Landesamt für Natur,
Umwelt und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen

Kooperationsprojekt GROWA+ NRW 2021 Teil VII

Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge zur Erreichung der Ziele für das Grundwasser und für den Meeresschutz

LANUV-Fachbericht 110

LANUV
Kompetenz für ein lebenswertes Land

Kooperationsprojekt GROWA+ NRW 2021 Teil VII

Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge zur Erreichung der Ziele für das Grundwasser und für den Meeresschutz

LANUV-Fachbericht 110

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Recklinghausen 2021

IMPRESSUM

Herausgeber	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen Telefon 02361 305-0 Telefax 02361 305-3215 E-Mail: poststelle@lanuv.nrw.de
Autoren	Frank Wendland[1], Sabine Bergmann[2], Nils Cremer[3], Horst Gömann[4], Michael Eisele[2], Peter Kreins[5], Ralf Kunkel[1] [1]Forschungszentrum Jülich, Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG-3: Agrosphäre) 52425 Jülich, Tel.: 02461 61-0, E-Mail: info@fz-juelich.de [2]Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen Wuhanstraße 6, 47051 Duisburg, Telefon: 02361 305-0, Telefax: 02361 305-3215 E-Mail: poststelle@lanuv.nrw.de [3]Erftverband, Am Erftverband 6, 50126 Bergheim, Telefon: 02271 88 0, Telefax: 02271 88-1210, E-Mail: info@erftverband.de [4]Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Gartenstraße 11, 50765 Köln-Auweiler Telefon: 0221 5340-160, E-Mail: info@lwk.nrw.de [5]Thünen-Institut für Ländliche Räume, Bundesallee 64,38116 Braunschweig Telefon: 0531 596-1003, E-Mail: info@thuenen.de
Titelbild	Fotolia/Countrypixel
Stand	März 2021
ISSN	1864-3930 (Print), 2197-7690 (Internet), LANUV-Fachbericht
Informationsdienste	Informationen und Daten aus NRW zu Natur, Umwelt und Verbraucherschutz unter • www.lanuv.nrw.de Aktuelle Luftqualitätswerte zusätzlich im • WDR-Videotext

Nachdruck – auch auszugsweise – ist nur unter Quellenangaben und Überlassung von Belegexemplaren nach vorheriger Zustimmung des Herausgebers gestattet. Die Verwendung für Werbezwecke ist grundsätzlich untersagt.

Das Projekt GROWA+ NRW 2021

Die Abkürzung GROWA+NRW 2021 steht für:

„Regionalisierte Quantifizierung der diffusen Stickstoff- und Phosphoreinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer Nordrhein-Westfalens“.

Die Laufzeit des Projekts war über vier Jahre von Anfang Dezember 2015 bis zum Ende des Jahres 2019 angesetzt. Auftraggeber für GROWA+ NRW 2021 war das nordrhein-westfälische Umweltministerium. Unter der Leitung des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) sind das Forschungszentrum Jülich, der Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen (GD), die Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (LWK) und das auf dem Gebiet der Landwirtschaft forschende Thünen-Institut aus Braunschweig die fünf an dem Gemeinschaftsprojekt beteiligten Institutionen gewesen.

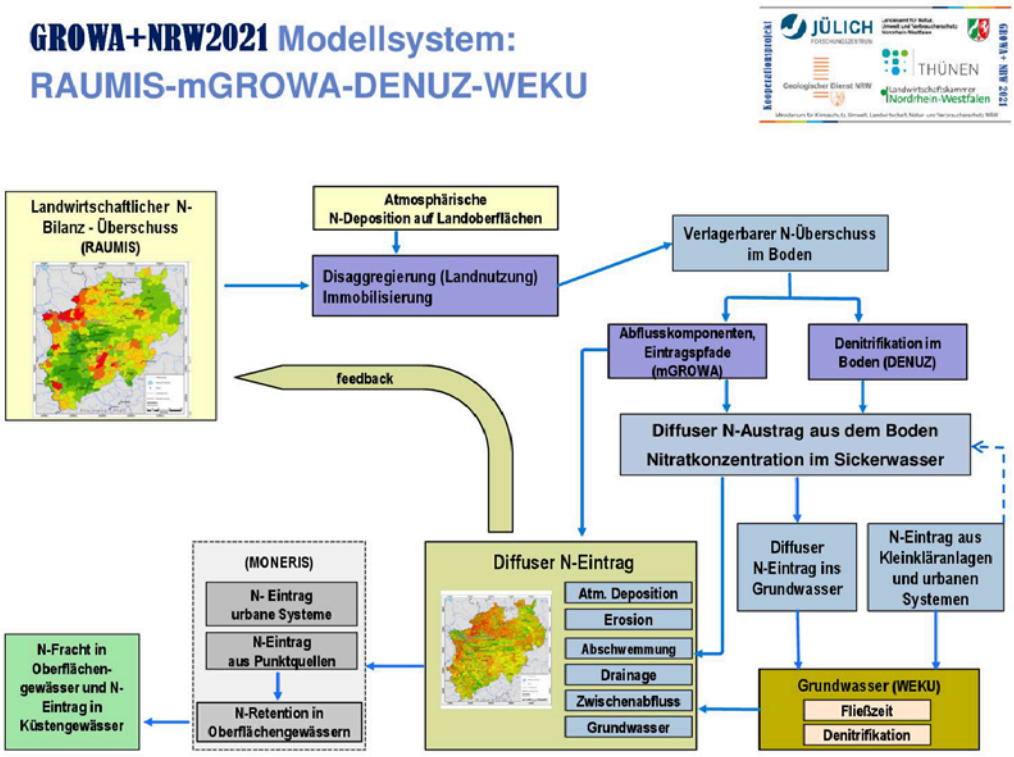
Veranlassung und Zielsetzung:

Die Belastung des Grundwassers und der Oberflächengewässer in NRW durch Stickstoff- und Phosphoreinträge ist ein komplexes Umweltthema. Die Analyse der Eintragspfade und Lösungsansätze können nur fachübergreifend und gemeinschaftlich mit den beteiligten Behörden und öffentlichen Institutionen der Land- und Wasserwirtschaft sowie Forschungseinrichtungen erarbeitet werden. Beispielsweise werden für die Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie, der Wasserrahmenrichtlinie und Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie und deren zugehörige Maßnahmenprogramme landesweit konsistente und räumlich hochauflösende Angaben zur Herkunft und räumlichen Verteilung der Stickstoff- und Phosphoreinträge benötigt. Ziel ist es hierbei, eine effektive und Verursacher-gerechte Maßnahmenplanung zu ermöglichen.

Da diese Fragestellungen nur durch komplexe Modellberechnungen und genaue Fach- und Gebietskenntnisse beantwortet werden können, wurde das genannte Kooperationsprojekt in NRW in die Wege geleitet. Einerseits sind die Nährstoffeinträge in die Systeme Boden und Gewässer aus Landwirtschaft, Abwasserbereich, atmosphärische Deposition und aus urbanen

Systemen adäquat abzubilden. Andererseits sind die vielfältigen Abbau- und Rückhalteprozesse von Nährstoffen im Grundwasser und in den Fließgewässern sowie Transportwege zu berücksichtigen.

Für die Bearbeitung wird eine Modellkette eingesetzt, die in folgender Abbildung veranschaulicht ist:



Modellkette RAUMIS-GROWA/mGROWA-DENUZ-WEKU (Quelle: FZ Jülich & LANUV, 2017)

Projektstruktur und Ergebnisse

Das Projekt gliederte sich in die folgenden verschiedenen Teilprojekte (TP):

- TP 1 Stickstoffbilanzen: (Durchführung: Thünen-Institut in Zusammenarbeit mit Landwirtschaftskammer NRW)
- TP 2 Hydrogeologie, Wasserhaushalt und Stickstoffeintrag: Methodische Weiterentwicklung zur Berechnung der Wasserhaushaltskomponenten und des N-Eintrags ins Grundwasser (Durchführung: FZ-Jülich zusammen mit GD und LANUV)
- TP 3 Hydrogeologie und Stofftransport: Abschätzung mittlerer Verweilzeiten in der ungesättigten Zone und im oberen Grundwasserleiter (Durchführung: FZ-Jülich und Geologischer Dienst NRW zusammen mit GD und LANUV)
- TP 4 Hydrogeologie und Stickstoffabbau: Abschätzung des vorhandenen Denitrifikationspotentials im Grundwasser und Identifizierung von Gebieten mit möglicherweise nachlassender Denitrifikationskapazität (Durchführung: FZ-Jülich zusammen mit GD und LANUV)

- TP 5 Wirkungsanalysen von Maßnahmen: (Durchführung: Thünen-Institut in Zusammenarbeit mit Landwirtschaftskammer NRW)
- TP 6: Modellierung der Phosphoreinträge ins Grundwasser und in die Gewässer NRW's (Weiterentwicklung MEPhos NRW) (Durchführung: FZ-Jülich, LANUV, GD NRW, LWK NRW)
- TP 3.1 Projektionen der Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserneubildung regional und landesweit in NRW (Durchführung: FZ-Jülich)

Alle Abschlussberichte sowie umfangreiche Projektdokumentationen sind bislang auf der Internetseite https://www.flussgebiete.nrw.de veröffentlicht worden. (Startseite » Lebendige Gewässer entwickeln » Projekte in NRW[1]).

In dem vorliegenden LANUV-Fachbericht 110 werden die 9 Teilberichte einzeln veröffentlicht:

Teil I:	Regionalisierte Quantifizierung der landwirtschaftlichen Flächenbilanzüberschüsse in Nordrhein-Westfalen
Teil IIa:	Modellierung des Wasserhaushalts in Nordrhein-Westfalen mit mGROWA
Teil IIb:	Ausweisung potenziell dränierter Flächen unter landwirtschaftlicher Nutzung in Nordrhein-Westfalen
Teil III:	Modellierung der Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone und der Fließzeiten des Grundwassers in Nordrhein-Westfalen
Teil IV:	Denitrifikation Boden und im Grundwasser Nordrhein-Westfalens
Teil V:	Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Nordrhein-Westfalens
Teil VI:	Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer
Teil VII:	Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge zur Erreichung der Ziele für das Grundwasser und für den Meeresschutz
Teil VIII:	Projektionen der Grundwasserneubildung unter dem Einfluss des Klimawandels in Nordrhein-Westfalen mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA und dem Regionalen Klimaprojektionen Ensemble (ReKliEs) für Deutschland. Forschungszentrum Jülich, März/April 2021 (in prep.)

[1] https://www.flussgebiete.nrw.de/regional-hoch-aufgeloeste-quantifizierung-der-diffusen-stickstoff-und-phosphoreintraege-ins-4994

Inhalt

1 Fragestellungen und Annahmen 8

2 N-Minderungsbedarf zur Erreichung der Qualitätsziele im Sickerwasser/Grundwasser 14

2.1 Methodik 15

2.2 Datengrundlagen 20

2.3 Mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser 27

2.4 N-Minderungsbedarf 31

3 Validierung der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser 34

3.1 Vergleich mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser aus dem Erftverbandsgebiet 37

3.2 Validierung anhand landesweiter Grundwasserdaten zu Nitrat 58

3.3 Validierung der modellierten Denitrifikation im Aquifer und des gesamten N-Eintrags in den Grundwasserleiter an Messstellen mit Exzess-N2-Messsungen 74

4 N-Reduktionsbedarf zur Erreichung der Qualitätsziele für den Meeresschutz 75

4.1 Herangehensweise 76

4.2 Datengrundlagen zur Ermittlung des N-Reduktionsbedarfs für den Meeresschutz 78

4.3 Analyse des N-Reduktionsbedarfs für den Meeresschutz 79

4.4 N-Reduktionsbedarf zur Erreichung der Qualitätsziele für den Meeresschutz 82

4.5 N-Minderungsbedarf von landwirtschaftlichen Quellen bei kombiniertem Grundwasser- und Meeresschutzziel 87

5 Zusammenfassung 89

6 Literatur 93

1 Fragestellungen und Annahmen

Nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie (European Parliament and Council of the European Union, 2000) sollen die Gewässer in der europäischen Gemeinschaft bis zum Jahre 2015 einen Zustand erreichen, der laut Definition nur gering von ihrem natürlichen Zustand abweicht. Die Datenauswertung der Gewässerüberwachung in NRW zeigt jedoch trotz einiger positiver Entwicklungen in den vergangenen Jahren sowohl beim Grundwasser als auch bei den Oberflächengewässern anhaltende Defizite der Gewässergüte. Belastungen aus dem diffusen und punktuellen Austrag von Stickstoff tragen maßgeblich dazu bei, dass die feststehenden Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie nicht in allen Grund- und Oberflächengewässern NRWs erreicht werden.

Tabelle 1-1: Umweltziele für das Grundwasser und die Gewässer (Nährstoffbelastung):

Umweltziel für das Grundwasser nach EG-WRRL (2000) und Nitrat-RL:	**50 mg NO_3/**l (entspricht 11,33 mg NO3-N/l)
Zielwert für alle in die Nordsee mündenden Flüsse am Übergabepunkt limnisch-marin nach OGewV (2016):	2,8 mg N-gesamt/l
Übertragene Meereszielwerte ins Binnenland (LAWA, 2014) in allen Planungseinheiten NRWs jeweils an dem Übertritt der Gewässer in Nachbarländer:	2,8 mg N-gesamt/l
Weitere Umweltzielebzgl. Nährstoffbelastung **i**m **Grundwasser gemäß GrwV 2017** (Schwellenwerte gemäß Anlage 2) **sind:**	0,5 mg Ammonium/l 0,5 mg Nitrit/l 0,5 mg Ortho-Phosphat/l
Ein weiteres generelles Umweltziel nach WHG und EG-WRRL ist das allg. Verschlechterungsverbot sowie das Gebot zur Umkehr von anhaltend steigenden Schadstofftrends im Grundwasser gemäß GrwV	Betrifft alle Einzelkomponenten

Abb. 2-1 zeigt die Grundwasserkörper (GWK) in NRW, die das Ziel des guten chemischen Zustands aufgrund von Überschreitungen des Schwellenwerts für Nitrat nicht erreichen oder einen steigenden Trend aufweisen, Abb. 2-2 zeigt das Gleiche für die GWK, die den guten chemischen Zustand aufgrund von Überschreitungen des Schwellenwerts für Ammonium verfehlen. Abbildung 2-3 zeigt zusätzlich die Lage der GWK in NRW, zu denen die Maßnahme 41 „Reduzierung der landwirtschaftlich bedingten Stickstoffeinträge in das Grundwasser“ gemäß Bewirtschaftungsplan 2016-2021 durchzuführen ist.

Dort, wo die Ziele wegen zu hoher N-Gehalte 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-ökonomischen 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.

Die Ermittlung des N-Minderungsbedarfs erfolgt basierend auf dem Modellsystem RAUMIS-GROWA-DENUZ-WEKU-MoRe (vgl. GROWA+-NRW2021 Teilbericht V), mit dem bereits die flächendifferenzierte Modellierung der diffusen und punktförmigen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer NRWs über die verschiedenen Austragspfade unter Berücksichtigung des Nährstoffabbaus in Boden und Grundwasser durchgeführt wurde. Je nach Gebietskulisse fallen die zu betrachtenden Eintragspfade und der Minderungsumfang der N-Einträge unterschiedlich aus.

Die Entwicklung von (kosteneffizienten) Maßnahmen zur Zielerreichung macht daher in einem ersten Schritt die Ermittlung der N-Austräge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer / Randmeere aus den verschiedenen N-Quellen erforderlich. Hiervon ausgehend kann in einem zweiten Schritt der N-Minderungsbedarf ausgewiesen werden.

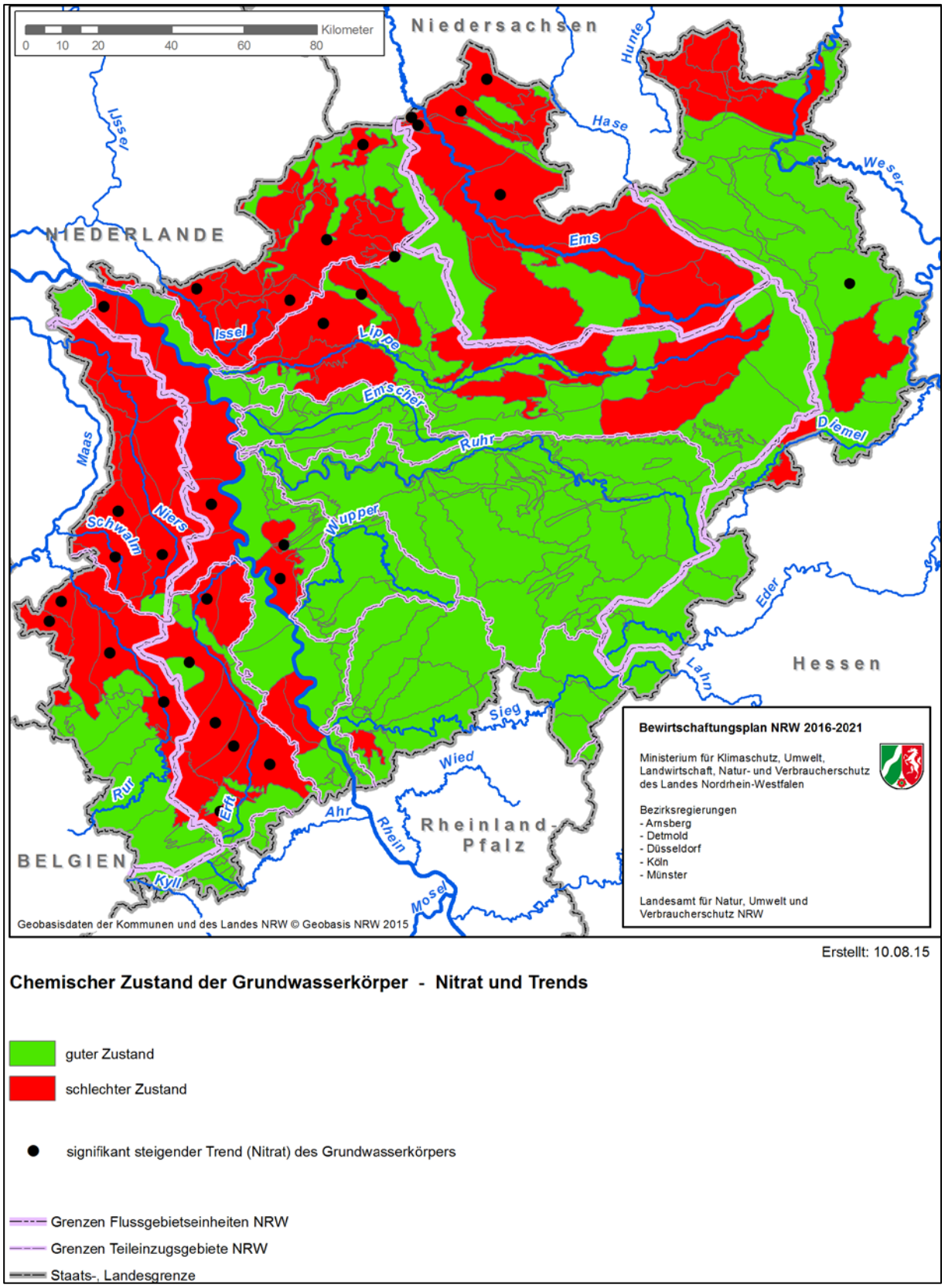


Abb. 2-2: Lage der Grundwasserkörper in NRW, die wegen zu hoher Nitratgehalte 2015 nicht im guten Zustand waren

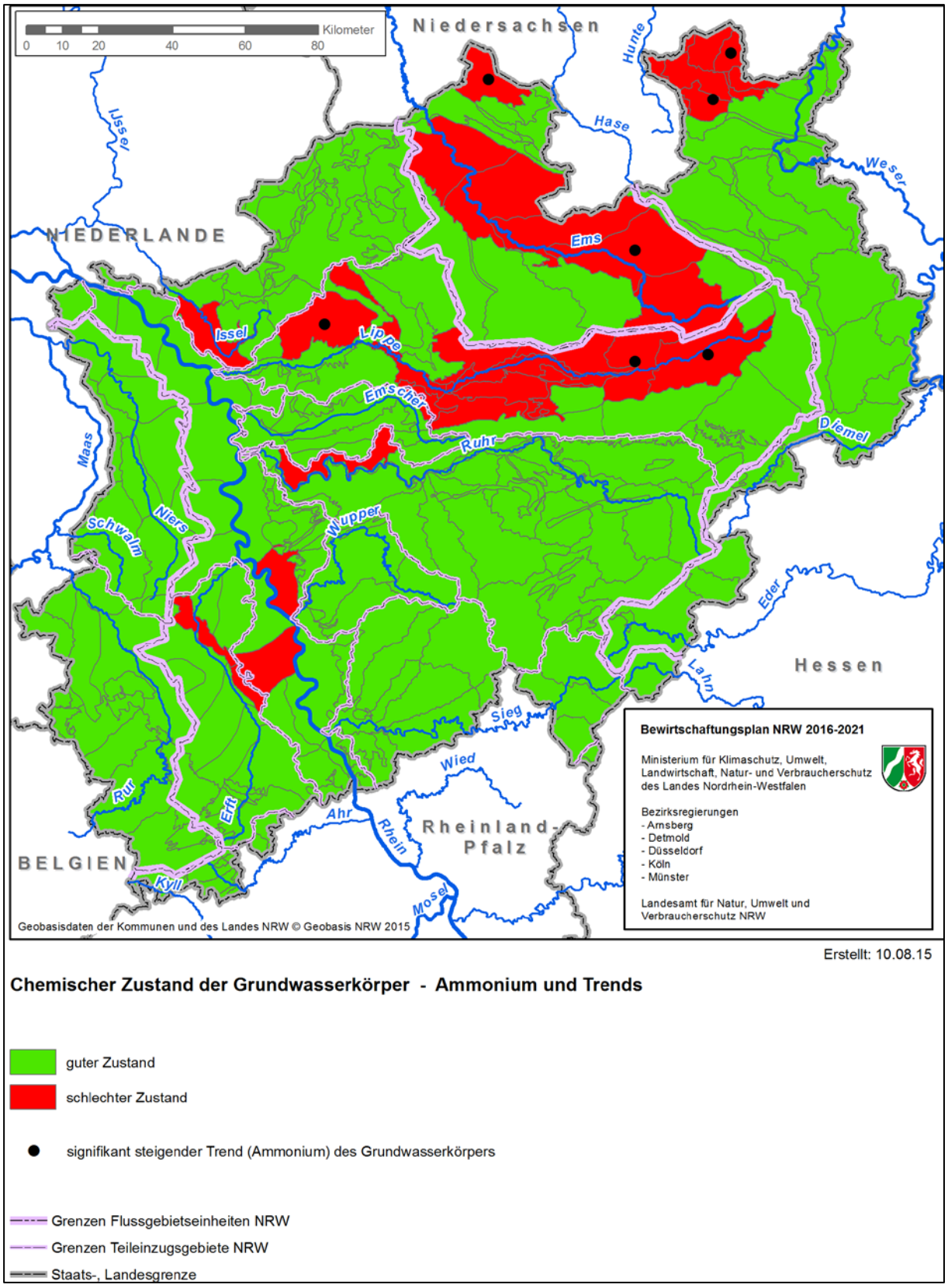


Abb. 2-3: Lage der Grundwasserkörper in NRW, die wegen zu hoher Ammoniumgehalte 2015 nicht im guten Zustand waren

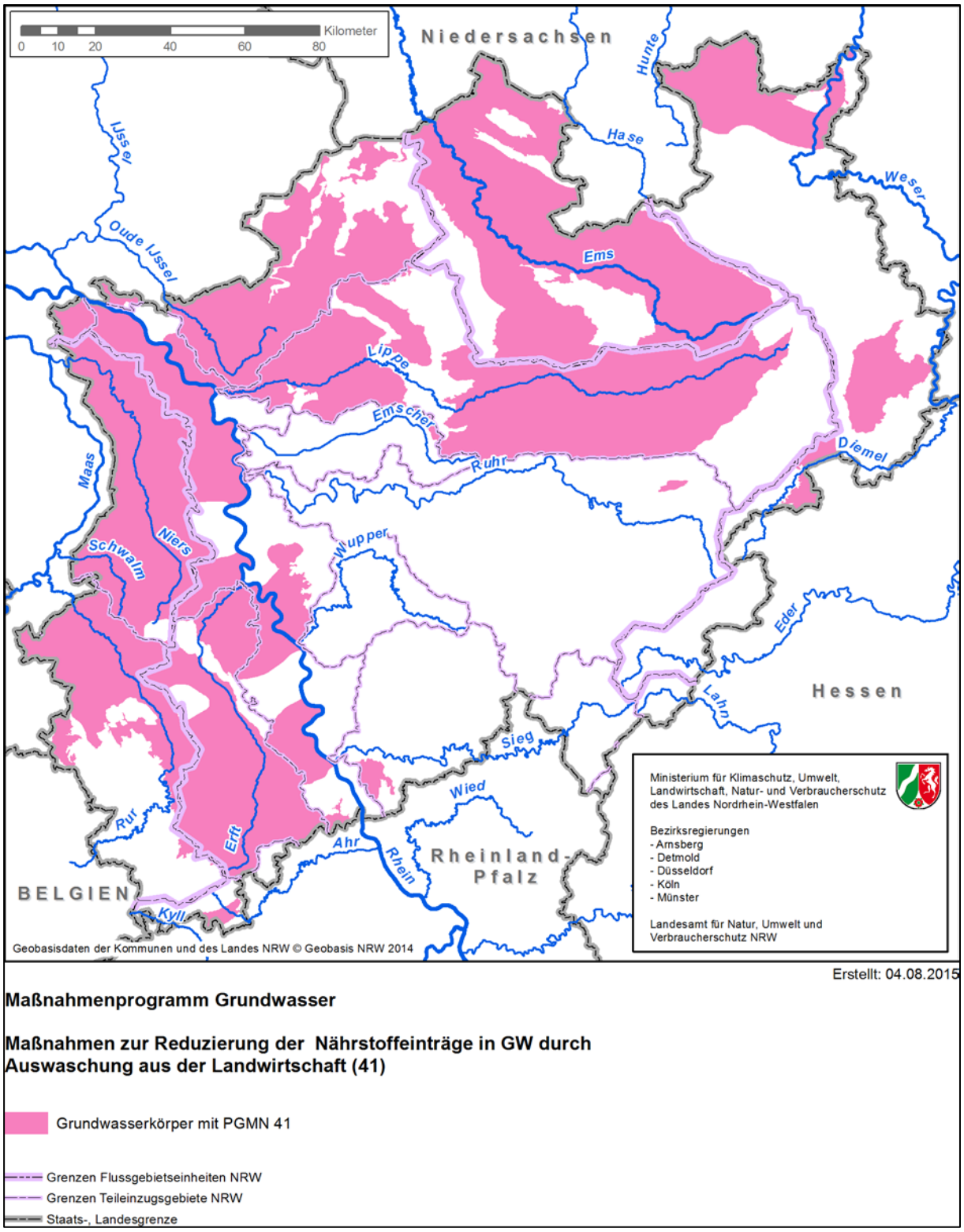


Abb. 2-4: Lage der Grundwasserkörper in NRW, in denen im Bewirtschaftungszeitraum 2016-2021 die Maßnahme 41 „Reduzierung der landwirtschaftlich bedingten Stickstoffeinträge in das Grundwasser“ gemäß Bewirtschaftungsplan 2016-2021 (MULNV, 2015) durchzuführen ist

Beim Grundwasser ist vor allem die Nitratkonzentration von Bedeutung, die das Sickerwasser bzw. das neu gebildete oberflächennahe Grundwasser aufweist. 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-Austräge ins Grundwasser aus nicht-landwirtschaftlichen N-Quellen, d.h. aus Kleinkläranlagen und urbanen Systemen sowie über die atmosphärische NOx-Deposition.

Für die Ermittlung des Reduktionsbedarfs zur Zielerreichung des Qualitätsziels für die Oberflächengewässer / Randmeere müssen dagegen die N-Einträge über alle diffusen und punktförmigen Eintragspfade bekannt sein, da auch N-Minderungsmaßnahmen in Bezug auf in die Oberflächengewässer austragende Punktquellen (z.B. aus Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern) in Betracht kommen.

Die Ausweisung des N-Minderungsbedarfs setzt auf den im GROWA+-NRW2021 - Teilbericht V zusammengefassten Arbeiten auf, in denen berechnet wurde, welche N-Mengen in einem definierten Gebiet über die verschiedenen diffusen und punktförmigen Eintragspfade ins Grundwasser eingetragen werden bzw. in die Oberflächengewässer gelangen.

Im Rahmen dieses Berichts werden in Kapitel 2 zunächst die Methoden, Datengrundlagen und Modellergebnisse zur Berechnung des N-Reduktionsbedarfs für die Erreichung der Qualitätsziele im Grundwasser beschrieben. In Kapitel 3 sind ergänzend zur Ausweisung des N-Minderungsbedarfs im Grundwasser die Ergebnisse von Plausibilitätsüberprüfungen für die berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser dargestellt, wobei letztere die mittleren langjährigen Verhältnisse repräsentieren und nicht etwa kurzzeitig erreichbare Maximalwerte. In Kapitel 4 erfolgt dann die Beschreibung der Methoden, Datengrundlagen und Modellergebnisse zur Berechnung des N-Reduktionsbedarfs zur Erreichung der Ziele Qualitätsziele für die Oberflächengewässer im Hinblick auf/ den Meeresschutz. Der Bericht schließt mit einer Zusammenfassung in Kapitel 5 sowie einer Zusammenstellung der verwendeten Literatur in Kapitel 6.

An diese Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Status-Quo-Analyse der N-Einträge in die Oberflächengewässer Gegenstand von GROWA–NRW+ - Teilbericht V ist. Die Erstellung der zur Maßnahmenplanung und Zielerreichungsprognose gemäß EG-WRRL hinsichtlich der Nitratbelastungen erforderlichen Prognosen (Maßnahmenwirkung, Szenarienrechnungen) werden im GROWA–NRW+ - Teilbericht VIII separat zusammengefasst.

2 N-Minderungsbedarf zur Erreichung der Qualitätsziele im Sickerwasser/Grundwasser

Unabhängig von der Höhe des Nitrateintrags in den Grundwasserleiter nennt die EG-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 nämlich trotz oftmals hoher Stickstoffeinträge mit dem Sickerwasser in der Regel nur geringe Nitratkonzentrationen im Grundwasser auf. Mitunter sind stattdessen erhöhte Ammoniumkonzentrationen feststellbar. Aufgrund von Denitrifikationsprozessen im Grundwasserleiter kommt es in solchen Grundwasserleitern in Abwesenheit von Sauerstoff und der Anwesenheit von organischem Kohlenstoff und/oder Pyritverbindungen bei genügend langer Verweilzeit 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 und führt darüber hinaus zu für die Grundwasserbeschaffenheit nachteiligen Folgeprozessen (z.B. Oxidationsnebenprodukte; Freisetzung von Sulfat, Metallen, Veränderung des pH-Wertes, der Leitfähigkeit und des Reduktionspotenzials; Aufbrauch der Denitrifikationskapazität). 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). In Grundwasserkörpern mit staunässebeeinflussten Böden oder geringer Sorptionsfähigkeit bei gleichzeitig geringem Grundwasserflurabstand einerseits, sowie bei vollständiger Erschöpfung der Denitrifikationskapazität oder stark reduziertem Milieu im Grundwasser andererseits, führt der anthropogen eingetragene Stickstoff anstelle von Nitratbelastungen zu erhöhten bzw. steigenden Ammoniumbelastungen des Grundwassers, was infolge des Direkteintrags einerseits bzw. der Nitratreduktion andererseits ebenfalls zu Schwellenwertüberschreitungen und einer Zielverfehlung – in diesem Falle wegen Ammonium oder künftig ggf. auch wegen Nitrit - führt (vgl. 2. Bewirtschaftungsplan NRW, MKULNV 2015).

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 häufig noch weit unterhalb von 50 mg NO_3/l liegen.

Damit die Nitratkonzentration im Grundwasser oxidierter Grundwasserleiter dauerhaft unter 50 mg NO_3/l gesenkt werden kann und das (natürliche) Denitrifikationspotential reduzierter Grundwasserleiter über einen möglichst langen Zeitraum erhalten bleibt, sollte bereits die Nitratkonzentration des Wassers, das ins Grundwasser eingetragen wird, einen Wert von < 50 mg NO_3/l aufweisen. Als ein Maß hierfür kann in erster Näherung die Nitratkonzentration im

Sickerwasser dienen. Wenn sichergestellt ist, dass die langjährige mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser 50 mg NO_3/l nicht übersteigt, kann davon ausgegangen werden, dass der Grundwasserschwellenwert von 50 mg NO_3/l langfristig nicht (mehr) überschritten wird.

In Abstimmung mit dem LANUV wurde daher eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von höchstens 50 mg NO_3/l als Indikator für die langfristige Erreichung des Grund-wasserschutzziels nach EG-WRRL (2000) festgelegt. Durch die Festlegung auf eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von höchstens 50 mg NO_3/l als Indikator für die langfristige Erreichung des Grundwasserschutzziels nach WRRL ist daher sichergestellt, dass die Umweltqualitätsnorm der EU-Grundwasserrichtlinie und damit auch der Grundwasserschwellenwert gemäß GrwV und der EU-Trinkwassergrenzwert in allen Fällen eingehalten werden kann, d. h. auch bei verbrauchter Denitrifikationskapazität und bei oxidierten Grundwässern ohne Denitrifikation.

Diese Festlegung erfolgte auch in Anlehnung an die Vorgehensweise im AGRUM-Projekt (Wendland et al. 2009; Heidecke et al. 2014), im EU-Life – Projekt WAGRICO (Kunkel et al., 2008) sowie in Nährstoffprojekten für die Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern (Wendland et al. 2015), Niedersachsen (Ackermann et al., 2015), Sachsen-Anhalt (Kuhr et al. 2014), Schleswig-Holstein (Tetzlaff et al., 2017) und Thüringen (Tetzlaff et al., 2017).

2.1 Methodik

Die schematisierte Darstellung der Simulation der diffusen und punktförmigen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer mit dem gekoppelten Modellsystem RAUMIS-mGROWA-DENUZ-WEKU-MoRe (Abb. 2-4) zeigt die zentrale Rolle der langjährigen mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser für die Ermittlung des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung des Grundwasserschutzziels.

Die langjährige mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser gibt an, mit welcher Konzentration die ausgetragenen N-Mengen mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser bzw. über die Direktabflusskomponenten in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Unabhängig von der Verteilung der N-Frachten auf die Komponenten des Direktabflusses (Zwischenabfluss, Dränabfluss) und die Grundwasserneubildung, ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser also ein entscheidender Parameter zur Beurteilung der Nitratbelastung des Grundwassers. Wenn die mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser über 50 mg NO_3/l liegt, ist davon auszugehen, dass auch die Nitratkonzentration des neugebildeten Grundwassers, d.h. des Sickerwasseranteils, der den obersten Grundwasserleiter erreicht, über 50 mg NO_3/l liegt oder in Zukunft liegen wird. In diesem Fall besteht die Gefahr, dass die Nitratkonzentration im Grundwasser langfristig steigt oder auf einem Wert über 50 mg NO_3/l bleiben wird.

Zur Nitratkonzentrationen im Sickerwasser tragen einerseits diffuse landwirtschaftlich bedingte N-Austräge aus dem Boden und anderseits N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen sowie die atmosphärische NOx-Deposition aus Haushalten, Industrie und Verkehr bei. Der allgemeine Berechnungsansatz zur Ermittlung der Nitratkonzentration im Sickerwasser lautet:

$$C_{NO3} = \frac{443\ x\ (N_{Boden}\ LW + N_{Boden}\ NOx + KKA + KS)}{Q_{SW}}$$

Gl.2-1

C_{NO3}:	mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser	[mg/l]
Q_{sw}:	mittlere langjährige (mGROWA-) - Sickerwasserrate	[mm/a]
d_{Boden} LW:	mittlerer mehrjähriger landwirtschaftlich bedingter N-Austrag aus dem Boden	[kg N/(ha·a)]
$N_{Boden}NO_xNO_X$:	mittlerer mehrjähriger N-Austrag aus dem Boden bedingt durch atmosphärische NOx-Deposition	[kg N/(ha·a)]
KKA:	mittlerer mehrjähriger N-Austrag aus Kleinkläranlagen	[kg N/(KKA a)]
KS:	mittlerer mehrjähriger N-Austrag aus urbanen Systemen	[kg N/(Gemeinde·a)]

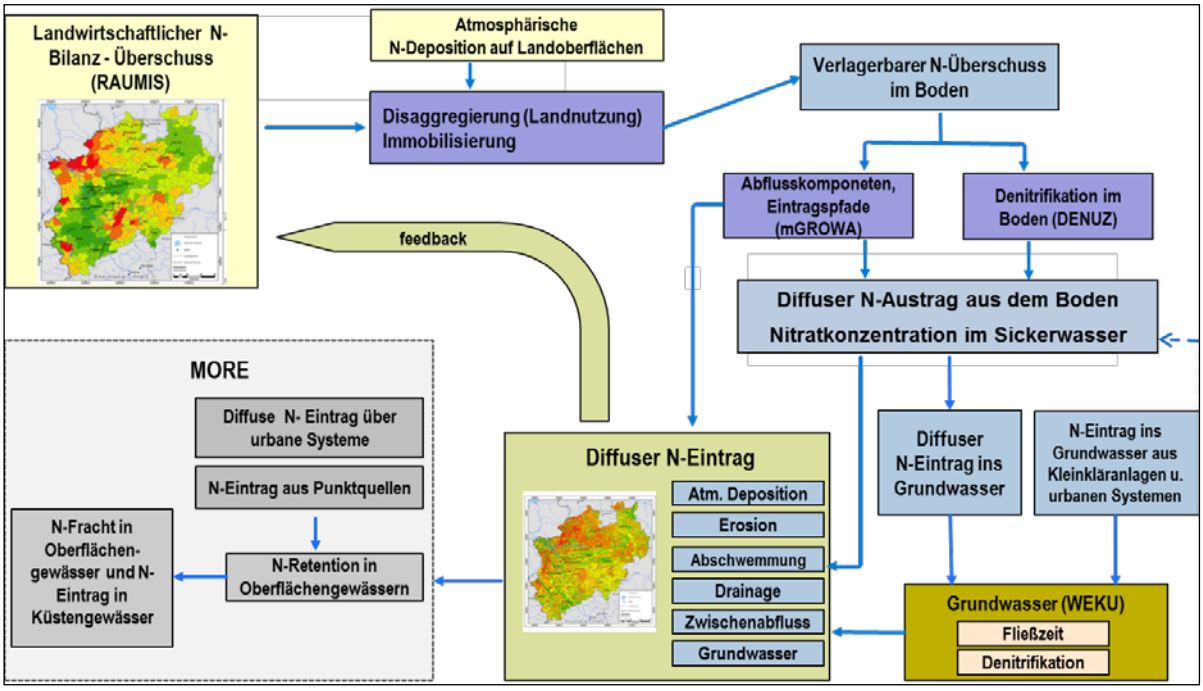


Abb. 2-1: Schematische Darstellung der Simulation der diffusen und punktförmigen N-Einträge in die Oberflächengewässer mit dem gekoppelten Modellsystem RAUMIS-mGROWA-DENUZ-WEKU-MoRe

Gl. 2-2 zeigt den Berechnungsansatz für die ausschließlich auf diffuse, landwirtschaftlich bedingte N-Quellen zurückgehende Nitratkonzentration im Sickerwasser. Zentrale Größe ist hierbei der mittleren mehrjährigen diffusen N-Austräge aus dem Boden (d_{Boden}LW):

$$C_{NO3}LW = \frac{443\ x\ (N_{Boden}\ LW)}{Q_{SW}}$$ Gl. 2-2

C_{NO3}LW: mittlere langjährige landwirtschaftlich bedingte Nitratkonzentration im Sickerwasser [mg/l]
Q_{sw}: mittlere langjährige (mGROWA-) Sickerwasserrate [mm/a]
d_{Boden} LW: mittlerer mehrjähriger landwirtschaftlich bedingter N-Austrag aus dem Boden [kg N/(ha·a)]

Die Ermittlung der mittleren mehrjährigen diffusen N-Austräge aus dem Boden erfolgt im DENUZ-Modell (Wendland et al., 2009). Die hierbei berücksichtigten N-Quellen sind die mit dem Modell RAUMIS ermittelten Stickstoffbilanzüberschüsse der Landwirtschaft sowie die aus landwirtschaftlichen Quellen stammende atmosphärische NH_X–Deposition.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass auch die atmosphärische NOx-Deposition über den Boden verlagert wird, so dass auch diese zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser führt (d_{Boden}NOx, siehe Gl. 2-3):

$$C_{NO3}NOx = \frac{443\ x\ (N_{Boden}\ NOx)}{Q_{SW}}$$ Gl. 2-3

C_{NO3}NOx: mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser durch die NOx-Deposition [mg/l]
Q_{sw}: mittlere langjährige (mGROWA-) - Sickerwasserrate [mm/a]
$N_{Boden}NO_xNO_x$: mittlerer mehrjähriger N-Austrag aus dem Boden durch die NOx-Deposition [kg N/(ha·a)]

Die über diese Quellen in den Boden eingetragenen N-Mengen gelangen im Allgemeinen nicht vollständig in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer. Durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden wird ein Teil der organischen und mineralischen Stickstoffverbindungen in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt werden, die den Bodenraum in die Atmosphäre verlassen können. Für die Modellierung der Denitrifikation im Boden wird im DENUZ-Modell eine Michaelis-Menten Kinetik zu Grunde gelegt (Gl. 2-4).

