsprechen.

Der N-Minderungsbedarf der landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschüsse ergibt sich schließlich aus der Differenz des jeweils betrachteten N-Bilanzüberschusses (z. B. des N-Bilanzüberschusses des Ist-Zustandes oder auf Basis

des N-Bilanzüberschusses eines Bewirtschaftungsszenarios) und des berechneten (und ggf. nach oben hin begrenzten) maximal zulässigen N-Bilanzüberschusses.

4.3.6 Quantifizierung der grundwasserbürtigen Nitrateinträge 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, 1981). Erfolgt der Nitratabbau dagegen unter Beteiligung von Pyrit, so spricht man von autotropher Denitrifikation (Kölle, 1990).

Die Reaktionskinetik der autotrophen Denitrifikation wurde von verschiedenen Autor*innen (z. B. Böttcher et al., 1989, 1985) auf der Basis umfangreicher mehrjähriger Geländeuntersuchungen unter Berücksichtigung wichtiger Randbedingungen (z. B. Höhe der Grundwasserneubildung, Stoffkonzentration im neu gebildeten Grundwasser, Konzentrations-Tiefenfunktionen 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 N-Einträge in die Oberflächengewässer müssen daher im Wesentlichen drei Größen bekannt sein:

(1) die Nitrateinträge in den Aquifer

(2) die Fließzeit des Grundwassers im Aquifer

(3) das Nitratabbauvermögen bzw. die Kinetik des Nitratabbaus im Aquifer

Die Verfahrensweise zur Bestimmung der Höhe der Stickstoffeinträge in das Grundwasser wurde im vorherigen Kapitel bereits beschrieben. Im Folgenden wird näher auf die Quantifizierung der beiden anderen Größen eingegangen.

4.3.6.1 Modellierung der Grundwasserfließzeiten im oberen Aquifer

Bei der Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratausträge 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 Fließzeiten 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 das gesamte Bundesgebiet stehen hingegen im Allgemeinen keine detaillierten Datengrundlagen über den dreidimensionalen Aufbau des Untergrundes zur Verfügung. Da auch keine Bohrprofile, Grundwasserstände oder hydrogeologische Schnitte in ausreichender Menge auf Landesebene vorliegen, kann lediglich eine zweidimensionale Modellierung der Fließzeiten 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 et al., 2011; Wendland et al., 2004; Kunkel und Wendland, 1999; Kunkel und Wendland, 1997; Kunkel, 1994; Wendland, 1992) 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 Variabilität der Modelleingabegrößen auf die berechneten Fließstrecken und Grundwasserfließzeiten quantifiziert werden. Als Ergebnis erhält man eine Verteilung von Grundwasserfließstrecken bzw. Grundwasserfließzeiten für jede Eintragszelle. Dies ermöglicht es, neben der Angabe mittlerer Werte auch Aussagen über Streubreiten und Vertrauensbereiche zu treffen. In Abbildung 16 ist der Verfahrensgang der WEKU-Fließzeitenmodellierung schematisch dargestellt.

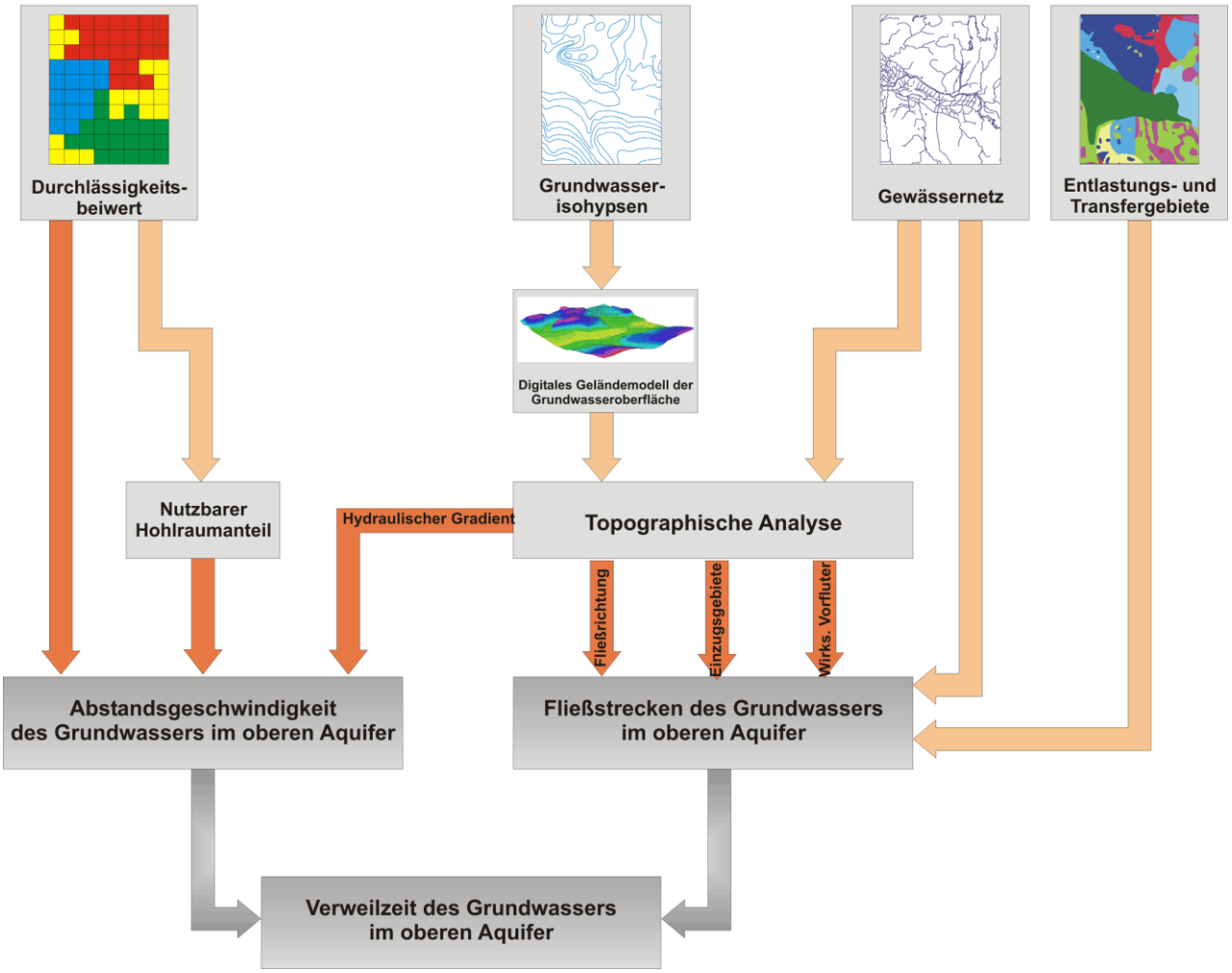
Die Modellierung umfasst drei Schritte. In einem ersten Schritt wird zunächst aus Grundwassergleichenplänen und anderen Datengrundlagen ein digitales Höhenmodell der Grundwasseroberfläche des oberen Aquifers erstellt. Dieses wird in einem nächsten Schritt hinsichtlich der hydraulischen Konsistenz analysiert und ggf. korrigiert. Aus diesem korrigierten Höhenmodell werden für jede Rasterzelle der hydraulische Gradient nach Betrag und in Richtung auf die grundwasserwirksamen Vorfluter ermittelt.

Im zweiten Schritt wird die Abstandsgeschwindigkeit berechnet (Gl. 30). 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 und der hydraulische Gradient:

$$\vec{v}_a = -\frac{k_f}{n_f} \cdot \vec{\nabla} j \qquad \text{Gl. 30}$$

v_a = Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers in (m/s)
k_f = Durchlässigkeitsbeiwert der grundwasserführenden Gesteine in (m/s)
n_f = nutzbarer Hohlraumanteil der grundwasserführenden Gesteine in (-)
$\vec{\nabla} j$ = hydraulischer Gradient in (-)

Abbildung 16: Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Fließzeitenmodellierung



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

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 (Kuhr et al., 2014; Wendland et al., 2011, 2021b).

Im dritten Schritt wird aus den ermittelten Abstandsgeschwindigkeiten der einzelnen Rasterzellen zunächst die Fließzeit des Grundwassers in den einzelnen Rasterzellen berechnet. Anschließend wird nach Gl. 31 die Fließzeit des Grundwassers vom Eintritt in den Aquifer bis zum Austrag in einen Vorfluter ermittelt.

$$t(\vec{r}_0) = \int_{\vec{r}} \frac{d\vec{r}}{v_a(\vec{r})}$$ Gl. 31

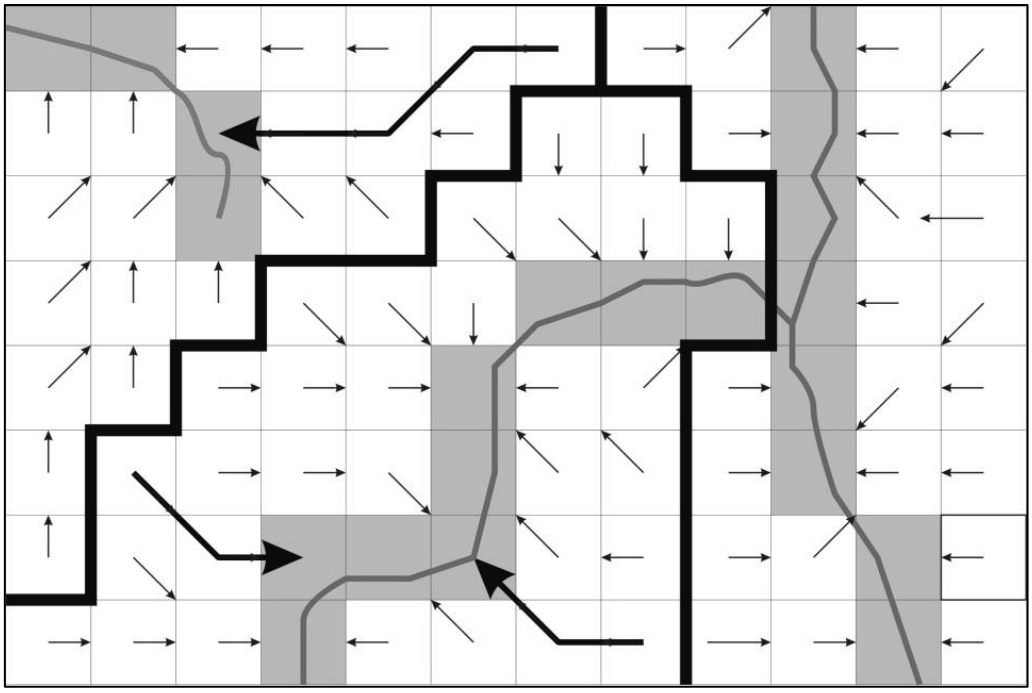
$t(r_0)$ = Fließzeit für das Ausgangselement r_0 für den gesamten Fließweg in (s)

$\vec{r}$ = Ortsvektor einer Rasterzelle auf dem jeweiligen Fließweg in (m)

Bei der Analyse der Fließzeiten 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 Austritt in ein Oberflächengewässer ist in Abbildung 17 illustriert. Dargestellt sind schematisch ein Ausschnitt des digitalen Höhenmodells der Grundwasseroberfläche, die grundwasserwirksamen Vorfluter und schattiert die Rasterzellen mit Vorfluterbesatz im DHM. 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 Fließzeiten des Grundwassers ergeben sich durch die Addition der für die Einzelzellen berechneten Abstandsgeschwindigkeiten bzw. Fließzeiten entlang des Fließwegs vom Eintrags- bis zum Austragsort.

Abbildung 17: Ermittlung der Fließwege des Grundwassers im WEKU-Modell



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

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 Grundwasserfließzeiten führen.

Durch die künstliche Entwässerung sowie den aufwärtsgerichteten Wasserstrom kommt es hier zu keiner nennenswerten Grundwasserneubildung, sodass die Ermittlung von Grundwasserfließzeiten im Sinne der obigen Betrachtungsweise nicht zielführend ist. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass hier das versickerte Niederschlagswasser innerhalb relativ kurzer Zeiträume über Dränabflüsse in die Vorfluter einspeist.

Die nach dem beschriebenen Verfahren und mit den oben aufgeführten Datengrundlagen berechneten mittleren Grundwasserfließzeiten 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 sich die berechneten Fließzeiten 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 Fließzeiten daher nicht auf die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

4.3.6.2 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 (Kunkel et al., 1999). Nitratreduzierende Grundwässer enthalten reduzierende anorganische Verbindungen (z. B. Pyrit) sowie Torf, Braunkohle und sonstige organische Substanzen. Daher ist oft auch der 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 für die wesentlichen „Indikator-Parameter“ des Denitrifikationsvermögens im Aquifer Orientierungswerte definiert, die als Grenze für ein denitrifizierendes Milieu angesehen werden können (DVWK, 1992; Hannappel, 1996; Hölting, 1996; Leuchs, 1988; Obermann, 1981; Wendland und Kunkel, 1999; Kunkel et al., 2021). Bei diesen, in Tabelle 10 aufgeführten Werten muss beachtet werden, dass es sich hierbei nicht um genau definierte Grenzkonzentrationen von reduzierten und oxidierten Grundwässern handelt, sondern um Orientierungswerte, da beide Grundwassertypen in der Regel überlappende Konzentrationsbereiche aufweisen.

Tabelle 10: Orientierungswerte der wesentlichen Parameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer

Parameter	Reduzierte Grundwässer	Oxidierte Grundwässer
Nitrat	< 1 mg NO_3/L	je nach Eintrag
Eisen (II)	> 0,2 mg/ Fe (II)/L	< 0,2 mg/ Fe (II)/L
Mangan (II)	> 0,05 mg Mn (II)/L	< 0,05 mg Mn (II)/L
Sauerstoff	< 2 mg O_2/L	> 2 mg O_2/L
DOC	> 1,5 mg DOC/L	< 1,5 mg DOC/L

Quelle: Kunkel et al. (2021)

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 (Gabriel und Ziegler, 1997; Hannappel und Voigt, 1999; Kunkel, 1994; Wendland et al., 2008). Bei Vorliegen einer genügend großen Anzahl von Grundwassergütedaten aus mehreren Messstellen einer hydrogeologischen Gesteinseinheit ist es möglich, das hydrochemische Milieu bzw. das Nitratabbauvermögen für die betreffende Gesteinseinheit auf Basis der Lösungsinhalte der in Tabelle 10 aufgeführten, relevanten Parameter zu charakterisieren.

Die Abnahme des Nitratgehaltes im Aquifer lässt sich durch eine Reaktion erster Ordnung beschreiben (Böttcher et al., 1989):

$$\frac{dN(t)}{dt} + k_n N(t) = 0 \qquad \text{Gl. 32}$$

mN(t) = Nitratgehalt im Grundwasser nach der Fließzeit t
t = Fließzeit des Grundwassers im Aquifer
k_n = Denitrifikationskonstante

Die Lösung der Differentialgleichung für den Anfangswert N(t=0) = N_0 ist:

$$N(t) = N_0 \cdot \exp(-k_n \cdot t) \qquad \text{Gl. 33}$$

Die Denitrifikation nach einer Kinetik erster Ordnung hat also eine Reduzierung des Nitratgehalts im Grundwasser exponentiell mit der Fließzeit im Grundwasser zur Folge. Die Berechnung der grundwasserbürtigen N-Einträge in die Vorfluter erfordert also die vollständige Betrachtung des Fließwegs des Grundwassers vom Eintrag in den Aquifer bis hin zum Austrag in den jeweiligen Vorfluter. Die Diskretisierung der Modellierung des Nitratabbaus erfolgt auf Rasterbasis, sodass sich der Nitratgehalt des Grundwassers nach dem Durchlaufen des Grundwassers durch eine Zelle aus der Grundwasserfließzeit innerhalb der Zelle, dem N-Eintrag aus der Vorläuferzelle und der Denitrifikationskonstante ergibt.

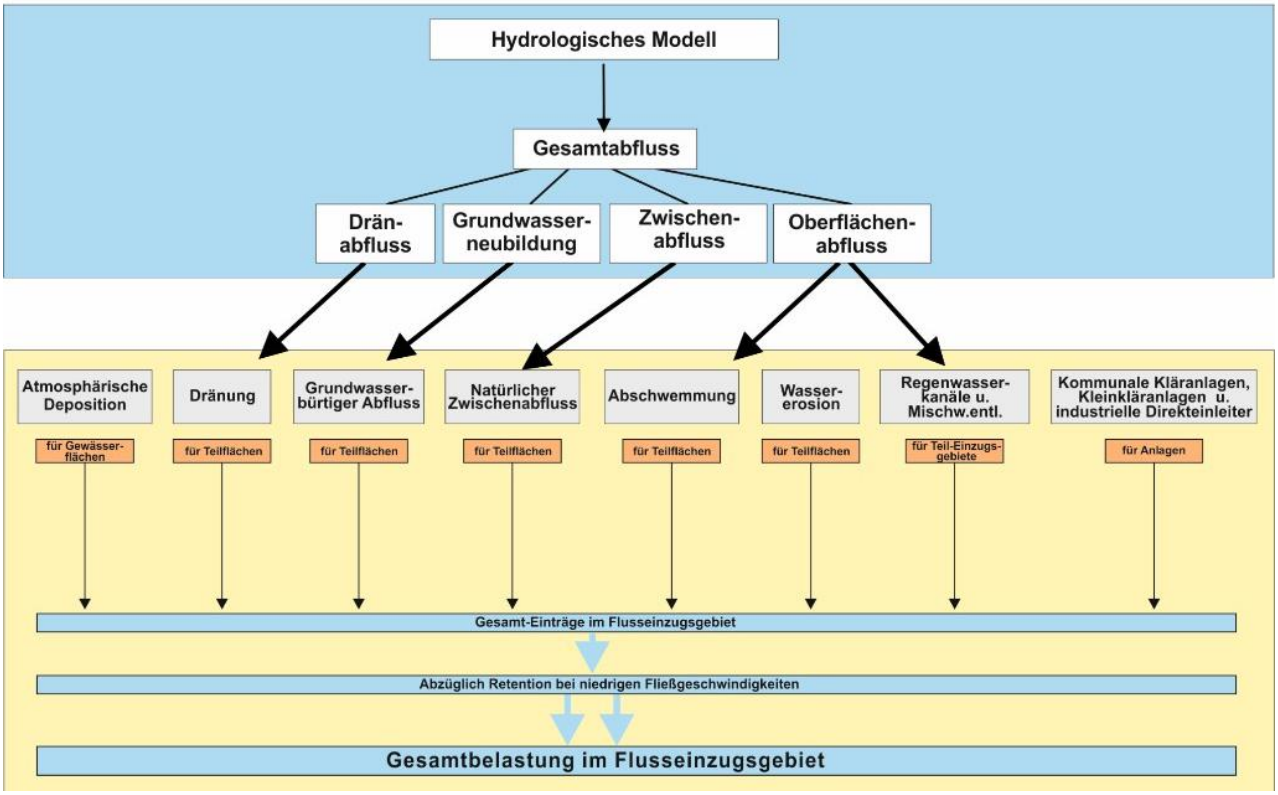
4.4 Simulation der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)

Das Modell MEPhos wurde entwickelt, um mehrjährige mittlere Phosphoreinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in meso- und makroskaligen Flusseinzugsgebieten zu quantifizieren (Tetzlaff 2006; Tetzlaff et al., 2009b). MEPhos basiert auf einem pfad- und flächendifferenzierten Emissionsansatz, bei dem die folgenden diffusen Eintragspfade berücksichtigt werden: Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung, Wassererosion, natürlicher Zwischenabfluss und atmosphärische Deposition auf Wasserflächen (vgl. Abbildung 18). Auf die Eintragspfade und Berechnungsansätze zur Abbildung von Einträgen über Punktquellen und urbane Systeme wird an dieser Stelle nicht eingegangen, da diese im AGRUM-DE-Projekt über das Modell MONERIS (siehe Kapitel 4.5 ff.) abgebildet werden.

Das Ziel der MEPhos-Anwendung besteht in der flächendifferenzierten Ermittlung der P-Belastung und im Ausweisen von räumlichen Belastungsschwerpunkten (Hotspots) 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 erzeugt 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 mGROWA flächendifferenziert berechnet, das hierzu an das Phosphormodell MEPhos angekoppelt wird.

Abbildung 18: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen der Phosphotope (Teilflächentypen) mit den Abflusshöhen nach mGROWA ergeben sich rasterzellenweise die mittleren jährlichen Einträge in der Einheit kg/(ha·a). Nähere Informationen finden sich in Tetzlaff (2006). Die Modellierung erfolgt im Rasterformat, da die Modellergebnisse des Wasserhaushaltsmodells mGROWA 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 die einzelnen Pfade. Dagegen wird der erosionsbürtige Eintrag von P_{ges} durch Multiplikation des Bodenerosionspotenzials nach ABAG mit dem Sedimenteintragsverhältnis, dem P-Gehalt im Oberboden sowie dem Anreicherungsfaktor bestimmt.

Nach Berechnung des P-Eintrags über alle diffusen Pfade werden die einzelnen Emissionen zur Berechnung der P-Belastung auf Ebene der Teileinzugsgebiete aufsummiert und an das Modell MONERIS übergeben. Im MONERIS-Modell erfolgt die Abbildung von P-Einträgen über Punktquellen und urbane Systeme. Um die Validität der modellierten P-Einträge eines Einzugsgebiets überprüfen zu können, werden diese mit Frachten verglichen, die für Gütemessstellen nach Anwendung der Methode der OSPAR-Commission (1998) ermittelt wurden.

Nachfolgend werden nur die Berechnungsansätze beschrieben, die im Modell MEPhos zur Ermittlung der diffusen P-Einträge verwendet werden. Wenn im Folgenden von P-Einträgen gesprochen wird, sind damit Emissionen von P_{ges} aus der Fläche in die Oberflächengewässer gemeint.

4.4.1 Modellierung des P-Eintrags über Dränagen

Die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von P_{ges} 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 mGROWA in Verbindung mit der Karte der künstlich entwässerten Flächen räumlich differenziert berechnet.

Die Konzentration im Dränwasser hängt wesentlich von der P-Sättigung des Unterbodens (60–90 cm Tiefe) und damit vom pedogenen Sorptionsvermögen des Bodens für P und seinem P-Gehalt 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 der Bodenart integrativ charakterisiert werden. Diese Daten liegen im Untersuchungsgebiet vollständig in hoher Auflösung vor. Aufgrund des unterschiedlichen bodenchemischen Verhaltens wird das pedogene Sorptionsvermögen der Böden durch folgende Kombinationen aus Bodentyp und Bodenart klassenweise differenziert: Hochmoorböden, Niedermoorböden, Sandmischkulturen, Marschböden, tonarme Sandböden, tonige sowie lehmige terrestrische Mineralböden. Somit werden für jedes Untersuchungsgebiet 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 Bodentyp-Klassen zur integrativen Charakterisierung des pedogenen Sorptionspotenzials sowie die Landnutzung.

4.4.1.1 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 und über 15 kg/(ha × a) werden in der Literatur sehr hohe Austräge für dieses Phosphotop genannt. Das geringe Vermögen, P 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 P-Sorption 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).

4.4.1.2 Phosphotop „Gedränte Niedermoorböden unter Ackernutzung“ und „Gedränte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung“

Die P-Dynamik 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 Düngermittel festgelegt werden können. Niedermoore verfügen deshalb im Gegensatz zu Hochmooren grundsätzlich über die Fähigkeit zur Akkumulation von P im Unterboden, sodass ihre P-Dynamik der von Mineralböden ähnelt (Scheffer, 2002). Höhere P-Austräge 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 P-Austrägen 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 P in hohem Maße sorbieren können, da sie entweder von kalkreichem Grundwasser durchströmt werden oder – bei Lage in weitgehend entkalkten Lockergesteinsregionen – Niedermoorböden meist hohe Eisen und Aluminiumgehalte aufweisen, an deren Oxide und Hydroxide P 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 P 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 P-Konzentrationen im Dränageabflusswasser aus Niedermooren betragen etwa 0,65 mg/L bei Ackernutzung und 0,4 mg/L bei Grünlandnutzung (Scheffer, 2002).

4.4.1.3 Phosphotop „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 und 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 Erhöhung 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 Flächentypen 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 mit 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. 50–70 %, Scheffer und Blankenburg (2004) sprechen sogar von 70–95 %. 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 (vgl. Tabelle 7).

4.4.1.4 Phosphotop „Gedränte Marschböden unter Ackernutzung“

Die Zahl deutscher Untersuchungen zum P-Austrag aus Marschböden ist vergleichsweise gering, wozu auch die Schwierigkeiten bei Abflussmessungen in tidebeeinflussten Gebieten beitragen (Foerster, 1982; Neuhaus, 1991; Schubert, 1997). Marschböden besitzen hohe Ton- und Schluffgehalte, teilweise auch hohe Kalkgehalte. Damit verfügen sie grundsätzlich über hohe Sorptionskapazitäten für P. Dennoch können erhöhte P-Gehalte im Dränwasser auftreten, wenn es auf sehr tonreichen Böden in Trockenperioden zur Bildung von Schrumpfrissen kommt. Über Makroporenfluss wird dann P 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 2,8–3,9 kg/(ha × a) ebenfalls erhöhte P-Gehalte, 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 Expert*innen führen hohe P-Gehalte 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 (Fier und Schäfer,

2004). Diese Sichtweise wird durch Untersuchungen von Foerster (1982) gestützt, der selbst bei hoch versorgten Marschböden der Gehaltsklassen D und E lediglich mittlere Austräge von 0,3–0,4 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_{ges}/L bei einer angenommenen mittleren Dränabflusshöhe von 250 mm/a für die Modellierung verwendet. Bei den Untersuchungen von Briechle (1976) haben sich 250 mm/a als typische Dränabflusshöhe für Rohrdräne in Marschböden herausgestellt.

4.4.1.5 Phosphotop „Gedränte stark lehmige terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Aus bindigen, d. h. lehmigen, terrestrischen Mineralböden sind bislang sehr geringe P-Austräge 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 P-Konzentration im Dränwasser sind nicht bekannt. Auch haben sich aus der Literatur keine eindeutigen Hinweise auf Unterschiede im Austragsverhalten zwischen bestimmten Bodentypen oder -arten ergeben, z. B. Löß (Czeratzki, ,1976, zitiert in Blankenburg, 1983; Lammel 1990). Vereinzelt finden sich Hinweise auf erhöhte P-Austräge über preferential flow, d. h. Wurzelröhren, Bioturbationsgänge oder Schrumpfrisse v. a. in tonreichen Böden (Heathwaite, 1997). Eine Differenzierung für bestimmte Bodentypen oder -arten erschien jedoch nicht sinnvoll möglich.

4.4.1.6 Phosphotop „Gedränte stark tonige terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Zahlreiche Felduntersuchungen bestätigen ein erhöhtes mittleres Konzentrationsniveau von P_{ges} im Dränabfluss aus Tonböden, das v. a. auf Makroporenfluss zurückzuführen ist (Tetzlaff et al., 2015). Um diesem Sachverhalt in der Modellierung des P-Eintrags Rechnung zu tragen, wird ein weiteres Phosphotop ausgewiesen. Die mittleren Jahreskonzentrationen von P_{ges} ergeben ein im Vergleich zu lehmigen Mineralböden erhöhtes Konzentrationsniveau im Bereich von 0,2–0,4 mg/L. Für die Modellierung werden daher 0,3 mg/L angesetzt.

4.4.1.7 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 P-Sorption 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 Literatur-Referenzwerte von durchschnittlich etwa 0,3 mg P_{ges}/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 P-Austrags über Dränagen waren der Literatur nicht zu entnehmen, sodass eine weitergehende Differenzierung unterblieb.

Tabelle 11 zeigt die zur flächendifferenzierten Modellierung des mittleren P-Eintrags über Dränagen gebildeten Phosphotope, die der Literatur entnommenen Referenzwerte für den mittleren P-Austrag für vergleichbare Standortbedingungen und die durch Kalibrierung an Gewässergütedaten gewonnenen 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, Mittelgebirgsregionen Deutschlands. Damit sollte sichergestellt werden, dass die Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen vergleichbar sind. Die Referenzwerte besitzen die Einheiten mg/L und kg P/(ha × a). Nicht in allen Untersuchungen werden P-Austräge in beiden Einheiten genannt, die bei bekannter Dränabflusshöhe ineinander umgerechnet werden können.

Tabelle 11: Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe

Phosphotop	Referenzwert [mg P_{ges}/L]	Referenzwert [kg P_{ges}/(ha × a)]
Gedränte Hochmoorböden unter Grünlandnutzung	3,0–5,4	3 bis > 15
Gedränte Niedermoorböden unter Ackernutzung	0,2–1,7	1,3
Gedränte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung	0,1–0,8	0,5–1,4
Gedränte Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,6	2,6–6
Gedränte Marschböden unter Ackernutzung	0,03–1,13 i. d. R. 0,2–0,5	0,3–1,4
Gedränte Marschböden unter Grünland	0,9	1,4–1,6
Gedränte bindige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,01–0,05	0,04–0,5
Gedränte stark tonige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,2–0,4	
Gedränte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,06–0,3	1,8

Quelle: eigene Darstellung (FZJ). Daten: Blankenburg (1983); Scheffer (2002); Scheffer und Foerster (1991); Foerster (1982, 1988); Foerster et al. (1985); Früchtenicht (1998); Früchtenicht et al. (1996); Hasenpusch (1995); Lammel (1998); Kuntze (1983, 1988); Lennartz und Hartwigsen (2001); Munk (1972); Rosche und Steininger (2009); Attenberger (1990); Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2006)

4.4.2 Modellierung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss

Analog zum P-Eintrag über Dränagen wird der mehrjährige mittlere Eintrag über Grundwasser durch die Höhe der Grundwasserneubildung bzw. des grundwasserbürtigen Abflusses und seine Konzentration an P_{ges} gesteuert. Die mittlere Höhe der Grundwasserneubildung wird als flächendifferenzierter Datensatz mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA 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.

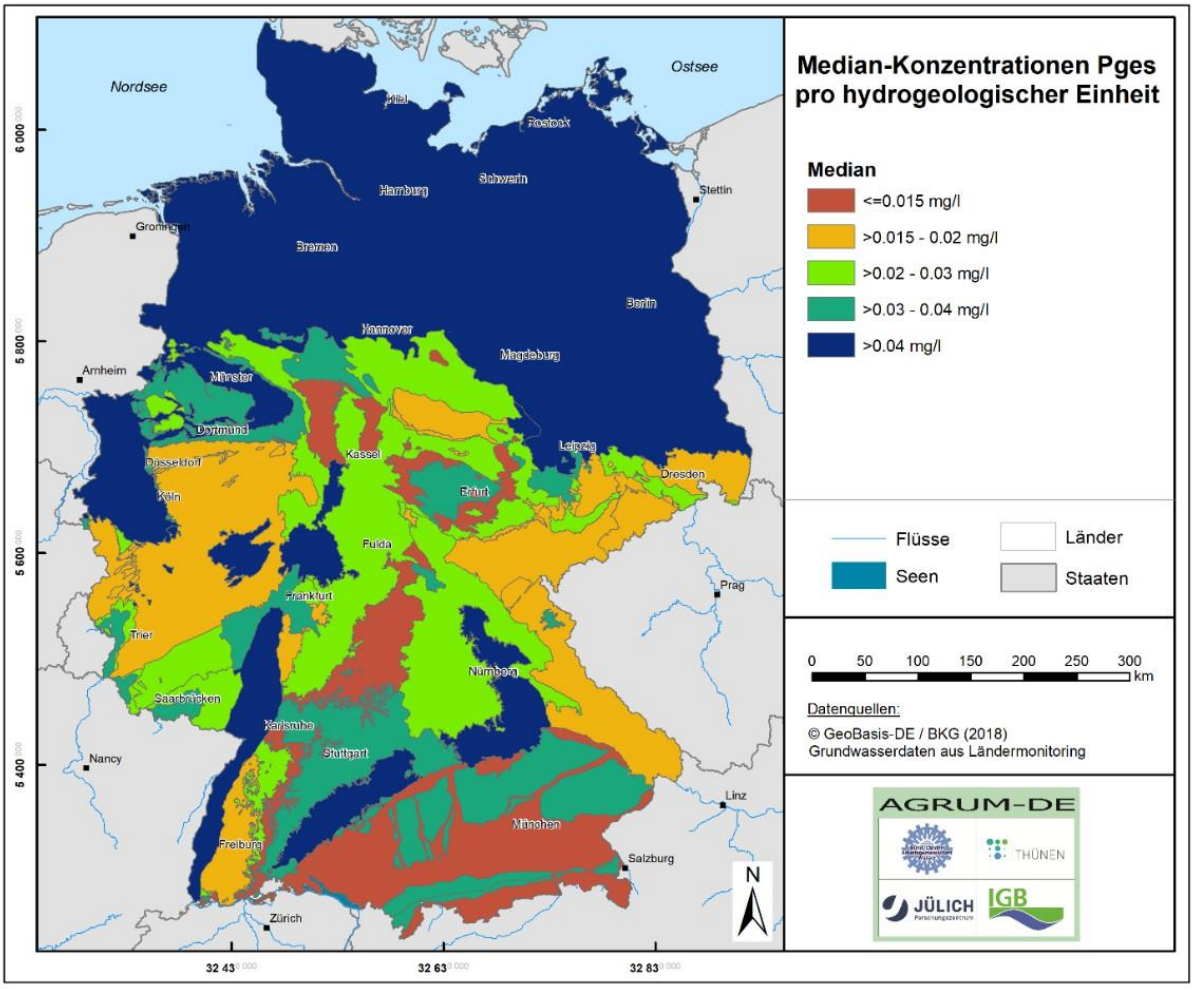
Die Zahl der Untersuchungen zur P-Konzentration im Grundwasser ist wegen der meist geringen quantitativen Bedeutung des Eintragspfads „grundwasserbürtiger Abfluss“ nicht sehr groß. Darüber hinaus beziehen sich die wenigen verfügbaren Arbeiten oftmals auf große Einzugsgebiete von Wasserwerken oder auf hydrogeologische Bezugseinheiten und nur zum Teil auf landwirtschaftlich genutzte Untersuchungsflächen mit bekannten Eigenschaften.

Um die Datenlage zur Ableitung repräsentativer Konzentrations-Mittelwerte für Teilregionen zu verbessern, werden Analysenergebnisse der Grundwassergüteüberwachung in oberflächennahen Grundwässern benutzt. Um zu repräsentativen flächenhaften Aussagen zu gelangen, werden die Messwerte auf grundwasserführende Gesteinseinheiten bezogen.

Die Konzentrationen spiegeln nicht die rein geogenen Hintergrundwerte wider. Es wird der Median über alle Werte einer Messstelle herangezogen und dann alle Messstellen einer Gesteinseinheit betrachtet. Ausschließlich den geogenen Anteil zu betrachten, würde voraussetzen, dass Teilmengen der Stichprobe, insbesondere „Ausreißer“, durch statistische Selektionsverfahren oder durch Anpassung unterschiedlicher Verteilungskurven an die Messwerte-Verteilung eliminiert werden. Es handelt sich also um – gemessen an der Geologie – gebietstypische Konzentrationswerte. Kleinräumige Besonderheiten werden darin nicht reflektiert.

Die für das Projekt AGRUM-DE übermittelten Daten der Bundesländer enthielten nach Homogenisierung, Plausibilitätsprüfung und Entfernen von Messstellen in tiefen Grundwasserleitern 5.687 Messstellen mit Konzentrationsmessungen zu P_{ges}. Die Messstellen wurden hydrogeologischen Einheiten zugewiesen und die Konzentrationsmessungen primärstatistisch ausgewertet. Die für jede Einheit abgeleiteten Mediane wurden für die Modellierung angesetzt (vgl. Karte 51).

Karte 51: Median der P_{ges}-Konzentrationen für hydrogeologische Einheiten



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

4.4.3 Modellierung des P-Eintrags über den Zwischenabfluss

Sickerwasser auf nicht gedränten Standorten kann dem Oberflächengewässer auch als Zwischenabfluss zuströmen, wobei P in meist niedrigen Konzentrationen transportiert wird. Zur Gebietskulisse sei auf Karte 78 verwiesen. Messwerte zu P-Konzentrationen im Zwischenabfluss liegen wegen des hohen messtechnischen Aufwands kaum vor, sodass man sich an den Konzentrationen des oberflächennahen Grundwassers orientiert (Gebel et al., 2016; LUBW, 2015). Sickerwasseruntersuchungen der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft

(2006) an den Standorten Puch und Kempten ergaben mittlere P-Konzentrationen von 0,05 mg/L P_{ges}, die düngungsunabhängig ermittelt wurden. Für die Modellierung des Eintrags über Zwischenabfluss werden im Projekt die für das oberflächennahe Grundwasser ermittelten Mediankonzentrationen P_{ges} verwendet (siehe Kapitel 4.4.2).

4.4.4 Modellierung des P-Eintrags über Wassererosion

Auf Ackerflächen kann Wassererosion zu partikularen Phosphoreintragen in die Vorfluter führen, während sich Grünlandnutzung stark erosionsmindernd auswirkt (Jung und Brechtel, 1980; Erpenbeck, 1987). Nach Auerswald und Schmidt (1987) 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, Hanglange, 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 gemäß Gl. 34 während des Abtragvorgangs gesteuert (Frede und Dabbert, 1999; Auerswald, 1998):

$$E = S \times PG \times ER \qquad \text{Gl. 34}$$

E = Phosphoreintrag über Erosion in [(kg/(ha × a)]
S = eingetragene Sedimentmenge in [t/(ha × a)]
PG = Phosphorgehalt im Oberboden in [mg/kg]
ER = Anreicherungsfaktor in [-]

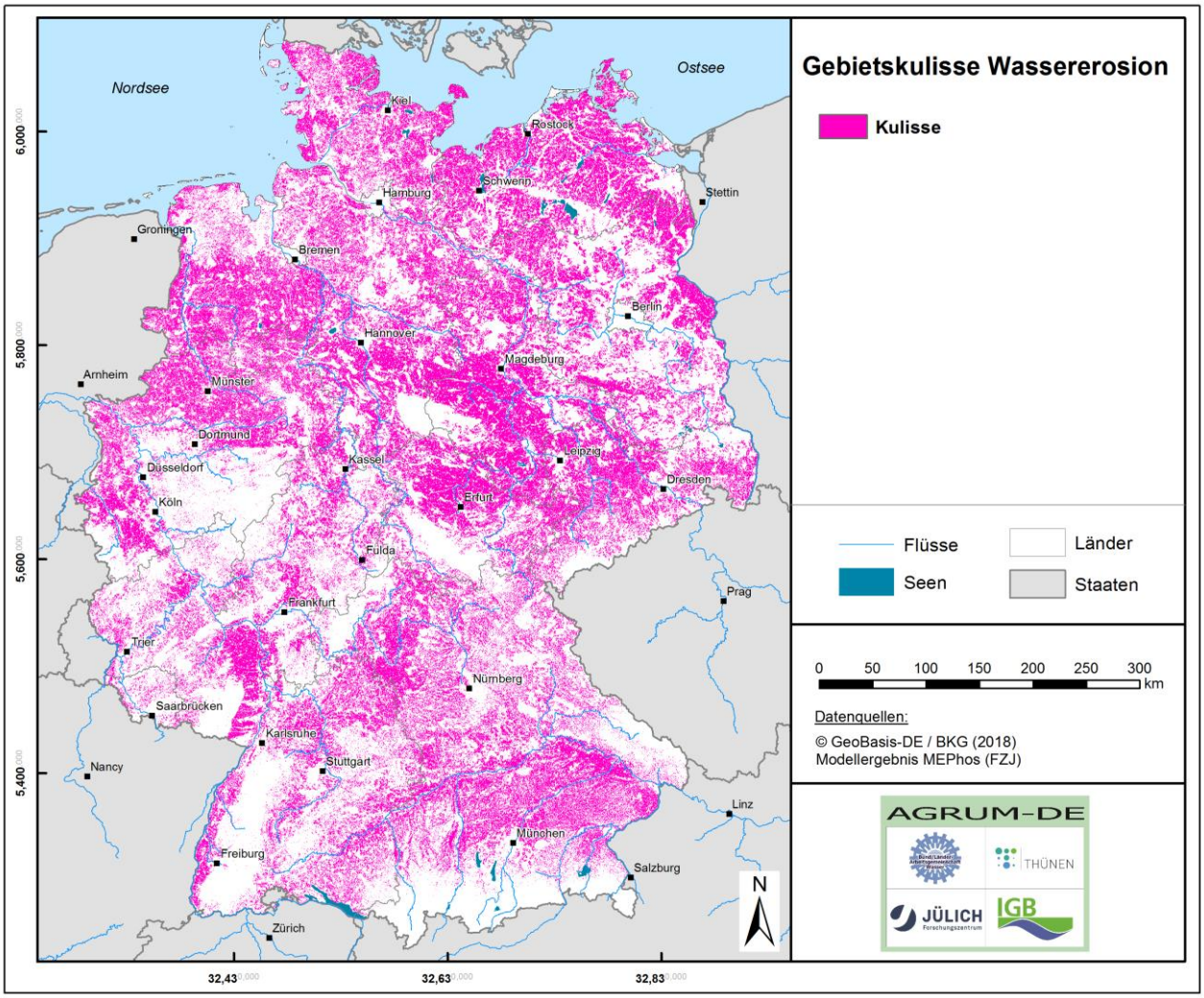
Anhand der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) wird die Bodenerosionsgefährdung berechnet und damit gleichzeitig die räumliche Lage der potenziell austragsgefährdeten Teilflächen bestimmt. In ihrer allgemeinen Form lautet die ABAG (Schwertmann et al., 1990):

$$A = R \times K \times S \times L \times C \times P \qquad \text{Gl. 35}$$

A = Bodenabtrag in [t/ha × a]
R = Regen- und Oberflächenabflussfaktor in [-]
K = Bodenerodierbarkeitsfaktor in [-]
S = Hangneigungsfaktor in [-]
L = Hanglangenfaktor in [-]
C = Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor in [-]
P = Erosionsschutzfaktor in [-]

Zunächst wird eine Gebietskulisse für die Modellierung der Wassererosion erstellt, die Ackerflächen und Dauerkulturen umfasst. Dauergrünland bleibt wegen seines geringen Beitrags zum Bodenabtrag und der Tatsache, dass es sich hierbei bereits um eine stark erosionsmindernde Kultur handelt, außer Betracht. Damit ergibt sich die in Karte 52 dargestellte Kulisse mit einem Flächenumfang von ca. 12,5 Mio. ha.

Karte 52: Gebietskulisse Wassererosion

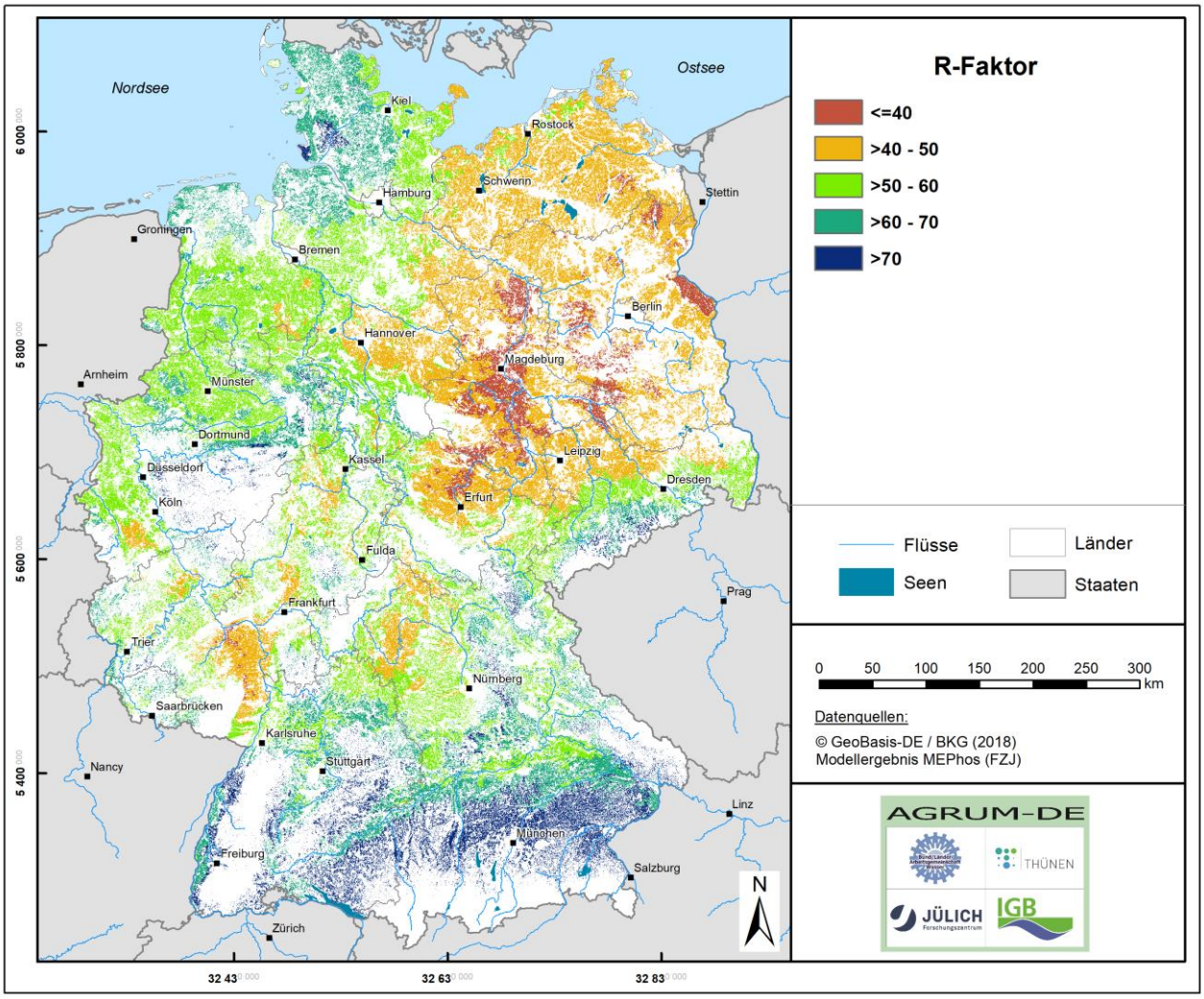


Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Die für die Modellierung mit der ABAG erforderlichen Eingangsdaten werden auf Basis der in Tabelle 1 (S. 31) aufgeführten REGNIE-Daten des DWD (R-Faktor), des DGM25, der im Projekt verwendeten Landnutzung (S- und L-Faktor), der BGR-Daten zur Oberbodenart (K-Faktor) und den im Rahmen der Agrarstrukturdatenerhebung ermittelten Anbauverteilungen der Fruchtartenhauptgruppen ermittelt (C-Faktor).

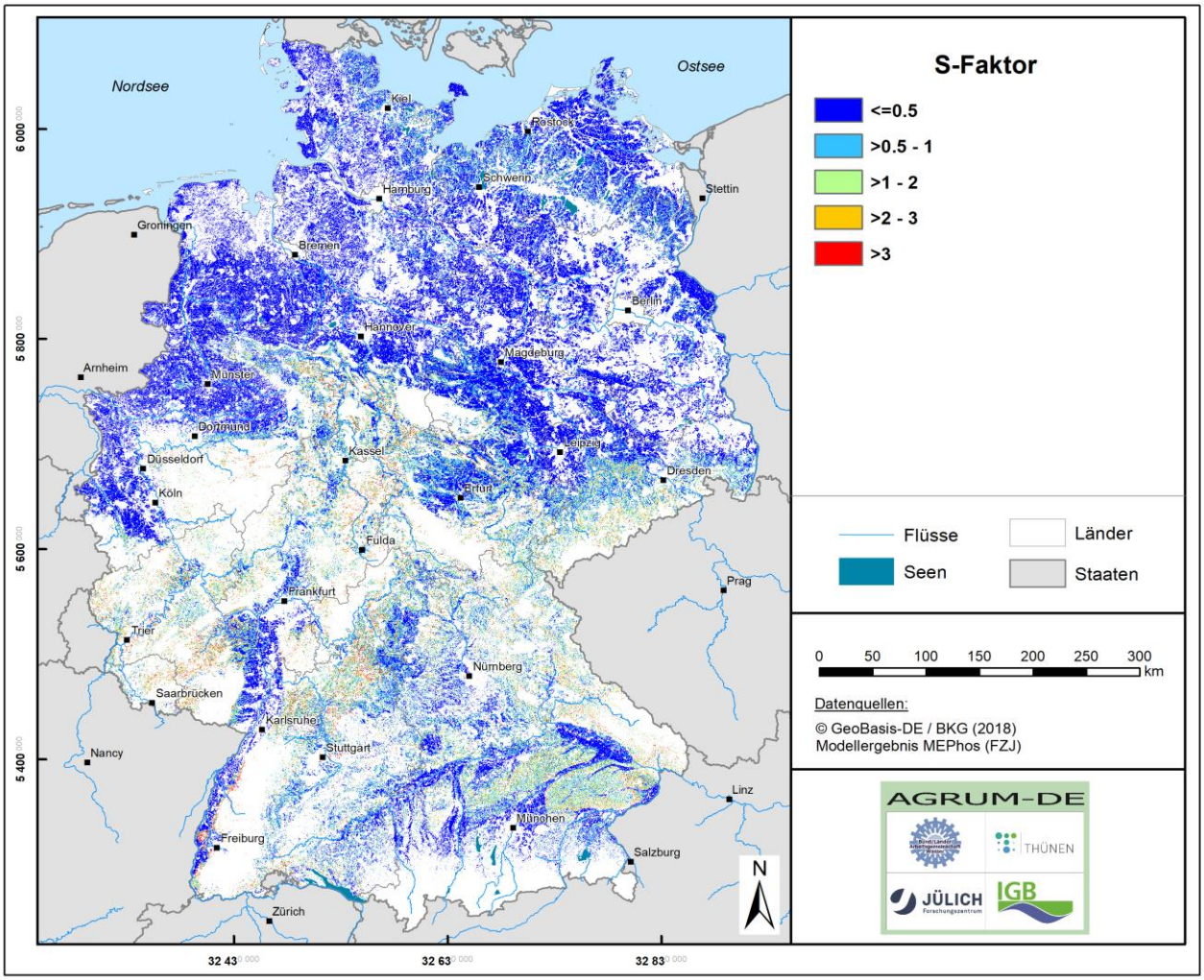
Der R-Faktor wird nach DIN 19708:2017-08, Tabelle C.1 aus der mittleren jährlichen Sommerniederschlagshöhe 1981–2010 für Deutschland abgeleitet. Die S- und L-Faktoren werden ebenfalls nach dieser Norm aus dem DGM mit 25 m-Auflösung berechnet. Ähnliches gilt für den K-Faktor, dessen Ableitung auf Tabelle 3 der DIN 19708:2017-08 basiert. Die Ergebnisse dieser Arbeitsschritte zeigen die nachfolgenden Abbildungen (vgl. Karte 53 bis Karte 56).

Karte 53: Abgeleiteter R-Faktor für die Gebietskulisse Wassererosion



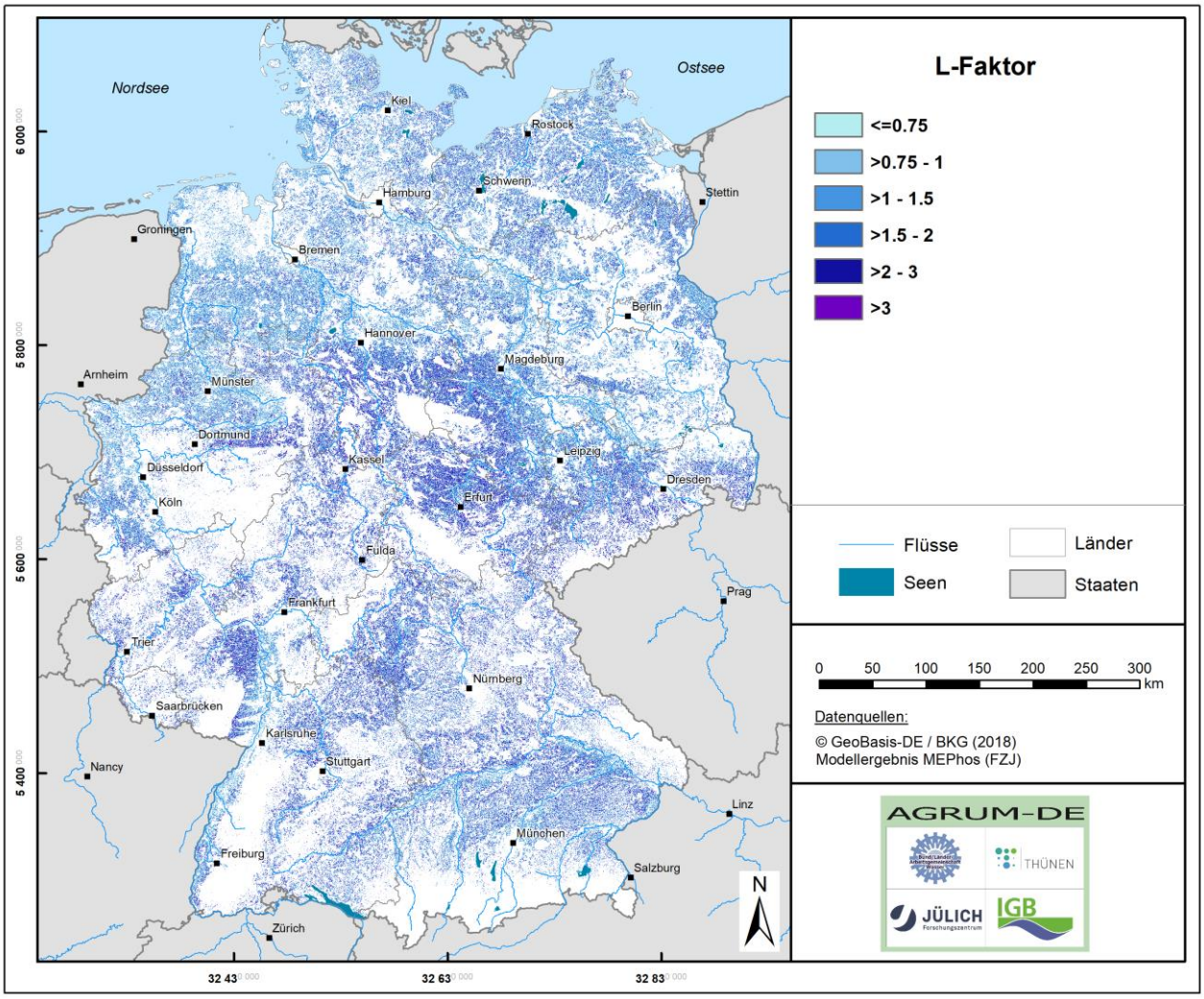
Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Karte 54: Abgeleiteter S-Faktor für die Gebietskulisse Wassererosion



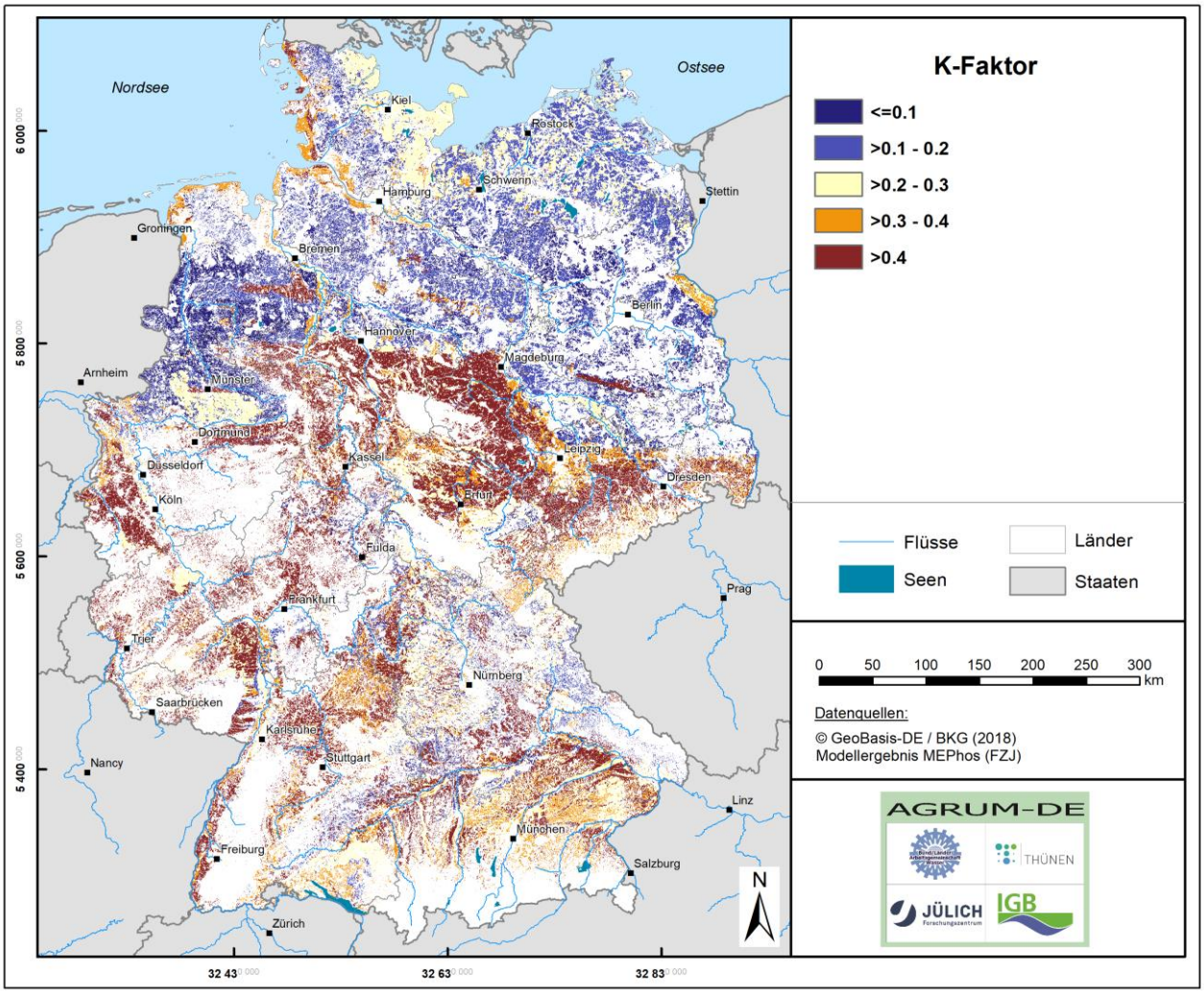
Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Karte 55: Abgeleiteter L-Faktor für die Gebietskulisse Wassererosion



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

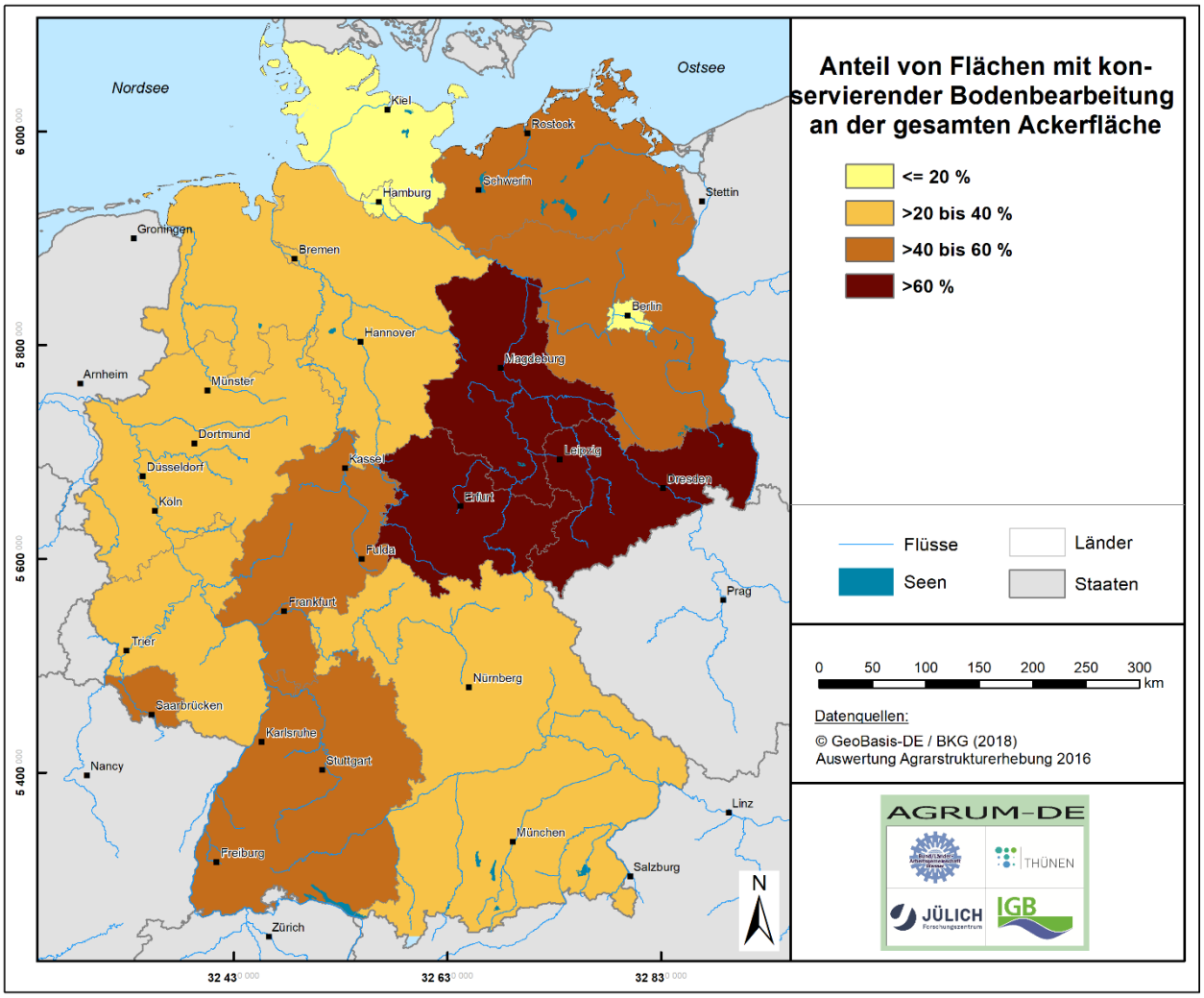
Karte 56: Abgeleiteter K-Faktor für die Gebietskulisse Wassererosion



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

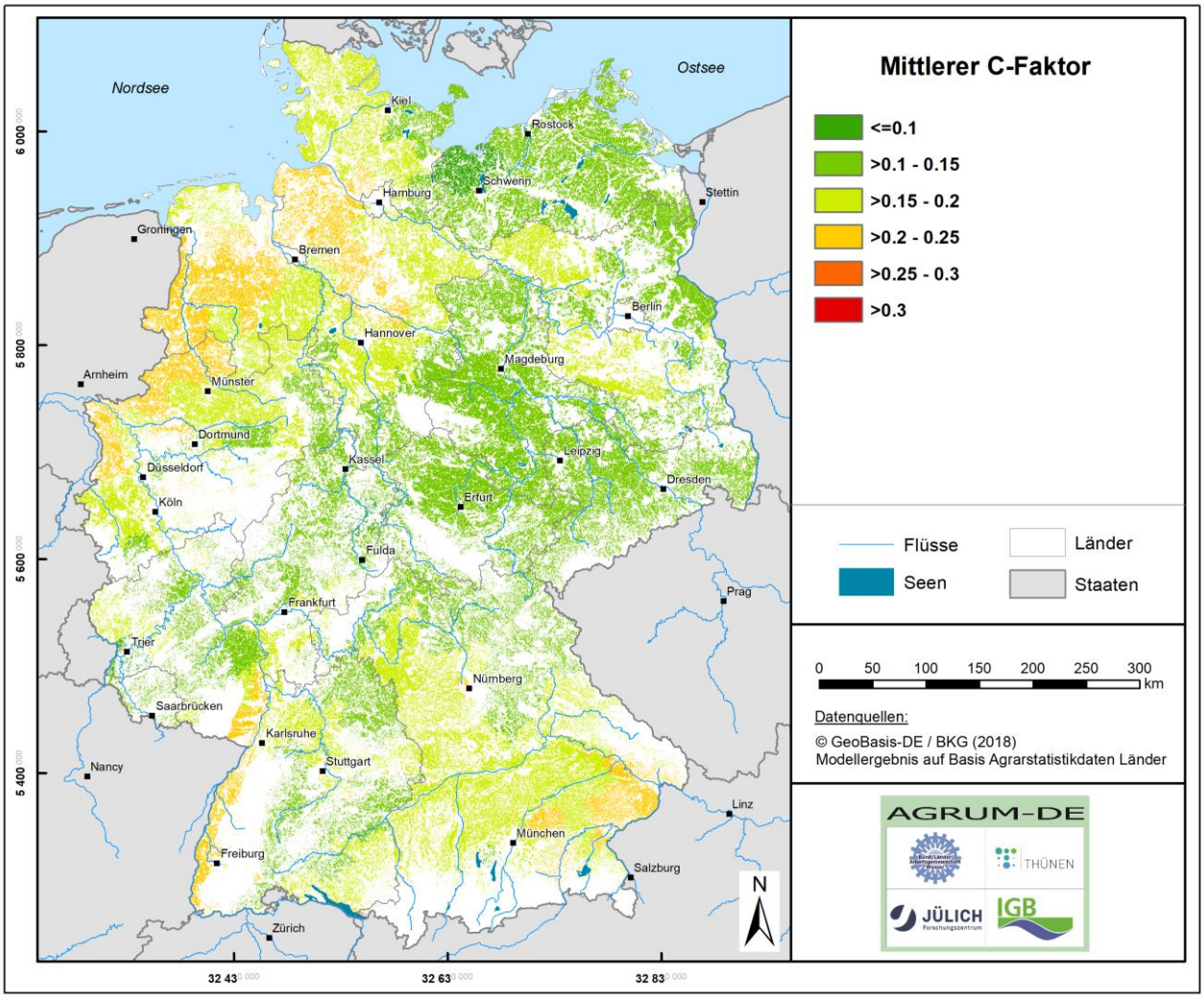
Beim C-Faktor wirkt sich konservierende Bodenbearbeitung erosionsmindernd aus. Informationen zu den Bewirtschaftungsformen liegen allerdings bundesweit lediglich auf Ebene der Bundesländer aus der Agrarstrukturerhebung 2016 vor. Karte 57 zeigt diese Datenquelle. Die Anteile konservierender Bodenbearbeitung variiert zwischen den Bundesländern deutlich. Besonders hoch ist ihr Anteil in den ostdeutschen Bundesländern. Unter Berücksichtigung der Flächenanteile konservierender Bodenbearbeitung an der Ackerfläche pro Bundesland wurde der C-Faktor nach Auerswald (2002) abgeschätzt. Dieses Ergebnis zeigt Karte 58.

Karte 57: Flächenanteil konservierender Bodenbearbeitung



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Karte 58: Abgeleiteter C-Faktor für die Gebietskulisse Wassererosion

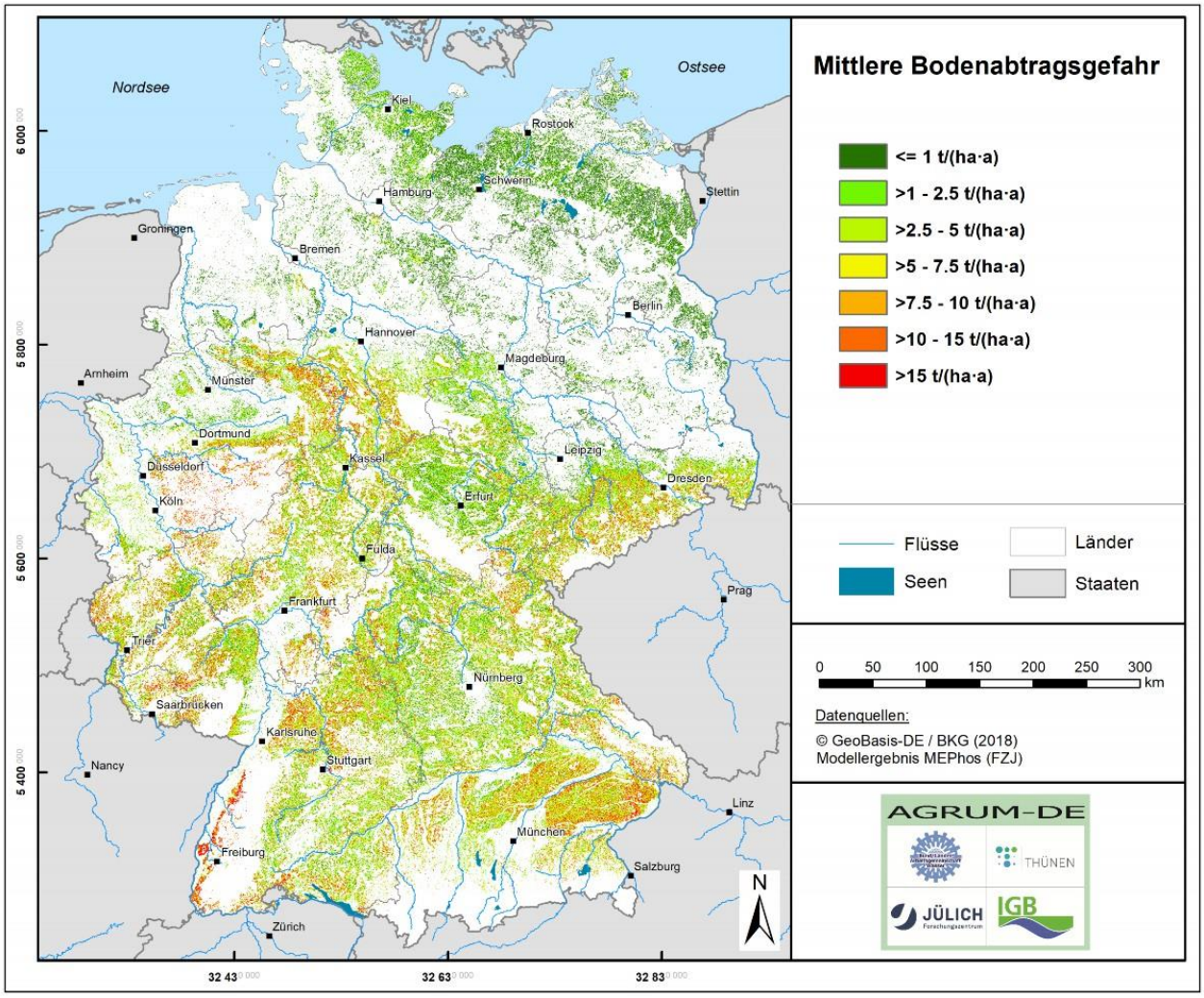


Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Durch die multiplikative Verknüpfung der ABAG-Einzelfaktoren wird der potenzielle Bodenabtrag im langjährigen Jahresmittel berechnet. Das Ergebnis stellt die Bodenabtragsgefahr dar, die in Karte 59 dargestellt wird. Die Abtragssumme beträgt ca. 26 Mio. t/a. Im Mittel wird eine Abtragsgefahr von ca. 3 t/(ha × a) für die oben beschriebene Gebietskulisse aus Ackerland und Dauerkulturen berechnet. Die Karte zeigt die Schwerpunkträume der Wassererosion, u. a. im Weserbergland und der Soester Börde (NRW), in Eifel und Hunsrück (RP), im Odenwald und Lahn-Dill-Bergland (HE), im Erzgebirge (SN) sowie im Kraichgau und am Schwarzwaldrand (BW).

Diese Größe trifft allerdings noch keine Aussage über den tatsächlichen Sedimenteintrag in das Gewässer. In Abhängigkeit der Hangmorphologie kann z. B. am Oberhang abgespültes Bodensubstrat in Senken oder Verebnungsbereichen sedimentieren, ohne dass Beeinträchtigungen der Gewässerqualität auftreten.

Karte 59: Mittlere Bodenabtragsgefahr nach ABAG



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Zur Modellierung des Phosphoreintrags über Erosion werden daher nur die erosionsgefährdeten Flächen betrachtet, die auch an reliefbedingte Fließwege angeschlossen sind und stärker als 2 % geneigt sind (Sommer und Murschel, 1999; Schwertmann et al., 1990). Für diese Flächen wird der Anteil des Bodenabtrags, der in das Fließgewässer übertritt, ermittelt. Dieser Anteil wird auch als Sedimenteintragsverhältnis bezeichnet. Die Konzentration des Oberflächenabflusses wie auch der daran gekoppelte Sedimenttransport erfolgt im Gelände schwerpunktmäßig in Rinnen, Rillen und reliefbedingten Tiefenlinien, an deren Auslässen es zu punkthaften Stoffeinträgen in die Fließgewässer kommt (Mollenhauer, 1987; Duttmann, 1999). Eine Simulation der größeren oberirdischen Fließwege kann auf Basis hochaufgelöster digitaler Geländemodelle erfolgen, wobei im Modell MEPhos der von Tarboton (1997) entwickelte Algorithmus Deterministic Infinity (D∞) eingesetzt wird. D∞ zählt zu den zweidimensionalen Abflussmodellen, die den in einer Rasterzelle generierten Abfluss als über die Fläche verteilt berechnen. Außerdem können sie Abflussdivergenz simulieren, indem der Abfluss in Fließrichtung auf benachbarte Rasterzellen aufgeteilt wird.

Zur Identifizierung der zu erosiven Einträgen beitragenden Ackerflächen mit Gewässeranschluss bzw. zur Quantifizierung des entsprechenden Sedimenteintrags werden aus dem DGM im GIS reliefbedingte Tiefenlinien abgeleitet und diese mit Puffern auf jeder Seite versehen. Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer kann dann im Modell nur von denjenigen Ackerflächen mit Erosionsgefahr erfolgen, die im Pufferstreifen einer

Tiefenlinie bzw. eines Gewässers liegen. Als Pufferbreite werden hier 25 m angesetzt, d. h. eine Rasterzelle links und rechts von der Achse einer Tiefenlinie bzw. eines Gewässers.

Die Höhe der partikularen Phosphoreinträge ist neben der in das Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom Phosphorgehalt des erodierten Oberbodens abhängig (Gl. 34). Diese Daten müssen als Gehalte in Gesamtphosphor zur Verfügung stehen. Nähere Informationen dazu stehen in Kapitel 3.3.12 zur Verfügung. Als Anreicherungsfaktor ER wird 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.

4.4.5 Modellierung des P-Eintrags 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 zu Erosion findet Abschwemmung jedoch zusätzlich und in relevanter Größenordnung auch auf Grünland statt. Zur flächendifferenzierten Modellierung mehrjähriger mittlerer P-Einträge über Abschwemmung müssen die Entstehungsorte von Oberflächenabfluss, seine mittlere Höhe und seine Fließwege im Gelände sowie die P-Konzentration im Oberflächenabfluss bekannt sein (vgl. Tabelle 12). Zur Ableitung der zur Abschwemmung beitragenden Flächen sei auf Kapitel 4.3.2 verwiesen.

Wie Braun et al. (1993) und Pommer et al. (2001) zeigen, wird die P-Konzentration 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 gelöstes P zugeschrieben (Braun und Leuenberger, 1991).

Tabelle 12: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

Phosphotope	Referenzwert [mg P_{ges}/L]	Referenzwert [kg P_{ges}/(ha × a)]
Ackerland mit verschlämmungs- oder sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss an das Gewässernetz	0,3–1,9	0,2
Grünland mit sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss an das Gewässernetz	0,75–2,0	0,8

Quelle: eigene Darstellung (FZJ). Daten: Erpenbeck (1987); Haider (2000); Preuße und Voss (1979); Mollenhauer (1987); Foerster (1998); Schubert (1997); Bernhardt et al. (1978)

4.4.6 Modellierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen

Die atmosphärische P-Deposition ist eine diffus wirkende P-Quelle, die bei der räumlich differenzierten Quantifizierung der Stoffeinträge in die Oberflächengewässer berücksichtigt werden muss. Während die atmosphärische P-Deposition auf Ackerland, Grünland und Wald bei der Ermittlung der P-Einträge über diffuse Eintragspfade berücksichtigt wird und die P-Deposition auf urbanen Flächen in die Ermittlung der P-Einträge über

Regenwasserkanäle eingeht, ist die direkte atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eine Bilanzgröße, die separat ermittelt wird.

Als Gebietskulisse hierfür wurden sämtliche Wasserflächen des DLM bzw. aus Wasserblick selektiert (vgl. Tabelle 1), 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 DLM sind für die Ableitung der Wasserflächen direkt nutzbar, bei den linienförmigen Darstellungen werden die differenzierten Angaben des DLM zu Flussbreiten verwendet, um die entsprechenden Flächen abzuleiten.

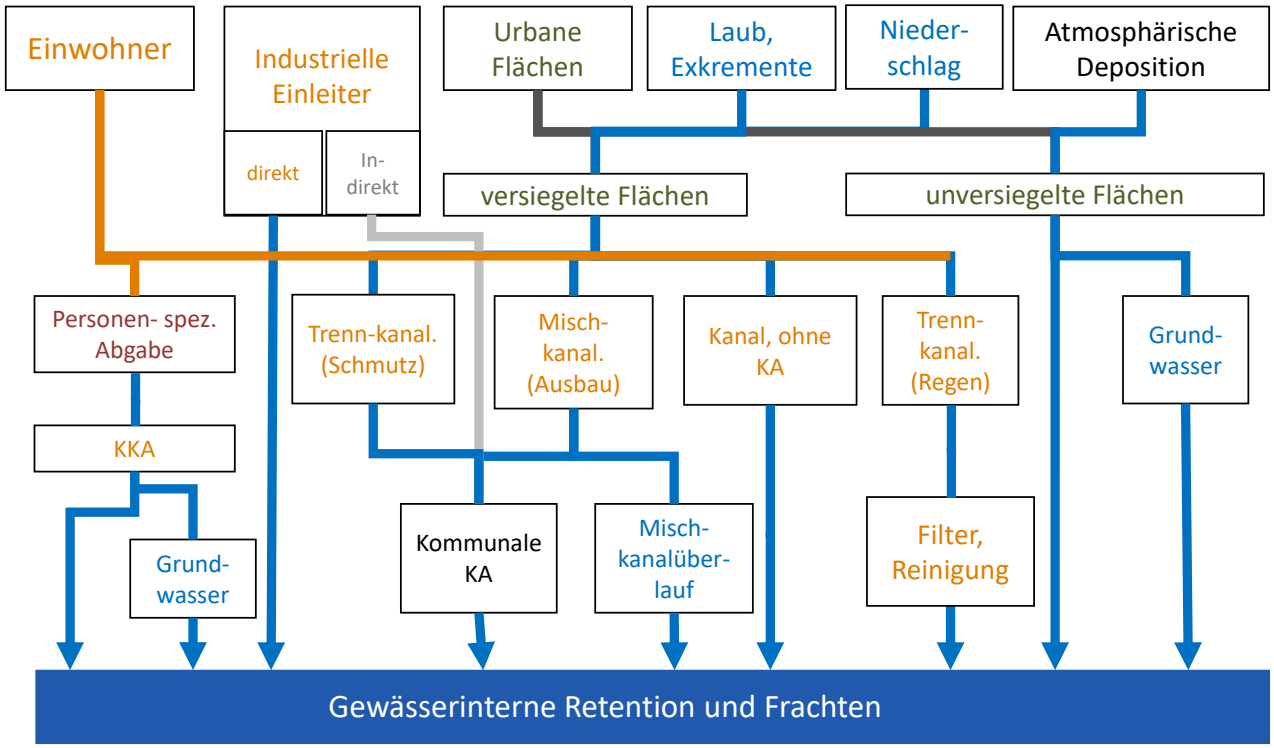
Die Quantifizierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen erfolgte dann nach Einzugsgebieten getrennt durch Verknüpfung der ausgewiesenen Wasserflächen mit einer einheitlichen Depositionsrate von 0,6 kg/(ha*a) die sich im Einklang mit Erkenntnissen aus Sachsen-Anhalt (Kuhr et al., 2013) befindet.

4.5 Einträge aus urbanen Systemen

Die hier durchgeführten Modellierungen basieren auf dem Modell MONERIS. Aufgrund des oben beschriebenen Daten- und Ergebnisaustausches mit dem FZJ war es jedoch notwendig, die berücksichtigten Modellkomponenten, insbesondere urbane Einträge und die Modellierung der gewässerinternen Retention und Fracht, aus dem Modell zu extrahieren und in eigenständige Sub-Modelle zu transformieren. Die im Folgenden beschriebenen methodischen Ansätze beruhen im Wesentlichen auf Venohr et al. (2011) und berücksichtigen ebenfalls die in Lemm et al. (2021) beschriebenen Modifikationen.

Die punktförmigen Einträge (kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter) wurden als mit geografischen Koordinaten versehene, jährliche Frachten bereitgestellt und konnten so ohne größeren Bearbeitungs- und Modellierungsaufwand verwendet werden. Die Einträge aus urbanen Systemen stellen hingegen eine Vielzahl unterschiedlicher Eintragspfade (Teileintragspfade) dar (vgl. Abbildung 19), für die keine summarischen Einträge vorliegen und die somit basierend auf unterschiedlichen Eingangsgrößen abgeleitet werden mussten. Wichtiger Ausgangspunkt sind die Anschlussverhältnisse von Haushalten an die zwei Kanalisationstypen (Trenn- und Mischkanalisation) und Kläranlagen, wobei davon ausgegangen wird, dass Abwasser, das an kommunale Kläranlagen abgeführt wird (Schmutzwasser der Trennkanalisation und Mischkanalisationsfrachten bei Trockenwetterlagen), über das Kläranlageninventar abgebildet wird und in den Berechnungen für Einträge aus urbanen Systemen keine weitere Berücksichtigung findet. Die verbleibenden urbanen Eintragspfade werden auf Basis personenspezifischer Nährstoffabgaben, der atmosphärischen Deposition und Laubfall und tierischen Exkrementen berechnet. Hierbei kommen jeweils spezifisch abgeleitete Angaben zu den angeschlossenen Einwohner*innen und versiegelten Flächen, Niederschlagsverhältnisse und anlagentypspezifischer Retentionsleistungen zur Anwendung. Die für die Teileintragspfade relevanten Methoden und Konstanten werden im Folgenden beschrieben.

Abbildung 19: Schematische Darstellung der berücksichtigten Eintragspfade für urbane Systeme



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

4.5.1 Abflüsse von versiegelten urbanen Flächen

Die Berechnung der Abflüsse von versiegelten urbanen Flächen erfolgt über den Abflussbeiwert nach Heaney et al. (1976) (Gl. 36). Mit steigendendem Anteil der versiegelten Fläche nimmt demnach der Abflussbeiwert zu.

$$QURB_{ratio} = 0.15 + 0.75 \frac{AURB_{VER\%}}{100} \qquad \text{Gl. 36}$$

$QURB_{ratio}$ = Abflussbeiwert, ohne Einheit
$AURB_{VER\%}$ = Anteil der versiegelten urbanen Fläche in %

Der Abfluss von den versiegelten urbanen Flächen berechnet sich anschließend in Abhängigkeit vom Abflussbeiwert, dem Jahresniederschlag sowie der versiegelten Fläche. Er spiegelt wider, wie viel des gefallenen Jahresniederschlags aufgrund des Versiegelungsgrads in die Kanalisation gelangt (Gl. 37).

$$QN_{VERS} = \frac{QURB_{ratio} \cdot N_a \cdot AURB_{VER} \cdot 1000000}{1000} \qquad \text{Gl. 37}$$

QN_{VERS} = Abfluss von versiegelten urbanen Flächen in m³/a
N_a = Jahresniederschlag in mm/m²/a
$AURB_{VERS}$ = versiegelte urbane Fläche in km²

Neben dem durch Niederschläge erzeugten und dem häuslichen Abwasser ist noch gewerbliches Abwasser zu berücksichtigen. Für die Berechnung der Menge des gewerblichen Abwassers wird der Ansatz von Mohaupt et al. (1998) verwendet. Dieser geht von einem Anteil der gewerblichen Fläche an der gesamten urbanen Fläche von 0,8 % aus, wobei hier anstelle von $QURB_{ratio}$ eine Regenabflussspende von 1 l/ha/s angesetzt wird.

Diese Vorgehensweise wird grundsätzlich für alle versiegelten urbanen Flächen angewendet. Im Weiteren unterscheiden sich die Berechnungsansätze in Abhängigkeit vom Kanalisationstyp. Im Unterschied zur Trennkanalisation oder nicht an die Kanalisation angeschlossenen Flächen, wird für die Mischkanalisation nicht der gesamte erzeugte Abfluss berücksichtigt, sondern nur der Teil, der während Starkniederschlägen durch Überlaufereignisse in die Gewässer gelangt (siehe Kapitel 4.5.3). Zusätzlich muss hier noch der Anteil des Abwassers aus den angeschlossenen Haushalten berücksichtigt werden.

Abwasser aus Überlaufereignissen der Mischkanalisation

Im Gegensatz zu kleineren oder mittleren Regenereignissen ist das Mischkanalisationssystem bei Starkregenereignissen nicht in der Lage, die gesamte Wassermenge aufzunehmen und den Kläranlagen zuzuführen. Die überschüssige Wassermenge wird über Mischkanalisationssysteme meist ohne Behandlung dem Oberflächengewässer zugeführt. Dieser als Entlastung bezeichnete Vorgang kann für Oberflächengewässer eine extreme Belastung darstellen. Hierzu muss zunächst die Anzahl der Starkniederschlagsereignisse ermittelt werden. Dies kann bei stündlichen oder täglichen Zeitreihen über eine definierte maximale Niederschlagsmenge erfolgen. Liegen die jährlichen Niederschlagssummen als Karte vor, erfolgt die Abschätzung in MONERIS nach Gl. 38.

$$\mathrm{SNT} = 0{,}0000012\mathrm{N_a}^{2{,}5} \qquad \text{Gl. 38}$$

SNT = Anzahl der Starkregenereignisse in Tage/a
N_a = Jahresniederschlagssumme in mm/a

Es ist davon auszugehen, dass Entlastungen nicht bei jedem Starkregenereignis stattfinden und auch nicht den ganzen Tag andauern. Deshalb wird eine effektiv wirksame Zahl der Starkregentage unter Berücksichtigung des Speichervolumens in der Mischkanalisation abgeleitet. Die Zahl der effektiven Starkregentage ergibt sich aus dem Verhältnis der Entlastungsraten mit und ohne Speichervolumen (Gl. 39).

$$\mathrm{SNT_{eff}} = \mathrm{SNT}\frac{\mathrm{ER_{MK,SV}}}{\mathrm{ER_{MK,SV=0}}} \qquad \text{Gl. 39}$$

SNT_{eff} = effektive Anzahl der Starkregenereignisse in Tage/a
$ER_{MK,SV}$ = Entlastungsrate der Mischkanalisation mit Speichervolumen in %
$ER_{MK,SV=0}$ = Entlastungsrate der Mischkanalisation ohne Speichervolumen in %

Nach Meissner (1991) kann man die Entlastungsrate nach Gl. 40 bestimmen, wobei für $ER_{MK,SV=0}$ das Speichervolumen MK_{SV} auf 0 gesetzt wird.

$$\mathrm{ER_{MK}} = \left(\frac{\frac{4000 + 25 \cdot \mathrm{R_q}}{0{,}551 \cdot \mathrm{R_q}}}{\frac{\mathrm{MK_{PSV}}}{100} \cdot 23{,}3 + \frac{36{,}8 + 13{,}5 \cdot \mathrm{R_q}}{0{,}5 \cdot \mathrm{R_q}}}\right) - 6 + \frac{\mathrm{N_a} - 800}{40} \qquad \text{Gl. 40}$$

ER_{MK} = Entlastungsrate der Mischkanalisation in %
N_a = Jahresniederschlag in mm/a
MK_{PSV} = Speichervolumen in der Mischkanalisation in %
R_q = Regenabflussspende in l/ha/s

Für die Regenabflussspende R_q wird in allen Gemeinden ein konstanter Wert von 1 l/ha/s angenommen. Die Berechnung des insgesamt in die Mischkanalisation eingeleiteten Abwassers erfolgt über Gleichung (Gl. 41).

$$Q_{MK} = QEW_{MK} + QN_{MK}$$ Gl. 41

Hier wird die niederschlagserzeugte Abwassermenge, QN_{MK} unter Berücksichtigung der an die Mischkanalisation angeschlossenen versiegelten Fläche (inkl. gewerblicher Flächen) und des einwohnererzeugten Anteils (Gl. 42) berechnet.

$$QEW_{MK} = \frac{EW_{MK} \cdot Q_{EW}}{1000} 365$$ Gl. 42

QEW_{MK} = durch Einwohner*innen an Mischkanalisationsüberlauftagen erzeugtes Abwasser in m³/a
EW_{MK} = an die Mischkanalisation angeschlossene Einwohner*innen
Q_{EW} = Wasserverbrauch in l/EW/Tag

Zur Berechnung der Nährstoffkonzentration während Überlaufereignissen wird zusätzlich das Wasservolumen in den Regenüberlaufbecken berücksichtigt (Gl. 43).

$$QSV_{MK} = AURB_{MK} \frac{23{,}3}{100} MK_{PSV} 100$$ Gl. 43

QSV_{MK} = in Regenüberlaufbecken gespeichertes Abwasservolumen in m³ / Tag
$AURB_{MK}$ = an die Mischkanalisation angeschlossene versiegelte Flächen in km²
MK_{PSV} = relatives Speichervolumen in %

Damit lässt sich die gesamte bei Überlaufereignissen an die Gewässer abgegebene Abwassermenge für die Tage und Dauer der Überlaufereignisse nach Gl. 44 berechnen.

$$QMK_{ÜE} = \left(\frac{QEW_{MK} + QN_{MK}}{365} + QSV_{MK}\right) \cdot SNT_{eff} \frac{ER_{MK}}{100} \frac{MKÜ_D}{24}$$ Gl. 44

$QMK_{ÜE}$ = gesamte durch Überlaufereignisse an Oberflächengewässer abgegebene Abwassermenge in m³/a
ER_{MK} = Entlastungsrate der Mischkanalisation in %
$MK_{ÜD}$ = Mittlere Dauer eines Überlaufereignisses, inklusive der sich aus den zuvor in die Kanalisation eingeleiteten Abwässer in Stunden/Tag

Die gesamte, sich an Überlauftagen im Mischsystem befindliche Abwassermenge ergibt sich entsprechend aus Gl. 45. Diese Gleichung dient später der Berechnung der Nährstoffkonzentrationen während Überlaufereignissen.

$$QMK_{ÜT} = \left(\frac{QEW_{MK} + QN_{MK}}{365}\right) \cdot SNT_{eff}$$ Gl. 45

$QMK_{ÜT}$ = Gesamtabwassermenge, die sich an Überlauftagen in der Mischkanalisation befindet, in m³/a

4.5.2 Nährstoffeinträge über Trennkanalisationen

Für Einträge über die Trennkanalisation wird nur die Regenwasserkanalisation berücksichtigt, da der Schmutzwasseranteil vollständig in Kläranlagen behandelt wird und somit über den Eintragspfad Punktquellen bzw. kleine Kläranlagen mit 50 bis 2.000 EW. Zunächst werden die Konzentrationen für das niederschlagsbürtige

Abwasser von versiegelten urbanen Flächen berechnet (Gl. 46), wobei die atmosphärische Deposition auf urbanen Flächen und der zusätzliche Eintrag über Laubfall und tierische Exkremente berücksichtigt werden.

$$\mathrm{CTK_{AURB,N,P}} = \frac{\mathrm{AD_{N,P}} + \quad \mathrm{N}}{\mathrm{QN_{AURB,TK}}} \qquad \text{Gl. 46}$$

$CTK_{AURB,N,P}$ = Konzentration von N oder P über an die Trennkanalisation angeschlossene Flächen in kg/a
$AD_{N,P}$ = gesamte atmosphärische Deposition auf versiegelt urbane Flächen in kg/km²/a
LE_N = N-Einträge durch Laubfall und tierische Exkremente in kg/km²/a

Für gewerbliche Flächen wird eine konstante Konzentration im Regenablauf von 2 mg N/l angenommen. So ergibt sich die gewichtete mittlere Konzentration im Regenwasser der Trennkanalisation nach Gl. 47.

$$\mathrm{CTK_{N,P}} = \frac{\mathrm{CTK_{AURB,N,P}} \cdot \mathrm{QN_{AURB,TK}} + 2 \cdot \mathrm{QN_{AGEW,TK}}}{\mathrm{QN_{AURB,TK}} + \mathrm{QN_{AGEW,TK}}} \qquad \text{Gl. 47}$$

$CTK_{N,P}$ = mittlere gewichtete Konzentration von Stickstoff oder Phosphor in der Trennkanalisation in mg/l
$QN_{AURB,TK}$ = niederschlagsbürtiger Abfluss von versiegelten, an die Trennkanalisation angeschlossenen urbanen Flächen in m³/a
$QN_{AGEW,TK}$ = niederschlagsbürtiger Abfluss von versiegelten, an die Trennkanalisation angeschlossenen Gewerbeflächen in m³/a

In MONERIS ist zusätzlich die Möglichkeit vorgesehen, den Effekt einer Reinigung durch Retentionsbodenfilter (RBF) und Retentionsklärbecken (RKB) abzubilden. Dazu kann auf Gemeindeebene der Anteil der mit Retentionsbodenfiltern und Retentionsklärbecken ausgestatteten Haltungen der Regenkanalisation berücksichtigt werden (Gl. 48).

$$\mathrm{CTK_{Ret,N,P}} = \mathrm{CTK_{N,P}} \cdot \frac{\left(100 - \mathrm{R_{RKB,N,P}}\right) \cdot \mathrm{TK_{RKB}}}{100} \cdot \frac{\left(100 - \mathrm{R_{RBF,N,P}}\right) \cdot \mathrm{TK_{RBF}}}{100} \qquad \text{Gl. 48}$$

$CTK_{RET,N;P}$ = resultierende mittlere N- oder P-Konzentration in der Trennkanalisation am Auslass von RKB oder RBF, in mg/l

$R_{RKB,N,P}$ = Rückhalt von N oder P in Retentionsklärbecken (RKB) in %
TK_{RKB} = Anteil der mit einem RKB ausgestatteten Trennkanalisation in %
$R_{RBF,N,P}$ = Rückhalt von N oder P in Retentionsbodenfilter (RBF) in %
TK_{RBF} = Anteil der mit einem RBF ausgestatteten Trennkanalisation in %

Die Retention in RKB wurde nach (Fuchs et al., 2010) auf 22 % (TN) bzw. 74 % (TP) und die in RBF auf 42 % (TN) und 33 % (TP) festgelegt. Aufgrund fehlender differenzierter flächendeckender Angaben wurde der Anteil der Regekanalisation mit RBF konstant auf 5 % und mit RKB auf 25 % aus der aktuellsten deutschlandweiten Modellierung für das UBA übernommen (Fuchs et al., 2010; Gadegast et al., 2014; Venohr et al., 2011).

$$\mathrm{N, P_{TK}} = \mathrm{CTK_{Ret,N,P}} \cdot \mathrm{QURB_{TK}} \frac{1000}{1000000} \qquad \text{Gl. 49}$$

N,P_{TK} = durch die Trennkanalisation in die Oberflächengewässer eingeleiteter Stickstoff und Phosphor in t/a

4.5.3 Nährstoffeinträge von Mischkanalisationsüberläufen

Basierend auf den oben berechneten Tagen mit Überlaufereignissen und den damit korrespondierenden Abwassermengen lassen sich die Einträge durch Überlaufereignisse basierend auf der atmosphärischen Deposition, den Einträgen durch Laubfall und Exkrementen (nur Stickstoff) sowie den personenspezifischen Nährstoffabgaben berechnen. Hierzu wird zunächst die mittlere Konzentration in der Mischkanalisation an Tagen mit Überlaufereignissen berechnet (Gl. 50, Gl. 51, Gl. 52).

$$\mathrm{CMK_{N,P,ÜT}} = \left(\frac{\mathrm{N,P_{EW,MK}} + \mathrm{N,P_{A,MK}}}{\mathrm{QMK_{ÜT}} \cdot 1000}\right) \cdot 1000000 \qquad \text{Gl. 50}$$

$\mathrm{CMK_{N,P;ÜT}}$ = mittlere Nährstoffkonzentration in der Mischkanalisation an Tagen mit Überlaufereignissen, in mg/l

$\mathrm{QMK_{ÜT}}$ = Gesamtabwassermenge, die sich an Überlauftagen in der Mischkanalisation befindet, in m³/a

$$\mathrm{N,P_{EW,MK}} = \frac{\mathrm{EW_{N,P}}}{1000}\,\mathrm{EW_{MK}} \cdot \mathrm{SNT_{eff}} \qquad \text{Gl. 51}$$

$\mathrm{N,P_{EW,MK}}$ = Abgabe von Stickstoff (N) oder Phosphor (P) von an die Mischkanalisation angeschlossenen Einwohner*innen an Tagen mit Überlaufereignissen in der Mischkanalisation in kg/a

$\mathrm{EW_{N,P}}$ = personenspezifische N- oder P-Abgabe in g/EW/Tag

$\mathrm{SNT_{eff}}$ = effektive Anzahl der Starkregenereignisse in Tage/a

$$\mathrm{N,P_{A,MK}} = \frac{\left(\mathrm{AD_{N,P}} + LE_{\mathrm{N}}\right) \cdot \mathrm{AURB_{MK}}}{365}\,\mathrm{SNT_{eff}} \qquad \text{Gl. 52}$$

$\mathrm{N,P_{A,MK}}$ = Anfall von N oder P über an die Mischkanalisation angeschlossene Flächen in kg/a

$\mathrm{AD_{N,P}}$ = gesamte atmosphärische Deposition auf versiegelte urbane Flächen in kg/km²/a

$\mathrm{LE_N}$ = N-Einträge durch Laubfall und tierische Exkremente in kg/km²/a

$\mathrm{AURB_{MK}}$ = an die Mischkanalisation angeschlossene versiegelte Fläche in km²

Die Stickstoff- und Phosphoreinträge durch Mischkanalisationsüberlaufereignisse ergeben sich abschließend aus den mittleren Konzentrationen während eines Überlaufereignisses und der entlasteten Abwassermenge nach Gl. 53.

$$\mathrm{N,P_{MKÜ}} = \mathrm{CMK_{N,P,ÜT}} \cdot \mathrm{QMK_{ÜE}}\,\frac{1000}{1000000} \qquad \text{Gl. 53}$$

$\mathrm{N,P_{MKÜ}}$ = durch Mischkanalisationsüberlaufereignisse in die Oberflächengewässer eingeleiteter Stickstoff und Phosphor in t/a

4.5.4 Einträge über Kleinkläranlagen und Bürgermeisterkanäle

Bei Kleinkläranlagen (KKA) wurde nach drei Arten unterschieden:

- Einleitung nach Vorreinigung über ein Rohr oder einen Graben
- Einleitung nach Vorreinigung über eine öffentliche Kanalisation
- Einleitung nach Vorreinigung über eine Boden-Grundwasserpassage

Für die ersten beiden Systeme erfolgt nach der Reinigung in der KKA eine direkte Einleitung in die Oberflächengewässer. Beim dritten System erfolgt, bevor die Einträge in die Oberflächengewässer gelangen, ein weiterer Rückhalt der mitgeführten Nährstoffe während der Boden-Grundwasserpassage. Innerhalb des

Projektes AGRUM-DE werden dieser Transportweg und die betroffenen Prozesse durch das FZJ abgebildet. So erfolgt hier die Berechnung der Fracht bei Verlassen der KKA und diese wird anschließend zur weiteren Modellierung an das FZJ übergeben.

Da die Behandlung von nicht-häuslichem Abwasser in KKA (z. B. Niederschlagswasser) untersagt ist, wird die Fracht in die KKA aus dem personenspezifischen Wasserverbrauch und den personenspezifischen Nährstoffabgaben berechnet (Gl. 54).

$$N, P_{KKA,\in} = \frac{EW_{KKA}}{1000} EW_{N,P} \cdot 365 \qquad \text{Gl. 54}$$

$N,P_{KKA,in}$ = Nährstofffrachten am Zulauf zu Kleinkläranlagen in kg/a
EW_{KKA} = Anzahl der Einwohner*innen mit Anschluss an eine (der drei) Kleinkläranlagen
$EW_{N,P}$ = personenspezifische N- oder P-Abgabe in g/EW/Tag

Retentionsleistung von KKA

Die Anforderungen an dezentrale Abwasseranlagen (Kleinkläranlagen), die häusliche Abwasser behandeln, sind in den gesetzlichen Regelungen des Bundes und der Länder festgelegt. Die zentrale rechtliche Regelung des Bundes ist hier das Wasserhaushaltsgesetz (WHG). Der für häusliches und kommunales Abwasser einschlägige Anhang 1 der Abwasserverordnung gilt seit dem 1. August 2002 auch für Kleineinleitungen und ist damit für Kleinkläranlagen anzuwenden. Kleineinleitungen ordnen sich in die Größenklasse 1 ein. Danach gelten für das Abwasser aus Kleinkläranlagen für die Einleitstelle Konzentrationen von 150 mg CSB/l und 40 mg BSB5/l, Anforderungen, die in der Regel nur durch eine biologische Reinigungsstufe erreichbar sind. Da Genehmigungen für den Betrieb von KKA in der Regel alle 10–15 Jahre erneuert werden, kann inzwischen grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass KKA zum überwiegenden Anteil unter dem Zulassungsverfahren des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBT) genehmigt wurden. Damit sind jedoch die angesetzten Reinigungsleistungen in MONERIS und für KKA, aber auch (ehemalige) Bürgermeisterkanäle zu überprüfen und aktualisieren.

Die Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen wird in Deutschland über eine konstruktionsabhängige Ablaufkonzentration geregelt. Seit 2005 wird diese nach den „Zulassungsgrundsätzen für allgemein bauaufsichtliche Zulassung für die Anwendung von Kleinkläranlagen“ durch das DIBT geregelt und die Leistungsfähigkeit von Kleinkläranlagen in Ablaufklassen eingeteilt.

- **Ablaufklasse C:** Zuverlässige Basisreinigung mit Entfernung des Kohlenstoffes (CSB, BSB5)
- **Ablaufklasse N:** Zusätzlich zur Kohlenstoffelimination wird der Stickstoff oxidiert und damit entgiftet
- **Ablaufklasse D:** Zusätzlich zum Kohlenstoff wird auch der Stickstoff mikrobiologisch aus dem Wasser entfernt
- **Ablaufklasse +P:** Außer Kohlenstoff und Stickstoff wird auch der Phosphor aus dem Abwasser entfernt
- **Ablaufklasse +H:** Nicht nur Kohlenstoff und Stickstoff werden zuverlässig entfernt, sondern es erfolgt ein zusätzliches Hygienisieren, bei dem insbesondere Keime herausgefiltert werden

Durch die zuständigen Behörden, meist die Untere Wasserbehörde unter Einbeziehung der zuständigen Kommunen, Zweckverbände, Gemeinden oder Unteren Naturschutzbehörde, wird standortabhängig festgelegt, welche Ablaufklasse für die Genehmigung eine Anlage anzusetzen ist. Außerhalb von Karst- und Wasserschutzgebieten ist dies anstelle von Anlagen mit der Reinigungsklasse +H meist die Ablaufklasse C. Die Überprüfung der Anforderungen zum Betrieb, zur Wartung sowie zur Eigenüberwachung finden sich in der DIN 4261-1,-2 und -4. Die einzuhaltenden Ablaufwerte werden durch die AbwV (2004) vorgegeben und in den allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassungen durch das DIBT spezifiziert. Die Einhaltung der Ablaufwerte erfolgt durch Eigenüberwachung und muss regelmäßig an die zuständige Behörde berichtet werden. Hier müssen nur die Ablaufkonzentrationen verpflichtend gemeldet werden, die in der Ablaufklasse beschrieben sind, die der

Genehmigung zugrunde liegt (vgl. Tabelle 13). Somit liegen für die meisten Kleinkläranlagen keine gemessenen N- und P-Konzentrationen am Ablauf von KKA vor. Auch können die für Ablaufklassen D und +P festgelegten maximalen Ablaufkonzentrationen nicht allgemein angenommen werden, weil die meisten Anlagen nicht auf dieser Grundlage zugelassen sind (siehe z. B. LfU, 2017).

Tabelle 13: Anforderungen an die Ablaufqualität des gereinigten Abwassers bei der Prüfung zur bauaufsichtlichen Zulassung Z.55.x-xxx durch das DIBT

Ablaufqualität nach Reinigungsklassen	CSB	BSB_5	NH_4-N	N_{anorg}	P_{ges}	AFS	Coli
	in mg/l						pro 100 ml
Klasse C	150 (100)	40 (25)				75	
Klasse N (inkl. C)	90 (75)	20 (15)	10			50	
Klasse D (inkl. N)	90 (75)	20 (15)	10	25		50	
Klasse +P (inkl. C/N/D)					2*)		
Klasse +H (inkl. C/N/D)							100

Anm.: Probennahme als qualifizierte Stichprobe oder als 24-Stunden-Mischprobe (in Klammern), *) Probe ist als 24-Stunden-Mischprobe zu ziehen.

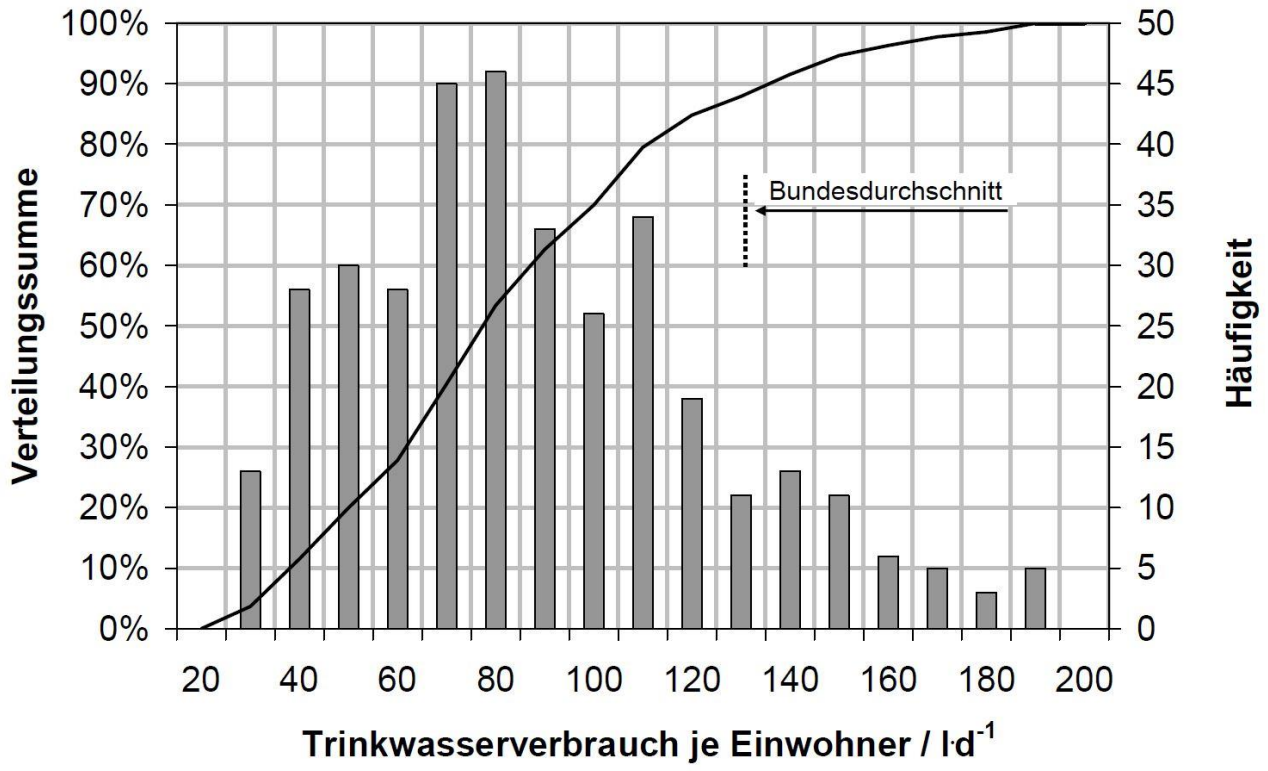
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Grundsätzlich lässt sich die Retentionsleistung von KKA durch die Bilanz zwischen Zu- und Ablaufkonzentration abschätzen, allerdings muss dazu auch die gemessene Zulaufkonzentration vorliegen.

Konzentrationen im Zulauf von KKA

Die Konzentration im Zulauf kann durch die abgegebene Nährstoffmenge und die Wassermenge am Zulauf ermittelt werden. Das Zulaufwasser von KKA darf nur aus häuslichen Abwässern bestehen und nicht mit Niederschlagswasser oder anderem Fremdwasser vermischt werden. Daher korreliert die Zulaufmenge meist mit dem personenspezifischen Trinkwasserverbrauch. Der Trinkwasserverbrauch auf Kreisebene schwankt zwischen 73 und 174 l/EW/Tag und weist im ländlichen Raum und insbesondere in den Bundesländern TH, SN, ST geringere Werte auf. Das einwohnergewichtete Mittel im Jahr 2013 lag bei 121 l/EW/Tag. Nach Straub (2008) sinkt der Wasserverbrauch zusätzlich signifikant mit steigender Arbeitslosenquote und Trinkwasserpreisen. In ihrer Dissertation untersuchte Straub (2008) die Trinkwasserverbrauchsangaben von 356 Kleinkläranlagenbetreiber*innen. Danach liegt der mittlere Verbrauch der Kleinkläranlagenbetreiber bei 70–80 l/EW/Tag und etwa 65 % der Einwohner*innen verbrauchen weniger als 90 l/EW/Tag Trinkwasser. Diese Werte wurden durch andere Studien bestätigt (siehe Straub, 2008). Wie Abbildung 20 zeigt, ergeben sich jedoch auch im ländlichen Bereich (und damit bei den potenziell an KKA angeschlossenen Haushalten) deutliche Unterschiede im Trinkwasserverbrauch.

Abbildung 20: Absolute Häufigkeits- und Summenverteilung der Trinkwasserverbräuche im ländlichen Raum



Quelle: Straub (2008)

Die hydraulische Auslegungsgröße für Kleinkläranlagen beträgt nach DIN 4261-2 (1984) und DIN EN-12566-3 (2005) 150 l/EW/Tag. Daraus folgt, dass Kleinkläranlagen oftmals in hydraulischer Unterlast betrieben werden. Da sich die Zulaufkonzentrationen aus einer personenspezifischen Nährstoffabgabe und dem Trinkwasserverbrauch ergeben, ist von einem erheblichen Einfluss der unterschiedlichen Wasserverbräuche auf die Zulaufqualität des Abwassers und damit auf die Reinigungsleistung sowie die Ablaufkonzentrationen der Kleinkläranlagen auszugehen. Weiterhin macht dies eine belastbare Abschätzung der Zulaufkonzentration auf Basis der hier verfügbaren Daten unmöglich.

Es gibt eine Reihe von Studien, die sich mit der Retentionsleistung von KKA auseinandergesetzt haben (vgl. Tabelle 14). Doch lediglich Straub (2008) berichtet deutschlandweite und anlagentypübergreifende Ablaufkonzentrationen. Allerdings liegen die TN-Ablaufkonzentrationen teilweise über den durch Straub (2008) dargestellten Zulaufkonzentrationen. Eine Bewertung dieses Sachverhalts erfolgte nicht durch Straub (2008), daher ist eine Verwendung dieser Werte für die Abschätzung einer TN-Retention nicht sinnvoll.

Tabelle 14: Zusammenstellung gefundener Zu- und Ablaufkonzentrationen und der ermittelten Retention von Gesamtstickstoff (TN) und Gesamtphosphor (TP) in Kleinkläranlagen

Nähr-stoff	Zulauf	Ablauf	Retention	Grundlage	Quelle
	Konzentration in mg/l		in %		
NGES	99	25	75	Vorgabe Klasse-D-Anlagen	DIBT, Z.55.y.xxx
		37	63	Mittelwert N_{anorg} aus Klasse-D-Anlagen, Sachsen	Stich und Milke (2017)
		40-112	0-60, Mittel: 22	Mittelwert verschiedener Anlagentypen, DE, abgeleitet aus geschätzter Zu- und gemessener Ablaufkonzentration	Straub (2008)

Nähr-stoff	Zulauf	Ablauf	Retention	Grundlage	Quelle
	Konzentration in mg/l		in %		
P_{ges}		2	89	Vorgabe Klasse-D-Anlagen	DIBT, Z.55.y.xxx
	19	3,8	80	Mittelwert P_{ges} aus Klasse-D-Anlagen, Sachsen	Stich und Milke (2017)
		14-718	0-31, Mittel: 27	Mittelwert verschiedener Anlagentypen, DE, abgeleitet aus geschätzter Zu- und gemessener Ablaufkonzentration	Straub (2008)

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Auf Basis der verfügbaren Daten ist eine eindeutige Bestimmung der mittleren Retentionsleistung von KKA nicht unmittelbar möglich. Die nach DIBT für die Ablaufklassen D und +P festgelegten Ablaufkonzentrationen und daraus resultierenden Abbauraten sind als anzustrebendes Maximum anzusehen, sind aber allenfalls für diese Anlagentypen anzuwenden. Diese Anlagen machen aber nur einen sehr kleinen Anteil der KKA in Deutschland aus. Wie die Auswertungen aus Sachsen und Bayern zeigen, kommt es jedoch auch bei diesen Anlagen immer wieder und teilweise zu erheblichen Überschreitungen der DIBT-Vorgaben, wodurch sich im Mittel auch für D- und +P-Anlagen deutlich geringere Abbauraten ergeben. Die deutschlandweiten typübergreifenden Auswertungen von KKA-Ablaufkonzentrationen nach Straub (2008) und daraus abgeleitete Abbauraten kommen den tatsächlichen mittleren Verhältnissen vermutlich am nächsten. Teilweise sind die hier ermittelten Abbauraten jedoch sehr gering und deuten auf mögliche Fehler im Betrieb, der Probennahme oder der Auswertung hin. Im Mittel ergeben sich nach Straub (2008) mittlere Abbauraten von 22 % für TN und 27 % für TP. Bei den Auswertungen von Straub (2008) ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Daten aus eigenen Messungen in den Jahren 2005 bis 2007 sowie Messwerten aus den Wartungsprotokollen, die entsprechend des Einreichungsdatums der Dissertation aus den Jahren vor 2006 stammen, entnommen wurden. In den Jahren zwischen 2005 und 2015 wurde die Nachrüstung von Kleinkläranlagen zur Erfüllung der DIBT-Vorgaben deutschlandweit allgemein massiv vorangetrieben. Somit ist davon auszugehen, dass die Überschreitungshäufigkeiten und die Ablaufkonzentrationen abgenommen haben und die mittlere Retentionsleistung der KKA insgesamt zugenommen hat. Daher kann eine mittleren Retentionsleistung im Bereich zwischen 22 bis 63 % (TN) und 27 bis 80 % (TP), respektive abgeleitet nach Straub (2008) sowie Stich und Milke (2017), angenommen werden. Aus diesen Daten ergeben sich mittlere Abbauraten von 49 % TN und 52 % TP. Somit kann vereinfachend von einer mittleren Abbaurate von etwa 50 % für TN und TP ausgegangen werden. Diese Werte stimmen gut mit den durch Tetzlaff et al. (2017) für Modellierungen in Thüringen angenommenen Abbauraten (TN und TP zusammen) von 60 % für vollbiologische und 40 % für Mehrkammeranlagen überein. Aufgrund der für Deutschland vorliegenden Datengrundlage des FDZ kann für unsere Berechnungen jedoch nicht zwischen verschiedenen KKA-Typen unterschieden werden.

Tetzlaff et al. (2017) haben weiterhin Abbauraten für eine, den sogenannten Bürgermeisterkanälen vorgeschaltete, mechanische Reinigung von 23 % (TN) und 49 % (TP) (nach Eberhardt et al. (2007)) angesetzt. Da die novellierte Gesetzesgrundlage eine rein mechanische Vorreinigung grundsätzlich ausschließt, nehmen wir für Bürgermeisterkanäle, d. h. KKA mit Einleitung über die Kanalisation, ebenfalls die oben genannten Abbauraten von 50 % für TN und TP an.

Die so ermittelte Retention von 50 % wird als Faktor auf die aus den personenspezifischen Nährstoffabgaben am Zulauf (Gl. 55) von KKA angewendet.

4.5.5 Einträge von nicht an die Kanalisation angeschlossenen Flächen

Für nicht an die Kanalisation angeschlossene versiegelte Flächen wird nur die atmosphärische Deposition und zusätzlich Einträge aus Laubfall und Exkrementen angesetzt. Die ermittelten Einträge werden im Folgenden an

das FZJ weitergegeben, um dort den Transport und Abbau während der Boden-Grundwasserpassage zu berechnen.

$$N, PK_{AURB,OK} = \frac{(AD|N, P + LE_N) \cdot AURB_{NK}}{1000} \quad \text{Gl. 55}$$

$N,P_{AURB,OK}$ = Einträge von versiegelten, nicht an die Kanalisation angeschlossenen Flächen in t/a
$AD_{N,P}$ = gesamte atmosphärische Deposition auf versiegelte urbane Flächen in kg/km²/a
LE_N = N-Einträge durch Laubfall und tierische Exkremente in kg/km²/a
$AURB_{NK}$ = an die Mischkanalisation angeschlossene versiegelte Fläche in km²

4.6 Abschätzung von Sickerwasserverlusten aus der städtischen Kanalisation in das Grundwasser

Bei der Erfassung der gesamten Einträge aus urbanen Systemen in die Umwelt blieben Exfiltrationsverluste aus undichten Kanalisationshaltungen bisher weitestgehend unberücksichtigt. Für die Modellierung der Gesamteinträge, aber auch zur Abschätzung des Minderungsbedarfs zur Zielerreichung der Düngeverordnung und der EU-Nitrat-Richtlinie, wurde das IGB beauftragt, eine deutschlandweite Abschätzung der Einträge aus undichten Kanalisationshaltungen zu quantifizieren.

4.6.1 Hintergrund

Nach Berger et al. (2016) sind etwa 20 % der Kanalhaltungen in Deutschland sanierungsbedürftig. Aussagen zur räumlichen Verteilung der Schädigungen liegen jedoch kaum vor und kann Material- und Altersabhängig erheblich variieren. Insbesondere für die Kanalisation, die vor 1960 verbaut wurde, können erhöhte Sickerverluste angenommen werden; z. B. konstruktionsbedingt (stumpf aneinanderliegende Rohrenden, die durch eine von außen anliegende Zementschicht verbunden werden) oder materialbedingt (Verwendung von organischen Dichtmaterialien, z. B. Teer-Hanf-Stricke, die sich im Laufe der Zeit auflösen) (Bütow et al., 2001).

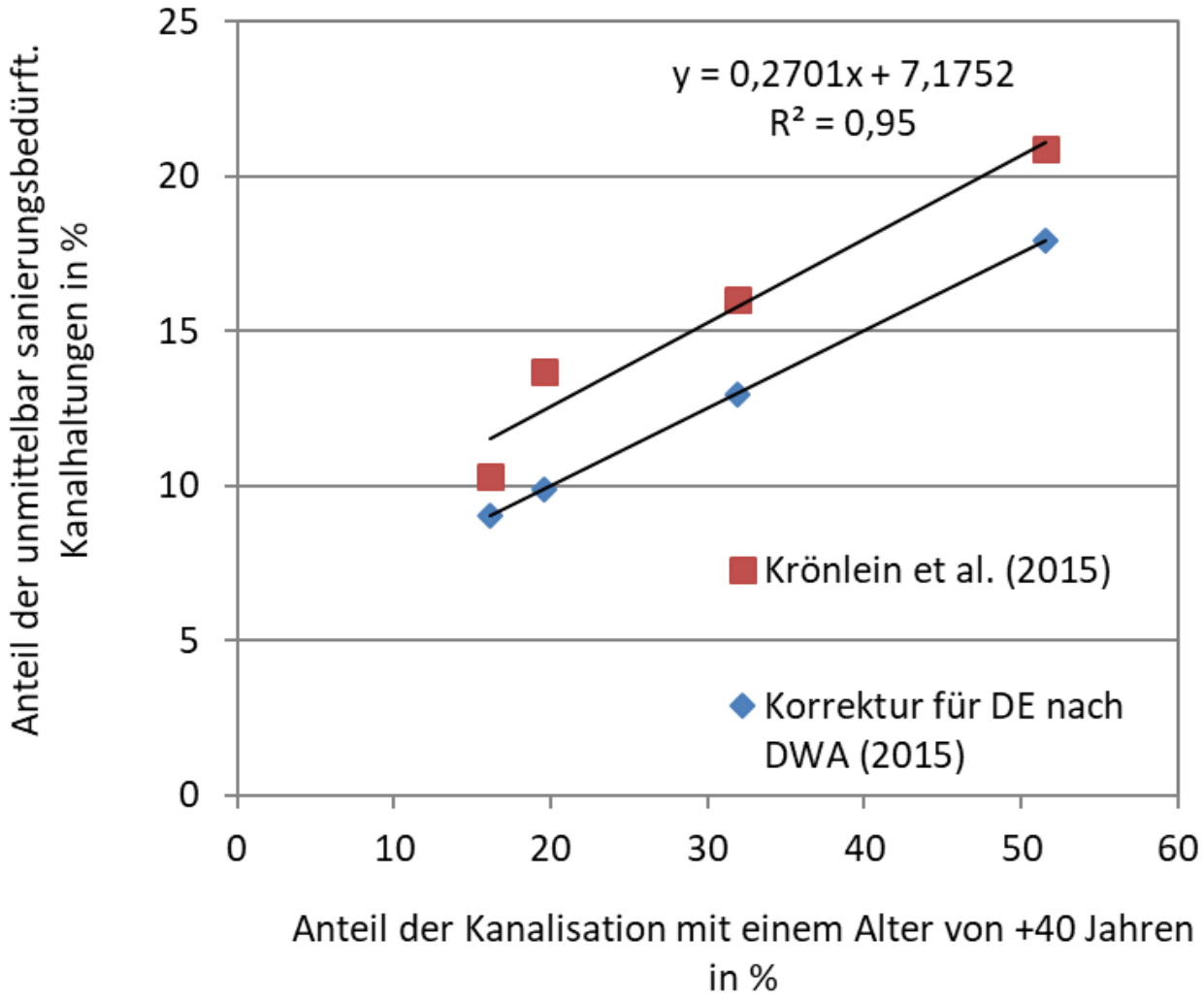
Bisher gibt es keine deutschlandweite, differenzierte Abschätzung zum Umfang der Exfiltrationsverluste aus Kanalleckagen. Bestehende detaillierte Modelle wurden nur kleinräumig angewendet (z. B. Stadtteilebene) und verlangen umfassende Angaben zu Kanalisation, Schadensform und -umfang, Wasserführung sowie weitere Angaben wie z. B. Kolmationsschichtdurchlässigkeit oder Art des umliegenden Gesteins. Erste großräumige Abschätzungen zu Sickerwasserverlusten wurden durch das FZJ im Auftrag der Bundesländer NRW und RP durchgeführt. Der Ansatz für NRW basiert auf einem pauschalen Sickerwasserverlust von 15 % aller in die Kanalisation gelangenden menschlichen Ausscheidungen, soll jedoch ebenfalls Einträge von z. B. Friedhöfen oder Komposthaufen in das Grundwasser beinhalten. Die Verteilung der Einträge in das Grundwasser ergibt sich demnach allein aus der Verteilung der Bevölkerungsdichte. Der zweite Ansatz des FZJ, für RP, berücksichtigt eine Staffelung der Verlustraten in Abhängigkeit vom Alter der Kanalisation: Baujahr vor 1970 (3 % Verluste), zwischen 1971 und 2000 (1 % Verluste) und nach 2000 (0,5 % Verluste). Da sich die Verlustraten für NRW und RP deutlich unterscheiden und in der gesichteten Literatur keine analogen Verlustraten angegeben sind, erfolgte eine unabhängige deutschlandweite Abschätzung der Exfiltrationsverluste auf Basis einer extensiven Literaturrecherche (Nguyen et al., 2021) und einem daraus abgeleiteten Berechnungsansatz (Nguyen und Venohr, 2021). Im Folgenden werden die Ansätze kurz vorgestellt.

4.6.2 Zustand der Kanalisation in Deutschland

Wie oben erwähnt, ergab eine Umfrage der DWA (Berger et al., 2016), dass etwa 20 % der Kanalhaltungen sanierungsbedürftig sind. Eine Studie aus Bayern, basierend auf Sichtung von 90 % aller Kanalhaltungen in Bayern, ermittelte, dass etwa 16 % dieser sanierungsbedürftig sind (Krönlein et al, 2015). Dieser Studie zufolge ergibt sich auch ein deutlicher Zusammenhang zwischen Alter der Kanalisation und der Schadenshäufigkeit (vgl.

Abbildung 21). So wurde hier festgestellt, dass sogar in jüngeren Haltungen schon Schädigungen auftreten können. Nach übereinstimmenden Angaben der DWA und Daten des FDZ gibt es einen deutlichen Gradienten in der Altersverteilung mit zunehmendem Alter in Abhängigkeit einer zunehmenden Gemeindegröße und meist jüngeren Haltungen in den neuen Bundesländern (vgl. Karte 60).