Das Ausmaß und die Kinetik der Denitrifikation im Boden hängen in komplexer Weise von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren ab. Begünstigend für eine Denitrifikation im Boden sind beispielsweise eine hohe Bodenfeuchte, hohe Bodendichten und hohe Bodentemperaturen. Im Gegensatz dazu ist mit einer gehemmten Denitrifikation bei zur Versauerung neigenden Böden und mit einem geringen Humusgehalt zu rechnen (Wendland, 1992; Schäfer et al., 2007). Zusätzlich wird bei den Landnutzungen Grünland und Wald die N-Immobilisierung im Boden berücksichtigt (vgl. Teilbericht V).

$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{\max} \cdot \frac{N(t)}{k + N(t)} = 0$$

Gl.2-4

dN(t): mittlere mehrjähriger diffuser N-Austrag aus dem Boden nach der Verweilzeit t [kg N/(ha·a)]
N(t0): mittlere mehrjähriger verlagerbare diffuse N-Menge im Boden [kg N/(ha·a)]
(N-Bilanzüberschuss Landwirtschaft + NH_X-Deposition + NH_X-Deposition)

t: Verweilzeit des Sickerwassers im Boden [a]

D_{max}: maximale Denitrifikationsleistung eines Bodens im Jahr [kg N/(ha·a)]

k: Michaelis-Konstante [kg N/(ha·a)]

Zur Nitratkonzentrationen im Sickerwasser tragen neben diffusen landwirtschaftlich bedingten N-Austräge aus dem Boden bzw. der atmosphärischen NOx-Deposition auch die N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen bei. Im Rahmen des Projektes GROWA+NRW2021 wurden diese nicht landwirtschaftlich bedingten N-Quellen bundesweit erstmalig und getrennt von den landwirtschaftlich bedingten N-Austrägen aus dem Boden in die Berechnung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser einbezogen. Gl. 2-5 zeigt den Berechnungsansatz für die ausschließlich auf N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen zurückgehenden N-Quellen:

$$C_{NO3}KKA/KS = \frac{443\ x\ (N_{KKS} + N_{KA})}{Q_{SW}}$$

Gl. 2-5

C_{NO3}KKA/KS: mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser [mg/l]
Q_{sw}: mittlere langjährige (mGROWA-) - Sickerwasserrate [mm/a]
N_{KKA}: mittlerer mehrjähriger N-Austrag aus Kleinkläranlagen [kg N/(KKA a)]
N_{KS}: mittlerer mehrjähriger N-Austrag aus urbanen Systemen [kg N/(Gemeinde·a)]

Der N-Austrag aus urbanen Systemen wurde in Anlehnung an den aktuellen „Lagebericht“ (2016) unter der Annahme eines N-Aufkommens von 11 g N/(Einwohner u. Tag) sowie einer N-Freisetzung aus urbanen Systemen von 1,65 g N/(EW*Tag) ermittelt. Beim N-Austrag ins Grundwasser aus Kleinkläranlagen wurden die jahresbezogenen N-Einleitungen der KKA angesetzt, die ins Grundwasser abschlagen. Als nicht der Landwirtschaft zuzurechnender Anteil der atmosphärischen N-Deposition wurden die von Schaap et al. (2017, in review) modellierten NOx-Emissionen aus Verkehr, Industrie, Haushalten berücksichtigt.

Flächen, für die sich nach den o.a. Gleichungen mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser > 50 mg NO_3/l ergeben haben, können als „hot-spot-Flächen“ des Nitrateintrags gelten. Für die potenziellen Handlungsgebiete werden in einem Zwischenschritt anschließend getrennt für die landwirtschaftlichen bedingten N-Austräge (Gl. 2-5) bzw. für die nicht der Landwirtschaft anzurechnenden N-Austräge (Gl. 2-6) die maximal tolerierbaren N-Austräge quantifiziert, die im langjährigen Mittel nicht überschritten werden dürfen, wenn eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg NO_3/l nachhaltig garantiert werden soll.

Diese Berechnungen erfolgen unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und einem konstanten Denitrifikationspotenzial im Boden. In diesem Fall ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser nach Gl. 2-6 direkt durch die diffuse landwirtschaftlich bedingte N-Austragsmenge aus dem Boden, nach Gl. 2-7 direkt durch die diffuse NOx-Deposition bedingte N-Austragsmenge aus dem Boden, und nach Gl. 2-8 direkt durch die N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen bestimmt.

$$\text{Max. } d_{\text{Boden}}\text{LW } (C50_{NO3}) = \frac{443\ x\ (N_{Boden}\ LW)}{Q_{SW}} \qquad \text{Gl. 2-6}$$

Max. d_{Boden}LW ($C50_{NO3}$): maximal zulässiger landwirtschaftlich bedingter N-Austrag aus dem Boden zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l [mg/l]

$$\text{Max. } d_{\text{Boden}}NOx\ (C50_{NO3}) = \frac{443\ x\ (N_{Boden}\ NOx)}{Q_{SW}} \qquad \text{Gl. 2-7}$$

Max. d_{Boden}NOx ($C50_{NO3}$): maximal zulässiger durch den NOx-Austrag aus dem Boden bedingter N-Austrag aus dem Boden zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l [mg/l]

$$\text{Max. KKA/KS } (C50_{NO3}) = \frac{443\ x\ (N_{KKA} + N_{KS})}{Q_{SW}} \qquad \text{Gl. 2-8}$$

Max. KKA/KS ($C50_{NO3}$): maximal zulässiger N-Austrag aus urbanen Systemen, Kleinkläranlagen und atmosphärischer NOx-Deposition zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l [mg/l]

Der N-Minderungsbedarf der landwirtschaftlich bedingten N-Austräge aus dem Boden ergibt sich dann nach Gl. 2-9 aus der Differenz des aktuellen landwirtschaftlich bedingten N-Austrags aus dem Boden und der maximal zulässigen N-Austragsmenge aus dem Boden zur Gewährleistung einer mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l. Der N-Minderungsbedarf der nicht landwirtschaftlich bedingten N-Austräge aus dem Boden ergibt sich nach Gl. 2-10 aus der Differenz der aktuellen N-Austräge aus dem Boden bedingt durch die atmosphärische N-Deposition und der maximal zulässigen N-Austragsmenge aus dem Boden zur Gewährleistung einer mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l. Der N-Minderungsbedarf der N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen ergibt sich dann nach Gl. 2-11 aus der Differenz der aktuellen N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen und der maximal zulässigen N-Austragsmenge aus dem Boden zur Gewährleistung einer mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l.

Der große Vorteil einer nach den Hauptverursachergruppen getrennten Berechnung des N-Minderungsbedarfs besteht darin, dass nicht der gesamte N-Minderungsbedarf zur Erreichung des Grundwasserschutzziels per se der Landwirtschaft zugerechnet wird.

$$N_{MIND}LW = N_{Boden}LW - Max.\ d_{Boden}LW\ (C50_{NO3})$$

Gl. 2-9

$N_{Mind}LW$: N-Minderungsbedarf der landwirtschaftlich bedingten N-Austräge [kg N/(ha·a)]

$$N_{MIND}NOx = N_{Boden}NOx - Max.\ d_{Boden}NOx\ (C50_{NO3})$$

Gl. 2-10

$N_{Mind}NOx$: N-Minderungsbedarf der durch die NOx-Deposition bedingten N-Austräge [kg N/(ha·a)]

$$N_{MIND}KKA/KS = N_{KKA/KS} - Max.\ KKA/KS\ (C50_{NO3})$$

Gl. 2-8

$N\text{-}_{Mind}KKA/KS$: N-Minderungsbedarf der N-Austräge über Kleinkläranlagen und urbane Systeme [kg N/(ha·a)]

2.2 Datengrundlagen

Startgröße zur Ermittlung des N-Minderungsbedarfs für das Grundwasser ist die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, welche im Rahmen des Projektes GROWA+NRW2021 bundesweit erstmalig getrennt für landwirtschaftlich bedingte N-Austräge (N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft, atmosphärische NH_X-Deposition) und nicht-landwirtschaftlich bedingte N-Austräge (urbanen Systeme, Kleinkläranlagen, atmosphärische NOx-Deposition) berechnet wird. Die in diesem Zusammenhang relevanten datengrundlagen sind in Tab. 2-1 sowie in diesem Kap. 2.2 kurz beschrieben.

Tabelle 2-1: Datengrundlagen und Teilmodellergebnisse für die Ermittlung des Reduktionsbedarfs der Stickstoffeinträge zur Erreichung der Ziele für das Grundwasser

Themengebiet	Datengrundlage	Datentyp	Quelle
Diffuser landwirtschaftlich bedingter N-Austrag aus dem Boden	N-Bilanzüberschuss der Landwirtschaft	Raster	Modellergebnis RAUMIS
	Atmosphärische NH_X-Deposition		UBA: PINETI III
Nicht landwirtschaftlich bedingter N-Austrag	N-Austräge aus urbanen Systemen	Raster	„Lagebericht“ (2016)
	N-Austräge aus Kleinkläranlagen, die ins Grundwasser abschlagen		(D-E-A bzw. ELKA-Datenbank)
	Atmosphärische NOx-Deposition		UBA: PINETI III
Hydrologie	Sickerwasserhöhe	Raster	mGROWA-Modellergebnis

Durch die Sickerwasserhöhe werden die N-Austräge verdünnt, so dass Nitratkonzentrationen im Sickerwasser erhebliche Unterschiede aufweisen können, die nicht nur von der Höhe des N-Austrags aus dem Boden abhängen. Die Sickerwasserrate (Abb. 2-1) ist ein Ergebnis der mGROWA-Modellierung und ergibt sich aus der Differenz von Gesamtabfluss und Oberflächenabfluss (siehe Teilbericht IIa).

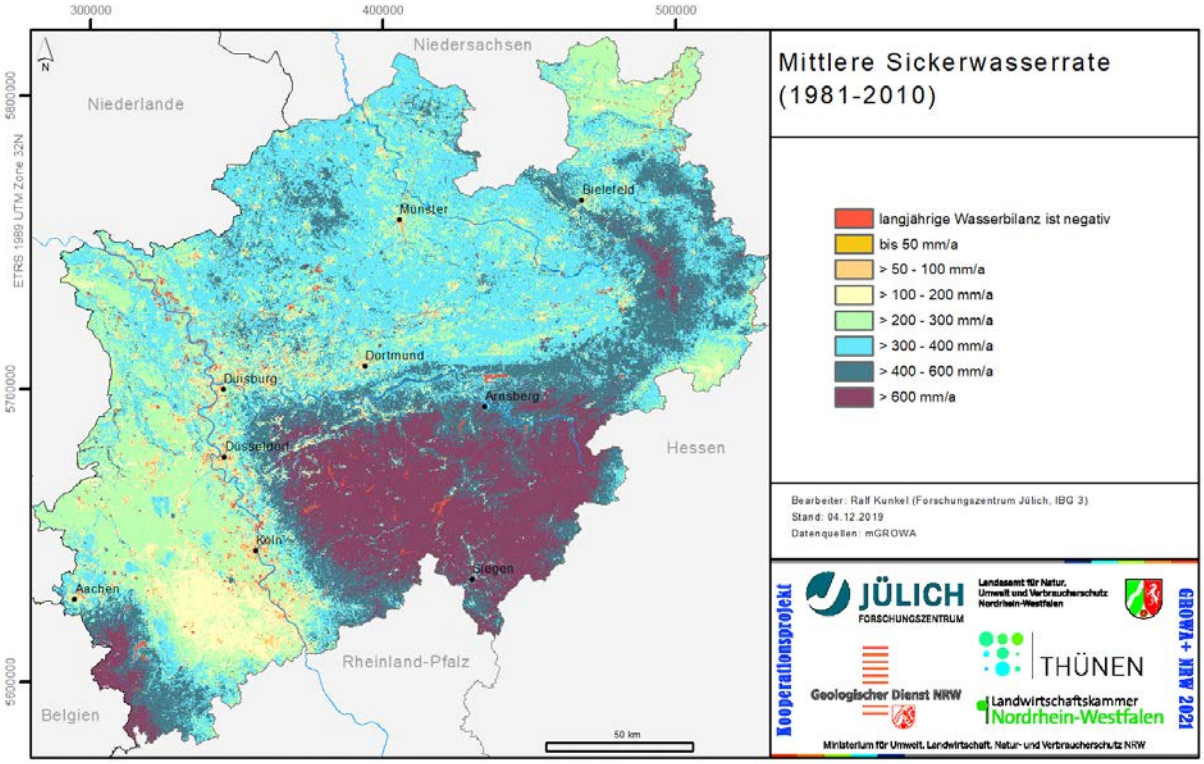


Abb. 2-1: Mittlere langjährige Sickerwasserhöhe

In den Flachlandregionen NRWs dominieren Sickerwasserhöhen von weniger als 300 mm/a. Mit Sickerwasserhöhen von weniger als 200 mm/a treten dabei in der Köln-Aachener Bucht die geringsten Werte auf. In den Festgesteinsregionen treten dagegen Sickerwasserraten von bis zu 600 mm/a und mehr auf. Hierdurch bedingt ist die Verdünnung des N-Austrags aus dem Boden in der Festgesteinsregion bis zu dreifach höher als in der Flachlandregion.

Zentrale Größe zur Berechnung der ausschließlich auf diffuse, landwirtschaftlich bedingte N-Quellen zurückgehenden Nitratkonzentration im Sickerwasser nach Gl. 2-2 ist der mittlere mehrjährige diffuse N-Austrag aus dem Boden. Die hierbei berücksichtigten N-Quellen sind der N-Bilanzüberschuss der Landwirtschaft (Abb. 2-2) und die atmosphärische NH_X-Deposition (Abb. 2-3).

Wie in Teilbericht I beschrieben, ist der N-Bilanzüberschuss der Landwirtschaft (Abb. 2-2) ein zentrales RAUMIS – Modellergebnis, welcher als gleitender Mittelwert (2014 – 2016) für die landwirtschaftlich genutzte Fläche einer Gemeinde berechnet wurde. Die hierbei ermittelten Werte liegen zwischen < 10 kg bis > 100 kg N/(ha a). Für die Gesamtfläche NRWs summieren sich die mittleren mehrjährigen N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft auf ca. 82.000 t N/a.

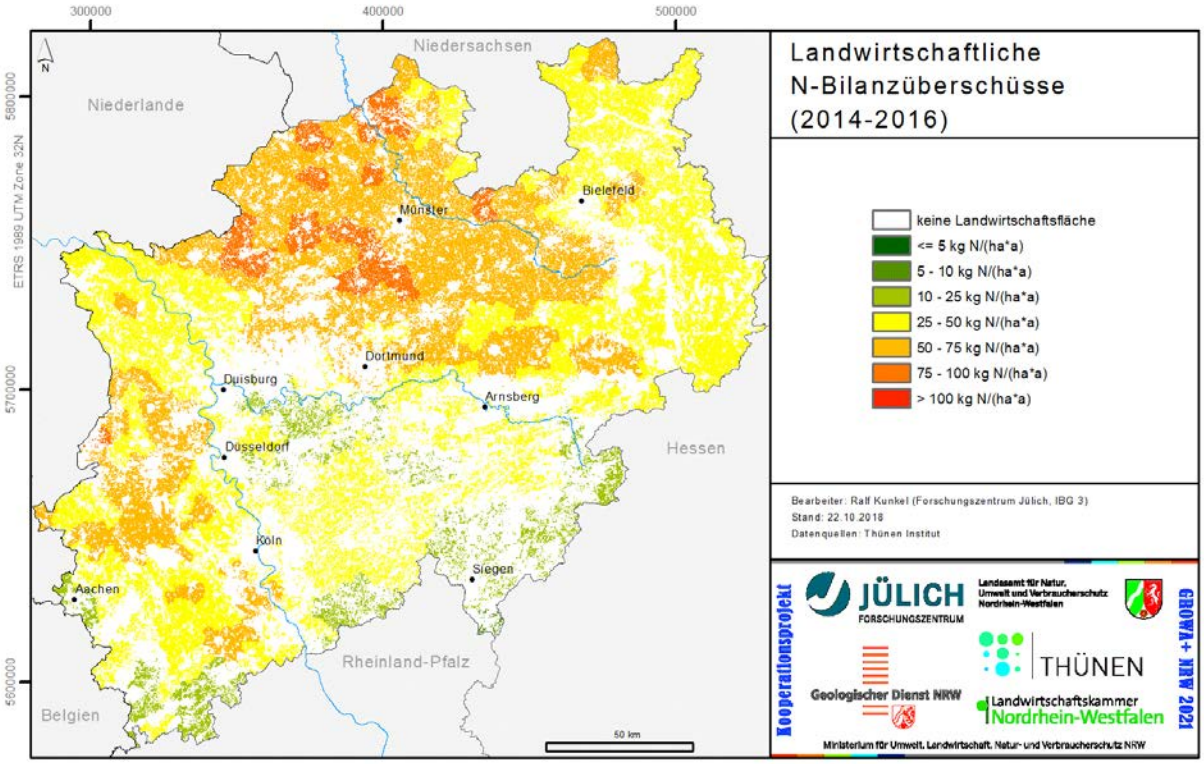


Abb. 2-2: Mittlere mehrjährige N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft

Als flächendeckend wirkende landwirtschaftlich bedingte N-Quelle wurde die NH_X-Deposition berücksichtigt, siehe Abb. 2-3. Dieser Datensatz wurde, wie in Teilbericht V beschrieben, im Rahmen des PINETI-3-Projektes (Schaap et al., 2018) ermittelt und vom UBA für die Projektarbeiten bereitgestellt. Je nach Landnutzung und Region liegt die NH_X-Deposition zwischen < 15 kg bis > 30 kg N/(ha a). Für die Gesamtfläche NRWs summiert sich die mittlere mehrjährige atmosphärische NH_X-Deposition auf ca. 70.000 t N/a.

Als weitere flächendeckend wirkende N-Quelle wurde die NOx-Deposition berücksichtigt. Dieser nicht der Landwirtschaft zuzurechnende Anteil der atmosphärischen NOx-Deposition (Abb. 2-4) aus Verkehr, Industrie, Haushalten wurde ebenfalls im Rahmen des PINETI-3-Projektes (Schaap et al., 2017, in review) ermittelt und vom UBA für die vorliegenden Projektarbeiten bereitgestellt. Je nach Region liegt die NOx-Deposition zwischen < 5 kg N/(ha a) bis > 25 kg N/(ha a). Für die Gesamtfläche NRWs summiert sich die mittlere mehrjährige atmosphärische NOx-Deposition auf ca. 20.200 t N/a.

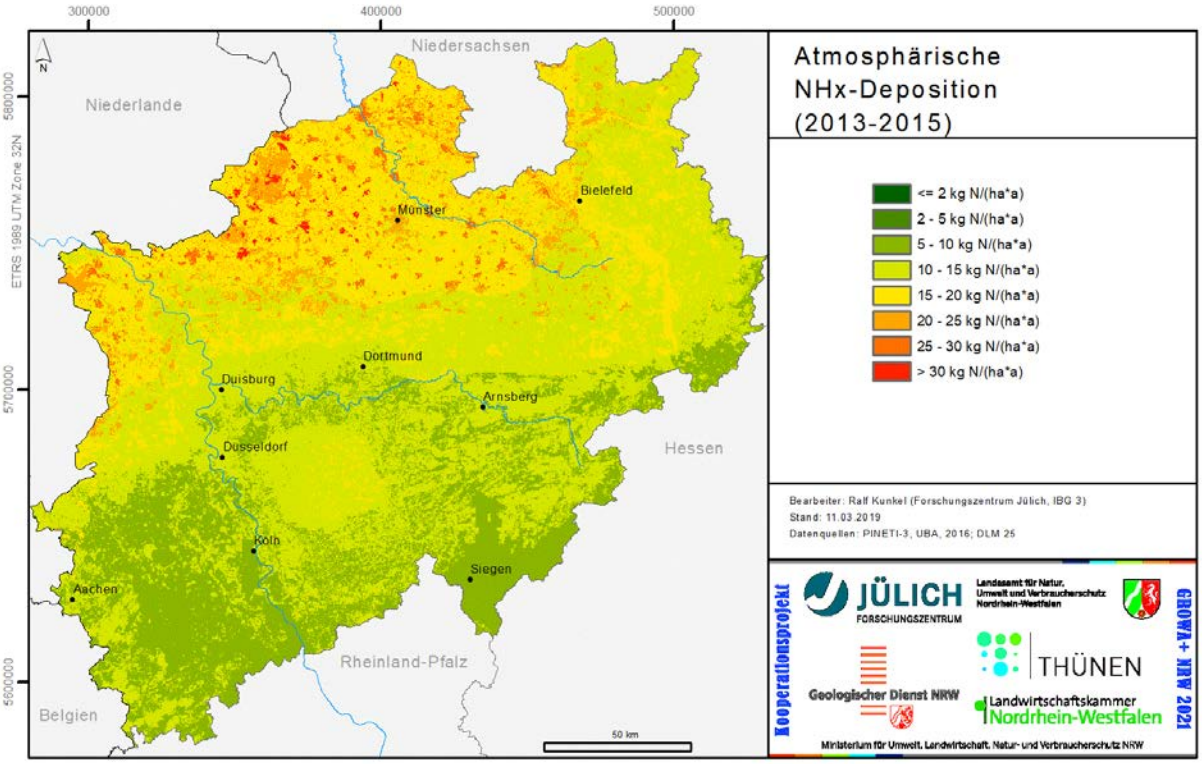


Abb. 2-3: Mittlere mehrjährige atmosphärische NH_X-Deposition

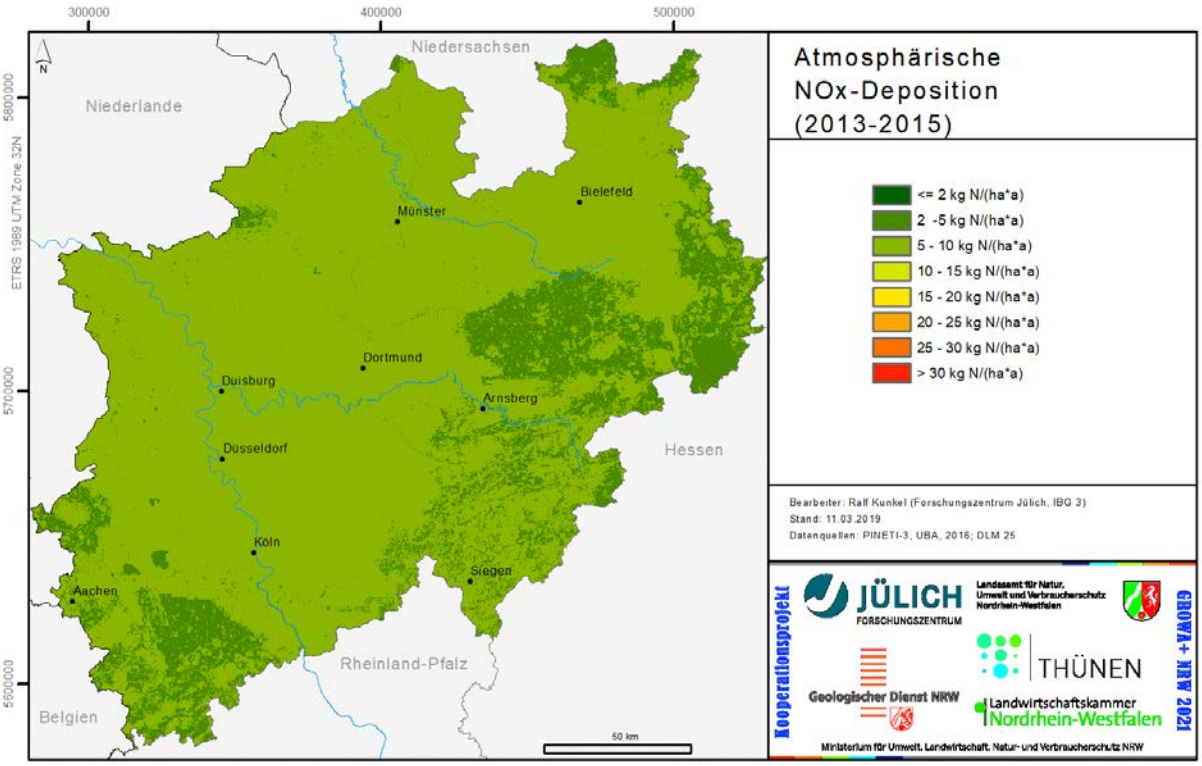


Abb. 2-4: Atmosphärische NOx - Deposition aus Haushalten, Industrie und Verkehr

Die mittleren mehrjährigen landwirtschaftlich bedingten diffusen N-Austräge aus dem Boden (Abb. 2-5) ergeben sich schließlich nach Gl. 2-3 durch Kombination der mittleren mehrjährigen

N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft (Abb. 2-2) sowie der mittleren mehrjährigen atmosphärischen NH_X-Deposition (Abb. 2-3) mit den im DENUZ-Modell berücksichtigten N-Umsatz- und N-Abbauprozessen im Boden (vgl. Teilbericht V) und der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden (vgl. Teilbericht III).

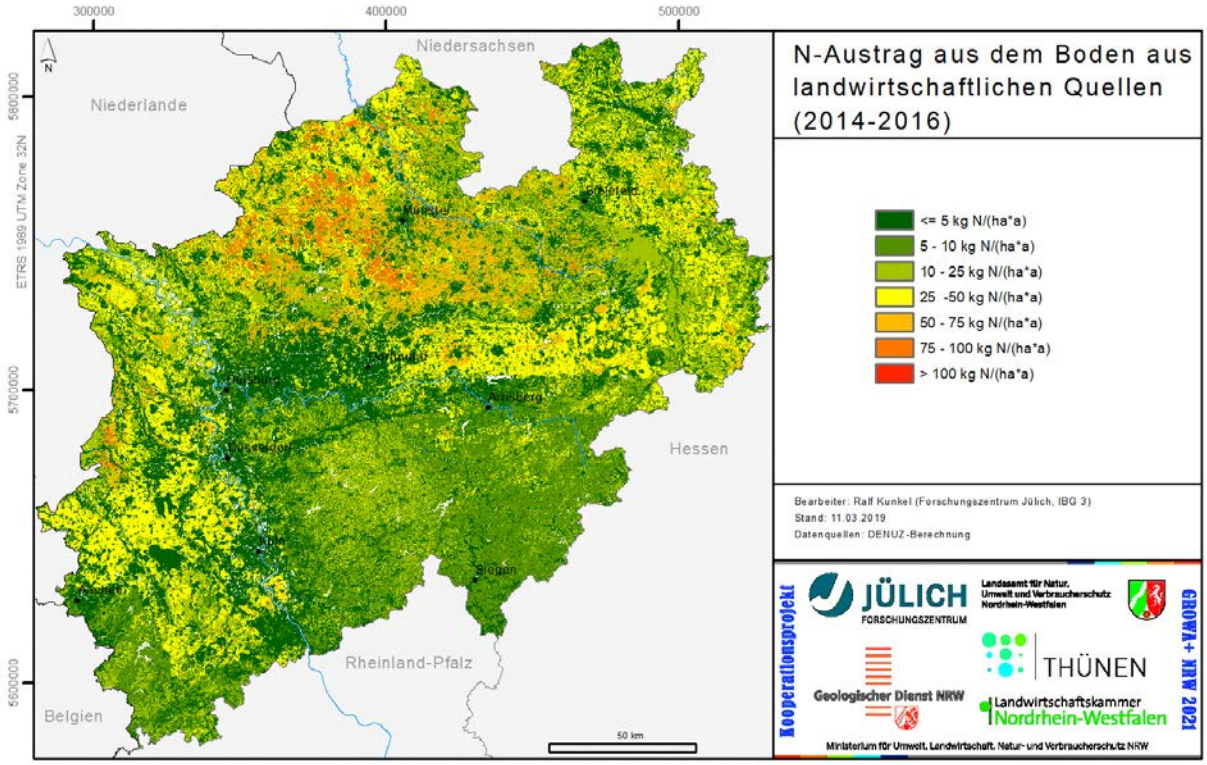


Abb. 2-5: Mittlerer mehrjähriger diffuser landwirtschaftlich bedingter N-Austrag aus dem Boden

Wie Abb. 2-5 zeigt liegt der mittlere mehrjährige diffuse N-Austrag aus dem Boden vor allem im Münsterland und am Niederrhein zwischen 50 und 75 kg N/(ha a). In den Bördelandschaften zeigen sich N-Austräge aus dem Boden von bis zu 50 kg N/(ha·a). In den Mittelgebirgen liegen die N-Austräge aus dem Boden bei meist weniger als 25 kg N/(ha·a).

Neben den diffusen landwirtschaftlich bedingten N-Austrägen aus dem Boden trägt auch die atmosphärische NO_x-Deposition aus Haushalten, Industrie und Verkehr (Abb. 2-4) zur Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bei. Die mittleren mehrjährigen durch den NO_X-Eintrag bedingten bedingten diffusen N-Austräge aus dem Boden ergeben sich hier durch Kombination der mittleren mehrjährigen atmosphärischen NO_x-Deposition (Abb. 2-4) mit den im DENUZ-Modell berücksichtigten N-Umsatz- und N-Abbauprozessen im Boden (vgl. Teilbericht V) und der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden (Teilbericht III), siehe Abb. 2-6.

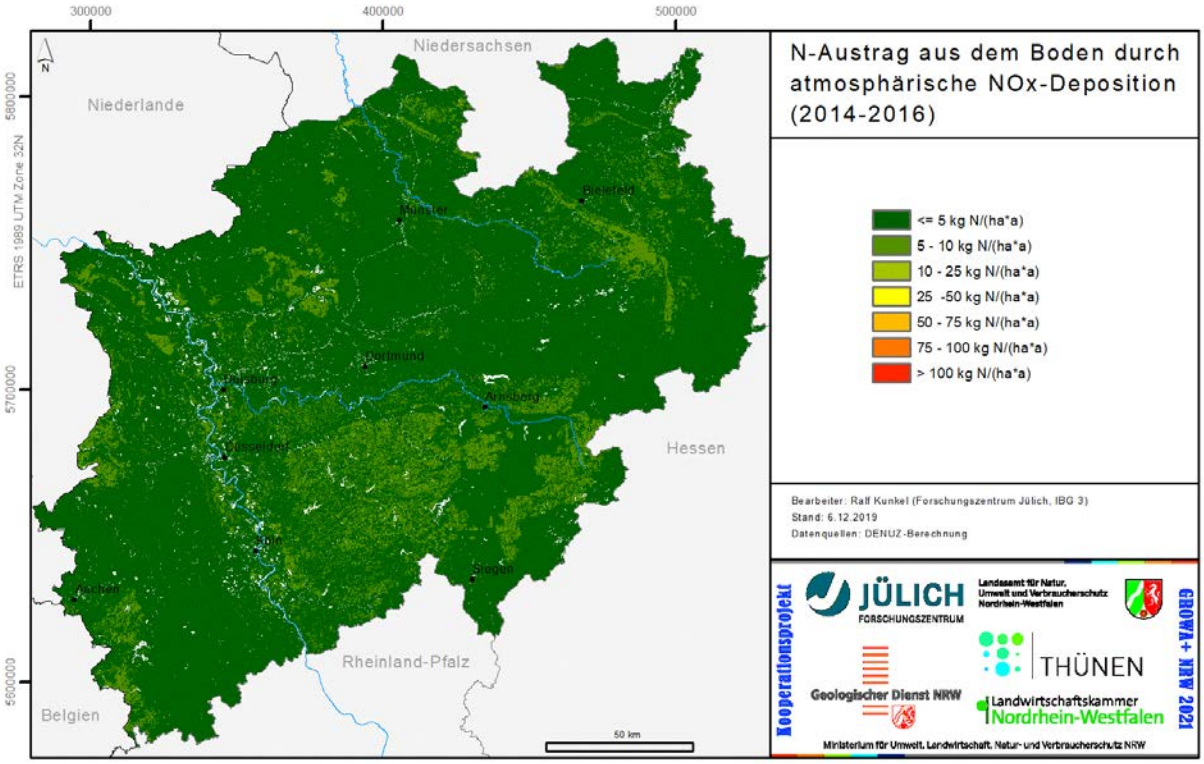


Abb. 2-6: Mittlerer mehrjähriger diffuser l Stickstoffaustrag aus dem Boden bedingt durch die atmosphärische NOx-Deposition

Neben den diffusen landwirtschaftlich bedingten N-Austrägen aus dem Boden und den durch die NO_X-Deposition bedingten N-Austrägen aus dem Boden tragen auch N-Austräge aus urbanen Systemen (Abb. 2-7) und lokalen Kleinkläranlagen (Abb. 2-8) zur Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bei. Im Rahmen des Projektes GROWA+NRW2021 wurden diese N-Quellen bundesweit erstmalig zusätzlich zu den landwirtschaftlich bedingten N-Austrägen aus dem Boden in die Berechnung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser einbezogen. Auf diese Weise ist zum einen möglich, eine nicht nur auf landwirtschaftliche Flächen beschränkte Plausibilitätsüberprüfung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser vorzunehmen (siehe Kap. 6). Zum anderen erlaubt dies eine Berechnung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser sowie des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung des Qualitätsziels für das Grundwasser getrennt nach Hauptaustragsquellen.

Der N-Austrag aus urbanen Systemen (Abb. 2-7) wurde in Anlehnung an den aktuellen Bericht „Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen“ – kurz: „Lageberichт“ (MKULNV 2014) abgeleitet. Dabei wurde unter Berücksichtigung des N-Aufkommens indirekt in die Kanalisation einleitender Betriebe eine Höhe von 11 g N/(Einwohner u. Tag) sowie eine N-Freisetzung aus urbanen Systemen von 1,65 g N/(EW*Tag) ermittelt. . Die auf diese Weise ermittelten N-Austräge aus urbanen Systemen liegen umgelegt auf die bebaute Fläche NRWs zwischen <15 und >30 kg/(ha a). Die höchsten Werte treten erwartungsgemäß entlang der Rheinschiene und im Ruhrgebiet auf. Für die Gesamtfläche NRWs summieren sich die N-Austräge aus urbanen Systemen auf ca. 11.200 t N/a.

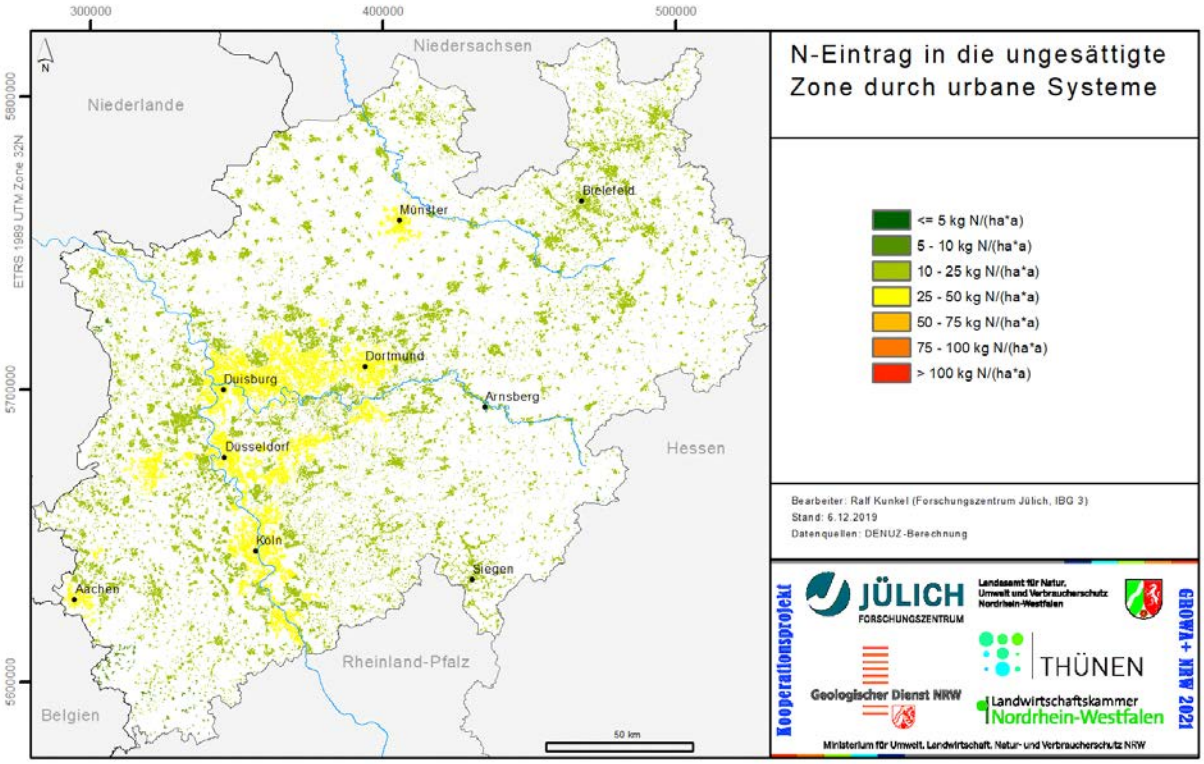


Abb. 2-7: N-Austräge aus urbanen Systemen

Beim N-Austrag aus Kleinkläranlagen (KKA) (Abb. 2-8) wurden ausschließlich die in der Datendrehscheibe Einleiterüberwachung Abwasser (D-E-A) des Landes NRW erfassten KKA, die ins Grundwasser abschlagen, berücksichtigt. Die N-Frachten entsprechen den in D-E-A erfassten jahresbezogenen N-Einleitungen dieser KKA. Eine kleine Unsicherheit ergibt sich dadurch, dass der Datenbestand der KKA nicht für alle Kommunen NRW's vollständig erfasst wurde. Bei der Angabe „kg N/(ha*a)" handelt es sich um einen Übertrag der nach D-E-A-Datenbank punktuell ins GW eingeleiteten Fracht auf eine pauschalierte Flächengröße von 100m x 100m. Auf diese Weise ergeben sich für die Gesamtfläche NRWs ca. 500 t N/a.

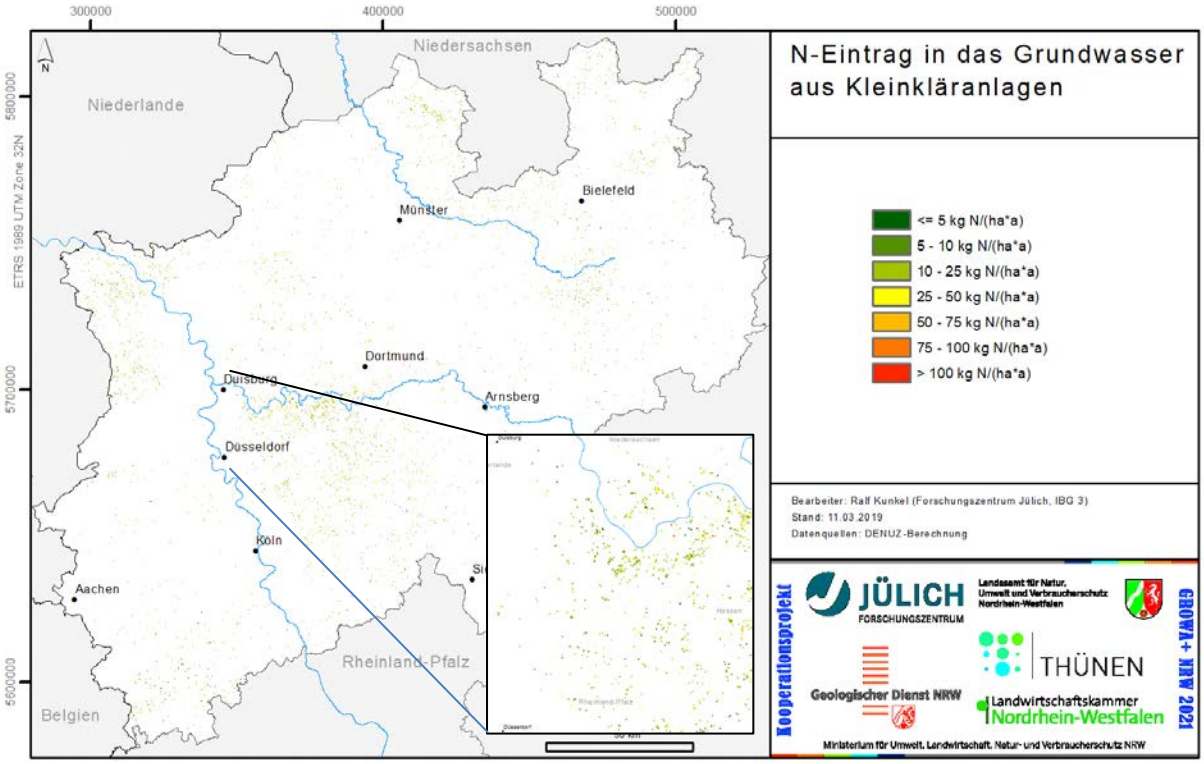


Abb. 2-8: N-Austräge aus Kleinkläranlagen

2.3 Mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser

Zur Ermittlung des N-Reduktionsbedarfs zur Erreichung der Qualitätsziele im Sickerwasser/Grundwasser wird durch Kombination der N-Austräge mit der Sickerwasserrate (Abb. 3-2) in einem ersten Schritt die mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet.

Abb. 2-9, Abb. 2-10 und Abb. 2.11 zeigen die nach Gl. 2-2 bzw. Gl. 2-4 getrennt nach den Hauptverursachern berechnete Nitratkonzentration im Sickerwasser. Abb. 2-9 zeigt die Nitratkonzentration im Sickerwasser unter ausschließlicher Berücksichtigung der landwirtschaftlichen N-Quellen. Abb. 2-10 zeigt die Nitratkonzentration im Sickerwasser unter ausschließlicher Berücksichtigung der N-Austräge aus Kleinkläranlagen und urbanen Systemen und der NOx-Deposition. Abb. 2-11 10 zeigt die Nitratkonzentration im Sickerwasser unter ausschließlicher Berücksichtigung der N-Austräge, die durch die NOx-Deposition bedingt ist.

Aus Abb. 2-9 wird deutlich, dass in den meisten Regionen im Norden und Westen NRW's großflächig landwirtschaftlich bedingte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l und mehr auftreten. Besonders hohe Werte ergeben sich für die landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen im Münsterland. Dort werden bedingt durch hohe N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft (vgl. Abb. 2-2) verbreitet Nitratkonzentrationen zwischen 75 und 125 mg NO_3/l errechnet. In der Niederrheinischen Bucht sind die N-Austräge aus dem Boden im Vergleich zum Münsterland moderat (vgl. Abb. 2-2). Dennoch liegen die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auch dort häufig über 50 mg NO_3/l. Ursache hierfür sind die geringen Sickerwasserraten (siehe Abb. 2-1), durch die die N-Austräge aus dem Boden nur wenig verdünnt werden.

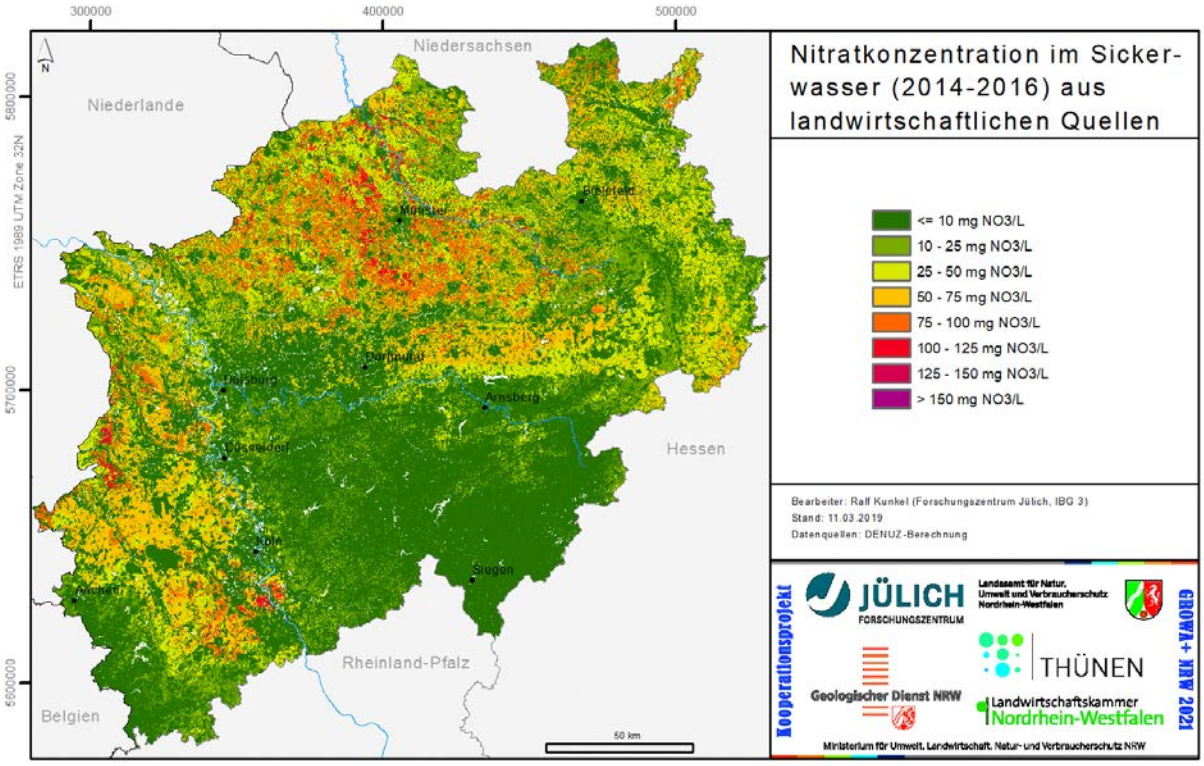


Abb. 2-9: modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser aus landwirtschaftlichen N-Quellen

Nitratkonzentrationen im Sickerwasser < 25 mg NO_3/l ergeben sich vor allem für die landwirtschaftlich extensiv genutzten Mittelgebirgsregionen, in denen die N-Austräge aus dem Boden relativ gering sind, und zudem durch hohe Sickerwasserraten stark verdünnt werden.

Für die Nitratkonzentration im Sickerwasser, die aus Kleinkläranlagen und urbanen Systemen resultiert, ergeben sich in den meisten Regionen NRWs Werte zwischen 10 und 25 mg NO_3/l (Abb. 2-10). Im Süden NRWs werden über 25 mg NO_3/l erreicht. Bereiche mit Nitratkonzentrationen oberhalb von 50 mg NO_3/ treten im ganzen Bundesland NRW nicht bzw. nur lokal auf.

Berücksichtigt man zusätzlich die flächendeckend wirkende NOx-Deposition, so ergibt sich die in Abb. 2-11 dargestellte Nitratkonzentration im Sickerwasser aus nicht landwirtschaftlichen Quellen.

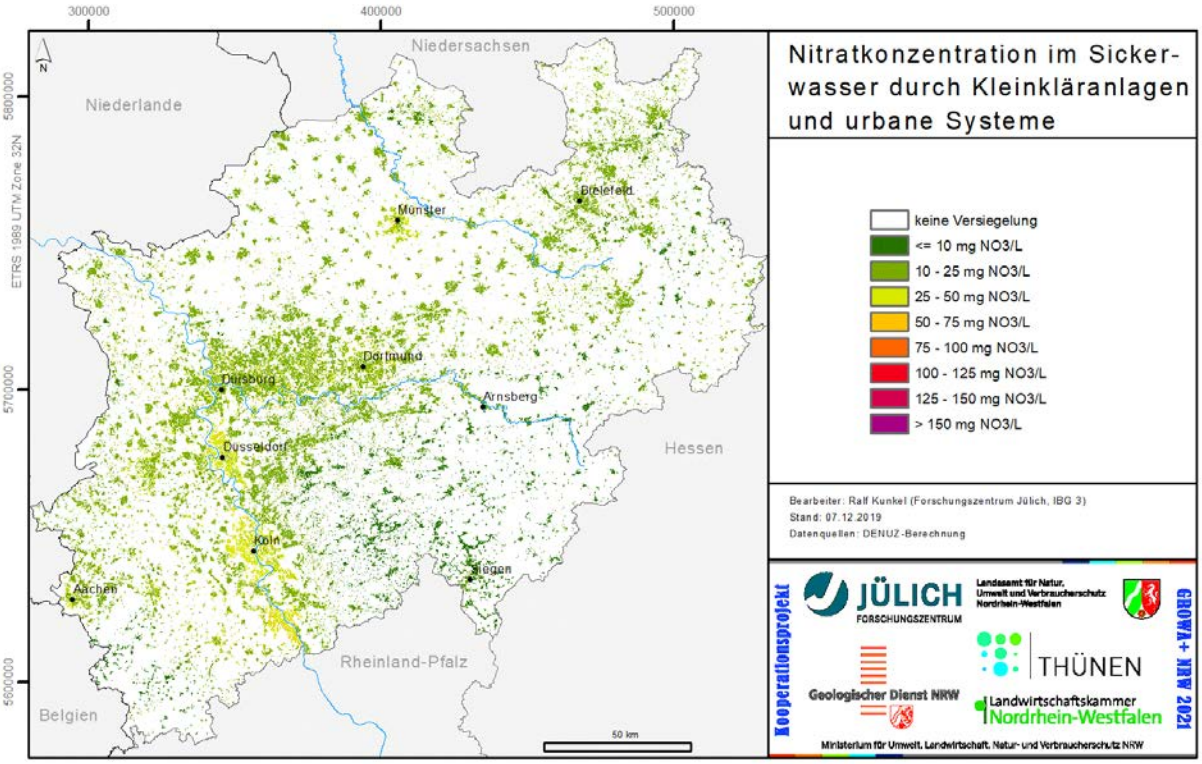


Abb. 2-10: modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser für die N-Einträge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen

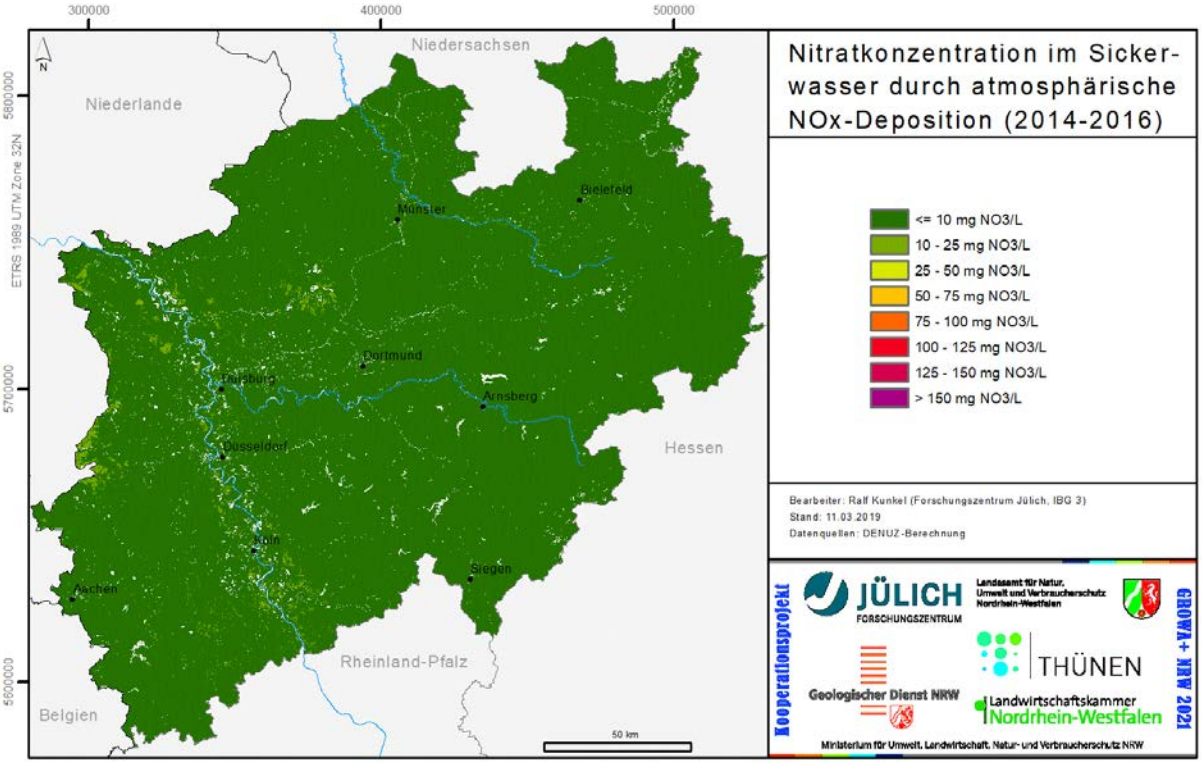


Abb. 2-11: modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser durch atmosphärische NOx-Deposition

Es wird deutlich, dass die NOx-Deposition flächendeckend nur zu einer sehr geringen Erhöhung der Nitratkonzentration im Sickerwasser von meist deutlich weniger als 5 mg NO_3/L (vgl. Abb. 2-10). Die höchsten Nitratkonzentrationen werden in den urbanen Regionen erreicht.

In der Realität mischen sich im Sickerwasser die N-Einträge der verschiedenen N-Quellen. Abbildung 2-12 zeigt nunmehr die langjährige mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser, die sich durch Einbeziehung aller (landwirtschaftlichen und nicht-landwirtschaftlichen) N-Quellen ergibt.

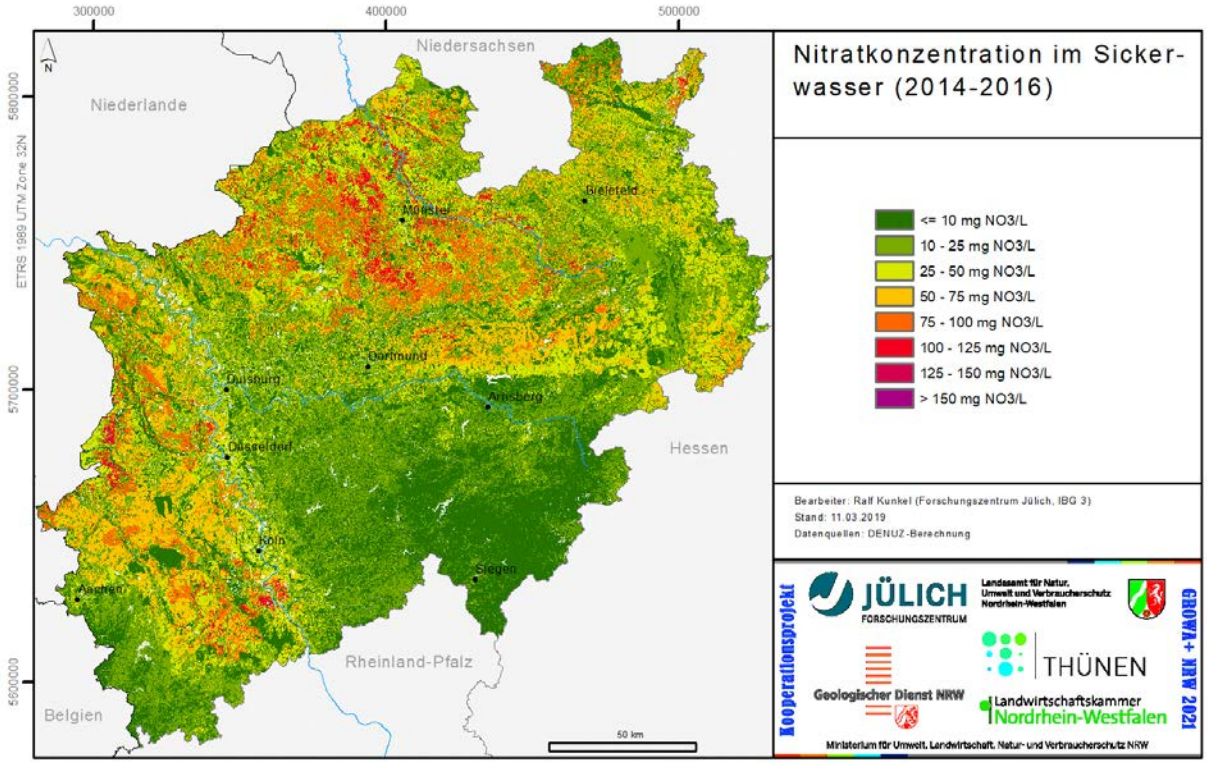


Abb. 2-12: mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die mittleren langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser liegen 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 50 mg NO_3/l treten in allen urbanen Regionen auf, sowie vor allem bei hohen Sickerwasserraten, wie z.B. im Rheinischen Schiefergebirge, dort häufig in Kombination mit bewaldeten Gebieten. Größere Regionen mit Nitratkonzentrationen über 50 mg NO_3/l treten bei geringen Sickerwasserraten (z.B. Rheinland) und / oder hohen diffusen N-Austägen aus dem Boden (z.B. Münsterland) auf. Insgesamt weist ca. 21 % der Fläche NRWs Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von über 50 mg NO_3/l und somit einen N-Reduktionsbedarf auf (siehe Kap. 2-4).

Je nach Landnutzungstyp ergeben sich für NRW unterschiedliche mittlere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (vgl. Tab 2-2). Gemittelt über die gesamte Landesfläche NRWs liegen die berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bei ca. 11 mg NO_3/l; für die Grünlandflächen und ein Mittelwert von 55 mg NO_3/l für die Ackerflächen. Insgesamt weisen ca. 38 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen einen N-Reduktionsbedarf auf. Auch verglichen mit

den mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von Dauerkulturen, Wäldern und Siedlungen weist Ackerland die mit Abstand höchsten Werte auf, was bereits darauf hinweist, dass vor allem dort eine Minderung der N-Austräge notwendig ist.

Tabelle 2-2: Modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser für die Hauptlandnutzungskategorien in NRW

Landnutzung	Mittlere NO3-Konzentration (mg NO_3/L)
Siedlungsflächen	20
Ackerland	55
Grünland	11
Dauerkulturen	13
Nadelwald, Mischwald	13
Laubwald	8
Andere	2-6

Die in Abb. 2-12 dargestellte langjährige mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser gibt an, mit welcher Konzentration die ausgetragenen N-Mengen mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser bzw. über die Direktabflusskomponenten (Zwischenabfluss, Dränabfluss) in die Oberflächengewässer eingetragen werden. Zudem ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser, die durch gleichzeitige Einbeziehung aller N-Quellen ermittelt wurde, die geeignete Größe zur Plausibilitätsüberprüfung von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser anhand von gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser. Denn vor allem dieser „Mischwert“ sollte die Messwerte im Grundwasser repräsentieren.

2.4 N-Minderungsbedarf

Wie in Kap. 2.3 erläutert, treten durch die N-Austräge aus Kleinkläranlagen und urbanen Systemen bzw. durch die NOx-Deposition keine Nitratkonzentrationen oberhalb des Grundwasserschwellenwerts von 50 mg NO_3/l auf. Die Ermittlung des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung der Qualitätsziele im Sickerwasser/Grundwasser beschränkt sich in NRW dadurch ausschließlich auf die landwirtschaftlich bedingten N-Austräge.

Der N-Reduktionsbedarf zur Erreichung der Qualitätsziele im Sickerwasser/Grundwasser wurde somit für die Flächen berechnet, für die in Abb. 2-9 mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser > 50 mg NO_3/l ausgewiesen wurden, In Abb. 2-13 ist der sich ergebende N-Minderungsbedarf der landwirtschaftlich bedingten N-Austräge dargestellt.

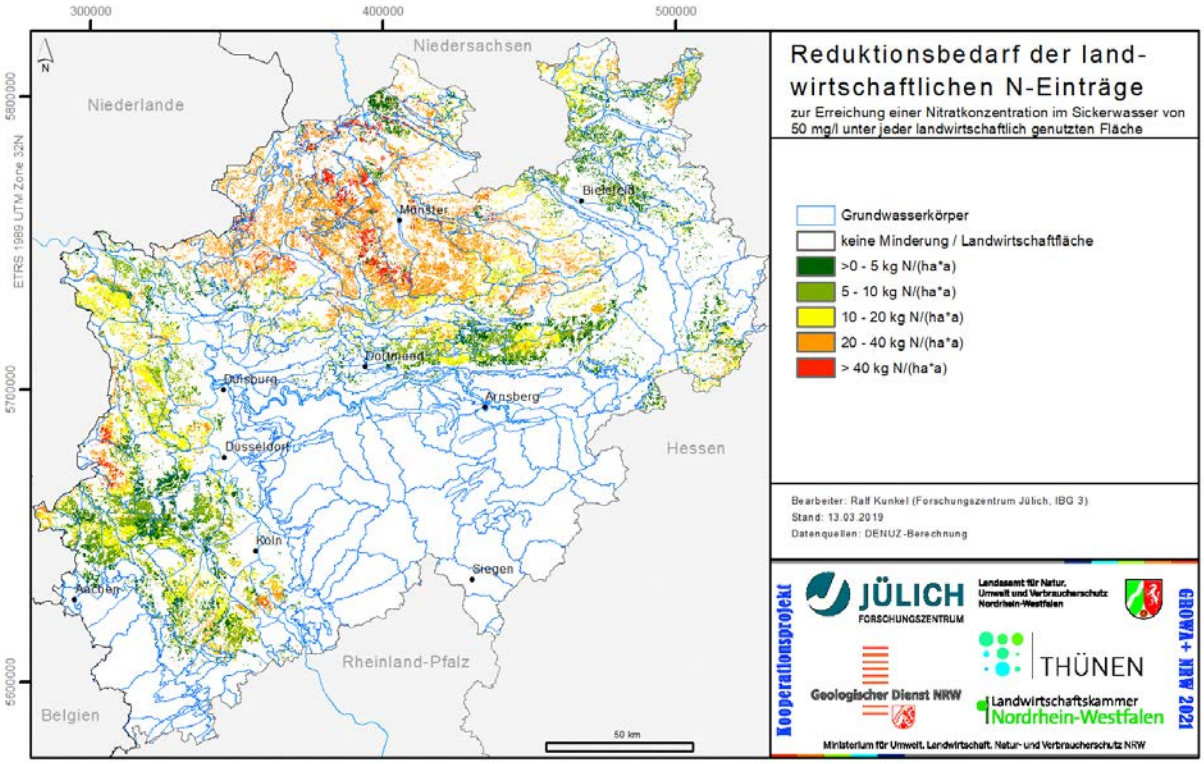


Abb. 2-13: N-Minderungsbedarf der landwirtschaftlich bedingten N-Austräge zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l.

Nach Abb. 2-13 liegt der N - Minderungsbedarf der landwirtschaftlich bedingten N-Austräge aus dem Boden in weiten Teilen des Münsterlandes zwischen 20 und > 40 kg/(ha·a). Dieser hohe N-Minderungsbedarf ist ein typischer Wert für intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen, insbesondere in Regionen mit flächenunabhängiger Viehproduktion und entsprechend hohem Anfall an Wirtschaftsdünger. Für weite Teile der Bördelandschaften liegt der N - Minderungsbedarf der landwirtschaftlich bedingten N-Austräge aufgrund der für Marktfruchtbetriebe typischen geringeren N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft zwischen 5 und 20 kg/(ha·a).

Vor allem in den GWK der Mittelgebirgsregionen NRWs, aber auch in den GWK der Lockergesteinsregion treten weiß eingefärbte Flächen auf. Aufgrund geringer N-Austräge aus dem Boden und hoher Sickerwasserraten weisen diese Flächen keine Nitratkonzentrationen > 50 mg NO_3/l auf und haben deshalb rechnerisch keinen N-Minderungsbedarf. Vor dem Hintergrund des Verschlechterungsverbots nach EG-WRRL (2000) ist es für diese Flächen aber nicht zulässig, eine höhere als die aktuelle N-Austragsmenge aus dem Boden zu erlauben, selbst wenn es durch eine höhere N-Austragsmenge aus dem Boden noch zu keiner Überschreitung der Nitratkonzentration im Sickerwasser von > 50 mg NO_3/l kommen würde.

Im Mittel über alle Flächen mit Minderungsbedarf in NRW ergibt sich hierdurch ein N-Minderungsbedarf aus landwirtschaftlichen Quellen von ca. 6 kg N/(ha·a). Der gesamte für NRW zu realisierende N-Minderungsbedarf aus landwirtschaftlichen Quellen würde bei ca. 10.000 t N/a liegen.

Nach den Vorgaben der EG-WRRL (2000) ist es nur für die GWK im schlechten Zustand notwendig, Maßnahmen zur Minderung der N-Austräge umzusetzen. Wie Abb. 2-11 zeigt, befindet sich der Großteil der bei der landesweiten Modellierung ausgewiesenen Flächen mit einem N-Minderungsbedarf in der Tat in den GWK, die sich nach MUKLN (2015) im schlechten Zustand befinden. Qualitativ ist dies ein Beleg für die Güte der Modellierung.

Für einige GWK hat die Modellierung einen N-Minderungsbedarf ergeben (Abb. 2-10), obwohl die GWK im guten Zustand sind. Für die betroffenen GWK im Weserbergland und in der Soester Börde ist die Höhe des ausgewiesenen N-Minderungsbedarfs (<5 kg N/ha a) jedoch wenig signifikant und vernachlässigbar.

Eine wenig gute Übereinstimmung zeigt sich im Kernbereich des Münsterlandes. Obwohl sich die GWK dort im guten Zustand befinden, wurde ein signifikanter N-Minderungsbedarf zwischen 20 und 40 kg N/(ha a) berechnet. Dort liegen GWK mit einem hohen Nitratabbaupotential im Aquifer (vgl. Teilbericht IV). Größere Unterschiede zwischen der gemessenen Nitratkonzentration im Grundwasser und dem auf die N-Austräge aus dem Boden bezogenen N-Minderungsbedarf sind zu erwarten und stellen den modellierten N-Minderungsbedarf nicht in Frage.

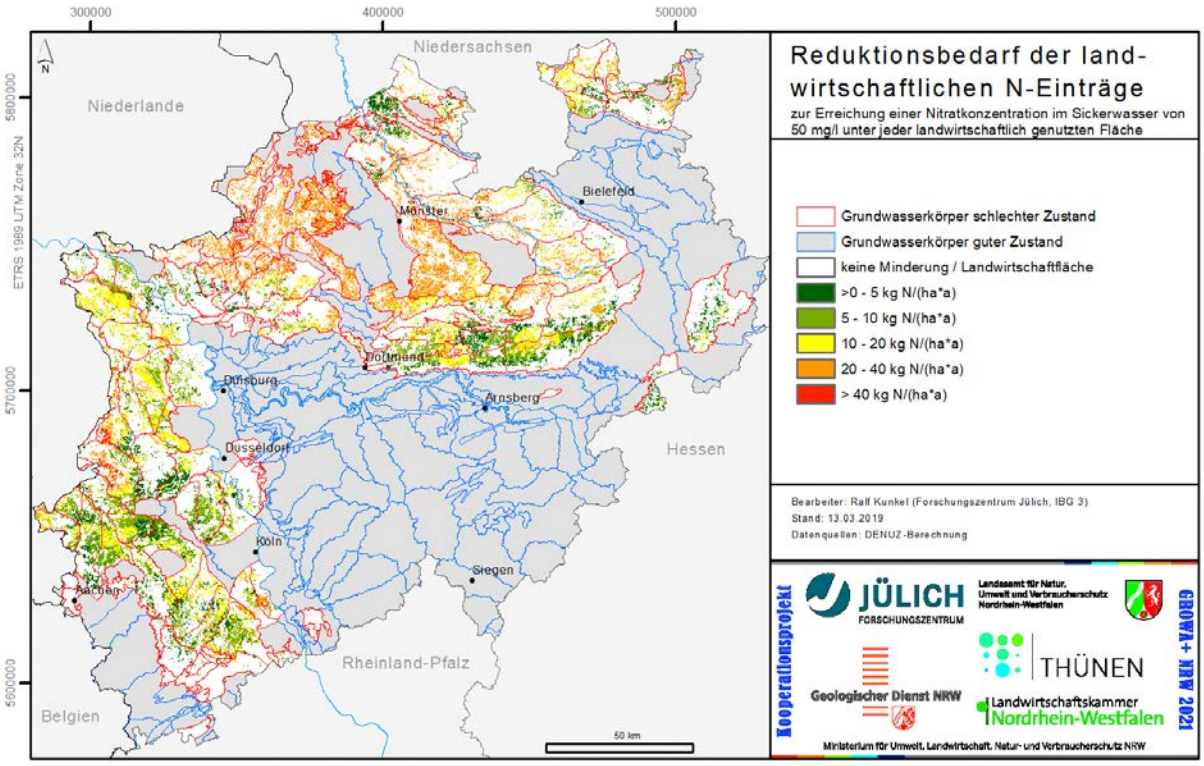


Abb. 2-11: N-Minderungsbedarf der landwirtschaftlich bedingten N-Austräge zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l in den GWK im schlechten Zustand

Insgesamt ist festzustellen, dass die Landwirtschaft der Hauptverursacher von Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von über 50 mg NO_3/l ist. Folglich ist vor allem die Landwirtschaft als Maßnahmenträger aufgefordert, einen entsprechenden Beitrag zur Reduktion der N-Austräge aus dem Boden zu liefern.

3 Validierung der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

Der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser kommt eine große Bedeutung im Hinblick auf die Ableitung von Handlungsgebieten und die Analyse des Handlungsbedarfs zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach WRRL zu. Wie in Kap. 2 ausgeführt, dienen die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in diesem Zusammenhang zur Ausweisung von Hotspot-Gebieten der Grundwasserbelastung bzw. zur Quantifizierung der erforderlichen Reduktion der N-Einträge zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von weniger als 50 mg NO_3/l. Darüber hinaus ist die mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser die Grundlage für die Analyse, ob für die Erreichung der Meeresschutzziele ggf. noch weitere Minderungen der N-Einträge erforderlich sind, wenn das Schutzziel Grundwasser (50 mg NO_3/l im Sickerwasser) bereits erreicht wurde (vgl. Kap. 4). Einer Validitätsüberprüfung der modellierten Werte kommt daher besondere Bedeutung zu.

Grundsätzlich ist die Validierung von Modellergebnissen zur mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser anhand von Messwerten aus Bodentiefenprofilen, Saugsonden und Lysimetern unterhalb der durchwurzelten Bodenzone sowie anhand von gemessenen Nitratkonzentrationen in der obersten Schicht des Grundwasserleiters möglich (siehe Abbildung 3-1). Hierbei sind jedoch sind eine Reihe von Randbedingungen zu beachten, die eine Validitätsüberprüfung erschweren.

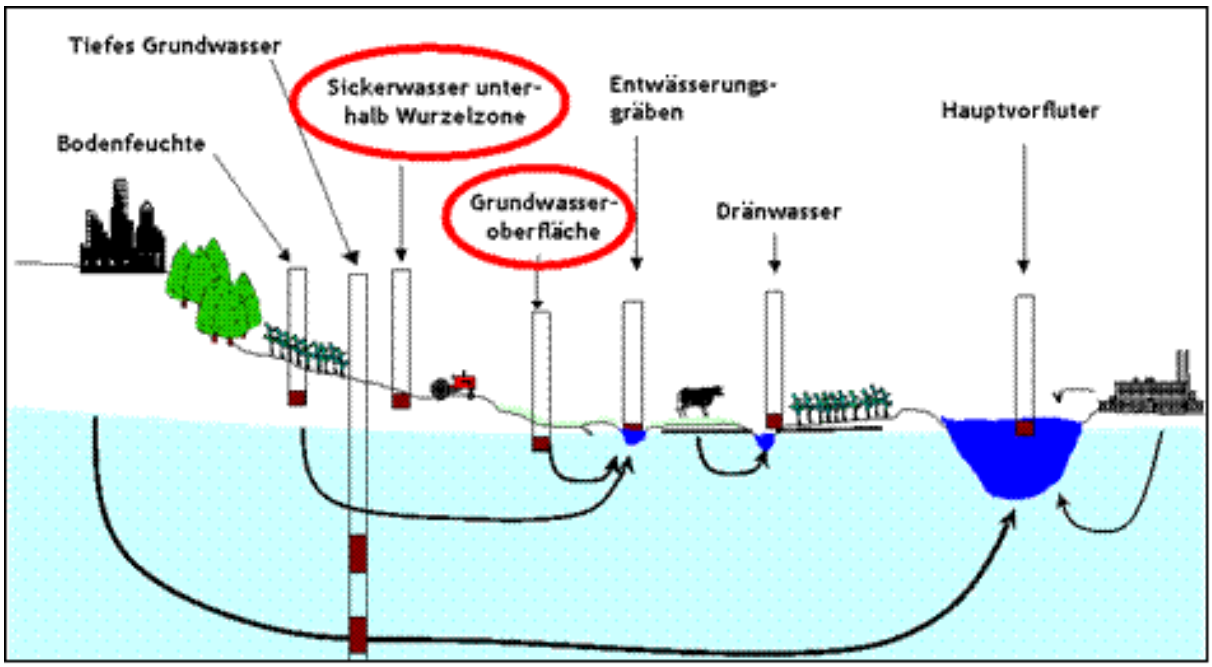


Abb. 3-1: Lage von Messstellen zur Validierung von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

Im Allgemeinen gibt es keine landesweiten Monitoringmessnetze, in denen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der durchwurzelten Bodenzone erhoben werden. Bei einem Vergleich der berechneten langjährigen Mittelwerte der Nitratkonzentration im Sickerwasser

mit Messwerten aus dem Bodenbereich unterhalb der durchwurzelten Bodenzone ist zudem zu berücksichtigen, dass durch das RAUMIS-Modell auf Gemeinden bezogene N-Überschüsse in die Modellierung eingehen, die im GROWA-DENUZ-Modellierung auf 100 m x 100 m-Rasterwerte disaggregiert werden. Die diesbezüglichen Modellergebnisse liegen daher weder standort- noch ereignisbezogen vor. Aber gerade bei Messungen im Sickerwasser unterhalb der durchwurzelten Bodenzone handelt es sich um Stichtagsmessungen, die eine Austragssituation für einen konkreten Standort darstellen.

Eine weitere Möglichkeit der Validitätsüberprüfung von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser stellt der Vergleich mit Messwerten aus dem oberen Grundwasserleiter dar. Ein solcher Vergleich ist möglich, wenn die beprobten Messstellen kurze Filterstrecken aufweisen, die sich zudem im Bereich der Grundwasseroberfläche befinden und das Grundwasser auf bestimmte Inhaltsstoffe beprobt wurde. An Grundwassermessstellen beobachtete Nitratkonzentrationen entsprechen nämlich in der Regel nicht den auftretenden Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb des Bodens, sondern repräsentieren einen Mischwert aus dem Zustromgebiet der Messstelle bzw. den konkreten Belastungsflächen, die für die gemessenen Nitratkonzentrationen verantwortlich sind. Zudem ist die Verweilzeit in der ungesättigten Zone bis zum Eintritt in den Aquifer sowie die Fließzeit des Grundwassers bis zur Messstelle zu berücksichtigen (Wendland et al., 2010b) bzw. die dort ablaufenden Denitrifikationsprozesse, durch die im Grundwasser gemessene Nitratkonzentrationen unter Umständen verringert werden.

Darüber hinaus können die modellierten Nitratkonzentrationen direkt mit den Nitratwerten des Grundwassers verglichen werden, wenn Excess-N_2-Messungen durchgeführt wurden, die eine Bestimmung der abgebauten Nitratkonzentration und damit eine Rückrechnung auf den Nitratausgangswert des Grundwassers ohne Denitrifikationseinfluss ermöglichen (vgl. Teilbericht IV und Präsentation von Dr. M. Eisele (LANUV) vom 12.12.2019, TOP6: https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/6b_validierung_no3_im_sickerwasser_denitrifikation_20191212.pdf . Bei der Validierung der Modellergebnisse ist zu beachten, dass auch die Nitratkonzentrationen an einer Grundwassermessstelle insbesondere an Standorten mit zeitweiliger Denitrifikation zeitlich variabel sein können. Dieses zeigt sich z. B. bei einer auf Messstellen bezogenen Gegenüberstellung von mittleren Nitratkonzentrationen im Grundwasser NRWs (2000 bis 2007) mit den mittleren gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (2008) (siehe Abbildung 3-2).

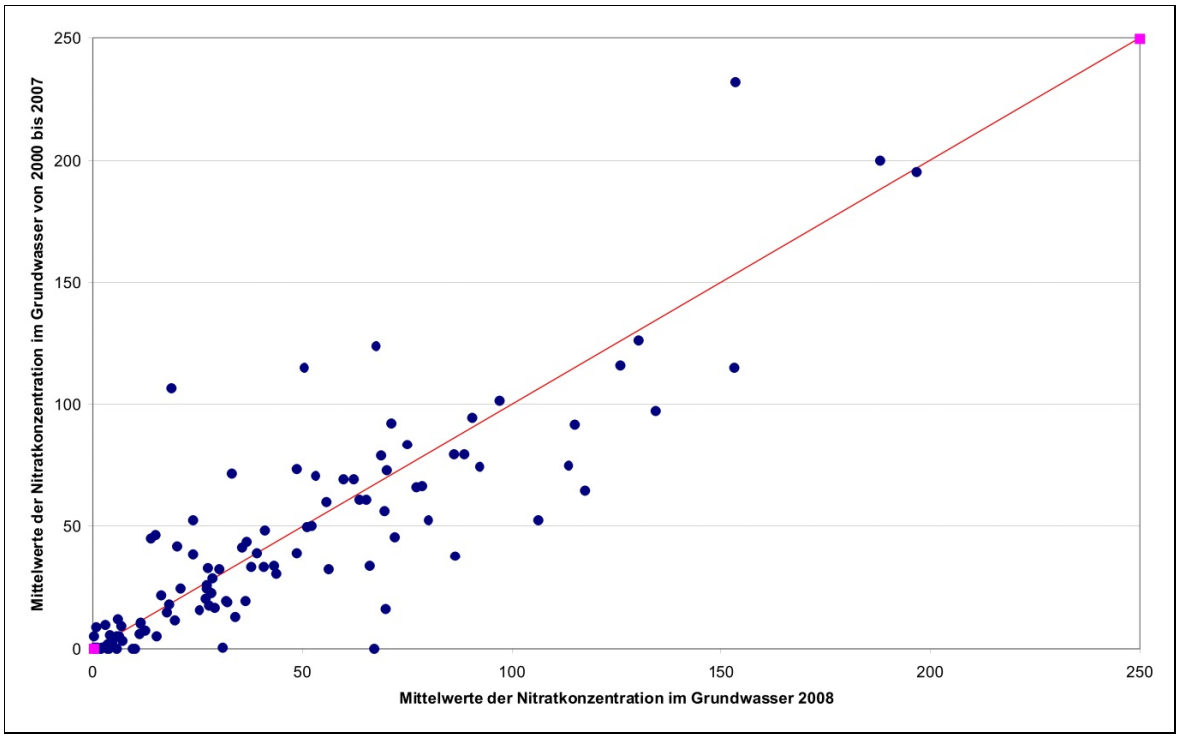


Abb. 3-2: Vergleich gemessener Nitratkonzentrationen im Grundwasser: Mittelwerte 2000 bis 2007 mit Mittelwerten 2008 in NRW

Schon die gemessenen Nitratkonzentrationen an einer Messstelle können große zeitliche Schwankungen aufweisen. Dies gilt insbesondere für die Messstellen, die im Bereich der Grundwasseroberfläche verfiltert sind, weil die Grundwasserbeschaffenheit hier stark von den ortsnahen Einträgen und deren zeitlicher Variabilität (Grundwasserneubildungsperiode, Fruchtfolge) bestimmt wird. Somit kann bei einem Vergleich von modellierten langjährigen mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit Stichtagsmesswerten zur Nitratkonzentrationen im Grundwasser generell keine exakte Übereinstimmung erwartet werden.