Abbildung 21: **Zusammenhang zwischen dem Alter und der unmittelbaren Sanierungsbedürftigkeit von Kanälen in Bayern**



Quelle: eigene Darstellung (IGB) nach Krönlein et al. (2015) und abgeleitet für Deutschland auf Basis von Angaben der DWA (Berger et al., 2016) und Daten des FDZ für das Jahr 2013

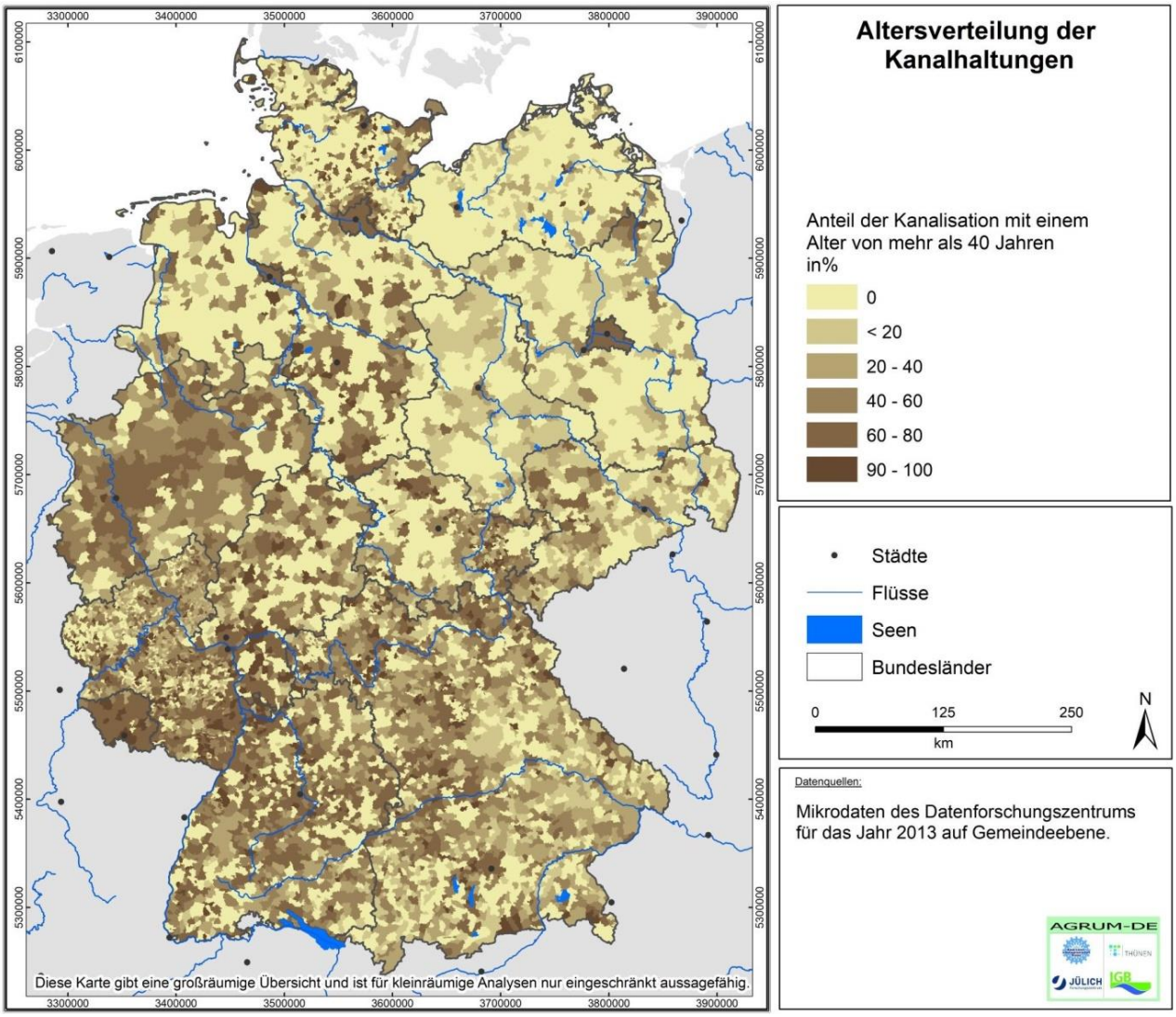
Der in Tabelle 15 gezeigte, für Bayern abgeleitete Zusammenhang zwischen Alter und Schadenshäufigkeit wurde auf Basis der durch FDZ bereitgestellten Kanallängen und Altersangaben auf Deutschland übertragen und so angepasst, dass ein mittlerer längen- und altersgewichteter Schadensanteil von 20 % wiedergegeben wird. Somit wird der Schadensanteil auf Gemeindeebene nach Gl. 56 ermittelt.

$$AK_{SB} = \frac{AK_{40}}{100} \cdot 5 + \left(\frac{1 - AK_{40}}{100}\right) \cdot 30 \qquad \text{Gl. 56}$$

AK_{SB} = Anteil der sanierungsbedürftigen Kanalisation in %

AK_{40} = Anteil der Kanalisation mit einem Alter von mehr als 40 Jahren in %

Karte 60: Anteil der Kanalhaltungen mit einem Alter von mehr als 40 Jahren (Baujahr 1980) auf Gemeindeebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB). Daten aus FDZ (2013)

Tabelle 15: Für Bayern erhobener und für Deutschland abgeleiteter Schadensanteil für Kläranlagen jünger und älter als 40 Jahre

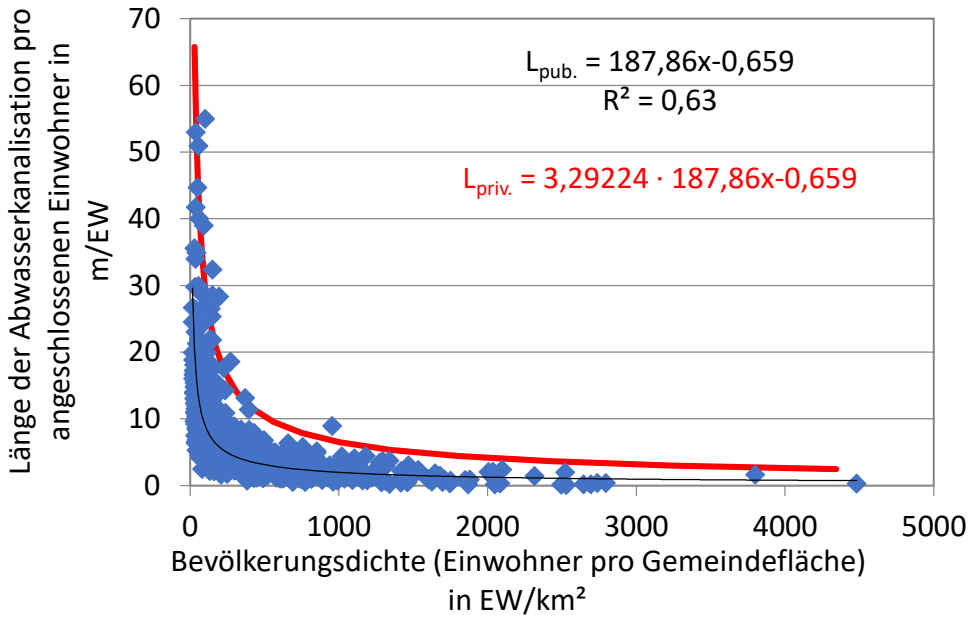
Quelle	Schadensanteil in %	
	100 % jünger als 40 Jahre	100 % älter als 40 Jahre
nach Krönlein et al. (2015) für Bayern	7	34
Korrektur für DE nach Berger et al. (2016)	5	30

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Die Länge der öffentlichen Kanalisation beträgt in Deutschland 576×10^3 km. Die Länge der privaten Grundstücksentwässerung in Deutschland ist mit etwa 1.100×10^3 km etwa doppelt so lang (DWA, 2016). Zum Alter der privaten Kanalisation liegen keine Informationen vor. Auch ist das Wissen zum Zustand der privaten Kanalisation sehr lückenhaft. Nach DWA (Berger et al., 2016) wurden deutschlandweit nur etwa 10 % der privaten Kanalisation gesichtet und ein Bericht beziffert hier keine Schadensanteile. In einer Studie im Auftrag des UBA schätzen Bütow et al. (2001) den Schadensanteil der privaten Kanalisation in Deutschland auf 75 %. Krönlein et al. (2015) ermittelten für Bayern einen unmittelbar sanierungsbedürftigen Anteil von 25 %, wobei etwa 20 % der Haltungen gesichtet wurden. Für die Modellierungen in AGRUM-DE nehmen wir an, dass die Schadensdichte in der privaten Kanalisation im Mittel dreimal so hoch ist wie die in öffentlichen Kanalhaltungen (vgl. Tabelle 16).

Neben der Gesamtlänge nach DWA (Berger et al., 2016) liegen keine differenzierten Angaben zur räumlichen Verteilung der verbauten privaten Kanalisation vor. Für die Abschätzung der Exfiltrationsverluste wurde daher eine Längenverteilung in Anlehnung an die der öffentlichen Kanalisation abgeleitet. Mit abnehmender Bevölkerungsdichte nimmt allgemein die Bebauungsdichte ab und gleichzeitig die mittlere Länge der Kanalisation von einem Hausanschluss bis zur Kläranlage zu. Dieser Zusammenhang wird durch Daten des FDZ grundsätzlich bestätigt (vgl. Abbildung 22). Der gefundene statistische Zusammenhang zwischen Bevölkerungsdichte und verbauter Kanallänge pro angeschlossener Einwohnerin / angeschlossenem Einwohner wurde linear erhöht, sodass sie der Gesamtlänge der privaten Kanalisation von 1.100×10^3 km entspricht, und kann so über die in Abbildung 22 gezeigte Gleichung auf Gemeindeebene ermittelt werden.

Abbildung 22: Ableitung der Länge der privaten Kanalisation in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte



Anm.: Basierend auf Daten des FDZ und einer angenommenen Gesamtlänge der privaten Kanalisation von 1.100 × 10^3 km

Quelle: eigene Darstellung (IGB) nach DWA (2016)

4.6.3 Abschätzung der Exfiltration aus Kanalleckagen

Zur Abschätzung der Exfiltration aus geschädigten Kanalhaltungen wurde eine extensive Literaturstudie mit insgesamt 176 internationalen wissenschaftlichen Veröffentlichungen durchgeführt, von denen sich etwa ein Drittel auf Studien in Deutschland beziehen. Die meisten beschriebenen Untersuchungen fanden auf Haltungs- und Einzelschadensebene statt. Nur wenige betrachten und quantifizieren die Exfiltration aus Leckagen auf Ebene von Stadtteilen oder größeren Skalen. Nur eine Studie (Selvakumar et al., 2004) modellierte Kanalleckagen auf nationaler Ebene. Diese Studie wurde für die USA unter Berücksichtigung von Grundwasserflurabstandskarten und einem detaillierten digitalen Kanalnetz durchgeführt. Dennoch basiert diese Studie auf kleinräumig erhobenen Daten, die anschließend hoch-skaliert wurden. Somit kann für diese Arbeit unmittelbar auf keine methodische Grundlage oder Vergleichsstudie zurückgegriffen werden.

Die Exfiltration kann allgemein über Gl. 57 beschrieben werden und ist demnach vor allem vom Wasserstand im Rohr, der Dicke und Durchlässigkeit der Kolmationsschicht und der Größe des Schadens abhängig.

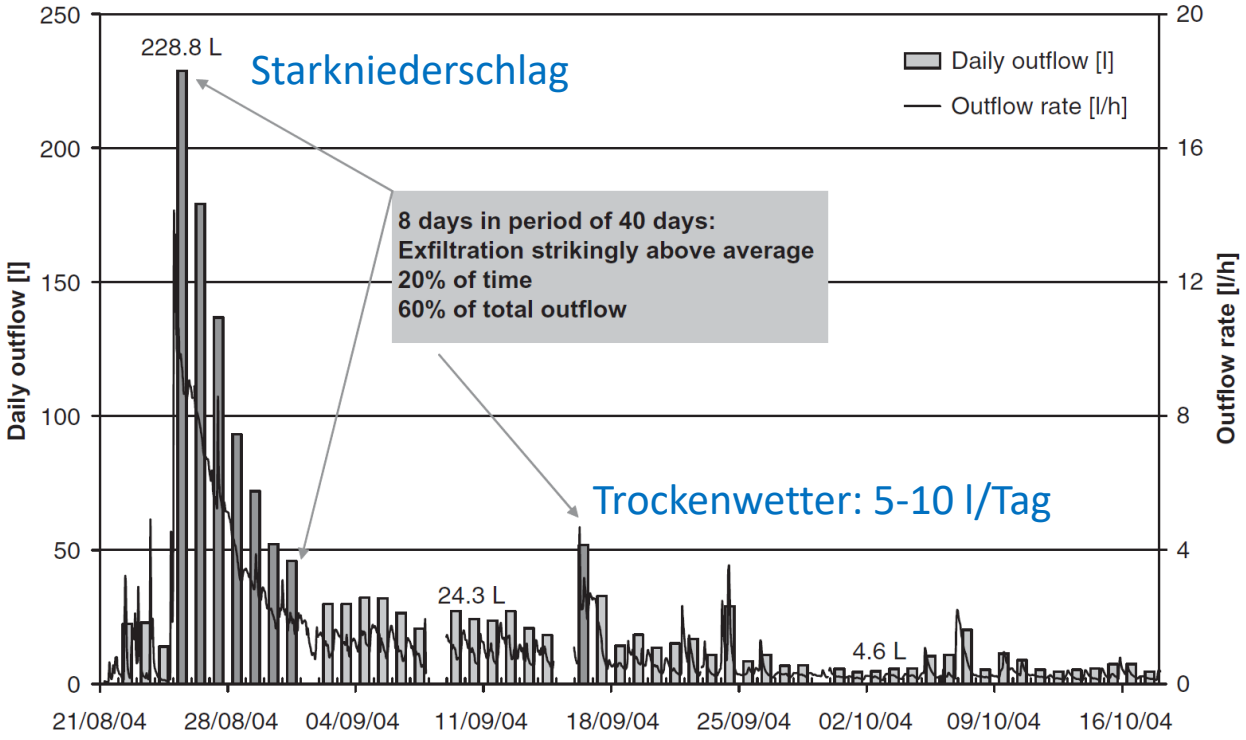
$$Q_{ex} = \Delta H \frac{k_c}{B} \cdot A_{leak} \qquad \text{Gl. 57}$$

Q_{ex} = Exfiltration aus Kanalleckagen in %
ΔH = Höhe des Wasserstands im Kanal in m
K_c = Durchlässigkeit der Kolmationsschicht in m/s
B = Dicke der Kolmationsschicht in m
A_{leak} = Schadensgröße in m²

Mittels der Literaturrecherche wurden die veröffentlichten Wertebereiche für die in Gl. 57 aufgeführten Parameter abgeleitet und in Tabelle 16 zusammengefasst. Während für die Schadensgröße und Durchlässigkeit der Kolmationsschicht konstante Werte abgeleitet werden konnten, müssen insbesondere für die Dicke der

Kolmationsschicht in Abhängigkeit von Kanalisationstyp und Wetterbedingungen differenzierte Annahmen getroffen werden. Während in der Schmutzwasserkanalisation von geringen Unterschieden im Wasserstand ausgegangen werden kann, gibt es hier deutliche Unterschiede für die Mischkanalisation. Erhöhte Wasserstände und Durchflussgeschwindigkeiten während Starkniederschlagsereignissen führen dazu, dass die Kolmationsschicht entfernt werden kann, was in der Regel zu einer geringeren Abdichtung des Schadens und somit zu erhöhten Exfiltrationsraten führt. Erst bei wieder sinkenden Abflüssen im Kanal bildet sich allmählich wieder eine neue Kolmationsschicht aus und Schadensstellen können so fast vollständig abgedichtet werden (vgl. Abbildung 23). Dieser Zusammenhang wurde durch Held et al. (2007) am Beispiel von Raststatt mit in-situ gemessenen Exfiltrationsraten detailliert untersucht. Auf Basis dieser und anderer Studien (siehe Nguyen et al., 2021) wurde ein Zeitverzug zwischen Entfernung und Wiederaufbau der Kolmationsschicht sowie eine mittlere Exfiltrationsrate während dieser Zeit verallgemeinert (vgl. Tabelle 16).

Abbildung 23: Änderung der Exfiltration aus Kanalleckagen während und nach einem Starkniederschlagsereignis in Raststatt



Quelle: Held et al. (2007)

Tabelle 16: Aus der Literaturstudie abgeleitete und für die Modellierung verwendete Größen und Parameter zur Berechnung der Exfiltration aus Kanalleckagen

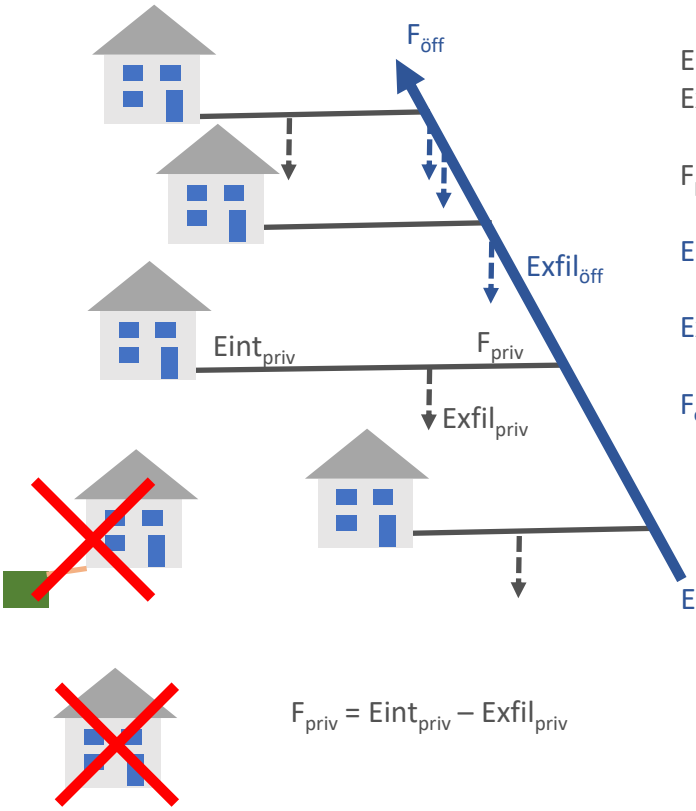
Parameter	Einheit	verwendet	Literaturwerte
Private Kanal. Trockenwetter	L/Tag	1	0,6–10,0
Öffentl. Kanal. Trockenwetter	L/Tag	5	0,6–10,0
Öffentl. Kanal. Starkniederschlag	L/Tag	120	< 230
- Standard Defektgröße	m²	0,002	0,0015–0,018
- Wasserstand in Kanalisation	m	0,01–0,058	0,01–0,6
- Dicke der Kolmationsschicht	m	0,01–0,04	0,01–0,05
- Durchlässigkeit der Kolmationsschicht	m/s	$2{,}0x10^{-3}$–$6{,}0x10^{-5}$	$3{,}0\ x10^{-8}$-$1{,}0x10^{-4}$
- Durchlässigkeitsfaktor	1/s	0,01	0,001–0,01
Schadenshäufigkeit			
- Private Kanal.	Defekt/km	180	n/a
- Öffentl. Kanal. (vor 1980 gebaut)	Defekt/km	90	54–78
- Öffentl. Kanal. (nach 1981 gebaut)	Defekt/km	15	54–78
Exfiltrationsrate (priv. & öffentl.)	L/s/km	0,004	< 0,01–0,2
- Private Kanalisation	L/s/km	0,002	n/a
- Öffentl. Kanalisation	L/s/km	0,01	0,011–2,0

Quelle: eigene Darstellung (IGB) mit Angaben aus der Literatur

Auf Basis der gefundenen Parameter und Gl. 57 wurden individuelle mittlere Exfiltrationsraten für die öffentliche Schmutzwasserkanalisation, die Mischkanalisation für Trockenwetter und Starkregen sowie die private Kanalisation abgeleitet. Unter Berücksichtigung der ermittelten Schadenshäufigkeit wurden die resultierenden Exfiltrationsraten ermittelt (Gl. 58 bis Gl. 62).

Für die Berechnung wurde ein zweistufiger Ansatz ausgewählt, der zuerst eine Exfiltration aus der privaten Kanalisation und anschließend eine Exfiltration aus der öffentlichen Kanalisation berechnet (vgl. Abbildung 24). Als Berechnungsgrundlage dienten die oben beschriebenen Abwassermengen, effektiven Starkniederschlagstage und Anschlussverhältnisse. Zur Berechnung der Exfiltration von Stickstoff und Phosphor wurden die berechneten Konzentrationen in der Trennkanalisation sowie der Mischkanalisation während Überlaufereignissen verwendet (Gl. 44 und Gl. 47).

Abbildung 24: **Konzeptionelle Abbildung des Berechnungsansatzes zur Abschätzung der Exfiltrationsverluste aus Kanalleckagen**



$Eint_{priv}$ = Einträge aus Haushalten
$Exfil_{priv}$ = Exfiltrationsverluste aus dem privaten Kanalnetz
F_{priv} = Fracht aus dem privaten Kanalnetz
$Eint_{Fläche}$ = Einträge aus angeschlossenen versiegelten Flächen
$Exfil_{öff}$ = Exfiltrationsverluste aus dem öffentlichen Kanalnetz
$F_{öff}$ = Fracht aus dem privaten Kanalnetz

$F_{priv} = Eint_{priv} - Exfil_{priv}$

$F_{öff} = F_{priv} + Eint_{Fläche} - Exfil_{öff}$

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

$$Q_{EX,P} = \frac{LK_P \cdot SD_P \cdot EXR_P \cdot 365}{1000}$$ Gl. 58

$$Q_{EX,M} = Q_{EX,M,TR} + Q_{EX,M,SNT}$$ Gl. 59

mit:

$$Q_{EX,M,TR} = \frac{LK_M \cdot SD_{M,A} \cdot EXR_{M,TR} \cdot (365 - SNT_{eff} \cdot AK)}{1000}$$ Gl. 60

$$Q_{EX,M,SNT} = \frac{LK_M \cdot SD_{M,A} \cdot EXR_{M,SNT} \cdot SNT_{eff}AK}{1000}$$ Gl. 61

$$Q_{EX,S} = \frac{LK_S \cdot SD_{S,A} \cdot EXR_S \cdot 365}{1000}$$ Gl. 62

$Q_{ex,i}$ = Exfiltrationsverluste in m³/a
LK_i = Länge der Kanalisation in km
SD_i = Schadensdichte in Defekt/m²
EXF_i = Exfiltrationsrate in L/Tag
SNT_{eff} = Anzahl Starkniederschlagstage pro Jahr
AK = Abklingphase, Aufbau Kolmationsschicht
P = private Grundstücksentwässerung
S = Schmutzwasserkanal, öffentlich
M = Mischkanalisation, öffentlich
A = altersabhängige Parametrisierung
SNT, TR = wetterabhängige Parametrisierung (Starkregen, Trockenwetter)

4.7 Gewässerinterne Retention und Berechnung der Gewässeroberfläche

4.7.1 Gewässerinterne Retention

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 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 Ansätzen nach Behrendt et al. (1999), Venohr (2006) und Venohr et al. (2011) und wurde, unter Berücksichtigung der in Ackermann et al. (2015) und Heidecke et al. (2015) für die AGRUM-Projekte in der Weser und in Niedersachsen eingeführten Weiterentwicklungen, durchgeführt. Es handelt sich hierbei um empirisch-konzeptionelle Ansätze, die die Retention in Abhängigkeit von Wasserfläche (siehe Kapitel 4.7.2), Abfluss und Wassertemperatur separat für Neben- und Hauptläufe einzelner Teileinzugsgebiete (Analysegebiete) berechnen.

Die hydraulische Belastung, berechnet aus dem Verhältnis von Abfluss zu Gewässeroberfläche sowie der Wassertemperatur (nur TN), wurde separat für Haupt- und Nebengewässer auf AU-Ebene ermittelt. Die hydraulische Belastung ist ein Indikator für das Verhältnis von Tiefe zur Aufenthaltszeit, bzw. beschreibt die Höhe der Wassersäule pro Sedimentgrundfläche (Gl. 63). Damit ist sie ein maßgeblicher Parameter zur Beschreibung von Interaktionsprozessen zwischen Wasser und Sediment und proportional zur mittleren Aufenthaltszeit, jedoch deutlich einfacher zu ermitteln.

$$\frac{z}{\tau_a} = \frac{z \cdot Q_a}{V} = \frac{z \cdot Q_a}{WSA \cdot z} = \frac{Q_a}{WSA} = HL \qquad \text{Gl. 63}$$

z = Tiefe des Gewässers in m
τ_a = Aufenthaltszeit in Jahren

Q_a = mittlerer jährlicher Abfluss in m³/a
WSA = Wasseroberfläche in m²
HL = hydraulische Belastung in m/a

Die grundlegende Modellierung der TN-Retention erfolgt für Neben- und Hauptläufe nach dem gleichen Berechnungsansatz unter Verwendung derselben Parametrisierung Gl. 64.

$$\mathrm{Ret_{TN}} = 1 - \frac{1}{1 + 4{,}74 \cdot \mathrm{T_W}^{0{,}067} \cdot \mathrm{HL}^{-1}} \qquad \text{Gl. 64}$$

$\mathrm{Ret_{TN}}$ = Retentionsfaktor ohne Einheit
T_W = Wassertemperatur in °C

Analog zu Annahmen im AGRUM-plus-Projekt für die Weser wurde die TP-Retention in Hauptläufen als vernachlässigbar klein angesetzt. Phosphor kommt in Gewässern in gelöster und in partikulär gebundener Form vor. Die gelösten Verbindungen sind gut bioverfügbar und werden bevorzugt durch aquatische Primärproduzenten (z. B. Algen, Makrophyten) aufgenommen. Im Falle von Algen werden sie mit der fließenden Welle weitertransportiert und sind somit weiterhin Bestandteil der TP-Fracht. Bei Aufnahme durch andere Primärproduzenten wird der aufgenommene Phosphor nach dem Absterben wieder abgegeben und dem Kreislauf zugeführt. Auf jährlicher Basis ist hier von keiner permanenten Retention auszugehen. Somit stellt die Sedimentation von partikulär gebundenen Verbindungen die einzige mögliche permanente Retentionsform dar. Die Sedimentation ist von der Partikelgröße (dem Gewicht) und der Fließgeschwindigkeit abhängig, wobei schwere Partikel zuerst, leichtere erst bei relativ geringen Fließgeschwindigkeiten sedimentieren. Dieser Prozess kehrt sich bei höheren Fließgeschwindigkeiten wieder um, sodass die TP-Retention häufig nicht permanent ist, und Sedimente von einzelnen Hochwasserereignissen wieder remobilisiert werden können. Dennoch kann es in Totzonen, tieferen Gewässerabschnitten oder Seen zu einer langjährigen oder permanenten Retention kommen. Es lässt sich verallgemeinernd annehmen, dass in Nebengewässern geringere Fließgeschwindigkeiten vorherrschen als in größeren Hauptläufen. Aufgrund der Abhängigkeit der Sedimentation von der Fleißgeschwindigkeit kann somit für ein jährliches Mittel angenommen werden, dass Partikelfraktionen, die in Nebenläufen nicht sedimentiert wurden, auch in Hauptläufen nicht sedimentieren. Daher wurde die TP-Retention in Hauptläufen (außer in Hauptlaufseen) gleich Null angenommen.

Für Phosphor wurde der von Behrendt und Opitz (2000) abgeleitete Ansatz verwendet: Sie haben sowohl die hydraulische Belastung als auch die Abflussspende als geeignete Steuergrößen für die Phosphorretention ausgewiesen. In den Nebengewässern wurde die Phosphorretention nach beiden Ansätzen berechnet und gemittelt (Gl. 65).

$$\mathrm{Ret_{TP}} = 1 - \left(\frac{1}{1 + 25{,}74 \cdot \mathrm{HL}^{-1}} + \frac{1}{1 + 5{,}1 \cdot \mathrm{q}^{-1}}\right)/2 \qquad \text{Gl. 65}$$

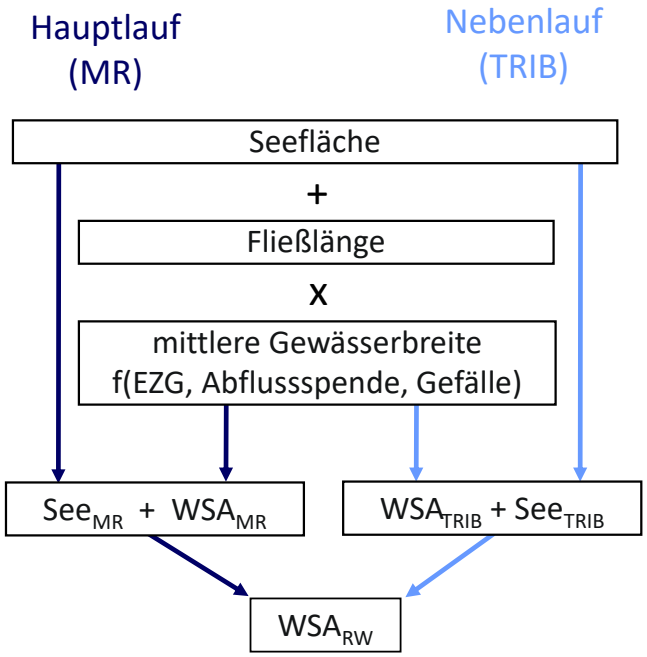
q = Abflussspende in l/s/km²

4.7.2 Berechnung der Gewässeroberfläche

Da die Frachtberechnungen auf Basis der durch das UBA bereitgestellten Teileinzugsgebiete (Analytical Units, AUs) durchgeführt wurde, wurden auch die dazu aufbereiteten GIS-Daten zu Oberflächengewässern verwendet. Diese beruhen auf dem Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystem (ATKIS) und enthalten sowohl flächenhaft dargestellte Gewässer (Fließgewässer mit einer Breite von > 8 m) als auch Standgewässer (Seen, Flussseen, Reservoirs). Für Fließgewässer mit einer Breite von < 8m (nur linienhaft im GIS dargestellt) werden die Breiten über den Ansatz von Venohr et al. (2011) modifiziert nach Lemm et al. (2021) auf AU-Ebene

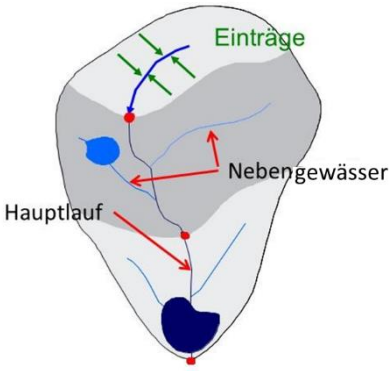
berechnet. Über die im GIS dargestellte Fließlänge und die berechnete Breite wird dann die Fläche dieser Fließgewässer abgeleitet (vgl. Abbildung 25). Das Gewässernetz wurde hierzu nach Haupt- und Nebenläufen unterschieden (vgl. Abbildung 26). In Quelleinzugsgebieten sind alle Oberflächengewässer per Definition Nebenläufe. Stromabwärts gelegene AUs werden von einem Hauptlauf durchströmt und alle verbleibenden Oberflächengewässer solcher AUs wurden als Nebengewässer gekennzeichnet. Für die Kalibrierung und Validierung dieses Ansatzes 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 zusätzlich durch statistische Daten der deutschen Bundesländer verifiziert.

Abbildung 25: Berechnung der Gewässerfläche (WSA) von Haupt- (main river, MR) und Nebenläufen (tributary, TRIB) in Flusssystemen



Quelle: eigene Darstellung (IGB) nach Venohr et al. (2005)

Abbildung 26: Unterscheidung zwischen Haupt- und Nebengewässern in MONERIS



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

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- und Nebenlauf, zur Fläche der Seen addiert. Die Fließlänge der Nebenläufe wird für jedes Teileinzugsgebiet auf Grundlage der Differenz zwischen allen Flusslängen der Karte und den Längen der Hauptläufe bestimmt. Da ATKIS ein sehr detailliertes Gewässernetz enthält, wurde keine weitere Fließlängenkorrektur nach Venohr et al. (2011) vorgenommen.

Zur Ermittlung der resultierenden Fracht unterliegen Einträge zunächst einer Retention in den Nebengewässern und beim späteren Durchfließen von stromabwärts gelegenen AUs im Hauptlauf; wobei die Gesamtfracht am Auslass einer AU aus der Summe der lokalen Frachten der Nebengewässer und der Fracht im Hauptlauf berechnet wird. Die Berücksichtigung der für gelöste organische Stickstoffverbindungen (DON) vernachlässigbar geringen Retention in der Frachtberechnung konnte in diesem Projektverbund nicht erfolgen, da entsprechende Angaben in diesem Projekt nicht weiter betrachtet und quantifiziert wurden.

4.8 Frachtvergleich in Flüssen

Frachten in Flüssen können nicht gemessen werden, sondern ergeben sich aus den gemessenen Abflüssen und den gemessenen Konzentrationen. Die aus gemessenen Werten berechneten Frachten werden im Folgenden, zur Unterscheidung zu den modellierten Frachten, als beobachtete Frachten bezeichnet. Wie bei Keller et al. (1997) und Zweynert (2008) gezeigt, kann die Anwendung von verschiedenen Berechnungsmethoden, vor allem bei kleineren Einzugsgebieten, zu deutlichen Unterschieden in den Ergebnissen führen. Hier ist vor allem die Messhäufigkeit und die Art der Messung (Mischprobe/Einzelprobe) ausschlaggebend für das Ergebnis.

Aufgrund der Tatsache, dass vor allem für Konzentrationen häufig nur zwölf bis 24 Werte vorliegen, kann die mittlere Nährstofffracht eher als eine Schätzung und nicht als ein sicheres Ergebnis angesehen werden (Keller et al., 1997). In der Regel liefert die OSPAR-Methode (OSPAR, 1996) die vertrauenswürdigste Abschätzung der mittleren jährlichen beobachteten Nährstofffrachten (Littlewood, 1995) und wurde hier verwendet (Gl. 66).

$$PD_{Lobs} = \frac{Q_d}{Q_{Meas}} \cdot \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} C_i \cdot Q_i \cdot U_f \right) \qquad \text{Gl. 66}$$

mit:

L_y = jährliche Belastung in t/a
Q_d = arithmetisches Mittel des täglichen Abflusses in m^3/s
Q_{meas} = arithmetisches Mittel von allen täglichen Abflussdaten mit Konzentrationsmessungen in m^3/s
C_i = Konzentration in mg/l
Q_i = Messungen des täglichen Abflusses in m^3/s
U_f = Korrekturfaktor für die unterschiedlichen Standorte der Abfluss- und Gütemessstellen innerhalb desselben Einzugsgebietes ohne Einheit
N = Anzahl der Daten mit Messungen innerhalb des Untersuchungszeitraumes ohne Einheit

Für den Vergleich von beobachteten und modellierten Frachten wurden verschiedene statistische Gütemaße herangezogen:

Mittlere absolute Abweichung (MAA)

$$MAA = \frac{\sum_1^n \frac{|F_m - F_b|}{F_b}}{n} 100 \qquad \text{Gl. 67}$$

MAA = mittlere absolute Abweichung in %
F_b = beobachtete Fracht in t/a
F_m = modellierte Fracht in t/a
n = Anzahl der berücksichtigen Stationen

MAA gibt die prozentuale Abweichung zwischen den beobachteten und modellierten Frachten als Mittel über alle berücksichtigten Stationen an. MAA kann nur positiv sein und sollte möglichst nahe bei 0 liegen. Für beobachtete Frachten kann bei täglichen Abflüssen und zwölf Konzentrationsmessungen pro Jahr von einem Fehler um 20–25 % ausgegangen werden.

PBIAS

$$\mathrm{PBIAS} = \frac{\sum_1^n F_m - F_b}{\sum_1^n F_b} 100 \qquad \text{Gl. 68}$$

PBIAS = mittlere systematische Abweichung zwischen modellierten und beobachteten Frachten in %

Im Gegensatz zu MAA wird nicht der Mittelwert der Abweichungen berechnet, sondern die Summe der Abweichungen zur Summe der beobachteten Frachten gegenübergestellt. PBIAS kann positiv und negativ sein und beschreibt, ob und wie stark die beobachteten Werte systematisch über- oder unterschätzt werden. PBIAS sollte nahe bei 0 liegen.

Bestimmtheitsmaß (r^2)

$$r^2 = \frac{\sum_1^n \left(F_r - F_{m_m}\right)^2}{\sum_1^n \left(F_m - F_{m_m}\right)^2} \qquad \text{Gl. 69}$$

F_r = durch das Regressionsmodell geschätzte Fracht zur zugehörigen beobachteten Fracht F_b
F_{m_m} = Mittelwert aller modellierten Frachten F_m

Beschreibt die erklärte Abweichung der modellierten Frachten von der Regressionslinie. Das Bestimmtheitsmaß kann Werte zwischen 0 und 1 einnehmen, wobei 1 eine perfekte Übereinstimmung mit der Regressionslinie entspricht. Wegen des Vergleichs zur Regressionslinie kann r^2 nahe 1 sein, obwohl eine systematische Über- oder Unterschätzung der beobachteten Frachten vorliegt oder die Steigung der Regressionslinie stark von 1 abweicht, z. B. kleine Frachten unterschätzt und hohe Frachten überschätzt werden.

Modell-Effizienz (NSE) nach Nash-Sutcliffe (1970)

$$\mathrm{PBIAS} = 1 - \left[\frac{\sum_1^n (F_b - F_m)^2}{\sum_1^n (F_b - F_{b_m})^2}\right] 100 \qquad \text{Gl. 70}$$

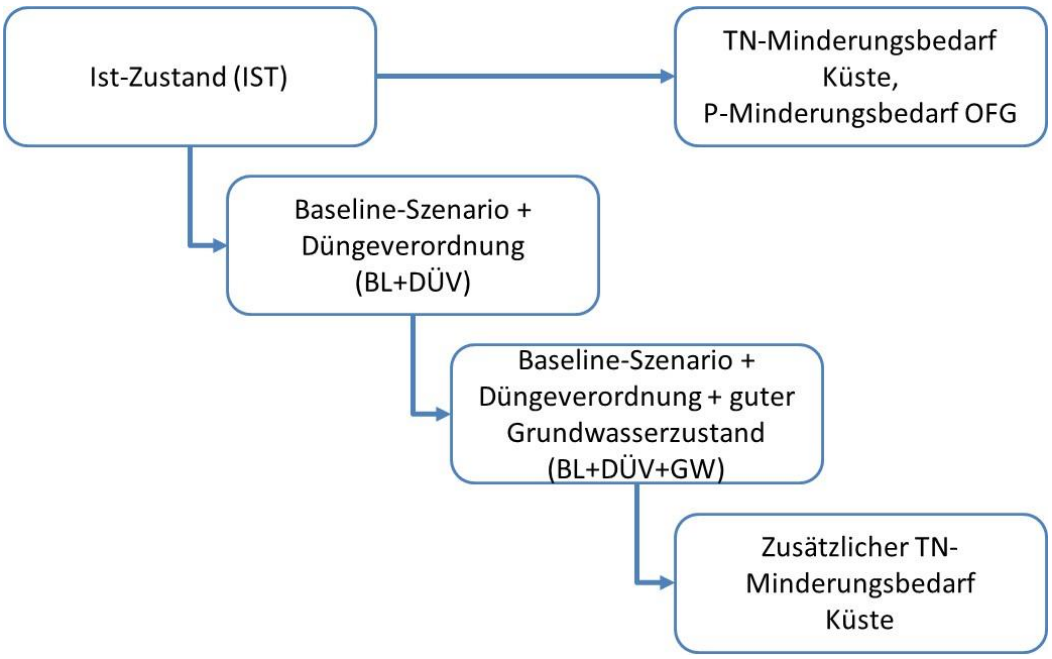
F_{b_m} = Mittelwert aller berücksichtigter beobachteter Frachten in t/a

NSE kann zwischen negativen Werten und max. 1 schwanken, wobei 1 einer perfekten Übereinstimmung entspricht. Ein Wert von 0 besagt, dass die modellierten Werte gleichwertig durch den Mittelwert der beobachteten Werte abgebildet werden können. Negative NSE-Werte sind nicht klar definiert, beschreiben aber in der Regel ein unzureichendes Modellergebnis. Im Gegensatz zu r^2 beschreibt NSE die Abweichung zur 1:1-Linie. Somit wird bei einer systematischen Über- oder Unterschätzung der beobachteten Werte niemals ein NSE-Wert von 1 erreicht, wohingegen das für r^2 durchaus der Fall sein kann.

4.9 Minderungsbedarf der Frachten und Konzentrationen in Oberflächengewässern

Zur Erreichung der Qualitätsziele von WRRL und MSRL wurden jeweils Zielkonzentrationen für Stickstoff und Phosphor festgelegt. Im Rahmen des Projektes wurde durch das Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei der Minderungsbedarf von Frachten und Konzentrationen in Oberflächengewässern zur Zielerreichung dieser Richtlinien ermittelt. Diese Abschätzungen wurden sowohl für den Ist-Zustand (TN und TP) als auch unter Berücksichtigung reduzierter Stickstoffeinträge unter den durch das Thünen-Institut und das Forschungszentrum Jülich ermittelten Bedingungen für das Baseline-Szenario zzgl. der vollständigen Umsetzung der DüV und der Erreichung eines guten Grundwasserzustandes ermittelt (vgl. Abbildung 27, siehe auch Kapitel 6).

Abbildung 27: Schematische Darstellung der berücksichtigten Szenarien und Berechnungsgrundlagen zur Ableitung des Minderungsbedarfs für Oberflächengewässer



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Für Stickstoff wurde zunächst überprüft, ob an den Übergabepunkten limnisch-marin die Zielkonzentrationen von 2,8 mg N/l (Nordsee) bzw. 2,6 mg N/l (Ostsee) überschritten werden. Da in dem verwendeten Datensatz zu gemessenen Gütedaten in Oberflächengewässern nicht für alle Flusssysteme gemessene Konzentrationen an den Übergabepunkten vorliegen, aber auch, weil diese unter Szenario-Bedingungen in keinem Fall verwendet werden können, wurden abweichend von der Beschreibung in Trepel et al. (2014) nicht die gemessenen, sondern die modellierten Konzentrationen verwendet. Bei einer Überschreitung der Zielkonzentrationen wurde unter Berücksichtigung der gewässerinternen Retention eine nicht zu überschreitende maximale Konzentration/Fracht in das stromaufwärts gelegene Einzugsgebiet übertragen. Für die Auslässe jeder AU wurde geprüft, ob eine Frachtüberschreitung vorliegt und ggfs. der Minderungsbedarf ermittelt. Aufgrund der Verwendung von mittleren langjährigen Abflüssen lassen sich hier Zielkonzentrationen problemlos in Zielfrachten überführen. Unter Berücksichtigung der Retention in den Nebengewässern kann der Minderungsbedarf für jedes Teileinzugsgebiet auch auf die Einträge übertragen werden.

Wird für den Übergabepunkt limnisch-marin keine Überschreitung der Zielkonzentration festgestellt, ergibt sich automatisch, dass kein Minderungsbedarf für alle oberhalb gelegenen Teileinzugsgebiete vorliegt, auch wenn dort möglicherweise sehr hohe Konzentrationen gemessen werden, die später durch Verdünnung oder Retention

jedoch reduziert werden. Für die Elbe wurde an der deutsch-tschechischen Grenze für die Modellierung des Ist-Zustandes, aber auch unter Szenario-Bedingungen, in Absprache mit dem Projektbeirat und Vertreter*innen der FGG-Elbe eine Konzentration von 3,5 mg N/l an der Station Schmilka angenommen. Für die Oder wurde der Übergabepunkt unmittelbar vor der Mündung in das Stettiner-Haff festgelegt und im Rhein die 2,8 mg N/l für die Station Lobith/Bimmen an der deutsch-niederländischen Grenze angesetzt. Daher wurde der Minderungsbedarf für in Deutschland gelegene Teileinzugsgebiete, die in den niederländischen Teil der Maas entwässern, ein eigener Minderungsbedarf am limnisch-marinen Übergabepunkt an der Rheinmündung ermittelt. Da in diesem Projekt nur das deutsche Donaueinzugsgebiet abgebildet wurde, konnte die gewässerinterne Retention bis zum Übergabepunkt am Schwarzen Meer und somit auch der Minderungsbedarf für TN in der Donau nicht ermittelt werden.

Um die gesetzliche Anforderung an einen guten ökologischen Zustand zu erfüllen, ist es erforderlich, mindestens die in Anlage 7 der OGewV genannten Orientierungswerte zu erreichen. Sie werden daher im Weiteren als Zielgröße herangezogen. Durch die Verwendung der UBA-Analysegebiete (AU) ist eine differenzierte Berücksichtigung einzelner Wasserkörper nicht möglich. Daher wurden für jede AU zunächst die Fließlängen nach Gewässertyp differenziert erfasst und über die in der OGewV festgelegten Werte fließlängengewichtete mittlere Zielkonzentrationen auf AU-Ebene abgeleitet. Da, wie in Kapitel 4.7 beschrieben, in den Hauptläufen keine Retention für Phosphor angenommen wurde, wurden die abgeleiteten Zielkonzentrationen auf die Nebenläufe der AUs nach Retention angewendet. Auf dieser Basis wurde der Minderungsbedarf für Phosphor auf AU-Ebene ermittelt. Da die oben genannten Szenarien nur für Stickstoff zum Tragen kommen, wurde der Phosphorminderungsbedarf nur für den Ist-Zustand ermittelt.

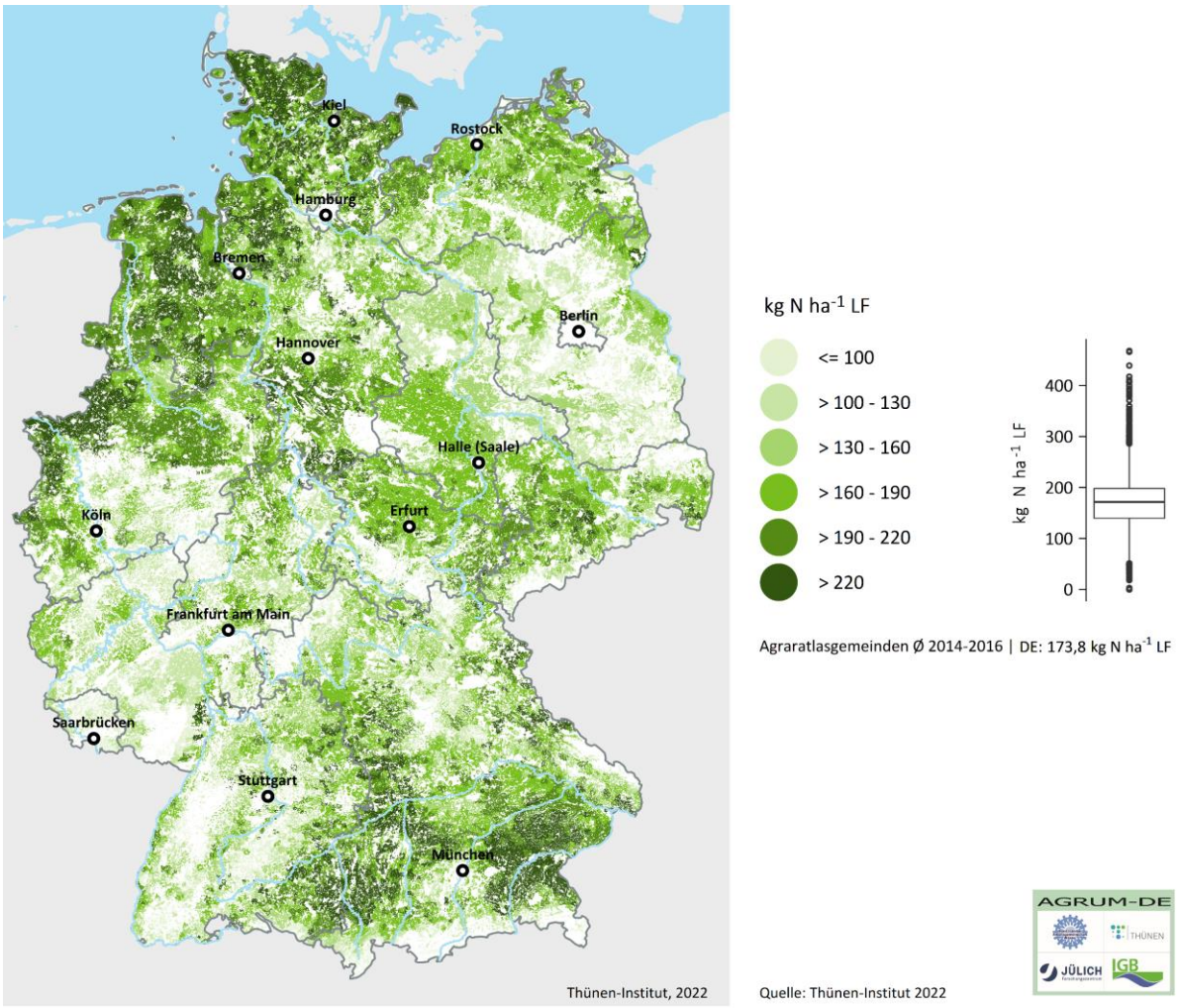
5 Ergebnisse Ist-Zustand

5.1 Stickstoffbilanzen

5.1.1 Stickstoffbedarf der Pflanzenproduktion

Der in RAUMIS modellierte regionale N-Bedarf ist in Karte 61 dargestellt. Im Bundesdurchschnitt liegt der N-Bedarf im Basisjahr bei 174 kg N/ha LF. Mit mehr als 250 kg N/ha LF tritt der höchste N-Bedarf in Regionen auf, in denen die Landnutzungsintensität aufgrund intensiven Ackerbaus oder starker Nachfrage nach Biomasse durch Biogas- oder Tierproduktion auf sehr hohem Niveau liegt. Das gilt insbesondere für den Nordwesten, aber auch den Südosten Deutschlands. Darüber hinaus zeichnen sich Regionen mit intensivem Gemüsebau (z. B. im Rheinland) durch hohe Bedarfswerte ab. Unterdurchschnittlich ist der Bedarfswert dagegen in Gegenden mit hohem Anteil an extensiven Ackerkulturen und extensivem Grünland, wie beispielsweise in Brandenburg und im Saarland.

Karte 61: N-Bedarf der Pflanzenproduktion im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016) auf Gemeindeebene



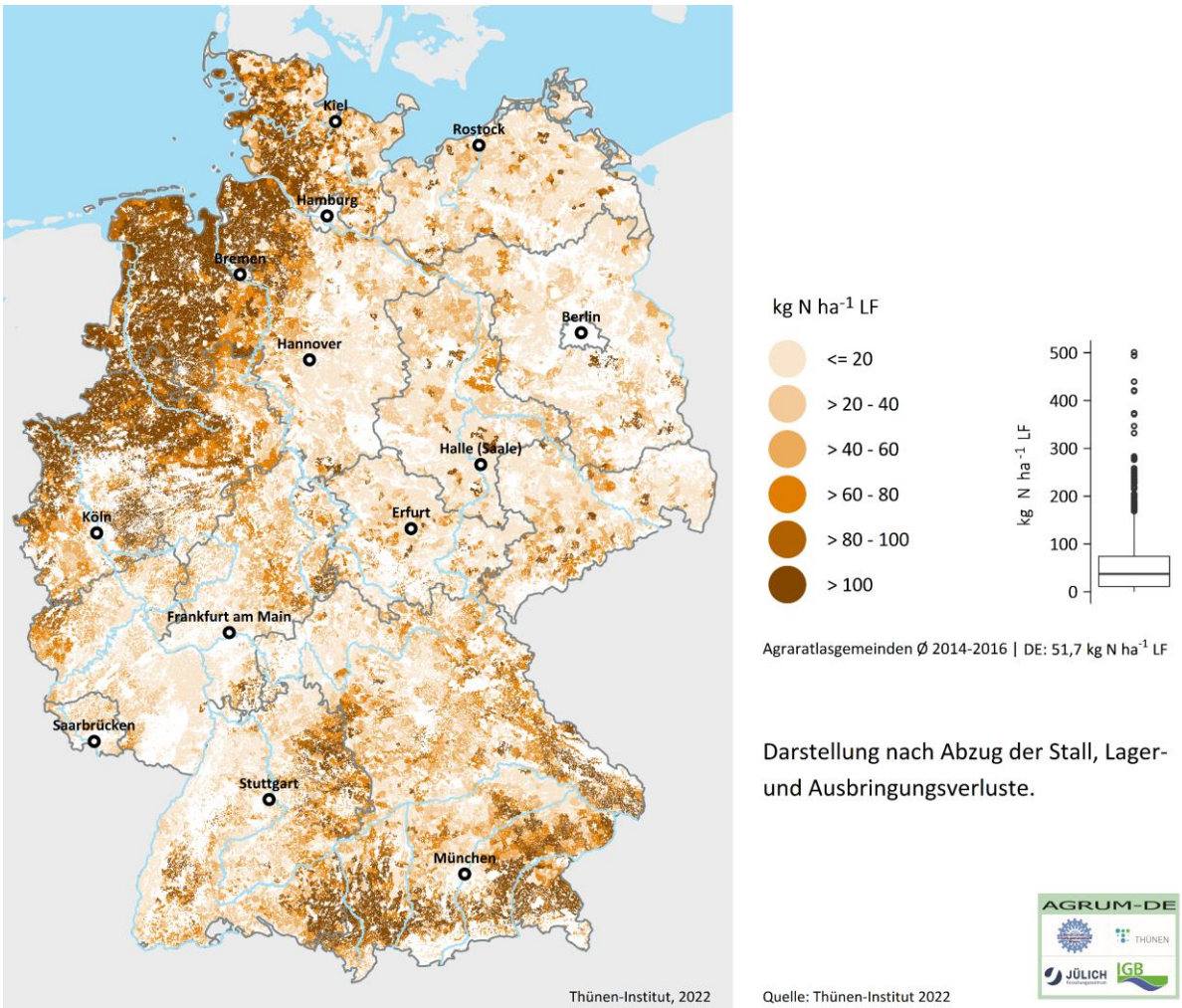
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

5.1.2 Stickstoffzufuhr durch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft

Die N-Zufuhr durch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft berücksichtigt den Anfall aus der Viehhaltung (inkl. Weidehaltung) zuzüglich der überregionalen Wirtschaftsdüngertransporte und vermindert um den Anteil des Wirtschaftsdüngers, der in Biogasanlagen vergoren wird, abzüglich Stall-, Lager- und Ausbringungsverlusten (vgl. Karte 62).

Hohe Mengen tierischen Stickstoffs fallen vor allem in viehstarken Regionen im Nordwesten und in Süddeutschland an. Während im Bundesdurchschnitt die Zufuhr durch tierischen N 52 kg N/ha LF beträgt, werden für das Münsterland und die Region Weser-Ems Werte auf Gemeindeebene von 200 bis im Extrem etwa 500 kg N/ha LF ermittelt. Eine untergeordnete Rolle bei der N-Zufuhr spielt tierischer Wirtschaftsdünger dagegen im Osten Deutschlands und entlang der Achse Saarbücken-Berlin.

Karte 62: N-Zufuhr durch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016)



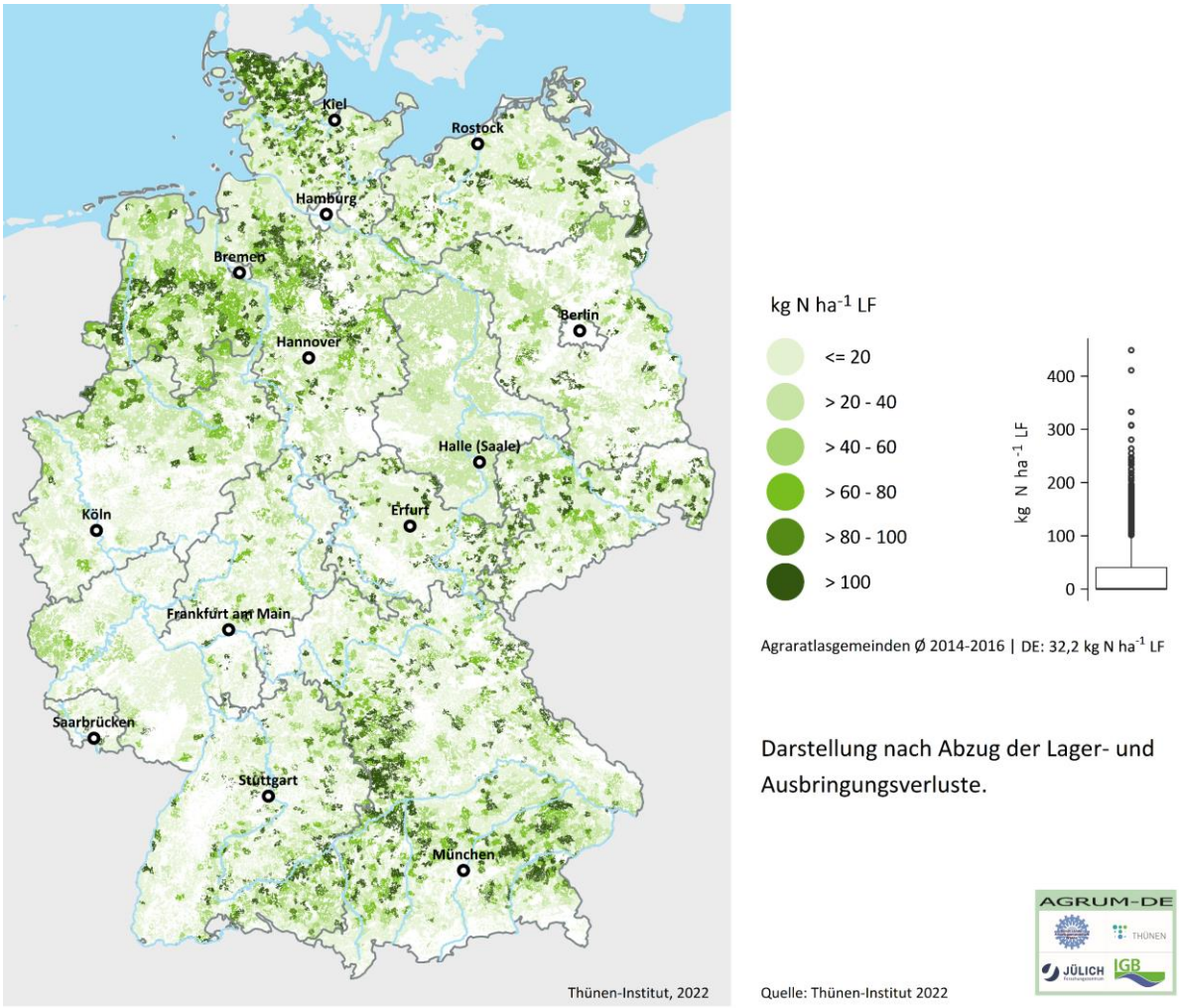
Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

5.1.3 Stickstoffzufuhr durch Gärreste

Der N-Anfall durch die Verbringung von Gärresten ist mit etwa 32 kg N/ha LF die zweitwichtigste Quelle organischen Stickstoffs (vgl. Karte 63). Während in mehr als 90 % aller Gemeinden mit tierischem Wirtschaftsdünger gedüngt wird, werden nur in etwa der Hälfte der Gemeinden Gärreste pflanzenbaulich verwertet. Auch hier entspricht der Anfall der Zufuhr nach Abzug von Lager- und Ausbringungsverlusten.

In Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Bayern fallen im Durchschnitt 38 bis 46 kg N/ha LF Stickstoff aus Gärresten an, während in Hessen, Rheinland-Pfalz und dem Saarland das durchschnittliche Aufkommen bei unter 20 kg N/ha LF liegt.

Karte 63: N-Zufuhr durch Gärreste auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016)



Quelle: Eigene Darstellung (Thünen-Institut)

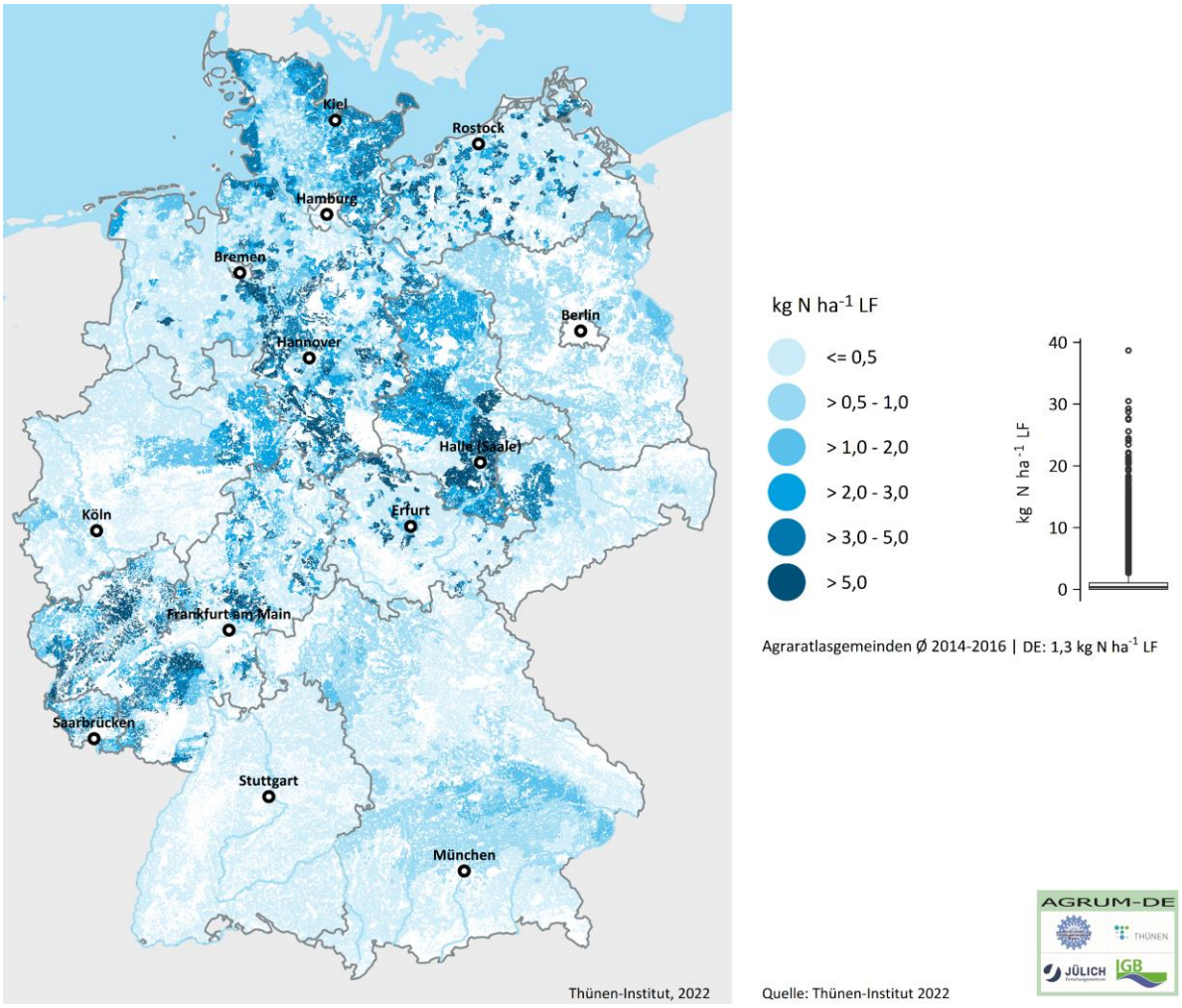
Mögliche Überschätzung des regionalen Wirtschaftsdünger- und Gärrestaufkommens in einzelnen Gemeinden

In einzelnen Regionen, z. B. im östlichen Mecklenburg-Vorpommern, werden sehr hohe Wirtschaftsdünger- und/oder Gärrestaufkommen verzeichnet, obwohl laut Experteneinschätzungen im Projektbeirat dort mit wesentlich geringerer Intensität gedüngt wird. In diesen Gemeinden werden (laut Datengrundlagen) verhältnismäßig viele Tiere gehalten und/oder Biogasanlagen mit im Vergleich zur LF sehr großen Kapazitäten betrieben (z. B. > 500 kW/(100 ha) LF). Da der Output an Wirtschaftsdüngern und Gärsubstraten mit der Viehhaltungsdichte bzw. der Anlagenkapazität korreliert, ist in Gemeinden mit hoher Kapazität oder GV-Dichte im Verhältnis zur Fläche ein entsprechend erhöhter Anfall je Hektar zu erwarten. RAUMIS berücksichtigt dies zwar durch das Transportmodell (siehe Kapitel 4.1.4), die normative Verteilschwelle ist aber in diesen Fällen womöglich zu hoch, um die realen Verhältnisse adäquat wiederzugeben. Gerade im Falle von Biogasanlagen, deren Substratbedarf nicht durch die regionale Produktion an Energiepflanzen gedeckt werden kann, werden überregionale Lieferketten zur Sicherstellung des Substratflusses benötigt. Häufig gehen Lieferverträge auch mit der Bedingung einher, anfallende Gärsubstrate abzunehmen. Für diese Fälle ist anzunehmen, dass das Modell den Umkreis der Gärrestverbringung unterschätzt.

5.1.4 Stickstoffzufuhr durch Klärschlamm und Kompost

Im Vergleich zu Wirtschaftsdüngern und Gärresten kommt der Düngung mit Klärschlamm und Kompost nur eine untergeordnete Rolle zu. Insgesamt fallen in Deutschland rund 1,3 kg N/ha LF aus Klärschlamm und 2,1 kg N/ha LF aus Kompost an. Die regionalen N-Zufuhren durch Klärschlamm und Kompost sind in Karte 64 und in Karte 65 dargestellt. Die sehr heterogene Verteilung ist auf die unterschiedliche Qualität der Datengrundlagen zurückzuführen. Wie in Kapitel 3.2.6 ausgeführt, können in einigen Bundesländern flächenscharfe Informationen aus den Klärschlammkatastern verwertet werden, während in anderen Bundesländern aggregierte Datengrundlagen zur Verfügung stehen. In letzterem Fall wird die regionale Verteilung in RAUMIS simuliert. Aus diesen Daten geht unter anderem hervor, dass sich die Klärschlammverwertung mitunter regional stark konzentriert und in einzelnen Gemeinden durchaus relevante Zufuhren an Stickstoff zwischen 10 und im Extrem knapp 40 kg N/ha LF im Gemeindeschnitt erreicht werden.

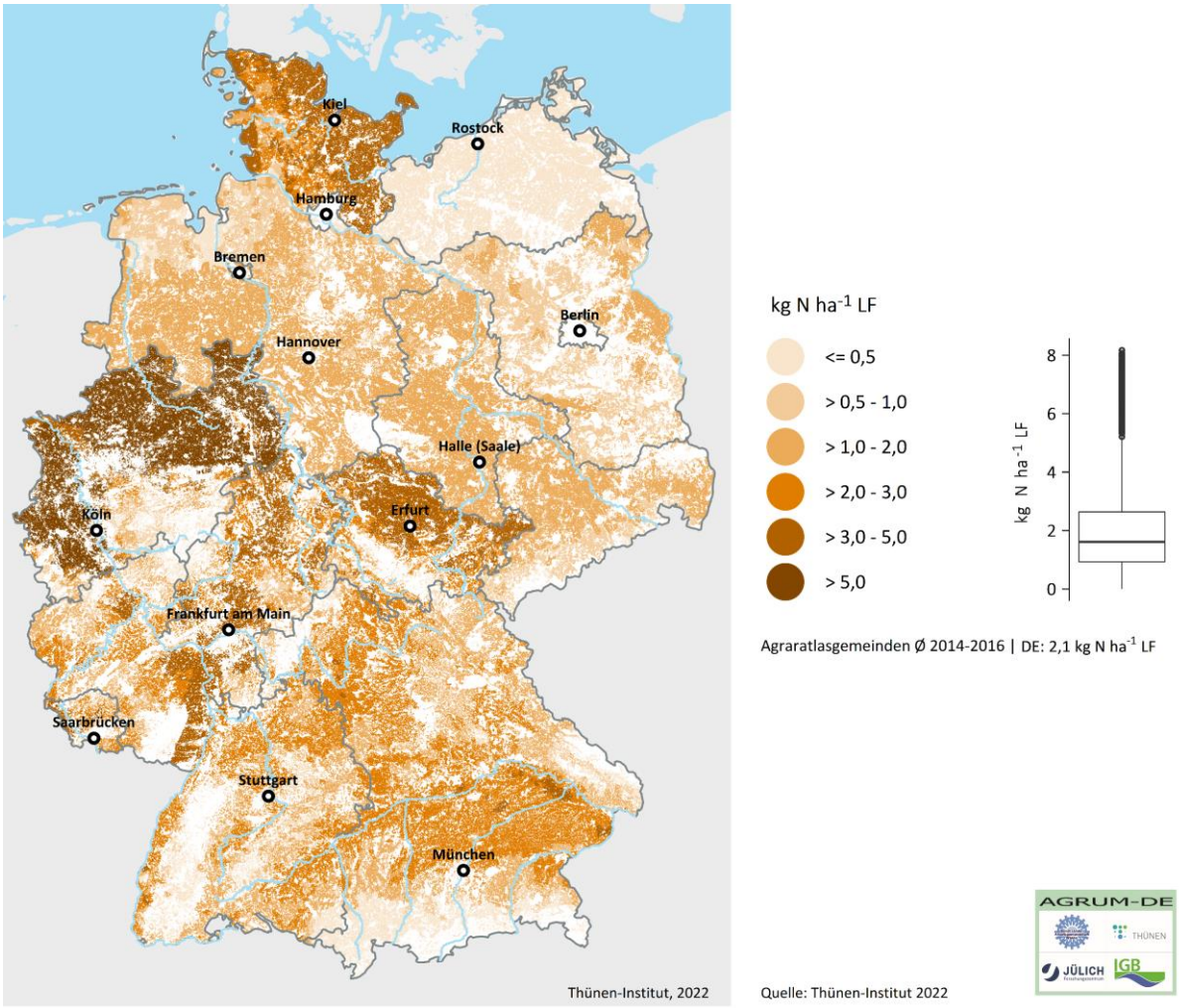
Karte 64: N-Zufuhr durch Klärschlamm auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016)



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

Die regionale Verteilung der N-Zufuhr durch Kompost wird dagegen vollständig vom Modell simuliert. Da Grünlandflächen von der Verteilung ausgenommen wurden, pausen sich die Grünlandregionen hier deutlich durch. Die modellierten regionalen N-Zufuhren mit Kompost sind allerdings insgesamt als eher gering einzustufen, in der Spitze werden in einzelnen Gemeinden 6 bis 8 kg N/ha LF im Gemeindedurchschnitt ermittelt.

Karte 65: N-Zufuhr durch Kompost auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016)

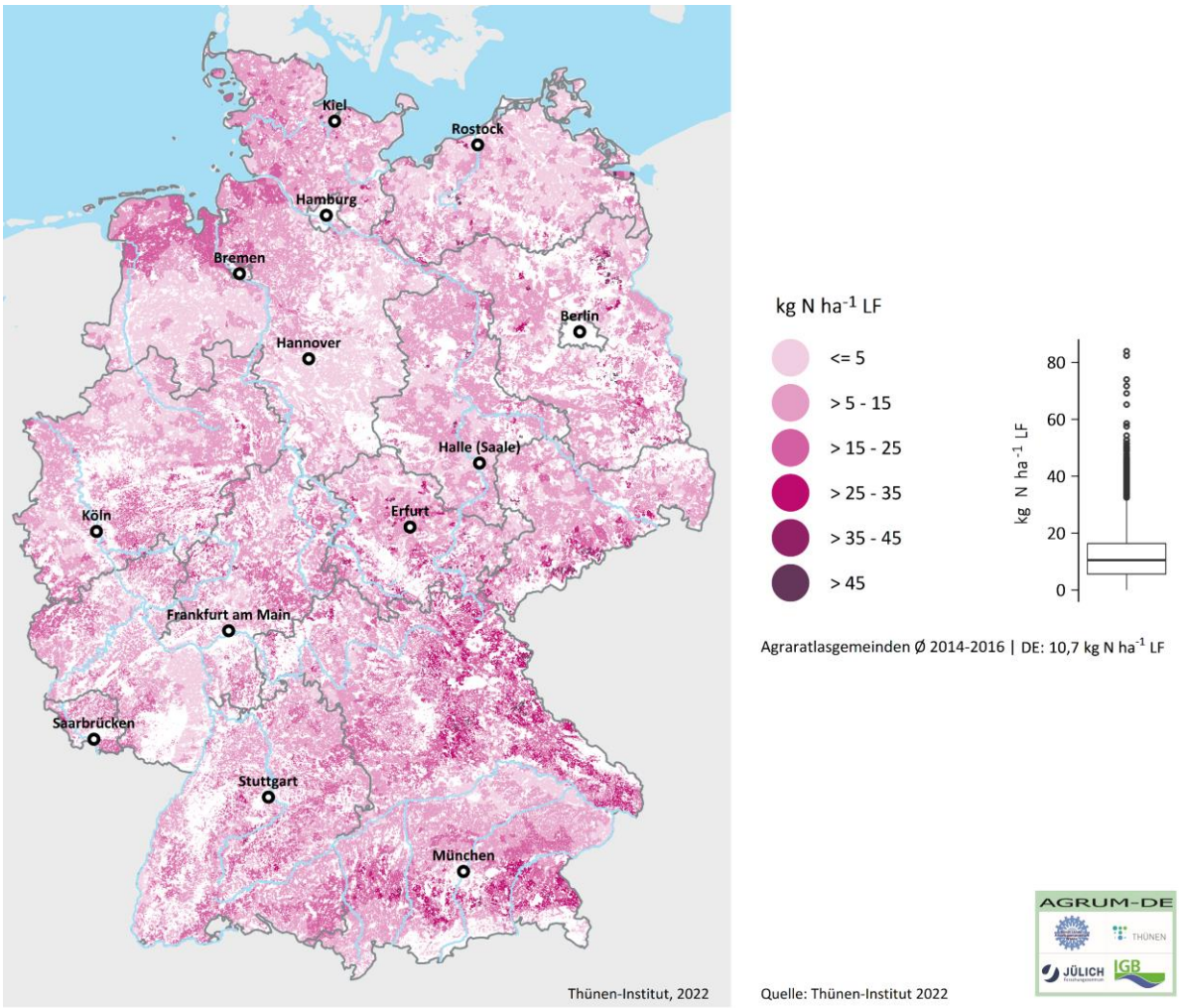


Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

5.1.5 Stickstoffzufuhr durch symbiotische N-Fixierung und Saatgut

Die Stickstofffixierung durch Leguminosen wird durch deren Anbauumfang und den entsprechenden Werten zu ihrer Fixierungsleistung bestimmt (siehe Kapitel 4.1.4.2). Im Mittel beträgt die symbiotische N-Fixierung rund 11 kg N/ha LF (vgl. Karte 66). Wie bereits in Kapitel 4.1.4.2 erläutert, hängt die Fixierungsleistung von Leguminosen vom Standort und den Klimaverhältnissen ab. Die in Kapitel 4.1.4.2 erläuterten Annahmen zu den Fixierungspauschalen auf unterschiedlichen Grünlandstandorten führen zu einem deutlichen Hervortreten der Grünlandregionen. Die mit über 25 kg N/ha LF höchsten fixierten N-Mengen je Gemeinde finden sich allerdings in Regionen mit hohen Anteilen an Futter- und Körnerleguminosen, die hohe Fixierungskoeffizienten haben.

Karte 66: N-Zufuhr durch symbiotische N-Fixierung auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016)



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

Die durchschnittliche N-Zufuhr mit Saatgut beträgt im Durchschnitt 1,5 kg N/ha LF und kann in Gemeinden mit hohem Pflanzgutanteil bis zu 4 kg N/ha LF betragen. Aufgrund der geringen Relevanz wurde auf eine Kartendarstellung verzichtet.

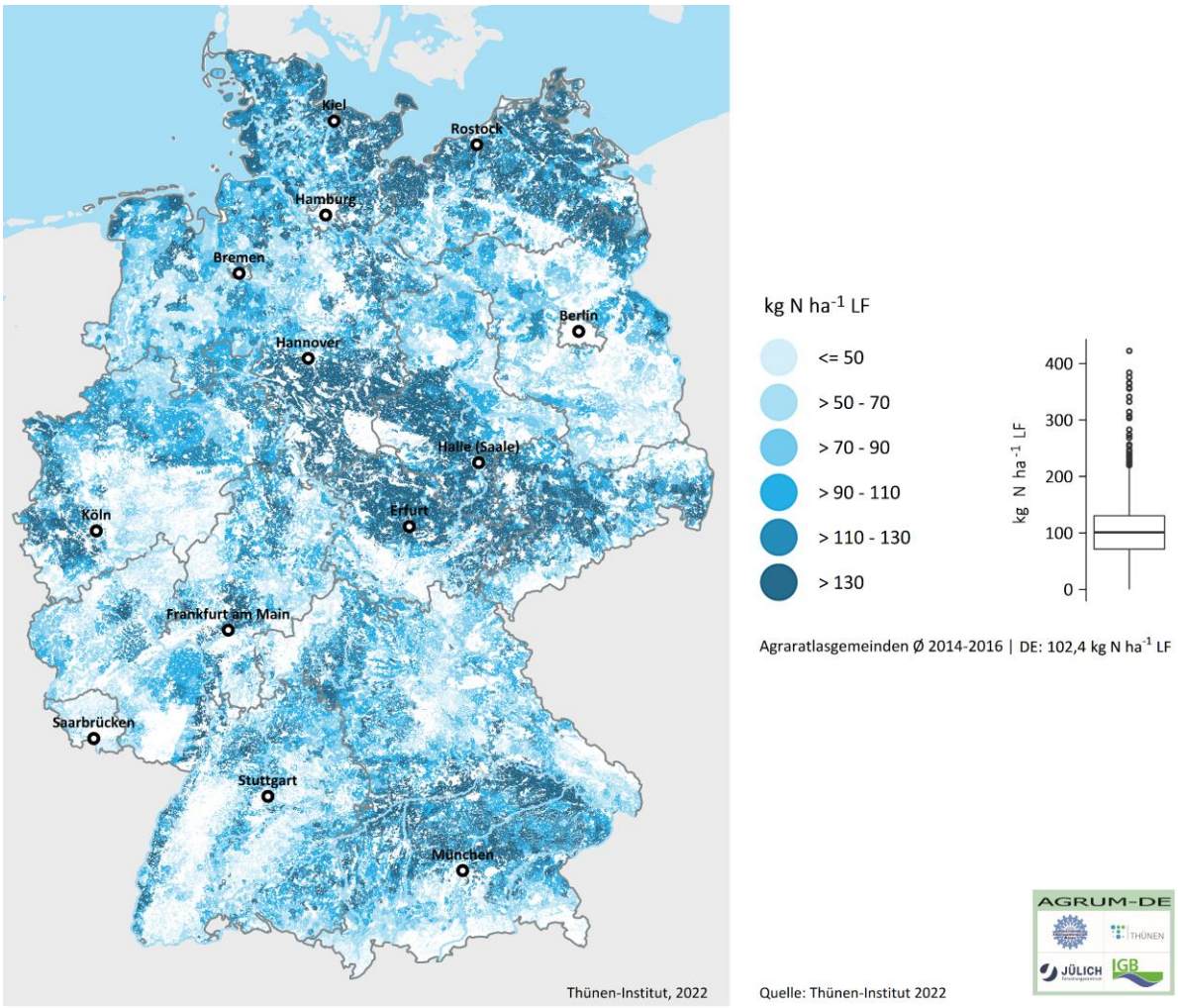
5.1.6 Stickstoffzufuhr durch Mineraldüngereinsatz

Der Mineraldüngereinsatz je Gemeinde berechnet sich aus der Differenz zwischen dem regionalen Stickstoffbedarfswert und dem anrechenbaren Anteil des organischen Stickstoffs. Im Bundesdurchschnitt liegt der Mineraldüngereinsatz für das Basisjahr bei rund 102 kg N/ha LF und reicht von durchschnittlich 50 kg N/ha LF im Saarland bis über 120 kg N/ha LF in Schleswig-Holstein und Thüringen. Durch heterogene Landnutzung und Standorteigenschaften ist die Höhe der Mineraldüngung regional sehr unterschiedlich (vgl. Karte 67).

Mineraldünger ist in den intensiven Ackerbauregionen (z. B. Gäuboden, Köln-Aachener Bucht, Bördegebiete, Nordostdeutschland) die wichtigste Stickstoffquelle. In diesen Regionen dominieren Winterweizen, Zuckerrüben, Kartoffeln, Winterraps und ggf. Mais die Fruchtfolgen. Organisch gedüngt wird auf höchstens moderatem Niveau. In den Gemüsebauregionen, z. B. im Rheintal und in Unterfranken, fällt kaum organischer Stickstoff an, die Düngeintensitäten sind meist jedoch sehr hoch. In diesen Gegenden werden aufgrund des sehr hohen N-Bedarfs in einzelnen Gemeinden 300 bis zu 400 kg N/ha LF mineralisch gedüngt. In vielen Grünlandgebieten

reicht die N-Zufuhr durch Wirtschaftsdünger meist aus, weswegen kaum zusätzlicher Mineraldünger benötigt wird. Auf extensiven Ackerbaustandorten (z. B. Brandenburg) werden vornehmlich Kulturen mit geringen Bedarfswerten (Hafer und Roggen) angebaut; außerdem sind die Ertragserwartungen auf diesen Standorten aufgrund der geringen Niederschläge bzw. der oftmals sandigen Böden im Verhältnis zu den Intensivstandorten eher gering. Der Einsatz von Mineraldünger ist hier gering.

Karte 67: N-Zufuhr durch Mineraldünger auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016)

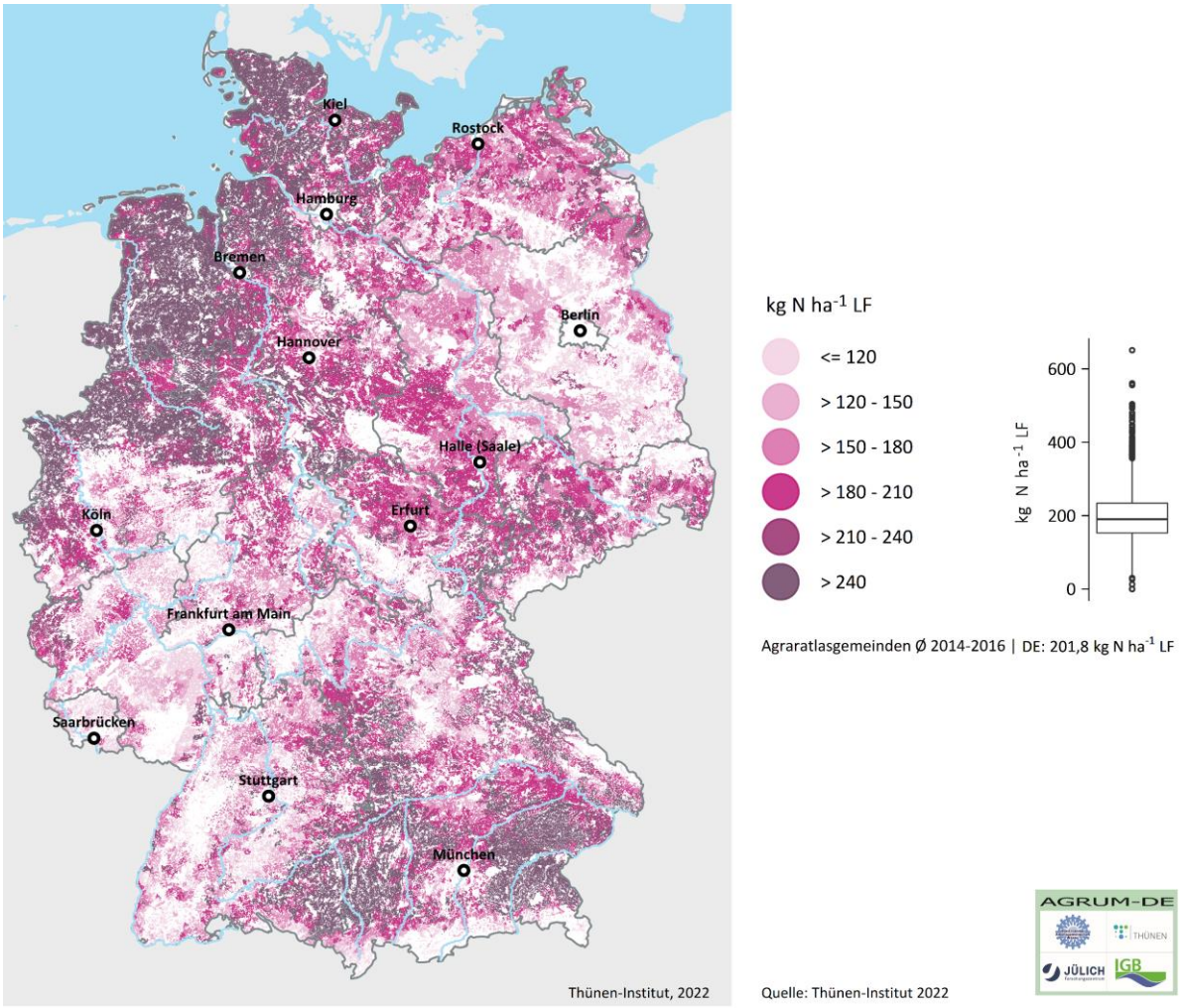


Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

5.1.7 Stickstoffzufuhr insgesamt

Im Bundesdurchschnitt beträgt die gesamte N-Zufuhr für das Basisjahr rund 202 kg N/ha LF. Davon entfallen etwa 43 % (88 kg N/ha LF) auf organische Düngemittel, etwa 50 % auf Mineraldünger und der restliche Anteil auf N-Fixierung und Zufuhren durch das Saatgut. Insgesamt sind die höchsten N-Zufuhren in Regionen mit intensiver Tierhaltung, konzentrierter Biogasproduktion und intensivem Ackerbau zu beobachten (vgl. Karte 68). Verhältnismäßig niedrig sind dagegen die Zufuhren in Ackerbauregionen mit hohem Anteil an Extensivkulturen und in den Grünlandgebieten der Alpen und Teilen der Mittelgebirge.

Karte 68: N-Zufuhr insgesamt auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016)



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

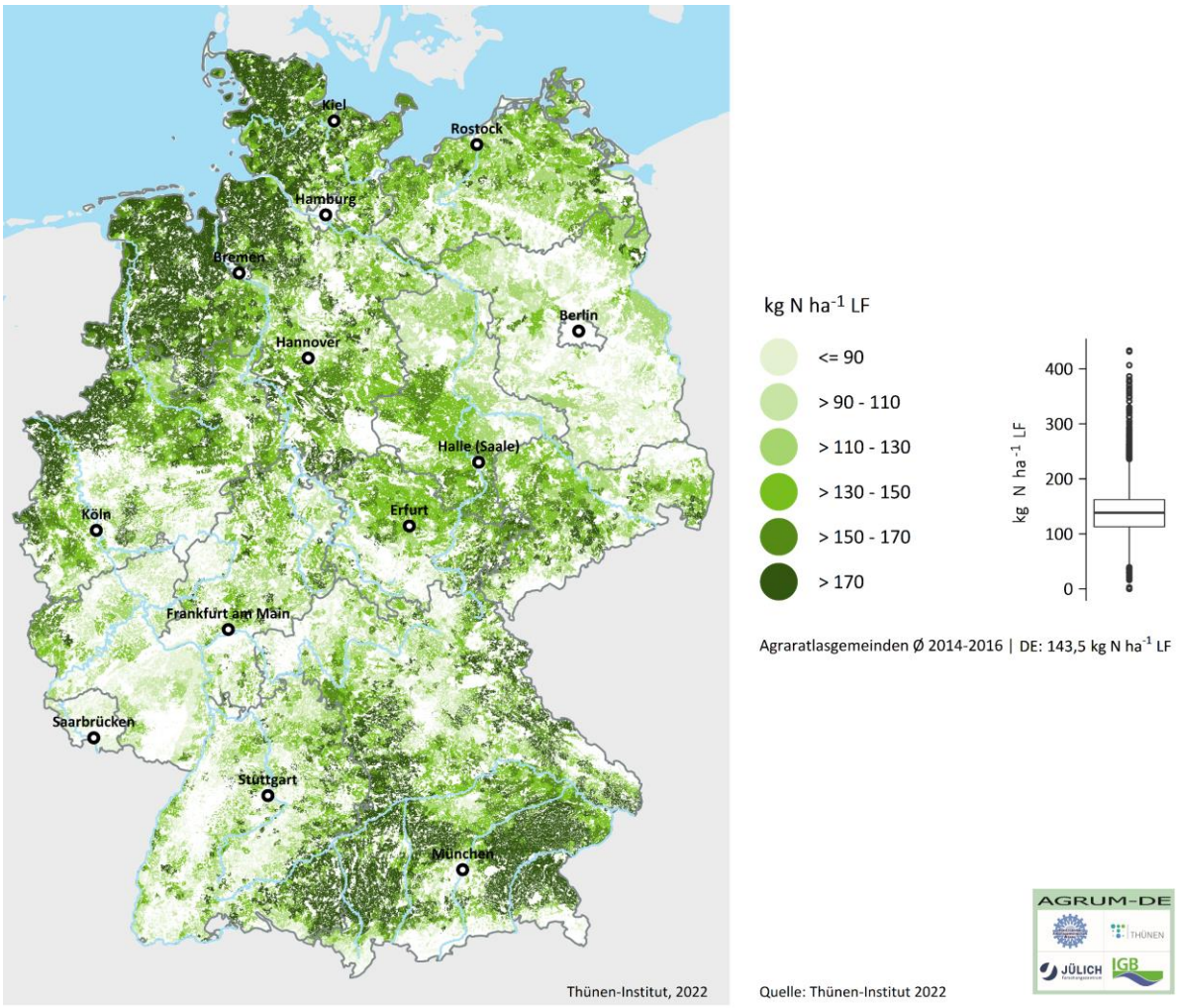
Die Höhe und Zusammensetzung der gesamten N-Zufuhr nach Bundesländern ist in Tabelle 17 im Detail aufgeführt. In den ostdeutschen Bundesländern sowie in Rheinland-Pfalz und Hessen spielt die Zufuhr durch organische Düngemittel im Verhältnis zum Mineraldüngereinsatz eine eher untergeordnete Rolle, während diese in den anderen Bundesländern mengenmäßig mindestens gleichbedeutend ist bzw. überwiegt. Außerdem ist in diesen Bundesländern die N-Zufuhr mit Gärresten insgesamt etwas bedeutender als die Zufuhr durch tierische Wirtschaftsdünger. In Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt ist das auch auf den relativ hohen Anteil an Wirtschaftsdüngern am Substratmix in diesen Ländern zurückzuführen.

5.1.8 Stickstoffabfuhr mit dem Erntegut

Die Höhe der Stickstoffabfuhr jeder Gemeinde ist durch die Ertragshöhe, das Anbauspektrum und die N-Gehalte des jeweiligen Ernteprodukts bestimmt. Bei Ackerkulturen sind die wichtigsten Einflussgrößen auf die Ertragshöhe die standörtlichen Begebenheiten. Dagegen bestimmt die Nutzungsintensität, d. h. die Anzahl der Schnitte, die N-Abfuhren von Grünland. Im Bundesdurchschnitt liegen die Stickstoffabfuhren bei rund 144 kg N/ha LF (vgl. Karte 69). Insbesondere in Regionen, in denen es eine sehr hohe Nachfrage nach Biomasse für die Tierhaltung und die Biogasproduktion gibt, sind Abfuhren von über 170 kg N/ha LF zu beobachten. Geringer fallen die Abfuhren dagegen auf Grünlandstandorten mit lediglich moderatem Rinderbesatz (Schwarzwald),

Standorten mit hohem Anteil an Extensivkulturen (Brandenburg) oder den Weinbauregionen (z. B. Rheinhessen und Rheingau) aus.

Karte 69: N-Abfuhr mit dem Erntegut auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016)



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

5.1.9 Stickstoffflächenbilanzüberschuss

Die Bilanzsalden ergeben sich durch die Saldierung von Stickstoffzufuhr und Stickstoffabfuhr. Der bundesweite Flächenbilanzsaldo liegt bei rund 58 kg N/ha LF (vgl. Tabelle 17 und Karte 70). Die höchsten Salden mit 77 bis 80 kg N/ha LF finden sich in den Bundesländern mit hohen Viehbesatzdichten und starker Biogasproduktion – in Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und in Schleswig-Holstein. Mit 35 bis 38 kg N/ha LF haben Brandenburg, Saarland und Hamburg die geringsten Überschüsse.

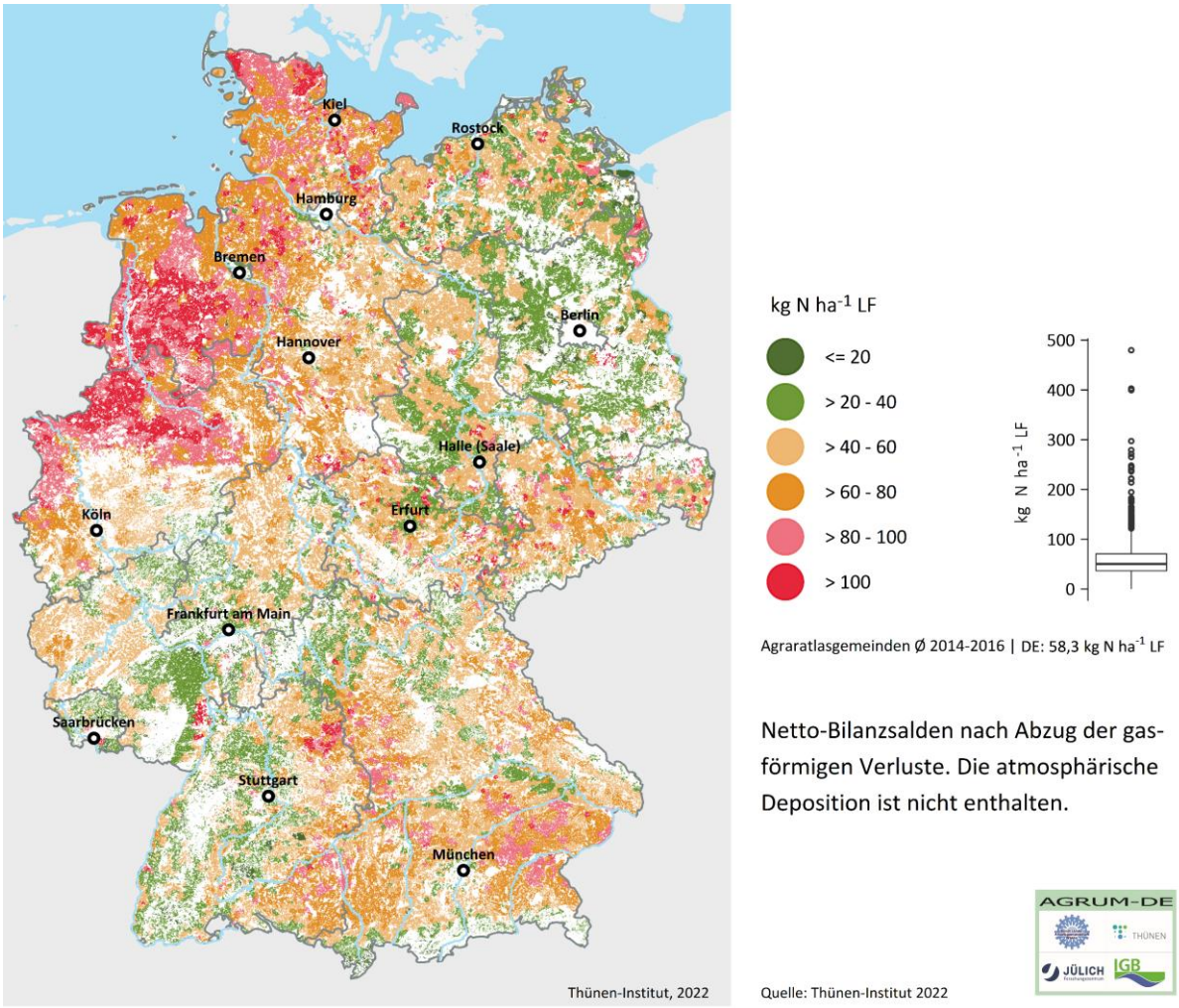
Tabelle 17: Ergebnisse der Stickstoffflächenbilanzen für Deutschland und die Bundesländer für das Basisjahr (Durschnitt 2014–2016) in kg N/ha LF

	DE	SH	HH	NI	HB	NW	HE	RP	BW	BY	SL	BE	BB	MV	SN	ST	TH
Bedarf	**174**	212	186	196	201	186	157	138	161	185	102	145	131	168	171	153	175
Wirtschaftsdünger	**52**	69	31	86	86	91	41	29	50	56	34	17	21	23	26	26	22
Gärreste	**32**	46	18	46	47	24	18	14	31	38	15	61	26	25	36	24	29
Klärschlamm	**1**	2		2		1	2	4	< 1	1	3		1	2	1	3	1
Kompost	**2**	3		1	1	6	3	2	2	2	3	3	1	< 1	1	1	3
Saatgut	**2**	1	1	2	< 1	2	2	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2
Fixierung	**11**	9	14	7	22	10	13	10	13	16	17	12	9	6	11	8	12
Mineraldünger	**102**	122	131	103	83	98	95	90	88	101	47	71	82	119	115	107	126
Zufuhr	**202**	252	194	246	239	231	172	152	185	214	119	165	142	178	192	171	194
Abfuhr	**144**	175	159	166	183	153	127	108	133	158	84	123	105	132	137	128	140
Saldo	**58**	77	35	80	56	78	45	44	51	57	35	42	37	46	55	43	54

Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen (Thünen-Institut)

Die Bilanzsalden sind in guter Näherung normalverteilt. Für rund 5 % aller Gemeinden werden Salden von über 100 kg N/ha LF ermittelt, die vor allem in den von Intensivtierhaltung dominierten Gebieten von Weser-Ems und im Münsterland sowie in den Gemüsebauregionen der Rheinpfalz liegen (vgl. auch Tabelle 32). Es gibt auch einzelne Gemeinden außerhalb der genannten Regionen mit hohen N-Salden. Diese sind charakterisiert durch hohe Tierzahlen und/oder einer im Verhältnis zur Fläche großen Biogasanlagenkapazität. Salden von weniger als 20 kg N/ha LF werden für weitere 5 % der Gemeinden ermittelt.

Karte 70: N-Flächenbilanzüberschuss auf Gemeindeebene im Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016)



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

5.1.10 Einordnung der Stickstoffbilanzierung zu anderen Arbeiten

In Deutschland werden und wurden für verschiedene Bundesländer und Regionen Flächenbilanzen berechnet. Ziel dieses Kapitels ist es, den vorliegenden Abschlussbericht zu diesen Berichten einzuordnen. Um der besseren Lesbarkeit willen beziehen wir uns auf die einzelnen Berichte vereinfachend als „Nährstoffberichte“ (NSB): **NSB-MV** (LMS Agrarberatung, 2020), **NSB-SH** (Henning et al., 2019), **NSB-BW** (Bach und Bahrs, 2017), **NSB-DE** (Häußermann et al., 2019), **NSB-NW** (LWK NRW, 2018) und **NSB-NI** (LWK Niedersachsen, 2021). Deren Kernelemente sind in Tabelle 18 gegenübergestellt.

Die Analyse der Literatur zeigt eine große Heterogenität der herangezogenen Datengrundlagen. Ein Grund dafür ist, dass seitens der berichtenden Stellen auf unterschiedliche Datengrundlagen zurückgegriffen werden kann, beispielsweise zur Ermittlung des Mineraldüngereinsatzes. Der Mineraldüngereinsatz ist eine zentrale Größe bei der Berechnung von Stickstoffbilanzen, welcher zugleich aufgrund fehlender regionaler Daten mit großen Unsicherheiten behaftet ist (siehe Kapitel 4.1.4.3). Zu dessen Ermittlung werden in der Literatur Daten unterschiedlicher Herkunft herangezogen: in NSB-NW Analysen betrieblicher Nährstoffvergleiche, in NSB-MV Auswertungen von Schlagkarteien und in NSB-NI Daten aus den Elektronischen Nährstoffmeldungen (ENNI) der Betriebe. Für die Untersuchungsregion Deutschland existieren derzeit keine repräsentativen betrieblichen Informationen zum Mineraldüngereinsatz, wie sie in einzelnen regionalen NSB genutzt werden. In den deutschlandweiten Berechnungen des NSB-DE und in diesem Abschlussbericht werden die regionalen

Mineraldüngereinsatzmengen ohne Verwendung betrieblicher Informationen zur Düngung ermittelt. Deshalb werden zur deutschlandweiten Berechnung Simulationen genutzt, die auf den verfügbaren regionalen Daten und getroffenen Annahmen basieren. Durch den bundesweiten Ansatz wird aber sichergestellt, dass die Mineraldüngereinsätze auf regionaler Ebene in der Summe mit der Mineraldüngerabsatzstatistik auf Bundesebene (und nur auf dieser Ebene liefert diese Statistik verlässliche Daten) konsistent sind. Tabelle 31 vergleicht die Datengrundlagen und Methoden für ausgewählte Berechnungsgrößen der analysierten NSB.

Der **NSB-MV** (LMS Agrarberatung, 2020) berechnet Flächenbilanzen zur Umweltanalyse mit möglichst flächenscharfer Abdeckung der Wasserkörper. Der Bericht verfolgt einen Betriebsansatz, in welchem mittels betriebsindividueller Daten über GIS-basierte Verteilungsmodelle Flächenbilanzen auf Ebene der Feldblöcke berechnet werden. Der NSB-MV berücksichtigt auch explizit den ökologischen Landbau bei der Bilanzierung.

Der **NSB-SH** (Henning et al., 2019) berechnet Flächenbilanzen zur Evaluierung der WRRL unter Berücksichtigung unterschiedlicher Betriebstypen mit Hilfe des Modells Smart-Farm-SH. Außerdem werden unterschiedliche Maßnahmentypen simuliert. In Smart-Farm-SH werden mittels linearer Programmierung verschiedene Betriebstypen (Betriebsausrichtung und Größenklassen) in 22 Unternaturräumen Schleswig-Holsteins simuliert und dabei die N-Bilanzen für 416 Betriebstypen berechnet. Die Ergebnisse für die Betriebstypen werden in einem zweiten Schritt auf die Ebene der Unternaturräume skaliert. Der Ansatz erlaubt, die Flächenbilanzen in Abhängigkeit von technischen Koeffizienten, z. B. der N-Effizienz, darzustellen.

Der **NSB-BW** (Bach und Bahrs, 2017) weist im Rahmen der Berechnung betrieblicher Stoffstrombilanzen auch Flächenbilanzen aus. Basierend auf 647 Betriebsdatensätzen aus dem Testbetriebsnetz werden Regressionsmodelle für sechs unterschiedliche Betriebstypen erstellt. Mit diesen Modellen werden betriebliche Hoftor- und Flächenbilanzen in Abhängigkeit des einzelbetrieblichen Viehbesatzes für die im Testbetriebsnetz enthaltenen Betriebe geschätzt. Die Ergebnisse werden dann auf die Grundgesamtheit angewendet, d. h. auf die Betriebe Baden-Württembergs in der Landwirtschaftszählung 2010, und in einem weiteren Schritt auf die Gemeindeebene aggregiert.

Im **NSB-DE** (Häußermann et al., 2019) werden Zeitreihen für N-Flächenbilanzen auf Kreisebene nach dem Regionshof-Ansatz berechnet. Diese regionalen N-Bilanzen werden, wie im vorliegenden Abschlussbericht, mit dem Anspruch berechnet, konsistent zu den auf nationaler Ebene ausgewiesenen N-Bilanzen (BMEL, o. J.) zu sein. Da für alle Bundesländer die gleiche Berechnungsmethodik angewendet wird, erlauben bundesweite Ansätze die Vergleichbarkeit der N-Bilanzen über die Bundesländer hinweg.

Die Berichte **NSB-NI** (LWK Niedersachsen, 2021) und **NSB-NW** (LWK NRW, 2018) ermitteln detaillierte N-Bilanzen mit umfassenden betrieblichen Datengrundlagen. Beispielsweise greifen diese Arbeiten auf Daten der Tierseuchenkassen, Wirtschaftsdüngermeldedatenbanken oder aus betrieblichen Nährstoffvergleichen zurück, welche den Berichtsstellen für die Untersuchungsgebiete zur Verfügung stehen. Die Bilanzierung erfolgt auf Betriebs- oder Gemeindeebene. Aus Gründen der Geheimhaltung werden die Daten aber auf Landkreisebene dargestellt.

Neben den sehr unterschiedlichen Datengrundlagen unterscheiden sich die NSB auch in der Bezugsebene (zwischen Feldblock und Kreisebene) und dem Prinzip der Bilanzzuordnung (Belegenheit oder Betriebssitz). Zwangsläufig führt dies auch zu Unterschieden in der methodischen Vorgehensweise. Beispielsweise reicht das Spektrum bei der Ermittlung von Erträgen aus Futter- und Energiepflanzen von der Hochrechnung von Stichprobendaten über unterschiedliche betriebliche und regionale Modellierungsansätze bis zur Verwendung von statistischen Informationen. Gleiches gilt auch für die anderen Bilanzkomponenten, insbesondere den Mineraldüngereinsatz.

Vor dem Hintergrund, dass die EU-Kommission die Bundesrepublik zur Einführung eines bundesweiten Monitoringsystems zur Wirkung der DüV verpflichtet hat, zeigt die Gegenüberstellung der bisher existierenden Ansätze auf Landes- und Bundesebene, dass weitere Schritte zur Harmonisierung der methodischen Ansätze und der Datengrundlagen unternommen werden müssen. Mit der vorliegenden Arbeit ist ein erster Schritt in diese

Richtung getan. Allerdings werden im Zuge des Aufbaus und der Etablierung des Wirkungsmonitorings weitere Anstrengungen erforderlich sein, um ein länderübergreifend vergleichbares Bilanzsystem zu entwickeln, das die unterschiedlichen Voraussetzungen in den Bundesländern integriert und gleichzeitig räumlich hochaufgelöste, belastbare Aussagen zur regionalen Nährstoffsituation ermöglicht, insbesondere in den belasteten Gebieten.

Tabelle 18: Ausgewählte Arbeiten zu N-Bilanzen im Überblick

	NSB-MV	NSB-SH	NSB-BW	NSB-DE	NSB-NW	NSB-NI	RAUMIS
Zeitraum	2012–2017	2013–2017	2009/2010, 2013/2014	1995–2017	2016	2019/2020	2014–2016
Bezugsebene	Rechenebene: Feldblock Auswertung: Grundwasser-körper		Rechenebene: Betrieb Auswertung: Gemeinde	Kreisebene	Kreisebene	Kreisebene	Gemeinde-ebene
Bilanz-zuordnung	Flächenbelegen-heit		Betriebssitz	Betriebssitz	Unternehmenssitz und Betriebsstätten	Unternehmenssitz und Betriebssitz	Flächen-belegenheit
Daten Landnutzung und Viehhaltung	InVeKoS, Feldblockkataster	InVeKoS	Buchhaltungs-ergebnisse, Testbetriebsnetz, Landwirtschafts-zählung 2010	ASE Kreisdaten	InVeKoS, HI Tier, TSK	InVeKoS, HI Tier, TSK	InVeKoS, HI Tier, TSK (teilweise), Thünen-Agraratlas
Daten zu Gärrestanfall	Betriebstage-bücher, Wirtschafts-düngermelde-datenbank	Umfragedaten und Hochrechnung	k.A.	DENA, Bundes-netz-agentur, Netz-betreiber, Berichts- und Literatur-werte	Kreisstellen der Landwirtschaftskammer und Daten der Bundesnetzagentur, LWK NRW (2014) / Anzahl und Leistung von Biogasanlagen	Bemessungsleistung nach 3N Kompetenzzentrum, Jahresleistung nach Bundesnetzagentur; Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen nach Wirtschaftsdünger-meldedatenbank	DENA, Bundesnetz-agentur, Netz-betreiber, Berichts- und Literatur-werte
Daten zum Wirtschaftsdün-geranfall bzw. -transport	Wirtschafts-düngermelde-datenbank	Wirtschafts-düngermelde-datenbank	k.A.	Öffentlich zugängliche Daten der Nährstoff-berichte der Länder	Wirtschaftsdünger-meldedatenbank	Wirtschaftsdünger-meldedatenbank	Auswer-tungen der Länder
Klärschlamm, Kompost und andere Dünger	Klärschlamm-kataster, Bioabfall-	k.A.	k.A.	Statistische Daten	Lieferscheine der Kreisstellen der Landwirtschaftskammer,	Klärschlammbericht Niedersachsen	Auswer-tungen der Länder,

	NSB-MV	NSB-SH	NSB-BW	NSB-DE	NSB-NW	NSB-NI	RAUMIS
	kataster				statistische Informationen		Kataster-daten, statistische Informatio-nen
Erträge von Futterpflanzen und Grünland	Ertragsschätz-ung Grünland über Ertragsdaten aus Nahinfrarot-spektroskopie-Messungen, und Hochrech-nungen auf Grundlage von Nutzungsart und -häufigkeit, Verwendungs-zweck (Heu, Silage, Weidegang), Futterbedarf, dem Verkauf bzw. Einsatz als Gärsubstrat sowie vorhandenen Silage- und Heustapeln. Berücksichti-gung des ökologischen Landbaus.	Simuliert mit LP-Modell Smart-Farm-SH-Modell, differenziert als Intensiv- bzw. extensives Grünland	Buchführungs-ergebnisse über extern erzeugte Futtermittel	Statistische Erträge; N-Gehalte für Grünland berechnet anhand einer Funktion in Abhängig-keit des Heuertrags	Berechnung anhand regionaler Raufutterbilanzen	k. A.	Futterpflan-zen: statistische Erträge bzw. Referenz-erträge, Grünland: Berechnung anhand regionaler Raufutter-bilanzen
Erträge Marktfrüchte	Ableitung von kulturartspezi-fischen Erträgen in Abhängigkeit	Statistische Erträge, Differenziert in: intensive/exten-	Buchführungs-ergebnisse: Verkauf pflanzlicher	Statistische Erträge, Referenz-erträge	Statistische Erträge	k. A.	Statistische Erträge, Referenz-erträge

	NSB-MV	NSB-SH	NSB-BW	NSB-DE	NSB-NW	NSB-NI	RAUMIS
	von Ackerzahl und Region auf Grundlage von Betriebs- und Versuchsdaten sowie BEE	sive Produktion und Bodenqualität; validiert durch Experteneinschätzungen in Prognosemodellen	Haupt- und Nebenprodukte				
Mineraldünger-einsatz	Ableitung in Abhängigkeit von Kulturart, Ackerzahl und Region auf Grundlage von Betriebs- und Versuchsdaten; keine Konsistenz zur Mineraldünger-statistik	Simulation durch Smart-Farm SH; keine Konsistenz zur Mineraldünger-statistik	Praxisdaten (Buchführungs-ergebnisse Zukauf von Mineraldünger); keine Konsistenz zur Mineraldünger-statistik	Simulation auf Kreisebene; Konsistenz zum Mineraldüngerabsatz auf Bundes-ebene	Modellergebnisse aus RAUMIS, kombiniert mit Nährstoffvergleichen; Konsistenz zur Mineraldüngerabsatz-statistik in NRW	Meldedaten aus ENNI sowie Mineraldüngereinsätze auf Kreisebene aus einer erstmals erhobenen Statistik. Mineraldüngereinsatz aus ENNI stimmt näherungsweise mit den Absatzstatistiken für NI überein.	Simulation auf Gemeinde-ebene; Konsistenz zum Mineral-dünger-absatz auf Bundes-ebene

Anm.: NSB-NI: Die Methodik der Emissionsbetrachtung für die AVV GeA ist in dieser Übersicht nicht berücksichtigt.

Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

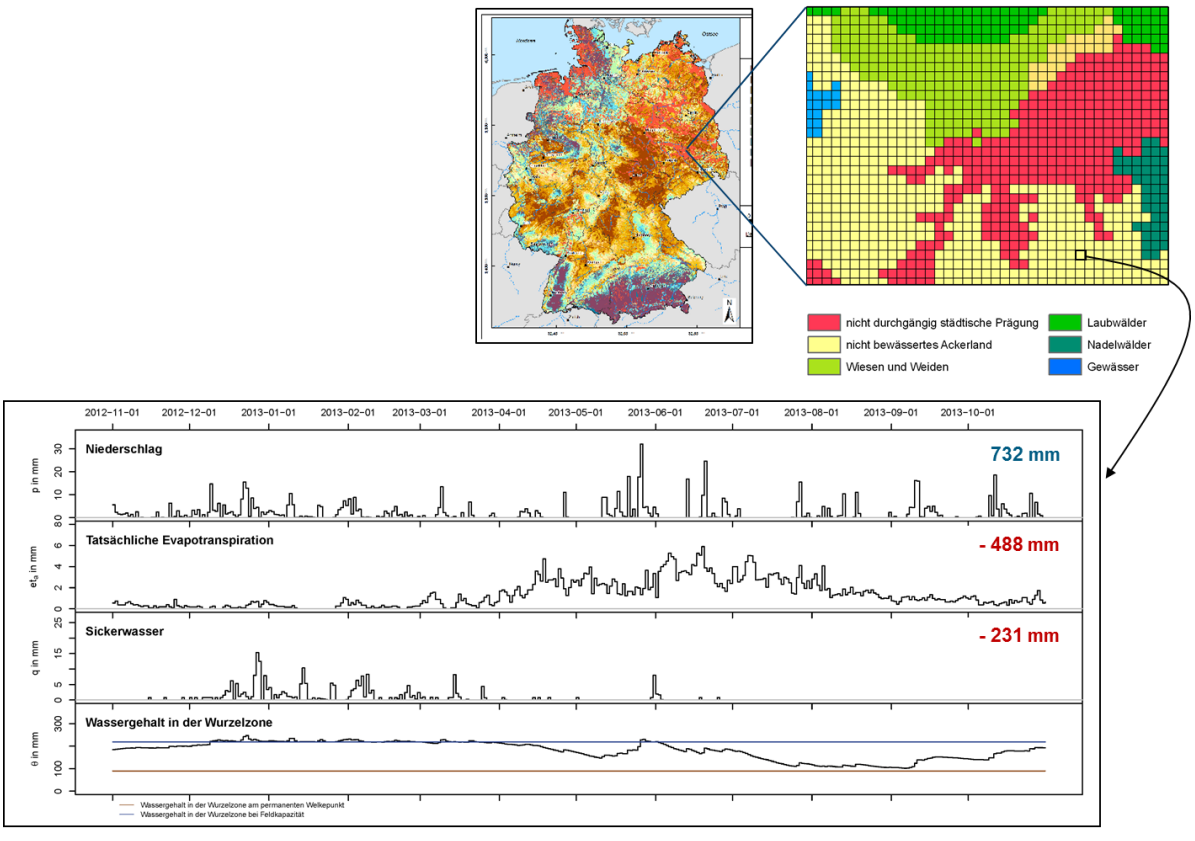
5.2 Wasserhaushalt

Die Modellierung des Wasserhaushalts mit dem Modell mGROWA erfolgte flächendifferenziert nach der in Kapitel 4.2 beschriebenen Vorgehensweise. Quantifiziert wurden die folgenden Wasserhaushaltsgrößen für die Periode 1981–2010:

- Reale Verdunstungshöhe
- Gesamtabflusshöhe
- Sickerwasserhöhe
- Direktabflusshöhe:
  - *Oberflächenabflusshöhe*
  - *Höhe des Abflusses über Dränagen*
  - *Höhe des natürlichen Zwischenabflusses*
  - *Höhe des Direktabflusses aus urbanen Flächen.*
- Grundwasserneubildungshöhe

mGROWA ermittelt die Wasserhaushaltsparameter für jede der ca. 38,4 Mio. Rasterzellen in Tages- bzw. Monatsschritten. In Abbildung 28 sind einige Wasserhaushaltsgrößen, die für jede Rasterzelle ermittelt werden, als Zeitreihe dargestellt:

Abbildung 28: mGROWA-Ergebnisse für eine beispielhaft ausgewählte Rasterzelle als Zeitreihe in Tagesschritten



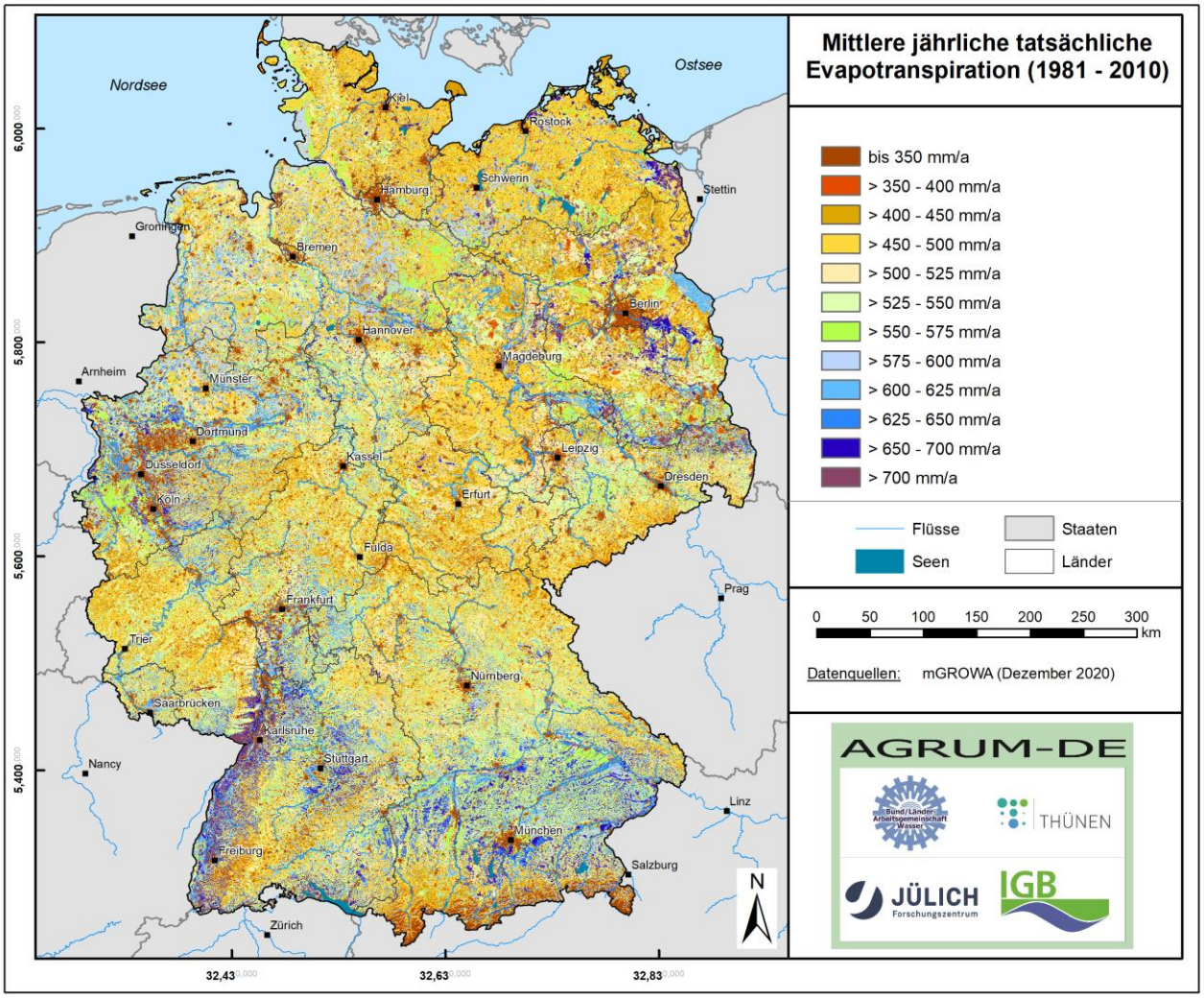
Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Da die Modellierung der Nährstoffeinträge in die Vorfluter für eine mittlere langjährige und damit hydrologisch repräsentative Situation erfolgt, sind die mGROWA-Modellergebnisse in den folgenden Abschnitten als langjährige Mittelwerte dargestellt. Auf die Modellierung und Darstellung des Wasserhaushalts bzw. von Nährstoffeinträgen für Einzeljahre oder hydrologische Extremsituationen (z. B. Hochwässer, Trockenperioden) wird bewusst verzichtet. Dies war aber auch nicht das Ziel der durchgeführten Arbeiten. Die in Karte 71 bis Karte 81 dargestellten Modellergebnisse entsprechen dem finalen Bearbeitungsstand aus dem Dezember 2020.

5.2.1 Reale Verdunstungshöhe

In Karte 71 ist die berechnete mittlere reale Verdunstungshöhe für die Periode 1981–2010 dargestellt. Kleinräumige Bereiche mit realen Verdunstungshöhen zwischen 350 und 450 mm/a zeigen sich bundesweit für die Gebiete mit einem hohen Anteil an versiegelter Fläche, vor allem in den Großstädten und Ballungsräumen. Auch in den Kammregionen der Alpen liegen die realen Verdunstungshöhen in dieser Größenordnung, dort jedoch bedingt durch den mit zunehmender topografischer Höhe abnehmenden Temperaturgradienten.

Karte 71: Mittlere reale Verdunstungshöhen (1981–2010)



Quelle: eigene Darstellung

Verdunstungswerte zwischen 450 und 525 mm/a ergeben sich verbreitet für die nördlichen und mitteldeutschen Mittelgebirgsregionen (z. B. Rheinisches Schiefergebirge, Franken), aber auch in weiten Teilen Nordostdeutschlands. Während die hohen Niederschläge und die häufig lehmigen-tonigen Böden in diesen Regionen zwar für eine (hypothetisch) gute Wassernachlieferung aus dem durchwurzelten Bodenbereich sorgen, so ist die geringe Jahrestemperatur (potenzielle Verdunstungshöhe, vgl. Karte 20) jedoch ein limitierender Faktor, der dazu führt, dass relativ wenig Wasser verdunstet. In Rheinhessen, in der Niederrheinischen Bucht sowie großflächig im südöstlichen Teil des Norddeutschen Tieflands treten die in Deutschland höchsten Werte der potenziellen Verdunstung auf; die geringen realen Verdunstungshöhen sind dort vor allem durch den relativ geringen Jahresniederschlag bedingt.

Vor allem in den grundwasserfernen nordwestlichen Teilen des Norddeutschen Tieflands werden reale Verdunstungshöhen zwischen 525 und 600 mm/a erreicht. Auf den grundwasserbeeinflussten Standorten des Norddeutschen Tieflands (z. B. Niedermoorregionen) sowie in den größeren Flusstälern Ostdeutschlands (Spree, Havel) und im Oberrheingebiet werden im allgemeinen Werte zwischen 600 und 700 mm/a erreicht. Ausschlaggebend ist dort, dass eine Wassernachlieferung aus dem Grundwasser stattfinden kann, sodass die jeweilige nutzungsspezifische Maximalverdunstung wirksam werden kann. Im Alpenvorland liegt die reale Verdunstung großflächig in der gleichen Größenordnung, dort jedoch vor allem bedingt durch die höhere Jahresdurchschnittstemperatur und die relativ hohen Jahresniederschläge.

5.2.2 Gesamtabflusshöhe

Wie bereits in den Kapiteln 4.2.6 bis 4.2.8 ausgeführt, wird beim Gesamtabfluss in Netto-Gesamtabfluss und Brutto-Gesamtabfluss unterschieden. Während der Netto-Gesamtabfluss (vgl. Karte 72) den auf einer Zelle gebildeten Abfluss inkl. des aufwärtsgerichteten Zustroms in den Bilanzraum beschreibt, so stellt die Brutto-Gesamtabflusshöhe (vgl. Karte 73) den Gesamtabfluss dar, der auf einer Zelle ohne Anrechnung des aufwärtsgerichteten Zustroms gebildet wird. Während der Netto-Gesamtabfluss für die Validierung des Wasserhaushaltsmodells an Pegeln verwendet wird, so ist der Brutto-Gesamtabfluss entscheidend für die Abflussseparation und damit die Ausweisung der verschiedenen Nährstoffeintragspfade in die Oberflächengewässer.

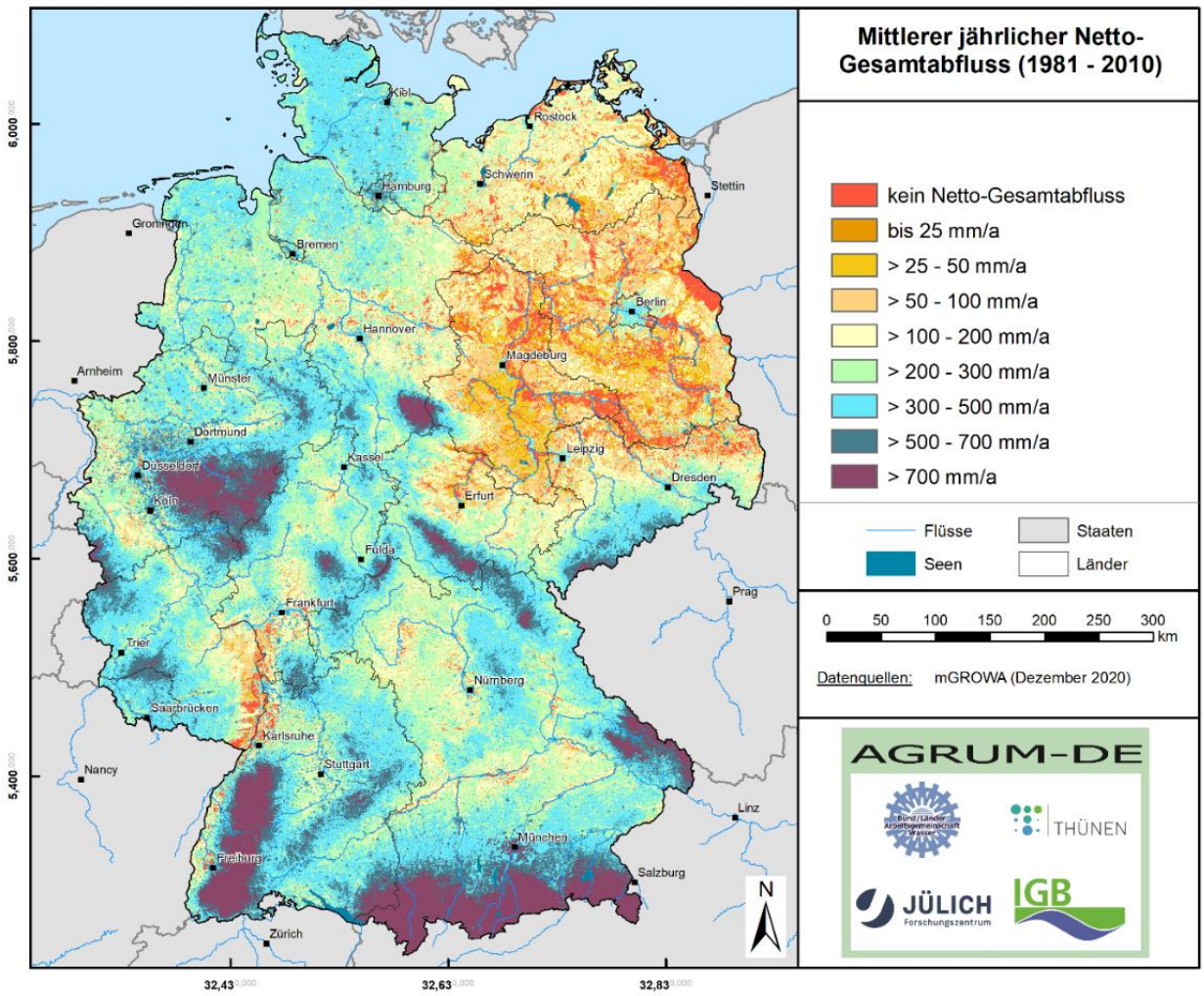
Der Unterschied zwischen Netto-Gesamtabfluss und Brutto-Gesamtabfluss kommt vor allem im Norddeutschen Tiefland sowie untergeordnet auch im Oberrheingebiet zum Tragen. In diesen Regionen wird die reale Verdunstung durch kapillaren Wasseraufstieg aus dem Grundwasser in den durchwurzelten Bodenbereich erhöht. Bedingt durch Niederschläge von weniger als 600 mm/a treten dabei in den östlichen Bundesländern, aber auch im Oberrheingebiet und Rheinhessen im langjährigen Mittel stark großräumig weniger als 100 mm/a Netto-Gesamtabfluss auf, während der Brutto-Gesamtabfluss ungefähr das doppelte beträgt. Vor allem in den grundwasserbeeinflussten Regionen kann die Summe des aufwärtsgerichteten Zustroms in den Bilanzraum die Summe des abwärtsgerichteten Zustroms zum Grundwasserleiter übersteigen. Beim Netto-Gesamtabfluss kann es dadurch in Niederungsregionen zu negativen Gesamtabflüssen (Grundwasserzehrung) kommen (vgl. Karte 72).

Bei grundwasserfernen Standorten sind der Netto-Gesamtabfluss und der Brutto-Gesamtabfluss dagegen identisch, weshalb in diesem Fall auf eine getrennte Beschreibung der Ergebnisse verzichtet werden kann. Werte von über 500 mm/a treten vor allem in den Hochlagen der Mittelgebirge (Rheinisches Schiefergebirge, Harz, Thüringer Wald, Schwarzwald, Bayerischer Wald, Erzgebirge) und in den Alpen auf. In den übrigen Mittelgebirgsregionen (z. B. Pfälzerwald, Weserbergland, Süddeutsches Sichtstufenland) liegen die Gesamtabflusshöhen großräumig zwischen ca. 200 mm/a und 500 mm/a.