Um die berechneten mittleren langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser dennoch anhand von gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser zu überprüfen, sollten für die Messstellen daher generell Zeitreihen mit Messwerten zur Nitratkonzentration vorliegen, aus denen ein hypothetischer Mittelwert abgeleitet werden kann, der dann mit der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser verglichen werden kann. Weiterhin sollte ein möglichst engmaschiges Messstellennetz vorliegen, um die Einflüsse lokaler Besonderheiten der Bewirtschaftung, des Bodens oder des Grundwasserleiters weitgehend ausschließen zu können. Nur bei Vorhandensein einer ausreichenden Zahl von Messstellen lassen sich Unterschiede, die sich beispielsweise durch Verbreitungsgrenzen bestimmter Bodentypen und deren Denitrifikationsverhalten sowie die damit verbundenen Nitratwerte des Sickerwassers ergeben, auch im Grundwasser nachvollziehen.

3.1 Vergleich mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser aus dem Erftverbandsgebiet

Gemeinsam mit dem Erftverband (Dr. Cremer) wurden Plausibilitätsüberprüfungen im Verbandsgebiet des Erftverbandes durchgeführt. Wie Abbildung 3–3 zeigt, liegen dort viele Grundwasserkörper, in denen der chemische Zustand des Grundwassers durch Nitrat in NRW beeinträchtigt ist.

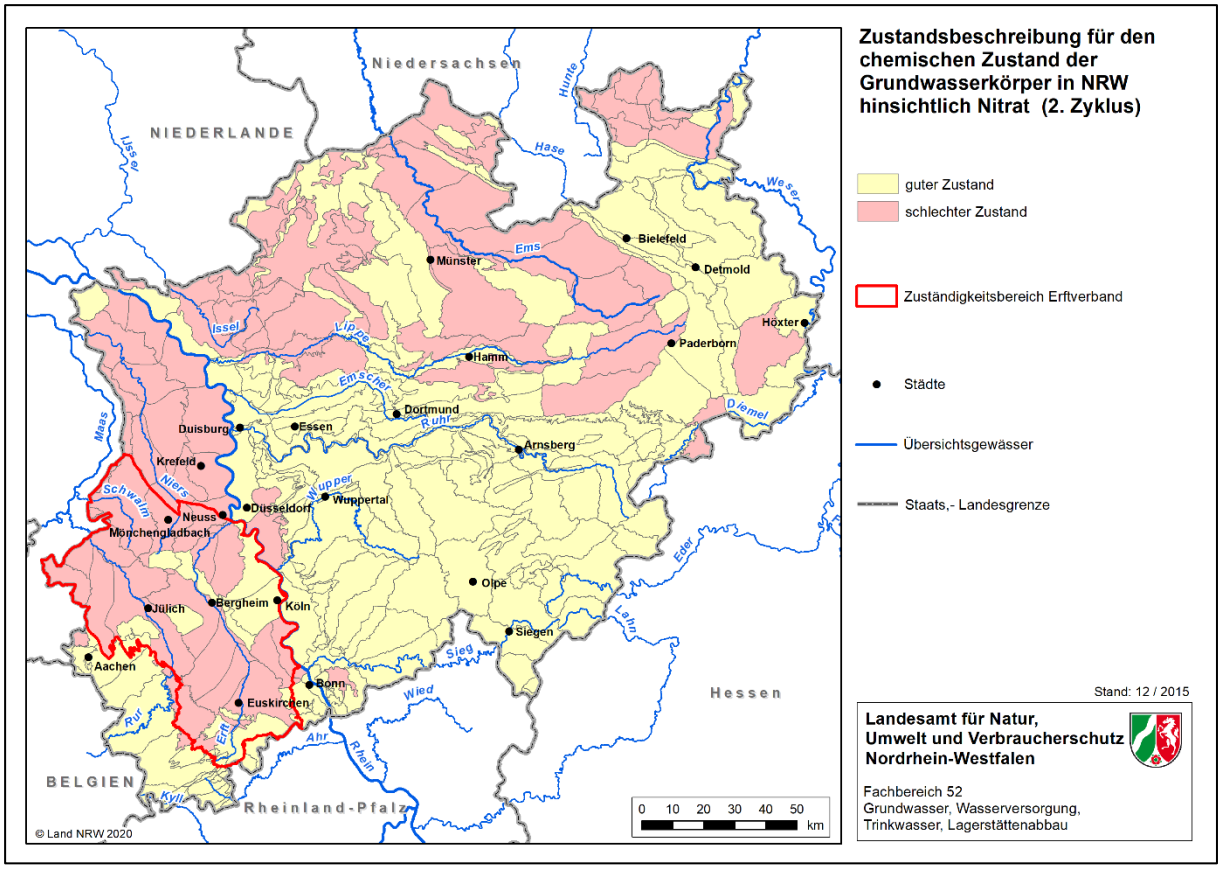


Abb. 3-3: Grundwasserkörper in NRW im schlechten chemischen Zustand hinsichtlich Nitrat; hier: Betrachtungsgebiet Erftverband

Insgesamt wurden 22 der 33 Grundwasserkörper, die im Verbandsgebiet des Erftverbandes liegen aufgrund des Parameters Nitrat als in einem schlechten chemischen Zustand befindlich eingestuft. Für den Vergleich zwischen den modellierten langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser wurden vom Erftverband gezielt Messstellen ausgewählt, die bestimmte Vorrausetzungen erfüllten:

- Die Messstellen stammen aus homogen aufgebauten Grundwasserleitern.
- Im Aquifer ist keine nennenswerte hydrochemische Schichtung vorhanden, die auf Denitrifkationsprozesse hinweist.
- Es handelt sich um Grundwasseranalysen aus flachen Messstellen
- Langjährige Ganglinien zeigen einen mit einheitlichem Verlauf.
- Mehrere benachbarte Messstellen zeigten ein vergleichbares Konzentrationsniveau, was auf ein größeres homogenes Gebiet hinweist.

Im Umkehrschluss kommt es also zwangsläufig zu Abweichungen bei mehreren 10er Meter mächtigen Grundwasserleitern mit Messstellen, die in großer Tiefe verfiltert sind bzw. Messstellen mit einem großen Bergbaueinfluss von mehreren 10er Metern sowie bei Messstellen im Bereich von Abbaukippen, in Gebieten mit Infiltrationswassereinfluss und /oder Oberflächengewässernähe.

Für den Vergleich und die Bewertung der Nitratwerte im Sicker- und Grundwasser standen 8328 Analysen von 1461 Grundwassermessstellen und Brunnen mit Filterposition im Obersten Grundwasserstockwerk zwischen 2013 und 2018 zur Verfügung. Dies entspricht durchschnittlich 5,7 Analysen pro Messstelle. Die hieraus abgeleiteten Mittelwerte der Analysen und deren Zuordnung zu den in Abb. 2-10 ausgewiesenen Nitrat-Konzentrationsklassen zeigt Tab. 3-1.

Tabelle 3-1: Anzahl Messstellen in den Konzentrationsbereichen der gemessenen Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser in NRW

Konzentrationsbereich	Anzahl Messstelen
< 10 mg NO_3/l	480 (davon 259 <BG)
> 10 – 25 mg NO_3/l	179
> 25 – 50 mg NO_3/l	261
> 50 – 75 mg NO_3/l	211
> 75 – 100 mg NO_3/l	148
> 100 – 125 mg NO_3/l	84
> 125 – 150 mg NO_3/l	53
> 150 mg NO_3/l	39 (Maximum: 269 mg NO_3/l)

Wie Tab. 3-1 zeigt, liegen die Konzentrationsbereiche von 920 Messstellen (ca. 63 % der Messstellen) unterhalb von 50 mg NO_3/l, wobei 480 Messstellen (ca. ein Drittel aller Messstellen) Werte von weniger als 10 mg NO_3/l zeigen. Dort gibt es entweder keine nennenswerten N-Einträge, oder aber der Nitratabbau hat zu einer deutlichen Reduzierung der N-Einträge geführt. Bei 535 Messstellen (ca. 37 %) treten Nitratkonzentrationen von mehr als 50 mg NO_3/l auf, wobei in ca. 12 % der Messstellen (178 Stück) Nitratkonzentrationen von über 100 mg NO_3/l auftreten.

In den folgenden Abbildungen wird analysiert, ob und in welchem Umfang die für die Grundwassermessstellen abgeleiteten Mittelwerte der Nitratkonzentrationen im Grundwasser in den

Klassen der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser liegen. Abb. 3-4 vermittelt zunächst einen Überblick über das Ergebnis des Vergleichs im gesamten Zuständigkeitsbereich des Erftverbandes. Die Punkte zeigen den Konzentrationsbereich, in dem der Mittelwert der Messwerte an der betreffenden Grundwassermessstelle liegt. Hierbei wurden die gleichen Klassenbreiten und die gleiche Farbabstufung wie bei den Flächenfarben, welche die modellierte mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser pro Rasterzelle zeigt, gewählt.

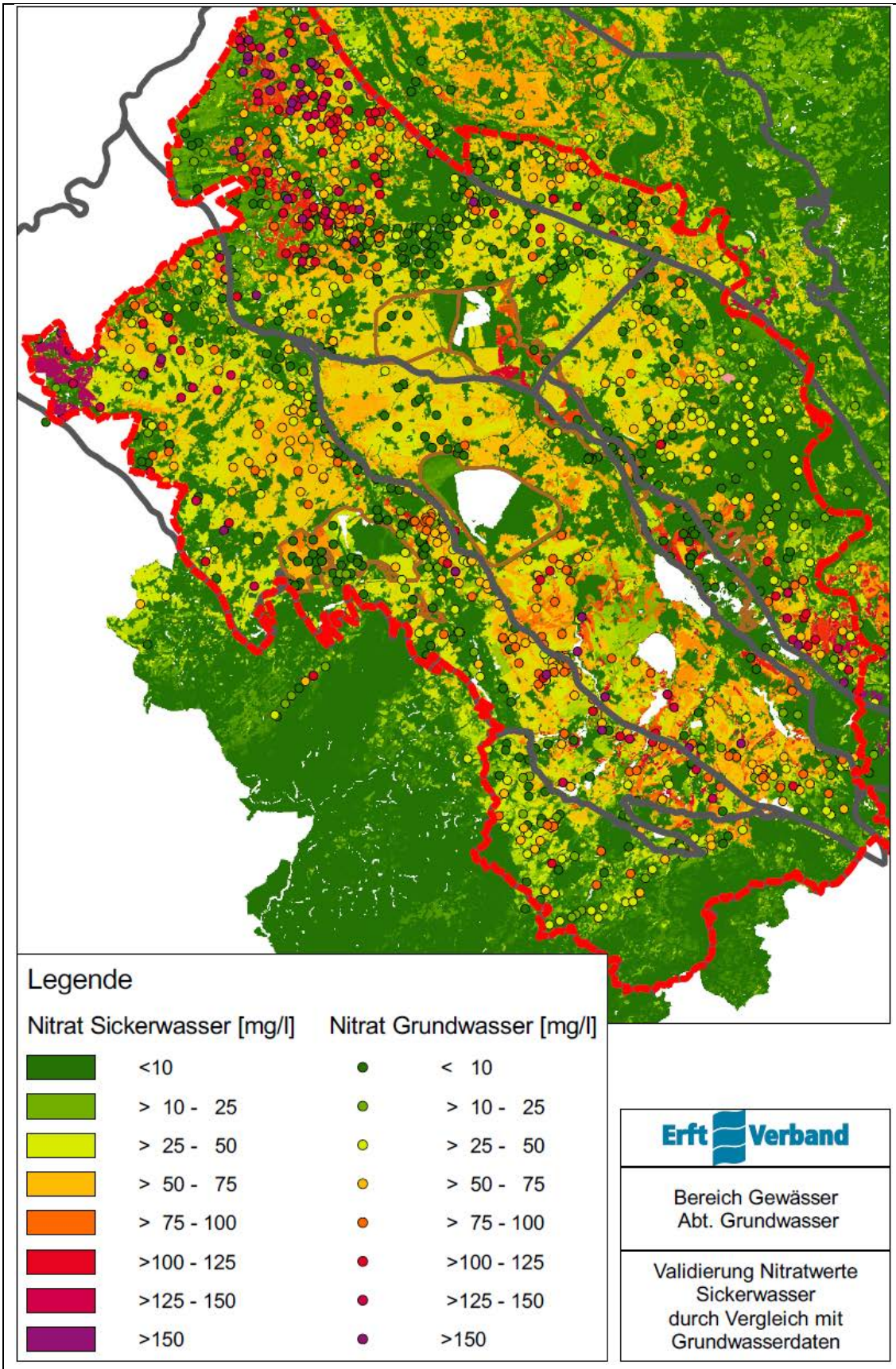


Abb. 3-4: Vergleich der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Tätigkeitsbereich des Erftverbandes (rote gestrichelte Linie). Graue Linie = Schollengrenze

Wie aus Abb. 3-4 hervorgeht, zeigt sich sowohl in Bezug auf die Höhe der Nitratkonzentrationen wie auch auf deren räumliche Verteilung eine im Großen und Ganzen sehr gute Übereinstimmung. Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die Ergebnisse einer räumlich differenzierteren Analyse, bei der gezielt überprüft wurde, wodurch größere Abweichungen zwischen modelliertem Wert und Messwerten bedingt sein können.

Für eine solche Analyse bietet sich die berechnete mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser in besonderer Weise an, da diese Größe von vier im Projekt separat bestimmten Parametern abhängt (vgl. Gl. 2-1):

- der mittleren langjährigen Sickerwasserhöhe,
- den Nitratabbaubedingungen im Boden,
- der Höhe der verlagerbaren N-Menge im Boden
- der Höhe der N-Einträge aus urbanen Systemen, Kleinkläranlagen und der NOx-Deposition.

Hierdurch ist es möglich, räumlich differenziert zu analysieren, welche der drei Größen ggf. auftretende Abweichungen bedingt haben können. Aufgrund der bereits im Rahmen der Wasserhaushaltsmodellierung mit dem Modell mGROWA separat erfolgten Validitätsüberprüfung der mit mGROWA berechneten Wasserhaushaltsgrößen (vgl. Teilbericht IIa), wurde die Sickerwasserhöhe als hinlänglich abgesichert angesehen. Da die Konzentrationsbereiche der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in Siedlungsbereichen im Allgemeinen sehr gut mit den Messwerten im Grundwasser übereinstimmten, wurden auch diese Parameter nicht vertiefend betrachtet.

Größere Abweichungen zwischen Messwert und Modellwert treten neben den o. g. Bereichen mit Einflussfaktoren wie großen bergbaubedingten Grundwasserabsenkungen, großen Filtertiefen, Infiltrationswasser- und Oberflächengewässereinflüssen vor allem in ländlichen geprägten Räumen auf. Ein besonderes Augenmerk bei der Plausibilitätsüberprüfung wurde deshalb auf die Überprüfung der unterstellten Nitratabbaubedingungen im Boden und auf die Höhe der verlagerbaren N-Menge im Boden (vgl. Teilbericht V) gelegt, welche maßgeblich von den N - Flächenbilanzen der Landwirtschaft und der N-Deposition (vgl.Teilberichte I und V) beeinflusst werden.

Vor diesem Hintergrund und zur besseren Veranschaulichung von Übereinstimmungen zwischen Modellwerten und Messwerten bzw. Erklärung von Abweichungen zwischen Messwerten und modellierten Werten zeigen die nächsten Abbildungen (Abb. 3-5 bis Abb. 3-14) die Ergebnisse des Vergleichs für verschiedene Regionen im Zuständigkeitsbereich des Erftverbandes:

- Abb. 3-5 zeigt die Ergebnisse des Vergleichs für die mittlere und südliche Erftscholle
- Abb. 3-6 zeigt ein Beispiel für die projektbegleitende Optimierung der Ergebnisse durch eine Reklassifizierung des Nitratabbaupotenzials von „Auftragsböden“ im Bereich des ehemaligen Tagebaus Zukunft-West bei Eschweiler
- Abb. 3-7 und 3-8 zeigen die Ergebnisse des Vergleichs für die Kölner Scholle
- Abb. 3-9 bis 3-11 zeigen die Ergebnisse des Vergleichs für die nördliche, mittlere und südliche Rurscholle

- Abb. 3-12 und 3-13 zeigen die Ergebnisse des Vergleichs für die nordwestliche und östliche Venloer Scholle
- Abb. 3-14 zeigt die Ergebnisse des Vergleichs für die Nordeifel.

Abbildung 3-5 zeigt dementsprechend den Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für 2 Teilbereiche der Erftscholle.

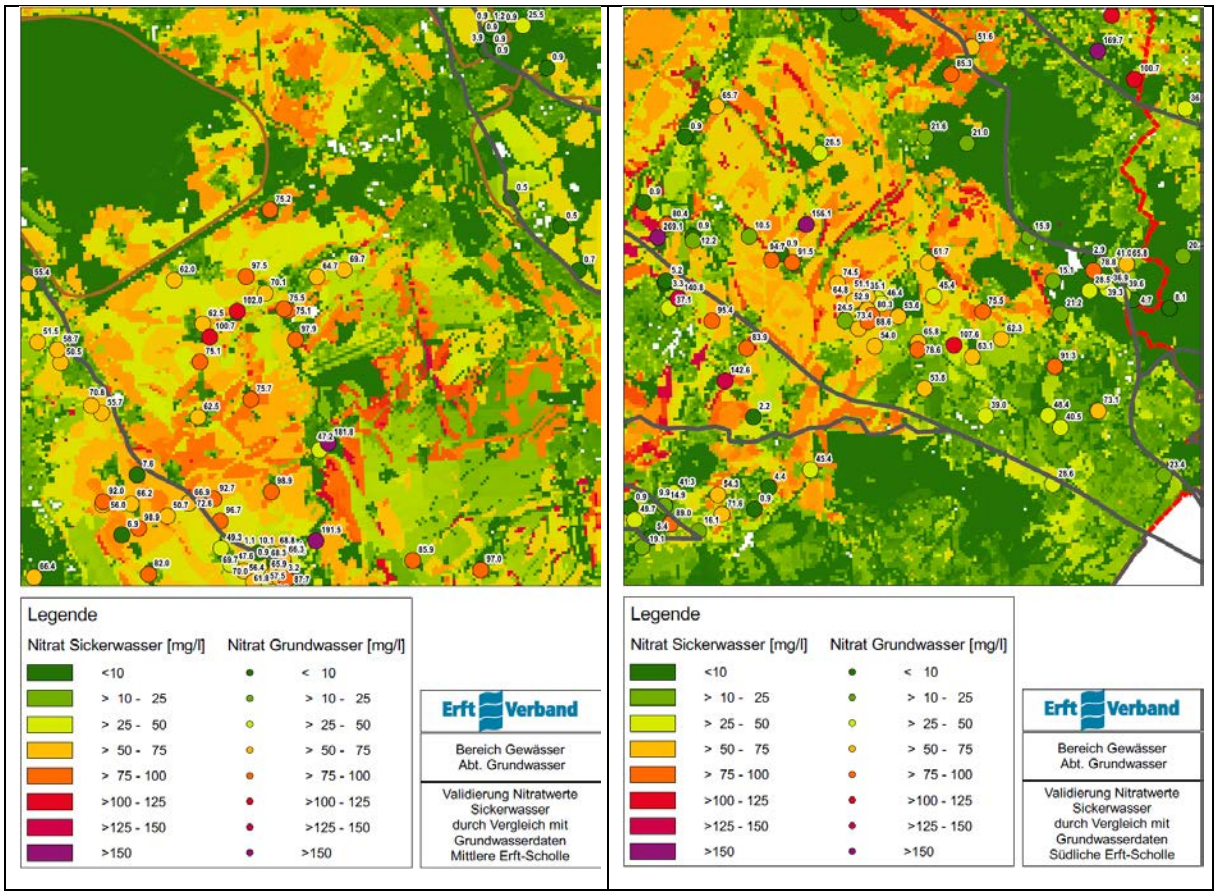


Abb. 3-5: Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für 2 Teilbereiche der Erftscholle:

Linke Karte: Region Nörvenich (Westen) - Kerpen (Osten)

rechte Karte: Region Rheinbach (Süden) - Weilerswist (Nordwesten) – Euskirchen (Westen, Rur-Scholle); Graue Linie = Schollengrenze.

Sowohl bei den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, wie auch bei den Messwerten im Grundwasser zeigt Abb. 3-5 Nitratkonzentrationen, die überwiegend in einem Bereich zwischen < 10 mg NO_3/l und 100 mg NO_3/l liegen. Höhere Nitratkonzentrationen treten kaum auf.

Wie die räumliche Übereinstimmung von Flächenfarben und Punktfarben in Abb. 3-5 zeigt, ergibt sich auf der südlichen und mittleren Erft-Scholle sowohl für die Region Nörvenich - Kerpen (links) als auch für die Region Weilerswist - Rheinbach (rechts) eine im allgemeinen sehr gute Übereinstimmung von Modellergebnissen und Messwerten, obwohl die hydrologischen

und bodenkundlichen, aber auch die landwirtschaftlichen Standortbedingungen unterschiedlich sind und zudem kleinräumig wechseln. Dies ist ein Beleg dafür, dass das Gesamtsystem, welches die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bestimmt, d. h. das regionale Zusammenspiel von N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft, atmosphärischer N-Deposition, N-Umsetzungs- und N-Abbauprozessen im Boden, und hydrologischer Situation, sowohl im Hinblick auf die Dimension, wie auch im Hinblick auf die räumliche Repräsentanz realitätsnah abgebildet wird.

Aufgrund der Regionalkenntnisse des Erftverbandes konnten zudem die Gründe für regional auftretende Abweichungen zwischen Modellergebnissen und Messwerten analysiert und erklärt werden. Beispielsweise wurden zwischen Eschweiler und Aldenhoven im Bereich des ehemaligen Braunkohlentagebaus Zukunft-West die Messwerte im Grundwasser (<10 mg NO_3/l) durch die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (25-75 mg NO_3/l) im ersten Rechenlauf systematisch überschätzt (Abb. 3-6 oben). Die Bodenkarte BK 50 wies für diesen Bereich „Auftragsböden“ (Deposole, vgl. Einteilung der Stadtböden nach Fiedler, 2001) aus, denen aufgrund eines fehlenden Grund- bzw. Stauwassereinflusses und eines angenommenen geringen C-Gehalts ein geringes Denitrifikationspotential (Nitratabbau von max. 30 kg/ha a) zugewiesen worden war. Diese Einstufung der Böden konnte aufgrund der Regionalkenntnisse des Erftverbandes insofern korrigiert werden, als dass der hohe C-Gehalt, den diese Böden in Wirklichkeit aufweisen, zu einer Reklassifizierung des Nitratabbaupotenzials der Auftragsböden von „gering“ auf „gut“ (Nitratabbau von max. 100 kg/ha a) geführt hat. Durch diese Anpassung der Denitrifkationsbedingungen im Boden wurden die Abweichungen zwischen Modellergebnissen und Messwerten in einem anschließenden Modelllauf behoben. Der untere Teil der Abbildung 3-6 zeigt die Änderungen der modellierten Sickerwasserkonzentrationen des Nitrats infolge der Reklassifizierung des Nitratabbaupotenzials für diesen Bereich. Die Situation ist auf andere Braunkohlenbergbaubereiche in der Niederrheinischen Bucht bzw. im Rheinischen Braunkohlenrevier übertragbar, wobei zusätzlich Denitrifikationsprozesse im Kippengrundwasserleiter zu berücksichtigen sind. Das Beispiel verdeutlicht, dass Abweichungen zwischen Modellergebnissen und Messwerten zunächst vor allem im Bereich der Eingangsdaten zu suchen sind.

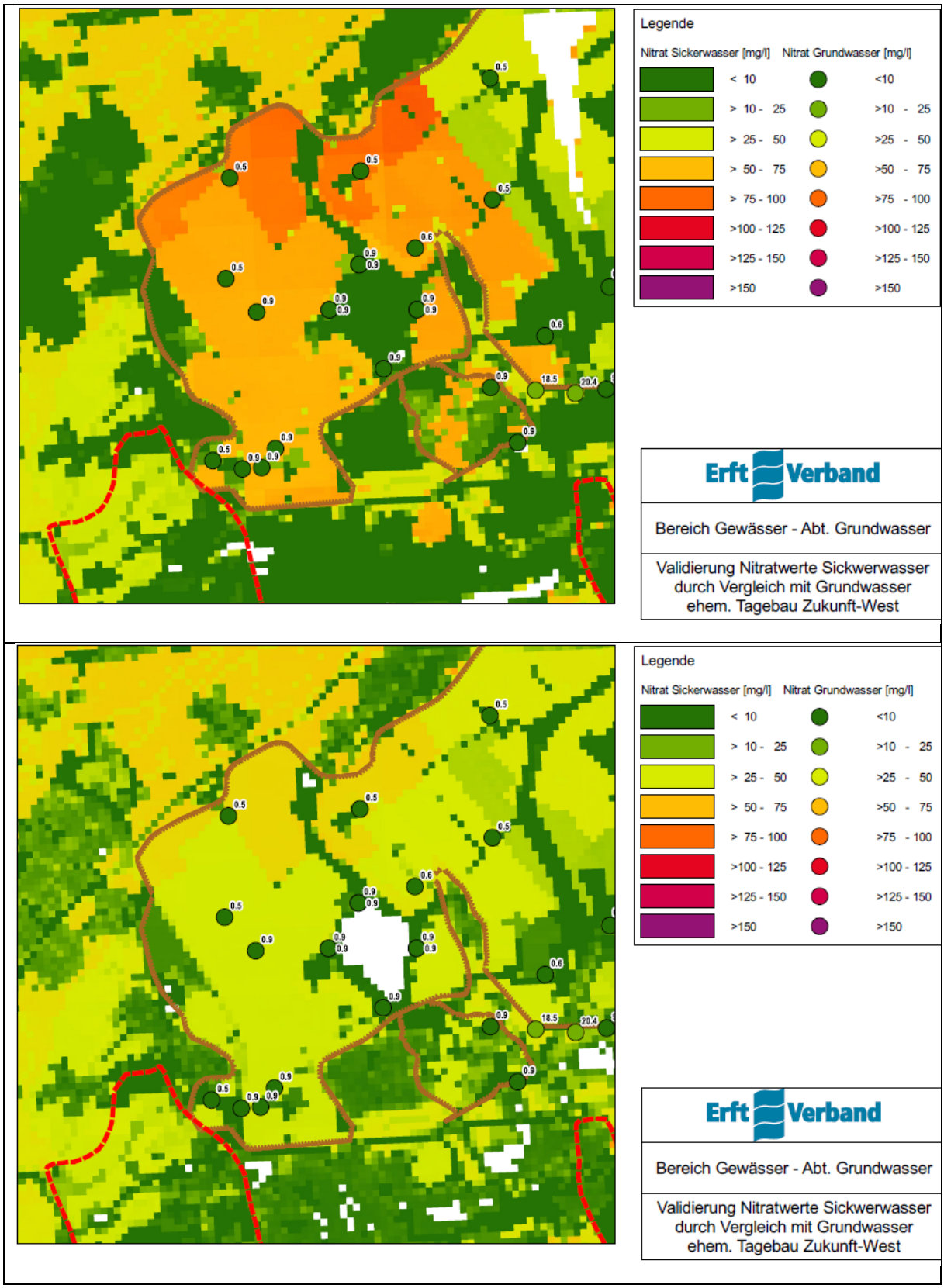


Abb. 3-6: Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für den Bereich des ehemaligen Tagebaus Zukunft-West mit zwei verschiedenen Ansätzen zur Berücksichtigung des Denitrifikationspotenzials der Oberböden (hier „Auftragsböden“).

Nach dem gleichen Prinzip wurden die in der Bodenkarte als Pseudogley ausgewiesenen Böden in bergbaulich beeinflussten Regionen, wie z.B. in der Region Bergheim, Düren und Erftstadt reklassifiziert. Im ersten Rechenlauf wurde den Pseudogleyen aufgrund des angenommenen hohen Bodenwassergehalts ein gutes Denitrifikationspotenzial zugewiesen. Konsequenterweise zeigten die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser geringere Werte als die Messwerte im Grundwasser. Unter Einbeziehung der Regionalkenntnisse des Erftverbandes, nämlich, dass diese Böden durch den Bergbaueinfluss seit langer Zeit keine Stauwasserhorizonte mehr aufweisen, wurde das Denitrifikationspotenzial der Pseudogleye in dieser Region von „gut“ auf „schlecht“ umklassifiziert. Im zweiten Rechenlauf wurde auf diese Weise eine gute Übereinstimmung der Modellergebnisse mit den Messwerten erreicht.

Abb. 3-7 und Abb. 3-8 zeigen den Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für die mittlere und südliche Kölner Scholle.

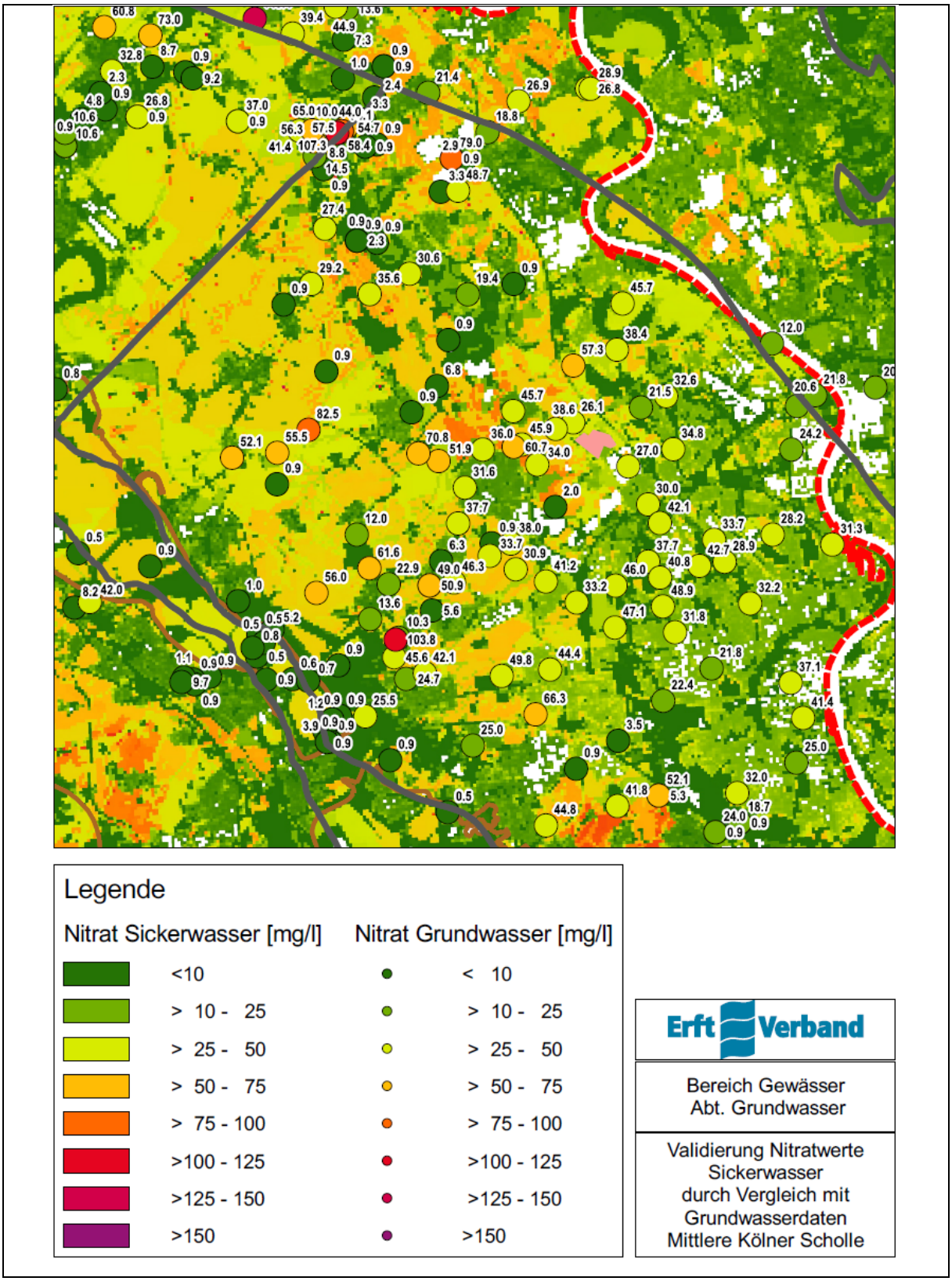


Abb. 3-7: Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für die mittlere Kölner Scholle: Region Dormagen (Norden), Rommerskirchen (Westen), Pulheim (Mitte) und Köln (Südosten), Graue Linie = Schollengrenze

Die Abb. 3-7 zeigt, dass sich auch für die Region Dormagen, die Region Pulheim und die Region Rommerskirchen eine im Allgemeinen gute Übereinstimmung von Flächenfarben und Punktfarben ergeben hat.

Im ersten Rechenlauf zeigten sich im nördlichen Teil des Stadtgebiets Kölns im südöstlichen Teil des Kartenausschnitts größere Abweichungen. Dort unterschätzten die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser die gemessenen Nitratwerte im Grundwasser systematisch um das 2-3-fache. Da man davon ausgehen kann, dass weder die für Siedlungen berechnete Sickerwasserhöhe, noch die Denitrifikationsbedingungen im Boden im städtischen Bereich überschätzt wurde, ist davon auszugehen, dass es in Siedlungen neben der atmosphärischen Deposition, noch weitere großflächig wirkende und relevante Stickstoffquellequellen gibt, die im ersten Rechenlauf nicht berücksichtigt worden ist. Hierzu zählen die N-Austräge aus urbanen Systemen, wie z. B. aus undichten Abwasserkanälen. Da Abwasserkanäle in 1-2- m unter GOK installiert werden, wird das Sickerwasser, wenn die urbanen Systeme Undichtigkeiten aufweisen, hiermit befrachtet.

Der zweite Rechenlauf zur Ermittlung der mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser erfolgte daher nicht nur unter Einbeziehung der atmosphärischen N- Deposition, sondern auch unter Berücksichtigung der N-Austräge aus urbanen Systemen von Siedlungen als zusätzliche N-Quelle (vgl. Teilbericht V). Während für die atmosphärische N-Deposition die Denitrifikation im Boden berücksichtigt werden muss, ist dieser Prozess für die N-Austräge aus urbanen Systemen nicht relevant, da der Eintritt ins Sickerwasser erst unterhalb der Bodenzone stattfindet. Durch die Einbeziehung der N-Einträge aus urbanen Systemen wurden die Abweichungen zwischen Modellergebnissen und Messwerten in einem anschließenden Modelllauf behoben (vgl. Abb. 3-7).

Möglicherweise sind in Siedlungsflächen neben der atmosphärischen Deposition und den N-Austrägen aus undichten Kanälen zusätzliche bislang unberücksichtigte N-Quellen aktiv, nämlich private Kleingärten, Parks und Grünflächen. Da es keine belastbaren Untersuchungen und Daten zu diesen potentiellen N-Quellen gibt, wird empfohlen, diesbezügliche Detailuntersuchungen vorzunehmen.

Die Abb. 3-8 zeigt, dass sich für die Region Hürth (Nordwesten), sowie Wesseling und Bornheim (beide Osten) eine gute Übereinstimmung von Flächenfarben (modellierten Werten) und Punktfarben (Messwerten) ergeben hat. Große Unterschiede zwischen den modellierten und den gemessenen Werten zeigen sich hingegen für den Raum Alfter (Abb. 3-8, südöstlicher Teil des Kartenausschnitts). Großflächig modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in Höhe von < 10 mg NO_3/l stehen dort ein paar Messwerte aus dem Grundwasser in einer Höhe von >100 mg NO_3/l gegenüber.

Eine Detailanalyse der Modellparameter des RAUMIS-Modells hat ergeben, dass in der Region Alfter eine extensive Form der Landwirtschaft dominiert, die Grundwassermessstellen mit den hohen Nitratwerten aber genau in einer Region mit Sonderkulturflächen liegen. Wie die Messwerte im Grundwasser belegen, haben sich die von diesen Flächen ausgehenden hohen N-Austräge aus dem Boden erwartungsgemäß bereits bis ins Grundwasser verlagert.

Weiterhin zeigte sich, dass im RAUMIS-Modell für die Gemeinde Alfter berücksichtigte Agrarstatistik detaillierte Angaben über den Anbau der düngungsintensiven Sonderkulturen enthält, für die dementsprechend hohe N-Bilanzüberschüsse ausgewiesen worden sind, die auch räumlich sehr gut hätten verortet werden können. Da die N-Bilanzüberschüsse der Sonderkulturflächen bei der RAUMIS-Modellierung aus Datenschutzgründen in einen Mittelwert der N-Bilanzüberschüsse für die Gemeinde eingehen, ergibt sich für diese Flächen rechnerisch ein geringerer N-Bilanzüberschuss, als tatsächlich auftritt.

Der mittlere N-Bilanzüberschuss einer Gemeinde führt bei der weiteren Modellierung mit dem DENUZ-Modell für die Flächen mit Sonderkulturanbau zu einer deutlichen Unterschätzung der N-Austräge aus dem Boden und dementsprechend der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser. Je geringer die Anbaufläche mit Sonderkulturen in einer Gemeinde im Vergleich zu der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche der Gemeinde ist, desto geringer ist einerseits der mittlere N-Bilanzüberschuss der Gemeinde und desto größer ist andererseits folglich der Unterschied zum N-Bilanzüberschuss der Einzelfläche. Genau diese Situation trifft auf die Gemeinde Alfter zu. Einer Sonderkulturfläche von weniger als 5 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche stehen dort mehr als 95 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche mit extensiver Landbewirtschaftung gegenüber.

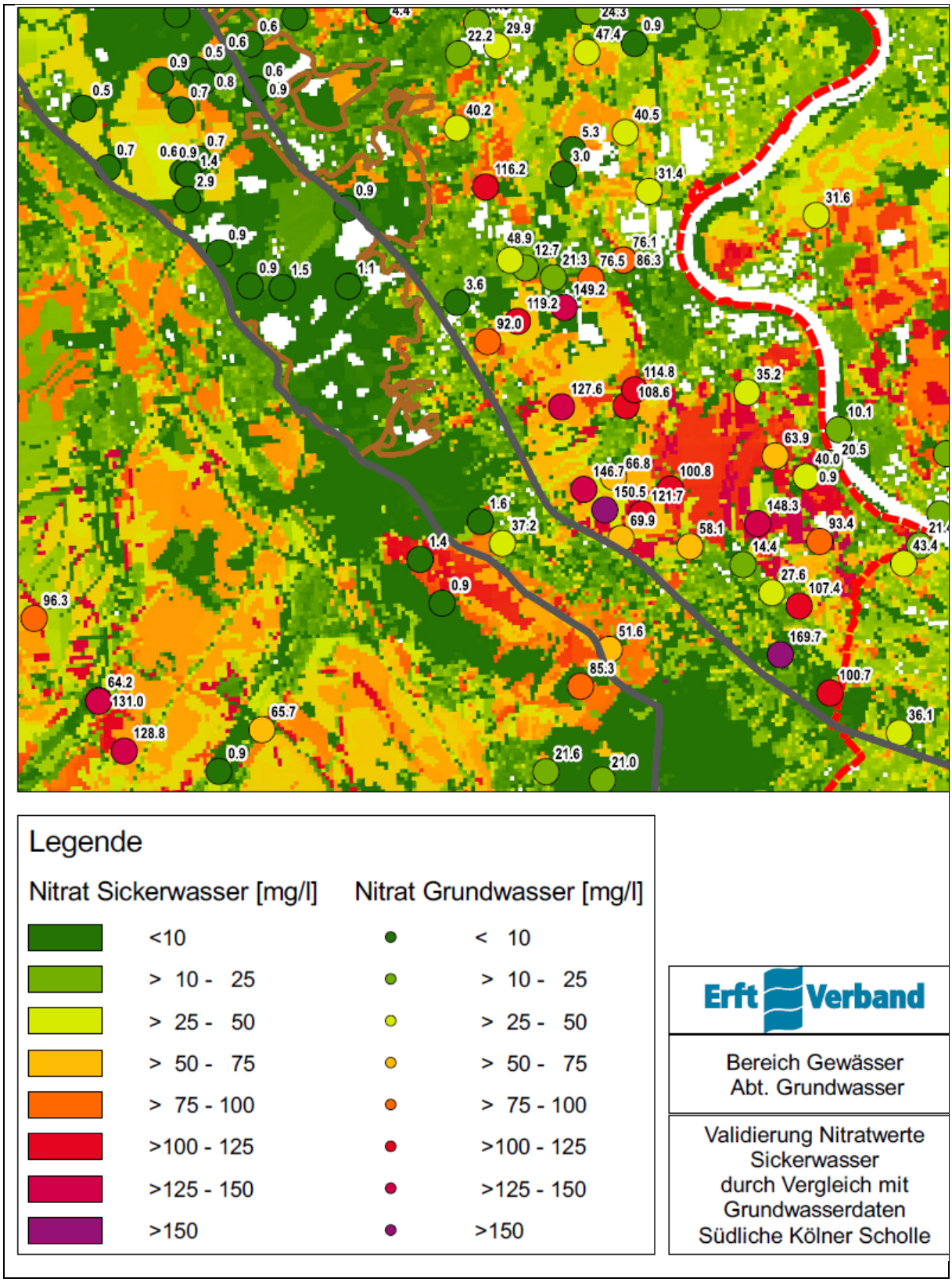


Abb. 3-8: Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für die südliche Kölner Scholle: Region Hürth (Nordwesten), Region Wesseling und Bornheim (beide Osten) sowie Region Alfter (Südosten); Graue Linie = Schollengrenze.

Am Beispiel der Region Alfter zeigt sich, wie stark die Übereinstimmung von modelliertem Wert und Messwert von der Lage der Messstellen beeinflusst wird. In der Region Alfter wurden die Messstellen im Bereich von Sonderkulturflächen installiert, welcher jedoch im Vergleich zur dominierenden, eher extensiven Form der Landwirtschaft, eigentlich nicht repräsentativ ist. Die modellierten Werte haben dort vermutlich eine größere Repräsentanz für die Nitratbelastung der Region als die Messwerte. Um Fehlinterpretationen zu vermeiden und regionale Unschärfen bei der Abbildung der N-Belastung zu beheben, wird für zukünftige Anwendungen des Modellverbundes empfohlen, die räumliche Abbildung der Landwirtschaft und damit der N-Bilanzüberschüsse zu erhöhen, z.B. auf Schlagebene.

Abbildung 3-9 zeigt den Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für die nördliche Rurscholle: Region Heinsberg (Norden), Region Selfkant (Westen), Region Geilenkirchen (Mitte) und die Region Linnich (Osten).

In der Region Linnich und im südlichen Teil der Region Geilenkirchen liegen die modellierten Werte größtenteils zwischen ca. 10 mg NO_3/l und ca. 75 mg NO_3/l, was sowohl in der absoluten Höhe, wie auch der räumlichen Verteilung sehr gut mit den gemessenen Werte n übereinstimmt.

Große Unterschiede zwischen den modellierten und den gemessenen Werten zeigen sich hingegen für einzelne Messstellen in der Region Selfkant sowie in der Region Heinsberg. Modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in Höhe von 75–100 mg NO_3/l stehen dort häufig Messwerte aus dem Grundwasser in einer Höhe von >150 mg NO_3/l gegenüber. Eine Detailanalyse der Modellparameter hat für diese Region ergeben, dass im in dieser Region hohe N-Importe (Quelle: Digitales Dossier) verzeichnet waren, deren Verbleib bisher nicht verortet werden konnte. Daraus ergibt sich, dass ein geringerer N-Bilanzüberschuss berechnet wurde, als tatsächlich zu erwarten ist. Dies wirkt sich auf die berechnete Höhe der mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser aus und führt zu einer deutlichen Unterschätzung der real zu erwartenden Nitratkonzentrationen im Grundwasser in diesem Gebiet.

Abbildung 3-10 zeigt den Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für die mittlere Rurscholle: Region Jülich (Nordwesten) und Region Düren (Südosten).

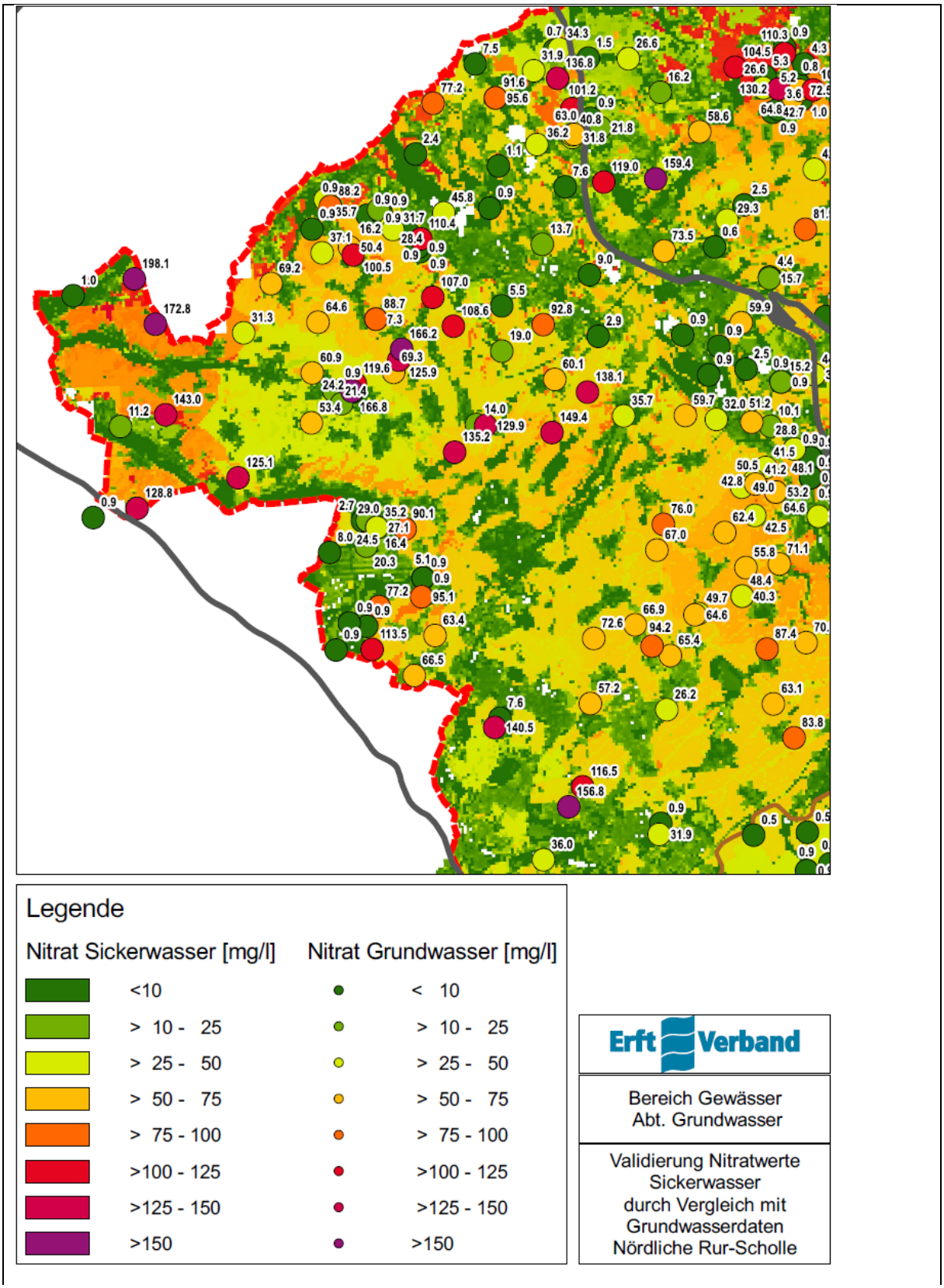


Abb. 3-9: Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für die nördliche Rurscholle: Region Heinsberg (Norden) - Region Selftkant (Westen) - Region Geilenkirchen (Mitte) - Region Linnich (Osten); Graue Linie = Schollengrenze

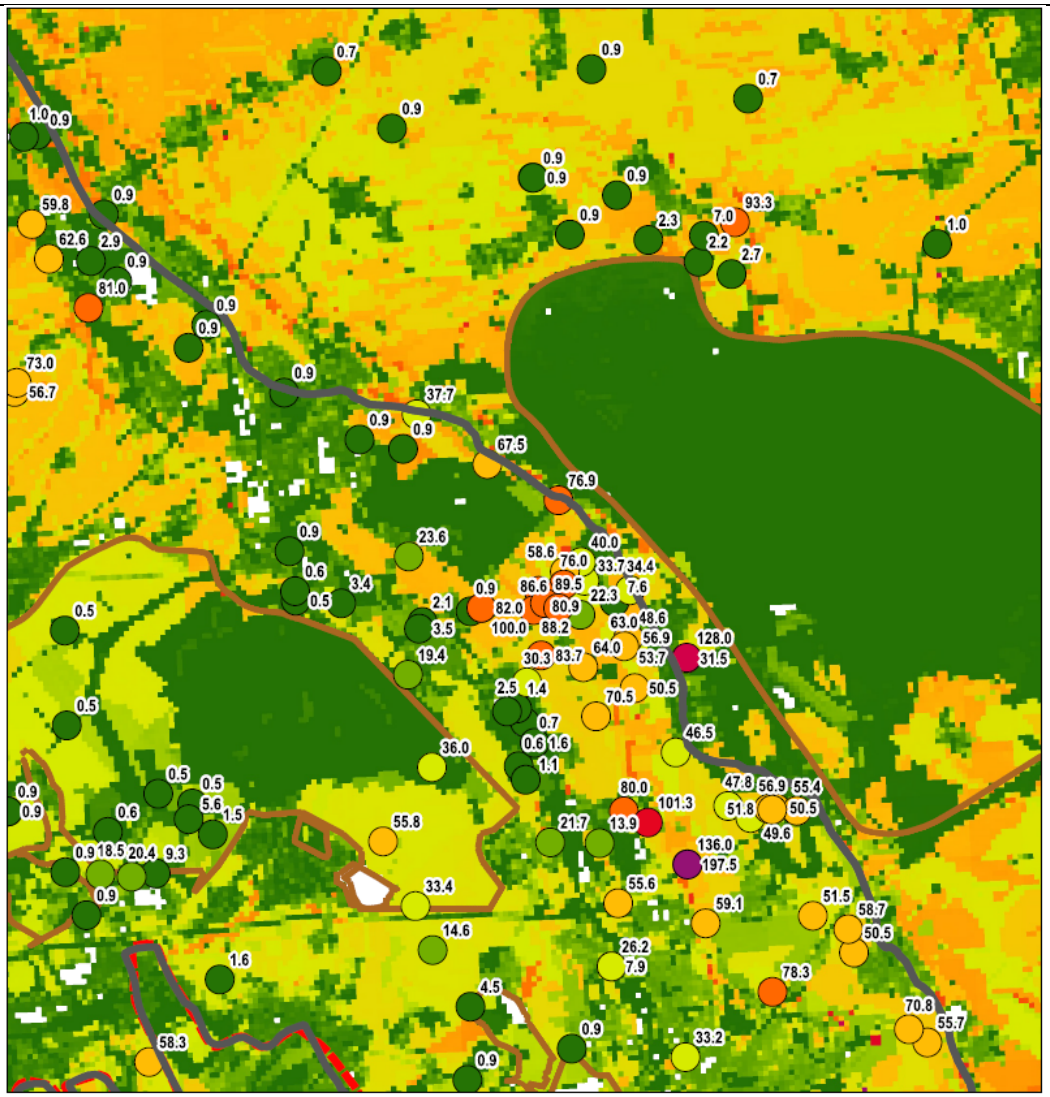


Abb. 3-10: Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für die mittlere Rurscholle: Region Jülich (Nordwesten) – Düren (Südosten); Graue Linie = Schollengrenze

In den Regionen Jülich und Düren-Süd liegen die modellierten Werte größtenteils zwischen ca. 10 mg NO_3/l und ca. 75 mg NO_3/l, was sowohl in der absoluten Höhe, wie auch der räumlichen Verteilung sehr gut mit den gemessenen Werten übereinstimmt.

Abbildung 3-11 zeigt den Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für die südliche Rurscholle: Düren (Nordwesten) - Zülpich (Mitte) - Euskirchen (Südosten).

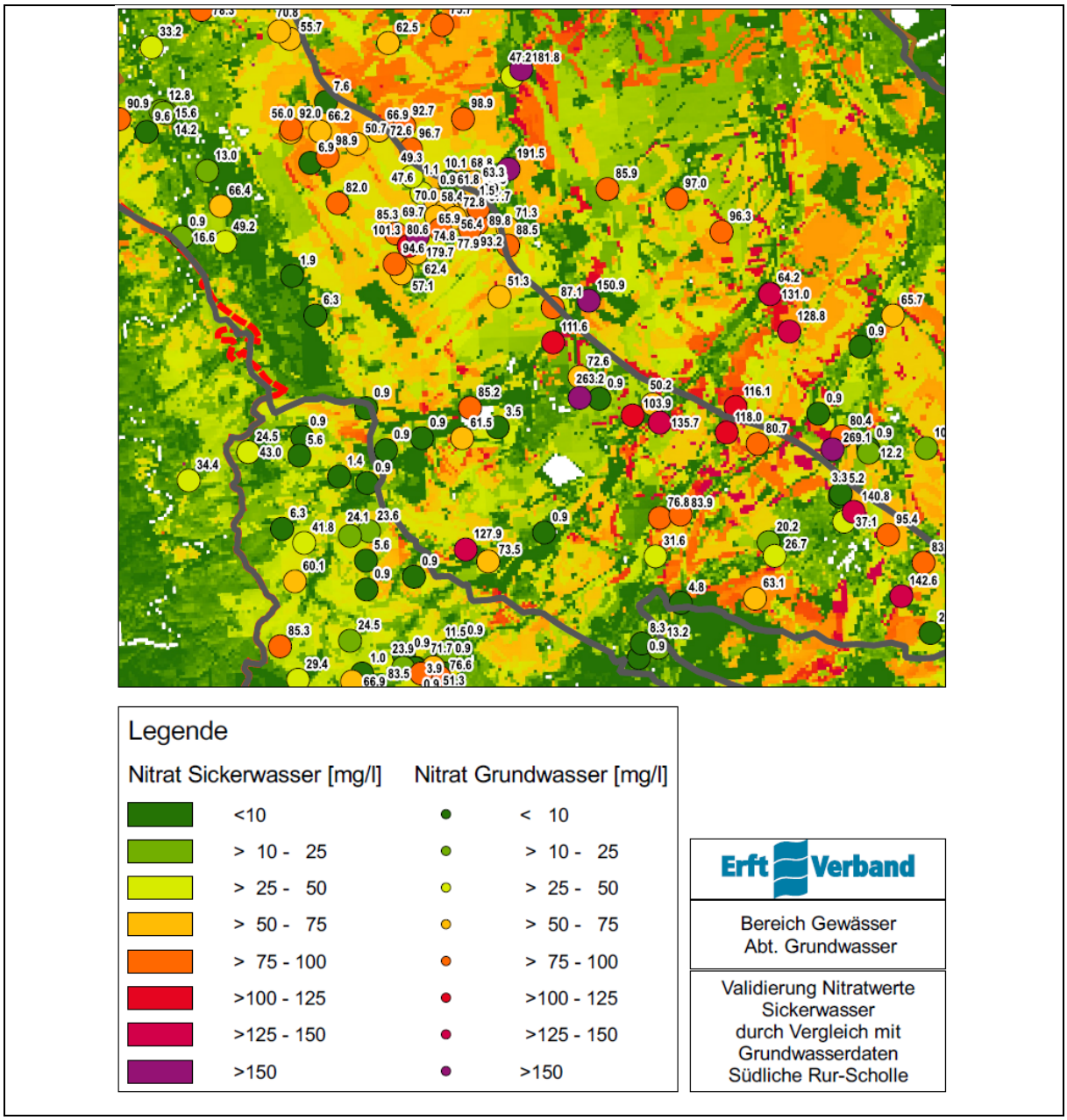


Abb. 3-11: Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für die südliche Rurscholle: Region Düren (Nordwesten) - Zülpich (Mitte) – Euskirchen (Südosten); Graue Linie = Schollengrenze

In der Region Zülpich und Euskirchen Nord liegen die modellierten Werte der mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser größtenteils zwischen ca. 10 mg NO_3/l und ca. 75 mg NO_3/l; vereinzelt wurden Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von über 100 mg NO_3/l

modelliert. Im Raum Euskirchen werden entlang linienhafter Strukturen modellseitig hohe Nitratwerte des Sickerwassers >100 mg NO_3/l ausgewiesen. Diese sind an die Verbreitung von Braunerden gebunden, die durch ein sehr schlechtes Nitratabbauvermögen gekennzeichnet sind. Trotz der kleinräumigen Verbreitung gelingt aufgrund eines engmaschigen Grundwassermessstellennetzes eine Bestätigung und Abgrenzung zu den benachbarten Gebieten, in denen Parabraunerden verbreitet sind. Diese weisen ein schlechtes – aber im Vergleich zu Braunerden besseres - Nitratabbauvermögen auf, was den Unterschied der Nitrateintreäge und Konzentrationsverteilung im Grundwasser erklärt und die modellierten Werte bestätigt.

Abbildung 3-12 zeigt den Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für die östliche Venloer Scholle: Korschenbroich (Nordwesten) – Grevenbroich (Süden).

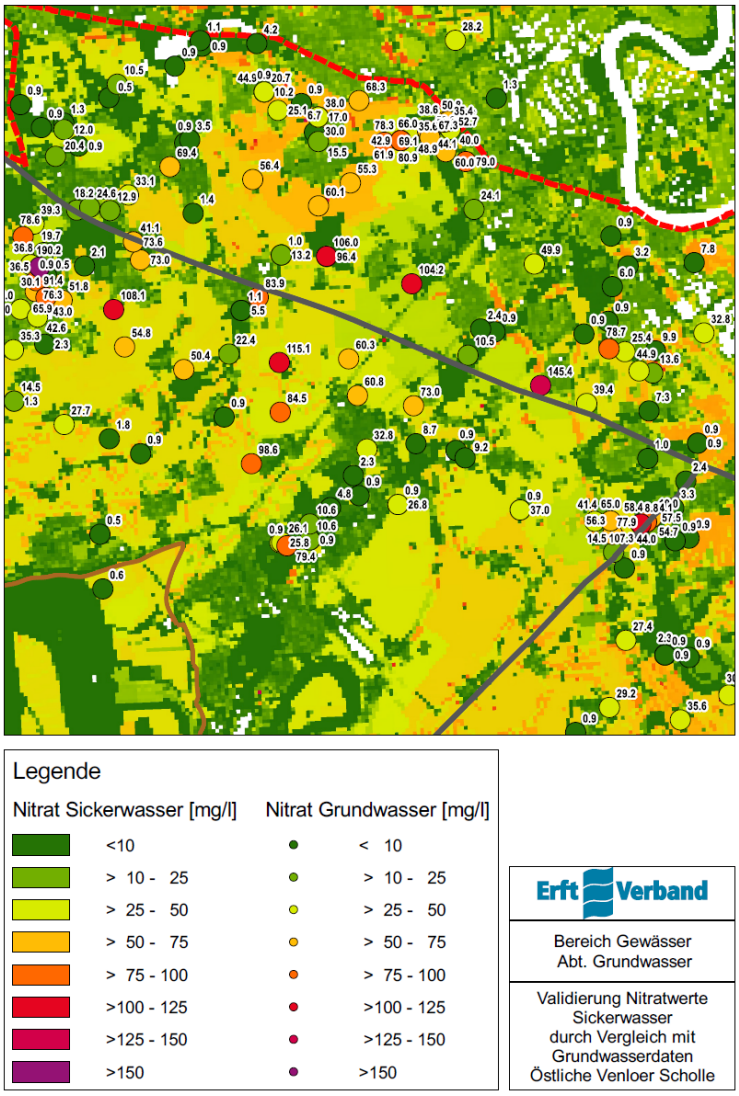


Abb. 3-12: Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für die östliche Venloer Scholle: Region Korschenbroich (Nordwesten) – Grevenbroich (Süden); Graue Linie = Schollengrenze.

In der Region Korschenbroich und Grevenbroich liegen die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser relativ einheitlich zwischen 10 mg NO_3/l und 50 mg NO_3/l, was sowohl in der absoluten Höhe, wie auch der räumlichen Verteilung sehr gut mit den gemessenen Nitratwerten im Grundwasser übereinstimmt. In der Region Korschenbroich wurden vereinzelt Nitratkonzentrationen im Grundwasser von über 100 mg NO_3/l gemessen, welche sich weiter westlich, d. h. in der Region Wegberg und Schwalmtal häufen, dort aber – im Gegensatz zur Region Korschenbroich - auch gut von den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser abgebildet werden.

Abbildung 3-13 zeigt den Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für die nordwestliche Venloer Scholle: Nettetal (Nordwesten) - Brüggen (Westen) - Schwalmtal (Mitte) - Wegberg (Südosten).

Im Nordöstlichen Teil der Region Schwalmtal sowie fast in der gesamten Region Brüggen stehen modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in einer Größenordnung zwischen 25 mg NO_3/l und 75 mg NO_3/l gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser von >100 mg NO_3/l gegenüber. Als mögliche Gründe für die starke und auch systematische Abweichung kommen nicht erfasste Gülleimporte aus den Niederlanden in Frage oder aber die bereits am Beispiel der Region Alfter diskutierten hohen N-Austräge aus Sonderkulturflächen, die von den N-Bilanzüberschüssen auf Gemeindeebene nicht abgebildet werden.

Abbildung 3-14 zeigt den Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) der der Eifel: Mechernicher Triasbucht (Nordwesten) und Sötenicher Kalkmulde (Süden).

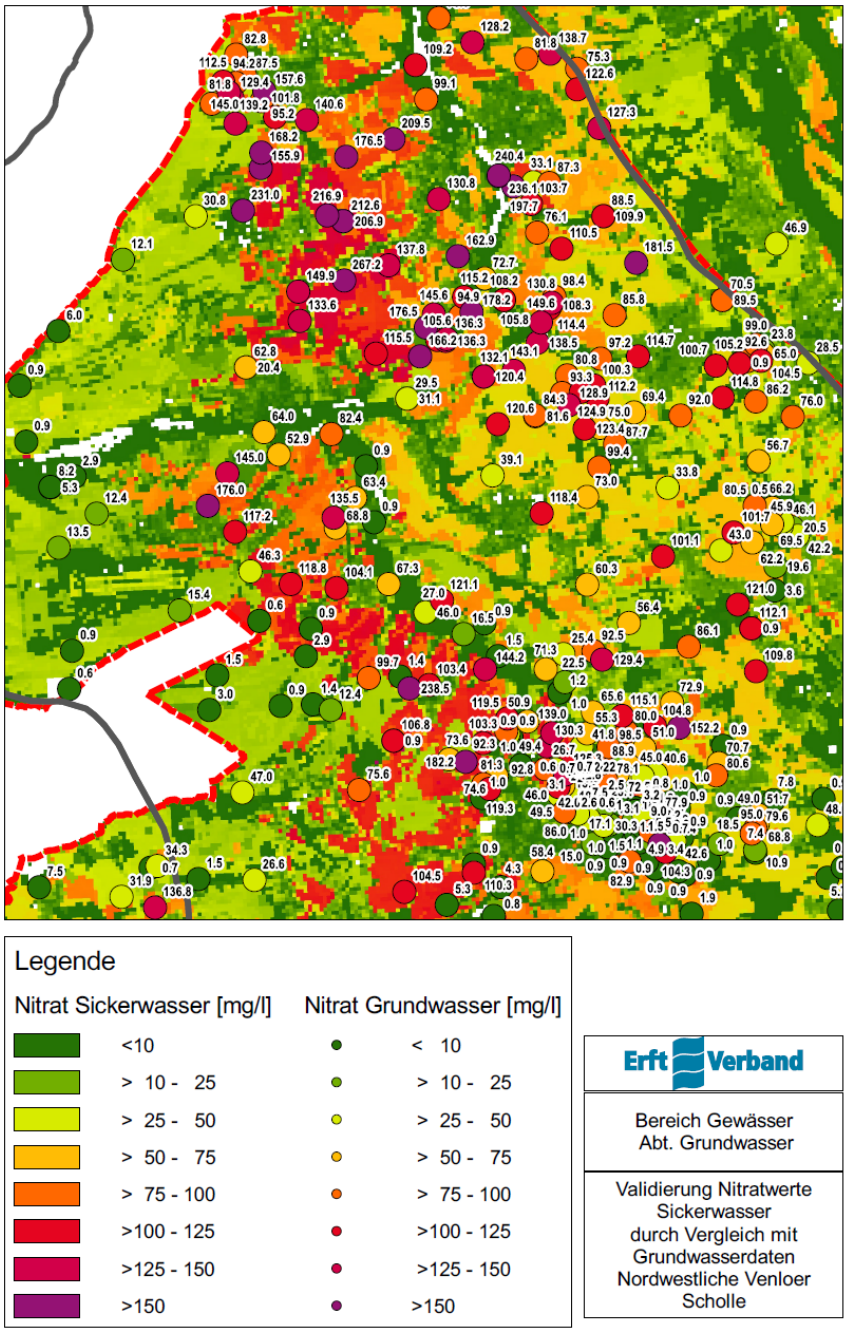


Abb. 3-13: Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für die nordwestliche Venloer Scholle: Region Nettetal (Nordwesten) – Brüggen (Westen) - Schwalmtal (Mitte) – Wegberg (Südosten); Graue Linie = Schollengrenze

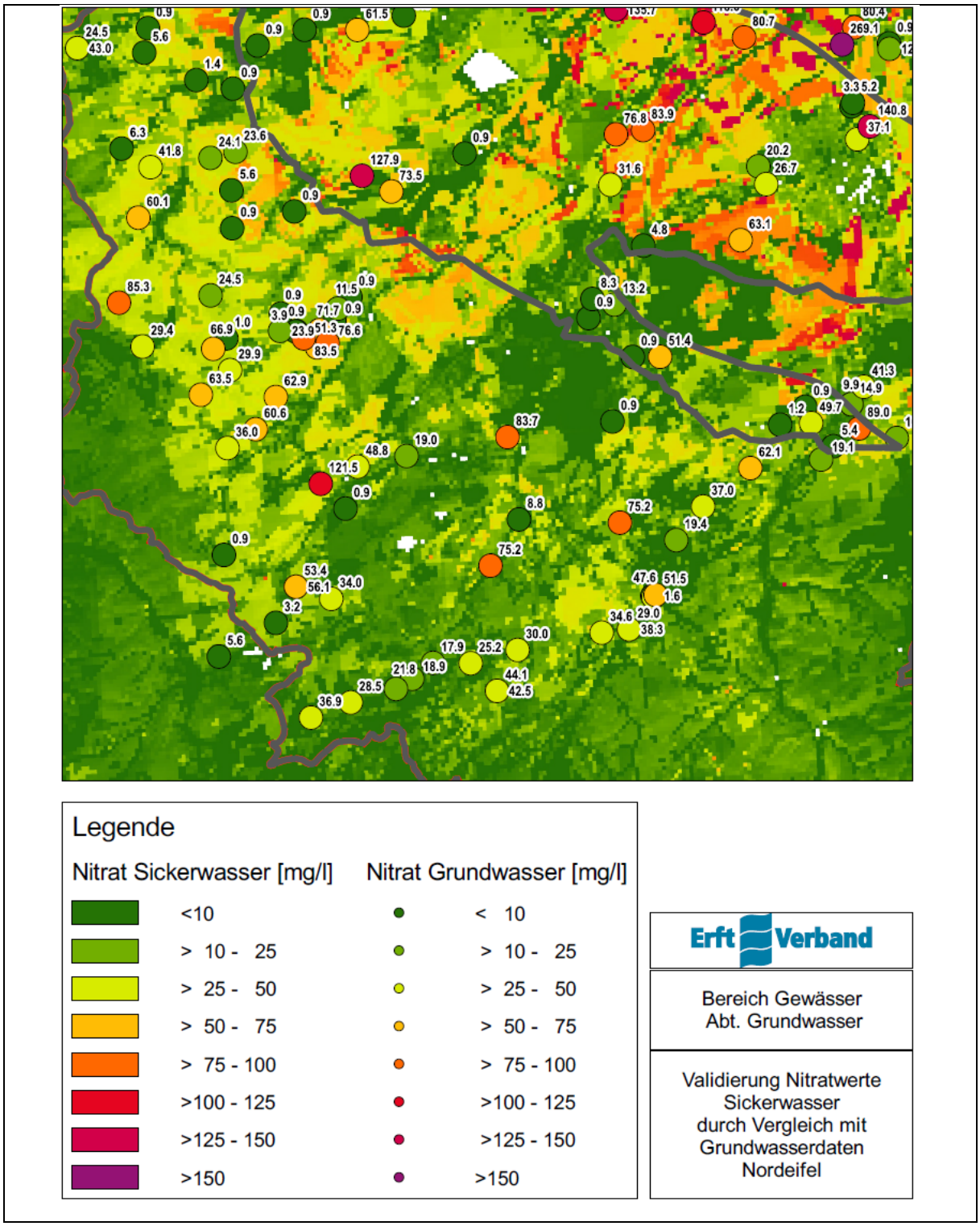


Abb. 3-14: Vergleich der modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser (Flächenfarben) mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Punktfarben) für die Nordeifel: Mechernicher Triasbucht (Nordwesten) und Sötenicher Kalkmulde (Süden)

In der Region Mechernicher Triasbucht und Sötenicher Kalkmulde liegen die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser relativ einheitlich zwischen 10 und 50 mg NO_3/l, was sowohl in der absoluten Höhe, wie auch der räumlichen Verteilung sehr gut mit den gemessenen Nitratwerten im Grundwasser übereinstimmt. In der Region Sötenicher Kalkmulde wurden die

gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser von den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser leicht überschätzt. Die Detailanalyse zeigte, dass das Denitrifikationspotential der dort verbreitet auftretenden Braunerden überschätzt wurde. Durch Herabsetzung des Denitrifikationspotenzials dieser Böden von „schlecht“ auf „sehr schlecht“ konnten die Unterschiede zwischen den modellierten Werten und den Messwerten einander angeglichen werden.

Fazit:

Abschließend lässt sich festhalten, dass die in den Abbildungen 3-5 und 3-14 dargestellten Vergleiche von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Zuständigkeitsbereich des Erftverbandes eine insgesamt gute Übereinstimmung zeigte. Dort, wo größere Unterschiede auftreten, lassen diese sich über ungenaue oder lückenhafte Datengrundlagen erklären. Modellbedingte Ursachen scheinen hingegen eine eher untergeordnete Bedeutung zu haben.

Die modellierten Werte können daher einerseits als repräsentativ im Hinblick auf die ausgewiesenen Hotspot-Gebiete der Grundwasserbelastung angesehen werden. Andererseits ist dies ein Hinweis darauf, dass die mit dem gekoppelten Modell RAUMIS-mGROWA-DENUZ berechneten Werte einen geeigneten Referenzrahmen für die Durchführung von Szenariorechnungen darstellen (Wendland et al, 2009).

3.2 Validierung anhand landesweiter Grundwasserdaten zu Nitrat

Zur Validierung der berechneten Nitratkonzentration in landesweitem Maßstab wurden die an den Gütemessstellen der Landesgrundwasserdatenbank im Zeitraum von 2014 bis Frühjahr 2017 gemessenen Nitratkonzentrationen herangezogen. Der Vergleich dient dazu, die Plausibilität der berechneten Konzentration hinsichtlich der Größenordnung und der räumlichen Verteilung zu überprüfen. Hierzu werden im Bereich der GW-Messstellen berechneten Nitratkonzentrationen den gemessenen Nitratkonzentrationen gegenübergestellt.

Die in Abb. 3-15 dargestellte Karte vermittelt zunächst einen Überblick über das Ergebnis des Vergleichs im gesamten Bundesland NRW. Die Punkte zeigen den Konzentrationsbereich, in dem der Mittelwert der Messwerte an der betreffenden Grundwassermessstelle liegt. Hierbei wurden die gleichen Klassenbreiten und die gleiche Farbabstufung wie bei den Flächenfarben, welche die modellierte mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser pro Rasterzelle zeigt, gewählt.

Wie aus Abb. 3-15 hervorgeht, zeigt sich überwiegend eine gute bis sehr gute Übereinstimmung der Belastungsbereiche und der ermittelten Konzentrationen. In Gebieten mit größeren Abweichungen sind Abbauprozesse im natürlichen Grundwasser relevant (Denitrifikation). In diesen Bereichen liegen trotz hoher Nitratkonzentrationen im Sickerwasser die Nitratkonzentrationen im Grundwasser zum Teil nahe Null. Dies lässt sich durch das (noch) vorhandene

mikrobielle Nitratabbaupotential im Grundwasser erklären, was an vielen Messstellen inzwischen auch durch Messungen des Exzess-N2 (N2/Ar-Verhältnis) belegt werden konnte (vgl. Kap. 2 sowie Teilbericht IV, Kap. 5).

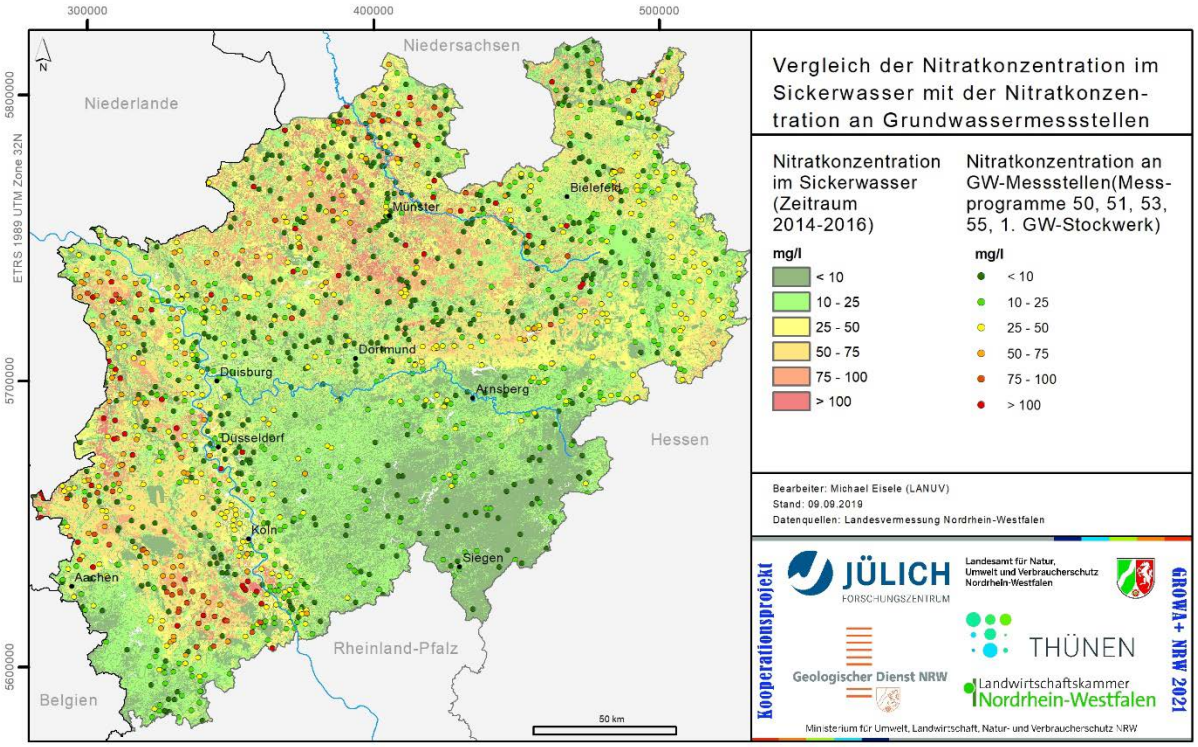


Abb. 3-15: Landesweiter Vergleich der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (1. Stockwerk)

Neben der Kartendarstellung erfolgte eine räumlich differenziertere Analyse der Abweichungen. Auf diese Weise sollte gezielt überprüft werden, wodurch größere Abweichungen zwischen modelliertem Wert und Messwerten bedingt sein können. Dabei wurden statistische Kenngrößen der berechneten Konzentration im Sickerwasser und der gemessenen Konzentrationen im Grundwasser für nach verschiedenen Kriterien (bspw. landesweite Auswahl, regionale Auswahl, Auswahl nach Hauptnutzung) ausgewählte Messstellenkollektive miteinander verglichen. Ein Vergleich der berechneten Sickerwasserkonzentrationen mit gemessenen Konzentrationen im Grundwasser für einzelne Messstellen erfolgt in dieser Auswertung allerdings nicht. Eine solche Auswertung ist nur unter Berücksichtigung detaillierter Daten zum Ausbau der Messstelle, der lokalen hydrogeologischen Verhältnisse sowie der lokalen Landnutzung im Anströmungsgebiet der GW-Messstelle möglich. Dies konnte für diese Betrachtung nicht durchgeführt werden, ist aber für eine begrenzte Auswahl an Messstellen im Hinblick auf die Denitrifikation vorgesehen (Teilbericht IV, Kap. 5).

In Abb. 3-16 sind für die Analyse herangezogenen Datengrundlagen überblicksweise dargestellt. Ausgewertet wurden die Daten in Bezug auf die Grundwassergütemessstellen aus der Landesgrundwasserdatenbank mit Nitratwerten im Zeitraum 2014 bis 2017 (nur 1. GW-Stockwerk, Messprogramme 50, 51, 53, 55, Anzahl = 1374).

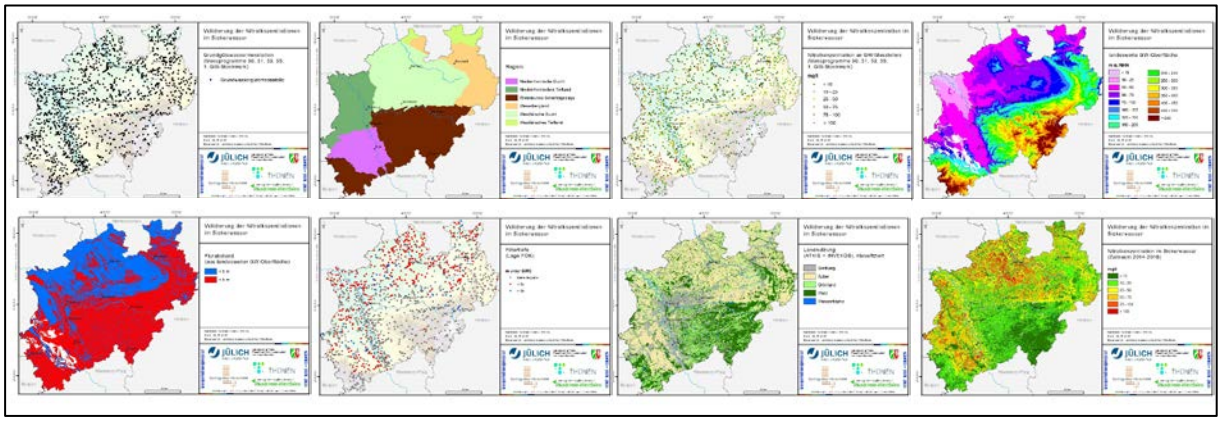


Abb. 3-16: Datengrundlagen zur landesweiten Validierung der berechneten Nitratkonzentration im Sickerwasser.

Als Grundlage für die landesweite Validierung wurden folgende Datengrundlagen ausgewertet:

- Lage (Koordinaten, Zuordnung zu Region)
- Nitratkonzentration (Mittelwert des Zeitraums Januar 2014 bis September 2017
- Flurabstand (abgeleitet aus landesweiter GW-Oberfläche)
- Grundwasserströmungsrichtung (abgeleitet aus landesweiter GW-Oberfläche)
- Anströmungsgebiet (abgeleitet aus landesweiter GW-Oberfläche)
- Filtertiefe (in Bezug zur GW-Oberfläche, Einstufung in < 15 m und > 15 m)
- Vorherrschende Landnutzung (Hauptnutzung) im Anströmungsgebiet (aus Landnutzungsraster, 100 x 100 m, inklusive INVEKOS vgl. Teilbericht X, ausschlaggebend für die Zuordnung ist der größte Anteil)
- Nitratkonzentration im Sickerwasser im Anströmungsgebiet (Mittelwert der 100 x 100 m Rasterzellen in Einzugsgebiet).

Die Anströmungsgebiete (vgl. Abb. 3-17) wurden auf Basis der landesweiten GW-Oberfläche (Bericht delta-h) abgeleitet. Aus der GW-Oberfläche wurde ein landesweites Raster der Fließrichtung erstellt, aus dem nachfolgend die Anströmungsgebiete abgeleitet wurden. Die Anströmungsbereiche dienen zur Ableitung der vorherrschenden Landnutzung und der berechneten mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser.