In einigen größeren Flusstälern im Mittelgebirgsbereich (Donau, Main, Nahe, Lahn), aber auch im Südteil der Niederrheinischen Bucht liegen die Gesamtabflusswerte zwischen 100 mm/a und 200 mm/a. Allgemein wirkt

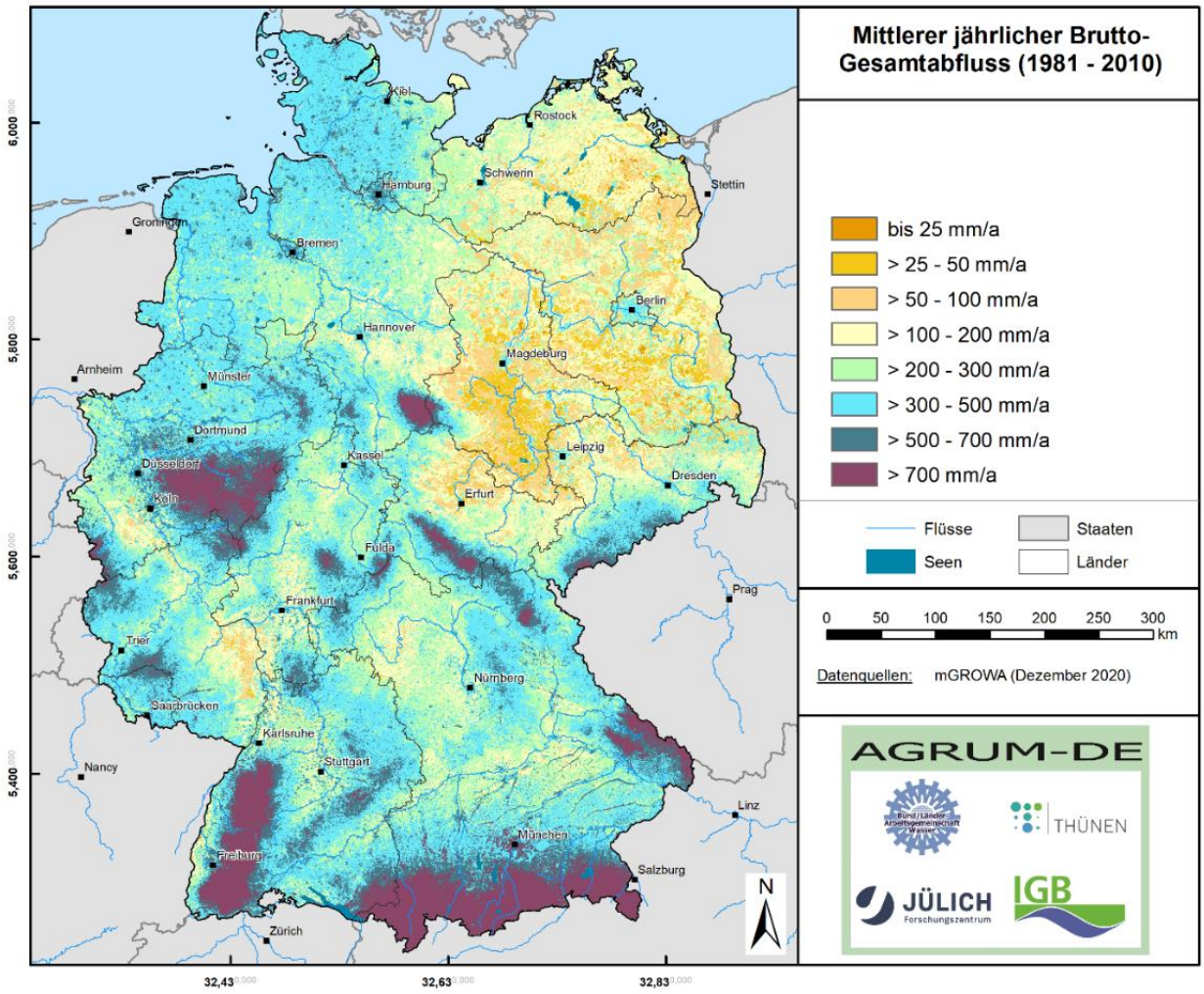
sich dort das geringe Niederschlagsdargebot von häufig unter 800 mm/a und eine potenzielle Verdunstungshöhe von > 575 mm/a limitierend auf die Gesamtabflusshöhen und damit auf die regional verfügbare Wassermenge aus.

Karte 72: Mittlerer jährlicher Netto-Gesamtabfluss (1981–2010)



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Karte 73: Mittlere jährliche Brutto-Gesamtabflusshöhe (1981–2010)



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

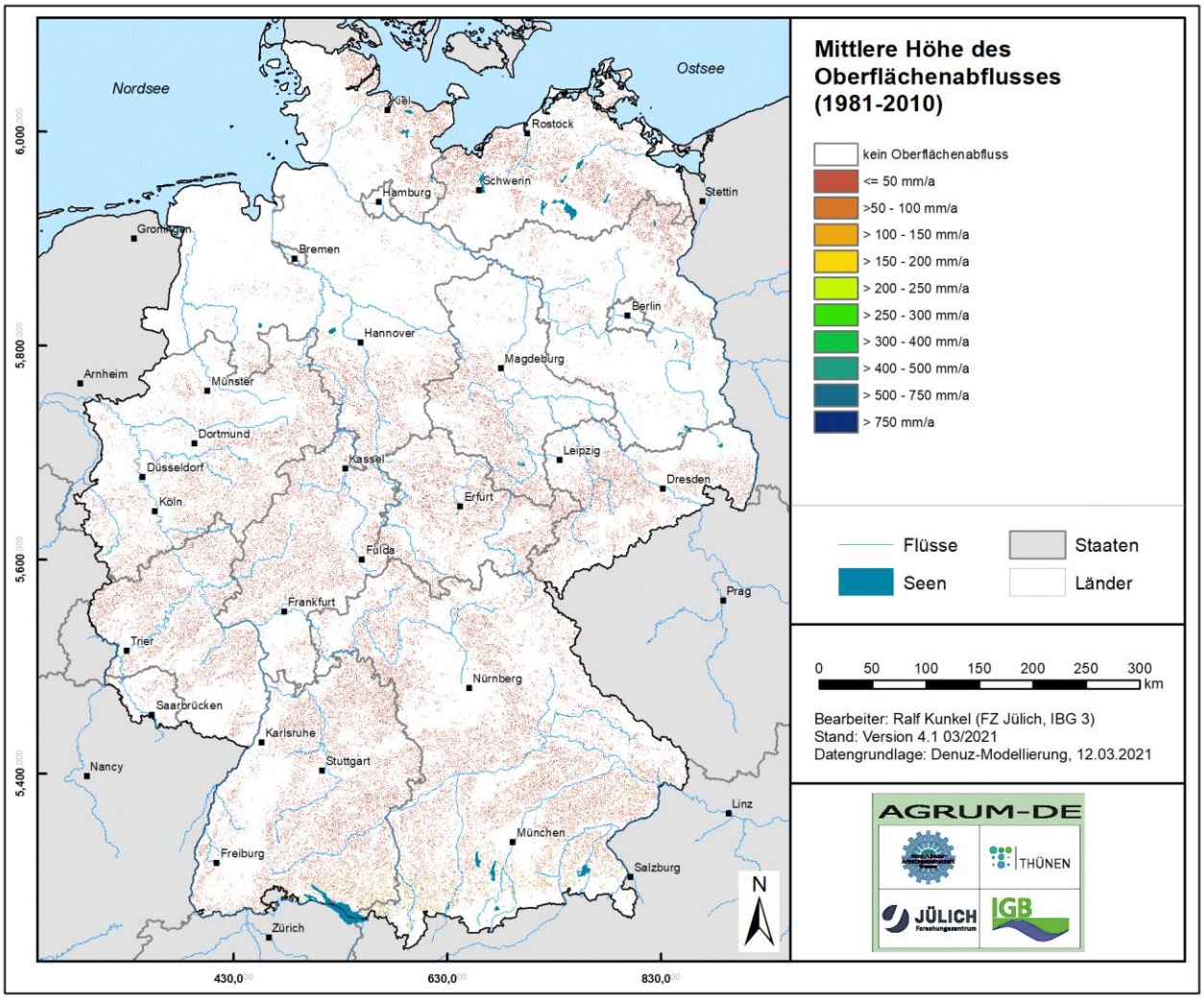
5.2.3 Oberflächenabflusshöhe

In den Kammlagen des Rheinischen Schiefergebirges können sich nach dem in Kapitel 4.2.2 dargestellten Berechnungsansatz aufgrund der relativ hohen Niederschläge großräumig Oberflächenabflusshöhen von bis zu 100 mm/a bilden (vgl. Karte 74). In den Hochlagen der Süddeutschen Mittelgebirge (Schwarzwald, Bayerischer Wald) und in den Alpen wird – bedingt durch die hohen Niederschläge – eine Oberflächenabflussbildung von mehr als 450 mm/a berechnet. Für Gebiete mit weniger als 800 mm/a Jahresniederschlag wird generell eine nur sehr geringe Oberflächenabflussbildung berechnet. Dementsprechend wurden für den Großteil der Fläche Deutschlands irrelevante Oberflächenabflusshöhen ausgewiesen.

An dieser Stelle sei nochmals darauf hingewiesen, dass nur der Oberflächenabfluss zu den Nährstoffeinträgen in die Oberflächengewässer über Abschwemmung und Erosion beiträgt, der von Flächen stammt, die eine hydraulische Anbindung an 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 N- und P-Einträge in die Oberflächengewässer über den Oberflächenabfluss darstellen. Für die übrigen Rasterflächen wird angenommen, dass der gebildete Oberflächenabfluss nach einer nur kurzen

Fließstrecke versickert und somit den Vorfluter nicht erreicht. Karte 74 zeigt dementsprechend die Oberflächenabflusshöhe ausschließlich für die Teilflächen, die an das Gewässer angebunden sind und die eine Relevanz für den Nährstoffeintrag haben.

Karte 74: Mittlerer langjähriger Oberflächenabfluss von an das Gewässer angebundenen Teilflächen (1981–2010)



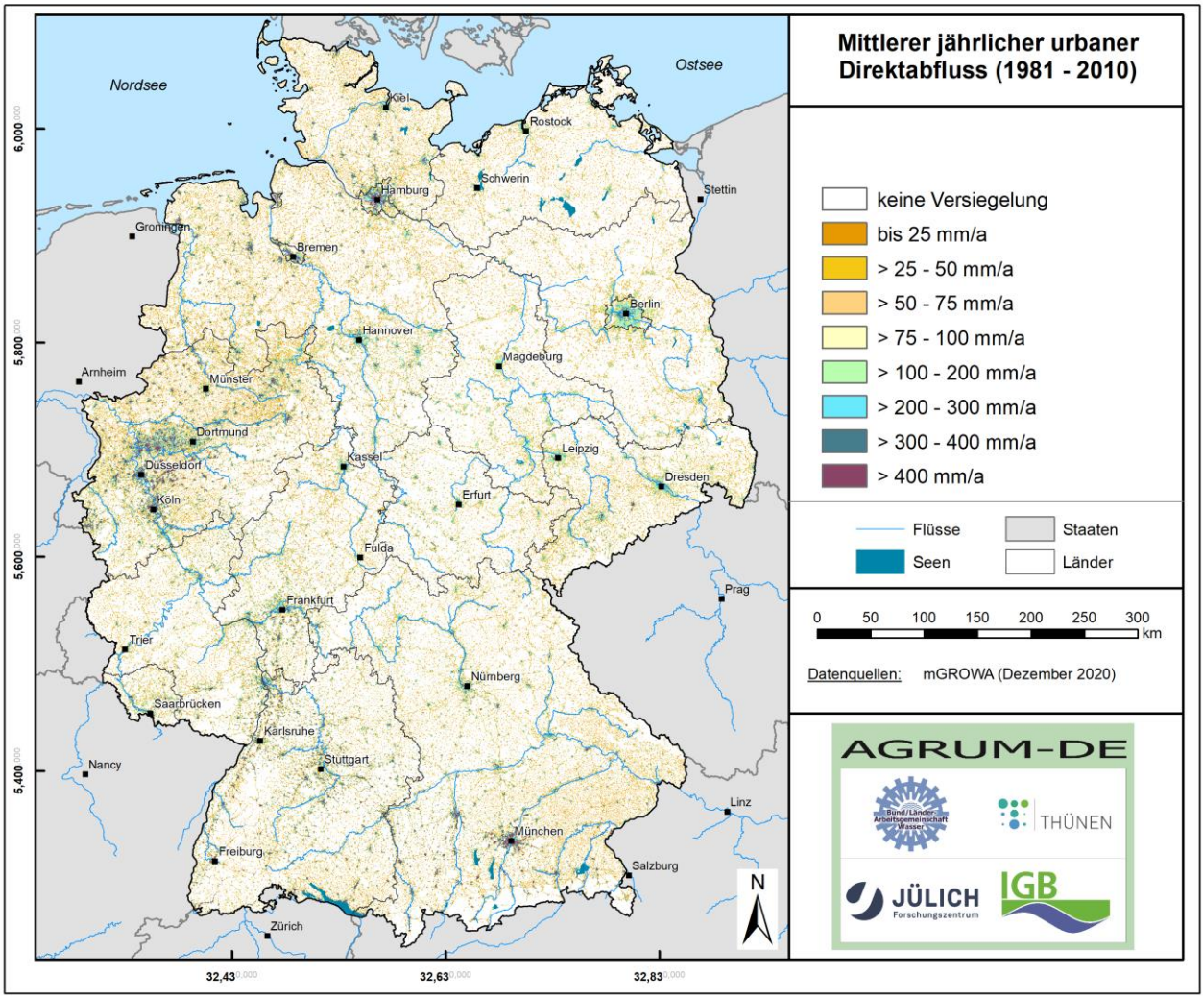
Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

5.2.4 Höhe des urbanen Direktabflusses

Der urbane Direktabfluss ist ein wichtiger Parameter zur Berechnung der N- und P-Austräge in die Oberflächengewässer über Trenn- und Mischkanalisation. Nach dem in Kapitel 4.2.7 beschriebenen Berechnungsansatz wird die reale Verdunstung bzw. die Abflussbildung in Siedlungsflächen mit Hilfe von zwei unterschiedlich definierten Speicherfunktionen simuliert. Einerseits wird die reale Verdunstung bzw. die Abflussbildung für den unversiegelten Anteil (Boden mit Vegetation oder freie Wasseroberfläche) berechnet. Andererseits wird die reale Verdunstung bzw. die Abflussbildung für versiegelte Flächen berechnet. In der Konsequenz wird der Wasserhaushalt auf einer relativ großen Anzahl von Rasterzellen entsprechend des durch den Versiegelungsgrad vorgegebenen Flächenverhältnisses anteilig aus zwei Teilergebnissen zusammengesetzt.

Karte 75 zeigt den mittleren urbanen Direktabfluss nur für den Anteil der Abflussbildung in Siedlungsbereichen, der von den versiegelten Flächen stammt. Hierbei zeigt sich, dass in größeren Siedlungsgebieten durchaus jährliche Direktabflusshöhen von bis zu 400 mm/a auftreten können.

Karte 75: Mittlerer langjähriger urbaner Direktabfluss (1981–2010)



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

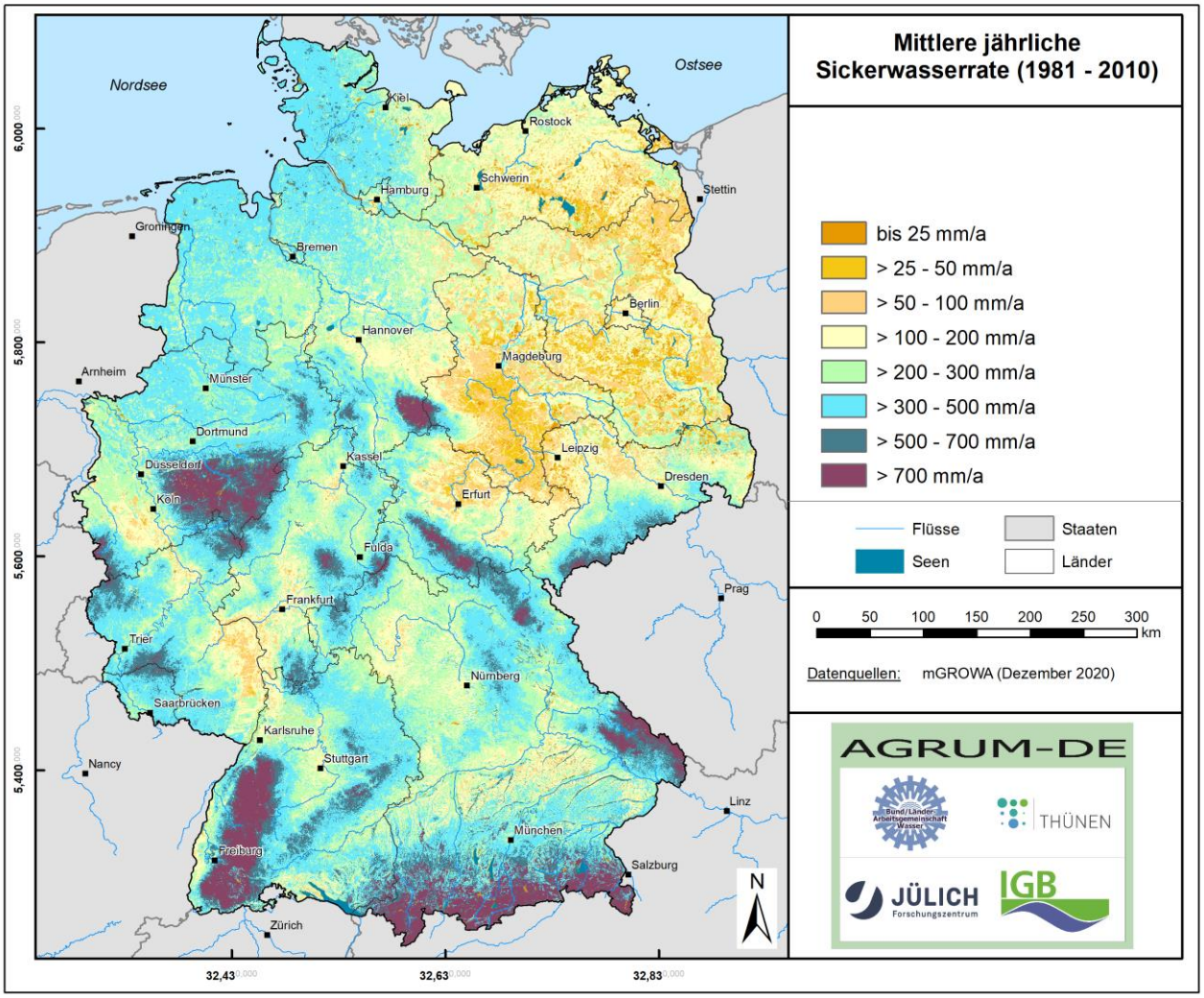
5.2.5 Sickerwasserhöhe

Karte 76 zeigt die räumliche Verteilung der mittleren Sickerwasserhöhen für die Periode 1981–2010. Wie zu erwarten, liegen die ermittelten Sickerwasserhöhen in der gleichen Größenordnung wie die Gesamtabflusshöhen und zeigen auch eine ähnliche räumliche Verteilung. Auf eine ausführliche Beschreibung der Karte 76 wird deshalb verzichtet.

Durch die Sickerwasserhöhe wird der Nitrataustrag aus dem Boden verdünnt. Modellierte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser weisen daher je nach Region erhebliche Unterschiede auf, die nicht nur von der Höhe des Nitrataustrags aus dem Boden abhängen. So ist die Verdünnung des gleichen Nitrataustrags aus dem Boden in den Hochlagen der Mittelgebirge (z. B. im Rheinischen Schiefergebirge und im Schwarzwald) und in den Alpen, d. h. bei Sickerwasserhöhen um (oder sogar über) 700 mm/a, mindestens siebenmal so hoch wie in weiten Teilen

der ostdeutschen Lößbörden (Thüringer Becken, Magdeburger Börde, Leipziger Tieflandbucht) und in Brandenburg, wo die Sickerwasserhöhe selten 100 mm/a übersteigt.

Karte 76: Mittlere jährliche Sickerwasserhöhe (1981–2010)



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

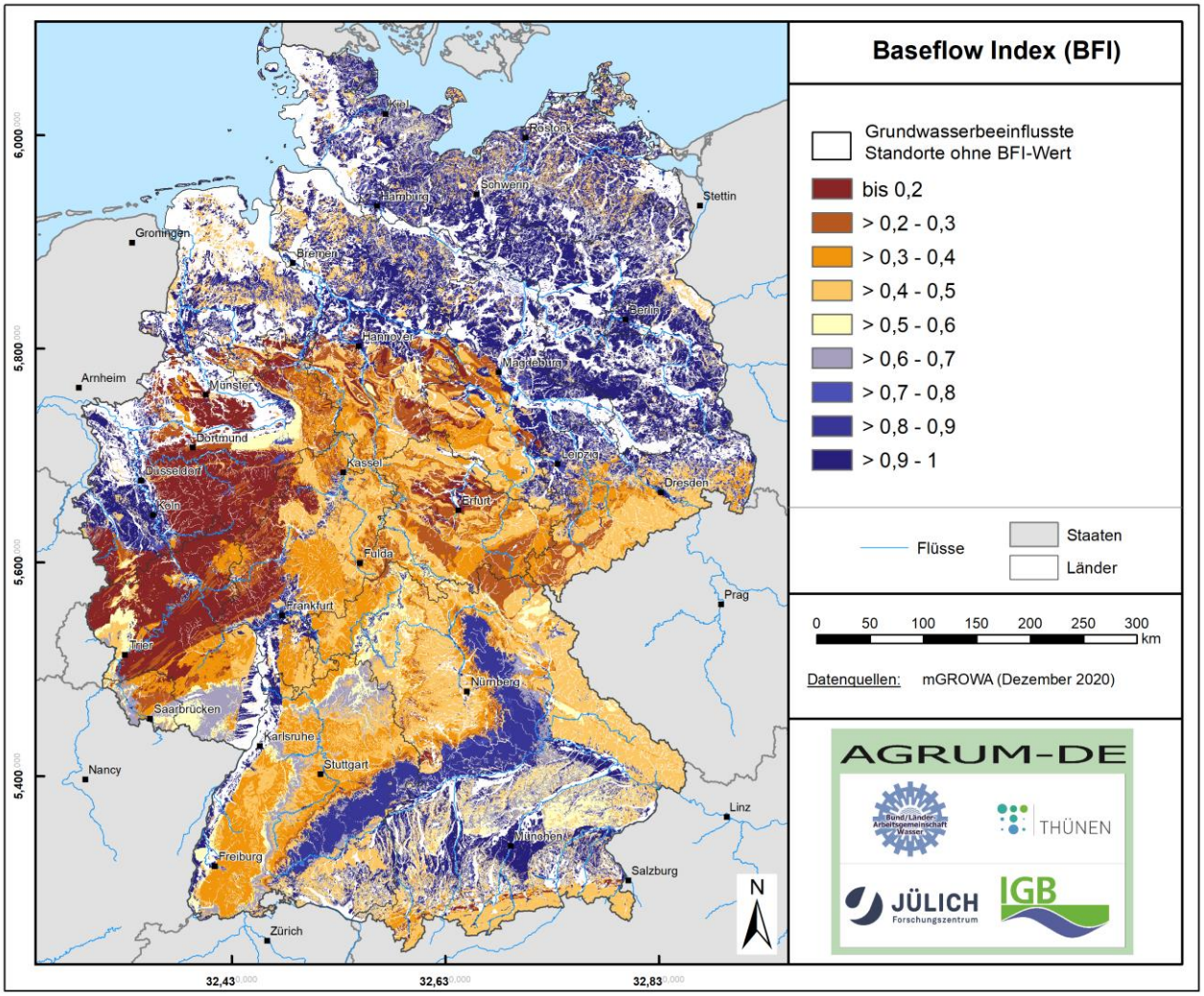
5.2.6 BFI-Werte

Der Eintrag von Nährstoffen ins Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer ist immer an die aus einer Region abfließende Wassermenge gebunden. Die hierbei zentralen Wasserhaushaltskomponenten sind zum einen der Direktabfluss und zum anderen der Grundwasserabfluss, der im langjährigen Mittel weitestgehend der Grundwasserneubildung entspricht. Die Nährstoffausträge teilen sich dabei nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf.

Wie in Kapitel 4.2.9 dargestellt, erfolgt die Abflussseparation im mGROWA-Modell über grundwasserneubildungsrelevante Standortbedingungen, denen BFI-Werte zugeordnet werden. Karte 77 zeigt die im Rahmen der mGROWA-Modellierungen verwendete räumliche Verteilung der für die Separation des Gesamtabflusses in die Komponenten des Direktabflusses und der Grundwasserneubildung verwendeten BFI-Werte.

Wie Karte 77 zeigt, ergeben sich für grundwasserferne Lockergesteinsgebiete im Allgemeinen BFI-Werte > 0,6. Für Festgesteinsgebiete ergeben sich dagegen niedrigere BFI-Werte. BFI-Werte < 0,2 reflektieren die geringe Gebirgsdurchlässigkeit der paleozoischen Festgesteinsregionen. Für die mesozoischen Festgesteinsregionen liegen die BFI-Werte im Allgemeinen zwischen 0,3 und 0,6; für Karstgebiete werden BFI-Werte > 0,7 ausgewiesen.

Karte 77: Baseflow-Index (BFI) aus der Wasserhaushaltsmodellierung mit mGROWA



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Auf den undränierten grundwasserfernen Standorten der Lockergesteinsbereiche, d. h. dort, wo das Sickerwasser ungehindert dem Aquifer zusickern kann, liegt der BFI-Werte je nach Staunässeeinfluss und Hangneigung zwischen 0,4 und 1. Dort, wo in grundwasserbeeinflussten Böden Dränagen installiert wurden, liegt der Anteil der Grundwasserneubildung bei < 20 %, in staunässebeeinflussten Gebieten in der Regel zwischen 50 % und 80 %.

Den grundwasserbeeinflussten Standorten in der Lockergesteinsregion (Marschgebiete und Niederungsregionen) ist kein fester BFI-Wert zugeordnet, da im mGROWA-Modell in vertikaler Richtung in der gesamten ungesättigten Zone die Wasserbewegung bilanziert wird. Das Sickerwasser aus den bilanzierten Modellschichten erreicht aufgrund des geringen Grundwasserflurabstandes direkt die Grundwasseroberfläche und wird somit per Definition Grundwasserneubildung.

5.2.7 Grundwasserneubildungshöhe

Basierend auf den Standorteigenschaften und den damit einhergehenden BFI-Werten (vgl. Karte 77) wird der Gesamtabfluss in verschiedene Direktabflusskomponenten und die Grundwasserneubildung separiert.

Auf grundwasserbeeinflussten Standorten können in der Jahresbilanz negative Grundwasserneubildungshöhen auftreten, d. h., es findet eine Grundwasserzehrung statt, wenn die hauptsächlich im Winterhalbjahr stattfindende Sickerwasserbewegung geringer ist als der hauptsächlich im Sommerhalbjahr stattfindende kapillare Aufstieg in die Wurzelzone. Viele der grundwasserbeeinflussten Standorte sind dräniert. Hierzu zählen z. B. die grundwassernahen Marschgebiete an der Nordseeküste, aber auch viele Niederungsgebiete Ostdeutschlands (z. B. Spree- und Havelniederung, Uckermark). In der langjährigen Jahresbilanz übersteigt die verdunstende Wassermenge auch dort durch kapillaren Aufstieg die Niederschlagshöhe.

Dies bedeutet aber nicht, dass es auf grundwasserbeeinflussten Standorten im Jahresverlauf nicht doch phasenweise zu einer Grundwasserneubildung kommen kann, speziell wenn der Grundwasserstand in den Sommermonaten abgesunken ist. Aus diesem Grund wird bei der Grundwasserneubildung bei grundwasserbeeinflussten Standorten in Netto-Grundwasserneubildung und Brutto-Grundwasserneubildung unterschieden (siehe Kapitel 4.2.6 und 4.2.9).

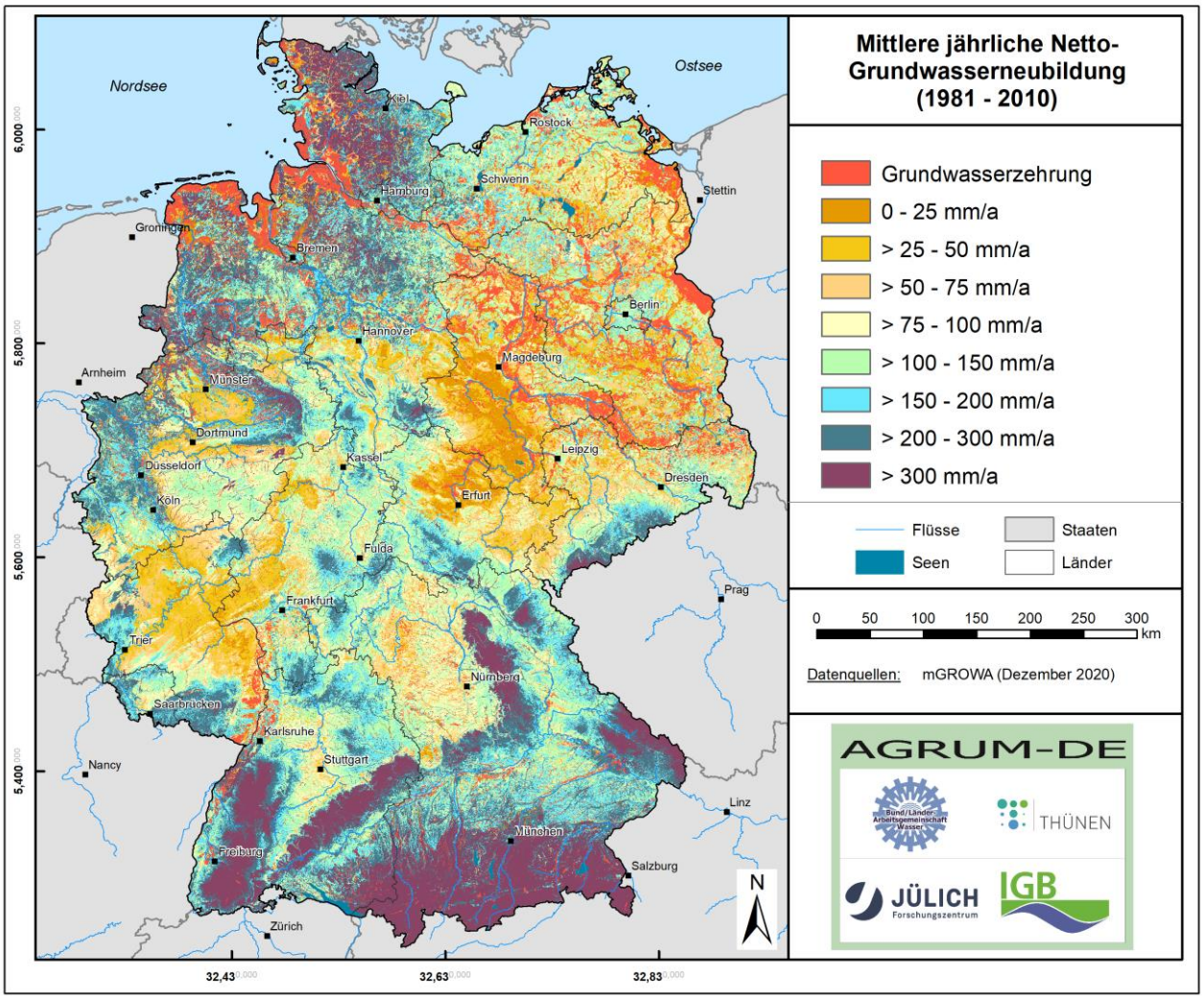
In die Berechnung der Netto-Grundwasserneubildung (vgl. Karte 78) wird der aufwärtsgerichtete Zustrom in den Bilanzraum auf grundwasserbeeinflussten Standorten einbezogen. Die Brutto-Grundwasserneubildungshöhe (vgl. Karte 79) entspricht der Wassermenge, die dem Grundwasser tatsächlich zuströmt. Der oben beschriebene aufwärtsgerichtete Zustrom in den Bilanzraum auf grundwasserbeeinflussten Standorten ist in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt.

Während die Netto-Grundwasserneubildung (vgl. Karte 78) zur Validierung des langjährigen Wasserhaushalts verwendet wird, ist die Brutto-Grundwasserneubildung (vgl. Karte 79) die maßgebliche Größe zur Berechnung des Nährstoffeintrags in das Grundwasser und folglich für den grundwasserbürtigen Austrag in die Oberflächengewässer.

Wie bereits in Kapitel 4.2.6 bzw. 4.2.9 ausgeführt, sind die Netto-Grundwasserneubildung und die Brutto-Grundwasserneubildung bei grundwasserfernen Standorten identisch, sodass auf eine getrennte Beschreibung der Ergebnisse verzichtet werden kann. Die Spanne der Grundwasserneubildungshöhen grundwasserferner Standorte in Deutschland liegt zwischen weniger als 25 mm/a und mehr als 300 mm/a. Räumlich ausgedehnte Gebiete mit Netto-Grundwasserneubildungshöhen über 300 mm/a sind das Alpenvorland sowie die Schwäbisch-Fränkische Alb. Hauptursachen sind dort die hohen Jahresniederschläge von mehr als 1.200 mm/a in Kombination mit der hohen Wasseraufnahmefähigkeit der anstehenden Gesteine.

In grundwasserfernen Lockergesteinsregionen (Oberrheingebiet, Niederrheinische Bucht, Norddeutsches Tiefland) und einigen größeren Flusstälern kann fast die gesamte nicht verdunstende Wassermenge ungehindert dem Aquifer zusickern. Wenn, wie im Westteil des Norddeutschen Tieflands, die Niederschlagshöhe ca. 700 mm/a übersteigt, können Netto-Grundwasserneubildungsraten von bis zu 300 mm/a erreicht werden. Aber selbst bei geringeren Jahresniederschlägen, wie z. B. in der Niederrheinischen Bucht, kommt es noch zu einer Netto-Grundwasserneubildung von 200 mm/a. In den östlichen Bundesländern liegt die Netto-Grundwasserneubildungshöhe dagegen selbst auf grundwasserfernen Standorten bei unter 75 mm/a. Hauptgrund ist das geringe Jahresniederschlagsniveau (in vielen Regionen weniger als 600 mm/a).

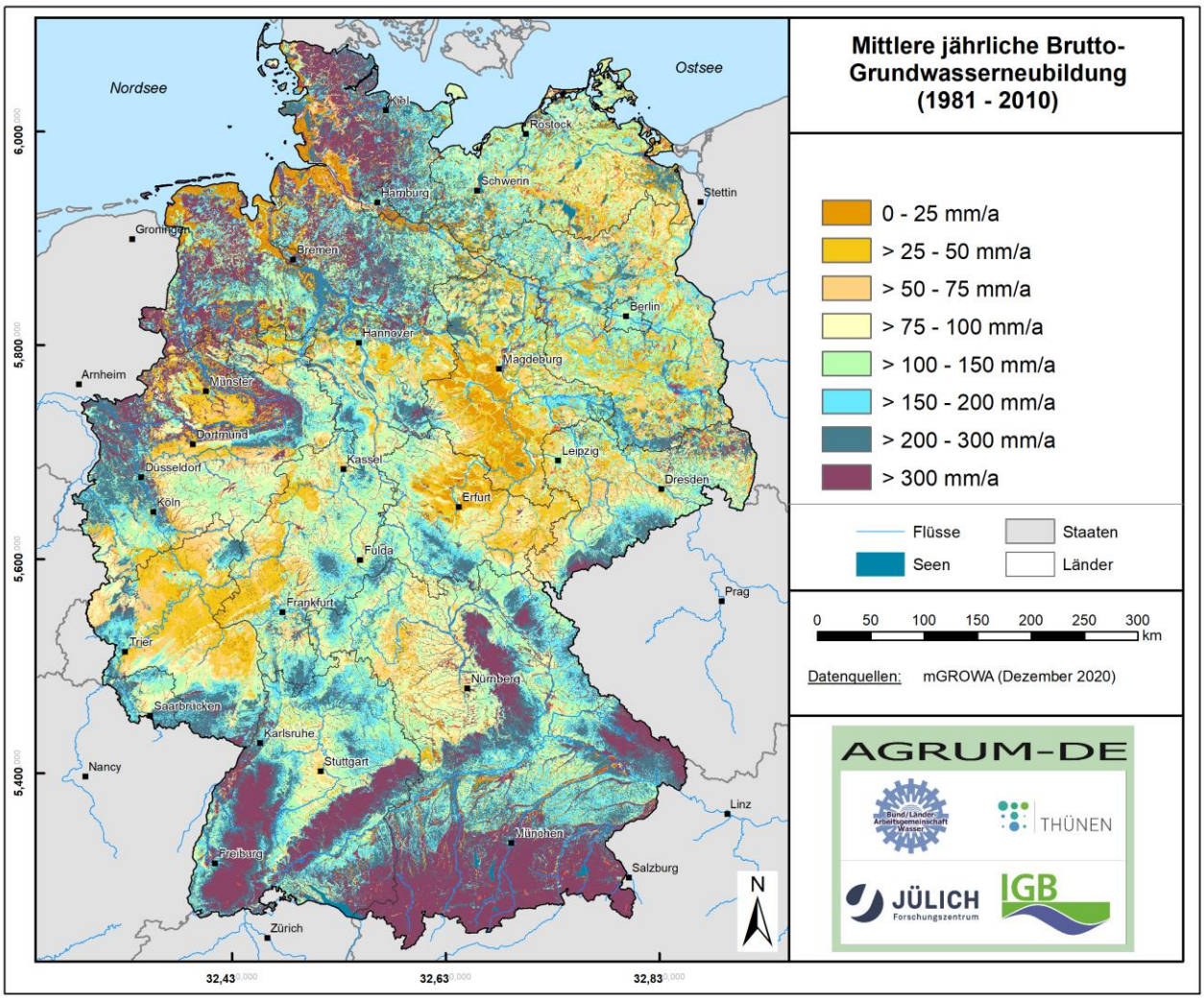
Karte 78: Mittlere jährliche Netto-Grundwasserneubildungshöhe (1981–2010)



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

In den meisten Festgesteinsregionen liegen die Netto-Grundwasserneubildungshöhen unter 100 mm/a. In den paläozoischen Gesteinsfolgen des Rheinischen Schiefergebirges kommt es trotz hoher Jahresniederschläge aufgrund der geringen Wasserspeicherfähigkeit der Schiefergesteine zu Netto-Grundwasserneubildungshöhen, die 75 mm/a nur selten übersteigen. Netto-Grundwasserneubildungshöhen in der gleichen Größenordnung wurden für die feinkörnigen mesozoische Gesteinsfolgen (z. B. Mergelgesteine des Münsterländer Beckens) ausgewiesen. Auch im Süddeutschen Schichtstufenland und im Thüringer Becken sind Netto-Grundwasserneubildungshöhen von weniger als 75 mm/a weit verbreitet, in diesen Regionen jedoch hauptsächlich bedingt durch das geringe Niederschlagsniveau.

Karte 79: Mittlere jährliche Brutto-Grundwasserneubildungshöhe (1981–2010)



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

5.2.8 Höhe des natürlichen Zwischenabflusses und Dränageabflusses

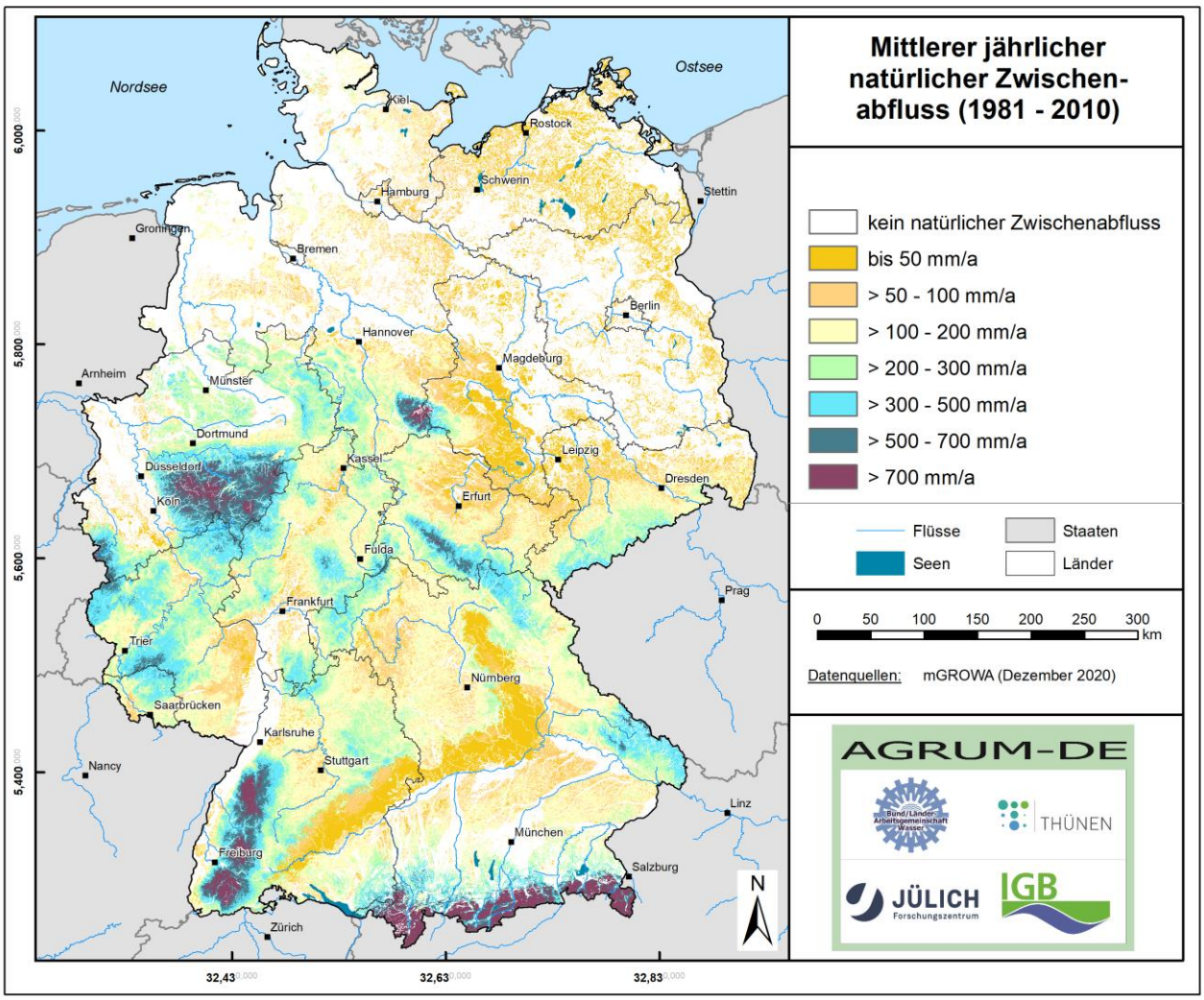
Im mGROWA-Modell werden die über die Bodenpassage entwässernden Direktabflussanteile getrennt für die Abflusskomponenten „natürlicher Zwischenabfluss“ und „Abfluss aus Dränagesystemen“ ausgewiesen. In Karte 80 und Karte 81 werden die berechneten mittleren Direktabflüsse über den natürlichen Zwischenabfluss bzw. über Dränagen einander vergleichend gegenübergestellt. Die regional unterschiedliche Relevanz dieser beiden Direktabflusskomponenten für den Nährstoffaustrag wird auf diese Weise sehr gut zum Ausdruck gebracht.

Die in der Festgesteinsregion vorherrschende und dort fast überall auftretende Direktabflusskomponente ist der natürliche Zwischenabfluss (vgl. Karte 80). Der Zwischenabfluss ist besonders in den humiden, bergigen Regionen der Festgesteinsregionen bedeutsam. 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.

Mit fast flächendeckend auftretenden natürlichen Zwischenabflusshöhen von 700 mm/a und mehr treten hierbei die Kammlagen des Rheinischen Schiefergebirges, des Harzes, des Schwarzwaldes und der Alpen deutlich hervor.

Deutlich geringere Höhen des natürlichen Zwischenabflusses von weniger als 300 mm/a treten aufgrund der hohen Anteile an Grundwasserneubildung im Bereich der mesozoischen Gesteinsfolgen (z. B. Süddeutsches Schichtstufenland, Weserbergland) auf.

Karte 80: Mittlerer jährlicher Zwischenabfluss (1981–2010)



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

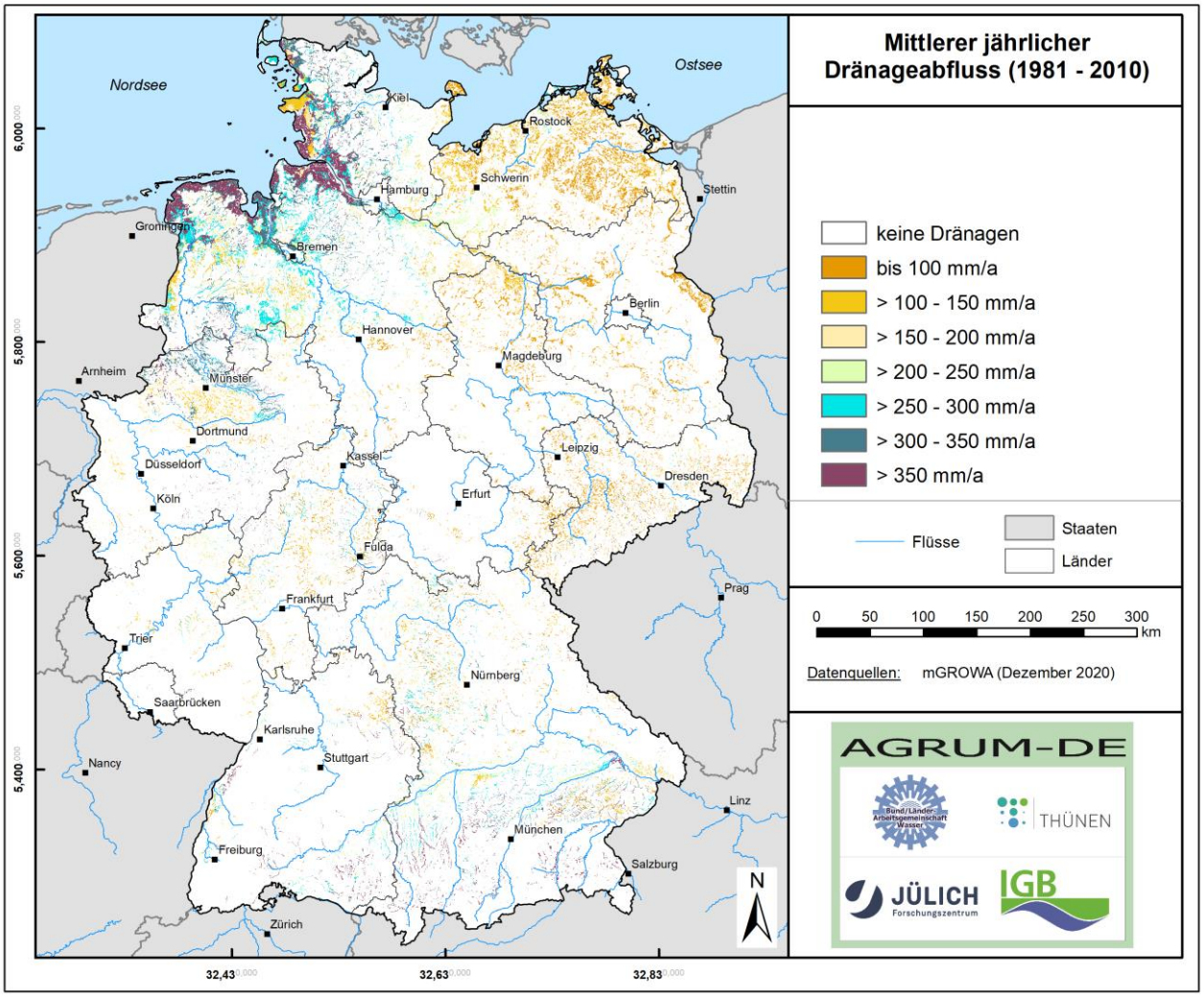
Vor allem in den im Windschatten der Mittelgebirge liegenden Landesteilen (z. B. Rheinhessen, Oberrheingebiet, Niederrheinische Bucht, Thüringer Becken), sowie dort, wo verkarstete Karbonatgesteine auftreten, liegen die Zwischenabflusshöhen bei verbreitet weniger als 50 mm/a. In den Gebieten, die in Karte 80 in weiß dargestellt sind, trägt der Gesamtabfluss entweder ausschließlich zur Grundwasserneubildung bei, oder aber es kommt zu Gebietsentwässerung über Dränagen.

Der Abfluss aus Dränagen ist die in der Lockergesteinsregion vorherrschende Direktabflusskomponente. Unter diesem Oberbegriff werden alle durch anthropogene Eingriffe geschaffene künstliche Abflusswege (Grabendränage, Rohrdränage) bezeichnet. Hydraulisch wirkt diese Abflusskomponente ähnlich wie der Zwischenabfluss, d. h., ein Vorfluter wird mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis erreicht.

In Karte 81 sind die berechneten mittleren Direktabflüsse über Dränagesysteme dargestellt. Es zeigt sich, dass diese Abflusskomponente vor allem im Norddeutschen Tiefland auftritt. In den nordwestdeutschen

Niederungsregionen und Marschgebieten können Dränabflüsse von 350 mm/a und mehr auftreten. Bedingt durch die hohen Niederschläge kommt es daneben kleinregional im Alpenvorland (Allgäu) zu Dränabflusshöhen in dieser Größenordnung. Nach Osten hin nimmt die Höhe des Dränabflusses im Norddeutschen Tiefland ab und liegt in den Niederungsregionen von Spree und Havel bei weniger als 150 mm/a, im Oderbruch bei weniger als 100 mm/a.

Karte 81: Mittlerer jährlicher Dränageabfluss (1981–2010)



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Wie schon in Kapitel 3.3.5 erwähnt, wurde die Ableitung der potenziell gedränten Flächen basierend auf dem räumlich höher aufgelösten Bodendatensatz der BÜK200 erneut vorgenommen. Jedoch ergaben sich hierdurch keine grundlegenden Änderungen zu den Gebietskulissen, die auf Basis der BÜK1000 abgeleitet wurden. Selbst die räumliche Auflösung der BÜK200 erscheint somit maßstabsbedingt zu gering, um gedränte Gebiete in ihrer Kleinflächigkeit bei der Modellierung angemessen zu repräsentieren.

5.2.9 Ergebnisvalidierung

Um Aussagen darüber treffen zu können, inwiefern die berechneten Wasserhaushaltsgrößen den tatsächlich vorliegenden Abflussverhältnissen entsprechen, wurde eine Validitätsüberprüfung durchgeführt. Hierzu kommen grundsätzlich verschiedene Verfahren infrage. Eine zuverlässige Art der Validierung von

Sickerwasserhöhen ist z. B. der Vergleich der Modellergebnisse an möglichst vielen über Lysimeterversuche ermittelten Sickerwasserraten. Für eine landes- oder bundesweite Betrachtung ist diese Art der Validierung jedoch nicht praktikabel, da in der Regel nicht genügend Lysimeterstationen zur Verfügung stehen, um statistisch abgesicherte Aussagen für die auftretenden Standortkombinationen treffen zu können.

Aus diesem Grunde wird die Zuverlässigkeit der mit mGROWA berechneten Abflusshöhen durch einen Vergleich mit den an Pegeln gemessenen Abflüssen überprüft. Wie in Kapitel 3.3.10 beschrieben, wurden hierzu von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BFG) 445 Abflusszeitreihen (1980–2010) bereitgestellt, von denen 298 für die Plausibilitätsüberprüfung geeignet sind. Die Bestimmung der zugehörigen Einzugsgebietsgrenzen erfolgte im FZJ durch die aufwendige, GIS-basierte Analyse des digitalen Höhenmodells DGM25.

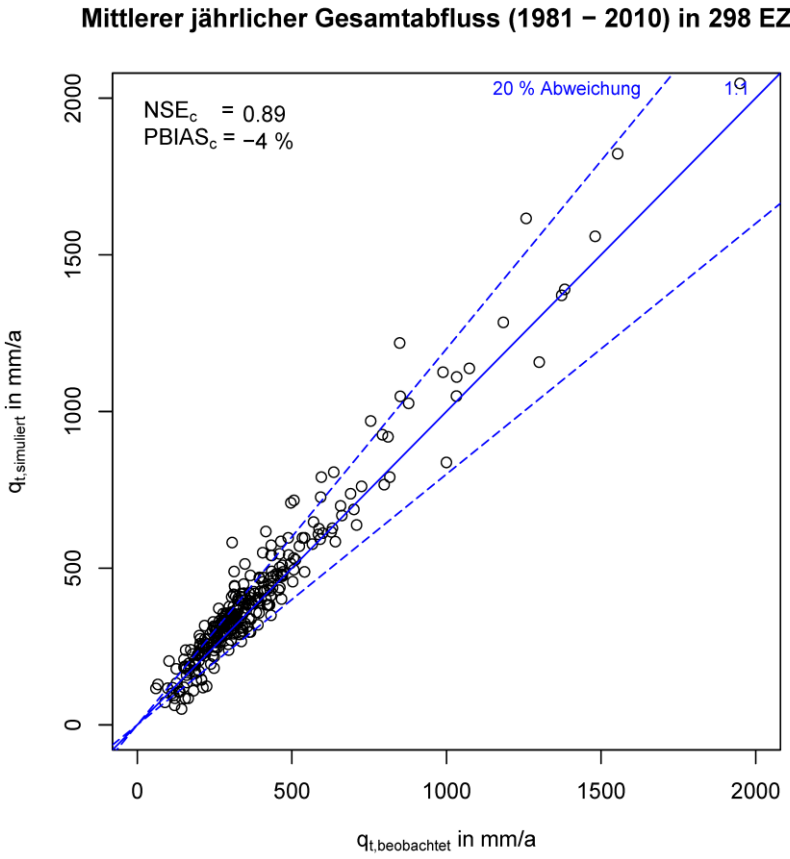
5.2.9.1 Überprüfung der berechneten Netto-Gesamtabflusshöhen

Bei verschachtelten Einzugsgebieten wird die Validierung immer für das Gesamtgebiet des jeweiligen Pegels durchgeführt. Zunächst wird eine Verschneidung der pegelbezogenen Einzugsgebiete mit den vom mGROWA-Modell flächendifferenziert berechneten Netto-Gesamtabflusshöhen vorgenommen. Die einzelnen Werte der Rasterzellen werden dann über die jeweiligen Einzugsgebiete integriert und mit den gemessenen Abflusshöhen verglichen. Wenn sich für eine hinreichend große Anzahl von Einzugsgebieten eine befriedigende Übereinstimmung ergibt, kann man davon ausgehen, dass mit dem zugrunde liegenden Modell repräsentative Aussagen erzielt wurden.

Die für die Zeitreihe 1981–2010 berechneten Netto-Gesamtabflusshöhen wurden zunächst mit den Mittelwerten der mittleren Tagesabflüsse (MQ) der gleichen Zeitreihe für alle 298 pegelbezogenen Einzugsgebiete verglichen (vgl. Abbildung 29). Für die meisten Teileinzugsgebiete liegen die Differenzen von berechneten und gemessenen Werten bei weniger als 20 %.

Wie durch eine NSE von 0,89 belegt, zeigt sich beim Netto-Gesamtabfluss eine gute Modellperformance. Der PBIAS deutet zwar mit -4 % auf eine leichte Überschätzung der modellierten Werte hin, jedoch stellt die Anpassung des Modells an die beobachteten Werte eine im Rahmen der zur Verfügung stehenden Daten sowie hinsichtlich der Größe und Heterogenität Deutschlands eine sehr gute Übereinstimmung dar. Festzuhalten bleibt, dass mit dem mGROWA-Modell flächendeckend für Deutschland realistische Netto-Gesamtabflusshöhen bilanziert werden.

Abbildung 29: Plausibilitätsüberprüfung der berechneten mittleren Netto-Gesamtabflusshöhen (1981–2010) für alle 298 vorselektierten Einzugsgebiete



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

5.2.9.2 Überprüfung der berechneten Netto-Grundwasserneubildungshöhen

Für die Plausibilitätsüberprüfung des modellierten Netto-Gesamtabflusses (siehe Kapitel 5.2.9.1) werden die beobachteten MQ-Werte, d. h. die mittleren beobachteten Abflüsse, verwendet. Für die Plausibilitätsüberprüfung der modellierten Grundwasserneubildung werden die mittleren Niedrigwasserabflüsse (MoMNQ-Werte) verwendet. Dahinter steht die Annahme, dass die Grundwasserneubildung bei Betrachtung längerer Zeiträume dem Basisabfluss gleichgesetzt werden kann. Da dem Aquifer bei grundwassernahen Standorten durch den kapillaren Aufstieg ein Teil des Grundwassers verloren geht, erfolgt die Plausibilitätsüberprüfung anhand der berechneten Netto-Grundwasserneubildungshöhen (vgl. Karte 78).

Der Anteil des mittleren Niedrigwasserabflusses am MQ-Wert kann in Einzugsgebieten, in denen Lockergesteinsgrundwasserleiter dominieren, mit Hilfe der Methode von Wundt (1958) und in Einzugsgebieten, in den Festgesteinsgrundwasserleiter dominieren, mit Hilfe der Methode von Demuth (1993) abgeschätzt werden (vgl. Bogena et al., 2005).

Bei der Validierung der Grundwasserneubildung ist zu beachten, dass sich die Streubeträge von Fehlern zweier Teilmodelle (Gesamtabflusses, Separation der Abflusskomponenten) überlagern. Die Anpassung der Grundwasserneubildungshöhe an die gemessenen MoMNQ-Werte fällt deshalb immer etwas geringer aus als die Anpassung der Gesamtabflusshöhen an die MQ-Werte. Pegel, bei denen bereits der modellierte

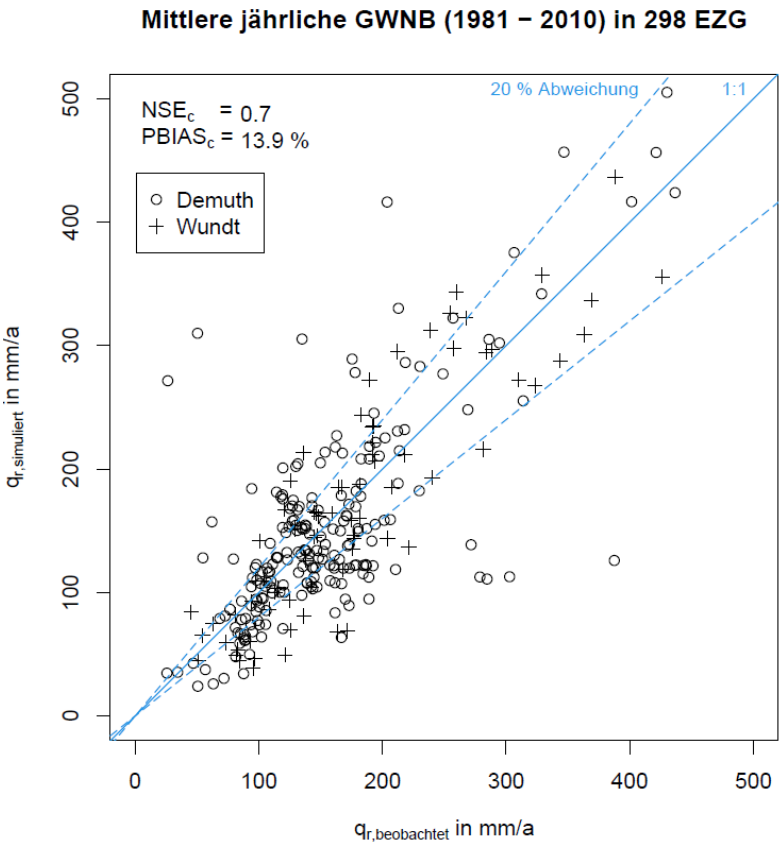
Gesamtabfluss in der Größenordnung um 20 % vom beobachteten MQ-Wert abweicht, weisen dadurch bei den MoMNQ-Werten in der Regel Abweichungen von mehr als 20 % auf.

In vielen Regionen Deutschlands liegen die Grundwasserneubildungshöhen unter 150 mm/a. Schon eine geringe absolute Abweichung vom langjährigen MoMNQ-Wert reicht in diesem Falle aus, um für den berechneten Wert eine Abweichung von mehr als 20 % auszuweisen. So wird in einem Einzugsgebiet mit einem gemessenen mittleren langjährigen MoMNQ-Wert von 150 mm/a die 20 %-Linie schon bei berechneten mittleren langjährigen Grundwasserneubildungshöhen von 120 mm/a unterschritten, bzw. bei 180 mm/a überschritten. In der Wasserhaushaltsmodellierung ist eine Unter-/Überschätzung eines Messwertes in dieser Größenordnung im Allgemeinen jedoch noch eine gute Übereinstimmung.

Abbildung 30 zeigt vor diesem Hintergrund das Ergebnis der Validierung der Netto-Grundwasserneubildungshöhen für alle 298 vorselektierten pegelbezogenen Einzugsgebiete. Wie zu erwarten, liegen die Differenzen zwischen den berechneten und den gemessenen Werten in vielen Teileinzugsgebieten bei mehr als 20 %. Auch liegen der NSE mit 0.70 und der PBIAS mit 13,9 % schlechter als beim Gesamtabfluss.

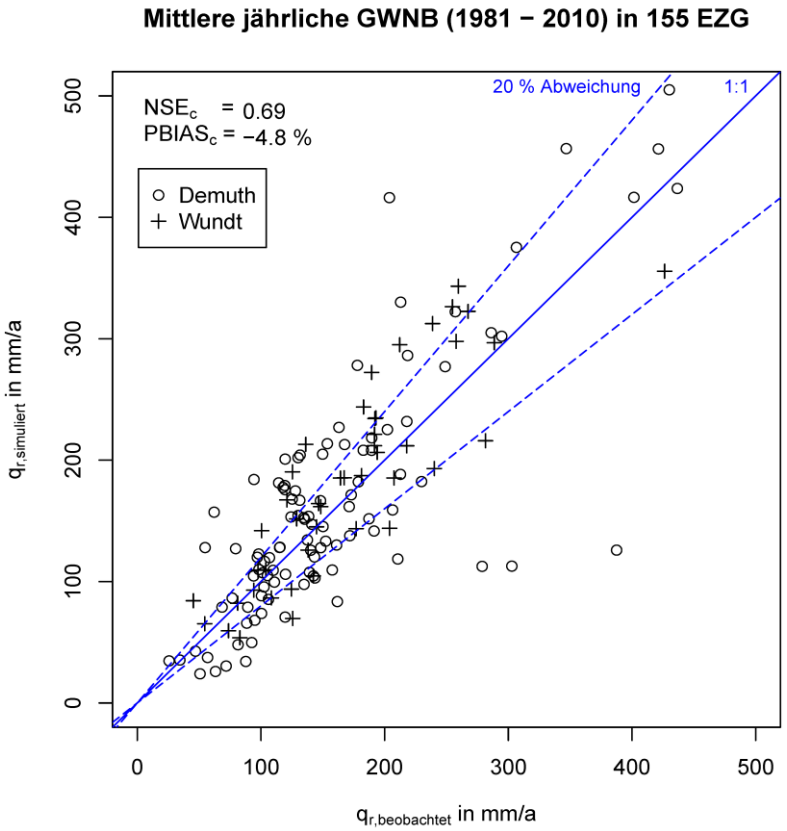
Da kleine Einzugsgebiete an den Oberläufen der Flusssysteme meist weniger anthropogen beeinflusst sind, eignen sich solche Einzugsgebiete am besten für die Beurteilung der Modellgüte. Abbildung 31 zeigt das Ergebnis der Gegenüberstellung der simulierten und beobachteten Grundwasserneubildungshöhen für 155 pegelbezogene Einzugsgebiete < 1.000 km². Hierbei zeigt sich, dass die NSE mit 0,69 und der PBIAS mit -4,8% in der gleichen Größenordnung liegen wie bei der Auswertung für den modellierten Gesamtabfluss über alle 298 vorselektierten pegelbezogenen Einzugsgebiete hinweg (vgl. Abbildung 29). Dies kann als ein Beleg dafür angesehen werden, dass die in-situ Grundwasserneubildung im mGROWA-Modell gut repräsentiert wird.

Abbildung 30: **Validierung der berechneten Netto-Grundwasserneubildungshöhen (1981–2010) für alle 298 vorselektierten pegelbezogenen Einzugsgebiete**



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Abbildung 31: Validierung der berechneten Netto-Grundwasserneubildungshöhen (1981–2010) für alle pegelbezogenen Einzugsgebiete kleiner 1.000 km²



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

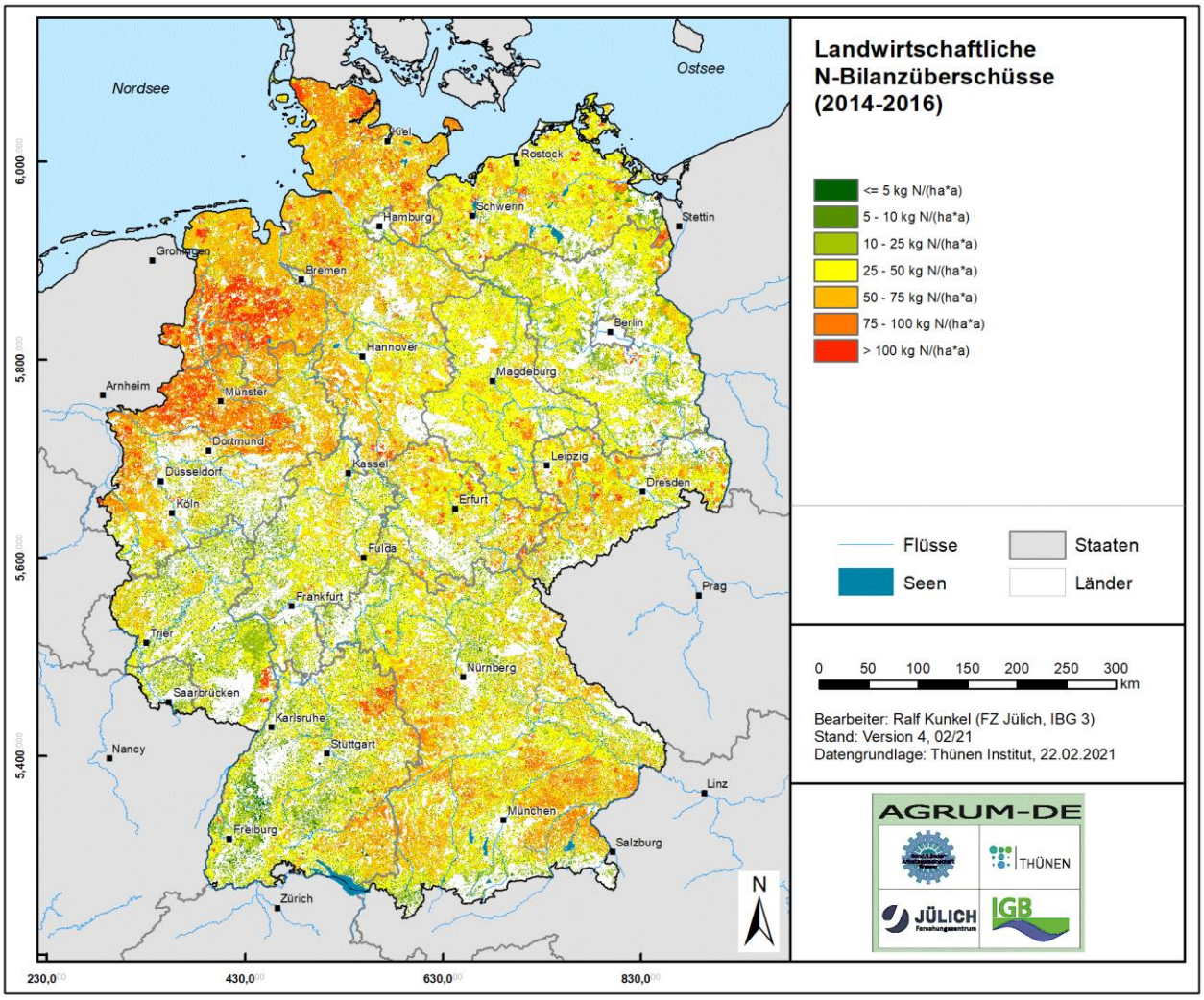
Beim derzeitigen Bearbeitungsstand lassen sich größere Abweichungen zwischen Beobachtungswerten und Simulationsergebnissen generell nur noch durch verbesserte Datengrundlagen und/oder verbesserte BFI-Werte beheben.

5.3 Stickstoffeintrag in das Grundwasser und die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen

5.3.1 Stickstoffflächenbilanzüberschuss (RAUMIS-Modellergebnis)

Um sicher zu stellen, dass für Wald- und Siedlungsflächen keine N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft in die Modellierung der diffusen N-Einträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer eingehen, wurden die auf Gemeindeebene berechneten Stickstoffbilanzüberschüsse aus der Landwirtschaft (vgl. Karte 70) in einem nächsten Schritt vom Thünen-Institut auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) übertragen. Dabei wurden die Objektkategorien „Ackerlandnutzung“ und „Grünlandnutzung“ unterschieden. In Karte 82 wird die räumliche Verteilung der Stickstoffflächenbilanzüberschüsse für das Dreijahresmittel 2014–2016 dargestellt. Die Gesamthöhe der Stickstoffflächenbilanzüberschüsse liegt bei rund 960.000 t N für das Dreijahresmittel 2014–2016.

Karte 82: Landwirtschaftliche N-Bilanzüberschüsse

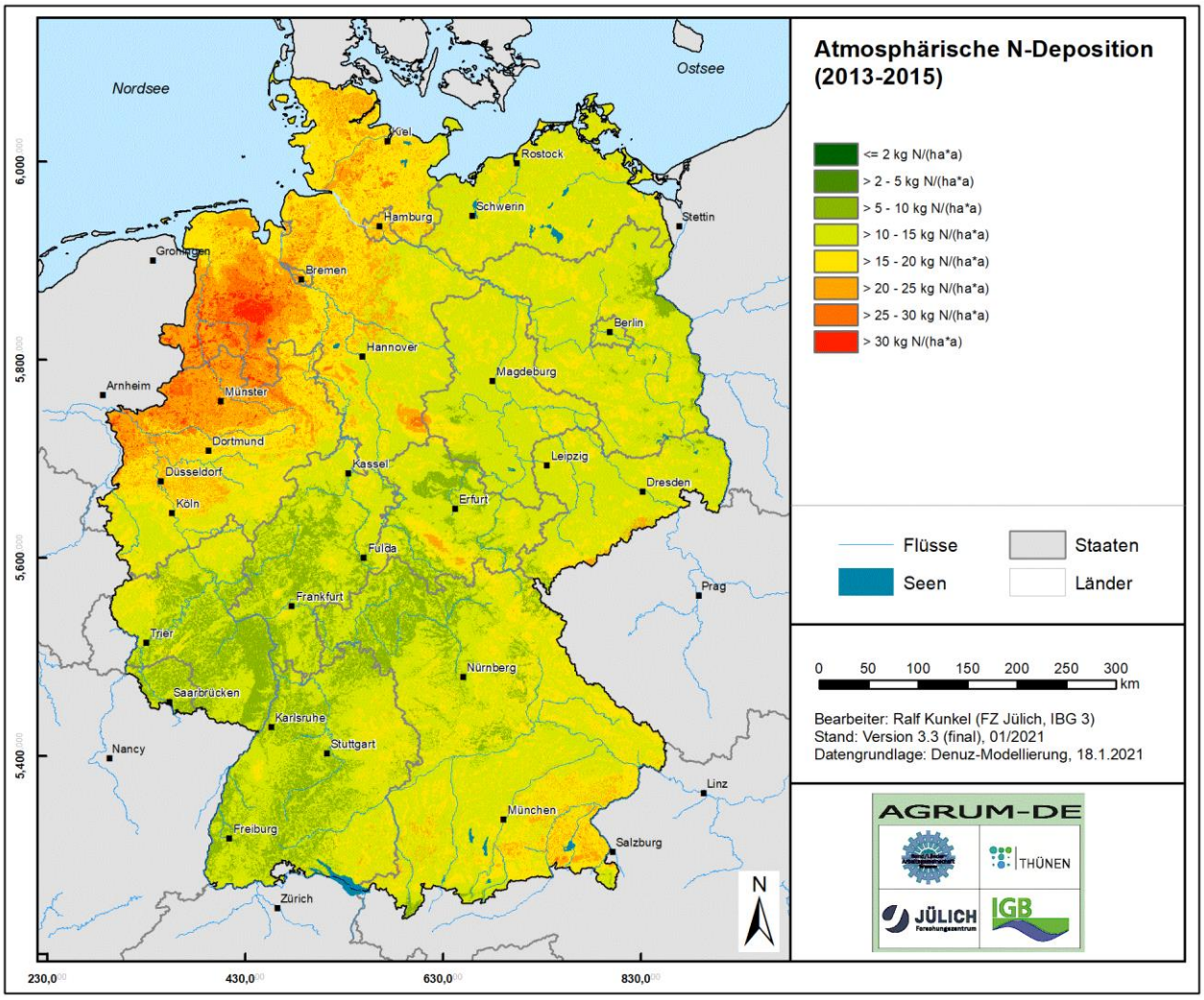


Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

5.3.2 Atmosphärische N-Deposition

In landwirtschaftlich genutzten Regionen stellen atmosphärische Stickstoffeinträge über die trockene und nasse Deposition eine weitere diffuse Eintragsquelle dar. In bewaldeten Regionen ist die atmosphärische Deposition neben dem Stoffumsatz im Boden die wichtigste diffuse N-Quelle für Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer. Als atmosphärische N-Deposition wurden die im Auftrag des UBA im Rahmen des PINETI-3-Projektes von Schaap et al. (2018) ermittelten Werte berücksichtigt. Karte 83 zeigt die regionale Verteilung der durch atmosphärische Deposition eingetragenen Stickstoffmengen (2013–2015).

Karte 83: Atmosphärische N-Deposition



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Eine atmosphärische N-Deposition von mehr als 20 kg N/(ha × a) tritt flächendeckend in den nordwestdeutschen Regionen mit hoher Viehbesatzdichte sowie in den Kammlagen der Mittelgebirge mit größeren bewaldeten Bereichen und hohen Niederschlägen auf. Mit abnehmender Viehbesatzdichte und abnehmenden Niederschlägen nimmt die atmosphärische N-Deposition nach Osten auf Werte zwischen 10 und 15 kg N/(ha × a) ab. Nach Südwesten nehmen die Werte auf 5–10 kg N/(ha × a) ab. Südöstlich einer Linie „Stuttgart – Nürnberg“ liegen die Werte dann fast flächendeckend wieder bei mehr als 10 kg N/(ha × a) und erreichen in Südostbayern Werte von mehr als 20 kg N/(ha × a).

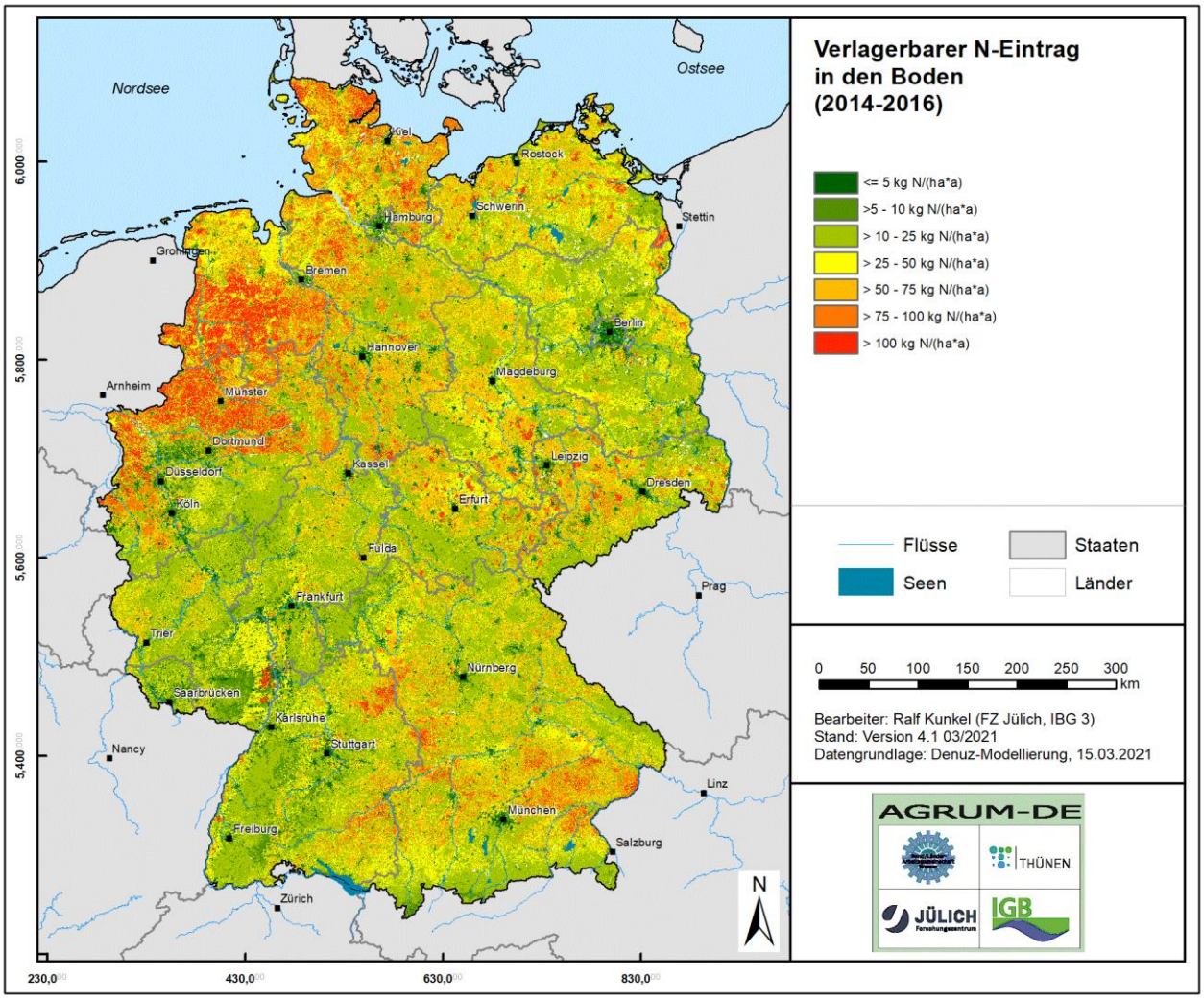
Aufsummiert über die gesamte Fläche Deutschlands liegt die atmosphärische N-Deposition bei ca. 520.000 t N/a. Etwa 8.000 t N/a hiervon kommen auf der Gewässerfläche zur Deposition. Die Höhe der atmosphärischen N-Deposition liegt damit in einer Größenordnung, die bei der N-Modellierung einen nicht zu unterschätzenden Faktor darstellt. Zwar ist die absolute Höhe der atmosphärischen N-Deposition pro Flächeneinheit (hier 100 m × 100 m-Raster) gering, jedoch handelt es sich im Gegensatz zu den Flächenbilanzüberschüssen der Landwirtschaft um eine bundesweit, d. h. auch auf nicht-landwirtschaftlichen Flächen wirksame N-Quelle.

5.3.3 Verlagerbarer N-Eintrag in den Boden

N-Quellen zur Ermittlung des verlagerbaren N-Eintrags in landwirtschaftlich genutzten Böden sind zum einen der N-Überschuss aus der Landwirtschaft und zum anderen die atmosphärische N-Deposition. Bei ackerbaulich genutzten Böden wird vereinfachend davon ausgegangen, dass N-Mineralisierungs- und N-Immobilisierungsprozesse im Mittel der Kulturen bzw. Fruchtfolgen ausgeglichen sind, sodass der Humus- und N-Gehalt im Oberboden konstant bleiben.

Einzige N-Quelle zur Ermittlung des verlagerbaren N-Eintrags im Boden von Waldstandorten sowie von Siedlungsflächen ist die atmosphärische N-Deposition. Während bei der Ermittlung des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden versiegelter Flächen keine N-Immobilisierung berechnet wird, so ist Letztere bei der Ermittlung des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden von Grünland- und Waldstandorten zu berücksichtigen. Im Rahmen des AGRUM-DE-Projektes wurde für Grünland eine N-Immobilisierung von 50 %, für Nadelwald von 20 % und für Laub- und Mischwald von 10 % ermittelt (siehe Kapitel 4.3.4). Karte 84 zeigt den auf diese Weise berechneten verlagerbaren N-Eintrag in den Boden.

Karte 84: Verlagerbarer N-Eintrag in den Boden



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Summiert über die Bundesfläche liegt der verlagerbare N-Eintrag in den Boden bei ca. 1.230.000 t N/a. In den Regionen mit hohem Waldanteil liegt der verlagerbare N-Eintrag in den Boden zwischen 10 und 25 kg N/(ha × a).

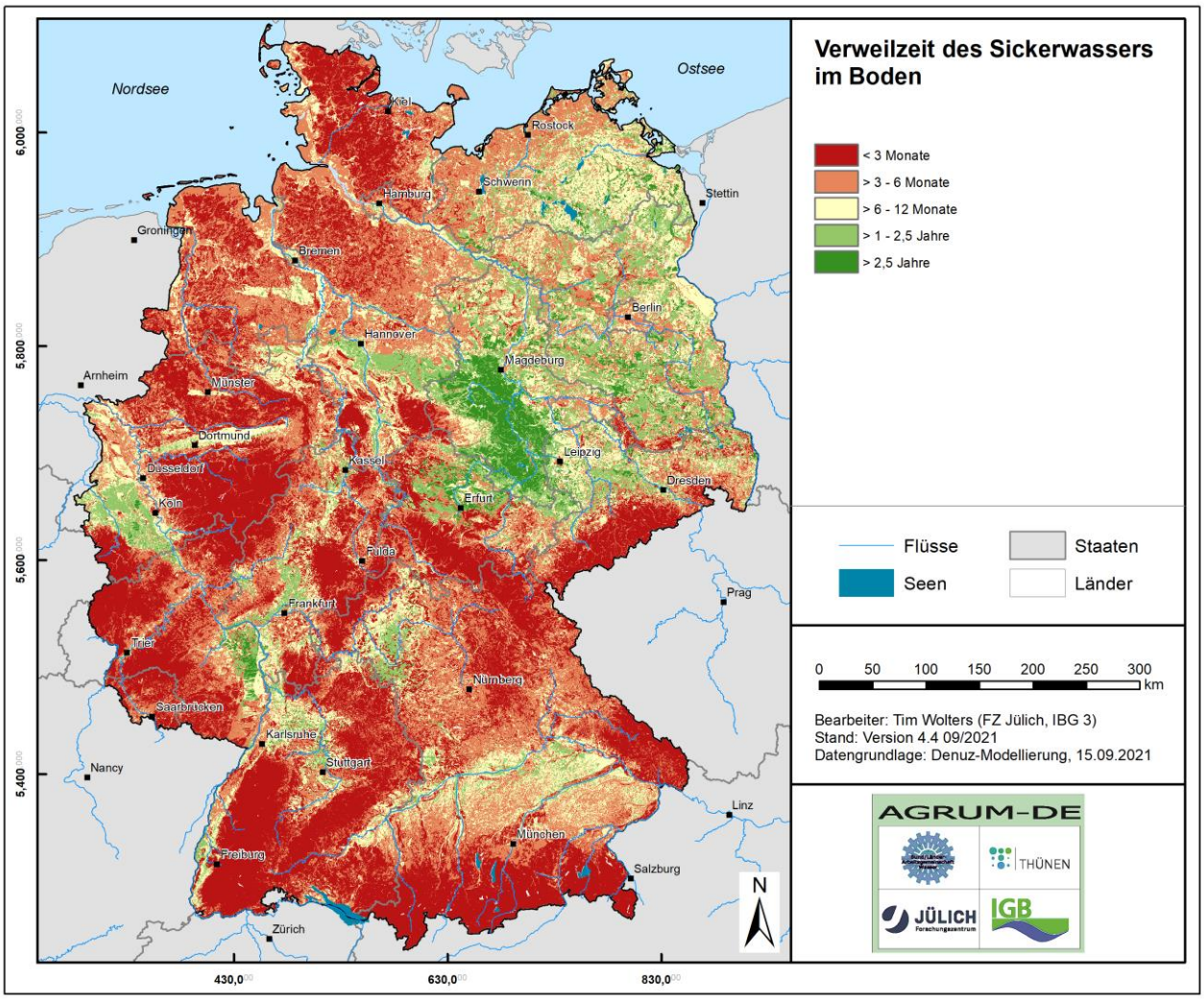
Dort, wo der Viehbesatz hoch ist, wie z. B. im Weser-Emsgebiet, übersteigen die Werte 75 kg N/(ha × a). In den überwiegend ackerbaulich genutzten Gebieten ohne N-Immobilisierung im Boden liegen die Werte des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden zwischen 25 und 75 kg N/(ha × a).

5.3.4 Nitratabbau im Boden und Stickstoffausträge aus dem Boden

5.3.4.1 Verweilzeit des Sickerwassers im Boden

Für den Nitratabbau im Boden spielt neben den Abbaubedingungen im Boden insbesondere auch die Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Boden eine wichtige Rolle. Letztere wurde nach dem in Kapitel 4.3.5 beschriebenen Verfahren aus der Sickerwasserhöhe und der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums abgeleitet. Die berechnete Verweilzeit des Sickerwassers im Boden ist in Karte 85 dargestellt.

Karte 85: Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Boden



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

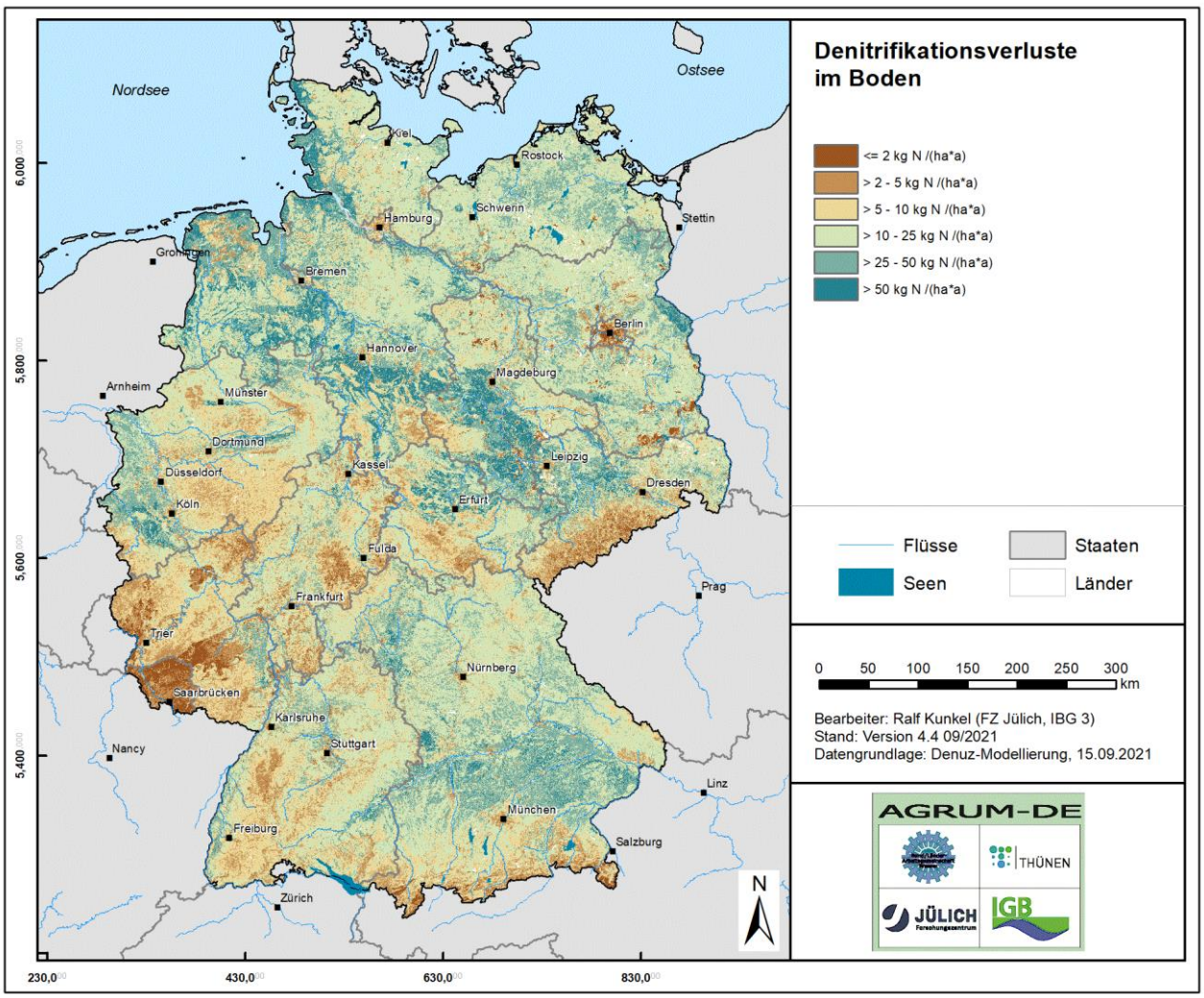
Es zeigt sich, dass in vielen Böden der Mittelgebirgsregion Verweilzeiten im Boden von unter drei Monaten auftreten. Im nordwestdeutschen Raum sind Verweilzeiten zwischen „weniger als drei Monate“ und „sechs Monate“ weit verbreitet. Die Böden in Regionen mit einer nur geringen Sickerwasserhöhe (z. B. Vorderpfalz,

Köln-Aachener Bucht, viele Regionen in den nord-östlichen Bundesländern) weisen dahingegen überwiegend Verweilzeiten von mehr als einem Jahr auf. In den mitteldeutschen Bördelandschaften (z. B. Magdeburger Börde und Thüringer Becken) können Verweilzeiten von mehr als 2,5 Jahren auftreten. Dort kommt es im Jahresgang aufgrund der niedrigen Sickerwasserhöhen und des hohen Wasserspeichervermögens der Böden verbreitet zu einem unvollständigen Bodenwasseraustausch in der durchwurzelten Bodenzone. Aus diesem Grund kann es in diesen Regionen zu einem sehr umfangreichen Nitratabbau im Boden kommen.

5.3.4.2 Denitrifikationsverluste im Boden

Durch Anwendung des DENUZ-Modells für jede Rasterzelle wird berechnet, wie hoch der Nitratabbau im Boden ist. Das Ergebnis ist in Karte 86 dargestellt.

Karte 86: Denitrifikationsverluste im Boden



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Vor allem in den Regionen, in denen geringe Verweilzeiten des Sickerwassers im durchwurzelten Boden in Kombination mit schlechten Denitrifikationsbedingungen im Boden auftreten, liegen die Denitrifikationsverluste im Boden bei weniger als 10 kg N/(ha × a). In der Regel sind dies die Regionen, für die nur geringe Gesamtsummen aus landwirtschaftlichem N-Überschuss und atmosphärischer Deposition berechnet wurden, wie z. B. im Westerwald. In vielen süd-westdeutschen Mittelgebirgsregionen führt die Denitrifikation im Boden

zu einer Reduzierung der N-Überschüsse von in der Regel bis zu 25 kg N/(ha × a). Dagegen kommt es in den Regionen mit langen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden (z. B. mitteldeutsche Bördelandschaften) sowie in Regionen mit sehr guten Abbaubedingungen (z. B. Niederungsgebiete im Norddeutschen Tiefland) dazu, dass mehr als 25 kg N/(ha × a) des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden denitrifiziert werden können. Bezogen auf die gesamte Landesfläche werden in Deutschland ca. 630.000 t N/a denitrifiziert, was ca. 52 % der verlagerbaren N-Menge im Boden entspricht.

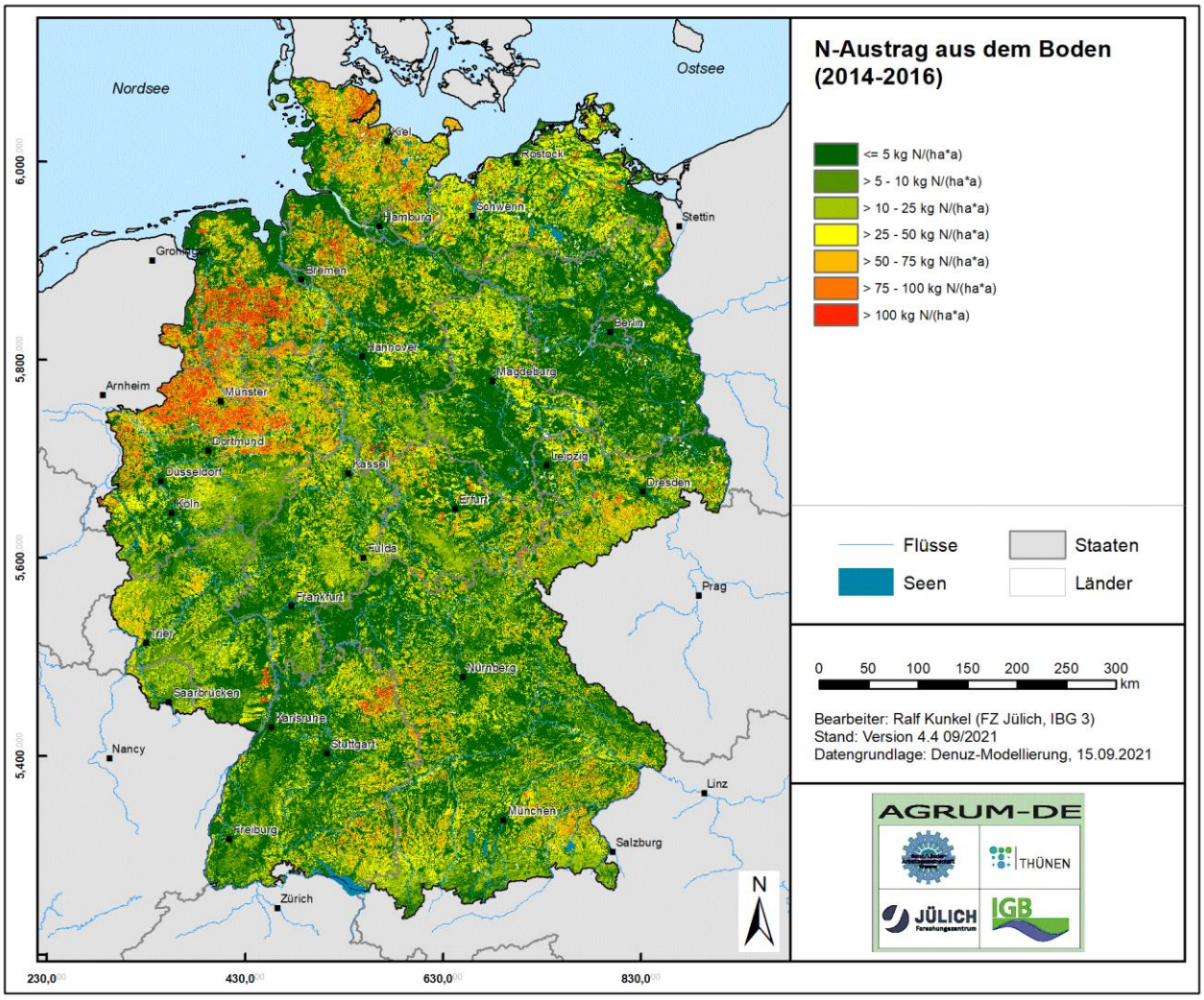
5.3.4.3 N-Austrag aus dem Boden

Der in der Ergebnisdarstellung (vgl. Karte 87) ausgewiesene N-Austrag aus dem Boden wurde für die Landnutzungen Acker, Grünland, Wald und Siedlung entsprechend der in Kapitel 4.3.4 und Kapitel 4.3.5 beschriebenen Vorgehensweise separat ermittelt. Im Folgenden sind die Bilanzglieder zur Berechnung des N-Austrags für die vier Landnutzungen zusammenfassend dargestellt:

- N-Austrag Ackerfläche = N-Überschuss LF + atmosphärische N-Deposition - Denitrifikation im Boden
- N-Austrag Grünlandfläche = N-Überschuss LF + atmosphärische N-Deposition - N-Immobilisierung - Denitrifikation im Boden *(hierbei: N-Immobilisierung = 50 % des N-Eintrags [= N-Überschuss LF + atmosphärische N-Deposition])*
- N-Austrag Laub- und Mischwaldfläche = atmosphärische N-Deposition - N-Immobilisierung - Denitrifikation im Boden *(hierbei: N-Immobilisierung = 10 % des N-Eintrags über atmosphärische N-Deposition)*
- N-Austrag Nadelwaldfläche = atmosphärische N-Deposition - N-Immobilisierung - Denitrifikation im Boden (*hierbei: N-Immobilisierung = 20 % des N-Eintrags über atmosphärische N-Deposition)*
- N-Austrag Siedlungsfläche = atmosphärische N-Deposition - Denitrifikation im Boden

An dieser Stelle sei nochmals darauf hinweisen, dass der Term „Denitrifikation im Boden“ in den oben aufgeführten Gleichungen nicht als konstanter Abschlag zu verstehen ist, sondern als Ergebnis der DENUZ-Modellierung (siehe Kapitel 4.3.5 und Kapitel 3.3.4.7).

Karte 87: N-Austrag aus dem Boden



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Werte von mehr als 50 kg N/(ha × a) treten dort auf, wo ungünstige Denitrifikationsbedingungen mit einer geringen Verweilzeit des Sickerwassers im Boden und mittleren bis hohen verlagerbaren N-Einträgen in den Boden zusammenfallen. Beispiele hierfür finden sich in den viehstarken Regionen in Nordwestdeutschland. In vielen Mittelgebirgsregionen sind die verlagerbaren N-Mengen im Boden, aber auch die Denitrifikationsraten gering (vgl. Karte 87). Dies führt dazu, dass es in diesen Mittelgebirgsregionen zu N-Austrägen aus dem Boden von verbreitet weniger als 25 kg N/(ha × a) kommt. In vielen Lockergesteinsregionen liegen die N-Austräge aus dem Boden zwischen unter 5 kg N/(ha × a) und 25 kg N/(ha × a). Vor allem die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden ist dort dafür ausschlaggebend, dass ein hoher Anteil des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden abgebaut wird. Die Gesamtsumme des N-Austrags aus dem Boden liegt bei ca. 590.000 t N/a, was etwa 48 % der verlagerbaren N-Einträge in den Boden entspricht.

5.3.5 Diffuse N-Einträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer

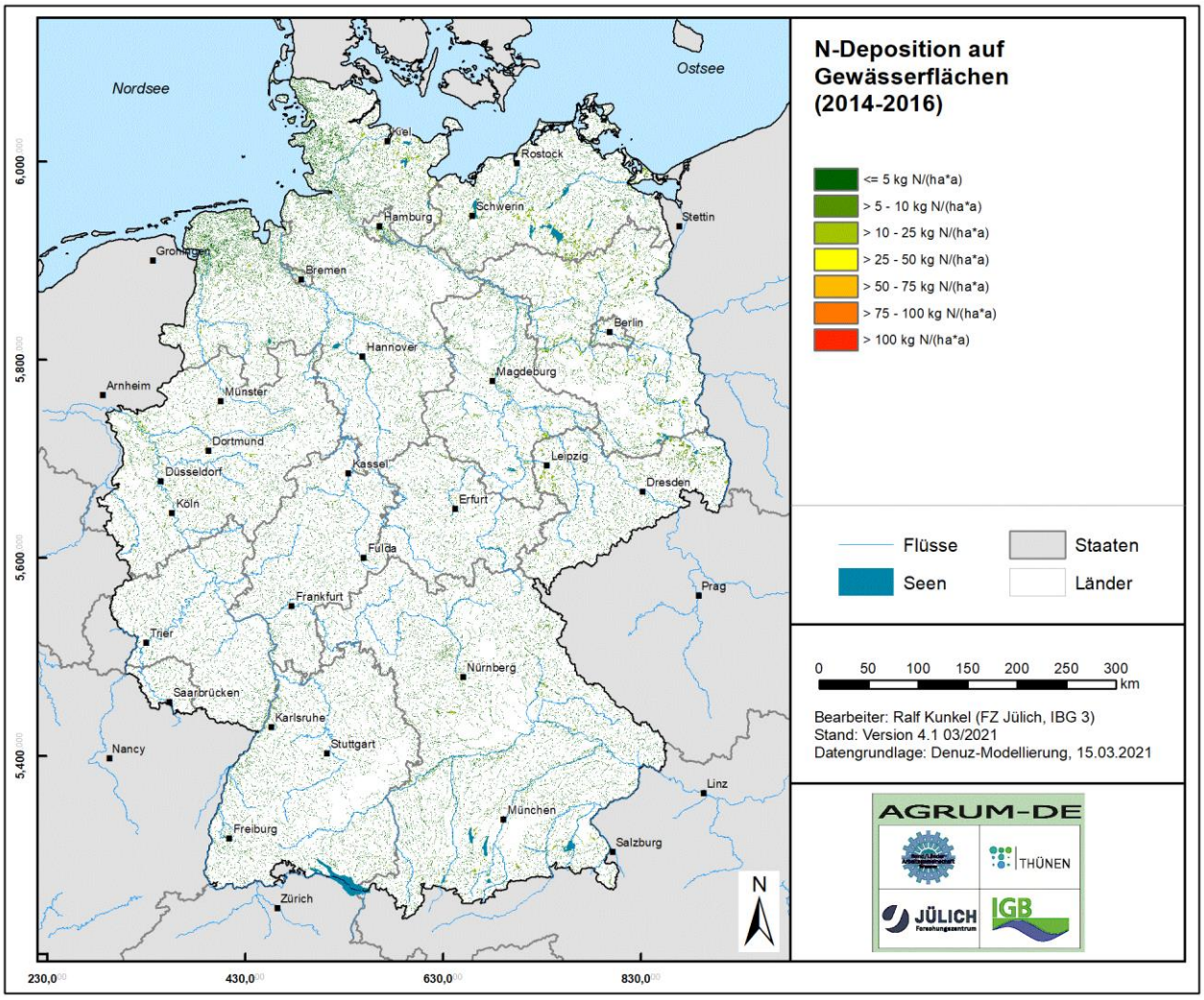
Da Denitrifikationsprozesse in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bereichs im AGRUM-DE-Projekt nicht berücksichtigt wurden, entspricht der N-Austrag aus dem Boden unterhalb der durchwurzelten Bodenzone der Nitratmenge, die über die Komponenten des Direktabflusses (Oberflächenabfluss, Dränabfluss,

natürlicher Zwischenabfluss, urbaner Direktabfluss) in die Oberflächengewässer bzw. ins Grundwasser eingetragen werden. Die N-Menge teilt sich dabei nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf die einzelnen Abflusskomponenten auf. Die N-Fracht, die über die Grundwasserneubildung in den Aquifer gelangt, kann während des N-Transports im Grundwasserraum durch weitere Abbauprozesse reduziert werden, sodass die N-Einträge in die Vorfluter über den Grundwasserabfluss unter Umständen deutlich geringer sein können als die N-Einträge in das Grundwasser. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Modellierung der diffusen Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss sowie die Modellierung des reaktiven N-Transports im Grundwasser und die Ergebnisse zum grundwasserbürtigen N-Eintrag in die Oberflächengewässer zusammenfassend dargestellt und diskutiert.

5.3.5.1 N-Deposition auf Gewässerflächen

Zur Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen musste die Gewässerfläche räumlich differenziert abgeschätzt werden. Hierzu wurde das DLM250 genutzt. Während die Gewässerflächen für die Flächenobjekte des DLM250 direkt zugänglich waren, musste den Linienobjekten eine Breite zugeordnet werden. Dies erfolgte über das Attribut „BRG“, in dem Breitenklassen für diese Linienobjekte angegeben sind. Jedes Linienobjekt wurde mit einem Puffer der entsprechenden Breite versehen und dadurch ebenfalls in ein Flächenobjekt umgewandelt. Die Summe der sich daraus ergebenden Gewässerflächen wurde mit Angaben zur Gewässerfläche des Statistischen Bundesamtes verglichen und die Breiten ggf. angepasst. In einem nächsten Schritt wurde für jede Rasterzelle der Anteil der Gewässerfläche ermittelt und mit der in PINETI-3 (Schaap et al., 2018) für das gesamte Raster angegebenen N-Deposition für Gewässerflächen skaliert. Das Ergebnis ist in Karte 88 dargestellt. Für die Summe aller Gewässerflächen in Deutschland ergibt sich ein Wert für die N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition von ca. 8.000 t N/a.

Karte 88: N-Deposition auf Gewässerflächen

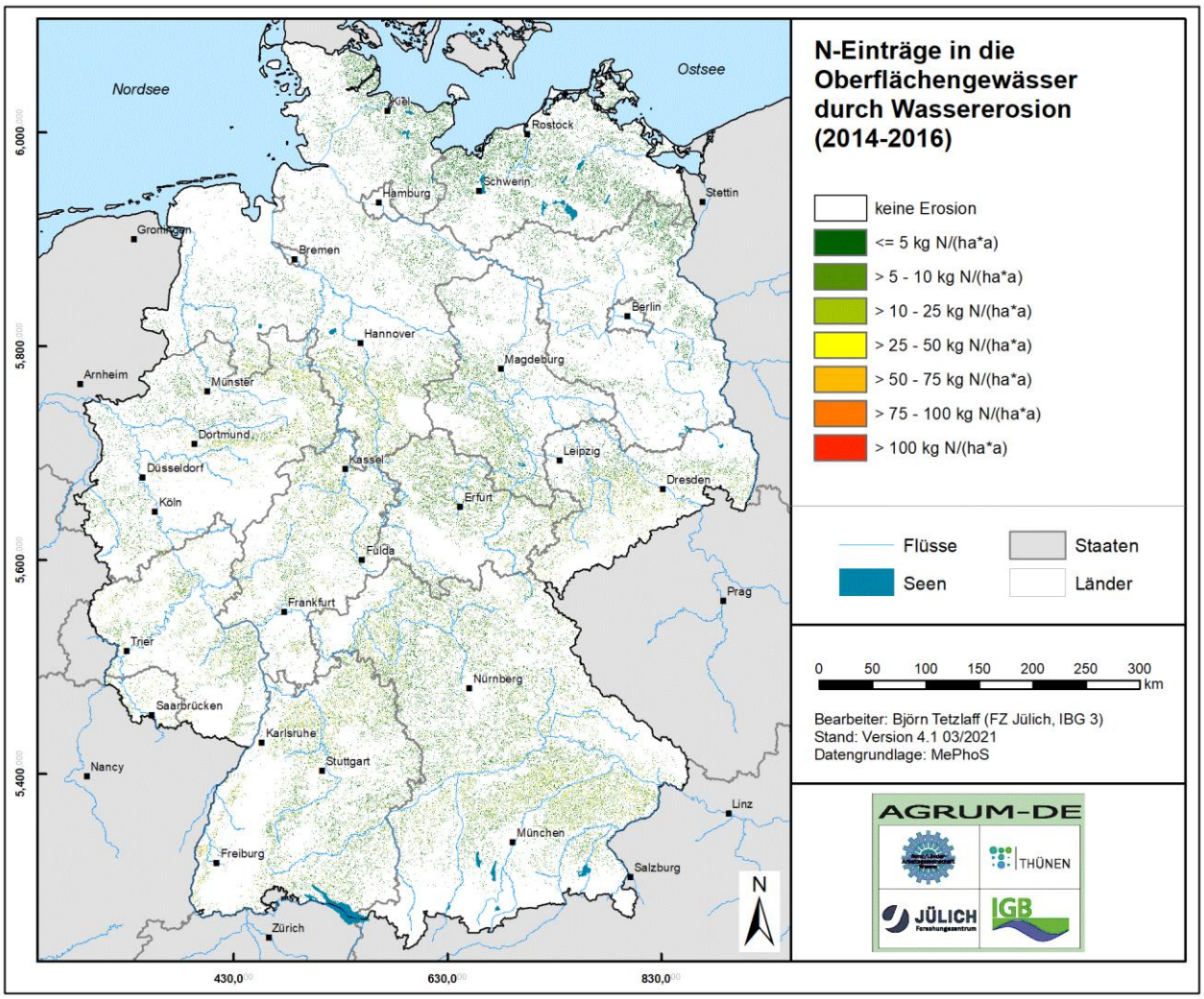


Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

5.3.5.2 N-Eintrag in die Oberflächengewässer über Erosion

Karte 89 zeigt den N-Eintrag in die Oberflächengewässer über Erosion. Berechnet wurde der erosive N-Eintrag im MePHos-Modell für Einzelpixel mit einer Auflösung von 25 m × 25 m, die dann auf die 100 m-Raster summiert wurden. Da sich die zum N-Eintrag über Erosion beitragenden Standorte durch eine Hangneigung > 2 % und zudem eine ackerbauliche Nutzung, fehlende 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. Jede 100 m × 100 m-Rasterzelle, die eine 25 m × 25 m-Rasterfläche mit Erosionsgefährdung beinhaltet, erhält auf diese Weise einen anteiligen Wert für den erosiven N-Eintrag zugewiesen. Hierdurch bedingt, täuscht das Kartenbild an dieser Stelle; es treten keine größeren zusammenhängenden Bereiche mit Erosionsgefährdung auf.

Karte 89: N-Eintrag in die Oberflächengewässer durch Erosion



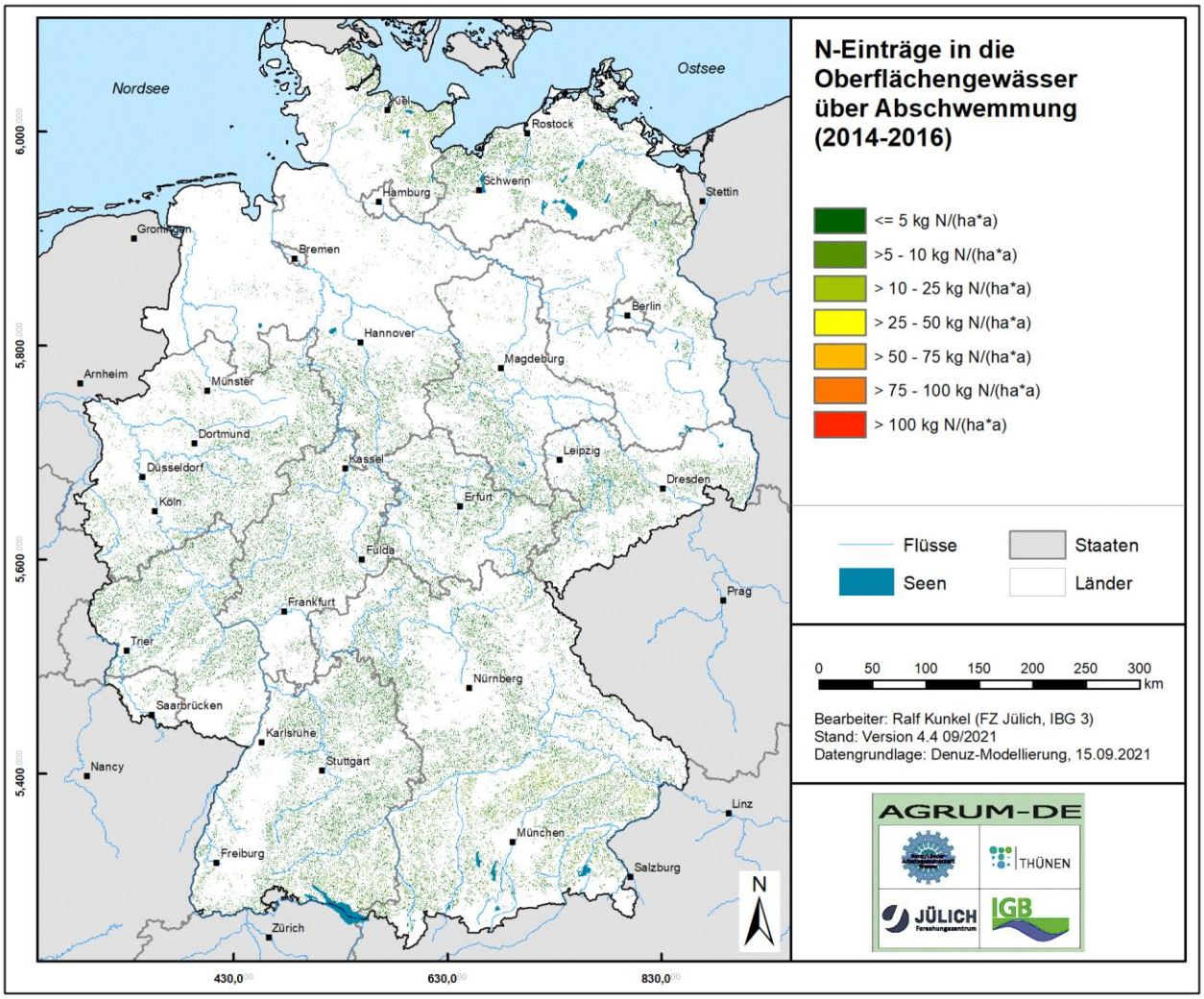
Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Die N-Einträge in die Oberflächengewässer pro Flächeneinheit liegen im Allgemeinen bei unter 10 kg N/(ha × a). Basierend auf dem angegebenen mittleren Bodenabtrag von Ackerflächen ergeben sich erosionsbedingte N-Einträge in die Oberflächengewässer von ca. 14.000 t N/a.

5.3.5.3 N-Eintrag in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Karte 90 zeigt die N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung. Da sich die zum N-Eintrag über Abschwemmung beitragenden Standorte durch eine Hangneigung über 2 % 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. Auch hier täuscht das Kartenbild; es treten keine größeren zusammenhängenden Bereiche mit einer Abschwemmungsgefährdung auf. Die N-Einträge in die Oberflächengewässer pro Flächeneinheit liegen im Allgemeinen bei unter 5 kg N/(ha × a), die Gesamtmenge des N-Eintrags in die Oberflächengewässer über die Abschwemmung liegt bei ca. 3.200 t N/a. Räumlich liegen die Schwerpunkte des N-Eintrags in die Oberflächengewässer über Abschwemmung in den landwirtschaftlich Mittelgebirgsregionen.

Karte 90: N-Eintrag in die Oberflächengewässer durch Abschwemmung

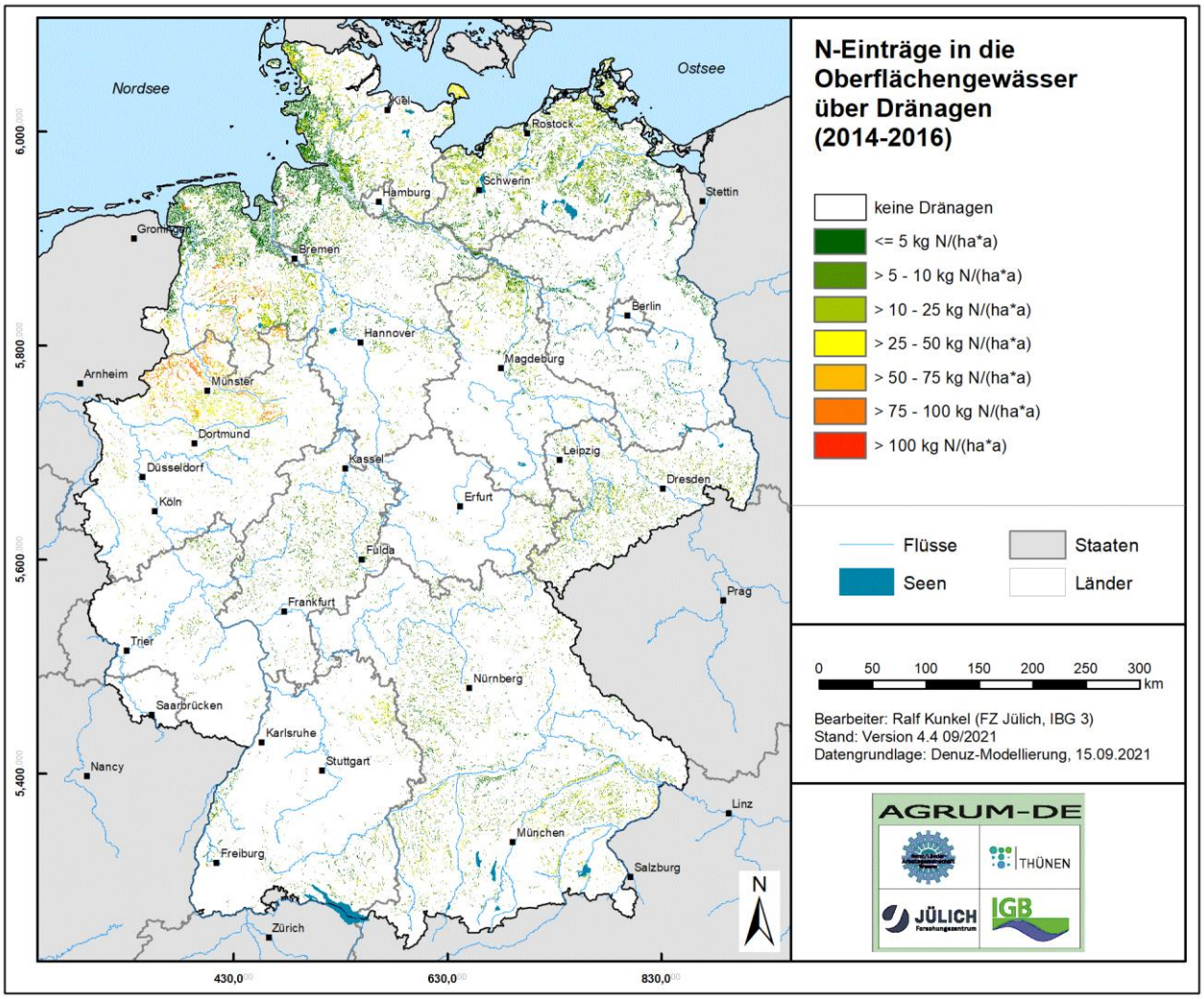


Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

5.3.5.4 N-Eintrag in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Dränagen

In Karte 91 sind die N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Dränagesystemen dargestellt. Hierbei treten vor allem die landwirtschaftlich genutzten Böden in den Niederungsregionen des Norddeutschen Tieflands mit einem geringen Flurabstand hervor. Da diese Böden ein hohes Denitrifikationspotenzial aufweisen, wird ein Großteil der verlagerbaren N-Menge im Boden abgebaut, sodass die N-Einträge über Dränagen dort nur selten 25 kg N/(ha × a) überschreiten. N-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen in gleicher Größenordnung treten auch von landwirtschaftlich genutzten Pseudogleyen in Mittelgebirgsregionen auf. Die Pseudogleye weisen dort zwar ein geringeres Denitrifikationspotenzial als im Norddeutschen Tiefland auf, jedoch liegen auch die verlagerbaren N-Mengen im Boden in den Mittelgebirgen auf einem niedrigeren Niveau. N-Einträge über Dränagen über 50 kg N/(ha × a) treten vor allem im Einzugsgebiet der Ems auf. Aufsummiert über die gesamten gedränten Flächen in Deutschland liegen die N-Einträge in die Oberflächengewässer bei ca. 33.000 t N/a.

Karte 91: N-Eintrag in die Oberflächengewässer über Dränagen



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Beim Vergleich der AGRUM-DE-Ergebnisse zum N-Eintrag in die Oberflächengewässer aus Dränagesystemen mit den Ergebnissen aus den Nährstoffmodellen der Bundesländer, für die vom FZJ Nährstoffmodelle aufgebaut wurden, zeigte sich, dass die Ergebnisse des AGRUM-DE-Projektes auf einem deutlich niedrigeren Niveau liegen. Da den vom FZJ aufgebauten Ländermodellen und dem AGRUM-DE-Modell das gleiche Systemverständnis zugrundeliegt, lassen sich die Ursachen für die Abweichungen sehr gut eingrenzen. In diesem Zusammenhang sei auf Unterschiede aufgrund der verwendeten N-Bilanzierungsmodelle, der betrachteten Zeitperioden und aufgrund von Modellweiterentwicklungen hingewiesen.

Hauptursache für die Unterschiede sind jedoch die bodenkundlichen Datengrundlagen, die in die Modellierung eingehen. Wie bereits in Kapitel 5.3.4.1 beschrieben, erlaubt die im AGRUM-DE-Projekt verwendete Bodenkarte im Maßstab 1:200.000 eine räumlich nur wenig hochaufgelöste Parametrisierung von Bodeneigenschaften für die Modellierung. Dränbedürftige, d. h. landwirtschaftlich genutzte grund- oder stauwasserbeeinflusste Böden stellen sich in kleinmaßstäbigen Karten (wie der BÜK200) häufig als Begleitböden dar, sodass die Flächenanteile dieser Böden nicht als eigenständige Bodeneinheit ausgewiesen sind. Stattdessen sind in kleinmaßstäbigen Karten häufig nur die flächenmäßig dominanten Leitböden ausgewiesen. Dies hat zur Folge, dass sich aus den Bodeneinheiten der BÜK200 heraus nur wenige Flächen mit dränbedürftigen Böden ergeben. Dementsprechend werden bei der Modellierung nur wenige Flächen mit Dränabfluss bzw. mit einem N-Eintrag in die

Oberflächengewässer über Dränagen ausgewiesen. Stattdessen wird im AGRUM-DE-Modell mehr Zwischenabfluss als Direktabflusskomponente ausgewiesen und dementsprechend mehr N-Eintrag über Zwischenabfluss (siehe Kapitel 5.3.5.5).

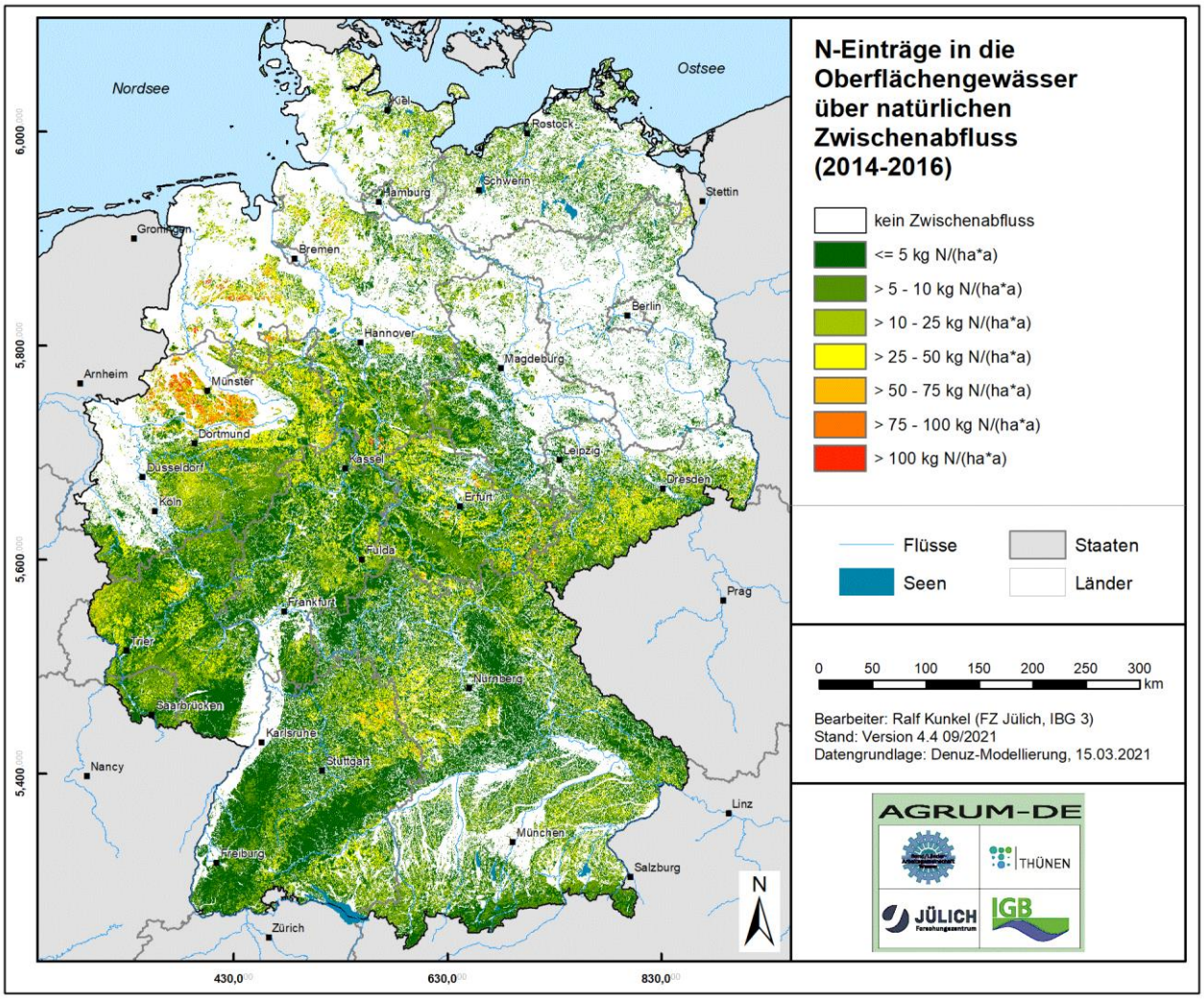
Die Unterschiede bei den Modellergebnissen zum N-Eintrag über Dränagen auf Bundes- und Landesebene wären bereits deutlich geringer, wenn die Modellierungen auf der gleichen bodenkundlichen Datengrundlage, vorzugsweise den Bodenkarten der Bundesländer im Maßstab 1:50.000 bzw. Länder-Bodenkarten vergleichbaren Maßstabs, durchgeführt würden. Diesem Aspekt wird möglicherweise bei der Weiterentwicklung von AGRUM-DE hin zu einem verstetigten bundesweiten Ansatz eine besondere Bedeutung zukommen.

In diesem Zusammenhang soll das Modellsystem AGRUM-DE in den kommenden Jahren in enger Abstimmung mit den Bundesländern auf verbesserte und länderübergreifend harmonisierte Datengrundlagen angepasst werden. Dieser Prozess verdeutlicht einmal mehr den großen Bedarf einer länderübergreifenden Abstimmung der Datengrundlagen, um eine Vergleichbarkeit der Berechnungsergebnisse über die Bundesländergrenzen hinaus sicherstellen zu können, und Brüche an den Ländergrenzen bzgl. des Handlungsbedarfs zur Erreichung der Gewässerschutzziele zu vermeiden.

5.3.5.5 N-Eintrag in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss

Aufgrund des hohen Festgesteinsanteils stellt der natürliche Zwischenabfluss in Deutschland eine der Hauptkomponenten des Abflusses dar. Folglich ist der N-Eintrag in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss von hoher Relevanz. So werden über diesen Eintragspfad insgesamt ca. 190.000 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen (vgl. Karte 92).

Karte 92: N-Eintrag in die Oberflächengewässer aus dem Zwischenabfluss



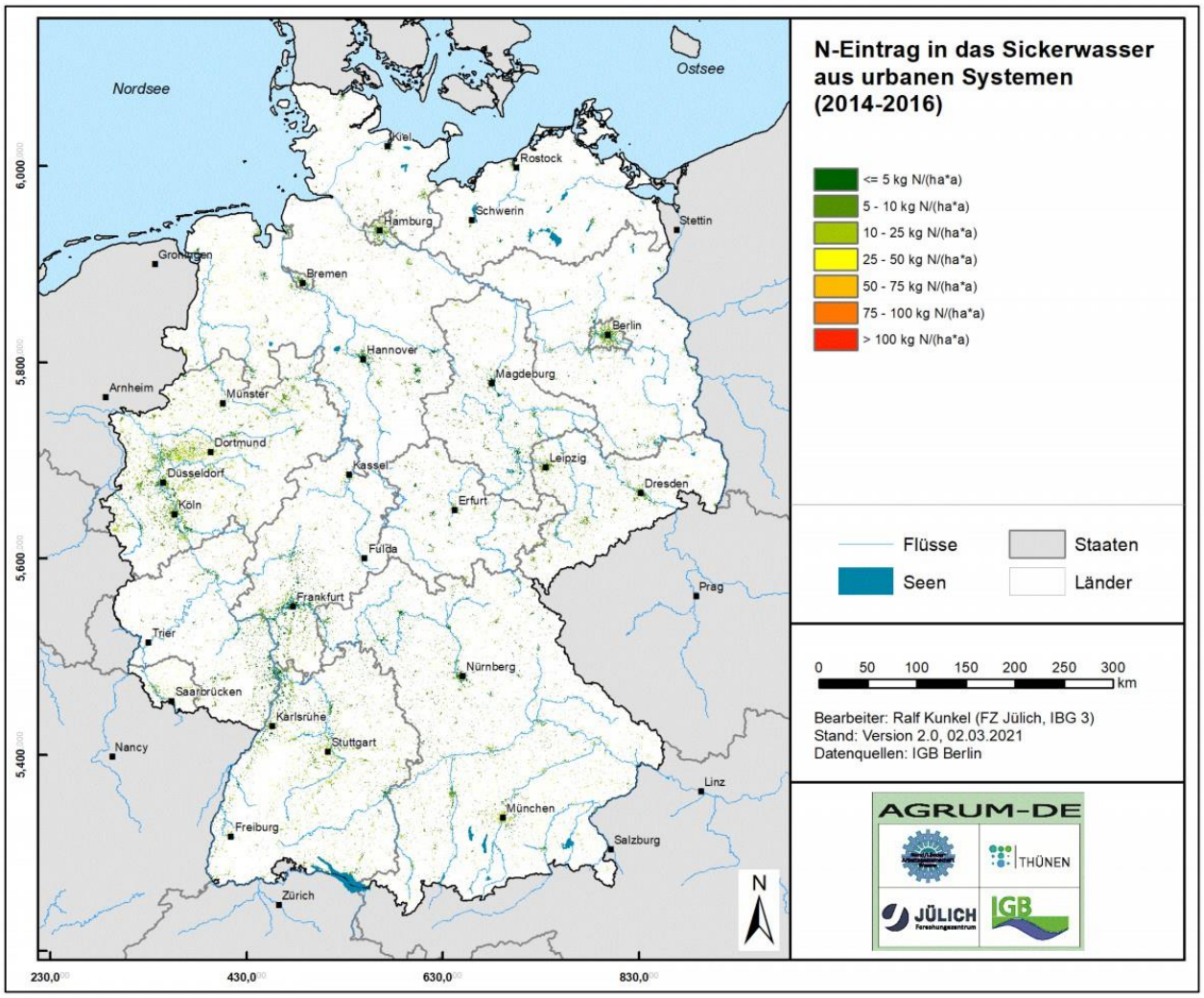
Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

In den meisten Mittelgebirgsregionen liegen die N-Einträge über den Zwischenabfluss in einem Bereich zwischen < 5 und 25 kg N/(ha × a). In Regionen mit einem sehr hohem Waldanteil, wie z. B. dem Schwarzwald, liegen die N-Einträge über den natürlichen Zwischenabfluss in der Regel bei weniger als 10 kg N/(ha × a). Ausschlaggebend hierfür sind die recht geringen verlagerbaren N-Mengen im Boden, die ausschließlich aus der atmosphärischen N-Deposition stammen. In landwirtschaftlich geprägten Mittelgebirgsregionen mit einem hohen Viehanteil sind die N-Einträge über den Zwischenabfluss höher und können 25 kg N/(ha × a) erreichen. Die Höhe der N-Einträge ergibt sich in diesen Regionen aufgrund des Zusammenwirkens von geringen Nitratabbaupotenzialen im Boden mit geringen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden und hohen verlagerbaren N-Einträgen in den Boden.