Bei der Validierung werden die Mittelwerte der an den Grundwassermessstellen gemessenen Nitratkonzentration mit den mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser im Anströmungsgebiet anhand der statistischen Kenngrößen 25-Perzentil, Median, Mittelwert und 75-Perzentil verglichen. Dies erfolgt neben einer landesweiten Auswertung aller Messstellen jeweils für nach bestimmten Kriterien ausgewählte Messstellenkollektive:

- Alle GW-Messstellen
- GW-Messstellen der Hauptnutzungen Acker, Grünland, Wald, Siedlung
- GW-Messstellen in den Regionen „Rheinische Bucht“, „Niederrheinisches Tiefland“, „Rheinisches Schiefergebirge“, „Weserbergland“, „Westfälische Bucht“, „Westfälisches Tiefland“
- GW-Messstellen mit geringem (< 5 m) bzw. hohem Flurabstand (> 5 m)

- GW-Messstellen mit geringer (< 15 m unter GWO) bzw. höherer (> 15 m unter GWO) Filtertiefe

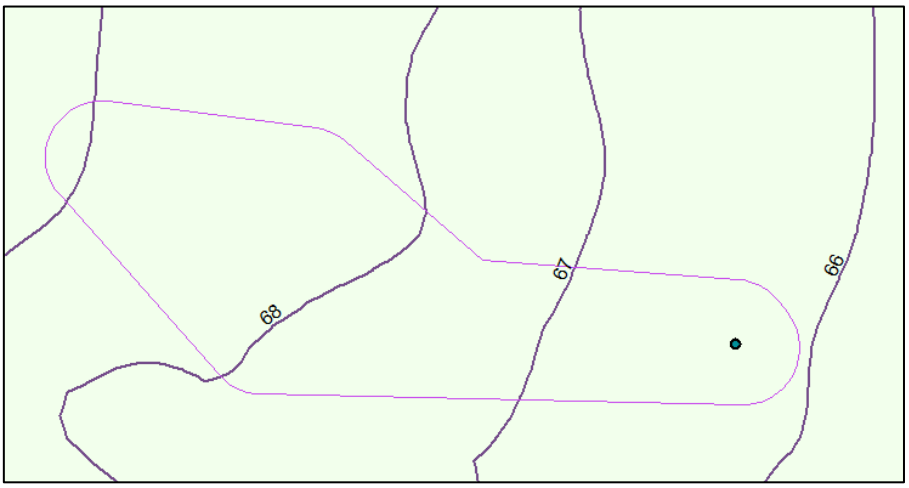


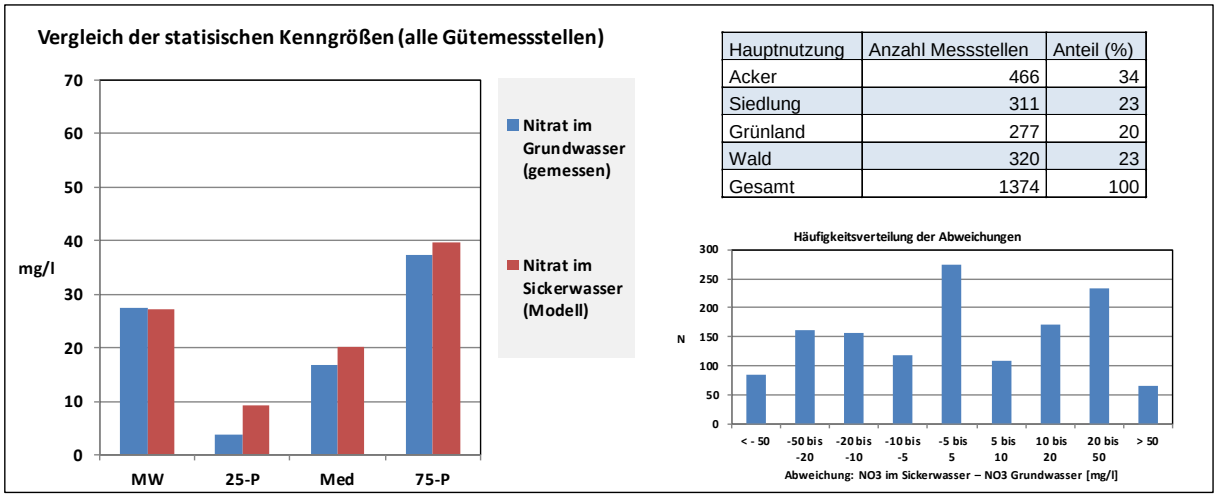
Abb. 3-17: Beispielhafte Darstellung der Ableitung des Anströmungsgebiets einer Grundwassergütemessstelle auf Basis der Grundwasserströmungsrichtung. Dargestellt sind die Messstelle (Punkt), die Abgrenzung des Anströmungsgebiets (violette Linie) und des zu Grunde liegenden Grundwassergleichen aus der landesweiten Grundwasseroberfläche

Nachfolgend werden für die oben genannten Messstellenkollektive die modellierten und gemessenen Nitratkonzentrationen anhand der beschriebenen statistischen Kenngrößen verglichen. Daneben wird auch die Häufigkeitsverteilung der Abweichungen dargestellt. Zusätzlich wird bei den nach Region ausgewählten Kollektiven die Anzahl der Messstellen mit den verschiedenen Hauptnutzungen bzw. bei den nach Hauptnutzung, Flurabstand oder Filtertiefe ausgewählten Kollektiven die Verteilung der Messstellen auf die verschiedenen Regionen angegeben.

Die durch die Häufigkeitsverteilungen erkennbaren Abweichungen an den einzelnen Grundwassermessstellen sind - neben in den folgenden Auswertungen beschriebenen systematischen Aspekten - auf die räumliche Unsicherheit der Eingangsdaten des Modells und teilweise auch auf Unsicherheiten bei der Abgrenzung der Anströmungsgebiete zurückzuführen. Es muss bei den dargestellten Vergleichen berücksichtigt werden, dass die Eingangsdaten zur Berechnung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser teilweise eine sehr viel gröbere Auflösung aufweisen als die im Modell verwendete Auflösung von 100 x 100 m (bspw. N-Überschüsse der Landwirtschaft und Einwohnerzahlen auf Gemeindeebene). In Kap. 3.2 wird bei der Diskussion des Vergleichs der berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit den im Grundwasser gemessenen Nitratkonzentrationen im Tätigkeitsbereich des Erftverbands ebenfalls auf die Diskrepanz zwischen auf Gemeindeebene aggregierten N-Bilanzüberschüssen und lokal bedingten Einflüssen an den Grundwassermessstellen hingewiesen. Bei der Validierung der berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser anhand landesweiter Grundwasserdaten werden deshalb nicht die einzelnen Abweichungen an Messstellen, sondern die Übereinstimmung der Größenordnungen bewertet.

3.2.1 Landesweite Auswertung

Abbildung 3-18 zeigt den landesweiten Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets anhand der beschriebenen statistischen Kenngrößen.



Hauptnutzung	Anzahl Messstellen	Anteil (%)
Acker	466	34
Siedlung	311	23
Grünland	277	20
Wald	320	23
Gesamt	1374	100

Abb. 3-17: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen landesweit untersuchten Grundwassergütemessstellen mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets.

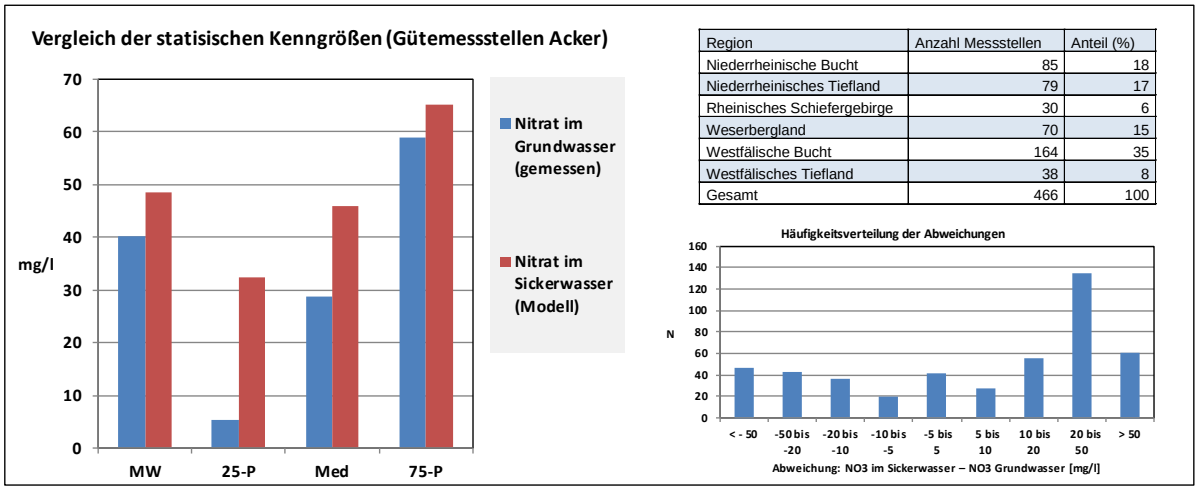
Es zeigt sich im landesweiten Vergleich weitgehend eine gute Übereinstimmung; die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser liegen geringfügig über den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser. Auch die Häufigkeitsverteilung der Abweichungen zeigt, dass insgesamt die gemessenen Konzentrationen im Grundwasser eine geringfügig überschätzt werden. Die leichte Überschätzung ist auf die Denitrifikation im Grundwasser zurückzuführen, die bei der Berechnung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser noch nicht berücksichtigt ist. Die Methodik zur Quantifizierung des Nitratabbaus im Grundwasser wird in Teilbericht IV beschrieben. Der Einfluss der Denitrifikation auf die Ergebnisse der Validierung zeigt sich in stärkerem Maße bei den nachfolgend dargestellten Auswertungen für die nach den verschiedenen Kriterien selektierten Messstellenkollektive. Dabei zeigen sich auch weitere Einflüsse wie bspw. die Höhe der atmosphärischen Deposition und die Festlegung von Faktoren für die N-Immobilisierung im Boden.

3.2.2 Auswertung nach Hauptnutzung

Im Folgenden werden die statistischen Kennwerte der nach Hauptnutzung ausgewählten Messstellenkollektive ausgewertet.

Gütemessstellen Acker: In Abbildung 3-18 werden die Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit der Hauptnutzung Acker mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets anhand der beschriebenen statistischen Kenngrößen miteinander verglichen. Sowohl der Vergleich der statistischen Kenngrößen als auch die Häufigkeitsverteilung der Abweichungen zeigt bei den ackerbeeinflussten

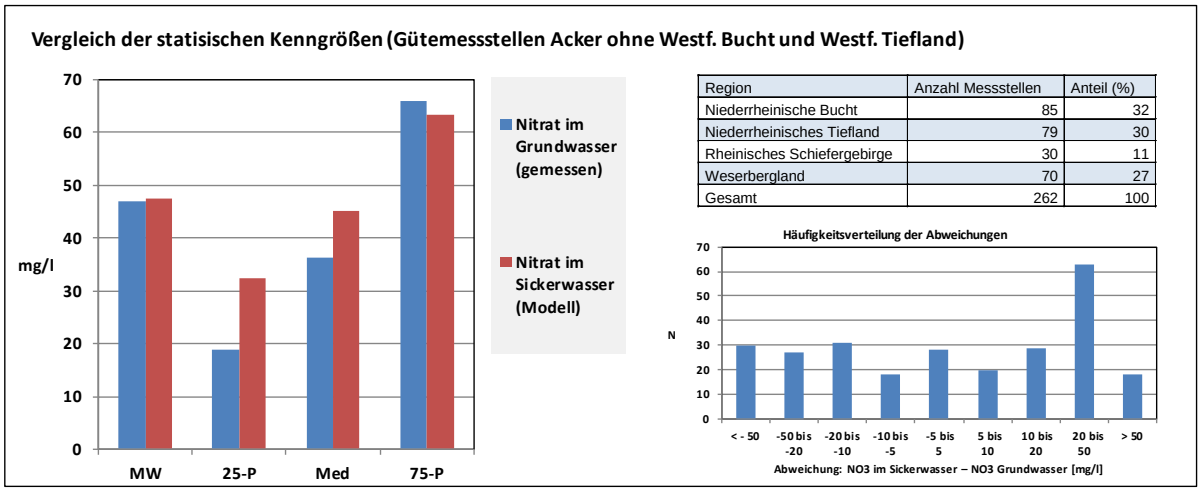
Messstellen, dass die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser z.T. deutlich über den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser liegen. Ursache für diese systematische Überschätzung ist die Denitrifikation im Grundwasser, die bei den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser noch nicht berücksichtigt ist (s. oben). Ein verhältnismäßig großer Anteil der Messstellen mit Nutzung Acker liegt in Gebieten mit hoher Denitrifikation im Grundwasser (vorwiegend in den Regionen Westfälische Bucht und Westfälisches Tiefland).



Region	Anzahl Messstellen	Anteil (%)
Niederrheinische Bucht	85	18
Niederrheinisches Tiefland	79	17
Rheinisches Schiefergebirge	30	6
Weserbergland	70	15
Westfälische Bucht	164	35
Westfälisches Tiefland	38	8
Gesamt	466	100

Abb. 3-18: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit der Hauptnutzung Acker mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets.

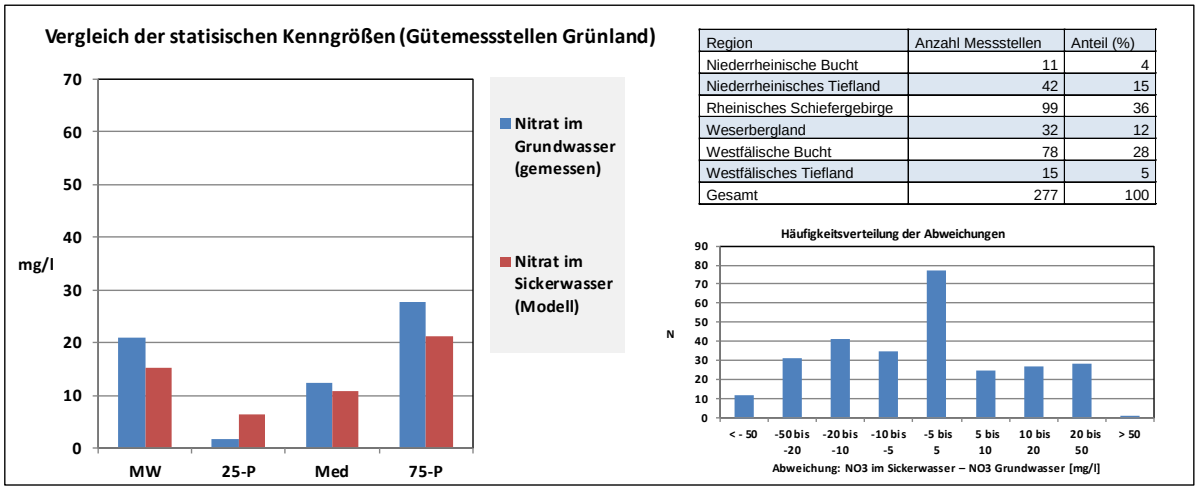
In Abb. 3-19 wird der Vergleich für alle Grundwassergütemessstellen mit der Hauptnutzung Acker unter Ausschluss der Messstellen der Regionen Westfälische Bucht und Westfälisches Tiefland durchgeführt. Werden diese Messstellen aus der Auswertung ausgeschlossen, tritt die durch die Denitrifikation im Grundwasser verursachte Überschätzung nur noch in geringem Umfang auf.



Region	Anzahl Messstellen	Anteil (%)
Niederrheinische Bucht	85	32
Niederrheinisches Tiefland	79	30
Rheinisches Schiefergebirge	30	11
Weserbergland	70	27
Gesamt	262	100

Abb. 3-19: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit der Hauptnutzung Acker mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets unter Ausschluss der Regionen Westfälische Bucht und Westfälisches Tiefland

Gütemessstellen Grünland: In Abbildung 3-20 werden die Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit der Hauptnutzung Grünland mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets anhand der beschriebenen statistischen Kenngrößen miteinander verglichen.



Region	Anzahl Messstellen	Anteil (%)
Niederrheinische Bucht	11	4
Niederrheinisches Tiefland	42	15
Rheinisches Schiefergebirge	99	36
Weserbergland	32	12
Westfälische Bucht	78	28
Westfälisches Tiefland	15	5
Gesamt	277	100

Abb. 3-20: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit der Hauptnutzung Grünland mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets

Der Vergleich zeigt, dass die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser meist geringfügig unterhalb der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser liegen; nur im Bereich der niedrigen Konzentrationen leicht darüber. Die Häufigkeitsverteilung der Abweichungen zeigt ebenfalls eine geringfügige systematische Unterschätzung. Als Ursache für die leichte Unterschätzung kommt einerseits die möglicherweise etwas zu geringen Werte der atmosphärischen Deposition im Bereich der Mittelgebirgsregionen (Region „Rheinisches Schiefergebirge“ mit überproportional großem Anteil an den Messstellen mit Grünlandeinfluss) in Betracht. Andererseits ist es auch möglich, dass die für Grünland im Modell angenommene N-Immobilisierung (vgl. Teilbericht V) etwas überschätzt wird.

Gütemessstellen Wald: In Abbildung 3-21 werden die Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit der Hauptnutzung Wald mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets anhand der beschriebenen statistischen Kenngrößen miteinander verglichen. Es zeigt sich, dass die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser meist geringfügig unterhalb der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser liegen. Die Häufigkeitsverteilung der Abweichungen zeigt eine ebenfalls eine geringfügige systematische Unterschätzung. Als Ursache für die leichte Unterschätzung kommt – wie bei den grünlandbeeinflussten Messstellen (s.o.) - einerseits die möglicherweise etwas zu geringen Werte der atmosphärischen Deposition im Bereich der Mittelgebirgsregionen (insb. Region „Rheinisches Schiefergebirge“ mit überproportional großem Anteil an den Messstellen mit Waldeinfluss) in Betracht. Auch hier ist es möglich, dass die für Wald im Modell angenommene N-Immobilisierung (vgl. Teilbericht V) etwas überschätzt wird.

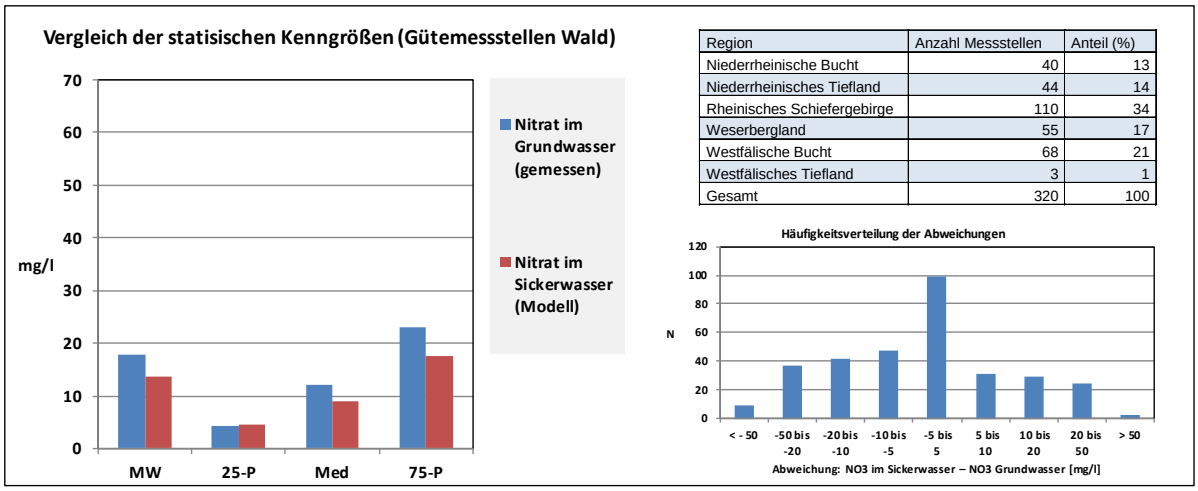


Abb. 3-21: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit der Hauptnutzung Wald mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets.

In Abbildung 3-22 werden die Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit der Hauptnutzung Siedlung mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets anhand der beschriebenen statistischen Kenngrößen miteinander verglichen.

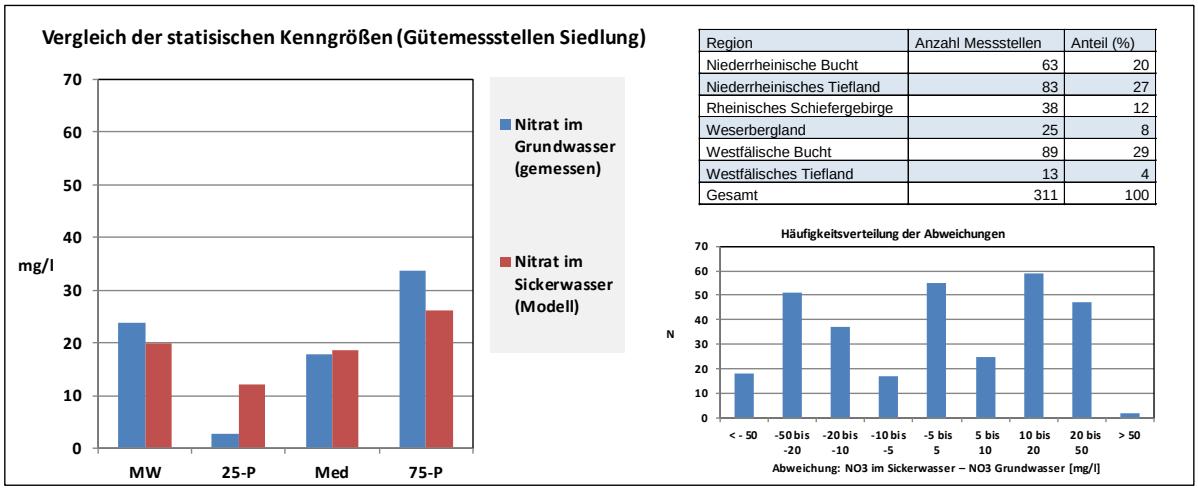


Abb. 3-22: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit der Hauptnutzung Siedlung mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets

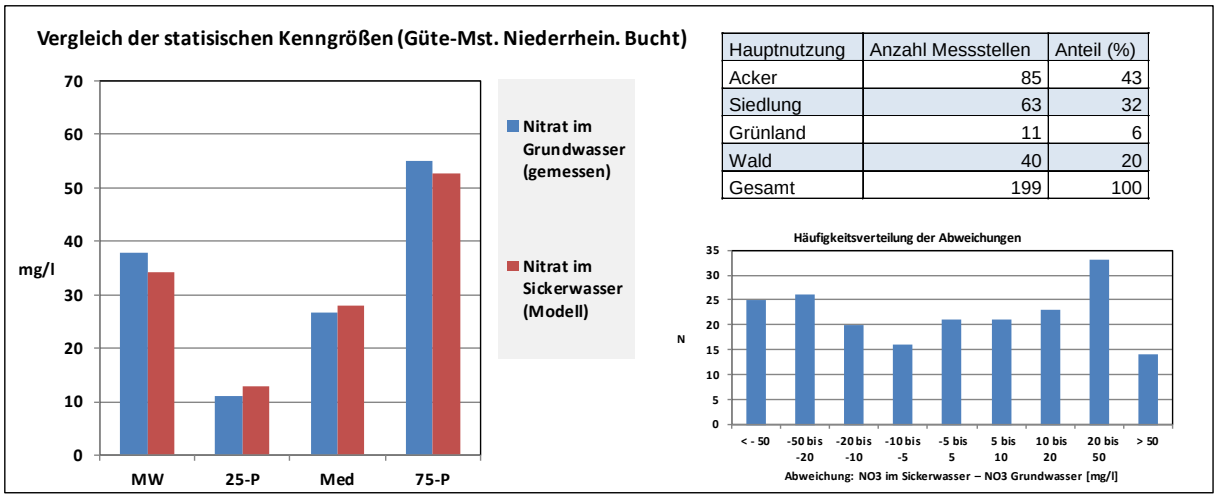
Der Vergleich zeigt eine Übereinstimmung der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser bei Median, Mittelwert, jedoch eine Überschätzung im unteren (25-P) bzw. eine Unterschätzung im oberen Bereich (75-P). Die Häufigkeitsverteilung belegt, dass keine systematische Über- oder Unterschätzung vorliegt, die Abweichung jedoch sowohl nach oben als auch nach unten im Vergleich zu den Messstellenkollektiven mit anderen Hauptnutzungen hoch ist. Ursache hierfür dürfte die homogene Verteilung der bei der Landnutzung Siedlung im Modell als wichtigste Eintragsquelle

angesetzten „N-Austräge aus urbanen Systemen“ sein. Diese aus der jeweiligen Einwohnerzahl berechnete N-Fracht wird bei der Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser gleichmäßig auf die der jeweiligen Gemeinde zugehörigen Siedlungsfläche verteilt, während der Schwerpunkt der N-Einträge in der Realität entlang der Abwasserkanäle vermutet werden kann.

3.2.3 Auswertung nach Region

Im Folgenden werden die statistischen Kennwerte der nach Region ausgewählten Messstellenkollektive ausgewertet.

Gütemessstellen Niederrheinische Bucht: In Abbildung 3-23 werden die Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen in der Region Niederrheinische Bucht mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets anhand der beschriebenen statistischen Kenngrößen miteinander verglichen. Zwischen den statistischen Kenngrößen gibt es eine gute Übereinstimmung. Die Häufigkeitsverteilung der Abweichungen zeigt, dass es keine systematische Über- oder Unterschätzung gibt.

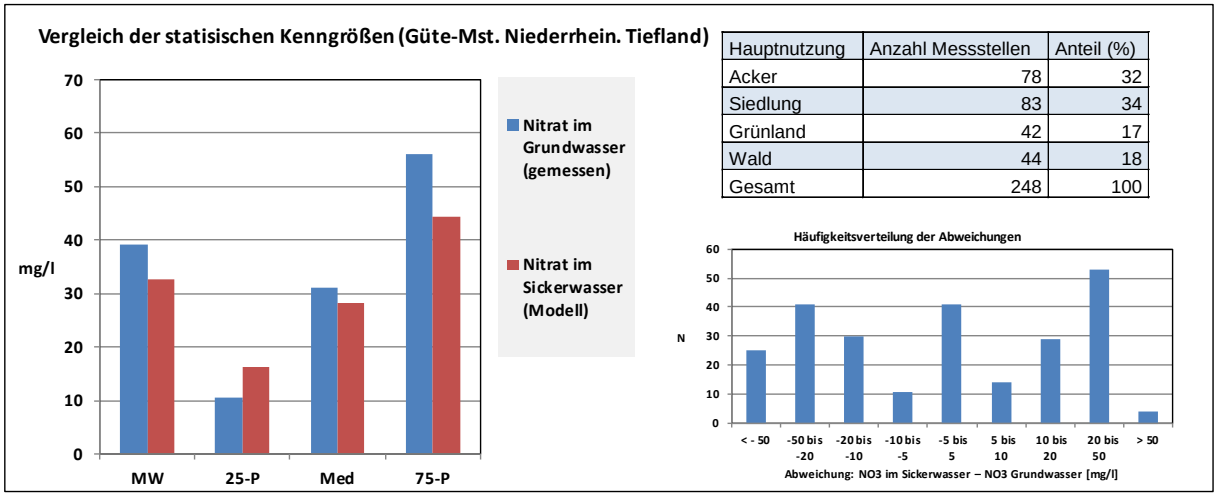


Hauptnutzung	Anzahl Messstellen	Anteil (%)
Acker	85	43
Siedlung	63	32
Grünland	11	6
Wald	40	20
Gesamt	199	100

Abb. 3-23: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen in der Region Niederrheinische Bucht mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets

Gütemessstellen Niederrheinisches Tiefland: In Abbildung 3-24 werden die Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen in der Region Niederrheinisches Tiefland mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets anhand der beschriebenen statistischen Kenngrößen miteinander verglichen. Der zeigt eine weitgehende Übereinstimmung der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser bei Median und Mittelwert sowie eine Überschätzung im unteren (25-P) bzw. eine Unterschätzung im oberen Bereich (75-P). Die Häufigkeitsverteilung der Abweichungen zeigt, dass es keine systematische Über- oder Unterschätzung gibt. Die tendenzielle Unterschätzung höherer Nitratkonzentrationen kann auch auf die in dieser Region vermehrt auftretenden Sonderkultur- und Gemüseanbauanbauflächen zurückzuführen sein. Auf diesen Flächen treten in der Realität meist höhere N-Überschüsse auf, die aber aufgrund der Aggregierung auf Gemeinde-Ebene im Modell lokal nicht in der

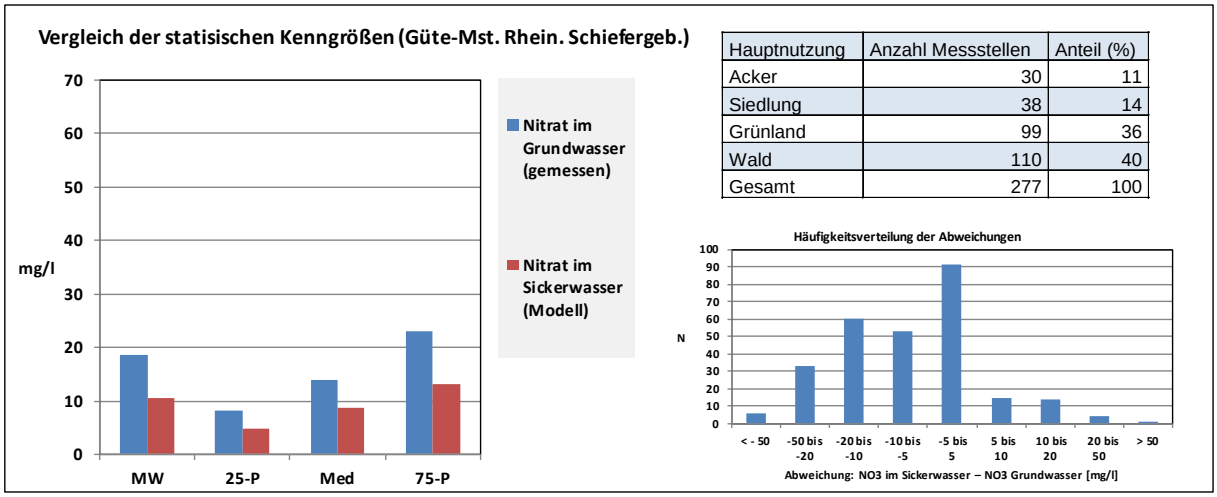
Nitratkonzentration im Sickerwasser abgebildet werden und daher lokal zu einer Unterschätzung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser führen (vgl. Kap. 3.2).



Hauptnutzung	Anzahl Messstellen	Anteil (%)
Acker	78	32
Siedlung	83	34
Grünland	42	17
Wald	44	18
Gesamt	248	100

Abb. 3-24: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen in der Region Niederrheinisches Tiefland mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets

Gütemessstellen Rheinisches Schiefergebirge: In Abbildung 3-25 werden die beschriebenen statistischen Kenngrößen in der Region Rheinisches Schiefergebirge miteinander verglichen.



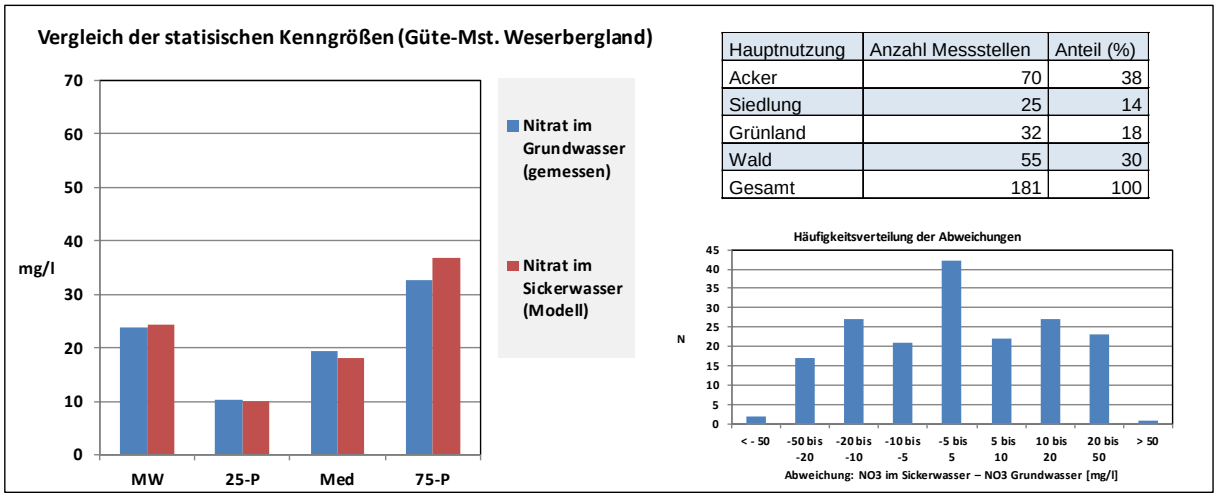
Hauptnutzung	Anzahl Messstellen	Anteil (%)
Acker	30	11
Siedlung	38	14
Grünland	99	36
Wald	110	40
Gesamt	277	100

Abb. 3-25: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen in der Region Rheinisches Schiefergebirge mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets.

In dieser Region liegen die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser systematisch unter an den Grundwassergütemessstellen gemessenen Nitratkonzentrationen; dies zeigt sich auch an der Häufigkeitsverteilung der Abweichungen. Als Ursache für die Unterschätzung kommen einerseits die möglicherweise etwas zu geringen Werte der atmosphärischen Deposition im Bereich der Mittelgebirgsregionen in Betracht, die sich bei den in dieser Region überproportional vertretenen Messstellen mit Grünland- oder Waldeinfluss besonders bemerkbar

machen. Daneben kann auch eine leichte Überschätzung der N-Immobilisierung unter Wald und Grünland für die Unterschätzung der gemessenen Nitratkonzentrationen mitverantwortlich sein (s. Auswertungen zur Hauptnutzungen Grünland und Wald).

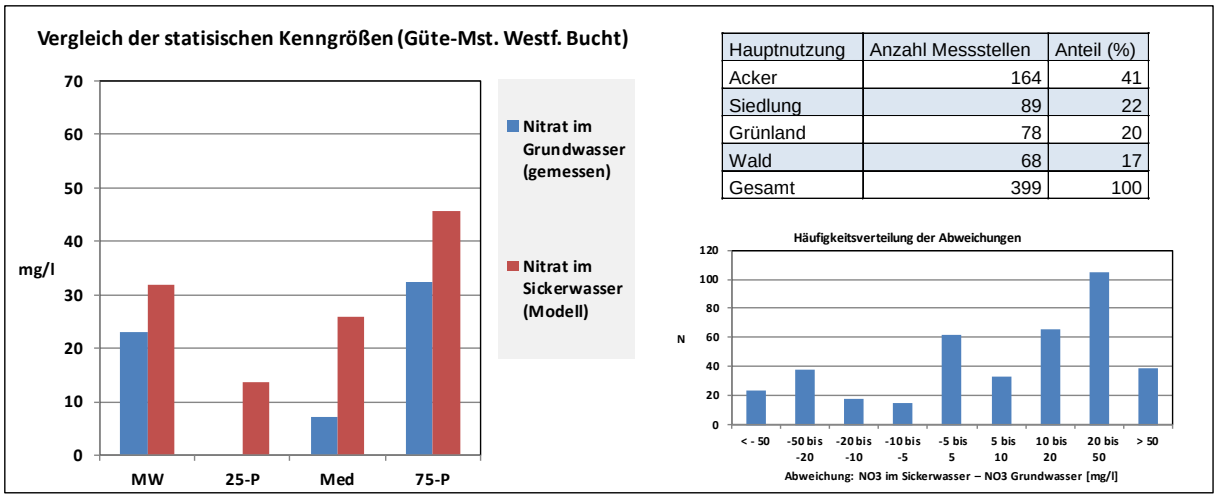
Gütemessstellen Weserbergland: Die statistischen Kenngrößen in der Region Weserbergland (Abbildung 3-26) zeigen eine gute Übereinstimmung der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser. Auch die Häufigkeitsverteilung der Abweichungen zeigt keine systematische Über- oder Unterschätzung.



Hauptnutzung	Anzahl Messstellen	Anteil (%)
Acker	70	38
Siedlung	25	14
Grünland	32	18
Wald	55	30
Gesamt	181	100

Abb. 3-26: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen in der Region Weserbergland mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets.

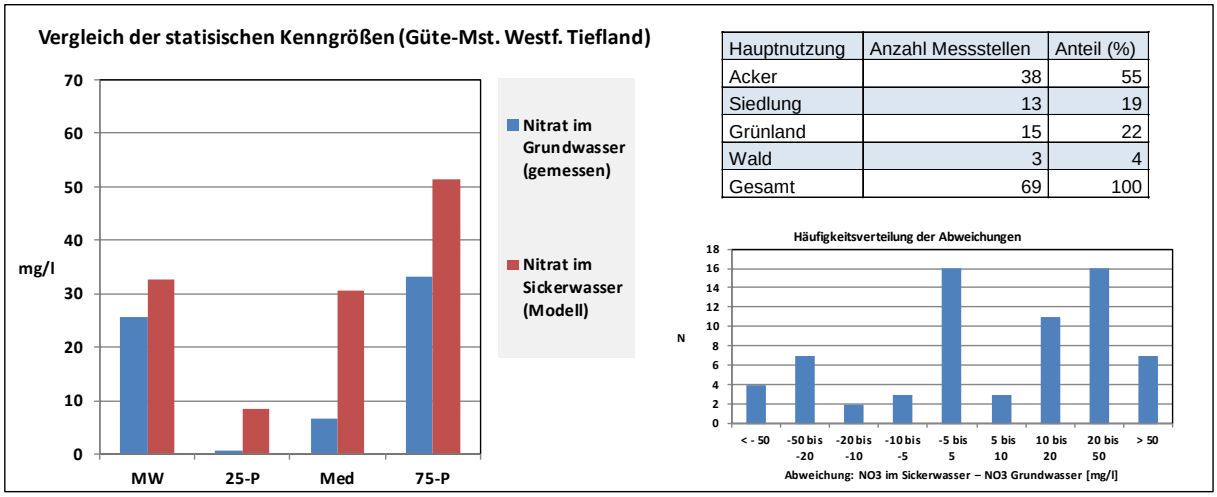
Gütemessstellen Westfälische Bucht: In Abbildung 3-27 werden die Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen in der Region Westfälische Bucht mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets anhand der beschriebenen statistischen Kenngrößen miteinander verglichen. Diese zeigen, dass die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser deutlich über den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser liegen. Auch die Häufigkeitsverteilung der Abweichungen belegt eine systematische Überschätzung. Diese Überschätzung wird durch die in dieser Region besonders ausgeprägte Denitrifikation im Grundwasser verursacht, die – wie oben bereits beschrieben - bei der Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser noch nicht berücksichtigt ist.



Hauptnutzung	Anzahl Messstellen	Anteil (%)
Acker	164	41
Siedlung	89	22
Grünland	78	20
Wald	68	17
Gesamt	399	100

Abb. 3-27: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen in der Region Westfälische Bucht mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets.

Gütemessstellen Westfälisches Tiefland: In Abbildung 3-28 werden die beschriebenen statistischen Kenngrößen in der Region Westfälisches Tiefland miteinander verglichen. Die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser liegen - wie in der Region Westfälische Bucht - deutlich über den an Grundwassergütemessstellen gemessenen Nitratkonzentrationen. Auch in der Region Westfälisches Tiefland wird dies durch die hier besonders ausgeprägte Denitrifikation im Grundwasser verursacht, die bei der Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser nicht berücksichtigt ist.