5.3.5.6 N-Eintrag in das Sickerwasser aus undichten Kanalisationen

Neben dem N-Austrag aus dem Boden aus diffusen Quellen spielen in besiedelten Gebieten die N-Einträge in das Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone aus undichten Kanalisationen eine Rolle. Diese Größe wurde im AGRUM-DE Vorhaben vom IGB auf Gemeindeebene modelliert und dem FZJ zur Verfügung gestellt (vgl. Karte 93). Für detaillierte Erläuterungen hierzu sei auf Kapitel 5.6 verwiesen.

Karte 93: N-Eintrag in das Sickerwasser aus undichten Kanalisationen (vom IGB übernommenes Modellergebnis)



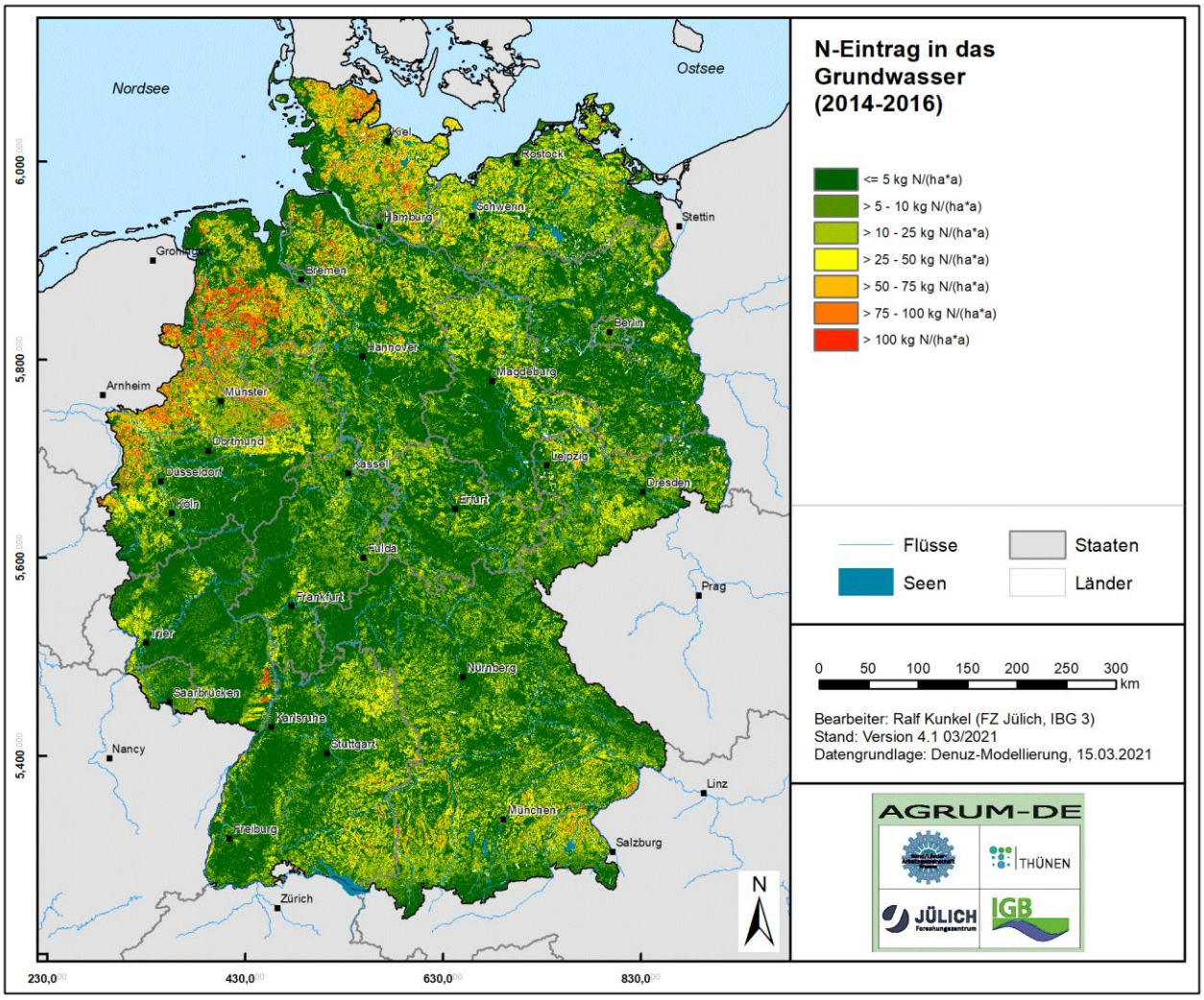
Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Es wird deutlich, dass in einigen Regionen (z. B. im Ruhrgebiet) N-Einträge von mehr bis 25 kg N/(ha × a) auftreten können. Unter den meisten Siedlungsflächen liegen die N-Einträge aus urbanen Systemen bei unter 10 kg N/(ha × a). Insgesamt summieren sich die N-Einträge in aus urbanen Systemen auf ca. 17.000 t N/a auf.

5.3.5.7 N-Eintrag in das Grundwasser

Gegenüber den N-Einträgen aus urbanen Systemen nehmen die aus dem Boden ausgetragenen Stickstoffmengen einen sowohl räumlich als auch in ihrer absoluten Menge ungleich größeren Anteil an den N-Einträgen in das Grundwasser ein. Das zeigt sich in Karte 94 insbesondere in den landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen in den Lockergesteinsbereichen, in denen es trotz ggf. vorliegender Dränagesysteme zu N-Einträgen in das Grundwasser von 50 kg N/(ha × a) und mehr kommen kann. Die urban geprägten Regionen sind hier kaum erkennbar.

Karte 94: N-Eintrag in das Grundwasser mit der Grundwasserneubildung



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Vor allem die Mittelgebirgsregionen mit BFI-Werten von weniger als 0,2 zeichnen sich erwartungsgemäß durch geringe N-Einträge in das Grundwasser aus. Mit weniger als 10 kg N/(ha × a) ergeben sich dabei besonders geringe N-Einträge für Waldstandorte, bei denen die verlagerbaren N-Einträge in den Boden durch die N-Immobilisierung im Boden bereits vermindert wurden. Mittelgebirgsregionen mit Grundwasserneubildungsanteilen von mehr als 30 % zeichnen sich dagegen durch N-Einträge in das Grundwasser von bis zu 25 kg N/(ha × a) aus. Aufsummiert über die gesamte Fläche Deutschlands liegen die N-Einträge in das Grundwasser bei ca. 390.000 t N/a.

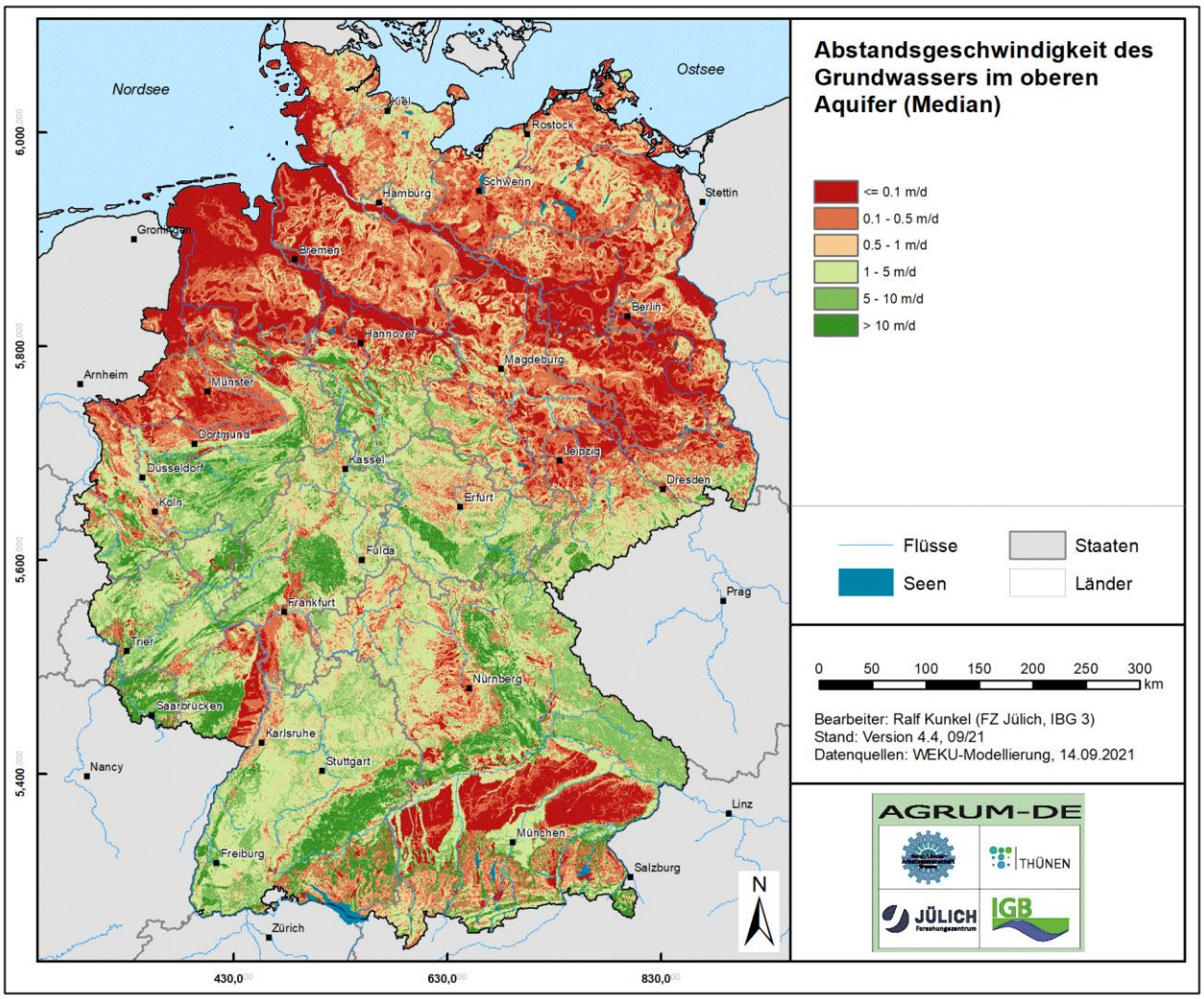
5.3.5.8 Grundwasserbürtiger N-Eintrag in die Oberflächengewässer

Auf dem Weg zum Vorfluter kann es in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen und den Grundwasserfließzeiten im Aquifer zu einem signifikanten Nitratabbau kommen. Dieser Nitratabbau wird in nitratabbauenden Aquiferen dabei umso effektiver, je größer die Fließzeit des Nitrats im Aquifer ist.

5.3.5.8.1 Fließzeiten des Grundwassers im oberen Aquifer

Die Fließzeiten des Grundwassers bezeichnen die Zeiträume, innerhalb derer das Grundwasser vom Ort der Einsickerung in den Aquifer zum grundwasserwirksamen Vorfluter gelangt. Die Fließzeit hängt dabei maßgeblich von der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers (vgl. Karte 95) 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.

Karte 95: Abstandsgeschwindigkeit (Median) des Grundwassers



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Für die Modellierung wurden die in der HÜK 200 angegebenen Durchlässigkeitsbeiwerte (vgl. Abbildung 8) in den Festgesteinsregionen pauschal um eine Größenordnung erhöht, um dem Umstand Rechnung zu tragen, dass der weitaus überwiegende Anteil des Grundwasserabflusses in der Auflockerungszone über dem unverwitterten Gestein auftritt.

Die in Karte 95 dargestellte Abstandsgeschwindigkeit im Grundwasser umfasst eine Spannbreite zwischen weniger als 0,1 m/d und mehr als 10 m/d. Abstandsgeschwindigkeiten zwischen 1 und 5 m/d ergeben sich für die meisten Festgesteinsregionen. Grund hierfür sind die geringen Durchlässigkeitsbeiwerte und nutzbaren Hohlraumanteile (teilweise unter 1 %), aber steilen hydraulischen Gradienten. Im Verbreitungsgebiet von

Festgesteinen mit höheren Durchlässigkeitsbeiwerten, wie z. B. mesozoischen Sandgesteinen, verkarsteten Kalkgesteinen sowie Vulkangesteinen, treten höhere Abstandsgeschwindigkeiten (> 5 m/d) auf. Im Verbreitungsgebiet mesozoischer Gesteine in Beckenlagen, aber auch mergeliger und fluviatiler tertiärer Gesteine (Vorderpfalz, Alpenvorland) treten geringere Abstandgeschwindigkeiten zwischen 0,1–1 m/d auf. Trotz der hohen Durchlässigkeitsbeiwerte von quartären fluviatilen (z. B. Oberrheingraben) und glazialen Sedimenten (Norddeutsches Tiefland) liegen die Abstandsgeschwindigkeiten dort aufgrund der geringen hydraulischen Gradienten bei allgemein unter 0,5 m/d. Nur in stärker reliefierten Lockergesteinsregionen (z. B. Jungmoränengebiet Nordostdeutschland) und Gebieten mit Durchlässigkeitsbeiwerten von mehr als 1×10^{-3} m/s (z. B. Alpenvorland) können Abstandgeschwindigkeiten > 5 m/d erreicht werden.

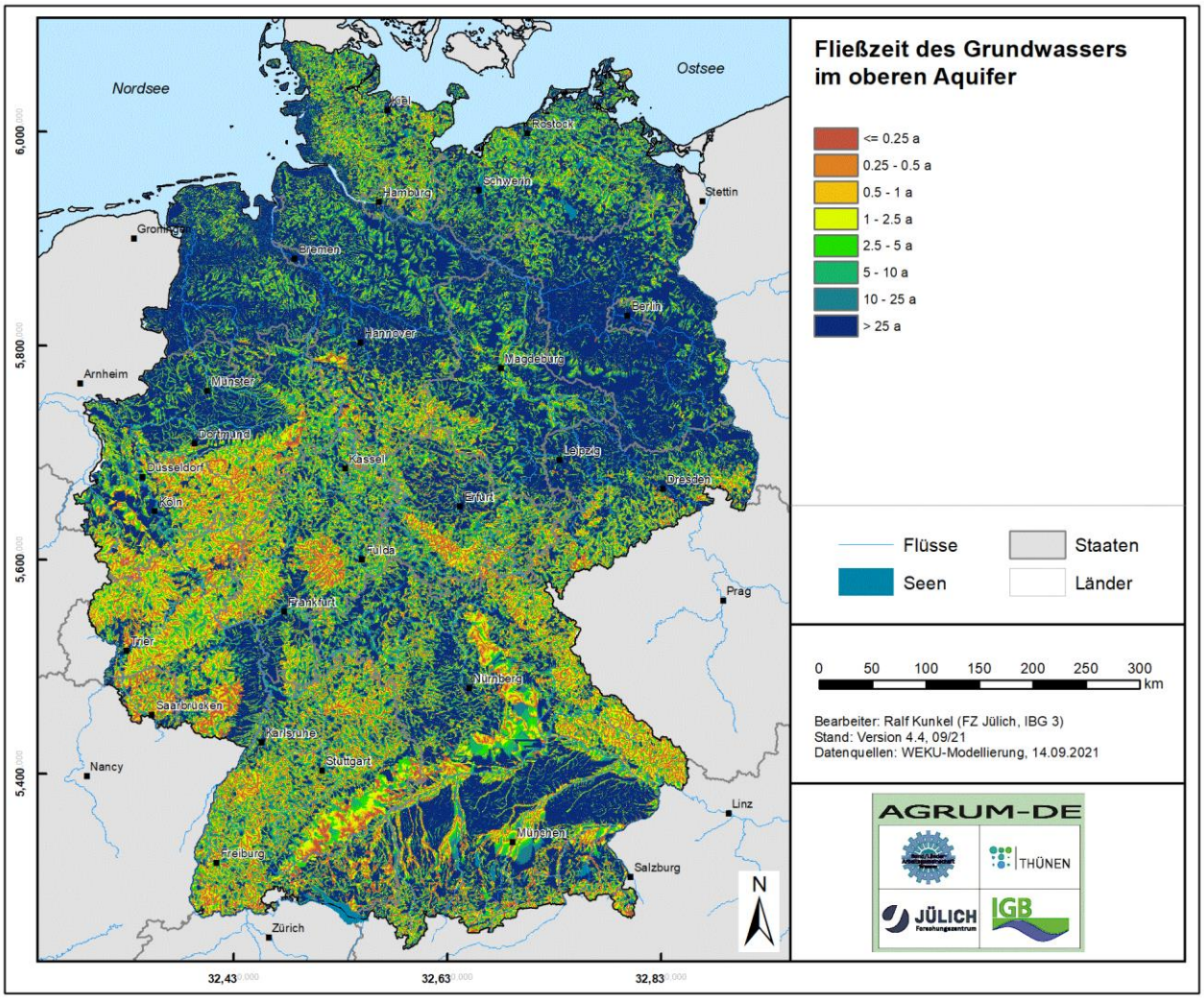
Zur richtigen Einordnung der berechneten Abstandsgeschwindigkeiten ist anzumerken, dass gerade bei sehr geringen nutzbaren Hohlraumanteilen (wie z. B. in den paläozoischen Schiefergesteinen) ein nur geringer Anteil des Sickerwassers über den Grundwasserpfad, d. h. über den eigentlichen „Aquifer“ entwässert. Der überwiegende Anteil wird wahrscheinlich als natürlicher Zwischenabfluss über die Auflockerungszone oberhalb des Aquifers den Vorfluter erreichen. Dies kann in der Ergebniskarte zur Abstandgeschwindigkeit nur eingeschränkt wiedergegeben werden. Die Karte der Abstandsgeschwindigkeiten sowie auch die hierauf aufbauende Karte der Grundwasserfließzeiten sollten daher immer gemeinsam mit den Anteilen der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss bewertet werden.

Aus den Abstandsgeschwindigkeiten der einzelnen Rasterzellen wird die Fließzeit des Grundwassers bis zum Eintritt in einen Vorfluter ermittelt (siehe Kapitel 4.3.6.1). Die Fließzeiten des Grundwassers (vgl. Karte 96) weisen eine große Spannbreite zwischen weniger als 0,25 Jahren und mehr als 25 Jahren auf. In den quartären Lockergesteinsregionen treten verbreitet Fließzeiten zwischen 5 und mehr als 25 Jahren auf. Geringere Fließzeiten als 5 Jahre ergeben sich dort generell nur für Regionen in Vorfluternähe, Regionen mit hoher Vorfluterdichte und/oder Regionen mit steilen hydraulischen Gradienten. Großflächig geringe Fließzeiten von weniger als 2,5 Jahren sind typisch für die meisten Festgesteinsregionen.

Es sei betont, dass sich die dargestellten Fließzeiten 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 (z. B. im Rheinischen Schiefergebirge), der grundwasserbürtige Abfluss häufig weniger als 15 % zum Gesamtabfluss bei. In diesen Regionen beziehen sich die angegebenen Fließzeiten daher generell nicht auf die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

Nach der Berechnung der Grundwasserfließzeiten wurde eine Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im oberen Aquifer vorgenommen. Dies machte eine Einschätzung der in Deutschland auftretenden Aquifere hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens erforderlich.

Karte 96: Fließzeit des Grundwassers im oberen Aquifer



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

5.3.5.8.2 Bestimmung des Nitratabbauvermögens von Grundwasserleitern

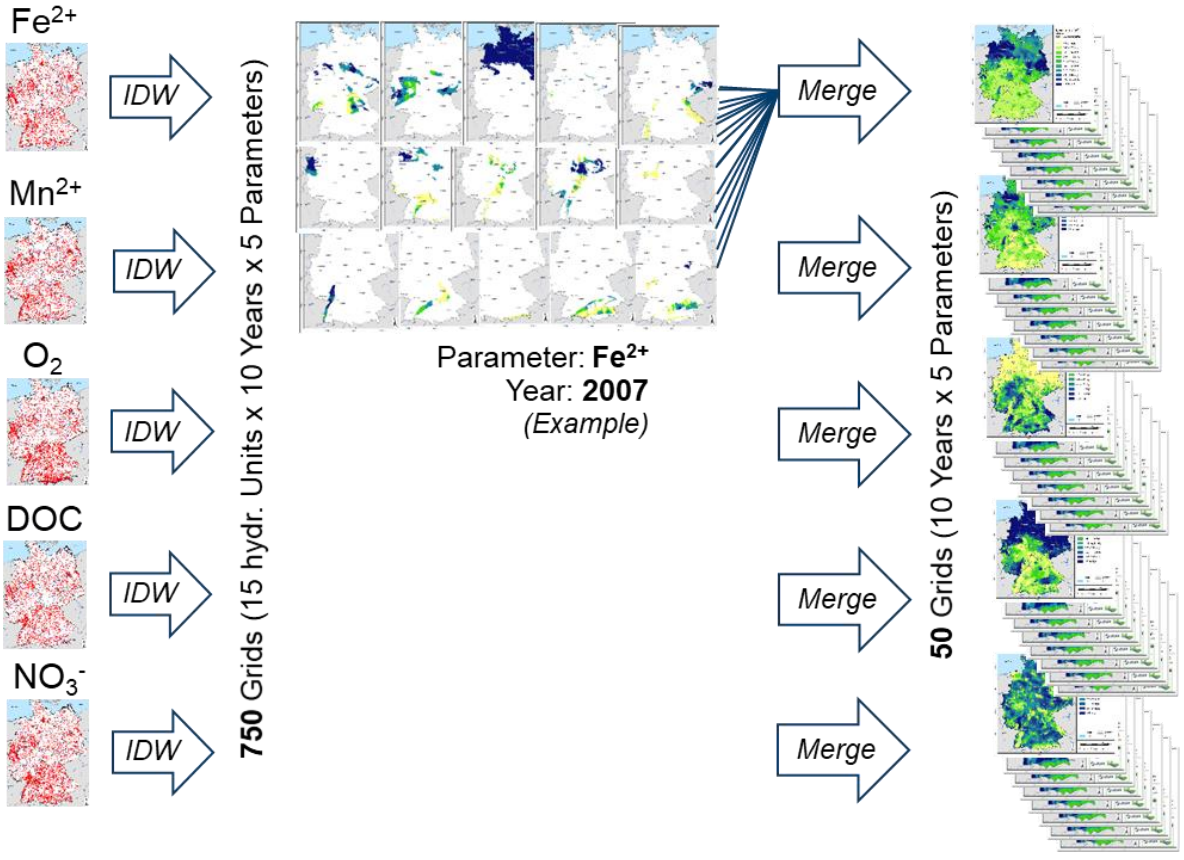
Die Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Aquifer erfolgt auf Basis der Indikatorparameter aus Tabelle 10 (Eisen, Mangan, Nitrat, Sauerstoff und DOC). Falls ein Parameter an einer Messstelle innerhalb eines Jahres mehrmals gemessen wurde, wird zunächst der Mittelwert gebildet, sodass für jedes Jahr und jede Messstelle genau ein Messwert vorliegt.

Zusätzlich wurden die hydrogeologischen Einheiten (vgl. Karte 32) einbezogen. Hierdurch wird sichergestellt, dass bei der Regionalisierung der Konzentrationswerte mit „Inverse Distance Weighting“ (IDW) auf ein 100 m × 100 m-Raster nicht fälschlicherweise eine Mittelwertbildung zwischen zwei hydrogeologischen Einheiten erfolgt, die sich von ihren Lösungsinhalten her deutlich voneinander unterscheiden. Die pro Parameter 15 einzelnen interpolierten Regionen der verschiedenen hydrogeologischen Einheiten wurden im nächsten Schritt räumlich zusammengefügt („Mosaic“). Für jeden Parameter und jedes Jahr lagen damit deutschlandweite Karten vor. Nach Medianbildung über den Messzeitraum 2007–2016 entstanden fünf Karten mit den Konzentrationswerten der Indikatorparameter aus Tabelle 10 (Eisen, Mangan, Nitrat, Sauerstoff und DOC) (vgl. Abbildung 32).

Auf eine größere kartenmäßige Darstellung und detaillierte Beschreibung der in Abbildung 32 (rechts) dargestellten regionalisierten Konzentrationswerte der Einzelparameter wird bewusst verzichtet, da die Einzelparameter für sich allein betrachtet als Indikator für das Vorliegen bzw. das Fehlen denitrifizierender Aquifereigenschaften nur wenig aussagekräftig sind. So kann es sein, dass z. B. regionalisierte Eisengehalte > 0,2 mg Fe/L petrografisch bedingt sind und nicht per se reduziertes Grundwasser kennzeichnen. Auch regionalisierte Nitratgehalte im Grundwasser von z. B. 10 mg NO_3/L sind für sich allein betrachtet noch kein Indikator für oxidierte Grundwasserverhältnisse, da nicht ausgeschlossen werden kann, dass bereits ein Großteil der in den Aquifer eingetragenen Nitratmenge denitrifiziert worden ist. Aus diesem Grund kann nur aus dem regionalen Zusammenspiel der fünf einzelnen redox-sensitiven Parameter (Eisen, Mangan, Nitrat, Sauerstoff und DOC) auf das Nitratabbauvermögen im Grundwasser zurückgeschlossen werden.

Zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Aquifer wurde den Gehalten der interpolierten Konzentrationen in einem nächsten Schritt Punktwerte zugeordnet (vgl. Tabelle 19). In der höchsten Klasse (3 Punkte) liegen die jeweiligen Stoffgehalte in einem Bereich, der nach den Angaben in Tabelle 19 für reduzierte und damit nitratabbauende Aquifere typisch ist. In der zweiten und dritten Klasse (2 Punkte bzw. 3 Punkte) liegen die Stoffgehalte der Einzelparameter in einem Übergangsbereich, der weder für oxidierte Aquifere noch für reduzierte Aquifere typisch ist. In der niedrigsten Klasse (0 Punkte) liegen die jeweiligen Stoffgehalte in einem Bereich, der für oxidierte Aquifere und damit nicht-denitrifizierende Aquifere typisch ist. Anschließend wurde aus den sich pro Rasterzelle und Parameter ergebenden Punktzahlen ein Mittelwert gebildet. Das Ergebnis dieses Arbeitsschritts zeigt Abbildung 33.

Abbildung 32: Schematische Darstellung des Verfahrens zur Regionalisierung der Grundwassergüteparameter zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser



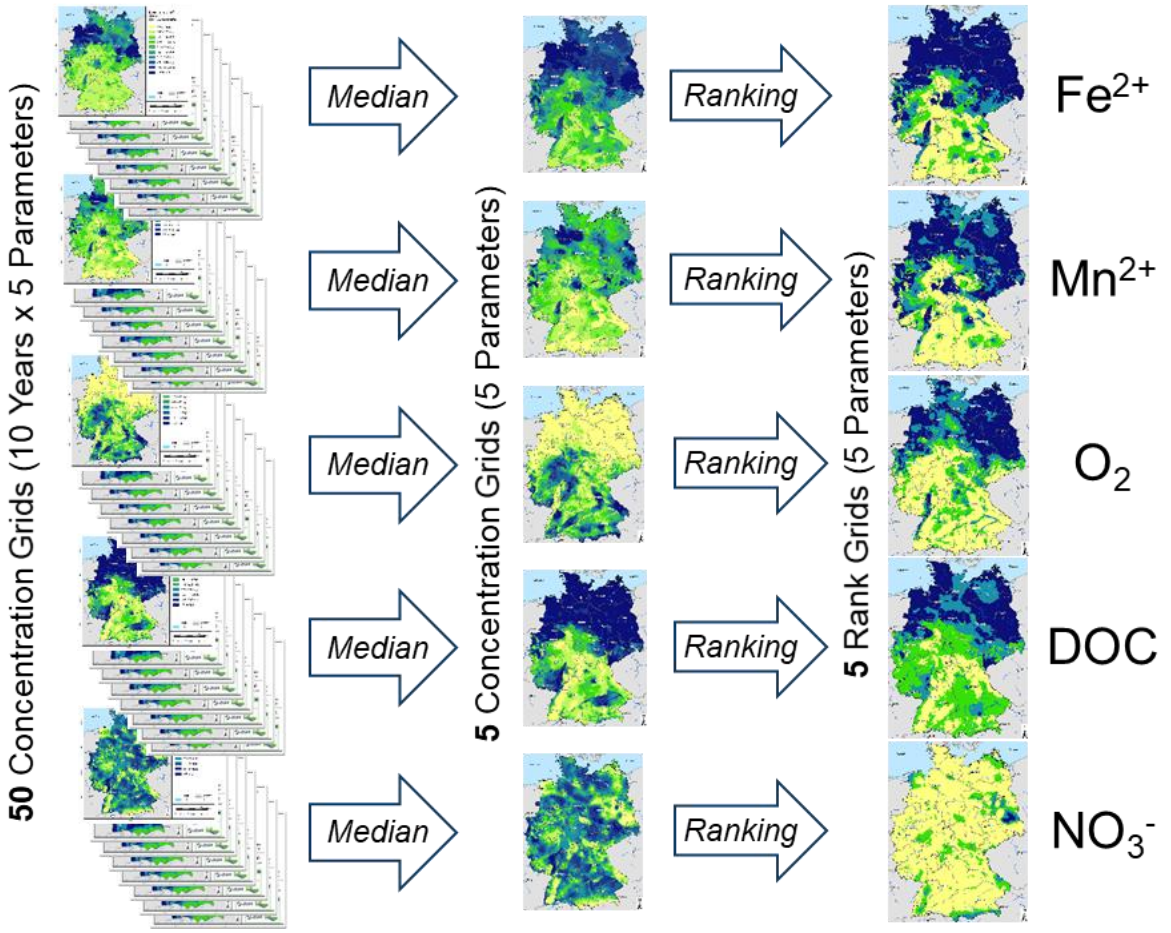
Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Tabelle 19: Zuordnung von Punktwerten zu Konzentrationsbereichen im Rahmen der Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Aquifer

	Klassifizierung Redoxstatus (Punkte)			
Parameter	**0 (niedrig)**	**1**	**2**	**3 (hoch)**
Fe^{2+}	bis 0,1 mg/L	> 0,1–0,3 mg/L	> 0,3–1 mg/L	> 0,3–1 mg/L
Mn^{2+}	bis 0,05 mg/L	0,05–0,1 mg/L	0,1–0,2 mg/L	> 0,2 mg/L
O_2	> 6 mg/L	> 4–6 mg/L	> 2–4 mg/L	bis 2 mg/L
DOC	bis 0,75 mg/L	> 0,75–1,5 mg/L	> 1,5–3 mg/L	> 3 mg/L
NO_3^-	> 10 mg/L	> 5–10 mg/L	> 1–5 mg/L	bis 1 mg/L

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Abbildung 33: Denitrifikationsbedingungen im oberen Aquifer basierend auf den Konzentrationsbereichen der Einzelparameter



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Die interpolierten Punktwerte der fünf Einzelparameter aus Abbildung 33 wurden im nächsten Schritt überlagert und hieraus ein mittlerer Punktwert abgeleitet. Die oberste Klasse, mit der die besten Nitratabbaubedingungen angezeigt werden, weist dementsprechend 3 Punkte auf. Das Ergebnis zeigt Karte 97.

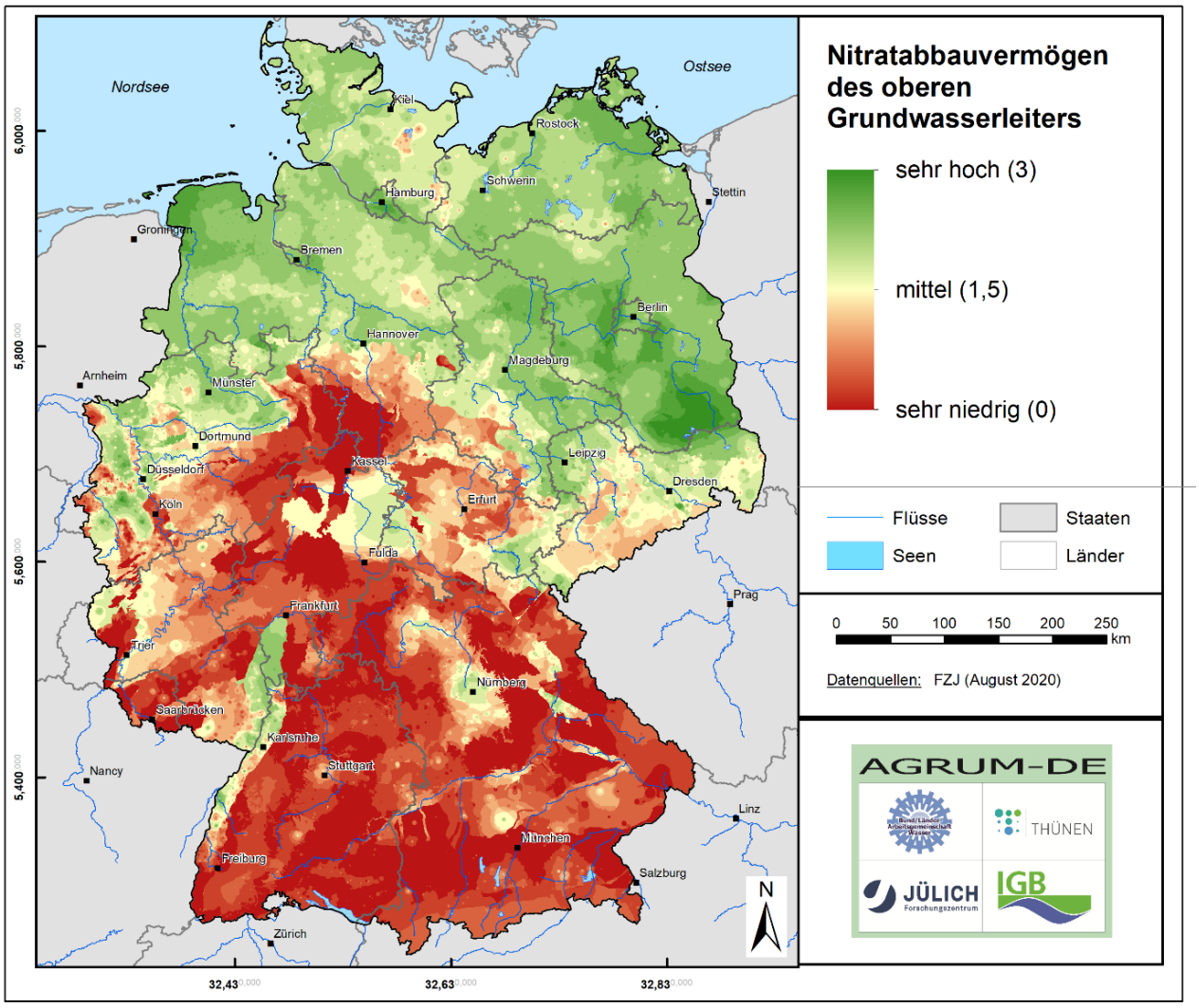
- Im Bereich „hoch“ (3) liegen nur kleine Regionen im südlichen Brandenburg (Lausitz) sowie in einigen Urstromtälern im Norddeutschen Tiefland. Dort liegen alle Stoffgehalte in einem Bereich, der für reduzierte Aquifere typisch ist. Hier ist eine uneingeschränkte Denitrifikation im Aquifer denkbar.
- Der Bereich „mittel bis hoch“ (1,5–3) ist ebenfalls im Norddeutschen Tiefland verbreitet sowie im nördlichen Teil des Oberrheingrabens und der Niederrheinischen Bucht. Dort sind neben allgemein hohen Eisen- und Mangankonzentrationen auch geringe Sauerstoff- und DOC-Konzentrationen festzustellen. Hier ist eine eingeschränkte Denitrifikation im Aquifer denkbar.
- Geringes bis mittleres Nitratabbauvermögen (0–1,5) dominiert in fast allen Festgesteinsbereichen. Dort, wo leicht erhöhte Eisen- und Mangankonzentrationen auf reduzierte Grundwasserverhältnisse hinweisen (z. B. rheinisches Schiefergebirge), ist eine Denitrifikation im Aquifer wahrscheinlicher als in den Regionen, in denen alle Parameter auf oxidierte Verhältnisse hinweisen (z. B. Verbreitungsgebiete von Kristallingesteinen und Sandsteinen). Je näher die Punktzahlen bei 0 liegen, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass mit keiner nennenswerten Denitrifikation im Aquifer zu rechnen ist. Bedingt durch hohe Sauerstoffeinträge mit der Grundwasserneubildung und geringe Fließzeiten weisen auch die quartären Lockergesteinsaquifere des südlichen Oberrheingrabens und des Alpenvorlandes ein geringes Nitratabbauvermögen auf.

Den sich aus den Konzentrationsbereichen der Einzelparameter ergebenden Nitratabbaubedingungen nach Karte 97 wurden in einem nächsten Schritt Halbwertzeiten der Denitrifikation zugewiesen (vgl. Karte 98), damit sie in das WEKU-Modell zur Quantifizierung des Nitratabbaus im Grundwasser bzw. der Nitrateinträge in die Oberflächengewässer integriert werden können. Hierzu wurden in der einschlägigen Literatur angegebene Wertebereiche für Halbwertzeiten der Denitrifikation im Grundwasser genutzt, u. a. die Wertebereiche von Ackermann et al. (2015), Böttcher et al. (1989), Heidecke et al. (2015), Kuhr et al. (2013), Kunkel et al. (1999, 2004, 2021), Merz et al. (2009), Pätsch et al. (2003), Uhlig et al. (2010), van Beek (1987), Walther et al. (2003), Wendland et al. (2015) und Wendland (1992).

Bei der Zuweisung von Halbwertszeiten der Denitrifikation im Grundwasser zum mittleren Nitratabbauvermögen im oberen Aquifer im Norddeutschen Tiefland wurden die sehr umfangreichen Untersuchungen zum Nitratabbau im Grundwasser von Böttcher et al. (1989) in Thülsfelde bzw. dem Fuhrberger Feld in der Nähe von Hannover berücksichtigt. Diese ergaben für die dort vorherrschenden reduzierten Grundwasserverhältnisse eine Halbwertszeit der Denitrifikation zwischen 1,2 und 2,1 Jahren. Von Pätsch (2003) wurden in anderen Untersuchungsgebieten in Niedersachsen mit reduzierten Grundwasserverhältnissen Halbwertzeiten von 1,2 bis 3,4 Jahren ermittelt. Untersuchungen von van Beek (1987) aus den Niederlanden ergaben eine Halbwertszeit von 4 Jahren, weitere Untersuchungen im Emsgebiet ergaben sehr vergleichbare Halbwertszeiten zwischen 1,4 und 3,5 Jahren (Walther et al., 2003).

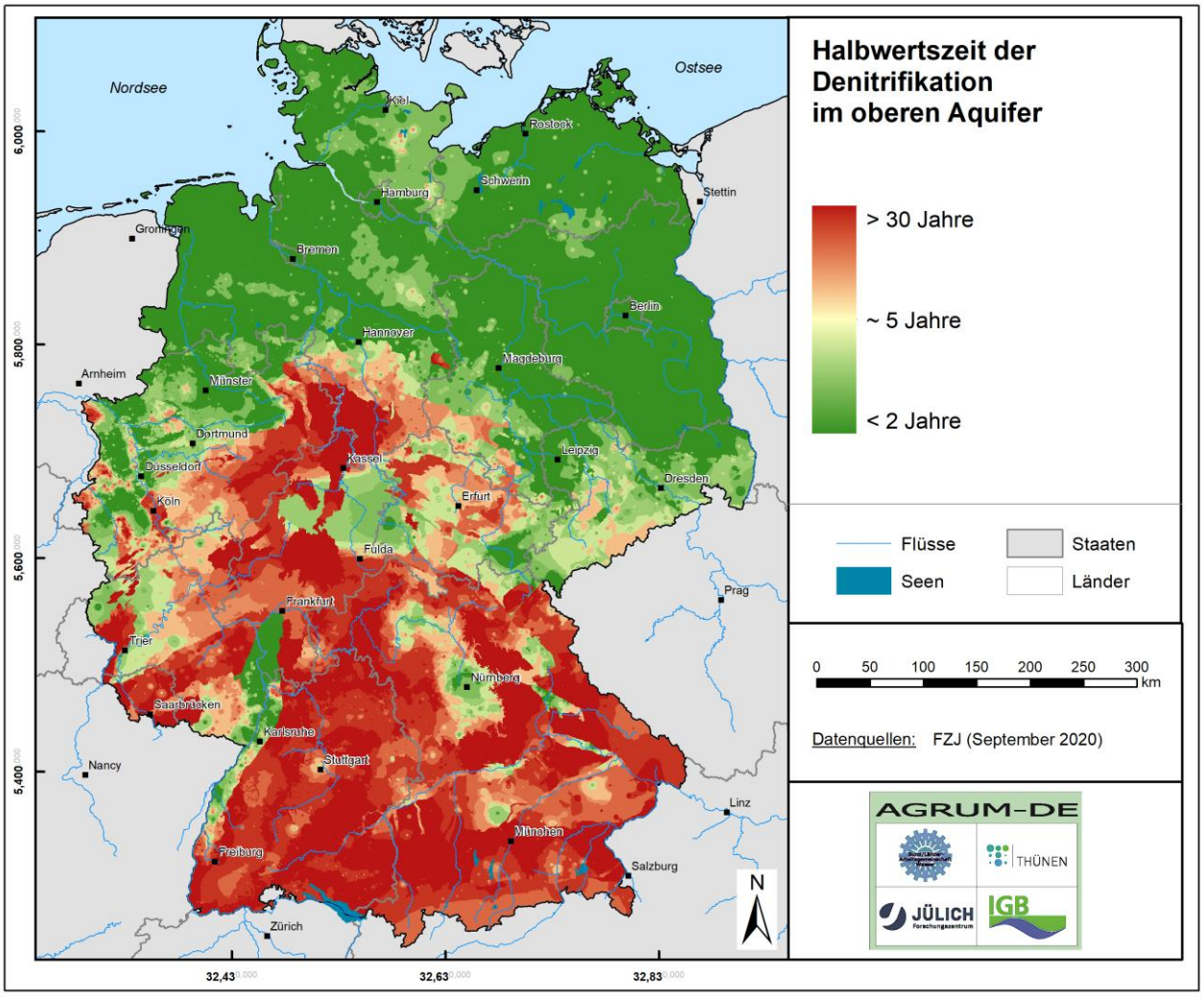
In Lockergesteinsgebieten mit fluviatilen Sand- und Kiesaquiferen sowie vor allem in den Festgesteinsregionen zeigt die statistische Verteilung der Grundwasserparameter oxidative Verhältnisse und damit kein bzw. ein nur äußerst geringes Nitratabbauvermögen an. Bei der Klassifizierung des Nitratabbauvermögens lag die erreichte Punktzahl in diesem Fall bei unter 1. In Anlehnung an Merz et al. (2009) werden diesen Aquiferen Halbwertzeiten von 10 bis 40 Jahren zugeordnet. Für den Übergangsbereich, der sowohl Anzeichen oxidierter Aquifere, als auch reduzierter Aquifere aufweist, ergeben sich Punktzahlen von 1 oder 2, was einer Halbwertzeit von ca. 2 bis 10 Jahren entspricht.

Karte 97: Mittleres Nitratabbauvermögen im oberen Aquifer



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Karte 98: Zuweisung von Halbwertszeiten der Denitrifikation im Grundwasser zum mittleren Nitratabbauvermögen im oberen Aquifer

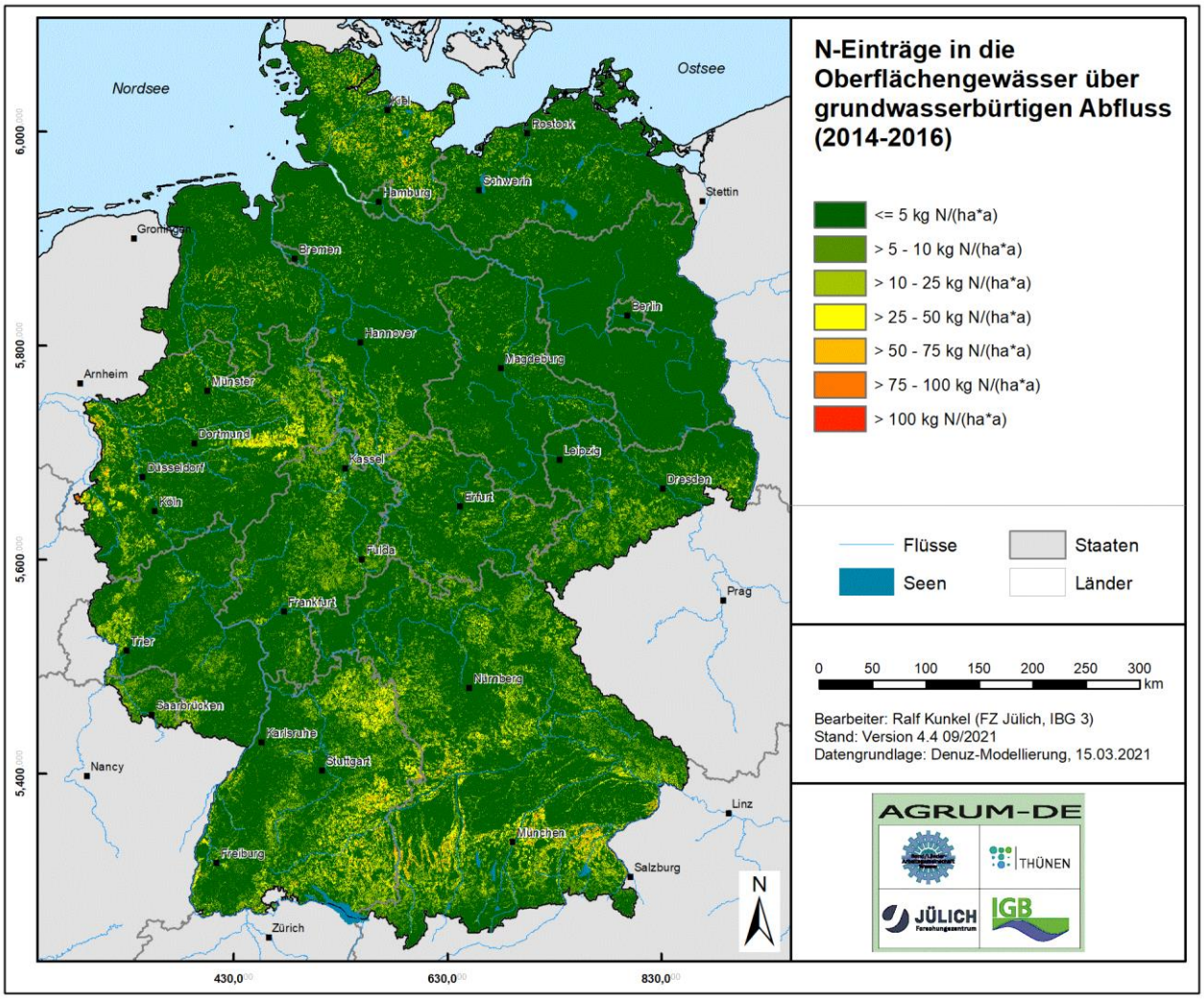


Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

5.3.5.8.3 N-Eintrag in die Oberflächengewässer

In Karte 99 sind die mit dem WEKU-Modell berechneten grundwasserbürtigen N-Einträge in die Oberflächengewässer jeweils für die Ausgangszelle dargestellt, in die der Eintrag in den Boden erfolgte. Für die meisten Festgesteinsregionen entsprechen die grundwasserbürtigen N-Einträge in die Oberflächengewässer weitestgehend den N-Einträgen in das Grundwasser. Grund hierfür sind die dort vorherrschenden ungünstigen Denitrifikationsbedingungen, die einen nennenswerten Nitratabbau im Aquifer verhindern.

Karte 99: Grundwasserbürtiger N-Eintrag in die Oberflächengewässer



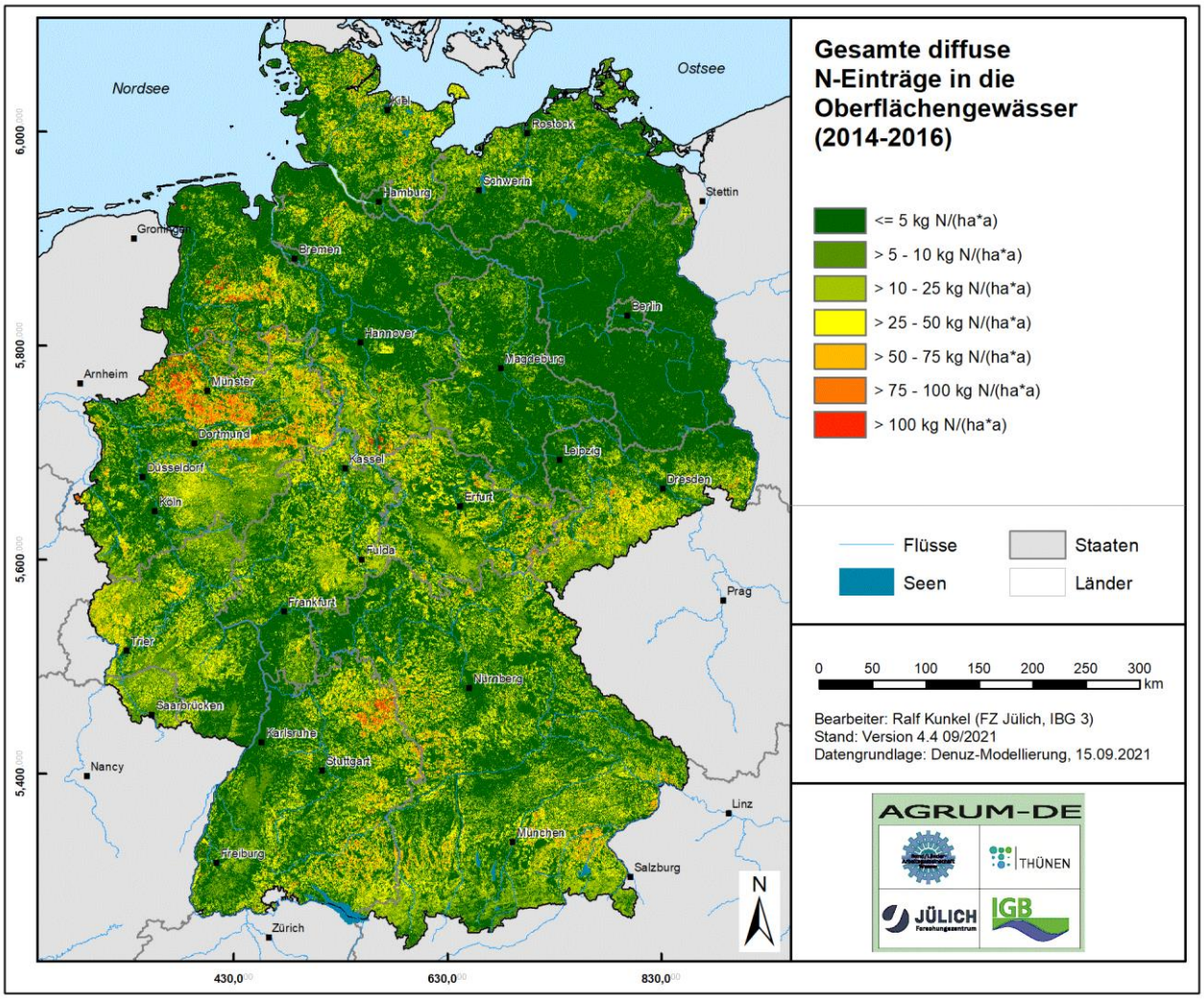
Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Für das Norddeutsche Tiefland und einige Niederungsgebiete (vor allem im Oberrheingebiet und in der Niederrheinischen Bucht) wurden nitratabbauende Bedingungen im Aquifer postuliert. Dort wird ein Teil des in den Aquifer eingetragenen Nitrats abgebaut. Durch die Regionen mit denitrifizierenden Eigenschaften der Aquifere werden die ins Grundwasser eingetragenen Nitratmengen in Höhe von ca. 390.000 t N/a (vgl. Karte 94) auf etwa 120.000 t N/a vermindert, was bundesweit ca. 44 % der in den Aquifer eingetragenen N-Menge entspricht.

5.3.5.9 Gesamter diffuser N-Eintrag in die Oberflächengewässer

In Karte 100 ist schließlich die Summe der N-Einträge in die Oberflächengewässer über alle diffusen N-Eintragspfade dargestellt. Die Höhe des diffusen N-Eintrags in die Oberflächengewässer liegt dabei zwischen weniger als 5 kg N/(ha × a) und mehr als > 75 kg N/(ha × a). Der Großteil des diffusen N-Eintrags in die Oberflächengewässer erfolgt über den Zwischenabfluss und den Grundwasserabfluss. Insgesamt errechnet sich für Deutschland ein Gesamtaustrag in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen von ca. 380.000 t N/a.

Karte 100: N-Eintrag in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Zur vollständigen Abbildung der N-Einträge in die Oberflächengewässer ist es erforderlich, neben den diffusen Quellen auch die die Emissionen von Punktquellen zu berücksichtigen. Unter Punktquellen werden hier Einträge aus kommunalen Kläranlagen, industriell-gewerblichen Direkteinleitungen, aus Regenwasserkanälen im Trennsystem, durch Mischwasserüberläufe sowie aus Kleinkläranlagen verstanden. Für die Ermittlung der N-Einträge über diese Eintragspfade ist im AGRUM-DE-Projekt das IGB verantwortlich. Am IGB erfolgt auch die Validierung der modellierten N-Gesamteinträge in die Oberflächengewässer unter Berücksichtigung der Retention im Gewässer (siehe Kapitel 5.7).

5.3.6 Ergebnisvalidierung

Zur Überprüfung der Plausibilität der mit dem AGRUM-DE-Verbund berechneten N-Frachten bzw. Nitratkonzentrationen stehen drei beobachtbare Größen zur Verfügung:

- Nitratkonzentration im Boden
- Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser
- N-Frachten im Oberflächengewässer

Diese beobachtbaren Größen müssen mit Modellergebnissen verknüpft werden, die im Idealfall auch Rückschlüsse auf einzelne Prozesse erlauben, die mit dem Modell abgebildet werden. Hierbei gibt es allerdings eine Reihe von Sachverhalten, die zu beachten sind. Zum einen handelt es sich bei AGRUM-DE um einen Modellverbund, der eine Reihe zeitlicher und räumlicher Aggregationen verwendet. Ein Vergleich von Modellergebnissen mit einzelnen Stichtagsmessungen an einzelnen Messstellen ist deshalb – auch bei guter Übereinstimmung – sehr problematisch. Aus dem Vergleich einer größeren Anzahl von Stichtags- und Standortbeobachtungen lassen sich jedoch Aussagen über die generelle Plausibilität der Modellergebnisse in Deutschland gewinnen.

Ein kritischer Punkt ist die Repräsentanz einer Beobachtung für einen bestimmten im Modell abgebildeten Prozess. So lässt beispielsweise die Beobachtung einer Nitratkonzentration im Boden direkte Rückschlüsse auf die berechnete Nitratkonzentration im Sickerwasser zu. Die Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser hingegen wird aber ggf. durch zusätzliche Prozesse beeinflusst, die in der berechneten Nitratkonzentration im Sickerwasser nicht berücksichtigt sind (z. B. Nitratabbau in reduzierten Grundwässern). In diesem Fall ist die Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser eingeschränkt und nur unter bestimmten Voraussetzungen für einen Modellvergleich einsetzbar (siehe Kapitel 5.3.6.2).

Der Vergleich von Modellergebnissen mit Beobachtungen für größere räumliche Einheiten, z. B. mit Abfluss- oder Wasserqualitätsmessungen an Beobachtungsmessstellen von Oberflächengewässern, ist eine weitere Möglichkeit zur Überprüfung. Man vergleicht hierbei integrale Modellergebnisse mit beobachteten Werten an einem spezifischen Ort zu einer spezifischen Zeit. Die räumliche Zuordnung eines z. B. auf Rasterbasis berechneten Modellergebnisses mit der beobachteten Größe geht hierbei zwar verloren, man kann jedoch auf diese Weise das integrale Verhalten des Modells bewerten, wobei auf die zeitliche Korrelation von Beobachtung und Modell zu achten ist.

Beim Vergleich von integralen Modellergebnissen mit Beobachtungen für größere räumliche Einheiten kommt hinzu, dass hierbei nicht die Abbildung eines einzelnen Prozesses überprüft wird, sondern das Zusammenwirken verschiedener Prozesse. So tragen beispielsweise zu den diffusen N-Frachten im Gewässer u. a. die N-Immobilisierung und Denitrifikation im Boden, die N-Einträge in das Grundwasser und der Nitratabbau im Grundwasser mit räumlich unterschiedlicher Relevanz bei. Beim Vergleich mit Beobachtungen im Vorfluter müssen zusätzlich die punktförmigen N-Einträge und die N-Retention im Gewässer einbezogen werden.

Vor diesem Hintergrund wurde die Plausibilitätsüberprüfung der modellierten N-Frachten und Nitratkonzentrationen auf statistischer Basis und basierend auf möglichst vielen Beobachtungen (oberflächennahes Grundwasser, Oberflächengewässer, Boden) durchgeführt. Dies schließt die bereits in Kapitel 5.3.6 beschriebene Plausibilitätsüberprüfung der modellierten Wasserhaushaltskomponenten mit ein. Unter Einbeziehung aller Plausibilitätsüberprüfungen lässt sich dann eine generelle Aussage über die Validität der Modellergebnisse treffen.

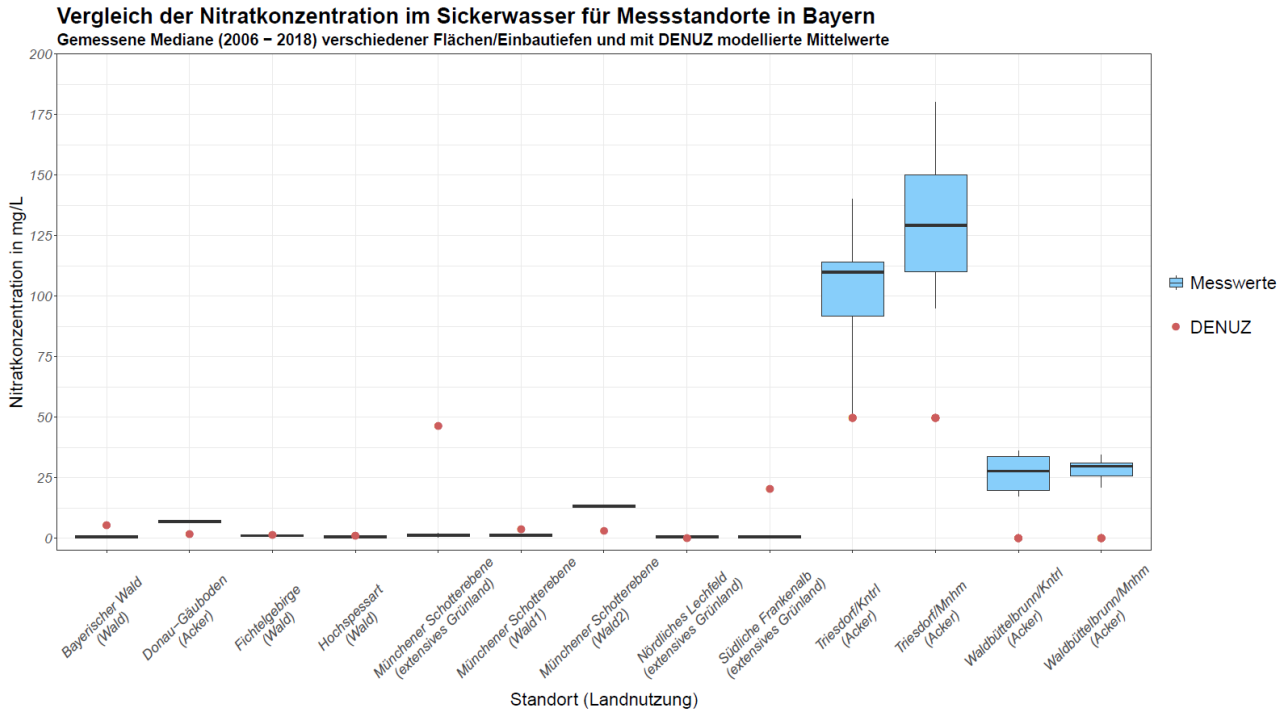
5.3.6.1 Plausibilitätsüberprüfung anhand beobachteter Nitratkonzentrationen im Boden

Zur Plausibilitätsüberprüfung von Modellergebnissen zur mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser sind Messwerte aus Bodentiefenprofilen, Saugsonden und Lysimetern unterhalb der durchwurzelten Bodenzone sehr gut geeignet. Für das Bundesland Bayern wurde eine exemplarische Plausibilitätsüberprüfung der mit AGRUM-DE modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser anhand von Messwerten im Boden durchgeführt.

Zu diesem Zweck wurden vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) Messwerte zur Nitratkonzentration im Sickerwasser für 13 Intensivmessstationen aus dem Zeitraum 2006–2018 aus verschiedenen Einbautiefen (0,5

bis 2 m) zur Verfügung gestellt. Jede beobachtete Nitratkonzentration im Sickerwasser unterhalb der durchwurzelten Bodenzone von Ackerflächen ist generell eine Stichtagsmessung für eine konkrete standörtliche Bewirtschaftung (Düngemenge) und eine bestimmte hydrologische Austragssituation. Um den für die betreffende Rasterzelle modellierten langjährigen mittleren Wert mit den in verschiedenen Tiefen gemessenen Werten zu vergleichen, wurde aus den Einzelmesswerten an den Messstellen der Median abgeleitet (vgl. Abbildung 34).

Abbildung 34: Vergleich der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser für Messstandorte im Boden aus Bayern



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Hierbei ergab sich bei acht der 13 Messstellen eine gute Übereinstimmung zwischen den mit DENUZ modellierten Nitratkonzentrationen und den Medianen der Messwerte. Größere Abweichungen zeigten sich erwartungsgemäß für die vier ackerbaulich genutzten Flächen, für die bereits die Messwerte eine große Schwankungsbreite aufwiesen. Es ist davon auszugehen, dass die Abweichungen für die vier ackerbaulich genutzten Flächen geringer werden, wenn räumlich höher aufgelöste Datengrundlagen für die Modellierung verwendet werden, vor allem schlagbezogene N-Bilanzüberschüsse, aber auch detailliertere Bodendaten.

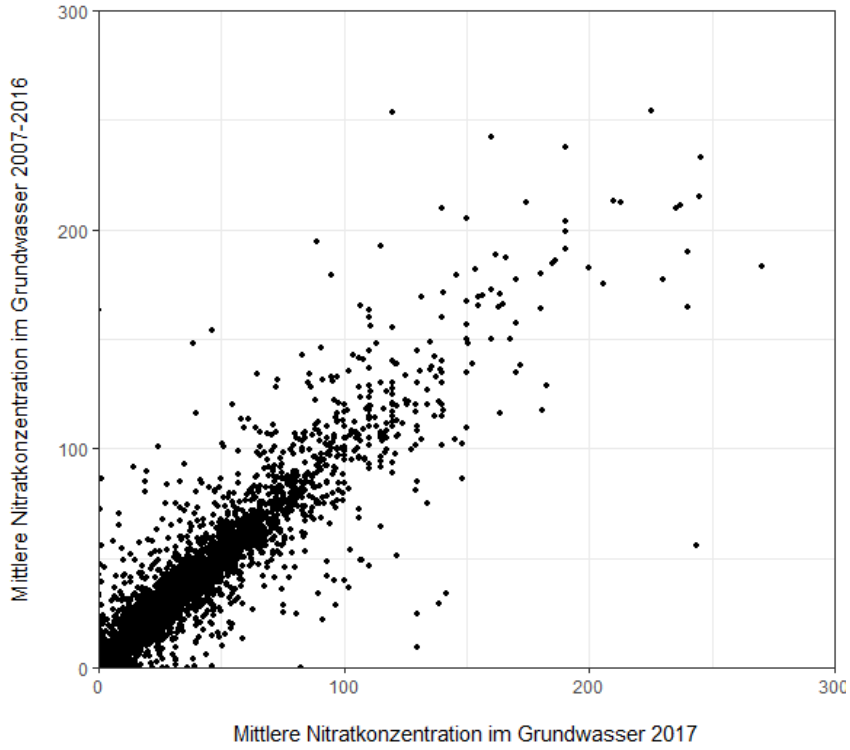
Auch wenn dieser Vergleich unter Berücksichtigung der oben erläuterten zeitlich/räumlichen Einschränkungen ein befriedigendes Ergebnis liefert, ist die Übertragbarkeit auf größere Regionen, Bundesländer oder das Bundesgebiet aufgrund der geringen Anzahl an Beobachtungen äußerst eingeschränkt und hat in diesem Fall exemplarischen Charakter.

5.3.6.2 Plausibilitätsüberprüfung anhand beobachteter Nitratkonzentrationen im Grundwasser

Eine weitere Möglichkeit der Validitätsüberprüfung von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ist der Vergleich mit Messwerten aus dem oberflächennahen Grundwasser. Hierbei sind eine Reihe von Randbedingungen zu beachten. Zunächst einmal ist festzustellen, dass die Nitratkonzentrationen an einer

Grundwassermessstelle zeitlich variabel sind, und dass jeder Messwert eine Stichtagsmessung darstellt. Diesen Sachverhalt illustriert eine auf die von den Bundesländern zur Verfügung gestellten Grundwassermessstellen (siehe Kapitel 3.3.11) bezogene Gegenüberstellung der mittleren Nitratkonzentrationen im Grundwasser aus den Jahren 2007 bis 2016 mit den mittleren gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser aus dem Jahr 2017 (vgl. Abbildung 35).

Abbildung 35: Vergleich gemessener Nitratkonzentrationen im Grundwasser: Mittelwerte 2007 bis 2016 mit Mittelwerten 2017 in Deutschland



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Die gemessenen Nitratkonzentrationen können an einer Messstelle große zeitliche Schwankungen aufweisen. Dies ist vor allem für die Messstellen zu erwarten, die im Bereich der Grundwasseroberfläche verfiltert sind, denn die Grundwasserbeschaffenheit ist dort am ehesten vom lokalen Eintragsgeschehen zum Zeitpunkt bzw. kurz vor der Messung bestimmt.

Vor diesem Hintergrund kann generell auch bei einem Vergleich von modellierten langjährigen mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit Stichtagsmesswerten zur Nitratkonzentration im Grundwasser keine exakte Übereinstimmung erwartet werden. Liegen für Grundwassermessstellen jedoch längere Zeitreihen vor, dann kann aus den einzelnen Messungen ein Mittelwert (Median) abgeleitet werden, mit dem die berechneten mittleren langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser größenordnungsmäßig verglichen werden können.

5.3.6.2.1 Auswahl geeigneter Grundwassermessstellen für die Plausibilitätsüberprüfung

Wie in Kapitel 3.3.11 ausgeführt, wurden von den Bundesländern über den *LAWA-Ausschuss Grundwasser* Grundwassergütedaten bereitgestellt. Für den Parameter Nitrat standen auf diese Weise deutschlandweit ca. 204.000 Messwerte von ca. 22.000 Grundwassermessstellen aus dem Zeitraum von 2006 bis 2018 zur Verfügung. Um beim Vergleich der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser mit Messwerten im Grundwasser

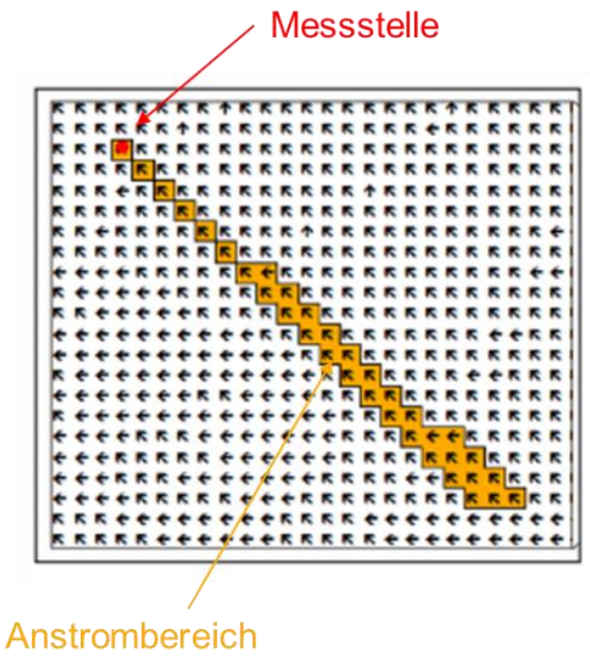
zeitlich möglichst die Periode zu erfassen, die der Berechnung der N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft zugrunde gelegen hat, wurden ausschließlich Grundwassergütedaten aus den Jahren 2014 bis 2018 berücksichtigt. Für diesen Zeitraum lagen zwischen fünf und 20 Nitratmesswerte pro Messstelle vor. Zusätzlich wurden die folgenden Auswahlkriterien angewandt (Wolters et al., 2021):

- die ausschließliche Verwendung oberflächennah (bis 10 m unter GWO) verfilterter Messstellen und Quellen
- die ausschließliche Einbeziehung von Grundwassermessstellen, die auf ein oxidatives Milieu hinweisen (geringes bis mittleres Nitratabbauvermögen im Grundwasser, siehe Karte 98)
- Grundwassermessstellen aus Bayern wurden auf Wunsch der LfU nicht in die Plausibilitätsüberprüfung einbezogen

Die Gesamtzahl der für die Plausibilitätsüberprüfung geeigneten bzw. verfügbaren Grundwassermessstellen hat sich auf diese Weise auf 3.391 reduziert. Für die verbliebenen 3.391 Grundwassermessstellen wurde aus den verfügbaren Messwerten für den Zeitraum 2014–2018 ein Median pro Messstelle berechnet.

Die an den Grundwassermessstellen beobachteten Nitratkonzentrationen entsprechen in der Regel nicht den Nitratkonzentrationen im Sickerwasser im direkten Umfeld der Messstelle, sondern repräsentieren einen Mischwert aus dem Zustromgebiet der Messstelle, welches sich in der Regel aus landwirtschaftlich genutzten Flächen und nicht-landwirtschaftlich genutzten Flächen zusammensetzt. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen, wurde für jede der 3.391 Grundwassermessstellen aus der Grundwasseroberfläche ein Anstrombereich abgeleitet (vgl. Abbildung 36). Für die Rasterzellen im Anstrombereich wurde eine mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet, die dann den Messwerten im Grundwasser gegenübergestellt wurde.

Abbildung 36: Schematische Darstellung eines aus einer Grundwasserdruckfläche abgeleiteten Anstrombereichs einer Grundwassermessstelle



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

5.3.6.2.2 Ergebnis der Plausibilitätsüberprüfung

Generell geht es bei der Plausibilitätsüberprüfung einer Modellierung zur mittleren langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auf Landes- bzw. Bundesebene anhand von gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser nicht darum, eine Bewertung hinsichtlich der Übereinstimmung mit einem zu einem bestimmten Zeitpunkt und an einem bestimmten Ort gemessenen Wert im Grundwasser vorzunehmen. Aufgrund der begrenzten standortspezifischen Genauigkeit der im Deutschlandmaßstab vorliegenden Eingangsdaten für die Modellierung (siehe Kapitel 3.3) sowie des unterschiedlichen Raum- und Zeitbezugs ist dies nicht zielführend.

Dennoch bedarf es einer Festlegung, was unter einer „guten“ bzw. „schlechten“ Übereinstimmung zu verstehen ist. Als Mindestanforderung lässt sich sicherlich festhalten, dass ein großräumiges Modell in erster Linie die räumlichen Muster der Messwerte widerspiegeln sollte. Regionen, in denen überwiegend Messstellen mit „hohen“ Nitratkonzentrationen (Hotspot-Regionen) liegen, sollten bei der Modellierung genauso repräsentativ abgebildet werden wie die Messstellen in Regionen mit „niedrigen“ Konzentrationen.

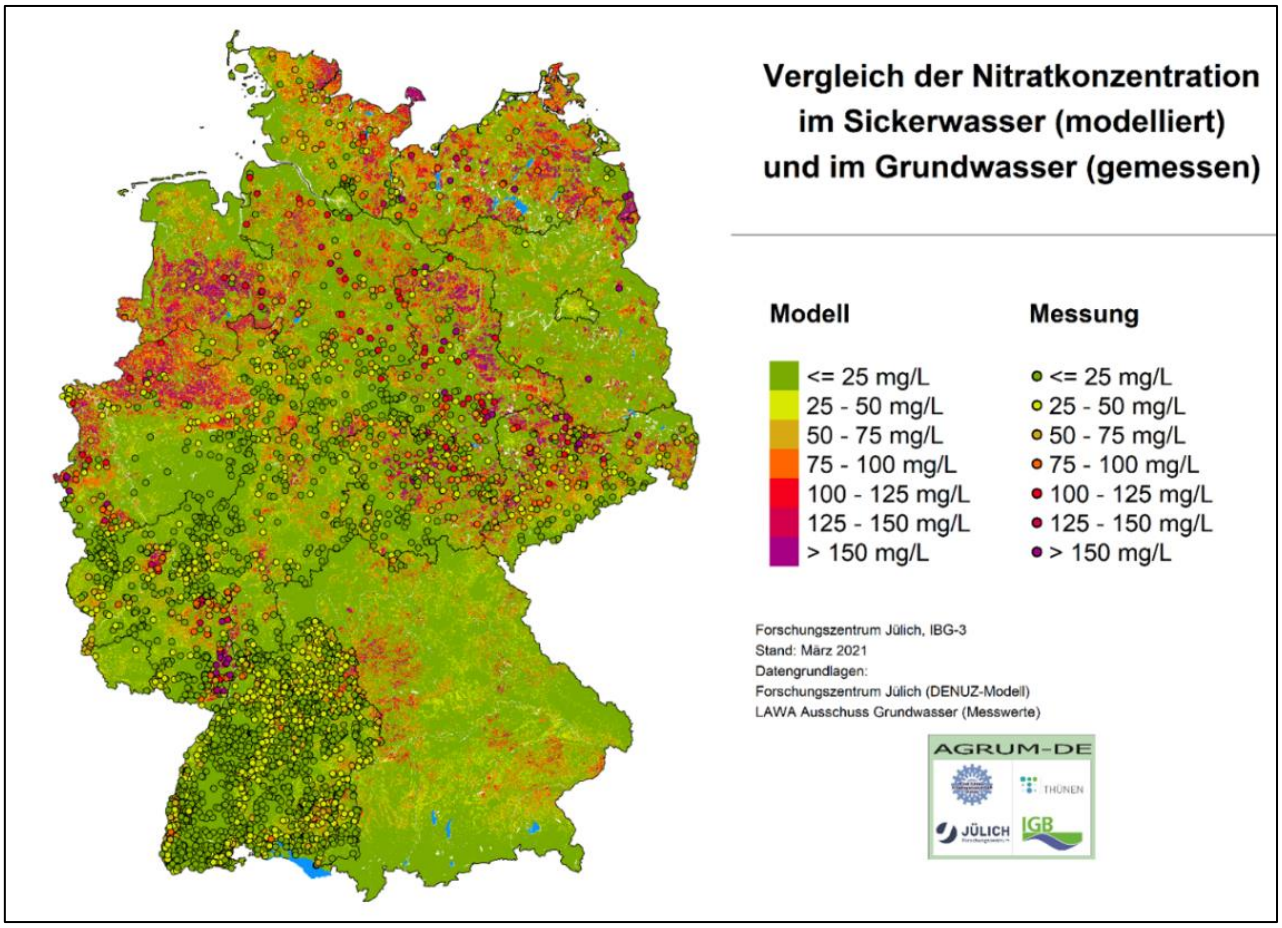
In Bezug auf die absoluten Werte sind signifikante Unterschiede dabei jedoch akzeptabel. Die beiden folgenden Beispiele sollen dies verdeutlichen. Wenn in einer Region die gemessenen Werte im Grundwasser bei 2 mg NO_3/L und die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bei 6 mg NO_3/L liegen, so ist die Übereinstimmung für diese Region ausgezeichnet, obwohl die gemessenen Werte um den Faktor 3 überschätzt werden. Auch in dem Fall, dass die gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser bei 130 mg NO_3/L und die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bei 150 mg NO_3/L liegen, wird die Belastungssituation in der Region im Modell sehr gut abgebildet, obwohl die absolute Abweichung 20 mg/L beträgt.

Um vor diesem Hintergrund zu einer systematischen Bewertung der Modellvalidität zu kommen, wurden die gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser und die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser zunächst in Klassen eingeteilt. Die Klassenbreite wurde dabei unter Einbeziehung der Anzahl und der Spannbreite der Messwerte festgelegt. Da bei den Messwerten bzw. den modellierten Werten eine sehr große Spannbreite vorlag, wurde, um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten, eine einheitliche Klassenbreite von 25 mg NO_3/L festgelegt, Der Vergleich wurde auf sieben Klassen (0–25, 25–50, . . . > 150 mg NO_3/L) bezogen. Anschließend wurde die Übereinstimmung der modellierten und beobachteten Nitratwerte in den jeweiligen Klassen bewertet. Als Maß für die Beurteilung wurde die Differenz zwischen den Klassen herangezogen. In Fällen, in denen die modellierten und beobachteten Werte in dieselbe Klasse fielen, wurde die Übereinstimmung als sehr gut beurteilt. Je mehr die Klassen voneinander abwichen, desto schlechter wurde die Übereinstimmung beurteilt.

Karte 101 vermittelt einen visuellen Überblick über die räumliche Verteilung der zur Plausibilitätsüberprüfung der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit Nitratwerten im Grundwasser präselektierten Messstellen in Deutschland sowie der Übereinstimmung zwischen modellierten Werten (Flächenfarben) und Messwerten (Punkte). Wie zu erwarten, verblieben nach Anwendung der Präselektionskriterien (siehe Kapitel 5.3.6.2.1) nur noch wenige Messstellen nördlich der Mittelgebirgsschwelle, die in die Auswertung einbezogen werden konnten. Hauptursache hierfür sind die dort weit verbreitet auftretenden reduzierten Grundwasserverhältnisse, die einen Nitratabbau im Grundwasser ermöglichen, sodass die Messstellen für den Vergleich mit den simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser nicht geeignet sind.

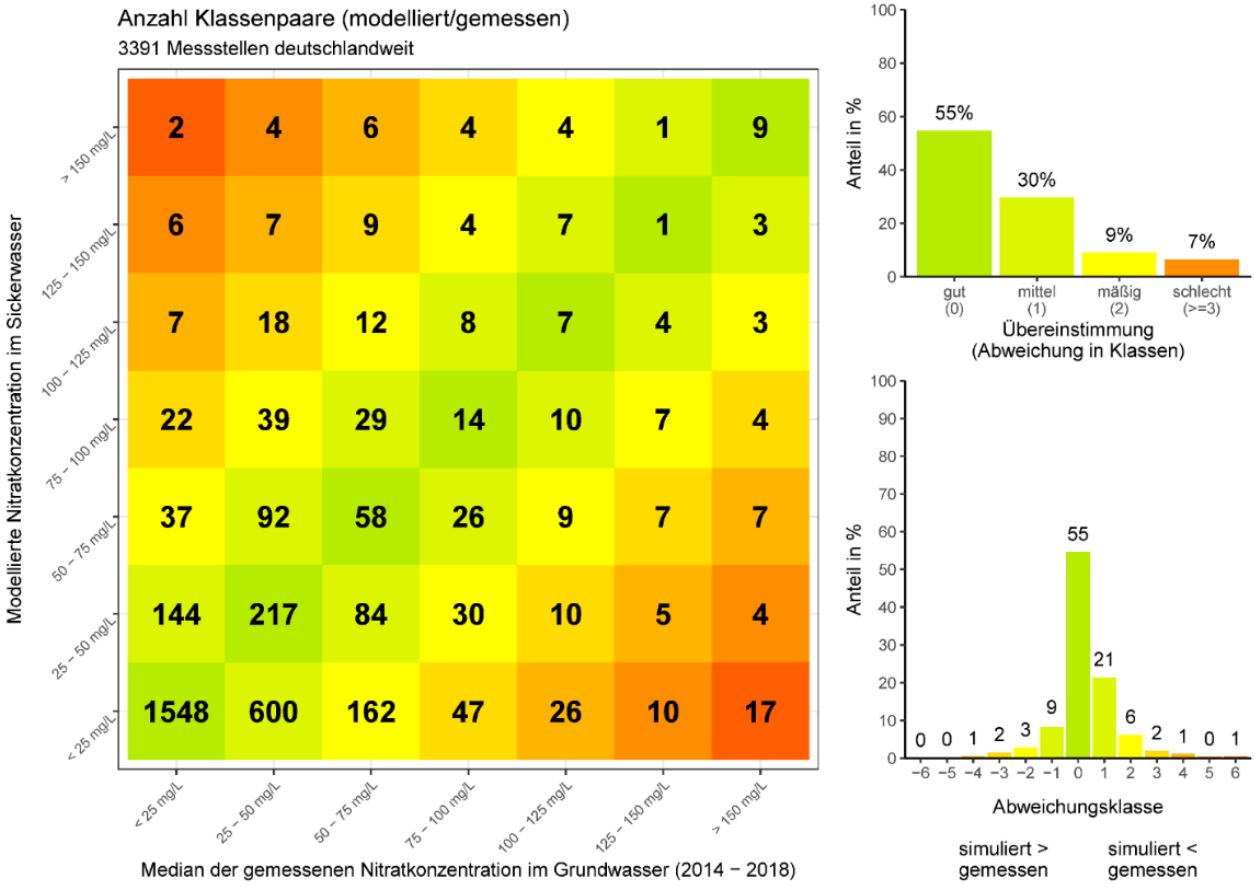
Abbildung 37 zeigt den Vergleich der Klassenbreiten der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser als Häufigkeitsverteilung für alle 3.391 präselektierten Grundwassergütemessstellen. In diesem Zusammenhang wird die Übereinstimmung als gut bezeichnet, wenn die beobachteten und gemessenen Konzentrationen in der gleichen Klasse liegen. Eine akzeptable Übereinstimmung liegt vor, wenn eine Abweichung von einer Konzentrationsklasse vorliegt. Beträgt die Abweichung zwei Konzentrationsklassen und mehr, so ist die Übereinstimmung mäßig bzw. schlecht.

Karte 101: **Median der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser 2014–2018 für 3.391 präselektierte Grundwassermessstellen (ohne Einbeziehung von Grundwassermessstellen aus Bayern)**



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Abbildung 37: Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser

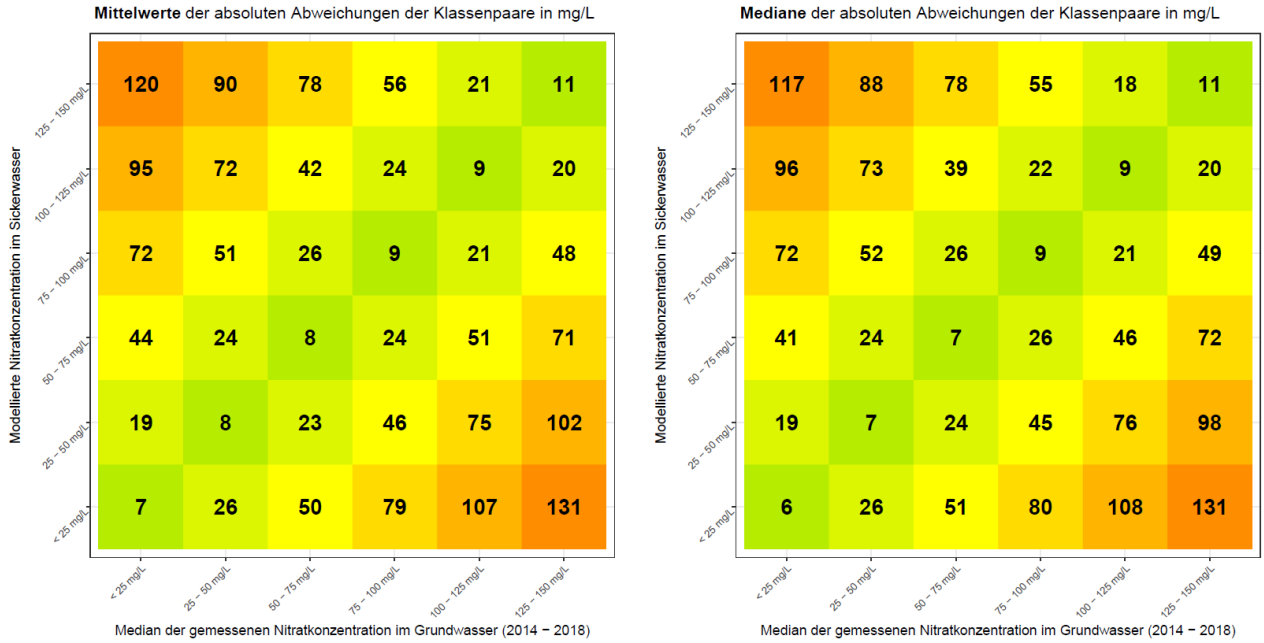


Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Die Häufigkeitsverteilung in Abbildung 37 zeigt, dass die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser für 55 % der 3.391 Grundwassermessstellen in demselben Konzentrationsklassenbereich wie die gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (2014–2018) liegen. Für weitere 30 % der Messstellen fallen die modellierten Werte in den nächsthöheren oder nächstniedrigeren Klassenbereich, was noch akzeptabel ist. Für etwa 15 % der Messstellen ergeben sich jedoch erhebliche Abweichungen von mehr als einer Klassenbreite.

Ergänzend zu Abbildung 37 zeigen die Werte in Abbildung 38 die Mittelwerte (links) bzw. die Mediane (rechts) der absoluten Abweichungen der Nitratkonzentrationen jedes Klassenpaars. Auf diese Weise soll gezeigt werden, wie stark die Werte innerhalb der Konzentrationsklassen voneinander abweichen. Abweichend zu Abbildung 37 wurden in Abbildung 38 die 68 Klassenpaare in der Nitratkonzentrationsklasse „> 150 mg/L“ entfernt, um eine Vergleichbarkeit durch ausschließlich 25 mg/L breite Klassen beizubehalten.

Abbildung 38: **Mittelwerte (links) und Mediane (rechts) der absoluten Abweichungen der Klassenpaare in mg/L bzgl. der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser**



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Insbesondere dort, wo modellierte und gemessene Nitratkonzentrationen in der gleichen Klasse liegen (dunkelgrün), sind die mittleren absoluten Abweichungen mit nur 6 bis 11 mg/L relativ zu den maximal möglichen Abweichungen von 25 mg/L gering. Auch in den Fällen, wo eine Konzentrationsklasse Unterschied besteht, sind die mittleren Abweichungen relativ gering. So liegen die Mittelwerte und Mediane der absoluten Abweichungen für das Klassenpaar mit modellierter Nitratkonzentration „50–75 mg/L“ und gemessener Nitratkonzentration „25–50 mg/L“ bei jeweils 24 mg/L, wo theoretisch bis 50 mg/L Abweichung einzelner Wertepaare möglich wäre.

In einem nächsten Schritt wurden die modellierten und beobachteten Nitratkonzentrationen differenziert nach den vier Hauptarten der Landnutzung – Ackerland, Grünland, Wald und urbane Gebiete – verglichen. Ausschlaggebend für die Zuordnung einer Messstelle zu einem bestimmten Landnutzungstyp war die dominierende Landnutzung im jeweiligen Einzugsgebiet einer Messstelle bzw. im Einzugsgebiet einer Quelle. So lassen sich dem Landnutzungstyp „Acker“ 1.068 Messstellen, dem Landnutzungstyp „Grünland“ 428 Messstellen, dem Landnutzungstyp „Urban“ 215 Messstellen und dem Landnutzungstyp „Wald“ 1.202 Messstellen zuordnen (vgl. Tabelle 20). Mit Ausnahme des unteren Quartils in der Landnutzungskategorie „Urban“ und des oberen Quartils in der Landnutzungskategorie „Acker“ liegen die Quartile der simulierten Nitratkonzentrationen immer unter den gemessenen Nitratkonzentrationen, jedoch mit minimal 2 bis maximal 13 mg/L Abweichung in einem so geringen Maße, dass bei dieser Betrachtung keine starke systematische Unterschätzung abgeleitet werden kann.

Tabelle 20: Statistische Lagemaße für die vier Landnutzungstypen

	Urban		Acker		Grünland		Wald	
	sim	gmsn	sim	gmsn	sim	gmsn	sim	gmsn
n		215		1.068		428		1.202
Q1	13	11	16	26	6	11	1	5
Median	19	21	39	41	12	21	5	11
Q3	27	37	71	64	23	34	10	23

Anm.: Q1: unteres Quartil, Q2: mittleres Quartil (Median), Q3: oberes Quartil der simulierten (sim) und gemessenen (gmsn) Nitratkonzentrationen in mg/L und Anzahl der Messstellen (n)

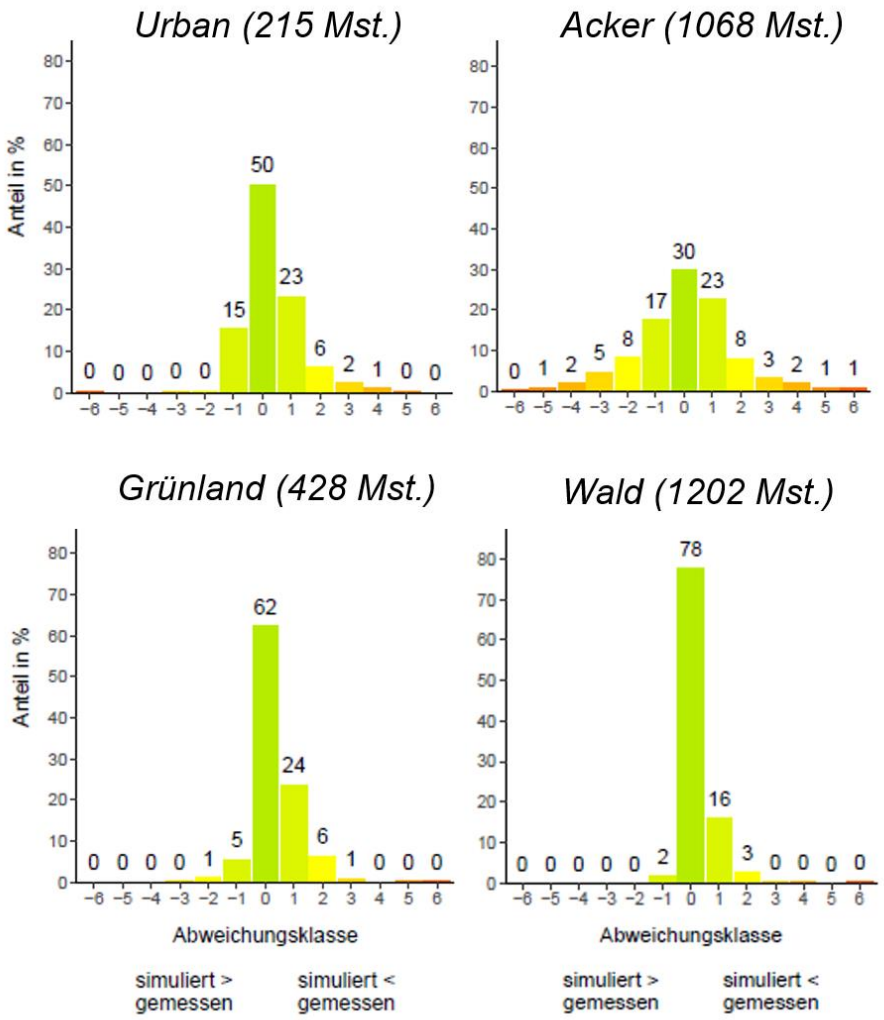
Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

In Abbildung 39 ist zusätzlich der Vergleich der Abweichungsklassen modellierter Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und beobachteter Nitratkonzentrationen im Grundwasser als Häufigkeitsverteilungen für die einzelnen Landnutzungstypen dargestellt. Für die Landnutzungskategorie **Urban** (vgl. Abbildung 39, oben links) standen 215 präselektierte Grundwassermessstellen für den Vergleich zur Verfügung. Für ca. 50 % dieser Grundwassermessstellen liegen die simulierten Werte in der gleichen Konzentrationsklasse, wie die Messwerte, d. h., hier ergibt sich eine gute Übereinstimmung von simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser. An weiteren 38 % der Messstellen zeigt sich eine Abweichung um eine Klasse, wobei Über- und Unterschätzungen ungefähr gleich verteilt sind. Mit zwei und mehr Klassen Unterschied werden die gemessenen Werte an 9 % der Messstellen im urbanen Raum unterschätzt. Zurückzuführen sind diese Abweichungen vermutlich auf die homogene Verteilung der N-Emissionen aus Kanalleckagen über die gesamte Siedlungsfläche bei der Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser, wohingegen in der Realität von einer Abnahme der Nitratkonzentration im Grundwasser mit zunehmender Entfernung von den Kanalnetzen ausgegangen werden kann.

Für die Landnutzungskategorie **Acker** (vgl. Abbildung 39, oben rechts) verblieben nach der Präselektion 1.068 Grundwassermessstellen für den Vergleich. Hier zeigen die modellierten Werte an 30 % der Messstellen eine gute Übereinstimmung, während sich an 40 % der Messstellen eine Abweichung von einer Klasse ergibt und an 30 % der Messstellen Abweichungen von zwei Klassen und mehr. Die festgestellten Abweichungen entsprechen bei der Landnutzungskategorie Acker den Erwartungen. Sie sind Ausdruck kleinräumiger Unterschiede der Agrarstruktur, der Landnutzungsintensität bzw. der Fruchtfolge innerhalb einer Gemeinde, welche bei der Berechnung der landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschüsse mit dem RAUMIS-Modell auf Gemeindeebene (siehe Kapitel 5.1.9) nicht berücksichtigt werden konnten. Modellrechnungen zur Nitratkonzentration im Sickerwasser in Regionen, in die neben generalisierten N-Bilanzüberschüssen auch lokal erhobene N-Bilanzen eingegangen sind, haben in diesem Zusammenhang bereits den Nachweis erbracht, dass die Abweichung geringer wird, wenn lokale (schlagbezogene) N-Bilanzen anstelle von N-Bilanzen auf Gemeindeebene verwendet werden (Wendland et al., 2015).

Insgesamt ist bei den festgestellten Abweichungen keine Tendenz zur Über- oder Unterschätzung der Messwerte festzustellen. Die dementsprechend fast normalverteilten Werte deuten darauf hin, dass das Gesamtsystem, welches die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bestimmt, gut abgebildet wird. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt wurde daher Abstand davon genommen, das Modell für die Landnutzungskategorie Acker neu zu kalibrieren. Dies erscheint erst sinnvoll, wenn die N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft für die Modellierung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in höherer räumlicher Auflösung zur Verfügung stehen.

Abbildung 39: **Häufigkeitsverteilung der Abweichungsklassen simulierter Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser unterschieden nach den Hauptlandnutzungsarten**



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

In Abbildung 39 unten links werden die Nitratkonzentrationen an allen Messstellen verglichen, an denen **Grünland** die dominierende Landnutzung ist. Nach Anwendung der oben beschriebenen Vorauswahlkriterien standen 428 Messstellen für den Vergleich zur Verfügung. An diesen Messstellen zeigen 62 % eine gute Übereinstimmung in den Nitratkonzentrationsklassen, während 29 % die Konzentrationen um eine Klasse über- oder unterschätzen. Die Häufigkeitsverteilung zeigt eine etwas höhere Anzahl von Grundwassermessstellen, bei denen die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser niedriger als die gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser sind. Möglicherweise ist der Koeffizient zur Berücksichtigung der N-Immobilisierung im Boden unter Grünland im Modell etwas zu hoch angesetzt worden. Dennoch kann die Gesamtübereinstimmung von modellierten und beobachteten Nitratkonzentrationen für die Landnutzungskategorie Grünland als sehr gut angesehen werden.

In Abbildung 39 unten rechts ist die simulierte Nitratkonzentration im Sickerwasser den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser für die Landnutzungskategorie **Wald** gegenübergestellt. Von den insgesamt 1.202 Messstellen in dieser Kategorie zeigen 78 % eine gute und 18 % eine akzeptable

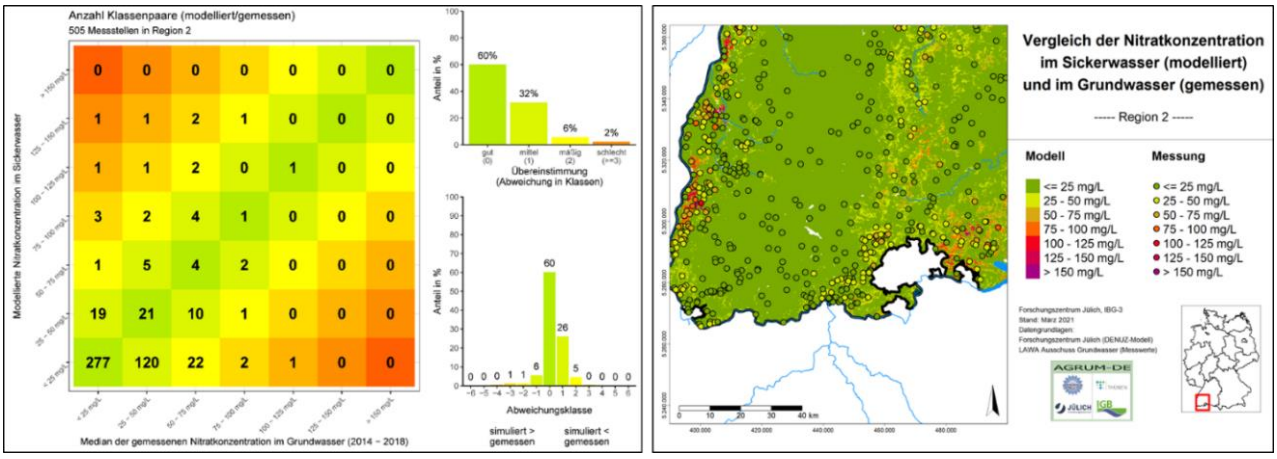
Übereinstimmung. Da es keine andere N-Quelle als die atmosphärische N-Deposition gibt, ist die gute Übereinstimmung zwischen den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und den beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser eine indirekte Bestätigung der vorgenommenen Parametrisierungen bei den anderen Faktoren, die zur Nitratkonzentration im Sickerwasser beitragen. Dies betrifft alle Parametrisierungen im mGROWA-Modell zur Berechnung der Sickerwasserraten sowie im DENUZ-Modell zur Berücksichtigung der N-Immobilisierung und der Denitrifikation im Boden.

Die nachfolgenden Abbildungen (vgl. Abbildung 40 bis Abbildung 50) zeigen die Ergebnisse einer räumlich differenzierteren Analyse für verschiedene Regionen und Landschaftsräume in Deutschland, bei der gezielt überprüft wurde, ob und in welchem Umfang die für die Grundwassermessstellen abgeleiteten Mittelwerte der Nitratkonzentrationen im Grundwasser in den Klassen der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser liegen.

Die meisten der in den Abbildung 40 bis Abbildung 50 dargestellten Landschaftseinheiten liegen im südwestdeutschen und mitteldeutschen Raum. Aus den Regionen nördlich der Mittelgebirgsschwelle wurden aufgrund der verbreitet auftretenden reduzierten Grundwasserverhältnisse nur sehr wenige Grundwassermessstellen in die Plausibilitätsüberprüfung einbezogen, sodass für die entsprechenden 110 × 130 km großen Teilflächen oftmals nur weniger als 80 Wertepaare zur Verfügung standen. Messstellen aus Bayern wurden – wie bereits erwähnt – auf Wunsch der LfU nicht in diese Plausibilitätsüberprüfung einbezogen, sodass auch für die Teilflächen mit einem großen Flächenanteil in Bayern ebenfalls nur weniger als 80 Wertepaare zur Verfügung standen.

Wie aus der nachfolgenden Häufigkeitsverteilung (vgl. Abbildung 40, links) hervorgeht, liegen in der 110 × 130 km großen Teilfläche „Südwest-Baden-Württemberg“ 60 % der 505 Wertepaare in der gleichen Konzentrationsklasse, weitere 32 % zeigen eine noch akzeptable Übereinstimmung mit einer Abweichung um eine Konzentrationsklasse. Tendenziell scheinen die simulierten Werte die gemessenen Werte etwas zu unterschätzen. Wie die Karte in Abbildung 40 (rechts) zeigt, werden nicht nur niedrige, sondern auch mittlere und hohe simulierte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser durch die an den Grundwassermessstellen gemessenen Nitratwerten bestätigt.

Abbildung 40: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Südwesten Baden-Württembergs

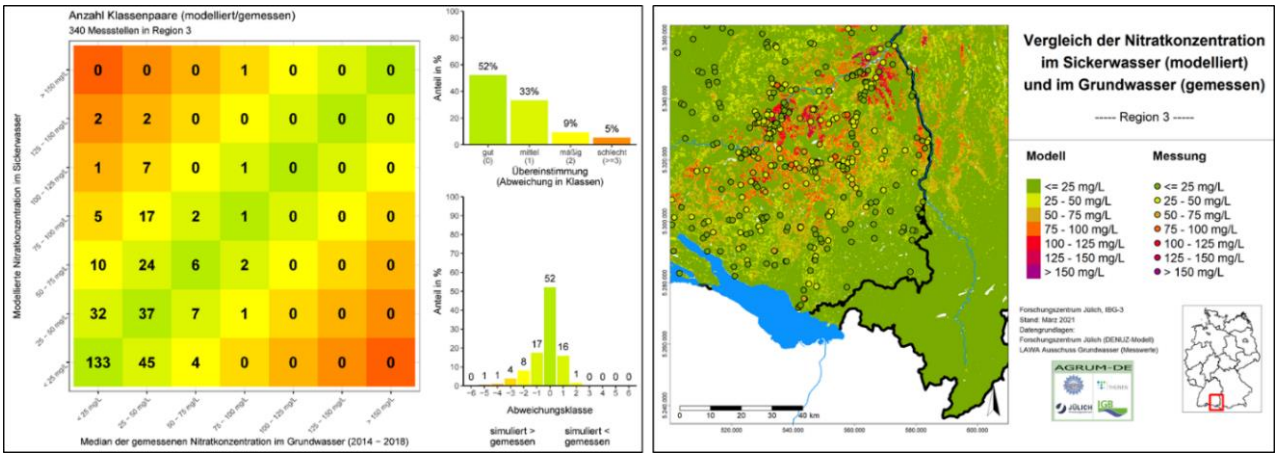


Anm.: Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser (links) und Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) (rechts) im **Südwesten Baden-Württembergs.**

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Für den Südostteil Baden-Württembergs zeigt sich ein ähnliches Bild (vgl. Abbildung 41). Hier liegen 52 % von 340 Wertepaaren in der gleichen Konzentrationsklasse, weitere 33 % zeigen eine noch akzeptable Übereinstimmung mit einer Abweichung um eine Konzentrationsklasse (vgl. Abbildung 41, links). Tendenziell scheinen die simulierten Werte die gemessenen Werte etwas zu überschätzen. Für den mittleren Teil des Kartenausschnitts (vgl. Abbildung 41, rechts) wurden gehäuft Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von mehr als 75 mg/L modelliert, während die Messstellen in dieser Region Nitratkonzentrationen im Grundwasser von unter 25 mg/L anzeigen. Da sich weder die hydrologischen Verhältnisse noch die Bodenverhältnisse im Nordostteil Baden-Württembergs vom bei der Modellierung gut abgebildeten Umland unterscheiden, wurde auf regionale Modellanpassungen verzichtet. Möglicherweise treten die Abweichungen weniger gehäuft auf, wenn anstelle der Modelleingangsdaten im Bundesmaßstab Datengrundlagen im Landesmaßstab verwendet werden.

Abbildung 41: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Südosten Baden-Württembergs

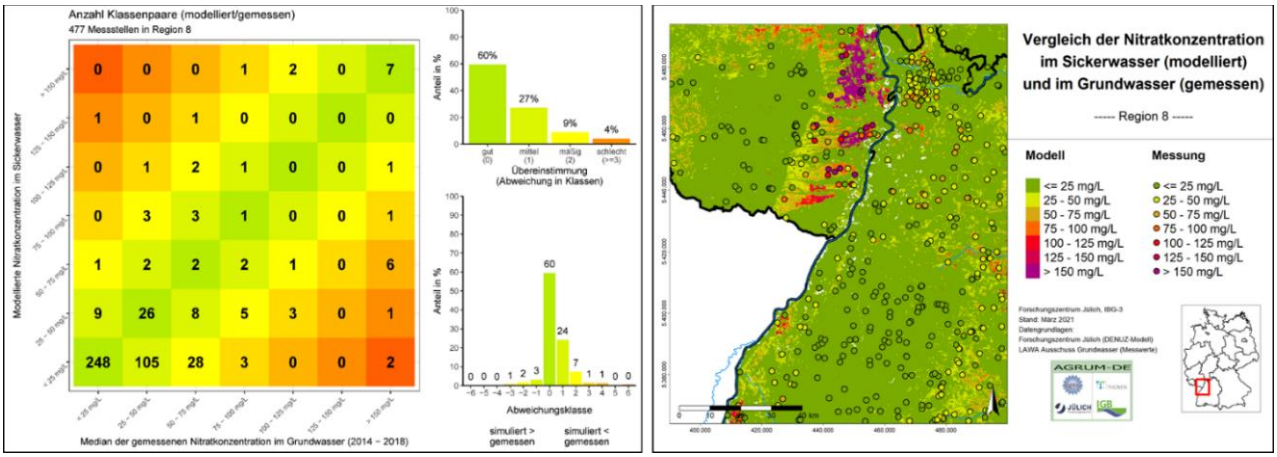


Anm.: Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser (links) und Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) (rechts) im **Südosten Baden-Württembergs.**

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Im Südosten von Rheinland-Pfalz und Nordwesten Baden-Württembergs liegen 60 % der 477 Wertepaare in der gleichen Konzentrationsklasse, weitere 27 % zeigen eine noch akzeptable Übereinstimmung mit einer Abweichung um eine Konzentrationsklasse (vgl. Abbildung 42, links). Tendenziell scheinen die simulierten Werte die gemessenen Werte jedoch etwas zu unterschätzen. Wie Abbildung 42 (rechts) zeigt, liegen die simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und die beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser in dieser Teilfläche für niedrige, mittlere und hohe simulierte Nitratkonzentrationen in der gleichen Konzentrationsklasse. Selbst die Messstellen im Oberrheingraben mit Nitratkonzentrationen im Grundwasser von > 150 mg/L werden im Modell gut abgebildet.

Abbildung 42: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Südosten von Rheinland-Pfalz / Nordwesten Baden-Württembergs

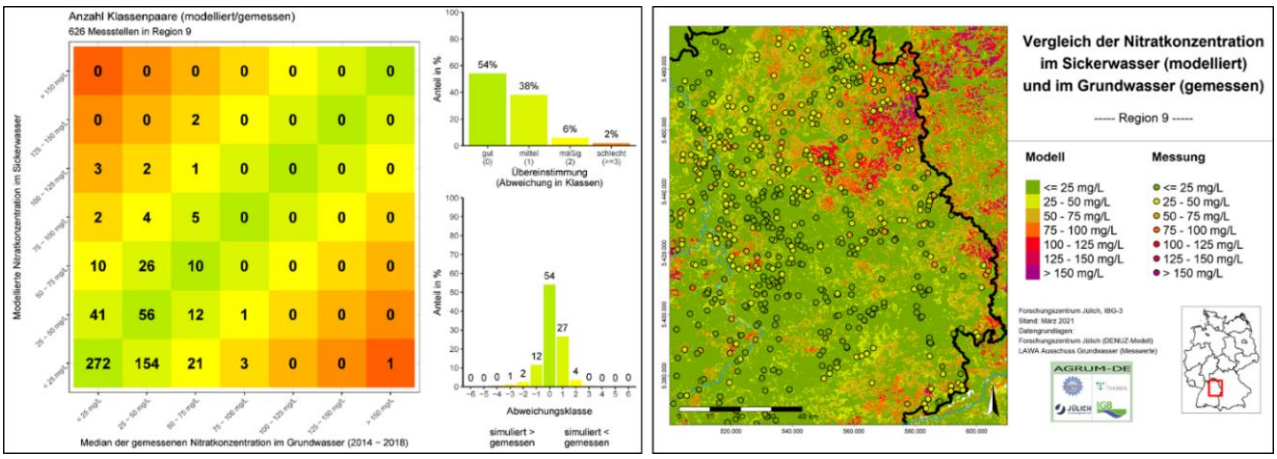


Anm.: Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser (links) und Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) (rechts) im **Südosten von Rheinland-Pfalz / Nordwesten Baden-Württembergs.**

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Wie aus der nachfolgenden Häufigkeitsverteilung für den Nordostteil Baden-Württembergs (vgl. Abbildung 43, links) hervorgeht, liegen 54 % von 626 Wertepaaren in der gleichen Konzentrationsklasse, weitere 39 % zeigen eine noch akzeptable Übereinstimmung mit einer Abweichung um eine Konzentrationsklasse. Tendenziell scheinen auch hier die simulierten Werte die gemessenen Werte etwas zu unterschätzen. Wie die Karte in Abbildung 43 (rechts) zeigt, werden die simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in den meisten Regionen durch die an den Grundwassermessstellen gemessenen Nitratwerten bestätigt. Für den Nordosten wurden jedoch flächenhaft Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von mehr als 75 mg/L modelliert, während die Messstellen in dieser Region Nitratkonzentrationen im Grundwasser von unter 50 mg/L anzeigen. Aus den bereits in Zusammenhang mit Abbildung 40 diskutierten Gründen wurde auch hier auf regionale Modellanpassungen verzichtet.

Abbildung 43: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Nordosten Baden-Württembergs



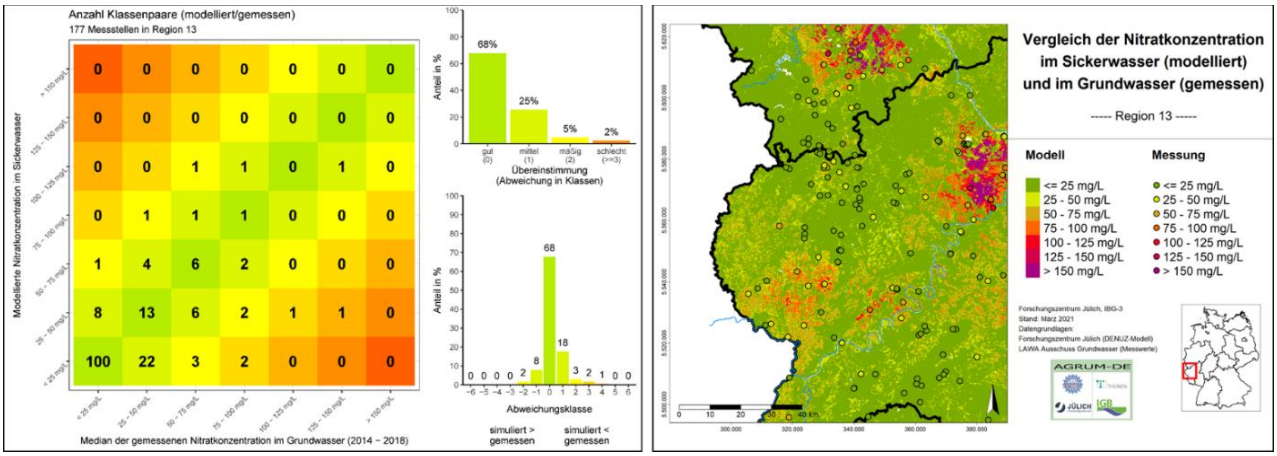
Anm.: Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser (links) und Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) (rechts) im **Nordosten Baden-Württembergs.**

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Wie aus der Häufigkeitsverteilung in Abbildung 44 (links) hervorgeht, liegen in der 110 × 130 km großen Teilfläche „Südteil Nordrhein-Westfalen / Westteil Rheinland-Pfalz“ 68 % der 177 Wertepaare in der gleichen Konzentrationsklasse, weitere 25 % zeigen eine noch akzeptable Übereinstimmung mit einer Abweichung um eine Konzentrationsklasse. Wie Abbildung 44 (rechts) zeigt, werden sowohl die niedrigen wie auch die für das Neuwieder Becken, die Westeifel und den südlichen Teil der Köln-Aachener Bucht berechneten mittleren und hohen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser durch die an den Grundwassermessstellen gemessenen Nitratwerten bestätigt.

Die Häufigkeitsverteilung für den Ostteil von Rheinland-Pfalz und den Westteil von Hessen (vgl. Abbildung 45, links) zeigt, dass 62 % von 237 Wertepaaren in der gleichen Konzentrationsklasse liegen. Weitere 20 % der Wertepaare zeigen eine noch akzeptable Übereinstimmung mit einer Abweichung um eine Konzentrationsklasse. Tendenziell scheinen die simulierten Werte auch hier die gemessenen Werte etwas zu unterschätzen. Wie Abbildung 45 (rechts) zeigt, werden die simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in den meisten Regionen durch die an den Grundwassermessstellen gemessenen Nitratwerten bestätigt. Dies gilt auch für die Regionen in der Pfalz, dem Oberrheingebiet sowie in der hessischen Senke, für die regional begrenzt Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von mehr als 75 mg/L modelliert wurden.

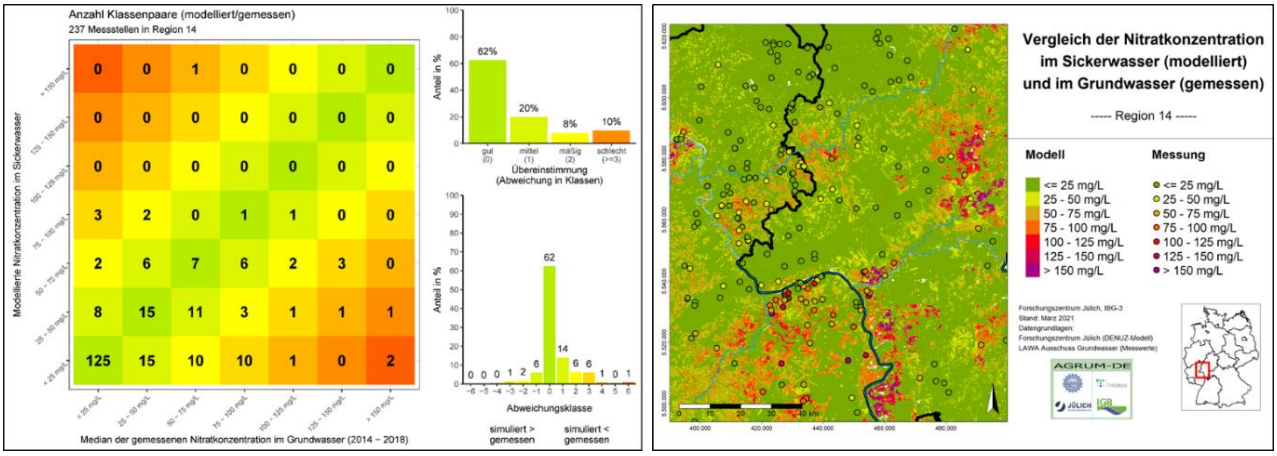
Abbildung 44: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Südteil Nordrhein-Westfalens / Westteil von Rheinland-Pfalz



Anm.: Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser (links) und Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) (rechts) im **Südteil Nordrhein-Westfalens / Westteil von Rheinland-Pfalz.**

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Abbildung 45: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Ostteil von Rheinland-Pfalz / Westteil Hessens



Anm.: Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser (links) und Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) (rechts) im **Ostteil von Rheinland-Pfalz / Westteil Hessens.**

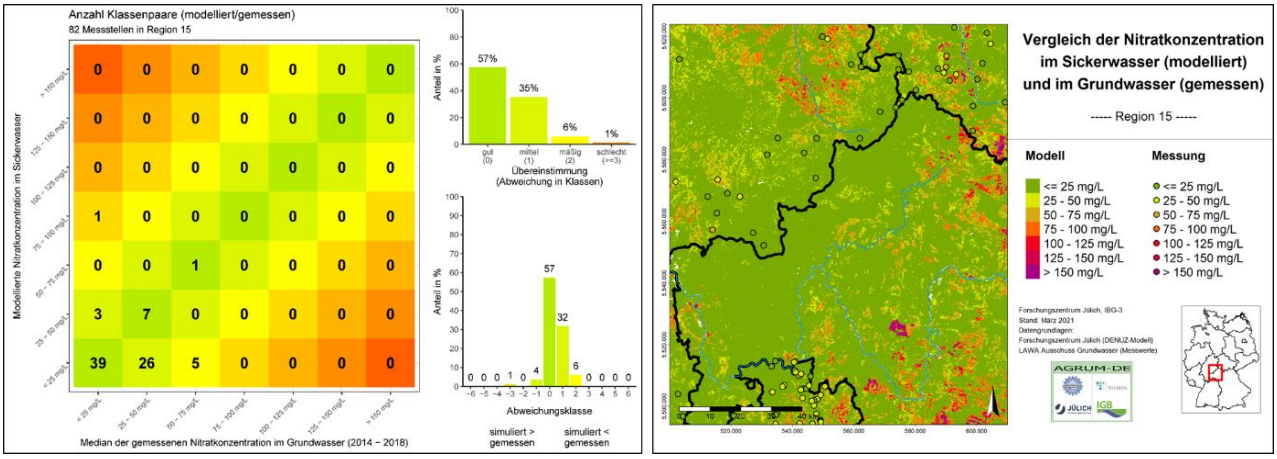
Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Für die Gebietsausschnitte aus dem Nordostteil Baden-Württembergs, dem Südostteil Hessens sowie dem Südwestteil Thüringens zeigt sich ein ähnliches Bild (vgl. Abbildung 46). Hier liegen länderübergreifend 57 % von 82 Wertepaare in der gleichen Konzentrationsklasse, weitere 35 % zeigen eine noch akzeptable

Übereinstimmung mit einer Abweichung um eine Konzentrationsklasse (vgl. Abbildung 46, links). Tendenziell scheinen die simulierten Werte die gemessenen Werte auch hier etwas zu unterschätzen. Im gesamten Kartenausschnitt ist die Anzahl der nach der Präselektion verbliebenen Messstellen relativ gering, sodass einer Beurteilung der Plausibilität der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser Grenzen gesetzt sind.

Für 76 % der 98 Messstellen aus dem Kartenausschnitt Nordost Hessen / Südost NRW / Südost Niedersachsen / Nordwest Thüringen liegen die Wertepaare in der gleichen Konzentrationsklasse, weitere 14 % zeigen eine noch akzeptable Übereinstimmung mit einer Abweichung um eine Konzentrationsklasse (vgl. Abbildung 47, links). Die Gesamtanzahl der nach der Präselektion verbliebenen Messstellen und damit die räumliche Repräsentativität der Plausibilitätsüberprüfung ist jedoch vor allem in Gebieten, für die hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser modelliert wurden, nicht sehr groß (vgl. Abbildung 47, rechts).

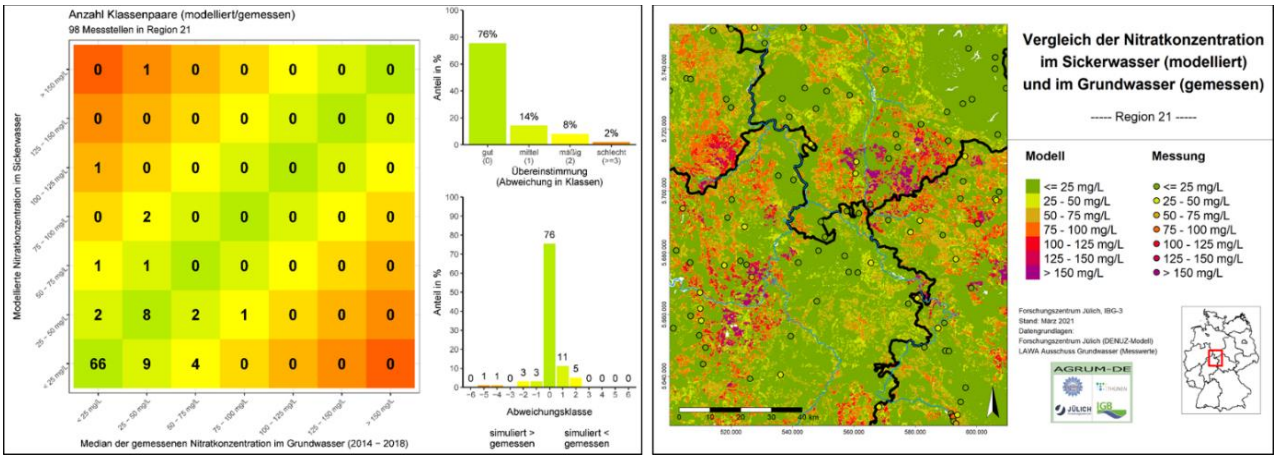
Abbildung 46: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Baden-Württemberg, Hessen und Thüringen



Anm.: Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser (links) und Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) (rechts) in Gebietsausschnitten aus **Baden-Württemberg, Hessen und Thüringen.**

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Abbildung 47: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser in Nordost Hessen / Südost NRW / Südost Niedersachsen / Nordwest Thüringen



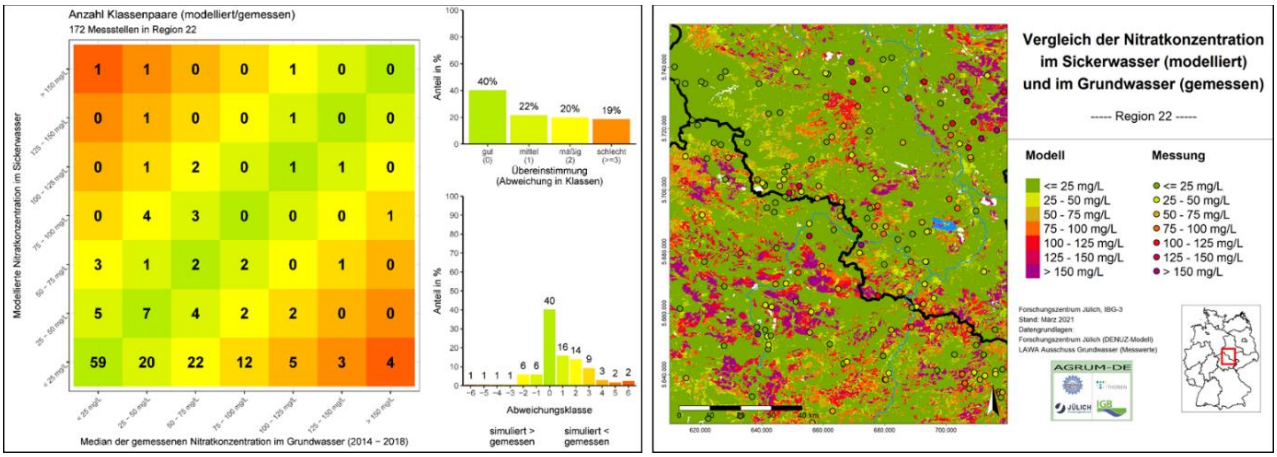
Anm.: Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) **in Nordost Hessen / Südost NRW / Südost Niedersachsen / Nordwest Thüringen.**

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Wie aus der nachfolgenden Häufigkeitsverteilung (vgl. Abbildung 48, links) hervorgeht, liegen in der 110 × 130 km großen Teilfläche „Südteil Sachsen-Anhalt / Nordteil Thüringen“ 40 % der 172 Wertepaare in der gleichen Konzentrationsklasse, weitere 22 % zeigen eine noch akzeptable Übereinstimmung mit einer Abweichung um eine Konzentrationsklasse. Auf regionale Modellanpassungen wurde verzichtet, da die Abweichungen möglicherweise weniger gehäuft auftreten, wenn anstelle der Modelleingangsdaten im Bundesmaßstab Datengrundlagen im Landesmaßstab verwendet werden können.

Tendenziell unterschätzen auch im Nordostteil Sachsens (vgl. Abbildung 49) die simulierten Werte die gemessenen Werte. Hier liegen lediglich 34 % von 133 Wertepaaren in der gleichen Konzentrationsklasse, weitere 28 % zeigen eine noch akzeptable Übereinstimmung mit einer Abweichung um eine Konzentrationsklasse (vgl. Abbildung 49, links). Die auch in der Kartendarstellung erkennbare Unterschätzung der Messwerte im Grundwasser ist möglicherweise auf regionale Unschärfen in den Datengrundlagen auf Bundesebene zurückzuführen. Dies zu überprüfen ist Folgestudien vorbehalten, in denen die Bodenverhältnisse und die Hydrologie bei der Modellierung basierend auf Datengrundlagen im Landesmaßstab Berücksichtigung finden sollen.