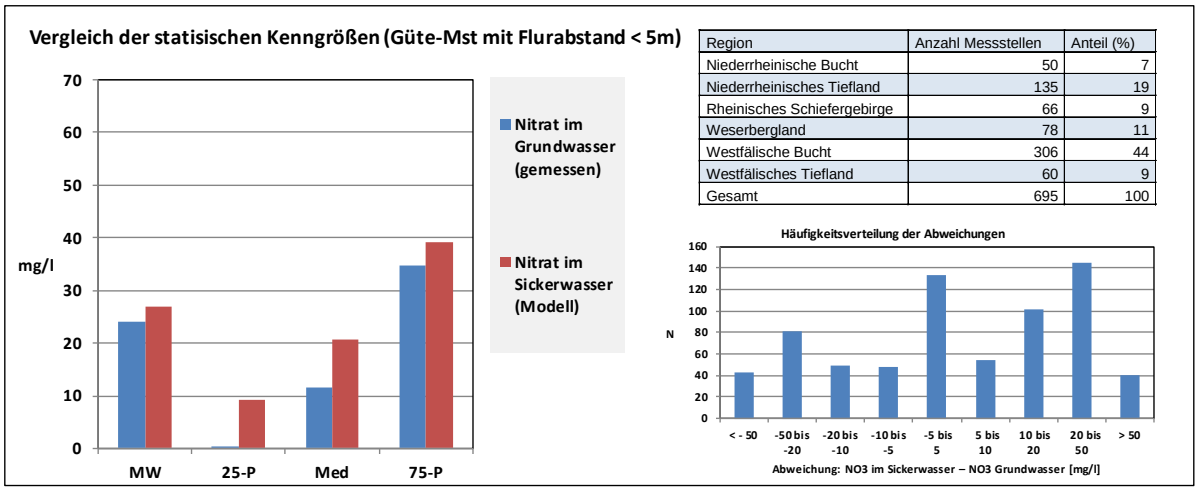
Hauptnutzung	Anzahl Messstellen	Anteil (%)
Acker	38	55
Siedlung	13	19
Grünland	15	22
Wald	3	4
Gesamt	69	100

Abb. 3-28: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen in der Region Westfälisches Tiefland mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets.

3.2.4 Auswertung nach Flurabstand

Im Folgenden werden die statistischen Kennwerte der nach Flurabstand ausgewählten Messstellenkollektive ausgewertet.

Gütemessstellen mit niedrigem Flurabstand: In Abbildung 3-29 werden die Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit niedrigem Flurabstand (< 5 m) mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets anhand der beschriebenen statistischen Kenngrößen miteinander verglichen. Die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser liegen über den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser. Auch die Häufigkeitsverteilung der Abweichungen zeigt, dass eine systematische Überschätzung vorliegt. Diese wird durch die Denitrifikation im Grundwasser verursacht (in Nitratkonzentration im Sickerwasser nicht berücksichtigt, s.o.), die hauptsächlich in den Tieflandregionen von Bedeutung ist, in denen auch der überwiegende Anteil der Messstellen mit niedrigem Flurabstand liegen.



Region	Anzahl Messstellen	Anteil (%)
Niederrheinische Bucht	50	7
Niederrheinisches Tiefland	135	19
Rheinisches Schiefergebirge	66	9
Weserbergland	78	11
Westfälische Bucht	306	44
Westfälisches Tiefland	60	9
Gesamt	695	100

Abb. 3-29: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit niedrigem Flurabstand mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets

Gütemessstellen mit hohem Flurabstand: In Abbildung 3-30 zeigt den Vergleich der beschriebenen statistischen Kenngrößen für alle Grundwassergütemessstellen mit hohem Flurabstand (> 5 m). Zwischen den Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und den Nitratkonzentrationen an den Grundwassergütemessstellen gibt es eine gute Übereinstimmung. Die Häufigkeitsverteilung der Abweichungen zeigt ebenso, dass es keine systematische Über- oder Unterschätzung gibt. In dem nach hohem Flurabstand selektierten Messstellenkollektiv sind die Niederungsbereiche mit hoher Denitrifikation im Grundwasser nur in geringem Umfang enthalten. Die bei dem Messstellenkollektiv mit niedrigem Flurabstand auftretende Überschätzung zeigt sich deshalb hier nicht.

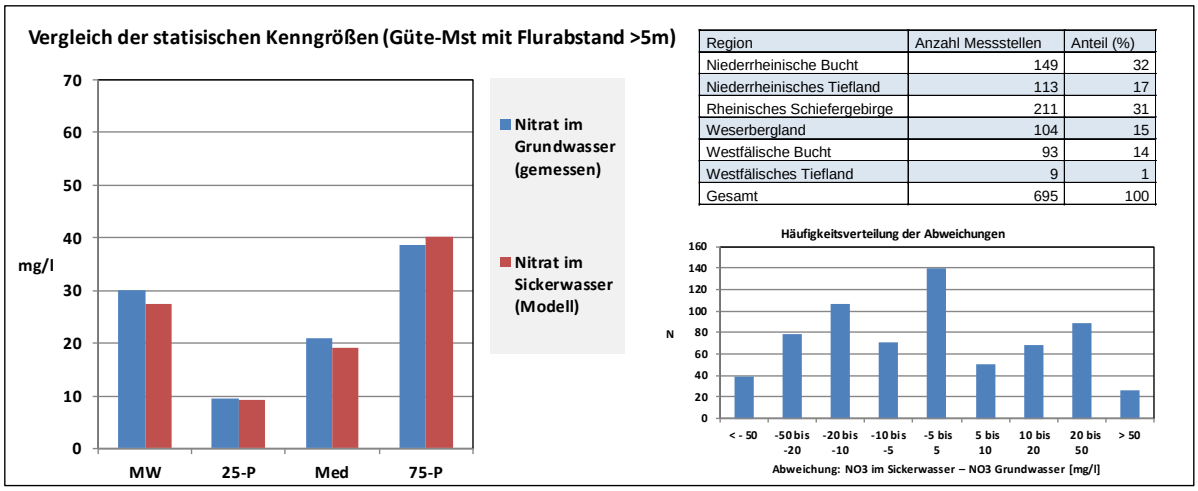


Abb. 3-30: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit hohem Flurabstand mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets

3.2.5 Auswertung nach Filtertiefe

Im Folgenden werden die statistischen Kennwerte der nach Filtertiefe ausgewählten Messstellenkollektive ausgewertet. Dabei muss beachtet werden, dass nur bei einem Teil der Grundwassergütemessstellen Informationen über die Filtertiefe vorlagen

Gütemessstellen mit Filtertiefen kleiner 15 m unter Grundwasseroberfläche (GWO): In Abbildung 3-31 werden die Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit Filtertiefen kleiner 15 m unter GWO mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets anhand der beschriebenen statistischen Kenngrößen miteinander verglichen.

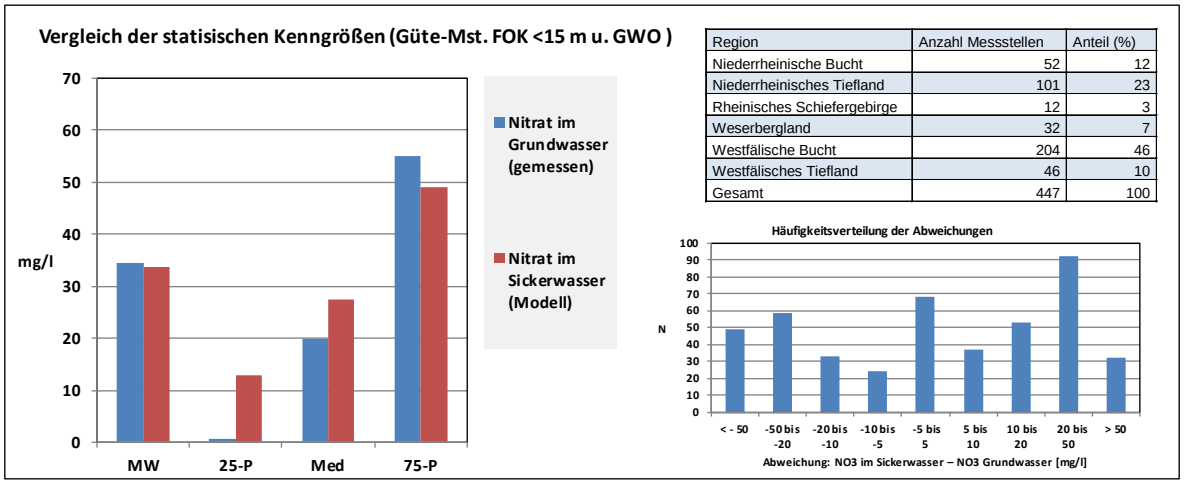
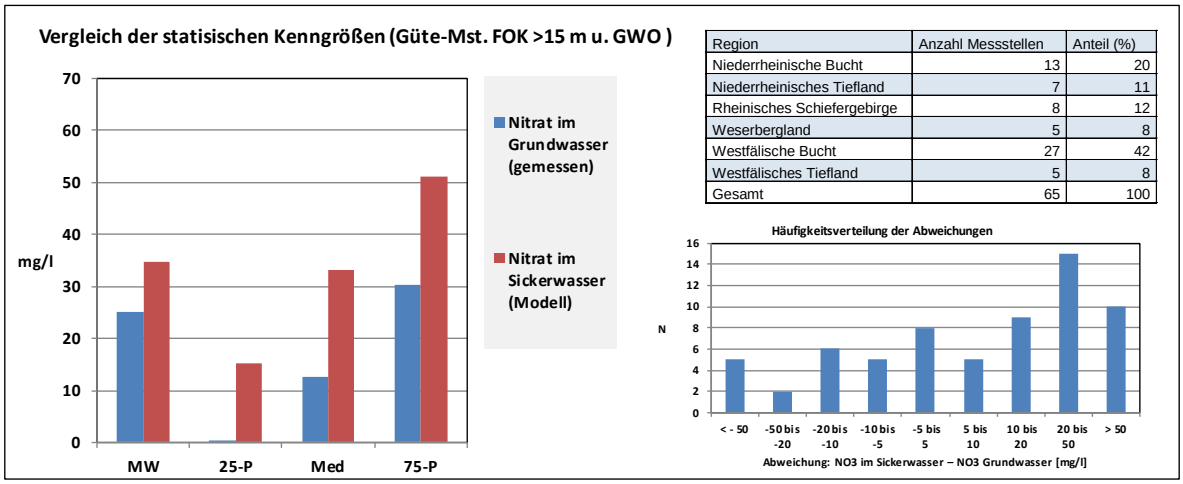


Abb. 3-31: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit Filtertiefen kleiner 15 m unter GWO mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets

Im Vergleich der Statistischen Kenngrößen zeigt sich eine weitgehende Übereinstimmung mit einer Tendenz zur Überschätzung der Konzentrationen im Bereich der niedrigeren Konzentrationen. Auch die Häufigkeitsverteilung weist auf geringfügige Überschätzung der gemessenen

Konzentrationen hin. Die hier selektierten Messstellen liegen zu einem überwiegenden Anteil in Gebieten mit deutlicher Denitrifikation im Grundwasser. Durch die Begrenzung der Filtertiefe kommt dieser Effekt jedoch weniger zum Tragen, da die Denitrifikation in den oberen Bereichen des Grundwasserleiters noch nicht stark wirksam ist.

Gütemessstellen mit Filtertiefen größer 15 m unter GWO: Beim Vergleich der statistischen Kenngrößen der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser für Grundwassergütemessstellen mit Filtertiefen größer 15 m (Abbildung 3-32) zeigt sich eine deutliche Überschätzung der Konzentrationen im Bereich der niedrigeren Konzentrationen. Auch die Häufigkeitsverteilung weist auf die deutliche Überschätzung der gemessenen Konzentrationen hin. Durch die größerem Filtertiefen dieser Selektion wirkt sich die mit der Tiefe zunehmende Denitrifikation stärker aus. Hinzu kommt, dass mit zunehmender Tiefe der Anteil von neu gebildeten und eher mit Nitrat belastetem Grundwasser gegenüber älterem weniger belastetem Grundwasser abnimmt.



Region	Anzahl Messstellen	Anteil (%)
Niederrheinische Bucht	13	20
Niederrheinisches Tiefland	7	11
Rheinisches Schiefergebirge	8	12
Weserbergland	5	8
Westfälische Bucht	27	42
Westfälisches Tiefland	5	8
Gesamt	65	100

Abb. 3-32: Vergleich der Nitratkonzentrationen an allen Grundwassergütemessstellen mit Filtertiefen größer 15 m unter GWO mit den modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser des jeweiligen Anströmungsgebiets

3.2.6 Fazit

Der Vergleich von modellierter Nitratkonzentration im Sickerwasser und gemessener Nitratkonzentration im Grundwasser zeigt eine insgesamt gute Übereinstimmung, wenn alle Messstellen und Regionen sowie alle Landnutzungen berücksichtigt werden. Eine tendenzielle Überschätzung der Nitratkonzentrationen durch die berechneten Sickerwasserkonzentrationen ist aufgrund der Denitrifikation und Verdünnung im Grundwasser zu erwarten. Diese Überschätzung tritt nur in den Niederungsgebieten (vorwiegend in den Regionen Westfälische Bucht und Westfälisches Tiefland) auf. In den anderen Gebieten liegen die berechneten Werte im Bereich der gemessenen Werte, teilweise tritt auch eine Unterschätzung auf (bspw. im Rheinischem Schiefergebirge).

Die Übereinstimmung zwischen berechneten und gemessenen Werten unterscheidet sich nach Hauptnutzung. Bei den Ackermessstellen stimmen die Werte gut überein, wenn die Regionen mit Denitrifikation aus der Betrachtung ausgeschlossen werden. Die etwas zu niedrigen Werte bei Grünland, Wald und Siedlung treten vorwiegend bei Messstellen im Rheinischen Schiefergebirge sowie z.T. im Niederrheinischen Tiefland auf. Als Ursache werden hier eine zu etwas zu niedrige atmosphärische Deposition und eine etwas zu hoch angesetzte N-Immobilsierung im Modell vermutet. Darüber hinaus ist die zeitliche Diskrepanz zwischen modelliertem N-Auftrag und Ist-Zustand im GW zu beachten. Eine Unterschätzung der Messwerte im Grundwasser kann auch auf einen Rückgang der Stickstoffeinträge gegenüber früheren Jahren hinweisen, der bei den gemessenen Nitratkonzentrationen aufgrund der Verweil- und Fließzeiten (vgl. Teilbericht III) noch nicht messbar ist.

Insgesamt wird durch die durchgeführte Auswertung deutlich, dass die berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser die Nitratbelastung im Grundwasser hinsichtlich räumlicher Verteilung und Größenordnung für oxidierte Aquifere (ohne Denitrifikation) gut wiedergeben. Das Modell bildet das Gesamtsystem (Wasserhaushalt, Stickstoffhaushalt) sowie die Zusammenhänge und Einflussfaktoren, die die Nitratkonzentrationen des Sickerwassers bestimmen, zuverlässig ab. Die regional unterschiedliche Bedeutung der Denitrifikation im Grundwasser wird in einem nächsten Modellschritt (Berechnung der Denitrifikation im Aquifer mittels WEKU, vgl. Teilbericht IV) berücksichtigt und ist in diese Auswertung nicht eingegangen.

Eine gesonderte messstellenbezogene Auswertung an einer Auswahl von Messstellen, an denen eine Untersuchung der Denitrifikation (N_2/Ar-Methode) durchgeführt wurde, wird in Teilbericht IVnoch ausgeführt werden; siehe auch Präsentation Dr. M. Eisele (LANUV) vom 12.12.2019, TOP 6:

https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/6b_validierung_no3_im_sickerwasser_denitrifikation_20191212.pdf.

3.3 Validierung der modellierten Denitrifikation im Aquifer und des gesamten N-Eintrags in den Grundwasserleiter an Messstellen mit Exzess-N2-Messsungen

Die Ergebnisse sind einer Präsentation von Dr. M. Eisele (LANUV) vom 12.12.2019, TOP 6 zusammengestellt: https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/6b_validierung_no3_im_sickerwasser_denitrifikation_20191212.pdf .

Ein entsprechendes Kapitel wird noch ergänzt.

4 N-Reduktionsbedarf zur Erreichung der Qualitätsziele für den Meeresschutz

Die Eutrophierung ist nach wie vor eines der größten ökologischen Probleme der Nordsee (ARGE-BLMP 2011, FGG Weser 2013, Hirt et al. 2014). Ursache für die Eutrophierung sind die hohen Nährstoffeinträge über die Flüsse und die Atmosphäre. Auch wenn in den vergangenen Jahrzehnten die Direkteinträge in die Gewässer, vor allem durch den Kläranlagenausbau, verringert werden konnten, sind noch immer etwa 80% des Stickstoffs in den deutschen Küstenbereichen anthropogenen Ursprungs (Fuchs et al. 2010). Nach EG-WRRL sollte bis 2015 innerhalb der ersten Seemeile der Hoheitsgewässer ein „guter ökologischer Zustand" und darüber hinaus bis zur seeseitigen Grenze der Hoheitsgewässer ein „guter chemischer Zustand" erreicht werden. Die Erreichung des guten Zustandes der Küstengewässer der deutschen Nordsee im Hinblick auf die Nährstoffbelastung nach der EG-Meeresstrategierahmenrichtlinie (MSRL) ist daher, neben der Erreichung des guten ökologische Zustandes gemäß WRRL, eine weitere Aufgabe.

Fast alle der 2009, und erneut 2015 gemäß WRRL bewerteten Wasserkörper in den deutschen Küstengewässern verfehlten das Ziel des guten ökologischen Zustands. Deshalb bleibt die weitere Reduzierung der Nährstoffeinträge eines der zentralen Bewirtschaftungsziele. Hierzu sind vor allem auch die diffusen und punktuellen Einleitungen von Nährstoffen in die Gewässer weiter zu reduzieren. In der Oberflächengewässerverordnung OGewV (2016) ist der Meereszielwert von 2,8 mg N/L Gesamtstickstoff (TN) für alle in die Nordsee mündenden Flüsse am Übergabepunkt limnisch-marin und am Übertritt in die Nachbarländer festgelegt. Auf dieser Basis wurde von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2014) das Schutzziel für die Meere auch auf die Oberflächengewässer im Binnenland übertragen. Danach soll in NRW in den Planungseinheiten am Übergang der Gewässer in die Nachbarländer die Konzentration von 2,8 mg N/L nicht überschritten werden.

Als Gebietskulisse für die daraus abzuleitende Frachtminderung bzw. Maßnahmenplanung werden die Einzugsgebiete verwendet, wie sie aus dem vom LANUV bereitgestellten Datensatz der Einzugsgebiete NRWs hervorgehen.

Nordrhein-Westfalen besitzt Anteile an den in die Nordsee mündenden internationalen Flussgebietseinheiten Rhein, Ems und Maas sowie an der nationalen Flussgebietseinheit Weser.

Grundsätzlich sind unterschiedliche Ansätze zur Verteilung des Reduktionsbedarfs in die Fläche möglich. Hier wurde aufgrund der Gleichbehandlung aller Teileinzugsgebiete davon ausgegangen, dass jedes der in Abb. 4-1 dargestellten Einzugsgebiete einen einheitlichen Konzentrationswert von 2,8 mg N/l (als zeitlich gemittelten Durchschnittswert bzw. modellierte Konzentration aus mittleren Emissionen) am Auslasspegel erreichen soll.

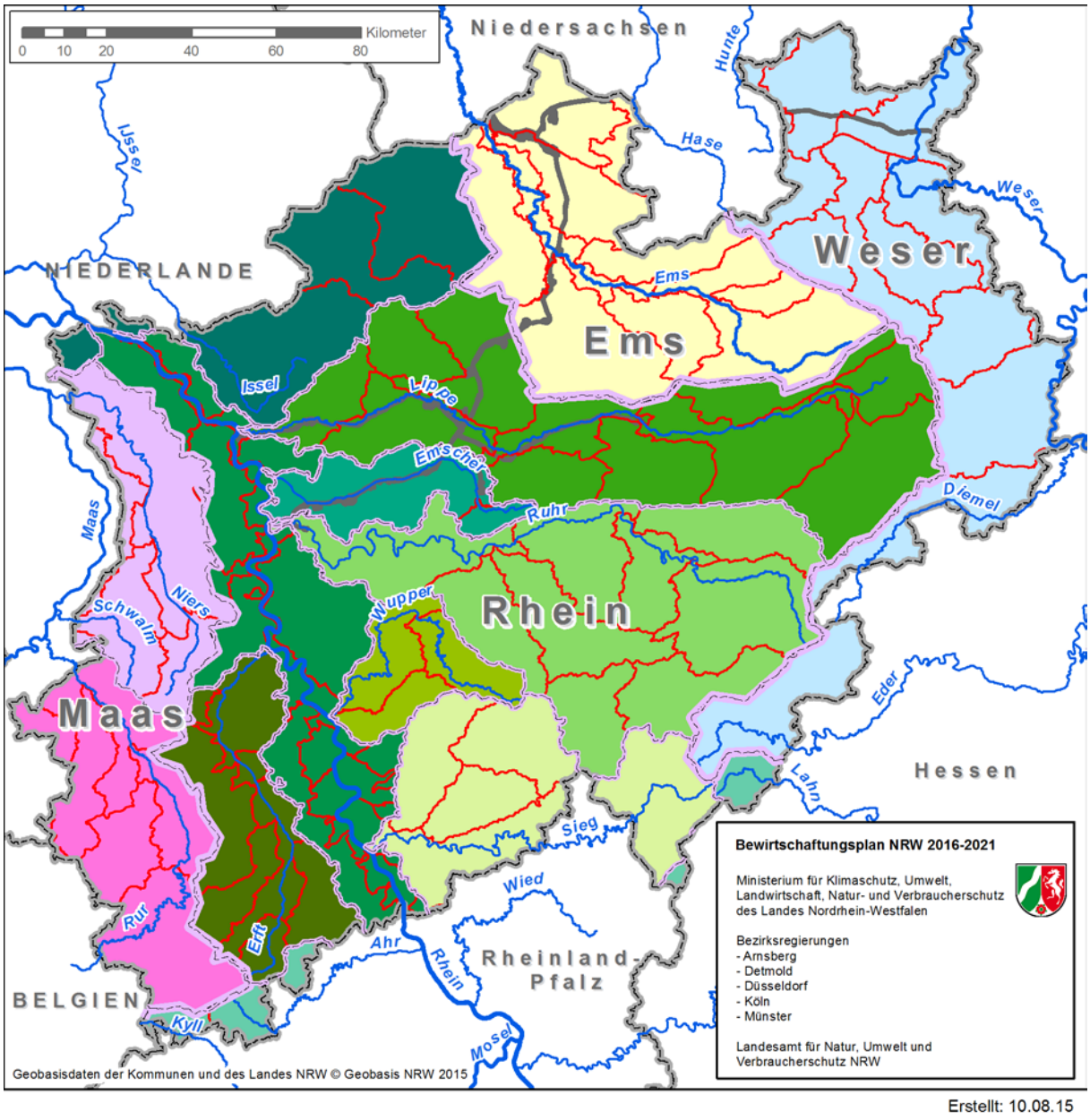


Abb. 4-1: Nordrheinwestfälische Anteile der Flussgebietseinheiten Rhein, Weser, Ems, Maas und deren Teileinzugsgebiete innerhalb Nordrhein-Westfalens als Gebietskulisse für die Ableitung des Minderungsbedarfs Oberflächengewässer

4.1 Herangehensweise

Zur Ermittlung des N-Minderungsbedarfs für die Teileinzugsgebiete werden in einem ersten Schritt die N-Konzentrationen an den Auslasspegeln ermittelt. Daraus kann abgeleitet werden, ob ein Minderungsbedarf für den Meeresschutz besteht oder nicht.

Die modellanalytische Ermittlung der Gesamtstickstoffeinträge erfolgt analog zur der Vorgehensweise bei der Validierung der Modellergebnisse (vgl., Teilbericht V). Die Gesamt-N-Konzentration der betrachteten Teileinzugsgebiete ergibt sich dabei aus der Summe der N-Einträge von allen betrachteten diffusen und punktuellen Eintragspfaden, der N-Retention im Gewässer, der Abflussspende und der transportierten N-Gesamtfracht im Gewässer. Die Abfluss-

spenden lassen sich der Karte der mittleren Abflüsse für NRW entnehmen (siehe Teilbericht IIa). Die diffusen und punktförmigen N-Einträge in die Gewässer entsprechen den in Teilbericht V detailliert beschriebenen Datensätzen. Die Retention im Gewässer kann auf Basis der von Venohr et al. (2005) veröffentlichten Algorithmen ermittelt und von der N-Gesamtfracht substrahiert werden.

So können für jedes Teileinzugsgebiet auf Basis der individuellen N-Einträge, der gewässerinternen Retention und des Gebietsabflusses die sich am Auslasspegel ergebende Fracht und Konzentration ermittelt werden. Anschließend können die Werte der Konzentrationen iterativ reduziert und die sich ergebende Konzentration mit dem Bewirtschaftungsziel (2,8 mg N/L) verglichen werden. Sofern dieser Zielwert am jeweiligen Auslasspegel überschritten ist, muss von einem potenziellen Reduzierungsbedarf der modellierten N-Einträge in die Gewässer für dieses Teileinzugsgebiet ausgegangen werden.

Übergeordnet kann zwischen den diffusen und punktförmigen N-Einträgen unterschieden werden. Die diffusen N-Einträge in die Gewässer ergeben sich aus der atmosphärischen N-Deposition, den N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft sowie diffusen und punktförmigen N-Einträgen in das Grundwasser (s. Teilbericht V). Zu einem geringeren Anteil tragen auch die N-Einträge über Abschwemmung und Erosion sowie die direkte atmosphärsiche N-Deposition auf Gewässerflächen zum Gesamteintrag aus diffusen Quellen bei. Zusätzlich kommen die Einträge aus den Punktquellen hinzu. Das sind im Wesentlichen die Einleitungen aus kommunalen und industriellen Kläranlagen und urbanen Systemen (Misch- und Trennkanalisation, Niederschlagsentwässerung) und sonstige Einleitungen (z.B. Sümpfungswasser; Bergbau), vgl. Teilbericht V.

Für die modellseitige Analyse gilt, dass sich der Gesamt-N-Eintrag in die Gewässer noch weiter nach Einzelksektoren aufgliedern lässt, d.h. in die N-Austräge aus Landwirtschaft, Kläranlagen, Industrie, Verkehr und urbanen Systemen. Aus den jeweiligen Anteilen der Einzelsektoren am Gesamteintrag lässt sich dann auf die jeweiligen N-Minderungsbedarfe der Sektoren innerhalb der Teileinzugsgebiete rückschließen. Gemäß LAWA (2014) ist zur Ermittlung des potenziellen Reduzierungsbedarfes (Defizitanalyse) jedoch nicht von Modellergebnissen, sondern von den Monitoringdaten auszugehen. Hierbei wird davon ausgegangen, dass die bei der Modellierung ermittelten Anteile von Landwirtschaft, Kläranlagen, Industrie, Verkehr und urbanen Systemen am Gesamteintrag als übertragbar auf die an den Monitoringmessstellen beobachteten N-Frachten angesehen können. Aus den relativen Anteilen lassen sich dann auch die jeweiligen N-Minderungsbedarfe der Sektoren innerhalb der Teileinzugsgebiete ableiten.

Die modellanalytische Ermittlung des N-Reduktionsbedarfs zur Erreichung der Qualitätsziele des Meeresschutzes in Bezug auf die jeweiligen Eintragspfade erfolgt durch eine „Rückwärtsmodellierung“ in der Modellkette mGROWA-DENUZ-WEKU-MoRe. Als Startgröße kann der aus der Modellierung abgeleitete, zulässige N-Eintrag in die Gewässer aus diffusen und punktförmigen Quellen verwendet werden. Als Variations- und Zielgröße kann die mittlere N-Fracht für die jeweilige Gebietseinheit (Teileinzugsgebiete) verwendet werden, die zu dem vorgegebenen Zielwert (2,8 mg N/l) führt. Die weitere räumliche Differenzierung der vom RAUMIS-Modell ausgewiesenen N-Bilanzsalden der Landwirtschaft sowie die GROWA-DENUZ-WEKU Modellergebnisse (100 m x 100 m Raster) erlauben darüber hinaus eine Identifizierung von „hot-spot-Regionen“ innerhalb der Einzugsgebiete, in denen ein besonders hoher N-Minderungsbedarf zur Erreichung der Qualitätsziele des Meeresschutzes aus landwirtschaftlichen Quellen besteht. Dazu lässt sich ein Szenario berechnen, mit dem die Einhaltung der Grundwasserschutzziele durch Minderung der landwirtschaftlichen N-Einträge in der Fläche NRW’s

(100 x 100 m Raster) bereits erreicht ist, daraus lässt sich der verbleibende Handlungsbedarf zur Einhaltung der Meeresschutz-Zielkonzentration an den Auslasspegeln der Teileinzugsgebiete NRW's ableiten.

Im Hinblick auf eine effiziente, räumlich zielgerichtete und in ihrer Höhe angemessene Dimensionierung von N-Minderungsmaßnahmen ergeben sich hierdurch Ansatzpunkte zur Lenkung der Maßnahmen. Eine solche Berechnung bietet sich für diejenigen Teileinzugsgebiete (TEG) an, in denen derzeit ein Minderungsbedarf am Auslasspegel besteht und bei denen ein Minderungsbedarf zum Erreichen des Meeresschutz-Zielwertes rechnerisch auch dann noch verbleibt, wenn rechnerisch das Grundwaserschutzziel von 50 mg NO_3/l im Sickerwasser unterhalb der belebten Bodenzone bzw. im neu gebildeten Grundwasser flächendeckend erreicht ist. Im Folgenden wird zunächst ermittelt, in welchen Teileinzugsgebieten ein solcher Minderungsbedarf ggf. bestehen kann.

4.2 Datengrundlagen zur Ermittlung des N-Reduktionsbedarfs für den Meeresschutz

Die Ermittlung der relevanten Teileinzugsgebiete für die weitere Betrachtung basiert auf der für die Auslasspegel der Teileinzugsgebiete NRWs (vgl. Abb. 4-1) ermittelten Gesamt-N-Konzentration auf Grundlage der Monitoringdaten des 4. Monitoringzyklus.

Zur Ermittlung des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung der Ziele für den Meeresschutz wird die Gesamtsumme der mit der Modellkette RAUMIS – mGROWA – DENUZ – WEKU - MoRe berechneten N-Austräge in die Oberflächengewässer aus den verschiedenen diffusen und punktförmigen N-Quellen verwendet. Die in diesem Zusammenhang relevanten Datengrundlagen sind in Tab. 4-1 zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 4-1: Datengrundlagen und Teilmodellergebnisse zur Ermittlung des Reduktionsbedarfs der N-Einträge zur Erreichung der Meeresschutzziele entsprechend Teilbericht V

Themengebiet	Datengrundlage	Datentyp	Quelle
Hydrologie	Gesamtabflusshöhe	Raster	mGROWA-Modellergebnis
Urbane N-Einträge	punktförmige Einträge aus Kleinkläranlagen, die ins Grundwasser einleiten und diffuse N-Einträge aus urbanen Systemen	Raster	(D-E-A-Datenbank)
Diffuse N-Einträge in die Oberflächen-gewässer	Aufsummierte N-Einträge über Erosion, Abschwemmung, Dränabfluss, Zwischenabfluss, Grundwasser, atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen	Raster	Modellergebnis (RAUMIS-(mGROWA-DENUZ-WEKU)
Oberflächengewässer	Einzugsgebietsgrenzen	Vektor	LANUV
	Tagesmittel der Abflüsse	dbf	
	Gütedaten Fließgewässer	dbf	LANUV
Punkteinträge	Aufsummierte N-Einträge über Kommunale Kläranlagen, industriell-gewerbliche Direkteinleiter, Kleinkläranlagen, Trennkanalisation, Mischkanalisation	MoRe-Analysegebiete (AUs)	LANUV (MoRe-Modellergebnis)

4.3 Analyse des N-Reduktionsbedarfs für den Meeresschutz

Abb. 4-2 fasst die N-Einträge in die Oberflächengewässer aus allen diffusen Eintragspfaden zusammen. Räumlich gesehen kommt es in fast allen intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen zu erhöhten N-Austrägen in die Gewässer, die in einigen Regionen 50 kg/(ha·a) übersteigen können. Im Gebietsmittel errechnen sich für NRW N-Austräge in Höhe von ca. 71.138 t N/a. Dabei tragen die diffusen N-Einträge über die Komponenten des Direktabflusses (Zwischenabfluss, Dränagen und Abschwemmung) sowie über Erosion und die direkte atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen mit im Mittel 41.385 kg N/(ha a), d. h. zu etwa 58 %, zum diffusen N-Eintrag in die Oberflächengewässer bei. Auf das Grundwasser entfallen dementsprechend ca. 29.753 t N/a, was etwa 42 % entspricht.

Abb. 4-3 fasst die N-Einträge in die Oberflächengewässer aus allen punktförmigen N-Eintragsquellen und von urbanen Flächen auf Ebene der Teileinzugsgebiete zusammen. Eingegangen sind hierbei die N-Einträge aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern und über die Mischwasserentlastung und Trennkanalisationssysteme sowie die N-Einträge über die Kleinkläranlagen, die in Oberflächengewässer einleiten. Für die Teileinzugsgebiete mit einem potenziellen N-Minderungsbedarf hinsichtlich des Meeresschutzes sind auch die eintragspfadspezifischen Anteile am Gesamteintrag dargestellt. Die diffusen N-Einträge der nicht versiegelten Flächen liefern demnach den Hauptanteil.

Räumlich gesehen kommt es in allen dicht besiedelten Regionen NRWs zu erhöhten N-Einträgen in die Oberflächengewässer aus Punktquellen und von urbanen Flächen, die im Sonderfall des Emscher-Einzugsgebietes auch 50 kg N/(ha·a) übersteigen können. Im Mittel liegen die für die Teileinzugsgebiete NRWs ermittelten N-Austräge zwischen >11 bis <50 kg N/(ha·a). Dabei tragen die N-Einträge über kommunale Kläranlagen und Kanalisationssysteme (Punktquellen) weniger als 20% zum gesamten N-Eintrag bei. Bei den N-Einträgen aus urbanen Flächen bzw. Kanalisation spielen vor allem die versiegelten Flächen (Misch- und Trennkanalisation) eine Rolle. Die ermittelten, für NRW aufsummierten N-Frachten in t/a aus den diffusen und punktförmigen Eintragsquellen sind in Abbildung 4-4 einander gegenübergestellt.

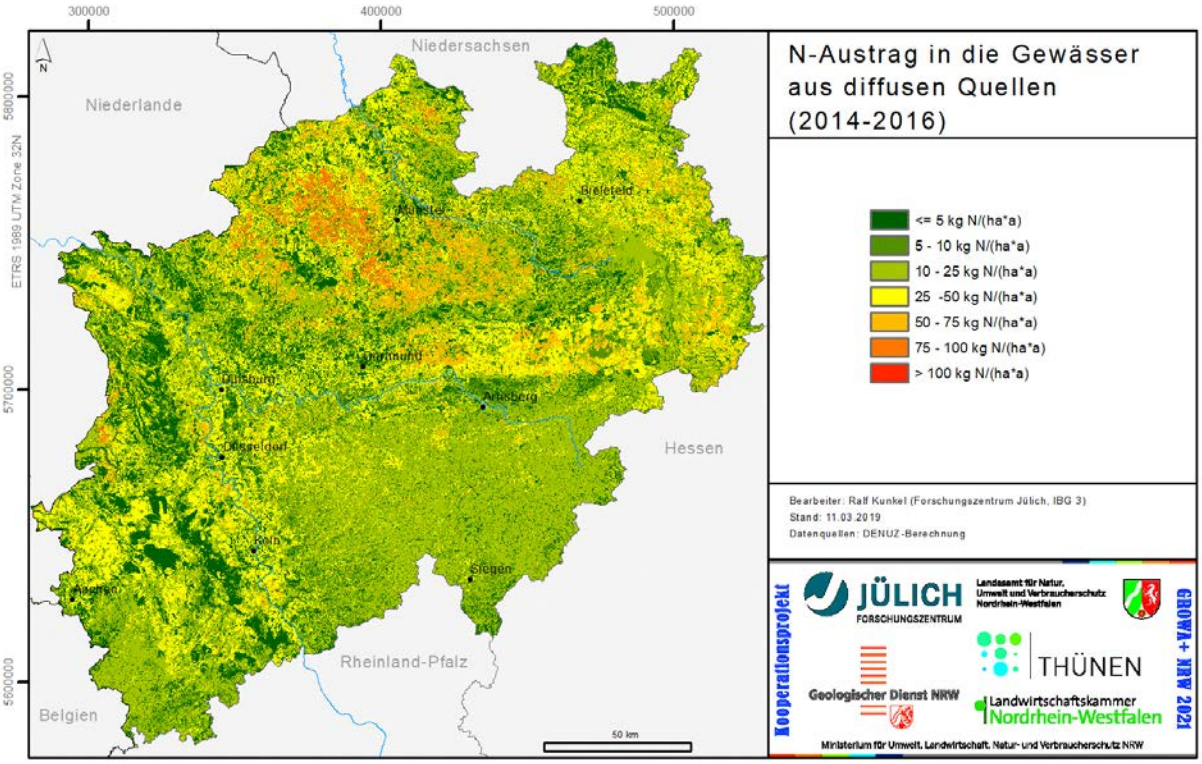


Abb. 4-2: Gesamter diffuser N-Austräge in die Oberflächengewässer

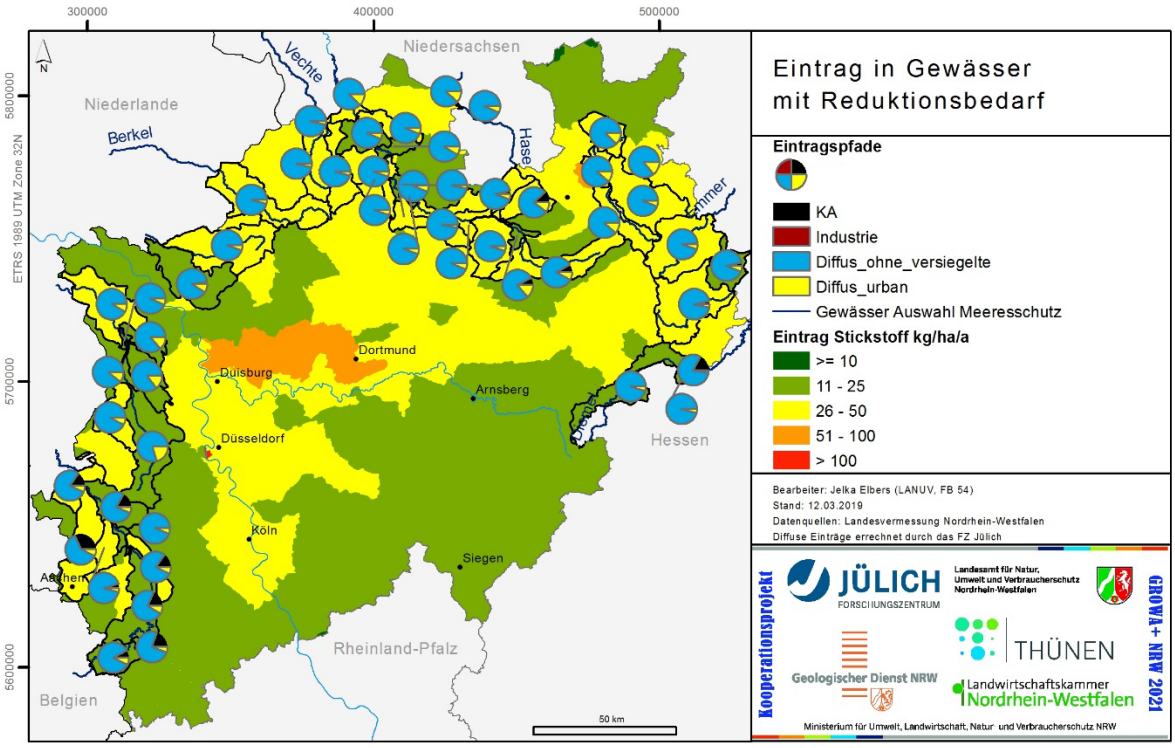


Abb. 4-3: N-Einträge in die Oberflächengewässer aus allen punktförmigen N-Eintragsquellen und von urbanen Flächen. Schwarz umrandet: Teileinzugsgebiet mit einem potenziellen Handlungsbedarf – hier incl. der Eintragspfad-Angaben (Stand: 12.12.2019).

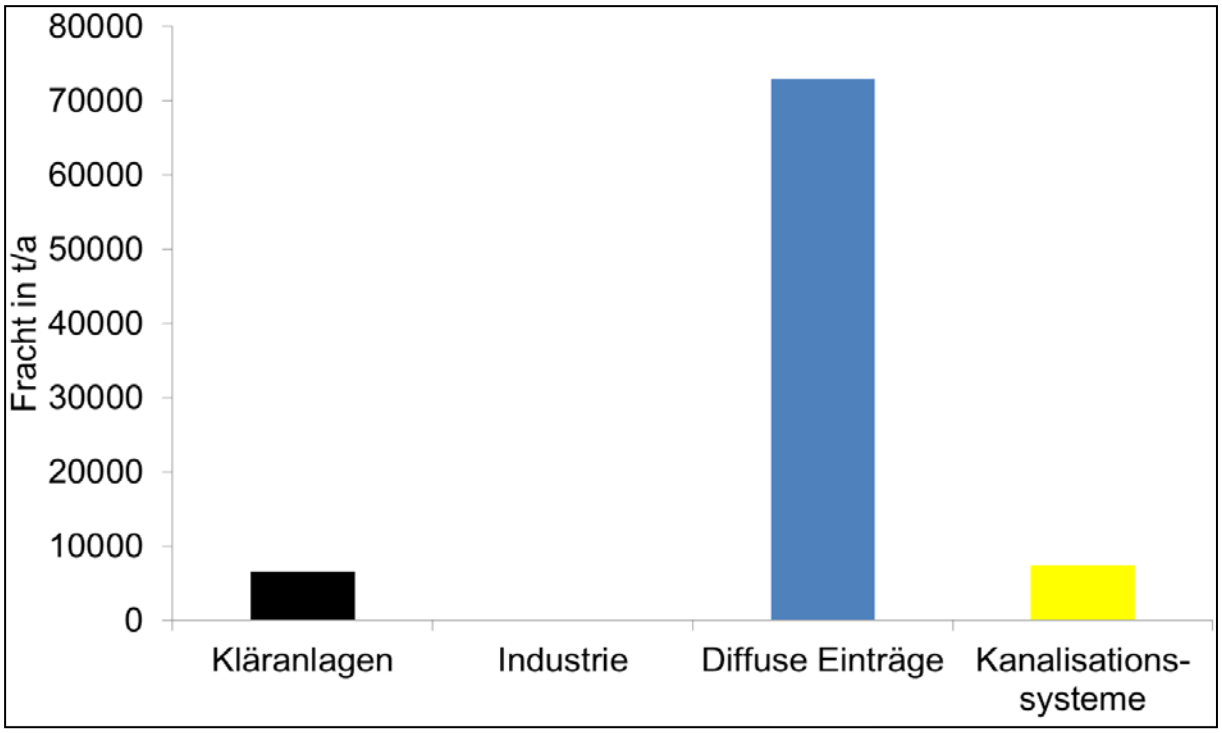


Abb. 4-4: N-Austräge in die Oberflächengewässer NRW's in t/a, differenziert nach diffusen Quellen und Punktquellen (Kläranlagen, Industrie, Kanalisationssysteme) (LANUV, Stand: 12.12.2019)

Weitere Ausführungen zur Berechnung der Frachten und zur Validierung der ermittelten Frachten finden sich in einer Präsentation von J. Elbers (LANUV) vom 12.12.2019 (TOP 7): https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/7b_n-gesamteintrag_og_und_meeresschutz.pdf .

4.4 N-Reduktionsbedarf zur Erreichung der Qualitätsziele für den Meeresschutz

In Anlehnung an LAWA (2014) wird zunächst an der Mündung festgestellt, ob ein Reduzierungsbedarf gegeben ist. Wenn dies der Fall ist, muss iterativ von der Mündung bis zur Quelle so lange geprüft werden, bis der Zielwert eingehalten wird.

Für die potenziell zu betrachtenden Gewässer gelten folgende Kriterien:

- N-Gesamtfracht ≥ 500 t/a
- an der Mündung in Nachbarländer wird der Zielwert 2,8 mg N/l überschritten (Datengrundlage: Vorläufige Bewertung 4. Monitoringzyklus (2015-2017) gemäß Abb. 4-5).

Betrachtung von der Mündung zur Quelle:

- In zwei Nachbar-OFWK wird der Zielwert eingehalten → kein Reduktionsbedarf oberhalb

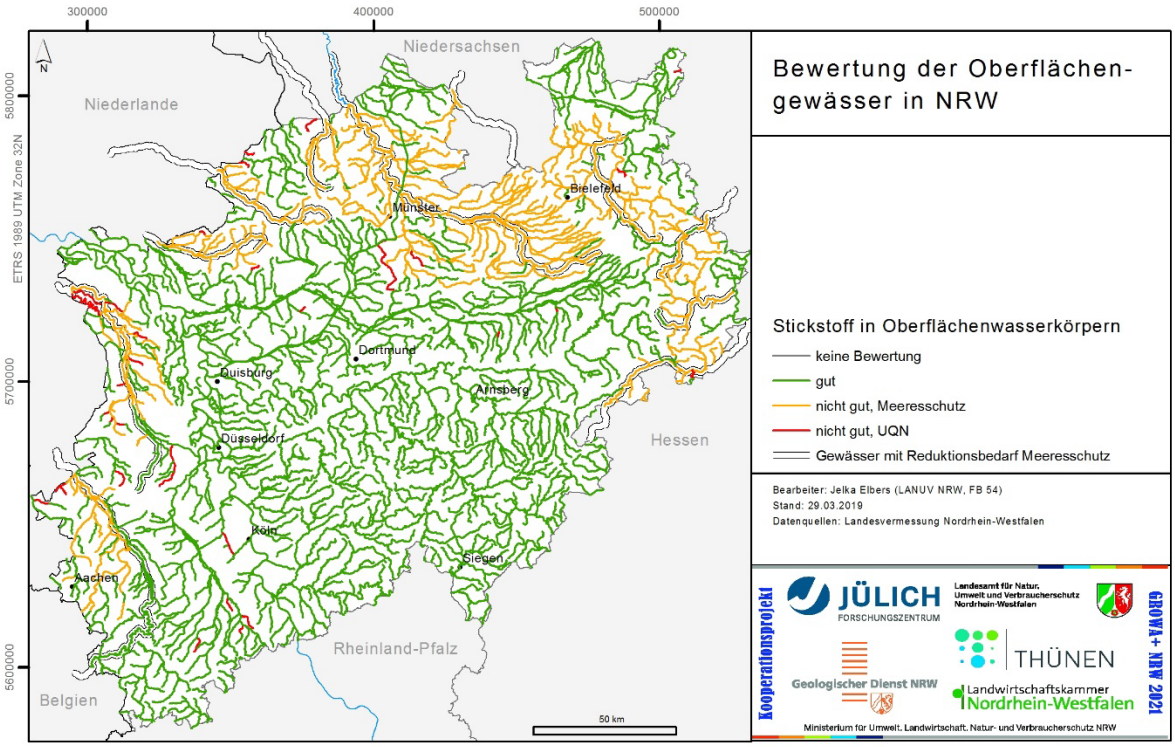


Abb. 4-5: Vorläufige Bewertung der Oberflächengewässer hinsichtlich Stickstoff im 4. Monitoringzyklus (LANUV, Stand 12/2019)

Die Feststellung, ob ein Reduktionsbedarf an Mündungsmessstellen besteht bzw. dessen Quantifizierung ergibt sich durch einfachen Vergleich des Zielwertes mit dem maximalen Jahresmittelwert im 4. Monitoringzyklus (vorläufig 2015-2017; Stand 12/2019). Auf diese Weise ergibt sich, dass lediglich 15 Teileinzugsgebiete einen potenziellen Minderungsbedarf zum Erreichen der Meeresschutzanforderungen bezüglich der N-Einträge aufweisen.

Die korrespondierende Stickstofffracht errechnet sich aus korrespondieren Abflusswerten x gemessenen N-Konzentrationen. Bei Gewässern, die nach Nordrhein-Westfalen fließen, erfolgt erforderlichenfalls eine Oberliegerbetrachtung (Abzug der N-Fracht am Einlasspegel).

Auf diese Weise ergeben sich zu den 15 Teileinzugsgebieten (NRW-Anteile), in denen ein potenzieller Minderungsbedarf besteht, die in Tab. 4-2 dargestellten Werte. Demnach sind die Teileinzugsgebiete Diemel, Rur, Bocholter Aa, Vechte, Emmer, Berkel, Niers, Ems, Hase, Nethe und Werre betroffen (vgl. Abb. 3-3, darin schwarze Umrandung).

Tab. 4-2: Minderungsbedarf der N-Überschüsse aus der Landwirtschaft zur Sicherstellung der N-Zielkonzentration als Mittelwert für die 15 Teilgebiete NRWs

Gewässer	Maximum Jahresmittel* (2015-2017) mg/L	Fracht* t/a	Reduktions-bedarf* t/a	Reduktions-bedarf * %
Diemel	4,6 (2015)	760	300	40
Rur	3,4 (2017)	1.500	430	30
Bocholter Aa	5,8 (2015)	500	260	50
Vechte	7,3 (2015)	570	380	70
Emmer	4,0 (2015)	1600	650	40
Berkel	6,4 (2015)	770	430	60
Niers	7,8 (2016)	2.200	1.400	60
Ems	4,7 (2016)	9.900	5.300	50
Rhein	2,7 (2017)	163.000	0	0
Hase	4,5 (2016)	510	200	40
Nethe	5,2 (2015)	740	350	50
Werre	5,0 (2015)	4.100	1.700	40

*Werte gerundet.

Darauf aufbauend kann berechnet werden, in welcher Höhe ggf. ein Reduktionsbedarf verbleibt, wenn Szenario 1: Zielerreichung Grundwasser bereits erfüllt wäre. Für dieses Szenario kann mithilfe der Modellkette RAUMIS-mGROWA-DENUZ/WEKU und Hinzunahme der zusätzlichen Einträge aus Punktquellen (s.o.) ermittelt werden, welche N-Fracht sich am Auslasspegel ergeben würde, wenn landesweit (100 x 100 m-Raster) das Schutzziel Grundwasser (50 mg NO_3/l) im Sickerwasser unterhalb der belebten Bodenzone bereits erreicht wäre. Es lässt sich daraus erkennen, um welche Frachten bzw. %-Anteile die Frachten im Oberflächengewässer an der Mündung verringert werden.

Der verbleibende Reduktionsbedarf (Stickstofffracht) muss dann entsprechend den Eintragspfaden aufgeteilt werden. Es ist jedoch die unterschiedliche Zeitverzögerung von der Eintragsquelle bis zum Erreichen des Oberflächengewässers für die unterschiedlichen Eintragsquellen zu berücksichtigen, so dass die ermittelten Zahlen nur zur Analyse (Maßnahmenlenkung, Priorisierung), nicht aber für eine „Prognose“ herangezogen werden könnten. (siehe Präsentation von J. Elbers (LANUV) vom 12.12.2019, TOP 7 (https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/7b_n-gesamteintrag_og_und_meeresschutz.pdf).

Neben der in NRW für die Teileinzugsgebiete angewendeten Methode (siehe oben) gibt es eine LAWA-Empfehlung zur Übertragung der Meeresschutzziele in das Binnenland. Hierin wird für alle LAWA-Planungseinheiten ein Zielwert empfohlen – bezogen auf NRW sind dies 2,8 mg N/l Gesamtstickstoff (LAWA, 2014). Der Zielwert ist nur an der Mündung einzuhalten, sobald im Fließverlauf der Wert eingehalten wird, ist oberhalb keine Reduktion nötig. Wird der Zielwert überschritten, empfiehlt die LAWA zur Ermittlung der Höhe des Reduktionsbedarfs als Fracht einen fünfjährigen gleitenden Mittelwert.

Da der Zielwert der OGewV nach bisheriger NRW-Methode jährlich eingehalten werden soll (2015-2017, ohne das Trockenjahr 2018) ergibt sich eine etwas strengere Bewertung als nach der LAWA-Empfehlung. Die Kulisse der Teileinzugsgebiete (Abb. 4-3, schwarze Umrandung bzw. Tabelle 4-2) bleibt dadurch indes unverändert, auch die Größenordnungen der ermittelten Frachten (Minderungsbedarfe) verändern sich nicht grundlegend (Abb. 4-6 und Tab. 4-3).

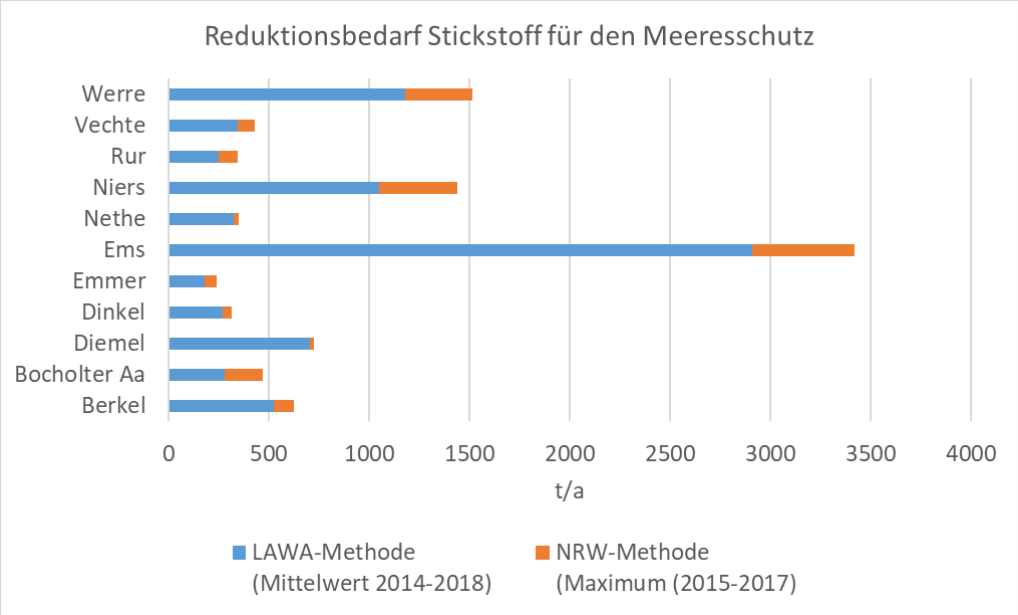


Abb. 4-6: Vergleich der Reduktionsbedarfe nach LAWA-Methode und bisheriger NRW-Methode (LANUV, Stand 01/2020)

Tabelle 4-3: Vergleich der Reduktionsbedarfe nach LAWA-Methode gegenüber der bisherigen NRW-Methode (Maximum des jährlich ermittelten Reduktionsbedarfs der Jahre 2015-2017).

Gewässer	Unterschied LAWA gegenüber NRW-Methode (in % der LAWA-Methode)
Berkel	19
Bocholter Aa	69
Diemel	3
Dinkel	17
Emmer	35
Ems	18
Nethe	8
Niers	37
Rur	38
Vechte	25
Werre	28

Die jährlich ermittelten Reduktionsbedarfe (LANUV-Methode) sind in Abbildung 4-7 den nach LAWA, 2014, für den Zeitraum 2014-2018 als gleitender Mittelwert abgeleiteten Reduktionsbedarfen gegenübergestellt.

In der Berkel wurde dieser geringste Reduktionsbedarf im Trockenjahr 2018 mit geringem Abfluss und geringer Fracht ermittelt. An der Bocholter Aa könnten die großen Unterschiede in den Jahren an den wenigen verfügbaren Messwerten (4 pro Jahr) liegen. Für eine valide Frachtabschätzung werden 13 Messwerten pro Jahr benötigt, wie auch in der OGewV für §14 - Gewässer gefordert.

Die Gewässer Berkel, Bocholter Aa und Vechte liegen im Teileinzugsgebiet Ijsselmeerzuflüsse mit hoher Stickstoffretention bis zum Meer. Hier ist in der LAWA-Empfehlung nach Berechnungen der Retention bis zum Meer mit dem Modell MONERIS (Behrendt et al., 1999) ein Zielwert von 5 mg/L angegeben. Im 4. Monitoringzyklus (2015-2018) hielten nur Berkel und Bocholter Aa im Trockenjahr 2018 diesen Zielwert ein. Der jährlich ermittelte Reduktionsbedarf anhand des Zielwertes 5 mg/L ist in den drei betrachteten Gewässern dagegen im Mittel etwa halb so groß (Faktor 1,7 bis 3,3) wie der anhand des Zielwerts 2,8 mg/L errechnete – hier jeweils dargestellte - Reduktionsbedarf.

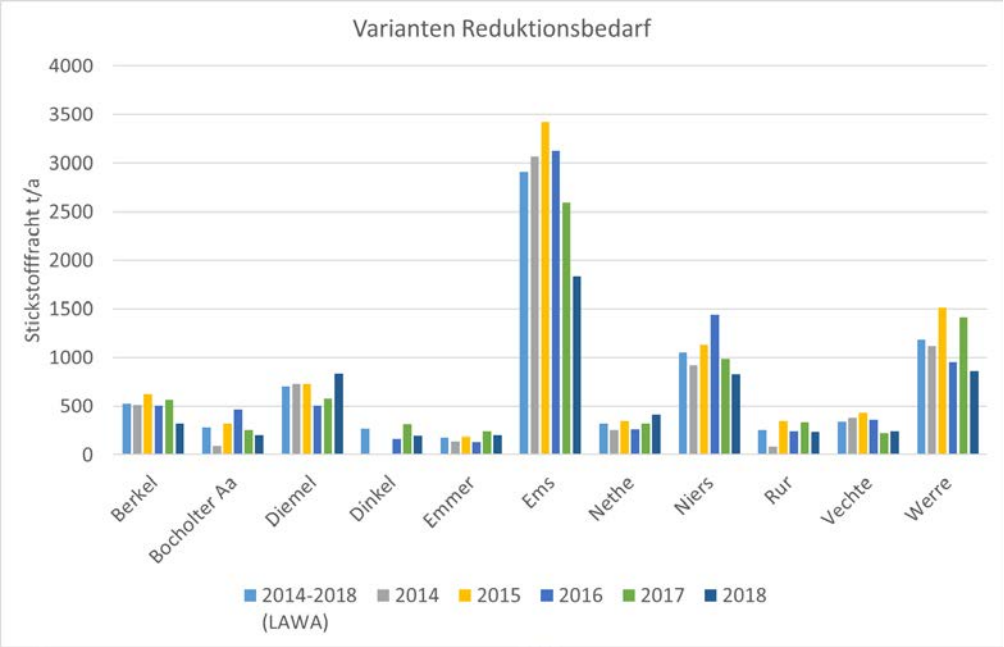


Abb. 4-7: Reduktionsbedarf Gesamtstickstoff für den Meeresschutz in unterschiedlichen Betrachtungszeiträumen an ausgewählten Gewässern. Da am Rhein der Zielwert jährlich eingehalten wird, ist keine Reduktion nötig, daher wird der Reduktionsbedarf hier nicht dargestellt. (LANUV, Stand 01/2020)

Zusammenfassung und Fazit

Die Messwerte und daraus ermittelten Reduktionsbedarfe unterscheiden sich zwischen den Jahren des 4. Monitoringzyklus stark. Um die Zielwerte der OGewV wie vorgeschrieben jährlich einzuhalten, wurde in NRW der höchste Reduktionsbedarf anhand der jährlichen Frachten

innerhalb des Betrachtungszeitraums 2015-2017 angesetzt. Das Trockenjahr 2018 wurde nicht mitberücksichtigt.

Der Vorteil der LAWA-Methode (gleitender 5-Jahreswert) ist eine größere Datenbasis für die Frachtberechnung: Bei fünfjährigen Mittelwerten stehen mehr Messwerte für die Frachtberechnung zur Verfügung als bei jährlicher Betrachtung. Allerdings sind die hohen jährlichen Schwankungen dabei nicht berücksichtigt. Dadurch würde der ermittelte Reduktionsbedarf möglicherweise nicht ausreichen, die Ziele der OGewV jährlich -also auch im Fall eines Jahres mit besonders ungünstigen Abflussverhältnissen - einzuhalten.

Für eine gute Datenbasis Ermittlung des Reduktionsbedarfs sollte an allen Gewässern bzw. Messstellen, an denen ein Reduktionsbedarf ermittelt werden soll, künftig je 13 Messwerte im Jahr erhoben werden (analog der Vorgabe in Anlage 10 bezüglich §14 der OGewV). Zum jetzigen Zeitpunkt liegen entsprechende Daten nicht vor.

4.5 N-Minderungsbedarf von landwirtschaftlichen Quellen bei kombiniertem Grundwasser- und Meeresschutzziel

Nachdem in Kapitel 2 für das Grundwasser untersucht wurde, welche N-Bilanzsalden maximal zulässig sind, um das Schutzziel Grundwasser zu erreichen und welche N-Reduzierungsbedarfe sich diesbezüglich hinsichtlich der landwirtschaftlich bedingten N-Einträge ergeben, kann auf dieser Grundlage qualitativ abgeschätzt werden, ob die Erreichung der Meeresschutzziele zusätzliche Einschränkungen hinsichtlich der zulässigen N-Einträge in den Boden zur Folge hätte. Dabei wird vorausgesetzt, dass das Schutzziel Grundwasser (50 mg NO3/l im Sickerwasser unterhalb der Bodenzone) erreicht wurde, um zu betrachten, ob für die Erreichung der Meeresschutzziele ggf. weitere Minderungen der N-Einträge erforderlich sind.

Für weite Teile NRWs ergibt sich kein weiterer Minderungsbedarf, wenn man neben dem Schutzziel Grundwasser auch die Meeresschutzziele erreichen möchte.

Ausnahmen können sich jedoch, wie aus Kapitel 4.3 hervorgeht, für die Teileinzugsgebiete Diemel, Rur, Bocholter Aa, Vechte, Emmer, Berkel, Niers, Ems, Hase, Nethe und Werre (NRW) ergeben. Für diese 15 Teileinzugsgebiete (NRW-Anteile) könnte das oben genannte Szenario von Interesse sein um zu ermitteln, ob bzw. inwieweit nach Erreichung des Schutzziels Grundwasser ein weitergehender Minderungsbedarf zum Erreichen der Meeresschutzziele verbleibt. Dabei muss die oben (Kap. 4.2) erwähnte Berücksichtigung der verschiedenen Eintragsquellen erfolgen. Aus den Abbildungen 4-3 und 4-4 ist zu erkennen, dass der wesentliche Anteil der N-Frachten dieser Gewässer aus diffusen Eintragsquellen (i.W. Landwirtschaft) herrührt. Insofern kann davon ausgegangen werden, dass überall dort, wo weitergehende An-

forderungen zur Zielerreichung Grundwasser gegenüber der Ist-Situation seitens der landwirtschaftlichen N-Düngung realisiert werden, dies auch wesentlich zum Erreichen der Meeresschutzziele beiträgt. In Kapitel 2 (Abb. 2-4) ist dargestellt, in welchen Gebieten derzeit (Bewirtschaftungsplan 2016-2021) Maßnahmen zur Verringerung der N-Einträge ins Grundwasser umzusetzen sind bzw. umgesetzt wurden. Die o.g. Handlungsgebiete (15 TEZG gemäß Kap. 4.3) werden dadurch bereits recht gut abgedeckt. Dazu kommen noch die düngerechtlichen Verschärfungen (DüV-Novelle 2017, 2020), die flächendeckend ab 2017 bzw. 2020 für alle landwirtschaftlichen Nutzungsflächen greifen und darüber hinaus für die mit Nitrat belasteten und eutrophierten Gebiete bzw. Teilgebiete zusätzliche Minderungen ab 2021 bringen werden (vgl. Teilbericht VIII).

Bei allen vorgenannten Betrachtungen und allen daraus zu ziehenden Schlussfolgerungen sind die jeweiligen zeitlichen Verzögerungen aufgrund der natürlichen Verweil- und Fließzeiten des Sickerwassers und des Grundwassers bis zum Erreichen der Oberflächengewässer (Teilbericht III) zu berücksichtigen, die sich von Eintragspfad zu Eintragspfad und von Gebiet zu Gebiet unterschiedlich darstellen, so dass zeitliche Prognosen an dieser Stelle nicht getroffen werden können.

5 Zusammenfassung

Ziel der in Teilbericht VII dokumentierten Arbeiten war es, die räumlichen Belastungsschwerpunkte für die Umsetzung von N-Minderungsmaßnahmen zum Schutz des Grundwassers zu identifizieren und den für die Regionen zu erbringenden Minderungsbedarf der Stickstoffeinträge zur Erreichung des Grundwasserschutzziels von 50 mg NO_3/l zu quantifizieren. Für die Modellierung wurden die am Forschungszentrum Jülich entwickelten Programmpakete mGROWA-DENUZ verwendet. Die entsprechenden Modellierungen erfolgten für die gesamte Landesfläche NRWs mit einer räumlichen Auflösung von 100 m x 100 m. Alle Modellierungen bauten auf Datengrundlagen und Ergebnissen aus den Teilenberichten I, IIa, III, IV und V auf.

1. Die Nitratkonzentration im Sickerwasser ist ein wichtiger Indikator zur Beurteilung, ob das Grundwasserschutzziels von 50 mg NO_3/l erreicht werden kann.

Zur Beurteilung, ob das Grundwasserschutzziel von 50 mg NO_3/l erreicht werden kann, ist vor allem die Nitratkonzentration im Sickerwasser ein wichtiger Indikator. Zu deren Modellierung wurden alle maßgeblichen N-Quellen berücksichtigt. Hierzu gehören zum einen die landwirtschaftlich bedingten N-Quellen (N-Bilanzüberschuss der Landwirtschaft und atmosphärische NH_X-Deposition), sowie die atmosphärische NOx-Deposition. Unter Berücksichtigung der N-Immobiliserung und der Denitrifikation im Boden (vgl. Teilberciht IV) wurde aus diesen N-Quellen der diffuse N-Austrag aus dem Boden ermittlet (vgl. Teilbericht V). Zum anderen zählen hierzu die N-Austräge ins Grundwasser aus Kleinkläranlagen und urbanen Systemen (vgl. Teilbericht V).

Durch Kombination der berechneten N-Austräge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate (siehe Teilbericht IIa) wurde im DENUZModell die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Diese gibt an, mit welcher mittleren Konzentration das aus dem Boden ausgetragene Nitrat mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser bzw. über die Direktabflusskomponenten in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von mehr als 50 mg NO_3/l und mehr errechneten sich vor allem für weite Bereiche des Münsterlandes und des Niederrheingebiets. Relativ geringe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ergeben sich dagegen für die Höhenlagen der Mittelgebirge. Neben der extensiveren Landnutzung sind dort auch die Sickerwasserhöhen von 400 mm/a und mehr ausschlaggebend.

2. Hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ergeben sich in NRW nicht nur durch hohe N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft.

Aufgrund der Niederschlagsarmut kommt es in der Köln-Aachener Bucht zu einer nur geringen Sickerwasserbildung von unter 200 mm/a (vgl. Teilbericht IIa). In diesem Fall reicht dann bereits ein N-Austrag aus dem Boden von 25 kg N/(ha·a), um eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l zu überschreiten. Hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser sind in NRW also nicht in jedem Fall mit hohen N-Austägen aus dem Boden bzw. hohen N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft korreliert.

3. Es wurde ein hypothetischer N- Minderungsbedarf abgeleitet, der erbracht werden müsste, um das Schutzziel für das Grundwasser (50 mg NO_3/l) zu erreichen.

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser ist ein guter Indikator zur Beurteilung, ob das Grundwasserschutzziel von 50 mg NO_3/l in einer Region erreicht werden kann bzw. zur Abschätzung der hierfür erforderlichen Reduktion der N-Austräge aus dem Boden. Eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l wurde als ein Maß für die maximal tolerierbaren N-Austräge aus dem Boden angenommen, die nicht überschritten werden dürfen, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von unter 50 mg NO_3/l nachhaltig garantiert werden soll. Bei diesem Wert ist sichergestellt, dass der EU-Schwellenwert für Nitrat in allen Fällen eingehalten werden kann, d.h. auch bei Aquiferen, bei denen die Denitrifikationskapazität verbraucht ist bzw. bei oxidierten Grundwässern ohne Denitrifikationskapazität.

Unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und einem konstanten Denitrifikationspotenzial im Boden wurde durch eine "Rückwärtsrechnung" der hypothetisch maximal zulässige N-Austrag aus dem Boden berechnet, bei dem die Nitratkonzentration im Sickerwasser 50 mg NO_3/l nicht übersteigt. Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen N-Austrag aus dem Boden wurde daraus der N-Minderungsbedarf bestimmt. Hierbei errechnete sich ein (hypothetischer) N-Minderungsbedarf zwischen 10 und 50 kg N/(ha·a). Insgesamt liegt der N-Reduktionsbedarf bei ca. 10.000 t N/a.

An dieser Stelle darauf hingewiesen, dass sich für eine andere Gebietskulisse (z.B. auf Grundwasserkörperebene oder Gemeineebene) unter Umständen ein abweichender Minderungsbedarf ergibt. Dieser Aspekt ist bei der Interpretation der auf den N-Minderungsbedarf aufbauenden Modellergebnisse zu beachten.

4. Aufgrund der großen Bedeutung für die Ermittlung des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung des Grundwasserschutzziels wurde eine umfangreiche Plausibilitätsüberprüfung der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser durchgeführt.

Zur Plausibilitätsüberprüfung der Größenordnung und der räumlichen Verteilung der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser wurden vom LANUV die Nitratgehalte von 1374 Messstellen der Landesgrundwasserdatenbank NRW aus dem Zeitraum 2000 bis 2015 verwendet. Vom Erftverband wurden hierzu auf Daten von weiteren 1461 Grundwassermessstellen und Brunnen aus dem Zeitraum zwischen 2013 und 2018 zurückgegriffen.

5. Die vom LANUV durchgeführte Plausibilitätsüberprüfung der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser zeigte eine gute Übereinstimung für alle Regionen und Landnutzungen in NRW mit oxidiertem Grundwasser.

Hinsichtlich der räumlichen Verteilung und Größenordnung zeigte sich hierbei eine gute Übereinstimmung der Größenordnung für alle Landnutzungen in Regionen mit oxidiertem Grundwasser, d.h. dort, wo keine oder eine nur geringe Denitrifikation im Grundwasser erwartet werden kann (z.B. Niederrheinische Bucht, Weserbergland, Schiefergebirge). Durch fehlende Denitrifikation im Grundwasser bleibt die (modellierte) Nitratkonzentrationen im Sickerwasser im Grundwasserleiter größenordnungsmäßig erhalten.

In Regionen, in denen das Grundwasser reduzierte Eigenschaften aufweist (z.B. Niederungsgebiete der Westfälische Bucht und des Westfälisches Tiefland, Niederrrhein) liegen die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser u.U. deutlich über den Nitratkonzentrationen im Grundwasser. Dies ist zu erwarten, da die Denitrifikation im Grundwasser bei der Berechnung der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser noch nicht berücksichtigt ist. Eine modelltechnisch mögliche Ankalibrierung der modellierten

Nitratkonzentrationen im Sickerwasser an die gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser (z.B. durch Erhöhung des Nitratabbaus in den dort auftretenden Böden) würde in Regionen, in denen Aquifere mit Nitratabbaupotentialen auftreten, zu einer Verharmlosung des Belastungspotentials für das Grundwasser durch Nitrat führen.

6. Bei der vom Erftverband durchgeführten Plausibilitätsüberprüfung der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser konnten aufgrund der Ortskenntnisse die Gründe für größere Abweichugnen im Detail analysiert werden.

In Regionen mit größeren Abweichungen zwischen den modellierten Werten und den Messwerten konnte im Zuständigkeitsbereich des Erftverbands aufgrund der ausgesprochen fundierten Kenntnisse über die lokalen Standortbedingungen (Boden, Hydrogeologie, Landnutzung etc.) der Nachweis erbracht werden, dass die Diskrepanzen durch Genauigkeitsbeschränkungen der Eingangsdaten (z. B. N-Überschüsse, Daten auf Gemeindeebene, Parametrisierung der Bodenkarte) bedingt sind. Wie die regionalen Detailauswertungen gezeigt haben, lassen sich viele größere Unterschiede zwischen Messwerten und modellierten Werten über ungenaue oder lückenhafte Datengrundlagen erklären. Modellbedingte Ursachen scheinen hingegen eine eher untergeordnete Bedeutung zu haben. Dies ist ein Hinweis darauf, dass Modellanpassungen niemals ohne eine vorausgehende „Ursachenforschung“ erfolgen sollten.

7. Die modellierten Werte können als repräsentativ für die Grundwasserbelastung angesehen werden.

Obwohl die hydrologischen und bodenkundlichen, aber auch die landwirtschaftlichen Standortbedingungen unterschiedlich sind und zudem kleinräumig wechseln wird das Gesamtsystem, welches die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bestimmt, d. h. das regionale Zusammenspiel von N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft, atmosphärischer N-Deposition, N-Umsetzungs- und N-Abbauprozessen im Boden, und hydrologischer Situation, sowohl im Hinblick auf die Dimension, wie auch im Hinblick auf die räumliche Repräsentanz in NRW realitätsnah abgebildet.

Die modellierten Werte können daher einerseits als repräsentativ im Hinblick auf die ausgewiesenen Hotspot-Gebiete der Grundwasserbelastung angesehen werden.Andererseits ist dies ein Hinweis darauf, dass die mit dem gekoppelten Modell RAUMIS-mGROWA-DENUZ berechneten Werte einen geeigneten Referenzrahmen für die Ausweisung des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung des Grundwasserschutzziels bzw. zur einheitlichen Ausweisung von mit Nitrat belasteten Gebieten (AVV Gebietsausweisung; BAnz. AT 10.11.2020 B4) auf Landes- und Bundesebene darstellen können.

8. Die mit dem gekoppelten Modell RAUMIS-mGROWA-DENUZ/WEKU-MONERIS ermittelten Gesamteinträge in Oberflächengewässer können genutzt werden, um den ggf. zusätzlich vorhandenen Handlungsbedarf hinsichtlich des Meeresschutzes zu ermitteln und die relevanten Hotspots bzw. Sektoren zu identifizieren.

Die im vierten Monitoringzyklus gemessenen Oberflächengewässerdaten zu Gesamtstickstoff weisen darauf hin, dass zur Erreichung der Meeresschutzziele innerhalb einzelner Teileinzugsgebiete NRW’s ebenfalls ein Bedarf zur Verringerung der Stickstoffeinträge bestehen könnte. Da in den potenziell betroffenen Teileinzugsgebieten ein Großteil der Oberflächengewässerbelastung aus diffusen Stickstoffeinträgen von nicht versiegelten Flächen stammt, ist davon auszugehen, dass über die zum Grundwasserschutz aktuell

geplanten bzw. inzwischen umgesetzten landwirtschaftlichen bzw. düngerechtlichen Maßnahmen mit Stand 12/2020 (siehe Teilbericht VIII) ein wesentlicher Beitrag auch für den Meeresschutz geleistet werden kann. Der ggf. darüber hinaus verbleibende Handlungsbedarf sollte modelltechnisch (gemäß der Herangehensweise wie in Kapitel 4.1 dargestellt) erst dann ermittelt werden, wenn belastbare Daten zur Wirkung dieser neuen düngerechtlichen Vorgaben (DüV 2020) vorliegen.

Die Verweil- und Fließzeiten, die jeweils nötig sind, bis in einem Oberflächengewässer eine im Rahmen der Flächennutzung umgesetzte landwirtschaftliche Maßnahme über den Pfad Boden – Grundwasser wirksam werden kann (gemäß Teilbericht III) müssen bei allen Maßnahmenszenarien zudem berücksichtigt werden.

6 Literatur

ACKERMANN, A, HEIDECKE, C, HIRT, U, KREINS, P, KUHR, P, KUNKEL, R, MAHNKOPF, J, SCHOTT, M, TETZLAFF, B, VENOHR, M, 2015. Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen. Johann Heinrich von Thünen Institute, Federal Re-search Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries.

ARGE-BLMP (2011): (Arbeitsgemeinschaft Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee), - Leitfaden zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL-2008/56/EG) für die Anfangsbewertung, die Beschreibung des guten Umweltzustands und die Festlegung der Umweltziele in der deutschen Nord- und Ostsee. http://www.blmp-online.de/PDF/MSRL/MSRL_Leitfaden.pdf

BEHRENDT, H., HUBER, P., KORNMILCH, M., LEY, M., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. UND UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte, 75/99, 288 S.

BUNDESANZEIGER VOM 10.11.2020: Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung von mit Nitrat belasteten und eutrophierten Gebieten (AVV Gebietsausweisung – AVV GeA). BAnz AT 10.11.2020 B4

EG-WRRL (2000): European Parliament and Council of the European Union, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.- Official Journal of the European Communities.

FGG WESER 2013, https://www.fgg-weser.de/gewaesserbewirtschaftung/handlungsfelder/naehrstoffe/modellvorhaben-agrum-weser/download; Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser - Endbericht: https://www.thuenen.de/media/publikationen/landbauforschung-sonderhefte/lbf_sh336.pdf

FUCHS, S.; SCHERER, U.; WANDER, R.; BEHRENDT, H.; VENOHR, M.; OPITZ, D. ET AL. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. 1. Aufl. 1 Band. Dessau-Roßlau (UBA-Texte, 45/10). Online verfügbar unter http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4017.pdf

HEIDECKE, C., HIRT, U., KREINS, P., KUHR, P., KUNKEL, R., MAHNKOPF, J., SCHOTT, M., TETZLAFF, B., VENOHR, M., WAGNER, A. U. WENDLAND, F. (2015): Endbericht zum Forschungsprojekt „Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser“ AGRUM+-Weser. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 21, Braunschweig, 380 S., DOI:10.3220/REP_21_2015.

HIRT, U., MAHNKOPF, J., GADEGAST, M., CZUDOWSKI, L., MISCHKE, U., HEIDECKE, C., SCHERNEWSKI, G. & VENOHR, M. (2014). Reference conditions for rivers of the German Baltic Sea catchment: reconstructing nutrient regimes using the model MONERIS. Regional Environmental Change, 1-16, doi:10.1007/s10113-013-0559-7.

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, Bericht FZ-Jülich, 215 S.

KUNKEL, R., M. EISELE & F. WENDLAND (2008): Assessing necessary nutrient reduction for measurement planning in groundwater bodies. Water Science and Technology, 58 (12), 2295-2302.

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.

LAWA (2014): Empfehlung zur Übertragung flussbürtiger, meeresökologischer Reduzierungsziele ins Binnenland. LAWA-Produktdatenblatt 2.4.7; 17 S.

MKULNV (2014): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen, 17. Auflage. https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/Broschueren/abwasserbeseitigung_entwicklung_kurzfassung.pdf

MULNV (2004): Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren. RdErl. d. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz - IV-9 031 001 2104 - vom 26.05.2004.

MUNLV (2015): Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg. 2015): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen.- 17. Aufl., Düsseldorf.

OGEWV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV), Ausfertigungsdatum: 20.06.2016.

ROHMANN, U., SONTHEIMER, H. (1985): Nitrat im Grundwasser: Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe, Germany.

SCHAAP, M.; HENDRIKS, C.; KRANENBURG, R.; KUENEN, J.; SEGERS, A.; SCHLUTOW, A.; NAGEL, H-D; 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.

VENOHR, M., DONOHUE, I., FOGELBERG, S., ARHEIMER, B. & B BEHRENDT, H. (2005): Nitrogen retention in a river system and the effects of river morphology and lakes. Water Science and Technology 51(3-4), 19-29.

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 tar-gets in large river basins: the Weser basin case study, Germany. Nutrient Cycling in Agroeco-systems (1): 63-78, doi: 10.1007/s10705-009-9248-9. (Wendland et al. 2009;

WENDLAND, F., KELLER, L., KUHR, P., KUNKEL, R. U. TETZLAFF, B: (2015): Regional differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter Anwendung der Modellkombination GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos.- Endbericht zum Forschungsprojekt im Auftrag des Landesamts für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 300 S.

TETZLAFF, B., KELLER, L., KUHR, P., KREINS, P., KUNKEL, R., WENDLAND, F. (2017): Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächen-gewässer Schleswig-Holsteins unter Anwendung der Modellkombination RAUMIS-GROWA-WEKU-MEPhos, Endbericht zum Forschungsprojekt, 230 S.

TETZLAFF, B., KREINS, P., KUNKEL, R., WENDLAND, F. (2016): Quantifizierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Thüringens mit eintrags-pfadbezogener und regionaler Differenzierung; Endbericht zum Forschungsprojekt, 189 S.

WENDLAND, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften „alten“ Bundesländer (BRD). Berichte aus der Ökologischen Forschung. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Landesamt für Natur, Umwelt und
Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

Leibnizstraße 10
45659 Recklinghausen
Telefon 02361 305-0
poststelle@lanuv.nrw.de

www.lanuv.nrw.de