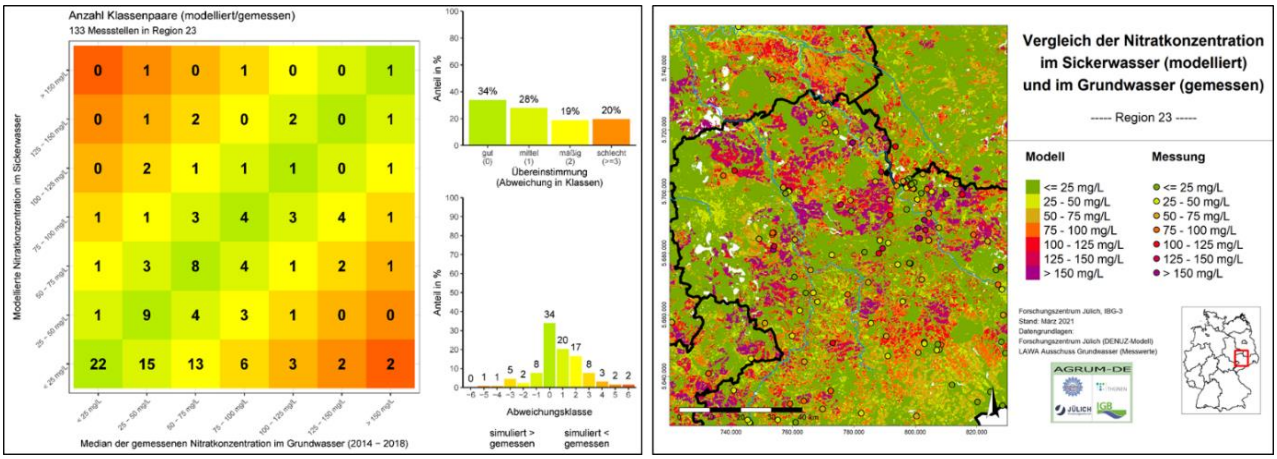
Abbildung 48: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Südteil Sachsen-Anhalts / Nordteil Thüringens



Anm: Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser (links) und Vergleich der modellierten m 6ittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) (rechts) im **Südteil Sachsen-Anhalts / Nordteil Thüringens.**

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Abbildung 49: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Nordostteil Sachsens



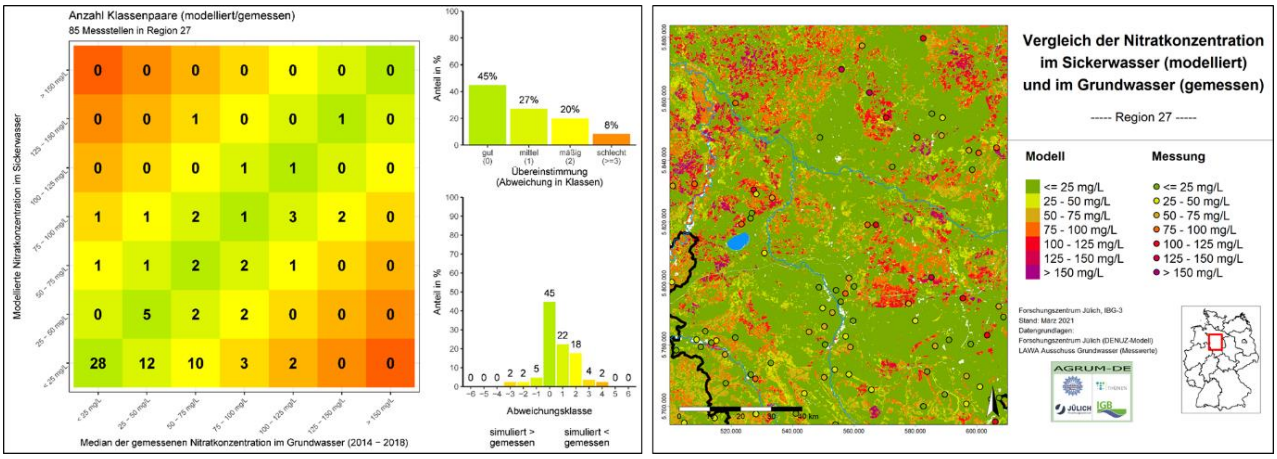
Anm.: Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser (links) und Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) (rechts) im **Nordostteil Sachsens.**

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Wie aus der nachfolgenden Häufigkeitsverteilung (vgl. Abbildung 50, links) hervorgeht, liegen in der 110 × 130 km großen Teilfläche „Südost-Niedersachsen“ 45 % der 85 Wertepaare in der gleichen Konzentrationsklasse, weitere 27 % zeigen eine noch akzeptable Übereinstimmung mit einer Abweichung um eine Konzentrationsklasse. Tendenziell unterschätzen auch hier die simulierten Werte die gemessenen Werte. Die Gesamtanzahl der Messstellen für die Plausibilitätsüberprüfung ist jedoch nicht sehr groß (vgl. Abbildung 50, rechts). Für Teilregionen ohne engmaschiges Messstellennetz bzw. Teilregionen, für die nach der Präselektion

keine hohe Anzahl von Messwerten im Grundwasser verbleibt, sind einer Überprüfung der räumlichen Repräsentativität der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser Grenzen gesetzt.

Abbildung 50: Vergleich der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Südostteil Niedersachsens



Anm.: Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser (links) und Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) (rechts) im **Südostteil Niedersachsens.**

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Fazit:

Für die meisten in Abbildung 40 bis Abbildung 50 dargestellten Vergleiche von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser zeigen sich gute Übereinstimmungen, obwohl die hydrologischen und bodenkundlichen, aber auch die landwirtschaftlichen Standortbedingungen unterschiedlich sind und kleinräumig wechseln. Vor allem in Teilregionen, für die nach der Präselektion noch eine hohe Anzahl von Messwerten im Grundwasser für die Plausibilitätsüberprüfung verblieb (z. B. in Baden-Württemberg), zeigten sich gute Übereinstimmungen. Dies ist ein Beleg dafür, dass das regionale Zusammenspiel von N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft, atmosphärischer N-Deposition, N-Umsetzungs- und N-Abbauprozessen im Boden und der Wasserhaushaltssituation trotz der zum Teil nur recht groben Datengrundlagen, die in die Modellierung eingegangen sind, im Hinblick auf die Dimension und die räumliche Repräsentanz realitätsnah abgebildet wird.

Obwohl die simulierten Werte die gemessenen Werte in den meisten Teilregionen systematisch etwas unterschätzen, wurde auf regionale Modellanpassungen zum gegenwärtigen Zeitpunkt verzichtet. Vorab sollte geprüft werden, ob die Abweichungen skalenbedingt sind und auch dann noch auftreten, wenn anstelle der Modelleingangsdaten im Bundesmaßstab Datengrundlagen im Landesmaßstab verwendet werden.

5.3.6.3 Plausibilitätsüberprüfung anhand beobachteter N-Frachten im Oberflächengewässer

Zur vollständigen Abbildung der N-Einträge in die Oberflächengewässer ist es erforderlich, auch die Emissionen von Punktquellen zu erfassen. Unter Punktquellen werden hier Einträge aus kommunalen Kläranlagen, industriell-gewerblichen Direkteinleitungen, aus Regenwasserkanälen im Trennsystem, durch Mischwasserüberläufe sowie aus Kleinkläranlagen verstanden. Für die Ermittlung der N-Einträge über diese Eintragspfade ist im AGRUM-DE-Projekt das IGB zuständig. Dort erfolgt auch die Validierung der modellierten N-Gesamteinträge (siehe Kapitel 5.7).

5.4 Aktueller Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen

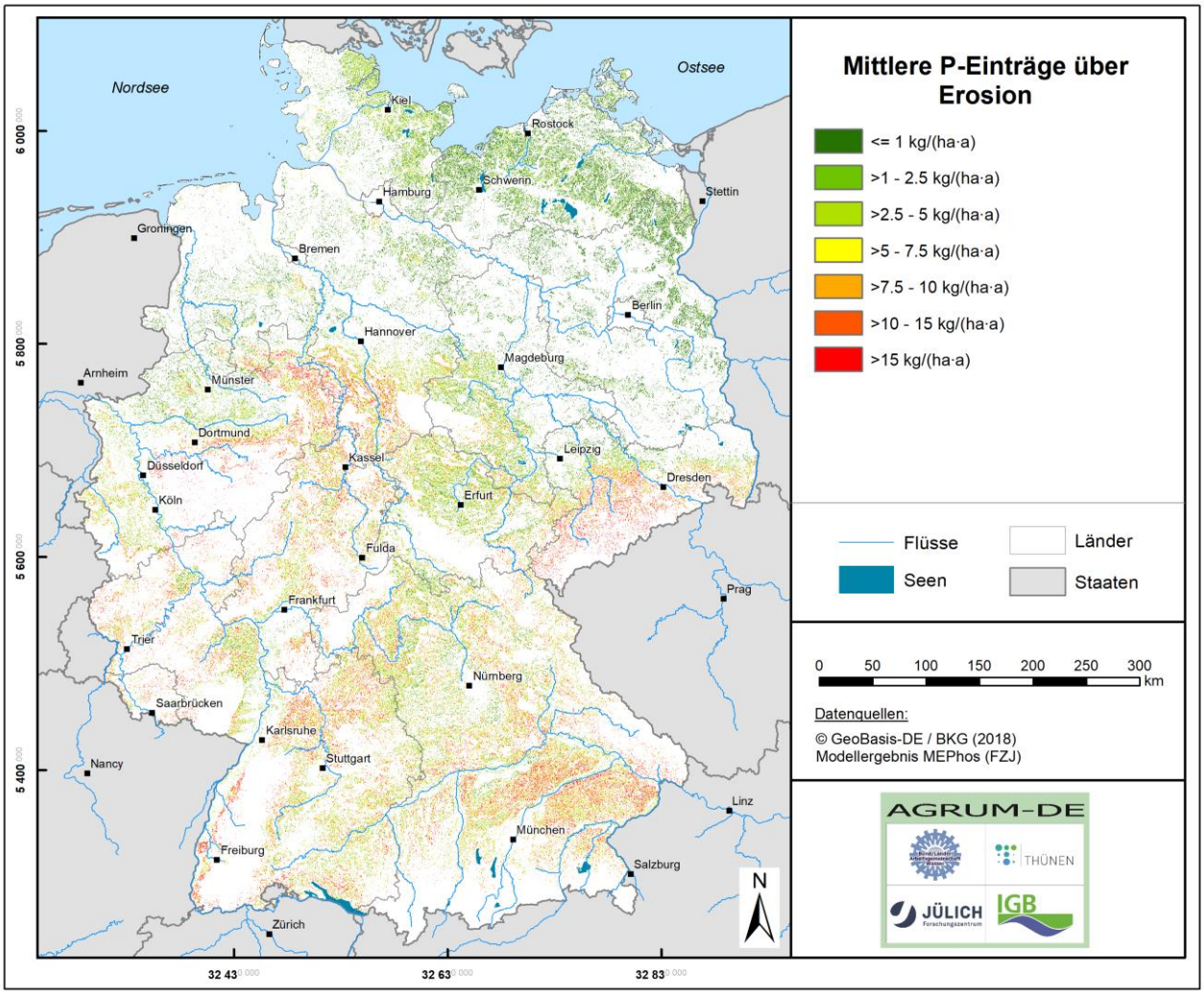
5.4.1 P-Einträge in die Oberflächengewässer über atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen

Nach der in Kapitel 4.4.6 beschriebenen Vorgehensweise ergibt sich eine Wasserfläche von bundesweit ca. 6.300 km². Dabei ist zu beachten, dass Standgewässer nur berücksichtigt werden, wenn sie an das Fließgewässernetz angeschlossen sind. Über die Depositionsrate für P_{ges} von 0,6 kg/(ha × a) ergibt sich eine Eintragssumme von ca. 370 t/a. Die atmosphärische Deposition auf Böden wird an dieser Stelle nicht weiter betrachtet, da diese Stoffmengen im Oberboden weitestgehend fixiert werden, z. B. durch Sorption, bzw. in anderen Eintragspfaden erfasst werden. Mitentscheidend für den P-Eintrag ist die Breite der Oberflächengewässer, die sich jedoch im Kartenmaßstab des Projektes nicht darstellen lässt. Deshalb wird auf eine separate Kartendarstellung an dieser Stelle verzichtet.

5.4.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Wassererosion

Nach der in Kapitel 4.4.3 beschriebenen Methodik wird der Sedimenteintrag aus der Bodenabtragsgefahr ermittelt. Das Sedimenteintragsverhältnis, d. h. der Anteil des Bodenabtrags, der in Gewässernähe erfolgt und potenziell in das Oberflächengewässer gelangt, beträgt ca. 15 %. Dies entspricht etwa 3,8 Mio. t/a Sediment. Durch Einbeziehung des P-Gehalts im Oberboden (siehe Kapitel 3.3.2.2) lässt sich der P-Eintrag in die Oberflächengewässer nach Gl. 34 modellieren. Er beträgt bundesweit ca. 4.400 t/a P_{ges}, im Mittel ca. 8 kg/(ha × a), und wird in Karte 102 dargestellt.

Karte 102: P-Einträge in die Oberflächengewässer durch Wassererosion



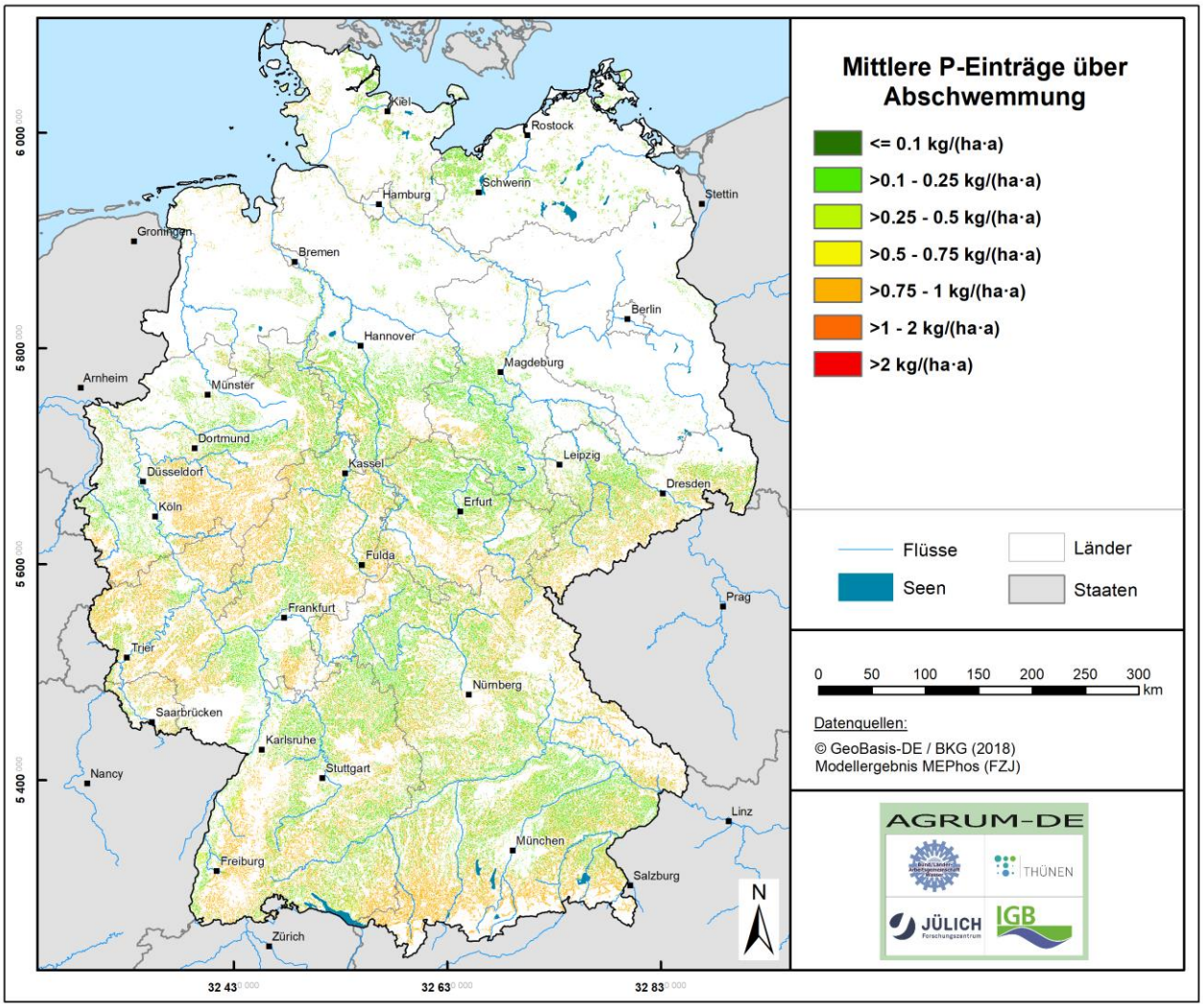
Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Unterdurchschnittliche P-Einträge zwischen < 1 und ca. 5 kg/(ha × a) treten weitverbreitet im norddeutschen Tiefland auf und sind hier vor allem Folge der niedrigen Bodenabtragsgefahr infolge niedriger Hangneigungen. Ähnliches gilt für Sachsen-Anhalt und Thüringen, wo niedrige Bodenabtragsgefahren auch auf geringe C-Faktoren (hohe Anteile konservierender Bodenbearbeitung) zurückgehen, gepaart mit vergleichsweise niedrigen P-Gehalten im Oberboden. Überdurchschnittliche P-Einträge über Wassererosion, insbesondere über 10 kg/(ha × a), sind typisch für Mittelgebirgslagen mit hoher Bodenabtragsgefahr.

5.4.3 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Karte 103 zeigt die mittleren P-Einträge über Abschwemmung in Deutschland. Sie betragen im Mittel ca. 0,5 kg/(ha × a), in Summe etwa 560 t/a. P-Einträge über Abschwemmung treten verbreitet in allen Mittelgebirgen sowie im Jungmoränenland auf. Überdurchschnittliche Einträge sind vor allem an hohe Oberflächenabflüsse und an Grünland gebunden, z. B. im Rheinischen Schiefergebirge sowie im Hunsrück.

Karte 103: P-Einträge in die Oberflächengewässer durch Abschwemmung

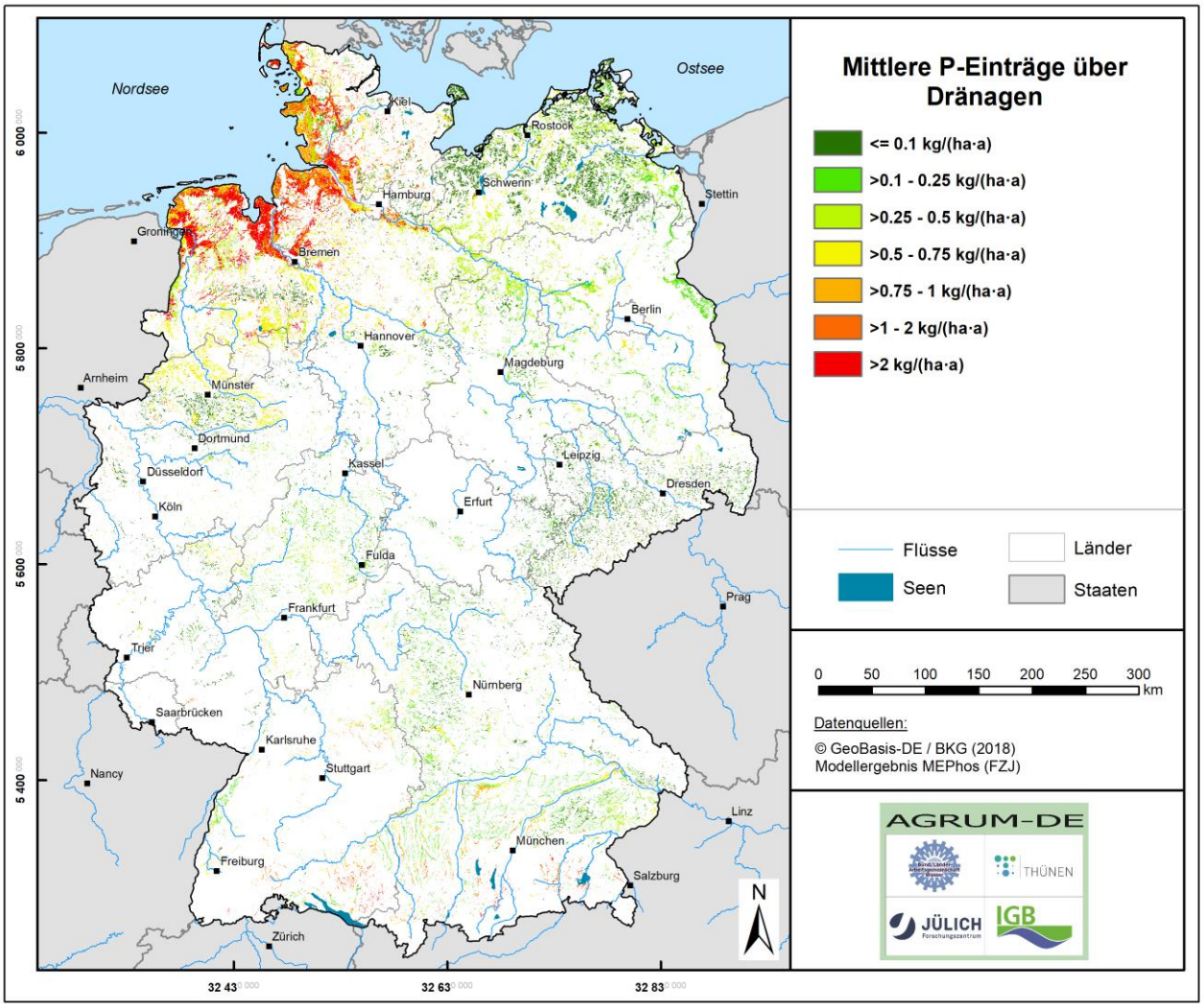


Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

5.4.4 P-Einträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Dränagen

Das Modellergebnis des mittleren P-Eintrags über Dränagen ist in Karte 104 zu sehen. Diese P-Einträge belaufen sich in Summe auf ca. 2.600 t/a, im Mittel pro Hektar und Jahr werden ca. 1 kg/(ha × a) für die potenziell dränierte Landwirtschaftsfläche berechnet. Dabei schwankt der Eintrag zwischen < 0,1 und > 2 kg/(ha × a) stark. Überdurchschnittliche Einträge werden für die Marschen errechnet, was auch Folge der hohen P-Konzentrationen im dortigen Dränabfluss ist. Niedrige Austräge von unter 0,5 kg/(ha × a) sind typisch für lehmige und damit sorptionsstarke Standorte, z. B. Beckumer Berge südlich von Münster oder die Verbreitungsgebiete der Geschiebelehme im Jungmoränenland Mecklenburg-Vorpommerns.

Karte 104: P-Einträge in die Oberflächengewässer durch Dränagen

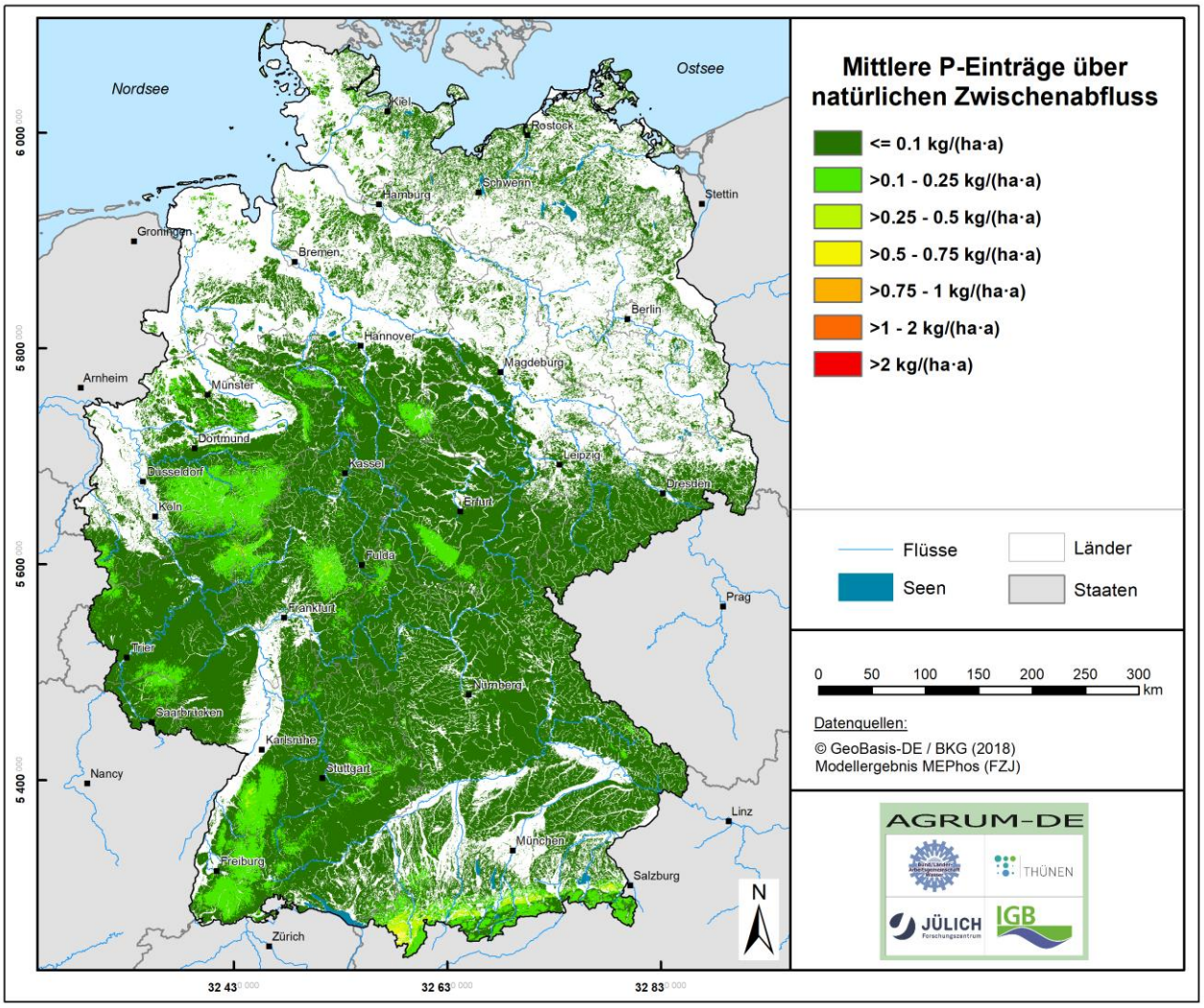


Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

5.4.5 P-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss

Mittlere P-Einträge über natürlichen Zwischenabfluss (vgl. Karte 105) sind vor allem in reliefierten Lagen in den Mittelgebirgen sowie im Jungmoränenland zu finden. Auf höhergelegenen Standorten mit größerer Niederschlags- und Zwischenabflusshöhe werden P-Einträge zwischen 0,1 und 0,25 kg/(ha × a) erreicht, in den übrigen Gebieten überschreiten die Einträge 0,1 kg/(ha × a) nicht. Im Mittel betragen sie ca. 0,05 kg/(ha × a), die bundesweite Summe des P-Eintrags über Zwischenabfluss beläuft sich auf ca. 1.100 t/a.

Karte 105: P-Einträge in die Oberflächengewässer durch natürlichen Zwischenabfluss

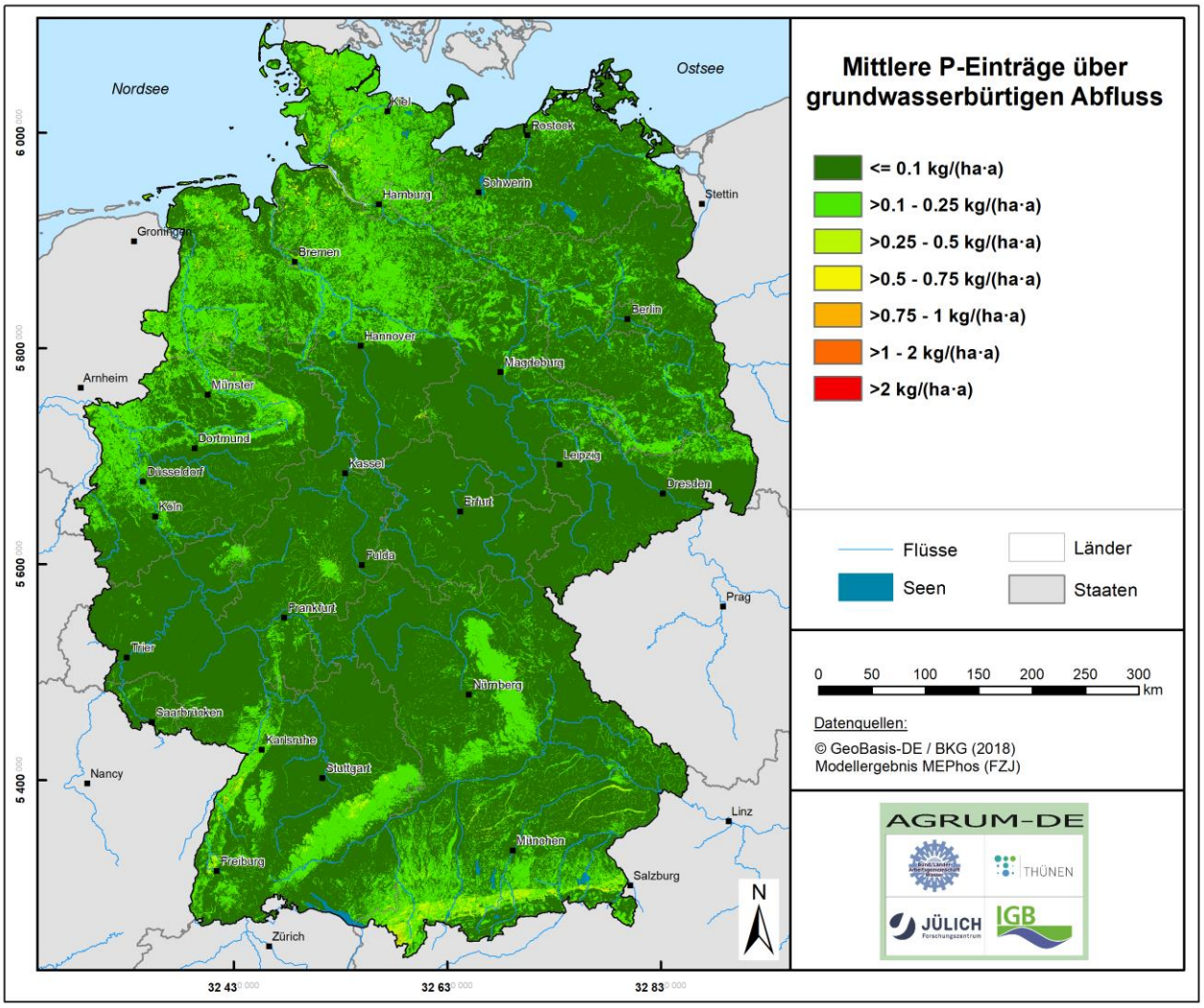


Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

5.4.6 P-Einträge in die Oberflächengewässer über grundwasserbürtigen Abfluss

Die modellierten mittleren P_{ges}-Einträge über grundwasserbürtigen Abfluss werden in Karte 106 gezeigt. Sie belaufen sich bundesweit auf ca. 2.500 t/a bei einem Mittelwert von etwa 0,07 kg/(ha × a). Überdurchschnittliche P-Einträge treten v. a. in der norddeutschen Geest sowie in Teilen des Jungmoränenlands auf und sind hier Folge einer höheren Grundwasserneubildung von mehr als 150 mm/a. Darüber hinaus werden sie in Karte 106 für Mittelgebirgszüge ausgewiesen, in denen der Median der gemessenen Konzentrationen über 0,03 und teilweise über 0,04 mg/L liegt. Dazu gehören die Umrandung der Münsterländischen Kreidebucht, Teile der Niederrheinischen Bucht und des Oberrheingrabens, der Vogelsberg, die Schwäbische und Fränkische Alb sowie die tertiären Sedimente des Voralpenraums.

Karte 106: P-Einträge in die Oberflächengewässer durch grundwasserbürtigen Abfluss



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

5.4.7 Gesamte diffuse P_{ges}- und o-PO_4-P-Einträge in die Oberflächengewässer

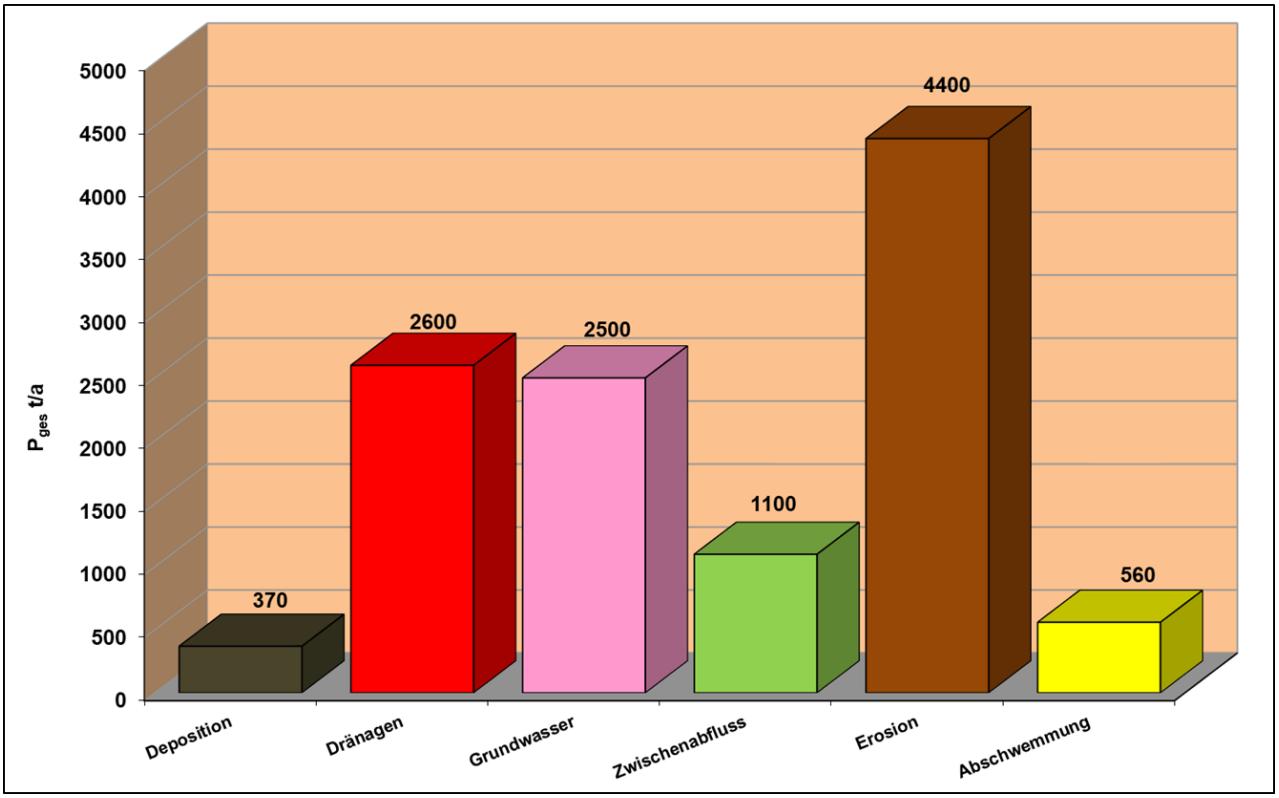
Der gesamte P-Eintrag (P_{ges}) aus diffusen Quellen beträgt 11.530 t/a. Abbildung 51 stellt die absoluten P_{ges}-Einträge aus diffusen Quellen im Vergleich der Eintragspfade dar. Danach ist die Wassererosion der bedeutendste diffuse Eintragspfad für P_{ges} mit 4.400 t/a, gefolgt von Dränagen (2.600 t/a), Grundwasser (2.500 t/a) und Zwischenabfluss (1.100 t/a).

Um Aussagen zur Eutrophierungsrelevanz von Phosphoreinträgen in Binnengewässern zu treffen, ist der Parameter P_{ges} nur von eingeschränkter Aussagekraft, da P_{ges} teilweise an Bodenpartikeln sorbiert und in dieser Form nicht direkt eutrophierend wirkt. Allerdings gibt es im Gewässer Freisetzungsprozesse, sodass ein Teil des gebundenen Phosphors längerfristig mobilisiert werden kann. Aufgrund der komplexen Prozesse ist die Einschätzung, wie schnell dies abläuft und wie viel des Phosphors wo wieder verfügbar wird, schwierig. Stattdessen wird hier vergleichend betrachtet, wie hoch der direkte Eintrag von gelöstem und damit unmittelbar eutrophierungswirksamem ortho-Phosphat-Phosphor ist. Da letzterer in dieser Studie nicht Gegenstand der Modellierung war, wurde der gelöste Anteil am Gesamtphosphor in Anlehnung an Tetzlaff et al. (2009) abgeschätzt. Dabei werden folgende Anteile von $P_{gelöst}$ an P_{ges} angesetzt: Dränagen 70 %, grundwasserbürtiger

Abfluss, Zwischenabfluss und Abschwemmung 100 %, Erosion 10 %, atmosphärische Deposition auf Wasserflächen 80 %.

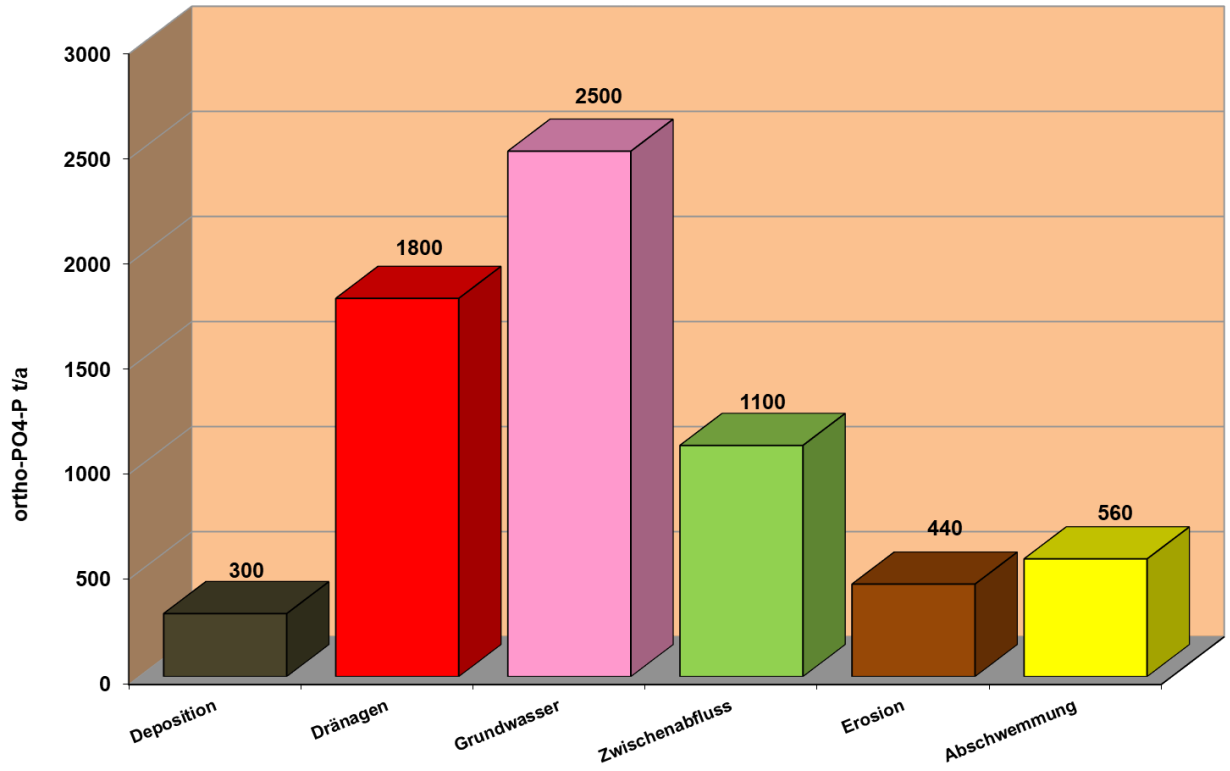
Daraus ergibt sich ein Gesamteintrag von gelöstem P in Höhe von 6.700 t/a bzw. 58 % des diffusen P_{ges}-Eintrags in Deutschland. Die Relevanz der einzelnen Eintragspfade ändert sich dadurch deutlich. Der bedeutendste Eintragspfad für o-PO_4-P-Einträge ist nach Abbildung 52 das Grundwasser, gefolgt von Dränage und Zwischenabfluss. Die Wassererosion ist neben der atmosphärischen Deposition von kleinster Bedeutung.

Abbildung 51: P_{ges}-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Abbildung 52: Abgeschätzte o-PO_4-P-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Zur vollständigen Abbildung der P-Einträge in die Oberflächengewässer ist es erforderlich, auch die Emissionen von Punktquellen zu erfassen. Unter Punktquellen werden hier Einträge aus kommunalen Kläranlagen, industriell-gewerblichen Direkteinleitungen, aus Regenwasserkanälen im Trennsystem, durch Mischwasserüberläufe sowie aus Kleinkläranlagen verstanden. Für die Ermittlung der P-Einträge über diese Eintragspfade ist im AGRUM-DE-Projekt das IGB zuständig. Dort erfolgt auch die Validierung der modellierten P-Gesamteinträge (siehe Kapitel 5.7).

5.5 N-Minderungsbedarf zur Erreichung der Qualitätsziele im Sickerwasser/Grundwasser

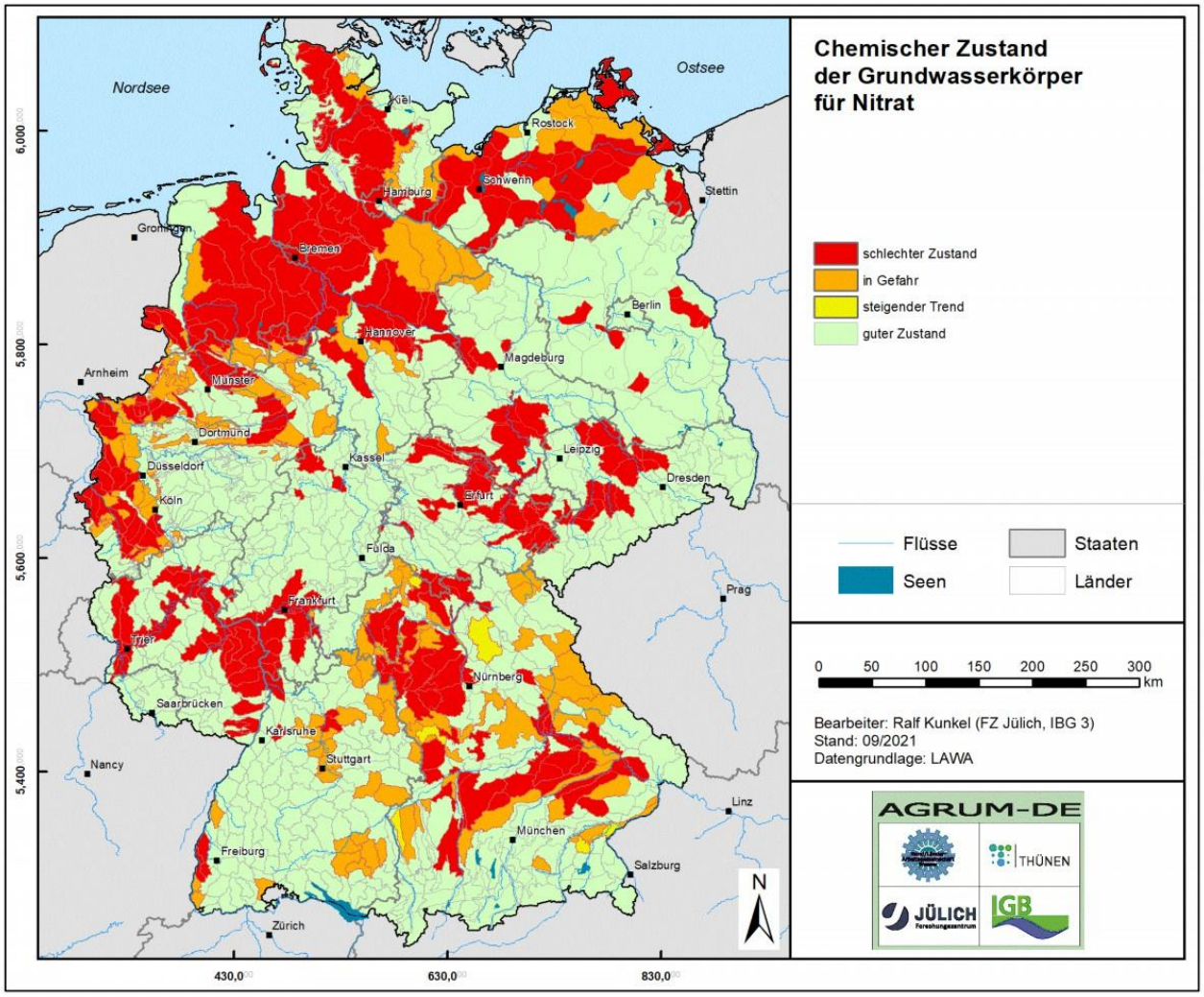
5.5.1 Fragestellungen und Annahmen

Nach der WRRL hätten die Gewässer in der Europäischen Gemeinschaft bis zum Jahre 2015 einen Zustand erreichen sollen, der laut Definition nur gering von ihrem natürlichen Zustand abweicht. Die Auswertung der Grundwasserüberwachungsdaten in Deutschland zeigt jedoch trotz einiger positiver Entwicklungen in den vergangenen Jahren in einigen Grundwasserkörpern anhaltende Defizite, u. a. durch Nitratgehalte im Grundwasser von mehr als 50 mg NO_3/L.

Karte 107 zeigt die Grundwasserkörper (GWK) in Deutschland, die das Ziel des guten chemischen Zustands aufgrund von Überschreitungen des Schwellenwerts für Nitrat zum Zeitpunkt der Projektarbeiten nicht erreichen oder einen steigenden Trend aufweisen. Dort, wo die Ziele wegen zu hoher Nitratgehalte nicht erreicht werden, muss durch geeignete Maßnahmenprogramme das Niveau der N-Austräge gesenkt werden. Aber nur, wenn die Dimension der zu erbringenden N-Minderung bekannt ist, können wirksame und von ihrem Umfang her auch

geeignete Maßnahmen für die Erreichung der Umweltziele umgesetzt werden, wobei sozio-ökonomische Belange, z. B. der Landwirtschaft, nicht ignoriert werden können. Grundlage für die Auswahl und die Umsetzung von N-Minderungsmaßnahmen ist in jedem Fall die Höhe des N-Minderungsbedarfs für das Grundwasser und die Oberflächengewässer.

Karte 107: Chemischer Zustand der Grundwasserkörper in Deutschland



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Unabhängig von der Höhe des Nitrateintrags in den Grundwasserleiter nennt die WRRL einen Nitratgehalt von 50 mg/L als Schwellenwert für das Grundwasser. Während die Nitratkonzentration in oxidierten Grundwasserleitern häufig in einem direkten Zusammenhang zur Höhe des Nitrateintrags mit dem Sickerwasser steht, so fehlt dieser Bezug bei reduzierten Grundwasserleitern häufig.

Reduzierte Grundwasserleiter weisen trotz oftmals hoher Stickstoffeinträge mit dem Sickerwasser in der Regel nur geringe Nitratkonzentrationen im Grundwasser auf. Aufgrund von Denitrifikationsprozessen im Grundwasserleiter kommt es in solchen Aquiferen in Abwesenheit von Sauerstoff und der Anwesenheit von organischem Kohlenstoffverbindungen und/oder Pyritverbindungen bei genügend langer Fließzeit zu einer signifikanten Reduzierung der im Grundwasser feststellbaren Nitratkonzentrationen. Der Nitratabbau im Grundwasser ist jedoch mit einem irreversiblen Verbrauch des reduzierenden Inventars des Aquifers (organischer Kohlenstoff, Pyrit) verbunden. Darüber hinaus kommt es zu für die Grundwasserbewirtschaftung

nachteiligen Folgeprozessen (z. B. Freisetzung von Sulfat und Metallen, Veränderung des pH-Wertes, der Leitfähigkeit und des Reduktionspotenzials). Sind die zur Denitrifikation benötigten Reduktionsmittel (Pyrit, DOC) verbraucht, ist ein Nitratabbau nicht mehr möglich. In der Folge können die Nitratkonzentrationen im Grundwasser stark ansteigen, was schon seit langem für verschiedene Regionen dokumentiert wird (vgl. z. B. Rohmann und Sontheimer, 1985). Vor diesem Hintergrund ist es aus Sicht eines vorsorgenden Grundwasserschutzes nicht zielführend, für reduzierte Grundwasserleiter höhere Stickstoffeinträge in das Grundwasser zuzulassen als für oxidierte Grundwasserleiter, obwohl die Nitratkonzentrationen im Grundwasser häufig noch weit unterhalb von 50 mg/L liegen.

Damit die Nitratkonzentration im Grundwasser oxidierter Grundwasserleiter dauerhaft unter 50 mg/L gesenkt werden kann und das (natürliche) Denitrifikationspotenzial reduzierter Grundwasserleiter über einen möglichst langen Zeitraum erhalten bleibt, sollte bereits die Nitratkonzentration des Wassers, das ins Grundwasser eingetragen wird, einen Wert von weniger als 50 mg/L aufweisen. Als ein Maß hierfür kann die Nitratkonzentration im Sickerwasser dienen. Wenn sichergestellt ist, dass die langjährige mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser 50 mg/L nicht übersteigt, kann davon ausgegangen werden, dass der Grundwasserschwellenwert von 50 mg/L Nitrat langfristig nicht (mehr) überschritten wird (LAWA, 2017).

Bei der Bestimmung des N-Minderungsbedarfs für das Grundwasser sind in diesem Zusammenhang daher ausschließlich die N-Quellen zu berücksichtigen, die ins Grundwasser austragen. Hierzu gehören zum einen die landwirtschaftlich bedingten N-Quellen (N-Bilanzüberschuss der Landwirtschaft und atmosphärische NH_x-Deposition), die zum diffusen N-Austrag aus dem Boden führen. Zum anderen zählen hierzu die N-Einträge ins Grundwasser aus nicht-landwirtschaftlichen N-Quellen, d. h. aus urbanen Systemen sowie über die atmosphärische NO_x-Deposition (Wendland et al., 2021b, 2021c).

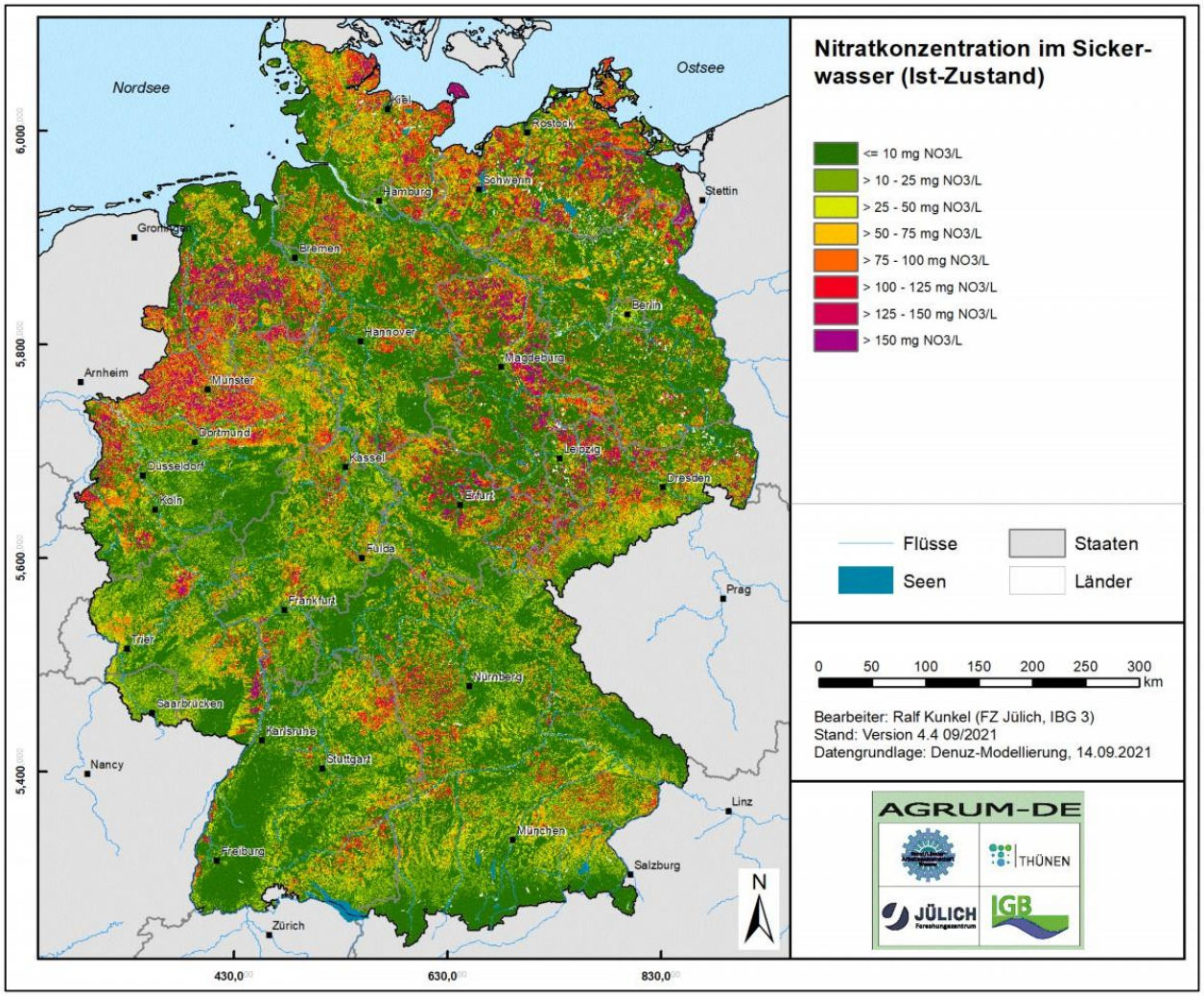
5.5.2 Modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser

Karte 108 zeigt die modellierte langjährige mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Berücksichtigung der diffusen N-Austräge aus dem Boden und der N-Einträge aus urbanen Systemen. Die Nitratkonzentration im Sickerwasser gibt an, mit welcher Konzentration die ausgetragenen N-Mengen aus dem Boden mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser bzw. über die Direktabflusskomponenten (Zwischenabfluss, Dränabfluss) in die Oberflächengewässer eingetragen werden. Sie liegt in einem weiten Bereich zwischen weniger als 10 mg NO_3/L und mehr als 125 mg NO_3/L. Größere Gebiete mit Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von weniger als 25 mg NO_3/L treten in allen urbanen Regionen auf sowie vor allem bei hohen Sickerwasserraten, wie in den Kammlagen der landwirtschaftlich extensiv genutzten Mittelgebirge, dort häufig in Kombination mit bewaldeten Gebieten.

Größere Regionen mit Nitratkonzentrationen von über 50 mg NO_3/L treten in vielen landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten (Sonderkulturanbau, viehstarke Regionen) auf. In diesen Regionen (z. B. Münsterland, Weser-Emsgebiet, Oberrheingebiet) werden bedingt durch hohe N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft verbreitet Nitratkonzentrationen von über 125 mg NO_3/L errechnet.

Hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser können aber auch in Regionen auftreten, in denen die N-Austräge aus dem Boden mit 25–50 kg N/(ha × a) auf einem moderaten Niveau liegen, nämlich dann, wenn die Sickerwasserraten sehr gering sind und die N-Austräge nur wenig verdünnt werden. Regionen, auf die diese Bedingungen zutreffen, sind z. B. die Vorderpfalz, die Magdeburger Börde, das Thüringer Becken und der Ostteil Mecklenburg-Vorpommerns.

Karte 108: Mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser (Ist-Zustand)



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Vergleicht man die in Karte 108 dargestellten Modellergebnisse zur mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser mit den Ergebnissen von einschlägigen Modellierungen auf Landesebene (z. B. Heidecke et al., 2015; Wendland et al., 2009, 2010b, 2014, 2015, 2020a, 2021b, 2021c; Ackermann et al., 2015; Kuhr et al., 2014; Kunkel et al., 2017; Tetzlaff et al., 2009, 2017, 2021), so stellt man trotz Anwendung des gleichen Modells zum Teil deutliche Unterschiede fest. Diese Unterschiede sind vor allem durch die unterschiedlichen bodenkundlichen Eingangsdaten erklärbar. Im AGRUM-DE-Projekt wird die bundesweit konsistent vorliegende Bodenkarte im Maßstab 1:200.000 verwendet, die in ihrem Detailierungsgrad und von ihrer räumlichen Auflösung her nicht an die in Länderprojekten verwendeten Bodenkarten (überwiegend im Maßstab 1:50.000) heranreicht. Im AGRUM-DE–Projekt ist somit eine räumlich nur wenig hochaufgelöste Parametrisierung von Bodeneigenschaften für die Modellierung möglich, sodass es generell zu regionalen Unschärfen bei der Verortung von relevanten Standorteigenschaften, u. a. bei den Denitrifikationsbedingungen der Böden, kommt. Die durch bodenkundliche Datengrundlagen bedingten Unterschiede bei den Modellergebnissen zwischen dem AGRUM-DE-Modell und den Ländermodellen wären deutlich geringer, wenn für die Modellierungen die Geometrien der länderweise vorliegenden Bodenkarten (überwiegend im Maßstab 1:50.000) verwendet würden.

5.5.3 Maximal tolerierbarer N-Bilanzüberschuss

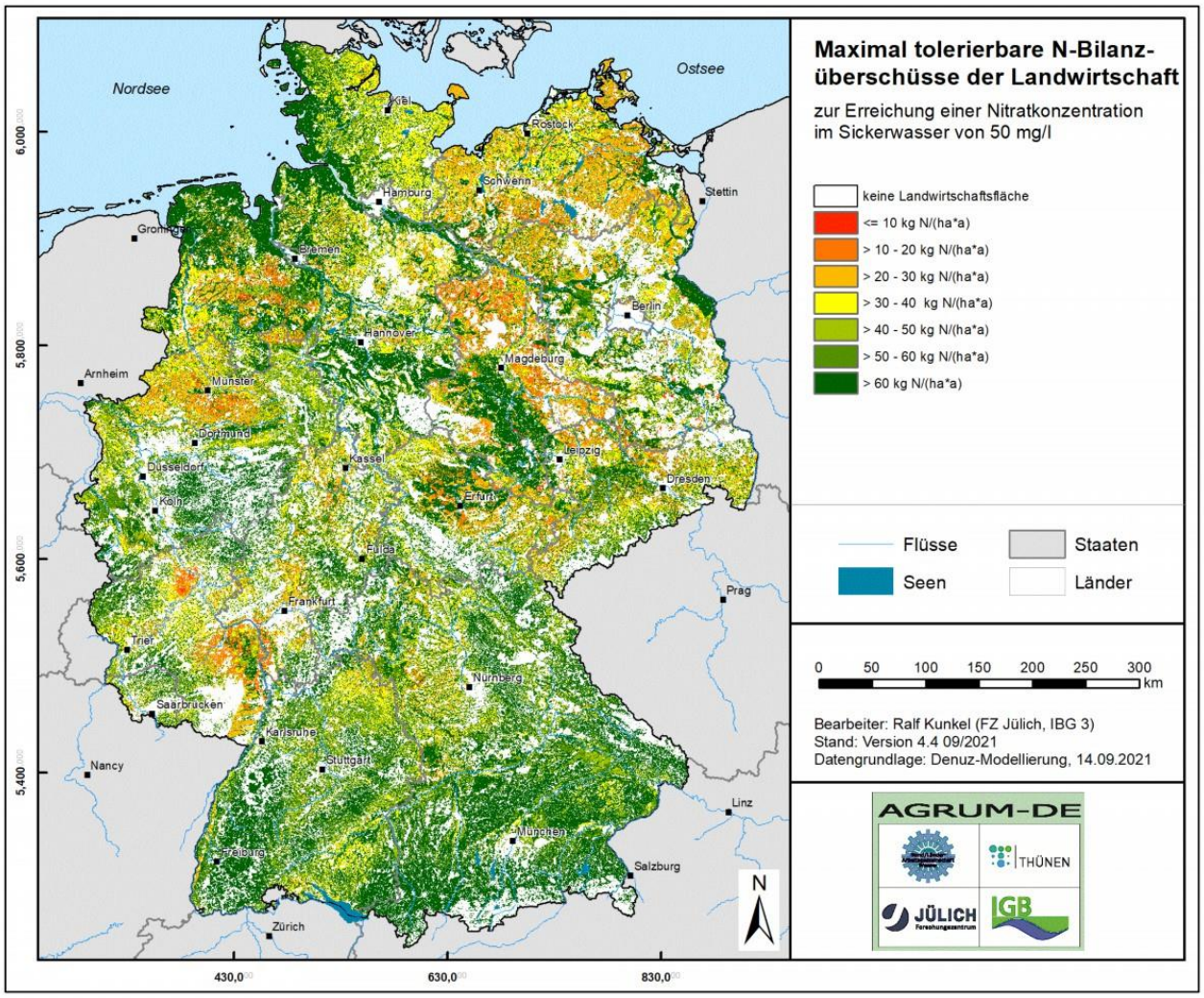
Wie in Kapitel 4.3.5.3 ausgeführt, wurde die Berechnung des maximal zulässigen N-Bilanzüberschusses zur Erreichung einer Zielkonzentration von 50 mg NO_3/L im Sickerwasser in jeder Rasterzelle über eine „Rückwärtsrechnung" durchgeführt. Hierbei wurde berechnet, wie hoch die N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft hypothetisch sein dürften, um bei gegebener atmosphärischer N-Deposition und konstanten Modellparamatern eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/L nicht zu überschreiten.

Es sei darauf hingewiesen, dass hierbei unterstellt wird, dass die gesamte Verminderung des N-Eintrags in den Boden durch die N-Bilanzüberschüsse zu erbringen ist, obwohl durch die atmosphärische NO_x-Deposition auch N-Einträge vorliegen, die nicht durch die Landwirtschaft verursacht werden. Der landwirtschaftliche N-Bilanzsaldo ist jedoch als eine Schlüsselgröße anzusehen und sollte daher einen entsprechenden Beitrag zur Reduktion der N-Austräge aus dem Boden liefern (LAWA, 2017). Das Ergebnis der Berechnung zeigt Karte 109.

Überwiegend aufgrund der geringen Sickerwasserraten liegen die maximal tolerierbaren landwirtschaftlichen Bilanzüberschüsse in den östlichen Landesteilen und in den Beckenlagen bei weniger als 20 kg N/(ha × a), während in den westlichen Landesteilen und in den Kammlagen der Mittelgebirge maximal tolerierbare landwirtschaftliche N-Bilanzüberschüsse von mehr als 60 kg N/(ha × a) hypothetisch zulässig wären.

Mit dem Projektbeirat wurde abgestimmt, dass der maximale N-Überschuss der Landwirtschaft für die weiteren Betrachtungen auf 60 kg N/(ha × a) begrenzt wird. Auf diese Weise sollte verhindert werden, dass Standorte (Rasterzellen) mit einem hohen Nitratabbaupotenzial im Boden (z. B. grundwassernahe Böden mit einem hohen Gehalt an organischer Substanz, z. B. Moorböden) als mögliche „Senke" für überschüssigen Stickstoff aus der Landwirtschaft missbraucht werden.

Karte 109: Maximal tolerierbare N-Bilanzüberschüsse zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von höchstens 50 mg NO_3/L



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

5.5.4 Ableitung und Ausweisung des N-Minderungsbedarfs

Mit dem Projektbeirat wurde die folgende Verfahrensweise zur Ausweisung des N-Minderungsbedarfs abgestimmt:

(1) Auf Rasterbasis wird für alle Landwirtschaftsflächen die Differenz zwischen den N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft aus RAUMIS und den maximal tolerierbaren N-Überschüssen zur Erreichung einer Sickerwasserkonzentration von höchstens 50 mg NO_3/L berechnet, wobei der maximal tolerierbare N-Überschuss der Landwirtschaft auf 60 kg N/(ha × a) begrenzt wird.

(2) Es ist zu berücksichtigen, dass die Berechnung der N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft im RAUMIS-Modell als Mittelwert auf Gemeindeebene erfolgt. Erst bei der Kopplung mit den hydrologischen Modellen kommt es zu einer Disaggregierung und zu einer Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser bzw. des N-Minderungsbedarfs für einzelne Rasterzellen. Für die Ausweisung des N-Minderungsbedarfs der Landwirtschaft ist es daher folgerichtig, eine Rück-Aggregation des auf Rasterebene berechneten N-Minderungsbedarfs auf die Gemeindeebene vorzunehmen.

Die für jede Rasterzelle mit landwirtschaftlicher Nutzung berechneten Differenzen (in kg N/(ha × a)) werden daher für jede Gemeinde gemittelt. Ist der Mittelwert negativ, wird der gesamten Gemeinde ein N-Minderungsbedarf von Null zugeordnet. Ist er positiv, wird dieser Wert allen Rasterzellen mit landwirtschaftlicher Nutzung in der Gemeinde zugeordnet.

(3) Die WRRL-relevante Berichtsebene ist nicht die Raster- bzw. Gemeindeebene, sondern die Ebene der Grundwasserkörper. Die Ausweisung des N-Minderungsbedarf für Grundwasserkörper erfolgt durch Summation des in Punkt (2) berechneten, gemeindebezogenen N-Minderungsbedarfs und wird als Fracht (t N/a) angegeben.

(4) Der N-Minderungsbedarf wird nur für Grundwasserkörper ausgewiesen, die aufgrund der Nitratbelastung

- im schlechten Zustand sind oder
- die im guten Zustand, aber im Entwurf der Bewirtschaftungspläne aufgrund eines steigenden Trends gekennzeichnet sind oder
- die im guten Zustand, aber im Entwurf der Bewirtschaftungspläne als „at risk“ gekennzeichnet sind.

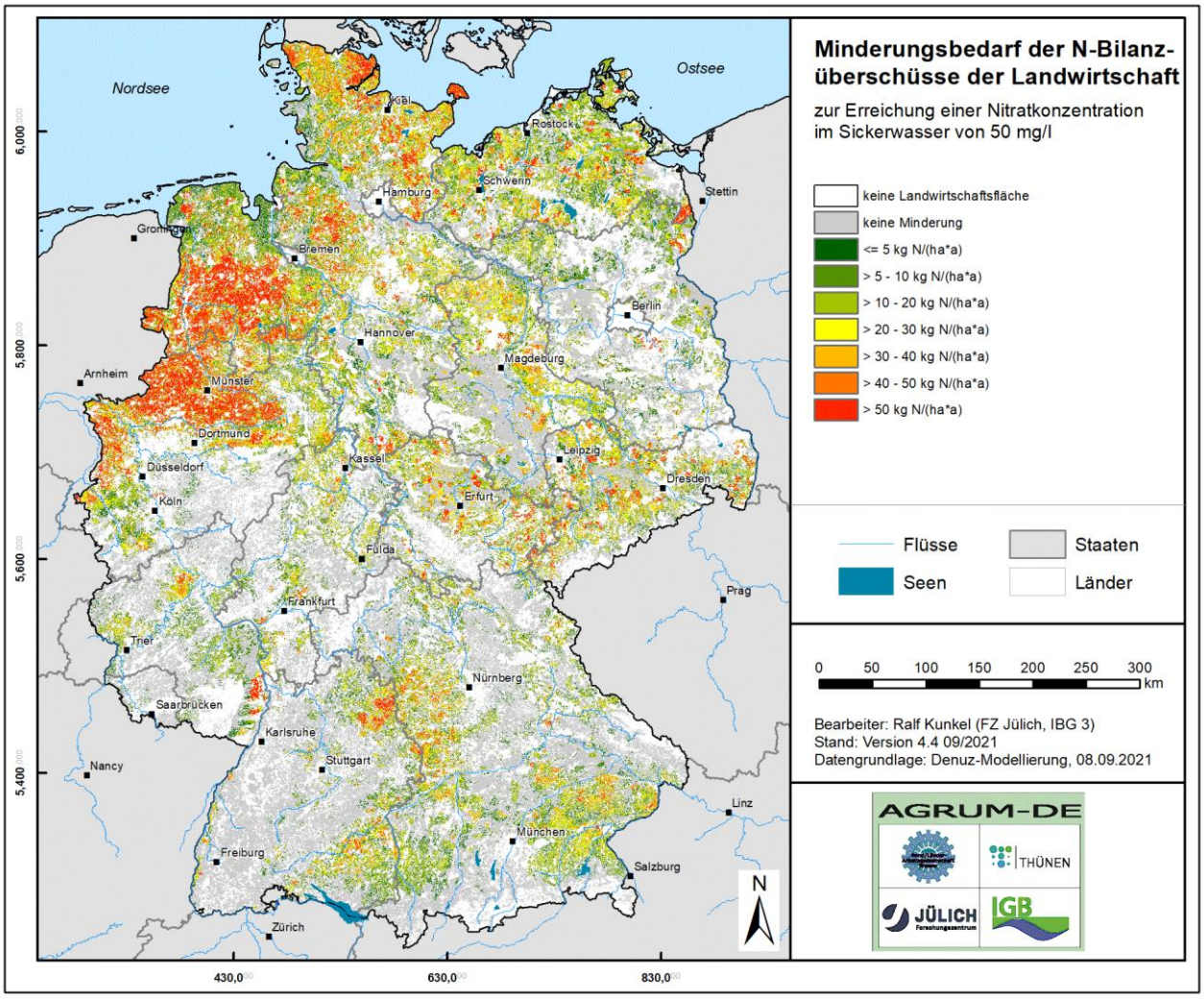
Im Folgenden wird die Ausweisung des N-Minderungsbedarfs für den Ist-Zustand der landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschüsse dargestellt. Die Ergebnisse der Szenario-Analyse für den Minderungsbedarf im Grundwasser sind in Kapitel 6.5.1 dargestellt.

5.5.5 N-Minderungsbedarf für den Ist-Zustand

Der rasterbezogene N-Minderungsbedarf zur Erreichung einer Sickerwasserkonzentration von höchstens 50 mg NO_3/L für den Ist-Zustand (vgl. Karte 110) ergibt sich aus den N-Bilanzüberschüssen für den Ist-Zustand (vgl. Karte 82) und den auf 60 kg N/(ha × a) begrenzten maximal tolerierbaren N-Bilanzüberschüssen (vgl. Karte 109).

In weiß dargestellt sind in Karte 110 alle nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen. Vor allem in den Mittelgebirgsregionen treten grau eingefärbte Flächen auf. Hierbei handelt es sich um landwirtschaftlich genutzte Flächen, die aufgrund geringer N-Austräge aus dem Boden und hoher Sickerwasserraten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von weniger als 50 mg NO_3/L aufweisen und deshalb rechnerisch keinen positiven N-Minderungsbedarf haben. Für die landwirtschaftlich genutzten Flächen, für die ein positiver N-Minderungsbedarf berechnet wurde, liegt dieser auf Rasterebene in einem weiten Bereich zwischen weniger als 5 und 50 kg N/(ha × a). Im Weser-Emsgebiet besteht bedingt durch die intensive Viehwirtschaft und den hohen Anfall an Wirtschaftsdüngern großräumig ein N-Minderungsbedarf von mehr als 50 kg N/(ha × a). Vereinzelt besteht dieser hohe Minderungsbedarf auch für Regionen mit Sonderkulturanbau und ist eine Folge des entsprechend hohen Düngerbedarfs von Sonderkulturen. Die Summe des sich für den Ist-Zustand ergebenden N-Minderungsbedarfs der N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft liegt bei 140.000 t N/a (rund 15 % des Flächenbilanzüberschusses Ist-Zustand).

Karte 110: N-Minderungsbedarf des landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschusses für den Ist-Zustand zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von höchstens 50 mg NO_3/L auf Rasterebene



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

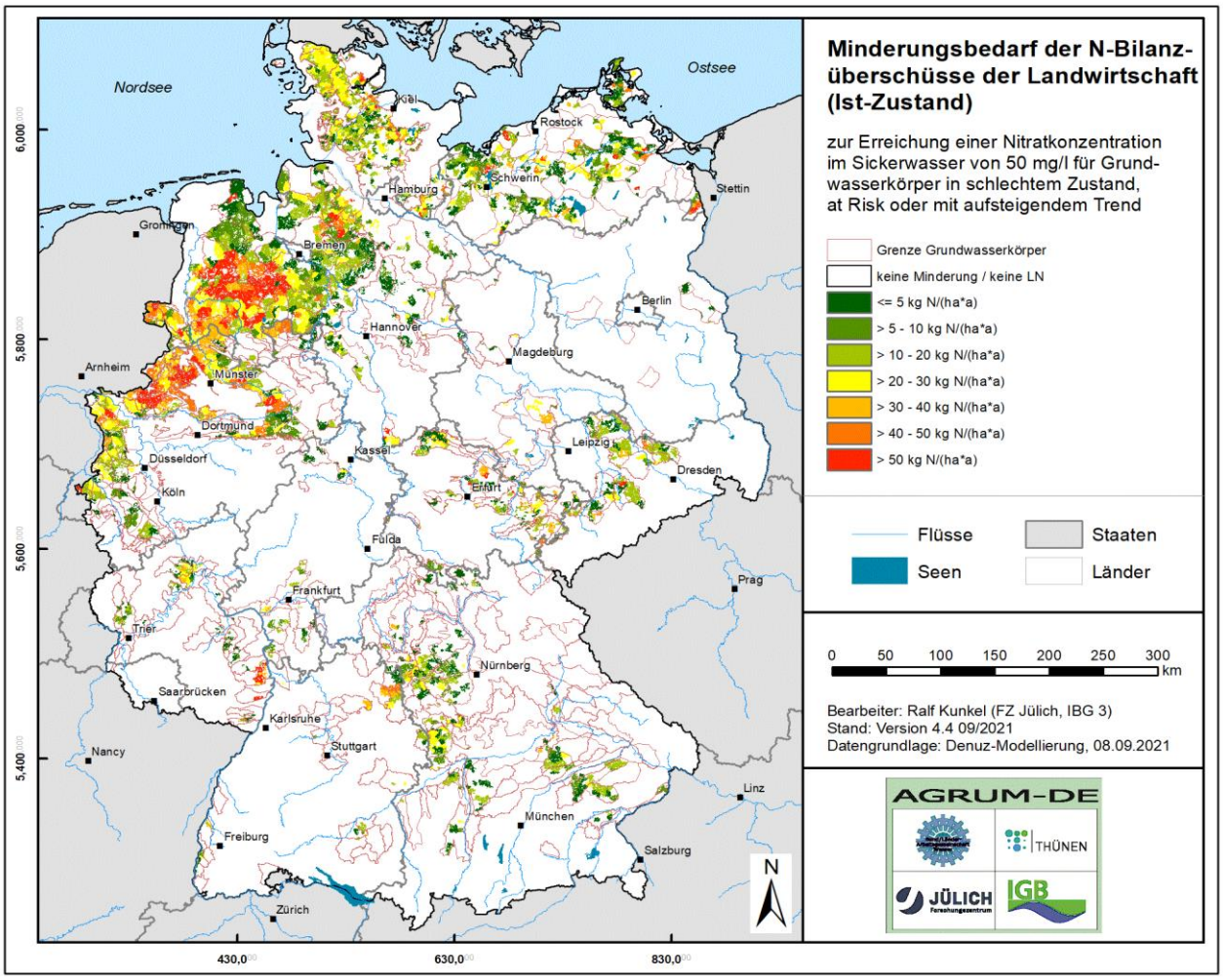
In einem nächsten Schritt wurden die rasterbezogenen Differenzen von aktuellem und maximalem N-Bilanzüberschuss über die Gemeinde gemittelt. Im Falle eines positiven Mittelwertes wurde dieser der gesamten landwirtschaftlich genutzten Gemeindefläche zugeordnet und auf die Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, mit „steigendem Trend“ und „at risk“ bezogen. Karte 111 zeigt die räumliche Verteilung des N-Minderungsbedarfs für die betreffenden Gemeinden in den Grundwasserkörpern in schlechtem Zustand, at risk oder mit aufsteigendem Trend.

Im Vergleich zum N-Minderungsbedarf auf Rasterebene (vgl. Karte 110) haben sich die ausgewiesenen Flächen mit N-Minderungsbedarf in den Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, Grundwasserkörper mit „steigendem Trend“ und Grundwasserkörper „at risk“ durch die Differenzenbildung auf Gemeindeebene deutlich verringert (vgl. Karte 111). Denn durch die Beschränkung der Berechnung des N-Minderungsbedarfs auf die Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, „mit steigendem Trend“ und „at risk“ entfällt die Ausweisung eines N-Minderungsbedarfs für Gemeinden in als „unproblematisch“ eingestuften Grundwasserkörpern, auch wenn für letztere auf Rasterebene ein N-Minderungsbedarf berechnet wurde. Tabelle 21 zeigt abschließend die

Summen des N-Minderungsbedarfs getrennt für die Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, mit „steigendem Trend“ und „at risk“.

Die sich für den Ist-Zustand ergebende Summe des N-Minderungsbedarfs der N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft reduziert sich auf diese Weise von 140.000 t N/a auf 100.000 t N/a (rund 10 % des Flächenbilanzüberschusses Ist-Zustand). Mit 78.000 t N/a ist der Großteil der N-Minderung hierbei in Gemeinden in Grundwasserkörpern im schlechten Zustand zu erbringen.

Karte 111: **N-Minderungsbedarf des landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschusses für den Ist-Zustand zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von höchstens 50 mg NO_3/L für die Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, mit „steigendem Trend“ und „at risk“ auf Gemeindeebene**



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Tabelle 21: N-Minderungsbedarf der landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschüsse getrennt für die Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, mit „steigendem Trend“ und „at risk“

GWK	Minderungsbedarf (t N/a)
schlechter Zustand	78.000
steigender Trend	600
at risk	22.000
Summe	100.000

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

5.6 Einträge aus urbanen Systemen in das Grundwasser und die Oberflächengewässer

Die im folgenden vorgestellten Ergebnisse repräsentieren den Ist-Zustand, d. h. im Kontext dieses Projektes, die Einträge und Frachten, die sich unter Verwendung möglichst aktueller Eingangsdaten (die Bezugszeiträume können je nach Datenverfügbarkeit schwanken, siehe Kapitel 3.3) und den mittleren langjährigen (1981–2010) Niederschlägen und Abflüssen ergeben. Die Ergebnisse bilden somit kein konkretes Berechnungsjahr ab, sondern die aktuellen Einträge und Konzentrationen, die sich unter mittleren hydrologischen Bedingungen ergeben würden. Daher wird der Frachtvergleich auch auf Basis von mittleren Frachten der Jahre 2010–2016 durchgeführt. Zunächst werden einige zentrale Eingangsdaten vorgestellt, bevor die Anteile und räumliche Verteilung der einzelnen Abwasserbehandlungssystem oder auch urbane Teileintragspfade vorgestellt werden.

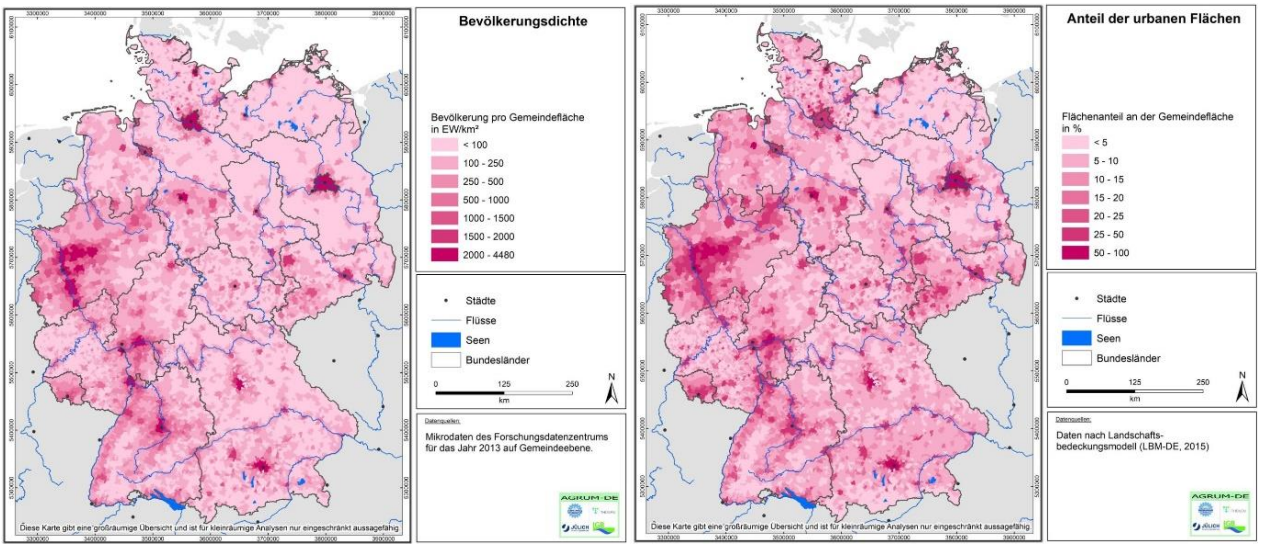
5.6.1 Versiegelte Flächen und Anschluss an die Abwasserbehandlung

Einträge aus urbanen Systemen werden maßgeblich aus vier Quellen gespeist: menschliche Ausscheidungen, häusliche Reinigungsmittel, atmosphärische Deposition auf urbanen Flächen sowie tierische Exkremente und Laubfall. Zusätzlich sind bei Punktquellen noch industrielle Abwässer zu nennen, die sich in ihrer Zusammensetzung und Konzentrationen stark unterscheiden können.

Zentrale Eingangsgröße für Einträge aus urbanen Systemen ist daher die Verteilung der Bevölkerung. Wobei große Städte und Agglomerationen nicht nur Schwerpunkte in der Bevölkerung, sondern auch den versiegelten Flächen darstellen (vgl. Karte 112). Die mittlere Bevölkerungsdichte lag in Deutschland für das Jahr 2013 bei 225 Einwohner*innen (EW)/km² und schwankte auf Gemeindeebene zwischen 0 EW/km² (218 Gemeinden bzw. 1,9 % aller Gemeinden) und 4.480 EW/km² (München). Der Anteil der urbanen Fläche (ohne Park, Stadtwald, Friedhof, Sportfläche) an der Gemeindefläche lag nach LBM-DE2015 im Mittel bei 7 % (25.121 km²) und schwankt auf Gemeindeebene zwischen 0 und 70 %.

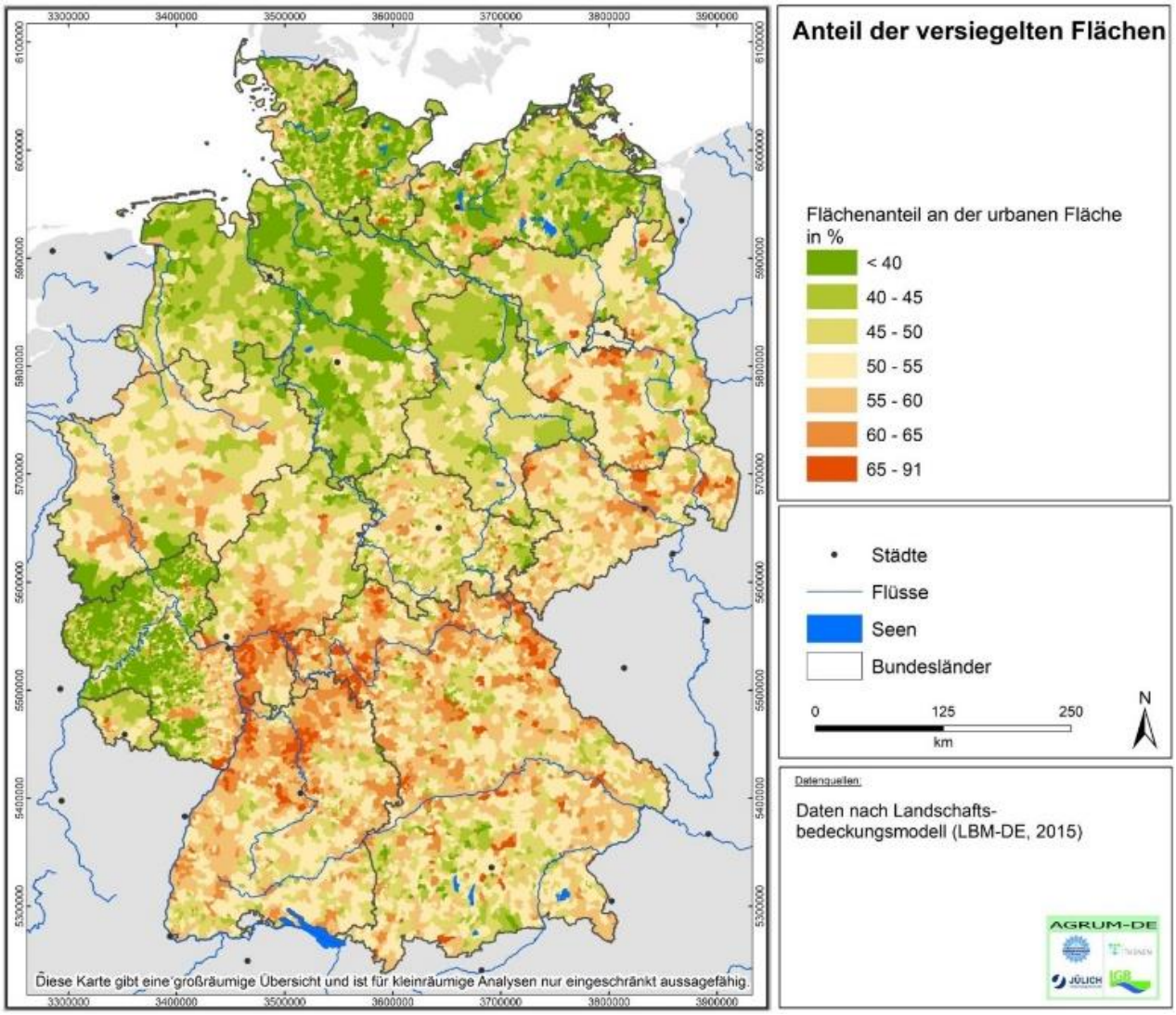
Betrachtet man jedoch den Versiegelungsgrad, d. h. den Anteil der versiegelten Fläche an der urbanen Fläche (vgl. Karte 113), ist dieser abseits der großen Agglomerationen teilweise deutlich erhöht. Der Versiegelungsgrad liegt deutschlandweit im Mittel bei 52 %, sinkt nur in wenigen Gemeinden (432 Gemeinden bzw. 3,8 %) Gemeinden) unter einen Anteil von 30 % und liegt als Maximum bei 91 % (vgl. auch Abbildung 53).

Karte 112: **Bevölkerungsdichte in Einwohner*innen pro Gemeindefläche für das Jahr 2013 (links) und Anteil der urbanen Fläche an der Gemeindefläche in Prozent nach LBM-DE2015 (BKG, 2018) (rechts)**



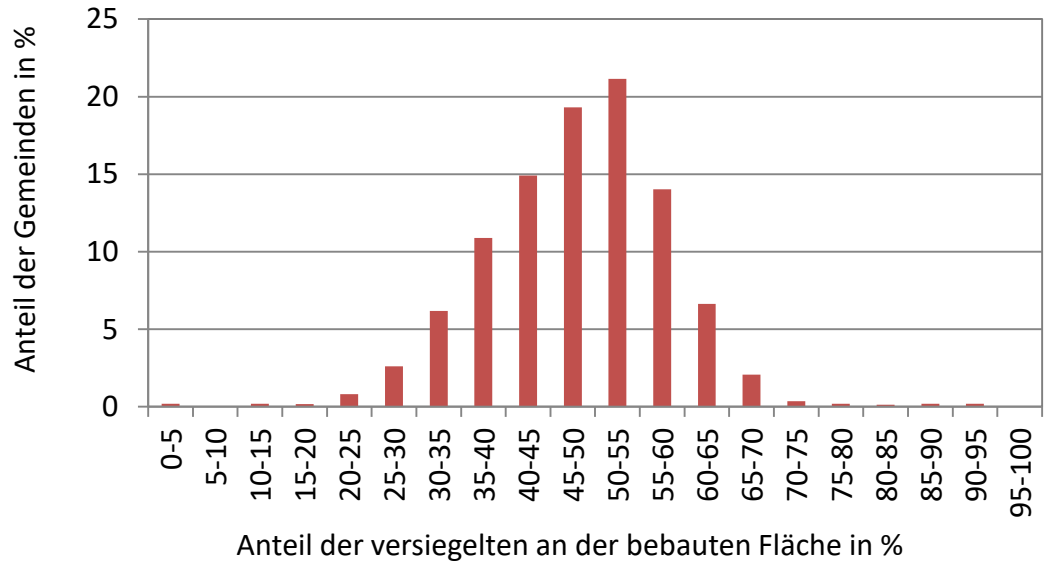
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 113: Anteil der versiegelten Flächen an der urbanen Fläche in Prozent



Quelle: eigene Darstellung (IGB) nach LBM-DE2015 (BKG, 2018)

Abbildung 53: Anteil der Gemeinden nach Anteil der bebauten urbanen Fläche



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Auf Bundeslandebene gleichen sich, abgesehen von den Stadtstaaten, die Einwohnerdichten und die Anteile von urbanen und versiegelten Flächen deutlich an. Auffällig ist, dass insbesondere der Anteil der versiegelten Flächen zwischen den Bundesländern nur noch zwischen 43 % und 57 % variiert (vgl. Tabelle 22).

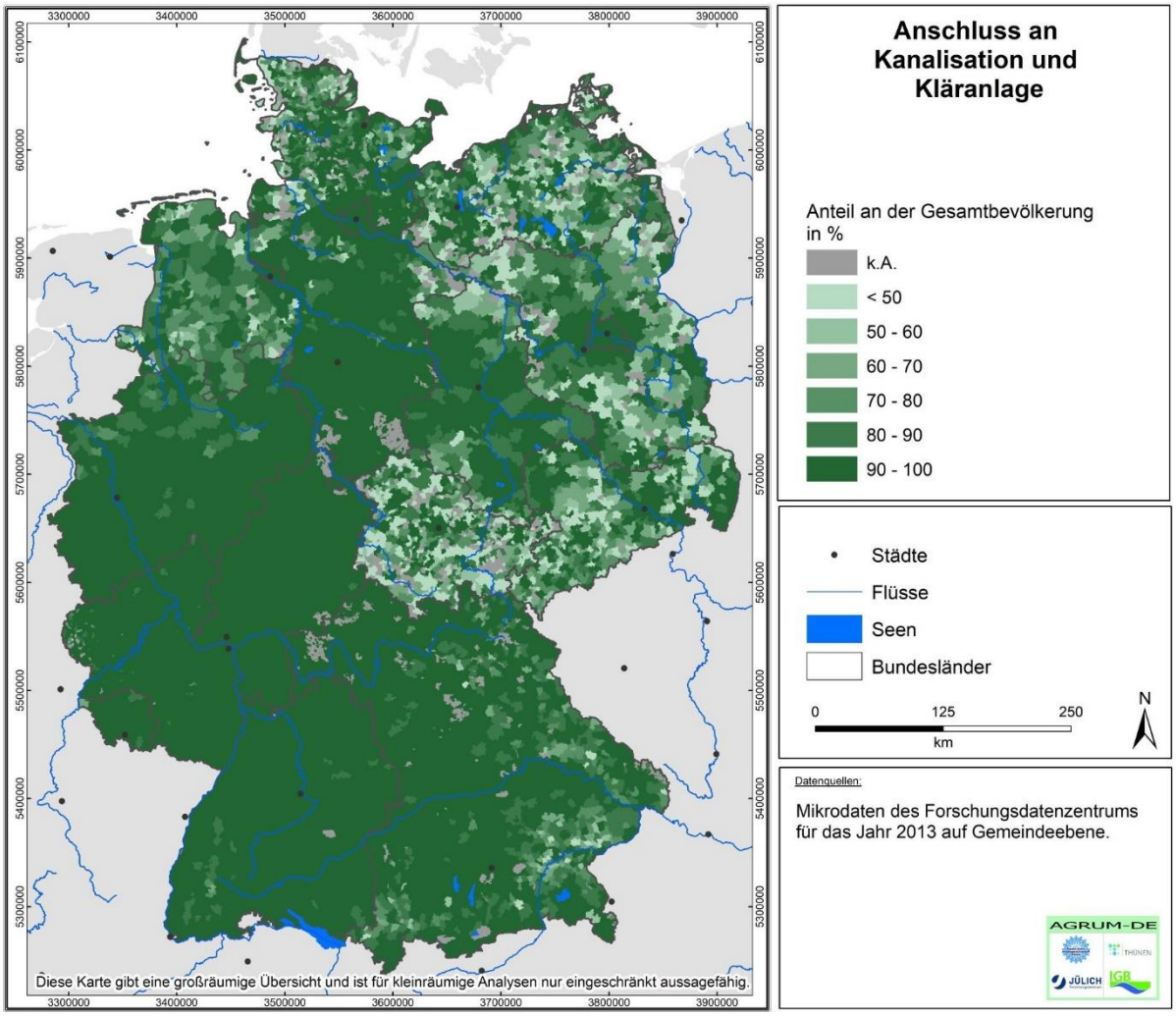
Tabelle 22: Zusammenstellung der nach LBM-DE2015 ausgewiesenen urbanen Flächen und den davon als versiegelt ausgewiesenen Flächenanteilen

Bundesland	Größe in km²	Einwohnerdichte in EW/km²	Anteil der urbanen Fläche in %	Anteil der versiegelten an der urbanen Fläche in %
SH	15.808	178	9,6	44,6
HH	753	2.316	48,7	42,6
NI	47.715	163	9,4	45,0
HB	420	1.558	45,4	47,5
NW	34.095	515	17,9	52,5
HE	21.099	286	10,3	55,4
RP	19.847	201	9,0	47,8
BW	35.723	297	10,3	56,8
BY	70.553	178	8,2	55,4
SL	2.570	386	15,9	49,7
BE	893	3.800	59,9	53,9
BB	29.698	84	6,8	52,6
MV	23.308	69	5,0	45,6
SN	18.477	219	11,6	55,0
ST	20.554	109	7,3	48,1
TH	16.197	134	7,5	50,8
DE	**357.709**	**225**	**9,8**	**51,6**

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

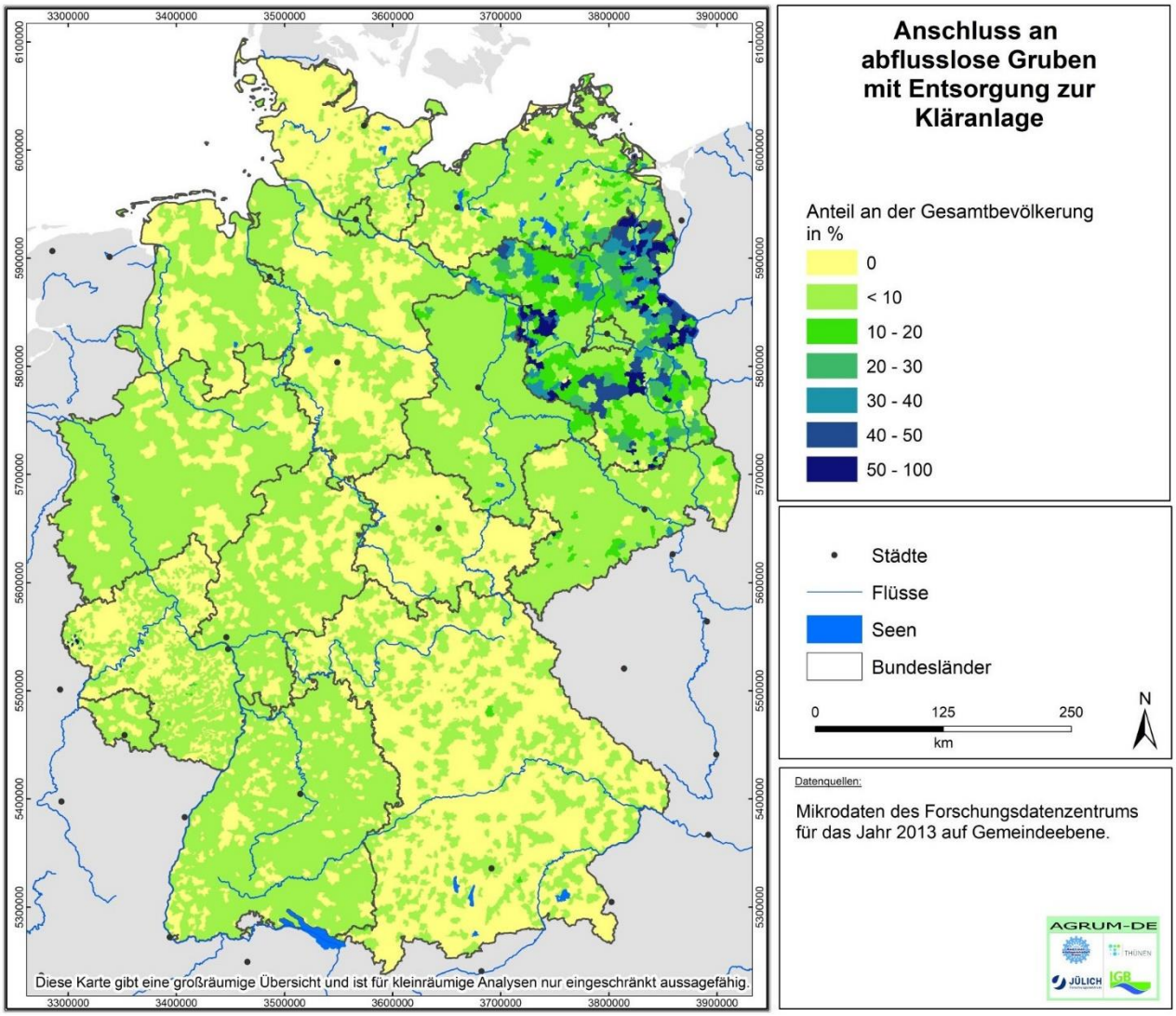
Für die Einträge aus urbanen Systemen sind zusätzlich die Anschlussverhältnisse, d. h. Art und Umfang der Abwassersammlung und Abwasserbehandlung, von großer Bedeutung. In Deutschland sind im Mittel 96,1 % der Haushalte mittels Kanalisation an eine Abwasserbehandlung angeschlossen (vgl. Karte 114). Das Abwasser aller nicht direkt an eine Kläranlage angeschlossenen Haushalte wird über eine Kleinkläranlage (3,3 %) behandelt oder in abflusslosen Gruben gesammelt und an eine Kläranlage abgefahren (0,6 %, vgl. Karte 115). Somit wird das Abwasser aus abflusslosen Gruben ebenfalls in Kläranlagen behandelt, ist folglich in den Einleitungsstatistiken des Kläranlageninventars enthalten und wird für die folgenden Berechnungen nicht weiter berücksichtigt. Einträge über Kleinkläranlagen wurden weiterhin nach Einleitungsart unterschieden (siehe Kapitel 4.5.4). Tabelle 23 fasst die Anteile der verschieden Abwasserbehandlungsarten auf Bundeslandebene vergleichend zusammen. Zusätzlich zur Abwasserbehandlung muss die Abwassersammlung erfasst werden. Grundsätzlich wurde zwischen Trenn- und Mischkanalisation sowie nicht an die Kanalisation angeschlossenen Flächen unterschieden. Die räumliche Verteilung, Spezifikationen und Einträge über die verschiedenen urbanen Eintragspfade werden in den folgenden Kapiteln im Einzelnen vorgestellt.

Karte 114: Anteil der an die Kanalisation und eine Kläranlage angeschlossenen Bevölkerung auf Gemeindeebene für das Jahr 2013



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 115: Anteil der Bevölkerung mit Anschluss an abflusslose Gruben, deren Inhalt an eine Kläranlage abgeführt wird, für das Jahr 2013



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle 23: Bevölkerung und Art des Anschlusses zur Abwasserbehandlung auf Bundeslandebene für das Jahr 2013

Bundesland	Bevölkerung in 1000 EW	Bevölkerung mit Anschluss an (in 1000 EW, Anteil in %)				
		Kanalisation und komm./öffentl. Kläranlage	Kleinkläranlage mit Einleitung über			abflusslose Gruben
			Rohr/ Graben	Boden-Grundwasser	Kanalisation	
SH	2.808	2.661 (94,8)	0 (0,0)	141 (5)	1 (0,05)	5 (0,2)
HH	1.743	1.728 (99,2)	0 (0,0)	4 (0,2)	0 (0,0)	10 (0,6)
NI	7.789	7.359 (94,5)	30 (0,4)	394 (5,1)	0 (0,01)	6 (0,1)
HB	655	653 (99,7)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	2 (0,2)
NW	17.546	17.193 (98)	137 (0,8)	183 (1)	1 (0,0)	32 (0,2)
HE	6.025	5.996 (99,5)	10 (0,2)	6 (0,1)	1 (0,01)	12 (0,2)
RP	3.989	3.963 (99,4)	10 (0,3)	2 (0,0)	1 (0,02)	13 (0,3)
BW	10.598	10.532 (99,4)	32 (0,3)	10 (0,1)	1 (0,01)	23 (0,2)
BY	12.549	12.162 (96,9)	162 (1,3)	181 (1,4)	25 (0,2)	20 (0,2)
SL	992	980 (98,8)	3 (0,3)	0 (0,0)	7 (0,7)	1 (0,1)
BE	3.394	3.382 (99,6)	0 (0,0)	3 (0,1)	0 (0,0)	10 (0,3)
BB	2.498	2.176 (87,1)	0 (0,01)	86 (3,5)	0 (0,0)	235 (9,4)
MV	1.597	1.415 (88,6)	0 (0,0)	161 (10,1)	1 (0,1)	20 (1,3)
SN	4.042	3.584 (88,7)	233 (5,8)	59 (1,5)	117 (2,9)	50 (1,2)
ST	2.249	2.100 (93,4)	44 (2)	50 (2,2)	30 (1,3)	25 (1,1)
TH	2.164	1.640 (75,8)	128 (5,9)	10 (0,5)	383 (17,7)	2 (0,1)
DE	**80.636**	**77.523 (96,1)**	**789 (1,0)**	**1.290 (1,6)**	**568 (0,7)**	**465 (0,6)**

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

ANMERKUNG:

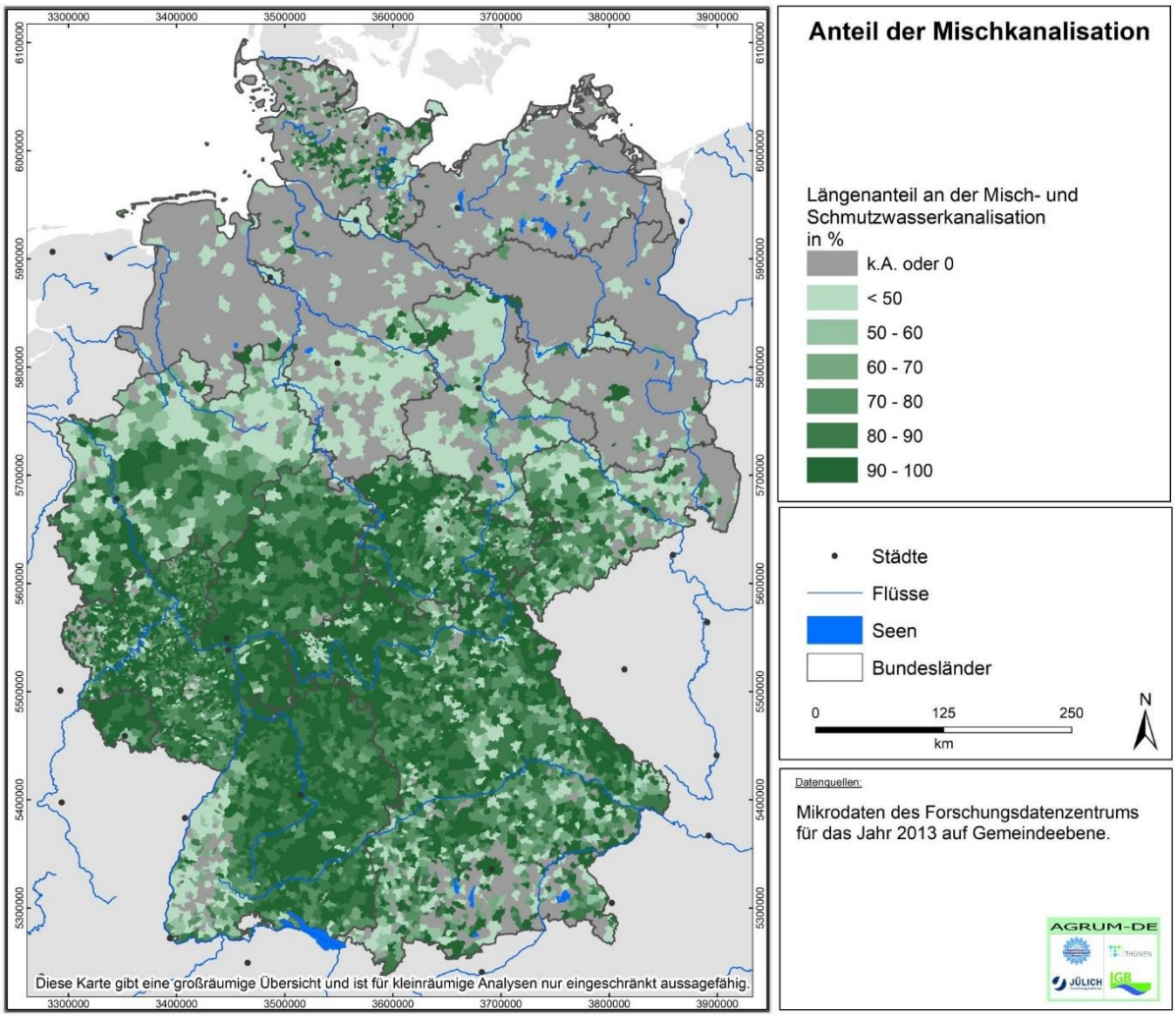
Die im Folgenden dargestellten flächenspezifischen Einträge beziehen sich immer auf die gesamte urbane Fläche und nicht auf die versiegelte Fläche. Weiterhin werden bei den Teileintragspfaden, z. B. Misch- oder Trennkanalisation, nicht die jeweils angeschlossenen Flächen berücksichtigt, sondern ebenfalls die gesamte urbane Fläche. Dies ermöglicht a) einen direkten Vergleich der Teileintragspfade, b) eine flächenspezifische Darstellung von Punktquellen (für die die angeschlossen Flächen nicht bekannt sind) und c) eine Aufsummierung der spezifischen Einträge der Teileinzugspfade zur Gesamtsumme der spezifischen Einträge.

5.6.2 Einträge aus Mischkanalisationsüberläufen

Die Angaben des Forschungsdatenzentrums (FDZ) enthalten Daten zur Ausbaulänge der Mischkanalisation und der Regen- und Schmutzwasserkanalisation der Trennsysteme. Aus den Längenanteilen von Misch- und Schmutzwasserkanälen (im Folgenden: Gesamtkanalisation) wurde die Aufteilung der verbauten Systeme und proportional dazu der angeschlossenen versiegelten Flächen vorgenommen.

Im Mittel liegt der Anteil der Mischkanalisation an der Gesamtkanalisation in Deutschland bei 58 %. Wie Karte 116 verdeutlicht, gibt es jedoch ausgeprägte räumliche Unterschiede. So dominiert die Mischkanalisation vor allem in den Festgesteinsbereichen der Mittelgebirge (vgl. Karte 123). Auch in größeren Städten des Norddeutschen Tieflands (z. B. Hamburg und Berlin) sind bereits früh zu Beginn des 20. Jahrhunderts Kanalsysteme als Mischkanalisation erbaut worden und bis heute in Betrieb.

Karte 116: Längenanteil der Mischkanalisation an der Summe von Misch- und Schmutzwasserkanalisation für das Jahr 2013



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

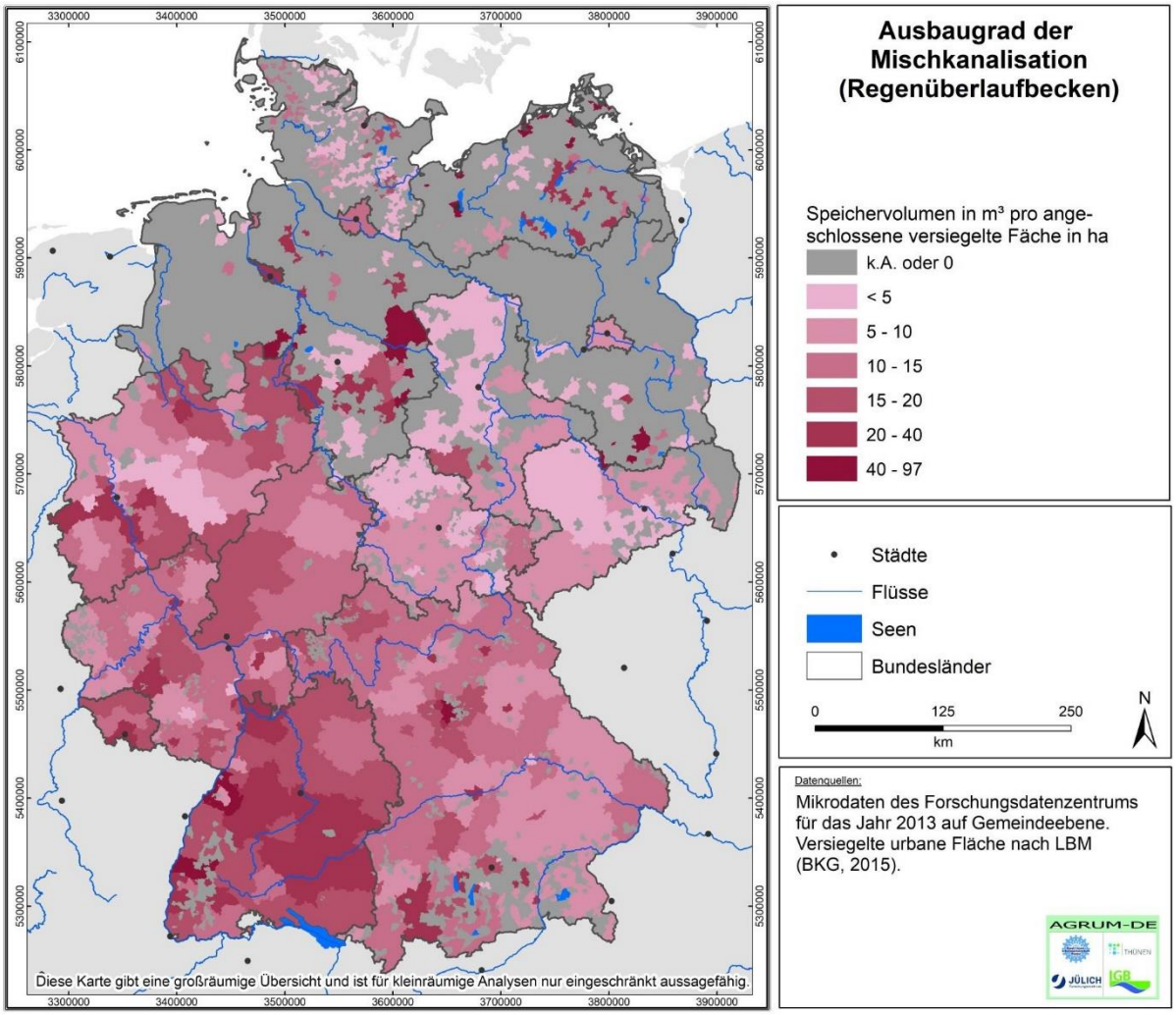
Die Mischkanalisation sammelt sowohl häusliches Abwasser als auch Niederschlagswasser. Im Fall von Starkniederschlagsereignissen kann unter Umständen das anfallende Gemisch von Abwasser und Niederschlagswasser nicht umgehend und vollständig in den angeschlossenen Kläranlagen behandelt werden. Überschüssiges Abwasser wird daher zunächst in Regenüberlaufbecken zwischengespeichert und später an die Kläranlagen weitergegeben. Sollte die Kapazität der Regenüberlaufbecken überschritten werden, kommt es zu Entlastungs- bzw. Überlaufereignissen, bei denen unbehandeltes Abwasser direkt in die angeschlossen Oberflächengewässer eingeleitet wird. Das Verhältnis von Speichervolumen zu angeschlossener Fläche wird als Ausbaugrad beschrieben. Der Ausbaugrad folgt keinem klaren räumlichen Muster, sondern ist häufig von den lokalen Möglichkeiten – räumlich als auch finanziell – zur Vergrößerung des Speichervolumens abhängig. In größeren Städten sind die Möglichkeiten zur Vergrößerung des Speichervolumens häufig durch andere Bauwerke (z. B. Keller, U-Bahnen, Tunnel) begrenzt. Das gesamte Speichervolumen der Regenüberlaufbecken in Deutschland liegt bei 1,2 Mio. m³ bzw. 13,2 m³/ha mit ausgeprägten räumlichen Unterschieden (vgl. Karte 117).

Meissner (1991) sowie Brombach und Michelbach (1998) gehen davon aus, dass bei einem Speichervolumen von 23,3 m³/ha eine ausreichend starke Verdünnung des Abwassers durch Regenwasser vorliegt und die

Konzentrationen der mitgeführten Stoffe so gering ist, dass sie keine bedenklichen Umweltbeeinträchtigungen verursachen. Auf Bundeslandebene wird dieser Ausbaugrad kaum erreicht (vgl. Tabelle 24).

Die gesamten Nährstoffeinträge aus Mischkanalisationsüberläufen liegen in Deutschland bei 1.900 t N/a bzw. 330 t P/a. Dies entspricht mittleren spezifischen Einträgen von 215 kg N/(km² × a) und 9 kg P/(km² × a). Entsprechend der räumlichen Verteilung der Mischkanalisation sowie der Bevölkerungsdichte und versiegelten Flächen ergeben sich Eintragsschwerpunkte aus der Mischkanalisation in den Festgesteinsbereichen und insbesondere dem Ruhrgebiet, den Ballungsräumen entlang des Rheins sowie in München (vgl. Karte 118 und Karte 119). Da die Eintragsberechnungen für Stickstoff und Phosphor von den gleichen Steuergrößen abhängen und sich allein durch personenspezifische Abgaben und die atmosphärische Deposition unterscheiden, ergeben sich keine größeren Unterschiede in der räumlichen Verteilung der spezifischen Einträge. Ein Vergleich auf Bundeslandebene ist in Tabelle A5 (N) und Tabelle A6 (P) sowie auf Koordinierungsraumebene in Tabelle A7 (N) und Tabelle A8 (P) im Anhang gegeben.

Karte 117: Größe des Speichervolumens der Regenüberlaufbecken in der Mischkanalisation auf Gemeindeebene für das Jahr 2013



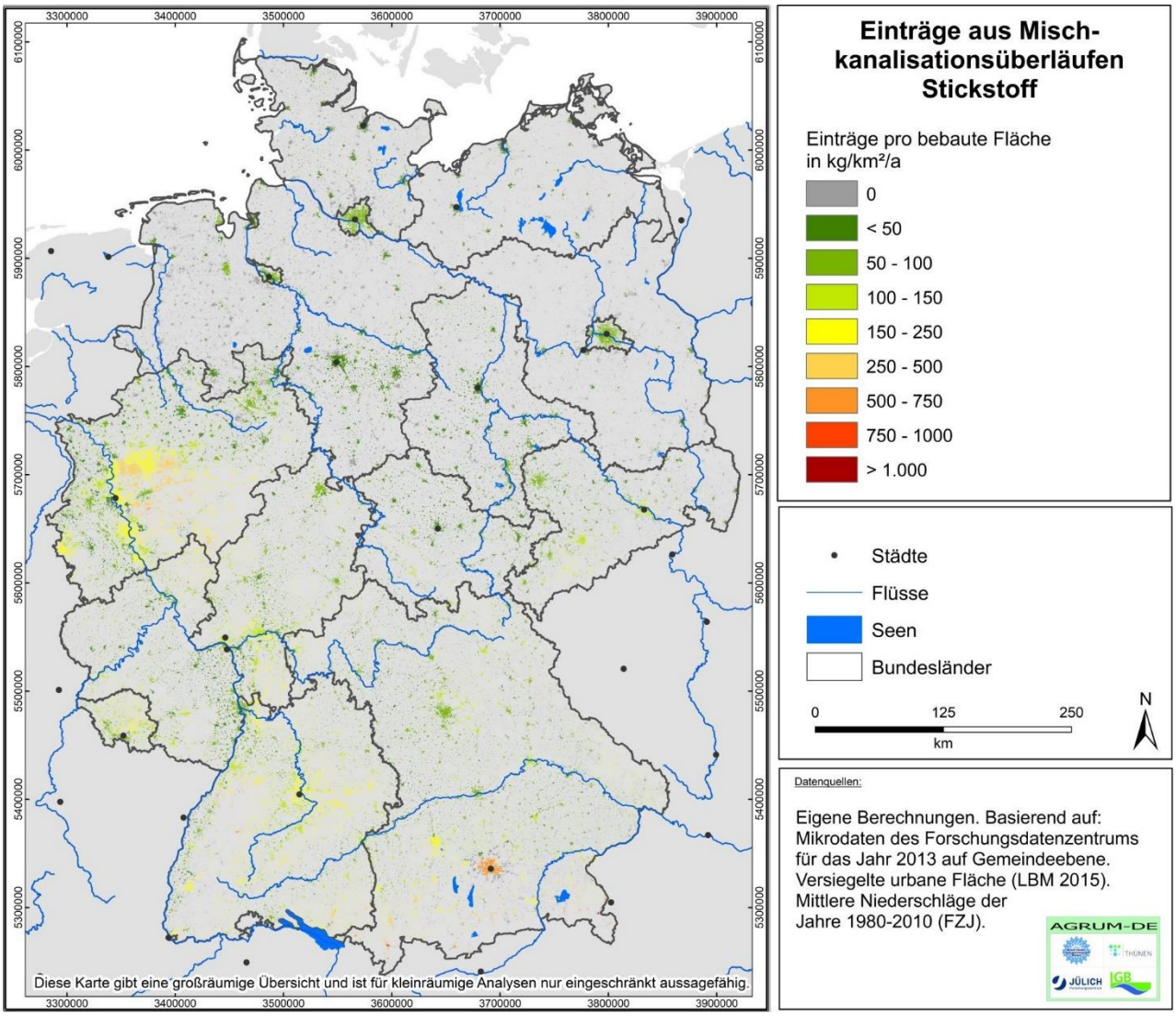
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle 24: Längenanteil der Mischkanalisation und angeschlossene versiegelte Flächen sowie das absolute und spezifische Speichervolumen (Ausbaugrad) der Regenüberlaufbecken

Bundes-Land	angeschlossene versiegelte Fläche in km²	Längenanteil in %	Speichervolumen absolut in 1.000 m³	Speichervolumen spezifisch in m³/ha	Speichervolumen spezifisch in %
SH	75	11	34	4,6	27,6
HH	66	43	99	15,0	67,8
NI	153	8	296	19,3	84,7
HB	36	39	80	22,4	96,3
NW	1.982	62	2.234	11,3	53,6
HE	999	83	1.387	13,9	63,6
RP	680	80	852	12,5	58,4
BW	16.51	79	3.340	20,2	88,2
BY	2.259	70	2.918	12,9	59,9
SL	174	85	291	16,7	74,6
BE	107	37	77	7,2	37,7
BB	56	5	45	8,0	41,1
MV	36	7	112	31,1	130,3
SN	556	47	286	5,1	29,9
ST	237	33	121	5,1	29,8
TH	316	51	229	7,3	38,0
DE	**9.381**	**52**	**12.401**	**13,2**	**61,1**

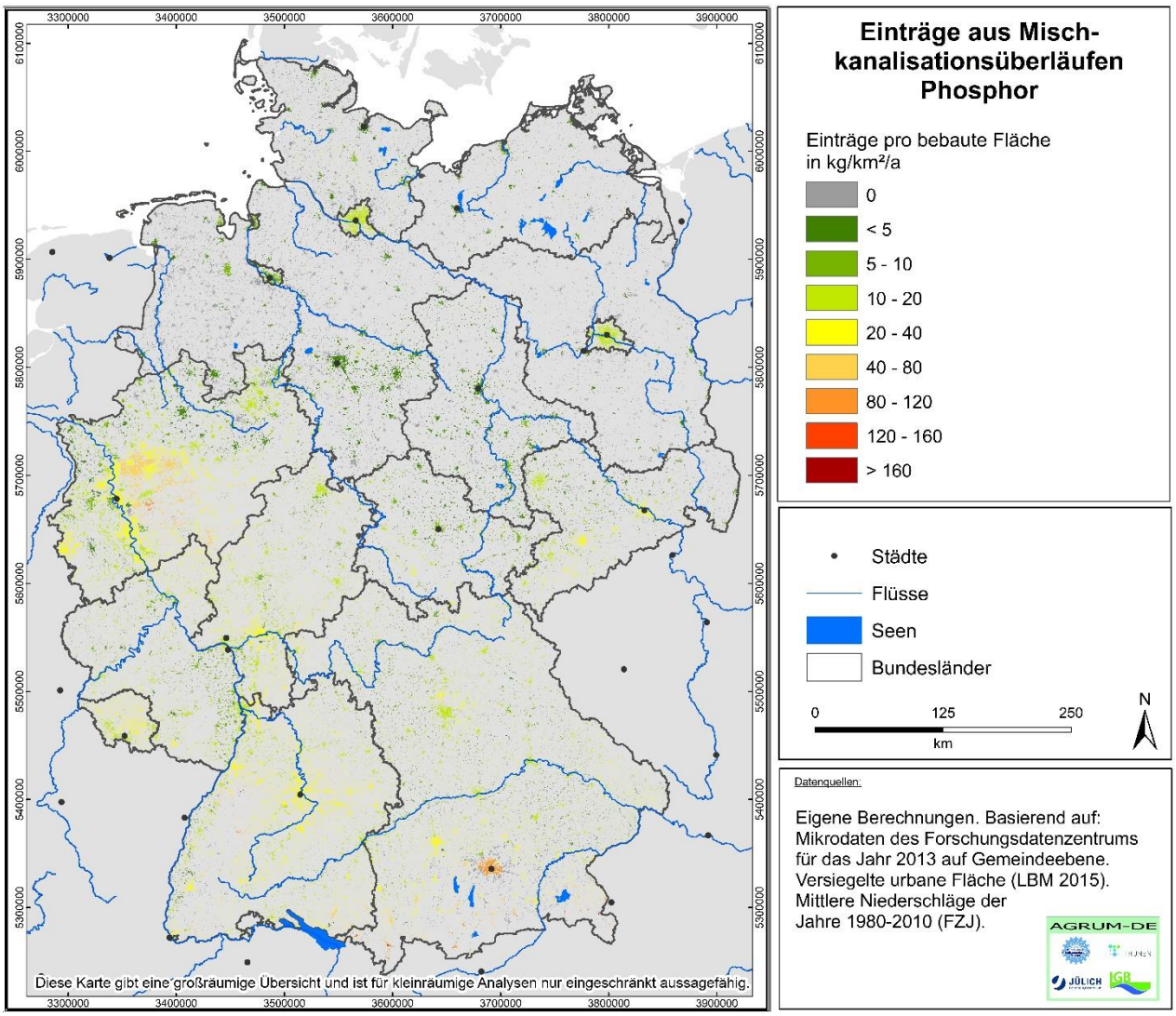
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 118: Stickstoffeinträge aus Mischkanalisationsüberlaufereignissen auf Gemeindeebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 119: Phosphoreinträge aus Mischkanalisationsüberlaufereignissen auf Gemeindeebene



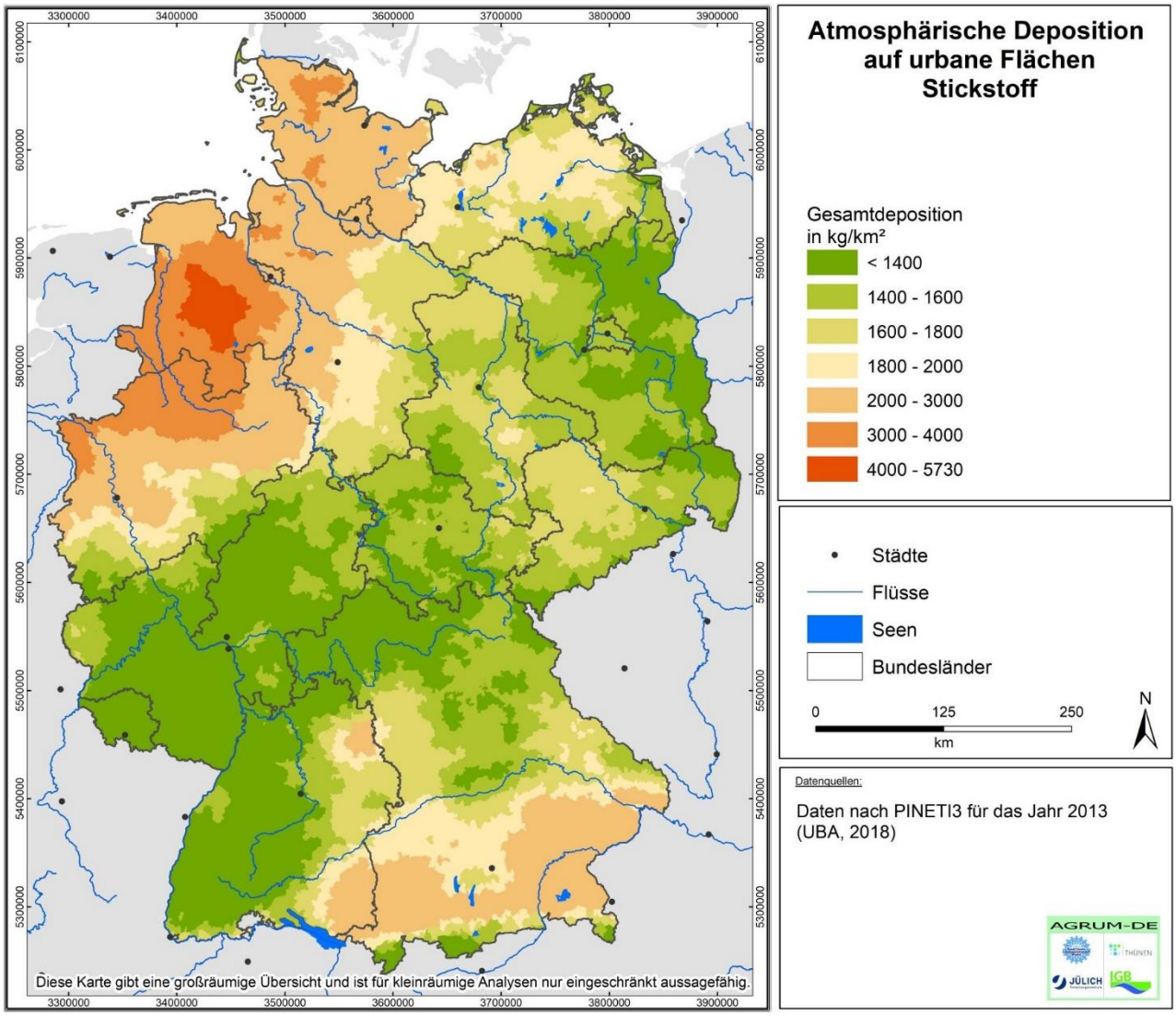
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

5.6.3 Einträge aus der Trennkanalisation

Der Anteil der Trennkanalisation bildet die Differenz zwischen dem Anteil der Mischkanalisation und 100 %. Damit bildet sich ein gegenläufiges Muster zu dem der Mischkanalisation (vgl. Karte 116). Die Einleitungen von häuslichem Abwasser gehen in die Schmutzwasserkanäle der Trennsysteme und werden in Kläranlagen gereinigt. Somit werden die Einträge aus der Schmutzwasserkanalisation hier nicht weiter betrachtet. Für Regenwasserkanäle wurde davon ausgegangen, dass sie nur regenwasserbürtige Abwässer von den angeschlossenen versiegelten Flächen abführen. Diese werden in unterschiedlichem Maße vorgereinigt (z. B. Retentionsbodenfilter, siehe Kapitel 4.5) und anschließend in die Oberflächengewässer eingeleitet. Neben der atmosphärischen Deposition auf urbanen Flächen (vgl. Karte 120) wurden für Stickstoff noch Laubfall und tierische Exkremente als Quelle berücksichtigt, die jedoch konstant mit 4 kg N/(ha × a) bzw. 400 kg N/(km² x a) angenommen wurden. Somit sind die Einträge aus der Trennkanalisation maßgeblich von der Verteilung der an die Trennkanalisation angeschlossenen Flächen und der atmosphärischen Deposition abhängig.

Die Stickstoffdeposition auf urbanen Flächen folgt dem Muster der gesamten atmosphärischen Deposition (siehe Kapitel 5.3.2) und zeigt ein Maximum entlang der Nordseeküste sowie im Voralpenland Bayerns (vgl. Karte 120, Tabelle 25). Dies gilt insbesondere für die vorwiegend aus der Landwirtschaft stammenden NH_y-Verbindungen, wohingegen die z. B. aus Verbrennungsprozessen stammenden NO_x-Verbindungen kein ausgeprägtes räumliches Muster zeigen und allenfalls in den Stadtstaaten oder in bevölkerungsreichen Bundesländern erhöht sind.

Karte 120: Gesamt-Stickstoffdeposition auf urbane Flächen nach PINETI-3 für das Jahr 2013



Quelle: eigene Darstellung (IGB) nach PINETI-3 (Schaap et al., 2018)

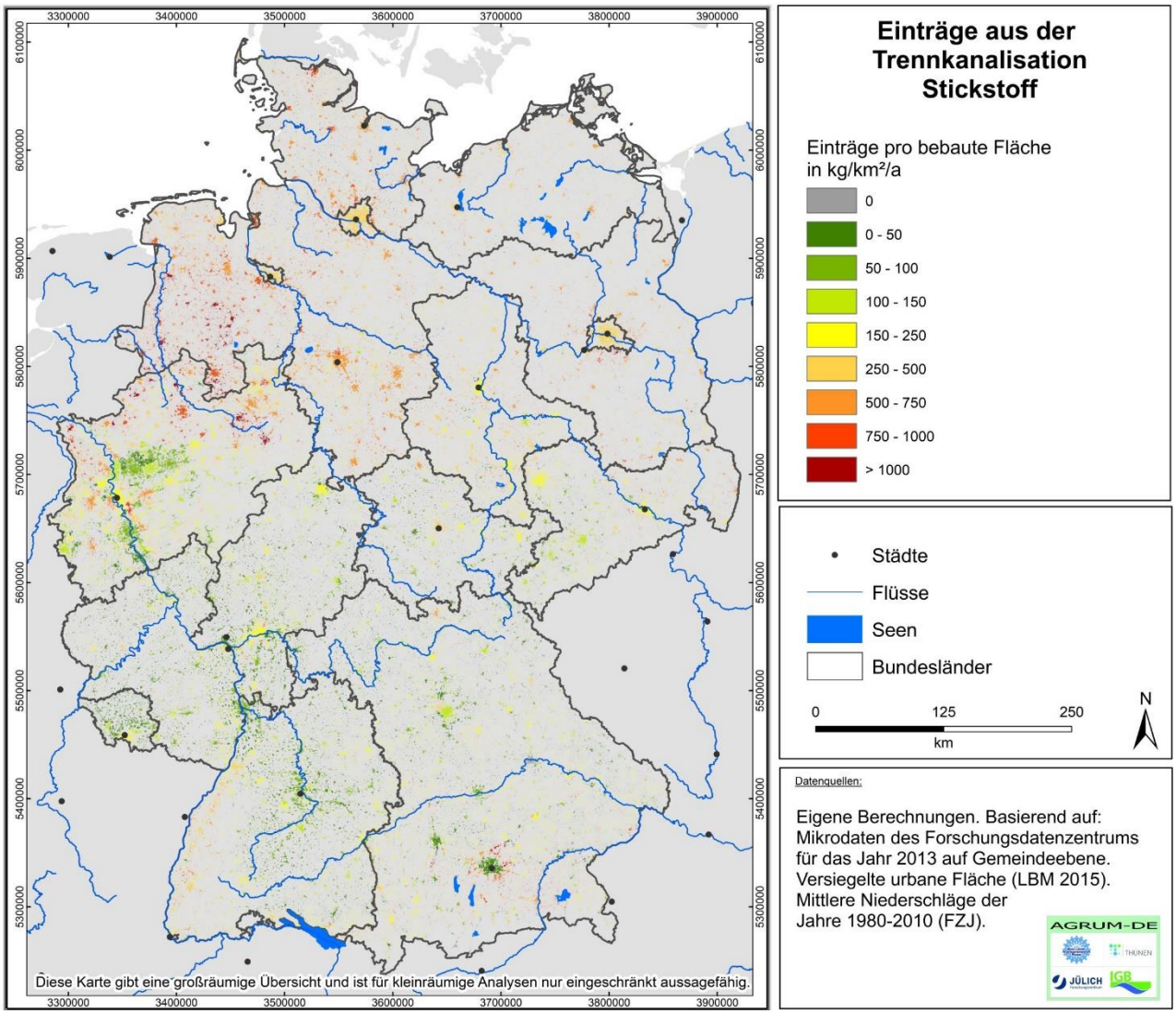
Tabelle 25: Atmosphärische NH_y- und NO_x-Deposition auf urbane Flächen nach PINETI-3 und LBM-DE2015

Bundesland	NH_y-Deposition		NO_x-Deposition	
	in kg/(km² × a)	in t/a	in kg/(km² × a)	in t/a
SH	1.910	1.296	564	382
HH	1.658	259	629	98
NI	2.060	4.152	569	1.146
HB	2.177	197	587	53
NW	1.628	5.210	681	2.181
HE	775	931	569	683
RP	650	554	547	466
BW	941	1.964	515	1.075
BY	1.234	3.975	497	1.601
SL	636	130	526	107
BE	753	217	652	188
BB	859	906	555	586
MV	1.239	663	503	269
SN	1.002	1.180	551	649
ST	1.099	788	491	352
TH	932	578	507	314
DE	**1.271**	**22.999**	**561**	**10.152**

Quelle: eigene Darstellung (IGB) nach PINETI-3 (Schaap et al., 2018) und LBM-DE2015 (BKG, 2018)

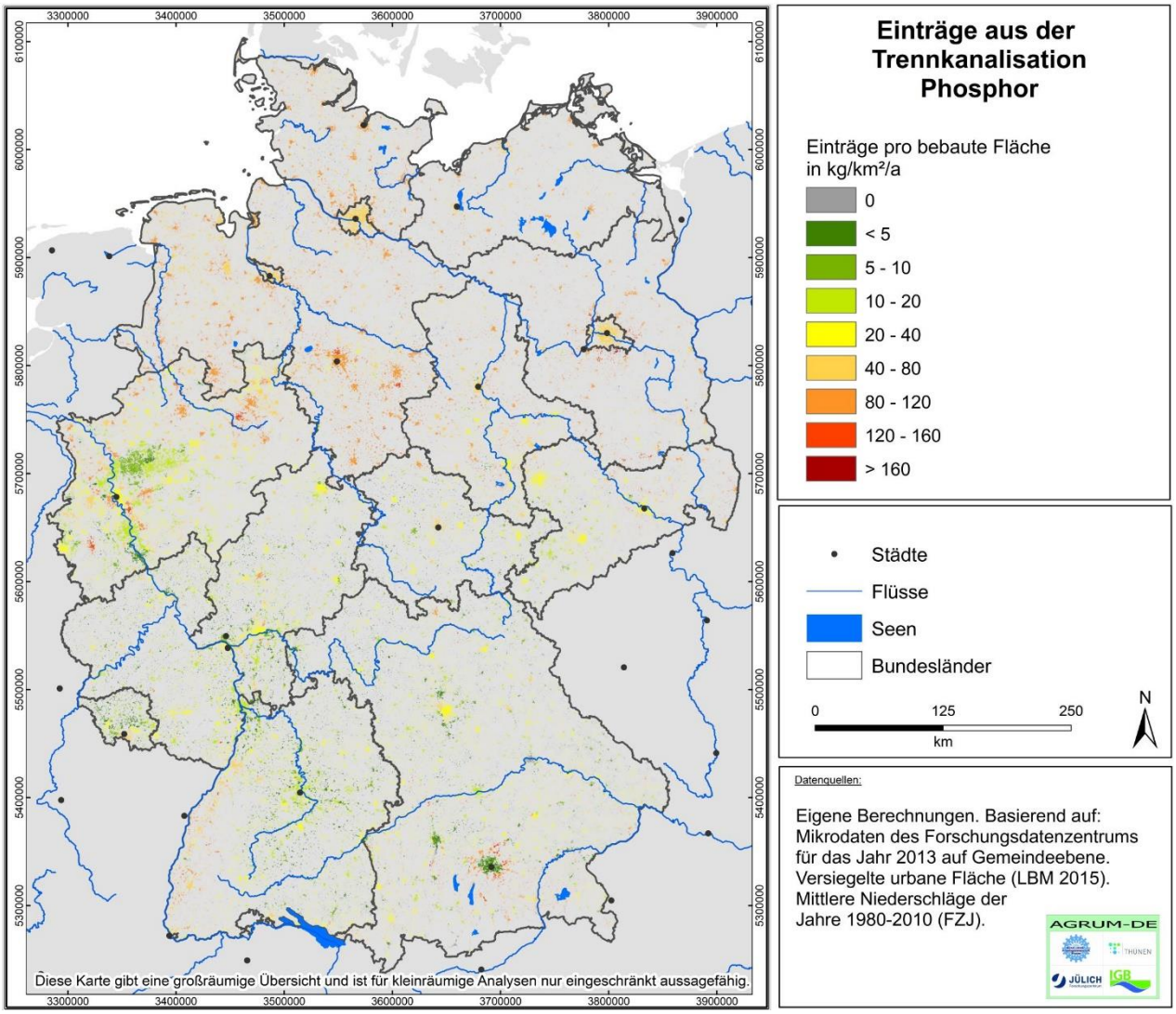
Die Gesamteinträge aus der Trennkanalisation belaufen sich auf 7.500 t N/a und 1.100 t P/a bzw. 215 kg N/(km² × a) und 32 kg P/(km² × a) und zeigen das nach den Anschlussverhältnissen, der Flächenverteilung sowie der atmosphärischen Deposition erwartbare räumlich Muster (vgl. Karte 121 und Karte 122). Ein Vergleich auf Bundeslandebene ist in Tabelle A5 (N) und Tabelle A6 (P) sowie auf Koordinierungsraumebene in Tabelle A7 (N) und Tabelle A8 (P) im Anhang gegeben.

Karte 121: Stickstoffeinträge über die Regenkanalisation in Trennsystemen auf Gemeindeebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 122: Phosphoreinträge über die Regenkanalisation in Trennsystemen auf Gemeindeebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

5.6.4 Einträge aus Kleinkläranlagen

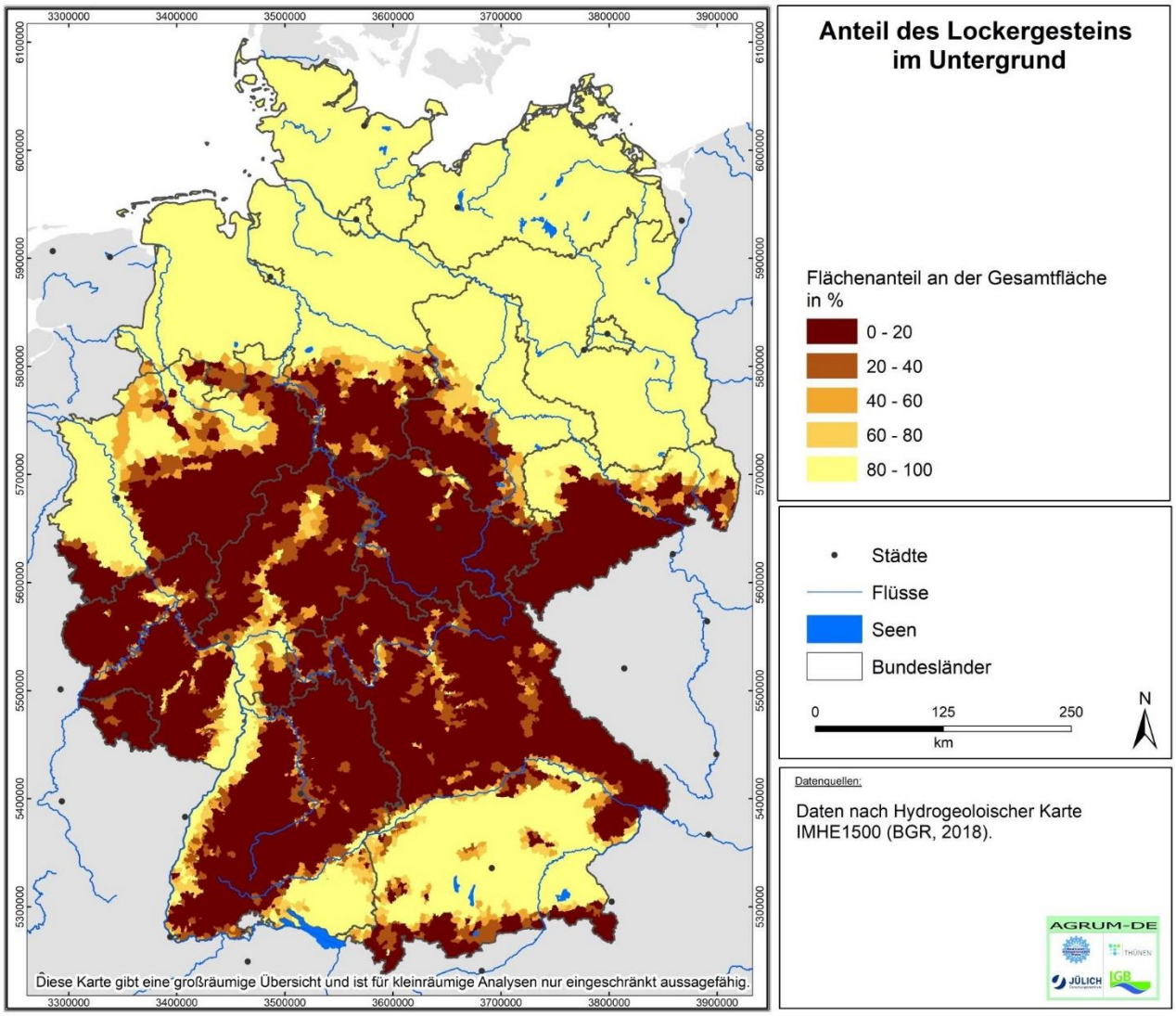
Während Einträge aus Mischkanalisationsüberläufen und der Trennkanalisation weitestgehend – abgesehen von der Verdünnung in Regenspeicherbecken und den Filteranlagen – unbehandelte Einleitungen umfassen, handelt es sich bei allen folgenden Teileintragspfaden um behandeltes Abwasser. Bei Kleinkläranlagen handelt es sich um eine Reihe verschiedener technischer Behandlungskonzepte, die in ihrer Umsetzung von der landesspezifischen Gesetzgebung, aber auch den lokalen/regionalen Standorteigenschaften, z. B. Aufnahme- und Leitfähigkeit des Untergrunds, Denitrifikationsvermögen oder das Vorhandensein eines Schutzstatus z. B. als Trinkwassergewinnungsgebiet abhängen. Ein grundlegendes Unterscheidungskriterium ist die Art der Einleitung des gereinigten Abwassers. Dies unterscheidet sich maßgeblich – neben einem möglichen Schutzstatus – von den Untergrundbedingungen, nach direkter Einleitung in ein Oberflächengewässer oder via Versickerung über eine Boden-Grundwasserpassage. In den Daten des FDZ wird zwischen diesen Einleitarten nicht unterschieden, sondern nur die Gesamtsumme der Einwohner*innen, deren häusliches Abwasser in einer Kleinkläranlage behandelt wird. Jedoch kann die Einleitungsart einen maßgeblichen Unterschied auf die resultierenden Einträge in die Oberflächengewässer haben, weil während der Boden-Grundwasserpassage eine erhebliche zusätzliche

Retention der mitgeführten Nährstoffe stattfinden kann. Da die Modellierung der Retention in der Boden-Grundwasserpasse in AGRUM-DE durch das FZJ erfolgte, haben wir die entsprechenden Einleitungen an das FZJ übermittelt, damit sie dort in der Berechnung berücksichtigt werden (siehe hierzu auch Kapitel 2.2). Grundsätzlich sieht das Genehmigungsverfahren für Kleinkläranlagen eine Versickerung nur an Standorten mit einer geeigneten Durchlässigkeit des Untergrunds vor. Wie bereits in früheren Modellierungen für das UBA (Behrendt et al., 1999) und innerhalb vorheriger AGRUM-Projekte wurde vereinfachend die Hydrogeologie – genauer: die Unterscheidung von Locker- und Festgesteinsbereichen – als Proxy zu Ableitung der Einleitungsart verwendet.

Karte 123 zeigt den Anteil des Lockergesteins, wobei Anlagen, die über eine Boden-Grundwasserpassage einleiten, proportional zum Anteil der Lockergesteinsbereiche abgeschätzt wurden. Es zeigt sich, dass etwa 50 % der über an eine Kleinkläranlage angeschlossenen Haushalte direkt (Kanal, Graben oder Kanalisation) einleiten und der Rest über eine Boden-Grundwasserpassage (vgl. Tabelle 23). Aufgrund der Untergrundbeschaffenheit ist der Anteil in festgesteinsdominierten Bereichen deutlich höher und beträgt in einzelnen Gemeinden 100 % der angeschlossenen Bevölkerung. Diese Gemeinden liegen insbesondere in Regionen des Erzgebirges, Fränkischen Mittelgebirges, verteilt in Thüringen bis zum Harz, des Bayerischen Waldes und grundsätzlich eher im ländlichen Raum, wo Kanalnetze zur Sammlung des Abwassers weniger gut ausgebaut sind (vgl. Karte 124).

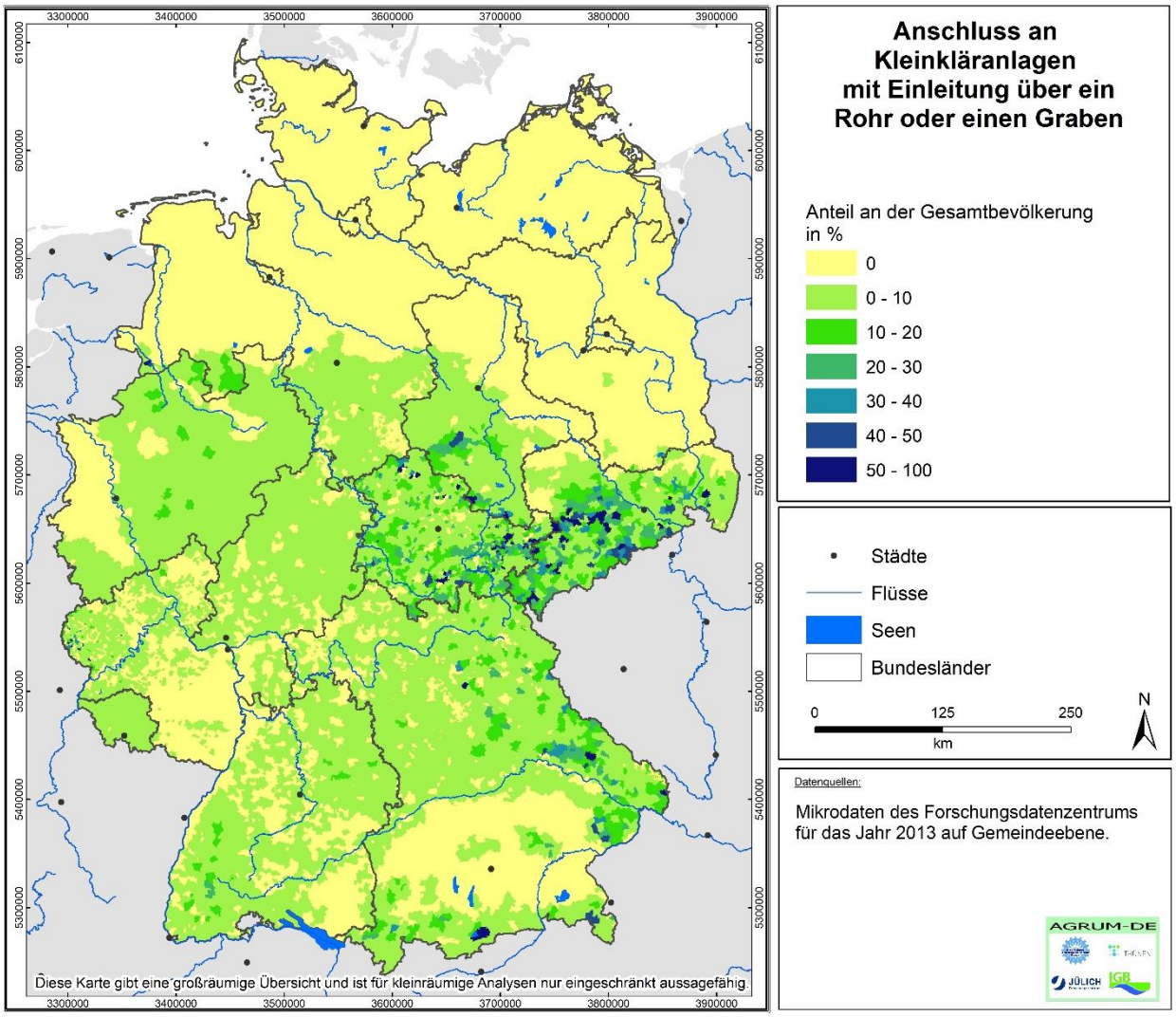
Dieses Muster überträgt sich folglich auf die Verteilung der Einträge aus Kleinkläranlagen, die direkt über ein Rohr oder einen Graben in nahegelegene Oberflächengewässer einleiten (vgl. Karte 125 und Karte 126), welche sich insgesamt auf 1.600 t N/a und 270 t P/a bzw. 45 kg N/(km² × a) und 8 kg P/(km² × a) belaufen. Bei einem insgesamt geringen Anteil der Einträge über diesen Pfad zeigt sich, dass etwa 1 % des häuslichen Abwassers so entsorgt werden, aber 2 % (N) und sogar 6 % (P) der Einträge aus urbanen Systemen und Kläranlagen beisteuern. Dies deutet im Vergleich zu großen kommunalen Kläranlagen auf eine geringere Reinigungsleistung der Kleinkläranlagen hin, was aber allenfalls in Regionen mit erhöhten Anteilen dieser Abwasserentsorgungsart eine nennenswerte Rolle spielen dürfte. Ein Vergleich auf Bundeslandebene ist in Tabelle A5 (N) und Tabelle A6 (P) sowie auf Koordinierungsraumebene in Tabelle A7 (N) und Tabelle A8 (P) im Anhang gegeben.

Karte 123: Anteil des Lockergesteins nach IHME1500



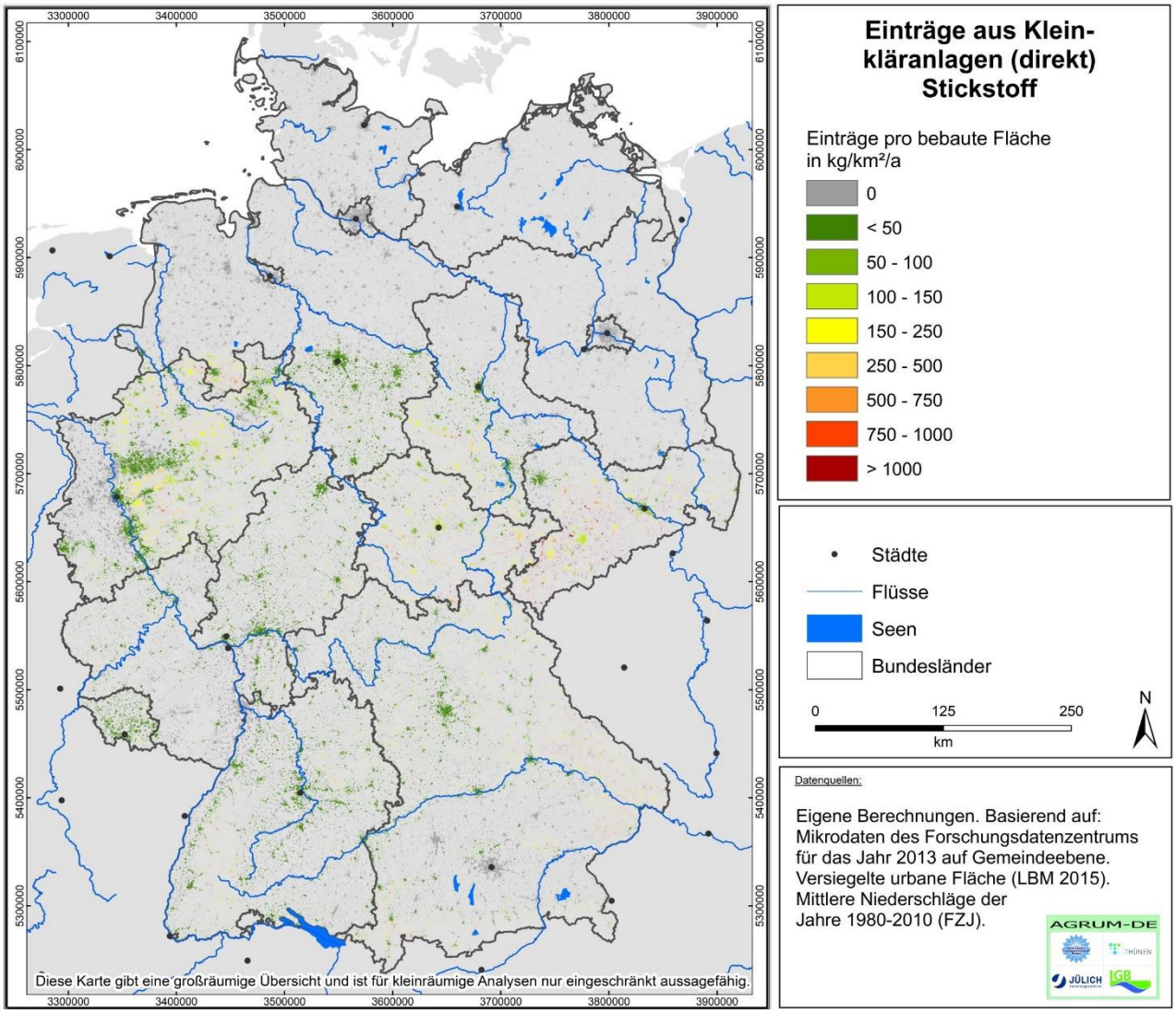
Quelle: eigene Darstellung (IGB) nach IHME1500 (BGR, 2018)

Karte 124: Anteil der Bevölkerung mit Anschluss an eine Kleinkläranlage, die direkt über ein Rohr oder einen Graben in die Oberflächengewässer einleitet, für das Jahr 2013



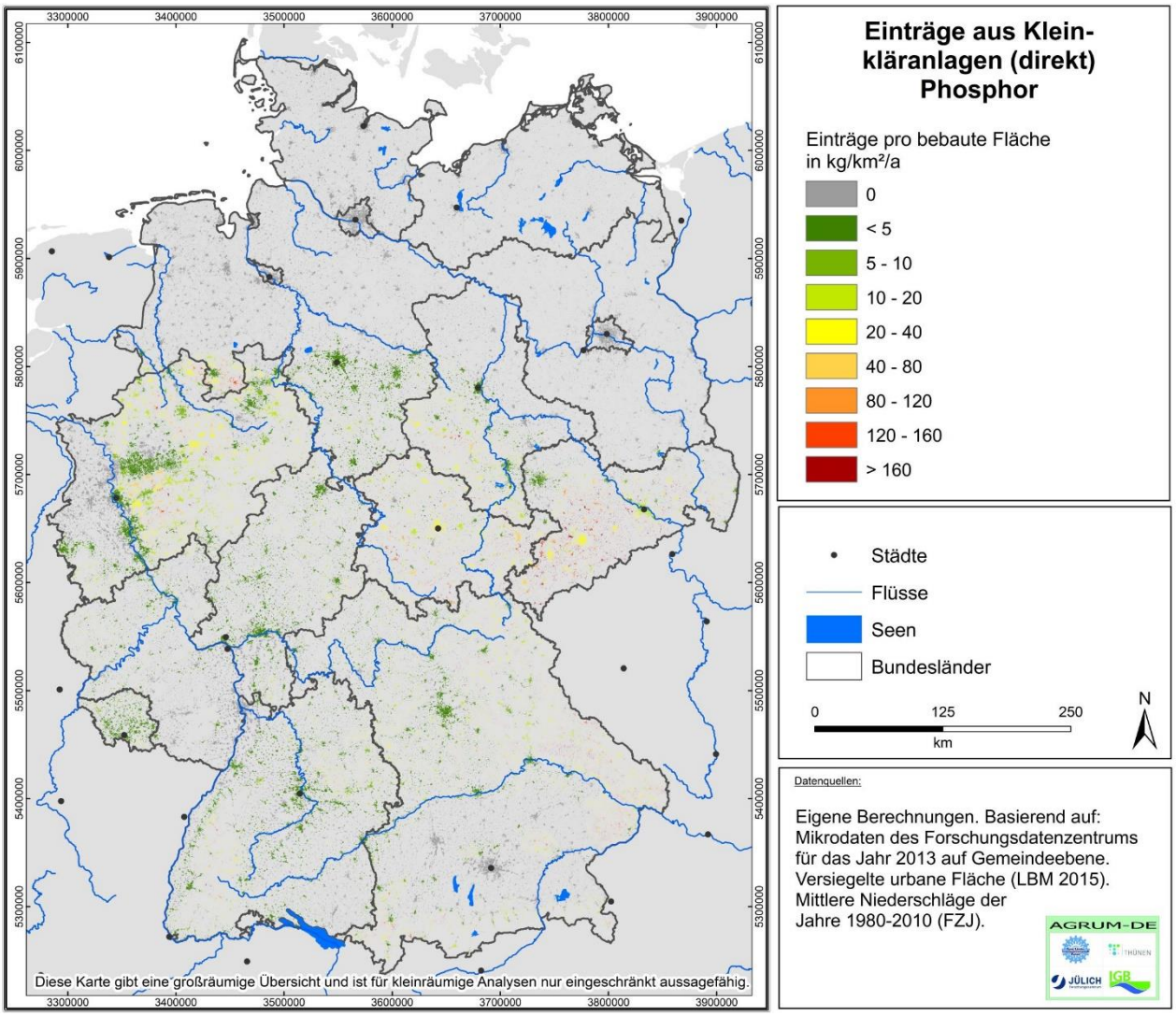
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 125: Stickstoffeinträge aus Kleinkläranlagen mit Direkteinleitung über ein Rohr oder einen Graben auf Gemeindeebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

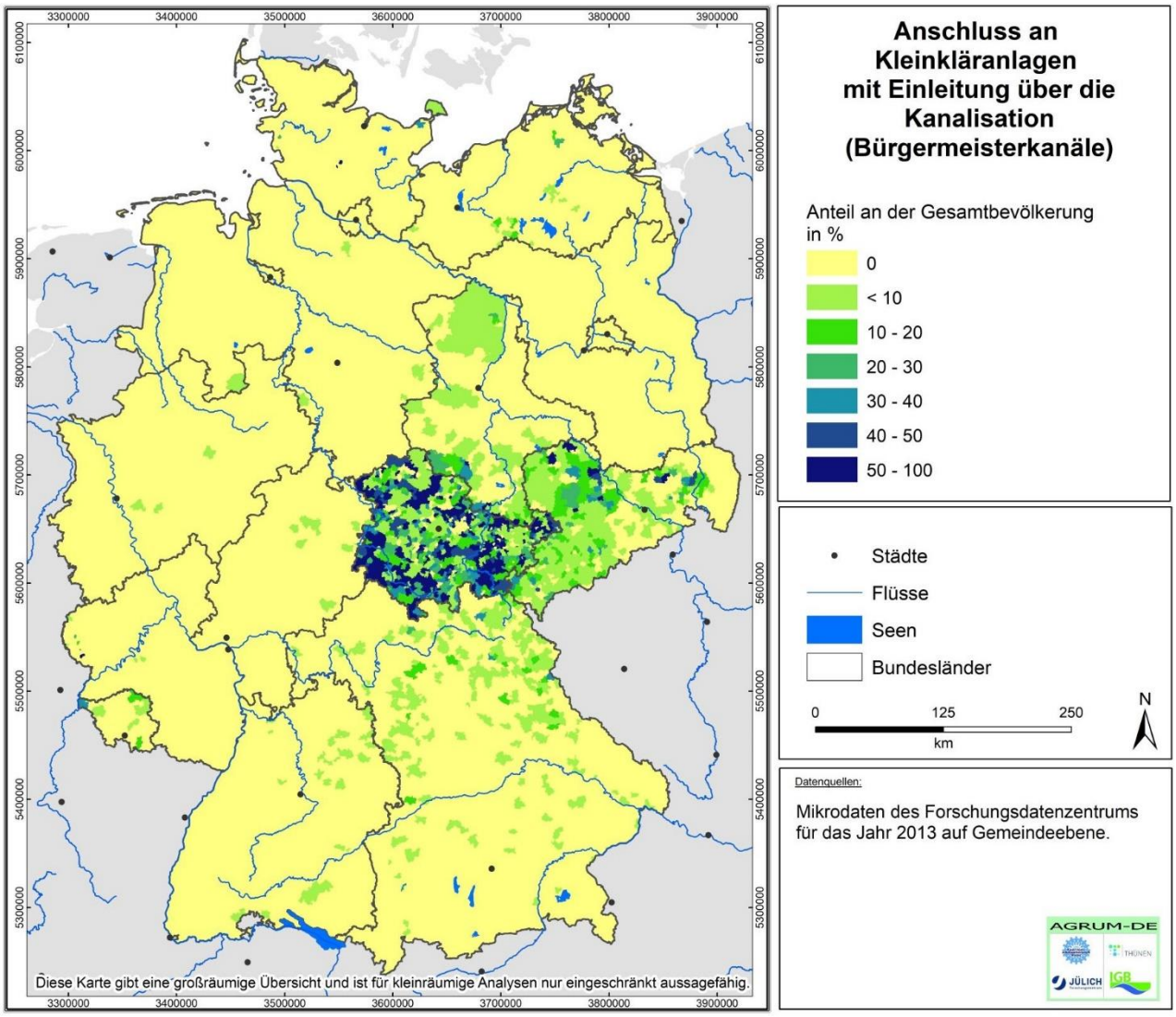
Karte 126: Phosphoreinträge über Kleinkläranlagen mit Direkteinleitung über ein Rohr oder einen Graben auf Gemeindeebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Einleitungen aus Kleinkläranlagen über die Kanalisation stellen eine Sonderform der Direkteinleitungen aus Kleinkläranlagen in Oberflächengewässer dar. Diese als Teilortskanalisation oder auch Bürgermeisterkanäle bezeichneten Systeme sind zumeist in Thüringen, Sachsen und im nördlichen Bayern zu finden und sind in der Regel eine Verbindung von kürzeren Kanalabschnitten zu einem Abwassersammelsystem oder ein verstetigtes Provisorium einer begonnenen Kanalisierung im ländlichen Raum, die in nahegelegene Oberflächengewässer einleiten. Da eine Direkteinleitung von unbehandeltem Abwasser unzulässig ist, kann für so gesammeltes Abwasser mindestens die Behandlung in einer Kleinkläranlage angenommen werden. Insgesamt werden nur 0,7 % der häuslichen Abwässer über diesen Weg gesammelt und behandelt, wobei dieser Anlagentyp nur räumlich begrenzt vorkommt und in einigen Gemeinden das dominante System mit einem Anteil von bis zu 100 % darstellt (vgl. Karte 127).

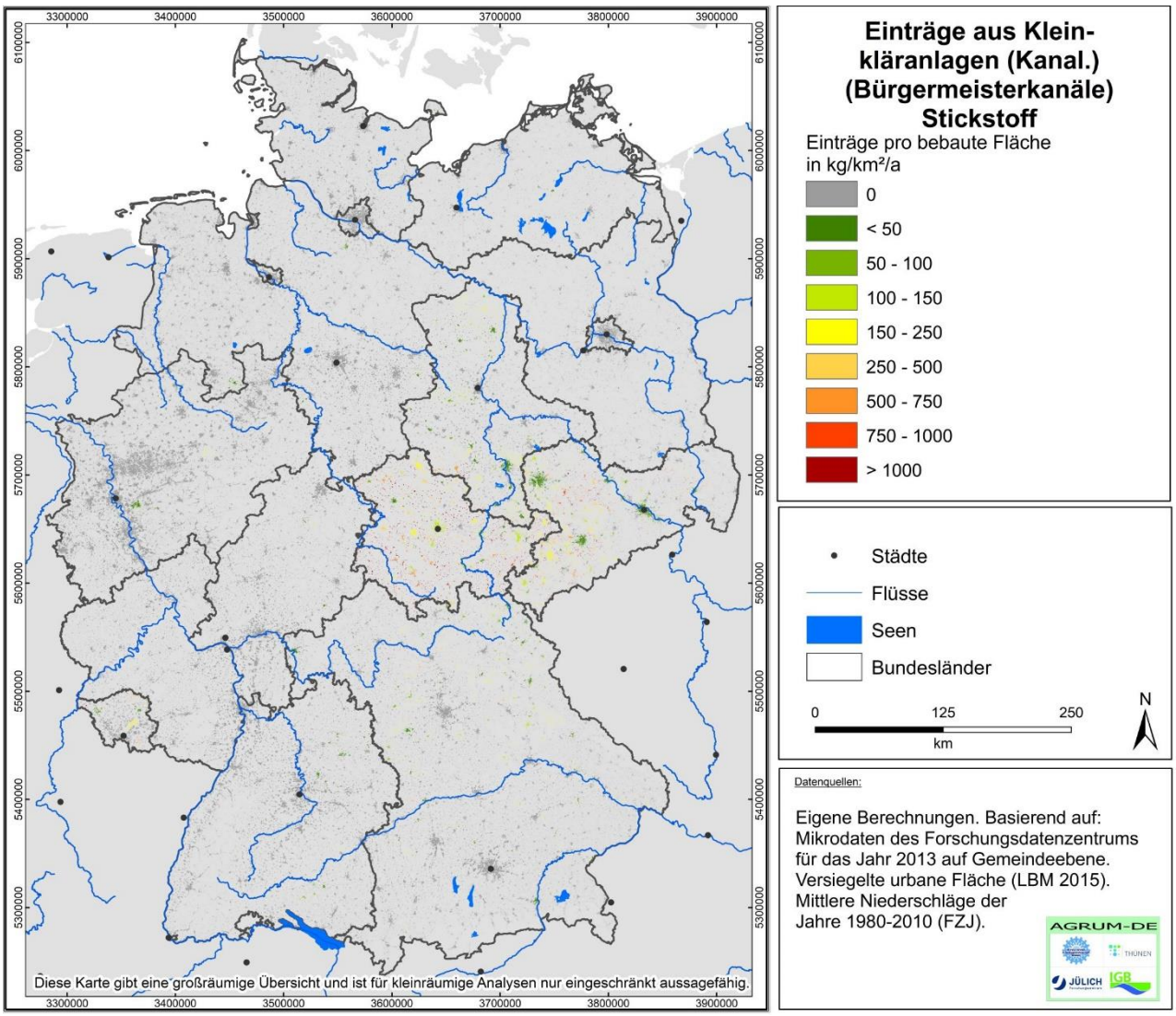
Karte 127: Anteil der Bevölkerung mit Anschluss an eine Kleinkläranlage, die über eine Kanalisation einleiten, für das Jahr 2013



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

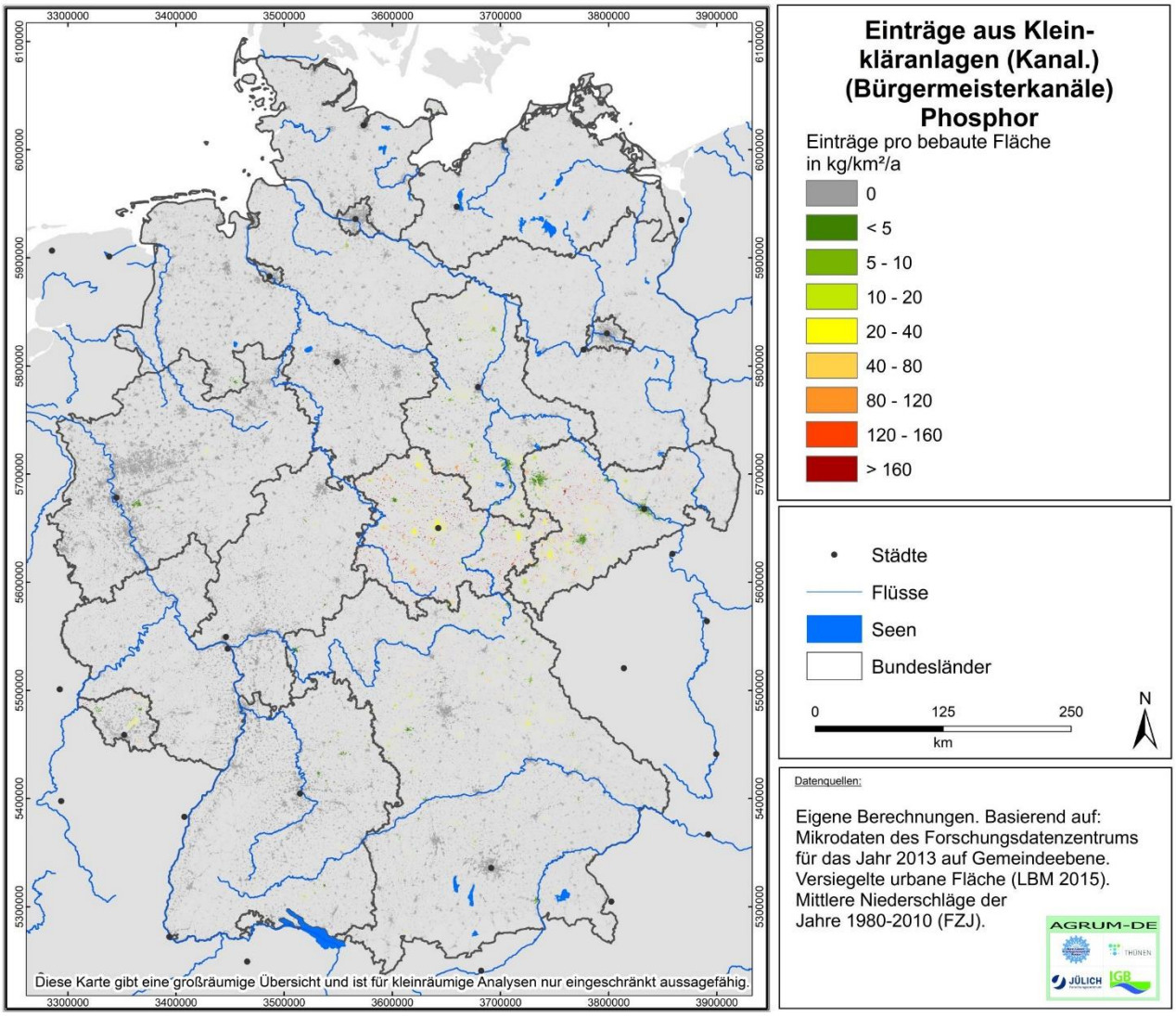
Entsprechend der oben beschriebenen Anschlussverhältnisse sind Einträge über an die Kanalisation einleitende Kleinkläranlagen in weiten Bereichen Deutschlands nicht vorhanden oder vernachlässigbar klein. Im deutschlandweiten Mittel liegen die mittleren spezifische Einträge über diesen Pfad bei 33 kg N/(km² × a) und 6 kg P/(km² × a), können aber in einzelnen Gemeinden, insbesondere im Süden Thüringens, weit über 1.000 kg N/(km² × a) und 160 kg P/(km² × a) betragen und stellen dort eine signifikante Eintragsquelle dar (vgl. Karte 128 und Karte 129). Ein Vergleich auf Bundeslandebene ist in Tabelle A5 (N) und Tabelle A6 (P) sowie auf Koordinierungsraumebene in Tabelle A7 (N) und Tabelle A8 (P) im Anhang gegeben.

Karte 128: Stickstoffeinträge aus Kleinkläranlagen mit Einleitung über die Kanalisation (Bürgermeisterkanäle) auf Gemeindeebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

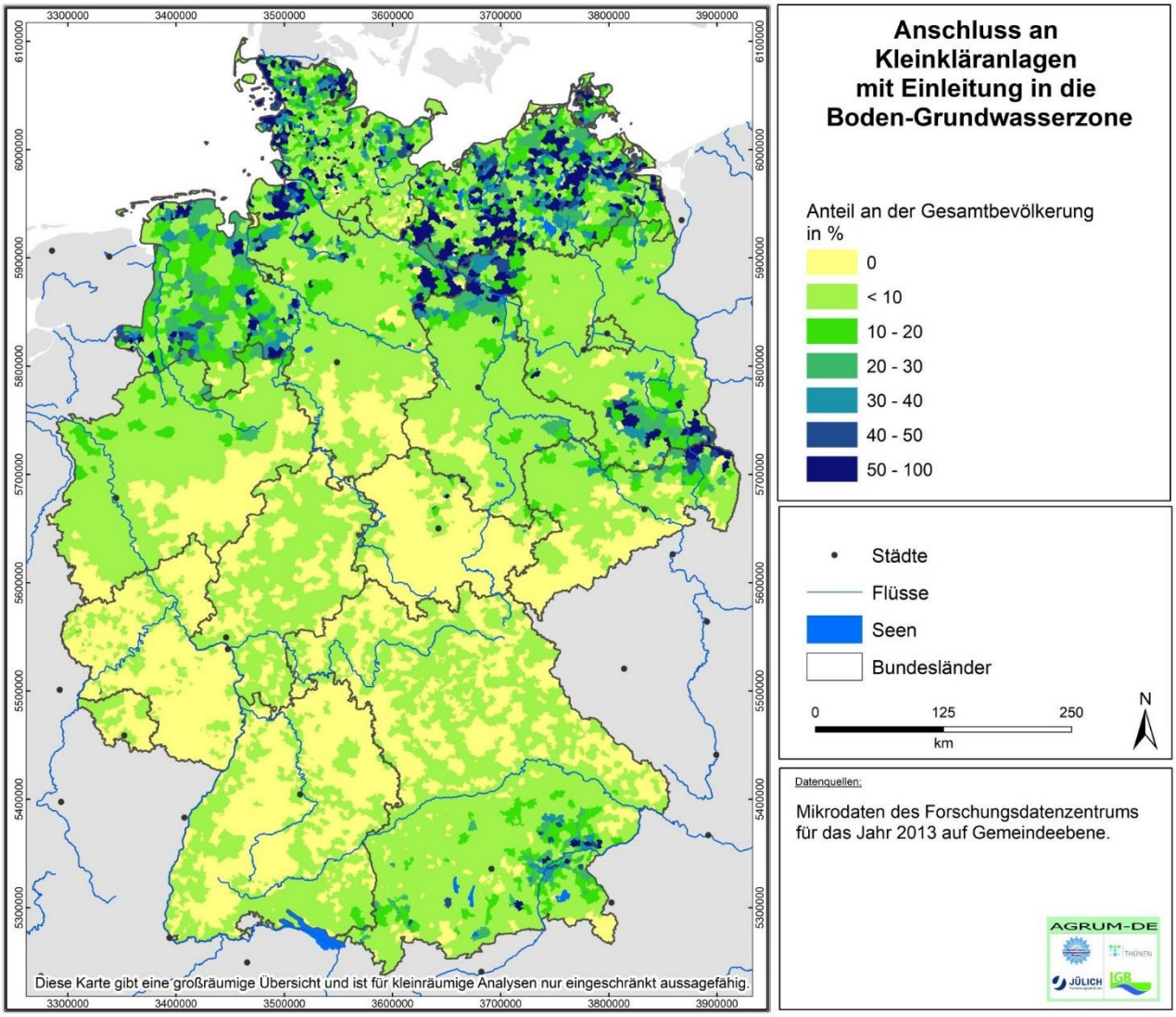
Karte 129: Phosphoreinträge aus Kleinkläranlagen mit Einleitung über die Kanalisation (Bürgermeisterkanäle) auf Gemeindeebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Kleinkläranlagen, die über eine Boden-Grundwasserpassage einleiten, sind vorwiegend im ländlichen Raum des Norddeutschen Tieflands und im Osten des nördlichen Voralpenlands zu finden (vgl. Karte 130). Obwohl die Untergrundbedingungen es ermöglichen würden, sind in Brandenburg Kleinkläranlagen mit einer Boden-Grundwasserversickerung – mit Ausnahme einiger Anlagen nahe der Grenze zu Sachsen – kaum zu finden. Hier dominieren abflusslose Gruben (vgl. Karte 115), die insbesondere in niederschlagsarmen Regionen keine potenziell problematischen Einleitungen in das Grundwasser beisteuern.

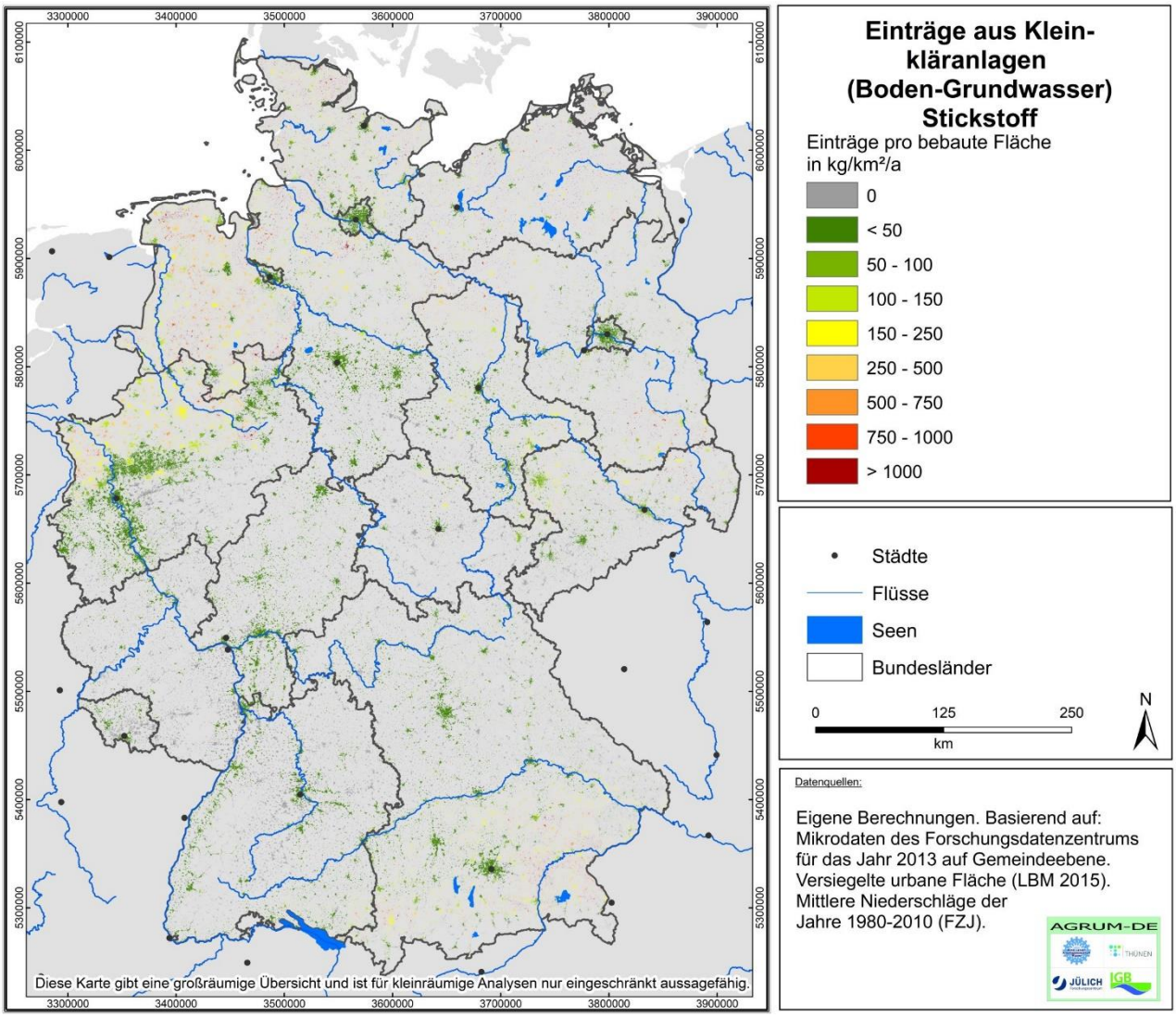
Karte 130: Anteil der Bevölkerung mit Anschluss an eine Kleinkläranlage, die über die Boden-Grundwasserpassage einleiten, für das Jahr 2013



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

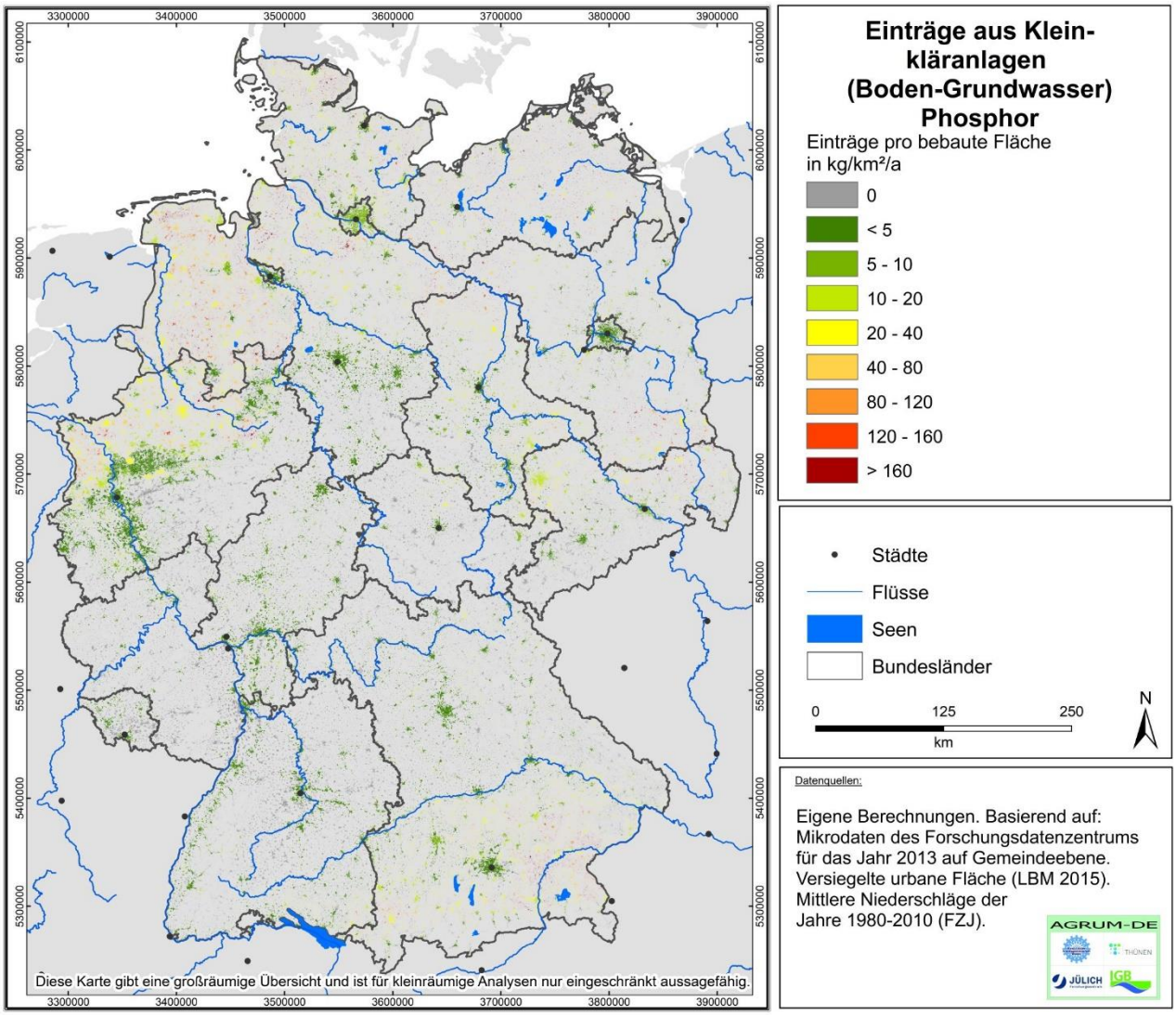
Nach der Reinigung werden insgesamt 2.600 t N/a und 450 t P/a aus Kleinkläranklagen versickert. Dies entspricht 74 kg N/(km² × a) und 13 kg P/(km² × a) und übersteigt selten den Wert von 250 kg N/(km² × a) und 160 kg P/(km² × a) (vgl. Karte 131 und Karte 132). Ein Vergleich auf Bundeslandebene ist in Tabelle A5 (N) und Tabelle A6 (P) sowie auf Koordinierungsraumebene in Tabelle A7 (N) und Tabelle A8 (P) im Anhang gegeben. Da die Retention während der Boden-Grundwasserpassage durch das FZJ als summarische Größe für alle anderen grundwasserbürtigen Einträge berechnet wurde, kann der Anteil der Einträge über diesen Pfad nicht einzeln quantifiziert werden.

Karte 131: Stickstoffeinträge in den Untergrund aus Kleinkläranlagen mit Einleitung über eine Boden-Grundwasserpassage auf Gemeindeebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 132: Phosphoreinträge in den Untergrund aus Kleinkläranlagen mit Einleitung über eine Boden-Grundwasserpassage auf Gemeindeebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

5.6.5 Exfiltration aus Kanalisationsleckagen

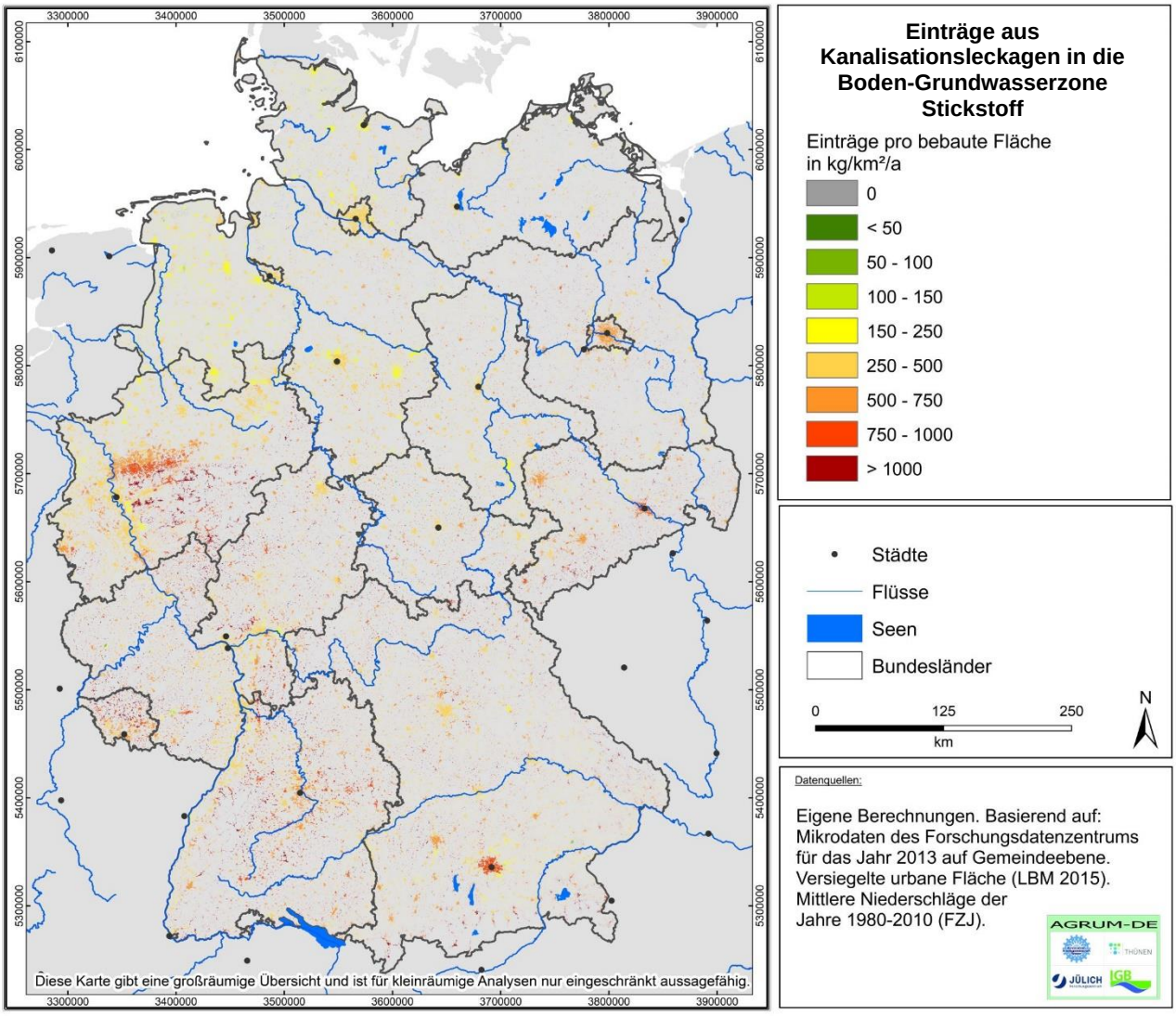
Basierend auf den Altersangaben (vgl. Karte 60), der Bevölkerungsdichte (vgl. Karte 112, links), den Anschlussverhältnissen (vgl. Karte 114), den angeschlossenen urbanen Flächen (vgl. Karte 112) und den Längenanteilen von privater und öffentlicher Kanalisation wurde das mittlere Potenzial für Kanalleckagen abgeschätzt und unter Berücksichtigung der Kanalisationsart (Misch- und Trennkanalisation, vgl. Karte 116) die Exfiltration aus undichten Kanalhaltungen ermittelt (vgl. Karte 133 und Karte 134).

Die Berechnungen zeigen ein Muster, nachdem Kanalleckagen grundsätzlich in Ballungsräumen erhöht sind. Gleichzeitig wurden aufgrund der schwankenden und teilweise höheren Wasserstände in der Mischkanalisation höhere Exfiltrationsraten angenommen als für Schmutzwasserkanäle. Weitere Exfiltrationsschwerpunkte ergeben sich in mittel bis weniger dicht besiedelten Gebieten, da in diesen Regionen der Anteil der privaten Kanalisation höher liegt als in dicht besiedelten Gebieten und für die privaten Kanalhaltungen hohe Schädigungsanteile berichtet wurden. Somit ergeben sich erhöhte spezifische Einträge im Ruhrgebiet, in Berlin

und München, aber eben auch verteilt, in Baden-Württemberg, im Saarland, in Hessen und in Sachsen. Insgesamt exfiltrieren in Deutschland 13.000 t N/a und 2.200 t P/a aus Kanalleckagen in den Boden.

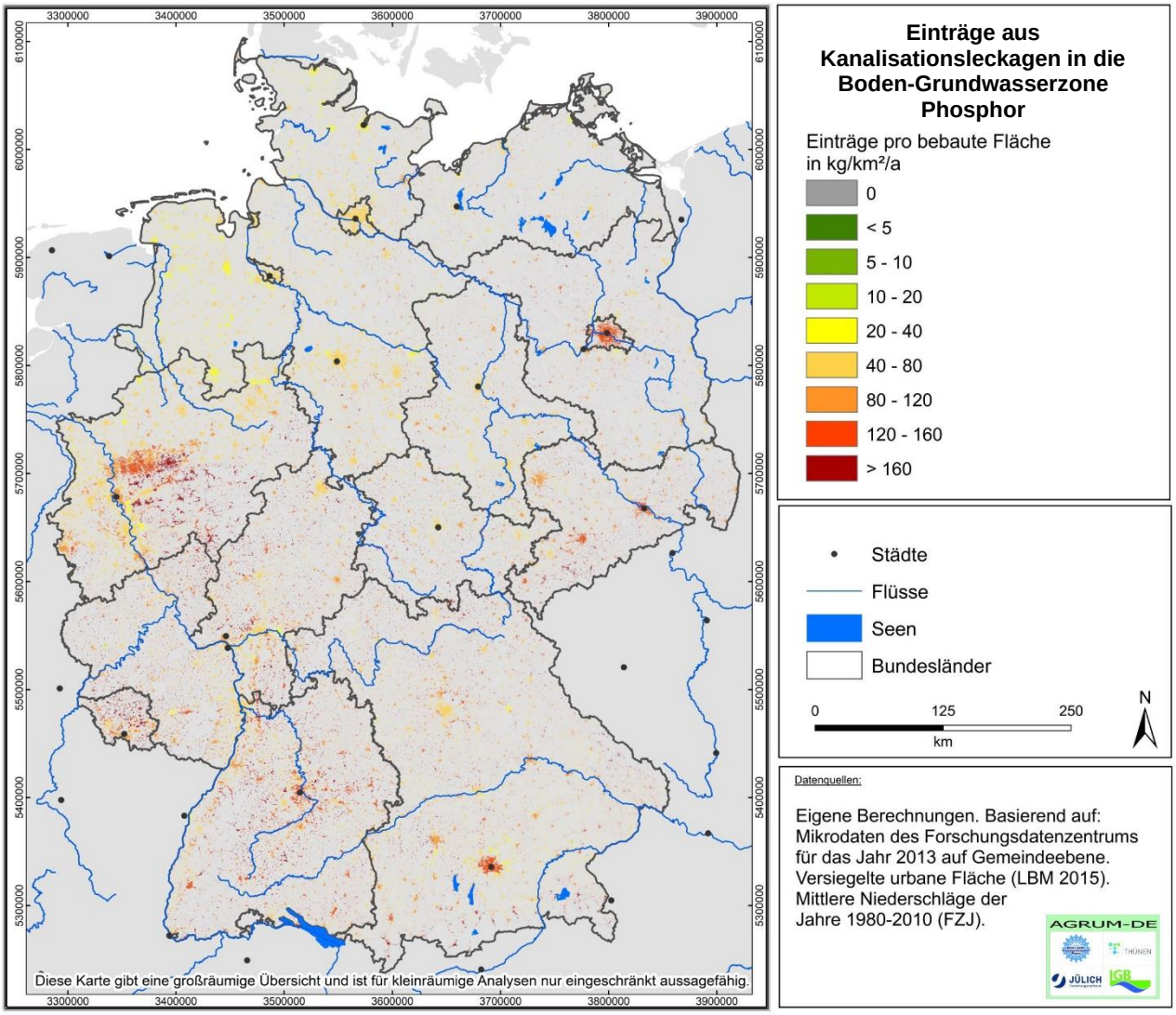
Die entspricht mittleren flächenspezifischen Werten von 383 kg N/(km² × a) und 67 kg P/(km² × a). Auf Bundeslandebene ergeben sich die höchsten Werte für Nordrhein-Westfalen und Bayern (vgl. Tabelle A5 (N), Tabelle A6 (P) im Anhang). Auf Ebene der Flussgebiete liegen die absoluten Werte im Rhein mit 5.700 t N/a und 1.000 t P/a etwa 2,5–3 mal so hoch wie in der Elbe und der Donau (vgl. Tabelle A7 (N), Tabelle A8 (P) im Anhang). Analog zur Vorgehensweise bei Kleinkläranlagen, die über eine Boden-Grundwasserpassage einleiten, wurde die Retention im Grundwasser durch das FZJ berechnet, sodass die Einträge in die Oberflächengewässer über diesen Pfad nicht durch das IGB differenziert quantifiziert werden können.

Karte 133: Stickstoffeinträge in den Untergrund aus Kanalisationsleckagen auf Gemeindeebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 134: Phosphoreinträge in den Untergrund aus Kanalisationsleckagen auf Gemeindeebene



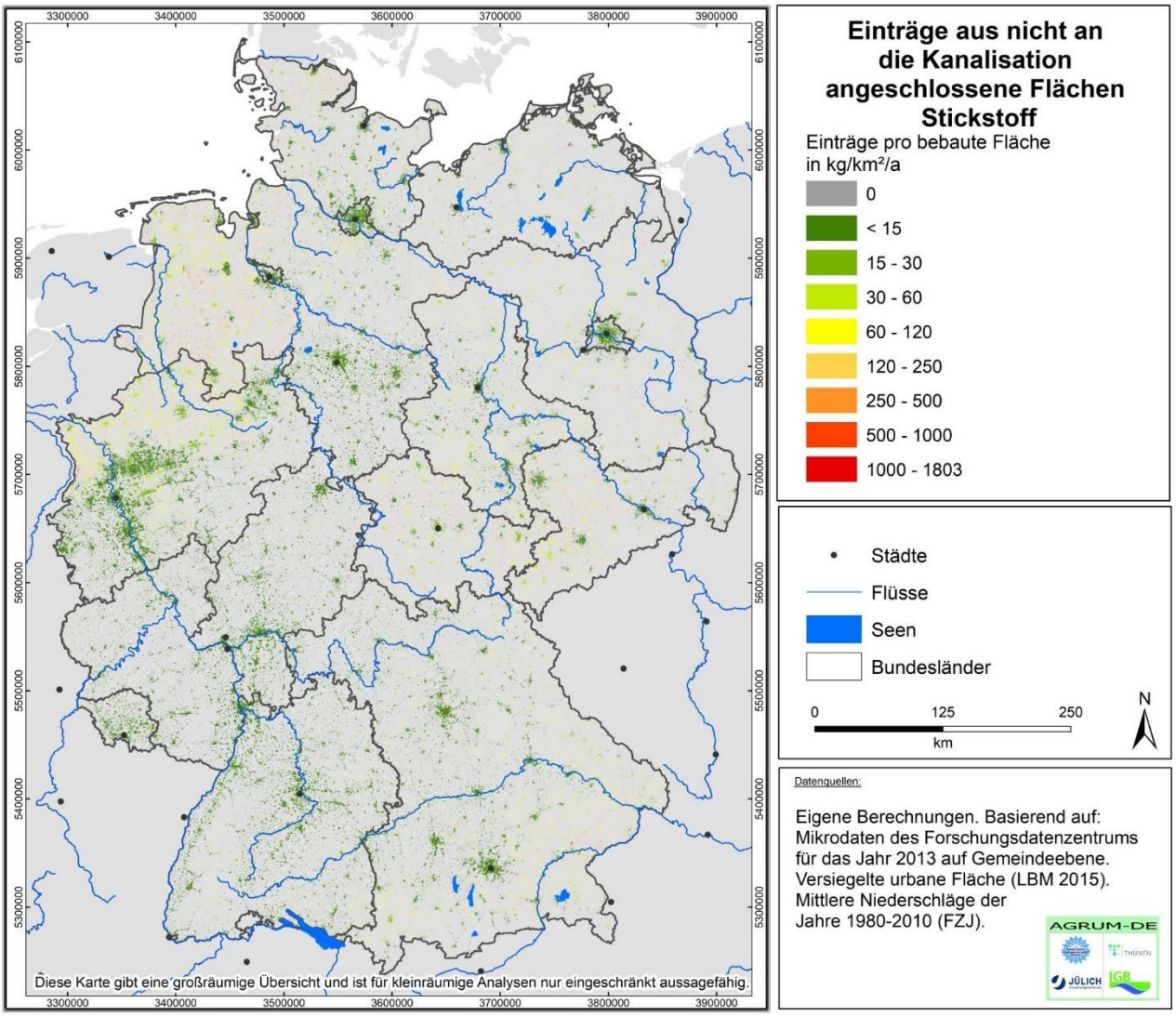
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

5.6.6 Einträge von nicht an die Kanalisation angeschlossenen urbanen Flächen

Dieser Pfad beschreibt Einträge von nicht versiegelten urbanen Flächen und versiegelten urbanen Flächen, die nicht an die Kanalisation angeschlossen sind. Die nicht versiegelten urbanen Flächen wurden auf Basis der im LBM-DE2015 ausgewiesenen urbanen Flächen in Kombination mit dem Versiegelungsgrad abgeleitet. Da die an die Kanalisation angeschlossenen versiegelten urbanen Flächen proportional zum Anschlussgrad der Bevölkerung (vgl. Karte 114) abgeleitet wurden, ergeben sich in Gemeinden mit weniger als 100 % Anschlussgrad entsprechend versiegelte nicht-angeschlossene Flächen. Für beide Flächen wurden jeweils nur die atmosphärische Deposition und auch Stickstoff (vgl. Karte 120) aus Laub und tierischen Exkrementen in Höhe von 4 kg/(ha × a) berücksichtigt. Nicht-versiegelte urbane Flächen können sich aus z. B. Parkanlagen, Gärten oder städtischen Wäldern zusammensetzen. Diese Flächen werden ggfs. und in unterschiedlichem Maße gedüngt. Hierzu sind jedoch keinerlei Daten verfügbar, sodass hier keine belastbare Annahme getroffen werden konnte und mögliche zusätzliche Nährstoffquellen für diese Flächen vernachlässigt wurden.

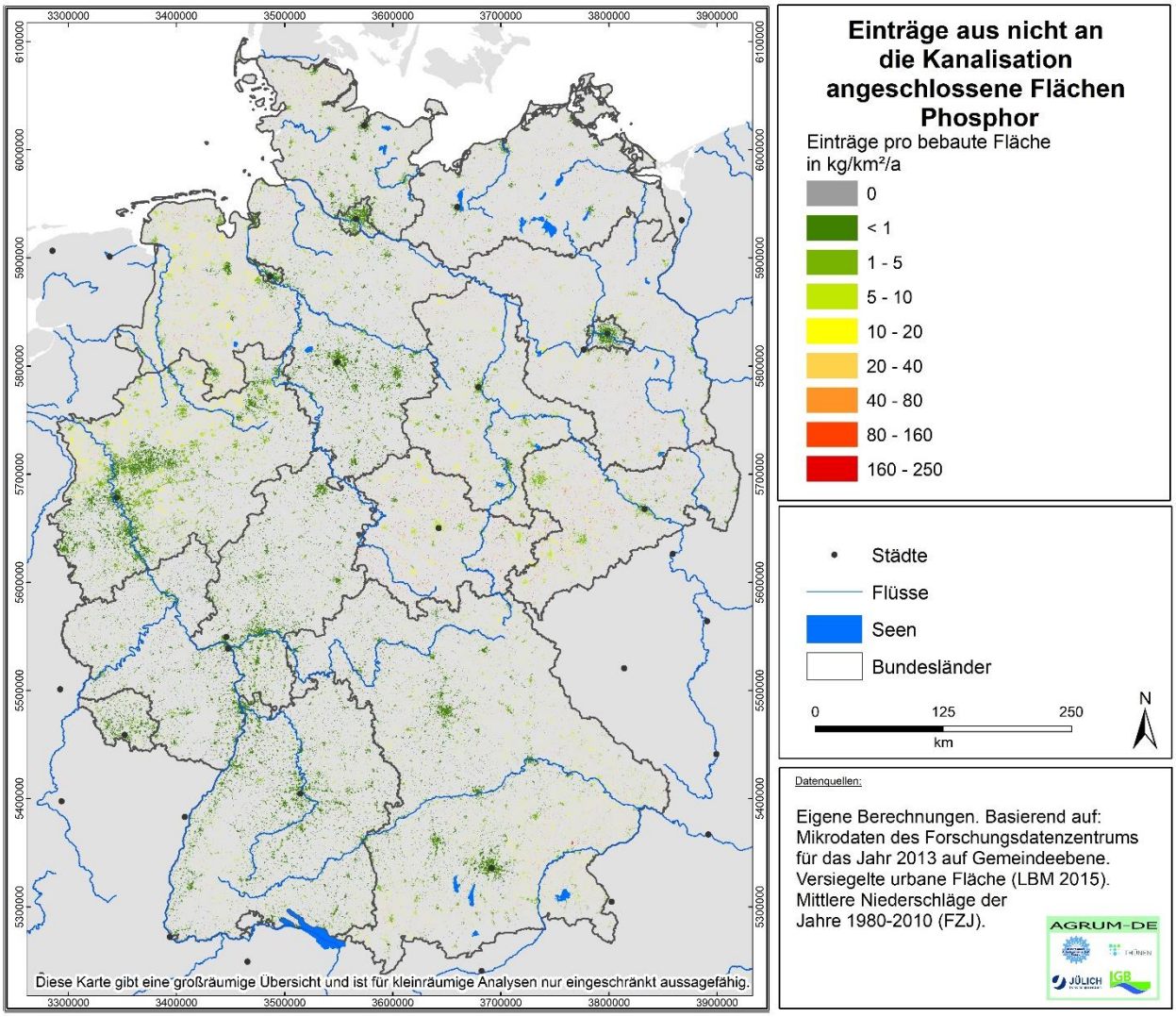
Über nicht an die Kanalisation angeschlossene urbane Flächen werden insgesamt 990 t N/a und 193 t P/a bzw. 28 kg N/(km² × a) und 6 kg P/(km² × a) in die Boden-Grundwasserpassage eingetragen. Die räumliche Verteilung der Stickstoffeinträge über diesen Pfad folgt in erster Linie der Verteilung des Versiegelungsgrads und wird für Stickstoff zusätzlich durch die Verteilung der räumlichen Deposition überprägt (vgl. Karte 135 und Karte 136). Die Modellierung der Retention in Boden und Grundwasser erfolgt ebenfalls durch das FZJ und kann hier nicht spezifiziert werden. Ein Vergleich auf Bundeslandebene ist in Tabelle A5 (N) und Tabelle A6 (P) sowie auf Koordinierungsraumebene in Tabelle A7 (N) und Tabelle A8 (P) im Anhang gegeben.

Karte 135: Stickstoffeinträge in den Untergrund aus nicht an die Kanalisation angeschlossenen versiegelten urbanen Flächen auf Gemeindeebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 136: Phosphoreinträge in den Untergrund aus nicht an die Kanalisation angeschlossenen versiegelten urbanen Flächen auf Gemeindeebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

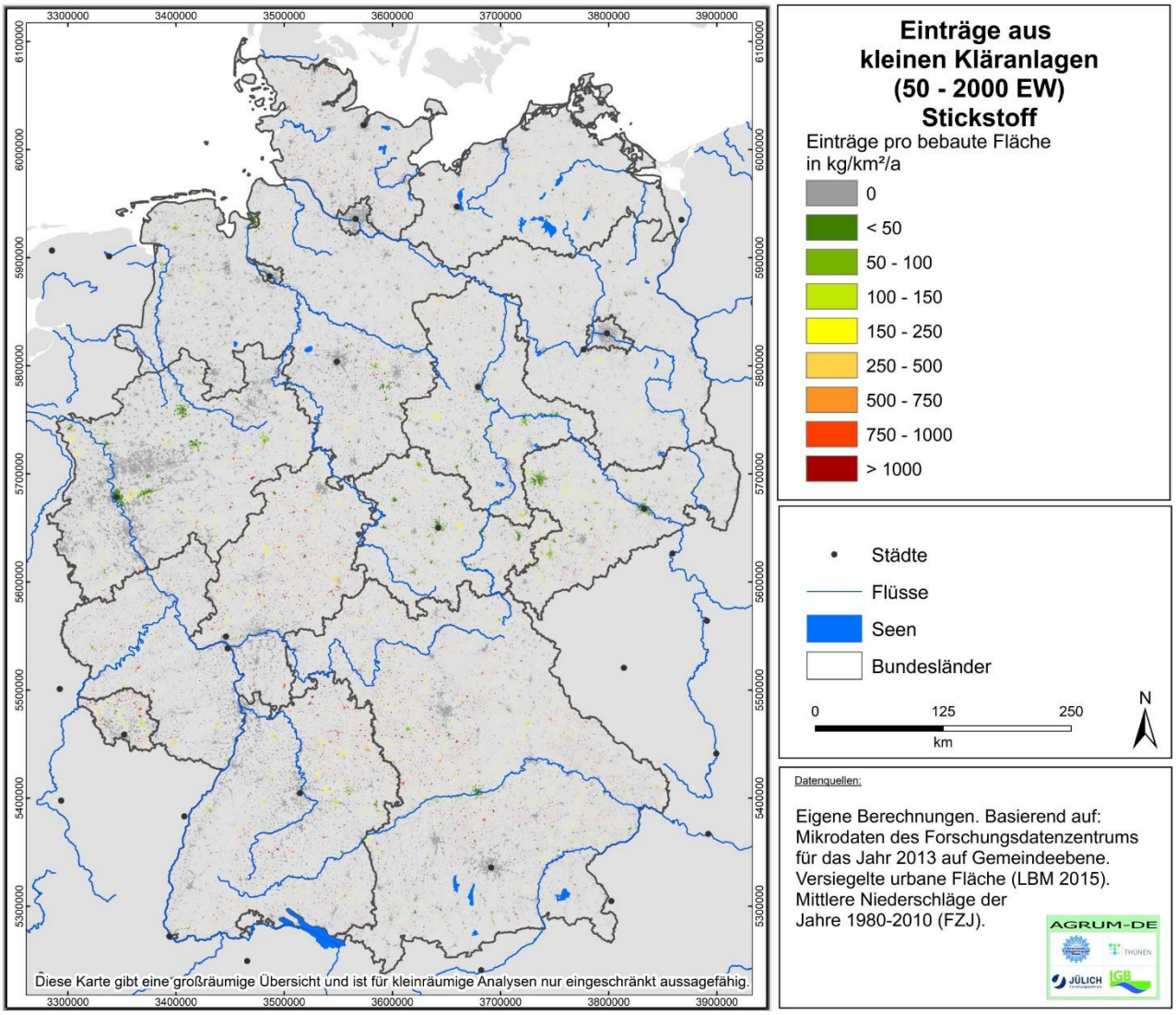
5.6.7 Einträge aus kleinen Kläranlagen (50–2.000 EW)

Kleine Kläranlagen schließen die Datenlücke zwischen den im Kläranlageninventar des UBA enthaltenen kommunalen Kläranlagen mit mehr als 2.000 EW und den Kleinkläranlagen mit weniger als 50 EW. Die Daten wurden vom FDZ aggregiert auf Gemeindeebene bezogen und sind hier daher flächenhaft und nicht als Punkte dargestellt.

Der Datensatz des FDZ enthält Angaben zu insgesamt 5.282 kleinen Kläranlagen mit insgesamt 2,98 Mio. angeschlossenen Einwohner*innen, die sich auf 3.286 (29 %) Gemeinden verteilen.

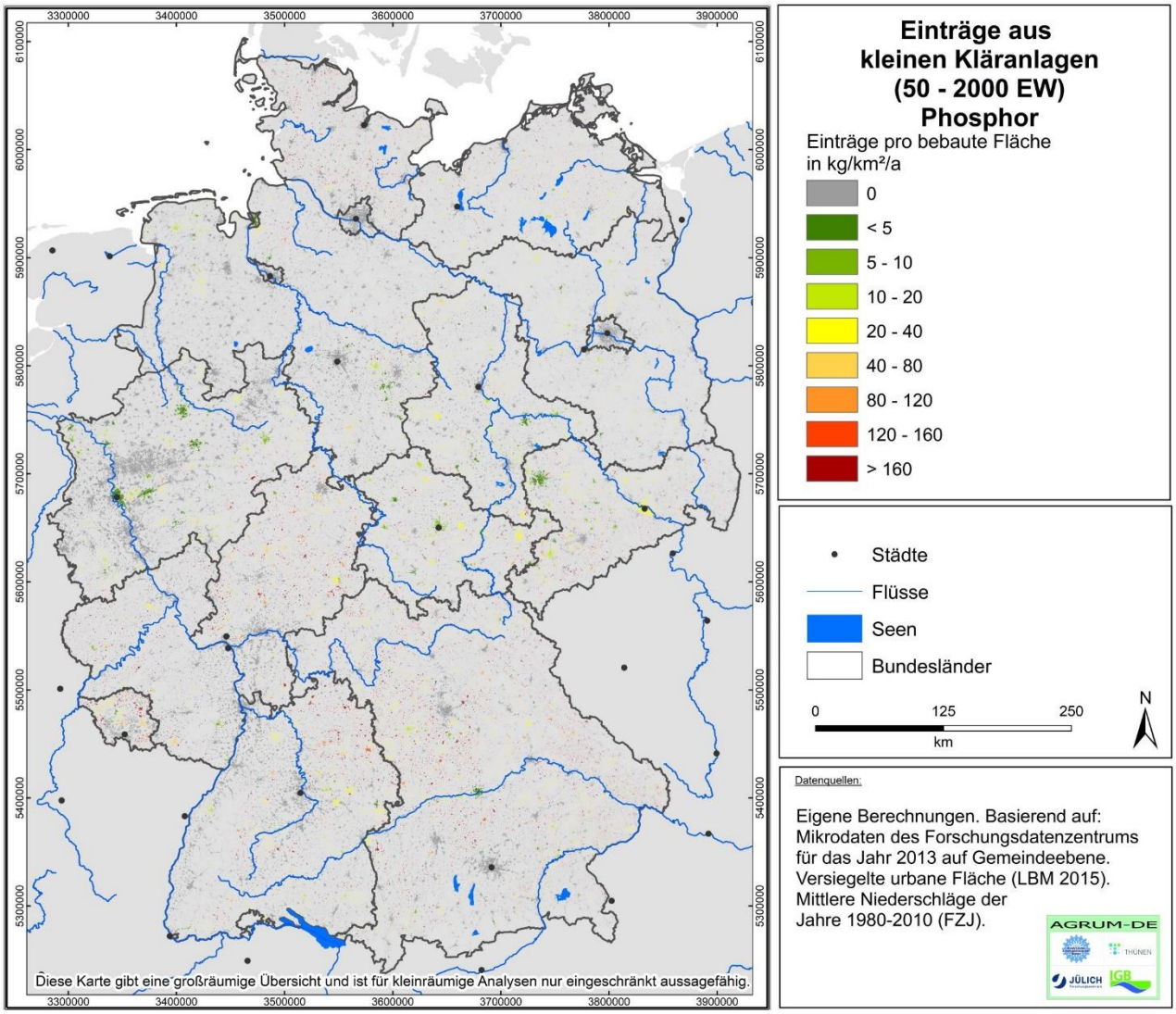
Die Gesamteinträge aus kleinen Kläranlagen belaufen sich auf 7.400 t N/a und 1.200 t P/a bzw. 136 kg N/(km² × a) und 29 kg P/(km² × a). Einträge über diesen Pfad sind vorzugsweise in weniger dicht besiedelten Gemeinden zu finden und sind in den Stadtstaaten vernachlässigbar klein (vgl. Karte 137 und Karte 138). Ein Vergleich auf Bundeslandebene ist in Tabelle A5 (N) und Tabelle A6 (P) sowie auf Koordinierungsraumebene in Tabelle A7 (N) und Tabelle A8 (P) im Anhang gegeben.

Karte 137: Stickstoffeinträge aus kleinen Kläranlagen (50–2.000 EW) auf Gemeindeebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 138: Phosphoreinträge aus kleinen Kläranlagen (50–2.000 EW) auf Gemeindeebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

5.6.8 Einträge aus kommunalen Kläranlagen (> 2.000 EGW) und industriellen Direkteinleitern

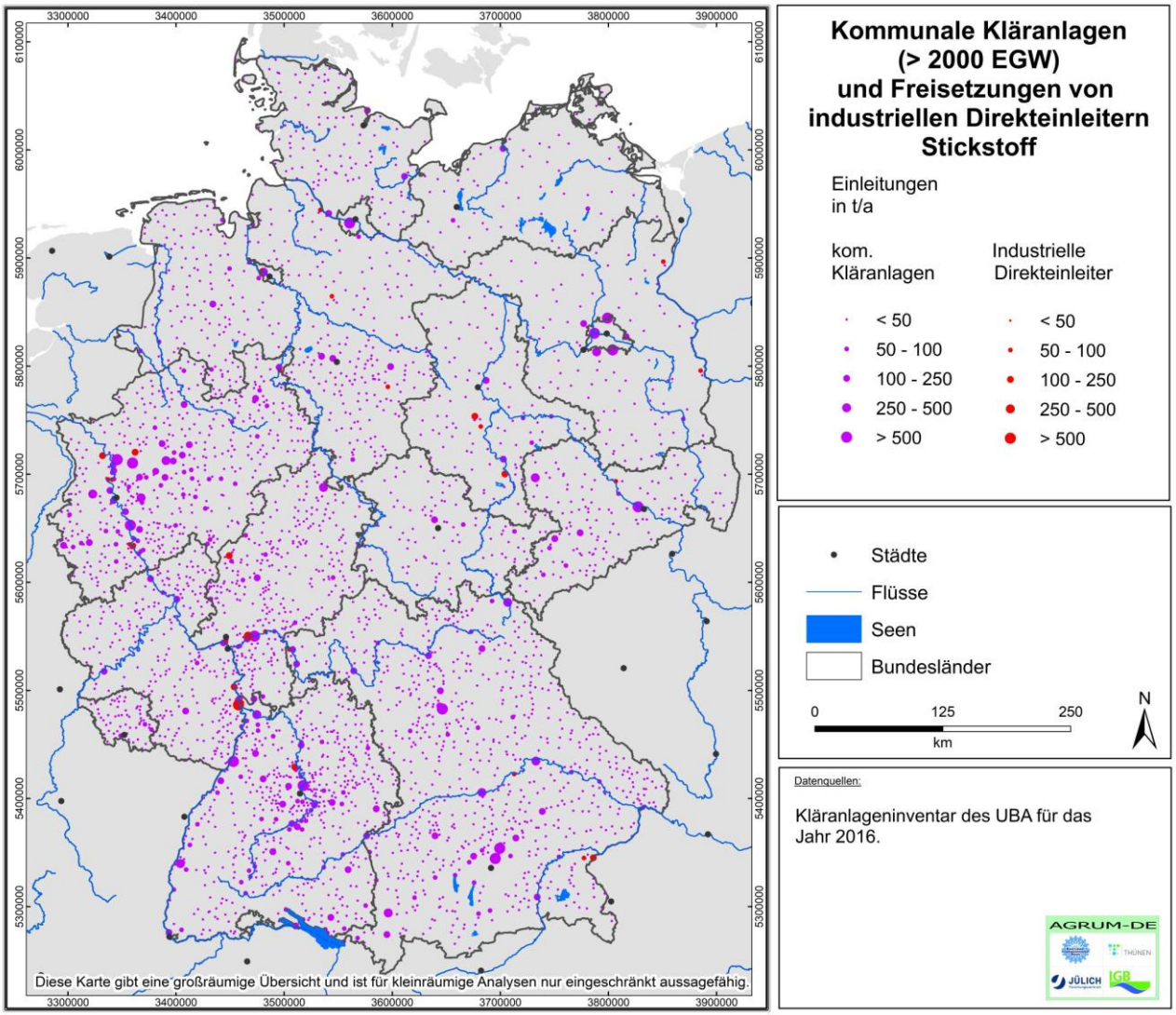
Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern wurden dem durch das UBA bereitgestellten Kläranlageninventar und den Angaben des Pollutant Release and Transfer Register (PRTR) entnommen.

Insgesamt wurden für das Jahr 2016 durch das UBA Angaben zu 3.795 Kläranlagen mit einer Gesamtausbaugröße von 147 Mio. EGW bereitgestellt. Durch die räumliche Anordnung von Kläranlagen in und um Ballungsräume und der Tendenz, dass in weniger dicht besiedelten Räumen ein höherer Anteil der Abwässer in dezentralen Systemen behandelt wird, ist in der reinen Verteilung der Anlagenanzahl ein Nord-Süd-Gefälle festzustellen und dies spiegelt somit grob die Bevölkerungsverteilung in Deutschland wider. Die insgesamt geringe Anzahl von 32 (N) und 15 (P) industriellen Direkteinleitern verteilt sich ohne klar erkennbares Muster (vgl. Karte 139 und Karte 140).

Die Einträge aus kommunalen Kläranlagen stellen mit 74.000 t N/a und 4.900 t P/a bzw. 2.110 kg N/(km² × a) und 140 kg P/(km² × a) den mit Abstand größten Teileintragspfad der urbanen Einträge dar.

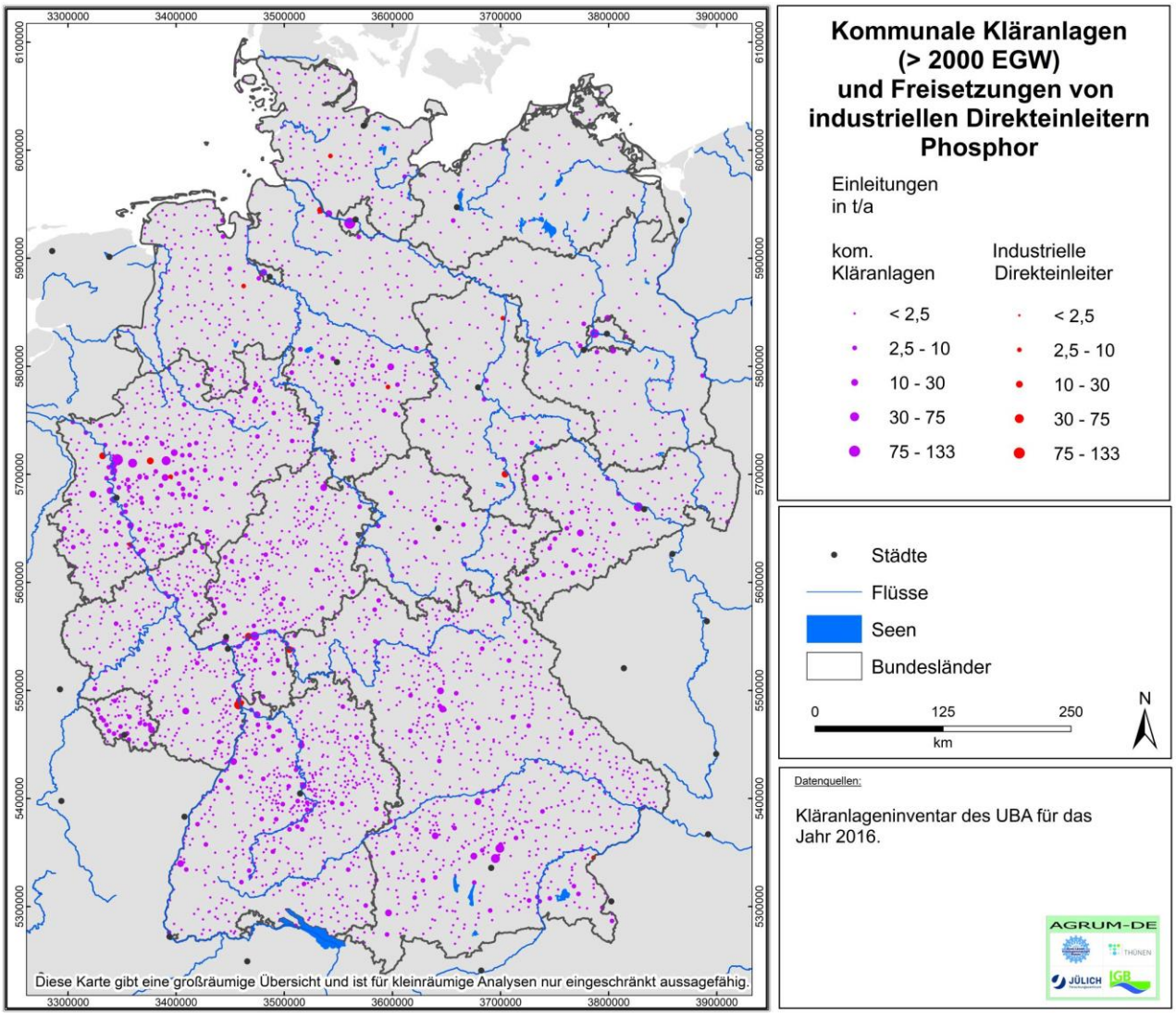
Für industrielle Direkteinleiter belaufen sich die Einträge auf 4.500 t N/a und 200 t P/a bzw. 128 kg N/(km² × a) und 6 kg P/(km² × a). Ein Vergleich auf Bundeslandebene ist in Tabelle A5 (N) und Tabelle A6 (P) sowie auf Koordinierungsraumebene in Tabelle A7 (N) und Tabelle A8 (P) im Anhang gegeben.

Karte 139: Stickstoffeinleitungen aus kommunalen Kläranlagen nach UBA-Inventar für das Jahr 2016



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 140: Phosphoreinleitungen aus kommunalen Kläranlagen nach UBA-Inventar für das Jahr 2016



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

5.6.9 Gesamteinträge aus urbanen Systemen in das Grundwasser und die Oberflächengewässer

Die Summe der Einleitungen über die Teileintragspfade Kleinkläranlagen mit Einleitung in die Boden-Grundwasserpassage, nicht an die Kanalisation angeschlossene Flächen und Exfiltration aus Kanalleckagen wurde auf Gemeindeebene an das FZJ übergeben. Dort wurden die Einleitungen bei der weiteren Modellierung der Retention in der Boden-Grundwasserpassage berücksichtigt und anschließend als Teil der Einträge über das Grundwasser, zusammen mit Einträgen aus anderen Quellen (z. B. Landwirtschaft), zurück an das IGB übergeben und bei der weiteren Modellierung der gewässerinternen Retention und Frachtberechnung eingebunden. Der Teileintragspfad Exfiltration aus Kanalleckagen steuert bei weitem die größten Anteile zu den Einträgen in die Boden-Grundwasserpassage bei (in Tabelle A5, Tabelle A6, Tabelle A7 und Tabelle A8 im Anhang). Obwohl die Einträge über die Exfiltration aus Kanalleckagen in allen Bundesländern und Koordinierungsräumen die Einträge in die Boden-Grundwasserpassage dominieren, können sie insbesondere in landwirtschaftlich geprägten Gebieten weniger hoch ausfallen.

Insgesamt werden 16.590 (N) und 3.040 (P) t/a bzw. 470 (N) und 90 (P) kg/(km² × a) über diese Pfade in die Boden-Grundwasserpassage (vgl. Karte 141 und Karte 143) und 95.400 (N) und 8.100 (P) t/a bzw. 2.700 (N) und 230 (P) kg/(km² × a) (inkl. kommunaler Kläranlagen und industrieller Direkteinleiter) in die Oberflächengewässer eingeleitet (vgl. Karte 142 und Karte 144).

Ein Vergleich zeigt, dass die Einleitungen in das Grundwasser etwa um den Faktor 1,5 höher sind als die urbanen Einträge in Oberflächengewässer über die Teilpfade Trennkanalisation, Mischkanalisationsüberläufe, Kleinkläranlagen (direkt) und Kleinkläranlagen (Kanal). Die nach Abzug der Retention in Boden und Grundwasser resultierenden Einträge in die Oberflächengewässer fallen in den meisten Fällen insgesamt deutlich niedriger aus, sind aber bei Ermittlung des Minderungsbedarfs für das Grundwasser durchaus als lokal relevante Quelle zu berücksichtigen.

Die Einleitungen aus Punktquellen (kommunalen Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter und kleine Kläranlagen) tragen den mit Abstand größten Anteil an den Einträgen aus urbanen Systemen bei. Dies ist durch den hohen Anschlussgrad der Haushalte an die Kläranlagen zu erklären, wodurch der dominierende Anteil des urbanen Abwassers über diesen Pfad gesammelt, behandelt und eingeleitet wird.

Die personenspezifischen Einträge über kommunale Kläranlagen, kleine Kläranlagen und Kleinkläranlagen (berechnet auf Basis der Anschlussverhältnisse nach FDZ) liegen bei 2,7 g N/(EW × Tag), 4,4 g N/(EW × Tag) und 5,4 g N/(EW × Tag) sowie 0,2 g P/(EW × Tag), 0,9 g P/(EW × Tag) und 0,9 g P/(EW × Tag). Dieser Vergleich belegt die im Mittel 1,6–2-fach (N) und 5-fach (P) höhere Retentionsleistung der kommunalen Kläranlagen, wobei zu berücksichtigen ist, dass hier sowohl Abwasser aus Haushalten als auch aus angeschlossener Industrie und urbanen Flächen behandelt werden. Die Werte für kleine Kläranlagen und Kleinkläranlagen deuten auf einen ähnlich guten Nährstoffrückhalt in diesen beiden Anlagengruppen hin.

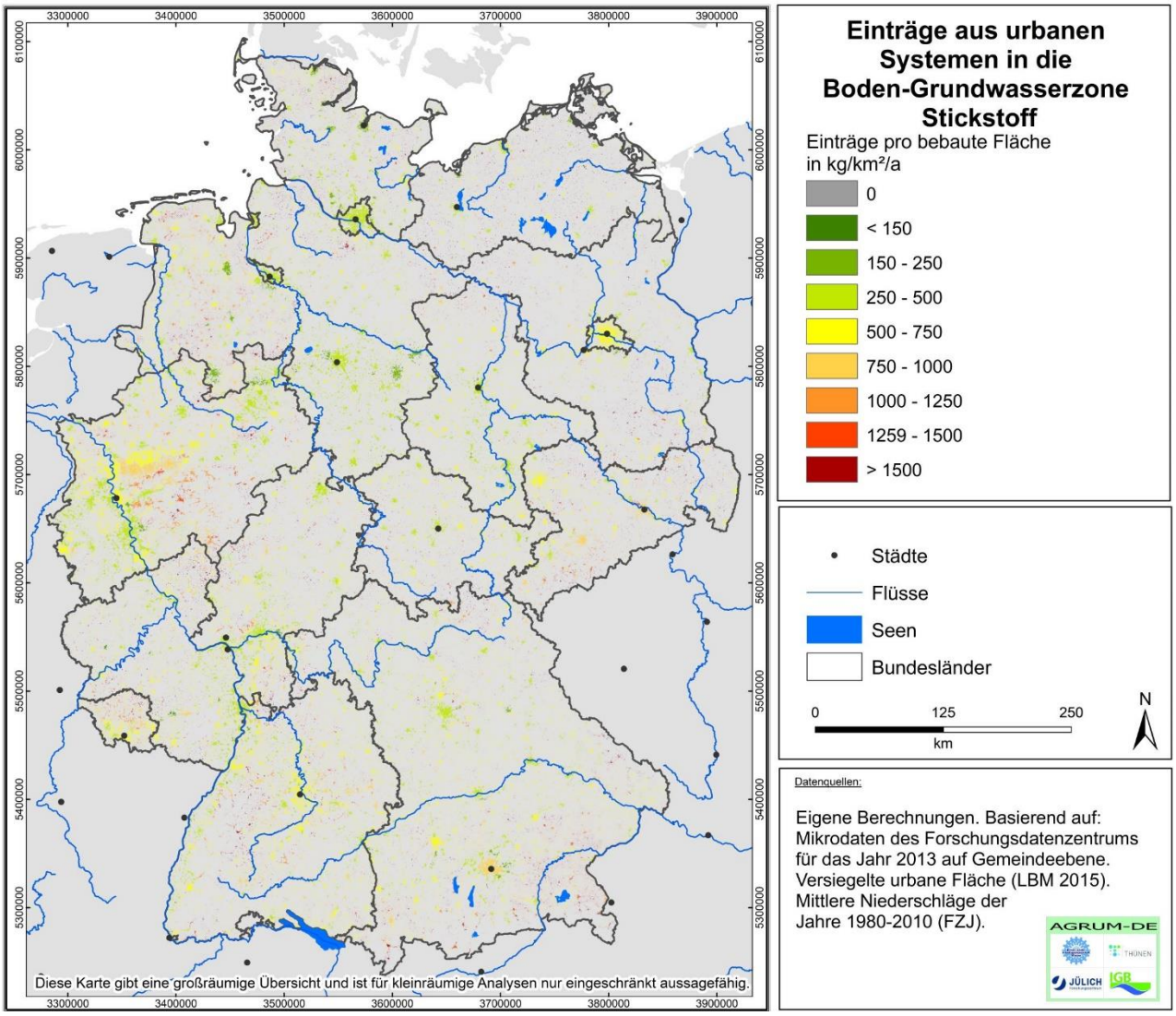
5.7 Gesamteinträge in die Oberflächengewässer, Validierung und Minderungsbedarf

5.7.1 Gesamteinträge in die Oberflächengewässer

Unter Berücksichtigung der vom FZJ bereitgestellten diffusen Einträge und der durch das IGB modellierten Einträge aus urbanen Systemen und Punktquellen wurden die gesamten jährlichen Stickstoff- und Phosphoreinträge auf AU-Ebene ermittelt (vgl. Karte 145 und Karte 146). Die Aggregation auf AU-Ebene erfolgte für die anschließende Berechnung der gewässerinternen Retention und der resultierenden Frachten.

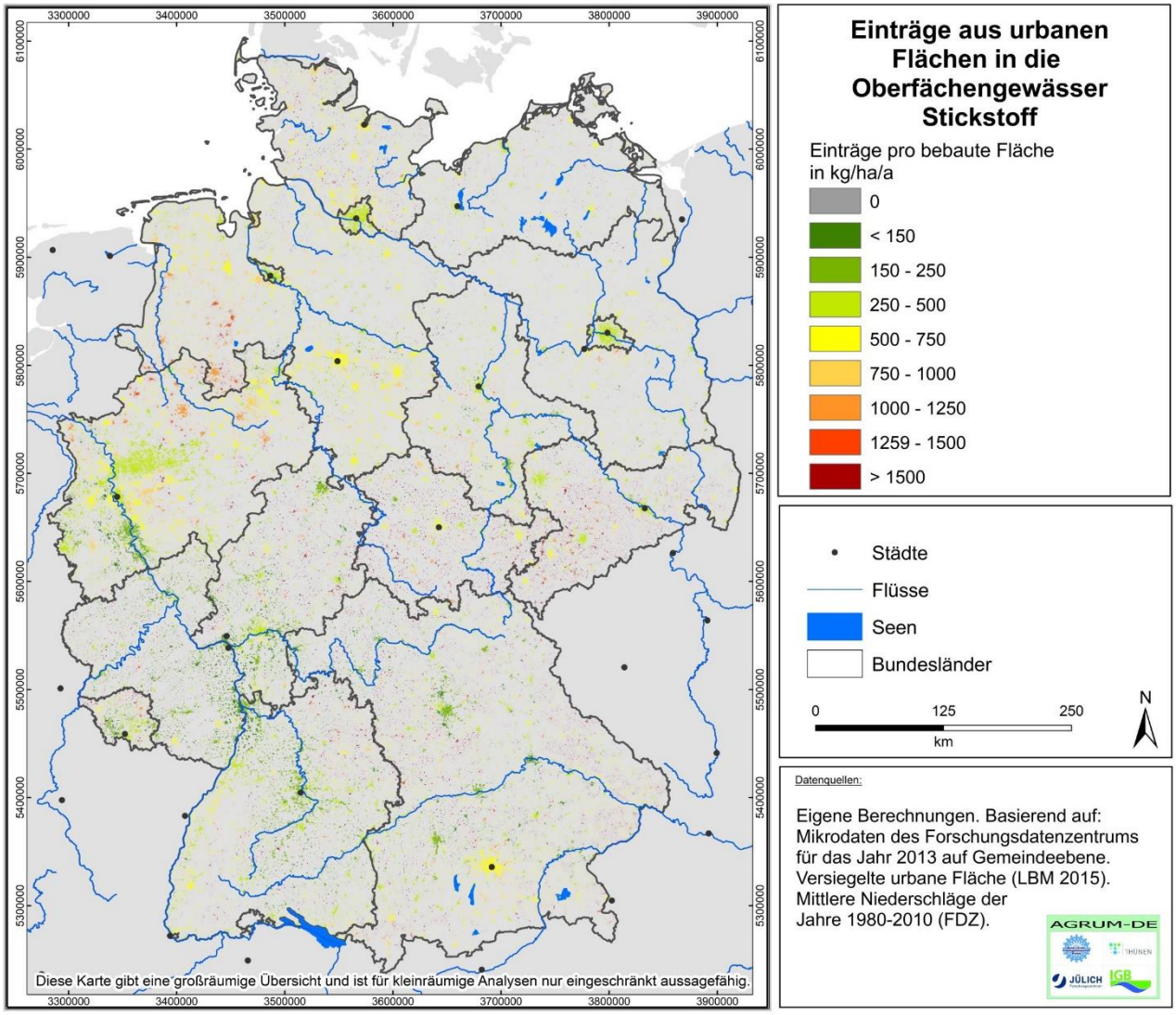
Auf Bundesebene tragen diffuse Einträge 80 % (N) und 59 % (P) der Gesamteinträge bei. Im Umfeld von Städten oder bei geringerer landwirtschaftlicher Nutzungsintensität kann der Anteil urbaner Einträge jedoch deutlich ansteigen (vgl. Karte 147 und Karte 148 sowie auch Tabelle A9 und Tabelle A10 im Anhang).

Karte 141: Gesamte Stickstoffeinträge in den Untergrund aus urbanen Systemen (ohne Punktquellen und Industrie) auf Gemeindeebene



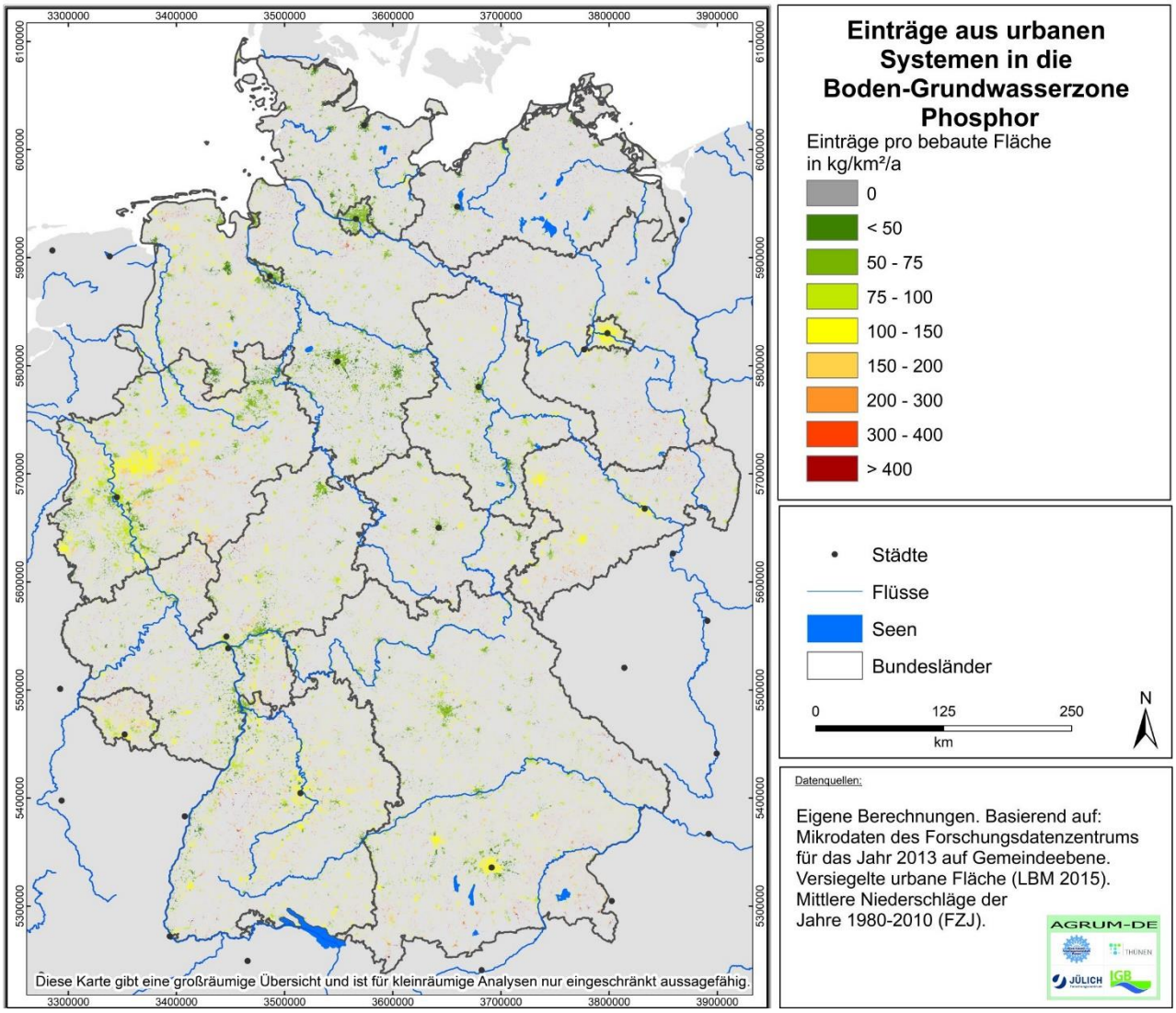
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 142: Gesamte Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus urbanen Systemen (ohne Punktquellen und Industrie) auf Gemeindeebene



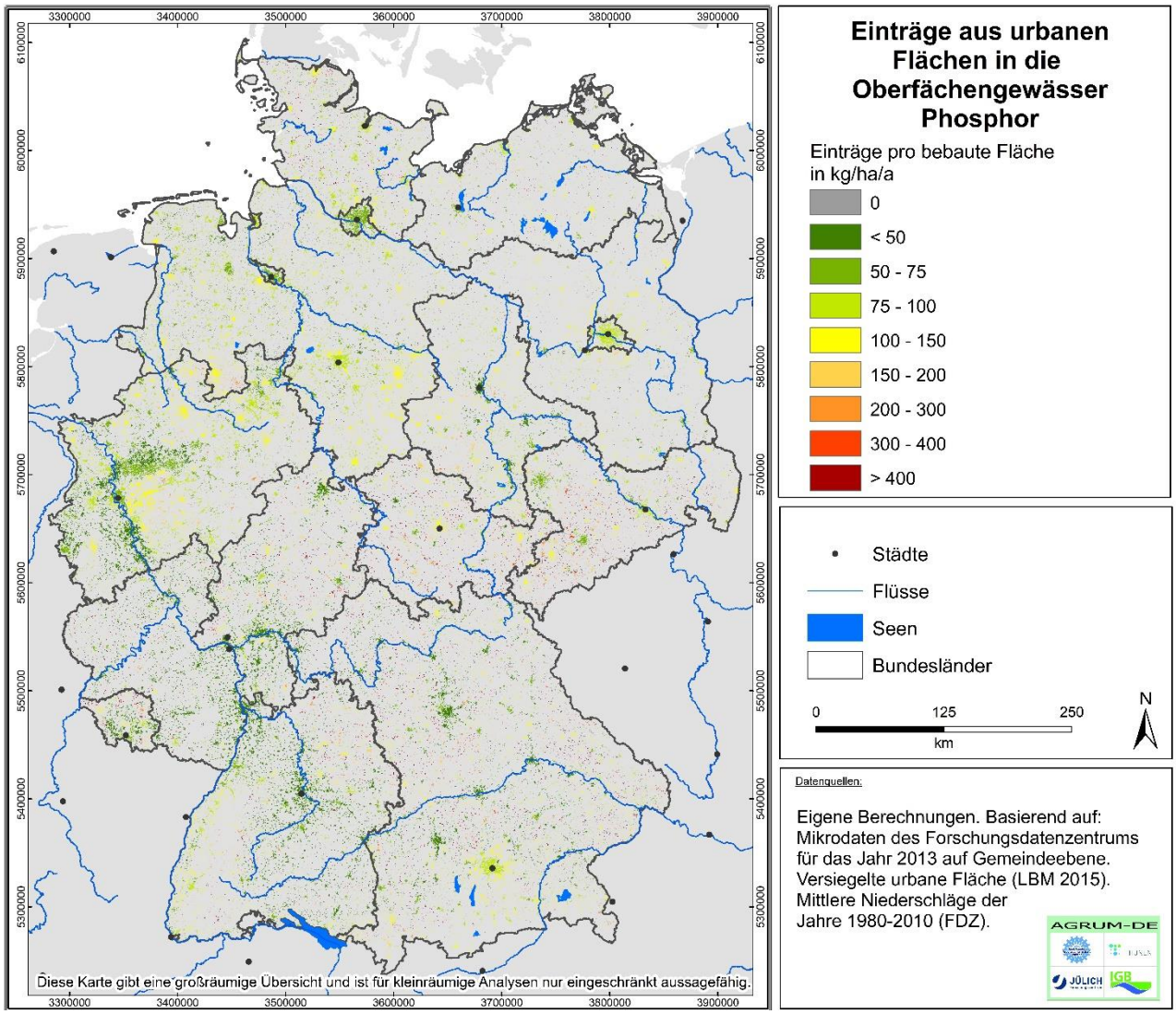
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 143: Gesamte Phosphoreinträge in den Untergrund aus urbanen Systemen (ohne Punktquellen und Industrie) auf Gemeindeebene



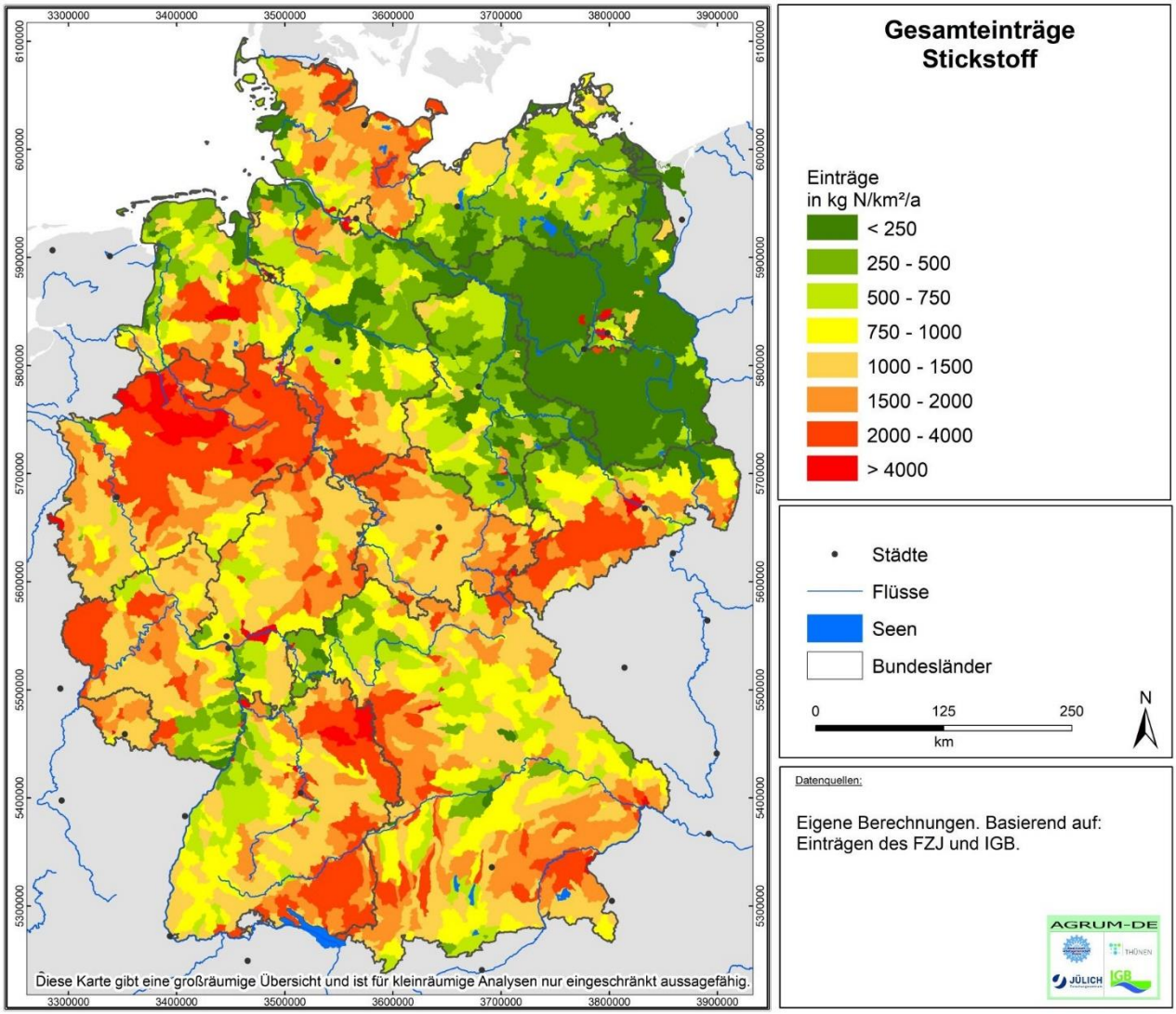
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 144: Gesamte Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer aus urbanen Systemen (ohne Punktquellen und Industrie) auf Gemeindeebene



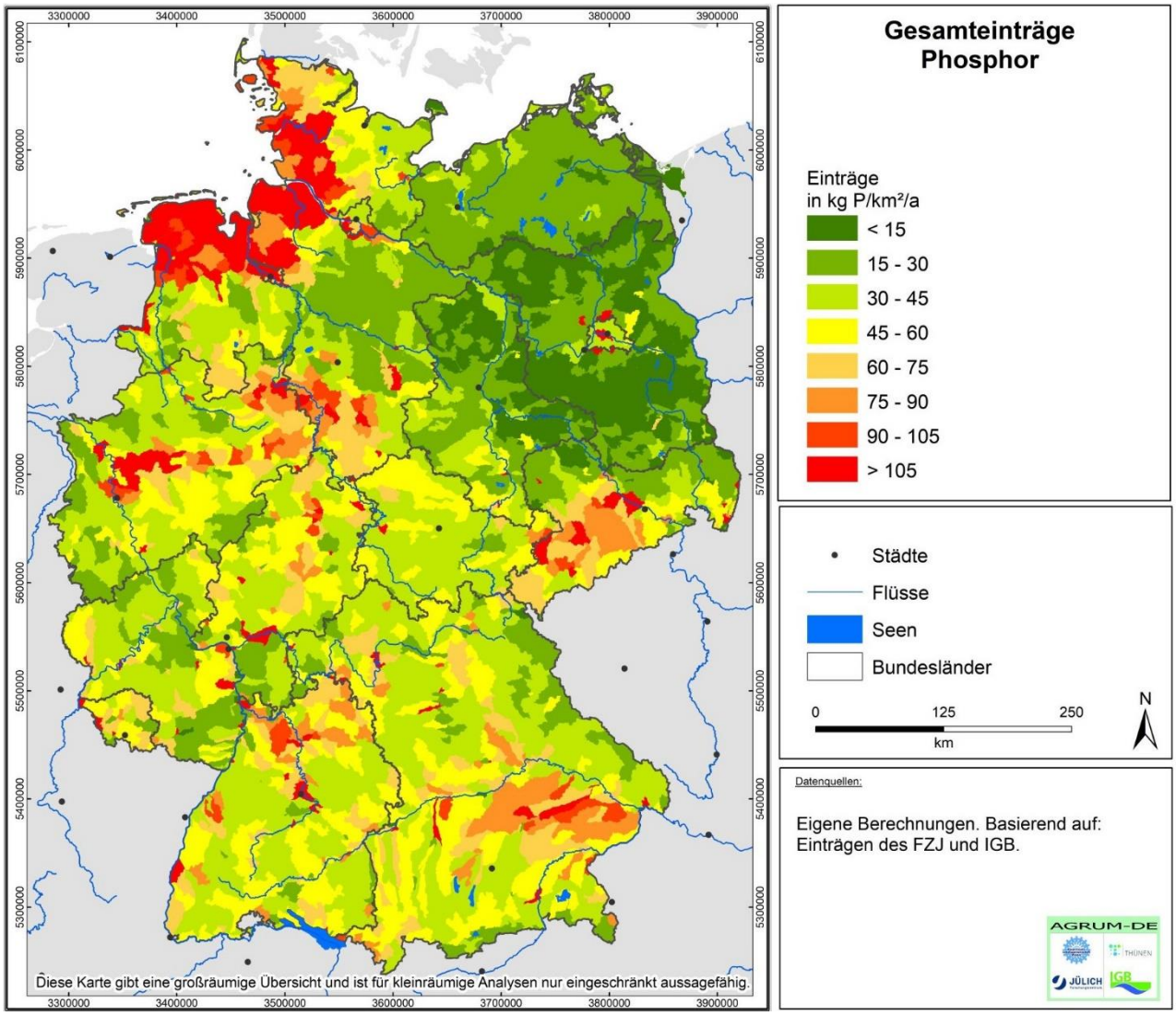
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 145: Gesamte über diffuse, urbane und punktförmige Eintragspfade in die Oberflächengewässer emittierte Stickstoffeinträge



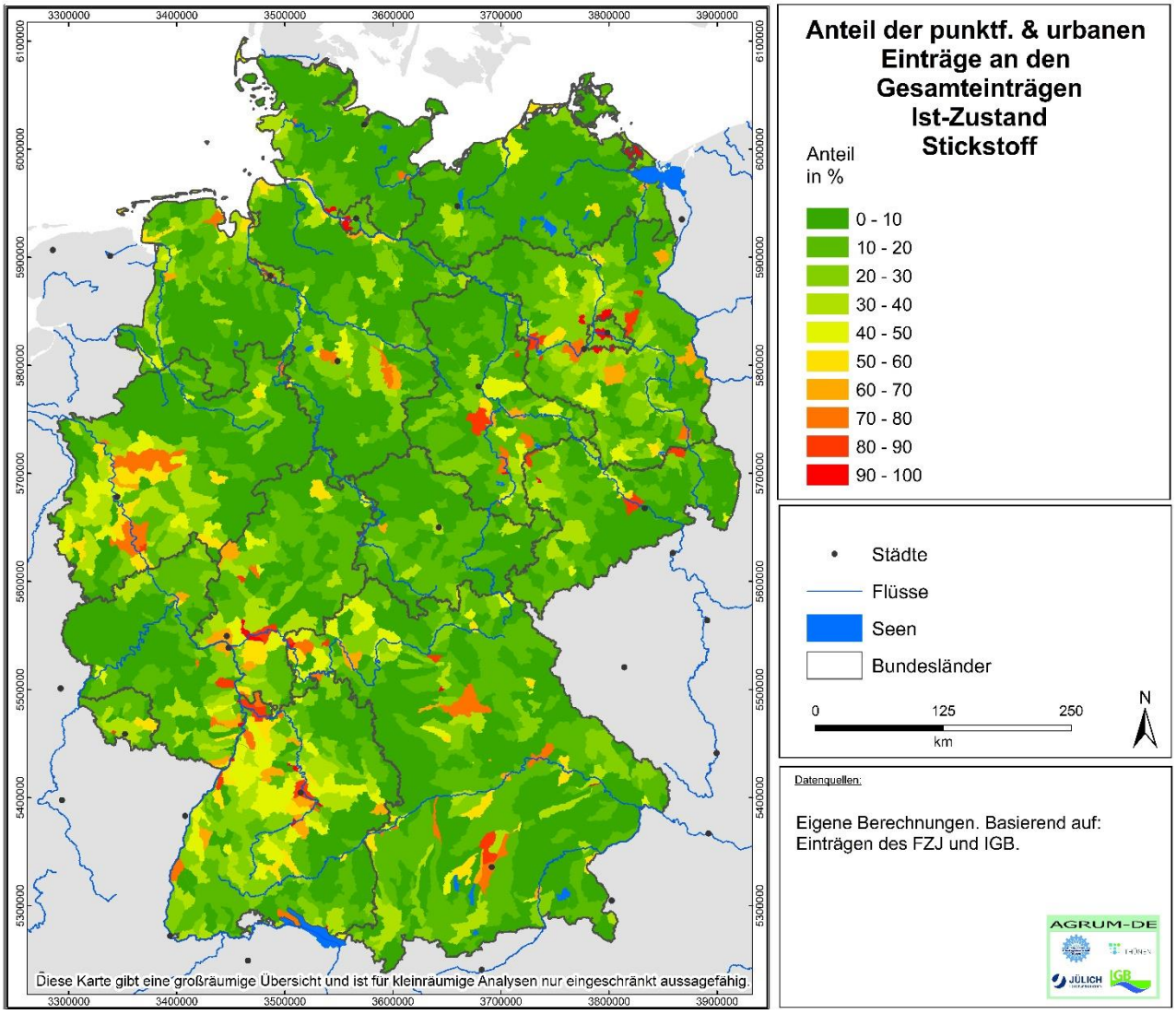
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 146: Gesamte über diffuse, urbane und punktförmige Eintragspfade in die Oberflächengewässer emittierte Phosphoreinträge



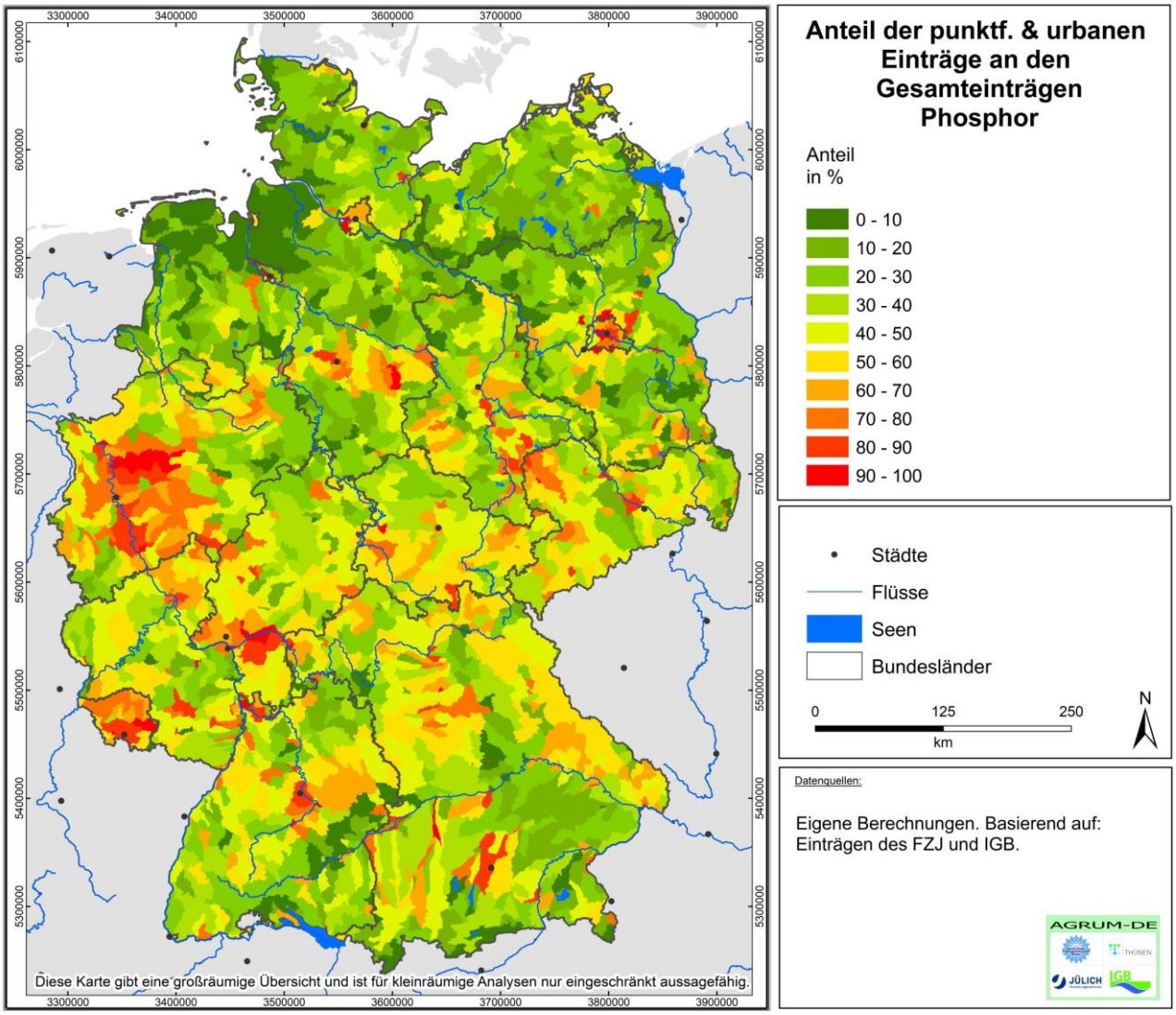
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 147: Anteil der urbanen und punktförmigen Stickstoffeinträge an den Gesamteinträgen in die Oberflächengewässer auf AU-Ebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 148: Anteil der urbanen und punktförmigen Phosphoreinträge an den Gesamteinträgen in die Oberflächengewässer auf AU-Ebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Die gesamten Stickstoffeinträge belaufen sich auf 477.000 t N/a bzw. 19.100 t P/a bzw. mittleren spezifischen Einträgen von 1.329 t/(km² × a) und 54 t/(km² × a) (bezogen auf die Gesamtfläche Deutschlands und nicht wie in den Kapiteln zuvor auf die urbanen Flächen). Somit tragen die urbanen und punktförmigen Einträge 20 % (N) bzw. 41 % (P) an den Gesamteinträgen bei. Diese Anteile können zwischen den Bundesländern und Flussgebietseinheiten deutlich variieren und sind in den dicht besiedelten Gebieten, so z. B. den Stadtstaaten, mit etwa 80 % am höchsten. In den landwirtschaftlich geprägten Flächenstaaten sinken die Anteile aus urbanen und Punktquellen für Stickstoff auf teilweise unter 10 %, wohingegen sie für Phosphor kaum unter 20 % fallen (vgl. Tabelle A9, Tabelle A10, Tabelle A11 und Tabelle A12 im Anhang). Die räumliche Verteilung der diffusen, urbanen und punktförmigen Einträge wurde in den vorherigen Kapiteln dieses Berichts beschrieben und begründet. Daher wird hier auf eine weitere Analyse der räumlichen Verteilung verzichtet.

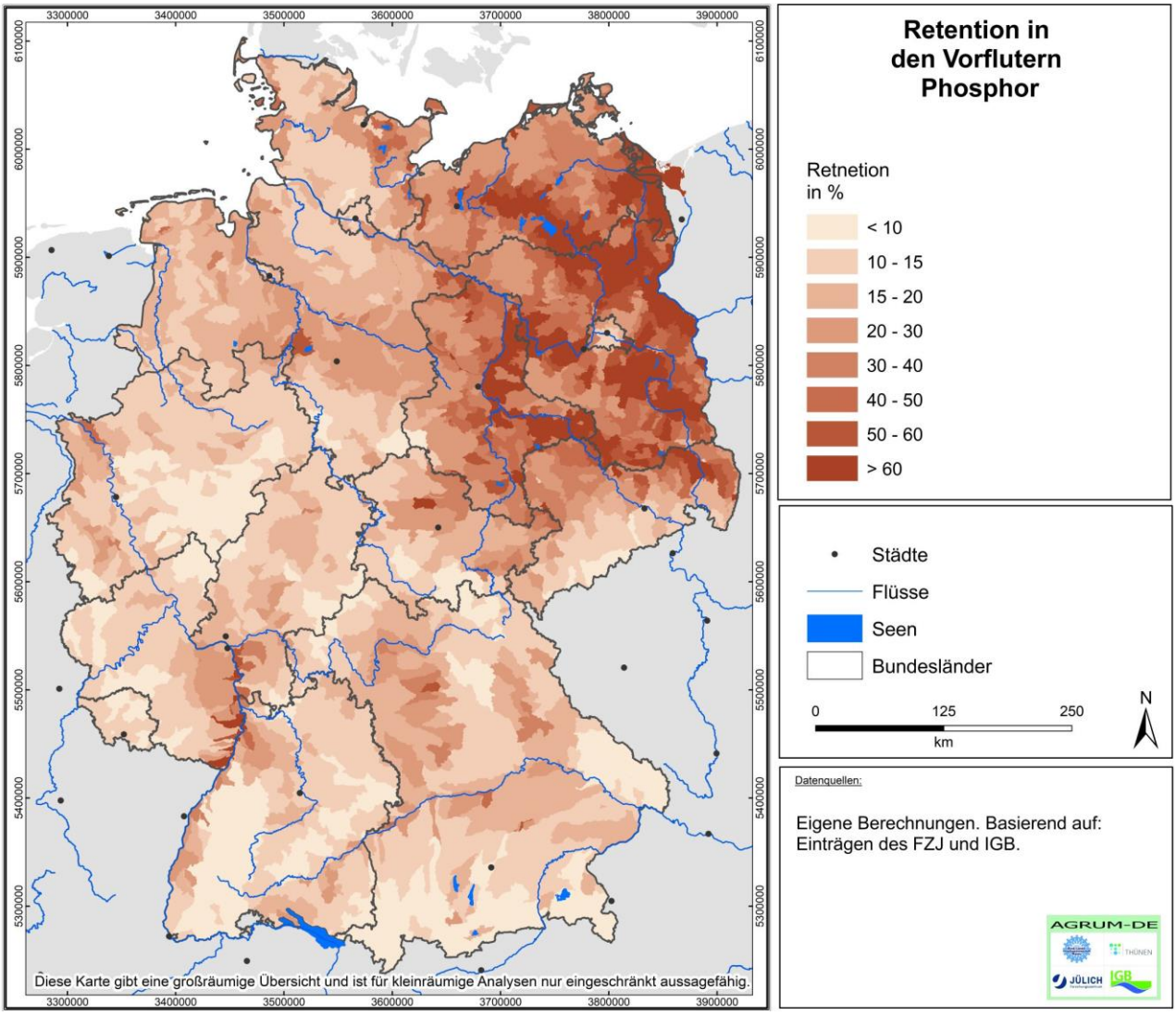
5.7.2 Retention und resultierende Frachten in Oberflächengewässern

Wie in Kapitel 4.7 beschrieben, wurde die Retention unter Berücksichtigung der hydraulischen Belastung, der Wassertemperatur sowie der Abflussspenden differenziert nach Haupt- und Nebenläufen auf AU-Ebene berechnet. In Regionen mit einem geringen Wasserdargebot, insbesondere z. B. der Nord-Osten Deutschlands, sowie in Anwesenheit von großen Wasserflächen, insbesondere Seen, ist in der Regel eine erhöhte Retention zu finden. Diese Verteilung ist in Karte 149 am Beispiel der TP-Retention in den Nebenläufen festzustellen. Da die TP-Retention in Hauptläufen als vernachlässigbar klein weggelassen wurde, ist sie dementsprechend in der Karte nicht enthalten. Die Retention beschreibt daher die aus den lokalen Abflussbedingungen und angebundenen Wasserflächen resultierende TP-Retention. Für die Stickstoffretention wird im Gegensatz zur Phosphorretention auch die Wassertemperatur berücksichtigt. Da diese als jährlicher Wert räumlich nicht sehr stark variiert (nicht dargestellt), beschreibt die N-Retention in den Nebenläufen eine ähnliche Verteilung wie die von Phosphor. Für Stickstoff, im Gegensatz zu Phosphor, wird auch eine Retention in den Hauptläufen angenommen. Aufgrund der höheren hydraulischen Belastung (höhere Abflüsse pro Gewässerfläche) ist die Retention in Hauptläufen deutlich geringer als in Nebenläufen und beträgt in Hauptläufen individueller AUs in Abwesenheit von größeren Seen meist nur wenige Prozent. Durch das sukzessive Durchfließen der Hauptläufe hintereinanderliegender AUs akkumuliert die Retention mit zunehmender Fließstrecke und kann teilweise einen bedeutsamen Beitrag zum gesamten Nährstoffhaushalt beitragen (vgl. Karte 150). Während die Retention in den Nebenläufen (hier P) durch die lokalen Bedingungen gesteuert wird, kann man für die akkumulative N-Retention eine Zunahme mit wachsender Entfernung zu den Küsten und in Abhängigkeit von der Wasserflächenverteilung feststellen. So ist die akkumulative N-Retention oberhalb des Bodensees und der bayerischen Voralpenseen, aber insbesondere auch im wasserflächenreichen Nordosten Deutschlands zu sehen.

Insgesamt werden in den in Deutschland gelegenen Oberflächengewässern im Mittel 28 % (N) und 21 % (P) der Einträge zurückgehalten, dies variiert aber deutlich zwischen AUs und Flussgebieten. Karte 149 und Karte 150 geben einen Überblick über die variierende P-Retention in den Nebenläufen sowie der akkumulativen N-Retention in Hauptläufen vom Auslass einer AU bis zum jeweiligen Auslass des Flussgebiets an der Küste bzw. an der Staatsgrenze.

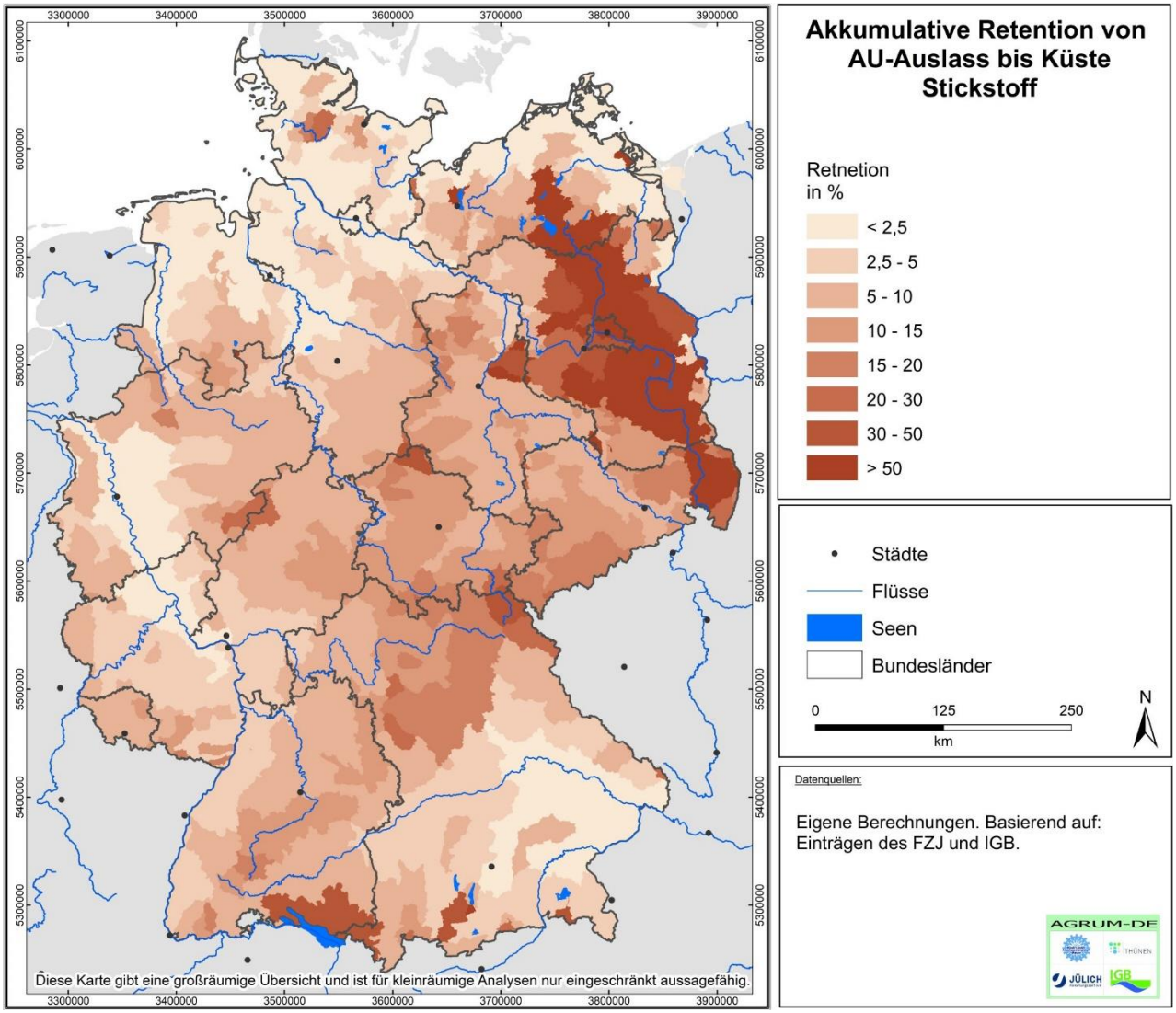
Basis für die mit MONERIS berechneten Stickstofffrachten in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) sind die diffusen Stickstoffeinträge sowie die Einträge aus urbanen Systemen und Punktquellen. Die dargestellten Zahlen beschreiben den Frachtanteil, der sich aus den Einträgen in den Flussgebieten bzw. den Teileinzugsgebieten ergibt.

Karte 149: Mittlere jährliche Phosphorretention in den Nebenläufen der AUs als prozentualer Anteil der Einträge



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 150: Mittlere jährliche akkumulative Stickstoffretention in den Hauptläufen vom Auslass einer AU bis zum Übergabepunkt zur Küste als prozentualer Anteil der Fracht in den Hauptläufen



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

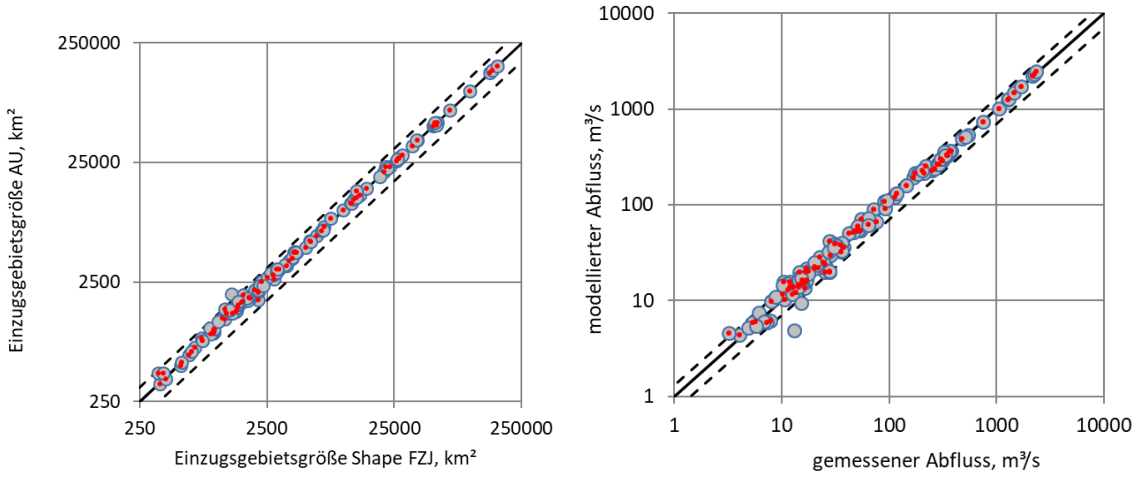
Die Werte für die Teileinzugsgebiete beinhalten somit jeweils die Retention in den stromabwärts gelegenen Hauptläufen bis zur Küste bzw. Staatsgrenze und bilden in Summe die Gesamtfracht aus der Flussgebietseinheit. Da die Werte in Tabelle A13, Tabelle A14, Tabelle A15 und Tabelle A16 im Anhang nur die Frachten aus den in Deutschland gelegenen Einzugsgebietsanteilen berücksichtigen, sind die Angaben in der Regel nicht mit beobachteten Frachten vergleichbar.

5.7.3 Modellvalidierung

Die Validierung der Gesamtmodellierung wurde auf Basis eines Vergleichs von beobachteten und modellierten Frachten durchgeführt (siehe Kapitel 4.8). Die modellierten Frachten wurden unter Berücksichtigung der gesamten diffusen, durch das FZJ bereitgestellten sowie urbanen und punktförmigen Einträge (siehe Kapitel 5.7.1) und der gewässerinternen Retention und des Transports durch das Gewässernetz berechnet (siehe Kapitel 4.7). Zur Berechnung der Frachten in den Hauptläufen wurden zusätzlich die Frachtanteile aus den ausländischen Oberliegern berücksichtigt (siehe Kapitel 3.4.3).

Um einen Fehler durch eine falsche oder ungeeignete Messstellen-Gebietszuweisung auszuschließen, wurde zunächst ein Abgleich der in den Metadaten der Messstellen berichteten und den für die Analysegebiete (AUs) abgeleiteten Einzugsgebietsgrößen vorgenommen (vgl. Abbildung 54, links). Zusätzlich wurden die durch das FZJ modellierten mit denen aus den ausländischen Oberliegern abgeschätzten Abflüssen kombiniert und mit den gemessenen Abflüssen abgeglichen (vgl. Abbildung 54, rechts).

Abbildung 54: Vergleich der Einzugsgebietsgröße nach Angabe der Messstellen-Stammdaten und auf Basis der AUs (links) sowie der gemessenen und modellierten Gesamtabflüsse (rechts)



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Da die Messstellen bestehenden Analysegebieten zugeordnet wurden, kann es in Einzelfällen zu Abweichungen in den Einzugsgebietsflächen kommen. Messstellen mit einer ungünstigen Lage und einer Einzugsgebietsabweichung von mehr als 15 % wurden bei der Auswertung ausgeschlossen. Eine mittlere Abweichung von 5,6 % und ein PBIAS von 0,8 % belegen, dass es keine systematische Abweichung gibt, die die folgenden Frachtvergleiche nachteilig beeinflussen sollten.

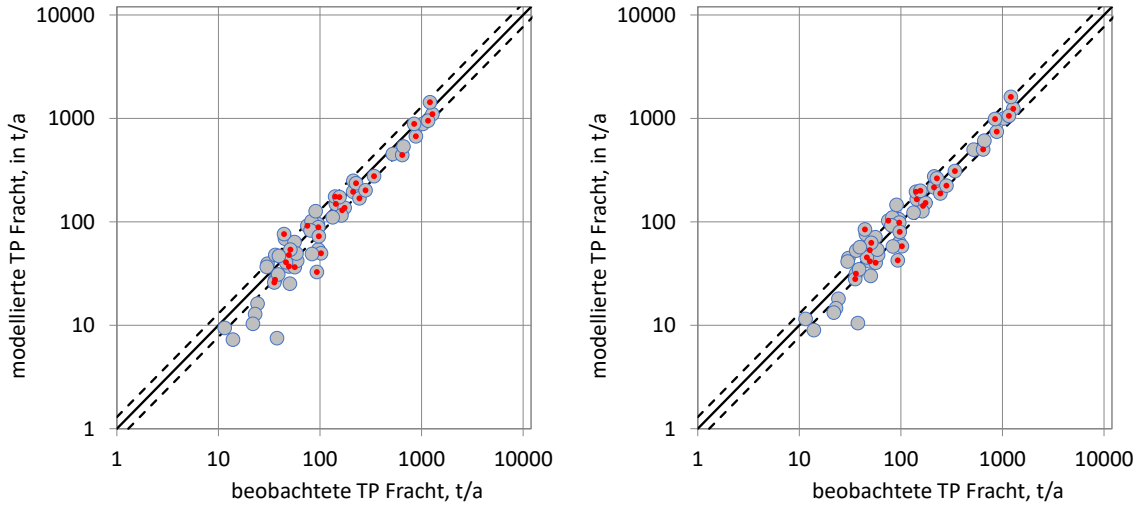
Ähnliches gilt für den Vergleich der gemessenen und modellierten Abflüsse. Insgesamt zeigt sich eine sehr gute statistische Übereinstimmung zwischen den gemessenen und modellierten Abflüssen. Für insgesamt zehn Pegel ergaben sich Abweichungen von > 30 %, davon haben jedoch sieben Pegel eine Gebietsabweichung von > 5 %. Da der PBIAS bei 0 liegt (vgl. Tabelle 27), kann eine systematische Über- oder Unterschätzung der Abflüsse ebenfalls ausgeschlossen werden. Wie bei allen räumlichen Modellierungen steigt mit abnehmender Einzugsgebietsgröße die Abweichung zwischen gemessenen und beobachteten Werten. Dies liegt daran, dass die verwendeten Eingangsdaten und Modelle lokale Gegebenheiten nicht immer exakt erfassen und wiedergeben können, allerdings zeigt sich auch bei den Messstellen mit den kleinsten berücksichtigten Einzugsgebieten keine systematische, insgesamt nur moderate Abweichung zwischen gemessenen und modellierten Abflüssen. Für weitere Details zur Validierung der modellierten Abflüsse in Deutschland sei auf Kapitel 5.3.6 verwiesen.

Obwohl, wie bereits in vorherigen AGRUM-Projekten, die Phosphorretention in Hauptläufen als vernachlässigbar klein angenommen und für die Berechnung auf Null gesetzt wurde, führte die Kombination der gesamten modellierten P-Einträge mit den bestehenden Modellparametrisierung der P-Retentionsansätze zu einer deutlichen Unterschätzung der beobachteten Frachten und Konzentrationen (vgl. Tabelle 26). Dies ist zum einen durch die erste vollständige Kopplung der Modellsysteme von FZJ (diffuse Einträge) und MONERIS (urbane und punktförmige Einträge) zu erklären. Die Kopplung der FZJ/IGB-Modelle, in Verbindung mit im Vergleich zu vorherigen deutschlandweiten Modellierungen deutlich veränderten Eingangsdaten, führte zu einer Unterschätzung der beobachteten P-Frachten und -Konzentrationen (vgl. Abbildung 55) und erforderte eine

Anpassung der Modellparametrisierung für die Berechnung der gewässerinternen TP-Retention. Für die Neukalibrierung wurden nur vollständig in Deutschland gelegene Einzugsgebiete verwendet. Damit reduzierte sich der verwendbare Datensatz, verhinderte aber eine mögliche Beeinflussung durch die andere Daten- und Modellgrundlage für die ausländischen Oberlieger (siehe Kapitel 3.4.3). Nach der Neukalibrierung (vgl. Abbildung 57) wurden die in Gl. 65 verwendeten Werte zur Berechnung der P-Retention von 25,74 und 5,1 durch 15,48 und 3,26 ersetzt.

Für Stickstoff war eine vergleichbare Anpassung nicht notwendig. Unter Verwendung der bestehenden Parametrisierungen nach Venohr et al. (2011) und Lemm et al. (2021) ergab sich ein PBIAS-Wert von -1,2 % (Fracht) und -6,5 % (Konzentrationen) (vgl. Tabelle 27 und Abbildung 56).

Abbildung 55: Vergleich von beobachteten und modellierten P-Frachten



Anm.: Vergleich von beobachteten und modellierten TP-Frachten nach dem bestehenden Ansatz nach Behrendt und Opitz (2000) (links) sowie neukalibriert (rechts) für den kombinierten Datensatz von FZJ und IGB und vollständig in Deutschland gelegene Einzugsgebiete.

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

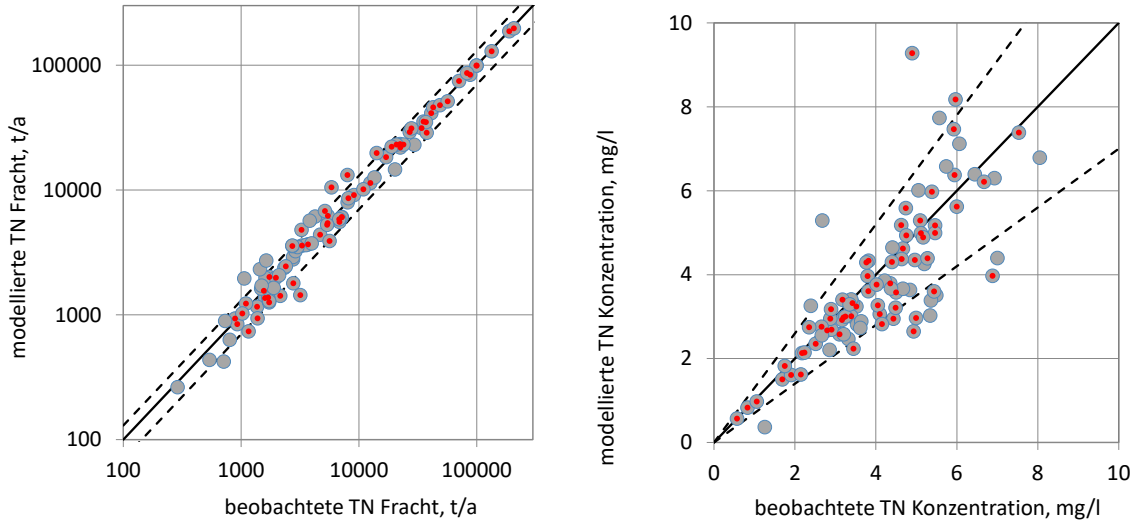
Tabelle 26: Statistische Güteparameter des Fracht- und Konzentrationsvergleichs

Statistische Gütemaße	P – alte Kalibrierung		P – Neukalibrierung	
	Fracht	Konzentration	Fracht	Konzentration
MMA (alle)	25,5	27,5	25,3	24,2
MMA (FD < 5%)	22,7	24,8	21,8	20,4
PBIAS (alle)	-10,8	-24,4	0,0	-14,2
PBIAS (FD < 5%)	-10,4	-20,9	0,4	-11,2
r^2 (alle)	0,96	0,24	0,96	0,25
r^2 (FD < 5%)	0,95	0,39	0,95	0,40
NSE (alle)	0,95	-0,54	0,95	-0,17
NSE (FD < 5%)	0,94	-0,40	0,94	0,03
Anzahl der Stationen	58		58	

Anm.: Statistische Güteparameter des Fracht- und Konzentrationsvergleichs zwischen beobachteten und modellierten Frachten und Konzentrationen mit der bestehenden Kalibrierung nach Behrendt und Opitz (2000) und nach der Neukalibrierung der TP-Retention. FD = Flächendifferenz zwischen berichtetem und für die AUs abgeleiteten Einzugsgebiete. Weitere Erläuterungen zu den statistischen Gütemaßen sind in Kapitel 4.8 gegeben.

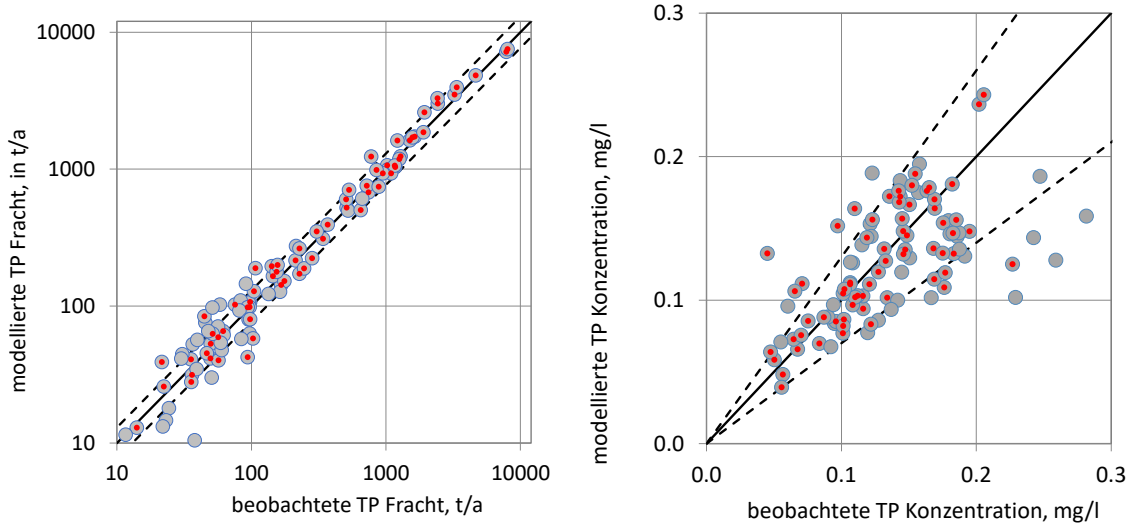
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Abbildung 56: Vergleich von beobachteten und modellierten N-Frachten (links) und N-Konzentrationen (rechts)



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Abbildung 57: **Vergleich von beobachteten und modellierten P-Frachten (links) und Konzentrationen (rechts) nach dem neu kalibrierten Ansatz für den hier verwendeten kombinierten Datensatz von FZJ und IGB**



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle 27: **Statistische Güteparameter für die Validierung der modellierten Frachten und Konzentrationen sowie – zur Plausibilisierung – der Einzugsgebietsflächen und Abflüsse**

Statistische Gütemaße	Einzugsge-bietsfläche	Abfluss	Stickstoff		Phosphor	
			Fracht	Konzentration	Fracht	Konzentration
MMA (alle)	5,6	12,9	17,9	17,5	23,3	23,1
MMA (FD < 5%)	1,6	9,4	14,6	14,3	19,3	20,5
PBIAS (alle)	0,8	0,0	-1,2	-6,5	5,0	-5,7
PBIAS (FD < 5%)	0,4	1,8	-0,9	-5,1	5,2	-1,4
r^2 (alle)	1,00	1,00	1,00	0,63	0,98	0,36
r^2 (FD < 5%)	1,00	1,00	1,00	0,67	0,98	0,53
NSE (alle)	1,00	1,00	1,00	0,48	0,98	0,25
NSE (FD < 5%)	1,00	1,00	1,00	0,53	0,98	0,47
Anzahl der Stationen		125		91		100

Anm.: Für weitere Details zur Abflusskalibrierung sei auf die Arbeiten des FZJ verwiesen. TP-Frachten wurden unter Verwendung der neukalibrierten Parameter berechnet. FD = Flächendifferenz zwischen berichtetem und für die AUs abgeleiteten Einzugsgebiete. Weitere Erläuterungen zu den statistischen Gütemaßen sind in Kapitel 4.8 gegeben.

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Insgesamt zeigt der Frachtvergleich eine gute statische Übereinstimmung zwischen den beobachteten und modellierten Frachten (vgl. Tabelle 27). Wie bereits im Kapitel 4.8 beschrieben, kann für beobachtete Frachten – bei einer Verwendung von zwölf Konzentrationsmessungen pro Jahr – ohne Weiteres ein Fehler von 20–25 % angenommen werden. Daher sind Abweichungen in dieser Größenordnung für einzelne Messstellen durchaus erwartbar und akzeptierbar. Im Mittel liegen die Abweichungen für N und P deutlich unter 25 % und es ergibt sich für beide Nährstoffe nur ein geringer PBIAS-Wert. Damit können systematische Über- oder Unterschätzungen ausgeschlossen werden. Es bedeutet aber auch, dass die Aussagegenauigkeit für einzelne Messstellen individuell geprüft werden sollte.

5.8 Minderungsbedarf Oberflächengewässer

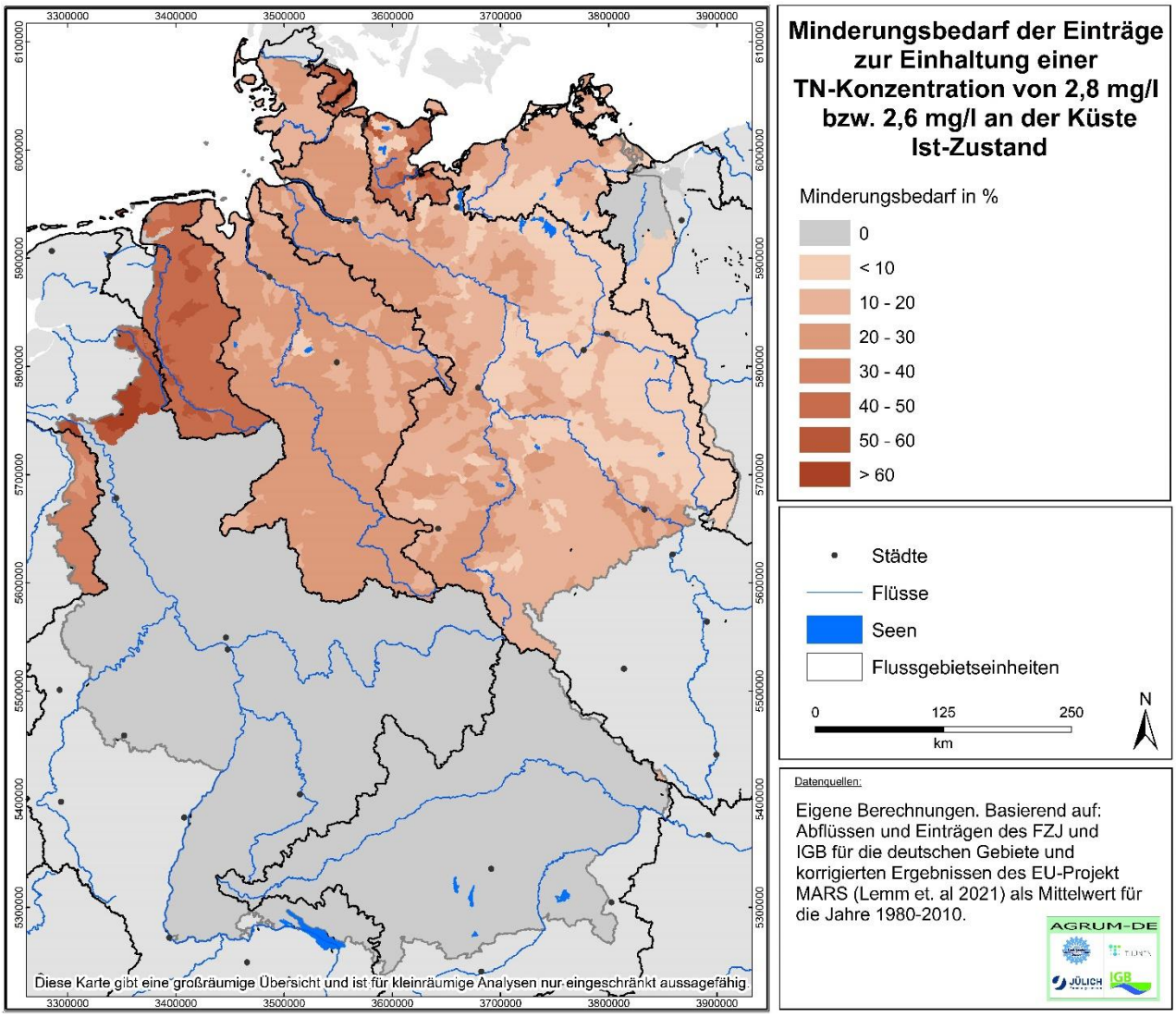
Der „Minderungsbedarf Oberflächengewässer“ wurde auf Basis des Stickstofffracht-Minderungsbedarfs am jeweiligen Übergabepunkt zu den Küstengewässern abgeleitet. Für den ausländischen Oberlauf der Elbe wurde angenommen, dass die Konzentration am Pegel Schmilka einer Erreichung der Ziele der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie entspricht, d. h., dass ein Wert von 3,1 mg N/l nicht überschritten wird. Eine vergleichbare Reduktion für den ausländischen Oberlauf des Rhein war nicht notwendig, da am Übergabepunkt Bimmen/Lobith bereits für den Ist-Zustand die Küstenschutzziele erreicht werden (vgl. Karte 151). Für die Maas und das Ijsselmeer-Einzugsgebiet wurde der Minderungsbedarf separat für den deutschen Teil der Einzugsgebiete abgeleitet, ohne weiter zu betrachten, ob die Küstenschutzziele für diese Flussgebiete insgesamt erreicht werden.

Für das Basisjahr beläuft sich der Minderungsbedarf auf insgesamt 53.000 t N/a bzw. 11 % der aktuellen Einträge. Da für die Donau aus den in Kapitel 4.9 beschriebenen Gründen kein Minderungsbedarf ermittelt wurde und die Ziele der MSRL für den Rhein bereits erreicht werden, verteilt sich der Minderungsbedarf auf die verbleibenden Flussgebiete inkl. der deutschen Teileinzugsbiete der Maas. Demnach liegt der prozentuale Minderungsbedarf in diesen Flussgebieten, insbesondere der Ems, teilweise deutlich höher (vgl. Tabelle 29). Aufgrund der in Karte 150 dargestellten Verteilung der akkumulativen Retention kann der Minderungsbedarf innerhalb einzelner Flussgebiete sehr unterschiedlich ausfallen (siehe z. B. Havel im Elbeeinzugsgebiet, vgl. Tabelle 29).

Der P-Minderungsbedarf wurde auf Basis der Zielkonzentrationen nach Anlage 7 der Oberflächengewässer-Verordnung abgeleitet. Hierzu wurden zunächst die Zielkonzentrationen der Fließgewässertypen fließlängengewichtet als Mittelwert auf die AUs übertragen (vgl. Karte 152). Anschließend wurden die resultierenden Konzentrationen in den Nebenläufen einer AU (siehe Kapitel 4.9) auf Basis der lokalen Einträge und Abflüsse und der P-Retention in den Nebenläufen ermittelt. Dementsprechend sind die P-Konzentrationen abhängig von der Höhe der Einträge, der Wasserverfügbarkeit in der AU (Verdünnung) und der Wasserfläche (mit der Wasserfläche steigt bei gleichen Abflussbedingungen grundsätzlich die Retention). Die Höhe des ermittelten Minderungsbedarfs folgt in seiner räumlichen Verteilung somit zum einen den Regionen mit hohen P-Einträgen (z. B. entlang der Nordseeküste, im Großraum des Ruhrgebiets, Unteres Weserbergland, in Teilen des Neckar-Einzugsgebiets, dem Unterbayerischen Hügelland sowie dem Erzgebirge). Zum anderen ergibt sich ein erhöhter Minderungsbedarf in Regionen mit einer geringen Retention oder Wasserverfügbarkeit (z. B. dem Thüringer Becken, den Lößbörden, dem Sächsischen Tiefland und dem Band von den Mainfränkischen Platten bis zur Schwäbischen Alb). Die Verteilung des P-Minderungsbedarfs ist in Karte 153 dargestellt und auf Koordinierungsraum- bzw. Bundeslandebene in Tabelle 28 und Tabelle 29 zusammengefasst.

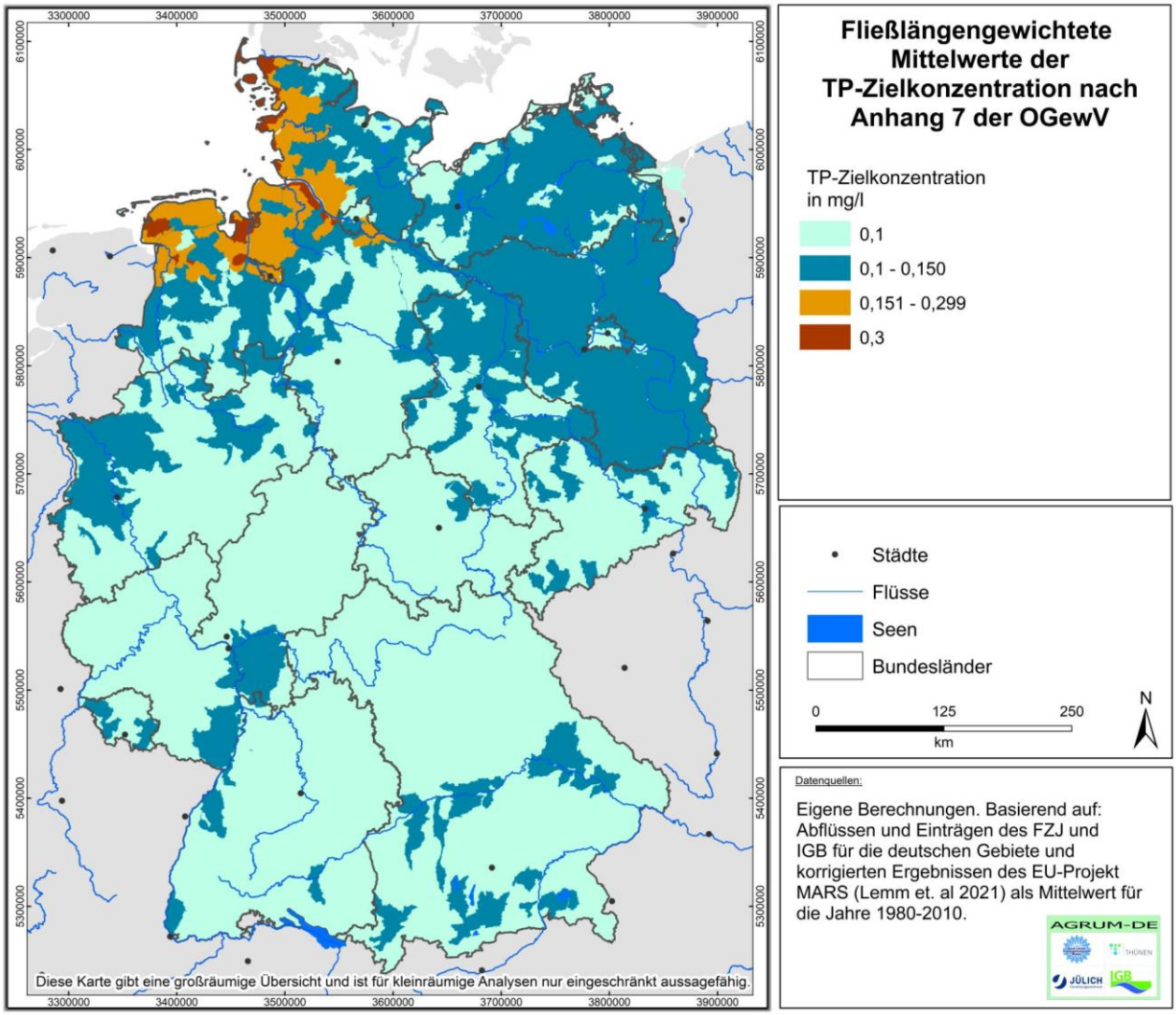
Die Minderungsbedarfe für Stickstoff und Phosphor sind für die Flussgebietseinheiten unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Bundesländer sowie nach Bundesländern im Anhang in Tabelle A17 bis Tabelle A30 im Anhang dargestellt.

Karte 151: Modellierter Minderungsbedarf für Stickstoffeinträge für das Basisjahr (Ist-Zustand) in Prozent der Gesamteinträge auf AU-Ebene



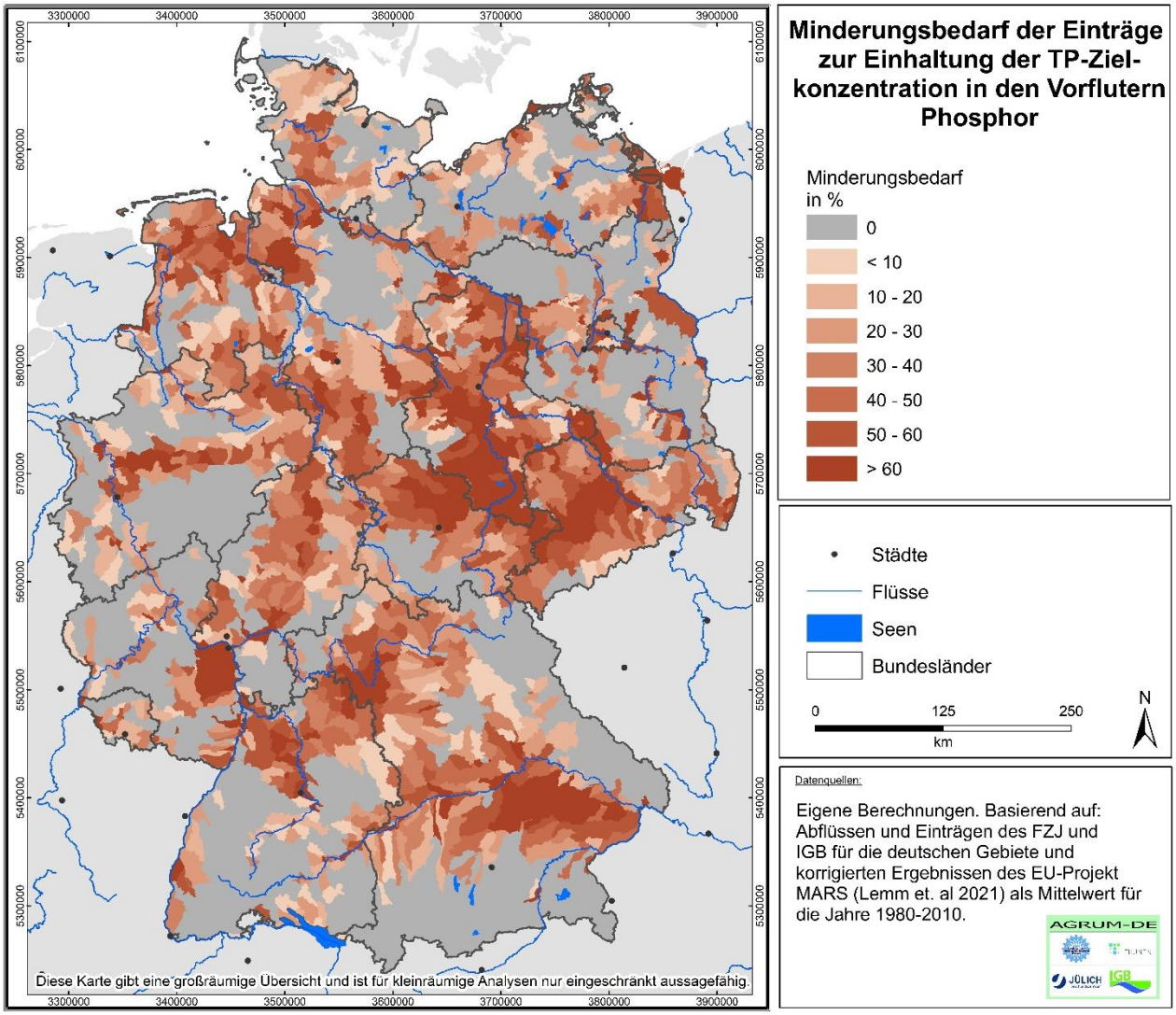
Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 152: **Auf AU-Ebene abgeleitete fließlängengewichtete TP-Zielkonzentrationen auf Basis der gewässertypenspezifischen Angaben in Anhang 7 der OGewV**



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Karte 153: **Modellierter Minderungsbedarf für Phosphoreinträge für das Basisjahr (Ist-Zustand) in Prozent der Gesamteinträge auf AU-Ebene**



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle 28: **Minderungsbedarf der Stickstoff- und Phosphoreinträge zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr aggregiert auf Bundeslandebene**

	Minderungsbedarf der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer			
	Stickstoff		Phosphor	
Bundesland	in t/a	in %	in t/a	in %
BB	370	6	120	22
BE	170	10	50	71
BW	- -	- -	470	20
BY	480	0	1.100	26
HB	260	24	20	38

	Minderungsbedarf der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer			
	Stickstoff		Phosphor	
Bundesland	in t/a	in %	in t/a	in %
HE	3.200	10	390	29
HH	510	18	110	75
MV	1.900	14	90	17
NI	14.000	28	1.200	37
NW	16.000	18	420	18
RP	- -	- -	260	26
SH	5.900	26	230	21
SL	- -	- -	30	13
SN	4.200	16	480	45
ST	1.700	15	290	55
TH	4.300	18	260	33
Deutschland	53.000	11	5.500	28

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle 29: Minderungsbedarf der Stickstoff- und Phosphoreinträge zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten

	Minderungsbedarf der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer			
	Stickstoff		Phosphor	
Flussgebietseinheit	in t/a	in %	in t/a	in %
1000 – Donau*	**- -**	**- -**	**800**	**23**
2000 – Rhein*	**5.500**	**3**	**1.500**	**22**
2100 – Alpenrhein/Bodensee	0	0	20	12
2200 – Hochrhein	0	0	8	5
2300 – Oberrhein	0	0	300	34
2380 – Neckar	0	0	210	21
2400 – Main	0	0	490	30
2600 – Mosel/Saar	0	0	70	12
2700 – Mittelrhein	0	0	130	18
2800 – Niederrhein	90	0	260	17
2900 – Deltarhein	5.400	59	20	14

Flussgebietseinheit	Minderungsbedarf der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer			
	Stickstoff		Phosphor	
	in t/a	in %	in t/a	in %
3000 – Ems*	**12.000**	**45**	**290**	**29**
3100 – Obere Ems	6.600	46	40	17
3500 – Ems/Nordradde	580	45	30	34
3600 – Hase	3.100	45	30	20
3800 – Leda-Jümme	1.200	44	90	46
3900 – Untere Ems	540	40	110	34
3990 – Ems-Ästuar	1	51	0	0
4000 – Weser*	**14.000**	**22**	**1.100**	**36**
4100 – Werra	1.600	23	60	22
4200 – Fulda/Diemel	3.200	22	150	30
4500 – Weser	4.000	23	220	38
4800 – Aller	1.100	20	70	22
4880 – Leine	2.400	23	150	36
4900 – Tideweser	2.200	23	420	46
5000 – Elbe*	**13.000**	**16**	**1.600**	**41**
5210 – Obere Moldau	10	16	0	0
5240 – Berounka	6	19	0	0
5300 – Eger und Untere Elbe	200	15	0	0
5400 – Mulde-Elbe-Schw. Elster	3.400	16	380	43
5600 – Saale	5.000	17	510	48
5700 – Mittlere Elbe/Elde	1.100	16	100	29
5800 – Havel	470	6	170	32
5900 – Tideelbe	2.900	19	410	39
6000 – Oder*	**80**	**2**	**60**	**34**
6300 – Mittlere Oder (IKSO)	8	3	3	20
6400 – Lausitzer Neiße (IKSO)	60	6	20	46
6700 – Stettiner Haff	0	0	20	32
6900 – Untere Oder	20	3	10	18

Flussgebietseinheit	Minderungsbedarf der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer			
	Stickstoff		Phosphor	
	in t/a	in %	in t/a	in %
7000 – Maas	**1.900**	**28**	**9**	**5**
9500 – Eider	**900**	**18**	**160**	**35**
9610 – Schlei/Trave	**3.900**	**35**	**20**	**8**
9650 – Warnow/Peene	**1.200**	**12**	**40**	**12**
Deutschland	**53.000**	**11**	**5.500**	**28**

*= Gesamte in Deutschland gelegene Flussgebietseinheiten

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

6 Quantifizierung von N-Bilanzen im Zieljahr 2027 und Auswirkungen auf den N-Minderungsbedarf

Eine zentrale Frage im Projekt AGRUM-DE ist, ob im dritten und letzten Bewirtschaftungszeitraum der WRRL (2019–2027) das Ziel des guten chemischen Zustands von Grund- und Oberflächengewässern hinsichtlich Nitrats erreicht werden wird bzw. wie hoch der verbleibende Handlungsbedarf ausfällt. Zur Beantwortung dieser Frage ist es erforderlich, regionale Stickstoffüberschüsse für das Jahr 2027 zu quantifizieren. Neben den allgemeinen Entwicklungen der Agrarstruktur in Deutschland wird dafür auch die Wirkung der 2020 novellierten Düngeverordnung (DüV) berücksichtigt. Außerdem werden komplementär Analysen von Testbetrieben vorgenommen, damit neben regionalen Wirkungen auch betriebliche Wirkmechanismen verstanden werden können. Diese beiden Ansätze ermöglichen es, die Wirkung der DüV auf regionale und betriebliche Stickstoffüberschüsse holistisch abzubilden.

6.1 Allgemeines zur Düngeverordnung

Die Nitratrichtlinie verpflichtet die Mitgliedstaaten der EU zur Anwendung von Aktionsprogrammen gegen die Verunreinigung von Gewässern mit Nitrat aus der Landwirtschaft. Diese Aktionsprogramme können in besonders gefährdeten Gebieten (*Nitrate Vulnerable Zones*) oder flächendeckend, d. h. auf der gesamten Fläche des jeweiligen Mitgliedstaates, angewendet werden. Das Aktionsprogramm wird in Deutschland durch die Düngeverordnung umgesetzt, die im gesamten Bundesgebiet gilt.

Für landwirtschaftliche Betriebe bedeutet sie die notwendige Rechtssicherheit für die Düngemaßnahmen, ihr wichtigster Zweck ist aber der Schutz von Umwelt und Gewässern durch die Verpflichtung zur ordnungsgemäßen Düngung (Gömann et al., 2021). Die DüV gilt für die Anwendung von Düngemitteln mit wesentlichen Nährstoffgehalten auf landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzten Flächen. Unter anderem regelt sie die Ermittlung des Nährstoffbedarfs der Kulturpflanzen, enthält Anwendungsbestimmungen und Obergrenzen für die Ausbringung von Düngemitteln, insbesondere von Wirtschaftsdüngern, und definiert technische Mindeststandards sowie Dokumentations- und Meldepflichten. Damit dient die DüV nicht nur der Erfüllung der Vorgaben aus der Nitratrichtlinie, sondern trägt gleichzeitig zur Erreichung der Ziele nach WRRL, der Meeresstrategierahmenrichtlinie, der Luftreinhalteverordnung und der Klimaschutzziele bei.

Nach dem Urteil des Europäischen Gerichtshofs im Vertragsverletzungsverfahren aufgrund mangelnder Umsetzung der Nitratrichtlinie (EuGH, 2018) wurde die Bundesregierung aufgefordert, die bereits 2017 novellierte DüV nochmals zu überprüfen und den Maßnahmenkatalog zu überarbeiten. Dies führte zur Überarbeitung der DüV im Jahr 2020. Diese überarbeitete DüV sieht insbesondere in den mit Nitrat belasteten Gebieten zusätzliche Maßnahmen vor.

6.2 Vorgehensweise

Zur Quantifizierung der N-Überschüsse im Jahr 2027 wird ein zweistufiges Verfahren gewählt. Im ersten Schritt wird die regionale Agrarstruktur in das Zieljahr projiziert. Dazu wird auf die Projektion der Thünen-Baseline 2030 (Haß et al., 2020)des Thünen-Modellverbunds zurückgegriffen (Aktivitätsdaten, Milchleistung und Erträge). Im zweiten Schritt wird das veränderte Düngeverhalten der landwirtschaftlichen Betriebe unter Berücksichtigung der Vorgaben der DüV 2020 simuliert. Zwischen dem Basisjahr (2014–2016) und dem Zieljahr (2027) wurde die DüV zweimal überarbeitet. Auf eine separate Analyse der DüV 2017 wird verzichtet, da diese nach der Einführung der DüV 2020 als nicht mehr maßgeblich für das Zieljahr angesehen wird.

Thünen-Baseline

Die Thünen-Baseline beschreibt die erwartete Entwicklung der Agrarstruktur, Agrarmärkte, Einkommen und Umweltwirkungen unter bestimmten Annahmen zur Entwicklung äußerer Faktoren (Haß et al., 2020). Für die regionale Agrarproduktion sind hier besonders die erwarteten relativen Preise und der technische Fortschritt von Bedeutung, da diese zu großen Teilen das Angebot bestimmen. Folgend werden kurz die wichtigsten, in der Baseline-Projektion für 2030 ermittelten Veränderungen im Vergleich zum Basisjahrzeitraum 2017–2019 benannt (vgl. Haß et al., 2020):

- Die Silomaisflächen nehmen um 18 % ab, Getreide- (+5 %) und Ölsaatenanbau (+20 %) weiten sich aus.
- Rinder- (-13 %) und Schweinebestände (-8 %) sind insgesamt rückläufig, dagegen nimmt die Geflügelproduktion zu (+8 %).
- Der technische Fortschritt führt zu höherer Effizienz und damit höheren Leistungen (Erträge, Milchproduktion). Der Ausnutzungsgrad von Stickstoff steigt um 0,5 Prozentpunkte pro Jahr.
- Es wird angenommen, dass (nicht flexibilisierte) Biogasanlagen mit einem Förderbeginn vor 2006 nach 20-jähriger Förderung vom Netz gehen und die Effizienz der Blockheizkraftwerke kontinuierlich zunimmt. Die Vergärung von Silomais und Getreide wird auf 44 % begrenzt. Die gesamte installierte Leistung reduziert sich bis 2030 um etwa die Hälfte.

Das Basis- und Zieljahr der Baseline (2017–2019 bzw. 2030) und dieses Projektes (2014–2016 bzw. 2027) weichen voneinander ab. Aus diesem Grund werden die Daten aus der Baseline-Projektion soweit möglich auf das Jahr 2027 skaliert. Wo dies nicht möglich ist, werden die Daten unverändert übernommen.

Abgebildete Einzelmaßnahmen

Die projizierte Agrarstruktur ist Ausgangspunkt für die Wirkungsabschätzung zur DüV. Die DüV wird in ihrer Wirkung als Maßnahmenpaket betrachtet, das aus mehreren Einzelmaßnahmen besteht. Aufgrund der Modellarchitektur können nicht alle Maßnahmen der DüV generisch abgebildet werden. Beispielsweise ist eine zeitliche Differenzierung innerhalb eines Jahres in RAUMIS nicht möglich, Sperrzeiten werden daher nicht abgebildet. Ebenso werden in den Regionshöfen keine Gewässerrandstreifen berücksichtigt. Folgende Maßnahmen werden in das Bilanzmodell für AGRUM-DE implementiert:

- Düngebedarfsermittlung (DBE) entsprechend § 4 DÜV. Im Einzelnen:
  - kultur- und ertragsspezifische Stickstoffbedarfskontingente (Sollwerte)
  - Abschläge für den verfügbaren Stickstoff im Boden (N_{min}-Werte, vgl. Abbildung 58)
  - Abschläge für die N-Nachlieferung aus dem Boden (vgl. Tabelle 30)
  - Anrechnung von 10 % des Stickstoffs der organischen Düngung aus dem Vorjahr
  - Anrechnung der Vorfrüchte nach den Vorgaben der DBE
  - maximal 10 % Überschreitung des ermittelten Düngebedarfs aufgrund nachträglich eintretender Umstände
- Mindestanrechnung von organischen Düngern
- Erweiterung der 170 kg N-Grenze
- in mit Nitrat belasteten Gebieten:
  - Reduzierung des Düngebedarfs um 20 %, ausgenommen Gemeinden mit einer N-Zufuhr von weniger als 160 kg N/ha LF insgesamt und maximal 80 kg N/ha LF mineralischer Düngung
  - die 20 %-Reduzierung greift nicht für Grünlandflächen, wenn der Grünland-Anteil weniger als 20 % an der LF in einer Gemeinde beträgt

Annahmen

Modelle sind ein vereinfachtes Abbild realweltlicher Zusammenhänge und reduzieren deren Komplexität, um Kausalinterpretationen und Vorhersagen zu ermöglichen. Um das komplexe, detaillierte Regelwerk der DüV sinnvoll und interpretierbar in ihrer potenziellen Wirkung verstehen zu können, müssen also flankierend Annahmen getroffen werden, um eine ausreichende Komplexitätsreduzierung zu erreichen. Eine zentrale Annahme ist, dass eine flächendeckende Umsetzung der DüV erfolgt und dass die Rahmenbedingungen des Regelwerks von den Betrieben eingehalten werden. Praktisch ist zwar zu erwarten, dass nicht alle Betriebe die DüV vollständig umsetzen. Der Anteil der Betriebe, der außerhalb des vorgegeben Rechtsrahmens wirtschaften wird, ist aber nicht ex ante quantifizierbar. Die getroffenen Annahmen sind folgend aufgeführt.

- **Vollständige Umsetzung der DüV:**

  Es wird von einer vollständigen Umsetzung der DüV ausgegangen. Die Rahmenbedingungen der DüV werden in allen Gemeinden eingehalten.

- **Anpassungsverhalten:**

  Bedingt durch die explizite Programmierung der Stickstoffbilanzen auf Gemeindeebene können strukturelle Anpassungsreaktionen an die DüV nur eingeschränkt abgebildet werden. Etwaige strukturelle Anpassungen als Folge der DüV, z. B. der Abbau von Viehbeständen oder die vermehrte Vergärung von Wirtschaftsdüngern, werden nicht ermittelt. Als mögliche Anpassungsreaktionen der Regionshöfe im Modell verbleiben:

  - Reduzierung des Mineraldüngereinsatzes
  - Abgabe von Wirtschaftsdünger an die umliegenden Gemeinden

- **Ertragsrückgänge in mit Nitrat belasteten Gebieten:**

  In mit Nitrat belasteten Gebieten wird davon ausgegangen, dass die Reduzierung des Düngebedarfs negative Ertragswirkungen nach sich zieht. Zur Quantifizierung der Ertragswirkungen wurde auf Untersuchungen von VDLUFA (2018) und Bundesrat (2020) zurückgegriffen. Daraus wurden folgende Ertragsrückgänge abgeleitet:

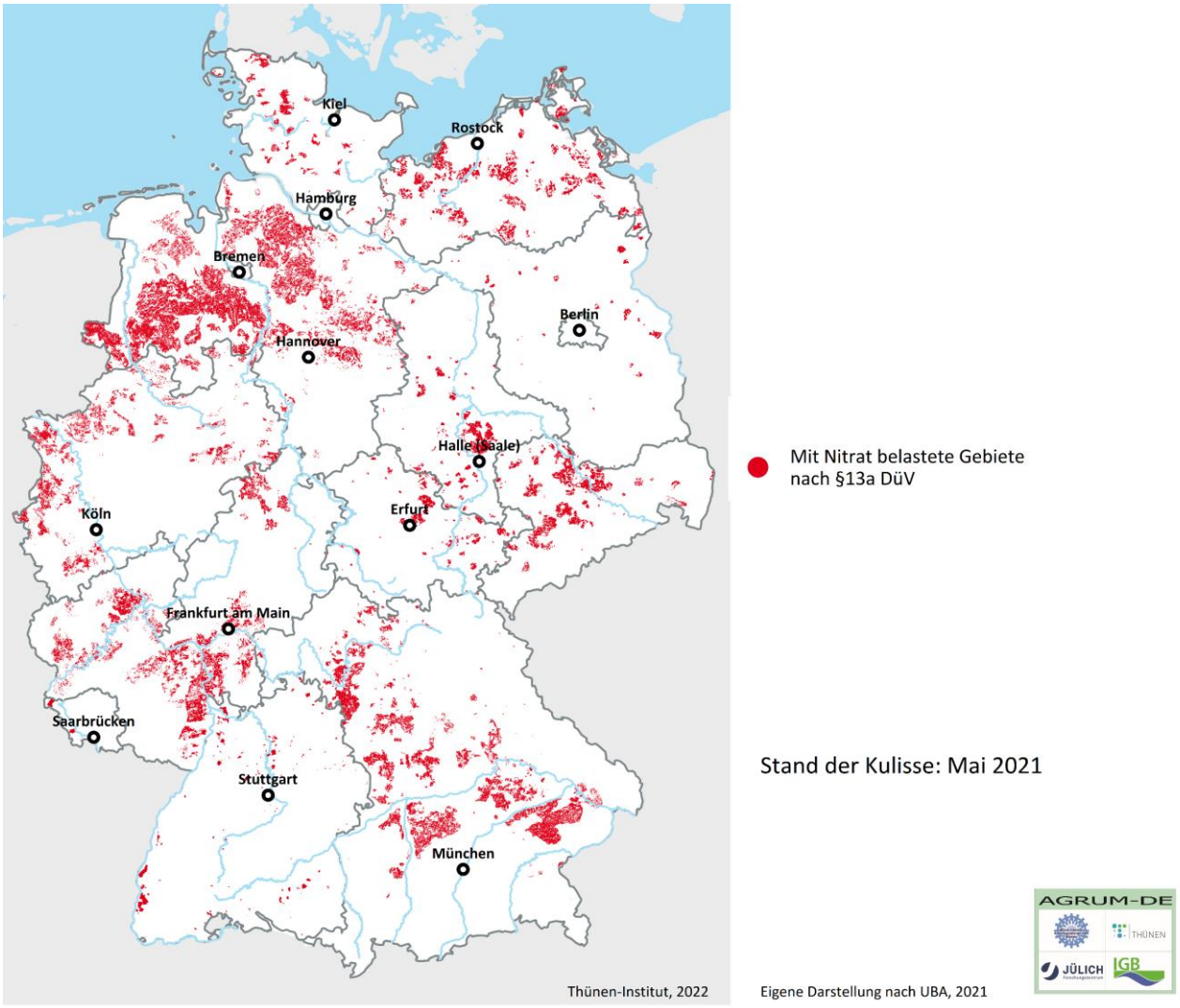
  - Gemüsekulturen: 10 %
  - Getreide, Raps und Nachwachsende Rohstoffe (außer Silomais): 5 %
  - Kartoffeln, Zuckerrüben, Silomais, Wintergerste, Triticale: 3 %

Kulissen der mit Nitrat belasteten Gebiete nach § 13a DüV

Dem Projekt wurden durch das Umweltbundesamt die ausgewiesenen Kulissen der nach § 13a DüV als mit Nitrat belasteten Gebiete in den jeweiligen Bundesländern zur Verfügung gestellt (Stand: Mai 2021). In allen Bundesländern war zu diesem Zeitpunkt schon eine Ausweisung der Gebiete nach AVV GeA erfolgt. Insgesamt wurden in Deutschland rund 2 Mio. ha LF als belastet ausgewiesen (vgl. Karte 154).

Zur Implementierung der belasteten Gebiete im Modell wurden die Zellen des LF-Rasters (siehe Kapitel 4.1.5) anhand der Kulisse aufsummiert und die Kulisse anschließend mit den Gemeinden verschnitten und die betroffene Fläche auf Gemeindeebene aggregiert. Die zusätzlichen Maßnahmen und korrespondierenden Annahmen für die belasteten Gebiete gelten für die so als belastet identifizierten Flächenanteile jeder Gemeinde.

Karte 154: Mit Nitrat belastete Gebiete nach § 13a DüV (Stand: Mai 2021)



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Daten freundlicherweise bereitgestellt durch das Umweltbundesamt

Quantifizierung der aus dem Boden nachgelieferten N-Menge

In der DBE sind Abschläge zu berücksichtigen, die der Stickstoffnachlieferung aus dem Boden Rechnung tragen. Dazu zählen die N-Mineralisierung auf humosen Standorten und die im Boden verfügbare N-Menge (N_{min}). Für die Mineralisierung auf humosen Standorten sieht die DüV pauschale Abschläge in Abhängigkeit vom Humusgehalt des Standortes vor (Anlage 4 DüV, Tabellen 6 und 11). Die Humusgehalte bzw. Gehalte an organischer Substanz im Boden von Acker- und Grünlandstandorten wurden auf Grundlage der BÜK200 (BGR, 2018) als jeweilige Flächenanteile jeder Anteilsklasse je Gemeinde im Modell berücksichtigt. Anteilig wurden entsprechend der Klassifizierung Abschläge bei der DBE vorgenommen (vgl. Tabelle 30).

Tabelle 30: Abschläge für die Stickstoffnachlieferung aus dem Bodenvorrat nach DüV

Anteil organischer Substanz bzw. Humusgehalt (%)	Grünland (kg N/ha LF)	Ackerland in (kg N/ha LF)	Modellfläche (ha)
> 4 [1]		20	837.000
< 8 [2]	10		3.610.000
8–15 [2]	30		341.000
15–30 [2]	50		114.000
> 30 (Hochmoor) [2]	50		113.000
> 30 (Niedermoor) [2]	80		514.000

Anm.: [1] nur für Ackerland, bezogen auf den Humusgehalt. [2] nur für Grünland, bezogen auf die organische Substanz im Boden.

Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Klassifizierung nach DüV 2020, Anlage 4, Tabellen 4 und 11

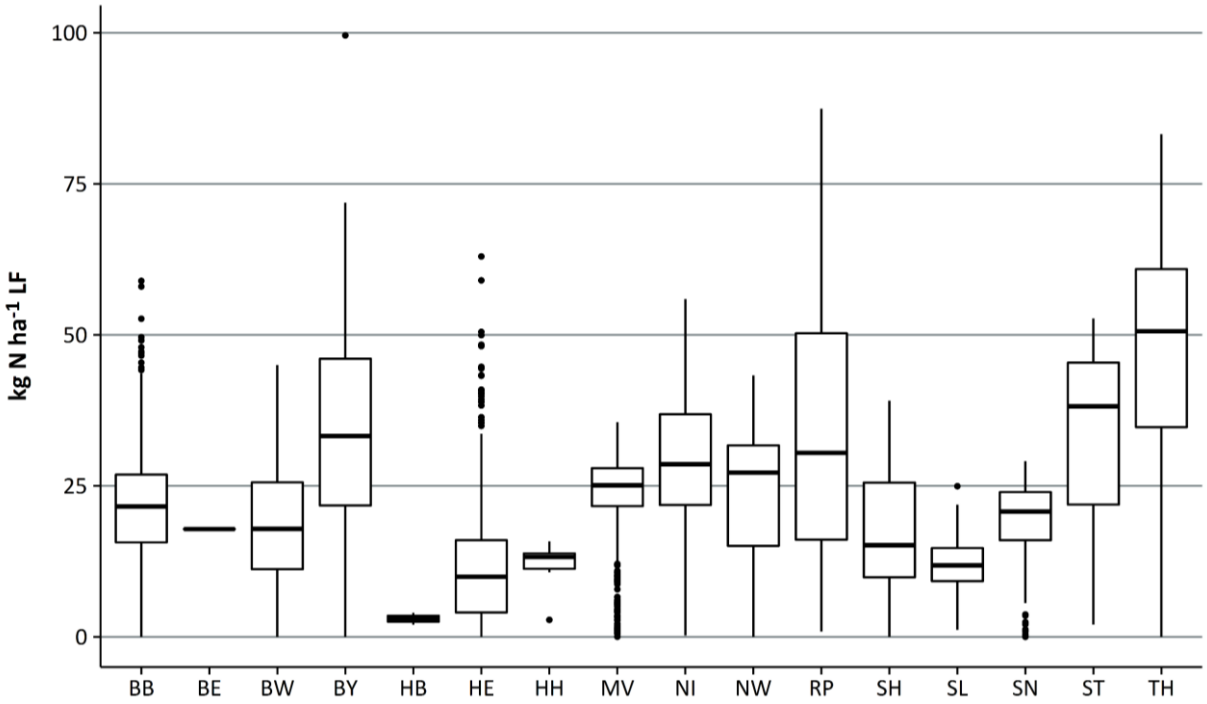
Nach Tabelle 30 sind auf 837.000 ha Ackerland (ca. 7 % des Ackerlands) Abschläge in Höhe von 20 kg N/ha LF vorzunehmen. Auf 3,6 Mio. ha oder drei Viertel der Grünlandflächen müssen 10 kg N/ha LF abgeschlagen werden, auf den verbleibenden rund 1,1 Mio. mehr als 30 kg N/ha LF.

Im Boden verfügbare N-Menge (N_{min})

Informationen zu N_{min}-Werten (Frühjahrs-N_{min}) wurden für das Basisjahr von den Bundesländern bereitgestellt. Diese Daten unterscheiden sich zwischen den Bundesländern in ihrer zeitlichen und räumlichen Auflösung sowie in ihrer Klassifizierung (Bodenarten, Kulturarten, Bewirtschaftungsform etc.) und in der Probeentnahmetiefe (0–60 cm und 0–90 cm). Eine Übersicht zu den Eingangsdaten der N_{min}-Werte findet sich Tabelle A4 im Anhang. Die Daten wurden harmonisiert, gegebenenfalls mit Hilfe der BÜK200 und der VDLUFA-Bodengruppen (VDLUFA, 2012) räumlich verortet und in das Modell implementiert. Regionen, für die keine Information ermittelt werden konnte, wurden mit Mittelwerten belegt. Die Verteilung der N_{min}-Werte im Modell (ein N_{min}-Wert je Gemeinde) ist in Abbildung 58 dargestellt.

Die Streubreiten innerhalb der Bundesländer sowie der Medianwerte zwischen den Bundesländern sind erheblich. So beträgt der Interquartilsabstand bis zu 35 kg N/ha LF, der gesamte Wertebereich innerhalb eines Bundeslands kann bis zu etwa 80 kg N/ha LF betragen. Die Abstände der Mediane zwischen den einzelnen Bundesländern erreichen bis zu 50 kg N/ha LF.

Abbildung 58: Verteilung der N_{min}-Werte der Gemeinden nach Bundesländern für das Basisjahr (Durchschnitt 2014–2016)



Anm.: Für BE, HB, HH und SL sind keine Daten verfügbar. NW und NI: Daten erst ab 2015 vorhanden.

Quelle: Eigene Darstellung (Thünen-Institut) auf Grundlage der Daten der Bundesländer (vgl. Tabelle A4 im Anhang).

Die Verteilung der N_{min}-Werte korrespondiert naturgemäß mit den standörtlichen Gegebenheiten. Große Streubreiten können die Heterogenität zwischen Regionen und Kulturarten widerspiegeln. Allerdings ist die DBE per Definition sehr sensitiv gegenüber der Höhe der N_{min}-Werte. Die Unterschiede zwischen den Bundesländern wirken sich direkt auf die nach DBE maximal zulässige Düngung aus.

Um die Streubreite der N_{min}-Werte besser einordnen zu können, werden in der Folge zwei Szenarien vorgestellt. Im Hauptszenario werden die N_{min}-Werte aus den Daten verwendet (im Weiteren *„Baseline + DüV nmin"* genannt). Dieses Hauptszenario wurde im Projektbeirat als das maßgebliche Szenario für die Wirkungsabschätzung zur DüV festgelegt. Nach Auffassung der Expert*innen im Projektbeirat sind die erheblichen Schwankungen der N_{min}-Werte größtenteils auf die standörtlichen Gegebenheiten zurückzuführen. Jedoch kann die große Spannbreite der Werte, welche neben den standörtlichen Unterschieden auch auf die Heterogenität der verfügbaren Datengrundlagen (vgl. Tabelle A4 im Anhang) zurückzuführen sein kann, in den Ergebnissen mitunter sichtbare Brüche an den Ländergrenzen erzeugen. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen, wird zusätzlich das Nebenszenario (im Weiteren *„Baseline + DüV nmin30"* genannt) dargestellt, in dem mit einem bundesweit einheitlichen N_{min}-Wert von 30 kg N/ha LF gerechnet wird.

6.3 Ergebnisse

Die erwartete Veränderung der N-Bilanzen ist in Tabelle 31 dargestellt. Im Vergleich zur Ist-Situation (d. h. zum Basisjahr 2014–2016) erhöht sich die N-Zufuhr im Baseline-Szenario nur unwesentlich. Allerdings ist eine deutliche Verschiebung bei den Stickstoffquellen zu verzeichnen: Der N-Anfall aus Gärresten sinkt im Bundesdurchschnitt um rund 8 kg N/ha LF, während die Zufuhr durch mineralische Dünger um 10 kg N/ha LF zunimmt. Diese Entwicklung hat mehrere Gründe. Zwar reduzieren sich die Tierzahlen und damit einhergehend auch der potenzielle Anfall an Wirtschaftsdüngern, da aber entsprechend der Annahmen für das Baseline-Szenario von einem erheblichen Rückgang der Biogaskapazitäten ausgegangen wird, wird auch weniger

Wirtschaftsdünger vergoren. Somit bleibt die N-Zufuhr durch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft nahezu konstant, während das N-Aufkommen durch Gärrückstände erheblich sinkt. Die so entstehende „Stickstofflücke“ muss, um die zu erwartenden Ertragssteigerungen realisieren zu können, anderweitig gefüllt werden. Da keine wesentliche Zunahme des Anbaus von stickstofffixierenden Leguminosen zu erwarten ist und die Zufuhr durch sonstige Düngemittel als Konstante in das Baseline-Szenario eingeht, muss der verbleibende N-Bedarf durch den Einsatz von mineralischen Düngemitteln gedeckt werden. Die Zunahme der N-Zufuhr um 2 kg N/ha LF wird aber vom Anstieg der Abfuhr kompensiert, sodass der Flächenbilanzüberschuss im Baseline-Szenario nur marginal abnimmt.

Tabelle 31: Erwartete Veränderung der N-Bilanzen vom Basisjahr 2014–2016 (IST) zum Zieljahr 2027 (Szenarien)

			Szenarien		Veränderung zu IST		Veränderung zu Baseline	
	IST	**Baseline**	***Baseline + DüV nmin***	***Baseline + DüV nmin30***	***Baseline + DüV nmin***	***Baseline + DüV nmin30***	***Baseline + DüV nmin***	***Baseline + DüV nmin30***
	kg N/ha LF	kg N/ha LF	kg N/ha LF	kg N/ha LF	%	%	%	%
Zufuhr	**201,8**	**203,8**	**182,9**	**189,7**	**-9**	**-6**	**-10**	**-7**
davon								
Wirtschaftsdünger	51,7	52,4	52,4	52,4	1	1	0	0
Gärreste	31,9	23,7	23,7	23,7	-26	-26	0	0
Fixierung	10,7	10,4	10,4	10,4	-3	-3	0	0
Klärschlamm	1,3	1,3	1,3	1,3	0	0	0	0
Kompost	2,1	2,1	2,1	2,1	0	0	0	0
Saatgut	1,5	1,4	1,4	1,4	-7	-7	0	0
Mineraldünger	102,4	112,4	91,4	98,3	-11	-4	-19	-13
Abfuhr	143,5	147,1	147,2	147,2	3	3	0	0
Saldo	**58,3**	**56,7**	**35,7**	**42,5**	**-39**	**-27**	**-37**	**-25**

Quelle: eigene Darstellung und Berechnungen (Thünen-Institut)

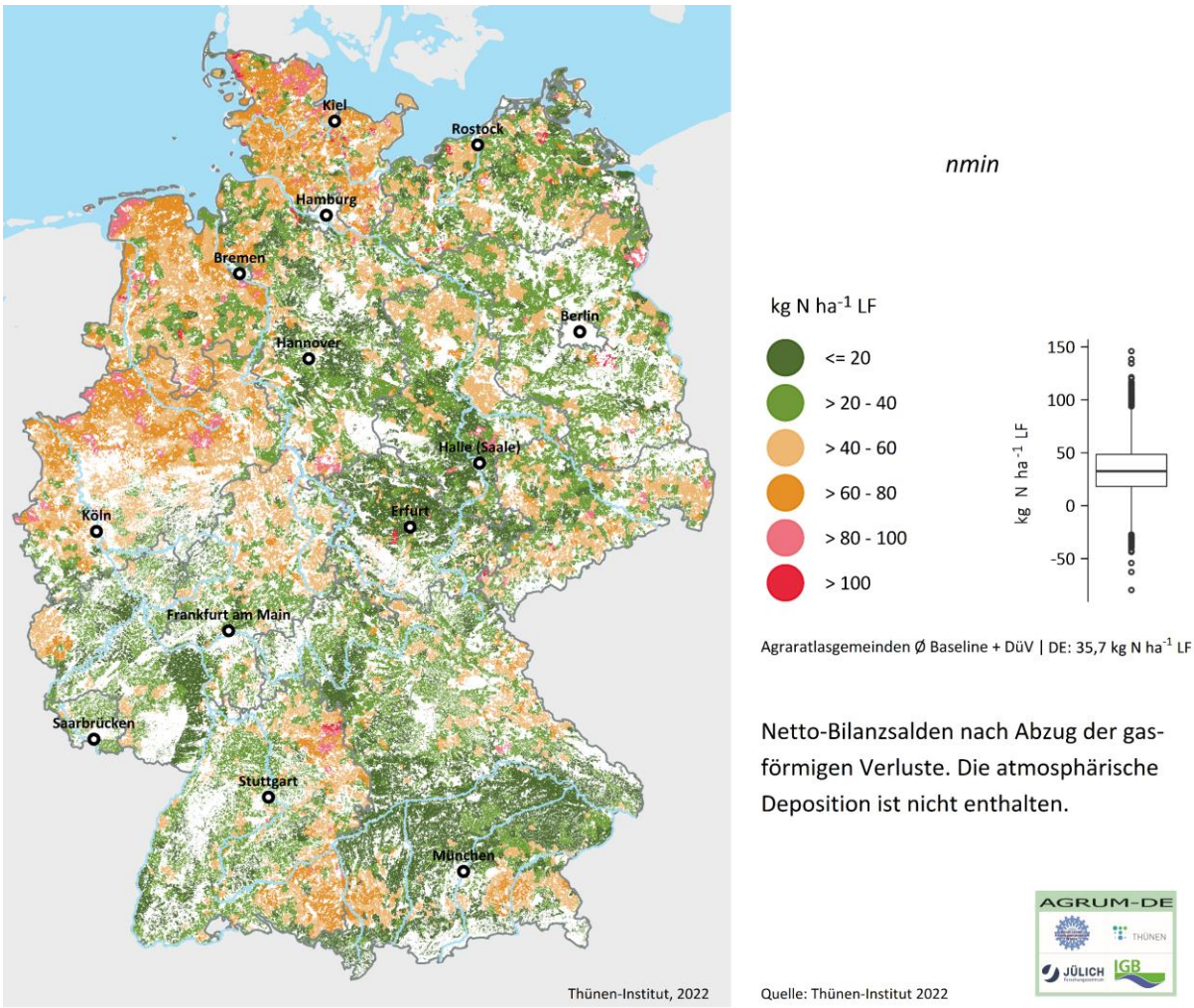
Der bundesweite Flächenbilanzsaldo reduziert sich im Szenario *Baseline + DüV nmin* im Vergleich zum Basisjahr 2014-2016 um rund 23 kg N/ha LF auf 35,7 kg N/ha LF. Damit reduziert sich der Flächenbilanzüberschuss um 39 % im Vergleich zum Basisjahr und um 37 % im Vergleich zum Baseline-Szenario. Die starken Vorgaben der DBE schränken die maximal erlaubte mineralische Düngung erheblich ein – um etwa 11 % im Vergleich zum Basisjahr und um 19 % im Vergleich zur Baseline. Dadurch wird eine Verringerung des Einsatzes mineralischer Düngemittel auf 91 kg N/ha LF erwartet.

Die DüV bewirkt den Modellergebnissen zufolge in den meisten Gemeinden eine Verminderung der N-Salden, wenngleich rund 25 % aller Gemeinden weiterhin Salden von mehr als 50 kg N/ha LF aufweisen (vgl. Karte 155).

Eine besonders starke Wirkung ist in Bayern und Thüringen zu erwarten. Hier haben die vergleichsweise hohen N_{min}-Werte und die damit einhergehenden Abschläge bei der Düngebedarfsermittlung einen erheblichen Einfluss auf den Stickstoffüberschuss. Bilanzüberschüsse über 40 kg N/ha LF finden sich vorwiegend weiterhin im Münsterland, im westlichen Niedersachsen und in Schleswig-Holstein, aber auch im westlichen Baden-Württemberg. Auch haben vereinzelte Regionen mit hohen Tierzahlen und/oder einer im Verhältnis zur Fläche großen Biogasanlagenkapazität außerhalb dieser Gebiete weiterhin hohe N-Salden. Da im Modell der mögliche Abbau von Viehbeständen infolge der DüV nicht abgebildet wird, kann in diesen Regionen die Einhaltung der DBE nur durch die Reduzierung des Mineraldüngereinsatzes und durch die Abgabe von Wirtschaftsdüngern und Gärresten sichergestellt werden. Als Folge des Abgabedrucks von überschüssigem Wirtschaftsdünger werden in benachbarten Regionen effizientere Mineraldünger durch den Import organischer Düngemittel verdrängt, was zu einem Anstieg der Bilanzsalden in diesen Gemeinden führen kann.

In den Gemüsebauregionen verringert sich die Düngeintensität – und damit der Bilanzüberschuss – sehr stark. In einigen Regionen, beispielsweise der Rheinpfalz, ist diese Wirkung auf die sehr hohen N_{min}-Werte in den Datengrundlagen zurückzuführen. Außerdem sind bei der DBE erhebliche Abschläge für die Folgekulturen anzurechnen. Allerdings gelten für viele Gemüsesorten strenge Qualitätsanforderungen, die oftmals nur durch eine intensive Düngung erfüllt werden können. Es ist fraglich, ob die rechnerisch zu erwartende Düngung ausreicht, um die Qualitätsanforderungen erfüllen zu können, ohne dass strukturelle Veränderungen in den Fruchtfolgen erforderlich sind. Vor diesem Hintergrund erscheint die vom Modell prognostizierte Wirkung der DüV in Gemüsebauregionen überzeichnet.

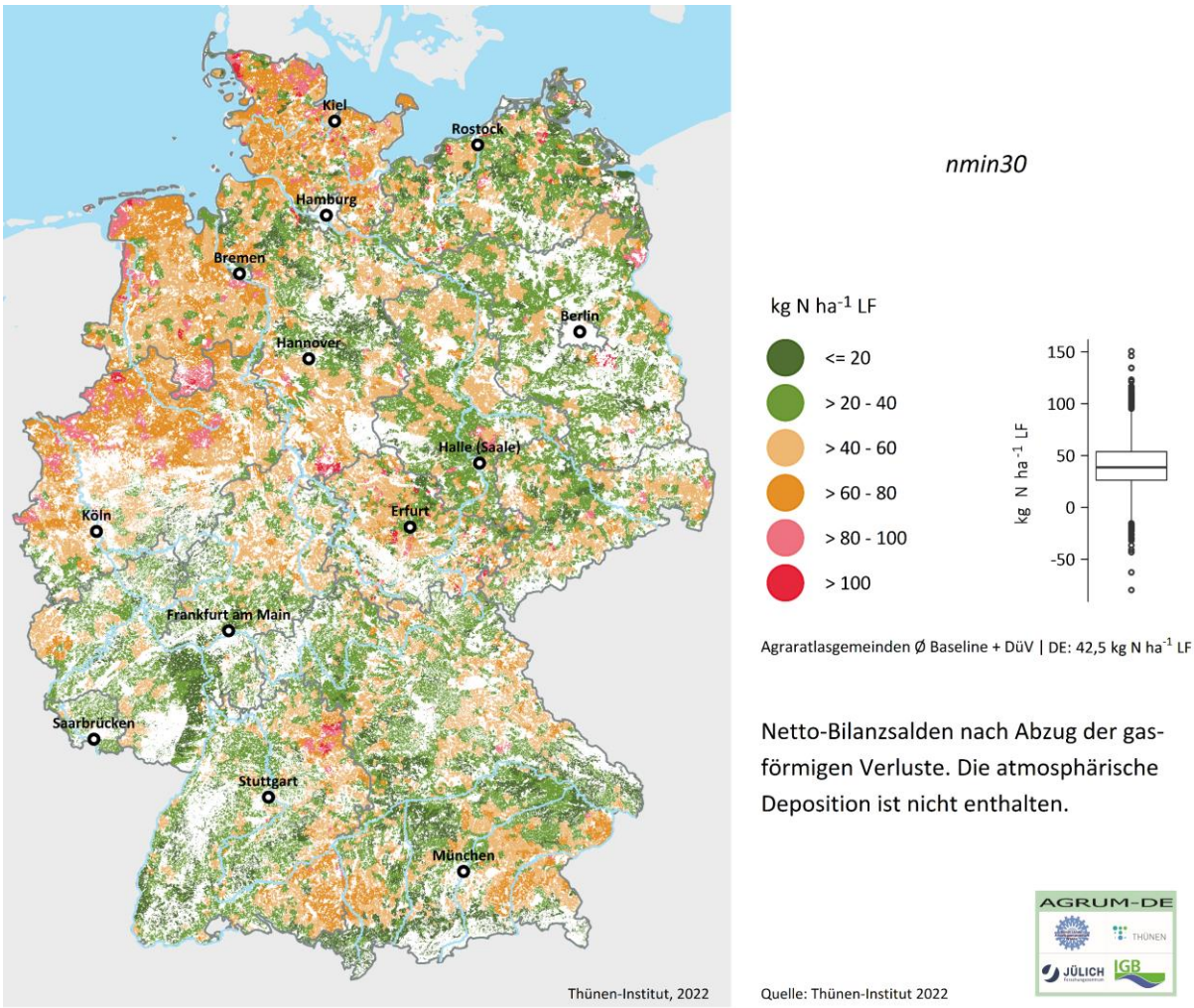
Karte 155: Flächenbilanzüberschuss in den Gemeinden im Zieljahr 2027 für das Hauptszenario *Baseline + DüV nmin*



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

Im zusätzlichen Szenario *Baseline + DüV nmin30* fällt die Reduzierung der Bilanzsalden, gegenüber dem Szenario *Baseline + DüV nmin*, geringer aus. Im Vergleich zur Ist-Situation verringert sich der Bilanzüberschuss insgesamt um rund 27 % auf rund 43 kg N/ha LF (vgl. Karte 156). Aufgrund der im Durchschnitt geringeren Abschläge für den mineralisierten Stickstoff im Boden verringert sich der Mineraldüngereinsatz im Vergleich zum Basisjahr um 4 % auf 98 kg N/ha LF. Insgesamt reduziert sich die mineralische Düngung weniger stark als im Szenario *Baseline + DüV nmin*. Die Veränderungen treten besonders in denjenigen Regionen auf, die in den Eingangsdaten sehr hohe N_{min}-Werte zu verzeichnen haben.

Karte 156: Flächenbilanzüberschuss in den Gemeinden im Zieljahr 2027 für das Nebenszenario *Baseline + DüV nmin30*



Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

Insgesamt bewirkt die DüV eine Verschiebung der Verteilung der Bilanzsalden (vgl. Tabelle 32). Die beiden DüV-Szenarien verringern den Anteil der Gemeinden, deren N-Salden über 80 kg N/ha LF liegen („Hotspots“), von rund 15 % im Basisjahr auf 3–4 %. Davon ist nur ein geringer Anteil auf die Reduktion der Biogaskapazitäten in der Baseline-Projektion zurückzuführen. Stattdessen führt eine konsequente Anwendung der DBE und der Ausbringungsobergrenzen für organische Düngemittel im Modell zu einer erheblichen Verringerung der N-Zufuhr in Hotspot-Gemeinden.

Tabelle 32: Verteilung in Prozent aller Gemeinden nach N-Salden, Kategorien in kg N/ha LF

	Anteil der Gemeinden [%]							
kg N/ha LF	**< -20**	**> -20–0**	**> 0–20**	**> 20–40**	**> 40–60**	**> 60–80**	**> 80–100**	**> 100**
Ist	0,0	0,0	4,5	27,1	31,7	21,2	10,8	4,7
Baseline	0,0	0,0	1,2	20,2	43,0	22,9	9,0	3,7
Baseline + DüV nmin	1,0	6,2	20,3	35,7	22,3	11,4	2,7	0,4
Baseline + DüV nmin30	0,3	1,9	13,6	36,8	28,9	14,2	3,6	0,7

Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut)

Weiterhin ermittelt das Modell in den DüV-Szenarien negative N-Salden für bis zu 7 % der Gemeinden. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, dass in einigen Regionen mittel- bis langfristig absinkende N-Nachlieferungen aus dem Boden zu erwarten sind, wenn auf Dauer negative N-Salden auftreten. Was dies langfristig für die Höhe der erforderlichen Düngergaben bedeutet, kann an dieser Stelle nicht eingeschätzt werden.

6.4 Wirkungsabschätzung basierend auf Daten des Testbetriebsnetzes

Die Vorgehensweise zur Wirkungsabschätzung der Novelle der DüV 2017 und der Anpassungen in der DüV 2020, basierend auf Daten des Testbetriebsnetzes und Daten der Agrarstrukturerhebung, wird im Folgenden erläutert. Die Methodik und Ergebnisse hierzu wurden im parallel zu AGRUM-DE durchgeführten Thünen-internen Projekt „Analysen zur Minderung der Umweltbelastung durch Stickstoff aus der Landwirtschaft“ erarbeitet und in Löw et al. (2021) und Bundesrat (2020) veröffentlicht. Für die Wirkungsabschätzung wurde insbesondere die Düngebedarfsermittlung untersucht. Diese umfasst die Ermittlung und Einhaltung des N-Düngebedarfs unter Berücksichtigung kulturspezifischer N-Bedarfswerte sowie der Zu- und Abschläge für N-Nachlieferung gemäß § 4 DüV 2017. Berücksichtigt wurde auch die Erhöhung der Anrechnung von verfügbarem N um 10 Prozentpunkte ab dem 1. Februar 2025 gemäß § 3 DüV 2020, also bei Schweinegülle von 60 auf 70 % und bei Rindergülle von 50 auf 60 %.

Löw et al. (2021) vergleichen die regulatorischen Ansätze Düngebedarfsermittlung, Brutto-Hoftorbilanz und Netto-Flächenbilanz hinsichtlich des Aufbaus, der Datenverlässlichkeit- und -genauigkeit sowie des Bedarfs zur Verminderung des betrieblichen N-Inputs bei Einhaltung des Ordnungsrechts. Als Datengrundlage wird das deutsche Testbetriebsnetz herangezogen, die verwendeten Koeffizienten, getätigten Annahmen und zusätzliche Literaturangaben sind ausführlich dokumentiert in Löw et al. (2021). Der Bedarf zur Verminderung des betrieblichen N-Inputs wird für verschiedene Betriebsgruppen ausgewiesen.

In Bundesrat (2020) wird der monetäre Erfüllungsaufwand der Anpassungen in der DüV 2020 abgeschätzt. Die zugrunde liegenden Analysen wurden am Thünen-Institut erarbeitet. Dabei wurde insbesondere auf Daten der Agrarstrukturerhebung 2016 zurückgegriffen. Alle neuartigen Regelungen wurden hierfür gelistet, erläutert und monetär bewertet. Für die umfangreichen Änderungen in nitratsensiblen Gebieten gemäß § 13a DüV 2020, insbesondere die Verringerung des ermittelten N-Düngebedarfs um 20 %, wurden die Wirkungen auf den betrieblichen Aufwand und die Erträge abgeschätzt.

Die in beiden Publikationen verwendeten Methoden und die zugrunde liegenden Annahmen wurden innerhalb des AGRUM-DE-Projektes erörtert und in den Berechnungen für AGRUM-DE übernommen. Auf die Verwendung methodischer Elemente aus den genannten Publikationen wird im Bericht an entsprechender Stelle hingewiesen.

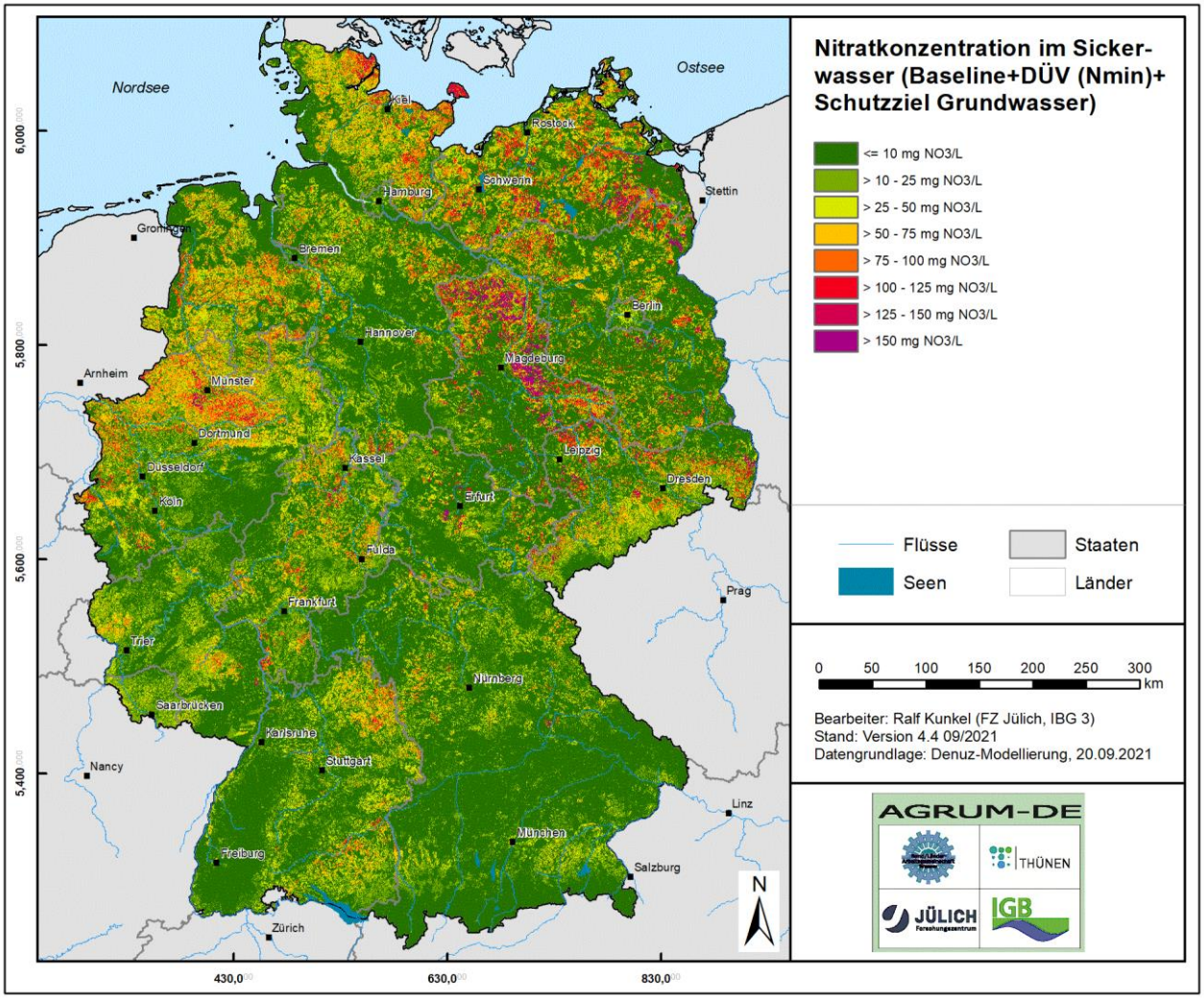
6.5 N-Minderungsbedarf

6.5.1 Grundwasser

Zur Quantifizierung der Wirkung der oben vorgestellten Szenarien auf den N-Minderungsbedarf wurden die in Kapitel 6.3 ermittelten Bilanzsalden dem FZJ bereitgestellt und mit den Modellen mGROWA-DENUZ verknüpft. Durch Vergleich mit dem maximal tolerierbaren N-Bilanzüberschuss der Landwirtschaft kann untersucht werden, ob, wo und in welcher Höhe ein verbleibender N-Minderungsbedarf zu verzeichnen ist.

Um eine direkte Vergleichbarkeit mit dem für den Ist-Zustand (2014–2016) ermittelten N-Minderungsbedarf zur Erreichung des Grundwasserschutzziels zu gewährleisten, wurden hierbei alle 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. Auf diese Weise wurde zunächst die zu erwartende Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Zugrundelegung der mittleren langjährigen hydrologischen Bedingungen (1981–2010) ermittelt (vgl. Karte 157).

Karte 157: **Mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser für das Hauptszenario *Baseline + DüV nmin***

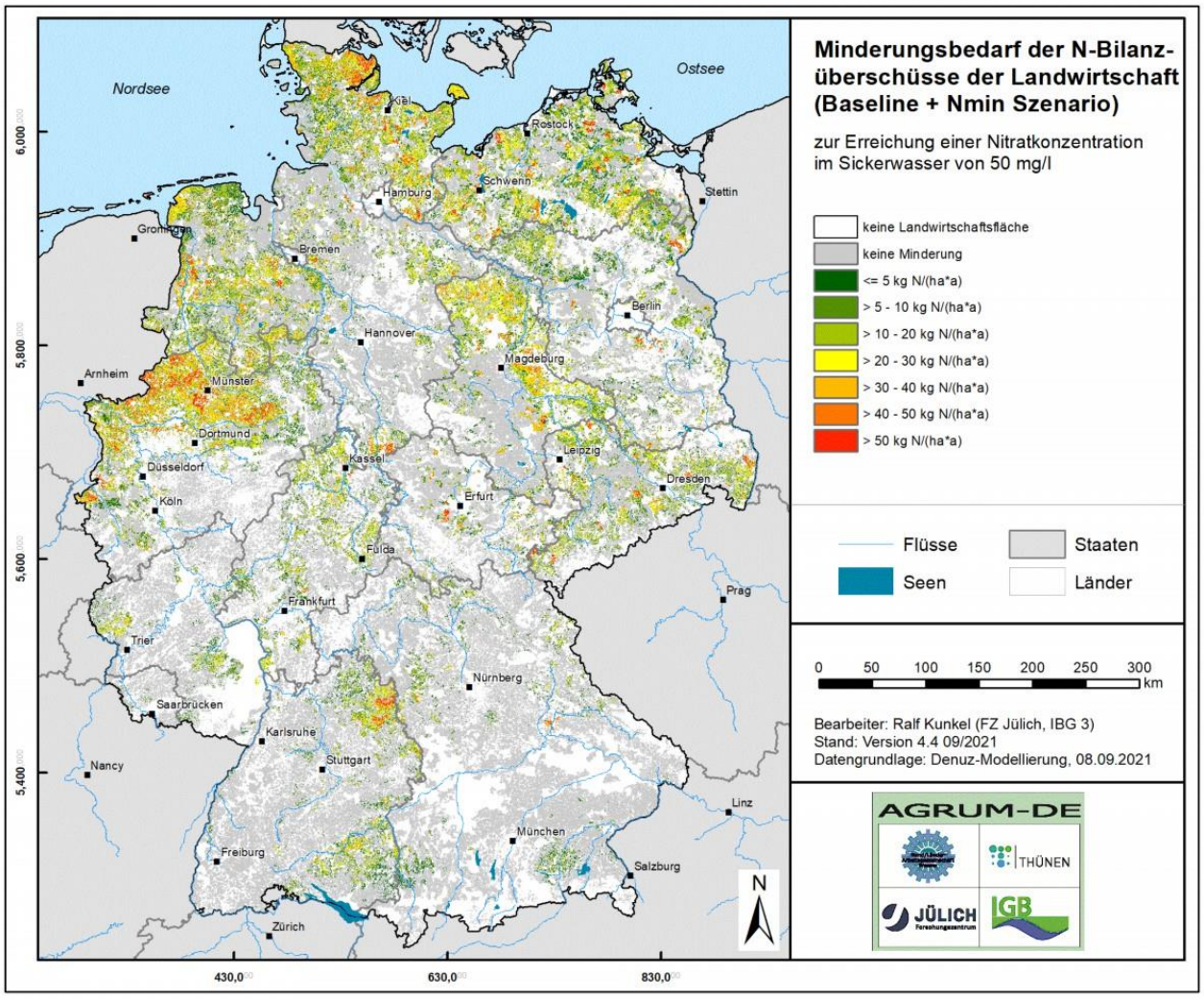


Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Vergleicht man die in Karte 157 dargestellten Nitratkonzentration im Sickerwasser (Hauptszenario *Baseline + DüV nmin*) mit der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser für den Ist-Zustand (vgl. Karte 108), so stellt man den Einfluss der deutlichen Reduzierung des gesamten N-Bilanzüberschusses von 960.000 t N/a auf 600.000 t N/a fest. Größere Bereiche mit Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von über 50 mg NO_3/L bleiben beschränkt auf Gebiete ohne hohe Denitrifikationspotenziale im Boden in Kombination mit hohen N-Salden (z. B. Münsterland, norddeutsche Jungmoränenlandschaften) oder in Kombination mit geringen Sickerwasserhöhen (z. B. mitteldeutsche Trockengebiete).

In Karte 158 ist der N-Minderungsbedarf der N-Bilanzüberschüsse für das Hauptszenario *Baseline + DüV nmin* auf Rasterebene dargestellt. Im Vergleich zum N-Minderungsbedarf des Ist-Zustandes in Höhe von 140.000 t N/a (vgl. Karte 110) liegt der N-Minderungsbedarf mit nur noch 36.000 t N/a auf einem deutlich reduzierten Niveau. Das bedeutet jedoch, dass im Vorfeld bereits eine Reduktion der N-Überschüsse durch die Landwirtschaft von mindestens 100.000 t N/a erfolgt sein muss.

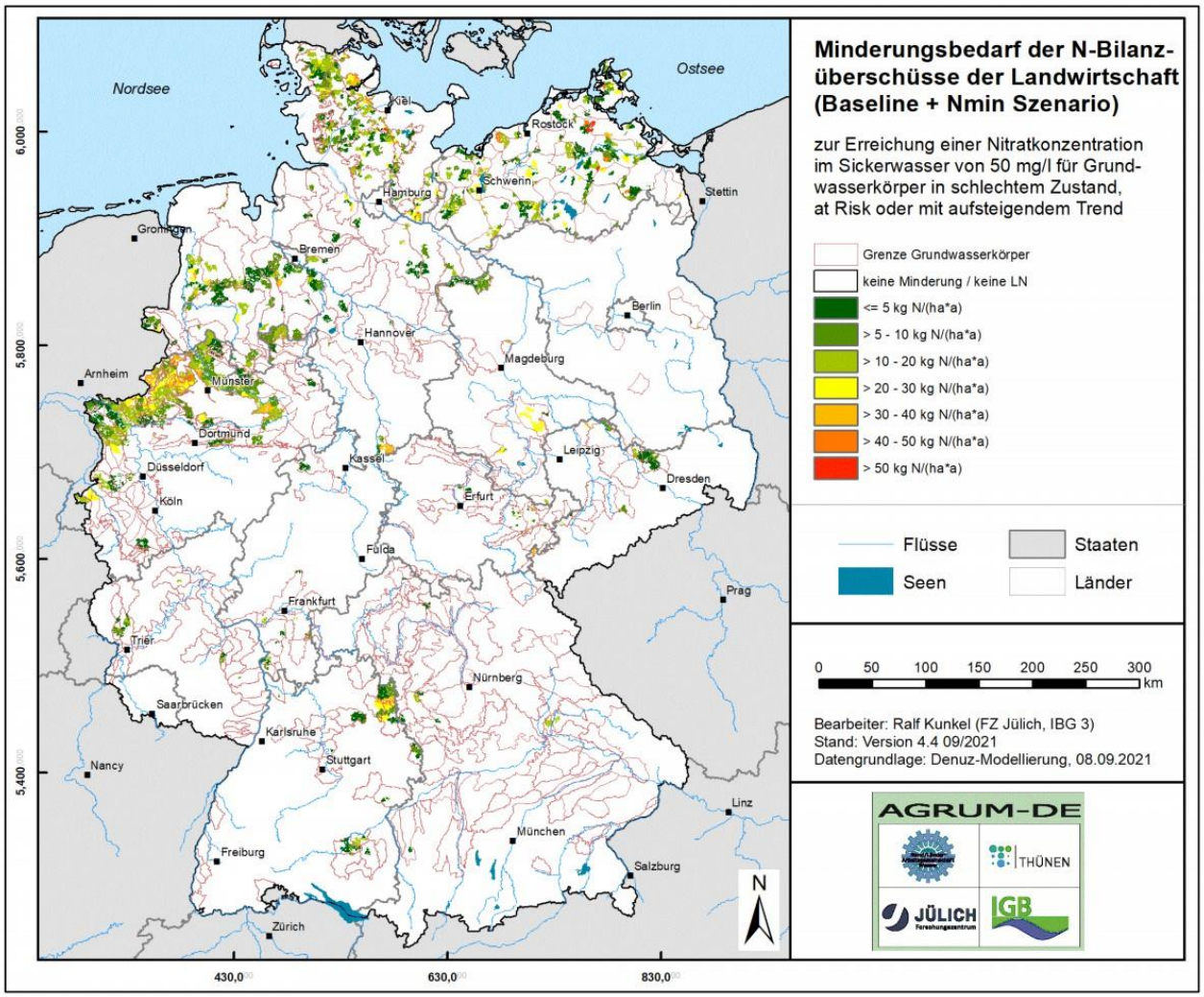
Karte 158: N-Minderungsbedarf der N-Bilanzüberschüsse für das Hauptszenario *Baseline + DüV nmin*



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Karte 159 zeigt den ausgewiesenen N-Minderungsbedarf der N-Bilanzüberschüsse für die Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, mit „steigendem Trend“ und „at risk“. Im Vergleich zum N-Minderungsbedarf im Ist-Zustand in Höhe von 100.000 t N/a liegt der N-Minderungsbedarf bei diesem Szenario mit nur noch 20.000 t N/a auf einem deutlich reduzieren Niveau. 16.000 t N/a des gemeindebezogen ausgewiesenen N-Minderungsbedarfs liegen in als „unproblematisch“ eingestuften Grundwasserkörpern.

Karte 159: **N-Minderungsbedarf der N-Bilanzüberschüsse für das Hauptszenario *Baseline + DüV nmin* für die Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, mit „steigendem Trend“ und „at risk“**



Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

Tabelle 33 zeigt abschließend die Summen des N-Minderungsbedarfs für Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, mit „steigendem Trend“ und „at risk“ für dieses Szenario.

Tabelle 33: **N-Minderungsbedarf der landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschüsse für das Hauptszenario *Baseline + DüV nmin* für Grundwasserkörper im „schlechten Zustand“, mit „steigendem Trend“ und „at risk“**

GWK	Minderungsbedarf (t N/a)
schlechter Zustand	12.000
steigender Trend	50
at risk	7.400
Summe	ca. 20.000

Quelle: eigene Darstellung (FZJ)

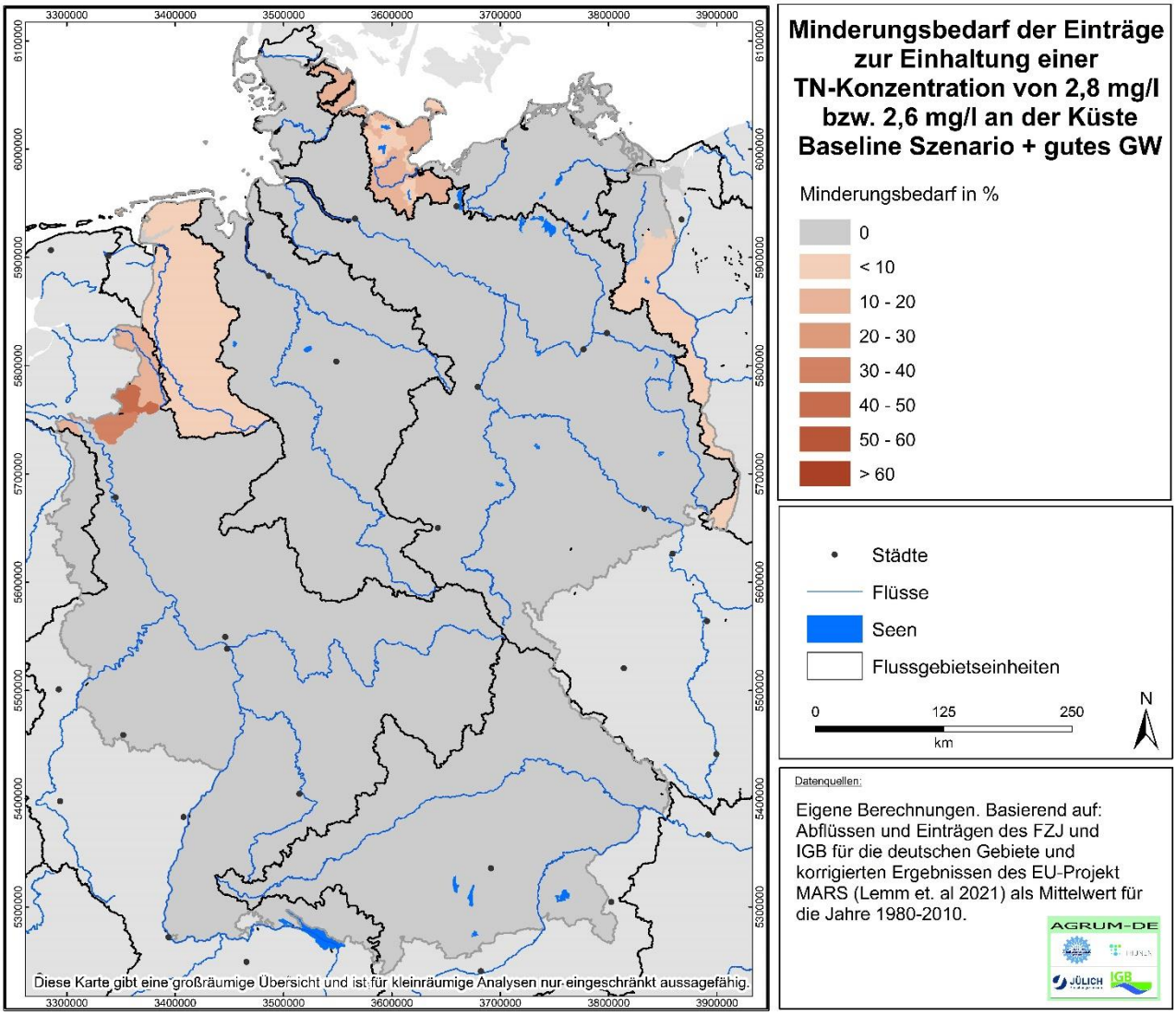
6.5.2 Oberflächengewässer

Neben der Modellierung des Minderungsbedarfs für das Basisjahr wurde der zusätzliche bzw. verbleibende Minderungsbedarf unter Annahme des Hauptszenarios *Baseline + DüV nmin* **inklusive** der Erreichung eines guten Grundwasserzustandes ermittelt, in der Folge kurz „BL-DüV-GW-Szenario“ genannt.

Da die urbanen und punktförmigen Einträge für dieses Szenario unverändert bleiben, erfolgt hier keine differenzierte Beschreibung der Ergebnisse. Die Gesamt-Stickstoffeinträge aus diffusen und punktförmigen Quellen belaufen sich für das BL-DüV-GW-Szenario auf 329.000 t/a. Das entspricht einer Reduktion der Gesamteinträge im Vergleich zum Basisjahr um 148.000 t/a bzw. 31 % (vgl. Tabelle 34 und Tabelle 35). Auf Basis der geminderten diffusen Stickstoffeinträge und der unveränderten Einträge aus urbanen Systemen und Punktquellen wurde der zusätzliche Minderungsbedarf für Stickstoff zur Erreichung der Ziele der MSRL quantifiziert. Unter den Rahmenbedingungen des BL-DüV-GW-Szenarios ergeben sich insbesondere im Nordwesten Deutschlands deutliche Eintragsreduzierungen. Somit werden für Elbe, Weser und verschiedene Küstendirekteinzugsgebiete der Nord- und Ostsee die Ziele der MSRL bereits erreicht und der zusätzliche Minderungsbedarf für Stickstoffeinträge reduziert sich auf insgesamt 2.800 t N/a bzw. 1 %.

Die verbleibenden Minderungsbedarfe zur Erreichung der Ziele für Stickstoff in den Küstengewässern sind für die Flussgebietseinheiten unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Bundesländer sowie nach Bundesländern in Tabelle A31 bis Tabelle A37 im Anhang dargestellt.

Karte 160: Modellierter Minderungsbedarf für Stickstoffeinträge für das BL-DüV-GW-Szenario in Prozent der Gesamteinträge auf AU-Ebene



Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle 34: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das BL-DüV-GW-Szenario aggregiert auf Bundeslandebene

Bundesland	Gesamte Stickstoffeinträge für das BL-DüV-GW-Szenario in t/a	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer	
		in t/a	in %
BB	5.900	20	< 0,5
BE	1.400	0	0
BW	51.000	0	0
BY	56.000	0	0
HB	800	0	0
HE	27.600	0	0
HH	2.500	0	0
MV	9.900	70	1
NI	26.000	290	1

Bundesland	Gesamte Stickstoffeinträge für das BL-DüV-GW-Szenario in t/a	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer	
		in t/a	in %
NW	63.000	1.600	3
RP	23.000	0	0
SH	17.000	830	5
SL	4.300	0	0
SN	20.000	30	< 0,5
ST	8.300	0	0
TH	12.000	0	0
Deutschland	329.000	2.800	1

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle 35: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das BL-DüV-GW-Szenario in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten

Flussgebietseinheit	Gesamte Stickstoffeinträge für das BL-DüV-GW-Szenario in t/a	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer	
		in t/a	in %
1000 – Donau*	**50.000**	**- -**	**- -**
2000 – Rhein*	**140.000**	**1.300**	**1**
2100 – Alpenrhein/Bodensee	4.900	0	0
2200 – Hochrhein	3.100	0	0
2300 – Oberrhein	12.000	0	0
2380 – Neckar	23.000	0	0
2400 – Main	26.000	0	0
2600 – Mosel/Saar	14.000	0	0
2700 – Mittelrhein	15.000	0	0
2800 – Niederrhein	37.000	20	0
2900 – Deltarhein	5.000	1.300	26
3000 – Ems*	**15.000**	**510**	**3**
3100 – Obere Ems	9.100	310	3
3500 – Ems/Nordradde	690	20	3
3600 – Hase	2.900	100	3
3800 – Leda-Jümme	1.300	40	3
3900 – Untere Ems	1.000	30	3
3990 – Ems-Ästuar	4	0	0

Flussgebietseinheit	Gesamte Stickstoffeinträge für das BL-DüV-GW-Szenario in t/a	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer	
		in t/a	in %
4000 – Weser*	**43.000**	**0**	**0**
4100 – Werra	5.000	0	0
4200 – Fulda/Diemel	12.000	0	0
4500 – Weser	11.000	0	0
4800 – Aller	2.800	0	0
4880 – Leine	5.900	0	0
4900 – Tideweser	5.300	0	0
5000 – Elbe*	**56.000**	**0**	**0**
5210 – Obere Moldau	60	0	0
5240 – Berounka	20	0	0
5300 – Eger und Untere Elbe	890	0	0
5400 – Mulde-Elbe-Schw. Elster	16.000	0	0
5600 – Saale	16.000	0	0
5700 – Mittlere Elbe/Elde	5.800	0	0
5800 – Havel	7.400	0	0
5900 – Tideelbe	10.000	0	0
6000 – Oder*	**2.700**	**50**	**2**
6300 – Mittlere Oder (IKSO)	210	6	3
6400 – Lausitzer Neiße (IKSO)	770	40	5
6700 – Stettiner Haff	1.000	0	0
6900 – Untere Oder	650	10	2
7000 – Maas	**4.300**	**0**	**0**
9500 – Eider	**3.700**	**0**	**0**
9610 – Schlei/Trave	**8.200**	**900**	**11**
9650 – Warnow/Peene	**6.700**	**0**	**0**
Deutschland	**329.000**	**2.800**	**1**

* = Gesamte in Deutschland gelegene Flussgebietseinheiten

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

7 Fazit und Ausblick

Mit dem Modellverbund AGRUM-DE wurde ein bundesweit einheitliches Nährstoffmodell erstellt, das N- und P-Einträge aus Landwirtschaft, Punktquellen, urbanen Systemen und der atmosphärischen Deposition in Grundwasser, Oberflächengewässer und die Meere räumlich und nach Eintragspfaden differenziert, unter Berücksichtigung der wichtigsten Abbau- und Umsetzungsprozesse, abbildet. Durch die Verwendung der besten verfügbaren Datengrundlage der Bundesländer wurde sichergestellt, dass regionale Charakteristika in dem Modellsystem reflektiert werden konnten. In einem aufwendigen Prozess wurden sämtliche Datengrundlagen und Modellierungsschritte sowie die Ergebnisse im Projektbeirat diskutiert und abgestimmt. Diese erste Anwendung des Modellverbunds AGRUM-DE ist damit auch ein Ergebnis eines ausführlichen iterativen Austauschprozesses mit den Stakeholdern der Länder. Mit dem Modellsystem wurde also ein von den Bundesländern akzeptiertes Instrument zur Informationsbereitstellung für die Berichts- und Planungspflichten der WRRL, aber auch für das Klageverfahren Nitrat geschaffen.

Mit dem *Monitoring zur Wirkung der Düngeverordnung auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer* (kurz: Wirkungsmonitoring) wird dieses Instrument weitergenutzt. Die zahlreichen Diskussionen mit den Bundesländern im Projektbeirat, aber auch bei der Entwicklung des Monitoringkonzepts, haben gezeigt, dass mit diesem Projekt ein erster Schritt zur Harmonisierung der Nährstoffmodellierung in Deutschland getan ist. Allerdings werden die einzelnen Modelle und auch die Datengrundlagen des Modellverbundes in Zukunft weiterentwickelt werden müssen:

- Die Nährstoffbilanzierung mit RAUMIS soll künftig mit deutlich besseren Datengrundlagen erfolgen, z. B. auch mit betrieblichen Daten zur Düngung. Dadurch wird es in Zukunft möglich sein, bei der Berechnung der regionalen Nährstoffbilanzen mit mehr Daten und deutlich weniger Annahmen zu arbeiten. Es ist zu erwarten, dass die Abbildung des Mineraldüngereinsatzes, zu dem bislang keine regionalen Daten vorliegen, dadurch deutlich verbessert werden kann.
- Die Modellierung der austragsrelevanten Abflusskomponenten und der diffusen N- und P-Einträge mit den Modellen mGROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos, bei denen die standörtlichen Wirkungszusammenhänge regional differenziert (im 100 m × 100 m-Raster) abbildet werden, soll schrittweise durch eine verfeinerte Datengrundlage (z. B. beste landesweit verfügbare Datengrundlagen) und die Berücksichtigung neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse verbessert werden. Der modulare Aufbau der Modelle sowie die Abgrenzung der Module nach fachspezifischen Schwerpunkten erleichtern die unabhängige Weiterentwicklung und Aktualisierbarkeit von Einzelmodulen oder von Einzelergebnissen und deren Konsistenz- und Plausibilitätsüberprüfung.
- Die Modellierung der Einträge aus urbanen Systemen wird zukünftig nicht nur die mittleren Gegebenheiten auf Gemeindeebene, sondern – z. B. für Bevölkerungsdichte, Versiegelungsgrad oder Niederschläge – weiter differenzierte Gegebenheiten (1 km²-Ebene) berücksichtigen. Zusätzlich werden die Einträge aus kleinen Kläranlagen (50–2.000 EW) anlagenspezifisch und lagegenau berücksichtigt. Die Modellierung der gewässerinternen Retention wird auf Basis der EU-WRRL Wasserkörpereinzugsgebiete erfolgen.

Durch diese Weiterentwicklungen wird es in Zukunft möglich sein, noch deutlich belastbarere, über die Bundeslandgrenzen hinweg vergleichbare Aussagen zur regionalen Nährstoffsituation zu treffen und diese auch nach ihrer zeitlichen Entwicklung zu betrachten.

Literaturverzeichnis

AbfKlärV (2017) Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost, zu finden in <https://www.gesetze-im-internet.de/abfkl_rv_2017/BJNR346510017.html> [zitiert am 5.12.2022]

AbwV (2004) Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung – AbwV). Änderung von Artikel 1 am 16. Juni 2020, zu finden in <https://www.gesetze-im-internet.de/abwv/BJNR056610997.html> [zitiert am 5.12.2022]

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 Report 37. https://doi.org/10.3220/REP1450256145000

Ackermann A, Mahnkopf J, Heidecke C, Venohr M (2016) Reducing agricultural nitrogen inputs in the German Baltic Sea catchment – trends and policy options. Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research 74(5):1060–1068. https://doi.org/10.2166/wst.2016.267

Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung, KA5. In: W Eckelmann; Red.: H Sponagel; W Grottenthaler; KJ Hartmann; R Hartwich; P Janetzko; H Joisten; D Kühn; KJ Sabel; R Traidl (eds), 5. verbesserte u. erweiterte Auflage, 438 Seiten, 41 Abbildungen, 103 Tabellen, 31 Listen

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

Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M (1998) Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop requirements. Irrigation and Drainage Paper No. 56, FAO, Rome, Italy

Allen RG, Smith M, Perrier A, Pereira LS (1994) An update for the definition of reference evapotranspiration. ICID Bull. 43 (2), 1–34

Attenberger E (1990) Abfluß und Nährstoffaustrag am Dränauslauf von rohrgedränten und kombiniert gedränten Flächen (II). Schlussber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, 85 p

ATV-DVWK (2002) Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden. ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt, M 504. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, Germany, 144 p

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

Auerswald K (1998) Bodenerosion durch Wasser. In: G Richter (eds) Bodenerosion – Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt, pp 33–37

Auerswald K, Schmidt F (1987) Sensitivität erosionsbestimmender Faktoren. Wasser Boden 39, 34–38

Auerswald K, Weigand S (1999) Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. VDLUFA-Schriftenreihe 50/1999, Darmstadt, 37–54

Bach M, Bahrs E (2017) Stickstoffüberschuss der Agrarwirtschaft in Baden-Württemberg – Regionalisierung des Stickstoffüberschusses nach der Hoftorbilanz auf Gemeindeebene – Stand 2014, hg. v. Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, zu finden in <https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/97381> [zitiert am 4.2.2022]

Bach M, Knoll L, Kilian J, Breuer L (2021) Nicht-agrarbedingte im Vergleich zu den agrarbedingten Einflussfaktoren auf die Nitratbelastung von Grundwasserkörpern in Hessen

Baumgartner A, Liebscher HJ (1996) Lehrbuch der Hydrologie: Band 1: Allgemeine Hydrologie. Gebrüder Bornträger, Berlin Stuttgart, 694 pp

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (eds) (2006) Nitrat- und Phosphorbelastung des Sickerwassers bei Acker- und Grünlandnutzung, zu finden in <http://www.lfl.bayern.de/iab/duengung/032132/index.php [zitiert am 5.12.2022]

Becker A, Serban P (1990) Hydrological Models for Water-Resources System Design and Operation. World Meteorological Organisation

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

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

Behrendt H, Huber P, Kornmilch M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R (1999) Nutrient emissions into river basins of Germany, Berlin

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 p

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

Berger C, Falk C, Hetzel F, Pinnekamp J, Roder S, Ruppelt J (2016) Zustand der Kanalisation in Deutschland, Ergebnisse der DWA-Umfrage 2015. In Korrespondenz Abwasser, Abfall (Vol. 6, pp. 1–12)

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

Bernhardt, Jacob Jeff; Rolfes, Lennart; Kreins, Peter; Henseler, Martin (2022) Ermittlung des regionalen Bewässerungsbedarfs für die Landwirtschaft in Bayern. Braunschweig: Johann-Heinrich-von-Thünen-Institut (Thünen-Report, 96), zu finden in <https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn065033.pdf> [zitiert am 25.04.2023]

BGR [Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe] (o. J.) Ackerbauliches Ertragspotential der Böden in Deutschland, zu finden in <https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Ressourcenbewertung/Ertragspotential/Ertragspotential_node.html> [zitiert am 7.12.2021]

BGR [Federal Institute for Geosciences and Natural Resources] (2018) Soil map of Germany 1:200,000 (BUEK200). Hannover, Germany

BKG (2018) GeoBasis-DE – Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE2015. In: Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (p 52)

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, pp 1–106

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

BLE [Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung] (versch. Jgg.) Milcherzeugung- und Verwendung, zu finden in <https://www.ble.de/DE/BZL/Daten-Berichte/Milch-Milcherzeugnisse/MilcherzeugungVerwendung_Vorjahre.html> [zitiert am 02.08.2022]

Bloomfield JP, Allen DJ, Griffiths KJ (2009) Examining geological controls on baseflow index (BFI) using regression analysis: An illustration from the Thames Basin, UK. Journal of Hydrology 373, 164–176

BMEL [Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft] (o. J.) Statistischer Monatsbericht, Kapital A. Landwirtschaft. Flächenbilanz von 1990 bis 2017 – in kg N/ha, zu finden in <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/statistischer-monatsbericht-des-bmel-kapitel-a-landwirtschaft/> [zitiert am 5.12.2022]

BMEL [Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft] (versch. Jgg.) Besondere Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) Daten-Analysen, zu finden in <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/ernte-und-qualitaet/> [zitiert am 5.12.2022]

BMU [Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit], BMEL [Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft] (2020) Nitratbericht 2020, zu finden in <https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewaesser/nitratbericht_2020_bf.pdf> [zitiert am 5.12.2022]

BMUB [Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit], BMEL [Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft] (2017) Nitratbericht 2016

Bogena H, Kunkel R, Schöbel T, Schrey HP, Wendland F (2005) Distributed modeling of groundwater recharge at the macroscale. Ecological Modelling, 187: 15–26. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.01.023

Böttcher J, Strebel O, Duynisveld WHM (1985) Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers und deren Interpretation (Beispiel Fuhrberger Feld). Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft: 543–552

Böttcher J, Strebel O, Duynisveld WHM (1989) Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers. Geologisches Jahrbuch: 3–40

Brandes E, Henseler M, Kreins P (2021) Identifying hot-spots for microplastic contamination in agricultural soils – a spatial modelling approach for Germany. Environ. Res. Lett. 16(10):104041. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac21e6

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

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, pp 615–620

Briechle D (1976) Die Dränung von Grundwasserböden. Kommissionsverlag Paul Parey, 95 p

Brombach H, Michelbach S (1998) Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrages aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees (Studie). In Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) (pp. 49)

Bundesrat (2020) Verordnung des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft. Verordnung zur Änderung der Düngeverordnung und anderer Vorschriften., Bundesrat. Drucksache, zu finden in <https://www.bundesrat.de/SharedDocs/drucksachen/2020/0001-0100/98-20.pdf?__blob=publicationFile&v=2> [zitiert am 5.12.2022]

Bütow E, Krafft H, Rüger M, Lüdecke J (2001) Gefährdungspotenzial von undichten Kanälen bei industriellen und gewerblichen Grundstücksentwässerungsleitungen und die Ableitung von Empfehlungen zur Revitalisierung defekter Entwässerungsleitungen. In: U Hagendorf (ed), Umweltbundesamt (Forschung ed., pp. 196). Berlin: Umweltbundesamt

Czeratzki W (1976) Sickerwassermenge sowie Verlauf von Nährstoff-Konzentration und Auswaschung in einem Beregnungsversuch. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 23, pp 95–105

Daniel-Gromke J, Rensberg N, Denysenko V, Trommler M, Reinholz T, Völler K, Beil M, Beyrich W (2017) Anlagenbestand Biogas und Biomethan – Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland, hg. v. Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ), 76 p. DBFZ Report, zu finden in <https://www.dbfz.de/fileadmin/user_upload/Referenzen/DBFZ_Reports/DBFZ_Report_30.pdf> [zitiert am 5.12.2022]

Demuth S (1993) Untersuchungen zum Niedrigwasser in West-Europa. Freiburger Schriften zur Hydrologie, 1. Institut für Hydrologie, Universität Freiburg

DESTATIS [Statistisches Bundesamt] (2019) Produzierendes Gewerbe – Düngemittelversorgung: Fachserie 4 Reihe 8.2. 3. Vierteljahr 2019, zu finden in <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Industrie-Verarbeitendes-Gewerbe/Publikationen/Downloads-Fachstatistiken/duengemittelversorgung-vierteljahr-2040820193234.pdf> [zitiert am 5.12.2022]

DESTATIS [Statistisches Bundesamt] (2021a) Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung: Fachserie 3, Land- und Forstwirtschaft, Fischerei Reihe 5.1, zu finden in <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Flaechennutzung/Publikationen/Downloads-Flaechennutzung/bodenflaechennutzung-2030510207004.html> [zitiert am 5.12.2022]

DESTATIS [Statistisches Bundesamt] (2021b) Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen): Fachserie 3, Reihe 3.1.2, zu finden in <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Publikationen/Bodennutzung/landwirtschaftliche-nutzflaeche-2030312217004.pdf> [zitiert am 5.12.2022]

DESTATIS [Statistisches Bundesamt] (o. J.) Wasserwirtschaft: Klärschlammentsorgung aus der öffentlichen Abwasserbehandlung, zu finden in <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Tabellen/liste-klaerschlammverwertungsart.html> [zitiert am 5.12.2022]

DESTATIS [Statistisches Bundesamt] Fachserie 3, Reihe 3.1.3. Gemüseerhebung, zu finden in <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Obst-Gemuese-Gartenbau/Publikationen/_publikationen-innen-gemuese.html> [zitiert am 5.12.2022]

DESTATIS [Statistisches Bundesamt] Fachserie 3, Reihe 3.2.1. Wachstum und Ernte – Feldfrüchte, Obst, Weinmost

DESTATIS [Statistisches Bundesamt] Fachserie 4, Reihe 8.2. Düngemittelversorgung

DIN 4049-1 (1994) Deutsches Institut für Normung e. V.: Hydrogeologie Teil 1: Grundbegriffe. DIN-Taschenbuch, 211, Beuth-Verlag; Berlin 1994, pp 210–212

DIN 4049-3 (1994) Deutsches Institut für Normung e. V.: Hydrogeologie, Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie. DIN-Taschenbuch, 211, Beuth-Verlag; Berlin 1994, p 242 ff.

Dommermuth H, Trampf H (1991) Die Verdunstung in der Bundesrepublik 1951 bis 1980, Teile 1–3. Deutscher Wetterdienst, Eigenverlag, Offenbach

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

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 p

DVWK (1992) Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft. Paul Parey Verlag, Hamburg Berlin

DVWK (1996) Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Wirtschafts- und Verlags-Gesellschaft Gas Wasser, Bonn, Germany

DWD (2016) AMBAV. Agrarmeteorologisches Modell zur Berechnung der aktuellen Verdunstung (AMBAV). Franz-Josef Löpmeier, zu finden in <https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/derived_germany/soil/daily/recent/AMBAV.pdf> [zitiert am 15.12.2022]

Eberhardt K, Hirt U, Ulrich A (2007) Quantifizierung punktueller Stickstoff- und Phosphoreinträge in das Flussgebiet der Weißen Elster und Ermittlung von Minderungspotentialen. Kommunale Abwasserbehandlung, 54(3), 273–280

EEG [Erneuerbare-Energien-Gesetz] (2021) Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz –EEG 2021), zu finden in <https://www.gesetze-im-internet.de/eeg_2014/EEG_2021.pdf> [zitiert am 5.12.2022]

EG-WRRL (2000) Directive 2000/60/EC of the Parliament and Council of the European Union of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities

Ehlers L, Herrmann F, Blaschek M, Duttmann R, Wendland F (2016) Sensitivity of mGROWA-simulated groundwater recharge to changes in soil and land use parameters in a Mediterranean environment and conclusions in view of ensemble-based climate impact simulations. Science of The Total Environment, 543: 937–951. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.122

Elsäßer M (2005) Düngung von Wiesen und Weiden. Merkblätter für die Umweltgerechte Landbewirtschaftung(13):1–8

Elsäßer M (2020) N-Bindung von Leguminosen auf Grünland. E-Mail vom 8.4.2020

Engel N, Müller U, Schäfer W (2012) BOWAB – Ein Mehrschicht-Bodenwasserhaushaltsmodell. GeoBerichte – Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, 20: 85–98

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 p

EuGH [Europäischer Gerichtshof] (2018) Europäische Kommission gegen Bundesrepublik Deutschland. Vertragsverletzung eines Mitgliedstaats – Richtlinie 91/676/EWG, zu finden in <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/de/TXT/?uri=CELEX:62016CJ0543> [zitiert am 5.4.2022]

Fachverband Biogas (2021) Biogas Branchenzahlen 2020 und Prognose der Branchenentwicklung 2021, hg. v. Fachverband Biogas, 6 p, zu finden in <https://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/de_branchenzahlen> [zitiert am 5.12.2022]

FDZ (2019a) Forschungsdatenzentrum – Statistische Ämter des Bundes und der Länder, Erhebung über die Wassereigenversorgung und -entsorgung privater Haushalte (EVAS 32251), Erhebungsstand 2013

FDZ (2019b) Forschungsdatenzentrum – Statistische Ämter des Bundes und der Länder, Erhebung über die öffentliche Abwasserbehandlung (EVAS 32213), Erhebungsstand 2013

FDZ (2019c) Forschungsdatenzentrum – Statistische Ämter des Bundes und der Länder, Erhebung über die öffentliche Abwasserentsorgung (EVAS 32212), Erhebungsstand 2013

Fier A, Schäfe, W (2007) Abschätzung von Phosphatausträgen aus Ackerböden in Niedersachsen. GeoBer. 2, 33–77

Foerster P (1982) Dränwasseruntersuchungen in einer nordwestdeutschen Ackermarsch. Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 16, H. 3, pp 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, pp 169–184

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

Foerster P, Neumann H (1981) Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands. Mitt. Niedersächs. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim, H. 7, pp 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, pp 497–504

Frede HG, Dabbert S (eds) (1999) Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. 2. Aufl., Landsberg, 451 p

Früchtenicht K (1998) Problematik hochaufgedüngter Böden. Arb.-H. Boden, H. 1998/1, pp 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 p

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, Dessau-Roßlau

Gabriel B, Ziegler G (1997) Natürliche und anthropogen überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Festgesteinsaquiferen. In: J Matschullat; HJ Tobschall; HJ Voigt (eds), Geochemie und Umwelt. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 343–357

Gadegast M, Hirt U, Venohr M (2014) Changes in waste water disposal for central European river catchments and its nutrient impacts on surface waters for the period 1878–1939. Water, Air, and Soil Pollution, 225. https://doi.org/10.1007/s11270-014-1914-0

Gebel M, Bürger S, Halbfaß S, Uhlig M (2016) Modellgestützte Ermittlung der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer – Status quo und Ausblick bis 2027. Bericht Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)

Gocht A, Röder N (2014) Using a Bayesian estimator to combine information from a cluster analysis and remote sensing data to estimate high-resolution data for agricultural production in Germany. International Journal of Geographical Information Science 28(9):1744–1764. https://doi.org/10.1080/13658816.2014.897348

Golan A, Judge G, Miller D (1997) Maximum entropy econometrics: Robust estimation with limited data, Reprint. Chichester: Wiley, 307 p. Series in financial economics and quantitative analysis

Golf W (1981) Ermittlung der Wasserressourcen im Mittelgebirge. Wasserwirtsch-Wassertech 31:93–95

Gömann H, Kreins P, Pfingsten T (2021) Kooperationsprojekt GROWA+ NRW 2021. Teil VIII. Szenarien und Analyse der Maßnahmen zur Verringerung der Stickstoffeinträge in das Grundwasser und in Gewässer in Nordrhein-Westfalen. LANUV-Fachbericht [zitiert am 30.6.2021]

Gömann H, Kreins P, Brandes E, Pfingsten T (2020) Kooperationsprojekt GROWA+ NRW 2021. Teil I. Regionalisierte Quantifizierung der landwirtschaftlichen Flächenbilanzüberschüsse in Nordrhein-Westfalen, zu finden in <https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/teilbericht_i_naehrstoffbilanzen_2020_11_16.pdf> [zitiert am 5.12.2022]

Göttlich K, Kuntze H (1990) Moorkultivierung für Land- und Forstwirtschaft. – In: K Göttlich K (ed), Moor- und Torfkunde, 3. neubearb. Aufl., pp 385–410, Stuttgart (Schweizerbart)

Haberlandt U, Klöcking B, Krysanova V, Becker A (2001) Regionalisation of the base flow index from dynamically simulated flow components – a case study in the Elbe River Basin. Journal of Hydrology 248, 35–53

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

Hannappel S (1996) Die Beschaffenheit des Grundwassers in den hydrogeologischen Strukturen der neuen Bundesländer. Berliner Geowiss. Abhandlungen, Reihe A. Freie Universität Berlin, Berlin, Germany

Hannappel S, Voigt HJ (1999) Hydrogeologische Erkundungsergebnisse im Land Brandenburg: Anwendungsbeispiel 5: Regionale Datensammlungen, Methoden für die Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit. DVWK-Schriften. Paul Parey Verlag, Hamburg Berlin

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

Haß M, Banse M, Deblitz C, Freund F, Geibel I, Gocht A, Kreins P, Laquai V, Offermann F, Osterburg B, Pelikan J, Rieger J, Rösemann C, Salamon P, Zinnbauer M, Zirngibl ME (2020) Thünen-Baseline 2020–2030: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland, Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 146 p, Thünen Report 82. https://doi.org/10.3220/REP1601889632000

Häußermann U, Bach M, Klement L, Breuer L (2019) Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017: Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen, hg. v. Umweltbundesamt (UBA), Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Justus-Liebig-Universität Gießen. Texte

Heaney JP, Huber WC, Nix SJ (1976) Storm Water Management Model Level I – Preliminary Screening Procedures. In: EPA 600/2-76-275 (pp. 95)

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

Heidecke C, Ackermann A, Kreins P, Kuhr P, Kunkel R, Tetzlaff B, Wendland F, Mahnkopf J, Venohr M (2016) Erreichbarkeit der Nährstoffreduzierungsziele in Niedersachsen fraglich. Wasser & Abfall 18, 7/8, 21–25

Heidecke C, Hirt U, Kreins P, Kuhr P, Kunkel R, Mahnkopf J, Schott M, Tetzlaff B, Venohr M, Wagner A, Wendland F (2015) Endbericht zum Forschungsprojekt „Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser“ AGRUM+-Weser, Johann Heinrich von Thünen-Institut, 380 p, Thünen Report 21. https://doi.org/10.3220/REP_21_2015

Held I, Klinger J, Wolf L, Hötzl H (2007) Direct measurements of exfiltration at a sewer test site under operating conditions. In: K. W. F. Howard (ed), Urban Groundwater – Meeting the Challenge (pp. 65–78): Taylor & Francis

Henning C, Taube F, Hedtrich J, Strelow K, Kluß C, Reinsch T (2019) 2. Nährstoffbericht des Landes Schleswig-Holstein, Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (MELUND); Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Henrichsmeyer W, Cypris C, Löhe W, Meudt M, Sander R, v. Sothen F (eds) (1996) Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96: Endbericht Zum Kooperationsprojekt (project report)

Henseler M, Dechow R (2014) Simulation of regional nitrous oxide emissions from German agricultural mineral soils: A linkage between an agro-economic model and an empirical emission model. Agricultural Systems 124:70–82. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.10.005

Henseler M, Röder N, Liebersbach H, Kreins P, Osterburg B (2015) The mitigation potential and cost efficiency of abatement-based payments for the production of short-rotation coppices in Germany. Biomass and Bioenergy 81:592–601. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.08.007

Herrmann F, Chen S, Kunkel R, Wendland F (2014c) Auswirkungen von Klimaänderungen auf das nachhaltig bewirtschaftbare Grundwasserdargebot und den Bodenwasserhaushalt in Nordrhein-Westfalen. Bericht

Herrmann F, Wendland F, Hübsch L, Müller U (2014a) Auswirkung von möglichen Klimaänderungen auf die Grundwasserneubildung in der Metropolregion Hamburg. energie | wasser-praxis. 6/2014: p 34 f.

Herrmann F, Keller L, Kunkel R, Vereecken H, Wendland F (2015) Determination of spatially differentiated water balance components including groundwater recharge on the Federal State level – A case study using the mGROWA model in North Rhine-Westphalia (Germany). Journal of Hydrology: Regional Studies 294–312

Herrmann F, Kunkel R, Ostermann U, Vereecken H, Wendland F (2016b) Projected impact of climate change on irrigation needs and groundwater resources in the metropolitan area of Hamburg (Germany). Environ Earth Sci 75:1104. https://doi.org/10.1007/s12665-016-5904-y

Herrmann F, Andjelov M, Bertalanič R, Dolinar M, Frantar P, Uhan J, Wendland F (2017b) Links between the presence of snowpacks and groundwater recharge – Simulation results for the territory of Slovenia. 44. IAH Congress Dubrovnik

Herrmann F, Chen S, Hübsch L, Engel N, Kunkel R, Müller U, Vereecken H, Wendland F (2014b) Auswirkung von möglichen Klimaänderungen auf den Bodenwasserhaushalt und die Grundwasserneubildung in der Metropolregion Hamburg. In: S Kaden; O Dietrich

Herrmann F, Baghdadi N, Blaschek M, Deidda R, Duttmann R, La Jeunesse I, Sellami H, Vereecken H, Wendland F (2016a) Simulation of future groundwater recharge using a climate model ensemble and SAR-image based soil parameter distributions — A case study in an intensively-used Mediterranean catchment. Science of The Total Environment, 543: 889–905. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.036

Herrmann F, Chen S, Heidt L, Elbracht J, Engel N, Kunkel R, Müller U, Röhm H, Vereecken H, Wendland F (2013) Zeitlich und räumlich hochaufgelöste flächendifferenzierte Simulation des Landschaftswasserhaushalts in Niedersachsen mit dem Model mGROWA. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 57(5), zu finden in <https://www.hywa-online.de/zeitlich-und-raeumlich-hochaufgeloeste-flaechendifferenzierte-simulation-des-landschaftswasserhaushalts-in-niedersachsen-mit-dem-model-mgrowa/> [zitiert am 17.1.2022]

Herrmann F, Hübsch L, Elbracht J, Engel N, Keller L, Kunkel R, Müller U, Röhm H, Vereecken H, Wendland F (2017a) Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Grundwasserneubildung in Niedersachsen. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 61. 2017, H.4, 244–260

Hirt U, Kreins P, Kuhn U, Mahnkopf J, Venohr M, Wendland F (2012) Management options to reduce future nitrogen emissions into rivers: A case study of the Weser river basin, Germany. Agricultural Water Management, Volume 115, 118–131

Hoffmann A (1991) Veränderung des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffüberversorgung, Umweltbundesamt, Berlin, Germany

Hölting B (1996) Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart

Howitt R (2003) Spatial disaggregation of agricultural production data using maximum entropy. European Review of Agricultural Economics 30(3):359–387. https://doi.org/10.1093/erae/30.3.359

Howitt RE (1995) Positive Mathematical Programming. American Journal of Agricultural Economics 77(2):329. https://doi.org/10.2307/1243543

IHME [International Hydrogeological Map of Europe] (2018) IHME 1500 , zu finden in <https://www.bgr.bund.de/EN/Themen/Wasser/Projekte/laufend/Beratung/Ihme1500/ihme1500_projektbeschr_en.html> [zitiert am 5.12.2022]

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

Kape HE, Wacker C, Nawotke C, Pöplau R, Korten K (2018) Hinweise zur Umsetzung der Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 in Mecklenburg-Vorpommern, hg. v. Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern (MLU Mecklenburg-Vorpommern), zu finden in <https://www.lms-beratung.de/export/sites/lms/de/.galleries/Downloads_LFB/DueV/Hinweise-DueV_.pdf> [zitiert am 5.12.2022]

Keller M, Hilden M, Joost M (1997) Vergleich von Schätzmethoden für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Messprogrammes 1995. Koblenz

Köhne CH, Wendland F (1992) Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden. KFA-STE IB 1/92, Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, Jülich, Germany

Kölle W (1990) Nitratelimination im Aquifer: Reaktionspartner und Mechanismen. In: W Walther (ed), Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen: diffuser Nitrateintrag, Fallstudien. Schriftenreihe. Technische Universität Braunschweig, Braunschweig, Germany, pp. 109–127

Kreins P, Gömann H, Herrmann S, Kunkel R, Wendland F (2007) Integrated Agricultural and Hydrological Modeling within an Intensive Livestock Region. In: JD Erickson; F Messner; I Ring I (eds), Ecological economics of sustainable watershed management. Amsterdam: Emerald Group Publishing: pp 113–142

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: AGRUM-Weser, Johann Heinrich von Thünen-Institut. Landbauforschung Sonderheft 336, zu finden in <https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dk043299.pdf > [zitiert am 5.12.2022]

Kreins P, Henseler M, Anter J, Herrmann F, Wendland F (2015) Quantification of Climate Change Impact on Regional Agricultural Irrigation and Groundwater Demand. Water Resour Manage 29(10):3585–3600. https://doi.org/10.1007/s11269-015-1017-8

Krönlein F, Horstmeyer N, Helmreich B (2015) Zustand der öffentlichen Kanalisation in Bayern (Stand 2012), Abschlussbericht. In Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) (pp. 143)

Krüll H (1988) Erstellung einer Stickstoffbilanz in den Kreisen der BRD. In: Endbericht Zum Forschungsvorhaben Wirkungen Agrarpolitischer Maßnahmen Auf Ziele von Umwelt-, Natur- und Landschaftsschutz. Bonn: pp 8–39

KTBL [Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V.] (ed) (2018) Faustzahlen für die Landwirtschaft, 15. Aufl. Darmstadt, 1385 p

Kuhn U, Schmidt B, Heidecke C, Kreins P, Ackermann A, Wendland F, Kunkel R, Venohr M, Mahnkopf J (2016) Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser im Spannungsfeld zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft – Ergebnisse des Projektes AGRUM+. Korrespondenz Wasserwirtschaft 9 (4), 216–225

Kuhr P (2006) Entwicklung einer Methodik zur Ableitung einer Karte gedränter landwirtschaftlicher Nutzflächen in Niedersachsen mit Hilfe von Luftbildern. Diplomarbeit Thesis, University Hannover

Kuhr P, Kunkel R, Tetzlaff B, Wendland F (2014) Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos. Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Laufzeit 01.11.2010–31.03.2014, 218 p

Kuhr P, Haider J, Kreins P, Kunkel R, Tetzlaff B, Vereecken H, Wendland F (2013) Model Based Assessment of Nitrate Pollution of Water Resources on a Federal State Level for the Dimensioning of Agro-environmental Reduction Strategies: The North Rhine-Westphalia (Germany) Case Study. – Water Resources Management, 27(3), 885–909

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

Kunkel R, Wendland F (1997) WEKU – A GIS-supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management. Environmental Geology (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 p

Kunkel R, Wendland F (1999) Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebiet. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany

Kunkel R, Wendland F (2000) Verweilzeit und Denitrifikation – Schlüsselfaktoren bei den Nährstoffeinträgen über das Grundwasser: Eine Elbefallstudie (deutscher Teil), Nährstoffemissionen in die Oberflächengewässer. UBA-Texte. Umweltbundesamt, Berlin, Germany, pp. 74–92

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, pp 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. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany

Kunkel R, Wendland F (2018) Fortführung und Weiterentwicklung der Nährstoffmodellierung Sachsen-Anhalt – Modellierung von Verweil- und Fließzeiten für einen exemplarischen GWK in Sachsen-Anhalt; Endbericht zum Forschungsprojekt, 38 p

Kunkel R, Wendland F, Albert H (1999) Zum Nitratabbau in den grundwasserführenden Gesteinsschichten des Elbeeinzugsgebietes. Wasser und Boden (9): 16–19

Kunkel R, Wendland F, Tetzlaff B (2017) Fortführung und Weiterentwicklung der Nährstoffmodellierung Sachsen-Anhalt, Ausweisung von Risikogebieten im Grundwasser und Neuberechnung von N- und P- Einträgen in Oberflächengewässer aus dem Abwasserbereich, Endbericht zum Forschungsprojekt, 53 p

Kunkel R, Kreins P, Tetzlaff B, Wendland F (2010) Forecasting the effects of EU policy measures on the nitrate pollution of groundwater and surface waters. Journal of Environmental Sciences 22(6):872–877. https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60191-1

Kunkel R, Bergmann S, Eisele M, Wendland F (2021) Denitrifikation Boden und im Grundwasser Nordrhein-Westfalens LANUV-Fachbericht 110, Teil IV, 42 p

Kunkel R, Kape HE, Keller L, Koch F, Tetzlaff B, Wendland F (2016) Szenarien für die Reduzierung von Stickstoffeinträgen zum Erreichen der Grundwasser- und Meeresschutzziele in Mecklenburg-Vorpommern. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 60 (2), 119–134. https://doi.org/10.5675/HyWa_2016,2_2

Kunkel R, Herrmann F, Kape HE, Keller L, Koch F, Tetzlaff B, Wendland F (2017) Simulation of terrestrial nitrogen fluxes in Mecklenburg-Vorpommern and scenario analyses how to reach N-quality targets for groundwater and the coastal waters. Environ Earth Sci 76(4). https://doi.org/10.1007/s12665-017-6437-8

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

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

Kuntze H, Scheffer B (1991) Nährstoffaustrag aus einem grundwassernahen Sandboden bei Mineral- und Gülledüngung. In: DVWK (ed), Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden. DVWK-Schriften, H. 93, Hamburg u. Berlin, pp 3–39

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

Lausen P, Wilken C (2016) Wirtschaftsdüngerbericht 2015 für Schleswig-Holstein, hg. v. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein

LAWA (2017) Empfehlungen für eine harmonisierte Vorgehensweise zum Nährstoffmanagement (Defizitanalyse, Nährstoffbilanzen, Wirksamkeit landwirtschaftlicher Maßnahmen) in Flussgebietseinheiten, LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung, Produktdatenblätter AO WRRL – 35, 36 und 37, Ständiger Ausschuss der LAWA „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO)“ unter Beteiligung des LAWA-AG, Stand 14. Juli 2017

Lemm JU, Venohr M, Globevnik L, Stefanidis K, Panagopoulos Y, van Gils J, Posthume L, Kristenden P, Feld CK, Mahnkopf J, Hering D, Birk S (2021) Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration. Global Change Biology, 1–14. https://doi.org/10.1111/gcb.15504

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

Leuchs W (1988) Geochemische und mineralogische Auswirkungen beim mikrobiellen Abbau organischer Substanz in einem anoxischen Porengrundwasserleiter. Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft: 415–423

LfL Bayern [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft] (2013) Basisdaten: Stand: 2013, zu finden in <https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/basisdaten_2013.pdf> [zitiert am 5.12.2022]

LfL Bayern [Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft] (2019) Basisdaten: Stand: Januar 2019, zu finden in <https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/basisdaten_20190131.pdf> [zitiert am 5.12.2022]

LfU (2017) Auswertung der Überwachungsdaten bayerischer Kleinkläranlagen zum Stand April 2016. In Bayerisches Landesamt für Umwelt (p 12)

LfULG Sachsen [Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie] (o. J.) Detaillierter GV-Schlüssel des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, zu finden in <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/detaillierter-gv-schluessel-des-saechsischen-landesamtes-fuer-umwelt-landwirtschaft-und-geologie-15646.html> [zitiert am 5.12.2022]

LMS Agrarberatung (2020) Regionalisierte Flächenbilanzen für Stickstoff auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in Mecklenburg-Vorpommern: Im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern, zu finden in <http://www.lbesa.mv-regierung.de/doku/hintergrund/2020_Bericht_Regionalisierung_landwirtschaftliche_Stickstoffbilanzen_MV_2012-2017_end.pdf> [zitiert am 4.2.2022]

Löw P, Osterburg B, Klages S (2021) Comparison of regulatory approaches for determining application limits for nitrogen fertilizer use in Germany. Environ. Res. Lett. 16(5):55009. https://doi.org/10.1088/1748-9326/abf3de

LSN [Landesamt für Statistik Niedersachsen] (2019) Anfrage zu Kompostverbringungsdaten der Bundesländer. Auskunft per E-Mail vom 13.3.2019

LUBW (2015) Modellierung der Nährstoffeinträge in die Fließgewässer Baden-Württembergs für die Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne nach WRRL. Karlsruhe, 108 p

LWK Niedersachsen [Landwirtschaftskammer Niedersachsen] (2018) Nährstoffbericht für Niedersachsen 2016/2017, hg. v. Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK Niedersachsen), Düngebehörde

LWK Niedersachsen [Landwirtschaftskammer Niedersachsen] (2020) Nährstoffbericht für Niedersachsen 2018/2019, hg. v. Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK Niedersachsen), Düngebehörde

LWK Niedersachsen [Landwirtschaftskammer Niedersachsen] (2021) Nährstoffbericht für Niedersachsen 2019/2020, hg. v. Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK Niedersachsen), Düngebehörde, zu finden in

<https://www.duengebehoerde-niedersachsen.de/mp-wirtschaftsduenger/news/37327_N%C3%A4hrstoffbericht_f%C3%BCr_Niedersachsen_20192020> [zitiert am 16.1.2022]

LWK NRW [Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen] (2018) Nährstoffbericht 2017 über Wirtschaftsdünger und andere organische Düngemittel, hg. v. Direktor der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen als Landesbeauftragter

LWK NRW [Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen] (2021) Nährstoffbericht NRW 2021, hg. v. Direktor der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen als Landesbeauftragter, zu finden in <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/pdf/naehrstoffbericht-2021.pdf> [zitiert am 5.12.2022]

Manhenke V, Reuter E, Hübschmann M, Limberg A, Lückstedt M, Nommensen B, Peters A, Schlimm W, Taugs R, Voigt HJ (2001) Hydrostratigrafische Gliederung des nord- und mitteldeutschen känozoischen Lockergesteinsgebietes. – Z. angew. Geol., 47, 3 u. 4, pp 146–152

Meissner E (1991) Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. In Wasser-Abwasser-Abfall (Vol. 7, pp. 69–78)

Merz C, Steidl J, Dannowski R (2009) "Parameterization and regionalization of redox based denitrification for GIS-embedded nitrate transport modeling in Pleistocene aquifer systems". Environmental Geology 58(7): 1587–1599

Mohaupt V, Sieber U, van der Roovaart J, Verstappen CG, Langenfeld F, Braun M (1998) Diffuse Sources of Heavy Metals in the German Rhine Catchment. Proceedings 3rd International IAWQ-Conference on Diffuse Pollution III, 31.8-4.9.1998. Edinburgh

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

Monteith JL (1965) Evaporation and environment. In: GE Fogg (ed), Symposium of the Society for Experimental Biology. The State and Movement ofWater in Living Organisms, pp 205–234

MUGV [Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz] (2013) Kommunale Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg – Lagebericht 2013. In: Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (MUGV) (p 107)

Müller U, Raissi F (2002) Arbeitshilfe für bodenkundliche Stellungnahmen und Gutachten im Rahmen der Grundwassernutzung. Arbeitshefte Boden. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover, Germany

Müller U, Waldeck A (2011) Auswertungsmethoden im Bodenschutz. GeoBerichte, 19. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen

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

Nawotke C, Korten K, Pöplau R, Kape HE (2018) Bericht zur Abgabe und Aufnahme von Wirtschaftsdüngern, Bioabfällen und Klärschlämmen Mecklenburg-Vorpommern 2016, hg. v. Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern, LMS Agrarberatung GmbH

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

Nguyen HH, Venohr M (2021) Harmonized assessment of nutrient pollution from urban systems including losses from sewer exfiltration : a case study in Germany. In Environmental Science and Pollution Research: Environmental Science and Pollution Research

Nguyen HH, Peche A, Venohr M (2021) Modelling of sewer exfiltration to groundwater in urban wastewater systems: A critical review. In Journal of Hydrology (Vol. 596, pp. 126130): Elsevier B.V.

Obermann P (1981) Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch: 1–217

OSPAR Commission (ed) (1998) Principles of the comprehensive study on riverine inputs and direct discharges (RID). Reference 1998-05, o.O., 16 p

Osterburg B, Schüler M, Klages S (2016) Auswirkungen der Novelle der Düngeverordnung auf die Kompostanwendung in der Landwirtschaft: Zwischenbericht für ein Forschungsprojekt im Auftrag des Verbands der Humus- und Erdenwirtschaft e. V. (VHE) und der Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. (BGK), Thünen-Institut, zu finden

in <https://www.kompost.de/fileadmin/user_upload/Dateien/HUK-Dateien/1_2_2016/Kompost_und_DueV-Novelle_Zwischenbericht_1_2016_v6.pdf> [zitiert am 5.12.2022]

Panagopoulos A, Arampatzis G, Kuhr P, Kunkel R, Tziritis E, Wendland F (2015) Area-differentiated modeling of water balance in Pinios Basin, central Greece. Global Nest, Vol. 17.2, 221–235

PARCOM [Pariser 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

Pätsch M, Walther W, Reinstorf F, Weller D (2003) Research program and developement of a suitable toll to minimize nitrogen emissions into groundwater of a pleistocene aquifer, northern low plain of Germany. In: Technische Universität Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft & Institut für Wasserchemie. (eds), Diffuse input of chemicals into soil and groundwater-assessment and management. Proceedings Institute of Groundwater Management. Dresden. 217–225

Peschke G (1997) Der komplexe Prozess der Grundwasserneubildung und Methoden zu ihrer Bestimmung. Freiburger Schriften zur Hydrologie. Institut für Hydrologie der Universität Freiburg, Freiburg i.Br., Germany

Pihl U (1999) Bodenchemische Parameter als Prognosekriterien des potentiellen Phosphat-Austrags in Drän- und Grundwasser. Diss. Rhein. Friedrich-Wilhelms-Univ. Bonn, Agrikulturchem. Inst., 227 p

Pommer G, Schröpel R, Jordan F (2001) Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland. Wasser Boden, 53. Jg., H. 4, pp 34–38

Preuße HU, Voss W (1979) Phosphataustrag durch Bodenerosion und Oberflächenabfluß. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 29, pp 959–964

Röder N, Ackermann A, Baum S, Birkenstock M, Dehler M, Ledermüller S, Rudolph S, Schmidt TG, Nitsch H, Pabst H, Schmidt M (2019) Evaluierung der GAP-Reform aus Sicht des Umweltschutzes – GAPEval, hg. v. Umweltbundesamt (UBA). Texte, zu finden in <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-06-17_58-2019_gapeval.pdf> [zitiert am 5.12.2022]

Roeschmann G (1960) Die Grundwasserböden des Emstales zwischen Rheine und Papenburg und ihre Beziehungen zur Geschichte des Emslaufes. Geol. Jahrb., Bd. 77, pp 741–820

Rohmann U, Sontheimer H (1985) Nitrat im Grundwasser: Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe, Germany

Rosche O, Steiniger M.(2009) Sonderuntersuchungsprogramm zur Beschaffenheit von Dränabflüssen in Sachsen-Anhalt, Abschlussbericht, p 25 (unveröffentlicht)

Rösemann C, Haenel HD, Dämmgen U, Döring U, Wulf S, Eurich-Menden B, Freibauer A, Döhler H, Schreiner C, Osterburg B, Fuß R (2019) Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2017 : Report on methods and data (RMD) Submission 2019. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 432 p, Thünen Report 67. https://doi.org/10.3220/REP1552549234000

Roßberg D, Michel V, Graf R, Neukampf R (2007) Boden-Klima-Räume und Anbaugebiete als Basis des regionalisierten Sortenwesens in Deutschland, 7 p, Julius Kühn-Institut, zu finden in <https://gdk.gdi-de.org/geonetwork/srv/api/records/6f19d8ef-d64b-4461-9873-8943158e3acf> [zitiert am 5.12.2022]

Schaap M, Hendriks C, Kranenburg R, Kuenen J, Segers A, Schlutow A, Nagel HD, Ritter A, Banzhaf S (2018) PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland; Umweltbundesamt. Dessau, Germany; UBA-Texte 79/2018, 149p

Scheffer B (1999) Stoffliche Belastung und Stoffausträge mit dem Sickerwasser bei Ackerböden. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 90, pp 85–94

Scheffer B (2002) Nährstoffe im Boden und Gewässerbelastung in Norddeutschland. Arb.-H. Boden, H. 2002/3, pp 76–94

Scheffer B, Bartels R (1980) Königsmoor. In: H Kuntze; H Vetter (eds), Bewirtschaftung und Düngung von Sandmischkulturen. Berichte des Bodentechnischen Instituts Bremen und der LUFA der Landwirtschaftskammer Weser-Ems, Bodentechnisches Institut Bremen, Oldenburg, Germany, pp. 56–61

Scheffer B, Blankenburg J (2004) Diffuse Nährstoffeinträge aus nordwestdeutschen Niederungsgebieten in Fließgewässer. Wasserwirtsch., Bd. 94, H. 3, pp 30–34

Scheffer B, Foerster P (1991) Zum Phosphataustrag aus einem vererdeten Niedermoorboden bei Gülleanwendung. In: VDLUFA (ed), Umweltaspekte der Tierproduktion. VDLUFA-Schr.-R., Bd. 33, Darmstadt, pp 158–163

Schindewolf M, Schmidt W (2012) Phosphoreinträge durch Erosion in Sachsen – Abschätzung der erosionsbedingten Nährstoffeinträge in Oberflächenwasserkörper nach EU-WRRL in Sachsen mit Hilfe des Modells EROSION 3D. Schriftenreihe des LfULG, Heft 11/2012, Dresden, 74 p

Schmidt B, Kuhn U, Trepel M, Kreins P, Zinnbauer M, Eysholdt M, Osterburg B, Löw P, Wendland F, Herrmann F, Kunkel R, Tetzlaff B, Wolters T, Venohr M, Nguyen H (2020) Modellansatz zur Bestimmung der Nährstoffbelastung und ihrer Reduktion in allen deutschen Flussgebieten. Wasser und Abfall (22(1–2)):33–38

Schoumans OF (2004) Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van land-bouwgronden in Nederland. Alterra rapport, Nr. 730.4, Wageningen, 50 p

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 p

Schulte-Kellinghaus S (1987) Über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Lösse und grundwassernaher Standorte. PhD Thesis, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn, Germany

Schwarze R, Herrmann A, Münch A, Grünewald U, Schöne M (1991) Rechnergestützte Analyse von Abflußkomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten. Acta hydrophys. (2): 143–184

Schwärzel K, Simunek J, Stoffregen H, Wessolek G, van Genuchten MT (2006) Estimation of the unsaturated hydraulic conductivity of peat soils. Vadose Zone J. 5 (2), 628–640

Schwertmann U, Vogl W, Kainz M (1990) Bodenerosion durch Wasser − Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmasnahmen. 2. Aufl., Stuttgart, 64 p

Selvakumar A, Field R, Burgess E, Amick R (2004) Exfiltration in sanitary sewer systems in the US. Urban Water Journal, 1(3), 7

Sommer M, Murschel B (1999) Erosion und Nährstoffabtrag. In: S Dabbert; S Herrmann; G Kaule; M Sommer (eds), Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung. Berlin, 68–79

SRU [Sachverständigenrat für Umweltfragen] (2015) Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Sondergutachten

Statistikportal (2013) Statistische Ämter des Bundes und der Länder – Anschlussgrad, Wasserabgabe – Stichtag/Jahressumme – regionale Tiefe: Kreise und krfr. Städte

Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell SE, Fetzer I, Bennett EM, Biggs R, Carpenter SR, Vries W de, Wit CA de, Folke C, Gerten D, Heinke J, Mace GM, Persson LM, Ramanathan V, Reyers B, Sörlin S (2015) Sustainability. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. Science 347(6223). https://doi.org/10.1126/science.1259855

Stich G, Milke H (2017) Betriebs- und Leistungsfähigkeit von vollbiologischen Kleinkläranlagen bis 50 EW – Abschlussbericht. In Bildungs- und Demonstrationszentrum für dezentrale Abwasserbehandlung – BDZ e. V. und Institut für Wasserbau und Siedlungswasserwirtschaft an der HTWK Leipzig Dr. (pp. 322)

Straub A (2008) Einfache Messmethoden zur Charakterisierung sowie Maßnahmen zur Erhöhung der Zuverlässigkeit und Leistungsfähigkeit biologischer Kleinkläranlagen. In (pp. 238 + Anhang): Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus, Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. R. Koch

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 (2021) Ausweisung potenziell dränierter Flächen unter landwirtschaftlicher Nutzung in Nordrhein-Westfalen. LANUV-Fachbericht 110, Teil IIb, 33 p

Tetzlaff B, Kuhr P, Wendland F (2008) Ein neues Verfahren zur differenzierten Ableitung von Dränflächenkarten für den mittleren Maßstabsbereich auf Basis von Luftbildern und Geodaten. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung (1): 9–18

Tetzlaff B, Kuhr P, Wendland F (2014) Regional differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer Hamburgs. Endbericht zum Forschungsprojekt, 130 p

Tetzlaff B, Krause D, Marowsky K, Bock A (2015b) Eutrophierungsprobleme im Altmühlsee als Folge diffuser und punktförmiger P-Einträge – Modellierung und Ergebnisse. Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung, 59(1), 23–36. https://doi.org/10.5675/HyWa_2015,1_2

Tetzlaff B, Schreiner H, Vereecken H, Wendland F (2009) Modellgestützte Analyse signifikanter Phosphorbelastungen in hessischen Oberflächengewässern aus diffusen und punktuellen Quellen. Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment, Vol 29. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany, 149 pp

Tetzlaff B, Vereecken H, Kunkel R, Wendland F (2009) Modelling phosphorus inputs from agricultural sources and urban areas in river basins. Environ Earth Sci 57(1):183–193. https://doi.org/10.1007/s00254-008-1293-1

Tetzlaff B, Andjelov M, Kuhr P, Uhan J, Wendland F (2015a) Model-based assessment of groundwater recharge in Slovenia. Environmental Earth Sciences 74, 6177–6192

Tetzlaff B, Friedrich K, Vorderbrügge T, Vereecken H, Wendland F (2011) Distributed modelling of mean annual soil erosion and sediment delivery rates to surface waters. Catena, 102, 13–20

Tetzlaff B, Kreins P, Kuhr P, Kunkel R, Wendland F (2017) Quantifizierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Thüringens mit eintragspfadbezogener und regionaler Differenzierung; Endbericht zum Forschungsprojekt, 189 p

Tetzlaff B, Kunkel R, Ta P, Wendland F, Wolters T (2021) Fortführung der Nährstoffmodellierung Mecklenburg-Vorpommern. Endbericht zum Forschungsprojekt, 184 p

Tetzlaff B, Haider J, Kreins P, Kuhr P, Kunkel R, Wendland F (2013) Grid-based modelling of nutrient inputs from diffuse and point sources for the state of North Rhine-Westphalia (Germany) as a tool for river basin management according to EU-WFD. River Systems Vol. 20/3–4, p. 213–229

Tetzlaff B, Keller L, Kuhr P, Kreins P, Kunkel R, Wendland F (2017) Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Schleswig-Holsteins unter Anwendung der Modellkombination RAUMIS-GROWA-WEKU-MEPhos, Endbericht zum Forschungsprojekt, 230 p

Trepel M, Fischer H, Fischer M, Kuhn U, Ulrich A, Ollesch G, Ritz S, Venohr M (2014) Empfehlung zur Übertragung flussbürtiger, meeresökologischer Reduzierungsziele ins Binnenland. In: B. L.-A. Wasser (ed), p 20

UBA [Umweltbundesamt] (2017) Schadstoffe im PRTR – Situation in Deutschland – Berichtsjahre 2007–2015. In Umweltbundesamt (p 123)

Uhlig M, Gebel M, Halbfaß S, Liedl R (2010) Mesoskalige Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratbelastung von Fließgewässern. Grundwasser-Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 3/2010

US Soil Conservation Service (1972) National Engineering Handbook: Chapter 4: Hydrology. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C., USA

van Beek CGEM (1987) Landbouw en Drinkwatervoorziening, orientierend Onderzoek naar de Beinvloeding can de Grondwaterkwaliteit door Bemesting en het Gebruik van Bestrijdingsmiddelen, Keuringsinstituut voor Waterleidingsartikelen KIWA N.V., Nieuwegein, The Netherlands

VDLUFA [Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten] (ed) (2012) Das VDLUFA Methodenbuch. Band I: Die Untersuchung von Böden, 4. Aufl. Darmstadt: VDLUFA-Verlag. Handbuch der landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik

VDLUFA [Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten] (ed) (2018) Wirkungen reduzierter N-Düngung auf Produktivität, Bodenfruchtbarkeit und N-Austragsgefährdung. Beurteilung anhand mehrjähriger Feldversuche. Darmstadt: VDLUFA-Verlag. VDLUFA-Schriftenreihe 72

Venohr M (2006) Modellierung der Einflüsse von Temperatur, Abfluss und Hydromorphologie auf die Stickstoffretention in Flusssystemen. In: Berliner Beiträge zur Ökologie (pp. 193)

Venohr M, Nguyen HH (2022) AGRUM-DE – Regional differenzierte Modellierung von Stickstoff- und Phosphoreinträgen aus urbanen Systemen und Punktquellen in die Oberflächengewässer Deutschlands: Endbericht vom 25.03.2022, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Venohr M, Gadegast M, Kulb I, Mahnkopf J, Wetzig A (2014) Modellierung von Nährstoffflüssen für die deutschen Flusseinzugsgebiete mit MONERIS auf Basis aktualisierter Daten für den Zeitraum 2006–2008 und Berechnung von Szenarien. In im Rahmen des F+E-Vorhabens (FKZ: 3709 25 221): „Eutrophierungsbewertung von Ökosystemen in Nord- und Ostsee im Rahmen von Oslo-Paris-Konvention, Helsinki-Konvention, EG-Wasserrahmenrichtlinie und Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie“ (pp. 142): Umweltbundesamt Fachgebiet II 2.2 – Stoffhaushalt Gewässer

Venohr M, Hirt U, Hofmann J, Opitz D, Gericke A, Wetzig A, Natho S, Neumann F, Hürdler J, Matranga M, Mahnkopf J, Gadegast M, Behrendt H (2011) Modelling of Nutrient Emissions in River Systems – MONERIS – Methods and Background. International Review of Hydrobiology 96(5):435–483. https://doi.org/10.1002/iroh.201111331

Voss G (1985) Zur Nitratverlagerung in mächtigen Lössdecken des Vorgebirges bei Bonn. PhD Thesis, University, Bonn, Germany, 115 pp

Waldmann F, Weinzierl W (2015) Identifikation kleinräumiger Risikogebiete zur Reduzierung der diffusen Phosphateinträge in Oberflächengewässer. LGRB-Fachbericht, 2015/3, Freiburg i. B., 37 p

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

WDüngV (2010) Verordnung über das Inverkehrbringen und Befördern von Wirtschaftsdünger, zu finden in <https://www.gesetze-im-internet.de/wd_ngv/BJNR106200010.html> [zitiert am 5.12.2022]

Wendland F (1992) Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften „alten“ Bundesländer (BRD). Berichte aus der Ökologischen Forschung. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany

Wendland F, Kunkel R (1999) Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Vol. 13, Jülich, 166 p

Wendland F, Kunkel R, Voigt HJ (2004) Assessment of groundwater residence times in the pore aquifers of the River Elbe Basin. Environmental Geology (1): 1–9

Wendland F, Albert H, Bach M, Schmidt R (eds) (1993) Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York

Wendland F, Kunkel R, Tetzlaff B, Dörhöfer G (2003) GIS-based determination of the mean long-term groundwater recharge in Lower Saxony. Environmental Geology, 45, 273–278

Wendland F, Herrmann F, Kunkel R, Tetzlaff B, Wolters T (2022) AGRUM-DE – Stickstoff- und Phosphoreinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Deutschlands mit eintragspfadbezogener und regionaler Differenzierung. Abschlussbericht zu den vom Forschungszentrum Jülich, Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG 3: Agrosphäre) beigetragenen Inhalten im Rahmen des LAWA finanzierten Projektes AGRUM-DE, 186 p

Wendland F, Keller L, Kuhr P, Kunkel R, Tetzlaff B (2015) Regional differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter Anwendung der Modellkombination GROWA-DENUZWEKU-MEPhos; Endbericht zum Forschungsprojekt im Auftrag des Landesamts für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern: Frankfurt, Germany, 300 p

Wendland F, Berthold G, Fritsche JG, Herrmann F, Kunkel R, Voigt HJ (2011) Konzeptionelles hydrogeologisches Modell zur Analyse und Bewertung von Verweilzeiten in Hessen. Grundwasser 16/3, 163–176

Wendland F, Hannappel S, Kunkel R, Schenk R, Voigt HJ, Wolter R (2005) A procedure to define natural groundwater conditions of groundwater bodies in Germany. Water Science and Technology, 51, 249–257

Wendland F, Herrmann F, Kunkel R, Ta P, Tetzlaff B, Wolters T (2021b) Quantifizierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer in Rheinland-Pfalz mit eintragspfadbezogener und regionaler Differenzierung – Projektabschlussbericht, Forschungszentrum Jülich; 227 p

Wendland F, Kreins P, Kuhr P, Kunkel R, Tetzlaff B, Vereecken H (2010) Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grund- und Oberflächenwasser in NRW unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen. Forschungszentrum Jülich, Reihe Energie und Umwelt, Bd. xx, 231 p

Wendland F, Bergmann S, Cremer N, Gömann H, Eisele M, Kreins P, Kunkel R (2021c) Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge zur Erreichung der Ziele für das Grundwasser und für den Meeresschutz LANUV-Fachbericht 110, Teil VII, 99 p

Wendland F, Bergmann S, Eisele M, Gömann H, Herrmann F, Kreins P, Kunkel R (2020) Model-Based Analysis of Nitrate Concentration in the Leachate—The North Rhine-Westfalia Case Study, Germany Water 12(2), 550, 1–18. [10.3390/w12020550]

Wendland F, Behrendt H, Gömann H, Hirt U, Kreins P, Kuhn U, Kunkel R, Tetzlaff B (2009) Determination of nitrogen reduction levels necessary to reach groundwater quality targets in large river basins: the Weser basin case study, Germany. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 85 (1), 63–78

Wendland F, Bergmann S, Eisele M, Herrmann F, Kunkel R, Linder B, Schöbel T, Schuster HJ (2021a) Modellierung der Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone und der Fließzeiten des Grundwassers in Nordrhein-Westfalen LANUV-Fachbericht 110, Teil III, 105 p

Wendland F, Heidecke C, Keller L, Kreins P, Kuhr P, Tetzlaff B, Trepel M, Wagner A (2014) Räumlich differenzierte Quantifizierung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer in Schleswig-Holstein. Korrespondenz Wasserwirtschaft 6/14, 327–332

Wendland F, Blum A, Coetsiers M, Gorova R, Griffioen J, Grima J, Hinsby K, Kunkel R, Marand, 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 (1): 77–85. https://doi.org/10.1007/s00254-007-0966-5

Wendling U, Schellin HG, Thoma M (1991) Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. Z. Meteorol., 34: 82–85

Werner W, Olfs HW, Auerswald K, Isermann K (1991) Stickstoff- und Phosphateintrag in Oberflächengewässer über „diffuse Quellen“. In: A Hamm (ed), Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Sankt Augustin, pp 665–764

Wessolek G, Facklam M (1997) Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 160 (1):41–46

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 p

Wienhaus S, Höper H, Eisele M, Meesenburg H, Schäfer W (2008) Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz – Ergebnisse eines Modellprojektes (NOLIMP) zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. GeoBerichte. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover, Germany

Wilke B, Schaub D (1996) Phosphatanreicherung bei Bodenerosion. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 79, 435–438

Wolters T, Cremer N, Eisele M, Herrmann F, Kreins P, Kunkel R, Wendland F (2021) Checking the plausibility of modelled nitrate concentrations in the leachate on federal state scale in Germany. Water, 13(2), 226. https://doi.org/10.3390/w13020226

Wundt W (1958) Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. In: R Grahmann; W Wundt (eds), Die Grundwässer in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Nutzung. Verlag der Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen, Germany, pp. 47–54

You L, Wood S (2005) Assessing the spatial distribution of crop areas using a cross-entropy method. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 7(4):310–323. https://doi.org/10.1016/j.jag.2005.06.010

You L, Wood S, Wood-Sichra U (2009) Generating plausible crop distribution maps for Sub-Saharan Africa using a spatially disaggregated data fusion and optimization approach. Agricultural Systems 99(2–3):126–140. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2008.11.003

Zweynert U (2008) Möglichkeiten und Grenzen bei der Modellierung von Nährstoffeinträgen auf Flussgebietsebene – Untersuchungen am Beispiel des Modells MONERIS. (PhD), TU-Dresden, Dresden

Anhang

Verzeichnis der Anhänge

Anhang 1	Anmerkung zur Kartendarstellung der landwirtschaftlichen Modellierung	353
Anhang 2	Daten und Koeffizienten der Stickstoffbilanzierung	354
Anhang 3	N_{min}-Werte	368
Anhang 4	Einträge aus urbanen Systemen und Punktquellen für das Basisjahr	369
Anhang 5	Frachten in die Küstengewässer	378
Anhang 6	Minderungsbedarf zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern bzw. in den Oberflächengewässern für den Ist-Zustand	382
Anhang 7	Minderungsbedarf zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das BL-DüV-GW-Szenario	393

Anhang-Tabellenverzeichnis

Tabelle A1:	Datengrundlagen nach Bundesländern	355
Tabelle A2:	Koeffizienten der tierischen Verfahren	361
Tabelle A3:	Koeffizienten der Pflanzenproduktionsverfahren	363
Tabelle A4:	Datengrundlagen der N_{min}-Werte	368
Tabelle A5:	Stickstoffeinträge aus urbanen Systemen und Punktquellen nach Eintragspfaden	369
Tabelle A6:	Phosphoreinträge aus urbanen Systemen und Punktquellen nach Eintragspfaden	370
Tabelle A7:	Stickstoffeinträge aus urbanen Systemen und Punktquellen nach Eintragspfaden	370
Tabelle A8:	Phosphoreinträge aus urbanen Systemen und Punktquellen nach Eintragspfaden	372
Tabelle A9:	Gesamte Diffuse sowie urbanen und punktförmigen Stickstoffeinträge sowie deren Anteil an den Gesamteinträgen in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten	373
Tabelle A10:	Gesamte Diffuse sowie urbanen und punktförmigen Phosphoreinträge sowie deren Anteil an den Gesamteinträgen in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten	375
Tabelle A11:	Gesamte Diffuse sowie urbanen und punktförmigen Stickstoffeinträge sowie deren Anteil an den Gesamteinträgen auf Bundeslandebene	376
Tabelle A12:	Gesamte Diffuse sowie urbanen und punktförmigen Phosphoreinträge sowie deren Anteil an den Gesamteinträgen auf Bundeslandebene	377
Tabelle A13:	Stickstofffrachten [t/a] in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten	378
Tabelle A14:	Phosphorfrachten [t/a] in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten	379
Tabelle A15:	Stickstofffrachten [t/a] in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) für das Basisjahr in den Ländern	380
Tabelle A16:	Phosphorfrachten [t/a] in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) für das Basisjahr in den Ländern	381
Tabelle A17:	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten Donau und Rhein unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder	382
Tabelle A18:	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Ems unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder	383
Tabelle A19:	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Weser unter Berücksichtigung der Landesanteile	384

Tabelle A20: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Elbe unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder 385

Tabelle A21: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Oder unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder 386

Tabelle A22: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten Maas, Eider, Schlei/Trave und Warnow/Peene unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder 386

Tabelle A23: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den Ländern 387

Tabelle A24: Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer zur Zielerreichung für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten Donau und Rhein unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder 387

Tabelle A25: Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer zur Zielerreichung für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Ems unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder 388

Tabelle A26: Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer zur Zielerreichung für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Weser unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder 389

Tabelle A27: Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer zur Zielerreichung für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Elbe unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder 389

Tabelle A28: Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer zur Zielerreichung für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Oder unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder 391

Tabelle A29: Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer zur Zielerreichung für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten Maas, Eider, Schlei/Trave und Warnow/Peene unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder 391

Tabelle A30: Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer zur Zielerreichung für das Basisjahr in den Ländern 392

Tabelle A31: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten Donau und Rhein unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder 393

Tabelle A32: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Ems unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder 394

Tabelle A33: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Weser unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder 395

Tabelle A34: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Elbe unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder 396

Tabelle A35: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Oder unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder 397

Tabelle A36: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten Maas, Eider, Schlei/Trave und Warnow/Peene unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder 398

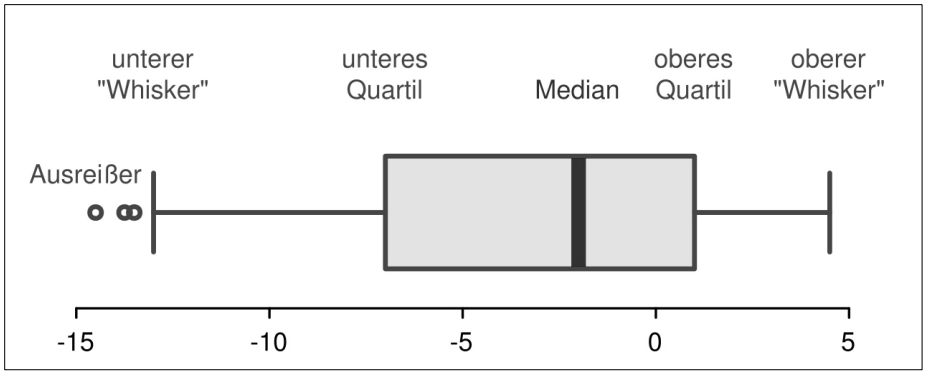
Tabelle A37: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand in den Ländern 398

Anhang 1 Anmerkung zur Kartendarstellung der landwirtschaftlichen Modellierung

Viele Datengrundlagen und Ergebnisse in diesem Bericht werden in Form von Karten dargestellt. Die Datengrundlagen der landwirtschaftlichen Karten entsprechen dem Durchschnitt der Jahre 2014 bis 2016 auf Ebene der bundesweit 9.642 Agraratlasgemeinden. In weiß ist für alle Karten – außer denen für die Erträge – die Nicht-LF dargestellt. In den Karten für die Erträge ist in weiß die Nicht-Ackerfläche bzw. für Grünland die Nicht-Grünlandfläche abgebildet. Die Angabe unterhalb der Legende stellt den bundesweiten (flächengewichteten) Durchschnitt dar.

Die rechts neben der Legende sich befindenden Box-Plots veranschaulichen die Verteilung der jeweiligen Werte. Ein exemplarischer Box-Plot ist in Abbildung A1 dargestellt. Innerhalb der Box liegen die mittleren 50 % der Daten; die Distanz zwischen dem unteren und dem oberen Quartil bezeichnet den Interquartilsabstand (IQR). Der Strich, der die Box unterteilt, ist der Median der Daten. Die Striche links und rechts der Box, „Whisker“ genannt, umfassen den letzten Wert, der innerhalb des 1,5-fachen IQR liegt, d. h. unteres Quartil -1,5 IQR bzw. oberes Quartil +1,5 IQR. Die senkrechten Linien, welche die Whisker begrenzen, sind optional und nicht in den Kartendarstellungen enthalten. Werte, die außerhalb der Whisker liegen, sind Ausreißer.

Abbildung A1: Exemplarische Darstellung eines Box-Plots



Quelle: https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=14697172 (Creative Commons), angepasst, letzter Zugriff am 01.06.2022

Anhang 2 Daten und Koeffizienten der Stickstoffbilanzierung

Tabelle A1: Datengrundlagen nach Bundesländern

Land	Land-nutzung	Vieh-haltung	Erträge	Biogas- und Biomethan-anlagen	Substrat-zusammen-setzung/ Einspeisung	Wirtschafts-dünger-transporte und -importe	Klärschlamm	Kompost
Brandenburg	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenregister[1], Marktstammdaten register[1], Stammdaten der Netzbetreiber[2], DENA Einspeiseatlas[3]	Biogaserzeugung im Land Brandenburg (LEFL Brandenburg 2017)[4]	Importmel-dungen auf Postleitzahl-ebene, vom Land bereitgestellt	Statistische Angaben zur landwirtschaft-lichen Verwertung von Klärschlamm auf Landesebene (DESTATIS, o. J.)	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN, 2019). Angaben auf Landesebene.
Baden-Württemberg	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenregister, Marktstammdaten register, Stammdaten der Netzbetreiber, DENA Einspeiseatlas	Messner, J. (2018)[5], Kleine Anfrage Landtag (2018)[6], Energie Atlas BW – Erneuerbare Energien BaWue[7,8,9]		Klärschlamm-berichte	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN, 2019). Angaben auf Landesebene.
Bayern	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenregister, Marktstammdaten register, Stammdaten der Netzbetreiber, DENA Einspeiseatlas	DBFZ Report Nr. 30[10], Landesamt für Statistik[11], Ministerium für Wirtschaft, Landesent-wicklung und Energie[12]	-	Abfallbilanz	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN, 2019). Angaben auf Landesebene.
Hessen	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenregister, Marktstammdaten register, Stammdaten der Netzbetreiber, DENA	DBFZ Report Nr. 30, Bericht: Energiemoni-toring[13]	Importmel-dungen auf Postleitzahl-ebene, vom Land bereitgestellt	POLARIS Klärschlamm-kataster, flächengenaue Daten	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN,

Land	Land-nutzung	Vieh-haltung	Erträge	Biogas- und Biomethan-anlagen	Substrat-zusammen-setzung/ Einspeisung	Wirtschafts-dünger-transporte und -importe	Klärschlamm	Kompost
								2019). Angaben auf Landesebene.
Mecklenburg-Vorpommern	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenregister, Marktstammdaten register, Stammdaten der Netzbetreiber, DENA	DBFZ Report Nr. 30, Energiebericht MV[14]	Bericht zur Abgabe und Aufnahme von Wirtschafts-düngern, Bioabfällen und Klär-schlämmen Mecklen-burg-Vorpomm-ern (Nawotke et al), Daten auf Kreisebene	Auswertungen des Klärschlamm-katasters auf Gemeindeebene	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN, 2019). Angaben auf Landesebene.
Niedersachsen	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenregister, Marktstammdaten register, Stammdaten der Netzbetreiber, DENA Einspeiseatlas	DBFZ Report Nr. 30, Biogas Inventur[15]	Auswertun-gen der Melde-datenbank auf Gemeinde-ebene, vom Land bereitgestellt	POLARIS Klärschlamm-kataster, flächengenaue Daten	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN, 2019). Angaben auf Landesebene.

Land	Land-nutzung	Vieh-haltung	Erträge	Biogas- und Biomethan-anlagen	Substrat-zusammen-setzung/ Einspeisung	Wirtschafts-dünger-transporte und -importe	Klärschlamm	Kompost
Nordrhein-Westfalen	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas, Tierseuchen kassen	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenregister, Marktstammdaten register, Stammdaten der Netzbetreiber, DENA Einspeiseatlas	DBFZ Report Nr. 30, Landwirt-schaftskammer NRW[16]	Auswertun-gen der Melde-datenbank auf Gemeinde-ebene, vom Land bereitgestellt	Statistische Angaben zur landwirtschaft-lichen Verwertung von Klärschlamm auf Landesebene (DESTATIS, o. J.)	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN, 2019). Angaben auf Landesebene.
Rheinland-Pfalz	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenliste vom Land bereitgestellt, DENA Einspeiseatlas	DBFZ Report Nr. 30, Biogaserhe-bung Rheinland-Pfalz[17]	Import-meldungen auf Postleitzahl-ebene, vom Land bereitgestellt	Klärschlamm-kataster, flächengenaue Daten	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN, 2019). Angaben auf Landesebene.
Saarland	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenregister, Markstamm-datenregister, Stammdaten der Netzbetreiber, DENA Einspeiseatlas	DBFZ Report Nr. 30	-	Statistische Angaben zur landwirtschaft-lichen Verwertung von Klärschlamm auf Landesebene (DESTATIS, o. J.)	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN, 2019). Angaben auf Landesebene.
Sachsen	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenregister, Markstamm-datenregister, Stammdaten der Netzbetreiber, DENA Einspeiseatlas	Daten und Fakten Biogas (2014, 2018, 2019)[18]	Importmel-dungen auf Landes-ebene, vom Land bereitgestellt	Auswertungen des Landes auf Kreisebene aus dem Aufbringungsplan 2017 (unveröffentlicht)	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN, 2019). Angaben auf Landesebene.

Land	Land-nutzung	Vieh-haltung	Erträge	Biogas- und Biomethan-anlagen	Substrat-zusammen-setzung/ Einspeisung	Wirtschafts-dünger-transporte und -importe	Klärschlamm	Kompost
Sachsen-Anhalt	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenregister, Markstamm-datenregister, Stammdaten der Netzbetreiber, DENA Einspeiseatlas	DBFZ 2019[19]	Importmel-dungen auf Bilanzraum-ebene, vom Land bereitgestellt	Eigene Auswertungen des Landes auf Kreisebene	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN, 2019). Angaben auf Landesebene.
Schleswig-Holstein	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenregister, Markstamm-datenregister, Stammdaten der Netzbetreiber, DENA Einspeiseatlas	DBFZ-Report Nr. 30 Bericht der Landesregie-rung[20,21,22]	Wirtschafts-düngerbe-richt (Lausen et al. 2015), Kreisebene	Statistische Angaben zur landwirtschaft-lichen Verwertung von Klärschlamm auf Landesebene (DESTATIS o. J.)	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN, 2019). Angaben auf Landesebene.
Thüringen	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenregister, Markstamm-datenregister, Stammdaten der Netzbetreiber, DENA Einspeiseatlas	Biogasbericht von Thüringen[23]	-	POLARIS Klärschlamm-kataster, flächengenaue Daten	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN, 2019). Angaben auf Landesebene.
Berlin	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenregister, Markstamm-datenregister, Stammdaten der Netzbetreiber, DENA Einspeiseatlas	DBFZ-Report Nr. 30	-	Statistische Angaben zur landwirtschaft-lichen Verwertung von Klärschlamm auf Landesebene (DESTATIS, o. J.)	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN, 2019). Angaben auf Landesebene.

Land	Land-nutzung	Vieh-haltung	Erträge	Biogas- und Biomethan-anlagen	Substrat-zusammen-setzung/ Einspeisung	Wirtschafts-dünger-transporte und -importe	Klärschlamm	Kompost
Bremen	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenregister, Markstamm-datenregister, Stammdaten der Netzbetreiber, DENA Einspeiseatlas	DBFZ-Report Nr. 30	-	Statistische Angaben zur landwirtschaft-lichen Verwertung von Klärschlamm auf Landesebene (DESTATIS, o. J.)	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN, 2019). Angaben auf Landesebene.
Hamburg	InVeKoS	HI Tier, InVeKoS, Agraratlas	Kreis-, Landes- und Bundes-statistiken	Anlagenregister, Markstamm-datenregister, Stammdaten der Netzbetreiber, DENA Einspeiseatlas	DBFZ-Report Nr. 30	-	Statistische Angaben zur landwirtschaft-lichen Verwertung von Klärschlamm auf Landesebene (DESTATIS, o. J.)	Auskunft des Landesamts für Statistik Niedersachsen zur landwirtschaftlichen Kompostverbringung in den Bundesländern (LSN, 2019). Angaben auf Landesebene.

[1] www.bundesnetzagentur.de
[2] www.netztransparenz.de
[3] www.dena.de
[4] vom Land bereitgestellt
[5] https://lazbw.landwirtschaft-bw.de/pb/site/pbs-bw-new/get/documents/MLR.LEL/PB5Documents/lazbw_2017/lazbw_gl/Gr%C3%BCnlandwirtschaft_und_Futterbau/Biogas/Dokumente_Biogas/Aktueller_Stand_Biogasnutzung_2018.pdf?attachment
[6] https://www.landtag-bw.de/files/live/sites/LTBW/files/dokumente/WP16/Drucksachen/4000/16_4532_D.pdf
[7] https://www.energieatlas-bw.de/documents/24384/24483/Erneuerbare_Energien_2014_Erste_Abschaetzung/f42923f8-5f85-49ad-9433-28f2061dee21
[8] https://www.zsw-bw.de/fileadmin/user_upload/PDFs/Aktuelles/2016/PDFs_Presseinformationen_Deutsch/Erneuerbare_Energien_2015.pdf
[9] https://www.zsw-bw.de/fileadmin/user_upload/Erneuerbare_Energien_BaWue_2016_erste_Abschaetzung.pdf
[10] https://www.dbfz.de/fileadmin/user_upload/Referenzen/DBFZ_Reports/DBFZ_Report_30.pdf
[11] https://www.statistik.bayern.de/mam/statistik/bauen_wohnen/energie/stromerzeugung_und_-verbrauch_20191204.xls
[12] https://www.stmwi.bayern.de/fileadmin/user_upload/stmwi/Publikationen/2020/Energiedaten-Bayern-kompakt.pdf
[13] https://redaktion.hessen-agentur.de/publication/2019/995_Energiemonitoring2019_komplett_Internet_100dpi.pdf
[14] https://www.regierung-mv.de/Publikationen/?id=18721&processor=veroeff
[15] https://www.3-n.info/media/4_Downloads/pdf_WssnSrvc_Srvc_Biogas_BiogasinventurNiedersachsen2018.pdf
[16] https://www.landwirtschaftskammer.de/Landwirtschaft/technik/energie/biogas/veroeffentlichungen/biogas-in-nrw.htm
[17] https://www.dlr.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/0/c661a290b8aef10ec12581f300343635/$FILE/Biogaserhebung2017_final.pdf

[18] https://www.landwirtschaft.sachsen.de/biogas-in-sachsen-12858.html; bereitgestellt durch das Land
[19] Substratverteilung in Biogasanlagen in Sachsen-Anhalt, Ergebnisse der Betreiberbefragungen DBFZ 2017 und 2018; bereitgestellt durch das Land
[20] https://www.landtag.ltsh.de/infothek/wahl18/drucks/4300/drucksache-18-4389.pdf
[21] http://www.landtag.ltsh.de/infothek/wahl18/drucks/5400/drucksache-18-5427.pdf
[22] https://www.schleswig-holstein.de/DE/Schwerpunkte/Energiewende/Daten/pdf/Monitoringbericht2019.pdf?__blob=publicationFile&v=1
[23] http://www.tll.de/www /daten/pflanzenproduktion/nawaro/nawaro_news/99_08_Biogas_ges.pdf

Quelle: eigene Darstellung (Thünen-Institut). Auf die angegebenen Weblinks wurde zuletzt am 26.04.2022 zugegriffen

Tabelle A2: Koeffizienten der tierischen Verfahren

	NAUS [kg N/(Tier * a)]	NGRO [kg N/(Tier * a)]	GV	RGV
Geflügel				
Enten	0,67		0,0038	
Gänse	1,84	1,34	0,017	
Puten	2,11		0,017	
Masthähnchen	0,48		0,0014	
Junghennen	0,32		0,0014	
Legehennen	0,85		0,004	
Sonstige Geflügel	1,5		0,017	
Schweine				
Ferkel	4,6		0,03	
Mastschweine und sonstige Schweine	14,8		0,13	
Sauen	27,3		0,3	
Rinder				
Milchkühe[2]			1,2	1,2
Mutterkühe	87	87	1,2	1,2
Rinder männl., 12–24 Monate	54,5	28,5	0,75	0,75
Rinder männl., > 24 Monate	64	61	1,2	1,2
Rinder männl., 6–12 Monate	37,5	20	0,43	0,43
Rinder männl., 6–24 Monate	45	38,5	0,65	0,65
Rinder männl., < 6 Monate	22	17,5	0,19	0,1
Rinder weibl., 12–24 Monate	58,5	57	0,75	0,75
Rinder weibl., > 24 Monate	70,5	66	1,2	1,2
Rinder weibl., 6–12 Monate	38	37	0,43	0,43
Rinder weibl., 6–24 Monate	48	47	0,65	0,65
Rinder weibl., > 24 Monate	23	22,5	0,19	0,1
Mastbullen	48,8	25,7	1,2	1,2
Fresseraufzucht	51,7	42	0,65	0,5
Kälberaufzucht	22	17,5	0,19	
Kälbermast	14,5	0,6	0,25	0,1
Färsenmast	51,7	42	1	1
Schafe und Ziegen				
Schafe	14,2	12,4	0,15	0,15
Schafe > 12 Monate	18,9	17,8	0,15	0,15
Schafe < 12 Monate	6,7	6	0,1	0,1
Mutterschafe	17,05	14,75	0,15	0,15
Ziegen	15,2	11,7	0,11	0,11
Ziegen > 12 Monate	13	10	0,11	0,11

	NAUS [kg N/(Tier * a)]	NGRO [kg N/(Tier * a)]	GV	RGV
Ziegen < 12 Monate	2,2	1,7	0,08	0,08
Mutterziegen	15,2	11,7	0,11	0,11
Schafe und Ziegen > 12 Monate	14,9	12,9	0,12	0,12
Schafe und Ziegen < 12 Monate	4	3,6	0,1	0,1
Mutterschafe und Mutterziegen	14,9	12,9	0,12	0,12
Sonstige Tiere				
Lamas und Alpakas[1]	22,7	22,7	0,2	0,2
Dam- und Rotwild[1]	5,5–22,7	5,5–22,7	0,03-0,2	0,03-0,2
Kaninchen	9,66	1	0,002-0,013	0,002-0,013
Equiden, Kleinpferde und Pferde < 6 Monate	34,9	22,1	0,5	0,3
Pferde > 6 Monate	51,1	25,8	1	1
Sonstige Tiere[1]	43–51,5	23–25,8	1	1

Anm.: Koeffizienten beziehen sich auf Durchschnittsbestände. [1] = Verfahren für bessere Übersichtlichkeit zusammengefasst. Verfahrensabgrenzung bedingt durch Eingangsdaten. [2] = Berechnung von NAUS und NGRO in Abhängigkeit von der Milchleistung. NAUS: N-Ausscheidungen. NGRO: N-Aufnahme durch Grobfutter. GV: Großvieheinheiten. RGV: Raufutter verzehrende Großvieheinheiten.

Quelle: Eigene Darstellung (Thünen-Institut), zusammengestellt aus Daten der Düngeverordnung, LfL Bayern (2019), LfL Bayern (2013), KTBL (2018), LfULG Sachsen (o. J.).

Tabelle A3: Koeffizienten der Pflanzenproduktionsverfahren

	NHPR [kg N/dt FM]	NNPR [kg N/dt FM)	NDUEABS [kg N/ha]	NDUEREL [kg N/(ha × dt)	NABF [kg N/ ha]		SAAT [kg/h a]	NFIX [kg N/ha]	ANPR	NRLF	YREF [dt FM/ha]	KSKO
Getreide und Ölsaaten												
Amaranth	2,34	0,6	40	2			20		2		35	KS/KO
Mais Corn-Cob-Mix	1	0,9	200				40		1		120	KS/KO
Dinkel	2,06	0,5	200				100		1		60	
Emmer	1,81	0,5	20	2			40		1		30	KS/KO
Hafer	1,73	0,5	40	1			140		1,1		55	KS/KO
Hirse	2,34	0,6	40	2			20		2		50	KS/KO
Hartweizen / Durum	2,31	0,5	200				100		0,8		55	
Körnermais	1,45	0,9	20	2			40		1		90	KS/KO
Krambe	3,5	1	30	4			4		1,5	0,3	30	KS/KO
Leinsamen	3,5	0,53	30	4			4		1,4	0,3	20	KS/KO
Roggen	1,73	0,5	40	1			110		0,9		70	KS/KO
Sommergerste	1,72	0,5	40	1			175		0,7		50	
Sonstiges Getreide	1,82	0,55	40	1			170		1,11		60	KS/KO
Sommermenggetreide	1,73	0,5	40	1			170		0,9		55	KS/KO
Sonnenblumen	2,91	1	10	4			50		2	0,3	30	KS/KO
Sonstige Ölpflanzen	2,91	1,4	30	4			4		2	0,3	40	KS/KO
Sorghum	2,34	0,5	40	2			20		2		50	KS/KO

	NHPR [kg N/dt FM]	NNPR [kg N/dt FM)	NDUEABS [kg N/ha]	NDUEREL [kg N/(ha × dt)	NABF [kg N/ ha]		SAAT [kg/h a]	NFIX [kg N/ha]	ANPR	NRLF	YREF [dt FM/ha]	KSKO
Sommerraps	3,35	0,7	30	4			4		1,7	0,3	30	KS/KO
Sommerroggen	1,58	0,5	40	1			110		0,9		65	KS/KO
Sommerrübsen	3,35	0,7	30	4			4		1,7	0,3	30	KS/KO
Sommerweizen	2,11	0,5		2,5			190		0,8		70	KS/KO
Triticale	1,72	0,5	20	2			170		0,8		60	KS/KO
Wintergerste	1,72	0,5	20	2			150		0,7		70	KO
Wintermenggetreide	1,73	0,5	40	1			170		0,9		70	KS/KO
Winterraps	3,35	0,7	30	5			4		1,7	0,3	40	KS/KO
Winterrübsen	3,35	0,7	30	4			4		1,7	0,3	35	KS/KO
Winterweizen		0,5		2,5			190		0,8		80	KS/KO
Feldfutter- und Energiepflanzen												
Durchwachsende Silphie	0,39		-20	0,4			25				500	KS/KO
Feldgras	0,52			0,6			25				550	KO
Futterleguminosen	0,52		-20	0,2			25	125			320	KO
Getreide-Leguminosen GPS	0,7		-20	0,2			170	130			400	KS/KO
Getreide GPS	0,56			0,5			170				400	KS/KO
Igniscium	0,31			0,4			25				550	KS/KO
Klee	0,55		-20	0,2			25	212			450	KO
Kleegras	0,52		-20	0,2			25	122			450	KO
Klee-Luzerne-Gemisch	0,54		-20	0,2			20	220			220	KO
Luzerne	0,6		-20	0,2			20	228			400	KO
Miscanthus			200		150		25				200	KS/KO
Riesenweizengras	0,39			0,4			25				500	KS/KO
Rohrglanzgras	0,41		-20	0,4			25				400	KS/KO

	NHPR [kg N/dt FM]	NNPR [kg N/dt FM)	NDUEABS [kg N/ha]	NDUEREL [kg N/(ha × dt)	NABF [kg N/ ha]		SAAT [kg/h a]	NFIX [kg N/ha]	ANPR	NRLF	YREF [dt FM/ha]	KSKO
Sida	0,34		-20	0,4			25				400	KS/KO
Silomais[1]	0,47			0,5			45				450	KO
Sonstige Energiepflanzen	0,41		-20	0,4			25				350	KS/KO
Sonstige Futterpflanzen	0,39		-20	0,4			25			0,3	410	KO
Sudangras	0,34		-20	0,4			25				400	KS/KO
Hackfrüchte												
Frühkartoffeln	0,35	0,2	60	0,4			2.000		0,2	0,3	400	KS/KO
Kohlrüben	0,14	0,25		0,25			5		0,4	0,25	850	KS/KO
Pflanzkartoffeln	0,35	0,2	10	0,4			2.000		0,2	0,3	425	KS/KO
Runkelrüben	0,16	0,27	20	0,25			5		0,4	0,25	700	KS/KO
Sonstige Hackfrüchte	0,19	0,23		0,25			5		0,3	0,25	700	KS/KO
Sonstige Kartoffeln	0,35	0,1	10	0,4			2.000		0,3	0,3	500	KS/KO
Stärkekartoffeln	0,35	0,2	10	0,4			2.000		0,2	0,3	450	KS/KO
Zuckerrüben	0,18	0,4	40	0,2			5		0,7	0,25	650	KS/KO
Grünland												
Stillgelegtes Dauergrünland	0,55										0	
Wechselgrünland	0,55		100								0	
Grünland[1]	0,55		-35 – -20	0,5–0,6								
Grünland extensiv[1]	0,55		-35 – -20	0,5–0,6								
Grünland Neueinsaat[1]	0,55											
Körnerleguminosen												
Sonstige Leguminosen	3,83	1,5	20	2			210	125	1	0,3	25	
Ackerbohnen	4,1	1,5	20	2			210	200	1	0,3	35	
Futtererbsen	3,6	1,5	20	2			220	176	1	0,3	35	
Sonstige Hülsenfrüchte	4,1	1,5	20	2			210	180	1	0,3	35	
Linsen	3,58	1,5	20	2			210	70	1	0,3	15	
Lupine	4,48	0,3	20	2			200	150	1,5	0,3	30	

	NHPR [kg N/dt FM]	NNPR [kg N/dt FM)	NDUEABS [kg N/ha]	NDUEREL [kg N/(ha × dt)	NABF [kg N/ ha]		SAAT [kg/h a]	NFIX [kg N/ha]	ANPR	NRLF	YREF [dt FM/ha]	KSKO
Soja	4,4	1,5	20	2			210	133	1	0,3	25	
Wicke	3,85	1,5	20	2			210	95	1	0,3	15	
Obst und Gemüse												
Apfel	0,11		85								400	KO
Artischocke	0,19		150								160	
Beerenobst	0,2		85								100	
Birne	0,11		85								400	KO
Blumenkohl	0,28		250								350	KO
Erdbeeren			60		34						140	KO
Haselnuss	1,9		85								30	KO
Kernobst	0,18		85								300	KO
Sonstiges Obst			85		50						0	KO
Walnuss	0,26		85								100	KO
Gemüseverfahren[1]			140-250		50-150							KO
Gemüseerbsen	1		250					120			430	
Gurken	0,15		250								800	KO
Kohl			250		142							KO
Möhren			250		103							
Salat			250		80							
Spinat			250		78							
Tomaten	0,3		250								600	KO
Topinambur	0,16	0,25	140						0,4	0,25	400	KO
Zuckermais	0,35		150								400	KO
Zwiebeln			250		122							
Sonstige Pflanzen												
Blumen und Zierpflanzen			85		50						1	KS/KO
Buchweizen	1,65	0,6	100						2,3		25	KS/KO

	NHPR [kg N/dt FM]	NNPR [kg N/dt FM)	NDUEABS [kg N/ha]	NDUEREL [kg N/(ha × dt)	NABF [kg N/ ha]		SAAT [kg/h a]	NFIX [kg N/ha]	ANPR	NRLF	YREF [dt FM/ha]	KSKO
Färberwaid	5	0,35	85						10		10	KS/KO
Faserbrennnessel	0,4		145								40	KS/KO
Faserflachs	1		145								80	KS/KO
Sämereien	2,8	1,5	145						8		10	KS/KO
Grassamenvermehrung	2,2	1,5	145						5,8		20	KS/KO
Hanf	0,4		145								150	KS/KO
Heil-, Duft-, und Gewürzpflanzen[1]	0,5		85–140								100–200	KO
Hopfen	3	0,6	145						8		17,5	KS/KO
Schnellwachsende Feldgehölze	0,3		145								100	KS/KO
Rebland			50		25						100	KO
Rhabarber	0,18		150								350	KO
Rollrasen	0,25		145								2.000	KS/KO
Rübensamenvermehrung	1,53	0,6	145						6		10	KS/KO
Sonstige Dauerkulturen	0,3		145								100	KO
Sonstige Handelspflanzen	0,17 – 0,5		85								100 – 140	KS/KO
Sonstige Pflanzen			145		100							KS/KO
Stilllegungsflächen (inkl. Brachen, Blüh-, Rand- und Pufferstreifen)											0	
Spargel	0,25		95		25						100	KO
Tabak	4		145								23	KS/KO
Weihnachtsbäume	0,5		0								30	KS/KO
Zichoriengewächse	0,25		85								350	

Anm.: Verfahrensabgrenzung bedingt durch Eingangsdaten. [1]) Ähnliche Verfahren zur besseren Übersichtlichkeit zusammengefasst. NHPR: N-Gehalt des Haupternteprodukts. NNPR: N-Gehalt der Nebenprodukte. NDUEABS: Absoluter Teil der Stickstoffbedarfsfunktionen. NDUEREL: Relativer Teil der Stickstoffbedarfsfunktionen. NABF: Pauschalwert N-Abfuhr. SAAT: Saatstärken. NFIX: Pauschale N-Fixierungsleistung pro Jahr. ANPR: Anteil der Nebenprodukte im Verhältnis zum Hauptprodukt. NRLF: N-Rücklieferungsindex. YREF: Referenzertrag, falls keine Ertragsstatistiken zur Verfügung stehen. KSKO: Pflanzenbauliche Eignung der Kultur für Kompostdüngung (KO), Klärschlammdüngung (KS) bzw. beidem (KS/KO).

Quelle: Eigene Darstellung (Thünen-Institut), zusammengestellt aus Daten der Düngeverordnung, LfL Bayern (2019), LfL Bayern (2013) und Kape et al. (2018).

Anhang 3 N_{min}-Werte

Tabelle A4: Datengrundlagen der N_{min}-Werte

Bundesland	Jahre	räumliche Auflösung	Klassifizierung	Tiefe
BB	2014–2019		VDLUFA Bodengruppe	0–90 cm
BW	2014–2019	Regionen	Kulturart	0–90 cm
BY	2014–2016	Bezirke	Kulturart	0–90 cm
HE	2014–2019	Gemeinden	Kulturart	0–90 cm
MV		Kreise	Bodenart	0–60 cm
NI	2015–2019		Kultur- und Bodenart	0–90 cm
NW	2015–2019		Kultur- und Bodenart	
RP	2014–2019	Regionen	Kulturarten	0–60 cm
SN	2010–2018	Kreise	Bewirtschaftungsform	0–60 cm
ST	2014–2016	Raster (Amtsbereiche)	VDLUFA Bodengruppen	0–90 cm
SH	2014–2019	Bodenklimaräume	keine	0–60 cm und 0–90 cm
TH	2014–2019		Kultur- und Bodenart	0–60 cm

Anm.: Für SL, HH, HB und BE sind keine Daten verfügbar. Verwendet werden nur Daten bis 2016.

Quelle: Eigene Darstellung (Thünen-Institut).

Anhang 4 Einträge aus urbanen Systemen und Punktquellen für das Basisjahr

Tabelle A5: Stickstoffeinträge aus urbanen Systemen und Punktquellen nach Eintragspfaden

Stickstoffeinträge [t N/a] aus urbanen Systemen und Punktquellen										
	Oberflächengewässer				Boden-Grundwasser			Punktquellen		
Land	MK	TK	KKA (DIR)	KKA (KAN)	KKA (GW)	EX_GW	Nicht ang.	kl. KA	kom. KA	ID
BB	< 5	410	< 5	< 5	170	510	80	40	2.700	130
BE	20	110	< 5	< 5	10	190	< 5	< 5	1.200	< 5
BW	390	390	60	< 5	20	2.000	10	530	14.000	200
BY	460	810	320	50	360	2.400	140	1.600	17.000	380
HB	10	80	< 5	< 5	< 5	50	< 5	< 5	640	60
HE	150	170	20	< 5	10	990	10	650	5.600	710
HH	30	90	< 5	< 5	10	100	< 5	< 5	2.200	< 5
MV	< 5	310	< 5	< 5	320	330	60	150	660	< 5
NI	20	2.200	60	< 5	790	1.100	230	100	2.900	210
NW	580	1.500	280	< 5	370	2.500	120	120	16.000	850
RP	110	130	20	< 5	< 5	940	< 5	440	3.100	1.500
SH	10	590	< 5	< 5	280	350	70	380	1.300	< 5
SL	50	20	10	10	< 5	280	< 5	110	920	< 5
SN	60	250	470	240	120	740	90	310	3.100	70
ST	10	380	90	60	100	500	50	120	1.200	370
TH	30	100	260	770	20	440	120	160	950	< 5
DE	**1.900**	**7.500**	**1.600**	**1.100**	**2.600**	**13.000**	**990**	**4.800**	**74.000**	**4.500**

Anm.: Mischkanalisationsüberläufen (MK), Trennkanalisation (TK), Kleinkläranlagen (KKA, < 50 EW) mit Einleitung über Rohr/Graben (DIR), Kanalisation (KAN), oder eine Boden-Grundwasserpassage (GW), sowie Einträge in das Grundwasser aus Kanalisationsleckagen (EX_GW), nicht an die Kanalisation angeschlossene versiegelte Flächen (Nicht ang.) und Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen (kom. KA, > 2.000 EGW), kleinen Kläranlagen (kl. KA, 50–2.000 EW), industriellen Direkteinleitern (ID).

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A6: Phosphoreinträge aus urbanen Systemen und Punktquellen nach Eintragspfaden

	Phosphoreinträge [t P/a] aus urbanen Systemen und Punktquellen									
	Oberflächengewässer				Boden-Grundwasser			Punktquellen		
Land	MK	TK	KKA (DIR)	KKA (KAN)	KKA (GW)	EX_GW	Nicht ang.	kl. KA	kom. KA	ID
BB	< 5	80	< 5	< 5	30	90	20	10	150	< 5
BE	< 5	20	< 5	< 5	< 5	30	< 5	< 5	40	< 5
BW	70	70	10	< 5	< 5	350	< 5	90	730	10
BY	80	120	60	10	60	430	30	380	1.100	20
HB	< 5	10	< 5	< 5	< 5	10	< 5	< 5	20	< 5
HE	30	30	< 5	< 5	< 5	170	< 5	120	460	20
HH	< 5	10	< 5	< 5	< 5	20	< 5	< 5	100	< 5
MV	< 5	50	< 5	< 5	60	60	10	40	50	< 5
NI	< 5	290	10	< 5	140	200	30	20	320	30
NW	100	180	50	< 5	60	430	20	10	1.000	50
RP	20	30	< 5	< 5	< 5	170	< 5	90	280	60
SH	< 5	80	< 5	< 5	50	60	10	90	70	10
SL	10	10	< 5	< 5	< 5	50	< 5	20	130	< 5
SN	10	40	80	40	20	130	20	70	270	< 5
ST	< 5	70	20	10	20	90	10	20	100	20
TH	10	20	40	130	< 5	80	30	40	130	< 5
DE	**330**	**1.100**	**270**	**200**	**450**	**2.400**	**190**	**1.000**	**4.900**	**210**

Anm.: Mischkanalisationsüberläufen (MK), Trennkanalisation (TK), Kleinkläranlagen (KKA, < 50 EW) mit Einleitung über Rohr/Graben (DIR), Kanalisation (KAN), oder eine Boden-Grundwasserpassage (GW), sowie Einträge in das Grundwasser aus Kanalisationsleckagen (EX_GW), nicht an die Kanalisation angeschlossene versiegelte Flächen (Nicht ang.) und Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen (kom. KA, > 2.000 EGW), kleinen Kläranlagen (kl. KA, 50–2.000 EW), industriellen Direkteinleitern (ID).

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A7: Stickstoffeinträge aus urbanen Systemen und Punktquellen nach Eintragspfaden

	Stickstoffeinträge [t N/a] aus urbanen Systemen und Punktquellen									
	Oberflächengewässer				Boden-Grundwasser			Punktquellen		
Flussgebietseinheit	MK	TK	KKA (DIR)	KKA (KAN)	KKA (GW)	EX_GW	Nicht ang.	kl. KA	kom. KA	ID
1000 – Donau	**400**	**710**	**260**	**30**	**350**	**1.900**	**120**	**1.100**	**13.000**	**300**
2000 – Rhein	**1.200**	**1.600**	**360**	**80**	**260**	**6.200**	**120**	**1.900**	**39.000**	**3.200**
2100 – Alpenrhein/Bodensee	40	50	10	< 5	20	160	< 5	40	1.300	< 5
2200 – Hochrhein	20	30	10	< 5	< 5	100	< 5	30	410	< 5
2300 – Oberrhein	130	250	30	< 5	10	770	< 5	60	5.200	1.700
2380 – Neckar	200	100	20	< 5	< 5	990	< 5	300	7.500	130
2400 – Main	160	190	80	60	20	1.100	20	690	7.700	450
2600 – Mosel/Saar	70	60	20	10	< 5	540	< 5	340	1.600	< 5
2700 – Mittelrhein	80	80	10	< 5	< 5	650	< 5	340	2.300	180
2800 – Niederrhein	490	600	170	< 5	130	1.800	40	110	13.000	790

Flussgebietseinheit	Stickstoffeinträge [t N/a] aus urbanen Systemen und Punktquellen									
	Oberflächengewässer				Boden-Grundwasser			Punktquellen		
	MK	TK	KKA (DIR)	KKA (KAN)	KKA (GW)	EX_GW	Nicht ang.	kl. KA	kom. KA	ID
2900 – Deltarhein	10	220	30	< 5	80	100	40	< 5	420	< 5
3000 – Ems	**20**	**1.000**	**70**	**< 5**	**410**	**380**	**130**	**20**	**1.400**	**< 5**
3100 – Obere Ems	20	370	50	< 5	130	180	40	< 5	750	< 5
3500 – Ems/Nordradde	< 5	110	< 5	< 5	30	30	10	< 5	130	< 5
3600 – Hase	< 5	270	20	< 5	90	70	40	< 5	160	< 5
3800 – Leda-Jümme	< 5	140	< 5	< 5	70	40	20	< 5	190	< 5
3900 – Untere Ems	< 5	130	< 5	< 5	100	50	20	10	130	< 5
3990 – Ems-Ästuar	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
4000 – Weser	**100**	**1.600**	**150**	**300**	**330**	**1.400**	**130**	**530**	**5.100**	**330**
4100 – Werra	10	20	70	270	< 5	150	30	90	340	80
4200 – Fulda/Diemel	30	50	20	< 5	< 5	290	< 5	360	1.200	< 5
4500 – Weser	30	360	50	< 5	80	280	30	20	1.200	60
4800 – Aller	10	340	10	< 5	30	240	10	40	570	130
4880 – Leine	10	290	10	30	< 5	220	< 5	10	610	< 5
4900 – Tideweser	10	510	< 5	< 5	210	240	60	10	1.100	60
5000 – Elbe	**160**	**1.800**	**730**	**740**	**720**	**2.700**	**360**	**790**	**12.000**	**510**
5210 – Obere Moldau	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	10	< 5	< 5
5240 – Berounka	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
5300 – Eger und Untere Elbe	< 5	< 5	10	< 5	< 5	30	< 5	20	140	< 5
5400 – Mulde-Elbe-Schw. Elster	50	250	360	170	110	620	80	230	2.500	70
5600 – Saale	50	330	350	550	60	750	120	280	2.300	370
5700 – Mittlere Elbe/Elde	< 5	230	< 5	10	200	270	50	70	400	< 5
5800 – Havel	30	440	20	10	130	610	60	50	3.800	< 5
5900 – Tideelbe	30	550	< 5	< 5	220	370	50	130	2.900	80
6000 – Oder	**< 5**	**120**	**< 5**	**< 5**	**60**	**150**	**20**	**20**	**230**	**130**
6300 – Mittlere Oder (IKSO)	< 5	20	< 5	< 5	< 5	20	< 5	< 5	50	60
6400 – Lausitzer Neiße (IKSO)	< 5	30	< 5	< 5	20	40	< 5	< 5	90	< 5
6700 – Stettiner Haff	< 5	30	< 5	< 5	30	40	10	10	30	< 5
6900 – Untere Oder	< 5	40	< 5	< 5	10	50	10	10	60	70
7000 – Maas	**50**	**200**	**< 5**	**< 5**	**50**	**250**	**10**	**10**	**1.500**	**< 5**
9500 – Eider	**< 5**	**130**	**< 5**	**< 5**	**100**	**70**	**30**	**110**	**180**	**< 5**
9610 – Schlei/Trave	**< 5**	**220**	**< 5**	**< 5**	**110**	**150**	**20**	**140**	**700**	**< 5**
9650 – Warnow/Peene	**< 5**	**200**	**< 5**	**< 5**	**200**	**200**	**40**	**120**	**510**	**< 5**

Anm.: Mischkanalisationsüberläufen (MK), Trennkanalisation (TK), Kleinkläranlagen (KKA, < 50 EW) mit Einleitung über Rohr/Graben (DIR), Kanalisation (KAN), oder eine Boden-Grundwasserpassage (GW), sowie Einträge in das Grundwasser aus Kanalisationsleckagen (EX_GW), nicht an die Kanalisation angeschlossene versiegelte Flächen (Nicht ang.) und Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen (kom. KA, > 2.000 EGW), kleinen Kläranlagen (kl. KA, 50–2.000 EW), industriellen Direkteinleitern (ID).

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A8: Phosphoreinträge aus urbanen Systemen und Punktquellen nach Eintragspfaden

	Phosphoreinträge [t P/a] aus urbanen Systemen und Punktquellen									
	Oberflächengewässer				Boden-Grundwasser			Punktquellen		
Flussgebietseinheit	MK	TK	KKA (DIR)	KKA (KAN)	KKA (GW)	EX_GW	Nicht ang.	kl. KA	kom. KA	ID
1000 – Donau	70	110	40	< 5	60	340	20	250	810	10
2000 – Rhein	210	240	60	10	50	1.100	20	400	2.500	150
2100 – Alpenrhein/Bodensee	10	10	< 5	< 5	< 5	30	< 5	< 5	30	< 5
2200 – Hochrhein	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	20	< 5	10	30	< 5
2300 – Oberrhein	20	50	< 5	< 5	< 5	140	< 5	10	280	70
2380 – Neckar	30	20	< 5	< 5	< 5	170	< 5	60	390	< 5
2400 – Main	30	30	10	10	< 5	200	10	160	530	30
2600 – Mosel/Saar	10	10	< 5	< 5	< 5	100	< 5	70	200	< 5
2700 – Mittelrhein	10	20	< 5	< 5	< 5	120	< 5	70	240	< 5
2800 – Niederrhein	80	80	30	< 5	20	320	10	10	800	50
2900 – Deltarhein	< 5	20	10	< 5	10	20	< 5	< 5	30	< 5
3000 – Ems	< 5	100	10	< 5	70	70	20	< 5	120	< 5
3100 – Obere Ems	< 5	40	10	< 5	20	30	< 5	< 5	60	< 5
3500 – Ems/Nordradde	< 5	10	< 5	< 5	10	10	< 5	< 5	10	< 5
3600 – Hase	< 5	20	< 5	< 5	20	10	< 5	< 5	20	< 5
3800 – Leda-Jümme	< 5	10	< 5	< 5	10	10	< 5	< 5	10	< 5
3900 – Untere Ems	< 5	20	< 5	< 5	20	10	< 5	< 5	20	< 5
3990 – Ems-Ästuar	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
4000 – Weser	20	230	30	50	60	250	20	90	500	20
4100 – Werra	< 5	< 5	10	50	< 5	30	10	20	50	< 5
4200 – Fulda/Diemel	10	10	< 5	< 5	< 5	50	< 5	50	120	< 5
4500 – Weser	< 5	50	10	< 5	10	50	< 5	10	120	< 5
4800 – Aller	< 5	60	< 5	< 5	< 5	40	< 5	10	70	10
4880 – Leine	< 5	50	< 5	< 5	< 5	40	< 5	< 5	70	< 5
4900 – Tideweser	< 5	60	< 5	< 5	40	40	10	< 5	60	10
5000 – Elbe	30	300	130	130	120	470	80	170	800	40
5210 – Obere Moldau	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
5240 – Berounka	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
5300 – Eger und Untere Elbe	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	10	< 5
5400 – Mulde-Elbe-Schw. Elster	10	40	60	30	20	110	20	50	220	< 5
5600 – Saale	10	60	60	90	10	130	30	50	200	10
5700 – Mittlere Elbe/Elde	< 5	40	< 5	< 5	30	50	10	20	40	10
5800 – Havel	< 5	80	< 5	< 5	20	110	10	10	170	< 5
5900 – Tideelbe	10	80	< 5	< 5	40	70	10	30	150	20
6000 – Oder	< 5	20	< 5	< 5	10	30	10	10	20	< 5
6300 – Mittlere Oder (IKSO)	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
6400 – Lausitzer Neiße (IKSO)	< 5	10	< 5	< 5	< 5	10	< 5	< 5	10	< 5

Flussgebietseinheit	Phosphoreinträge [t P/a] aus urbanen Systemen und Punktquellen									
	Oberflächengewässer				Boden-Grundwasser			Punktquellen		
	MK	TK	KKA (DIR)	KKA (KAN)	KKA (GW)	EX_GW	Nicht ang.	kl. KA	kom. KA	ID
6700 – Stettiner Haff	< 5	10	< 5	< 5	< 5	10	< 5	< 5	< 5	< 5
6900 – Untere Oder	< 5	10	< 5	< 5	< 5	10	< 5	< 5	10	< 5
7000 – Maas	10	30	< 5	< 5	10	40	< 5	< 5	60	< 5
9500 – Eider	< 5	20	< 5	< 5	20	10	10	30	20	< 5
9610 – Schlei/Trave	< 5	30	< 5	< 5	20	30	< 5	20	20	< 5
9650 – Warnow/Peene	< 5	30	< 5	< 5	30	40	10	30	30	< 5

Anm.: Mischkanalisationsüberläufen (MK), Trennkanalisation (TK), Kleinkläranlagen (KKA, < 50 EW) mit Einleitung über Rohr/Graben (DIR), Kanalisation (KAN), oder eine Boden-Grundwasserpassage (GW), sowie Einträge in das Grundwasser aus Kanalisationsleckagen (EX_GW), nicht an die Kanalisation angeschlossene versiegelte Flächen (Nicht ang.) und Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen (kom. KA, > 2.000 EGW), kleinen Kläranlagen (kl. KA, 50–2.000 EW), industriellen Direkteinleitern (ID).

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A9: Gesamte Diffuse sowie urbanen und punktförmigen Stickstoffeinträge sowie deren Anteil an den Gesamteinträgen in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten

Flussgebietseinheit	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und urban + punktförmigen Quellen für das Basisjahr				
	Diffus in t/a	Urban+Punkt in t/a	Gesamt in t/a	spezifisch in kg/(km² × a)	Anteil von Urban+Punkt an Gesamt in %
1000 – Donau*	**71.000**	**16.000**	**87.000**	**1.543**	**18**
2000 – Rhein*	**133.000**	**47.000**	**180.000**	**1.704**	**26**
2100 – Alpenrhein/Bodensee	4.800	1.200	6.000	1.851	19
2200 – Hochrhein	3.100	760	3.860	1.395	20
2300 – Oberrhein	7.900	7.300	15.200	1.126	48
2380 – Neckar	19.000	8.300	27.300	1.961	30
2400 – Main	28.000	9.300	37.300	1.357	25
2600 – Mosel/Saar	15.000	2.100	17.100	1.820	12
2700 – Mittelrhein	15.000	3.000	18.000	1.312	17
2800 – Niederrhein	32.000	15.000	47.000	2.492	31
2900 – Deltarhein	8.400	680	9.080	2.696	7
3000 – Ems*	**24.000**	**2.500**	**26.500**	**1.896**	**9**
3100 – Obere Ems	13.000	1.200	14.200	2.956	8
3500 – Ems/Nordradde	1.100	230	1.330	867	18
3600 – Hase	6.500	460	6.960	2.238	7
3800 – Leda-Jümme	2.400	330	2.730	1.263	12
3900 – Untere Ems	1.100	260	1.360	557	19
3990 – Ems-Ästuar	0	2	2	112	77
4000 – Weser*	**57.000**	**8.100**	**65.100**	**1.373**	**13**
4100 – Werra	6.200	880	7.080	1.293	12
4200 – Fulda/Diemel	13.000	1.700	14.700	1.660	12

Flussgebietseinheit	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und urban + punktförmigen Quellen für das Basisjahr				
	Diffus in t/a	Urban+Punkt in t/a	Gesamt in t/a	spezifisch in kg/(km² × a)	Anteil von Urban+Punkt an Gesamt in %
4500 – Weser	16.000	1.800	17.800	2.068	10
4800 – Aller	4.400	1.100	5.500	601	20
4880 – Leine	9.600	960	10.560	1.624	9
4900 – Tideweser	8.100	1.700	9.800	1.099	18
5000 – Elbe*	**65.000**	**17.000**	**82.000**	**848**	**21**
5210 – Obere Moldau	50	9	59	784	14
5240 – Berounka	30	1	31	912	5
5300 – Eger und Untere Elbe	1.200	180	1.380	1.330	14
5400 – Mulde-Elbe-Schw. Elster	17.000	3.700	20.700	1.139	18
5600 – Saale	25.000	4.300	29.300	1.234	14
5700 – Mittlere Elbe/Elde	6.300	710	7.010	421	10
5800 – Havel	3.800	4.300	8.100	343	53
5900 – Tideelbe	11.000	3.600	14.600	1.162	24
6000 – Oder*	**2.800**	**500**	**3.300**	**325**	**15**
6300 – Mittlere Oder (IKSO)	120	130	250	357	51
6400 – Lausitzer Neiße (IKSO)	920	130	1.050	739	12
6700 – Stettiner Haff	1.100	70	1.170	274	6
6900 – Untere Oder	630	170	800	218	22
7000 – Maas	**5.100**	**1.700**	**6.800**	**1.717**	**25**
9500 – Eider	**4.700**	**420**	**5.120**	**1.081**	**8**
9610 – Schlei/Trave	**10.000**	**1.100**	**11.100**	**1.822**	**10**
9650 – Warnow/Peene	**8.900**	**830**	**9.730**	**702**	**8**
Deutschland	**382.000**	**95.000**	**477.000**	**1.329**	**20**

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A10: Gesamte Diffuse sowie urbanen und punktförmigen Phosphoreinträge sowie deren Anteil an den Gesamteinträgen in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten

Flussgebietseinheit	Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und urban + punktförmigen Quellen für das Basisjahr				
	Diffus in t/a	Urban+Punkt in t/a	Gesamt in t/a	spezifisch in kg/(km² × a)	Anteil von Urban+Punkt an Gesamt in %
1000 – Donau*	**2.100**	**1.300**	**3.400**	**61**	**38**
2000 – Rhein*	**3.200**	**3.600**	**6.800**	**143**	**53**
2100 – Alpenrhein/Bodensee	130	40	170	148	23
2200 – Hochrhein	90	50	140	192	37
2300 – Oberrhein	440	440	880	120	50
2380 – Neckar	510	510	1.020	123	50
2400 – Main	820	800	1.620	174	49
2600 – Mosel/Saar	260	300	560	272	54
2700 – Mittelrhein	350	350	700	232	50
2800 – Niederrhein	500	1.100	1.600	104	68
2900 – Deltarhein	90	60	150	217	38
3000 – Ems*	**750**	**240**	**990**	**401**	**24**
3100 – Obere Ems	120	110	230	197	48
3500 – Ems/Nordradde	70	20	90	383	20
3600 – Hase	100	50	150	330	34
3800 – Leda-Jümme	170	30	200	590	13
3900 – Untere Ems	290	40	330	1.233	11
3990 – Ems-Ästuar	1	0	1	507	25
4000 – Weser*	**2.100**	**930**	**3.030**	**371**	**31**
4100 – Werra	140	130	270	316	49
4200 – Fulda/Diemel	310	200	510	295	39
4500 – Weser	390	190	580	331	32
4800 – Aller	170	140	310	294	45
4880 – Leine	280	130	410	429	32
4900 – Tideweser	790	130	920	532	15
5000 – Elbe*	**2.300**	**1.600**	**3.900**	**233**	**41**
5210 – Obere Moldau	2	2	4	374	50
5240 – Berounka	1	0	1	528	30
5300 – Eger und Untere Elbe	20	20	40	210	50
5400 – Mulde-Elbe-Schw. Elster	460	420	880	237	48
5600 – Saale	590	480	1.070	250	45
5700 – Mittlere Elbe/Elde	240	110	350	478	31
5800 – Havel	260	270	530	123	51
5900 – Tideelbe	780	290	1.070	292	27
6000 – Oder*	**120**	**50**	**170**	**353**	**30**
6300 – Mittlere Oder (IKSO)	7	8	15	114	51

Flussgebietseinheit	Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und urban + punktförmigen Quellen für das Basisjahr				
	Diffus in t/a	Urban+Punkt in t/a	Gesamt in t/a	spezifisch in kg/(km² × a)	Anteil von Urban+Punkt an Gesamt in %
6400 – Lausitzer Neiße (IKSO)	30	20	50	346	37
6700 – Stettiner Haff	50	10	60	863	23
6900 – Untere Oder	40	10	50	325	27
7000 – Maas	**80**	**100**	**180**	**99**	**56**
9500 – Eider	**390**	**70**	**460**	**1.077**	**15**
9610 – Schlei/Trave	**170**	**80**	**250**	**241**	**31**
9650 – Warnow/Peene	**230**	**100**	**330**	**398**	**30**
Deutschland	**11.000**	**8.100**	**19.100**	**205**	**41**

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A11: Gesamte Diffuse sowie urbanen und punktförmigen Stickstoffeinträge sowie deren Anteil an den Gesamteinträgen auf Bundeslandebene

Bundesland	Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und urban + punktförmigen Quellen für das Basisjahr				
	Diffus in t/a	Urban+Punkt in t/a	Gesamt in t/a	spezifisch in kg/(km² × a)	Anteil von Urban+Punkt an Gesamt in %
BB	3.300	3.200	6.500	220	50
BE	420	1.300	1.720	1.950	76
BW	47.000	16.000	63.000	1.753	25
BY	79.000	20.000	99.000	1.411	20
HB	290	780	1.070	2.807	73
HE	23.000	7.300	30.300	1.456	24
HH	500	2.300	2.800	3.823	82
MV	13.000	1.100	14.100	574	8
NI	45.000	5.500	50.500	1.056	11
NW	68.000	19.000	87.000	2.557	22
RP	25.000	5.400	30.400	1.506	18
SH	21.000	2.300	23.300	1.458	10
SL	3.500	1.100	4.600	1.792	24
SN	22.000	4.500	26.500	1.449	17
ST	8.800	2.300	11.100	541	20
TH	22.000	2.300	24.300	1.495	9
Deutschland	**382.000**	**95.000**	**477.000**	**1.329**	**20**

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A12: Gesamte Diffuse sowie urbanen und punktförmigen Phosphoreinträge sowie deren Anteil an den Gesamteinträgen auf Bundeslandebene

	Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und urban + punktförmigen Quellen für das Basisjahr				
Bundesland	**Diffus in t/a**	**Urban+Punkt in t/a**	**Gesamt in t/a**	**spezifisch in kg/(km² × a)**	**Anteil von Urban+Punkt an Gesamt in %**
BB	310	230	540	18	43
BE	10	60	70	79	86
BW	1.400	980	2.380	65	42
BY	2.500	1.700	4.200	60	41
HB	20	30	50	138	59
HE	670	660	1.330	63	50
HH	20	120	140	200	83
MV	390	150	540	22	27
NI	2.500	670	3.170	68	21
NW	940	1.400	2.340	69	60
RP	520	490	1.010	51	48
SH	870	240	1.110	71	22
SL	60	170	230	91	74
SN	560	510	1.070	58	48
ST	300	230	530	26	44
TH	410	370	780	48	47
Deutschland	**11.000**	**8.100**	**19.100**	**54**	**41**

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Anhang 5 Frachten in die Küstengewässer

Tabelle A13: Stickstofffrachten [t/a] in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten

Area Code – Name	Stickstofffrachten [t/a] in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) für das Basisjahr
1000 – Donau	**64.000**
2000 – Rhein	**125.000**
2100 – Alpenrhein/Bodensee	2.700
2200 – Hochrhein	2.700
2300 – Oberrhein	9.600
2380 – Neckar	18.000
2400 – Main	25.000
2600 – Mosel/Saar	14.000
2700 – Mittelrhein	14.000
2800 – Niederrhein	32.000
2900 – Deltarhein	7.200
3000 – Ems	**21.000**
3100 – Obere Ems	12.000
3500 – Ems/Nordradde	1.000
3600 – Hase	5.500
3800 – Leda-Jümme	2.100
3900 – Untere Ems	1.000
3990 – Ems-Ästuar	2
4000 – Weser	**50.000**
4100 – Werra	5.600
4200 – Fulda/Diemel	11.000
4500 – Weser	14.000
4800 – Aller	3.900
4880 – Leine	8.200
4900 – Tideweser	7.400
5000 – Elbe	**53.000**
5210 – Obere Moldau	50
5240 – Berounka	20
5300 – Eger und Untere Elbe	820
5400 – Mulde-Elbe-Schwarze Elster	14.000
5600 – Saale	20.000
5700 – Mittlere Elbe/Elde	4.300
5800 – Havel	1.900
5900 – Tideelbe	12.000
6000 – Oder	**1.400**
6300 – Mittlere Oder (IKSO)	100

Area Code – Name	Stickstofffrachten [t/a] in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) für das Basisjahr
6400 – Lausitzer Neiße (IKSO)	700
6700 – Stettiner Haff	360
6900 – Untere Oder	230
7000 – Maas	**5.100**
9500 – Eider	**3.900**
9610 – Schlei/Trave	**6.800**
9650 – Warnow/Peene	**4.900**

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A14: Phosphorfrachten [t/a] in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten

Area Code – Name	Phosphorfrachten [t/a] in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) für das Basisjahr
1000 – Donau	**2.400**
2000 – Rhein	**4.200**
2100 – Alpenrhein/Bodensee	90
2200 – Hochrhein	90
2300 – Oberrhein	550
2380 – Neckar	620
2400 – Main	1.000
2600 – Mosel/Saar	380
2700 – Mittelrhein	480
2800 – Niederrhein	840
2900 – Deltarhein	100
3000 – Ems	**750**
3100 – Obere Ems	170
3500 – Ems/Nordradde	70
3600 – Hase	110
3800 – Leda-Jümme	160
3900 – Untere Ems	240
3990 – Ems-Ästuar	1
4000 – Weser	**2.100**
4100 – Werra	210
4200 – Fulda/Diemel	340
4500 – Weser	420
4800 – Aller	210
4880 – Leine	290
4900 – Tideweser	630
5000 – Elbe	**2.400**

Area Code – Name	Phosphorfrachten [t/a] in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) für das Basisjahr
5210 – Obere Moldau	2
5240 – Berounka	1
5300 – Eger und Untere Elbe	20
5400 – Mulde-Elbe-Schwarze Elster	520
5600 – Saale	690
5700 – Mittlere Elbe/Elde	190
5800 – Havel	120
5900 – Tideelbe	850
6000 – Oder	**60**
6300 – Mittlere Oder (IKSO)	5
6400 – Lausitzer Neiße (IKSO)	30
6700 – Stettiner Haff	20
6900 – Untere Oder	9
7000 – Maas	**110**
9500 – Eider	**320**
9610 – Schlei/Trave	**150**
9650 – Warnow/Peene	**150**

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A15: Stickstofffrachten [t/a] in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) für das Basisjahr in den Ländern

Land	Stickstofffrachten [t/a] in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) für das Basisjahr
BB	1.800
BE	700
BW	43.000
BY	69.000
HB	880
HE	23.000
HH	2.000
MV	6.800
NI	39.000
NW	63.000
RP	24.000
SH	16.000
SL	3.400
SN	17.000
ST	6.900
TH	17.000

Land	Stickstofffrachten [t/a] in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) für das Basisjahr
DE	**335.000**

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A16: Phosphorfrachten [t/a] in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) für das Basisjahr in den Ländern

Land	Phosphorfrachten [t/a] in die Küstengewässer (Übergabepunkt limnisch-marin/Staatsgrenze) für das Basisjahr
BB	140
BE	30
BW	1.500
BY	2.800
HB	40
HE	880
HH	110
MV	240
NI	2.300
NW	1.400
RP	730
SH	800
SL	120
SN	640
ST	310
TH	520
DE	**13.000**

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Anhang 6 Minderungsbedarf zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern bzw. in den Oberflächengewässern für den Ist-Zustand

Tabelle A17: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten Donau und Rhein unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr
1000 – Donau	--
BW	--
BY	--
2000 – Rhein	**5.500**
2100 – Alpenrhein/Bodensee	0
BW	0
BY	0
2200 – Hochrhein	0
BW	0
2300 – Oberrhein	0
BW	0
HE	0
RP	0
2380 – Neckar	0
BW	0
BY	0
HE	0
2400 – Main	0
BW	0
BY	0
HE	0
TH	0
2600 – Mosel/Saar	0
NW	0
RP	0
SL	0
2700 – Mittelrhein	0
HE	0
NW	0
RP	0
SL	0
2800 – Niederrhein	90
HE	0
NW	90

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr
RP	0
2900 – Deltarhein	5.400
NI	580
NW	4.800

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A18: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Ems unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr
3000 – Ems	**12.000**
3100 – Obere Ems	6.600
NI	760
NW	5.800
3500 – Ems/Nordradde	580
NI	580
3600 – Hase	3.100
NI	3.000
NW	110
3800 – Leda-Jümme	1.200
NI	1.200
3900 – Untere Ems	540
NI	540
3990 – Ems-Ästuar	< 5
NI	< 5

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A19: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Weser unter Berücksichtigung der Landesanteile

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr
4000 – Weser	14.000
4100 – Werra	1.600
BY	10
HE	470
NI	20
TH	1.100
4200 – Fulda/Diemel	3.200
BY	< 5
HE	2.700
NI	30
NW	450
TH	< 5
4500 – Weser	4.000
HB	< 5
HE	40
NI	1.500
NW	2.400
4800 – Aller	1.100
NI	1.000
ST	130
4880 – Leine	2.400
HE	10
NI	2.100
TH	240
4900 – Tideweser	2.200
HB	250
NI	1.900
NW	20

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A20: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Elbe unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr
5000 – Elbe	**13.000**
5210 – Obere Moldau	10
BY	10
5240 – Berounka	10
BY	10
5300 – Eger und Untere Elbe	200
BY	190
SN	20
5400 – Mulde-Elbe-Schwarze Elster	3.400
BB	30
SN	3.300
ST	60
TH	< 5
5600 – Saale	5.000
BY	270
NI	40
SN	750
ST	1.000
TH	2.900
5700 – Mittlere Elbe/Elde	1.100
BB	90
MV	250
NI	60
SH	120
ST	530
5800 – Havel	470
BB	220
BE	170
MV	< 5
SN	60
ST	20
5900 – Tideelbe	2.900
HH	510
NI	1.100
SH	1.300
ST	< 5

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A21: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Oder unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr
6000 – Oder	80
6300 – Mittlere Oder (IKSO)	8
BB	8
6400 – Lausitzer Neiße (IKSO)	60
BB	3
SN	50
6700 – Stettiner Haff	0
BB	0
MV	0
6900 – Untere Oder	20
BB	20
MV	< 5

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A22: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten Maas, Eider, Schlei/Trave und Warnow/Peene unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr
7000 – Maas	**1.900**
NW	1.900
9500 – Eider	**900**
SH	900
9610 – Schlei/Trave	**3.900**
MV	360
SH	3.600
9650 – Warnow/Peene	**1.200**
MV	1.200

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A23: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr in den Ländern

Land	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das Basisjahr
BB	370
BE	170
BW	0
BY	480
HB	260
HE	3.200
HH	510
MV	1.900
NI	14.000
NW	16.000
RP	0
SH	5.900
SL	0
SN	4.200
ST	1.700
TH	4.300
DE	**53.000**

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A24: Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer zur Zielerreichung für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten Donau und Rhein unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer für das Basisjahr
1000 – Donau	**800**
BW	50
BY	750
2000 – Rhein	**1.500**
2100 – Alpenrhein/Bodensee	20
BW	20
BY	0
2200 – Hochrhein	8
BW	8
2300 – Oberrhein	300
BW	130
HE	10
RP	160
2380 – Neckar	210
BW	210
BY	0
HE	< 5
2400 – Main	490

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer für das Basisjahr
BW	60
BY	300
HE	130
TH	< 5
2600 – Mosel/Saar	70
NW	0
RP	40
SL	30
2700 – Mittelrhein	130
HE	80
NW	0
RP	60
SL	0
2800 – Niederrhein	260
HE	0
NW	260
RP	< 5
2900 – Deltarhein	20
NI	10
NW	10

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A25: Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer zur Zielerreichung für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Ems unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer für das Basisjahr
3000 – Ems	**290**
3100 – Obere Ems	40
NI	10
NW	30
3500 – Ems/Nordradde	30
NI	30
3600 – Hase	30
NI	30
NW	< 5
3800 – Leda-Jümme	90
NI	90
3900 – Untere Ems	110
NI	110
3990 – Ems-Ästuar	0
NI	0

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A26: Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer zur Zielerreichung für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Weser unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer für das Basisjahr
4000 – Weser	**1.100**
4100 – Werra	60
BY	0
HE	30
NI	0
TH	30
4200 – Fulda/Diemel	150
BY	0
HE	140
NI	0
NW	10
TH	0
4500 – Weser	220
HB	0
HE	0
NI	110
NW	110
4800 – Aller	70
NI	70
ST	10
4880 – Leine	150
HE	< 5
NI	140
TH	10
4900 – Tideweser	420
HB	20
NI	410
NW	0

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A27: Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer zur Zielerreichung für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Elbe unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer für das Basisjahr
5000 – Elbe	1.600
5210 – Obere Moldau	0
BY	0
5240 – Berounka	0
BY	0
5300 – Eger und Untere Elbe	0

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer für das Basisjahr
BY	0
SN	0
5400 – Mulde-Elbe-Schwarze Elster	380
BB	10
SN	350
ST	20
TH	0
5600 – Saale	510
BY	10
NI	10
SN	100
ST	190
TH	220
5700 – Mittlere Elbe/Elde	100
BB	< 5
MV	30
NI	10
SH	< 5
ST	60
5800 – Havel	170
BB	90
BE	50
MV	< 5
SN	20
ST	10
5900 – Tideelbe	410
HH	110
NI	180
SH	120
ST	0

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A28: Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer zur Zielerreichung für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Oder unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer für das Basisjahr
6000 – Oder	**60**
6300 – Mittlere Oder (IKSO)	< 5
BB	< 5
6400 – Lausitzer Neiße (IKSO)	20
BB	< 5
SN	20
6700 – Stettiner Haff	20
BB	0
MV	20
6900 – Untere Oder	10
BB	10
MV	0

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A29: Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer zur Zielerreichung für das Basisjahr in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten Maas, Eider, Schlei/Trave und Warnow/Peene unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer für das Basisjahr
7000 – Maas	**10**
NW	10
9500 – Eider	90
SH	90
9610 – Schlei/Trave	20
MV	< 5
SH	20
9650 – Warnow/Peene	40
MV	40

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A30: Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer zur Zielerreichung für das Basisjahr in den Ländern

Land	Minderungsbedarf der Phosphoreinträge [t/a] in die Oberflächengewässer für das Basisjahr
BB	120
BE	50
BW	470
BY	1.100
HB	20
HE	390
HH	110
MV	90
NI	1.200
NW	420
RP	260
SH	230
SL	30
SN	480
ST	290
TH	260
DE	**5.500**

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Anhang 7 Minderungsbedarf zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für das BL-DüV-GW-Szenario

Tabelle A31: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten Donau und Rhein unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand
1000 – Donau	**--**
BW	--
BY	--
2000 – Rhein	**1.300**
2100 – Alpenrhein/Bodensee	0
BW	0
BY	0
2200 – Hochrhein	0
BW	0
2300 – Oberrhein	0
BW	0
HE	0
RP	0
2380 – Neckar	0
BW	0
BY	0
HE	0
2400 – Main	0
BW	0
BY	0
HE	0
TH	0
2600 – Mosel/Saar	0
NW	0
RP	0
SL	0
2700 – Mittelrhein	0
HE	0
NW	0
RP	0
SL	0
2800 – Niederrhein	20
HE	0

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand
NW	20
RP	0
2900 – Deltarhein	1.300
NI	80
NW	1.200

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A32: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Ems unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand
3000 – Ems	**510**
3100 – Obere Ems	310
NI	20
NW	290
3500 – Ems/Nordradde	20
NI	20
3600 – Hase	100
NI	90
NW	10
3800 – Leda-Jümme	40
NI	40
3900 – Untere Ems	30
NI	30
3990 – Ems-Ästuar	0
NI	0

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A33: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Weser unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand
4000 – Weser	**0**
4100 – Werra	0
BY	0
HE	0
NI	0
TH	0
4200 – Fulda/Diemel	0
BY	0
HE	0
NI	0
NW	0
TH	0
4500 – Weser	0
HB	0
HE	0
NI	0
NW	0
4800 – Aller	0
NI	0
ST	0
4880 – Leine	0
HE	0
NI	0
TH	0
4900 – Tideweser	0
HB	0
NI	0
NW	0

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A34: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Elbe unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand
5000 – Elbe	**0**
5210 – Obere Moldau	0
BY	0
5240 – Berounka	0
BY	0
5300 – Eger und Untere Elbe	0
BY	0
SN	0
5400 – Mulde-Elbe-Schwarze Elster	0
BB	0
SN	0
ST	0
TH	0
5600 – Saale	0
BY	0
NI	0
SN	0
ST	0
TH	0
5700 – Mittlere Elbe/Elde	0
BB	0
MV	0
NI	0
SH	0
ST	0
5800 – Havel	0
BB	0
BE	0
MV	0
SN	0
ST	0
5900 – Tideelbe	0
HH	0
NI	0
SH	0
ST	0

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A35: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheit Oder unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand
6000 – Oder	50
6300 – Mittlere Oder (IKSO)	10
BB	10
6400 – Lausitzer Neiße (IKSO)	40
BB	< 5
SN	30
6700 – Stettiner Haff	0
BB	0
MV	0
6900 – Untere Oder	10
BB	10
MV	0

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A36: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand in den deutschen Anteilen der Flussgebietseinheiten Maas, Eider, Schlei/Trave und Warnow/Peene unter Berücksichtigung der jeweiligen Anteile der Länder

Area Code – Name	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand
7000 – Maas	**0**
NW	0
9500 – Eider	**0**
SH	0
9610 – Schlei/Trave	**900**
MV	60
SH	830
9650 – Warnow/Peene	**0**
MV	0

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Tabelle A37: Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand in den Ländern

Land	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge [t/a] zur Erreichung der Ziele in den Küstengewässern für die Baseline nach erreichtem guten Grundwasserzustand
BB	20
BE	0
BW	0
BY	0
HB	0
HE	0
HH	0
MV	70
NI	290
NW	1.600
RP	0
SH	830
SL	0
SN	30
ST	0
TH	0
DE	**2.800**

Quelle: eigene Darstellung (IGB)

Thünen Report

Bereits in dieser Reihe erschienene Hefte – *Volumes already published in this series*

1 - 85	siehe http://www.thuenen.de/de/infothek/publikationen/thuenen-report/
91	Cora Vos, Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Ulrich Dämmgen, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Annette Freibauer, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg, Roland Fuß **Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2020** **Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2020**
92	Kurt-Jürgen Hülsbergen, Harald Schmid, Hans Marten Paulsen (eds) **Steigerung der Ressourceneffizienz durch gesamtbetriebliche Optimierung der Pflanzen- und Milchproduktion unter Einbindung von Tierwohlaspekten – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben**
93	Heike Peter, Cornelia Tippel, Annett Steinführer **Wohnstandortentscheidungen in einer wohnbiographischen Perspektive : Eine explorative Studie in ländlichen und großstädtischen Kontexten**
94	Daniel Ziche, Erik Grüneberg, Winfried Riek, Nicole Wellbrock **Comparison of the LUCAS 2015 inventory with the second National Forest Soil Inventory : Comparability and representativeness of two soil inventories conducted in Germany**
95	Fanny Barz **Boats don't fish, people do – A sociological contribution towards holistic fisheries bycatch management**
96	Jacob Jeff Bernhardt, Lennart Rolfes, Peter Kreins, Martin Henseler **Ermittlung des regionalen Bewässerungsbedarfs für die Landwirtschaft in Bayern**
97	Uwe Krumme, Steffi Meyer, Isabella M. F. Kratzer, Jérôme C. Chladek, Fanny Barz, Daniel Stepputtis, Harry V. Strehlow, Sarah B. M. Kraak, Christopher Zimmermann **STELLA - Stellnetzfischerei-Lösungsansätze : Projekt-Abschlussbericht**
98	Anne Alix, Dany Bylemans, Jens Dauber, Peter Dohmen, Katja Knauer, Lorraine Maltby, Christoph J. Mayer, Zelie Pepiette, Balthasar Smith (eds) **Optimising agricultural food production and biodiversity in European landscapes** **Report of an online-Workshop**
99	Andreas Tietz, Antje G. I. Tölle **„Bauernland in Bauernhand": Gutachten im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten**
100	Marlen Haß, Claus Deblitz, Florian Freund, Peter Kreins, Verena Laquai, Frank Offermann, Janine Pelikan, Viktoriya Sturm, Johannes Wegmann, Thomas de Witte, Friedrich Wüstemann, Maximilian Zinnbauer **Thünen-Baseline 2022 – 2032: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland**
101	Daniel Stepputtis, Thomas Noack, Uwe Lichtenstein, Constanze Hammerl, Juan Santos, Bernd Mieske **Verringerungen von Kunststoffmüll aus der Krabbenfischerei durch Netzmodifikationen – Dolly Rope Suspension (DRopS) : Projekt-Abschlußbericht**

102	Elke Brandes, Martin Henseler, Peter Kreins, Gholamreza Shiravani, Björn Tetzlaff, Frank Wendland, Andreas Wurpts **Modellierung von Mikroplastikeinträgen und Migrationspfaden im Einzugsgebiet der Weser : MOMENTUM – Weser**
103	Susanna Esther Hönle **Wie gelingt eine ambitionierte Agrarklimaschutzpolitik? Eine vergleichende Analyse nationaler Ansätze zur Integration des Sektors Landwirtschaft in die Klimapolitik am Beispiel Uruguays und Deutschlands**
104	Marcel Dehler **Maßnahmen zur Reduzierung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes – Anpassungsoptionen, Kosten und Möglichkeiten zur umweltpolitischen Steuerung**
105	Mirko Liesebach (ed.) **Beiträge von Forstpflanzenzüchtung und Forstgenetik für den Wald von Morgen : 7. Tagung der Sektion Forstgenetik/Forstpflanzenzüchtung vom 12. bis 14. September 2022 in Ahrensburg Tagungsband**
106	Samuel Ferreira Balieiro **Modeling regional supply responses using farm-level economic data and a biophysical model: a case study on Brazilian land-use change**
107	Heino Fock, Robin Dammann, Finn Mielck, Gerd Kraus, Rebecca A. M. Lauerburg, Alfonso López González, Pernille Nielsen, Margarethe Nowicki, Matthias Pauli, Axel Temming **Auswirkungen der Garnelenfischerei auf Habitate und Lebensgemeinschaften im Küstenmeer der Norddeutschen Bundesländer Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen (CRANIMPACT)**
108	Maximilian Zinnbauer, Max Eysholdt, Martin Henseler, Frank Herrmann, Peter Kreins, Ralf Kunkel, Hanh Nguyen, Björn Tetzlaff, Markus Venohr, Tim Wolters, Frank Wendland **Quantifizierung aktueller und zukünftiger Nährstoffeinträge und Handlungsbedarfe für ein deutschlandweites Nährstoffmanagement – AGRUM-DE**



THÜNEN

Thünen Report 108

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

www.thuenen.de

ISBN 978-3-86576-256-6